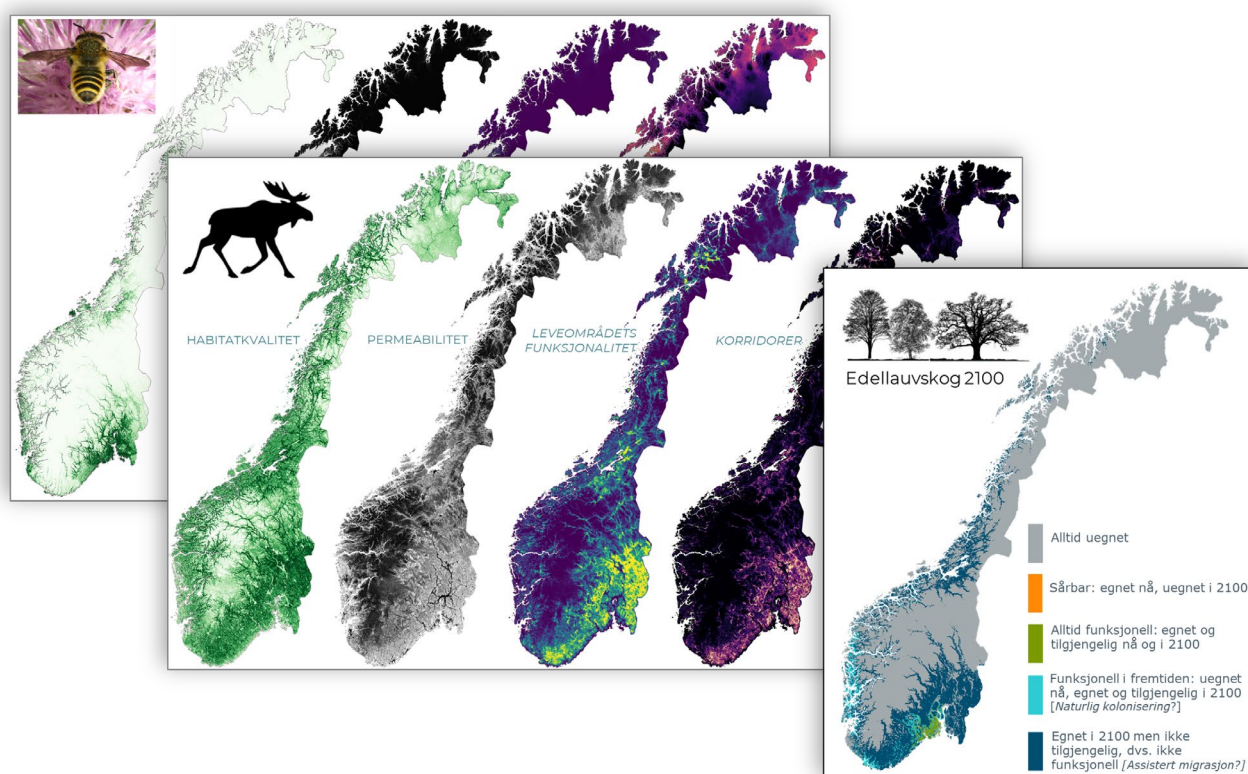


Nasjonalt kartlegging av grønn infrastruktur

De første nasjonale kartene for solitære bier, elg, edellauvskog og andre treslag

Manuela Panzacchi, Bram van Moorter, Markus A.K. Sydenham, Neri Horntvedt Thorsen, Bernardo Brandão Niebuhr, Erik Stange, Ulrika Jansson, Björn Nordén, Annika Hofgaard, Graciela Rusch, Christer Rolandsen, Erling Solberg



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Det er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Nasjonal kartlegging av grønn infrastruktur

De første nasjonale kartene for
solitære bier, elg, edellauvskog og andre treslag

Manuela Panzacchi
Bram van Moorster
Markus A.K. Sydenham
Neri Horntvedt Thorsen
Bernardo Brandão Niebuhr
Erik Stange
Ulrika Jansson
Björn Nordén
Annika Hofgaard
Graciela Rusch
Christer Rolandsen
Erling Solberg

Panzacchi, M., van Moorter, B., Sydenham, M.A.K., Horntvedt Thorsen, N., Niebuhr, B.B., Stange, E., Jansson, U., Nordén, B., Hofgaard, A., Rusch, G., Rolandsen, C. & Solberg E. 2024. Nasjonal kartlegging av grønn infrastruktur. De første nasjonale kartene for solitære bier, elg, edellauvskog og andre treslag. NINA Rapport 2371. Norsk institutt for naturforskning

Oslo, Januar 2024

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5174-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Jenny Hansen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Lajla Tunaal White (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2711|2024

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Zofie Cimburova

FORSIDEBILDE

© M. Panzacchi

NØKKEWORD

- Høyoppløsningskart for Norge
- GrønnInfrastruktur, konnekivitet, korridorer, nettverkmodeller
- Leveområdets funksjonalitet
- Pollinator
- Elg
- Edellauvskog og barskog

KEY WORDS

- High resolution maps for Norway
- Landscape connectivity, corridors, network models
- Habitat functionality
- Pollinators
- Moose
- Broad leaf forests, conifer

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Panzacchi, M., van Moorter, B., Sydenham, M.A.K., Horntvedt Thorsen, N., Niebuhr, B.B., Stange, E., Jansson, U., Nordén, B., Hofgaard, A., Rusch, G., Rolandsen, C. & Solberg E. 2024. Nasjonal kartlegging av grønn infrastruktur. De første nasjonale kartene for solitære bier, elg, edellauvskog og andre treslag. NINA Rapport 2371. Norsk institutt for naturforskning

Den samlede belastning av menneskelige aktiviteter - inkludert klimaendringer og «bit-for-bit» nedbyggingen av natur -, forårsaker et betydelig tap av uerstattelig biologisk mangfold. I tillegg til habitatforringelse, kan fragmentering og barrierer hindre arter i å nå isolerte flekker av egnede habitatområder, og dermed øke det faktiske tapte habitatet betydelig og risikoen for utryddelse av isolerte bestander betydelig. Hoveddriveren for tap av biologisk mangfold er derfor en kombinasjon av habitat-tap og fragmentering, eller tap av 'funksjonell tilkobling'.

Vitenskapelig kunnskap og politiske forskrifter og regelverk verden over er enige om behovet for å ta hensyn til økologiske sammenhenger i arealplanlegging, og bevare samtidig de viktigste kjerneområder og korridorene mellom dem (IPBES 2019, CBD 2020, 2022; CMS 2020, IUCN 2020, UNEP 2021). Det er med andre ord stor konsensus om behovet for å for å bevare de viktigste nettverkene av egnede habitater, eller *Grønn Infrastruktur – GI*.

Oppgaven er imidlertid enorm, både fra et vitenskapelig- og fra et forvaltningsperspektiv, da begrepet GI gjelder *nettverket av alle arter og alle aspekter av biologisk mangfold og økosystemtjenester*. Ettersom det åpenbart er umulig å bevare alle disse aspektene i dagens flerbrukslandskap, er det derfor viktig å *prioritere riktig*.

For å prioritere klokt er det viktig å fokusere på representative sett av arter, og å bruke statistiske tilnærmingene for å håndtere kompleksiteten av kumulative effekter av menneskelige aktiviteter. Datadrevne, standardiserte kart og statistiske verktøy er avgjørende for å støtte bærekraftige arealplanleggingsprosesser, nasjonalt og lokalt, med hensyn til både endringer i arealbruk og klimaendringer.

Rapporten presenterer blant de første resultatene av å statistisk modellere GI basert på data, på nasjonal skala, i høy oppløsning. Vi har tilpasset en nettverksbasert metodikk - som ble utviklet med villrein som case-studie (Stange m.fl. 2019; Panzacchi m.fl. 2022a,b) - til flere ulike arter, med veldig forskjellige typer artsdata.

Rapporten presenterer statistisk kartgrunnlag over grønn infrastruktur for hver 100 m i Norge for solitære bier, elg, edellauvskog (5 arter) – og andre 9 treslag. Alle kart kan vises her:

<https://konnektivitetkart.nina.no/Map-Portal>

For hver art ble produsert 4 kart som viser:

1. *Habitatkvalitet og barrierer* til bevegelser. Disse kartene kan være nyttige for forvaltning, f.eks. hvis man ønsker å bevare alle egnede leveområder for pollinatorer. De tar imidlertid ikke hensyn til tilkobling mellom egnede områder, og gir derfor ikke grunnlag for prioritering av tiltak som kan ivareta artenes behov.
2. *Grønn Infrastruktur*. To typer kart er laget for å vise områder som samtidig er egnede og godt sammenkoblede: et kart av *funksjonelt habitat* (dvs. kjerne-, viktigste og vel sammenkoblede områder), og et kart som viser *korridorer* mellom dem. Disse kartene danner grunnlag for prioritering av områder for bevaring eller restaurering

Kartene og resultatene beskrevet ovenfor er utviklet på oppdrag fra Miljødirektoratet, med mål om å beregne GI for pollinatorer, edellauvskog, og elg, basert på en nettverksrepresentasjon av egnede habitater og hvordan de henger sammen gjennom korridorer. Rapporten går utover leveransene, og presenterer også kart for 9 andre treslag, sammen med en scenarioanalyse som viser forventede skift i utbredelsesområde ift. klimaendringer, og sårbarhetskart ift. klimaendringene. Rapporten viser også en foreløpig analyse som viser samsvar mellom estimerte elgkorridorer og trafikkollisjonsdata.

Kartene for *elg* om vinteren viser en intens bruk av daler, mindre funksjonelle leveområder og permeabilitet på vestkysten og i de mest menneskedominerte områder, og samsvarer godt både med GPS data og med data om trafikkollisjoner. Kartene gir det første landskapsperspektiv av elgens funksjonsområder og barrierer i Norge, og kan brukes til flere formål, f.eks.: kvantifisere menneskeskapt habitat-tap, identifisere områder for restaurering eller andre forvaltningstiltak (eks. viltpassasjer og gjerder for å tillate elgens bevegelser og samtidig øke trafikksikkerheten), forstå genetisk struktur og barrierer, forutsi effekter av klimaendringene.

Kartene for *edellauvskog* (5 *edellauvtreslag*) og for 9 andre treslag viser sammenhengen mellom egnede områder i dag og egnede områder i 2030, 2060, 2100, i lys av klimaendringer. Kartene viser en forflytning nordover og mot høyere beliggende arealer for de fleste treslagene. Dette forventes å ha konsekvenser for bevaring av biologisk mangfold knyttet til skogøkosystemer, for skogforvaltning og for levering av økosystemtjenester. Rapporten presenterer også en «*klimasårbarhetsindeks*», som viser sårbare områder på grunn av klimaendringer (i Skandinavia for hver 100 m, og i Europa på 10 km), og et kart som viser bl.a. områder som sannsynligvis kan bli naturlig kolonisert av edellauvtrær, og andre som vil være egnet, men som har en beliggenhet som ligger for langt unna andre edellauvskogter til å kunne bli naturlig kolonisert. Her kan man vurdere avbøtende tiltak, som for eksempel å plante edellauvtrær i egnede arealer (assistert migrasjon).

De nasjonale kartene for *solitære bier* bygger på faktiske data om artsmangfold. De identifiserer først og fremst alle egnede områder for hver 30 m i Norge. De identifiserer også de mest funksjonelle områdene og korridorene som arten beveger seg gjennom, slik at metapopulasjonsdynamikken opprettholdes. Bevegelsene er sterkt formet av tilgjengeligheten av eng i forhold til topografi og klima, noe som bør vurderes ved identifisering av områder for bevaring og restaurering.

Disse kartene representerer den første utgaven av artsspesifikke, nasjonale kart over Grønn Infrastruktur, jf. definisjonen fra Miljødirektoratet. De danner grunnlaget for videre arbeid med å etablere nasjonale karttjenester og analyseverktøy for å støtte kommunal, regional og nasjonal bærekraftig arealplanlegging. De danner også grunnlaget for en rekke andre muligheter for forvaltning og forskning, herunder *scenarier for klima- og arealbruksendringer*, verktøy for *prioritering av områder for bevaring eller restaurering for enkelte- eller for flere arter, klimasårbarhetsindekser*, mm.

Modellene som brukes her er et «*levende*», dynamisk produkt. De kan for eksempel justeres med nye eller lokale data for å øke relevansen for forvaltningen, eller de kan brukes til konsekvensvurderinger av infrastruktur eller arealplaner, for å vurdere tidligere eller fremtidige scenarier, eller for å kvantifisere bidragene fra ulike drivere til habitat-tap og fragmentering.

Noen av de neste trinnene er under utvikling i parallelle forskningsprosjekter, som utvikle en nasjonal database over GI-kart og arealplanleggingsverktøy for å integrere GI-kart for ulike arter, og for å identifisere de viktigste områdene i Norge for bevaring, for restaurering, eller for avbøtende tiltak ved hjelp av scenarioanalyser (se prototype [her](#)).

Manuela Panzacchi, NINA, manuela.panzacchi@nina.no
Bram van Moorter, NINA, bram.van.moorter@nina.no
Markus A.K. Sydenham, NINA, markus.sydenham@nina.no
Bernardo Brandão Niebuhr, NINA, bernardo.brandao@nina.no
Neri Horntvedt Thorsen, NINA, neri.thorsen@nina.no
Erik Stange, NINA, erik.stange@nina.no
Ulrika Jansson, NINA, ulrika.jansson@nina.no
Björn Norden, NINA, bjorn.norden@nina.no
Annika Hofgaard, NINA, annika.hofgaard@nina.no
Christer C. Rolandsen, NINA, christer.rolandsen@nina.no
Erling Solberg, NINA, erling.solberg@nina.no

Abstract

Panzacchi, M., van Moorter, B., Sydenham, M.A.K., Horntvedt Thorsen, N., Niebuhr, B.B., Stange, E., Jansson, U., Nordén, B., Hofgaard, A., Rusch, G., Rolandsen, C. & Solberg E. 2024. National mapping of Green Infrastructure. The first national maps for solitary bees, moose, noble deciduous forest and other tree species. NINA Report 2371. Norwegian Institute for Nature Research.

The cumulative impact of human activities - including climate change and piecemeal development of infrastructures - is causing an unprecedented loss of irreplaceable biodiversity. In addition to habitat degradation, fragmentation and barriers can prevent species from reaching isolated patches of suitable habitat areas, thereby significantly increasing the actual habitat lost and the risk of extinction of isolated populations. The main driver of biodiversity loss is therefore a combination of habitat loss and fragmentation, or 'functional connectivity'.

Scientific knowledge and policy regulations and guidelines worldwide agree on the need to take ecological connectivity into account in spatial planning and preserve at the same time the most important core areas and corridors among them (IPBES 2019, CBD 2020, 2022; CMS 2020, IUCN 2020, UNEP 2021). In other words, there is consensus on the need to preserve the most important networks of suitable habitats, or Green Infrastructure - GI.

However, this task is enormous, both from a scientific and from a management perspective, because the term GI refers to *the network of all species and all aspects of biological diversity and ecosystem services*. As it is impossible to preserve all these aspects in today's multi-use landscape, it is crucial to know how to set the right priorities.

To prioritize wisely it is important to identify representative sets of species, and to use statistical approaches to handle the complexity of cumulative effects of human activities. Data-driven, standardized maps and statistical tools are essential to support sustainable spatial planning processes, nationally and locally, regarding both changes in land use and climate.

The report presents among the first attempts to statistically model GI based on data, on a national scale, in high resolution. We adapted a network-based methodology - initially developed for wild reindeer (Stange m.fl. 2019; Panzacchi m.fl. 2022a,b) - to several different species, with different types of data.

The report presents the first statistical maps of green infrastructures, for every 100 m in Norway, for solitary bees, moose, deciduous forest (5 species) - and other 9 tree species. All maps can be seen here:

<https://konnektivitetkart.nina.no/Map-Portal>

For each species, we produced 4 maps illustrating:

1. *Habitat quality and barriers to movements*. These maps can be useful for management, e.g. if one wants to preserve all suitable habitat for pollinators. However, they do not consider connections between suitable areas, and therefore do not allow to prioritize.
2. *Green Infrastructure*. Two types of maps show areas that are both suitable and well-connected: a map of *functional habitat* (i.e. well-connected core areas), and a map showing *corridors* among them. These form the basis for prioritizing areas for *conservation* or *restoration*.

The maps and results were developed on behalf of the NEA, with the aim to quantify GI for pollinators, broadleaf forests and moose, based on a network representation of suitable habitats and how these are linked through corridors. The report goes beyond the deliverables, and presents also maps for 9 other tree species, together with a scenario analysis showing expected shifts in distribution area in relation to climate change, and vulnerability maps in relation to climate change. The report also presents a preliminary analysis demonstrating a good correspondence between estimated moose corridors and traffic collision data.

The maps for *moose* in winter show an intense use of valleys, little functional habitat and little permeability on the west coast and in the most human-dominated areas, and correspond well both with GPS data and with data on traffic collisions. The maps provide the first landscape perspective of functional areas and barriers for moose in Norway and can be used for example to: quantify man-made habitat loss; identify areas for restoration or other management measures (e.g. wildlife passages and fences to allow for moose movements while increasing traffic safety); understand genetic structure and barriers; predict effects of climate change.

The maps for *temperate deciduous forest (5 species)* and for *9 other tree species* show the connection between suitable areas today and suitable areas in 2030, 2060, 2100, in light of climate change. The maps show a movement northwards and towards higher elevations for most tree species. This is expected to have consequences for the conservation of biological diversity linked to forest ecosystems, for forest management and for the provision of ecosystem services. The report also presents a "climate vulnerability index", which shows vulnerable areas due to climate change (in Scandinavia every 100 m, and in Europe every 10 km), and a map showing e.g. areas that could be naturally colonized by deciduous trees, and areas that would become suitable, but are too far from other deciduous forests to be naturally colonized. In these areas mitigation measures including assisted migration can be considered.

The national maps for *solitary bees* build on data on species diversity in different study areas. These maps identify all suitable areas for every 30 m in Norway. They also identify the most functional areas and corridors through which the species can move, so that meta-population dynamics are maintained. The movements are strongly shaped by the availability of meadows in combination with topography and climate, and this information should be considered when identifying areas for conservation and restoration.

These maps represent the first versions of species-specific, national maps of Green Infrastructure (*cf.* definition from Norwegian Environment Agency, NEA), and form the basis for further work establishing national map services and support tools to aid sustainable land-planning at the municipal, regional and national scale. They also form the background knowledge for several other opportunities and products, including e.g. climate vulnerability indices, scenario for climate- and land-use changes, tools for land prioritization for conservation or restoration for single species and across species.

The models used here should be considered a "living", dynamic product. They can, for example, be adjusted with new or local data to increase relevance for management, or they can be used for impact assessments of infrastructure or spatial plans, to assess past or future scenarios, or to quantify the contributions of various drivers to habitat - loss and fragmentation.

Some of the next steps are being developed in parallel research projects, that are developing a national database of GI maps and area planning tools to integrate GI maps for different species, and identify the most important areas for conservation, restoration, or mitigating measures using scenario analyses (see prototype [here](#)).

Manuela Panzacchi, NINA, manuela.panzacchi@nina.no
Bram van Moorter, NINA, bram.van.moorter@nina.no
Markus A.K. Sydenham, NINA, markus.sydenham@nina.no
Bernardo Brandão Niebuhr, NINA, bernardo.brandao@nina.no
Neri Horntvedt Thorsen, NINA, neri.thorsen@nina.no
Erik Stange, NINA, erik.stange@nina.no
Ulrika Jansson, NINA, ulrika.jansson@nina.no
Björn Norden, NINA, bjorn.norden@nina.no
Annika Hofgaard, NINA, annika.hofgaard@nina.no
Christer C. Rolandsen, NINA, christer.rolandsen@nina.no
Erling Solberg, NINA, erling.solberg@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	9
1 Innledning	10
1.1 Grønn infrastruktur: det handler om «økologiske nettverk».....	10
1.2 Bærekraftig arealplanlegging: det handler om prioritering.....	10
1.3 Strukturell <i>versus</i> funksjonell tilkobling.....	12
1.3.1 Korridorer, barrierer og økologiske nettverk.....	13
1.3.2 Samla belastning av menneskelige aktiviteter.....	14
1.4 Rapportens mål og struktur.....	14
2 Overordnet metodikk og kartprodukter	15
2.1 Kart over habitatkvalitet og barrierer.....	16
2.1.1 Habitatkvalitet.....	16
2.1.2 Barrierer eller habitatpermeabilitet.....	17
2.2 Kart over Grønn Infrastruktur: <i>leveområdets funksjonalitet og korridorer</i>	17
2.2.1 Funksjonelle leveområder - «kjerneområder».....	18
2.2.2 Korridorer - tilkoblingsmuligheter.....	18
2.2.3 Programvaren ConScape – Connected Landscapes.....	18
2.3 Scenarioanalyser.....	19
2.4 Arealplanleggingsverktøy: prioritering av områder for bevaring eller restaurering for flere arter.....	19
3 Elg - kart over grønn infrastruktur om vinteren	22
3.1 Hvorfor fokus på elg?.....	22
3.2 GPS-data og forklaringsvariabler.....	23
3.3 Analyser.....	25
3.3.1 Habitatkvalitet og permeabilitet.....	25
3.3.2 Landskapets funksjonalitet og konnektivitet.....	27
3.4 Resultater og kommentar.....	27
3.4.1 Kart over habitatkvalitet og barrierer.....	27
3.4.2 Validering og usikkerhet.....	28
a. Kryssvalidering av modellen selv.....	28
b. Validering av kartet mot data om viltpåkjørsel.....	28
3.4.3 Kart over Grønn infrastruktur: leveområdets funksjonalitet og korridorer.....	29
3.5 Elg kart: sluttkommentar or relevans for forvaltning.....	34
Trafikkollisjoner.....	34
Genetisk struktur.....	34
Migrasjonskorridorer, menneskelig fotavtrykk og evt. avbøtende tiltak.....	35
4 Edellauvskog og andre treslag – nåværende og fremtidig utbredelse	36
4.1 Hvorfor edellauvskog.....	36
4.1.1 Skog under klimaendringer.....	37
4.2 Kartproduktene, scenario og sårbarhetskart ift. klimaendringer.....	38
4.3 Data.....	38
4.3.1 Forekomstdata.....	38
4.3.2 Forklaringsvariabler.....	41
4.3.3 Data for scenarioanalyser.....	41
4.4 Analyser.....	42

4.4.1	Habitatkvalitet	42
4.4.2	Funksjonelle områder og korridorer	42
4.4.3	Fra artsnivå til edellauvskog	43
4.4.4	Sårbarhet for klimaendringer	43
4.5	Resultater	43
4.5.1	Kart over habitatkvalitet	43
4.5.2	Validering og usikkerhet	48
4.5.3	Kart over Grønn infrastruktur: leveområdets funksjonalitet og tilkobling	49
4.5.4	Sårbarhet for klimaendringer	54
4.6	Kart for trær: kommentar og relevans for forvaltning	56
4.6.1	Fremtidig utbredelse av edellauvskog	56
4.6.2	Sårbarhet for klimaendringer	56
5	Pollinatorer	58
5.1	Hvorfor fokus på pollinatorer - og solitære bier?	58
5.2	Data og forklaringsvariabler	59
5.2.1	Data om artsforekomster	59
5.2.2	Miljøvariabler	60
5.3	Analysen	61
5.3.1	Habitatkvalitet og permeabilitet	61
5.3.2	Landskapets funksjonalitet og konektivitet	62
5.4	Resultater	62
5.4.1	Habitatkvalitet og barrierer	62
5.4.2	Validering og usikkerhet	65
5.4.3	Grønn infrastruktur: leveområdets funksjonalitet og korridorer	65
5.5	Kart for solitære bier: kommentar og relevans for forvaltning	66
6	Diskusjon og veien videre	68
6.1	'Landskapsøkologiske funksjonsområder'	68
6.2	Paradigmeskifte, fra observasjonskart til modeller	68
6.3	Forvaltningsrelevans	70
6.3.1	Er landskapsforbindelse formet av topografi og forstyrrelser?	70
6.3.2	Funksjonelt habitat er mye mindre enn egnet habitat	71
6.3.3	Modeller som et "levende», dynamisk produkt	71
6.3.4	Modeller som utgangspunkt for flere andre produkter	72
7	Referanser	74
8	Vedlegg I - Elg	79
8.1	Modellresultater om habitatpreferanse for elg om vinteren	79
8.2	Modellresultater om habitat permeabilitet for elg om vinteren	81

Forord

Kartene og resultatene som presenteres her er utviklet på oppdrag fra Miljødirektoratet i prosjektet "*Nasjonal kartlegging av grønn infrastruktur*" - avtalenummer 22047055. Prosjektet har som hovedmål å styrke kunnskapsgrunnlaget og utvikle tilrettelagte tjenester og verktøy som styrker muligheten for å ivareta grønn infrastruktur i arealplanlegging. En aktivitet i dette arbeidet er: «*Det skal utvikles et datagrunnlag over grønn infrastruktur på nasjonalt nivå med tilstrekkelig detaljeringsgrad til bruk i kommunal arealplanlegging på overordnet nivå. ... Modellene skal gjelde for følgende arter/artsgrupper: elg, edellauvskog, pollinatorer*». Det er grunnlaget for dette oppdraget.

I tillegg til avtalte kart, presenterer rapporten andre produkter. Når det gjelder trær, presenterer rapporten også kart for 9 andre treslag; for alle treslag vises en scenarioanalyse av forventede forskyvninger i egnede områder i 2030, 2060 og i 2090 på grunn av klimaendringer; til slutt viser rapporten kart som illustrerer områders sårbarhet for klimaendringer i Skandinavia og i Europa. Når det gjelder elg, presenterer rapporten en foreløpig analyse som viser samsvar mellom elgkorridorer og trafikkollisjonsdata.

Prosjektet fra Miljødirektoratet bygger på en ny flertrinnsmetodikk utviklet av et internasjonalt team gjennom flere forskningsprosjekter med villrein som case-studie: RenewableReindeer, OneImpact, ProdChange- se Panzacchi m.fl. 2022a,b. Metodikken er utvidet til flere andre arter, med ulike typer av data, først i et pilot-prosjekt støttet av Miljødirektoratet (Stange m.fl. 2019), og deretter i forskningsprosjektet GreenPlan (<https://www.nina.no/english/Sustainable-society/GreenPlan>). Takk til alle samarbeidspartner, oppdragsgivere og forskningsfinansører.

Det har vært spennende å jobbe med et så erfarent, dyktig og trivelig team, og vi setter pris på de mange nyttige tilbakemeldingene og ideene som vil hjelpe oss med å gjøre modellene enda mer relevant for forvaltningen i fremtiden.

Dette prosjektet er en del av en ambisiøs og viktig visjon for en mer bærekraftig fremtid innen arealplanlegging i Norge. Vi er klar over utfordringene dette medfører, fra et vitenskapelig, teknisk og forvaltningsmessig perspektiv, og vi er klar over at dette kun er et av de første konkrete stegene mot en strategi for bærekraftig arealplanlegging. En god forankring i vitenskapsteori og data, og et godt samarbeid med ulike brukere og forvaltningsorganer vil hjelpe oss å nå vårt felles bærekraftsmål sammen.

Des. 2023, Oslo

Manuela Panzacchi

1 Innledning

Den samlede belastning av menneskelige aktiviteter og bit-for-bit nedbyggingen av natur i forbindelse med blant annet bolig-, nærings- og infrastrukturbygging fører til tap av biologisk mangfold i en grad vi aldri har sett maken til (Dirzo et al 2014). Kombinasjonen av tap av habitat og fragmentering er de viktigste underliggende mekanismene, da både tap av arealer i seg selv og etablering av barrierer kan hindre tilgang til egnede habitater, og øker risikoen for utryddelse av isolerte bestander.

Vitenskapelig kunnskap og politiske forskrifter er enige om behovet for å ta hensyn til økologiske sammenhenger i arealplanlegging og samtidig bevare de viktigste kjerneområder og korridorene mellom dem. Det er med andre ord full konsensus om behovet for å bevare de viktigste nettverkene av egnede habitater, eller *Grønn Infrastruktur* – GI.

1.1 Grønn infrastruktur: det handler om «økologiske nettverk»

Grønn infrastruktur er *økologiske nettverk* sammensatt av arters *kjerneområder og korridorer* for å bevege seg mellom dem (Fig. 1.1)

Nettverkene av naturområder med høy kvalitet opprettholder fungerende økosystemer på lang sikt og leverer økosystemtjenester, dvs. økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd - inkl. biodiversitet, pollinering, karbonlagring, råvarer fra naturen og rekreasjon. Mens begrepet Grønn infrastruktur, GI, er mye brukt i nasjonal og internasjonal politikk, har det ikke én enkel, allment anerkjent definisjon. På grunn av sin multifunksjonelle natur har GI blitt definert på en rekke måter som tilsvarer et bredt spekter av design-, bevarings- og planleggingsrelaterte disipliner som har tatt i bruk konseptet. Imidlertid er de fleste definisjoner avhengige av to samvirkende komponenter: *habitatkvalitet* og *korridorer*.

EU-kommisjonens definisjon av GI er kanskje den mest siterte internasjonalt: '*Green infrastructures are a strategically planned network of high quality natural and semi-natural areas with other environmental features, which is designed and managed to deliver a wide range of ecosystem services and protect biodiversity in both rural and urban settings*' (EU 2013).

Miljødirektoratet (2023) definerer Grønn infrastruktur som '*arealer og landskapselementer som har særlig betydning som formerings-, oppvekst- og forflytningsområder for arter og deres langsiktige overlevelse eller som viktige områder for sentrale økologiske prosesser*'. «*Et slikt nettverk av viktige leveområder og forbindelsene mellom dem vil være viktig for å ivareta naturmangfoldet av arter og økosystemfunksjoner innen et landskap eller større område og vil bidra til å forbedre Norges evne til klimatilpasning (gjøre oss mer robuste og redusere risiko for klimarelaterte naturfarer)*»

1.2 Bærekraftig arealplanlegging: det handler om prioritering

I alle tilfeller omhandler begrepet "Grønn infrastruktur" *samtidig habitatkvalitet og tilkobling - for alle aspekter av biologisk mangfold og økosystemtjenester* (for en detaljert diskusjon se Stange m.fl. 2019). Dette er uten tvil et perfekt mål. Men, for å bevare bokstavelig talt alle arter, økosystemer og økosystemtjenester i dagens flerbrukslandskap, bør alle habitater forbli uberørt av menneskelige aktiviteter og klimaendringene. Dette er åpenbart urealistisk, og det er derfor helt vesentlig å ha et godt grunnlag for å prioritere mellom arealer.

I henhold til FNs konvensjon for biologisk mangfold skulle Norge ha restaurert 15% av forringede de økosystemer innen 2020. Fristen ble forlenget for å restaurere norske økosystemer til 2025, men vi har likevel dårlig tid.

Det er derfor viktig å *prioritere riktig*, slik at de viktigste områdene og korridorene som er avgjørende for å opprettholde hele økologiske nettverk lokalt, regionalt og nasjonalt blir ivare tatt. Bærekraftig arealplanlegging handler altså mye om en helhetlig forståelse av hvor de viktige habitatforbindelsene i landskapet er, og om riktig prioritering av disse områdene for bevaring, restaurering eller avbøtende tiltak.

Dette betyr *ikke* at isolerte eller små områder som tilbyr godt habitat for en art ikke skal bevares eller restaureres. For eksempel, alle habitatflekker som er egnet for truede arter, eller pollinatorer, osv. er veldig viktige. Alle habitatflekker som tilbyr gode habitat er vist i habitatkvalitetskart, som i kontinuerlig skala viser kvaliteten på hver 100×100 m piksel, eller celle, i hele Norge, for hver art (se Kap. 2.1).

For bærekraftig arealplanlegging kan betydningen av hver del av landskapet kun forstås fullt ut ved å ta et *fugleperspektiv* av hele landskapet i sammenheng, som et *økologisk nettverk*, og ved å finne ut hvordan hver del av landskapet fungerer for artene som lever her. Dersom de viktigste områdene ikke blir riktig prioritert, er det fare for kollaps i hele det økologiske nettverket, med konsekvenser også langt unna inngrepet. Bygges det for eksempel infrastruktur midt i en viktig migrasjonsrute, eller midt i en dal som binder sammen skogøkosystemer på tvers av høyfjellsområder, risikerer man å miste tilgangen til store funksjonelle områder, med store konsekvenser for levedyktigheten til bestandene.

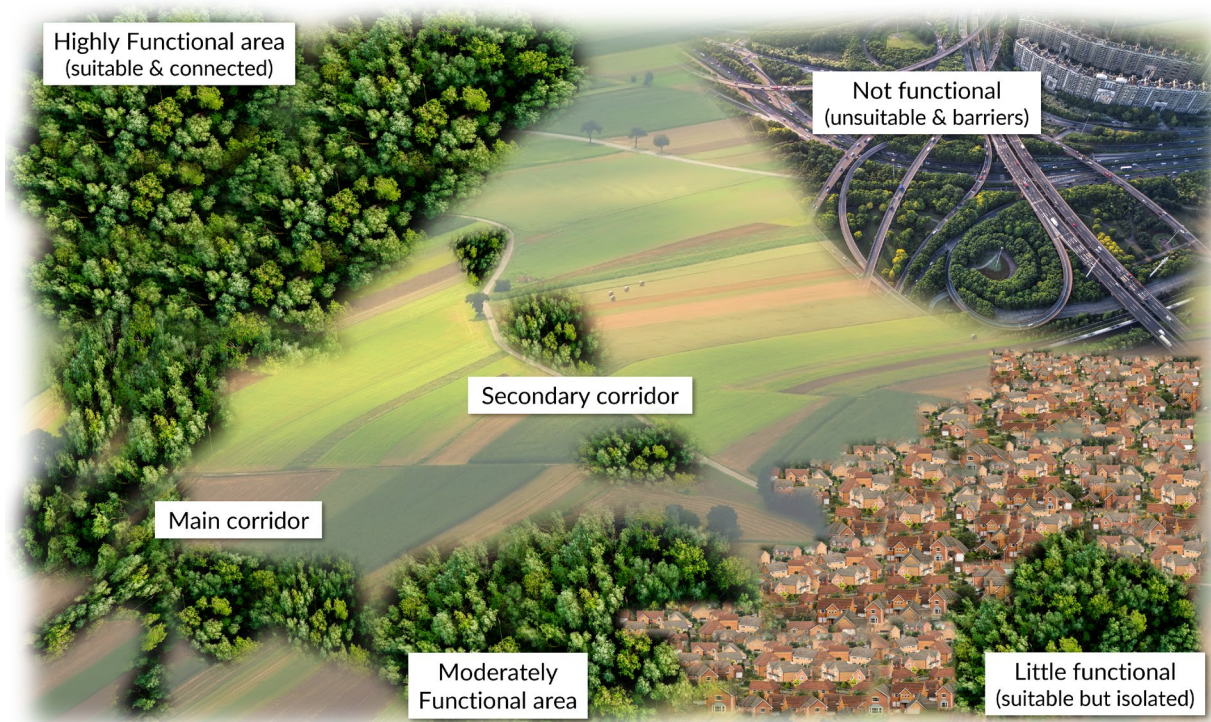
Etablering av verneområder og nasjonalparker er svært viktig og har forbedret bevaringsstatusen til flere arter. Erfaringer fra det siste århundret har imidlertid vist at bevaring av isolerte områder er nyttig, men ikke tilstrekkelig. For å bevare biologisk mangfold og økologiske prosesser må vi opprettholde hele økologiske nettverk, sammensatt av både kjerneområde (funksjonelle områder) og korridorer, både innenfor og utenfor verneområder.

Det har også blitt klart at egnet natur ikke er et svart-hvitt begrep, da det ofte ikke finnes klart definerte «kjerneområder» og «korridorer» for artene. Arter oppfatter ofte landskapet som et *kontinuum* av områder som er mer eller mindre funksjonelle som eget leveområde, eller for å bevege seg gjennom dem. Selv om arter har habitatpreferanser, lever de ofte i flerbrukslandskap, og til tider kan det være viktig å bruke eller bevege seg gjennom ganske suboptimale områder, for eksempel områder med forstyrrelser, for å nå andre egnede områder. Hver arealenhet har derfor en viss grad av potensial for en gitt art, fra veldig høyt til veldig lavt - eller null.

Det er derfor viktig å ikke forenkle habitatkart til bare «godt» eller «dårlig», da virkeligheten er langt mer nyansert.

Områder som kan se «naturlige» ut for oss kan være irrelevante for artene dersom de ikke kan nås på grunn av barrierer (f.eks. et gjerde i skogen kan være en barriere for hovdyr). På den annen side kan områder som ser ganske «uegnede» ut for oss (f.eks. en bro over en motorvei eller en parkeringsplass med noen få blomster) fungere som avgjørende korridorer dersom de tillater bevegelser (f.eks. av pattedyr eller pollinatorer) blant mer funksjonelle kjerneområder.

Hvert områdes betydning for en art bør derfor tolkes i en bredere kontekst av artens økologiske nettverk, eller landskapskonnektivitet.



Figur 1.1 Illustrasjon av de 2 hovedkomponentene i et økologisk nettverk, eller Grønn Infrastruktur, for en hypotetisk skoglevende art: (1) **Funksjonelle områder (kjerneområder)**, og (2) **Bevegelseskorridorer**. De mest funksjonelle områdene er områder som både tilbyr gode ressurser og få menneskelige forstyrrelser og samtidig er godt forbundet med andre egnede områder. Isolerte små områder er lite funksjonelle, selv om de kan gi noen passende ressurser. Tilsvarende er større og sammenhengende korridorer generelt mer funksjonelle enn korridorer med hull. Merk imidlertid at også korridorer med suboptimalt habitat - for eksempel faunapassasjer over store veier, eller de sekundære korridorene vist i figuren - kan være avgjørende for å opprettholde konnektivitet, spesielt hvis disse representerer de eneste alternativene for å koble sammen funksjonsområder. Habitatforringelse i åkerområder som grenser til skogen kan også ha sterke negative virkninger, dersom deres påvirkning (f.eks. i form av menneskelig forstyrrelser, støy, forurensning osv.) strekker seg til skog eller skogkanter. Svært fragmentert og uegnet habitat er ikke funksjonelt. (<https://sites.google.com/view/greeninfrastructureapp/home>)

1.3 Strukturell versus funksjonell tilkobling

Landskapets konnektivitet måles vanligvis på én av to måter: *strukturell-* og *funksjonell-* tilkobling (for detaljert diskusjon på norsk se Stange m.fl. 2019). *Strukturell tilkobling* angir det fysiske forholdet mellom landskapselementer og beskriver for eksempel om to skogområder ligger rett ved siden av hverandre, eller om det er en avstand mellom dem. *Funksjonell tilkobling* beskriver i hvilken grad landskapet legger til rette for, eller hindrer, bevegelse av organismer mellom områder som er viktige for økologiske funksjoner.

Hundrevis av studier ser på strukturell tilkobling, ettersom det er mye enklere å kartlegge nærhet blant landdekketyper (f.eks. sammenhengende områder med skog, fjellområder, våtmark osv.). Denne tilnærmingen tillater imidlertid ikke å trekke sterke slutninger om korridorer, økologiske nettverk og langsiktig bestandslevedyktighet for spesifikke arter, *da konnektivitet ikke er en egenskap ved landskapet, men ved arten som samhandler med det* (European Commission 2012).

Tvert imot er funksjonell tilkobling en *funksjon av både landskapets struktur og hvordan artene som skal bevege seg i landskapet responderer på landskapsstrukturen*. Dermed er funksjonell tilkobling *både arts- og landskapsespesifikk*.

Habitattyper kan være strukturelt sammenkoblet, men likevel funksjonelt isolert dersom de ikke støtter de nødvendige økologiske prosessene; for eksempel kan gjerder hindre dyrs

bevegelser innen en gitt habitattype. Tilsvarende kan habitattyper som er strukturelt isolerte fortsatt være funksjonelt tilkoblet, for eksempel i tilfelle av villpassasjer over riksveier.

Det er en stor mengde litteratur som viser at strukturell tilkobling derfor er utilstrekkelig for å trekke konklusjoner om langsiktig populasjonslevedyktighet, uten å se på faktiske bevegelser, ettersom populasjoner på lang sikt bare vil overleve innenfor nettverk av områder som er tilstrekkelig forbundet gjennom individer som kan bevege seg blant dem (eks. Moilanen A and Hanski 1998; Hanski 1999a,b; Bowne and Bowers 2004; Hanski and Ovaskainen 2000).

Funksjonell tilkobling avhenger av flere faktorer, inkludert artens habitatpreferanser og landskapspermeabilitet, spredningskapasitet, bevegelsesatferd, arters forekomst, og respons på kumulativ forstyrrelse av menneskelige aktiviteter, og også dødelighetsrisiko (van Moorter m.fl. 2021, 2023a,b; Fletcher m.fl. 2019). Derfor tillater ikke strukturell tilkobling alene å trekke sterke konklusjoner vedrørende landskapets bidrag til å støtte spesifikke økologiske funksjoner (f.eks. spredning, migrasjon), eller bestandslevedyktighet og metapopulasjonsdynamikk, da dette for mange arter krever fokus på faktisk bevegelsesmuligheter.

1.3.1 Korridorer, barrierer og økologiske nettverk

I løpet av de siste tiårene har økologer, forvaltere og landskapsplanleggere diskutert mye hvordan man skal definere og identifisere *korridorer* basert på deres spesifikke egenskaper, for eksempel form (lineære eller bred?), størrelse eller lengde (kort eller lang?), habitatkvalitet (god eller dårlig?) eller artens bevegelser (raskere eller langsommere?) (se Tischendorf og Fahrig 2000; Hess og Fischer 2001). En av de mest omfattende definisjonene beskriver korridorer som områder som letter flyt eller bevegelse av individer, gener og økologiske prosesser (Chetkiewicz m.fl. 2006).

Begrepet '*barriere*' har også vært omdiskutert mye, og har blitt brukt både når man snakker om permeable eller om ugjennomtrengelige hindringer (Dyer m.fl. 2002; Holdo m.fl. 2011), eller hindringer som kan eller ikke kan omgås ved å gå rundt (Alerstam 2001; Beyer m.fl. 2015). Vanligvis identifiseres barrierer på «*ad hoc*», «*a priori*», eller ekspertbaserte måter, og dette har en tendens til å skape animerte samfunnsdebatter, ettersom ulike interessenter er involvert, og ofte avleder ansvar.

Med andre ord, *inntil nylig hadde vi ikke et sammenhengende vitenskapelig rammeverk* for å studere kompleksiteten til økologiske nettverk og den kumulative virkningen av menneskelige aktiviteter på dem. Som en konsekvens ble mange anvendte studier på bærekraftig arealforvaltning og prosjekter for å motvirke habitatfragmentering utført ved bruk av "*ad hoc*" tilnærminger som ikke alltid ga robuste nok resultater får å støtte beslutningsprosesser. Dette utløste ofte animert samfunnsdebatt mellom næringsutvikling og naturvern.

Nylig har alle disse konseptene blitt forent under sammenhengende teoretisk rammeverk. De vitenskapelige disiplinene for *landskapskonnektivitet* har utviklet seg i noen tiår, og er nå modne for bruk i arealforvaltning (se en samling av artikler, verktøy og eksempler her: <https://conservationcorridor.org/>). Blant milepælene siterer vi f.eks. metapopulasjonsstudiene av Hanski m.fl. (1999a,b, 2000), tilkoblingsalgoritmer og software Circuitscape av McRae m.fl. (2007, 2008; Hall m.fl. 2021), studier om landskapskonnektivitet og programvaren Conefor av Saura og Torné (2009), og studiene fra teamet vårt om samla belastning av menneskelige aktivitet og landskapskonnektivitet (herunder; oversikt i Stange m.fl. 2019 og Panzacchi m.fl. 2022 a,b).

Panzacchi m.fl. (2016) viser at korridorer og barrierer er to sider av samme sak, i hver sin ende av et kontinuum i landskapskonnektivitet, som i stor grad bestemmer fordelingen av individer og arter i landskap, både i fin og stor skala. For økologiske prosesser (f.eks. migrasjon, spredning) som krever bevegelse mellom to eller flere «funksjonelle områder» som har spesifikke ressurser, er «*korridorer*» derfor områder som gener, individer eller populasjoner flyter gjennom, og «*barrierer*» er områder som hindrer slik flyt. Barrierer kan oppstå ved å redusere for mye bredden på korridorer, f.eks. på grunn av stykkevis utbygging i kantene av korridorer (Ovaskainen & Crone 2010) eller ved å øke lengden på korridorer for mye, eller redusere deres

permeabilitet over en terskel (f.eks. økning i trafikk, eller turistvolum; Skogland 1986). Både naturlige og menneskeskapt hindringer, som fjellklipper og gjerder, og store områder, som hav, kan fungere som barrierer for noen arter (f.eks. Gill m.fl. 2009).

Leveområdet for en art kan derfor sees på som et *økologisk nettverk av funksjonelle områder forbundet av korridorer*. Områder som kunne budt på gode ressurser, men som ikke er tilgjengelige på grunn av barrierer, er i praksis irrelevante for arten. Korridorer kan ha hvilken som helst form og størrelse, kan være lange eller korte, diffuse eller avgrensede, sammensatt av habitat av god eller dårlig kvalitet, og egnet eller uegnet for overlevelse, vekst og reproduksjon, så lenge de tillater bevegelser mellom funksjonsområder for arter av interesse.

Dette sammenhengende rammeverket åpnet for første gang muligheten til å studere og kvantifisere korridorer, barrierer og landskapskonnektivitet, inkludert kumulativ menneskeskapt påvirkning på disse, ved å bruke en sammenhengende teoretisk og statistisk tilnærming (van Moorter m.fl. 2021, 2023a,b). Tilnærmingen viser for eksempel at økologiske nettverk kan påvirkes av kumulative effekter av menneskelige aktiviteter, f.eks. på grunn av infrastrukturutvikling, menneskelige forstyrrelser og klimaendringer (og vi har nå måter å kvantifisere påvirkningen på habitater (Niebuhr m.fl. 2023a, Dorber m.fl. 2022; Panzacchi m.fl. 2022a,b). På den annen side kan menneskelige aktiviteter også fremme økologisk tilkobling, takket være avbøtende eller restaureringstiltak; tilnærmingen kan også forutsi og estimere effekten av avbøtende og restaureringstiltak (Dorber m.fl. 2022; Niebuhr m.fl. 2023c; Panzacchi m.fl. 2022a,b).

1.3.2 Samla belastning av menneskelige aktiviteter

Inntil nylig har de fleste studier identifisert landskapskonnektivitet ved å fokusere hovedsakelig på naturlige elementer, som topografi, klima, tilknytning blant landdekkklasser osv. Men for flere arter er det avgjørende å vurdere konnektivitet også med tanke på hvilken innvirkning menneskelige aktiviteter har på deres "naturlige", eller "potensielle" "økologiske nettverk".

Mens en skog kan se sammenhengende ut fra vårt perspektiv, kan den for en elg faktisk være fragmentert hvis det f.eks. er gjerder, eller veier brukt av turgåere med hunder. Selv om én enkel vei, eller én turgåer ikke er et stort problem, kan den *samla belastning* av flere veier og regelmessige forstyrrelsen skaper «hull» i landskapskonnektiviteten. Og, effekten kan oppfattes opp til en viss avstand fra selve forstyrrelsen («*influenssone*», Niebuhr m.fl. 2022a).

Kumulative effekter kan samtidig skape tap av habitat og fragmentere det, da barrierer kan hindre tilgang til gode habitat også langt unna. For å vurdere landskapskonnektivitet for en gitt art er det derfor ofte avgjørende å ta hensyn til de samla belastning av menneskelige aktiviteter i området (Niebuhr m.fl. 2022; Panzacchi m.fl. 2022a; van Moorter m.fl. 2023a,b,c).

I de siste tiårene har et stort og økende antall studier fokusert på viktigheten av å bevare funksjonell konnektivitet, tatt i betraktning de kumulative effektene av menneskelige aktiviteter, og flere tilnærminger er nå i bruk i hele verden (f.eks. Tischendorf og Fahrig 2001; Saura og Torné 2009; Zeller m.fl. 2021; Fletcher m.fl. 2019; Churko m.fl. 2020; Kimberley m.fl. 2021). Vi har bygget på og bidratt til disse utviklingene, ved å publisere et matchende teoretisk rammeverk, metodisk tilnærming og en programvare (ConScape – Connected Landscapes; van Moorter m.fl. 2021, 2023a, 2023b, Panzacchi m.fl. 2016). Vi har utviklet tilnærmingen for villrein, da det er lett å forstå at forvaltning av villrein uten å ta hensyn til korridorer og funksjonell tilkobling vil føre til alvorlige feilberegninger (eks. Dorber m.fl. 2021). I denne rapporten har vi brukt denne tilnærmingen på flere andre arter, da teorien gjelder for alle arter.

1.4 Rapportens mål og struktur

Da det ville være urealistisk å beskytte alle arter, økosystemer og økosystemtjenester, er det viktig å fokusere på riktige arter eller artsgrupper, og kartlegge nøye deres nettverk. For eksempel kan man fokusere på arter av spesiell interesse, truede arter, eller representative arter

("paraplyarter"), eller grupper av arter med lignende funksjonelle egenskaper. Gitt kompleksiteten i oppgaven er det også avgjørende å bruke robuste statistiske tilnærminger, og å lage tilgjengelig landsdekkende kart og verktøy for å støtte forvaltningsprosesser basert på god forståelse og oversikt over de økologiske nettverkene man ønsker å bevare.

Rapporten presenterer blant de første forsøkene på å statistisk modellere funksjonell tilkobling, (Grønn infrastruktur – GI), på nasjonal skala, i høy oppløsning. Vi brukte en avansert nettverksbasert metodikk som ble utviklet med villrein som case-studie, og utvidet metodikken til flere ulike arter, med veldig forskjellige habitatkrav og ulike typer data (Panzacchi m.fl. 2022; Stange m.fl. 2019).

Rapporten presenterer statistisk kartgrunnlag over GI for hver 100×100m i Norge for solitære bier, elg og edellauvskog. For hver art ble det produsert 4 kart som viser på en kvantitativ og gradvis måte:

1. *Habitatkvalitet og barrierer* til bevegelser. Disse kartene kan i seg selv være nyttige for forvaltning, f.eks. hvis man ønsker å bevare alle egnede habitat for pollinatorer. De tar imidlertid ikke hensyn til tilkobling mellom egnede områder, og tillater derfor ikke prioritering.
2. *Grønn infrastruktur*. To typer kart viser områder som er egnede og samtidig vel sammenkoblede: et kart som viser *funksjonelt habitat* (dvs. kjerne-, viktigste og vel sammenkoblede områder), og et kart som viser *korridorer* mellom dem. Disse kartene danner grunnlag for prioritering av områder for bevaring eller restaurering.

Rapporten beskriver først den overordnede metodikken, som er felles for alle arter. Rapporten er deretter strukturert etter art/artsgruppe (elg, edellauvskog, pollinatorer). For hver art beskriver vi dataene, hvordan metodikken er tilpasset de spesifikke datakravene og målene og viser modellresultatene og kartproduktene. Til slutt kommenterer vi styrker og svakheter ved hvert kart, og diskutere fremtidige retninger.

2 Overordnet metodikk og kartprodukter

Den generelle tilnærmingen brukt i denne rapporten er utviklet i løpet av det siste tiåret, sammen med et internasjonalt og tverrfaglig team, med villrein som case-studie (oversikt: Panzacchi m.fl. 2022a,b). Tilnærmingen ble deretter brukt på forskjellige arter, med forskjellige typer data, f. eks: gaupe (Giocoela m.fl. 2021), bjørn (Peck m.fl. 2017; De Angelis 2020), caribou (Fullmann m.fl. 2017), elk/wapiti (Brennan m.fl. 2018). I Norge er metodikken først brukt i et pilot-prosjekt støttet av Miljødirektoratet (Stange m.fl. 2019), og deretter i forskningsprosjektet GreenPlan (<https://www.nina.no/english/Sustainable-society/GreenPlan>).

Denne overordnede metodikken ble brukt til å modellere grønn infrastruktur i dette prosjektet for både elg, pollinatorer og edellauvskog – selv om den er justert for å passe hver av de tre ulike artene/artsgruppene. På samme måte har de 4 kartproduktene i dette prosjektet (1. habitatkvalitet; 2. permeabilitet/barrierer, 3. landskaps funksjonalitet; 4. korridorer) samme overordnede betyding for alle arter.

Her presenterer vi en kort beskrivelse av den overordnede metodikken (Fig. 2.4) og en hurtigguide for å tolke hva resultatkartene betyr (Fig. 2.5).

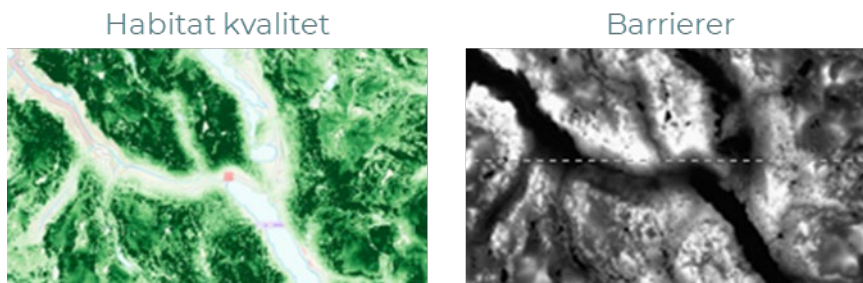
For å støtte bærekraftig arealforvaltning trenger vi kunnskap om effekten av miljøfaktorer, klima, topografi og den samlede belastningen av menneskelige aktiviteter på arters habitatpreferanser og bevegelser. Derfor ble det utviklet en fler-trinns-metode som analyserer artsforekomstdata (i denne rapporten: GPS-data for elg, innsamlingsdata for pollinatorer og data fra de nasjonale skogovervåkingsprogrammene (NFI) i Europa for modelleringen av edellauvskog), med hundrevis av digitale kartfestede data som beskriver naturegenskaper (vegetasjon, klima, jord-egenskaper, topografi mm.), menneskelig aktivitet og infrastruktur (veier, biltrafikk, private hytter, turisthytter, bygninger, mm). Relevante miljødata velges for hver art basert på artens økologiske krav.

Dette er hovedtrinnene i metodikken:

- Metoden setter først «søkelyset» på hver 100 x 100 m piksel av landskapet isolert, og beregner dens habitatkvalitet og permeabilitet (eller barriere-effekten; Fig. 2.1).
- Basert på det, tar vi deretter et «fugleperspektiv» av landskapet i sin helhet, og bruker algoritmer som beregner hele korridorer, fra starten til slutten (f.eks. fra sommer til vinter beiteområdene), og hele landskapsfunksjonaliteten - dvs. Grønn infrastruktur ; Fig. 2.2).
- Målet med prosjektet er å levere kart over grønn infrastruktur. Men, metodikken tillater også å gå et skritt videre, og derfor kjørte vi *scenarioanalyser* for å vurdere *effektene av klimaendringer* (for edellauvskog).
- Sist beskriver vi kort andre funksjoner som er under utvikling i en prototype-applikasjon for Grønn infrastruktur. Verktøyet tillater å kombinere kart over Grønn infrastruktur for flere arter samtidig, og gjør det mulig å *prioritere områder for bevaring eller for restaurering*: <https://sites.google.com/view/greeninfrastructureapp/module-3-land-prioritization-multi-species>.

Metodikken er beskrevet i detalj i rapportene Stange m.fl. (2019) og Panzacchi m.fl. (2022a). En visuell oversikt over hele metodikken kan ses i Prototype NettAppen for Grønn infrastruktur: <https://sites.google.com/view/greeninfrastructureapp/home> og, mer detaljert, i NettAppen for villrein: <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnorway> (Panzacchi m.fl. 2022b). Metodikken er publisert i en rekke vitenskapelige artikler (f. eks. Panzacchi m.fl. 2015, 2016; van Moorter m.fl. 2021, 2023 a,b; Niebuhr m.fl. 2023a; Dorber m.fl. 2023) og rapporter (Panzacchi m.fl. 2022a; Stange m.fl. 2019; van Moorter m.fl. 2023c; Niebuhr m.fl. 2023c).

2.1 Kart over habitatkvalitet og barrierer



Figur 2.1 illustrasjon av fargene brukt gjennom hele rapporten for å vise habitatkvalitet (grønn gradient) og barrierer (grå gradient). Mørkere grønnfarge viser bedre habitatkvalitet. I gråskalegradienten fra hvitt til svart viser en mørkere gråfarge en større barriereeffekt.

De to første analysene setter søkelyset på hver rastercelle (piksel), isolert sett, uavhengig av om arten kan nå området eller ikke, og beregner *kvaliteten* og *permeabiliteten* av hver piksel over hele Norge (Fig 2.3, trinn 1; Fig 2.4). For elg og edellauvskog er piksel størrelsen 100×100 m, mens for pollinatorer ble analysen utført med 30×30 m oppløsning.

Disse to hovedresultatene (habitatkvalitet og barrierer) danner grunnlaget for resultater og kart om Grønn infrastruktur (Kap. 2.2, 2.3).

2.1.1 Habitatkvalitet

Modellen beregner i hvilken grad ressursene som finnes i hver piksel av Norge er egnet, eller foretrukket, av arten. Med andre ord beregner analysen habitatkvalitet, eller habitatpreferanser, mens den tar hensyn til klima, topografi, vegetasjon osv., inkludert mulige kumulative effekter av menneskelige aktiviteter og infrastruktur (Niebuhr m.fl. 2023; Panzacchi m.fl. 2015; van Moorter m.fl. 2023c).

Disse kartene vises alltid i grøntonner i denne rapporten, for alle arter (mørkere grønt viser områder som har høyere kvalitet og er mindre forstyrret (Figur 2.1).

Analytisk beregnes disse kartene ved hjelp av statistiske tilnærminger for habitatseleksjon, f.eks. *Species Distribution Modelling, SDM* (for edellauvskog og pollinatorer), *Resource Selection Functions, RSF* (Panzacchi m.fl. 2015), eller varianter av denne tilnærmingen som f.eks. *Integrated Step Selection Functions* (for elg; Avgar m.fl. 2016), avhengig av typen data.

2.1.2 Barrierer eller habitatpermeabilitet

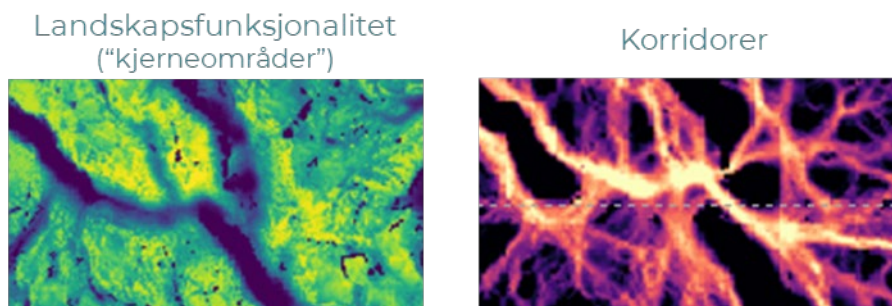
Modellen beregner permeabilitet, dvs. hvor lett det er for arten å krysse hver piksel. Med andre ord måler modellen i hvilken grad hver piksel letter eller hindrer bevegelser av arten. Resultatet er et kart som viser *permeabilitet* og *barrierer*.

Disse kartene vises alltid i gråtoner i denne rapporten, for alle arter (mørkere grå viser barrierer, eller områder som er vanskeligere eller umulig å krysse (Fig. 2.1).

Når det er relevant, og når dataene tillater det (f.eks. GPS-data for elg), tar disse analysene hensyn til habitatets egenskaper (f.eks. mye snø eller bratt terreng) og forstyrrelsesfaktorer (f.eks. høy tetthet av veier, høy trafikk osv.; Panzacchi m.fl. 2016). Analytisk beregnes disse kartene ved hjelp av statistiske tilnærminger for *Step Selection Functions* (stegseleksjonsanalyser) eller varianter som f.eks. *Integrated Step Selection Function* (for elg).

Når dataene ikke tillater å analysere bevegelsesmønstre direkte (f.eks. data om pollinatorer), eller når artens spredningsevne kan antas å være generelt enklere (f.eks. trær beveger seg via frø som ofte transporteres via luft), kan andre tilnærminger brukes, for eksempel RSF (som vi har brukt for pollinatorer), eller en kombinasjon av RSF og *Euclidean distance decays* (for trær og edellavusskog).

2.2 Kart over Grønn Infrastruktur: leveområdets funksjonalitet og korridorer



Figur 2.2 illustrasjon av fargene brukt gjennom hele rapporten for å vise landskapsfunksjonalitet (lys gul-grønn-blå) og korridorer (lys gul-oransje-svart). For funksjonalitet viser lysere gul områdene med høyere kvalitet og som samtidig er mindre forstyrret. For korridorer viser lysere gul de mest avgjørende korridorene og flaskehalsene for å opprettholde nettverket. Merk at de beste korridorene er store og brede - ikke smale «klempunkter».

Her tar vi et «fugleperspektiv»: vi ser på hele landskapet i sammenheng, og vi identifiserer nettverket av ressurser som artene trenger å få tilgang til gjennom korridorer (Fig 2.3, trinn 2; Fig 2.4). Vi gjør det basert på de to kartene beskrevet i Kap. 2.1, som viser kvaliteten og permeabiliteten for hver 30 m piksel, og vi bruker algoritmer for å beregne hele korridorer i landskapet, fra et funksjonsområde til et annet (Panzacchi, m.fl. 2022; Van Moorter m.fl. 2023a, b).

Produktene er to kart som viser de to nøkkelaspektene ved grønn infrastruktur i hele i landskapet: *kjerneområder* (eller funksjonelle områder; lys gul) og *korridorer* (eller konnektivitet, tilkoblingsmuligheter; lys gul; Fig 2.2). Produktene gir statistisk kunnskap om de viktigste leveområdene og korridorene i hele landskapet, og hvordan disse påvirkes av samla belastning av ulike typer menneskelige aktiviteter.

2.2.1 Funksjonelle leveområder - «kjerneområder»

Kartene over funksjonelle leveområder (eller «kjerneområder») viser områder som både er egnet og godt forbundet gjennom korridorer, dvs. ikke fragmentert. Med andre ord, de viser de beste og mest sentrale områdene i Norge, eller de områdene som tilbyr de beste ressursene og i tillegg er lett tilgjengelige, med tanke på menneskeskapte barrierer eller klima, topografi osv.

Disse nettverkskartene vises alltid i gul-grønn-blå gradienter, for alle arter. Lysere gul viser områdene med høyere kvalitet og som er mindre forstyrret (Fig. 2.2).

2.2.2 Korridorer - tilkoblingsmuligheter

Korridorkartene viser korridorene en art må bruke for å gå fra A til B, eller fra et funksjonsområde til et annet. Den fremhever også «flaskehals», dvs. trange korridorområder der et stort antall individer må passere gjennom for å nå kjerneområder lenger unna. Merk at de beste korridorene er store og brede - ikke smale «klempunkter».

Disse nettverkskartene vises alltid i gul-oransje-lilla gradienter, for alle arter. Lysere gul viser de mest avgjørende korridorene og flaskehalsene for å opprettholde nettverket (Fig. 2.2).

En detaljert beskrivelse av disse kartene finnes i Panzacchi m.fl. 2022a, 2022b. MODUL 2 av Nett-Appen for Grønn infrastruktur gjør det mulig å visualisere forskjellen mellom habitatkvalitetskart (Fig. 2.1) og kart over leveområdets funksjonalitet (2.2), ved bruk av et testkart: <https://sites.google.com/view/greeninfrastructureapp/module-2-compare-maps>

2.2.3 Programvaren ConScape – Connected Landscapes

Analytisk beregner vi både landskapsfunksjonalitet og korridorer ved hjelp av programvaren *ConScape* («Connected Landscapes», van Moorter m.fl. 2023a; www.conscape.org; se også: <https://sites.google.com/view/reindeermapsnorway/conscapelibary> (Fig 2.3)).

ConScape trenger 2 inputkart: habitategenhet, og permeabilitet, pluss noen parametere for å beskrive artens foretrukne bevegelsesmønstre og maksimale spredningsavstand.

ConScape bruker en nettverksalgoritme (*Randomized Shortest Path*, RSP, Kivimäki m.fl. 2020) for å koble alle piksler i landskapet til alle andre piksler i landskapet, ved å simulere alle bevegelsesmuligheter, eller trekkruiter. Algoritmen kan simulere både de retteste og raskeste rutene (som i *Least Cost Path*), de mest tilfeldige rutene (som i «random walk theory»), og «alt imellom», og dermed imøtekomme forskjeller i bevegelsesmønstre blant arter (Panzacchi m.fl. 2016).

ConScape veier deretter hver trekkroute basert på dens habitategenhet og dens permeabilitet, dvs. den «økologiske avstanden» mellom kildepiksel og målpiksel. Basert på alle disse parametere tildeles hver trekkroute en gitt sannsynlighet, fra veldig høy til veldig lav.

Funksjonelle områder identifiseres deretter basert på områder med en høyere mengde egnede og godt sammenkoblede piksler. Korridorer er områder som forventes å bli krysset av et høyere antall trekkruiter – og flaskehals oppstår når svært mange trekkruiter går gjennom bare én eller få tilstøtende piksler.

ConScape ble brukt for å modellere konnektivitet for elg og pollinatorer. For trærne var det ikke nødvendig å bruke ConScape, på grunn av deres mye enklere og kortere bevegelser. I dette tilfellet simulerte vi ganske enkelt tre bevegelser mellom tilgrensende piksler (med tanke på permeabilitet og egnethet) over flere tiår.



Figur 2.3 ConScape er en høy-ytelsesprogramvare som bruker kart over egnet habitat og permeabilitet for å modellere konnektivitet / tilkoblingsmuligheter over hele landskapet (dvs. kart over landskapets mest funksjonelle områder og korridorene mellom dem (van Moorter m.fl. 2023a; www.conscape.org se også: <https://sites.google.com/view/reindeermapsnorway/conscapelibary>).

2.3 Scenarioanalyser

Metodikken er godt egnet til å utføre scenarioanalyser. En kan teste for eksempel scenarier for klimaendringer (Kap. 4.4.2), eller den forventede effekten av avbøtende tiltak for å minimere effekten av eksisterende infrastruktur (Dorber m.fl. 2023; Panzacchi m.fl. 2022a; Niebuhr m.fl. 2023c). Man kan f.eks. teste effekten av å fjerne eller stenge veier, bygge hytter, vannmagasiner og mye mer. Effekten kan testes ved å estimere hvor mange km² med funksjonelle områder som kan bli tilgjengelig for villrein ved å gjøre ulike avbøtende tiltak, og hvilke korridorer som kan reetableres (Fig. 2.4, trinn 3).

Slike simuleringer er så langt gjennomført i flere villreinområder i Norge. Mer enn 80 scenarier har blitt testet i dag (Dorber m.fl. 2022; Hagen m.fl. 2022; Gundersen m.fl. 2021). En visuell oversikt over disse scenariene er gitt i Nett-Appen <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnorway> (Panzacchi m.fl. 2022b).

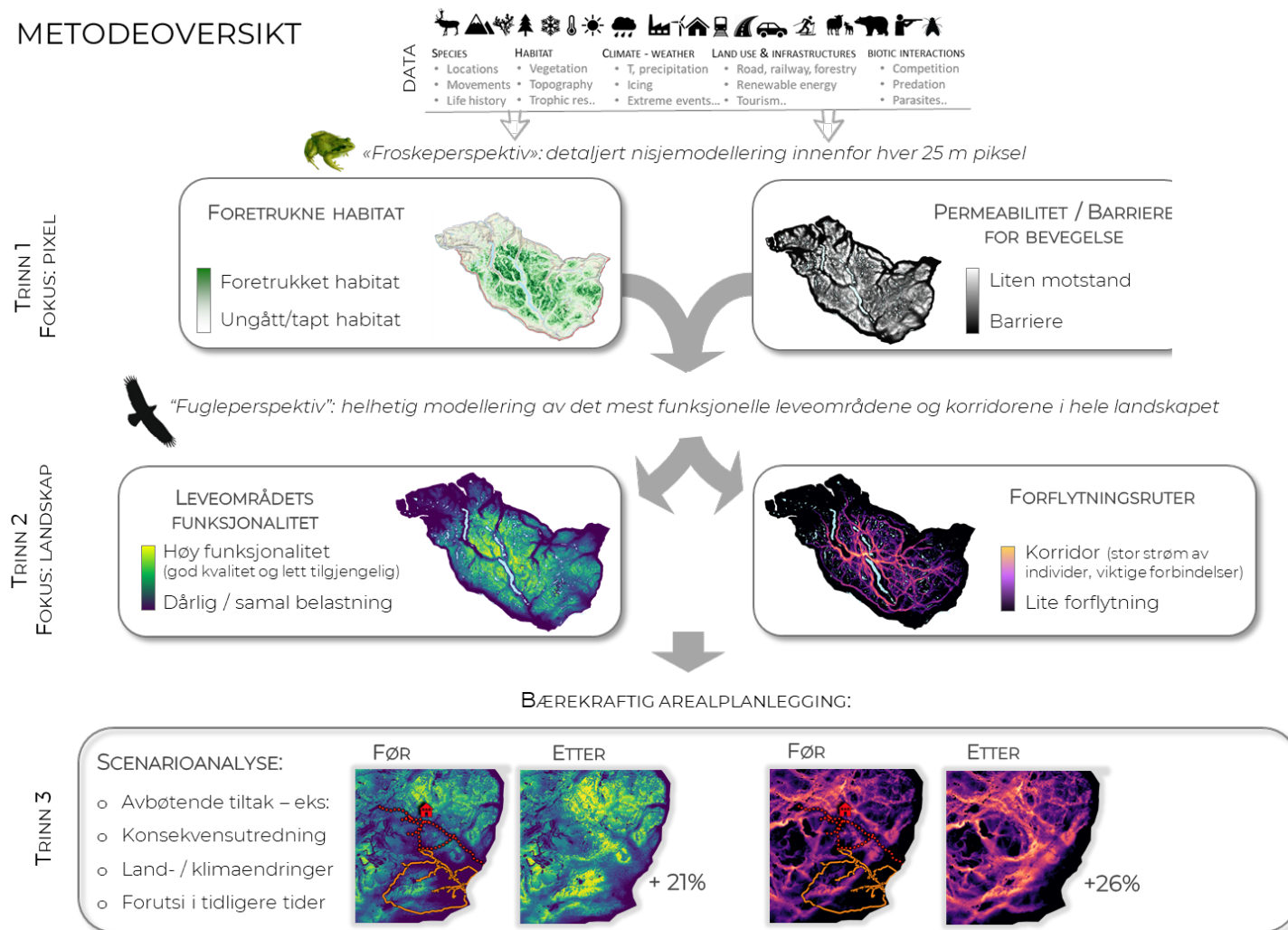
2.4 Arealplanleggingsverktøy: prioritering av områder for bevaring eller restaurering for flere arter

I prototype Nett-Appen for Grønn infrastruktur <https://sites.google.com/view/greeninfrastructureapp/home> vises et verktøy for å støtte arealplanlegging og forvaltning av Grønn Infrastruktur i Norge. Nett-Appen viser hvordan kart over Grønn infrastruktur for flere ulike art kan kombineres for å vise Grønn Infrastruktur for flere arter samtidig.

Selv om vi ikke bruker arealplanleggingsverktøyet i rapporten, er det viktig å nevne at slike verktøy er under utvikling, for å støtte bruk av Grønn infrastruktur i arealplanlegging.

Prototypeverktøyet gjør det mulig å visualisere Grønn infrastruktur kart (MODUL 1), sammenligne dem (MODUL 2) og identifisere områder som kunne prioriteres for bevaring eller restaurering [prototype], for hver enkelt art, eller for flere arter samtidig (MODUL 3). Kartene presentert i denne rapporten kan brukes til dette formålet.

METODEOVERSIKT



Figur 2.4 Metodeoversikt. Dette er en 3-trinnsmetodikk: 1) Først fokuserer vi på hver piksel isolert, uavhengig av omgivelsene, og modellerer habitat fra et «froskeperspektiv». 2) Vi ser på hele landskapet i "fugleperspektiv", og identifiserer nettverket av ressurser som reinen trenger å få tilgang til gjennom korridorer. 3) Vi kjører scenarioanalyser for å teste konsekvenser av menneskeskapt endringer i landskapet (eks. stenge veier) eller klimaendringer (kap. 4.4). Se nettappen <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnorway> for detaljer og referanseliste. Se prototype Nett-Appen for Grønn Infrastruktur <https://sites.google.com/view/greeninfrastructureapp/home> for hvordan metodikken kan utvides til å modellere Grønn Infrastruktur for flere arter samtidig.

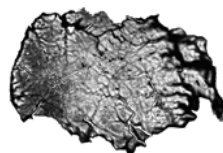
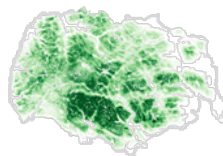
TOLKNING AV DET 4 STATISTISKE KARTPRODUKTENE

1. Fokus: 100 m, lokale resursser

(froskeperspektiv)



Beskriver hver 100 m piksel isolert, uavhengig av om arten kan nå området



HABITATKVALITET / FORETRUKNE HABITAT: Grønnere piksler tilbyr ressurser av høyere kvalitet, foretrukket av arten (eks. foretrukket vegetasjon og topografi og lite forstyrrelsen); lysere piksler viser ressurser arten har en tendens til å unngå (eks. på grunn av infrastruktur, bratte områder). Merk: kartet viser alle piksler som tilbyr gode ressurser, uavhengig av om individer kan komme dit; dette kan være nyttig for å vise områder som kunne vært brukt tidligere, og er ikke lengre i bruk for tap av korridorer

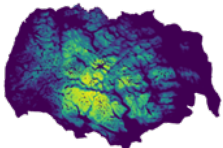
BARRIERER / HABITATPERMEABILITET: Lysere piksler kan enkelt krysses av individer, mens mørkere piksler representerer barrierer for bevegelser (eks. veier med høyt trafikkvolum, bratte områder osv.). Barrierer kan være mer eller mindre permeable (kan krysses om nødvendig) eller ikke (eks. fjellklippe, gjerder, byer)

2. Landskapsfokus

(fugleperspektiv)



Fremhev de mest funksjonelle områder og korridorer i hele landskapet. Bidra til å prioritere områder for bevaring eller for restaurering



LEVEOMRÅDETS FUNKSJONALITET: Lysere områder er både gode (tilby ressurser av god kvalitet og lite forstyrrelser) og godt knyttet til andre gode områder (arten kan lett nå dem): dette er de viktigste og mest funksjonelle områdene i hele landskapet. Mørkere områder er uegnede og/eller isolerte/dårlig tilgjengelige. Disse kartene fremhever de viktigste områdene som artene trenger (og korridorer mellom dem), og kan derfor brukes til prioritering for bevaring eller restaurering

FORFLYTNINGSRUTER / KORRIDORER: Lysere områder er de mest avgjørende korridorene og «flaskehalsene» som trengs for å opprettholde forbindelsen innenfor området, det vil si det økologiske nettverket. Lysere områder skal krysse av et høyere antall individer for å nå andre funksjonelle områder. Gode, robuste korridorer (gul-oransje) er bred, slik at individer kan velge mellom alternative trekkruiter.

Figur 2.5 Veiledning til tolkning av det fire hovedproduktene. Kartene illustrerer: (1) hvordan artene oppfatter både lokale ressurser og barrierer (innenfor hver 100 m x 100 m piksel); (2), hvordan artene oppfatter hele landskapet i et "fugleperspektiv", med tanke på funksjonelle landskap som et nettverk av områder som arten trenger å få tilgang til gjennom korridorer, og områder som er unngått på grunn av på grunn av f.eks. klimatiske forhold, samla belastning av menneskelige aktiviteter, topografi osv. Alle kart er i samsvar med hverandre, da de statistiske modeller for habitatkvalitet og permeabilitet (1) danner grunnlag for kart med landskapsfokus (2). Kartene som vises her er et eksempel utviklet for villrein (her vises Hardangervidda villreinområdet), og vises i Nett-Appen: <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnorway>, men alle kartene som presenteres i denne rapporten følger de samme prinsippene, bruke samme fargeskala, og kan tolkes på lignende måte.

3 Elg - kart over grønn infrastruktur om vinteren



3.1 Hvorfor fokus på elg?

Vi har valgt å modellere Grønn infrastruktur for elg på grunn av dens utbredelse i skogens økosystemer i og dens store verdi i Norge fra flere perspektiver: økologiske, økonomiske, sosiale og relatert til trafikksikkerhet. Elg er et artssymbol for Norge, og representerer samtidig viktige aspekter ved biologisk mangfold og økosystemtjenester. Det er et mål at forvaltningen av elg skal bidra til å ivareta både bestandenes og leveområdenes kvalitet, og samtidig ta hensyn til andre samfunnsinteresser.

Vi har valgt å fokusere på vintersesongen på grunn av dens høye relevans for trafikksikkerhet, da forskning viser at flere dyr påkjøres om vinteren (Rivrud m.fl. 2020; Solberg m.fl. 2009; se: www.hjortevilt.no/hjortevilt-og-trafikk/). Spesielt når det er mye snø, trekker dyr ned mot dalbunnen der snødybden ofte er mindre, og her ligger de mest trafikkerte veiene.

I prosjektet analyserte vi GPS-data fra 396 elg sammen med en rekke variabler som beskriver miljø, topografi, klima og menneskelige infrastruktur, bl.a. snø og trafikkvolum. Vi utførte en avansert stegseleksjonsanalyse for å undersøke elgens bruk av landskapet og dens bevegelsesmønster i landskapet om vinteren.

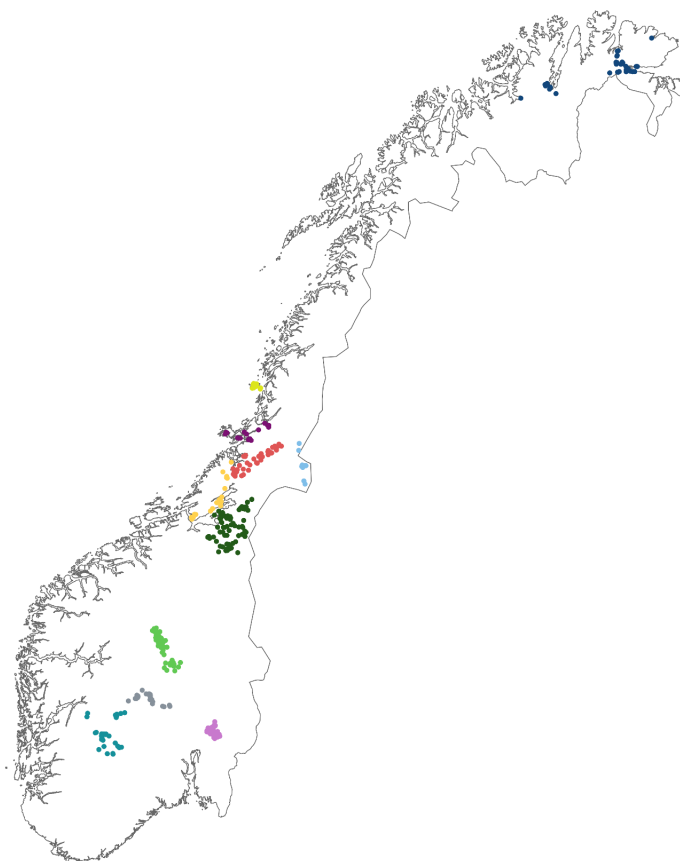
Vi presenterer her seks kart for elg om vinteren: habitategnethetskart, permeabilitetskart, landskapsfunksjonalitetskart, konnektivitetskart; i tillegg produserte vi to kart som viser usikkerheten i habitategnethetskartet og permeabilitetskartet. Alle kartene har en oppløsning på 100 x 100 m, og gjelder for elg om vinteren, i perioden 15.01 til 15.03. Alle kart kan vises i NINA kartportalen: <https://konnektivitetskart.nina.no/Map-Portal>.

I de følgende kapitlene beskriver vi først kort dataene og metoden, og deretter presenterer vi kartproduktene og en kommentar. Vær imidlertid oppmerksom på at hovedmetodikken allerede er beskrevet i kapittel 2, og her diskuterer vi hvordan det overordnede metodiske rammeverket ble tilpasset de spesifikke dataformatene og økologiske behovene.

3.2 GPS-data og forklaringsvariabler

Vi har brukt GPS-data fra de fleste overvåkingsprosjektene for elg i hele Norge. Dataene til habitatsanalysene besto av 38 931 observerte steg (linje mellom påfølgende GPS-posisjoner) fra 396 individer, mens dataene som entret permeabilitetsanalysene besto av 223 992 observerte steg fra 376 individer (Fig 3.1; se detaljer under).

Til å forklare elgens habitatvalg og bevegelse i landskapet brukte vi kartlagene i Tabell 3.1 og 3.2. I tillegg vurderte vi også å inkludere hogstflater fra Global Forest Watch, men inkluderingen av disse dataene ville medføre at vi ville miste en del data (avhengig av hvordan hogstflate ble definert), derfor valgte vi å utelate hogstflater. Vi ekskluderte også skiløyper fordi datagrunnlaget til skiløypene vi hadde funnet var mangelfulle.



Figur 3.1 GPS data brukt for analysene i Norge. Senterpunkter fra elgene markert med ulike symboler/farge for de ulike populasjonene.

Tabell 3.1 Oversikt over alle kartlag som ble inkludert i analysene.

Kartlag	Beskrivelse	Kilde
NORUT	Satellittbasert vegetasjonskart (SatVeg)	NINA-rapport 448
Skogressurskart	Dominerende treslag fra SR16 raster	NIBIO
Solstråling	Kumulativ solstråling, gjennomsnittlig over år	Blumentrath m.fl. 2018
Snødekkevarighet	Kartlag som beskriver snødekkes varighet	Dietz m.fl. 2012
PCA-2 Norge	Denne er i hovedsak satt sammen av variasjon i breddegrad og høyde over havet	Bakkestuen m.fl. 2008

Stigning	Stigning (slope) avledet fra DEM - Karverket	Blumentrath m.fl. 2018
Topografi (TPI)	plassering av en rastercelle i landskapet, dvs. høyere eller lavere enn omgivelsene (250 og 2500 meter)	Blumentrath m.fl. 2018
Hus	Bebodde hus	Kartverket, Matrikkelen bygningspunkt
Hytter	Bygninger som er registrert som fritidsbolig	Kartverket, Matrikkelen bygningspunkt
Industri	Smal definisjon av industri for å ekskludere småkraftverk og andre bygninger som ikke er assosiert med mye menneskelige aktivitet. Inkluderer bygningstype 211-213	Kartverket, Matrikkelen bygningspunkt
Offentlige veier	Europaveier, riksveier, fylkesveier og kommunale veier. Bruer og tunneler har blitt fjernet.	Statens Vegvesen – NVDB – Elveg 2.0
Trafikkvolum	Års døgntrafikk fra NVDB. Bruer og tunneler har blitt fjernet	Statens Vegvesen - NVDB
Private veier	Private veier, hovedsakelig tilknyttet hus og hytter. Private veier som primært brukes som skogsbilvei har blitt reklassifisert som skogsbilvei	Statens Vegvesen – NVDB – Elveg 2.0
Skogsbilveier	Skogsbilveier og private veier som antagelig primært blir brukt som skogsbilveier	Statens Vegvesen – NVDB – Elveg 2.0
Jernbane	Jernbane. Bruer og tunneler har blitt fjernet	N50
Kraftledninger	Kraftledninger	N50

For kartlag knyttet til mennesker, det vil si hus, hytter, industri, offentlige veier, trafikkvolum, private veier, skogsbilveier, jernbane og kraftledninger, har vi utarbeidet dataene i et format som vil være nyttig i analysene beskrevet nedenfor for å statistisk vurdere hva som er *influenssone* eller påvirkningsområdet til hver variabel (Niebuhr m.fl. 2023a, b). Dette beregnet vi med en Bartlett fordeling. For hver av de ulike kartlagene knyttet til mennesker benyttet vi følgende radier: 100, 250, 500, 1000 og 2500 meter; disse er basert på en antagelse om at infrastrukturens påvirkningssone ikke er lengre enn 2500 meter.

For hver rastercelle i hele Norge summerte vi opp antallet egenskaper for de ulike kartlagene for hver av de fem radiene. Vi benyttet en Bartlett-fordeling til å vektlegge egenskaper som var nærmere mer enn egenskaper som var lengre unna. Alle de fem ulike radier for hvert kartlag ble inkludert i modellene, og dette gir modellen frihet til å velge den faktiske avstanden elgen begynner å reagere på infrastrukturen. For eksempel kan en elg foretrekke å unngå å være nærmere enn 250 meter fra en høy-trafikkert vei, men ikke reagere på avstander lengre enn, for eksempel, 2500 meter. I denne eksempel, 250 m er de estimerte påvirkningssonene for høy-trafikkert veier.

Tabell 3.2 Oversikt over hvilke kartlag som ble inkludert i habitatsanalysene og permeabilitetsanalysene.

Kartlag	Habitategnehethet	Permeabilitet
NORUT	√	√
SR16	√	√
Solstråling	√	√
Snødekkevarighet	√	√
Høyde over havet ^a	√	
Stigning ^a	√	√
Topografisk posisjon ^a	√	
Hus ^b	√	√

Hytter ^b	√	√
Industri ^b	√	√
Offentlige veier ^b	√	√
Trafikkvolum ^b	√	√
Private veier ^b	√	√
Skogsbilveier ^b	√	√
Jernbane ^b	√	√
Kraftledninger ^b	√	√

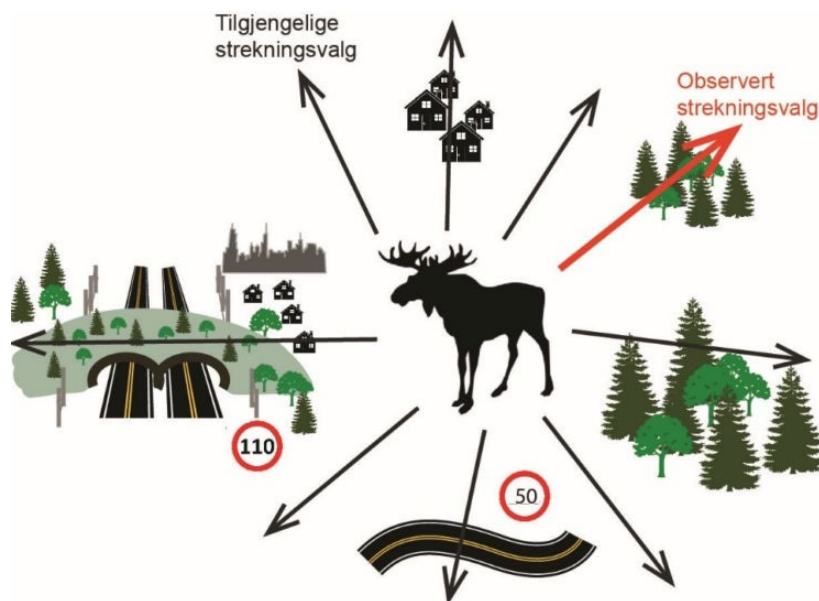
^a Inkludert som andre grads polynomial

^b Inkludert som «påvirkningssone» for radius 100, 250, 500, 1 000 og 2 500 meter.

3.3 Analyser

3.3.1 Habitatkvalitet og permeabilitet

Vi satt opp to ulike stegseleksjonsanalyser (*step selection functions*, SSF; Fig. 3.2); én for å lage habitategnethetskart og én for å lage permeabilitetskart. I en stegseleksjonsanalyse lages det tilfeldige steg som elgene kunne ha brukt, men som de ikke benyttet. Disse sammenlignes med de observerte stegene; de som elgene faktisk brukte. Her beskrives framgangsmåten for begge stegseleksjonsanalysene, der stegseleksjonsanalysene er forskjellig for habitategnethetskartet og permeabilitetskartet spesifiseres dette. Analysene som produserer habitategnethetskartet refereres til som habitatanalyser og analysene som produserer permeabilitetskartet refereres til som permeabilitetsanalyser.



Figur 3.2 Stegseleksjonsanalysen sammenligner elgens valgte strekning gjennom et landskap, med andre mulige valg den kunne tatt. På denne måten kan vi kvantifisere hvilke landskapstyper elgen foretrekker å bevege seg gjennom, og hvilke den oppfatter som barrierer i landskapet (barriereeffekter; fra Roer m.fl. 2018).

For hver elg konstruerte vi først brukte steg, der vi koblet sammen to posisjoner til et steg. Vi ekskluderte steg kortere enn 25 m. For hver elg tilpasset vi deretter en gammafordeling med steglengder basert på de observerte steglengdene. Fra denne fordelingen trakk vi tilfeldige steglengder.

Vi ønsket også å inkludere hvor mye elgen snur (snuvinkler, «turning angles») mellom to påfølgende steg, for å korrigere for at lange steglengder oftere observeres med retningsbestemt

bevegelse med lite snuing. Vi tilpasset derfor en von Mises-fordeling til «snuvinklene» mellom to påfølgende steg. Fra denne fordelingen ble det trukket tilfeldige snuvinkler som ble kombinert med de tilfeldige steglengdene. For hvert observerte steg ble det fra samme startpunkt trukket 10 tilfeldige steg (kombinasjon av steglengde og snuvinkel) som elgene kunne ha brukt, men valgte å ikke bruke. Det brukte steget sammen med de 10 tilhørende tilfeldige stegene referer vi til som stegID.

I forbindelse med permeabilitetsanalysene ønsket vi å vite med så høy nøyaktighet som mulig hvor elgene beveget seg. Vi benyttet derfor steg som hadde en varighet fra to til tre timer. For habitatsanalysene var det viktigere at stegene var lange nok til å også å inkludere habitat som elgene antageligvis ikke ønsker å bruke. Vi valgte derfor å bruke steglengder som hadde en varighet fra 23 til 25 timer. Dette betyr at dataene som ble brukt til habitatsanalysene og permeabilitetsanalysene ikke er de samme. Dataene til habitatsanalysene besto av 38 931 observerte steg fra 396 individer, mens dataene som entret permeabilitetsanalysene besto av 223 992 observerte steg fra 376 individer.

For hver av de to analysene, habitatanalyser og permeabilitetsanalyser, delte vi datasettet inn i tre; *treningsdata*, *kalibreringsdata* og *valideringsdata*. Treningsdataene ble benyttet til å tilpasse modellen, kalibreringsdataene til å kalibrere modellen og valideringsdataene til å validere modellen. Inndelingen i trenings-, kalibrerings- og valideringsdata ble romlig stratifisert og trukket tilfeldig. Øverste nivå i den romlige stratifiseringen var studieområdet.

Fig. 3.1 viser definisjonen av studieområdene. Det var en skjev fordeling av individer og steg mellom de ulike studieområdene. Vi trakk ut individer og steg slik at studieområdet med flest steg hadde maksimalt fem ganger så mange steg som studieområdet med færrest antall steg.

Innenfor hvert studieområde var det igjen en romlig stratifisering som sørget for en jevn romlig fordeling av steg. For både habitatsanalysene og permeabilitetsanalysene delte vi inn datasettet til trenings-, kalibrerings- og valideringsdata 100 ganger. Vi referer til ett slikt utvalg av disse 100 datainndelingene som et datautvalg.

For hvert datautvalg tilpasset vi stegseleksjonsmodellen via betinget logistisk regresjon (conditional logistic regression) med hvorvidt steget var et observert steg eller et tilfeldig steg som respons og med stegID som stratum. Først ble disse tilpasset gjennom en «ridge regresjon», koeffisientene fra ridge regresjonen ble deretter brukte som «penalty factor» (1/koeffisienten) i en lasso-regresjon. Lasso-regresjonen forsøker å «straffe» uviktige parametere ved å presse estimatet til 0 og «penalty» faktoren påvirker hvor sterkt modellen prøver å presse parameterestimatet mot 0. Dersom parameteren ikke er viktig i modellen får den dermed verdien 0.

Vi brukte R-pakken *OnelImpact* som ligger på GitHub (Niebhur m.fl. 2023 a,b), her referer vi til denne kombinasjonen av ridge regresjon og Lasso regresjon som *AdaptiveLasso*. Kort oppsummert gir denne framgangsmåten 100 datautvalg med 100 tilhørende modeller tilpasset med *Adaptive Lasso*, for både habitatsanalysen og permeabilitetsanalysen (tot 200 modeller).

Siden datasettene for habitatsanalysen og permeabilitetsanalysen ikke var de samme var andelen og antallet steg som ble delt inn i de ulike kategoriene litt forskjellige. For permeabilitetsanalysene var det totalt 223 992 observerte steg (varigheten på steget var mellom to og tre timer), i hvert datautvalg ble 2 % (4 479 steg) av disse delt trukket ut som treningsdata, 10 % (22 399 steg) som kalibreringsdata og 10 % som valideringsdata (22 399 steg). For habitatanalysene var det totalt 38 931 observerte steg (med steglengder som var et døgn i varighet), i hvert datautvalg ble 15 % (5 839 steg) trukket ut som treningsdata, 20 % (7 786 steg) som kalibreringsdata og 20 % (7 786 steg) som valideringsdata.

Vi hadde én full modell for habitatsanalysen og én til permeabilitetsanalysen. For hvert datautvalg var denne fulle modellen utgangspunkt. Forklaringsvariablene i de to fulle modellene er gjengitt i Tabell 1. Begge de fulle modellene inkluderte steglengde, logaritmen av steglengde og cosinus av snuvinkel som forklaringsvariabler. En god del av variasjonen i dataene i stegseleksjonsmodeller kan ofte forklares med variasjon i steglengde og snuvinkler, det er derfor viktig å inkludere disse.

Fra hver modell tilpasset til ett av de 100 datautvalgene lagde vi ett kart (habitategnethetskart eller permeabilitetskart). Vi benyttet denne framgangsmåten fordi vi hadde forklaringsvariabler av andre orden i modellene og ved å aggregere koeffisientene til de 100 modellene er det mulig at andengradsfunksjoner endrer/mister sin opprinnelige effekt. Ved å aggregere kart istedenfor modellen ekskluderer vi denne potensielle feilkilden.

Det er mange måter å aggregere disse kartene på. Vi ønsket å lage et kart som ikke fungerte dårlig i noen av studieområdene. Vi brukte derfor valideringsverdien for det studieområdet fungete dårligst i som vektet da vi beregnet en vektet median. Den vektete medianen ble beregnet for hver rastercelle over Norge basert på alle egnethetskartene eller permeabilitetskartene for de 100 modellene som ble tilpasset til de 100 datautvalgene. Den vektete medianen basert på de 100 kartene fra hver modell utgjorde det endelige egnethets- og permeabilitetskartet.

Vi beregnet et kart som uttrykker usikkerheten rundt estimatene våre. Dette gjorde vi ved å beregne den vektete øvre kvartilen (75. prosentil) og den vektete nedre kvartilen (25. prosentil). Disse ble transformert til sannsynligheter og den nedre kvartilen ble trukket fra den øvre. Denne verdien sier derfor noe om hvor stor variasjon det er i estimatet på sannsynlighetsskalaen.

3.3.2 Landskapets funksjonalitet og konnektivitet

Før vi startet med analyser satt vi enkelte habitat som uegnet og maskerte bort sjøen. Vi anså raster celler med viltgjerder, gjerder høyere enn 1,5 meter og flyplasser som uegnet elghabitat og som habitat det ikke var mulig for elgen å krysse. Rasterceller som også hadde en tunnel, bro eller viltovergang ble ikke ansett for å være uegnet habitat eller habitat som ikke var mulig å krysse.

For å modellere landskapets konnektivitet for elg vi har brukt programvaren ConScape (van Moorter m.fl. 2023a) som forklart i Kap. 2.2.3.

3.4 Resultater og kommentar

3.4.1 Kart over habitatkvalitet og barrierer

Habitatkvalitetskart

Kartet estimerer hvor godt egnet habitat er som elghabitat samtidig som det tas hensyn til både naturtrekk, topografi, klima og menneskelig forstyrrelser. Verdiene i kartet representerer relativ sannsynlighet for at elgen velger å bruke denne cella (100 x 100 m piksel). Lave verdier viser uegnet habitat (dvs. lite naturlig egnethet, eller for mye forstyrrelser; lysere farge), mens høyere verdier viser egnet habitat (grønnere farge).

Habitatskvalitetskartet viser at de best egnede ressursene finnes bl.a. i Sørøst-Norge og Trøndelag, men også i kystområdene i vest.

Fig 8.1 i *Vedlegg 1* viser modellresultatene for habitatkvalitet om vinteren. Ikke overraskende, habitatkvalitetskartet viser først og fremst at skogen er en av de mest foretrukket habitat for elgen om vinteren. Kartet viser ikke noen tydelig forskjell mellom de ulike skogtypene om vinteren. Områder over tregrensa var generelt av dårligere kvalitet, og kvaliteten synker jo høyere over havet områdene ligger. Dalbunner og lavereliggende områder i terrenget kommer også fram som habitat av god kvalitet. Områder med veier med høyt trafikkvolum har lavere habitatkvalitet, det samme gjelder også større hyttefelter og byer.

Det er viktig å minne om at dette kartet kun viser hvor passende forholdene er innenfor hver 100x 100 m piksel isolert sett, uten å vurdere om området faktisk er tilgjengelig for elgen. Adkomsten kan f. eks være hindret på grunn av barrierer lenger unna. Derfor kan dette kartet også vise områder som tidligere var egnet, men som ikke lenger er tilgjengelig på grunn av f.eks.

fragmentering. Det er også viktig å påpeke at dette kartet kun illustrerer hvor egnet habitat er, dette trenger ikke ha en klar sammenheng med tetthet. For eksempel vil ikke tettheten av elg i overvintringsområder kun være en funksjon av hvor egnet habitatet er, men vil også forklares av tilgangen til gode sommerbeiter. Dette kartet tar ikke hensyn til om elgen klarer å komme seg til habitatet eller ikke.

Permeabilitetskart

Kartet estimerer hvor lett det er for elgen å bevege seg i landskapet. Verdiene i kartet representerer relativ sannsynlighet for at elgen vil bevege seg gjennom cella. Mørkere farger indikerer at rastercella er lite permeabel (det er vanskelig/umulig å krysse), mens lysere farger indikerer at cella er enkel for elgen å bevege seg gjennom.

Fig 8.2 i *Vedlegg I* viser modellresultatene for habitatpermeabilitet om vinteren. Permeabilitetskartet viser store lite gjennomtrengelige områder om vinteren i Vest-Norge, i fjellområdene Midt-Norge, og i nord; det er også et ganske ugjennomtrengelig område sør for Trøndelag. Dette er i hovedsak snakk om høyereliggende fjellområder. Andre lite gjennomtrengelige habitat er bratt liser, over større innsjøer, urbane områder, større hyttefelter og veier med mye trafikk.

3.4.2 Validering og usikkerhet

Valideringen og estimering av usikkerheten i modellene ble gjort på to forskjellige måter:

a. Kryssvalidering av modellen selv

Usikkerhet kan kun beregnes ut fra egnethets- og permeabilitetsanalysene, da de grønne infrastrukturkart er basert på algoritmer som bruker disse to inputkartene. Som forklart i Kap. 3.3, en del av GPS-dataene ble ikke brukt til å bygge modellen, men ble kun brukt til å teste om modellprediksjoner (dvs. kartet) godt representerte elg GPS-data.

Usikkerhet i estimatene til habitatkvalitetskartet og permeabilitetskartet er illustrert i Fig. 3.7. Der som det er større usikkerhet knyttet til estimatet har cellen en høyere verdi, er det lavere usikkerhet knyttet til estimatet har cellen en lavere verdi. Verdien er angitt som sannsynligheten for den vektete øvre kvartilen minus sannsynligheten for den vektete nedre kvartilen.

Områder som det er knyttet større variasjon i estimatene til er i hovedsak områder hvor det er mye infrastruktur, mens også noen habitat hvor det ikke er stor menneskelig påvirkning, slik som f. eks høyereliggende fjellområder og isbreer. Disse områdene opplever antageligvis mer variasjon fordi det har vært få eller ingen GPS-merkede elger i områder som har opplevd slike forhold. F. eks så vil mange elger oppleve hytter, hus og veier, men ikke så høye tettheter eller nivåer av denne infrastrukturen som vi kanskje finner i de største hyttefeltene og de største byene. Modellene vil derfor ekstrapolere i disse områdene, og da blir estimatene mer usikre.

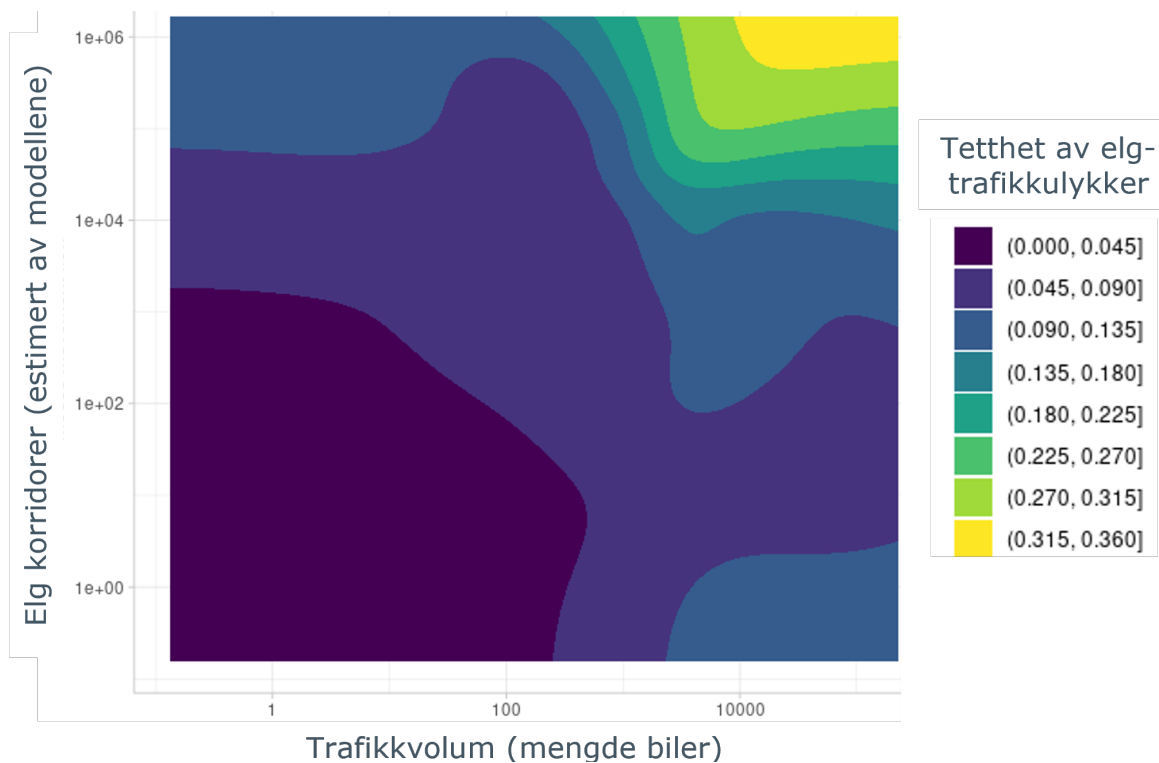
b. Validering av kartet mot data om viltpåkjørsel

Vi gjorde en foreløpig tilleggsanalyse for å teste sammenhengen mellom elgens korridorskart og trafikkollisjoner. Vi brukte data om elg kollisjoner vinterstid, over hele Norge (Hjorteviltregisteret.no), og vi beregnet tetthet av kollisjoner de siste 5 årene. Vi bygde deretter en GAM-modell for å forklare tettheten av kollisjoner med hensyn til korridorskart, trafikkvolum, trafikkhastighet og geografisk område i Norge (for å fange opp noen variasjoner i bestandstetthet).

Resultater viser større antall elgpåkjørsler i områder med estimerte elgkorridorer og høyere biltrafikk. Resultatene viser også variasjon i kollisjoner på tvers av områder i Norge, noe som kan reflektere variasjoner i tetthet og migrasjonsatferd. Disse analysene var imidlertid foreløpige, og det ville være behov for flere analyser for å undersøke driverne til kollisjonen mer i detalj.

For denne rapportens formål viser imidlertid denne valideringen et godt og statistisk signifikant samsvar mellom korridorskart og viltpåkjørsel. Figur 3.4 viser at piksler med høyere forventede

korridorer (dvs. flere estimerte elgbevegelser) er positivt korrelert med høyere sannsynlighet for elgpåkørsel. De fleste kollisjoner skjer når både trafikkmengde og elgbevegelser er høyere.



Figur 3.3 Validering av elg korridorkartet (Fig 3.5) mot data om viltstående. Figuren viser tre variabler: korridorer (estimert av modellene; til venstre); trafikkmengde (under), og tetthet av kollisjoner (høyre). Figuren viser at piksler med flere forventede elgbevegelser (dvs. flere estimerte korridorer) og høyere trafikk er statistisk positivt korrelert med høyere sannsynlighet for elgpåkørsel. De fleste kollisjoner skjer i gul farge (over, til høyre), når både trafikkmengde og elgbevegelser er høyere.

3.4.3 Kart over Grønn infrastruktur: leveområdets funksjonalitet og korridorer

Habitatfunksjonalitetskart

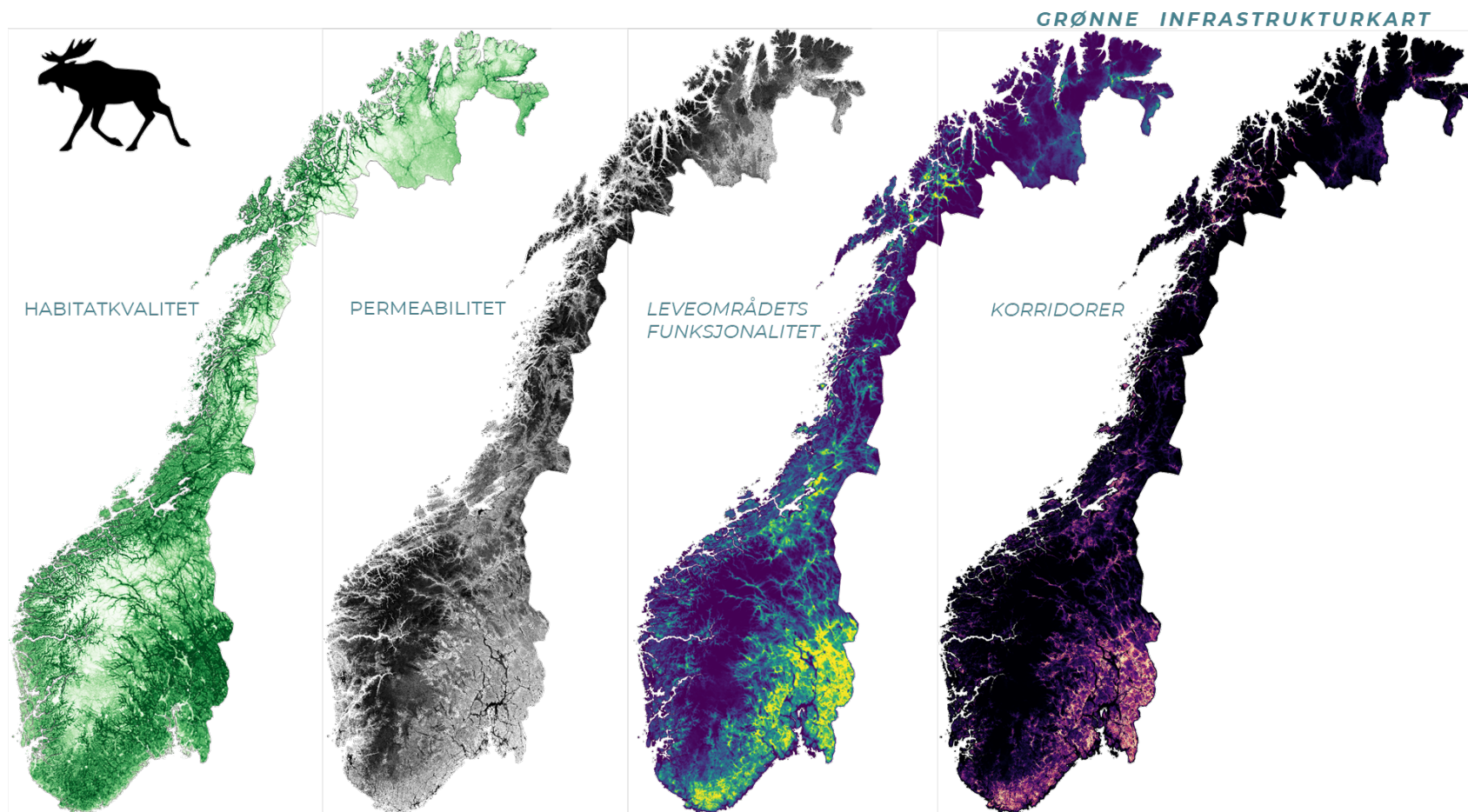
Kartene over funksjonelle leveområder for elg viser «kjerneområder» i Norge om vinteren, dvs. områder som samtidig er egnet og godt forbundet gjennom korridorer. Med andre ord, de viser de beste og mest sentrale områdene i Norge, eller de områdene som tilbyr de beste ressursene og i tillegg er lett tilgjengelige, med tanke på menneskeskapt barrierer eller klima, topografi osv.

Fig 3.5 viser at mens det er egnede områder også f.eks. på vestkysten, ser disse områdene ut til å være lite funksjonelle, da de er dårlig forbundet eller for fragmentert. Det ser også ut til å være relativt liten funksjonalitet i området sør for Trøndelag. En lite men relativt funksjonelt område er estimert også sør for Tromsø.

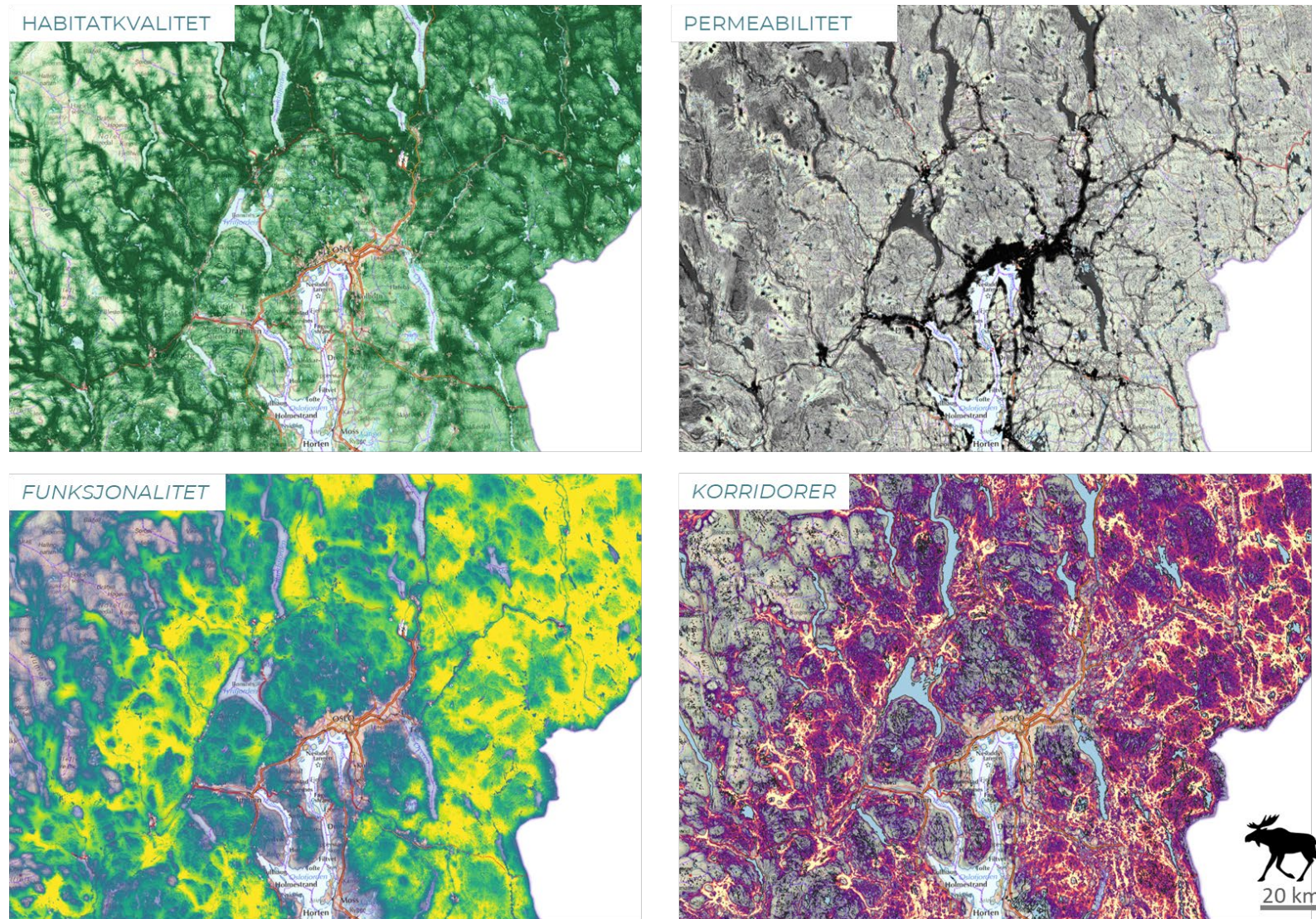
Konnektivitetskart

Korridorkartene viser korridorene elg må bruke for å gå fra et funksjonsområde til et annet. Den fremhever «flaskehalser» i de lysgule fargene, dvs. trange korridorområder der et stort antall individer må passere gjennom for å nå kjerneområder lenger unna.

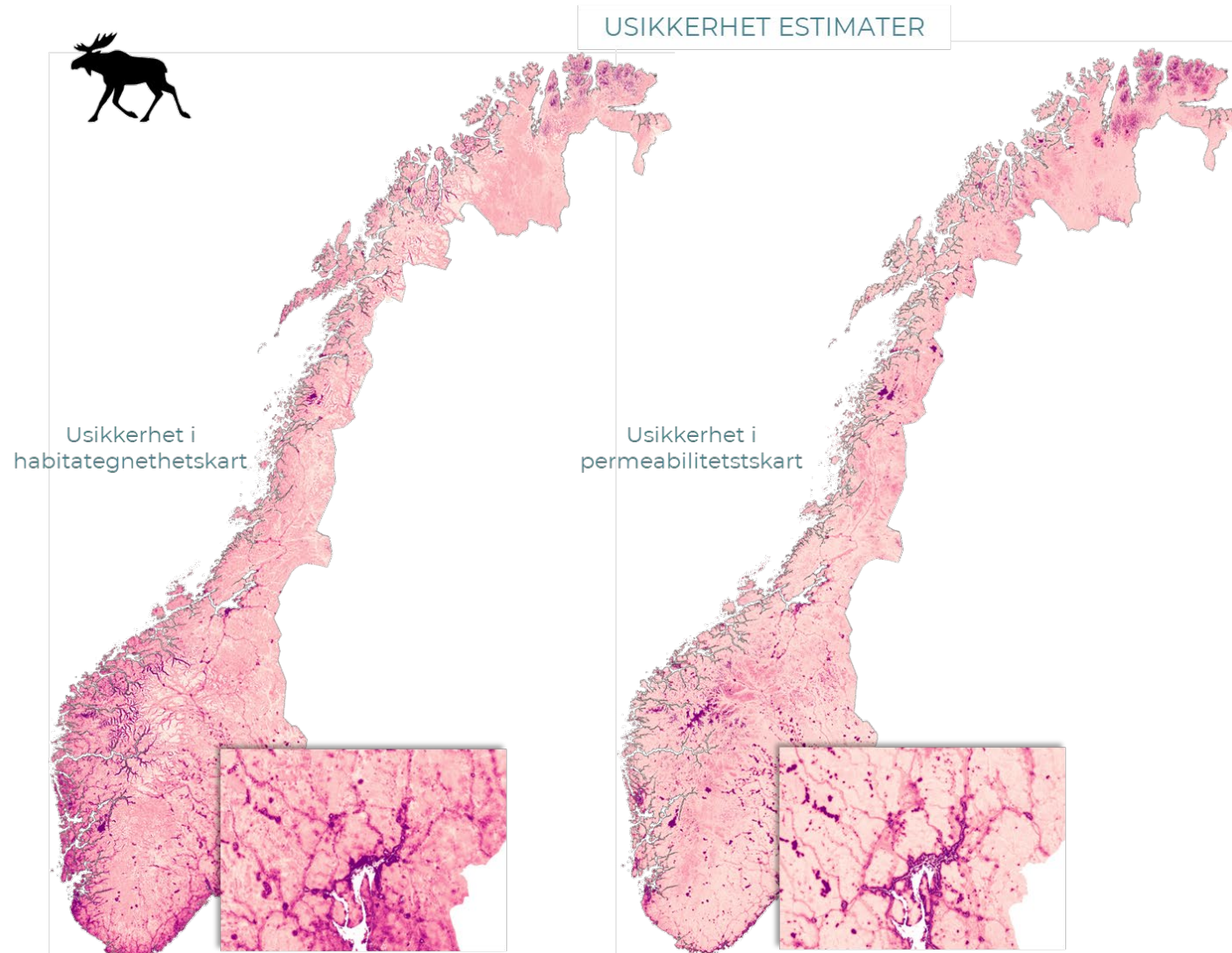
Flest elgbevegelser om vinteren kan sees langs dalene (Fig 3.5, 3.6), spesielt i Øst- og Sørøst-Norge, men også i Trøndelag og sør for Tromsø. Det ser ut til å være relativt liten sammenheng mellom den sørøstlige bestanden og de nordlige bestandene.



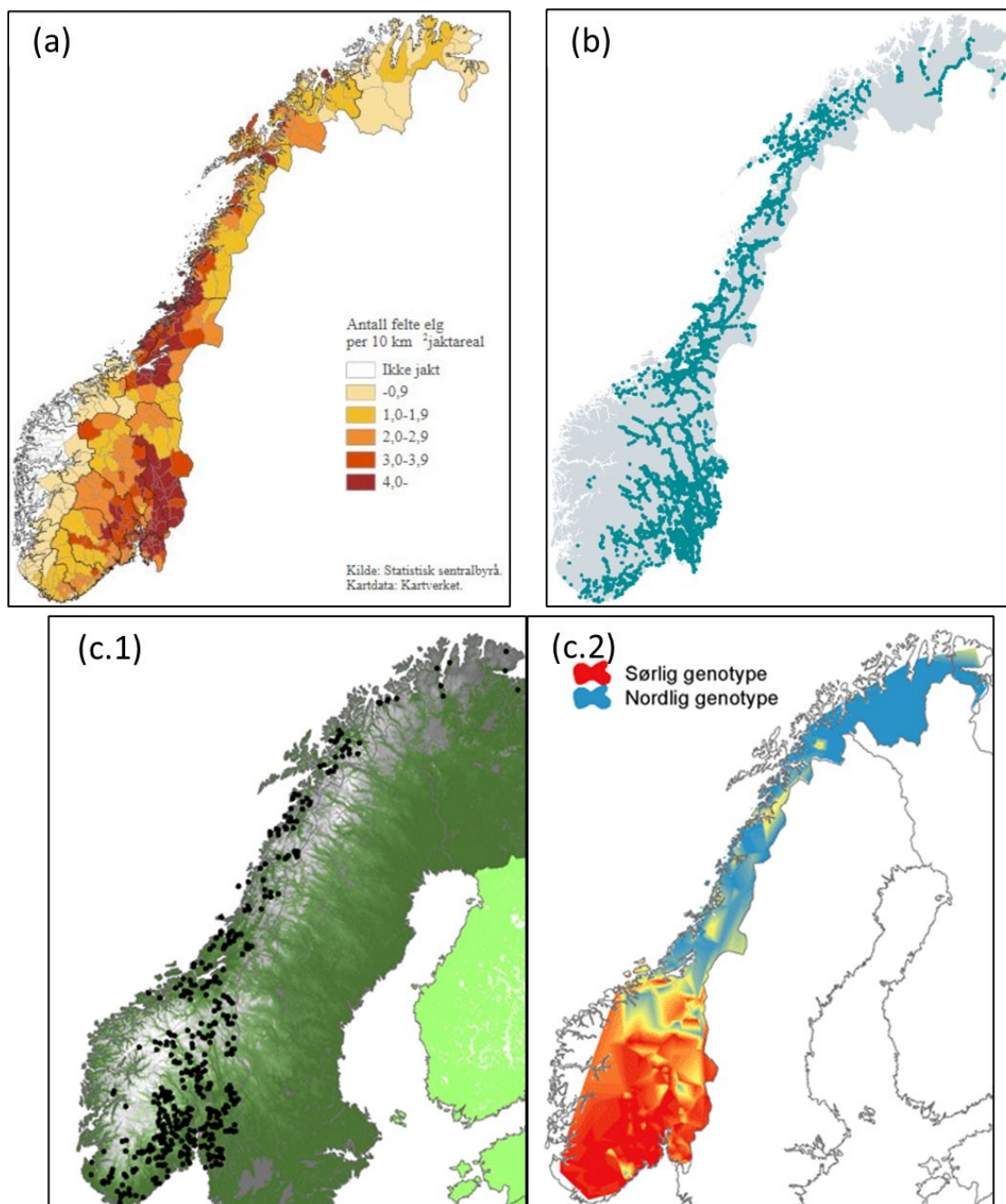
Figur 3.4. Kartprodukter for elg, om vinteren (<https://konnektivitetkart.nina.no/Map-Portal>). Kartene til venstre fokuserer på egenskapene til hver 100 m piksel «isolert», uavhengig av om en elg kan nå området. Disse kartene viser: habitatkvalitet, (grønne piksler tilbyr egnede gjelder naturressurser, klima f.eks. snø, menneskelig forstyrrelser inkl. veitrafikk osv.), og dens permeabilitet (mørke piksler er vanskelig å krysse, dvs. barrierer). De best egnede ressursene finnes bl.a. i Sørøst-Norge og Trøndelag, men også i kystområdene i vest. De viser også store ugjennomtrengelige områder i Midt- og Vest-Norge, og i nord; det er også et ganske ugjennomtrengelig område sør for Trøndelag. De to kartene til høyre viser grønn infrastruktur, og tilbyr et «fugleperspektiv» av landskapet i sammenheng. Kartene viser de mest funksjonelle områdene, som samtidig er egnede og godt forbundet («kjerneområder», gul), samt de viktigste korridorene og flaskehalsene (gul). Mens, f.eks. det er egnede områder også på vestkysten, ser disse områdene ut til å være lite funksjonelle, da de er dårlig forbundet eller for fragmentert. Det ser ut til å være også relativt liten sammenheng mellom den sørøstlige bestanden og den nordlige bestanden.



Figur 3.5. Kartprodukter for elg (<https://konnektivitetkart.nina.no/Map-Portal>). Samme kart som i Fig 3.5, med zoom over Oslo-området. Fargene er transparente for de laveste verdier.



Figur 3.6 Usikkerheten knyttet til habitatkvalitetskartet og permeabilitetskartet for elg, med zoom over Oslo-området. Mørk farge indikerer områder der det er mer variasjon i estimatene fra modellene, og dermed er mer usikre, mens lysere farge indikerer områder hvor det er mindre variasjon i estimatene. Kartene viser usikkerheten som differansen mellom sannsynligheten ved den øvre vektete kvartilen og sannsynligheten ved den nedre vektete kvartilen.



Figur 3.7. Eksempler av figurer fra publiserte studier som beskriver nasjonale mønstre for elg i Norge. Det kan være nyttig å sammenligne disse bildene med modellene presentert i denne rapporten (Fig 3.5), for å utforske potensiell relevans for forvaltning og generere hypoteser for fremtidige studier (se kap. 3.5). Fig (a) viser antall felte elg per arealenhet i Norge i 2012 (figur fra: www.hjorteviltet.no; Statistisk sentralbyrå). Fig (b) viser elgpåkjørsler i Norge (Rivrud m.fl. 2020; data fra Hjorteviltregisteret i jaktårene 2012/2013 – 2016/2017; figur fra: www.hjorteviltet.no). Fig (c) viser genetisk variasjon hos elg i Norge: c.1 viser fordelingen av elg med genetiske prøver, og c.2 viser de to genetiske underbestandene av elg i Norge; underbestandene blander seg i Sør-Trøndelag. (figur fra: Haanes m.fl. 2011; www.hjorteviltet.no).

3.5 Elg kart: sluttkommentar or relevans for forvaltning

Dette er de første kartene som gir oversikt over egnede og funksjonelle områder, barrierer og korridorer - eller over det økologisk nettverk - for elg i Norge (Fig 3.5). Kartet over habitatkvalitet om vinteren viser mange egnede områder i skogkledde områder i Norge. Permeabilitetskartet viser tvert imot en markert øst-vest gradient i Sør-Norge. Det viser også flere barrierer, eller område med veldig lav permeabilitet, langs de største veger i Sør-Norge, og områder med relativ lav permeabilitet i Trøndelag og deler av Nord Norge.

De mest funksjonelle områdene er i Sørøst-Norge, i Trøndelag, og i noen få områder spredt nordover. Ganske overraskende virker vestkysten lite funksjonell for elg om vinteren, og dette forklares med den lave permeabiliteten i området, heller enn av tilgjengeligheten av egnede områder, som er ganske rikelig også på vestkysten. Dette mønsteret ser ut til å stemme overens med virkeligheten, ettersom elgen ikke har etablert seg langs hele vestkysten (Fig. 3.8).

Vær imidlertid oppmerksom på at funksjonalitetskartet ikke inkluderer data om hjort, som ofte nevnes som en årsak til den lave elgtettheten på vestkysten. Den lille funksjonaliteten er - på kartet vårt - forklart med den lave permeabiliteten. Det ville vært interessant å legge et lag på hjort, for å se i hvilken grad dette bidrar til dagens utbredelse av elg.

Trafikkollisjoner

Vi har valgt å fokusere på vintersesongen på grunn av dens høye relevans for trafikksikkerhet, da det er sesongen hvor det er registrert flest kollisjoner mellom elg og kjøretøy. Om vinteren er det kjent at elg bruker begrensede områder i dalbunner, og derfor øker sannsynligheten for elg-bevegelser som krysser veitrafikken.

Kartene er validert både med en uavhengig sett av GPS-data, og med data om trafikkollisjoner – gjennom en foreløpig analyse. Resultatene viser at kartene samsvarer godt med GPS-data. De viser også at kartet som estimerer elgkorridorer kan brukes til å forutsi trafikkollisjoner, dvs. forklare hvor kollisjoner skjer. Sannsynligheten for kollisjoner er størst der sannsynligheten for elgkorridor er høy og det er stort trafikkvolum. Disse foreløpige resultatene tyder derfor på at disse kartene kan brukes til å støtte identifiseringen av områder for avbøtende tiltak som viltpasasjer, gjerder osv.

Genetisk struktur

Kartene viser også noe diskontinuitet i funksjonsområder mellom den sørlige og nordlige delen av Norge på grunn av områder med lav permeabilitet. Det er interessant å merke at et lignende mønster er påvist også i den genetiske strukturen. Haanes m.fl. (2011) viser tydelig at den norske elgbestanden ikke er en panmiktisk bestand (dvs. hvor individer kunne blande seg og parre seg med andre), da to ulike mønstre kan ses. Opprinnelsen til denne forskjellige genetiske strukturen er muligens knyttet til koloniseringsruter etter den siste istiden i Skandinavia, fra sør og fra nord-øst, og artikkelen konkluderer med at bestandene i dag møtes i en konvergenssone eller et innblandingsområde i det sentrale Skandinavia.

Ved første øyekast kan det se ut til at den relativt skarpe kanten som avgrenser de ulike genetiske strukturene (Fig. 3.8) tilsvarer et område med lav permeabilitet, ifølge Fig.3.5, som derfor vil kunne bidra til å opprettholde den genetiske strukturen mellom nord og sør. Det kan derfor være interessant å undersøke sammenhengen mellom funksjonsområdene identifisert av modellene og den genetiske strukturen til elg i Norge. Dette kan få konsekvenser for forvaltningen, da ulike genetiske strukturer kan gjenspeiles i ulike fenotypiske egenskaper, og evne til å tilpasse seg klimaendringer (Haanes m.fl. 2011).

Migrasjonskorridorer, menneskelig fotavtrykk og evt. avbøtende tiltak

Neste steg som kan være nyttig for forvaltningen vil være å utvikle kart for flere årstider, og identifisere migrasjonskorridorer mellom sommer- og vinterområder, både i Norge og i hele Skandinavia. Eller kart som viser områder som vil bli funksjonelle i fremtiden, på grunn av klimaendringer, og korridorer for å nå disse områdene (lik det vi viser for edellauvskog - Fig. 4.13-5).

Andre produkter som kan være av interesse for forvaltningen er kart som viser områder som mulig kan tilby gode naturressurser for elg, men hvor det menneskelige fotavtrykket også er høyt, og derfor har lav funksjonalitet (se f.eks. for villrein van Moorter m.fl. 2023). Eller kart som viser områder som er mest sårbare for klimatiske endringer (se f.eks. fig.4.15). I slike områder kan en rekke avbøtende tiltak vurderes.

Det kan også lages konkrete scenarier både med hensyn til klimaendringer og med hensyn til endringer i arealbruk, f.eks. endringer i skogforvaltning, planlegging av transportstrategi, arealplaner, eller utbygging av andre infrastruktur.

4 Edellauvskog og andre treslag – nåværende og fremtidig utbredelse

4.1 Hvorfor edellauvskog

Skog dekker ca. 37% av Norges areal og har stor betydning både for biologisk mangfold, opptak og lagring av karbon, økonomi og samfunn. Edellauvskog (Fig. 4.1) er en av de rikeste skogtypene i Norge når det gjelder biologisk mangfold, men dekker per i dag kun ca. 1% av skogarealet. Edellauvskog er dominert av varmekjære og oftest næringskrevende arter som alm, ask, eik, hassel, lind, spisslønn og bøk. Mange av disse skogen har før løvsprett et rikt våraspekt av karplanter. Det finnes også en lang rekke arter av sopp, lav, moser og insekter som er knyttet til levende trær og til død ved av edelløvtrær. I tillegg har edellauvskog stor sosial verdi for rekreasjon, helse og friluftsliv (Olsen m.fl. 2020).



Figur 4.1 Edellauvskog med eik og hassel. Foto: Ulrika Jansson.

Men edellauvskog er også et av verdens mest forringede skogøkosystemer, og det haster å både bevare, restaurere og utvide arealet av disse artsrike skogene, som leverer en rekke naturgoder. Edellauvskog vokser ofte på den mest fruktbare jorda, og mye av det opprinnelige arealet har derfor gått tapt og blitt omvandlet til jordbruksmark. I tettstednære områder i lavlandet og langs veier (f.eks. i Oslofjordområdet) er nedbygging, utbygging eller tiltak som f.eks. rassikring viktige påvirkningsfaktorer som fører til habitattap og fragmentering av gjenværende areal. I dag er det kun fragmenter igjen av den en gang vidt utbredte edellauvskogen, og i Norge regnes flere typer av edellauvskog som truet (Artsdatabanken 2018; Olsen m.fl. 2020).

De norske edellauvskogene kan ses på som de nordligste utløperne av de mellomeuropeiske skogene. I Norge finnes edellauvskogen i lavereliggende områder, f.eks. på Østlandet nordover til Mjøsa og enkelte steder i dalstrøkene, på Sørlandet og Vestlandet, i Trøndelag og spredt

nordover langs Nordlandskysten. Mot nord og mot høyereliggende strøk går edellauvskogen over i blandingsskog med boreale løvtrær og bartrær.

Edellauvskog er svært artsrik, og det er flere arter knyttet til de arealene enn til barskogen. Det er imidlertid et helt annet sett av arter som er knyttet til barskogene enn til edellauvskogene slik at de har et komplementært artsmangfold. Også barskogene bidrar med viktige økosystemtjenester, både knyttet til biologisk mangfold, friluftsliv, karbonlagring og -opptak og til produksjon av økosystemprodukter (tømmer, vilt, bær, mm.).

4.1.1 Skog under klimaendringer

Varmekjær og stormbestandig edellauvskog er godt tilpasset fremtidens klima, kan være et viktig karbonlager, og et viktig habitat for flere sjeldne og trua arter (Olsen m.fl. 2020).

Klimaendringer forventes derimot å påvirke barskog negativt på grunn av økte tørkeskader, vindfellingsskader, angrep fra skadelige sopp og insekter, og frostskaider (Kausrud m.fl. 2022; Fig. 4.2). Grov sett forventes derfor nåværende utbredelsesområde for den sørlige barskogen å forskyve seg nordover, og muliggjøre for utvidelse av løvtrær i de arealene som forventes å bli uegnet for bartrær i fremtiden. Lokale variasjoner i klima kan imidlertid være betydelige og påvirke ulike arter på ulike måter (Forsgren m.fl. 2015).



Figur 4.2 Med klimaendringene øker risikoen for tørkeskade og angrep fra skadelige insekter på gran. Foto: Ulrika Jansson.

Men, naturlig spredning er en langsom prosess for de fleste treslag, grunnet mange og delvis motvirkende faktorer (både klima- og andre miljøfaktorer). De begrenses ikke bare av lang frøspredningsavstand mellom egnede leveområder, men også av det raske tempoet i klimaendringene og sterke variasjoner i klimaet mellom år. Samlet begrenser dette muligheten å holde tritt

med klimaendringene. I tillegg kan introduserte fremmede treslag raskt ta over egnede leveområder, og motvirke etablering av stedeegne treslag.

Derfor konkluderer Mauri m.fl. 2023 med at treplanting av egnede treslag på egnede arealer «assistert migrasjon» kan være et viktig tiltak for å begrense nedgangen i skogøkosystemtjenester i Europa.

4.2 Kartproduktene, scenario og sårbarhetskart ift. klimaendringer

Rapporten presenterer først og fremst en sett med kart over egnede og funksjonelle, sammenhengende områder for edellauvskog, som er leveransen til prosjektet. Modellene ble bygget for fem edellauvtrærarter som er naturlig hjemmehørende i Norge. Sammen med forekomstdata av edellauvtrær innsamlet i forbindelse med arealrepresentativ skoginventering i Europa (NFI, National Forest Inventory) har vi brukt flere miljøvariabler (inkl. topografi, jordegenskaper og klimadata) for å trene en maskinlæringsmodell i Europa. Til slutt har vi integrert kartene for enkeltarter av edellauvtrær til fire sett med kart over edellauvskog i Norge. Sommerek og vinterek mangler dessverre i datasettet da disse treslagene ikke rapporteres som enkeltarter fra den norske landskogtakseringen, men er sammenslått til eik (*Quercus* sp.)

Rapporten presenterer også flere tilleggsprodukter:

- kart som viser endring i utbredelsesområde av hvert treslag mot tilgjengelig funksjonelt habitat under *scenarier av klimaendring i 2030, 2060, og i 2090*.
- korridorene og flaskehalsene som tillater kolonisering av fremtidige mulige utbredelsesområder vises også. Med andre ord, kartene viser funksjonell konnektivitet mellom dagens habitat og framtidens egnede habitat i Fennoskandia, og de viktigste korridorene.
- *sårbarhetskart ift. klimaendringer* som illustrerer bl.a. områder som i dag er egnet, men som ikke lenger vil være egnet eller koblet sammen i fremtiden, eller områder som i dag ikke er egnet, men som vil bli egnet.
- en sett med kart også for hver av *9 andre treslag* i Norge - både løvtrær og bartrær

Alle kart kan vises i NINA kartportalen: <https://konnektivitetkart.nina.no/Map-Portal>.

4.3 Data

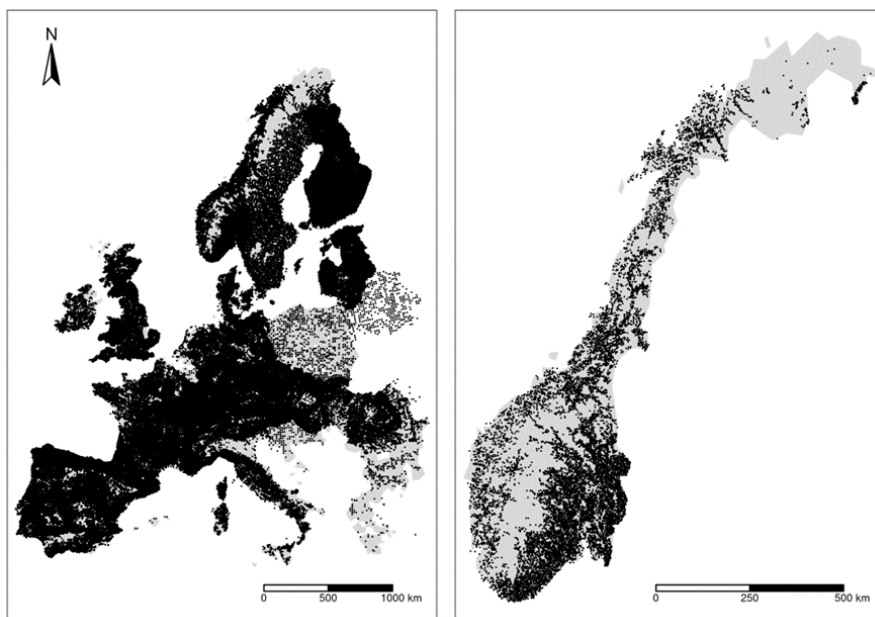
4.3.1 Forekomstdata

Vi brukte data fra de nasjonale skogovervåkingsprogrammene (National Forest Inventory) fra alle land i Europa (Mauri m.fl. 2017, totalt 237202 prøveflater; Fig 4.3-8), inkludert det landskogtakseringsdata som Norge har rapportert inn. Hver prøveflate inneholder data om forekomst/ikke forekomst for ca. 200 forskjellige treslag som forekommer i Europa.

Analysene ble gjort først og fremst for fem arter av edellauvtrær som vokser naturlig i Norge: spisslønn (*Acer platanoides*), bøk (*Fagus sylvatica*), ask (*Fraxinus excelsior*), lind (*Tilia cordata*), og alm (*Ulmus glabra*).

I tillegg ble analysene også gjort for 9 andre treslag, både naturlig hjemmehørende arter og innførte arter. Analyser ble gjort for de stedeegne boreale løvtreslagene selje (*Salix caprea*), osp (*Populus tremula*), bjørk (*Betula pubescens*) og hengebjørk (*Betula pendula*), og for våre stedeegne bartrær furu (*Pinus sylvestris*) og gran (*Picea abies*). I tillegg ble analysene gjort for tre innførte treslag agnbøk (*Carpinus betulus*, PH), sitkagran (*Picea sitchensis*, SE) og platanlønn (*Acer pseudoplatanus*, SE).

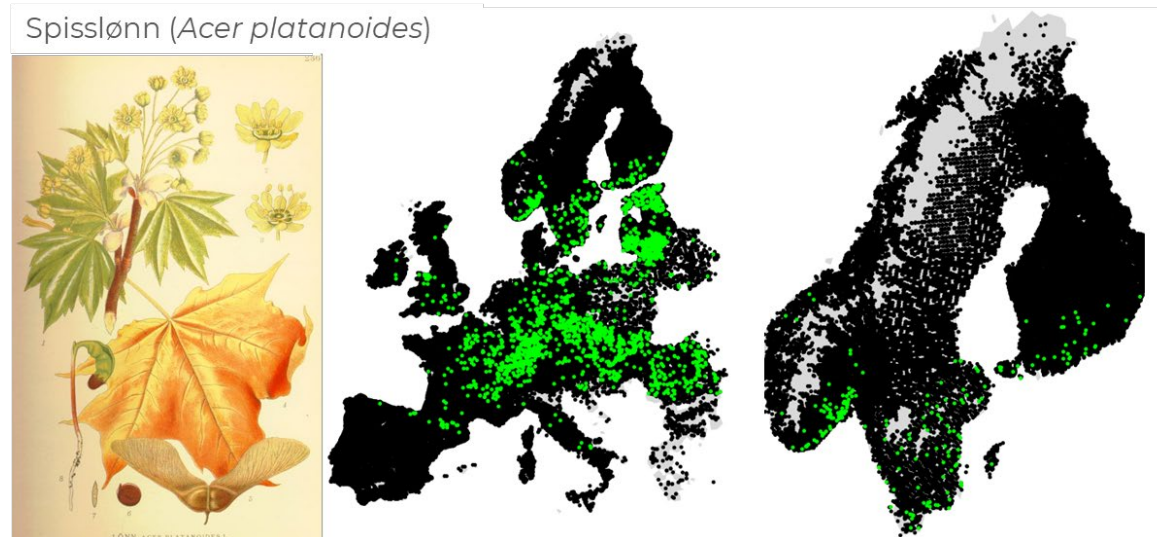
Merk at data for sommerek (*Quercus robur*) og vinterek (*Quercus petraea*) ikke vises her, da eik ikke registreres på artsnivå i Landsskogtakseringen i Norge.



Figur 4.3. Prøveflater i Europa og i Norge i sort.

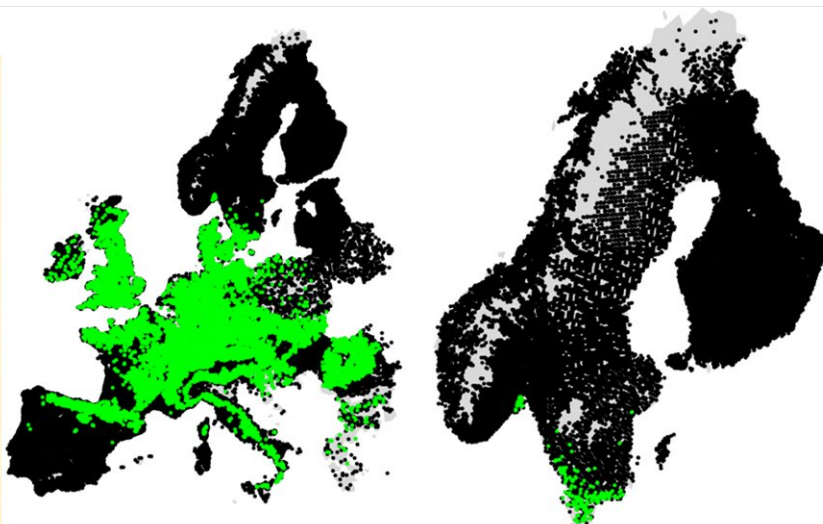
For å modellere habitatsegnethet brukte vi, i tillegg til forekomstdata fra skogovervåkingsprogrammene, også høyoppløselige satellittdata (fra EU Copernicus programmet; 100 m² piksler) om dominerende treslag (dvs. barskog eller løvskog) for å kartlegge dagens mulige forekomst av edellauvskog i Fennoskandia (inkl. Norge).

Deretter ble forekomstdata for hvert av de 5 edellauvskogtreslagene visualisert.



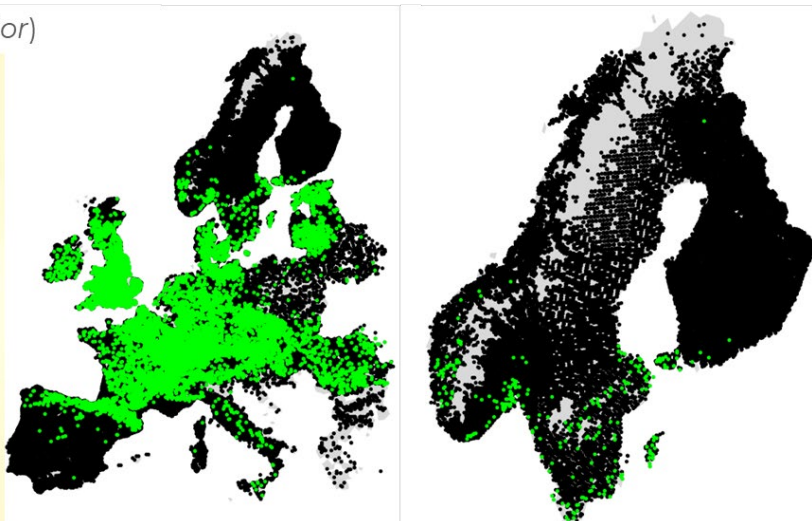
Figur 4.4. Europeiske og Norske data for spisslønn; alle prøveflater uten spisslønn i sort og alle flater med spisslønn i grønt.

Bøk (*Fagus sylvatica*)



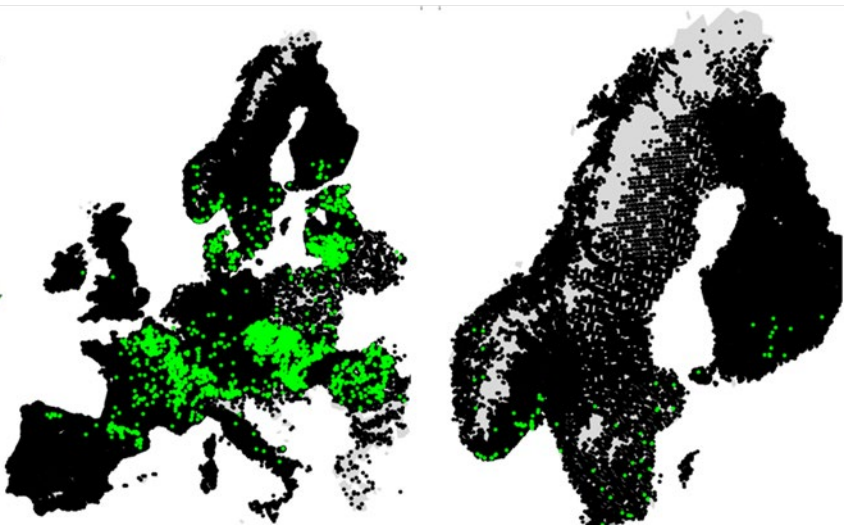
Figur 4.5. Europeiske og Norske data for bøk; alle prøveflater uten bøk i sort og alle flater med bøk i grønt.

Ask (*Fraxinus excelsior*)

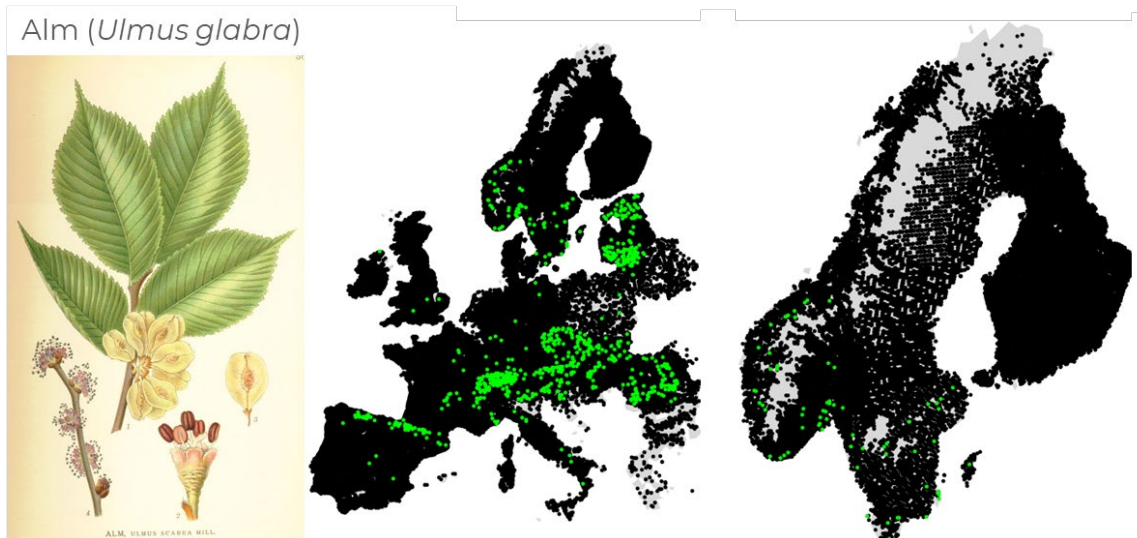


Figur 4.6 Europeiske og Norske data for ask; alle prøveflater uten ask i sort og alle flater med ask i grønt.

Lind (*Tilia cordata*)



Figur 4.7 Europeiske og Norske data for lind; alle prøveflater uten lind i sort og alle flater med lind i grønt



Figur 4.8 Europeiske og Norske data for alm; alle prøveflater uten alm i sort og alle flater med alm i grønt.

4.3.2 Forklaringsvariabler

For å bygge artsfordelingsmodeller (dvs. modeller for habitatkvalitet, eller habitatpreferanser) brukte vi flere miljøvariabler:

- **Topografi:**
 - helning
 - helningsretning (nord, øst, sør, vest)
 - terrengskygge
- **Jordegenskaper** (fra ESDAC – [Den Europeiske jorrdatabasen](#)):
 - totalt tilgjengelig vanninnhold (mm)
 - innhold av leire (%), sand (%), silt (%) organisk karbon (%), og grus og stein (%)
 - volumvekt ($g\ cm^{-3}$)
 - rottybde (cm)
- **Bioklimatiske variabler** (basert på temperatur- og nedbørsdata fra [worldclim](#), Fick & Hijmans 2017), to sets:
 - [bioclim](#): 19 variabler (Hijmans m.fl. 2005), f.eks. årlig gjennomsnittstemperatur
 - [ENVIREM](#): 16 variabler (Title & Bemmels 2018), f.eks. 'growing degree days'

4.3.3 Data for scenarioanalyser

For å kjøre scenarier for klimaendringene (dvs. for å forutsi endringer i egnet habitat for hvert edellauvtreslag i fremtiden) brukte vi temperatur- og nedbørsforutsigelsene fra klimamodeller, i klimascenario SSP245. Dette klimascenariet forutsier hverken veldig liten eller veldig stor endring, men ligger nærmere midten av det vi kan forvente.

Vi brukte [ni globale sirkulasjonsmodeller \(GCM\)](#) med $\pm 1\ km^2$ romlig oppløsning for å kvantifisere usikkerheten i klimamodellene og ga forutsigelser for endret klima for periodene 2021-2040, 2041-2060, 2061-2080 og 2081-2100.

Basert på disse dataene beregnet vi igjen klimadataene ([bioclim](#) og [ENVIREM](#)) som deretter brukes til å modellere egnede habitater under fremtidige scenarier, i 2030, 2060, og i 2090.

4.4 Analyser

Samlet sett var analysene basert på de samme overordnede konseptene og metodikken som ble forklart i kapittel 2. Metodikken måtte imidlertid justeres for å tilpasses trærnes særegne prøvetakingsdata og spredningsevner. For det første beveger trær seg veldig sakte (dvs. via plan-teetablering). Mens for eksempel elg og pollinatorer beveger seg hele tiden, tar etableringstrinn til nye områder for trær veldig lang tid. Det tar flere tiår for et tre å "bevege seg" (dvs. for et frø å bli produsert, etablert og bli et tre som selv produserer nye trær), og i løpet av den tiden forventes habitatet å endre seg, for eksempel på grunn av klimaendringer. Derfor kan vi måle tilkobling for trær bare ved å se på hvordan det nåværende distribusjonsområdet forventes å koble seg til områder som vil være egnet i fremtiden, under scenarier for klimaendringer. Det var derfor nødvendig å utføre *scenarioanalyse for klimaendringer* i 2000, 2030, 2060, og i 2090.

Når man ser på effektene av klimaendringer, er det ikke tilstrekkelig å se hvordan nåværende egnet habitat er knyttet til fremtidig egnet habitat: man må modellere hvordan habitat som i dag er samtidig egnet og faktisk brukt av treet vil være knyttet til fremtidig habitat. Derfor, i tillegg til å modellere habitategnethet, estimerte vi også sannsynlighet for *artens forekomst*.

4.4.1 Habitatkvalitet

For å estimere habitatpreferanser brukte vi artsforekomstdata fra de 237 202 prøveflatene i skogovervåkingsprogrammene ('National Forest Inventory') i Europa, inkludert data fra Landsskogtakseringen i Norge. I tillegg brukte vi mange miljøvariabler kap. 4.3.2) for å trene en maskinlæringsmodell.

For å forutsi egnetheten til leveområdene (eller sannsynligheten for å finne et gitt treslag) både under nåværende forhold og under fremtidige forhold i 2030, 2060, og 2090, brukte vi [Maxent](#) (Phillips m.fl. 2006), som er en ofte brukt maskinlæringsalgoritme for artsforekomster og habitatmodeller. For å modellere habitategnethet brukte vi en oppløsning på 1 km, da både forekomstdata og de fleste miljøvariablene hadde denne oppløsningen. Da dette er for grovt for vårt formål; å beregne forekomst og spredning av arter på en relevant skala for overordnet kommunal forvaltning, har vi brukt en høyere oppløsning – 100 m. Dette representerer bedre småskala spredningsprosesser. Vi brukte derfor et høyoppløselig skogskart produsert ved hjelp av fjernmålingsmetoder for å øke oppløsningen på egnethetskartet vårt. Vi gjorde dette ved å forutsi egnethetsverdier (produsert for hver 1 km) bare innenfor hver 100 m piksel klassifisert som løvskog/blandet skog i fjernmålingskart (SR-16).

For å forutsi framtidig forekomst brukte vi en spredningsmodell; denne estimerer konnektivitet mellom artenes forekomst i dag og egnede leveområder i fremtiden, i tillegg til å vise mulige spredningskorridorer.

4.4.2 Funksjonelle områder og korridorer

For treslag måtte vi justere tilnærmingen beskrevet i kapittel 2, på grunn av deres svært langsomme og spesielle spredningsevne (dvs. bevegelse) gjennom frø. Derfor, modellerte vi ikke permeabilitet i seg selv, og vi brukte heller ikke ConScape-programvaren til å modellere bevegelser. I stedet brukte vi en enklere spredningsmodell, fra [Mauri m.fl. 2022](#). Modellen antar at spredning av trær kan skje dersom et trefrø vokser opp til et tre som igjen kan spre frøene sine. I tråd med [Mauri m.fl. 2022](#) brukte vi 30 år som gjennomsnittsalder for at trærne skal kunne danne og spre frø. Dette er det samme intervallet som vi har brukt i klimamodellene. Basert på denne modellen beregnet vi tilkoblingen mellom nåværende egnede leveområder og fremtidige egnede habitater i tre intervaller: 2000 til 2030, 2030 til 2060, og 2060 til 2090. Funksjonelle leveområder er egnede områder som er funksjonelt tilkoblet med tidligere forekomstareal. I tillegg, for å kartlegge korridorer beregnet vi hvor mye spredning som skjer inn og ut av hver piksel.

Edellauvskogsartene sprer seg generelt korte avstander mellom generasjonene. Den gjennomsnittlige spredningsavstanden for edelløvtrærne varierte fra den korteste for bøk (5 m) til den

lengste for ask (126 m). De fleste edellauvtrærne hadde en gjennomsnittlig spredningsavstand på ± 100 m og en maksimal på ± 350 m. Dette betyr at edellauvskog kan spre maks kun 350 m (eller 3 piksler på 100 m) i en 30-årsperiode. I løpet av perioden vi fokuserer på (fra 2000 til 2030, fra 2030 til 2060, og fra 2060 til 2090) kan edellauvskogen spre seg maksimal 1050 m, og i gjennomsnitt bare 300 m. Det meste av spredningen vil med andre ord skje innenfor dagens utbredelsesområde, og det vil være svært liten utvidelse av utbredelsesområdet.

Andre norske treslag kan forflytte seg mye mer i landskapet. For eksempel kan osp (*Populus tremula*) forflytte seg i gjennomsnitt 2867 meter og maksimalt 15745 meter (fra Mauri m.fl. 2022). Fremmedarten platanlønn (*Acer pseudoplatanus*) kan forflytte seg i gjennomsnitt 894 meter og maksimalt 5000 meter, i en 30-års periode. De fleste treslagene i Norge har en maksimal forflyttingskapasitet på mellom 400 og 1500 meter. [Mauri m.fl. 2023](#) konkluderer ikke overraskende med at assistert migrasjon av visse treslag kan være et viktig tiltak for å begrense nedgangen i skogøkosystemtjenester i Europa.

4.4.3 Fra artsnivå til edellauvskog

Spredning er i utgangspunktet en individuell prosess. Vi kan studere spredning på artsnivå, ved å vurdere felles spredning av alle individer av en art. I tillegg kan vi også se på spredningen av en gruppe arter, for eksempel edellauvskogsarter.

Den enkleste måten å samle artskart på er å ta gjennomsnittsverdien på tvers av arter for hver piksel. Selv om dette kan være fornuftig når artene er relativt like, kan det også føre til helt meningsløse resultater hvis man tar gjennomsnittet for arter som er svært forskjellige når det gjelder habitatpreferanser eller spredningsprosesser. Fordi habitatpreferanser og spredningskapasitet for edellauvskogsartene vi har sett på er relativt like, beregnet vi gjennomsnittsverdier for disse artene for å produsere grønne infrastrukturkart for edellauvskog.

4.4.4 Sårbarhet for klimaendringer

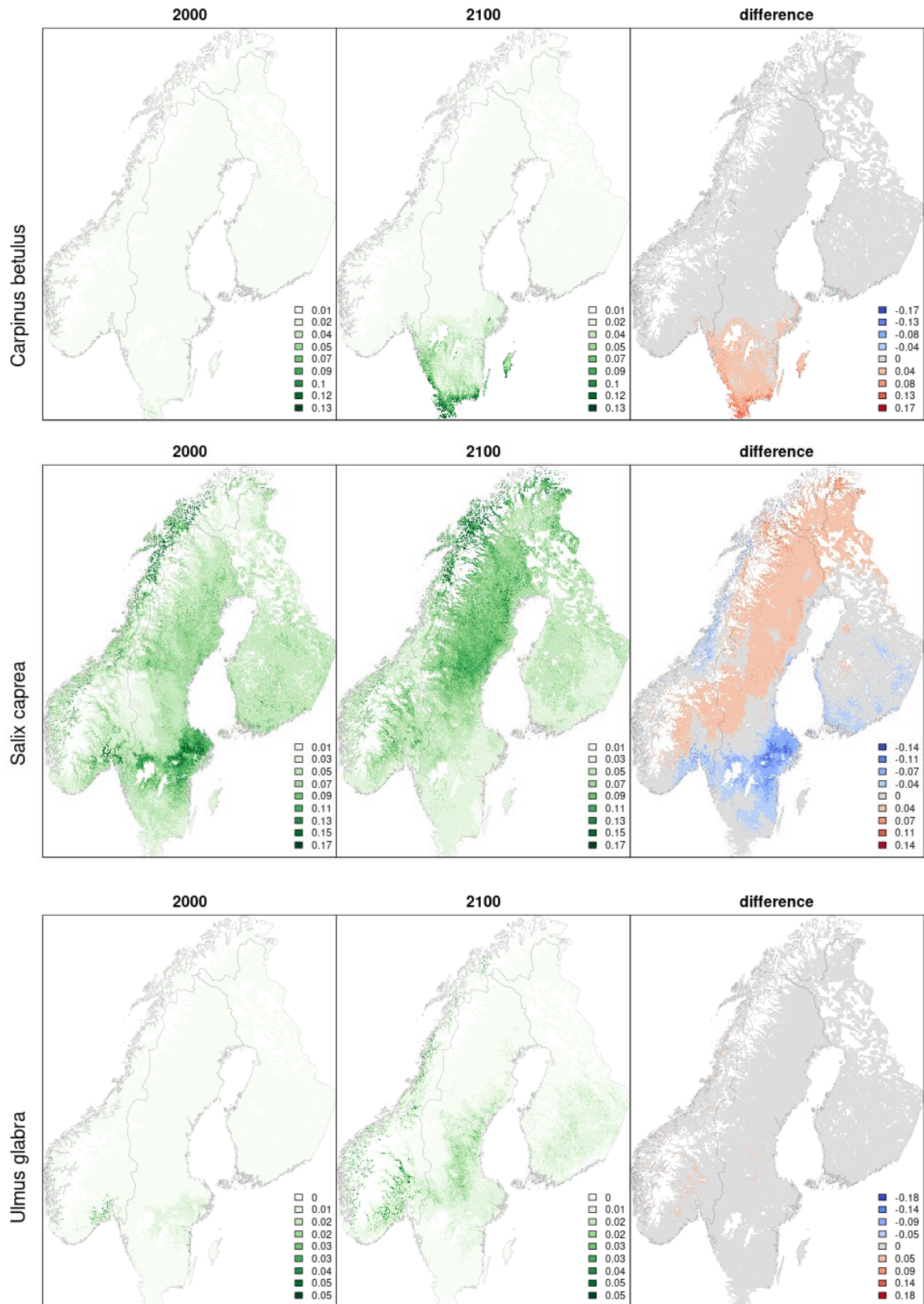
Ved å kombinere og integrere kartene beskrevet ovenfor på ulike måter, er det mulig å estimere endringer i habitatfunksjonalitet forårsaket av klimaendringer. Mulighetene er mange.

Vi laget et kart som visualiserer skiftet i grønn infrastruktur for edellauvskog på grunn av klimaendringer (se fig 4.13, 4.14). Slike kart kan lages for forskjellige arter eller sett med arter. Vi har også laget et kart som viser «klimasårbarhetsindeksen», det vil si en indeks som viser områder som ikke lenger vil være egnet for den arten som nå lever der (Fig. 4.15, 4.16). I disse områdene bør vi derfor forvente endringer i dagens artssammensetning. Kartet er basert på 14 treslag i Norge, og på 67 treslag i Europa (data fra Mauri m.fl. 2022), inkludert bartrær og løvtrær. Slike kart kan lages for forskjellige arter eller sett med arter.

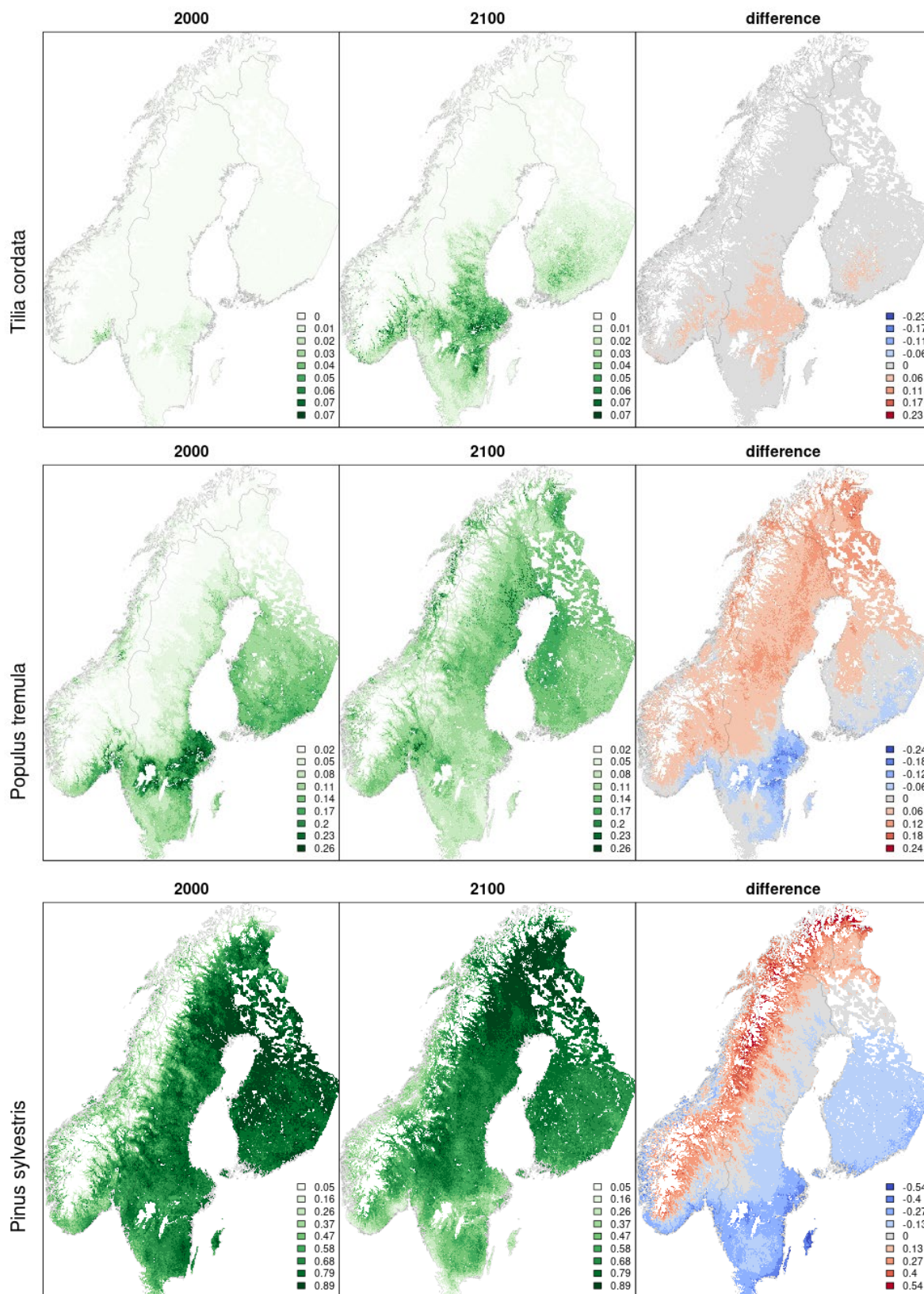
4.5 Resultater

4.5.1 Kart over habitatkvalitet

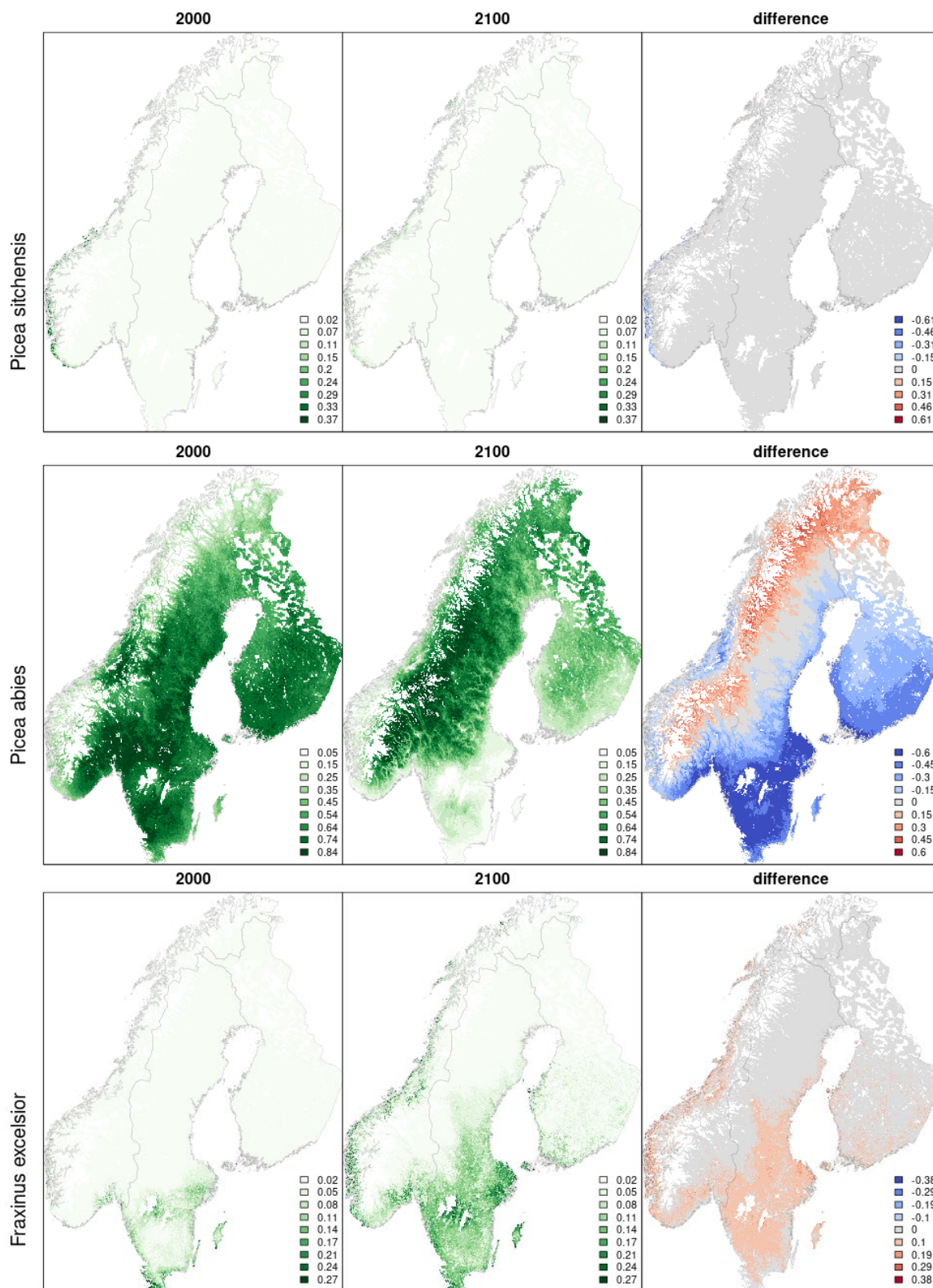
Kart over habitatkvalitet er lagd basert på treslagenes forskjellige krav til klima, topografi, jordegenskaper osv. Og det blir beregnet i hvilken grad hver enkelt pixel (100 m x 100 m) i Norge er egnet eller foretrukket for hvert treslag. Kart over habitatkvalitet for trærne angir sannsynligheten for forekomst av hvert treslag, gitt at området er tilgjengelig i fremtiden, dvs. at det kan koloniseres naturlig. Vi har laget kart over habitatkvalitet for hver av de 14 treslagene, og også gruppert kartene over edellauvtrærne, i hvert av de følgende årene: 2000, 2030, 2060 og i 2090. Vær oppmerksom på at disse modellene foreløpig ikke tar hensyn til mulige endringer i tregrensen ift. klimaendringer (selv om det er mulig å modellere også endringer i tregrensene i fremtiden), og derfor er områdene over tregrensen fjernet.



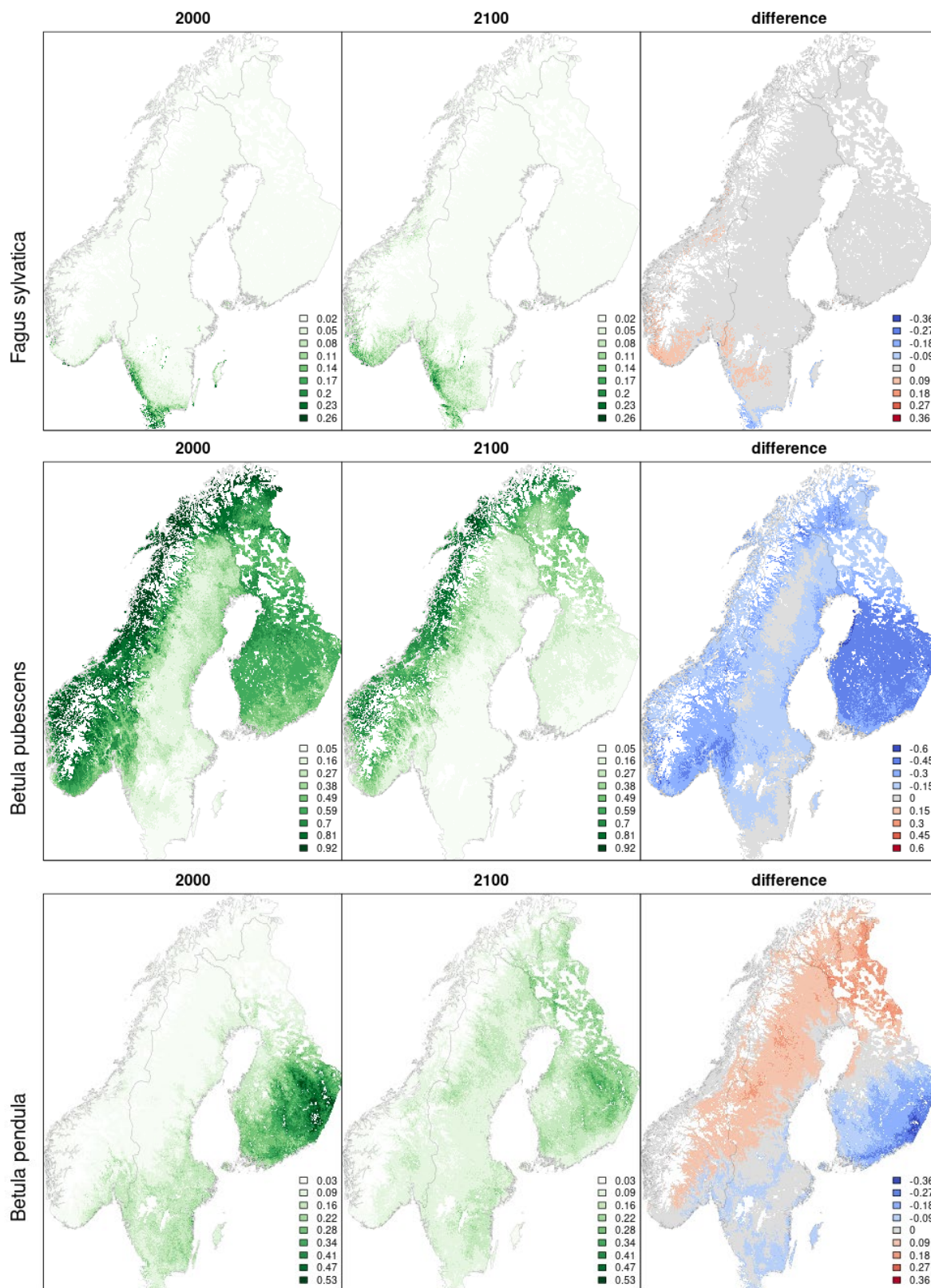
Figur 4.9 Habitatkvalitet i dag, i 2100 (under an gjennomsnittlig scenario av klimaendring), og forskjellen mellom de to tidspunktene, for de 14 treslagene vi har modellert i Skandinavia.



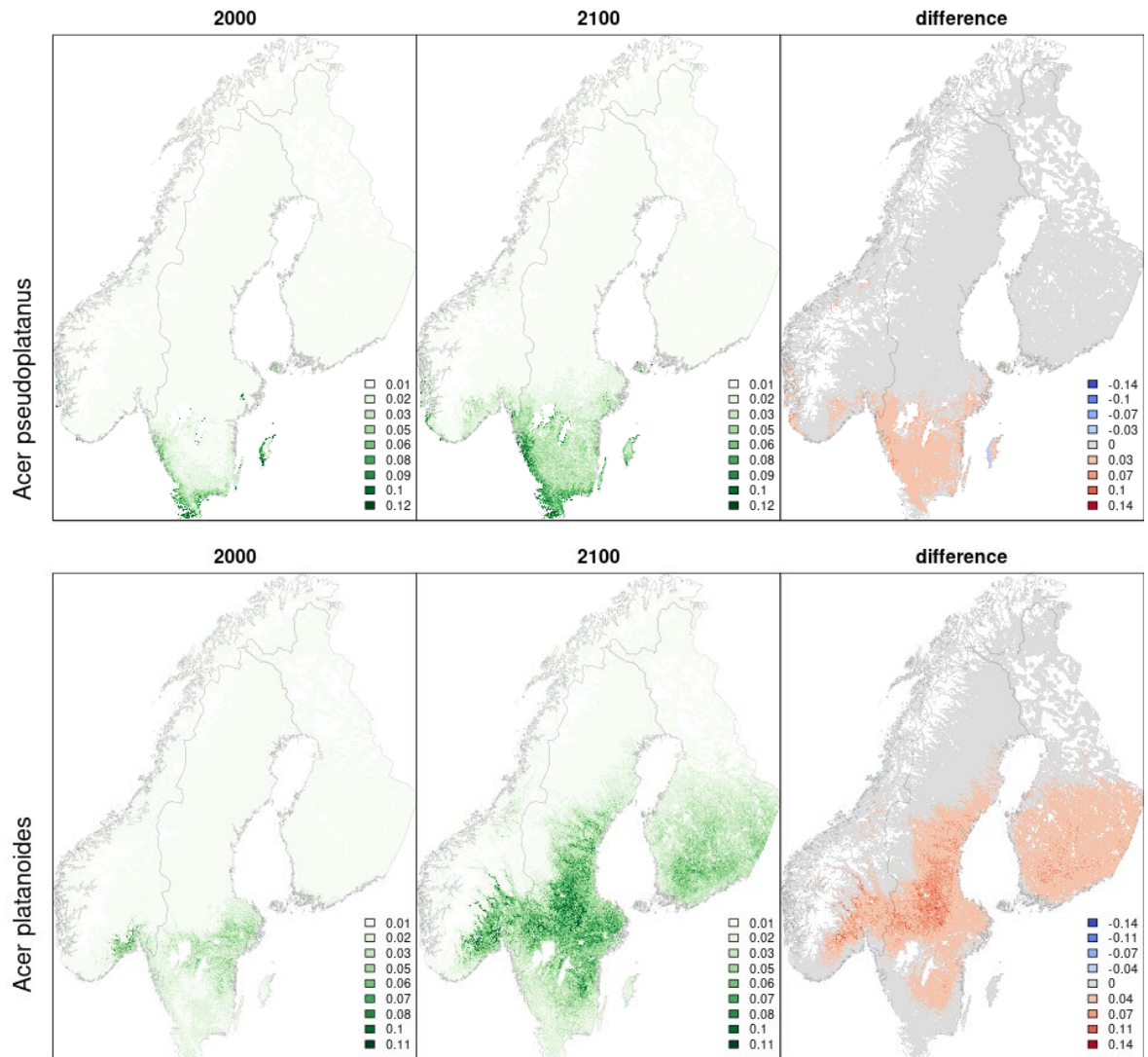
Figur 4.9 [fortsetter] Habitatkvalitet i dag, i 2100 (under an gjennomsnittlig scenario av klimaendring), og forskjellen mellom de to, for de 14 treslag i Scandinavia.



Figur 4.9 [fortsetter] Habitatkvalitet i dag, i 2100 (under an gjennomsnittlig scenario av klimaendring), og forskjellen mellom de to, for de 14 treslagene vi har modellert i Skandinavia.



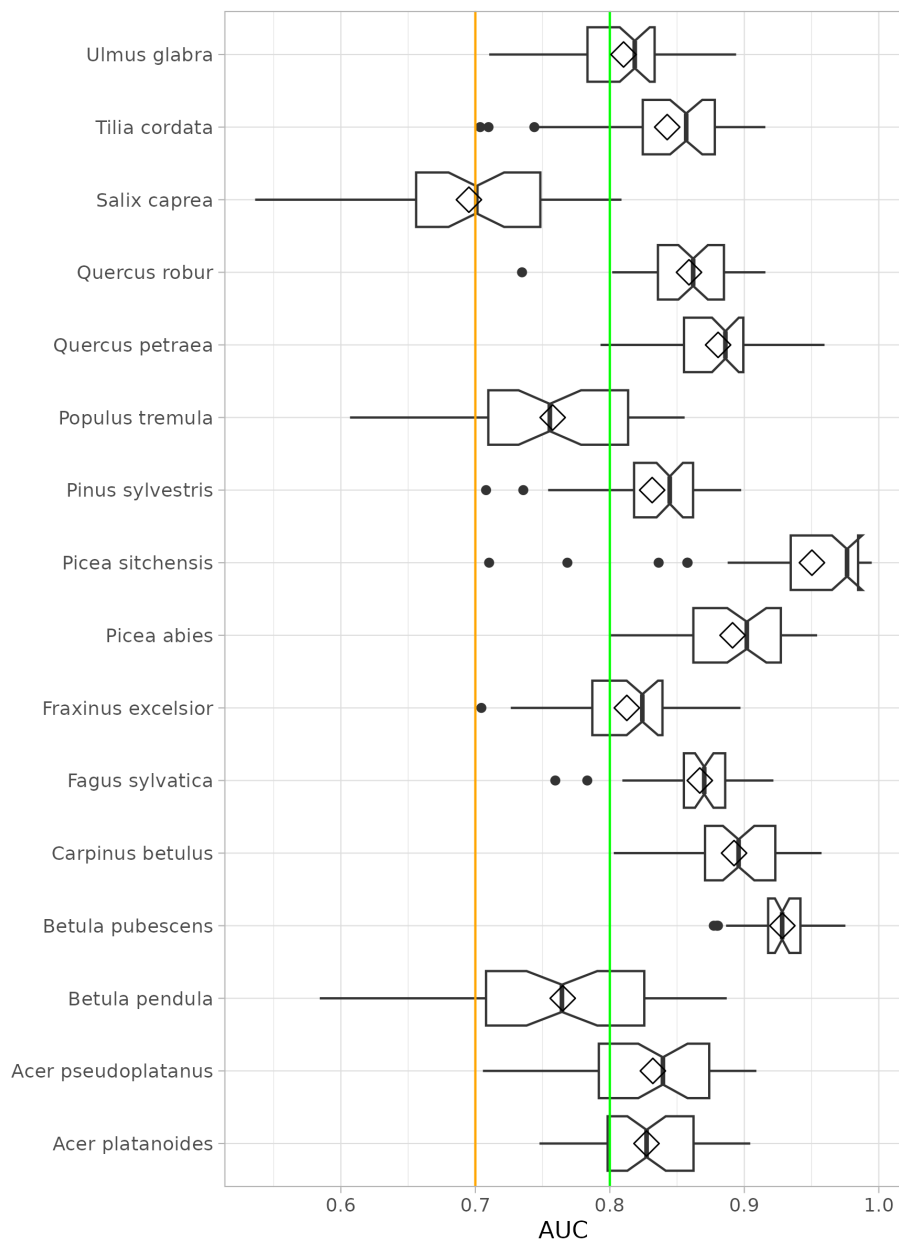
Figur 4.9 [fortsetter] Habitatkvalitet i dag, i 2100 (under an gjennomsnittlig scenario av klimaendring), og forskjellen mellom de to, for de 14 treslag i Scandinavia.



Figur 4.9 [fortsetter] Habitatkvalitet i dag, i 2100 (under an gjennomsnittlig scenario av klimaendring), og forskjellen mellom de to, for de 14 treslag i Scandinavia

4.5.2 Validering og usikkerhet

For å undersøke hvor godt modellene presterte brukte vi «Area Under the Curve (AUC)» tilnærmingen fra «Receiver Operating Characteristic (ROC)»-kurven, som er et standardmål for å kvantifisere ytelsen til en statistisk klassifiseringsoppgave. Vi kan konkludere med at modellene generelt presterte veldig bra og at resultatene for de fleste treslagene er veldig gode (Fig 4.10).



Figur 4.10. Modellertelse regnes som akseptabel for AUC verdier mellom 0,7 og 0,8 (over den oransje linjen); utmerket mellom 0,8 og 0,9 (over den grønne linje), og enestående for verdier høyere enn 0,9. Plottet viser at modellertelsen er veldig god for de fleste av treslagene.

4.5.3 Kart over Grønn infrastruktur: leveområdets funksjonalitet og tilkobling

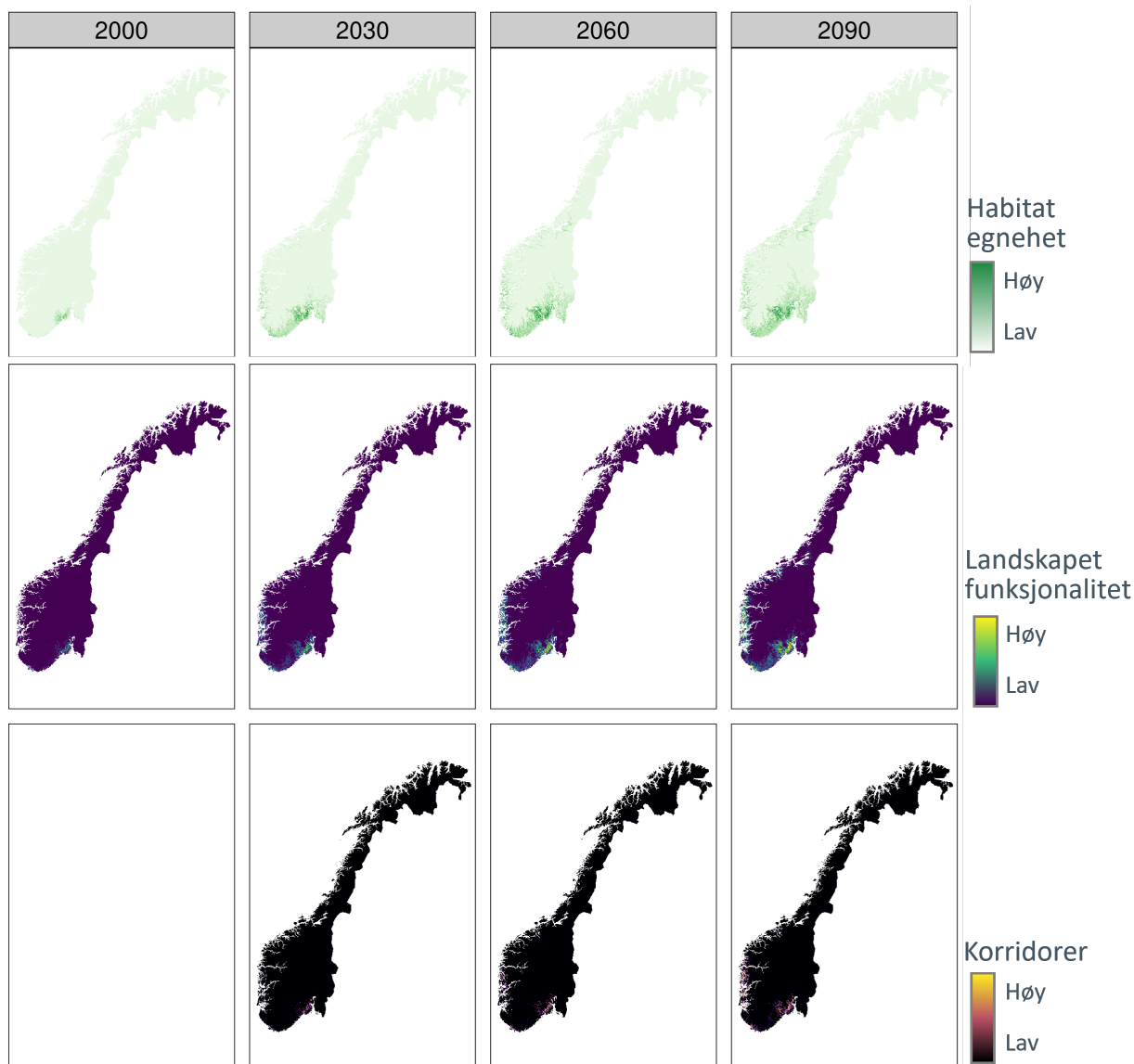
Kartene over funksjonelle leveområder viser «kjerneområder» for hvert treslag i Norge, dvs. områder som samtidig er egnet og godt forbundet gjennom korridorer. Med andre ord, de viser de beste og mest sentrale områdene for hvert treslag i Norge.

Kartene over landskapets funksjonalitet i dag viser habitat som er både egnet og vel sammenkoblet.

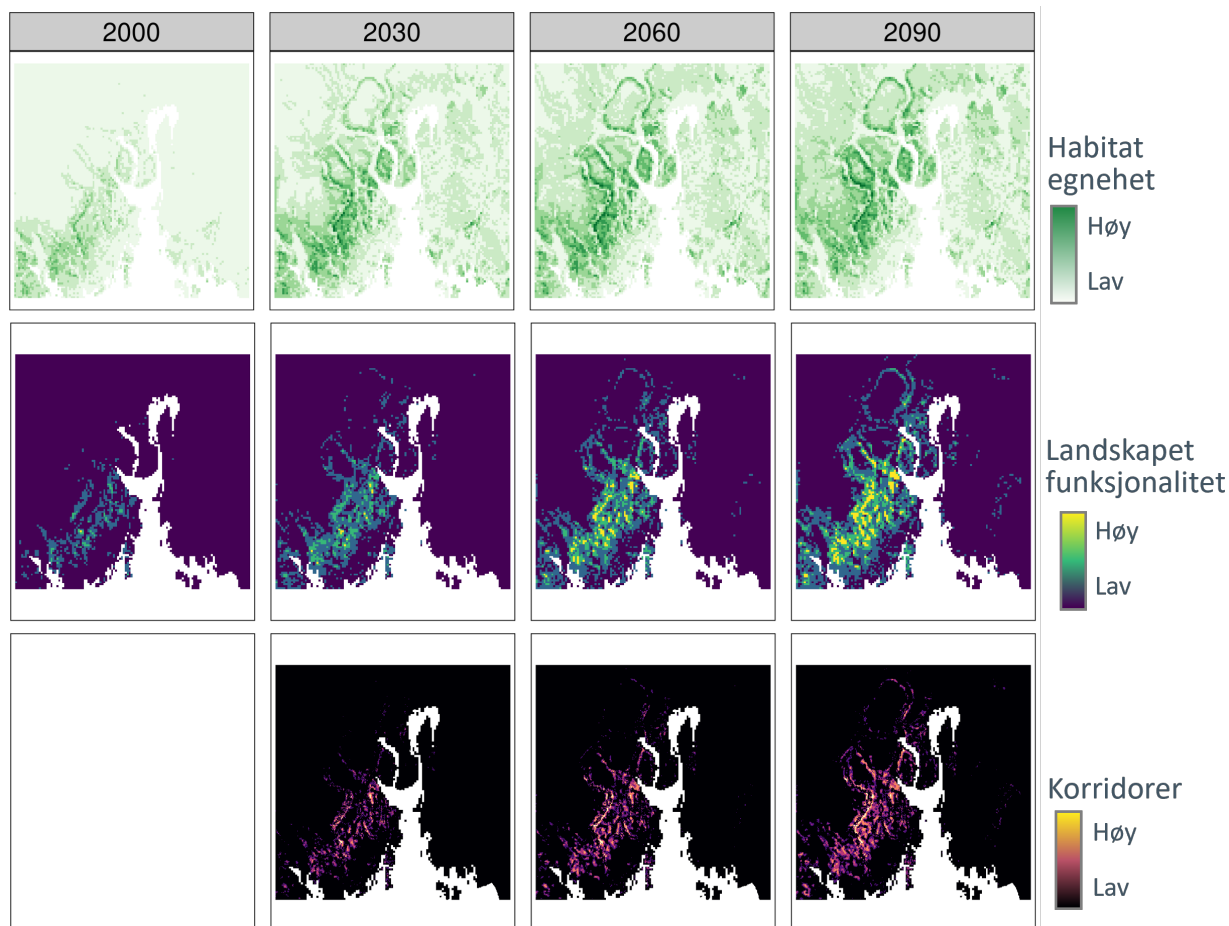
Når det gjelder klimascenarier, viser funksjonalitetskartene hvordan den nåværende forekomsten er koblet til fremtidige egnede områder i 2030, 2060 og 2090. Med andre ord viser funksjonalitetskartene sprednings- eller koloniseringspotensialet, dvs. «kan områdene koloniseres naturlig?». Vær imidlertid oppmerksom på at den mulige spredningen til arealer ovenfor dagens tregrense ikke er modellert her.

Kartene over korridorer og flaskehalsar viser hvor mye spredning som skjer in og ut av hver piksel når det gjelder klima-scenarier fra 2000 til 2030, fra 2030 til 2060, og fra 2060 til 2090.

De lysegule områdene viser «flaskehalsar», og disse områdene kan være de mest avgjørende for å sikre tilkobling, eller naturlig kolonisering av områder som vil bli egnet i fremtiden.



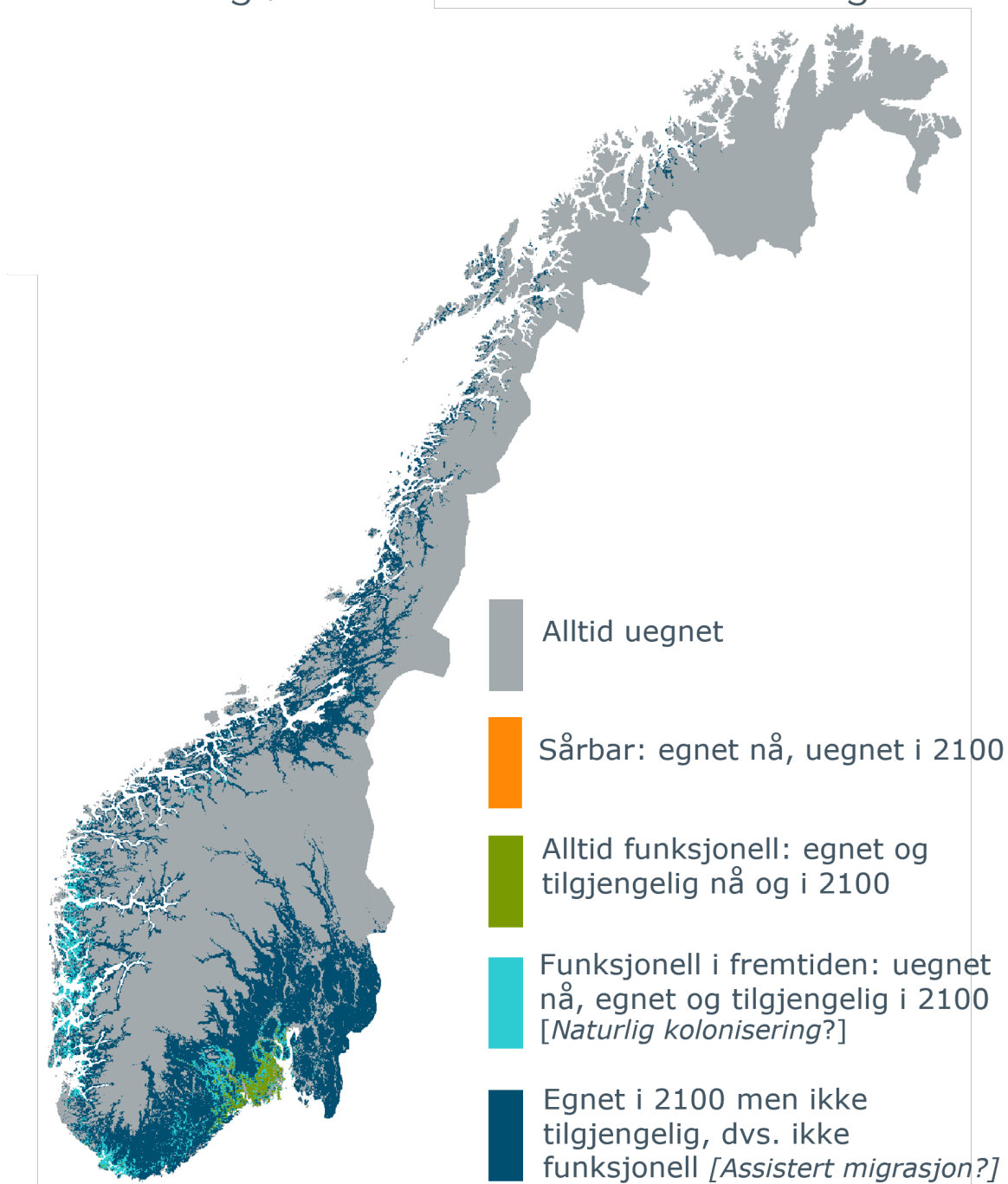
Figur 4.11 Kartprodukter for edellauvskog i hele Norge (<https://konnectivitetskart.nina.no/Map-Portal>). Utbredelsesområdet til edellauvskog er stort sett i Sør-Norge og Fig. 4.12 viser dette arealet med bedre oppløsning. Den øverste raden viser egnet habitat (dvs. habitatkvalitet) for edellauvskog i dag og i fremtiden, under scenarier av klimaendringene. Den andre raden viser områdets funksjonalitet, dvs. områder som er samtidig har god kvalitet og er vel sammenkoblet (eller tilkoblet til fremtidige områder, når det gjelder klimascenarier). Den nederste raden viser korridorer og flaskehalsar, dvs. hvor mye spredning som skjer in og ut av hver piksel når det gjelder klimascenarier; disse er mest avgjørende for å sikre tilkobling til områder som vil bli egnet i fremtiden.



Figur 4.12 Kartprodukter for edellauvskog med fokus på området rundt Oslofjorden (<https://konnektivitetskart.nina.no/Map-Portal>). Den øverste raden viser egnet habitat (dvs. habitatkvalitet) for edellauvskog i dag og i fremtiden, under scenario av klimaendringene. Den andre raden viser området funksjonalitet, dvs. områder som er samtidig har god kvalitet og er vel sammenkoblet (eller tilkoblet til fremtidige områder, når det gjelder klimascenarier). Den nederste raden viser korridorer og flaskehals, dvs. hvor mye spredning som skjer in og ut av hver piksel når det gjelder klimascenarier; disse er mest avgjørende for å sikre tilkobling til områder som vil bli egnet i fremtiden.

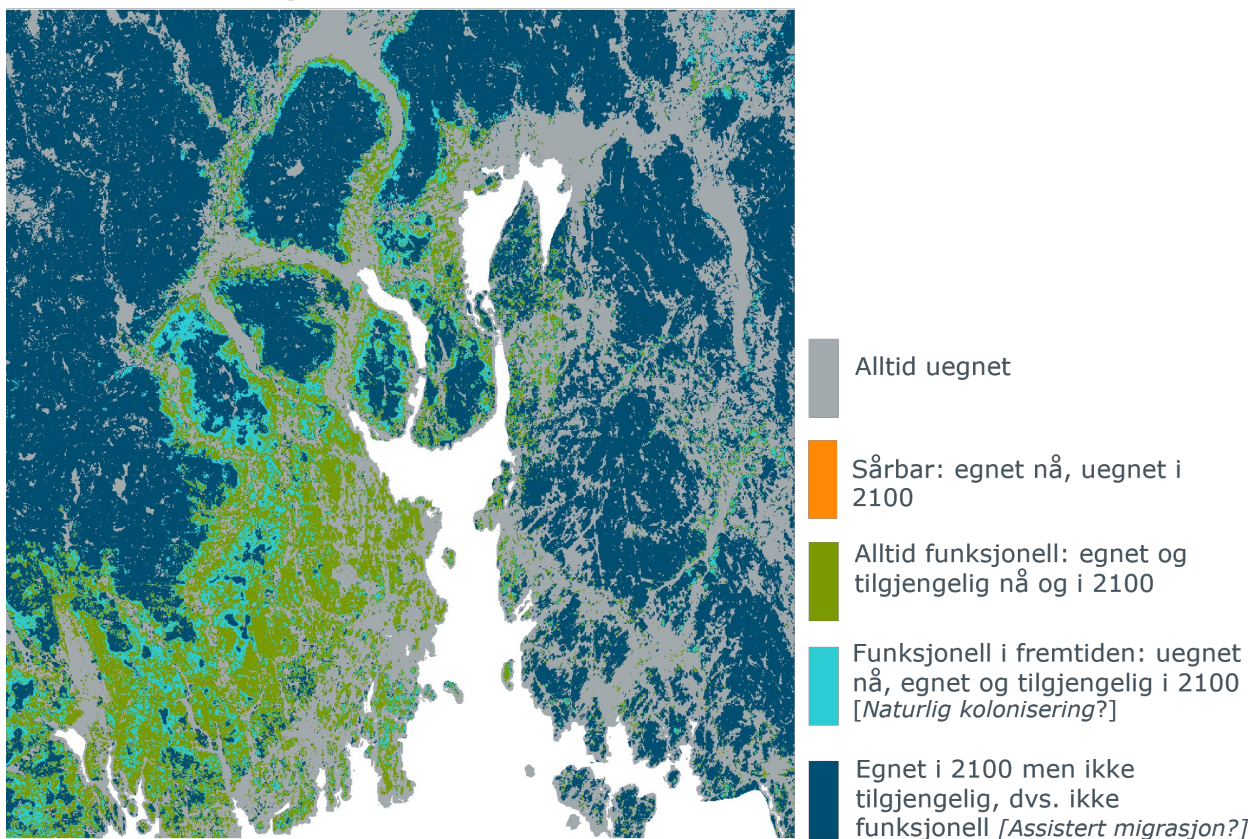
Edellauvskog i 2100

Skift i grønn infrastruktur ift. klimaendringene



Figur 4.13. Edellauvskog: endringer i habitatfunksjonalitet i Norge ift. klimaendringene, dvs. endringer i Grønn Infrastruktur (egnet og sammenkoblet habitat) nå og i fremtiden, i 2100. Kartet viser egnet habitat i dag, områder som vil være egnet i fremtiden, områder som vil være egnet, men ikke knyttet til dagens habitat, og sårbare områder som er egnet nå, men som ikke lenger vil være egnet i fremtiden. Kartet viser blant annet at mengden egnet habitat i 2100 (mørk blå) vil være langt større enn mengden habitat de forskjellige artene faktisk kan kolonisere naturlig (lys blå). Ut fra kartet, kan tiltak som tilplanting med egnede treslag (assistert migrasjon) vurderes mange steder. Se også Fig 4.14.

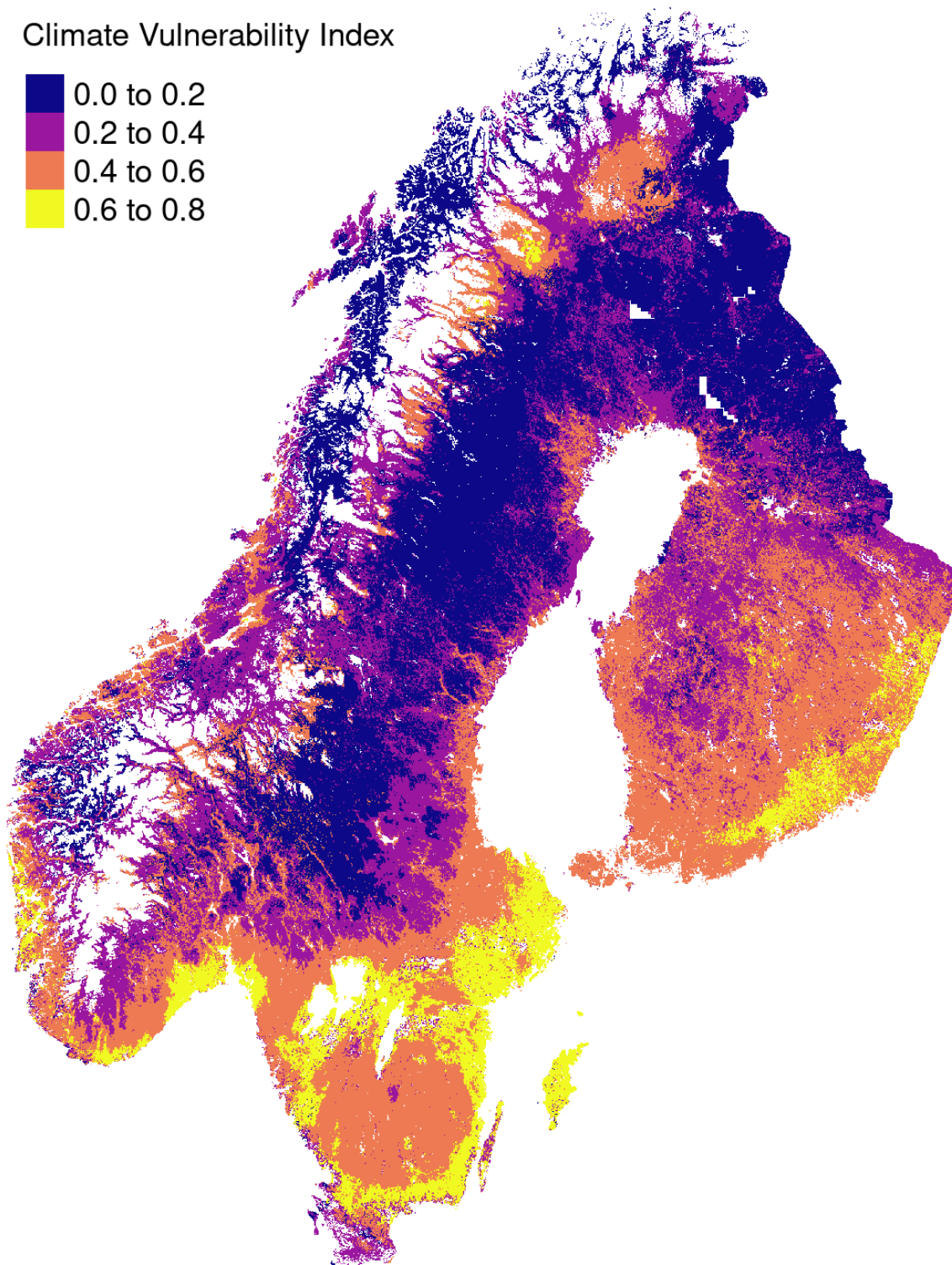
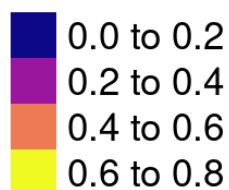
Edellauvskog i 2100: skift i grønn infrastruktur ift. klimaendringene



Figur 4.14. Edellauvskog: endringer i habitat funksjonalitet for edellauvskog i Oslofjorden ift. klimaendringene, dvs. skift i Grønn Infrastruktur (egnet og sammenkoblet habitat) nå og i fremtiden, i 2100. Kartet viser egnet habitat i dag, områder som vil være egnet i fremtiden, områder som vil være egnet, men ikke knyttet til dagens habitat, og sårbare områder som er egnet nå, men som ikke lenger vil være egnet i fremtiden. Ut fra kartet, kan tiltak som tilplanting med egnede treslag (assistert migrasjon) vurderes mange steder. Se også Fig 4.13.

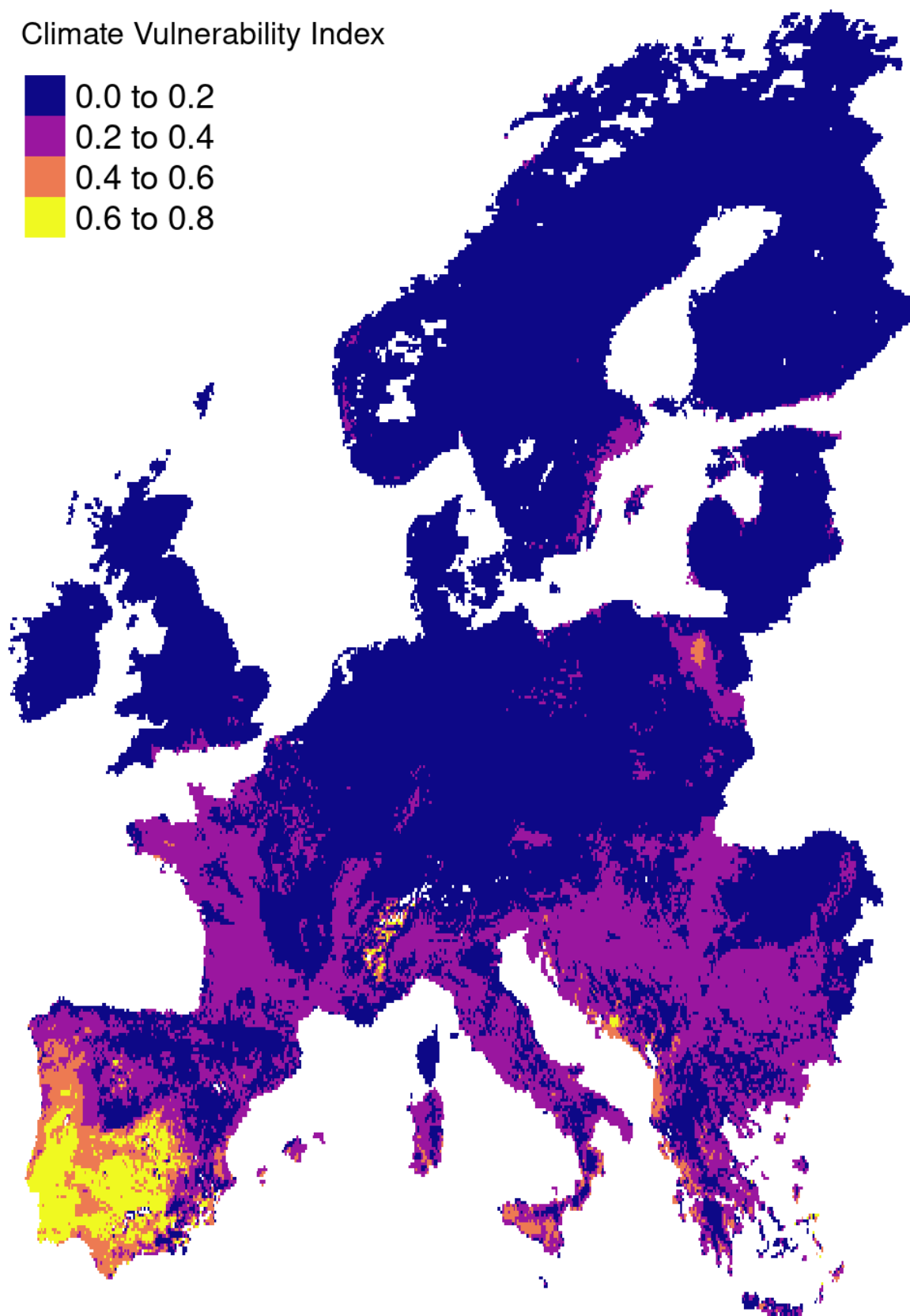
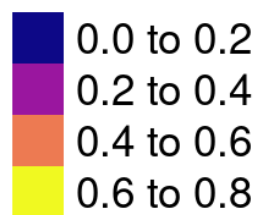
4.5.4 Sårbarhet for klimaendringer

Climate Vulnerability Index



Figur 4.15 Klimasårbarhetsindeksen for alle de 14 treslagene som vi har modellert, inkludert bartrær, boreale løvtrær og edellauvtrær. Kartet viser områder som ikke vil være egnet i 2100 for det treslaget som nå (2020) lever der. Mange områder som nå er egnet for et gitt treslag vil med andre ord ikke lenger være egnet i fremtiden. I disse områdene bør vi derfor forvente endringer i dagens artssammensetning. Figuren viser at den sørlige delen av Norge, og spesielt rundt Oslofjorden og andre kystområder, er mest sårbare for klimaendringer for de fleste treslag; dette mønsteret er i stor grad drevet av de boreale bartrærne furu og gran.

Climate Vulnerability Index



Figur 4.10 Klimasårbarhetsindeksen viser områder som ikke vil være egnet i 2100 for den arten som lever der nå. I disse områdene bør vi derfor forvente endringer i dagens artssammensetning. Kartet er laget basert på data for 67 treslag (Mauri m.fl. 2022), inkludert bartrær og løvtrær.

4.6 Kart for trær: kommentar or relevans for forvaltning

4.6.1 Fremtidig utbredelse av edellauvskog

Resultatene viser en generell bevegelse nordover for de fleste treslagene. Flere av edellauvtrærne og flere av de boreale lauvtrærne viser en relativt stor økning i egnet utbredelsesområde, også til arealer som tidligere vært uegnede for edellauvtrær (jmf. *Limes norrlandicus* i Sverige).

Simulering av klimaendringer viser at egnet habitat for edellauvskog forventes å øke ganske betydelig i 2100. Men, edellauvskog kan spre kun 350 m i en 30-årsperiode; det betyr at i løpet av perioden vi fokuserer på (fra 2000 til 2090) kan edellauvskogen spre seg maksimalt 1050 m, eller bare 300 m i gjennomsnitt ([Mauri m.fl. 2023](#)). Det meste av spredningen vil med andre ord skje innenfor dagens utbredelsesområde, og det vil være liten utvidelse av utbredelsesområdet.

Resultatene i Fig. 4.13 og 4.14 viser at mengden av nye egnede habitat i 2100 er langt høyere enn mengden habitat som faktisk kan koloniseres naturlig av edellauvskog (dvs. funksjonelle habitat). Dette er fordi mesteparten av området som vil bli egnet i 2100 vil ligge for langt fra spredningskilder og derfor vanskelig kunne bli *naturlig* kolonisert av artene. Med andre ord, selv om habitatets egnethet vil øke ganske betydelig, vil landskapet funksjonalitet (habitat som samtidig er egnet og vel sammenkoblet) i de fleste tilfeller vise en mye mer beskjeden økning.

I tillegg vil spredningen ikke være jevnt fordelt over landskapet. Både korridorkartet (Fig 4.11, 4.12) og kartene over habitatfunksjonalitet (Fig. 4.13 - 4.14) kan hjelpe til med å identifisere korridorer og flaskehals, dvs. områder der avbøtende tiltak, restaurering eller bevaring bør prioriteres. Dersom alt egnet areal skal utvikles til edellauvskoger må arealene derfor tilplantes med egnede edellauvtreslag (assistert migrasjon).

Selv om det finnes områder som er egnet for edellauvskog i flere deler av landet, er de mest funksjonelle områdene («kjerneområdene») i stor grad avgrenset til vestsiden av Oslofjorden – og noen områder på Vestlandet (Fig. 4.12).

4.6.2 Sårbarhet for klimaendringer

Selv om det blir mer egnet habitat for edellauvtreslagene ved klimaendringene viser resultatene i Fig 4.15 at den sørlige delen av Norge, og spesielt rundt Oslofjorden og andre kystområder, er mest sårbar for klimaendringer for de treslagene som dominerer her i dag, dvs. bartreslagene gran og furu (Figur 4.9).

Egnet habitat for disse treslagene viser en ganske dramatisk bevegelse nordover og opp i høyden. Trærnes evne til å bevege seg er imidlertid begrenset, og trær vil ikke være i stand til å følge det raske tempoet i klimaendringene; dermed vil potensialet for naturlig kolonisering være ganske begrenset. Vær oppmerksom på at modellene i dag ikke tar hensyn til mulige bevegelser ovenfor dagens tregrense med hensyn til klimaendringer.

Sør-Norge og kystområdene forventes altså å bli mye mindre egnet for treslag som gran og til en viss grad furu. Dette kan teoretisk sett gi en mulighet for edellauvtrær til å etablere seg i de arealene som blir uegnet for bartrær. Edellauvtrærne sprer seg imidlertid sakte naturlig, og ser ikke ut til å være i stand til å holde tritt med de raske klimatiske endringene. Dette tilsier at disse områdene bør kunne vurderes for tiltak som f.eks. tilplanting med egnede edellauvtreslag (assistert migrasjon).

Assistert migrasjon er ikke et nytt konsept i skogbruket. Gran og furu oppformerer i dag i planteskoler og plantes ut etter hogst. Særlig for gran er tilplanting den vanligste måten gran sprer seg i landskapet, og i flere deler av Norge finnes gran kun pga. planting, da treslaget ikke har rukket å spre seg naturlig til området ennå. Dette gjelder særlig Vestlandet og nord for Saltfjellet. Også historisk sett har treslag blitt spredt med menneskelig hjelp. Planting av nye treslag for Norge (fremmede, inkludert invaderende arter) skjer bevisst både i skogbruket (siktagran, edelgran etc.) og i hagebruket (mange av treslagene på fremmedartslisten).

Det som er nytt, er bevisst bruk av klimamodeller og statistiske kart som beslutningsgrunnlag før tilplanting. [Mauri m.fl. 2023](#) f.eks. konkluderer med at assistert migrasjon av visse treslag kan være et viktig tiltak for å begrense nedgangen i skogøkosystemtjenester i hele Europa. For at dette skal være et godt tiltak i Norge må klimamodelleringen kombineres med kunnskap om hvilke arter som er stedeodne og hvilke arter som er fremmede i Norge, slik at man ved eventuell tilplanting med hensikt å fremme naturmangfoldet i edellauvskog (assistert migrasjon) kun bruker stedeodne norske edellauvtreslag.

5 Pollinatorer



5.1 Hvorfor fokus på pollinatorer - og solitære bier?

Pollinatorer besøker typisk blomster på leting etter pollen eller nektar. Når et pollinerende insekt lander på en blomst, kan pollen fra blomstens pollenbærere feste seg på insektet. Hvis insektet senere kommer i kontakt med et arr på en blomst, kan pollenet festes til arret. Er arret mottakelig for pollen, og er pollenet fra samme art som blomsten vil pollenet begynne å spire og kan befrukte frøemnene på blomsten. Transporten av pollen mellom blomster er en viktig del av reproduksjonssyklusen til blomstrende planter. Totalt regner vi med at 9 av 10 av alle verdens arter av blomstrende planter avhenger av dyr for å flytte pollen (Ollerton m.fl. 2011) og derved hindre inavl og sikre det genetiske mangfoldet innen plantearten. Pollinatorer er avgjørende både når det gjelder matforsyning, naturmangfold og økosystemfunksjon.

Pollinatorenne er i nedgang både i Norge og globalt. Norge lanserte derfor i 2018 en nasjonal pollinatorstrategi med mål om å sikre levedyktige bestander av villbier og andre pollinerende insekter. Et viktig punkt i strategien er å bevare gode leveområder for villbier og å etablere slike der disse mangler. Det har senere blitt et økt fokus på behovet for å se leveområder i sammenheng for å forstå deres 'konnektivitet' til landskapet rundt. Tematikken rundt 'konnektivitet' har vært drøftet ved flere anledninger på det årlige **Pollinatorforum** som arrangeres av Miljødirektoratet som del av direktoratets arbeid med å implementere **Pollinatorstrategien** (Miljødirektoratet 2023).

Som et første eksempel på hvordan viktige leveområders konnektivitet kan estimeres har vi her brukt solitære bier som en nyttig modell. Solitære bier inkluderer korttungebier (*Colletidae*), gravebier (*Andrenidae*), markbier (*Halictidae*) blomsterbier (*Melittidae*) og buksamlerbier (*Megachilidae*), og en del arter innen langtungebier (Apidae). De solitære biene utgjør over to tredjedeler av alle norske biearter, hvor de artene vi typisk regner for sosiale omfatter humlebiene og honningbienen som begge tilhøre langtungebiene (Apidae).

Solitære bier er kortlevde, de reirproduserende hunnene lever typisk bare opp til 5-6 uker. I tillegg er biene begrenset i hvor langt de kan fly til og fra reiret sitt på leting etter pollen til sine larver. Vi har tidligere brukt som tommelfingerregel at solitære bier, i snitt, vil fly opp til 250 meter fra reiret sitt. Dette estimat har vært basert på at artsrikdommen av solitære bier responderer sterkest til tilgjengelighet av habitat innenfor en radius av c. 250 m (Steffan-Dewenter m.fl. 2002). Videre har studier der en har målt flygeavstander for bier vist at for mange arter vil bare noen få individer fly lengre enn et par hundre meter (se Zurburchen m.fl. 2010 for en gjennomgang). En ny studie, der forskere har merket bier for så å se om de kunne gjenfinne biene på blomsterenger i landskapet rundt engen der biene ble samlet har nylig vist at bier sjeldent forlater en eng og om de gjør sjeldent flyr mer enn hundre meter (Harmon-Threatt m.fl. 2023).

At solitære bier er kortlevde og helt avhengige av miljøet innenfor små områder, gjør dem til gode modellorganismer når en skal prøve å forstå og modellerer hvordan miljøet påvirker habitatkvaliteten til pollinatorer. Mens artsrikdommen av solitære bier er en god indikator for andre varmekjære pollinatorer som avhenger av lysåpne områder bør det nevnes at de for kuldetilpassede arter ikke vil være en nyttig indikator. Det vil også være andre pollinatorer, sådan som blomsterfluer innen slekten *Eristalis* som har larvene sine i vannmiljøer og som derved er avhengige av naturtyper som ikke vil være relevante for solitære bier. Verdien av solitære bier som modellorganisme gruppe bør derfor først og fremst ses i kraft av mulighetene de gir for å forstå og kartlegge økologiske prosessor på en relativt fin romlig oppløsning.

Grønn infrastruktur som ivaretar solitære bier ville derfor enkelt oppfylle behovene for de øvrige norske bier og annen pollinerende insekter.

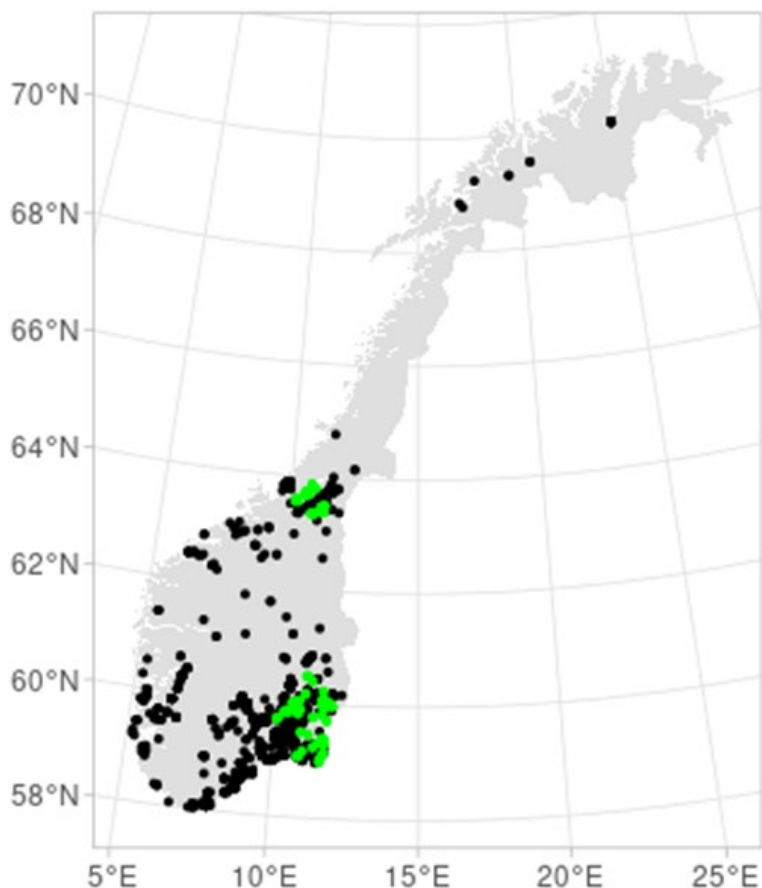
5.2 Data og forklaringsvariabler

5.2.1 Data om artsforekomster

Vi har brukt to ulike sett med forekomstdata: data fra artskart ble brukt til modellen for habitategnethet, mens data fra systematiske undersøkelser ble brukt til å modellere konnektivitet. I modellen for habitategnethet / kvalitet for solitære bier i Norge brukte vi georefererte registreringer av solitære bier og pseudo ikke-tilstedeværelse av forekomster som var trukket tilfeldig fra hele landet.

Først hentet vi samtlige (13 597) registreringer av bier (Hymenoptera: *Anthophila*) fra Artsdatabanken (artskart.no), fra og med 2019 som også hadde en koordinatusikkerhet < 25 meter. Vi ekskluderte alle registreringer av humler og honningbier, og brukte kun registreringer fra sommermånedene juni, juli og august. Den endelige responsvariabelen besto av 1532 registreringer av solitære bier og 8024 pseudo forekomster trukket tilfeldig fra et kart over Norge med 30 meters oppløsning.

I modellen for landskapets konnektivitet for solitære bier brukte vi data fra undersøkelser av solitære bier som ble gjennomført på 52 seminaturlige eng/gressleter i Sørøst-Norge (Sydenham m.fl., 2022). Denne studien registrerte bier langs på 32 lokaliteter i 2019, og 20 i samme region i 2020 (Figur 5.1) Vi inkluderte kun registreringer av «ikke-kleptoparasittiske» solitære bier fra disse undersøkelsene i modellene våre.



Figur 5.1. Registreringer av solitære bier i Norge, som brukes i GI modellene for pollinatorer i Norge. Svarte prikker viser posisjonene av artsobservasjoner som er registrert i Artskart og brukt i modellen for habitategnethet. Grønne prikker viser posisjonene av registreringer av solitære bier gjort med fargefeller som var brukt ved utvikling og validering av modellen for konnektivitet

5.2.2 Miljøvariabler

Vi brukte 19 BioClim-variabler fra dismo-biblioteket i R (Hijmans m.fl. 2022), med 1 km interpolerte klimadata fra Meteorologisk institutts database (Lussana m.fl. 2018) til å beregne Bioclim-variablene. En 1-kms oppløsning er for grov til å fange opp endringer i klimatiske forhold langs bratte høydegradienter. Derfor beregnet vi både forskjellen i høyde over havet fra en digital terrengmodell med 30m oppløsning og gjennomsnittlig høyde over havet innenfor 1 km-rutenettet i klimadataene. Estimater av høyde over havet ble hentet fra EUs digitale høydemodell. Vi brukte høydeforskjellen som en indikator for hvor "lavtliggende" området er, der negative verdier indikerte at en 30 m-piksel lå lavere enn gjennomsnittet i 1 km-klimarutenettet, og omvendt for positive verdier.

Vi brukte den forbedrede vegetasjonsindeksen (EVI2) beregnet fra Sentinel II-satellittbilder ved en 30 meters oppløsning, som tidligere har vist seg å ha en sammenheng med mangfoldet av pollinatorer (Abdi m.fl. 2021). EVI2 verdier øker med økende "grønnhet" (klorofyll) i pikslene, slik at vannforekomster, kornåkrer og veier får lave verdier, mens skog får de høyeste verdiene. Gressmarker, som er et viktig habitat for bier, får middels verdier. Vi inkluderte derfor EVI2 som et andreordens polynom i modellene våre, slik at den estimerte habitatets egnethet viser et "pukelformet" forhold til EVI2, samt variabiliteten (standardavviket) til denne vegetasjonsindeksen innenfor et 90x90 m bevegelig vindu.

Til slutt inkluderte vi også arealdekke som andelen piksler klassifisert som gressmark innenfor en buffer på 250 m i henhold til Venter & Sydenham (2021); denne ble innkludert som en indikator på areal av mulig habitat innenfor den typiske flygeavstand til solitære bier. Se Tab. 5.1-2.

Tabell 5.1 Oversikt over alle kartlag som ble brukt i pollinatoremodellene.

Kartlag	Beskrivelse	Kilde
Forekomster av solitære bier A	Registrerte tilværelse av solitære bier siden 2019	Artskart.no
Forekomster av solitære bier B	Systematiske registreringer av bier i seminaturlig eng	Sydenham m.fl. 2022.; Venter et al 2023
Klimatiske forhold	19 BioClim variabler , 1 km	Dismo bibliotek i R (Hijmans m.fl. 2022)
Topologi	Høydeforskjell og gjennomsnittlig høyde over havet	EU digital høydemodell
Vegetasjonsdekke	Vegetasjonsindeksen (EVI2) beregnet fra Sentinell 2 satellittbilder (30 m oppløsning)	Copernicus
Arealdekke	Andel gressmark, som klassifiseres i AR5 innen 250m radius	Venter & Sydenham 2021

Tabell 5.2 Oversikt over hvilke kartlag som ble inkludert i pollinatoremodellene for habitat egnethet og bienes bevegelse

Kartlag	Habitat egnethet	Konnektivitet
Forekomster av solitære bier A	X	
Forekomster av solitære bier B	(brukt for validering)	X
Klimatiske forhold	X	
Topologi	X	
Vegetasjonsdekke	X	
Arealdekke	X	

5.3 Analyser

5.3.1 Habitatkvalitet og permeabilitet

For å lage et nasjonalt kart over habitategnethet for pollinerende insekter har vi tilpasset en binomisk generalisert lineær modell (GLM) ved hjelp av klima- og areal-prediktorvariablene beskrevet ovenfor. Vi inkluderte bare én registrering av solitære bier per 1 km gridcelle for å redusere den romlige skjevhet i prøvetakingsintensiteten (dvs. at flere registreringer av bier rapporteres i nærheten av tett befolkede områder). Vi fjernet variabler som var overflødige i forhold til andre variabler (variasjonsinflasjonsfaktorer > 3) eller som ikke forbedret modellen vesentlig (sannsynlighetsforhold som ikke var statistisk signifikante, $\alpha > 0,05$). Vi brukte deretter GLM-en til å kartlegge habitategnethet ved en 30-m oppløsning for hele Norge.

Lite informasjon er tilgjengelig om biers evne til å bevege seg på tvers av ulike typer landskap. Derfor, for å beregne et kart over permeabilitet for bier, brukte en vanlig tilnærming, som antar at landskapets permeabilitet (det omvendte av motstand til spredning) er lik habitategnethet. Med andre ord, vi brukte den inverse av hver estimert habitategnethetsverdi som en indeks for permeabilitet: mindre egnet habitat antas å være mindre permeabelt.

5.3.2 Landskapets funksjonalitet og konektivitet

For å vurdere habitatets konektivitet i et landskapsnettverk har vi brukt en metodisk tilnærming som tar utgangspunktet i artenes forekomster, det vil si resultatet av økologiske prosesser som foregår over mye lengre tid enn det som gjelder for foragering eller årlig migrasjon.

Konektivitetsmodellen innebærer å parametrisere bienes bevegelser i nettverket (van Moorter m.fl. 2023a). Spesielt må vi estimere (1) den økologiske avstand mellom nabopikslar basert på det lokale habitatet og permeabilitet innimellom, (2) tilfeldigheten av spredningsmønsteret i nettverket (θ) og (3) sannsynligheten for bevegelsesveier basert på lengden (α).

Vi brukte likheten i artssammensetningen mellom lokalitetene som var med i systematisk innsamling av solitære bier I med fargefeler til å lage parametere for modellen for bevegelseskorridorene i nettverket. Vi beregnet med andre ord den økologiske avstanden mellom prøveområdene for en rekke tilfeldighetsverdier ($\theta \in [Inf, 10^0, 10^{-1}, 10^{-2}, 10^{-1}, 10^{-3}, 10^{-4}, 10^{-5}, 10^{-6}, 10^{-7}, 10^{-8}, 10^{-9}, 10^{-10}]$).

Deretter bygget vi en modell for antall arter som område s har til felles med område t (S_{st}), som resultatet av både en nisjeprosesser og forflytningsprosesser. Ved å sammenligne resultatene fra modeller som bruker avstander beregnet med forskjellige verdier av θ , kan vi beregne graden av tilfeldighet («randomness»; van Moorter m.fl. 2023a,b) i bienes spredningsmønster, og parameteren som estimeres for spredningen er avstandsskaleringen (α). Disse parameterne, θ og α , er nødvendig for å parametrisere modellen ved bruk av software ConScape (van Moorter m.fl. 2023a). Denne analysen ble utført for en 30x30 m pikselrepresentasjon av landskapet.

Ut fra denne nettverksmodellen kvantifiserte vi:

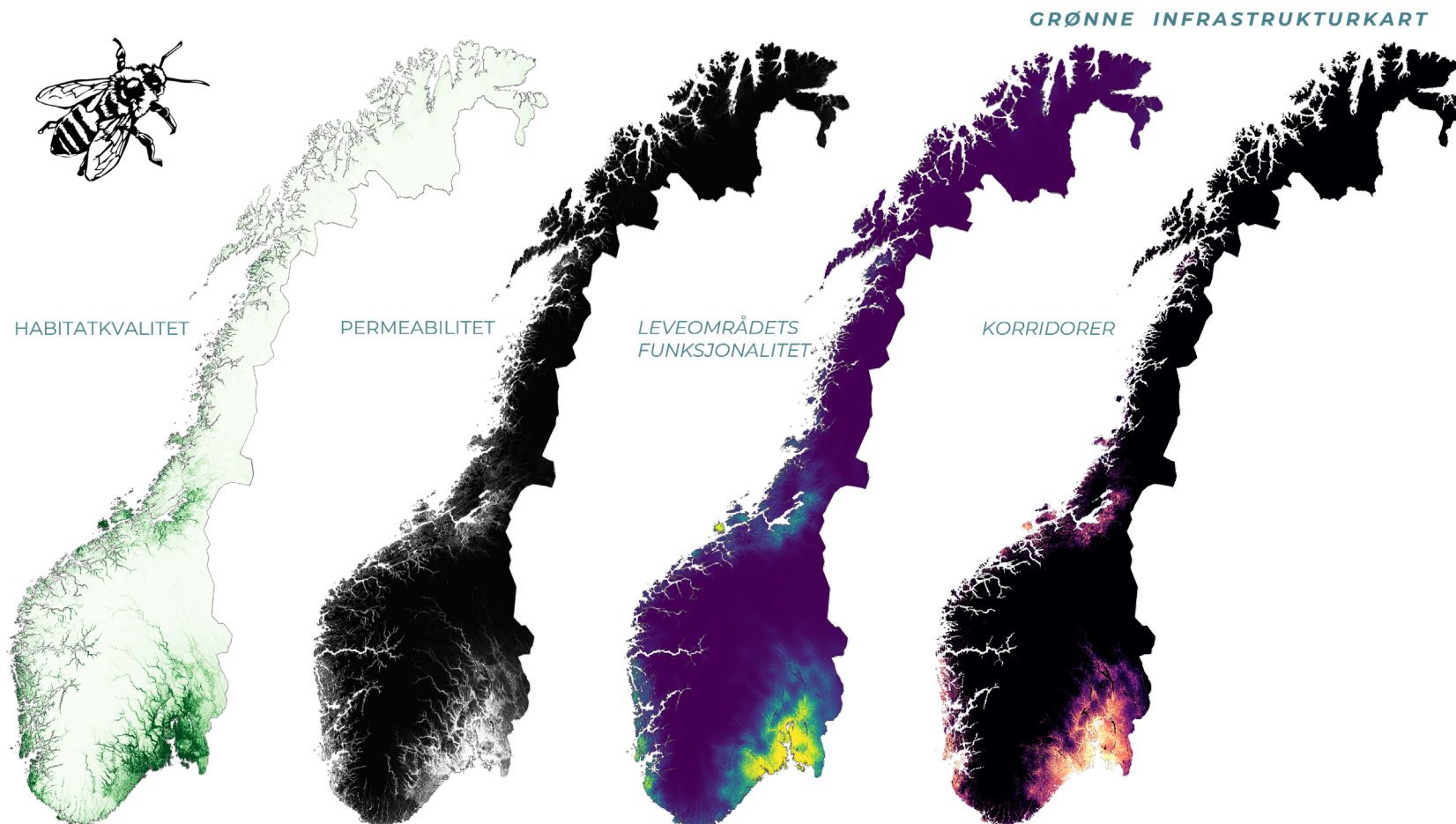
- 1) Landskapets funksjonalitet (Kap. 2.2.1), dvs. hvor godt en egnet piksel er forbundet med andre egnede habitater. Landskapets funksjonalitet tilsvarer det forventede antallet koloniseringer i en piksel fra de omkringliggende pikslene.
- 2) Bevegelseskorridorene mellom disse egnede områder, som beregne det forventede antallet koloniseringer som passerer gjennom hver piksel.

Av årsaker knyttet til behandlingsskapitet ble denne analysen utført på en 100x100 m pikselrepresentasjon av landskapet (vi utførte derfor analyser for å etablere transformasjoner mellom begge landskapsrepresentasjonene). Men fordi modellen ble bygget med 30 m oppløsning, er det fullt mulig å forutsi kartet på nytt med 30 m oppløsning, ved å bruke høyere datakraft (og/eller mer tid).

5.4 Resultater

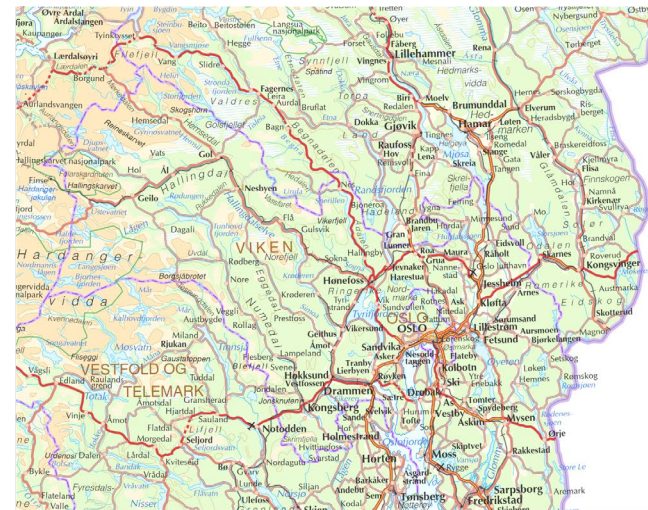
5.4.1 Habitatkvalitet og barrierer

Fig 5.2 og 5.3 viser estimer av egnet habitat for solitære bier i Norge. Verdier i kartet fremstiller sannsynlighet av tilstedeværelse av solitære bier i pikslene, basert på lokale miljøforhold (vegetasjon, landskapsstruktur/topologi, og lokale klimatiske forhold). Alle kart kan ses her: (<https://konektivitetskart.nina.no/Map-Portal>)

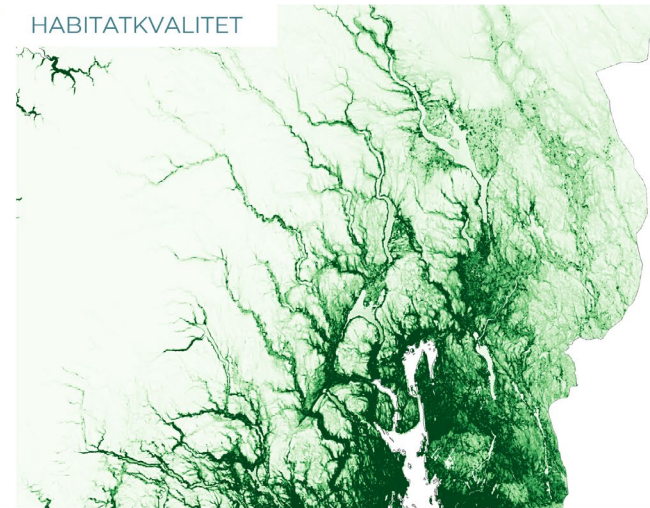


Figur 5.2 Kartproduktene for solitære bier (<https://konnektivitetskart.nina.no/Map-Portal>). Kartene til venstre fokuserer på egenskapene til hver piksel «isolert», uavhengig av om solitære bier kan nå området, og viser habitatkvalitet (grønne piksler tilbyr egnede gjelder naturressurser), og dens permeabilitet (mørke piksler er vanskelig å krysse, dvs. barrierer). Disse kartene viser at de best egnede ressursene finnes bl.a. i Sørøst-Norge, Sør-vest Norge og Trøndelag. De to kartene til høyre viser grønn infrastruktur, og tilbyr et «fugleperspektiv» av landskapet i sammenheng. Kartene viser de mest funksjonelle områdene, som samtidig er egnede og godt forbundet («kjerneområder»; lys gul), samt de viktigste korridorene og flaskehalsene (lys gul). Merk: modellene ble laget med 30 m oppløsning, men disse kartene har 100 m oppløsning pga. data behandlingsskapasitet. Vi har transformert pikselverdiene i kartet til funksjonalitet med en kvadratrotnotransformasjon og i kartet til korridorer men en logaritmisk skala for bedre visualisering av variasjonen.

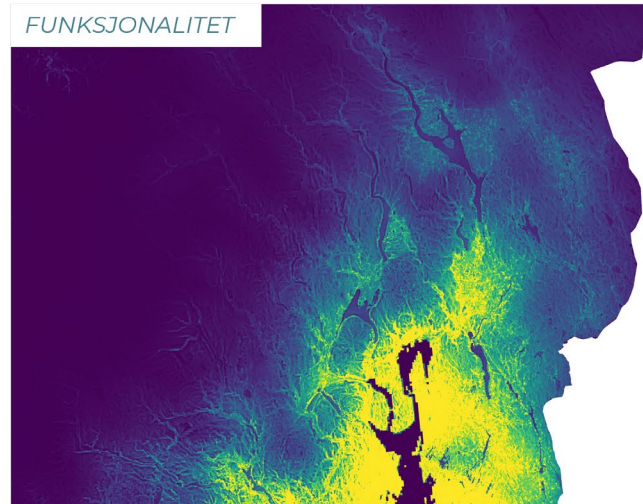
SOLITARY BEES



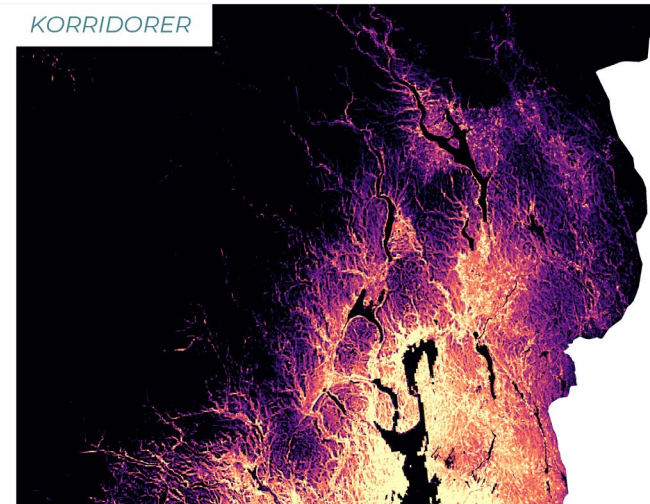
HABITATKVALITET



FUNKSJONALITET



KORRIDORER

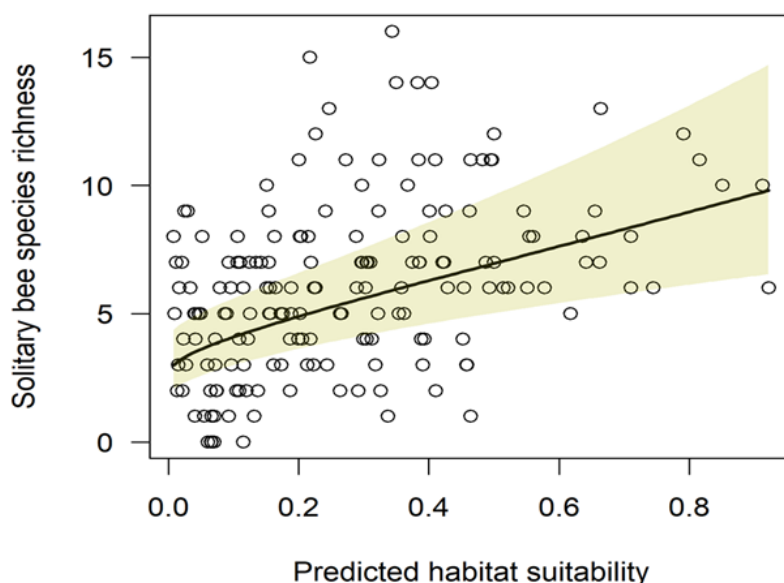


Figur 5.3 Kart over habitat egnethet, (grønne toner) habitatfunksjonalitet (gul til grønn og blå) og korridorer (gul til oransje og lilla) for spredning for solitære bier i Norge, forsterret for å vise områdene i Norge med relativt større tetthet verdifull grønn infrastruktur for solitære bier knyttet til lavlandet. Verdier i habitatfunksjonalitet kartet fremstiller antall koloniseringer i pikselen av solitære bier som kommer fra de omkringliggende pikslene (høyere verdier i gul). Verdier i kartet over korridorene og flaskehalsar fremstiller et forventet antall koloniseringer fra solitære bier som passerer gjennom pikslene ((høyere verdier i gul). (<https://konnektivitetskart.nina.no/Map-Portal>)

5.4.2 Validering og usikkerhet

Vi validerte kartet over habitategnethet ved å sammenligne pikslenes beregnede verdi habitategnethet med estimerte artsrikdommen av solitære bier, beregnet fra bier samlet med fargefeller (O'Connor m.fl. 2019) fra 72 steder i det sentrale og sørøstlige Norge (Venter m.fl. , 2023).

Modellens predikerte verdier for habitategnethet var positivt relatert til artsrikdommen av solitære bier som ble samlet inn i individuelle fargefeller i seminaturlige gressletter i Midt- og Sørøst-Norge (figur 5.2; Poisson GLMM «*likelihood ratio test*», $df=1, \chi^2 = 19, p < 0.001$). Habitategnethetsmodellen forklarte 18 prosent av variasjonen i artsrikdom av solitære bier på tvers av innsamlingslokalitetene (R_{marginal}^2), og sammen med stedsidentitet og år forklarte modellen 57 prosent ($R_{\text{conditional}}^2$) av variasjonen.



Figur 5.4 Valideringsplott som viser forholdet mellom antall solitære biearter som ble samlet med fargefeller i Midt- og Sørøst-Norge (vertikalaksen), og predikerte verdier for habitategnethet (horisontalaksen). Regresjonslinjen er tilpasset ved hjelp av en Poisson GLMM, og det fargete området viser 95% konfidensintervall for regresjonslinjen.

5.4.3 Grønn infrastruktur: leveområdets funksjonalitet og korridorer

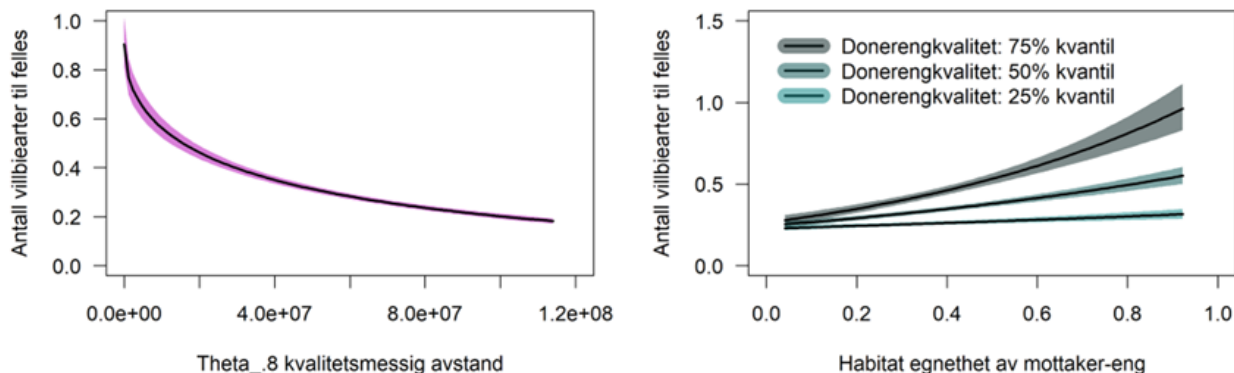
Fig 5.2 og 5.3 viser kartene for leveområdets funksjonalitet og for korridorer (se: <https://konnetivitetskart.nina.no/Map-Portal>). Verdier i funksjonalitets kartet fremstiller antall koloniseringer i pikselen av solitære bier som kommer fra de omkringliggende pikslene. Verdier i kartet over korridorene og flaskehalsar fremstiller et forventet antall koloniseringer fra solitære bier som passerer gjennom pikslene.

Antall arter som var fanget i begge av et to sammenlignete innsamlingslokaliteter (antall arter til felles) minsker sammen med den økologiske avstanden mellom lokalitetene.

Den beste modellen inkluderer en økologiske avstanden beregnet med en θ -verdi på $10^{(-8)}$, noe som viser at antall delte arter mellom to habitat-lokaliteter er en funksjon av både den økologiske avstanden mellom habitatene og en høy grad av tilfeldighet i hvilke piksler som benyttes for å forbinde de to lokalitetene.

Antallet arter til felles var også avhengig av habitategnetheten til hver av de to lokalitetene, slik at det høyeste antallet delte arter finnes mellom lokalitetspar der begge lokalitetene har høy habitatkvalitet.

Den økologiske avstanden og interaksjonsleddet mellom predikert habitategnethet på de to lokalitetene forklarte 5% av variasjonen i antall arter til felles (R^2_{marginal}). Sammen med den tilfeldige effekten på observasjonsnivå forklarte modellen 22% av variasjonen ($R^2_{\text{conditional}}$). Selv om 5 % forklart variasjon er lite med tanke på antallet par av sammenlignete lokaliteter (18496), var dette likevel en betydelig mengde av den totale variasjon i antall arter til felles.



Figur 5.5 Antallet solitære biearter som ble samlet begge steder i et par av innsamlingslokaliteter (antall arter til felles) minsket med den økologiske avstanden ($\theta = 0,8$) mellom lokaliteten (venstre), og økte med den predikerte habitategnethet til begge av stedene i et lokalitetspar (høyre)

5.5 Kart for solitære bier: kommentar or relevans for forvaltning

Dette representerer, så vidt vi vet, det første forsøket på ikke bare statistisk å modellere egnetheten til pollinatorer, men også deres funksjonelle habitat og korridorer i Norge. De resulterende kartene validerer ganske godt mot tilgjengelige data, og ser ut til å fange hovedmønstrene ganske godt i flere skalaer, og viser både egnede områder og de mest funksjonelle «kjerneområder» og korridorer i Norge. Den nasjonale pollinatorstrategien (Regjeringen 2018) og Tiltaksplan for ville pollinerende insekter viser til slike kunnskapsbehov for å ivareta og bedre leveområder for ville pollinerende insekter.

Det er lovende at en med data på forekomster av arter fra artsobservasjoner og lignende kilder kan bygge statistiske modeller som ser ut til å gi brukbare estimater på artsrikdommen av solitære bier man finner gjennom standardiserte undersøkelser. Modeller over habitategnethet vil dog alltid kunne forbedres. Slike forbedringer kan komme gjennom bruk av sofistikerte metoder som for eksempel å integrere/kombinere data fra forekomster med data fra standardiserte feltundersøkelser. Det viktigste vil dog nok være tilgang på og bruk av mer presise kart over miljøet som brukes for å modellere forekomstene av arter. ELC10 kartet (Venter & Sydenham 2021) som vi har brukt her skjelner for eksempel ikke mellom ulike typer av 'gress-arealer'. Det vil derfor være områder som modellene forutsier skal være viktige for bier fordi de har store gressarealer, men hvor disse arealene har liten verdi for bier. Dette kan for eksempel være intensivt drevne gressmarker. En viktig forbedring av modellen vil derfor være å bruke eng-areal-kart når slike blir tilgjengelige. Et annet mulig punkt for forbedring vil være å ta hensyn til alderen på eng-arealer ettersom eldre enger vil ha hatt tid til å akkumulere en rikere flora og bief fauna enn yngre eng-arealer. Kartene som presenteres her bør derfor ikke ses som statiske produkter, men heller som utgangspunkt for en kartserie som vil kunne forbedres over tid når nye data bliver tilgjengelige.

Modellen for grønn infrastruktur for pollinerende insekter som vi har utviklet i dette arbeidet er basert på registreringer av solitære biers forekomster. Boreale og alpine områder har generelt vesentlig færre solitære bier og et lavere artsmangfold enn tempererte områder. Derfor vil

habitategnethetsverdier som beregnes i modellen være høyest i lavlandet. Samtidig har boreale og alpine områder distinkte artssamfunn med solitære biearter som er tilpasset et kaldt klima. En viktig videreutvikling av modellen for habitategnethet og det resulterende konnektivitetkartet vil derfor være å ta hensyn til artsspesifikke økologiske toleranser for klimatiske forhold. Habitategnethet-kartet og de resulterende konnektivitetkartene bør derfor tolkes slik at de gjenspeiler forventet egnethet for lavlandsbier.

Et viktig aspekt å vurdere er at selv om modellen ble bygget med 30 m oppløsning, i dag har modellprediksjonen (dvs. kartene) 100 m oppløsning. Dette er på grunn av begrenset tid tilgjengelig for beregninger med høyere oppløsning. Vær imidlertid oppmerksom på at det er fullt mulig å øke oppløsningen på kartene til 30 m. Dette forventes å gi betydelig mer nøyaktige resultater på lokal skala. Andre aspekter ved egnethetsmodellen kan også forbedres, f.eks. ved å legge til flere kovariater knyttet til for eksempel menneskelig infrastruktur, vegetasjon mm, og ved å teste for ikke-lineære effekter.

Som vi også ser for andre arter, er mengden egnet habitat alltid større enn mengden funksjonelle habitat. Dette er fordi funksjonelt habitat, som er både egnet og godt forbundet, nødvendigvis er en undergruppe av egnet habitat. Og dette er spesielt tilfelle for solitære bier, og deres spredningsevne er ganske lav, og derfor kan de ikke lett nå små flekker med isolert habitat langt fra sitt opprinnelige område

Dette har avgjørende forvaltningsimplikasjoner, som vi viser i Dorber m.fl. 2023. Hvis det kun tas hensyn til tap av egnet habitat ved estimering av virkningen av nybygg, vil det faktiske tapet av funksjonelle arters habitat bli sterkt undervurdert. Slik fungerer kumulative effekter, og dette er årsaken til at bit-for-bit-utbygging av infrastruktur fører til mye større konsekvenser for naturen enn forventet.

Fig. 5.3 viser også noen ganske trange korridorer, eller flaskehals, hvor det er estimert stor bevegelse. Vedlikehold av disse korridorene er avgjørende for å opprettholde det eksisterende økologiske nettverket, og dets genetiske struktur.

Derfor gir modellene de første nasjonale oversiktene over de viktigste områdene som bør vurderes for bevaring eller for restaurering for å opprettholde det eksisterende økologiske nettverket, både lokalt og nasjonalt. Merk at i et GreenPlan prosjektet utviklet vi prototype arealplanleggingsstøtteverktøy for å støtte identifisering av områder for bevaring eller restaurering, basert på sensitivitetsanalyser av denne typen kart. Verktøyet kan ses her:

<https://sites.google.com/view/greeninfrastructureapp/home>.

6 Diskusjon og veien videre

6.1 'Landskapsøkologiske funksjonsområder'

Arealforvaltning krever gode kart som kunnskapsgrunnlag for arealplanlegging og andre virkemidler for forvaltningen av arealer og natur. For eksempel krever konsekvensutredninger i Norge en vurdering av 'Landskapsøkologiske funksjonsområder' for prioriterte arter. Ifølge Miljødirektoratet (2021) er dette:

- «Sammenhengende områder som har en viktig funksjon for mange arter eller artsgrupper, eller er viktige for å opprettholde produksjonene og mangfoldet av økosystemer, bør ivaretas gjennom landskapsøkologiske funksjonsområder».
- «Landskapsøkologiske funksjonsområder omfatter arealer og landskapselementer som er viktige for naturmangfold, bundet sammen av områder med naturkvaliteter som legger til rette for at artene vandrer eller sprer seg mellom disse. Landskapsøkologiske funksjonsområder bidrar til artenes langsiktige overlevelse gjennom å opprettholde forflytningskorridorer mellom artenes leveområder, og er viktige områder for sentrale økologiske prosesser».
- «Et nettverk av viktige leveområder og forbindelsene mellom dem er viktig for å ivareta naturmangfoldet av arter og økosystemfunksjoner over tid innen et landskap eller større område».

Miljødirektoratet (2021) påpeker at "vi mangler i dag et offentlig tilgjengelig og kartfestet kunnskapsgrunnlag om hvilke strukturer og landskapselementer som er særlig viktige for å unngå uheldige konsekvenser av arealfragmentering og endret klima».

Derfor inngår disse vurderinger i dag som en del av de enkelte konsekvensutredningene, og utføres med *ad hoc* tilnærminger, og uten den landskapsoversikten over økologiske funksjonsområder som er nødvendig for riktig prioritering av tiltak nasjonalt, regionalt og lokalt. I praksis fører dette ofte til at målsettingen med konsekvensutredningen når det gjelder Landskapsøkologiske funksjonsområder ikke oppnås.

En av hovedårsakene til at dette skjer er mangelen, inntil nylig, på både robuste teorier om hvordan arters 'landskapsøkologiske funksjonsområder' påvirkes av kumulativ påvirkning av menneskelige aktiviteter, og på statistiske tilnærminger som er i stand til å produsere høyoppløselige kart og produkter, med høy oppløsning og på nasjonal skala.

6.2 Paradigmeskifte, fra observasjonskart til modeller

Inntil nylig brukte arealforvaltning primært kart basert på observasjoner, enten hentet fra feltundersøkelser eller fjernmåling (av både vegetasjon og dyr, f.eks. gjennom kartlegging, prøvetaking, fangst og GPS-sporing). Disse karttypene er svært nyttige, spesielt lokalt, men deres relevans for forvaltning av 'landskapsøkologiske funksjonsområder' kan være begrenset. Observasjonsbaserte kart er typisk statiske og viser tidligere registreringer av arten. De viser ikke artens funksjonelle tilkobling, observasjonene er ofte tilgjengelige kun for begrensede områder og finnes sjelden i nasjonal målestokk med høy oppløsning.

Vi presenterer her en relativt ny type produkt for arealforvaltning: datadrevne statistiske modeller og kart.

Tilnærminger til å produsere de relativt "nye" landskapsøkologiske modellene er i hovedsak lik tilnærmingene til å produsere de lang bedre kjente klimamodellene, som brukes daglig av hver av oss for å sjekke værmeldinger, og brukes over hele verden for å veilede økonomisk, bærekraftig og utviklingspolitikk (Fig 6.1). Modellene bygges delvis på observasjonsdata, men også på mange miljøvariabler og data om infrastruktur som til sammen forklarer hvorfor arten ble funnet i noen områder, men ikke i andre. Modellene forklarer mekanismene som genererer en arts

økologiske nisje og elementer som trengs for å opprettholde landskapets økologiske funksjonsområder.

Modeller kan brukes til å lage kart, lignende kartene som viser direkte observasjoner. Men disse viser ikke bare hvor arten finnes i dag, men også hvor arten kunne vært til stede, men er fraværende på grunn av menneskelige aktiviteter. Modellerte kart kan vise hvor de mest funksjonelle og korridorene områdene er, hvor arten kan finnes i fremtiden, eller i fortiden, eller under scenarier med endringer i klima, landbruk (jordbruk og skogbruk), infrastruktur eller bolig- eller næringsutbygging.

Modeller kan produsere veldig mange forskjellige typer kart og statistikk – mulighetene er mange. Å finne ut hvilke kart som vil være mest nyttige krever dialog og «samskaping» med forvaltningen.

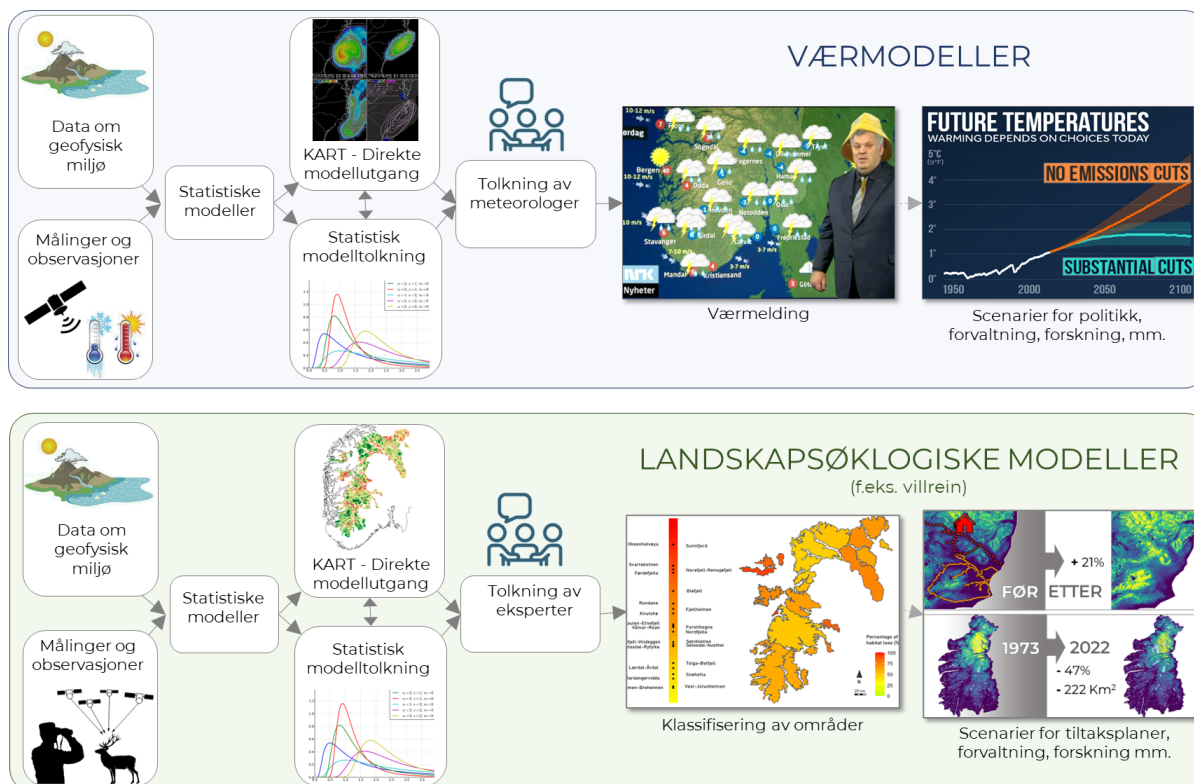
Rapporten presenterer først og fremst de nasjonale, høyoppløslige, statistiske nettverksmodellene for elg, trær og pollinatorer. Disse modellene kan brukes på ulike måter.

Modellene ble brukt i rapporten for å lage blant de første datadrevne nasjonale, høyoppløslige kartene som statistisk estimerer egnet *habitat og korridorer permeabilitet*, for elg, trær og pollinatorer. Modellene ble brukt for å produsere blant de *første statistiske kartene over Grønn infrastruktur*, dvs. habitat som samtidig er egnet og sammenhengende (*funksjonelle områder og korridorer*), for et veldig forskjellig sett med arter/artsgrupper (de første kartene ble produsert for villrein; Panzacchi m.fl. 2022; van Moorter m.fl. 2023b).

Disse kartene gir for første gang *både en nasjonal og lokal landskapsoversikt («fugleperspektiv»)* over de viktigste funksjonsområdene og korridorene eller, med andre ord, over det økologiske nettverket for disse artene/artsgruppene i Norge. Dette er etter vårt syn hovedstyrken til disse modellene, da disse kartene gir nye perspektiver.

Modellerte kart, i motsetning til observasjonskart, kan brukes til å produsere et bredt spekter av *prediksjoner*. Prediksjonskart kan lages både for de mange områdene der observasjoner ikke er tilgjengelige, og for forekomst i fremtiden, eller i fortiden, eller under forskjellige forhold, som f.eks. klimaendringer, endringer i arealbruk, bygging av ny infrastruktur osv.

Rapporten presenterer også noen av de flere andre produktene som kan produseres basert på disse statistiske nettverksmodellene. Modellene ble brukt i rapporten til å produsere *scenarier* for klimaendringer og en *«klimasårbarhetsindeks»* for 14 treslag i Norge, og for å sjekke samsvaret mellom elgkorridorkartet og data om *vilt påkjørsler*, for å begynne å utforske mulighetene for å bruke disse kartene til støtte for å identifisere den beste plasseringen for viltpassasjer og for å utvikle trafiksikkerhetsstrategier. Andre mulige måter å bruke modellene på er oppført i kapittelet 6.3.2.



Figur 6.1 Statistiske modeller gjør det mulig å gå langt utover tradisjonelle kart over artstilstedeværelse. Tilnærminger til å produsere værmeldinger (over) og landskapsøkologiske modeller (under) er like. Ulike data analyseres med statistiske modeller, og resultater tolkes av meteorologer før værmelding er presentert på TV. På tilsvarende måte kan økologiske data (f.eks. for villrein, elg, bier, trær osv.) brukes for å lage modeller. Klima-prognoser kan forutsi klimaendringer under scenarier for menneskelig aktiviteter og CO₂-utslipp, og kan støtte bærekraftige utviklingsstrategier; tilsvarende kan økologiske modeller brukes til å forutsi endringer i leveområder under scenarier for infrastrukturutvikling, avbøtende tiltak, og klimaendringene, og støtte bærekraftige utviklingsstrategier (kilder: NRK.no, IPCC).

6.3 Forvaltningsrelevans

6.3.1 Er landskapsforbindelse formet av topografi og forstyrrelser?

Kartene er resultater av nisjemodeller, og viser dermed først og fremst hver arts økologiske nisje, definert av klima, topografi, forstyrrelsesfaktorer osv. For de fleste av artene vi studerte fant vi, ikke overraskende, en høyere mengde egnede og funksjonelle habitater i de mest produktive arealene i Sørøst-Norge, og i kystområdene i Sør- og Vest-Norge. Det er også lommer med egnede områder i Trøndelag, men mer spredte og fragmenterte flekker av egnet habitat mot nord.

Innenfor hver arts økologiske nisje, ser kartene ut til å antyde at en kombinasjon av topografi og infrastruktur i stor grad former hovedmønstrene for bevegelseskorrider og utbredelsesområde. Norge har en dramatisk topografi, med dype daler og fjorder som gir spesifikke klimatiske forhold. Norge har også flere store naturlige innsjøer og vannmagasiner. De store *dalene, fjellområdene og vannene ser ut til å forme bevegelsesmønstrene og skape flere korrider og «flaskehals» ikke bare for oss mennesker, men også for artene og artsgruppene vi har studert.* Det ville vært interessant å se grønne infrastrukturkart for flere andre arter, for å se i hvilken grad denne hypoteses kan bekreftes.

Hvis dette mønsteret er utbredt, kan det tyde på at *daler, fjell og vann kan spille en viktig rolle også for å opprettholde økologiske nettverk* for en god del av det terrestriske biologiske mangfoldet og til og med for å sikre arters evne til å holde tritt med klimaendringene. Derfor vil

infrastrukturutvikling i nettopp disse korridorene og «flaskehalsene» kunne ha uforholdsmessig stor innvirkning på tilkoblingen til hele det økologiske nettverket. Dersom dette mønsteret bekreftes over et bredt spekter av arter, kan slike områder derfor spille en *avgjørende rolle for forvaltning og bevaring av dagens biologiske mangfold på lang sikt*.

Når det for eksempel gjelder villrein, er det velkjent at den tidligere mer eller mindre sammenhengende bestanden ble fragmentert i dagens 24 (eller mer) separate enheter etter infrastrukturutvikling (veier, byutvikling osv.), som opprinnelig foregikk i stor grad langs dalene, for så å forgrene seg til fjellområder (vannkraft, turisme osv.; f.eks. Panzacchi m.fl. 2013, 2015, 2016). Villrein er nå vurdert til nær truet NT for Norsk rødliste for arter 2021 (Eldegard m.fl. 2021).

6.3.2 Funksjonelt habitat er mye mindre enn egnet habitat

Alle kartene viser at mengden egnet habitat er større enn (eller i ekstreme tilfeller like stort som) mengden funksjonelt habitat, for alle artene/artsgruppene. Dette er fordi funksjonelt habitat, som er *både* egnet og godt forbundet, nødvendigvis er en undergruppe av egnet habitat.

Dette konseptet er lett å forstå og har avgjørende forvaltningsimplikasjoner, som vi viser i Dorber m.fl. 2023. *Hvis det kun tas hensyn til tap av egnet habitat ved estimering av virkningen av nybygg, vil det faktiske tapet av funksjonelle habitat bli sterkt undervurdert.*

Hvis vi for eksempel bare måler mengden land som ble oversvømt på grunn av bygging av vannkraftmagasin i Setesdal (110 km²), eller hvis vi kun målte tap av egnet villreinhabitat (67 km²), ville vi sterkt ha undervurdert mengden funksjonelt habitat som faktisk gikk tapt (222 km²; Dorber m.fl. 2023). Dette er fordi vannkraftmagasiner, bygget i de spesifikke områdene, med gitte miljømessige og topografiske strukturer, bidro til å blokkere viktige migrasjonskorridorer, og dermed hindret tilgang fra beitemarker langt fra selve vannkraften. Slik fungerer kumulative effekter, og dette er årsaken til at bit-for-bit-utbygging har mye større konsekvenser for naturen enn man hadde forventet dersom man bare hadde sett på tap av habitat.

Dette kan spesielt være tilfelle for arter som beveger seg lite, sakte, eller som har begrensede spredningsevner, eller høyere følsomhet for menneskelige forstyrrelser. Slike arter, som pollinatorer og trær (og villrein), kan derfor ikke nå små flekker med isolert habitat langt fra sitt opprinnelige område så lett. Med andre ord, de kan ikke "hoppe" over store områder med uegnet habitat. *For slike arter kan det være spesielt viktig å bevare de mest funksjonelle områdene og korridorer mellom dem.*

6.3.3 Modeller som et "levende», dynamisk produkt

Bærekraftig arealforvaltning krever kart av landskapsøkologiske funksjonsområder som kunnskapsgrunnlag for arealplanlegging. Kartene vi presenterer her kan betraktes som robuste og kan brukes til å støtte arealforvaltning og artsbevaringsprosesser.

Bærekraftig arealplanlegging, forvaltning og konsekvensutredning krever imidlertid alltid mer nøyaktige og oppdaterte kart, og derfor kan det tenkes flere forbedringer og utviklinger - noen enkle, andre mer tidkrevende - for hvert av kartene som presenteres her. For eksempel, kan vi enkelt øke oppløsningen av kartene for pollinatorer, eller kan vi bruke mere data eller mer komplekse modeller for å forbedre alle kartene.

Når det gjelder villrein - arten vi utviklet denne type kartene for, for et tiår siden -, har vi allerede produsert tre versjoner av disse kartene, og en ny versjon er under utvikling for villrein og tamrein i Norge og Sverige. De nyeste modellene er bedre og nyttigere både for nasjonal forvaltning og for lokal forvaltning og utvikling av tiltaksplaner lokalt (Kap. 2).

Derfor ser vi på disse modellene og kartene som et «levende produkt», som forhåpentligvis skal forbedres kontinuerlig og tilpasses for å bedre støtte en mer og mer bærekraftig arealforvaltning.

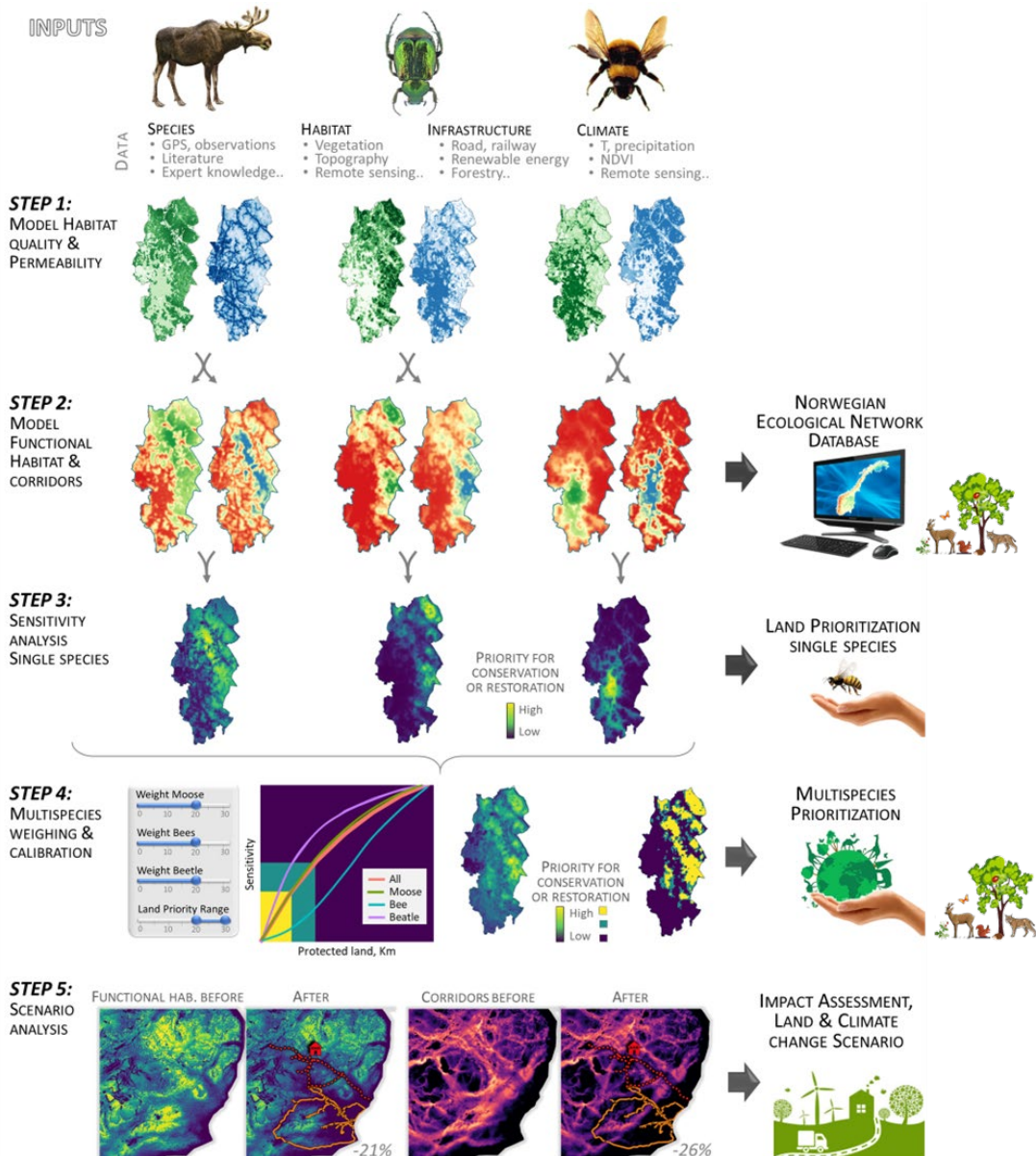
6.3.4 Modeller som utgangspunkt for flere andre produkter

De fire typene kart vi har produsert (kart over kvalitet, permeabilitet og Grønn infrastrukturkart, dvs. korridorer og funksjonelle habitater; <https://konnektivitetskart.nina.no/Map-Portal>) er kun en av de mange produkter som modellene kan produsere. Disse kartene er kun utgangspunkt for flere andre kart og statistiske produkter som kan være relevante for forvaltning. Vi viser i denne rapporten et lite utvalg av mulighetene (de første tre punkter her under), og vi lister noen eksempler på andre muligheter nedenfor:

- Grønn infrastrukturkart under scenarier for klimaendring: vi viser kart som syntetiserer grønn infrastruktur under scenarier for klimaendringer for trærne. Dette kan også visualiseres som en video, eller animasjon (Kap. 5.4.3)
- Sårbarhetsindeks: for trærne opprettet vi en sårbarhetsindeks for klimaendringer (Kap. 5.4.5). Sårbarhetsindeks, og scenarier av klimaendringer, kan være nyttig for skogforvaltning, og for forvaltning av tilhørende biologisk mangfold
- Plassering av viltpassasjer: for elg utførte vi en validering basert på data om viltpåkjørsler, som tyder på at kartene kan brukes til å støtte identifiseringen av egnede steder for viltpassasjerer, gjerder osv.
- Støtte til Pollinatorstrategien (Miljødirektoratet 2023).
- Støtte til naturregnskap i kommunal, regional og nasjonal planlegging. Disse kartene kan være nyttige i sammenheng med økosystemregnskap, for å støtte en mer presis verdierunding av hver landskapsenhet som tar hensyn til økologisk tilkobling
- Scenarioanalyse for ny utbygging, avbøtende tiltak, eller restaurering. For villrein har vi brukt tilnærmingen for å kjøre > 80 scenarioanalyser for å forutsi den samlede belastningen ved å bygge ny infrastruktur, eller for avbøtende tiltak (f.eks. fjerning av veger, hytter, bygning av vannmagasiner osv.; Panzacchi m.fl. 2022; Dorber m.fl. 2023; Niebuhr m.fl. 2023). Det vil f.eks. være mulig å modellere sammenhengen mellom villreinområder som nå er isolerte, for å identifisere de mest sannsynlige avbøtende tiltakene for å gjenopprette forbindelsen mellom f.eks. Snøhetta, Rondane og Knutshø, eller Setesdal, Hardangervidda, Nordfjella og de mindre villreinområdene.
- Dashboard for å vise flere statistiske estimater i hvert område. For villrein vi har publisert et Dashboard som viser alle statistiske resultater som står bak disse kartene, for hver 100x100 m, i alle villreinområdene (van Moorter m.fl. 2023; <https://www.nina.no/apps/villrein.habitattap>). Dashbordet viser: 1) statistiske estimater av habitattap (hvor mye habitat ble tapt i hver piksel, eller villreinområde); 2) estimater av menneskelig påvirkning (f.eks. forårsaket av hytter, veger, vannkraft mm.); 3) rangerer alle villreinområdene ift. habitattap. Dashbordet er utviklet for å gjøre resultatene tilgjengelige i form av kart og brukervennlig tabeller og diagrammer, for å støtte forvaltningsprosesser. Et lignende produkt kunne være interessant f.eks. for elg, for å identifisere områder der egnet habitat ikke lenger er brukt av elg på grunn av fragmentering eller høyt menneskelig fotavtrykk.
- Studier av genetisk struktur: modellene kan brukes for å studere sammenheng mellom barrierer (menneskeskapte og naturlige) og genetiske struktur av bestandene. Det ser ut til at elgbestander i den sørlige og nordlige delen av Norge viser genetiske variasjoner, selv om deres utbredelse virket kontinuerlig (Haanes et al 2011). Kartene våre kan hjelpe med å forstå effekten av fragmentering på genetisk variasjon innenfor elgstammen.
- Håndtering av sykdomsspredning, f.eks. Skrantesjuka - CWD, eller flått. Tilkoblingskart kan også være nyttige for å studere mønstre av spredning av sykdom i landskapet, og bidra til å stoppe spredningen ved å finne ut de beste løsninger for å etablere gjerder eller andre typer av barrierer. Relevante saker kan være for eksempel Skrantesjuka - Chronic Wasting Disease - hos flere store pattedyr, eller spredningen av flåttfødte sykdommer, parasitter osv., som forventes å øke dramatisk med klimaendringene.

Dette er bare noen få eksempler (noen av dem er implementert for noen arter) men mulighetene er mange. Mengden av muligheter vil øke også med mengden av modeller for nye arter som produseres.

Vi avslutter med å illustrere arbeidsflyten til forskningsprosjektet «GreenPlan», som utvikler grønne infrastrukturkart for flere arter, og produserer metoder og verktøy for å integrere disse kartene for å identifisere områder for bevaring og restaurering – på tvers av arter (Fig. 6.2). For mer informasjon se: <https://sites.google.com/view/greeninfrastructureapp/home>.



Figur 6.2 Arbeidsflyt for Forskningsrådets GreenPlan prosjekt. Trinn 1: data analyseres for hver art eller «paraplyart», for å produsere et habitategnethetskart («species' distribution model» eller «nisjemodell»), og et permeabilitetskart. Trinn 2: nettverksalgoritmer brukes til å modellere funksjonelle leveområder og korridorer. Disse kartene vil være tilgjengelige i «Norsk økologisk nettverksdatabase», som vil være vert for standardiserte GI-kart for flere arter. Trinn 3: ved hjelp av sensitivitetsanalyser integreres kart for hver art og på tvers av arter, for å identifisere prioriterte områder for bevaring, eller for restaurering (trinn 4). Trinn 5: Scenarioanalyser.

7 Referanser

- Abdi, A.M., Carrié, R., Sidemo-Holm, W., Cai, Z., Boke-Olén, N., Smith, H.G., Eklundh, L. and Ekroos, J., 2021. Biodiversity decline with increasing crop productivity in agricultural fields revealed by satellite remote sensing. *Ecological Indicators*, 130, p.108098.
- Alerstam, T. (2001) Detours in bird migration. *Journal of Theoretical Biology*, 209, 319–331.
- Artsdatabanken (2018). Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://www.artsdatabanken.no/rodlisefornaturtyper>
- Avgar, T., Potts, J. R., Lewis, M. A., & Boyce, M. S. (2016). Integrated step selection analysis: bridging the gap between resource selection and animal movement. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(5), 619–630.
- Bakkestuen, V. et al. 2008. Step-less models for regional biogeoclimatic variation in Norway. – *J. Biogeogr.* 35: 1906 – 1922
- Beyer, H., Gurarie, E., Börger, L., Panzacchi, B., M., M., Herfindal, I., m.fl. (2015)? You shall not pass!': quantifying barrier permeability and proximity avoidance by animals. *Journal of Animal Ecology*
- Blumentrath, S., Salberg, A., Cimburova, Z., Bakkestuen, V., Erikstad, L., Nowell, M. & Kermit, M. 2018. Sentinel4Nature: Estimating environmental gradients and properties using remote sensing. NINA Rapport nr 1545.
- Bowne DR, Bowers MA (2004) Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. *Landsc Ecol* 19:1–20.
- Brennan, A., Hanks, E.M., Merkle, J.A. et al.. (2018) Examining speed versus selection in connectivity models using elk migration as an example. *Landscape Ecol* 33, 955–968.
- CBD 2020 – Convention of Biological Diversity. First draft of the post 2020 global biodiversity framework CBD/WG2020/3/3
- CBD 2022. Convention on Biodiversity 15th Conference of the Parties (11-15 Oct 2021, 25 April-8 May 2022) <https://www.cbd.int/meetings/COP-15>
- CMS – Convention on Migratory Species (2020) Gandhignagar declaration on CMS and the post-2020 biodiversity framework. UNEP/CMS/COP13/CRP1
- Chetkiewicz, C.-L.B., St. Clair, C.C. & Boyce, M.S. (2006) Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37, 317–342.
- Churko, G.; Kienast, F.; Bolliger, J. A Multispecies Assessment to Identify the Functional Connectivity of Amphibians in a Human-Dominated Landscape. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 2020, 9, 287.
- De Angelis, D. 2019 (PhD Thesis). Moving in a crowded world: ecological and human-related factors affecting brown bear (*Ursus arctos*) space-use patterns. University of Rome.
- Dicks, Lynn V., Blandina Viana, Riccardo Bommarco, m.fl. “Ten policies for pollinators.” *Science* 354, no. 6315 (2016): 975–976. Venter, Z. S., & Sydenham, M. A. (2021). Continental-scale land cover mapping at 10 m resolution over Europe (ELC10). *Remote Sensing*, 13(12), 2301.
- Dietz, A.J., Wohner, C., Kuenzer, C., 2012. European Snow Cover Characteristics between 2000 and 2011 Derived from Improved MODIS Daily Snow Cover Products. *Remote Sensing* 4, 2432–2454. <https://doi.org/10.3390/rs4082432>
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJ, Collen B. Defaunation in the Anthropocene. *Science* (2014)345 (6195):401-6
- Dorber, M., Panzacchi, M., Strand, O., & van Moorter, B. (2023). New indicator of habitat functionality reveals high risk of underestimating trade-offs among sustainable development goals: The case of wild reindeer and hydropower. *Ambio*, 52(4), 757–768.

- Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, S.M. & Boutin, S. (2002) Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 80, 839–845.
- Eldegard K, Syvertsen PO, Bjørge A, Kovacs K, Støen O-G og van der Kooij J (24.11.2021). Pattedyr: Vurdering av rein *Rangifer tarandus* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken.
- European Commission. 2012. The Multifunctionality of Green Infrastructure. Science for Environment Policy | In-depth Reports
- European Commission. 2013. Building a Green Infrastructure for Europe. Publications Office of the European Union 2013
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1 km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 37(12), 4302-4315.
- Fletcher Jr, Robert J, Jorge A Sefair, Chao Wang, Caroline L Poli, Thomas AH Smith, Emilio M Bruna, Robert D Holt, Michael Barfield, Andrew J Marx, and Miguel A Acevedo. 2019. "Towards a Unified Framework for Connectivity That Disentangles Movement and Mortality in Space and Time." *Ecology Letters* 22 (10): 1680–89.
- Fullman, T. J., Wilson, R. R., Joly, K., Gustine, D. D., Leonard, P., and Loya, W. M.. 2021. Mapping potential effects of proposed roads on migratory connectivity for a highly mobile herbivore using circuit theory. *Ecological Applications* 31(1):e02207
- Forsgren, E., Aarrestad P.A, Gundersen, H., Christie, H., Friberg, N., Jonsson, B., Kaste, Ø., Lindholm, M., Nilsen, E.B., Systad, G., Veiberg, V., Ødegaard, F. 2015. Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge - NINA Rapport 1210. 133 s
- Goicolea, T., Gastón, A., Cisneros-Araujo, P. et al.. (2021). Deterministic, random, or in between? Inferring the randomness level of wildlife movements. *Mov Ecol* 9, 33
- Gundersen, V., van Moorter, B. Panzacchi, M., Rauset, G.R. & Strand, O. Villrein-ferdselsanalyser på Hardangervidda. Anbefalinger og tiltak. 2021. Villrein-ferdselsanalyser på Hardangervidda - Anbefalinger og tiltak. NINA Rapport 1903
- Haanes, H., Røed, K.H., Solberg, E.J., Herfindal, I. og Sæther, B.-E. (2011) Genetic discontinuities in a continuously distributed and highly mobile ungulate, the Norwegian moose. *Conservation Genetics* 12(5): 1131–1143.
- Hagen D, Evju M, Henriksen PS, Solli S, Erikstad L, Bartlett J. (2022). From military training area to National Park over 20 years: Indicators for outcome evaluation in a large-scale restoration project in Alpine Norway. *Journal for Nature Conservation*, 66
- Hall, K.R.; Anantharaman, R.; Landau, V.A.; Clark, M.; Dickson, B.G.; Jones, A.; Platt, J.; Edelman, A.; Shah, V.B. Circuitscape in Julia: Empowering Dynamic Approaches to Connectivity Assessment. *Land* 2021, 10, 301.
- Hanski I (1999a) Metapopulation ecology. Oxford series in ecology and evolution. Oxford University Press, Oxford
- Hanski I (1999b) Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* 87:209–219. doi:10.2307/3546736
- Hanski, I., Ovaskainen, O. (2000) The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404, 755–758. <https://doi.org/10.1038/35008063>
- Hess, G.R. & Fischer, R.A. (2001) Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*, 55, 195–208.
- Harmon-Threatt, A. N., & Anderson, N. L. (2023). Bee movement between natural fragments is rare despite differences in species, patch, and matrix variables. *Landscape Ecology*, 38(10), 2519-2531.
- Hartig F (2022). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6, <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>.

- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 25(15), 1965-1978.
- Hijmans RJ, Phillips S, Leathwick J, Elith J (2022). *dismo: Species Distribution Modeling*. R package version 1.3-9, <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>.
- Holdo, R.M., Fryxell, J.M., Sinclair, A.R., Dobson, A. & Holt, R.D. (2011) Predicted impact of barriers to migration on the Serengeti wildebeest population. *PLoS ONE*, 6, 1. e16370
- IPBES (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- IUCN (2020) Ecological connectivity conservation in the post-2020 global biodiversity framework: from local to international levels. WCC 2020 Res 073
- Gill, R.E., Tibbitts, T.L., Douglas, D.C., Handel, C.M., Mulcahy, D.M., Gottschalck, J.C. m.fl. (2009) Extreme endurance flights by landbirds crossing the Pacific Ocean: ecological corridor rather than barrier? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276, 447-457.
- Kausrud K, Vandvik V, Flø D, Geange SR, et al. (2022). Report Impacts of climate change on the boreal forest ecosystem. Scientific Opinion of the Panel on Alien Organisms and Trade in endangered species (CITES) of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. 15
- Kindlmann, P., Burel, F. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecol* 23, 879-890 (2008).
- Kivimäki I, van Moorter B, Panzacchi M, Jari Saramäki, Marco Saerens. (2020) Maximum likelihood estimation for randomized shortest paths with trajectory data. *Journal of Complex Networks* (8),4
- Kimberley, A., Hooftman, D., Bullock, J. M., Honnay, O., Krickl, P., Plue, J., Poschlod, P., Traveset, A. & Cousins, S. A. O. 2021. Functional rather than structural connectivity explains grassland plant diversity patterns following landscape scale habitat loss. *Landscape Ecology* 36: 265-280.
- Lussana, C.; Tveito, O.; Uboldi, F. Three-dimensional Spatial Interpolation of 2 m Temperature over Norway. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 2018, 144, 344-364.
- Mauri, A., Strona, G., & San-Miguel-Ayanz, J. (2017). EU-Forest, a high-resolution tree occurrence dataset for Europe. *Scientific data*, 4(1), 1-8.
- Mauri, A., Girardello, M., Strona, G., Beck, P. S., Forzieri, G., Caudullo, G... Cescatti, A. (2022). EU-Trees4F, a dataset on the future distribution of European tree species. *Scientific data*, 9(1), 37.
- Mauri, A., Girardello, M., Forzieri, G., Manca, F., Beck, P. S., Cescatti, A., & Strona, G. (2023). Assisted tree migration can reduce but not avert the decline of forest ecosystem services in Europe. *Global Environmental Change*, 80, 102676.
- Miljødirektoratet. 2023. Grønn Infrastruktur i arealplanlegging. Nettside: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/arealplanlegging/miljohensyn-i-arealplanlegging/naturmangfold/gronn-infrastruktur/> Åpnet Dec 2023.
- Miljødirektoratet. 2021. Metode: Konsekvensutredning av klima- og miljøtema. *Naturmangfold. KU-veileder M-1941*, 1.12.2021. Miljødirektoratet. P. 51.
- Miljødirektoratet 2023: Pollinatorforum. <https://www.miljodirektoratet.no/aktuelt/arrangementer/2023/mai-2023/pollinatorforum/>
- McRae, B.H. and P. Beier. 2007. Circuit theory predicts Gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 104:19885-19890.
- McRae, B.H., B.G. Dickson, T.H. Keitt, and V.B. Shah. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology and conservation. *Ecology* 10: 2712-2724.
- Moilanen A, Hanski I (1998) Metapopulation dynamics: effect of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79:2503-2515
- Niebuhr, B. B., Van Moorter, B., Stien, A., Tveraa, T., Strand, O., Langeland, K., Sandström, P., Alam, M., Skarin, A., & Panzacchi, M. (2023a). Estimating the cumulative impact and zone of influence of anthropogenic features on biodiversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 14, 2362-2375.

- Niebuhr, B. B., Panzacchi, M., & Van Moorter, B. (2023b). Oneimpact package version 0.1.1: Tools for the assessment of the cumulative impacts of anthropogenic features in ecological studies (0.1.1) [R package]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7888674>
- Niebuhr, B.B., Panzacchi, M., van Moorter, B., Gundersen, V., & Tveraa, T. 2023c. Scenarioanalyser – evaluering av effekten av avbøtende tiltak for villrein i Rondane Nord. NINA Rapport 2359.
- O'Connor, R.S., Kunin, W.E., Garratt, M.P., Potts, S.G., Roy, H.E., Andrews, C., Jones, C.M., Peyton, J.M., Savage, J., Harvey, M.C. and Morris, R.K., 2019. Monitoring insect pollinators and flower visitation: The effectiveness and feasibility of different survey methods. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(12), pp.2129-2140.
- Olsen, S. L., Rusch, G. M., Kvakkestad, V., Rønningen, K., Rørstad, P. K. Venter, Z., Nordén, B. 2020. Restaurering av edelløvskog: fortidens skog er fremtidens skog. NINA Temahefte 77. Norsk institutt for naturforskning.
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321-326.
- Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlenn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4,
- Ovaskainen, O. & Crone, E.E. (2010) Modeling animal movement with diffusion. *Spatial Ecology* (eds S. Cantrell, C. Cosner & S. Ruan), pp. 63–83. Chapman and Hall/CRC, London, UK.
- Panzacchi, M., van Moorter, B., Strand, O., Loe, L. E., & Reimers, E. (2015). Searching for the fundamental niche using individual-based habitat selection modelling across populations. *Ecography*, 38(7), 659–669
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Saerens, M., Kivimäki, I., St. Clair, C. C., Herfindal, I., & Boitani, L. (2016). Predicting the continuum between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 32–42.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Tveraa, T., Rolandsen, C. M., Gundersen, V., Lelotte, L., dos Santos, B. B. N., Bøthun, S. W., Stien, A., Andersen, R., & Strand, O. (2022a). Statistisk modellering av samlet belastning av menneskelig aktivitet på villreinområder: Identifisering av viktige leveområder og scenarioanalyser for konsekvensutredning og arealplanlegging (NINA Rapport 2189). Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3031987>
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., & Niebuhr, B. B. (2022b). Wild reindeer Maps. Norwegian wild reindeer landscapes in the Anthropocene. Statistical maps in support to sustainable land planning & management. WebApp: <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnor>
- Peck, C. P., van Manen, F. T., Costello, C. M., Haroldson, M. A., Landenburger, L. A., Roberts, L.L., Bjornlie, D. D., and Mace, R. D.. 2017. Potential paths for male-mediated gene flow to and from an isolated grizzly bear population. *Ecosphere* 8(10):e01969.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Rivrud, I.M., Rolandsen, C.M., Rauset, G.R., Kvasnes, M., Mysterud, A. og Solberg, E.J. 2020. Hjordteviltpåkjørsler i Norge: Årsaksforhold, lokalisering, risiko og datakvalitet. NINA Rapport 1806.
- Regjeringen (2018). Nasjonal pollinatorstrategi og Tiltaksplan for ville pollinerende insekter 2021–2028 (regjeringen.no)
- Roer, O., Rolandsen, C. M., Meland, M., Gangsei, L.E., Panzacchi, M., Van Moorter, B., Milner, J. M., Solberg, E. J. 2018. Elgprosjektet i Akershus – kortrapport. Statens vegvesen. R.nr. 102
- Saura, S. & J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24

- Skogland, T. (1986) Movements of tagged and radio-instrumented wild reindeer in relation to habitat alteration in the Snøhetta region, Norway. *Rangifer*, 6, 267–272.
- Solberg, E.J., Røed, K.H., Flagstad, Ø., Sæther, B.-E., Heim, M., Andersen, R. & Rolandsen, C.M. 2009. Elgens genetiske struktur i Norge. NINA Rapport 467. 35 s.
- Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Herfindal, I. & Heim, M. 2009. Hjortevilt og trafikk i Norge: En analyse av hjorteviltrelaterte trafikkulykker i perioden 1970-2007 - NINA Rapport 463. 84 s.
- Stange E, Panzacchi M, van Moorter B (2019) Modelling green infrastructure for conservation and land planning – a pilot study. NINA Report 1625
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., & Tschamntke, T. (2002). Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83(5), 1421-1432.
- Sydenham, M. A., Eldegard, K., Venter, Z. S., Evju, M., Åström, J., & Rusch, G. M. (2022). Priority maps for pollinator habitat enhancement schemes in semi-natural grasslands. *Landscape and Urban Planning*, 220, 104354.
- Tischendorf L, Fahrig L (2000) On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7–19.
- Title, P. O., & Bemmels, J. B. (2018). ENVIREM: an expanded set of bioclimatic and topographic variables increases flexibility and improves performance of ecological niche modeling. *Ecography*, 41(2), 291-307.
- UNEP - United Nations Environment Programme (2021). Making Peace with Nature: A scientific blueprint to tackle the climate, biodiversity and pollution emergencies.
- Nairobi. <https://www.unep.org/resources/making-peace-nature> Van Moorter B, Kivimäki I, Panzacchi M, Særens M (2021). Review & Synthesis: defining and quantifying Effective Connectivity. *Ecography* 44, 6: 870-884
- Van Moorter, B., Kivimäki, I., Noack, A., Devooght, R., Panzacchi, M., Hall, K. R., Leleux, P., & Saerens, M. (2023a). Accelerating advances in landscape connectivity modelling with the ConScape library. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(1), 133–145.
- Van Moorter, B., Kivimäki, I., Panzacchi, M., Saura, S., Brandão Niebuhr, B., Strand, O., & Saerens, M. (2023b). Habitat functionality: Integrating environmental and geographic space in niche modeling for conservation planning. *Ecology*, 104(7), e4105. <https://doi.org/10.1002/ecy.4105>
- Van Moorter, B., Panzacchi, M., Niebuhr, B. B., Lelotte, L., Rolandsen, C. M., & Tveraa, T. (2023c). *Menneskelig påvirkning på alle villreinområder i Norge. Et nytt Dashboard leverer kart og statistiske estimater til støtte for forvaltningsprosesser.* (NINA Rapport 2342).
- Venter, Z. S., & Sydenham, M. A. K. (2021). Continental-Scale Land Cover. Mapping at 10 m Resolution Over Europe (ELC10). *Remote Sensing*, 13(12), 2301. <https://www.mdpi.com/2072-4292/13/12/2301>
- Venter, Z. S., Roos, R. E., Nowell, M. S., Rusch, G. M., Kvifte, G. M., & Sydenham, M. A. (2023). Comparing Global Sentinel-2 Land Cover Maps for Regional Species Distribution Modeling. *Remote Sensing*, 15(7), 1749.
- Zeller, K. A., Schroeder, C. A., Wan, H. Y., Collins, G., Denryter, K., Jakes, A. F., & Cushman, S. A. (2021). Forecasting habitat and connectivity for pronghorn across the Great Basin ecoregion. *Diversity and Distributions*, 27, 2315–2329
- Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143(3), 669-676.

8 Vedlegg I - Elg

8.1 Modellresultater om habitatpreferanse for elg om vinteren

Tabell 8.1 Modellresultater på habitatpreferanse for elg i Norge om vinteren. Resultater kommer fra en stegseleksjonsanalyse (Step Selection Function) som brukes til å estimere habitatpreferanse, som beskrevet i Kap. 3.3.1. Variablene er beskrevet i Kap. 3.2. Kolonnene median, 2.5 prosentil og 97.5 prosentil viser henholdsvis den vektete medianen, den vektete 2.5 prosentil og vektete 97.5 prosentil til de 100 modellene som estimerte permeabilitet. Vektene var valideringsverdien I det studieområdet modellen fungerte dårligst i. Positiv verdi indikerer seleksjon og negativ verdi indikerer unngåelse.

Forklaringsvariabler	Median	2.5 prosentil	97.5 prosentil
Steglengde	-0,013	-0,071	0,021
Log(Steglengde)	0,04	0	0,089
Cosinus (snuvinkel)	-0,122	-0,157	-0,085
Hytter_zoi_cumulative_bartlett100	0	-0,026	0,037
Hytter_zoi_cumulative_bartlett250	0	-0,055	0,062
Hytter_zoi_cumulative_bartlett500	0,002	-0,094	0,113
Hytter_zoi_cumulative_bartlett1000	0	-0,084	0,079
Hytter_zoi_cumulative_bartlett2500	-0,052	-0,145	0,008
Slope100	-0,094	-0,173	0
Slope100 ²	0,006	-0,023	0,029
Norway_PCA_klima_axis2	0	-0,054	0,234
Norway_PCA_klima_axis2 ²	-0,198	-0,311	-0,085
TPI_250	-0,058	-0,087	-0,006
TPI_250 ²	0,001	-0,009	0,015
TPI_2500	0,142	0	0,191
TPI_2500 ²	-0,015	-0,043	0,005
SR16_ikke_skog	-0,589	-1,364	-0,464
SR16_Gran	-0,015	-0,898	0
SR16_Furu	0	-0,773	0,153
SR16_Lauv	0,032	-0,818	0,199
Hus_zoi_cumulative_bartlett100	-0,027	-0,083	0,026
Hus_zoi_cumulative_bartlett250	0,006	-0,047	0,144
Hus_zoi_cumulative_bartlett500	0	-0,213	0,138
Hus_zoi_cumulative_bartlett1000	0	-0,157	0,155
Hus_zoi_cumulative_bartlett2500	-0,076	-0,249	0,036
Industri_zoi_cumulative_bartlett100	-0,149	-17,845	0,005
Industri_zoi_cumulative_bartlett250	0	-0,063	0,059
Industri_zoi_cumulative_bartlett500	-0,022	-0,113	0,036
Industri_zoi_cumulative_bartlett1000	-0,002	-0,058	0,083
Industri_zoi_cumulative_bartlett2500	-0,043	-0,169	0,026
NORUT_2009_reclass1	0	-0,189	2,045
NORUT_2009_reclass2	0,017	0	2,107
NORUT_2009_reclass3	0	-0,157	2,045
NORUT_2009_reclass4	0,104	0	2,233

NORUT_2009_reclass5	0,226	0	2,45
NORUT_2009_reclass6	-0,157	-0,37	1,789
NORUT_2009_reclass7	-0,092	-0,325	1,963
NORUT_2009_reclass8	-0,376	-0,981	1,712
NORUT_2009_reclass9	0	-0,48	2,042
NORUT_2009_reclass10	0	-0,136	1,994
NORUT_2009_reclass11	0,319	0	2,248
NORUT_2009_reclass12	-0,294	-0,82	1,627
NORUT_2009_reclass13	-0,514	-681,996	1,251
NORUT_2009_reclass14	-0,876	-1,213	1,106
NORUT_2009_reclass15	-0,172	-0,483	1,816
NORUT_2009_reclass16	-0,984	-299,214	1,159
NORUT_2009_reclass17	0	-0,648	1,713
NORUT_2009_reclass18	0	-1,411	1,552
Kraftledninger_zoi_cumulative_bartlett100	0	-0,033	0,048
Kraftledninger_zoi_cumulative_bartlett250	0	-0,055	0,074
Kraftledninger_zoi_cumulative_bartlett500	-0,006	-0,092	0,032
Jernbane_zoi_cumulative_bartlett100	-0,037	-0,1	0
Jernbane_zoi_cumulative_bartlett250	0	-0,06	0,08
Jernbane_zoi_cumulative_bartlett500	0	-0,111	0,079
Jernbane_zoi_cumulative_bartlett1000	-0,024	-0,141	0,041
Jernbane_zoi_cumulative_bartlett2500	0	-0,062	0,179
Skogsbilvei_zoi_cumulative_bartlett100	0	-0,051	0,047
Skogsbilvei_zoi_cumulative_bartlett250	0,019	0	0,135
Skogsbilvei_zoi_cumulative_bartlett500	-0,026	-0,14	0,052
Skogsbilvei_zoi_cumulative_bartlett1000	0	-0,073	0,087
Skogsbilvei_zoi_cumulative_bartlett2500	0,037	0	0,244
Trafikkmengde_zoi_cumulative_bartlett100	-0,037	-0,086	0,019
Trafikkmengde_zoi_cumulative_bartlett250	0	-0,084	0,048
Trafikkmengde_zoi_cumulative_bartlett500	0	-0,06	0,083
Trafikkmengde_zoi_cumulative_bartlett1000	-0,015	-0,134	0,085
Trafikkmengde_zoi_cumulative_bartlett2500	0	-0,128	0,078
Private veier_zoi_cumulative_bartlett100	-0,023	-0,063	0,029
Private veier_zoi_cumulative_bartlett250	0	-0,058	0,078
Private veier_zoi_cumulative_bartlett500	0,005	-0,12	0,129
Private veier_zoi_cumulative_bartlett1000	-0,049	-0,209	0,099
Private veier_zoi_cumulative_bartlett2500	0	-0,18	0,236
Offentlige veier_zoi_cumulative_bartlett100	-0,01	-0,064	0,022
Offentlige veier_zoi_cumulative_bartlett250	0	-0,135	0,053
Offentlige veier_zoi_cumulative_bartlett500	0	-0,045	0,189
Offentlige veier_zoi_cumulative_bartlett1000	0	-0,138	0,078
Offentlige veier_zoi_cumulative_bartlett2500	0,326	0	0,541
Snødekkevarighet	0	-0,111	0,106
Solinnstråling	0,107	0,028	0,158

8.2 Modellresultater om habitat permeabilitet for elg om vinteren

Tabell 8.2 Modellresultater på habitat permeabilitet for elg i Norge om vinteren. Resultater kommer fra en steg-seleksjonsanalyse (Step Selection Function) som brukes til å estimere habitat permeabilitet, som beskrevet i Kap. 3.3.1. Variablene er beskrevet i Kap. 3.2. Kolonnene median, 2.5 prosentil og 97.5 prosentil viser henholdsvis den vektete medianen, den vektete 2.5 prosentil og vektete 97.5 prosentil til de 100 modellene som estimerte permeabilitet. Vektene var valideringsverdien I det studieområdet modellen fungerte dårligst i. Positiv verdi indikerer seleksjon og negativ verdi indikerer unngåelse. Dersom 0 ikke er inkludert i spennet mellom 2.5 og 97.5 prosentilet er estimatet signifikant forskjellig fra 0.

Foklaringsvariabler	Median	2.5 prosentil	97.5 prosentil
Steglengde	0	-0,022	0,104
Log(steglengde)	0,003	0	0,082
Cosinus(snuvinkel)	-0,003	-0,043	0,039
Hytter_zoi_cumulative_bartlett100_max	-0,001	-0,074	0,032
Hytter_zoi_cumulative_bartlett250_max	0	-0,11	0,053
Hytter_zoi_cumulative_bartlett500_max	0	-0,136	0,154
Hytter_zoi_cumulative_bartlett1000_max	-0,002	-0,356	0,078
Hytter_zoi_cumulative_bartlett2500_max	0	-0,209	0,217
Slope100_max	-0,238	-0,432	-0,034
Slope100_max^2	-0,021	-0,063	0,032
Hus_zoi_cumulative_bartlett100_max	-0,023	-0,15	0,016
Hus_zoi_cumulative_bartlett250_max	0	-0,169	0,103
Hus_zoi_cumulative_bartlett500_max	0	-0,16	0,089
Hus_zoi_cumulative_bartlett1000_max	0	-0,223	0,163
Hus_zoi_cumulative_bartlett2500_max	0	-0,413	0,259
Industri_zoi_cumulative_bartlett100_max	0	-0,202	0,034
Industri_zoi_cumulative_bartlett250_max	-0,008	-0,126	0,05
Industri_zoi_cumulative_bartlett500_max	0	-0,163	0,138
Industri_zoi_cumulative_bartlett1000_max	0	-0,23	0,113
Industri_zoi_cumulative_bartlett2500_max	0	-0,104	0,153
Kraftledninger_zoi_cumulative_bartlett100_max	0	-0,051	0,058
Kraftledninger_zoi_cumulative_bartlett250_max	0	-0,123	0,095
Kraftledninger_zoi_cumulative_bartlett500_max	0	-0,143	0,115
Jernbane_zoi_cumulative_bartlett100_max	-0,032	-0,097	0,019
Jernbane_zoi_cumulative_bartlett250_max	0	-0,126	0,107
Jernbane_zoi_cumulative_bartlett500_max	0	-0,25	0,086
Jernbane_zoi_cumulative_bartlett1000_max	0	-0,18	0,129
Jernbane_zoi_cumulative_bartlett2500_max	0	-0,3	0,215
Skogsbilvei_zoi_cumulative_bartlett100_max	-0,025	-0,087	0,019
Skogsbilvei_zoi_cumulative_bartlett250_max	0	-0,142	0,071

Skogsbilvei_zoi_cumulative_bartlett500_max	0	-0,131	0,108
Skogsbilvei_zoi_cumulative_bartlett1000_max	0	-0,232	0,154
Skogsbilvei_zoi_cumulative_bartlett2500_max	0	-0,092	0,309
Trafikkmengde_max	-0,045	-0,202	0,002
Trafikkmengde_zoi_cumulative_bartlett250_max	-0,003	-0,116	0,057
Trafikkmengde_zoi_cumulative_bartlett500_max	0	-0,188	0,112
Trafikkmengde_zoi_cumulative_bartlett1000_max	0	-0,321	0,11
Trafikkmengde_zoi_cumulative_bartlett2500_max	0	-0,284	0,212
Private veier_zoi_cumulative_bartlett100_max	-0,006	-0,072	0,025
Private veier_zoi_cumulative_bartlett250_max	0	-0,106	0,081
Private veier_zoi_cumulative_bartlett500_max	0	-0,064	0,159
Private veier_zoi_cumulative_bartlett1000_max	0	-0,204	0,225
Private veier_zoi_cumulative_bartlett2500_max	0	-0,084	0,527
Offentlige veier_zoi_cumulative_bartlett100_max	-0,053	-0,107	0,015
Offentlige veier_zoi_cumulative_bartlett250_max	0	-0,162	0,098
Offentlige veier_zoi_cumulative_bartlett500_max	0	-0,106	0,143
Offentlige veier_zoi_cumulative_bartlett1000_max	0	-0,174	0,263
Offentlige veier_zoi_cumulative_bartlett2500_max	0	-0,179	0,311
Snødekkevarighet_max	-0,042	-0,285	0,075
Solinnstråling_max	-0,036	-0,125	0,046
NORUT_2009_reclass 1	0	0	0,671
NORUT_2009_reclass 2	0	-0,094	0,814
NORUT_2009_reclass 3	0	-0,458	0,405
NORUT_2009_reclass 4	0	-0,035	0,574
NORUT_2009_reclass 5	0	-0,311	0,571
NORUT_2009_reclass 6	-0,509	-0,794	0,276
NORUT_2009_reclass 7	-0,368	-0,979	0,284
NORUT_2009_reclass 8	-0,634	-1,768	0,262
NORUT_2009_reclass 9	-0,314	-1,491	0,594
NORUT_2009_reclass 10	0	-0,576	0,539
NORUT_2009_reclass 11	0	-0,195	1,034
NORUT_2009_reclass 12	-0,748	-1,646	0,022
NORUT_2009_reclass 13	-0,749	-5,746	0
NORUT_2009_reclass 14	-1,337	-2,375	-0,25
NORUT_2009_reclass 15	-0,558	-1,007	0,571
NORUT_2009_reclass 16	-1,643	-5,276	0
NORUT_2009_reclass 18	-0,538	-2,431	0,532
NORUT_2009_reclass 19	-0,396	-4,807	0
SR16_Gran	0	0	0,526

SR16_Furu	0	0	0,628
SR16_Lauv	0,311	0	0,768

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-5174-7

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger