

1393

NINA Rapport

## Fremmede karplanter i Norge: modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse

Siri Lie Olsen, Jens Åström, Ditte Hendrichsen, Jarle W. Bjerke, Raket Blaaid, Joachim Töpper, Vegar Bakkestuen



## NINAs publikasjoner

### **NINA Rapport**

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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 annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. 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 vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Fremmede karplanter i Norge: modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse

Siri Lie Olsen  
Jens Åström  
Ditte Hendrichsen  
Jarle W. Bjerke  
Rakel Blaalid  
Joachim Töpper  
Vegar Bakkestuen

Olsen, S.L., Åström, J., Hendrichsen, D., Bjerke, J. W., Blaaid, R.,  
Tøpper, J. & Bakkestuen, V. 2017. Fremmede karplanter i Norge:  
modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse.  
- NINA Rapport 1393. 116 s.

Oslo, desember 2017

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3120-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Stefan Blumentrath

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Inga Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-840|2017

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Kanadagullris (*Solidago canadensis*) etablert mellom jernbane og  
vei. Foto: Siri Lie Olsen, NINA. Innfelt: predikert forekomst av frem-  
mede karplanter i Norge som helhet og i Trøndelag.

NØKKEWORD

Arktis, fremmede arter, hotspots, introduksjonsområde, karplanter,  
klimaendringer, litteraturgjennomgang, modellering, Norge, spred-  
ning, tidlig oppdagelse

KEY WORDS

Arctic, climate change, dispersal, early detection, hotspots, intro-  
duction area, invasive alien species, literature review, modelling,  
Norway, vascular plants

#### KONTAKTOPPLYSNINGER

##### **NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Torgard  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

##### **NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

##### **NINA Tromsø**

Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

##### **NINA Lillehammer**

Fakkeltgården  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

##### **NINA Bergen**

Thormøhlensgate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)



## Sammendrag

Olsen, S.L., Åström, J., Hendrichsen, D., Bjerke, J. W., Blaalid, R., Töpper, J. & Bakkestuen, V. 2017. Fremmede karplanter i Norge: modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse. – NINA Rapport 1393. 116 s.

Spredning av fremmede arter utgjør en stor trussel mot det biologiske mangfoldet. Bekjempelse av fremmede arter er derfor nedfelt i FNs konvensjon om biologisk mangfold, og ifølge Aichi-mål nr. 9 har Norge forpliktet seg til å stanse spredningen av fremmede arter innen 2020. Tidlig oppdagelse og rask iverksetting av tiltak før spredningen har blitt for omfattende, er en effektiv metode for å stanse spredning av fremmede arter. Dette krever imidlertid at viktige introduksjonsområder for fremmede arter er kjent. Vi har derfor modellert introduksjonsområder, samt nåværende utbredelse, for fremmede karplanter i Norge.

Introduksjonsområder for fremmede karplanter, modellert som forekomst av førstefunn, var hovedsakelig relatert til menneskelig aktivitet i form av infrastruktur og bebyggelse. Det innebærer at introduksjonsområdene for fremmede karplanter er konsentrert til områdene rundt de store byene Oslo, Stavanger, Bergen, Trondheim og til dels Tromsø, samt i sørlige kyststrøk. Klima var ikke en viktig faktor for funn av nye fremmede karplanter.

Nåværende forekomst av fremmede karplanter var i første rekke relatert til menneskelig aktivitet, i form av veier, bebyggelse og innbyggertall, og mildt klima. Dette innebærer at fremmede karplanter har sitt tyngdepunkt i tett befolkede strøk i lavlandet i Sør-Norge, særlig i Oslo-området, men også rundt større byer som Stavanger, Bergen, Trondheim og Tromsø og i kyststrøk langs Oslofjorden, Sørlandskysten og til dels Vestlandskysten. Graden av overlapp mellom forekomst av fremmede og rødlistede karplanter fulgte i all hovedsak det samme mønsteret, og verneområder lokalisert i disse områdene hadde større forekomst av fremmede karplanter. Fordelt på hovedøkosystemer var fremmede arter vanligst i byer og tettsteder, kystområder, kulturlandskap og annet åpent lavland, samt rundt elver og innsjøer.

Områdene og hovedøkosystemene vi har identifisert som viktige introduksjonsområder og nåværende leveområder for fremmede karplanter, bør prioriteres i kartlegging og overvåking av fremmede arter. I tillegg bør forekomsten av fremmede karplanter på Svalbard holdes under oppsikt. Et varslingsystem og rutiner for risikovurdering ved oppdagelse av nye fremmede arter bør utarbeides for å sørge for rask iverksetting av tiltak. Slike tiltak bør rettes mot arter med høy eller svært høy risiko for å utgjøre en trussel mot stedegent biologisk mangfold. Det begynner å haste dersom Norge skal nå målet om å stanse spredning av fremmede arter innen 2020. En koordinert innsats med kartlegging, bekjempelse og overvåking må på plass snarest for å oppfylle våre internasjonale forpliktelser.

Siri Lie Olsen ([siri.lie.olsen@nina.no](mailto:siri.lie.olsen@nina.no)) og Vegar Bakkestuen ([vegar.bakkestuen@nina.no](mailto:vegar.bakkestuen@nina.no)), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo. Jens Åström ([jens.astrom@nina.no](mailto:jens.astrom@nina.no)) og Ditte Hendrichsen ([ditte.hendrichsen@nina.no](mailto:ditte.hendrichsen@nina.no)), NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. Rakel Blaalid ([rakel.blaalid@nina.no](mailto:rakel.blaalid@nina.no)), NINA, Thormøhlens gate 55, 5008 Bergen. Jarle W. Bjerke ([jarle.bjerke@nina.no](mailto:jarle.bjerke@nina.no)), NINA, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø.

## Abstract

Olsen, S.L., Åström, J., Hendrichsen, D., Bjerke, J. W., Blaaid, R., Töpper, J. & Bakkestuen, V. 2017. Alien vascular plants in Norway: modelling of introduction areas and current distribution. – NINA Report 1393. 116 pp.

The spread of alien species constitutes a major threat to biodiversity. The control of invasive alien species is therefore embedded in the UN Convention on Biological Diversity, and according to Aichi biodiversity target 9 Norway is obligated to stop the spread of alien species within 2020. Early detection and rapid implementation of measures before the spread becomes too extensive is an effective way to prevent the spread of alien species. This requires, however, that important introductory areas for alien species are known. We have, therefore, modelled introduction areas, as well as current distribution, of alien vascular plants in Norway.

Introduction areas for alien vascular plants, modelled as the occurrence of first records, was mainly related to human activity in the form of infrastructure and buildings. This means that introduction areas for alien vascular plants are concentrated around the big cities Oslo, Stavanger, Bergen and Trondheim and partly Tromsø, as well as southern coastal areas. Climate was not an important factor for records of new alien vascular plants.

The current occurrence of vascular plants was, first and foremost, related to human activity, in the form of roads, buildings, and population density, as well as to a mild climate. This means that alien vascular plants are mainly found in densely populated areas in the lowlands of southern Norway, especially in the Oslo area, but also around major cities like Stavanger, Bergen, Trondheim and Tromsø, as well as in coastal areas along the Oslo fjord and the southern and western coast. The degree of overlap between the occurrence of alien and red-listed species generally follow the same pattern, and conservation areas located in these areas had higher occurrence of alien vascular plants. Divided by ecosystems, alien species were more common in cities and towns, coastal areas, cultural landscapes and other open lowland areas, as well as around rivers and lakes.

The areas and ecosystems identified as important introductory areas and current habitats for alien vascular plants, should be prioritized in the mapping and monitoring of alien species. Additionally, the occurrence of alien species on Svalbard should be kept under surveillance. A notification system and routines for risk assessment at the discovery of new alien species should be developed to ensure rapid implementation of measures. Such measures should be directed towards species with a high or very high risk of posing a threat to local biodiversity. This task is urgent if Norway is to reach the goal of preventing the spread of alien species by 2020. A coordinated effort of mapping, eradication efforts, and monitoring must be implemented as soon as possible in order to fulfil our international obligations.

Siri Lie Olsen ([siri.lie.olsen@nina.no](mailto:siri.lie.olsen@nina.no)) and Vegar Bakkestuen ([vegar.bakkestuen@nina.no](mailto:vegar.bakkestuen@nina.no)), Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo. Jens Åström ([jens.astrom@nina.no](mailto:jens.astrom@nina.no)) and Ditte Hendrichsen ([ditte.hendrichsen@nina.no](mailto:ditte.hendrichsen@nina.no)), NINA, P.O. Box 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim. Jarle W. Bjerke ([jarle.bjerke@nina.no](mailto:jarle.bjerke@nina.no)), NINA, Framsenteret, P.O. Box 6606 Langnes, NO-9296 Tromsø. Rakel Blaaid ([rakel.blaaid@nina.no](mailto:rakel.blaaid@nina.no)), NINA, Thormøhlens gate 55, NO-5008 Bergen.

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>4</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>8</b>
<b>2 Litteratursammenstilling</b> .....	<b>10</b>
2.1 Fremmede arter, tidlig oppdagelse og geografisk prioritering .....	10
2.2 Folkeforskning i biodiversitetskartlegging .....	14
2.3 Kunnskapsstatus og kunnskapshull .....	16
<b>3 Datainnhenting og metodikk for analyser av introduksjon og nåværende utbredelse av fremmede karplanter</b> .....	<b>18</b>
3.1 Metodikk .....	18
3.2 Datagrunnlag .....	19
3.2.1 Funn av fremmede karplanter .....	19
3.2.2 Forklaringsvariabler .....	19
3.3 Generelle vurderinger og veiledning for tolking av resultatene .....	22
3.3.1 Korrigering for innsamlingsinnsats .....	22
3.3.2 Parameterestimer .....	23
<b>4 Hotspots for introduksjon av fremmede karplanter</b> .....	<b>24</b>
4.1 Historiske registreringer av fremmede karplanter .....	24
4.2 Effekt av forklaringsvariabler på førstefunn av fremmede karplanter .....	26
4.2.1 Resultater fra den multiple regresjonen .....	26
4.2.2 Resultater fra enkle regresjoner .....	27
4.3 Prediksjoner .....	28
<b>5 Nåværende utbredelse av fremmede karplanter</b> .....	<b>31</b>
5.1 Kartleggingsinnsats de siste 10 årene .....	31
5.2 Effekt av forklaringsvariabler på nåværende utbredelse av fremmede karplanter .....	33
5.2.1 Resultater fra den multiple regresjonen .....	33
5.2.2 Effekt av samvariasjon mellom forklaringsvariabler .....	35
5.2.3 Effekt av arealbruk .....	36
5.3 Prediksjon av nåværende utbredelse av fremmede karplanter .....	38
5.3.1 Predikert andel fremmede arter .....	38
5.3.2 Predikert antall fremmede arter .....	40
5.3.3 Er noen deler av landet dårlig kartlagt? .....	42
5.3.4 Forekomst av fremmede arter i ulike økosystemer .....	44
5.4 Geografisk overlapp mellom fremmede arter og naturverdier .....	46
5.4.1 Overlapp mellom fremmede arter og rødlistede arter .....	46
5.4.2 Overlapp mellom fremmede arter og ansvarsarter .....	48
5.4.3 Forekomst av fremmede arter i verneområder .....	48
<b>6 Arktis inkludert Nord-Norge nord for polarsirkelen</b> .....	<b>52</b>
6.1 Nord-Norge nord for polarsirkelen .....	52
6.1.1 Analyseresultater .....	52
6.1.2 Litteraturgjennomgang .....	54
6.2 Svalbard .....	55

<b>7 Modellering av fremmede arters respons på klimaendringer .....</b>	<b>58</b>
<b>8 Diskusjon.....</b>	<b>61</b>
8.1 Førstefunn av fremmede karplanter .....	61
8.2 Nåværende utbredelse av fremmede karplanter.....	62
8.3 Fremmede karplanter og naturverdier .....	63
8.4 Arktis inkludert Nord-Norge .....	63
8.5 Usikkerhet.....	64
8.6 Fremmede arters respons på klimaendringer .....	65
8.7 Tilsvarende modellering av truede arter .....	66
<b>9 Konklusjon og anbefalinger .....</b>	<b>67</b>
<b>10 Referanser .....</b>	<b>68</b>
<b>Vedlegg 1: Korrelasjon mellom forklaringsvariabler .....</b>	<b>80</b>
<b>Vedlegg 2: Kart over forklaringsvariabler .....</b>	<b>81</b>
Veier og annen infrastruktur .....	81
Bebyggelse og befolkning .....	85
Klima .....	88
Jordsmonn .....	90
Arealbruk .....	91
<b>Vedlegg 3: Prediksjonskart for førstefunn i enkelte regioner .....</b>	<b>92</b>
<b>Vedlegg 4: Prediksjonskart for nåværende forekomst i enkelte regioner .....</b>	<b>97</b>
<b>Vedlegg 5: Kommuner med størst andel fremmede karplanter .....</b>	<b>102</b>
<b>Vedlegg 6: Forekomst av rødlistede arter .....</b>	<b>103</b>
<b>Vedlegg 7: Kommuner med flest fremmede arter per rødlisteart .....</b>	<b>109</b>
<b>Vedlegg 8: Ansvarsarter .....</b>	<b>110</b>
<b>Vedlegg 9: The Arctic including Northern Norway north of the Arctic Circle .....</b>	<b>111</b>
Northern Norway north of the Arctic Circle.....	111
Results of analyses.....	111
Literature review .....	113
Svalbard.....	114

## Forord

Fremmede arter regnes som en av de store truslene mot det biologiske mangfoldet på verdensbasis. Norge har gjennom FNs konvensjon om biologisk mangfold forpliktet seg til å forhindre spredning av fremmede arter, og Aichi-mål nr. 9 spesifiserer at: «Innen 2020 er fremmede skadelige organismer og deres spredningsveier identifisert og prioritert, utvalgte organismer er kontrollert eller utryddet, og det er innført tiltak for å kontrollere spredningsveier for å hindre introduksjon og etablering».

Som oppfølging av biomangfoldkonvensjonen kom Stortingsmelding 14 (2015-2016) «Natur for livet – norsk handlingsplan for naturmangfold», hvor det slås fast at Norge skal jobbe for å hindre spredning av fremmede arter. Ifølge Stortingsmeldingen krever dette utarbeiding av regelverk for å hindre introduksjon, etablering og spredning av fremmede arter – men også aktiv bekjempelse. Videre står det at «hittil er få introduserte skadelige arter kontrollert eller utryddet» og at det er nødvendig å sette inn tiltak for å bekjempe flere arter.

Ifølge den samme Stortingsmeldingen er Aichi-mål nr. 9 mulig å oppnå med målrettet innsats. En viktig del av denne innsatsen består i å forhindre at fremmede arter etableres i Norge, og det krever kunnskap om hvor disse artene introduseres. Som et ledd i dette arbeidet fikk Norsk institutt for naturforskning i oppdrag av Miljødirektoratet å identifisere viktige områder for introduksjon av fremmede plantearter til Norge, såkalte «hotspots». Funnene våre vil kunne danne grunnlag for geografisk prioritering av områder i arbeidet med overvåking og bekjempelse av fremmede arter.

Takk til Torkild Tveraa for prosessering og tilrettelegging av NDVI-data og Stefan Blumentrath for tidligere arbeid med flere bakgrunnslag og hjelp med GRASS Gis. Takk også til Inger Marie Aalberg Haugen for oversettelse og språkvask.

Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Tomas Holmern. Takk for nyttige innspill underveis i prosessen.

Oslo, desember 2017

Siri Lie Olsen

Prosjektleder



# 1 Innledning

Spredning av fremmede arter utgjør i dag en stor trussel mot det biologiske mangfoldet (Sala mfl. 2000, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Vié mfl. 2009). I vår globaliserte verden fraktes stadig flere arter til områder hvor de ikke forekommer naturlig. Selv om de fleste av disse fremmede artene dør, vil en liten andel klare å etablere seg i sine nye leveområder (se f.eks. Mack mfl. 2000) og kan utgjøre en trussel mot stedegent biologisk mangfold dersom de sprer seg til naturlige økosystemer. Dette kan igjen få negative konsekvenser for økosystemtjenester og på sikt føre til store sosiale og økonomiske tap (Pimentel mfl. 2000, Perrings mfl. 2002, Vilà mfl. 2010; se Magnussen mfl. 2014 for norske forhold). Bekjempelse av fremmede arter som «truer økosystemer, habitat eller arter» er derfor nedfelt i FNs konvensjon om biologisk mangfold.

Å forhindre introduksjon er den mest effektive metoden for å stanse spredning av fremmede arter (Wittenberg & Cock 2011). Dette er imidlertid en tilnærmet umulig oppgave gitt den omfattende transporten av personer og gods over landegrensene (Simberloff 2014). Tidlig oppdagelse med påfølgende bekjempelse er derfor det mest realistiske alternativet for å stanse spredningen av fremmede arter (Simberloff 2003, 2014, Genovesi 2005). Bekjempelse av fremmede arter er tid- og kostnadskrevende, særlig hvis en art har rukket å spre seg til store områder (Rejmanek & Pitcairn 2002). Tidlig oppdagelse og bekjempelse vil derfor ikke bare forhindre negative konsekvenser for stedegent biologisk mangfold, men også være kostnadseffektivt og i mange tilfeller helt avgjørende for å lykkes.

Sannsynligheten for å oppdage fremmede arter på et tidlig stadium kan økes betraktelig dersom de viktigste introduksjonsområdene for fremmede arter er kjent. Først da vil det være gjennomførbart å igangsette risikobasert overvåking for å fange opp nye introduksjoner (se f.eks. Kalwij mfl. 2014) og følge opp med tiltak der det trengs. For å gjøre kunnskapen om viktige introduksjonsområder generaliserbar, er det dessuten viktig å forstå ikke bare hvor høyrisikoområder for introduksjon befinner seg, men også hva som kjennetegner dem. Hvilke faktorer er det som avgjør om mange fremmede arter etablerer seg i et bestemt område? Hittil er det gjort få forsøk på å identifisere viktige områder for introduksjon av fremmede arter og hvilke biotiske og abiotiske faktorer som kjennetegner disse, men befolkningstetthet, infrastruktur og klima ser ut til å være viktige variabler (Sullivan mfl. 2004, Huang mfl. 2012, Dodd mfl. 2016).

Så langt er det registrert 2320 fremmede arter i Norge, og 216 av disse er svartelistet fordi de forventes å ha høy eller svært høy risiko for å utgjøre en trussel mot stedegent biologisk mangfold gjennom stort invasjonspotensial og/eller økologisk effekt (Gederaas mfl. 2012). Vi vet imidlertid lite om hvor disse artene først introduseres til landet. Sandvik & Sæther (2012) anbefaler Sørøstlandet som et naturlig sted for overvåking av nye introduksjoner, eventuelt supplert med Bergens- og Stavanger-Haugesundsområdet, ettersom det er her tettheten av folk og infrastruktur er høyest og klimaet gunstigst. De påpeker imidlertid også at «en mer nøyaktig avgrensning krever egne undersøkelser».

Kartlegging av fremmede arter er ressurskrevende, og hittil er vitenskapelig litteratur (Sullivan mfl. 2004, Huang mfl. 2012) og herbariebelegg (Dodd mfl. 2016) heller enn omfattende kartlegging brukt for å identifisere viktige områder for introduksjon av fremmede arter. Såkalt folkeforskning, eller «citizen science», hvor frivillige amatører bidrar i forskningsprosjekter, er en annen mulighet for å fremskaffe informasjon om fremmede arter på en kostnadseffektiv måte (Crall mfl.

2011, 2015). Her i Norge har vi allerede store datamengder tilgjengelig gjennom Artskart (Artsdatabanken og GBIF Norge 2017), noe som er et godt utgangspunkt for å identifisere høyrisikoområder for introduksjon av fremmede arter.

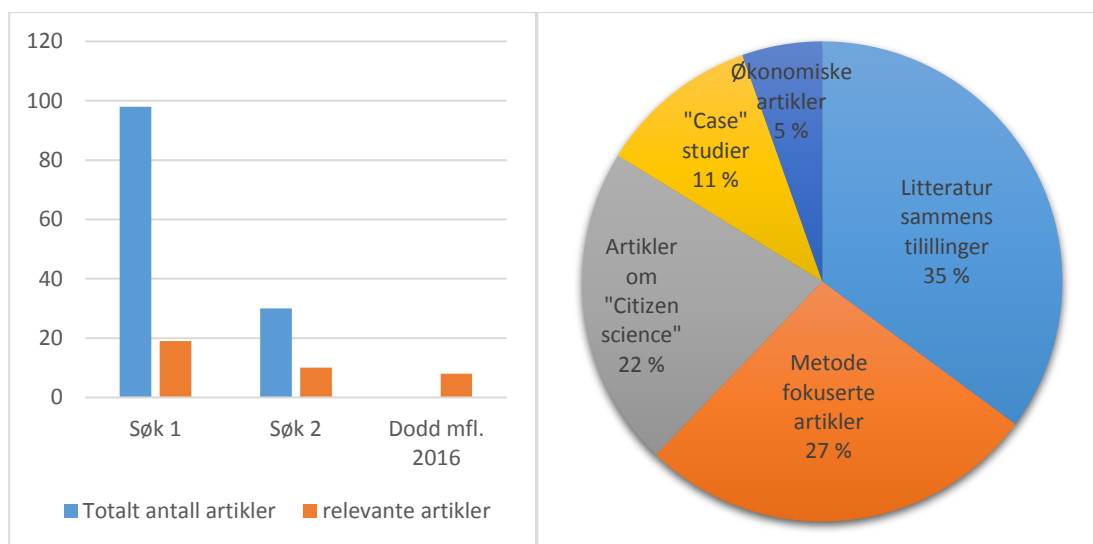
Karplanter utgjør den desidert største gruppa av fremmede (74 %) og svartelistede (63 %) arter i Norge (Gederaas mfl. 2012) og er en av artsgruppene med flest registreringer i Artskart (med unntak av fugl; Artsdatabanken & GBIF Norge 2017). Dette er derfor en naturlig artsgruppe å fokusere på i arbeidet med å forstå introduksjon og nåværende utbredelse av fremmede arter i Norge.

Hovedhensikten med prosjektet «Geografisk analyse av introduksjonsområder for fremmede arter» har vært å identifisere områder der introduksjon av fremmede karplanter er mest sannsynlig, samt hvilke påvirkningsfaktorer som er avgjørende for disse artenes etablering og utbredelse. Dette inkluderer en sammenstilling av eksisterende kunnskap om prioritering av områder i forbindelse med tidlig bekjempelse av fremmede arter. Videre skal prosjektet vurdere hvilken risiko fremmede karplanter utgjør for stedegent biologisk mangfold. Prosjektet vil i tillegg bidra med råd om hvordan fremmede arters respons på klimaendringene kan modelleres. Samlet vil resultatene kunne danne grunnlag for en geografisk prioritering i arbeidet med bekjempelse av fremmede arter.

## 2 Litteratursammenstilling

Grunnlaget for analysen av introduksjonsområder for fremmede karplanter, inkludert viktige egenskaper ved slike områder, er en litteratursammenstilling for å kort oppsummere eksisterende kunnskap om geografisk prioritering av områder i forbindelse med tidlig bekjempelse av fremmede arter. Denne litteraturgjennomgangen inkluderer bruk av, og eventuelle utfordringer med, folkeforskning i artskartlegging og analyser.

Web-of-Science-søk utført ved hjelp av søkeordene *“Invasive plant species and early detection and early management”* (søk 1) og *“Invasive plant species and early detection and citizen science”* (søk 2) ga 128 treff hvorav 29 artikler ble identifisert som relevante (Figur 1). I tillegg er 8 artikler fra referansene i Dodd mfl. (2016) inkludert. Artiklene kunne grovt kategoriseres i fem grupper (Figur 1). Grå litteratur utgjør 4 enheter og omfatter nasjonale rapporter, utredninger og ikke-vitenskapelige artikler.



**Figur 1.** Totalt 37 artikler ble identifisert som relevant fra Web-of-Science-søk ved hjelp av bestemte nøkkelord (til venstre). De fleste artiklene var basert på litteratursammenstilling (review) og innsamlede data (35 %) eller hadde et metodologisk fokus (27 %) (til høyre). Artikler med fokus på folkeforskning, case-studier og artikler med økonomisk fokus utgjorde henholdsvis 22 %, 11 % og 5 %.

### 2.1 Fremmede arter, tidlig oppdagelse og geografisk prioritering

Tidlig påvisning av fremmede arter er avgjørende for å hindre omfattende etablering og påfølgende ressurskrevende bekjempelse (Simberloff 2003, Genovesi 2005, Dodd mfl. 2016), ikke minst siden ressursene til bekjempelse av fremmede arter ofte er begrenset. Dette krever imidlertid et system for å fange opp nye forekomster av fremmede arter. Ofte oppdages nye fremmede arter mer eller mindre tilfeldig av eksperter med spisskompetanse i artsidentifikasjon (for eksempel taksonomer) (Bradley & Marvin 2011). Mer systematisk kartlegging kan for eksempel utføres innenfor et rutenettssystem, langs transekter eller ved tilfeldig prøvetaking (Berec mfl. 2015, se f.eks. Sandvik & Sæther 2012). Ofte vil en kombinasjon av generell kartlegging og

utvalgskartlegging gi gode resultater, inkludert bedre modeller for å forutsi forekomst av fremmede arter (Barnett mfl. 2007). Maxwell mfl. (2012) demonstrerte viktigheten av god kartleggingsdesign, men påpekte også at den mest effektive metoden vil variere noe mellom arter.

Å finne fellesnevner for steder hvor fremmede arter først oppdages («first detection sites»), har også vist seg å gi viktig informasjon om regionale hotspots for introduksjon av fremmede arter (Huang mfl. 2012) (se Tabell 1). Slik informasjon er helt nødvendig for geografisk prioritering av områder for kartlegging, overvåking og bekjempelse av fremmede arter. Ettersom menneskelig aktivitet er hovedårsaken til innføring og spredning av fremmede arter, er det en korrelasjon mellom førstefunn og befolkningstetthet. Sullivan mfl. (2004) fant at antall nye fremmede arter på New Zealand var størst i nærheten av byer og bygninger. I en studie fra Kina fant man klare sammenhenger mellom innførselsårer og deteksjon av fremmede arter: hele 85 % av alle fremmede arter ble først oppdaget i kyststrøk, hvor «introduksjonstrykket» er høyest, mens bare 15 % av alle førstefunn ble gjort i innlandsområder (Huang mfl. 2012). Dette ble bekreftet i studien til Dodd mfl. (2016) fra Australia, som også viste hvordan førstefunn av fremmede arter var knyttet til store byer. Videre var førstefunn mye mer sannsynlige langs store veier (Dodd mfl. 2016, se også Maxwell mfl. 2012).

Bruk av statistiske verktøy som modellering kan også bidra til å identifisere hvor fremtidig overvåking bør settes inn (Stanaway mfl. 2011). Utbredelsesmodellering tar utgangspunkt i å knytte fremmede arters forekomst til økologiske forhold. I Norge er en slik utbredelsesmodellering foretatt for to kjente invasive fremmede arter, parkslirekne (*Reynoutria japonica*) og hagelupin (*Lupinus polyphyllus*), og modellene viste at begge artene hadde stor forekomstsannsynlighet i tettbygde områder med stort veinett, noe som ble bekreftet ved feltvalidering av data (Auestad mfl. 2011). Jarnevich mfl. (2010) har utviklet et GIS-verktøy som kan predikere utbredelsen av fremmede arter i USA basert på artenes klimapreferanser. Deres tilnærming, som indikerer hvor arter kan komme til å etablere seg, kan være nyttig for å identifisere hvor spredning av fremmede arter kan finne sted og hvilke arter som bør holdes under oppsyn (Jarnevich mfl. 2010).

Fjernmåling er et annet potensielt kostnadseffektivt verktøy for tidlig påvisning av fremmede arter, men identifisering av små populasjoner er fortsatt vanskelig (Bradley 2014, se også Olsen mfl. 2016). Likevel kan fjernmåling være et verdifullt verktøy for å se på romlige mønstre og forbedre kunnskapen om relevante miljøvariabler som ellers ikke kunne samles på en kostnadseffektiv måte (Mirik mfl. 2013, Bradley 2014). Visser mfl. (2014) foreslår å bruke Google Earth som et verktøy i kampen mot fremmede arter ved å etablere globale nettverk for tidlig oppdagelse og overvåking av fremmede arter og videreutvikle det hele som en del av en "folkeforsknings"-innsats (se kap. 2.2).

Et sentralt spørsmål er hvor ofte man skal overvåke for å oppdage fremmede arter. Ifølge modellen til Harris mfl. (2001) bør overvåkingsintervallene variere med habitattype (Tabell 2), men kan være svært sensitive (oppdagelsesrate på over 80 %) hvis protokollene følges. De anbefalte overvåkingsintervallene, basert på et overvåkingsopplegg fra New Zealand, er imidlertid trolig ikke direkte overførbare til norske forhold.

**Tabell 1.** Oversikt over miljøvariabler som har blitt relatert til førstefunn av fremmede arter. Noen variabler er slått sammen, for eksempel ulike mål på temperatur. For detaljer om hver enkelt variabel, se de enkelte publikasjonene.

Gruppering	Miljøvariabel	Referanse
Klimatiske	Temperatur	Huang mfl. 2012, Dodd mfl. 2016
	Nedbør	Huang mfl. 2012, Dodd mfl. 2016
	Frost	Dodd mfl. 2016
	Luftfuktighet	Huang mfl. 2012
Topografiske	Soleksponering	Dodd mfl. 2016
	Areal	Huang mfl. 2012, Dodd mfl. 2016
Biotiske	Dekning av skog	Huang mfl. 2012
	NDVI	Dodd mfl. 2016
	Endemiske arter	Huang mfl. 2012
Demografiske	Befolkningstetthet	Huang mfl. 2012, Dodd mfl. 2016
	Arealbruk	Huang mfl. 2012, Dodd mfl. 2016
	Urbanisering	Huang mfl. 2012
	Antall forskere	Huang mfl. 2012
	Antall utenlandske turister	Huang mfl. 2012
Infrastruktur-relaterte	Vassdrag	Dodd mfl. 2016
	Veier	Dodd mfl. 2016
	Jernbane	Dodd mfl. 2016
	Havner	Huang mfl. 2012, Dodd mfl. 2016
	Flyplasser	Huang mfl. 2012,
	Byer	Sullivan mfl. 2004
	Bygninger	Sullivan mfl. 2004
	Godstrafikk	Huang mfl. 2012
	Passasjertrafikk	Huang mfl. 2012
	Grensestasjoner	Huang mfl. 2012
	Offentlige herbarier	Dodd mfl. 2016
	Økonomiske	
	Brutto nasjonalprodukt	Huang mfl. 2012
	Import	Huang mfl. 2012
	Eksport	Huang mfl. 2012
	Valutainntekter	Huang mfl. 2012
	Bevilgninger til forskning	Huang mfl. 2012



**Tabell 2.** Tabell fra Harris mfl. (2001) med anbefalt frekvens av fremmedartsovervåking (antall år mellom søk) i ulike habitattyper på New Zealand med 80 % sikkerhet for å finne fremmede arter hvis de er til stede.

Habitattype	Overvåkingsintervall
Skog	1-2 år
Busk- og krattdominerte områder	1-9 år
Hei og eng	5-10 år
Myr og våtmark	5-10 år
Åpent lavland	1-4 år

Wittenberg & Cock (2011) har laget en håndbok for forvaltning av fremmede arter som omfatter både forebyggende tiltak og bekjempelsesstrategier. Det er imidlertid alltid en avveining mellom ressursbruk knyttet til oppdagelse og kostnaden ved bekjempelse av en etablert fremmed art (Guillera-Arroita mfl. 2014). Den beste strategien rent økonomisk er å bruke mest ressurser på tidlig oppdagelse etterfulgt av moderat overvåkning (Holden mfl. 2016). Men hvis spredning stadig forekommer fra en ekstern kilde, er konstante strategier den mest kostnadseffektive tilnærmingen (Holden mfl. 2016). Bruk av «tidlig oppdagelse og hurtig respons»-protokoller («early detection and rapid respons», EDRR) er blitt vanligere i de senere år og er en viktig suksessfaktor i arbeidet med deteksjon og bekjempelse av fremmede arter (Westbrooks 2004), selv om disse protokollene foreløpig ikke er gode nok (Hulme 2012). Det er for eksempel viktig å tilpasse arbeidet til ulike arters frøspredning, vegetativ vekst, konkurranseevne og motstandskraft. Case-studier som arbeid med myrtistel *Cirsium palustre* (som er en ny invasiv art i New York, USA) (Hinchey mfl. 2013) eksemplifiserer behovet for å justere protokoller underveis. Forfatterne konkluderte med at den typiske lineære tilnærmingen til EDRR, som begynner med oppdagelse, deretter risikovurdering og avsluttes med tiltak, måtte fravikes for optimale resultater (Hinchey mfl. 2013).

Det er også en avveining mellom økonomiske faktorer og økologiske gevinster når det gjelder bekjempelse av fremmede arter. Hvis en fremmed art blir for dominerende, blir kostnadene ved bekjempelse urealistiske og tiltaket ikke gjennomførbart i et sosialt og økonomisk perspektiv (McDermott mfl. 2013). Ved lav og moderat tetthet av en gitt fremmed art kan utryddelse være kostnadseffektivt, mens ved svært høy tetthet kan den optimale strategien være å ikke sette i gang tiltak på grunn av de høye økonomiske kostnadene sammenlignet med fordelene med bekjempelse (McDermott mfl. 2013). En fremmed art som har spredt seg over 1-1000 hektar er mulig å utrydde, men kostnadene øker dramatisk med økende forekomstareal, og ved forekomster over 1000 hektar er utryddelse svært usannsynlig (Rejmanek & Pitcairn 2002). Hvor vellykket en utryddelseskampanje er, har blitt statistisk testet på tvers av 136 utryddelseskampanjer på 75 arter for å undersøke om følgende faktorer er avgjørende: (1) reaksjonstid mellom oppdagelse og starten av utryddelseskampanjen; (2) romlig utbredelse; (3) biologisk kunnskap om organismen; og (4) hvor isolert en forekomst er (Pluess mfl. 2012). Bare romlig utbredelse var betydelig knyttet til utryddelsesutfallet, og lokale kampanjer var mer vellykkede enn regionale og nasjonale kampanjer (Pluess mfl. 2012). Dette innebærer at tidlig oppdagelse, før en fremmed art har rukket å spre seg til store arealer, er avgjørende for om den lar seg bekjempe. Det begrensede antall utryddelser som er utført (136 programmer på tvers av alle artsgrupper; Pluess mfl. 2012), skyldes trolig begrenset offentlig bevissthet, manglende rammer i lovverket og mangel på ressurser (Genovesi 2005). Selv om ressursene er begrenset, er det viktig å unngå

fremtidige problemer ved at bekjempelse av etablerte arter ikke går på bekostning av arbeidet med tidlig oppdagelse (Taggart mfl. 2015).

## 2.2 Folkeforskning i biodiversitetskartlegging

Citizen science, eller folkeforskning, hvor frivillige amatører bidrar i forskningsprosjekter, har økt i popularitet de siste tiårene (Bonney mfl. 2009). Dette dreier seg i all hovedsak om datainnsamling, for eksempel registrering av artsforekomster, mens prosjekter der amatører og forskere planlegger og gjennomfører forskning på likefot er sjeldnere (Dickinson mfl. 2012). Nyten av folkeforskning har økt i takt med globale utfordringer som tap av biomangfold og klimaendringer, og involvering av frivillige har vist seg særlig verdifullt i overvåkingsprogrammer som svar på den globale trusselen fra fremmede arter (Buldrini mfl. 2015, Crall mfl. 2015; Roy mfl. 2015). Bruk av folkeforskning er i mange tilfeller den eneste måten å samle inn virkelig storskala datasett på (Silvertown 2009). For eksempel inneholder GBIF (Global Biodiversity Information Facility) nærmere 800 millioner observasjoner av til sammen over 1,7 millioner arter (GBIF 2017). Til sammenligning inneholder norske Artskart over 22 millioner observasjoner av over 35 000 arter (Artskart & GBIF Norge 2017).

Gjennom kartlegging av arters utbredelse og fenologi, artsrikdom og artssammensetning, har folkeforskning blant annet bidratt til å besvare spørsmål innen makroøkologi og landskapsøkologi, inkludert effekter av habitatfragmentering, samt følge spredningen av sykdommer og fremmede arter (Devictor mfl. 2010, Dickinson mfl. 2010, 2012). I en case-studie av det invasive fremmede gresset *Pennisetum ciliare* i Arizona, USA, bidro folkeforskningsobservasjoner av artens fenologi til å forstå forholdet mellom nedbør og mengden av arten (Wallace mfl. 2016). Disse observasjonene kunne så brukes i utvikling av utryddelsesmetoder ved å identifisere optimale tidsperioder for bekjempelse. Hawthorne mfl. (2015) foreslo en metode for kartlegging av invasive fremmede arter ved bruk av smarttelefoner og nettbrett med GPS og illustrerte hvordan bruken av disse allment tilgjengelige enhetene bidro til effektiv kartlegging i et større område.

Riktig opplæring og påfølgende evaluering av opplæringsprogrammer er nøkkelkomponenter for vellykkede datainnsamlinger som skal brukes av forskere (Gallo mfl. 2011). En studie utført av Crall mfl. (2011) viste at frivillige var nesten like gode som fagfolk på enkelte områder, uavhengig av alder, utdanning, erfaring, vitenskapelig læring og holdninger. Ved bruk av folkeforskning er det imidlertid viktig å tenke gjennom spørsmålene som skal besvares. Potensielle konflikter mellom vitenskapelige mål og deltakernes motivasjon kan gi skjevheter i dataene (Jordan mfl. 2011). Ved valg av problemstillinger og analyser må man ta hensyn til at mye folkeforskning-data ikke er samlet med ett bestemt mål for øyet, og de egner de seg derfor ofte best til å teste storskala, mer utforskende hypoteser (Bonney mfl. 2009, Hochachka mfl. 2012). Oppløsningen på dataene tilsier også at de er mindre egnet til å undersøke effekten av bestemte forvaltningstiltak (Tulloch mfl. 2013). Folkeforskning-data kan imidlertid fange opp hittil ukjente trender og sammenhenger og danne grunnlag for mindre studier av spesifikke mekanismer (Dickinson mfl. 2010).

Selv om bidraget fra data innsamlet gjennom folkeforskning er anerkjent, har det blitt stilt spørsmål ved kvaliteten (Crall mfl. 2015). Den største utfordringen ved bruk av data basert på folkeforskning, er at innsamlingen av for eksempel artsdata ofte ikke er standardisert, noe som resulterer i varierende innsamlingsinnsats både i tid og rom (Isaac mfl. 2014). For eksempel vil flest

arter bli registrert i nærheten av byer og tettsteder, mens færre arter registreres i områder langt fra folk, selv om antall arter kan være konstant (Dodd mfl. 2016). Det er heller ikke gitt at en art registreres selv om en lokalitet har vært besøkt (Dickinson mfl. 2010). Mangel på registreringer kan derfor ikke automatisk tolkes som fravær av en art. Romlig variasjon i innsamlingsinnsats betyr dessuten at noen habitater vil være over- eller underrepresentert i datasettet (Dickinson mfl. 2010). Interessen for visse arter og artsgrupper vil også variere over tid, og for eksempel rødlistearter blir trolig relativt sett oftere registrert enn vanlige arter. Fremveksten av allmentilgjengelig teknologi, som smarttelefoner utstyrt med GPS, har gjort det enklere enn noen gang å registrere forekomstdata (Silvertown 2009), noe som også kan gjøre det vanskelig å identifisere endringer i forekomst over tid: skyldes et økt antall registreringer at en art har blitt vanligere, eller blir den bare rapportert oftere? For ikke-mobile organismer, som planter, kan unøyaktig stedfesting av funn også gjøre det vanskelig å skille gjentatte observasjoner av samme populasjon fra nyregistreringer (Wesenberg 2017). En annen kilde til variasjon i folkeforskning-data er at evnen til å finne og korrekt identifisere arter varierer mellom observatører (Isaac mfl. 2014). Gode rutiner for datavalidering kan fange opp en del feilbestemmelser (Dickinson mfl. 2010, se Bonter & Cooper 2012 for et praktisk eksempel), men arter som er svært små eller lett kan forveksles med andre, vanligere arter vil være underrepresentert (Bonney mfl. 2009). På den annen side kan folkeforskning aktivt brukes for å kartlegge og overvåke sjeldne arter og fremmede arter i spredning (Dickinson mfl. 2010, se Gallo & Waitt 2011 for et praktisk eksempel).

Isaac mfl. (2014) beskriver hvordan folkeforskning-data har blitt analysert med tanke på å korrigere for en del av de ovennevnte skjevhetene i datasettet og refererer til to hovedtyper av analyser: en eller annen form for filtrering av dataene, eller metoder som statistisk korrigerer for varierende innsamlingsinnsats. I studien sin testet de en rekke analysemetoder og fant at ingen var feilfrie, men at «some perform well enough to be useful». De konkluderer med at enkle metoder, som for eksempel ikke tar hensyn til gjentatte besøk til samme lokalitet, ikke holder mål, og at mer komplekse modeller er å foretrekke. Også Hochachka mfl. (2012) understreker betydningen av å inkludere variabler som beskriver variasjonen i datainnsamling og påpeker videre at sammenhengen mellom underliggende miljøforhold og arters forekomst kan variere på stor skala (både i tid og rom), noe som må tas hensyn til ved analyser av store datasett. De skriver også at variasjon som skyldes nettopp disse underliggende miljøforholdene kan modelleres ved hjelp av fritt tilgjengelige datakilder (for eksempel klimadata), men at spesifikke analyser bør brukes for å identifisere de viktigste miljøvariablene blant mange potensielle kandidater.

Gitt korrekt bearbeiding og analyser er data samlet gjennom folkeforskning er et svært viktig verktøy for forvaltningen (Tulloch mfl. 2013). De store datamengdene, som omfatter en rekke grupper og økologiske organisasjonsnivåer fra enkeltarter til økosystemer, gjør det mulig å overvåke tilstanden i naturen og studere effektene av storskala miljøproblemer (Devictor mfl. 2010). Bruk av frivillige til datainnsamling er dessuten svært kostnadseffektivt, litt avhengig av hvordan prosjektene er organisert (Tulloch mfl. 2013). Bruk av frivillige er også et nyttig verktøy for å øke engasjementet for og kunnskapen om natur i befolkningen (Devictor mfl. 2010).

## 2.3 Kunnskapsstatus og kunnskapshull

Litteraturgjennomgangen viser med tydelighet viktigheten av tidlig oppdagelse av fremmede arter for å iverksette realistiske tiltak både i økonomisk og økologisk forstand. Men hvordan håndteres førstefunn av nye fremmede arter i Norge? Per i dag eksisterer det ikke noe «varslingssystem» for funn av nye fremmede arter i Norge. Det finnes ikke protokoller for hvilke kanaler slik rapportering skal gå gjennom, og det mangler konkrete planer for risikovurdering og eventuelt iverksetting av tiltak når en ny fremmed art er påvist. Dermed blir det vanskelig å sette inn tiltak tidlig i et spredningsforløp.

Videre mangler et helhetlig system for kartlegging og overvåking av fremmede arter. Sandvik & Sæther (2012) har foreslått en metodikk for dette, men denne har foreløpig ikke blitt implementert. Dermed er det vanskelig å følge med på spredningen av fremmede arter som allerede finnes her – og introduksjonen av nye fremmede arter. En helhetlig protokoll for kartlegging og overvåking bør ta høyde for de tre kritiske faktorene for overvåking som beskrevet i Sandvik & Sæther (2012): 1) høy deteksjonsrate, 2) lavest mulig grad av variasjon i overvåkingsinnsats i tid og rom og 3) rapportering av både positive og negative funn. Kartlegging kan ikke bare baseres på enkeltkommuners engasjement, folkeforskning og andre ildsjeler, men må settes i inn i et system som gjør at datainnhenting er uten skjevheter. Per nå er enkelte arter «overrapportert» i noen områder, mens andre er nesten ikke rapportert i det hele tatt.

Folkeforskning, i form av for eksempel registreringer i Artsobservasjoner eller egne fremmedartskampanjer, vil imidlertid være et viktig supplement til en systematisk overvåking. Ved å bruke allmentilgjengelig teknologi, som smarttelefoner utstyrt med GPS og gratis applikasjoner, kan frivillige med letthet registrere fremmede arter og dermed bidra med viktig informasjon om førstefunn og utbredelse av fremmede arter i norsk natur. Se for eksempel Westergaard mfl. (i trykk) for forslag til folkeforsknings-kampanjer.

Kunnskap om artenes biologi, særlig reproduksjon, spredning, vekst og konkurranseevne, er avgjørende når det gjelder bekjempelse og spredningshindrende tiltak (se f.eks. Blaaid mfl. i trykk). For noen av de fremmede artene kjenner vi biologien godt, eksempelvis parkslirekne (*Reynoutria japonica*) og hagelupin (*Lupinus polyphyllus*), mens for andre arter er dette helt ukjente faktorer. I tillegg er kunnskapen om disse artenes påvirkning i ulike habitater ofte ukjent, da de typisk kun er observert langs vei. Fortsatt innhenting av kunnskap om de fremmede artenes biologi, særlig for arter som er eller kan bli et alvorlig problem, er derfor viktig. For å vite hvilke arter vi bør være særlig oppmerksomme på og hvilke det er viktig å sette inn tidlige tiltak mot, vil det være fordelaktig å utarbeide en prioriteringsliste over arter med potensielt høy eller svært høy risiko for etablering i norsk natur, inkludert konkrete bekjempelsestiltak, i tråd med Carboneras mfl. (2017).

Hvordan fremmede arter introduseres til Norge er til dels kjent (f.eks. Hendrichsen mfl. 2014, Westergaard mfl. 2015, Endrestøl mfl. 2016, Bruteig 2017), og Sandvik & Sæther (2012) anbefaler å konsentrere kartlegging og overvåking av introduksjoner og spredning til «ett eller noen få geografiske områder». Nøyaktig hvilke områder og habitater som bør prioriteres, er imidlertid ikke gitt, selv om Sørøstlandet utpeker seg på flere måter (Sandvik & Sæther 2012). Identifisering av hotspots for introduksjon av fremmede arter vil kunne gi svar på dette og danne grunnlag for geografisk prioritering av områder.

**Boks 1. Kortfattet oppsummering av kapittel 2.3 Kunnskapsstatus og kunnskapshull**

- Varslingssystem og rutiner for risikovurdering og eventuelt iverksetting av tiltak ved oppdagelse av nye fremmede arter mangler.
- Systematisk kartlegging og overvåking av fremmede arter mangler.
- Økologi og spredningsbiologi hos fremmede arter er til dels dårlig kjent.
- En prioriteringsliste over arter bør utarbeides.
- Detaljert kunnskap om hvilke geografiske områder og habitater som bør prioriteres ved overvåking og kartlegging mangler.



### 3 Datainnhenting og metodikk for analyser av introduksjon og nåværende utbredelse av fremmede karplanter

Vi beskriver her kortfattet fremgangsmåten for de kvantitative analysene av introduksjonsområder (kap. 4) og nåværende utbredelse av fremmede karplantearter (kap. 5). De fulle skriptene finnes åpent tilgjengelig på Github (Åström & Hendrichsen 2017).

#### 3.1 Metodikk

De kvantitative analysene følger i store trekk metodikken til Dodd mfl. (2016), med korrigeringer og diverse tilpassinger til norske datakilder og økologiske forhold. Her modellerer vi forekomster av stedfestete observasjoner av fremmede karplantearter relatert til en rekke forklarende variabler. Dette gjøres romlig eksplisitt gjennom en såkalt punkt-prosess-modell («point process model») ved hjelp av pakken spatstat (Baddeley mfl. 2015) i statistikk-programmet R (R Core Team 2016). Analysen er piksel-basert, det vil si at vi modellerer antall funn av fremmede arter i hver piksel som et resultat av verdiene av de forklarende variablene i samme piksel. De resulterende modellene kan deretter brukes til å predikere forekomsten av fremmede arter i alle piksler der man har data på de samme forklaringsvariablene, inkludert områder hvor fremmede arter ikke er kartlagt.

Den romlige oppløsningen for slike analyser kan variere avhengig av de tilgjengelige forklarende variablene, størrelsen på området man modellerer og den tilgjengelige beregningskapasiteten. Vi har her valgt å gjennomføre analysene med en oppløsning på 1×1 km for hele Norges landareal, der pikslene overensstemmer med Statistisk sentralbyrås (SSB) nasjonale rutenett.

Forekomsten av fremmede karplanter kan modelleres enten ukorrigert, ved å bruke det faktiske antall funn i hver piksel, eller korrigeret for innsamlingsinnsats. Områder som er grundig kartlagt med tanke på fremmede arter, har naturlig nok flere funn enn mindre undersøkte områder, og dette bør kontrolleres for. Innsamlingsinnsatsen for et gitt område er ikke kjent for det datagrunnlaget vi bruker (se kap. 3.2), men kan anslås gjennom det totale antallet funn for hvert område. I modellene gjøres dette ved å inkludere logaritmen av innsamlingsinnsatsen som en «offset», slik at vi modellerer antall funn av fremmede karplantearter per antall funn av alle karplantearter. Med andre ord modellerer vi funn av fremmede arter som andel av alle artsfunn. Dette tilsvarer metoden brukt i Dodd mfl. (2016). Metodene beskrevet i Isaac mfl. (2014) var ikke relevant å implementere i denne typen modeller.

Modellene kan siden brukes for å predikere antallet funn av fremmede karplanter gitt en viss innsamlingsinnsats. To mulige innsamlingsinnsatser er da naturlige valg. For det første man kan benytte den historiske innsatsen, slik at man predikerer antallet fremmede artsfunn gitt den historiske innsatsen (det vil si ukorrigert for innsamlingsinnsats). Prediksjonen angir da det forventede antallet fremmede artsfunn innen hver kvadratkilometer hvis man hadde gjennomført en ny innsamling på samme måte som den historiske. Det andre alternativet er at man setter innsatsen lik i alle piksler, slik at man får en prediksjon korrigeret for innsamlingsinnsats. Et naturlig valg for denne like innsats er 1, hvilket tilsvarer at man finner én art per kvadratkilometer. Prediksjonen angir da sannsynligheten for at den arten er en fremmed art, hvilket også er enheten Dodd mfl.

(2016) bruker. Dette er det samme som den forventede andelen fremmede arter man finner ved en registrering av tilfeldig størrelse, noe som er en mer håndterbar enhet.

## 3.2 Datagrunnlag

### 3.2.1 Funn av fremmede karplanter

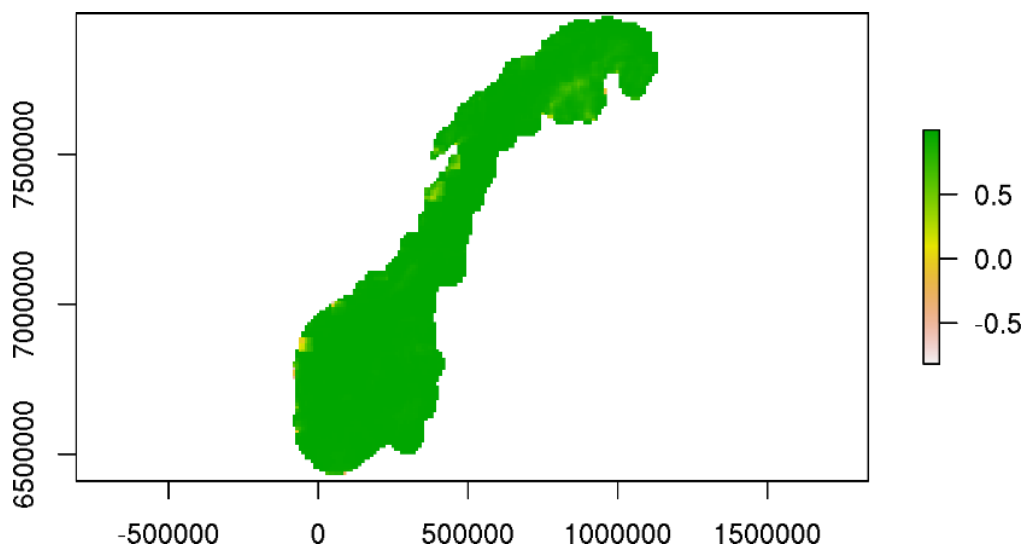
Forekomst av de fremmede karplanteartene som modelleres, er hentet fra GBIF (Hoem 2017), som inneholder alle funn som er tilgjengelig i Artskart (Artsdatabanken og GBIF Norge 2017). Vi har brukt alle stedfestete observasjoner av karplanter (markert i GBIF som tilhørende rekke «Tracheophyta») som utgangspunkt. Ved hjelp av listen over fremmede arter i Norge (Artsdatabanken 2017), ekstraherte vi stedfestede funn av fremmede karplanter i Norge. Listen over fremmede arter er basert på Gederaas mfl. (2012) og omfatter i dette prosjektet alle fremmede arter, ikke bare de svartelistede artene i kategoriene høy (HI) og svært høy risiko (SE). I noen tilfeller stemmer ikke artsnavnene som Artsdatabanken bruker, overens med navnene i GBIF. I slike tilfeller forsøkte vi å finne synonymer til artsnavnene i GBIFs lister. For 4 arter/ navn i fremmedartslisten var dette ikke mulig, og disse er ekskludert fra videre analyser: vårsvineblom (*Senecio vernalis*), silkerødpil (*Salix x rubra*), kamtsjatkarosa (*Rosa 'Hollandica'*) og japanpieris (*Pieris japonica*). Vi filtrerte dessuten bort funn av karplanter som var registrert i marine og limniske områder. De fleste av disse kan antas å være feil angitt i GBIF, for eksempel med feil posisjon.

### 3.2.2 Forklaringsvariabler

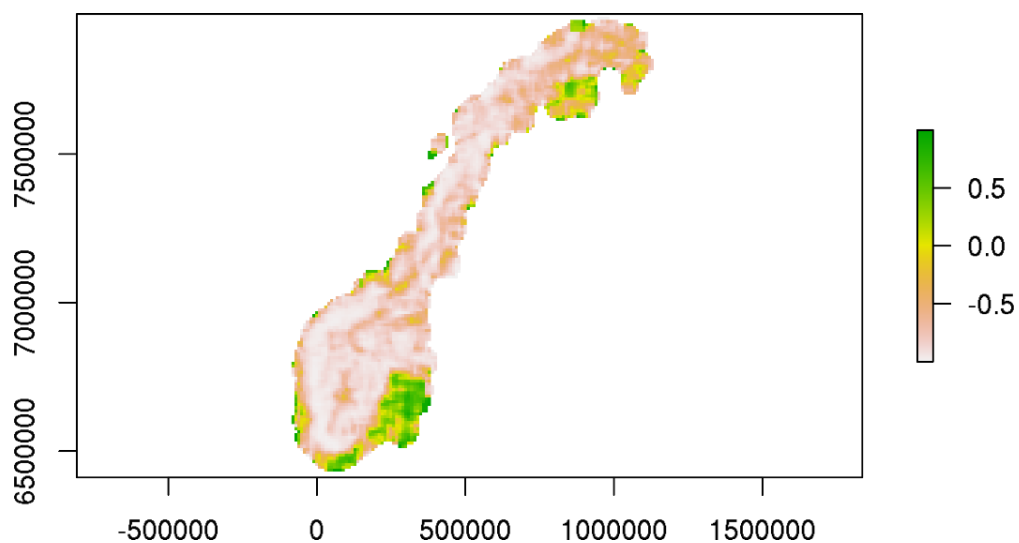
Med noen få unntak brukte vi kun fritt tilgjengelige data som forklaringsvariabler i analysene. Dataene krever likevel noe arbeid med innhenting og tilrettelegging før bruk. Avhengig av kompleksitet på oppgaven, krav til ytelse og tidligere arbeid med innhenting av data, ble en kombinasjon av programmene R (R Core Team 2016), PostgreSQL (PostGIS 2017), Bash (Free Software Foundation) og GRASS GIS (Grass Development Team 2017) brukt til dette. Tidligere tilrettelegging av blant annet NDVI-data ble gjort gjennom Python (Python Software Foundation). I tillegg ble QGIS (QGIS Development Team 2009) brukt for bearbeiding av kart for plotting. Prosessering av datagrunnlaget ble gjennomført på en Linux-server med 24 kjerner og 240 Gb RAM. Alle disse programvarene er fritt tilgjengelige og «open source».

Vi valgte ut forklaringsvariabler av interesse basert på variablene i Dodd mfl. (2016) (se Tabell 1) og generell økologisk kunnskap. I tillegg spilte tilgang til fritt tilgjengelige datakilder en stor rolle. Etter en første tilrettelegging av dataene undersøkte vi korrelasjonene mellom variablene for å unngå problemer i modelleringen og tolkningen av estimatene. I tråd med Dodd mfl. (2016) har vi valgt å ikke inkludere forklaringsvariabler som har en høyere Spearmans-korrelasjon enn |0.7|. For eksempel er antall vekstdager (definert som dager med døgnmiddeltemperatur over 5 grader) sterkt positivt korrelert med årsmiddeltemperatur over hele landet (Figur 2). Antall vekstdager ble derfor ikke tatt med i analysen. Vedlegg 1 inneholder en figur over samvariasjonen mellom de enkelte variabler som ble vurdert.

Samvariasjon kan også variere geografisk, slik at to variabler er sterkt korrelert i noen områder, men lite korrelert i andre. Figur 3 viser at årsmiddeltemperatur og dato for vårens ankomst er negativt korrelert i store deler av landet og særskilt i fjellregionene, mens de er positivt korrelert på Østlandet. På grunn av den store variasjonen i fremmede artsfunn mellom fjellregionene og Østlandet, ble begge variablene inkludert i videre analyser.



**Figur 2.** Samvariasjonen mellom årsmiddeltemperatur og antall vekstdager er relativt lik over hele landet. Samvariasjonen er her beregnet for hver piksel som samvariasjonen mellom de to kartene i et vindu på 5x5 piksler.



**Figur 3.** Samvariasjon mellom årsmiddeltemperatur og vårens ankomst (middeltall for dag på året når våren inntreffer). Negative (brune til lyse områder) betyr at høyere årsmiddeltemperatur er korrelert med tidligere vår, mens grønne verdier betyr at høyere årsmiddeltemperatur er korrelert med senere vår. Samvariasjonen er her beregnet for hver piksel som samvariasjonen mellom de to kartene i et vindu på 5x5 piksler.

Her følger en kortfattet liste over forklaringsvariablene som etter vurdering av korrelasjoner ble benyttet i videre analyser. Alle forklaringsvariabler ble standardisert til Z-verdier ( $z_i = \frac{x_i - \bar{x}}{sd(x_{i...})}$ ), for å underlette modelleringen og sammenligning av parameterestimater. Se Vedlegg 2 for kart over alle forklarende variabler.

Verdier som angir avstand til objekter er beregnet som avstand i meter fra sentrum (centroiden) av hver kvadratkilometer-piksel (tilsvarende SSB-rutenettet) til nærmeste objekt av en viss type.

1. **Avstand til veier:** Datagrunnlaget for veier er tatt fra Kartverkets N50 Kartdata (Kartverket 2017), innhentet i 2013 og lagret i en PostGIS-database. Avstand til nærmeste vei av en viss type ble beregnet gjennom rutinen `nabor::knn` i R. Veiene ble delt inn i tre typer basert på hvor sterkt avstanden til de ulike typene korrelerte med hverandre: avstand til nærmeste europavei, avstand til nærmeste riksvei og avstand til nærmeste fylkesvei, kommunale vei eller private vei.
2. **Avstand til jernbane:** Disse dataene ble også tatt fra N50 Kartdata, innhentet i 2013 og håndtert på tilsvarende måte som for vei.
3. **Avstand til havner:** Data for plassering og kapasitet for havner ble hentet fra Kystverkets nedlastingstjeneste (Kystverket 2017) i august 2017. Vi brukte her kun de havnene som har kapasitet til å laste containere. Avstand til nærmest havn ble beregnet på tilsvarende måte som for veier.
4. **Avstand til elver:** Data over elver ble hentet fra NVEs database over elvenettet (Elvis) nedlastet i 2013. Vi brukte her kun de elver med et «Strahler-tall» på 4 eller høyere for å unngå mindre bekker og lignende og benyttet den genererte midtlinjen som koordinat for elven (SOSI-kode: Itema = 3211). Avstand til nærmest elv ble beregnet på tilsvarende måte som for veier.
5. **Avstand til bebyggelse:** Data over bebyggelse ble tatt fra Kartverkets «Sentralt stedsnavnsregister» innhentet i 2015 og lagret i en PostGIS-database. Bebyggelse ble delt inn i tre klasser: byer, tettsteder og tettbebyggelse. Avstand til nærmeste objekt av hver klasse ble beregnet på tilsvarende måte som for veier.
6. **Avstand til herbarium:** Det var for oss kjent at det finnes et herbarium av betydelig størrelse i Oslo, Bergen, Trondheim og Tromsø. Et mindre herbarium er også lokalisert i Kristiansand. Avstand til herbarium ble beregnet som avstand til den nærmeste av disse fem byer, beregnet på samme måte som for øvrig bebyggelse.
7. **Befolkning:** Data for befolkningstall på samme 1 km skala som vi har benyttet, ble innhentet fra SSB i 2014 og lagret i en PostGIS-database.
8. **Nedbør:** Data for nedbør ble tatt fra Meteorologisk institutts åpne data som finnes tilgjengelig på 1 km<sup>2</sup>-skala for hver dag siden 01.01.1952. Dataene ble lastet ned i mars 2017 og lagret i en tidsserie-database i GRASS Gis. Fra den databasen tok vi ut den gjennomsnittlige årlige nedbøren for hver kvadratkilometer. For å fange opp moderne forhold, brukte vi data fra 01.01.1990 og fremover.
9. **Temperatur:** Data for temperatur var innhentet på samme måte som for nedbør og prosessert likt. Vi brukte her den gjennomsnittlige årsmiddeltemperaturen fra 01.01.1990 og fremover.
10. **Tidspunkt for vårens ankomst:** Vårens ankomst ble beregnet utfra NDVI-data ifølge metodikken til Beck mfl. (2007). NDVI-dataene er tidligere nedlastet via FTP (NASA 2017) og lagret i en tidsserie-database i GRASS Gis. Helt kort brukes tidspunktet for infleksjonspunktet i kurven for NDVI-verdier. Vi brukte det gjennomsnittlige tidspunktet uttrykt i ordinal-dato, slik at et høyere tall angir en seinere vår, fra 2000 til 2016.

- 11. Høyde over havet:** For høydedata brukte vi en høydemodell fra Geonorge på 10 m skala (Geonorge 2017) som var tidligere lastet ned i en PostGIS database.
- 12. Kalkinnhold i jord:** For kalkinnhold brukte vi et berggrunnskart fra NGU der kalkinnholdet er angitt i tre klasser. Offisielle tilsvarende kart med flere klasser er under utarbeiding av NGU sammen med Artsdatabanken.

### 3.3 Generelle vurderinger og veiledning for tolking av resultatene

#### 3.3.1 Korrigering for innsamlingsinnsats

Som nevnt gjøres en korrigering for innsamlingsinnsats i modellene ved å ta med det totale antallet funn i hver piksel som en offset i modellen (logaritmen av tetthetsfordelingen). Hensikten er å korrigere eventuelle skjevheter i datagrunnlaget, for eksempel at flere fremmede arter oppdages i områder som er mye besøkt. Likevel korrigerer ikke denne metoden for alle former for skjevheter.

En skjevhet som vi ser antydninger til, er målrettet kartlegging av fremmede arter i noen områder. Ved slik kartlegging rapporteres fremmede arter i større grad enn andre arter. Dette fører til et høyere antall funn av fremmede arter i forhold til kartleggingsinnsatsen i disse områdene sammenlignet med andre steder, noe som kan resultere i forhøyde estimater for variablene som karakteriserer slike områder. For eksempel ser vi særskilt høye tettheter av fremmede arter i visse kommuner der man har gjennomført målrettet kartlegging av fremmede arter (Figur 4), samt langs en del veier der Vegvesenet har gjennomført spesifikk kartlegging av fremmede arter. Å bare benytte herbariedata (som Dodd mfl. 2016 gjør) hadde vært en løsning på dette, ettersom belegg sjelden samles inn i med like stor tetthet som rene artsobservasjoner, men da synker datamengden drastisk. Et annet alternativ er slå sammen funn av samme art på samme dag innenfor en gitt radius for å unngå «kampanjepregede» data, men å avgjøre hvilken radius som er den rette er en omfattende jobb som trolig krever et eget prosjekt.



**Figur 4.** Forekomst av fremmede arter i Ålesund i Artskart (Artsdatabanken og GBIF Norge 2017). De fleste registreringene er av platanlønn (*Acer pseudoplatanus*) gjort i samme tidsperiode i 2015 som ledd i en systematisk kartlegging. Dette gjør at området fremstår som en hotspot for fremmede arter.

En annen kilde til skjevheter er målrettet kartlegging av enkelte fremmede arter. Da vil forklaringsvariablene som samvarierer med disse arter få forhøyet vekt i modellene. Dette kan være arter som er knyttet til enkelte habitater eller klimaforhold. For eksempel ser vi en ekstremt kraftig



effekt av nærhet til fylkesvei, kommunal vei eller privat vei, men mer moderat effekt av europa- og riksvei (kap. 4.2 og 5.2). Trolig skyldes dette delvis rettede innsamlinger av fremmede arter langs fylkesveier og kommunale veier.

De to formene for skjevhet knyttet til innsamling av fremmede arter er vanskelige å korrigere for i analysene, og de bør tas med i betraktningen ved tolkning av resultater og prediksjonskart. Problemet med rettet datainnsamling er mye mindre for førstefunn, ettersom det nødvendigvis bare finnes én observasjon per art i datasettet. Få datapunkter kan imidlertid føre til større usikkerhet når sammenhengen mellom førstefunn og de ulike miljøvariablene modelleres.

Et tredje aspekt ved korrigeringen er at det totale antallet arter varierer naturlig mellom ulike deler av landet. Det totale antall artsfunn varierer derfor sannsynligvis i relasjon til dette, slik at andelen fremmede artsfunn kan bli lavere for regioner med stor arts mangfold. Dette vil føre til at forklaringsvariabler som er knyttet til artsrike regioner kan bli undervurdert fordi de er knyttet til områder med lavere andel fremmede arter. Det er derfor i en del tilfeller interessant å i tillegg modellere det ukorrigerte antallet fremmede arter, og vi presenterer derfor også disse resultatene.

### 3.3.2 Parameterestimer

Flere av forklaringsvariablene er korrelert med hverandre, noen i høy grad. Noen variabler er korrelert med hverandre i hele landet, som for eksempel årsmiddeltemperatur og antall vekstdager (dager over 5 °C) (Figur 2). Andre er variabelt korrelert med hverandre slik at korrelasjonen varierer mellom ulike deler i landet, som for eksempel korrelasjonen mellom middeltemperatur og dato for vårens ankomst (Figur 3).

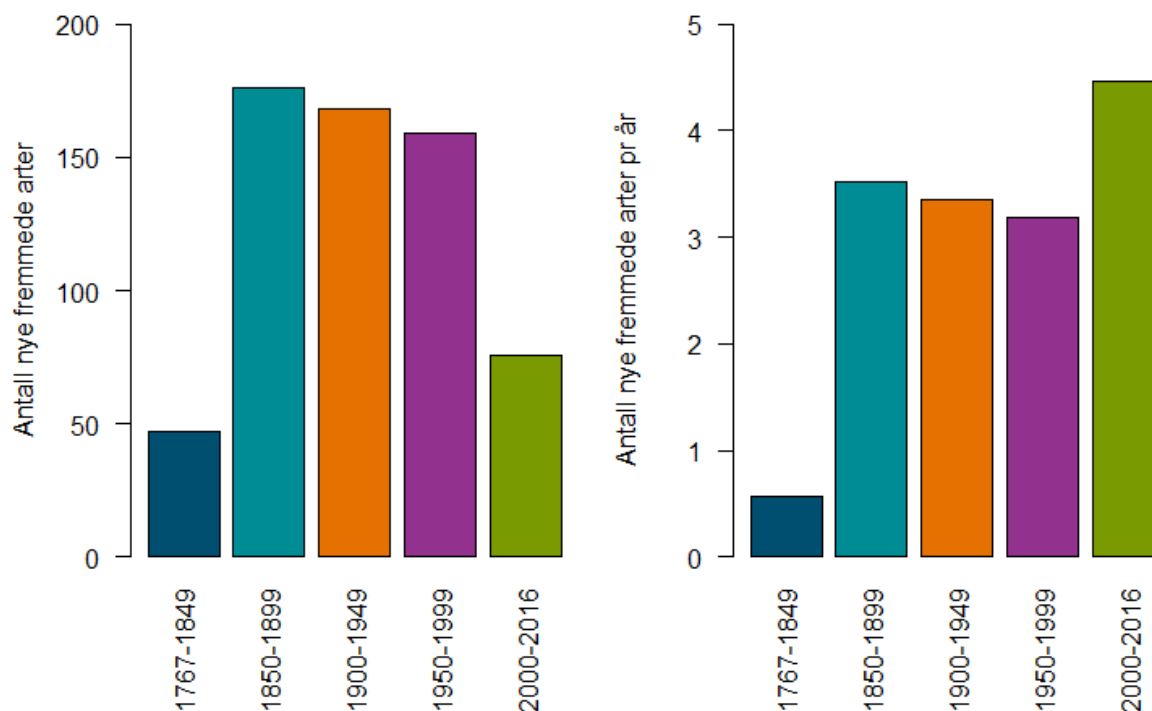
Slike korrelasjoner mellom forklaringsvariabler kan medføre at parameterestimatene påvirkes av hvilke øvrige faktorer som er inkludert i modellen. Dette har særlig stor betydning når forekomsten av fremmede arter ikke er tilfeldig plassert i forhold til de geografiske mønstrene i korrelasjonene mellom forklaringsvariablene. Det er viktig å huske på at parameterestimatene for modeller med flere forklaringsvariabler (multiple regresjoner) viser effekten av variabelen *gitt* de andre variablene. I noen tilfeller kan estimatene fra en multippel regresjon virke lite intuitive, mens de gir mer mening i en enkel regresjon. Vi presenterer derfor resultater fra både enkle og multiple regresjoner.

## 4 Hotspots for introduksjon av fremmede karplanter

### 4.1 Historiske registreringer av fremmede karplanter

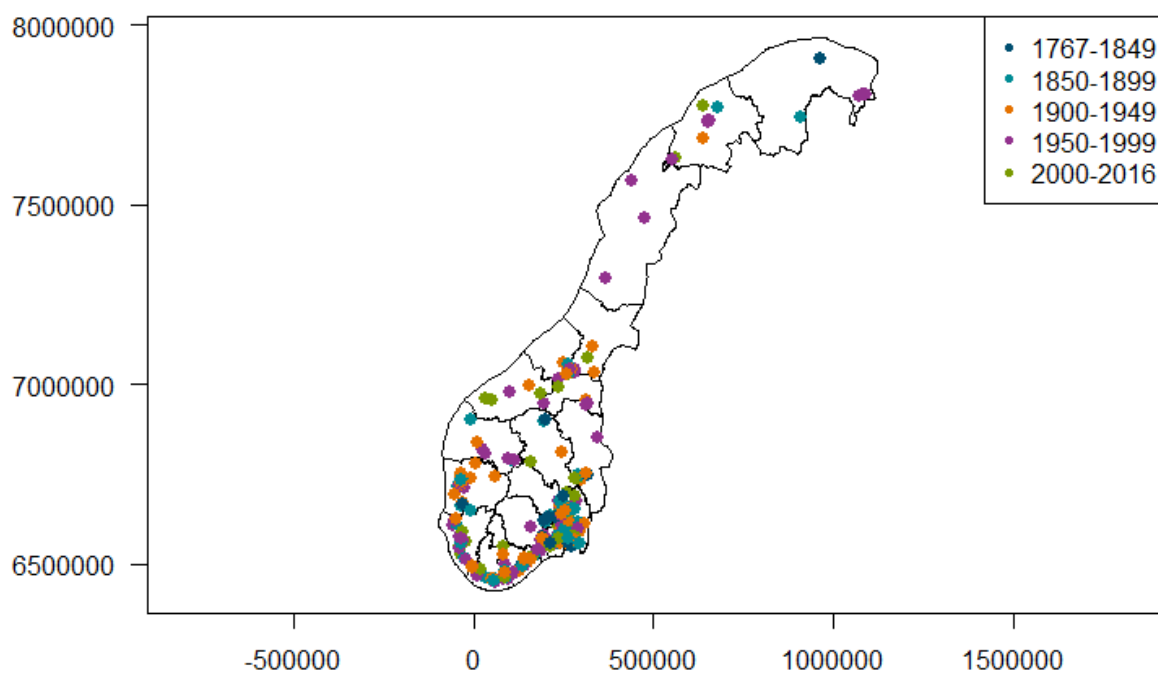
Analysen av førstefunn av fremmede karplantearter baserer seg på 626 arter fra GBIF-databasen. Bare arter hvor det er oppgitt koordinater for funnet er inkludert. Analysen omfatter både herbariebelegg og andre registreringer.

Ifølge GBIF-databasen er de første observasjonene av fremmede karplanter fra Trøndelag i 1764. Det ble i gjennomsnitt registrert litt over 3 nye arter per år i perioden 1850 til 2000. Siden årtusenskiftet har det blitt registret 76 nye arter, noe som tilsvarer 4,5 arter nye per år (Figur 5). Det er ikke mulig å si om denne økningen i antall førstefunn skyldes økt etablering av fremmede arter eller økt innsats for å finne og registrere nye arter.

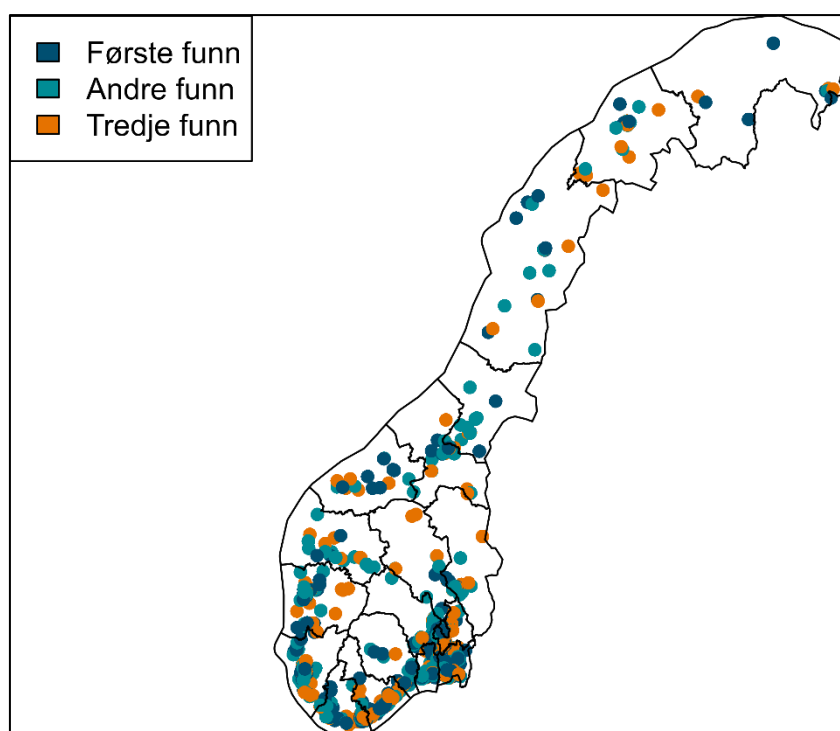


**Figur 5.** Antall førstefunn av fremmede karplantearter i perioden 1767 til 2016. Antall førstefunn i perioder (til venstre) og antall nye førstefunn per år (til høyre).

Førstefunn av fremmede karplanter fordeler seg over hele landet, men det er en klar overvekt av førstefunn i Oslo-regionen og langs kysten i sør fra grensen til Sverige til og med Rogaland (Figur 6). Andre og tredje funn av hver art har omtrent den samme fordelingen i landet som første funn (Figur 7), noe som tyder på at resultatene sannsynligvis ikke hadde forandret seg mye ved å inkludere flere av de tidligste funnene. Fremmede arter er ikke systematisk kartlagt over hele landet. Tvert imot har kartleggingsinnsatsen i stor grad variert fra sted til sted. Det er derfor sannsynligvis en overvekt av funn i områder som har vært gjenstand for høy aktivitet, for eksempel områder av stor biologisk interesse eller områder hvor det av ulike årsaker har vært gjort spesifikke søk etter fremmede arter.



**Figur 6.** Førstefunn av fremmede karplanter i Norge. Fargene angir i hvilken tidsperiode funnet ble gjort.



**Figur 7.** Forekomst av første, andre og tredje funn av fremmede karplanter i Norge.

## 4.2 Effekt av forklaringsvariabler på førstefunn av fremmede karplanter

### 4.2.1 Resultater fra den multiple regresjonen

Den multiple regresjonen ble først kjørt som en full modell, det vil si med alle forklaringsvariabler inkludert. Interaksjoner mellom variabler ble ikke tatt med for å ikke overparameterisere modellen. Av samme årsak måtte arealbruk utelates. Ikke signifikante variabler ble tatt ut av modellen én etter én inntil en ytterligere forenkling av modellen ikke lenger førte til en reduksjon i AIC.

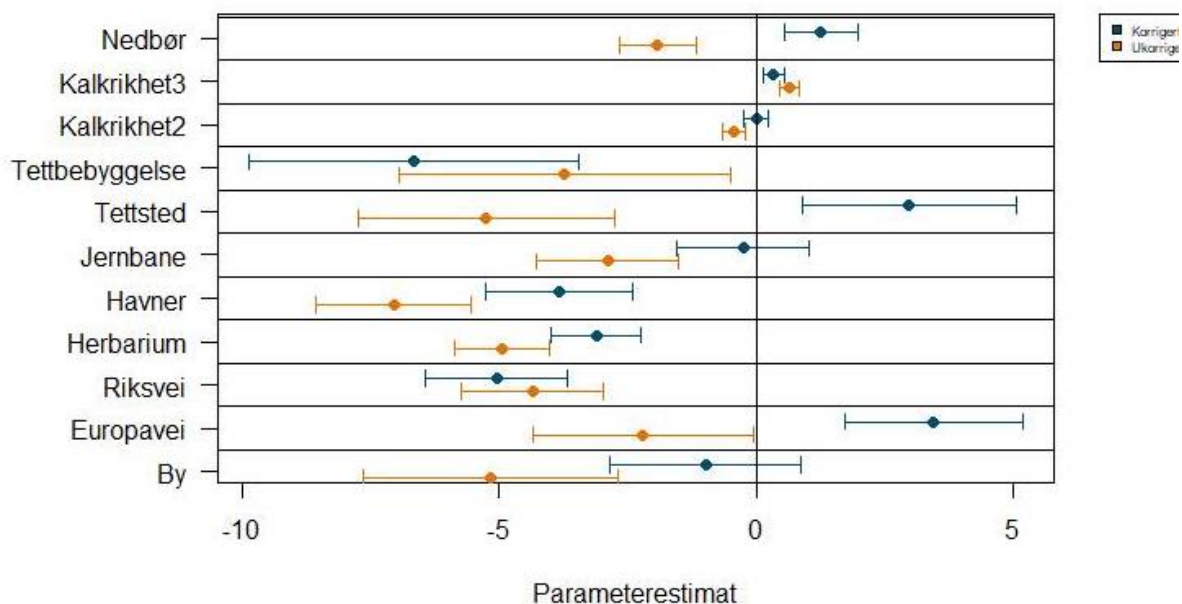
Ettersom forklaringsvariablene er standardisert til Z-verdier, kan man sammenligne størrelsen på parameterestimaterne direkte. Disse påvirker mengden fremmede arter på log-skala da modellene bruker en såkalt «log-link». Figur 8 viser parameterestimaterne for den multiple regresjonen både korrigert og ukorrigert for innsamlingsinnsats. Modellene som er korrigert for innsamlingsinnsats beskriver antallet funn fremmede karplanter per total mengde funn av karplanter, det vil si proporsjonen fremmede arter av alle karplantefunn i GBIF. Modellene som er ukorrigert for innsamlingsinnsats beskriver den absolutte mengden funn av fremmede karplanter uten å ta hensyn til variasjoner i innsamlingsinnsats. Innsamlingsinnsats er her definert som alle registreringer av karplanter (se kap. 3.1). Korrigeringen tar ikke hensyn til tidspunktet for innsamling og må derfor tolkes med forsiktighet.

Avstand til nærmeste fylkesvei, kommunale vei eller private vei har de desidert høyeste parameterestimaterne, henholdsvis -60.0 og -10.1 for den ukorrigerte og den korrigerte modellen. Effekten er negativ, det vil si at det er gjort færre førstefunn av fremmede karplanter med økende avstand fra vei. Den samme effekten, men mindre sterkt, sees også for europavei og riksvei, samt for andre infrastrukturvariabler som havner og jernbaner. For europavei og jernbane er det forskjell på om modellen er ukorrigert eller korrigert for innsamlingsinnsats. Det er med disse analysene ikke mulig å fullt ut skille på hvor stor en andel av resultatene som skyldes at infrastruktur i seg selv fasiliteter spredning av fremmede arter, og hvor stor andel som skyldes at det har vært målrettet innsats for å finne fremmede arter langs for eksempel veier.

Mens dagens innbyggertall ikke var signifikant i modellen, er det en klar negativ sammenheng mellom første funn av fremmede karplanter og by, tettsted og tettbebyggelse, det vil si færre funn med økende avstand til bebodde områder. Sammen med den store effekten av nærhet til infrastruktur, tyder dette på at forekomsten av førstefunn av fremmede karplanter er sterkt knyttet til områder preget av menneskelig aktivitet. Manglende sammenheng med befolkningstetthet kan skyldes at det er et uttrykk for dagens demografiske forhold, mens førstefunnene av fremmede karplanter representerer en periode på 250 år.

Det er ingen klar sammenheng mellom forekomst av førstefunn av fremmede karplanter og klimatiske variabler. Temperatur og høyde over havet var ikke signifikante, og nedbør gir en uklar effekt, der sammenhengen er negativ i den ukorrigerte modellen, det vil si færre funn med økende nedbør, men positiv i den korrigerte modellen. Den manglende effekten av klima kan skyldes at disse variablene har en mindre betydning, men at de blir «overdøvet» av viktigere variabler som nærhet til vei. Det er imidlertid mer sannsynlig at klima faktisk har liten betydning for førstefunn av fremmede karplanter, i motsetning til den samlede forekomsten av fremmede karplanter. Førstefunn er forbundet med en viss tilfeldighet, noe som også vises tydelig i variasjonen rundt parameterestimaterne. Et funn av en art betyr ikke nødvendigvis at den har etablert seg med reproduserende populasjoner, bare at den har greid å spre seg dit og overleve lenge

nok til å bli registrert. Habitatet for førstefunn av fremmede karplanter er derfor ikke automatisk klimatisk optimale habitat for arten.

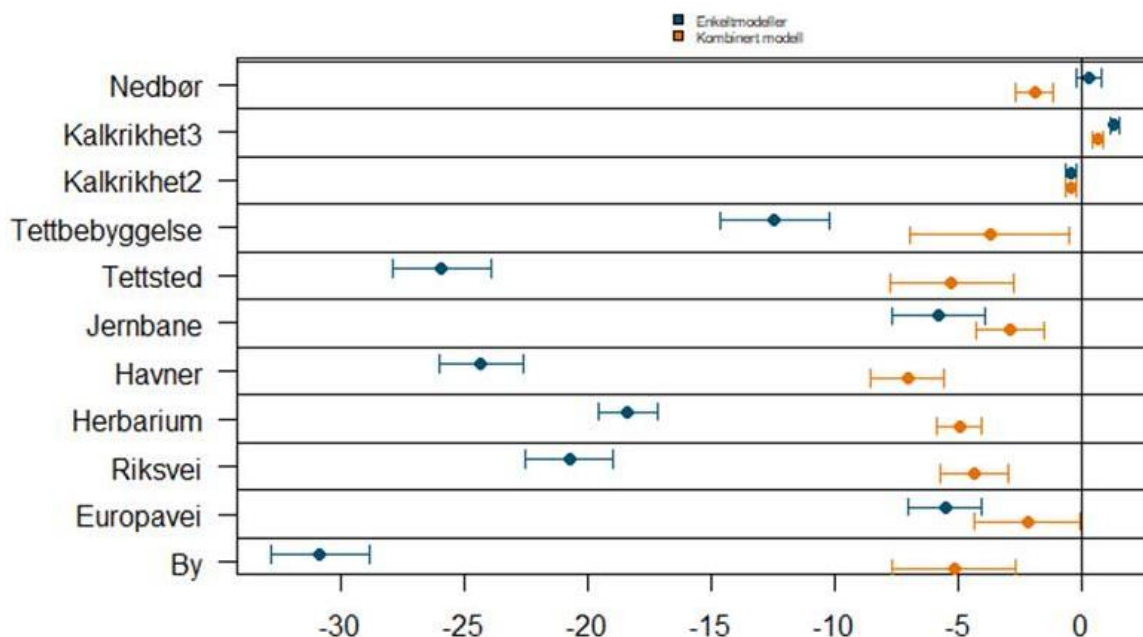


**Figur 8.** Parameterestimer for den multiple regresjonen, med og uten korrigering for innsamlingsinnsats, på logaritmisk skala. Negative verdier for tettbebyggelse og tettsted betyr at det blir færre førstefunn av fremmede arter desto større avstanden er til bebygde område. Det samme gjelder for havner, herbarium og riksvei. Merk at estimatene for avstanden til nærmeste fylkesvei, kommunale vei eller private vei (FKP-vei) ikke vises da den skiller seg så mye fra de andre at skalaen på x-aksen blir utydelig. Punktestimatene for avstand til FKP-vei var -60,0 og -10,1 for henholdsvis den ukorrigerte og den korrigerte modellen.

#### 4.2.2 Resultater fra enkle regresjoner

I tillegg til en samlet modell der effekten av alle forklaringsvariabler er vurdert samtidig, har vi også undersøkt effekten av miljøvariablene hver for seg. Den samlede modellen forteller hvor stor betydning de enkelte miljøvariablene har gitt tilstedeværelse av de andre variablene. Men i noen tilfeller kan en slik modell være vanskelig å tolke, særlig hvis det er interaksjoner mellom variablene. Derfor kan det være informativt å modellere de ulike forklaringsvariablene hver for seg.

Figur 9 sammenligner parameterestimatene fra den kombinerte modellen med estimatene fra de enkle regresjonene. Resultatene viser at for langt de fleste miljøvariabler er effekten betydelig større hvis variabelen vurderes alene. Dette er ikke overraskende og viser bare at hver av miljøvariablene har en betydelig forklaringseffekt, men at de spiller sammen og blir moderert av hverandre når man ser dem under ett. Igjen er det primært infrastruktur-variabler som bebyggelse, veier og logistikk-knutepunkter som slår gjennom.

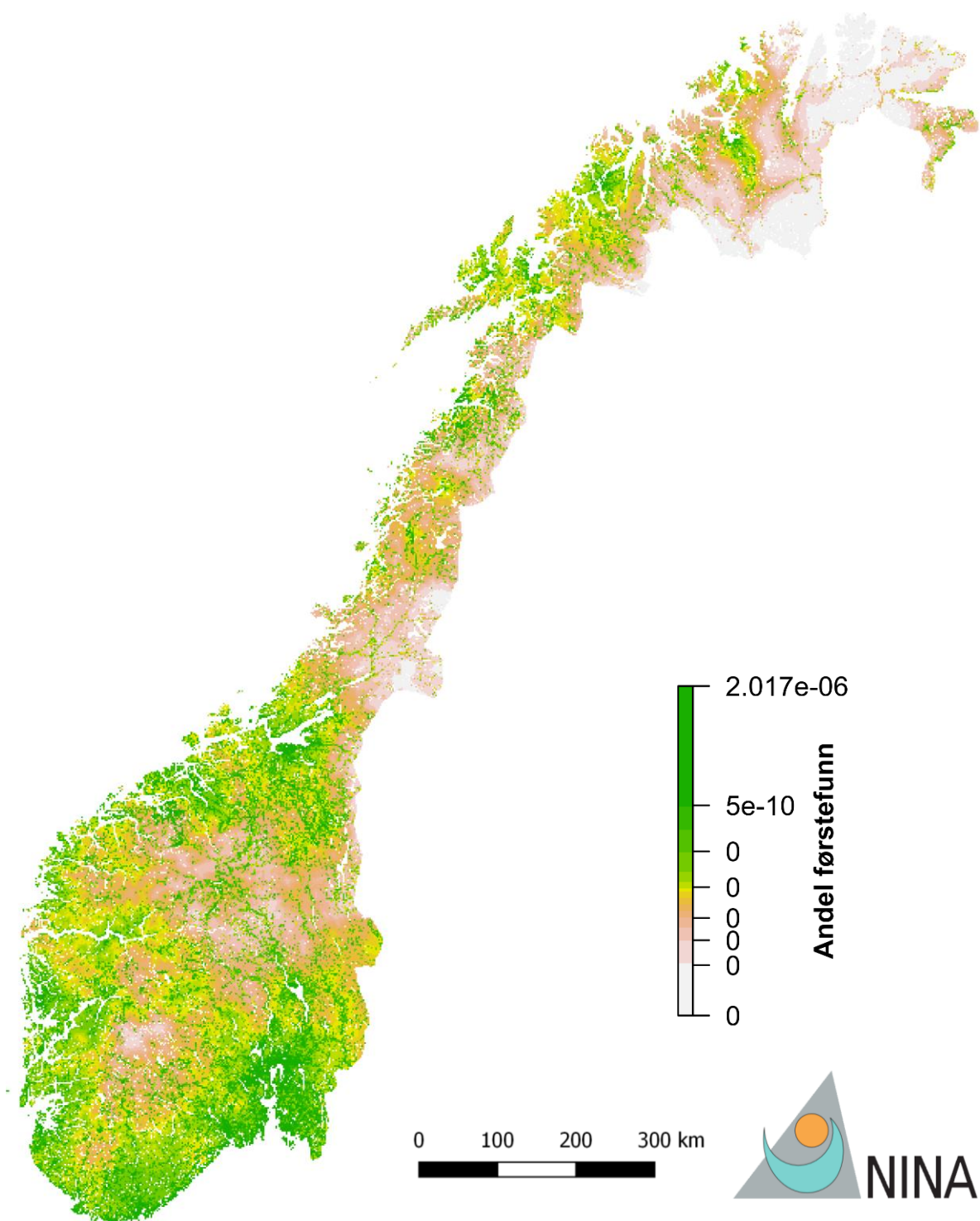


**Figur 9.** Parameterestimer for den enkeltregresjoner og for den multiple regresjonen, på logaritmisk skala. Negative verdier for tettbebyggelse og tettsted og by betyr at det blir færre førstefunn av fremmede arter desto større avstanden er til bebygde område. Det samme gjelder for jernbane, havner, herbarium, riksvei og europavei. Merk at estimatene for avstanden til nærmeste fylkesvei, kommunale vei eller private vei (FKP-vei) ikke vises da den skiller seg så mye fra de andre at skalaen på x-aksen blir utydelig. Punktestimatene for avstand til FKP-vei var -10,1 og -232,8 for henholdsvis den samlede modellen og enkeltmodellen.

### 4.3 Prediksjoner

Vi har predikert forekomsten av førstefunn av fremmede karplanter per 1x1 km piksel på basis av parameterverdiene i forklaringsmodellen korrigert for innsamlingsinnsats. Det er viktig å merke seg at resultatene er spesifikke med hensyn til variablene som er vurdert i modellen. Eventuelle samspill mellom forklaringsvariabler, og eventuelle miljøforhold som ikke er inkludert i modellen, fanges ikke opp her.

Prediksjonene viser hvor det er størst sannsynlighet for å finne nye forekomster av fremmede karplanter. Tett befolkede regioner og byområder har størst sannsynlighet for nye funn, mens det i fjellet i Midt-Norge, langs svenskegrensa og på Finnmarksvidda er svært lav sannsynlighet for funn av nye fremmede karplanter (Figur 10). Parameterestimatene (Figur 8) viser tydelig at det er i områder med beboelse og infrastruktur at nye fremmede arter oppdages, og sannsynligheten er aller størst rundt de store byene: Oslo, Trondheim, Bergen og Stavanger (Figur 10, Vedlegg 3). Kyststrøkene langs Oslofjorden, samt Sørlandskysten og deler av Vestlandskysten, peker seg også ut. I prediksjonene er det større områder som markeres som potensielle områder for nye funn sammenlignet med kartet over faktiske førstefunn. For eksempel vises Tromsø og omegn som et område med betydelig risiko for nye funn, selv om det er få faktiske funn i denne regionen (Figur 10, Figur 20). Dette skyldes at prediksjonen fremhever de områdene der risikoen er størst gitt det totale antall funn av karplanter i regionen.



**Figur 10.** Estimert andel førstefunn av fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter. Områder i grønt har forholdsvis høy andel førstefunn av fremmede arter per km<sup>2</sup>, mens hvite, brune og gule områder har lav andel.

**Boks 2. Kortfattet oppsummering av kapittel 4 Hotspots for introduksjon av fremmede karplanter**

- Nærhet til vei (særlig fylkesveier, kommunale veier og private veier) og annen infrastruktur og nærhet til tettbebyggelse var viktige prediktorer for økt forekomst av førstefunn av fremmede karplantearter.
- Det var ingen klar sammenheng mellom forekomst av førstefunn av fremmede karplanter og klimatiske variabler.
- Introduksjonsområdene for fremmede karplanter var konsentrert rundt de store byene og i kyststrøkene langs Oslofjorden, Sørlandskysten og deler av Vestlandskysten.



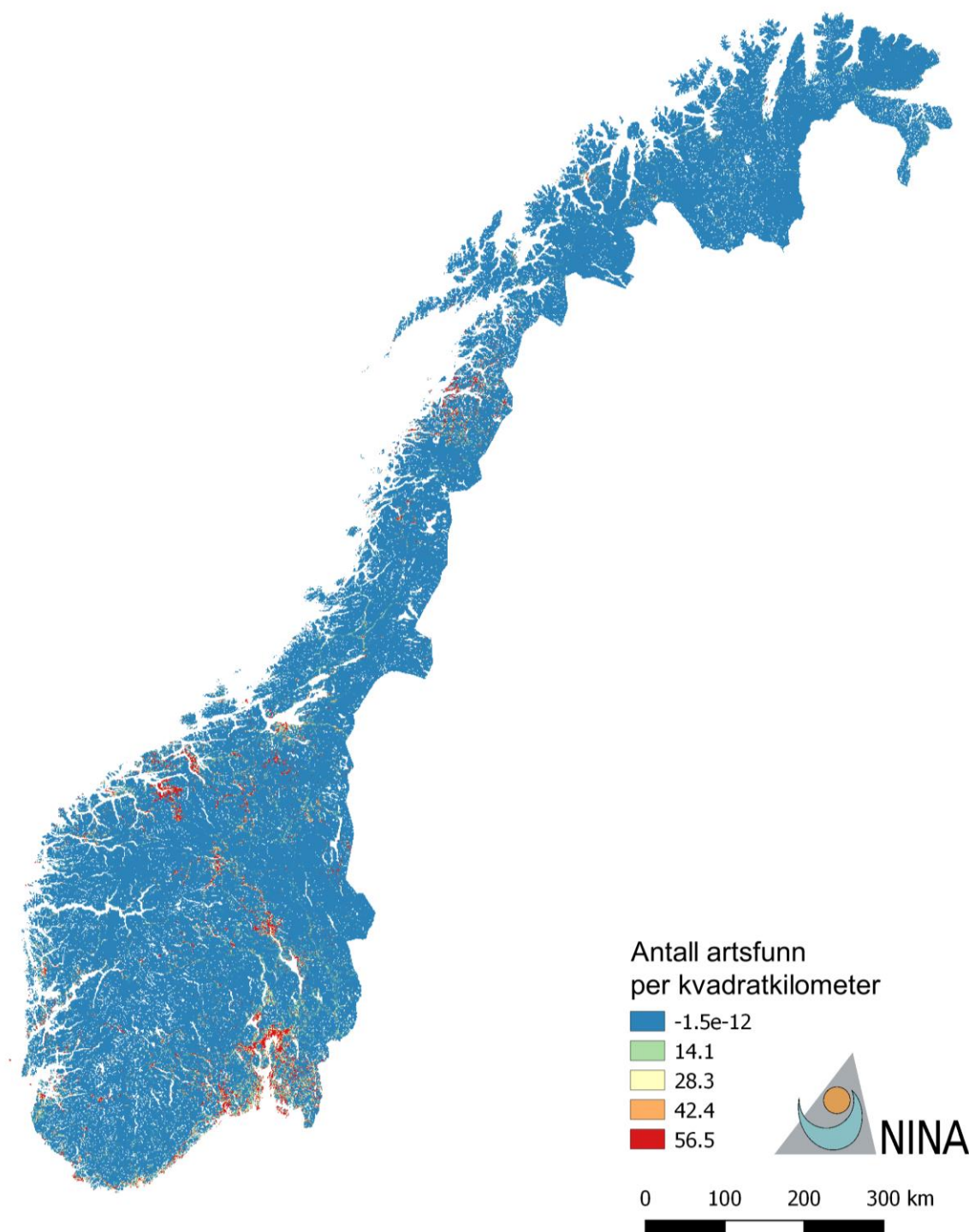
## 5 Nåværende utbredelse av fremmede karplanter

### 5.1 Kartleggingsinnsats de siste 10 årene

For å fange opp den nåværende utbredelsen av fremmede karplantearter, samtidig som vi sikrer en stor nok datamengde til å kunne kjøre modellene, baserer vi denne delen av analysen på funn i GBIF fra de siste 10 årene, nærmere bestemt alle funn fra 01.01.2007 og fremover (Figur 11). Ved å ikke ta med funn eldre enn 10 år begrenser vi sjansen for å feilrepresentere den nåværende utbredelsen og dermed få misvisende modellresultater. Utvalget inneholder 2 079 926 unike registreringer av karplanter og utgjør 42 prosent av det totale antallet registrerte funn av karplanter i Norge.

Rent teknisk beregnes en tetthetsdistribusjon i R-pakken «spatstat» som gir et bilde av mengden funn over hele landet. Figur 11 viser at funnene av karplanter i GBIF er konsentrert rundt de store byene, men at også visse andre regioner utmerker seg med særdeles mange funn. Kartet er et resultat av både innsamlingsinnsats og naturlige variasjoner i forekomsten av karplanter. Det er naturlig at det registreres flere funn på steder som har høy biodiversitet eller av andre årsaker er spesielt interessante områder for botanikere og andre. En del av dette mønstret kan altså skyldes den naturlige fordelingen av artsmangfoldet, men speiler samtidig innsamlingsinnsatsen.

Det er tydelig at fjellregionene og de aller nordligste områdene har færre funn av karplanter enn resten av landet (Figur 11). Igjen kan dette skyldes både naturgitte forhold og lav innsamlingsinnsats. Det understrekes at mangelfullt kartlagte områder innebærer problemer for analysene som ikke kan korrigeres for. Områder med få eller null planteregistreringer har naturlig nok lave eller ikke-eksisterende registreringer av fremmede arter. Ettersom det ikke tas høyde i modellene for mengden informasjon i hver region, blir disse områdene helt enkelt behandlet som om det finnes få eller ingen fremmede arter der. Ettersom disse områdene sannsynligvis har noen egenskaper felles, vil dette medføre skjevheter i estimatene da disse egenskapene vil predikere lave tettheter av fremmede arter. Dette bør tas med i betraktningen når man tolker resultatene nedenfor.



**Figur 11.** Forekomst av funn av alle karplanter i GBIF fra 01.01.2007 til i dag. Områder i grønt, gult, oransje og rødt har forholdsvis mange funn av fremmede arter per km<sup>2</sup>, mens blå områder har få. Dette kartet brukes i videre analyser for å korrigere for innsamlingsinnsats.

## 5.2 Effekt av forklaringsvariabler på nåværende utbredelse av fremmede karplanter

### 5.2.1 Resultater fra den multiple regresjonen

Alle forklaringsvariabler som ble vurdert i modellen viste seg å ha betydelig evne til å forklare forekomsten av fremmede karplanter. Alle variabler forbedret den statistiske modellen betydelig med minimum reduksjon i AIC på 36063, hvilket er ekstremt høye tall. Den store forklaringssevnen er kanskje ikke så overraskende med tanke på at disse variablene ble valgt ut basert på grundige økologiske vurderinger, samt at datamengden er svært stor, med over 200 000 enkeltregistreringer av fremmede karplanter de siste ti årene. De statistiske signifikansene, konfidensintervallene, og AIC-reduksjonen bør likevel tas med en klype salt. Med et så stort datagrunnlag kunne man trolig lagt til enda flere variabler og delt opp dataene slik at den uforklarte variasjonen hadde blitt ytterligere redusert. Mer interessant er det å sammenligne størrelsene på de enkelte parameterestimaterne.

Ettersom forklaringsvariablene er standardisert til Z-verdier, kan man sammenligne størrelsen på parameterestimaterne direkte. Disse påvirker mengden fremmede arter på log-skala da modellene bruker en såkalt «log-link». Figur 12 viser parameterestimaterne for den multiple regresjonen både korrigert og ukorrigert for innsamlingsinnsats. Modellene som er korrigert for innsamlingsinnsats beskriver antallet funn fremmede karplanter per total mengde funn av karplanter, det vil si proporsjonen fremmede arter av alle karplantefunn i GBIF. Modellene som er ukorrigert for innsamlingsinnsats beskriver den absolutte mengden funn av fremmede arter.

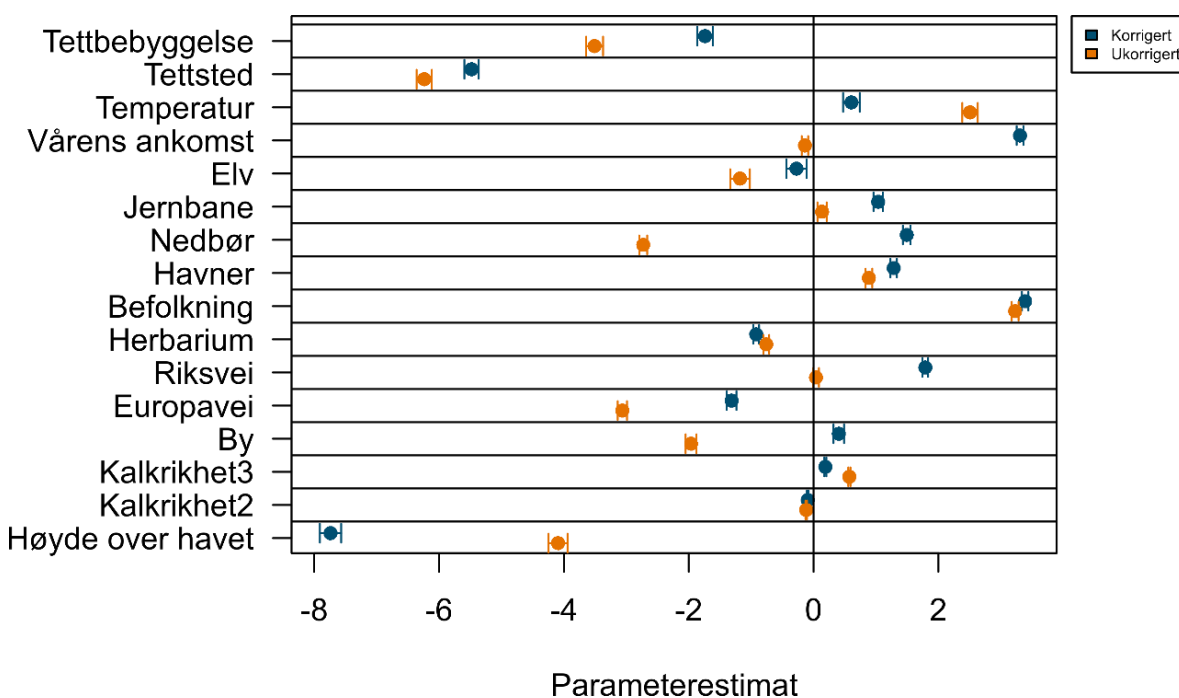
Den overlegent største effekten var for avstand til nærmeste fylkesvei, kommunale vei eller private vei. Parameterestimaterne var -25.3 og -65.7 for henholdsvis den korrigerte og den ukorrigerte modellen og vises ikke i figur 12 for å unngå å strekke ut x-aksen. Dette betyr at andelen (og den absolutte mengden) fremmede karplanter er størst nær fylkesveier, kommunale veier eller private veier og avtar meget kraftig med økende avstand til vei. En tilsvarende effekt sees også for avstand til nærmeste europavei. Måltrettet innsats for å kartlegge forekomsten av fremmede arter langs fylkesveier eller kommunale veier kan være en viktig faktor for den ekstremt kraftige responsen på denne variabelen. Avstanden til nærmeste fylkesvei, kommunale vei eller private vei var moderat korrelert med flere andre miljøvariabler, for eksempel avstand til nærmeste by og tettsted, samt temperatur (Vedlegg 1). At den estimerte effekten var så pass stor i den multiple modellen, der disse faktorene er inkludert, tyder på at den høye forekomsten av fremmede karplanter nær fylkesvei, kommunal vei eller privat vei ikke kan skyldes samvariasjonen med disse faktorer.

Resultatene viser også at antallet funn av fremmede karplanter minker jo lenger fra tettbebyggelse og tettsteder man er, både i rent antall og som andel fremmede arter av alle funn (korrigert for innsamlingsinnsats). Trenden gjelder også for byer for rent antall fremmede karplanter, men ikke for antall korrigert for innsamlingsinnsats. Dette kan være et resultat av en relativ underrapportering av fremmede arter i byer der man kanskje ikke reagerer så sterkt på å se fremmede arter. Innbyggertall slår også ut som en viktig forklarende faktor for forekomsten av fremmede karplanter. Dette gjelder både for den ukorrigerte og den korrigerte forekomsten av fremmede karplanter og er et tydelig tegn på at fremmede arter er knyttet til menneskelig aktivitet.

Fremmede karplanter reagerer positivt på varmere klima, med økt andel fremmede arter i varmere strøk. Med tanke på det relativt kalde klimaet i Norge, er det forventet at fremmede arter

favoriseres av høyere temperaturer. Interessant nok øker andelen fremmede karplanter med økende nedbør, selv om den totale mengden funn av fremmede arter minker. Se kap. 5.2.2 for en videre diskusjon av effekten av nedbør. I tillegg ser det ut til at en senere vår fører til større andel fremmede arter, i alle fall i modellen som er korrigert for innsamlingsinnsats. Det kan tenkes at områder med særdeles tidlig vår krever godt tilpassede arter som klarer å takle lengre perioder med variabelt vårvær og at fremmede arter klarer seg bedre i områder med senere vår som følges tettere av sommertemperaturer. Det skal nevnes at dette kan være en artefakt av at vårens ankomst samvarierer ulikt med årsmiddeltemperatur for ulike deler av landet (Figur 3).

Høyde over havet hadde en kraftig negativ effekt på forekomsten av fremmede karplanter. Det er mulig at dette delvis er et resultat av mangelfull kartlegging i fjellområder, men trolig skyldes den minkende forekomsten av fremmede karplanter med økende høyde over havet at fremmede arter sliter med å etablere seg under tøffe forhold i fjellet. Samtidig er det lang vei fra introduksjonsområdene til fjellet, så kan hende har artene som kunne ha overlevd forholdene i fjellet, enda ikke rukket å spre seg dit.



**Figur 12.** Parameterestimer for den multiple regresjonen, med og uten korrigering for innsamlingsinnsats, på logaritmisk skala. Negative verdier for tettbebyggelse betyr redusert antall fremmede arter ved økende avstand fra nærmeste tettbebyggelse; på samme måte for tettsted, elv, jernbane, havner, herbarium, riksvei, europavei og by. Merk at estimatene for avstand til nærmeste fylkesvei, kommunale vei eller private vei (FKP-vei) ikke vises da de skiller seg så mye fra de andre at skalaen på x-aksen blir utydelig. Punktestimatene for avstand til FKP-vei var -25.3 og -65.7 for henholdsvis den korrigerte og den ukorrigerte modellen.

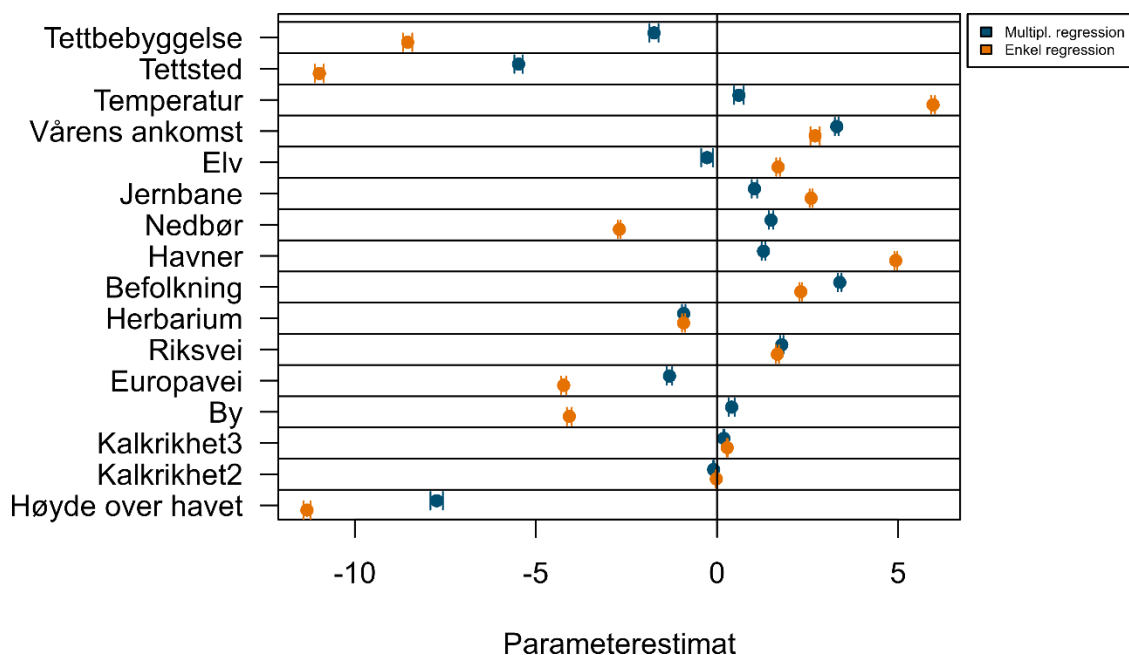
### 5.2.2 Effekt av samvariasjon mellom forklaringsvariabler

Når det gjelder å forstå effekten av hver enkelt variabel på den nåværende utbredelsen av fremmede karplanter, kan det i mange tilfeller være mer informativt å se på parameterestimaterne fra de enkle regresjonene. Når flere forklaringsvariabler inngår i en multippel regresjon, vil deres estimerte effekt være avhengig av effekten av de andre forklaringsvariablene. For eksempel minker temperatur med økende høyde over havet, men ved å ta med begge variabler i samme modell kan man beregne effekten av for eksempel temperatur uavhengig av effekten av høyde over havet. I noen tilfeller kan da effekten av forklaringsvariablene være vanskelig å tolke, særlig hvis de samvarierer med en eller flere andre variabler. Derfor kan det være informativt å modellere de ulike forklaringsvariablene for seg i enkle regresjoner, der kun én forklaringsvariabel inngår om gangen. Figur 13 sammenligner parameterestimaterne fra den multiple regresjonen med estimatene fra enkle regressjoner. I de aller fleste tilfeller samsvarer resultatene godt mellom modellene, men i noen tilfeller er mønstrene forskjellige.

Effekten av nedbør er et eksempel på at de ulike modellene gir ulike resultater. I den multiple regresjonen er sammenhengen mellom nedbør og forekomst av fremmede karplanter positiv i modellen som er korrigert for innsamlingsinnsats og negativt i den ukorrigerte modellen (Figur 12). Samtidig er det en negativ effekt av nedbør på andelen fremmede arter i den enkle regresjonen. Disse sprikende resultatene kan skyldes at den kompliserte samvariasjonen mellom årsmiddeltemperatur, høyde over havet og vårens ankomst er ulik på Vestlandet og i Oslo-regionen, to områder som begge har høy andel fremmede arter, men svært ulike nedbørsmønstre.

Samme effekt ser vi for avstand til nærmeste by, der forekomsten av fremmede karplanter øker svakt med avstand til by i den multiple regresjonen som er korrigert for innsamlingsinnsats, mens forekomsten av fremmede arter minker med avstand til by i den ukorrigerte modellen. Samtidig minker forekomsten av fremmede arter med økende avstand til nærmeste by i den enkle regresjonen. Nærhet til byer altså vanskelig å separere fra andre forklaringsvariabler som innbyggertall, men resultatet fra den enkle regresjonen, at forekomsten av fremmede karplanter minker med avstand til nærmeste by, er enklere å tolke og mer intuitivt.

Forklaringsvariabler der resultatene spriker mellom de ulike analysene bør vurderes med forsiktighet. De viktigste variablene med entydige resultater i alle analyser er avstand til tettbebyggelse, tettsted og fylkesvei, kommunal vei og privat vei, samt befolkning, temperatur og høyde over havet.

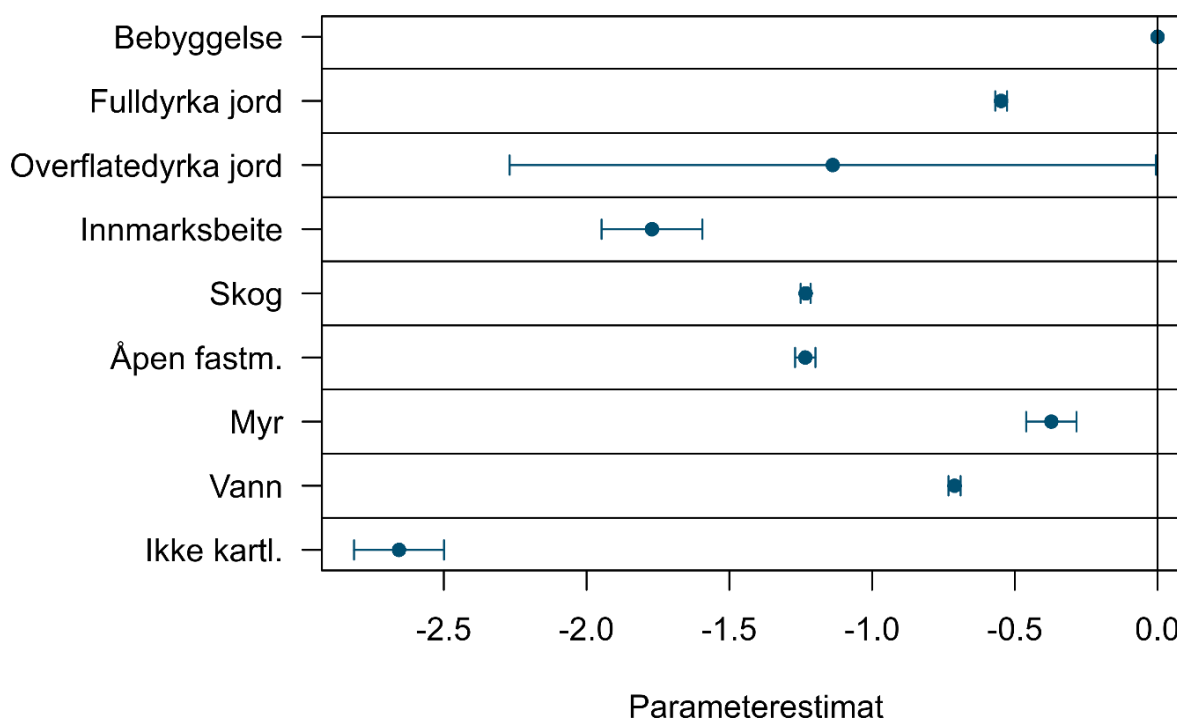


**Figur 13.** Parameterestimer fra den multiple regresjonen, og for hver enkelt parameter i en enkel regresjon. Negative verdier for tettbebyggelse betyr redusert antall fremmede arter ved økende avstand fra nærmeste tettbebyggelse; på samme måte for tettsted, elv, jernbane, havner, herbarium, riksvei, europavei og by. Parameterestimatene for fylkesvei, kommunal vei eller privat vei er så kraftig negative (-74.8 for den multiple regresjonen og -157.6 for den enkle regresjonen) at vi ikke viser dem i figuren.

### 5.2.3 Effekt av arealbruk

I modellene hittil beskrevet er arealbruk ikke inkludert, fordi det viste seg å resultere i modeller som ble for kompliserte til å kunne tilpasses. Isteden laget vi en separat modell med arealbruk, der vi tok inn så mange som mulig av de mest betydningsfulle variablene: befolkning, avstand til nærmeste fylkesvei, kommunale vei eller private vei, nedbør, temperatur og dato for vårens ankomst. Arealbruk baseres her på kartlaget «AR5» fra Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO). Vi registrerte hvilken av de forskjellige arealtypene som dominerte hver 1x1 km piksel og inkluderte dette som en kategorisk variabel. Vi modellerer altså ikke arealtypen for hvert funn av fremmede karplanter, men alle funn innen en og samme piksel får samme verdi for den forklarende faktoren arealtype. Noen arealtyper dominerte ikke i noen piksel, og de er derfor ikke med i analysen. Arealtypen «vann» henviser til den dominerende arealtypen i kvadratkilometer-ruter som ligger i tilknytning vann, i praksis dreier det seg ofte om strandkanter. Bebyggelse ble brukt som sammenligningsgrunnlag, hvilket betyr at effekten av de andre arealtypene sammenlignes med effekten av å ha by som dominerende areal.

Bebyggelse var assosiert med den høyeste andelen fremmede karplanter (Figur 14), og dette samsvarer med tidligere resultater som viser stor effekt av befolkning og nærhet til bebyggelse. På andre plass kom, litt uventet, myr etterfulgt av fulldyrket jord. Den store effekten av myr kan skyldes at disse områdene er artsfattige i utgangspunktet, noe som betyr at andelen fremmede karplanter blir høy selv med få funn fremmede arter. Den mer usikre betydningen av overflate-dyrket jord er sannsynligvis et resultat av den relativt lave mengden av denne arealtypen.



**Figur 14.** Estimert effekt av dominerende arealtype (AR5) i hver 1x1 km piksel. Bebyggelse er brukt som sammenligningsgrunnlag, og de andre arealtypene sammenlignes med denne. Merk at det finnes flere areal typer i AR5, men disse dominerte ikke i noen av de modellerte pikslene. Merk også at selve forekomsten av fremmede arter kan ligge innen andre areal typer, og at det kun er den dominerende areal typen i hver piksel som inngår i analysen.

### Boks 3. Kortfattet oppsummering av kapittel 5.2 Effekt av forklaringsvariabler på nåværende utbredelse av fremmede karplanter

- Nærhet til vei (særlig fylkesveier, kommunale veier og private veier), nærhet til tettsteder og tettbebyggelse, høy befolkningstetthet og mildt klima var viktige prediktorer for økt forekomst av fremmede karplantearter.
- Resultatene fra modeller med og uten korreksjon for innsamlingsinnsats og enkle og multiple regresjoner skilte seg noe fra hverandre, men hovedfunnene er konsistente.
- Dominerende arealbruksformer assosiert med høy forekomst av fremmede karplanter er bebyggelse, myr og fulldyrka jord.

## 5.3 Prediksjon av nåværende utbredelse av fremmede karplanter

GBIF-databasen viser naturlig nok ikke det totale antallet arter eller individer i et område, men den forholdsvis lille delmengden som er blitt registrert. Derfor kan vi heller ikke beregne antall fremmede karplantearter i ett gitt område. Vi modellerer isteden forekomsten av fremmede karplanter i forhold til antall arter som har blitt registrert, gjennom å inkludere den totale mengden funn av karplanter som en korleksjon for innsamlingsintensitet. Mer bestemt modellerer vi antallet fremmede karplanter gitt en viss mengde registreringer i GBIF. Den faktiske forekomsten av fremmede arter kan derfor ikke vises i absolutte tall. Vi kjenner heller ikke den sanne innsamlingsintensiteten. Det vi har kjennskap til er det totale antallet funn, noe som er et produkt av innsamlingsintensiteten og antall arter og individer i et område.

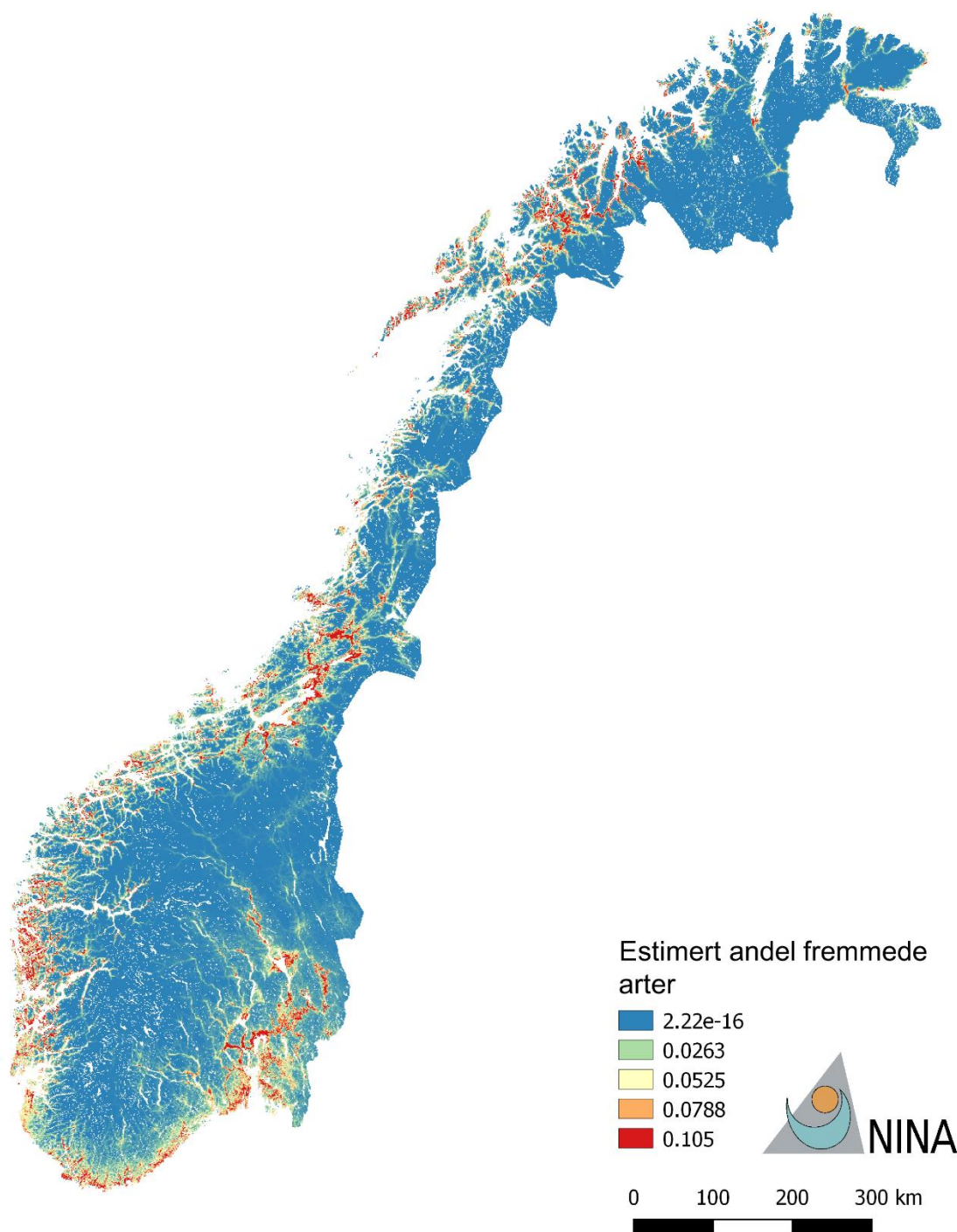
Vi har predikert forekomsten av fremmede karplanter per 1x1 km piksel på to forskjellige måter: 1) andel fremmede karplanter av det totale antallet karplantefunn, og 2) antall fremmede artsfunn gitt den historiske innsatsen (se kap. 3.1). Selv om den sanne forekomsten av fremmede arter er vanskelig å oppdage med disse metodene (korrigert og ukorrigert for innsamlingsinnsats), kan man bruke de to forskjellige tilnærmingene for å beskrive ulike aspekter av forekomsten av fremmede arter. Begge metodene lider av forskjellige typer av skjevheter og bør vurderes felles for et mer komplett bilde (se kap. 3.3 for en vurdering av skjevheter).

### 5.3.1 Predikert andel fremmede arter

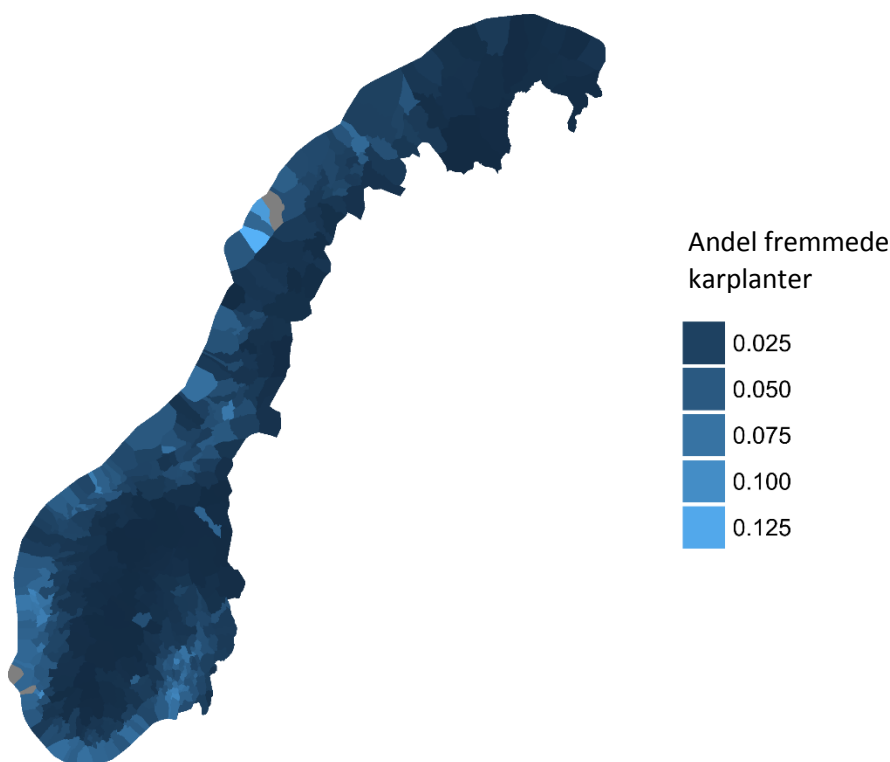
Vi normaliserer innsamlingsinnsatsen ved å sette denne til 1 og predikere forekomsten av fremmede karplanter som andel av det totale antallet funn av karplanter. Alternativt kan man si at vi viser den estimerte sannsynligheten for å observere en fremmed art, gitt at man observerer en tilfeldig valgt karplante i en piksel. Merk at andelene sannsynligvis er kunstig forhøyet ettersom det kan forventes at personene som rapporterer til GBIF i høyere grad rapporterer interessante funn, som for eksempel fremmede arter, enn vanlige arter.

Den høyeste andelen fremmede karplanter finnes rundt Oslofjorden nordover til Mjøsa (Figur 15, Vedlegg 4). Her utgjør fremmede arter stedvis rundt 10 % av de registrerte karplantefunnene. En stor andel fremmede arter finner vi også langs Sørlandskysten, Vestlandskysten, rundt Trondheimsfjorden og stedvis langs kysten av Troms (Figur 15, Vedlegg 4, Figur 21). Alle områdene som utmerker seg med en høy andel fremmede karplanter, dreier seg hovedsakelig om befolkningstette områder med relativt mildt klima. Fordelt på kommunenivå finner vi igjen kommuner med høyest andel fremmede artsfunn hovedsakelig rundt Oslofjorden og langs Vestlandskysten (Figur 16). I tillegg er det to små kommuner i Lofoten med lite landareal som utpeker seg med ekstreme verdier (Figur 16 og Vedlegg 5). Dette er sannsynlig et resultat av prinsippet «regresjon til midtpunktet», der de mest ekstreme verdiene ofte finnes i små utvalgsgrupper. Med unntak av kommunene i Lofoten speiler dog utvalget det generelle bildet av at områder langs kysten med høy befolkningstetthet har størst forekomst av fremmede karplanter.





**Figur 15.** Estimert andel fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter. Områder i grønt, gult, oransje og rødt har forholdsvis stor andel fremmede arter per km<sup>2</sup>, mens blå områder har lav andel.

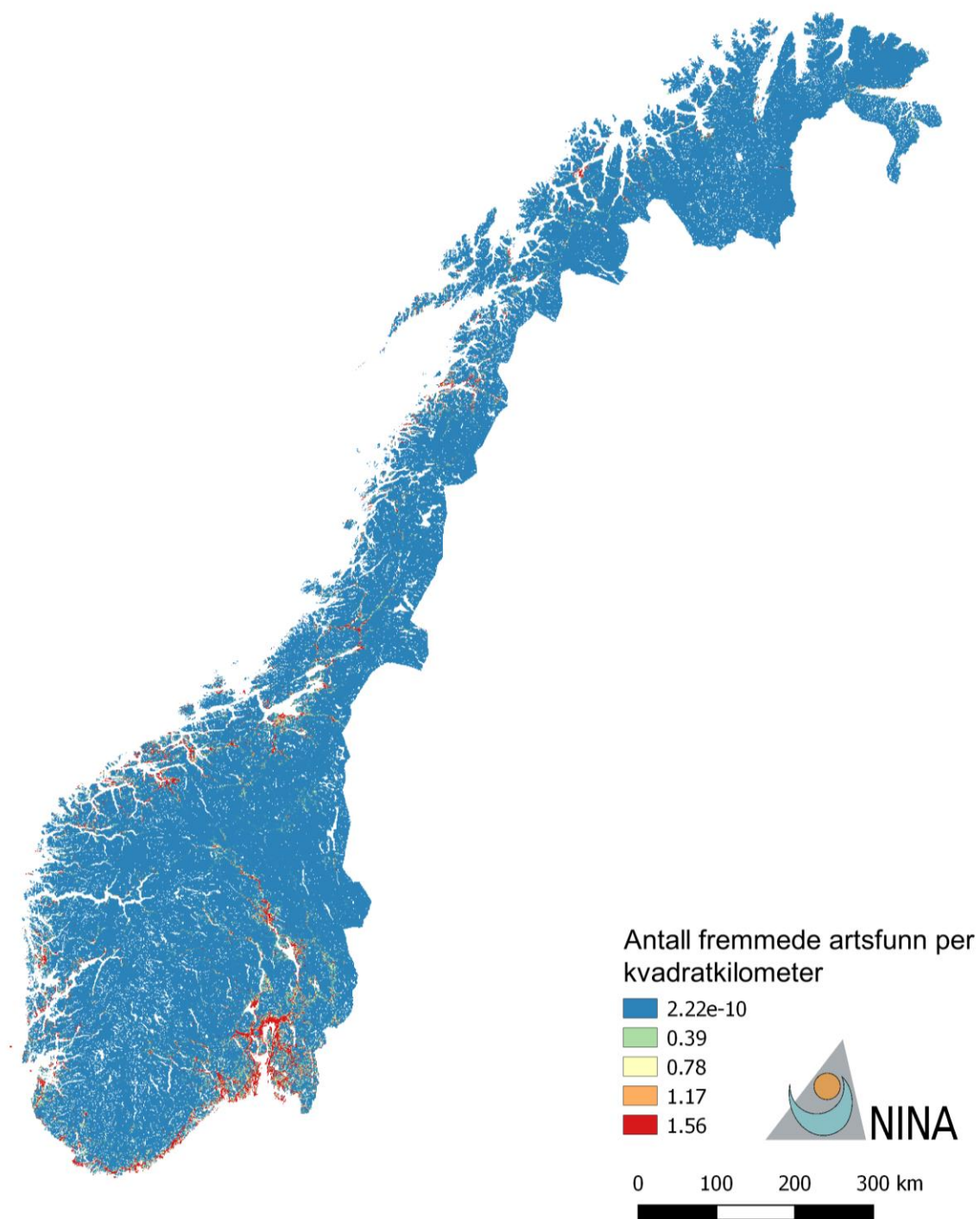


**Figur 16.** Estimert gjennomsnittlig andel fremmede karplanter per kommune. Fargeskalaen fra mørkeblått til lyseblått indikerer kommuner med henholdsvis lav og høy andel fremmede arter. Se også Vedlegg 5.

### 5.3.2 Predikert antall fremmede arter

Kartet over den proporsjonale forekomsten av fremmede arter gjenspeiler ikke forekomsten i absolutte tall, rett og slett fordi karplanter stort sett ikke er jevnt fordelt over landet. I regioner med høy forekomst av karplanter forventer vi oss høyere antall funn av fremmede arter, gitt lik andel fremmede arter. Ved å inkludere det historiske antallet funn av karplanter for et gitt område, kan man predikere forekomsten av fremmede arter uten å normalisere for det totale antallet funn. En slik beregning viser den sannsynlige mengden funn av fremmede karplanter, i absolutte tall, dersom man skulle gjennomføre en lik kartlegging på nytt. Dette kartet er dermed et produkt av figur 11 (innsamlingsinnsats) og figur 15 (andel funn). Merk at dette kartet viser et delvis skjevt bilde ettersom man ikke har gjennomført lik registrering i alle områder.

Igjen ser vi at områdene rundt Oslofjorden utmerket seg med et høyt predikert antall funn av fremmede karplanter (Figur 17). Også Sørlandskysten, områdene rundt de store byene på Vestlandet og Trondheim har stor forekomst av fremmede arter. Områdene i Troms peker seg ikke ut i særlig grad i denne analysen. I tillegg ser det ut til at noen områder på Nordvestlandet og langs E6 fra Lillehammer og nordover har mange fremmede arter. Dette er overraskende og kan skyldes rettet innsamling av fremmede karplanter. Ellers er funnene i all hovedsak konsistente med resultatene for andel fremmede karplanter (Figur 15).



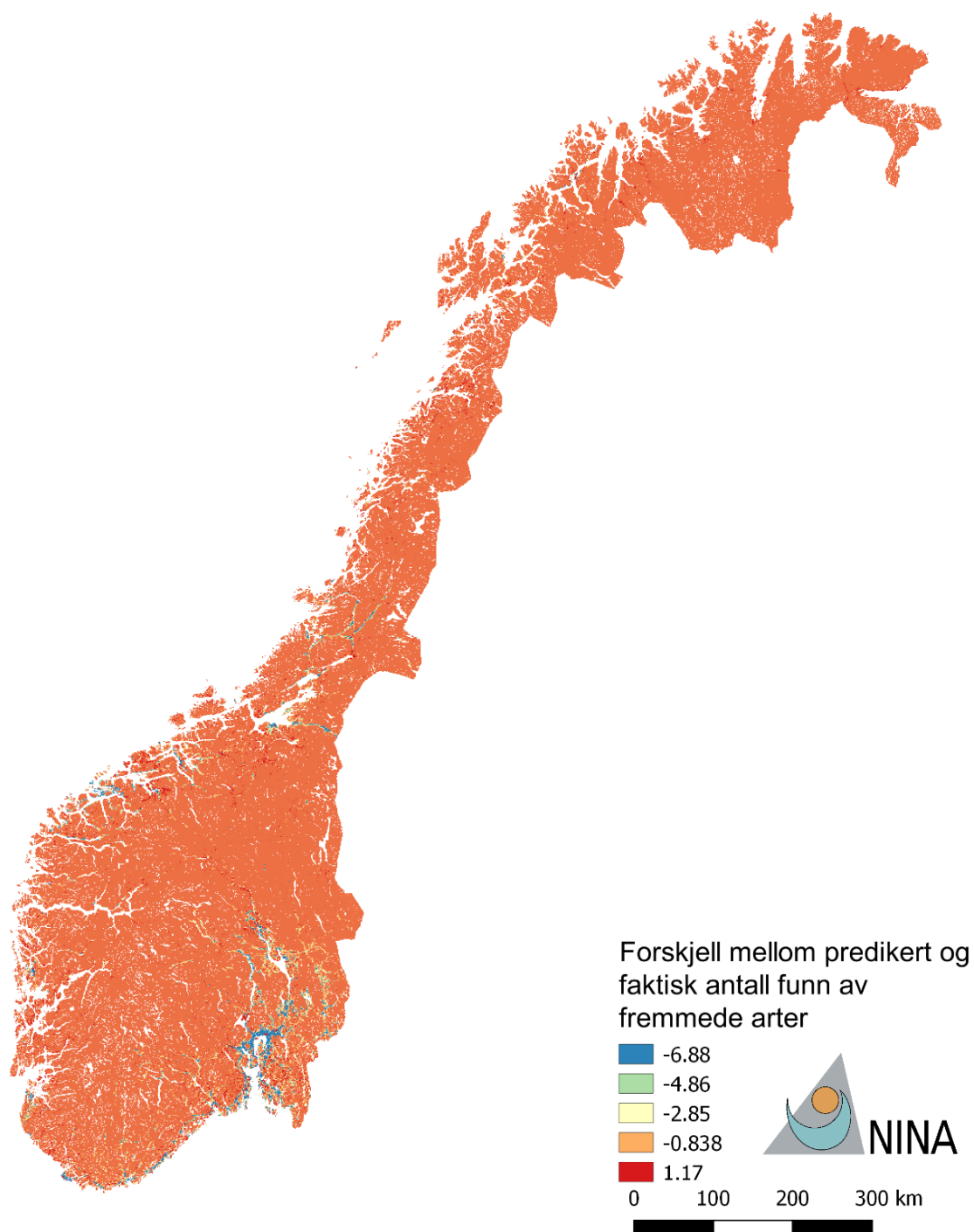
**Figur 17.** Estimert antall funn fremmede karplanter per kvadratkilometer gitt historisk innsamlingsinnsats. Områder i grønt, gult, oransje og rødt har forholdsvis mange funn av fremmede arter per km<sup>2</sup>, mens blå områder har få.

### 5.3.3 Er noen deler av landet dårlig kartlagt?

Vi kan sammenligne prediksjonskartet over antall fremmede karplanter per kvadratkilometer, gitt nåværende innsamlingsinnsats, med de faktiske funnene for å se hvor fremmede arter er underrapportert. Hverken kartet over den historiske innsamlingsinnsatsen, som er resultatet av en automatisert rutine i spatstat, og prediksjonskartet, som er resultatet av vår modell, beskriver virkeligheten perfekt, men sammenligningen kan peke på områder som er relativt sett godt eller dårlig kartlagt.

Generelt er det få områder som fremstår som underrapportert i forhold til resten av landet, det vil si med lavere andel funn av fremmede karplanter enn forventet, når man sammenligner de predikerte forekomstene med de faktiske funnene av fremmede karplanter (Figur 18). Fjellregionene og de aller nordligste områdene har færre funn av karplanter enn resten av landet (Figur 11), men prediksjonene viser også en lav mengde fremmede arter her (Figur 15 og 17), så det er trolig ikke snakk om mangelfull kartlegging. Dataene bak prediksjonene er imidlertid basert på GBIF-registreringene, og det er vanskelig å korrigere fullstendig for forskjeller i innsamlingsinnsats.

Noen avgrensede områder fremstår som mye bedre kartlagt enn resten av landet, det vil si med høyere andel funn av fremmede karplanter enn hva modellen predikerer. Dette gjelder i første rekke Oslofjord-området, områdene rundt de største byene på Sør- og Vestlandet, Trondheim, Tromsø og spredte veistrekninger i Gudbrandsdalen og Nord-Trøndelag (Figur 18). Flere av disse områdene utmerker seg også med mange funn totalt i GBIF (Figur 11), noe som kan tyde på rettet innsamling av fremmede karplanter. Dette kan ha innvirkning på modelleringsresultatene, men gjenspeiler trolig også en faktisk forhøyet forekomst av fremmede karplanter i disse områdene.



**Figur 18.** Predikert antall artsfunn gitt nåværende innsamlingsinnsats minus det faktiske antallet registrerte arter per kvadratkilometer. Gult, grønt og blått indikerer områder med relativt høy rapporteringsgrad av fremmede karplantearter per km<sup>2</sup>, mens områder i rødt indikerer områder med en relativ underrapportering av fremmede karplanter. Kartet viser relative forskjeller, og de absolutte verdiene kan ikke tas bokstavelig.

### 5.3.4 Forekomst av fremmede arter i ulike økosystemer

I tillegg til å vite hvilke geografiske områder som er hotspots for fremmede arter, er det vesentlig for forvaltningen av disse artene å vite hvilke økosystemer de sprer seg inn i. Det finnes mange måter å kategorisere økosystem på, der større eller mindre grad av subjektive vurderinger kommer inn. I tillegg finnes det flere tekniske måter å tegne disse inn på kart, som for eksempel ulike måter å modellere skoggrense. En oppdeling av landet i økosystemer vil derfor alltid være avhengig av metoden som blir brukt. I mangel på kartlag over de hovedøkosystemer som inngår i Naturindeks for Norge (Framstad 2015), har vi her brukt et upublisert kart over hovedøkosystemer i landet som samsvarer med Norges miljømål.

Basert på prediksjonskartet over antall funn av fremmede karplanter per kvadratkilometer gitt den nåværende innsamlingsinnsatsen (Figur 17), og prediksjonskartet over andelen funn av fremmede karplanter i forhold til funn av alle karplanter (Figur 15), kan man beregne hvordan disse verdiene fordeler seg over de ulike hovedøkosystemene (Tabell 3). Bymiljø kommer som ventet ut som det økosystemet med desidert høyest forekomst av fremmede arter. Nesten 12 % av alle funn av karplanter i bymiljø estimeres å være fremmede karplantearter, og forholdet mellom fremmede og rødlistede karplanter er nesten 1:1. Hav og kyst har nest høyest forekomst av fremmede karplanter. Merk at denne kategorien dekker forekomstene langs kysten, og at vi ikke har predikert karplanter i vannmasser. Langs kysten er forekomsten av fremmede karplanter omtrent halvparten så stor som forekomsten av rødlistede karplanter. Elver og innsjøer representerer også strandområder, og her, samt i kulturlandskapet, er fremmede arter middels vanlige, ca. 2,5 % av alle karplantefunn. Fjell utmerker seg som særlig motstandskraftig mot fremmede karplanter med bare 0,1 % forekomst.

#### **Boks 4. Kortfattet oppsummering av kapittel 5.3 Prediksjon av nåværende utbredelse av fremmede karplanter**

- Den høyeste andelen fremmede karplanter finnes rundt Oslofjorden, langs Sørlands- og deler av Vestlandskysten, ved Trondheimsfjorden og stedvis langs kysten av Troms. I disse områdene utgjør fremmede arter stedvis ca. 10 % av floraen.
- Predikert antall funn av fremmede karplanter følger omtrent samme mønster, med enda tydeligere tyngdepunkt rundt Oslofjorden.
- Bymiljø, hav og kyst, elver og innsjøer og kulturlandskap er hovedøkosystemene med størst forekomst av fremmede karplanter. I bymiljø er nesten 12 % av alle registrerte karplanter fremmede.

**Tabell 3.** Funn av fremmede karplanter fordelt på hovedøkosystemer knyttet til Norges miljømål. Predikerte og ikke predikerte km<sup>2</sup> angir antallet kvadratkilometer (pikslar) av hver kategori der det henholdsvis finnes og ikke finnes en prediksjon av antall funn. At det ikke finnes en prediksjon skyldes i de fleste tilfeller at disse pikslene dekker vann. Estimert antall artsfunn per km<sup>2</sup> er det forventede antallet funn av fremmede karplanter per km<sup>2</sup> ved en gjentatt undersøkelse med samme innsamlingsinnsats som tidligere. Estimert totalt antall artsfunn i predikerte km<sup>2</sup> angir summen av antall forventede funn av fremmede karplanter over alle predikerte km<sup>2</sup>. Prosent fremmede artsfunn representerer den estimerte andelen fremmede karplanter per totalt antall funn av karplanter, mens forholdet mellom fremmede og rødlistede arter angir antall funn av fremmede karplanter per funn av rødlistede karplanter. Kategorien «annet» inkluderer industriområder, lufthavner, gravplasser og lignende. SD angir standardavvik.

Økosystem	Predikerte km <sup>2</sup>	Ikke predikerte km <sup>2</sup>	Estimert antall artsfunn per km <sup>2</sup>	Estimert totalt antall artsfunn i predikerte km <sup>2</sup>	% fremmede artsfunn	SD % fremmede artsfunn	Fremmede : rødlistede arter	SD fremmede : rødlistede arter
Hav og kyst	19240	560204	0,82	15827,82	7,0	6,4	45,5	46,2
Elver og innsjøer	16451	16930	0,22	3598,96	2,4	5,2	23,1	39,9
Våtmark	17157	121	0,11	1905,91	1,2	2,5	11,5	19,8
Skog	111157	686	0,31	34530,07	1,9	3,1	21,3	25,6
Fjell	92014	314	0,04	3934,44	0,1	0,3	1,0	2,9
Kulturlandskap	45495	1728	0,35	15996,13	2,6	4,6	21,4	32,8
Bymiljø	859	17	2,69	2311,95	11,8	14,7	96,0	48,5
Annet	372	23	1,28	476,38	7,3	6,9	66,3	45,6

## 5.4 Geografisk overlapp mellom fremmede arter og naturverdier

Risikoen med fremmede arter er at de fortrenger stedegent biologisk mangfold, men ulike fremmede arter kan ha varierende innvirkning på den stedegne flora og fauna. I enkelte tilfeller kan de være svært effektive til å fortrenge andre arter, mens i andre tilfeller kan de sameksistere med stedegen natur uten særlig innvirkning. I disse analysene kan vi ikke skille slike tilfeller fra hverandre, men vi kan illustrere risikoen med spredningen av fremmede arter. For å gjøre det, har vi undersøkt graden av overlapp mellom den predikerte forekomsten av fremmede karplanter og stedegne naturverdier. Vi fokuserer her på rødlistede arter, ansvarsarter og verneområder.

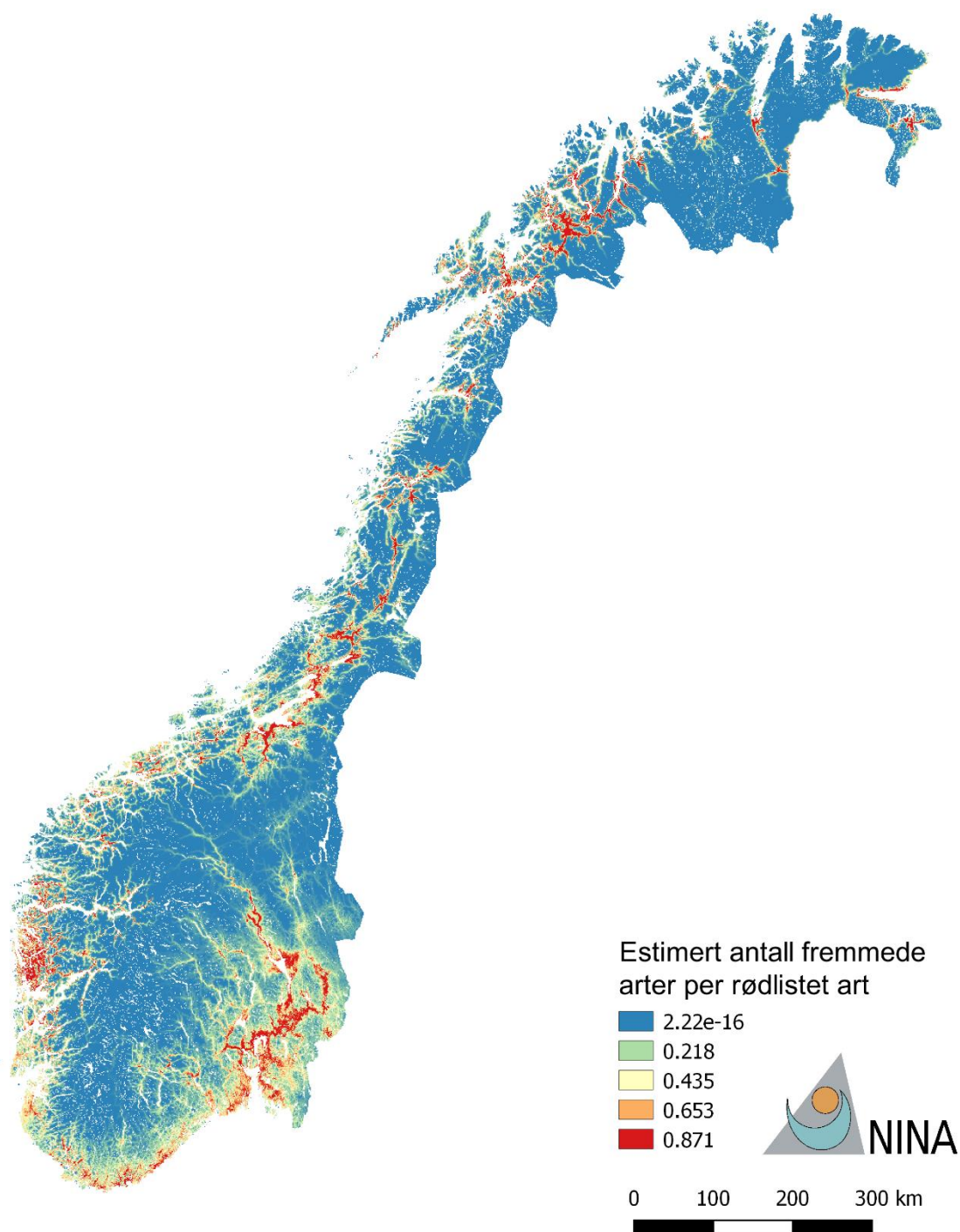
### 5.4.1 Overlapp mellom fremmede arter og rødlistede arter

På samme måte som fremmede karplanter har større forekomst i visse områder, er også registreringene av rødlistede karplanter i GBIF klumpvis fordelt (Vedlegg 6). De artene som er rødlistet etter kriterium A og B fordeler seg først og fremst rundt Oslofjorden, men har også betydelige forekomster i fjellmiljøer i Sør-Norge (se Vedlegg 6). Artene som er rødlistet etter kriteriene C og D viser en betydelig mindre utbredelse, faktisk i så stor grad at de utgjør et usikkert grunnlag å basere videre analyser på (se Vedlegg 6). Ettersom kartene basert på kriterium A og B er så like, og kriteriene C og D har såpass lave verdier, har vi valgt å gå videre med alle rødlistede karplanter samlet, inkludert både DD-, NT-, VU-, EN-, CR- og RE-arter (se vedlegg 6 for de ulike rødlistekategoriene). Forekomsten av rødlistede karplanter viser i tillegg betydelige forskjeller i innsamlingsinnsats (Vedlegg 6). Det er vanskelig å korrigere fullstendig for slike geografiske ulikheter i innsamling, og dette bør tas i betraktning ved vurdering av resultatene.

For å estimere overlappet mellom fremmede karplanter og rødlistede karplanter ble det gjennomført en tilsvarende modellering som beskrevet i kap. 5.3. Denne gangen ble funn av rødlistede arter brukt som offset i modellene istedenfor å korrigere for innsamlingsinnsats som tidligere. Dermed modelleres antall fremmede arter per rødlistet art. Resultatene kan sees som en prediksjon av mengdeforholdet mellom antall fremmede og antall rødlistede karplanter.

Forholdet mellom antall funn av fremmede karplanter og rødlistede karplanter (Figur 19) fordelte seg i hovedsak på samme måte som andelen fremmede karplanter (Figur 15), med størst overlapp mellom fremmede og rødlistede karplanter rundt Oslofjorden nordover til og med Mjøsa, langs Sørlands- og Vestlandskysten, rundt Trondheimsfjorden og langs kysten av Troms. I disse områdene var forholdet mellom fremmede og rødlistede arter nesten 1:1. Enkelte områder rundt de største byene i Nordland og nordøst i Finnmark utpekte seg også. Fordelt på kommunenivå finner vi de høyeste verdiene rundt Oslofjorden og i Bergensområdet (Vedlegg 7).





**Figur 19.** Mengdeforholdet mellom antall fremmede og antall rødlistede karplanter. Områder i grønt, gult, oransje og rødt har forholdsvis stor overlapp mellom forekomst av fremmede og rødlistede arter per km<sup>2</sup>, mens blå områder har liten grad av overlapp.

### 5.4.2 Overlapp mellom fremmede arter og ansvarsarter

Ansvarsarter er arter Norge har et spesielt ansvar for å ta vare på fordi 25 % eller mer av den europeiske bestanden finnes her. Vi har undersøkt graden av overlapp mellom forekomsten av fremmede karplantearter og norske karplante-ansvarsarter som også er rødlistearter (DD-, NT-, VU-, EN-, CR- og RE-arter; se Vedlegg 6 for de ulike rødlistekategoriene). Vi har ikke tatt med alle ansvarsarter, da disse inkluderer vanlige og vidt utbredte arter som molte (*Rubus chamaemorus*), stivstarr (*Carex bigelowii*) og dvergbjørk (*Betula nana*). Metodikken er den samme som for rødlistearter.

Resultatene for ansvarsarter (Vedlegg 8) ligner veldig på funnene for rødlistede arter (Figur 19). Dette er noe overraskende, da en stor andel av karplante-ansvarsartene er fjellplanter eller nordlige arter. I fjellet og nordpå er det imidlertid liten forekomst av fremmede arter, og da blir også graden av overlapp mellom ansvarsarter og rødlistearter liten, selv om forekomsten av ansvarsarter er høy.

Som for rødlistearter er graden av overlapp mellom fremmede karplanter og karplante-ansvarsarter størst rundt Oslofjorden nordover til og med Mjøsa, langs Sørlands- og Vestlandskysten, rundt Trondheimsfjorden og stedvis langs kysten av Troms.

### 5.4.3 Forekomst av fremmede arter i verneområder

Naturområder kan vernes i forskjellige former, fra store nasjonalparker og landskapsvernområder til naturreservater, biotopvern og marine verneområder. Tidligere fantes også andre verneformer, og ureviderte områder angis fortsatt etter de gamle kriteriene. Tabell 4 viser hvordan den estimerte fordelingen av fremmede karplanter overlapper med de ulike verneformene. Flere verneformer spenner over mindre områder eller overlapper av andre grunner i liten grad med de predikerte områdene. Det bør tas forbehold om dette når man ser på verdiene for disse områdene.

Verneformene som omfatter størst areal - nasjonalpark, landskapsvernområde og naturreservat - hadde liten andel fremmede karplanter (Tabell 4). Dette skyldes trolig at mange av dem, særlig nasjonalparkene, ligger i områder som er lite preget av menneskelig aktivitet, for eksempel i fjellet. Verneformene «dyrefredningsområde», «dyrelivsfredning», «landskapsvernområde med plante- og dyrelivsfredning» og «marint verneområde» viser spesielt høy forekomst av fremmede karplanter. Disse ligger nær kysten og befolkede områder, så funnene er helt i tråd med de andre resultatene fra modelleringen. Her er også forholdet mellom fremmede og rødlistede karplanter høyt sammenlignet med andre verneformer. De to plantefredningsområdene med høyest verdier omfatter svært små arealer, så disse verdiene er trolig i stor grad tilfeldige.

De fleste verneområder er også knyttet til en bestemt verneplan. Tabell 5 viser den estimerte forekomsten av fremmede karplanter i verneområder fordelt på de ulike verneplanene. Verneområder knyttet til den marine verneplanen har den største andelen fremmede karplanter. Disse områdene ligger nær kysten, og de høye verdiene speiler det generelle bildet av store forekomster av fremmede arter lang kysten. Verdiene her baseres riktignok på noen fåtall kvadratkilometer, noe som lett kan føre til tilfeldig ekstreme verdier. Verneplan for edelløvskog/rike løvskoger viser seg å også være en av verneplanene med høyest forekomst av fremmede karplanter. Disse verneområdene er først og fremst lokalisert rundt Oslofjorden og langs Sørlandskysten og deler av Vestlandskysten, samt andre tettbebygde strøk, noe som overlapper med den generelle forekomst av fremmede karplanter. Den tredje verneplanen med høy forekomst av fremmede kar-

planter er verneplan for våtmark, som også inkluderer mange verneområder lokalisert i kystområder. Verneområdene innenfor de tre nevnte verneplanene har i tillegg en stor mengde funn av fremmede karplanter sammenlignet med funn av rødlistede arter. Generelt speiler fordelingen av fremmede arter etter verneplan altså en forhøyet forekomst rundt Oslofjorden, langs kysten i sørlige deler av Sør-Norge, samt i tettbebygde strøk.

**Boks 5. Kortfattet oppsummering av kapittel 5.4 Geografisk overlapp mellom fremmede arter og naturverdier.**

- Det var størst overlapp mellom fremmede og rødlistede karplanter rundt Oslofjorden, langs Sørlands- og Vestlandskysten, rundt Trondheimsfjorden og langs kysten av Troms. Her var forholdet mellom fremmede arter og rødlistearter nesten 1:1.
- Forholdet mellom fremmede karplanter og rødlistede karplanter som også er ansvartsarter fulgte omtrent det samme mønsteret.
- Nasjonalparker, landskapsvernområder og naturreservater utpekte seg ikke som viktige områder for fremmede karplanter. Mindre vanlige verneformer, særlig knyttet til kyststrøk, hadde størst forekomster.
- Områder vernet etter verneplaner som hovedsakelig omfatter habitater langs kysten og i lavlandet hadde størst forekomst av fremmede karplanter.

**Tabell 4.** Funn av fremmede karplanter i ulike typer verneområder, fordelt på verneform. Predikerte og ikke predikerte km<sup>2</sup> angir antallet kvadratkilometer (piksler) av hver kategori der det henholdsvis finnes og ikke finnes en prediksjon av antall funn. At det ikke finnes en prediksjon skyldes i de fleste tilfeller at disse pikslene dekker vann. Estimert antall artsfunn per km<sup>2</sup> er det forventede antallet funn av fremmede karplanter per km<sup>2</sup> ved en gjentatt undersøkelse med samme innsamlingsinnsats som tidligere. Estimert totalt antall artsfunn i predikerte km<sup>2</sup> angir summen av antall forventede funn av fremmede karplanter over alle predikerte km<sup>2</sup>. Prosent fremmede artsfunn representerer den estimerte andelen fremmede karplanter per totalt antall funn av karplanter, mens forholdet mellom fremmede og rødlistede arter angir antall funn av fremmede karplanter per funn av rødlistede karplanter. SD angir standardavvik.

Verneform	Predikerte km <sup>2</sup>	Ikke predikerte km <sup>2</sup>	Estimert antall artsfunn per km <sup>2</sup>	Estimert totalt antall artsfunn i predikerte km <sup>2</sup>	% fremmede artsfunn	SD % fremmede artsfunn	Fremmede : rødlistede arter	SD fremmede : rødlistede arter
Nasjonalpark	28823	3288	0.21	5990.8	0.0	0.1	0.2	1.2
Landskapsvernområde	12767	1162	0.07	938.8	0.2	0.8	2.0	7.3
Naturresevat	5600	2192	0.35	1975.4	0.7	2.0	6.8	14.3
Landskapsvernområde m. dyrelivsfredning	2505	814	0.01	19.7	0.0	0.6	0.5	5.1
Landskapsvernområde m. plantelivsfredning	790	133	0.03	22.4	0.2	1.0	2.3	9.3
Biotopvern	221	72	0.21	45.9	0.1	0.1	1.3	1.5
Dyrelivsfredning	163	730	0.81	132.2	5.7	5.3	91.4	70.0
Dyrefredningsområde	88	221	0.81	71.5	2.7	4.5	20.8	38.0
Landskapsvernområde m. plante- og dyrelivsfredning	77	120	0.14	10.5	1.9	2.9	15.0	30.9
Plantelivsfredning	28	0	0.02	0.6	0.1	0.1	2.2	2.2
Marint verneområde	16	60	0.98	15.6	3.0	0.0	34.2	0.0
Plantefredningsområde	7	1	5.34	37.4	8.7	1.6	51.9	9.9
Plante- og dyrefredningsområde	4	1	4.48	17.9	8.3	2.9	40.1	7.7
Midlertidig verna område/objekt	2	3	0.00	0.0	0.6	0.5	15.3	18.2
Naturminne	1	2	0.11	0.1	5.0	3.4	46.3	30.6

**Tabell 5.** Funn av fremmede karplanter i verneområder fordelt på verneplan. Predikerte og ikke predikerte km<sup>2</sup> angir antallet kvadratkilometer (piksler) av hver kategori der det henholdsvis finnes og ikke finnes en prediksjon av antall funn. At det ikke finnes en prediksjon skyldes i de fleste tilfeller at disse pikslene dekker vann. Estimert antall artsfunn per km<sup>2</sup> er det forventede antallet funn av fremmede karplanter per km<sup>2</sup> ved en gjentatt undersøkelse med samme innsamlingsinnsats som tidligere. Estimert totalt antall artsfunn i predikerte km<sup>2</sup> angir summen av antall forventede funn av fremmede karplanter over alle predikerte km<sup>2</sup>. Prosent fremmede artsfunn representerer den estimerte andelen fremmede karplanter per totalt antall funn av karplanter, mens forholdet mellom fremmede og rødlistede arter angir antall funn av fremmede karplanter per funn av rødlistede karplanter. SD angir standardavvik.

Verneplan	Predikerte km <sup>2</sup>	Ikke predikerte km <sup>2</sup>	Estimert antall artsfunn per km <sup>2</sup>	Estimert totalt antall artsfunn i predikerte km <sup>2</sup>	% fremmede artsfunn	SD % fremmede artsfunn	Fremmede : rødlistede arter	SD fremmede : rødlistede arter
<b>Verneplan for nasjonalparker og andre større verneområder</b>	18110	2609	0.34	6166.4	0.0	0.3	0.5	2.4
<b>Skogvern</b>	3207	394	0.33	1042.3	0.5	1.0	6.0	10.3
<b>Verneplan for våtmark</b>	711	178	0.86	614.3	1.8	4.8	13.4	27.7
<b>Verneplan for myr</b>	593	56	0.06	37.5	0.9	1.6	7.9	13.7
<b>Verneplan for edelløvskog/rike løvskoger</b>	177	21	0.80	141.5	2.2	3.9	17.0	27.5
<b>Verneplan for sjøfugl</b>	141	1566	0.23	31.8	0.3	0.8	1.6	5.7
<b>Marin verneplan</b>	16	60	0.98	15.6	3.0	0.0	34.2	0.0
<b>Annet vern eller verneplan</b>	3540	871	0.09	323.9	0.2	1.3	2.4	10.9
<b>Ikke vurdert</b>	24595	3046	0.04	903.3	0.1	0.8	1.4	10.0

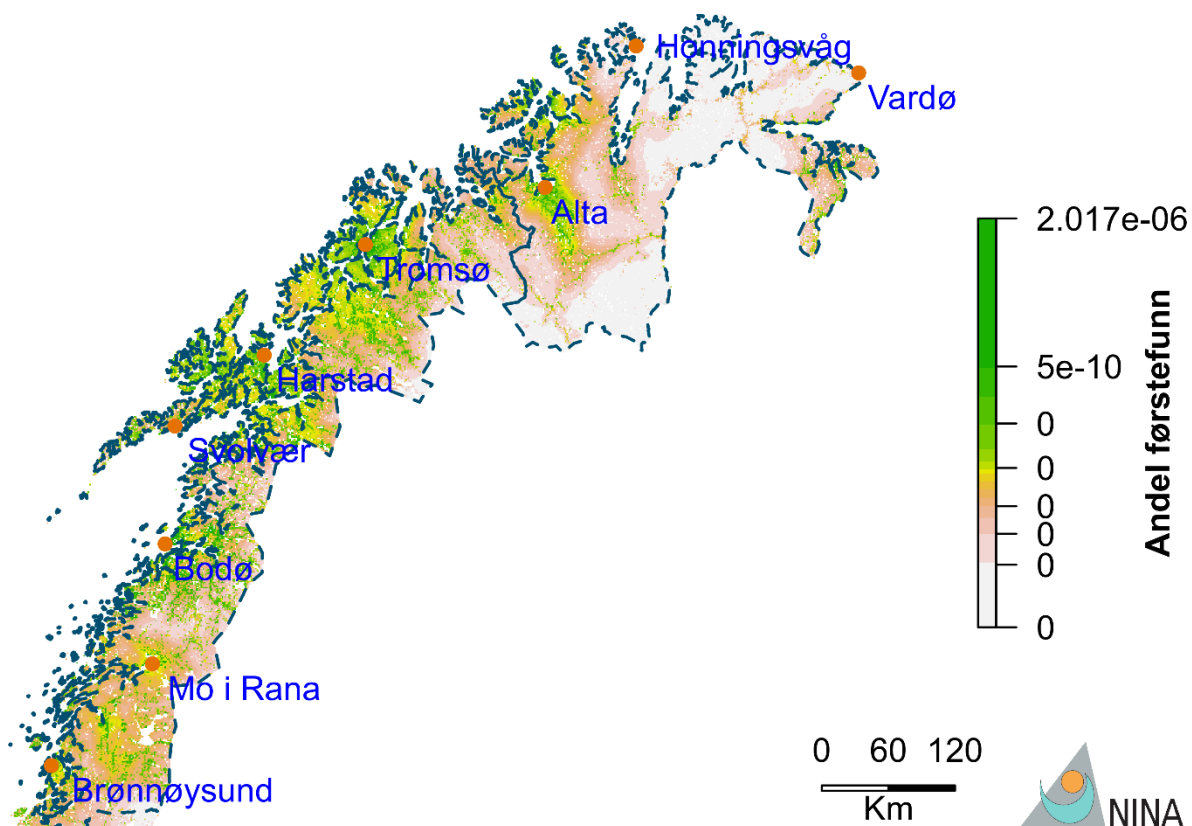
## 6 Arktis inkludert Nord-Norge nord for polarsirkelen

Kaldt klima og begrenset spredning ved hjelp av mennesker har hittil gjort at høyarktiske strøk (for Norge vil det si Svalbard inkludert Bjørnøya og Jan Mayen) har en relativt lav andel fremmede arter (Alsos mfl. 2015 og referanser deri). Dette er imidlertid antatt å kunne endre seg i takt med økende globale temperaturer og økt menneskelig aktivitet, for eksempel i form av turisme. Spesielt høyarktiske områder er i fokus, ettersom temperaturene øker langt raskere på høyere enn midlere breddegrader (AMAP 2017). Vi behandler derfor Arktis spesifikt. I denne sammenhengen defineres Arktis som alle områder nord for polarsirkelen inkludert Svalbard og Jan Mayen. Nord-Norge er bioklimatologisk sett ikke ansett som arktisk (Moen 1998), men på grunn av plasseringen på høye breddegrader er det likevel vanlig å inkludere Nord-Norge nord for polarsirkelen i en videre avgrensning av Arktis. Se Vedlegg 9 for engelsk oversettelse av dette kapittelet.

### 6.1 Nord-Norge nord for polarsirkelen

#### 6.1.1 Analyseresultater

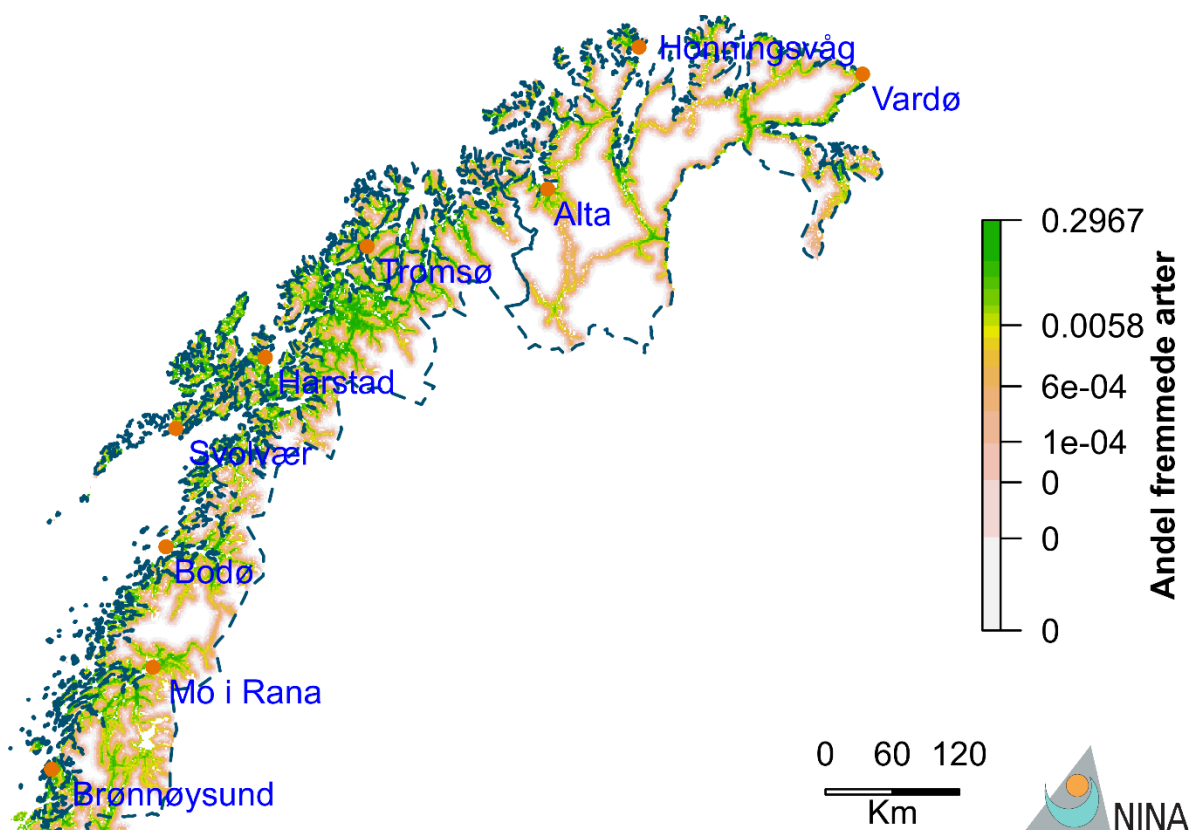
Kun en liten andel av førstefunnene av fremmede karplanter er gjort i Nord-Norge (Figur 6). Når det gjelder predikert forekomst av førstefunn i Nord-Norge, peker området rundt Bodø, Tromsø og Alta, samt deler av Lofoten og Vesterålen, seg ut (Figur 20). Det er med andre ord her det er størst sannsynlighet for å finne nye forekomster av fremmede karplanter. Dette rimer godt med at førstefunn av fremmede karplanter i første rekke er relatert til menneskelig aktivitet (Figur 8 og 9).



**Figur 20.** Estimert andel førstefunn av fremmede karplanter i Nord-Norge.

Når det gjelder den nåværende forekomsten av fremmede karplanter, er forekomsten i Nord-Norge er moderat til lav sammenlignet med resten av landet (Figur 15 og 17). For predikert andel fremmede karplanter, er forekomsten størst i kyststrøk i Troms, med noen mindre forekomster i deler av Lofoten og Vesterålen og ellers lave forekomster langs kysten av Nordland og Finnmark (Figur 21). Indre og høyereliggende deler av Nord-Norge har svært lav andel fremmede karplanter. Predikert antall fremmede karplanter følger i stor grad de samme mønstrene, men kystområdene i Troms peker seg i mindre grad ut i denne analysen (Figur 17). Her understrekes i stedet forekomsten rundt store byer som Bodø og Tromsø. Størst forekomst av fremmede karplanter i by- og kystnære strøk er helt i tråd med funnene ellers i landet (Figur 12 og 13).

Forholdet mellom antall funn av fremmede karplanter og rødlistede karplanter (Figur 19), og mellom fremmede karplanter og karplante-ansvarsarter (Vedlegg 8), var høyest langs kysten av Troms. Her er det registrert nesten like mange fremmede som rødlistede arter. For forholdet med rødlistearter pekte enkelte områder rundt de største byene i Nordland og kystnære områder nordøst i Finnmark seg også ut.



**Figur 21.** Estimert andel fremmede karplanter i Nord-Norge.

### 6.1.2 Litteraturgjennomgang

At Tromsø og omegn fremstår som en hotspot for etablering av fremmede arter, skyldes i alle fall delvis at det over mange tiår er gjort grundige befaringer av fagpersoner med stor arts kompetanse, noe som har resultert i dokumentasjon av en rekke fremmede arter og problemarter (f.eks. Alm 1988, 1992, 1999, Alm & Gamst 1997a,b, Alm mfl. 2004a, 2004b, Alvestad 1982, 1990, Elvebakk 1982, Elven 1985, Engelskjøn 1995, 2012, Engelskjøn & Skifte 1995, Sortland 1997, Øvstedal 1997). I Artskart (Artsdatabanken & GBIF Norge 2017) er det per 19.08.2017 registrert 2869 objekter av totalt 182 fremmede arter i Tromsø kommune (alle organismegrupper), hvorav de aller fleste er karplanter. Hele 52 % av registreringene gjelder arter i kategori SE. Én art skiller seg særskilt ut med 27 % av det totale antall registreringer. Dette er tromsøpalme (*Heracleum persicum*) (svært høy risiko - SE) som er et karakteristisk syn i bybildet. Tretti prosent av alle registreringer av tromsøpalme i Norge er gjort i Tromsø. De tre neste på listen for kommunen er hagelupin (*Lupinus polyphyllus*) (SE), hagenøkleblom (*Primula elatior*) (potensielt høy risiko - PH) og honningknoppurt (*Cyanus montanus*) (høy risiko - HI) med hhv. 10 %, 6 % og 3 % av registreringene.

En by det kan være naturlig å sammenligne med er Bodø. I Artskart ligger det per i dag inne 1037 objekter av fremmede arter, altså kun 35 % av antallet objekter fra Tromsø. Også i Bodø er tromsøpalme arten med flest registreringer, 9 % av totalen. Bodø skiller seg fra Tromsø med å ha flere registreringer av fremmede bartrær. Bodø og Tromsø er sammenlignbare når det gjelder fagpersoner med interesse for registrering av fremmede arter. Derfor kan forskjellen i antall registrerte objekter mellom byene antyde at Tromsø faktisk er en betydelig hotspot for fremmede arter, og at det høye antallet registreringer ikke kun skyldes at mange fagpersoner har gjort seg flid med å registrere slike arter. Alm (2010a, 2010b, 2011) gjennomførte grundige undersøkelser av kulturspredte karplantearter i Harstad inkludert Bjarkøy, men som han sier, så er tiden brukt i Harstad bare en brøkdel av tidsforbruket i Tromsø. Han registrerte totalt 141 arter, derav 16 arter som ikke var kjent forvillet i Troms tidligere. Følgelig ser alle disse tre byene ut til å være hotspots for etablering av uønskede arter, men Tromsø kan se ut til å ha mer omfattende etablering.

Narvik er endestasjon for jernbanen fra Sverige. Mange arter kan spre seg langs jernbaner, men antall registreringer av fremmede arter fra Narvik er relativt beskjedent. Kun 233 objekter er registrert i Artskart, og igjen er det tromsøpalme og hagelupin som dominerer med hhv. 45 % og 6 % av registreringene. Nærmere undersøkelser vil kunne anslå bidraget fra jernbanen til kommunens innslag av uønskede arter.

Fremmede arter er også utbredt utenfor de største byene. Dette gjelder blant annet bartrær som sitkagran (*Picea sitchensis*) (SE) og lutzgran (*Picea x lutzii*) (lav risiko - LO) som spres fra plantefelt (Skoglund & Østerkløft 2015, Kyrkjeeide mfl. 2017), lauvtrær som platanlønn (*Acer pseudoplatanus*) (SE) (Skoglund 2015), busker som rynkerose (SE) (*Rosa rugosa*) (Sortland 2015a), og en lang rekke stauder (se f.eks. Alm 2015a,b,c, Sortland 2015b). Tromsøpalme er den arten som har etablert seg mest utenfor skrotemark og hager. Den dominerer blant annet på brakklagt eng, strandeng og flerårige strandvoller, og har på enkelte steder også tatt helt overhånd i elve- og bekkedaler (Alm 2015d, Eide 2015).

I Finnmark er etablering av fremmede karplanter et mer beskjedent problem enn i Nordland og Troms basert på tilgjengelige artsfunn og litteratur. I Finnmarks mest folkerike by Alta er det i Artskart kun 169 objekter fordelt på 37 arter, de fleste karplanter. Sør-Varanger i østre Finnmark har heller ikke mange objekter av fremmede karplanter i Artskart. Kommunen er imidlertid et



kjerneområde for enkelte karplanter etablert under andre verdenskrig gjennom innførsel av fôr til tyske og russiske soldaters hester (Alm 2012). Mer enn femti arter i den lokale floraen er kommet inn under andre verdenskrig, noe som utgjør rundt en tiendedel av kommunens karplantearter. Eksempler på fremmede arter er engklokke (*Campanula patula*) (LO), stor gjeldkarve (*Pimpinella major*) (LO), svartvadderot (*Phyteuma nigrum*) (ingen kjent risiko - NK), sandskrinneblom (*Arabidopsis arenosa*) (PH), sjuhornmarikåpe (*Alchemilla heptagona*) (LO) og russehøymol (*Rumex confertus*) (LO). Alm (2012) viser at lokalitetene med krigsspredte arter i Sør-Va-ranger er i ferd med å gro igjen. Han antar derfor at tyske og russiske spor i den lokale floraen vil bli visket ut.

## 6.2 Svalbard

Utredningen om fremmede arter i Norge inkluderer også Svalbard. Det har ikke vært mulig å ta med Svalbard i modellene, da datasettene med miljøvariabler ikke dekker området. Egne analyser for Svalbard ble vurdert, men med svært få observasjoner (se nedenfor), særlig når det gjelder førstefunn, hvorav alle er funnet i tilknytning til bebyggelse, ga dette liten mening. Omtalen av Svalbard er derfor basert på funn i Artskart og tilgjengelig litteratur.

For karplanter og pattedyr er det gjort egne risikovurderinger for Svalbard, dette for å synliggjøre arter som er fremmede for Svalbard, men som ofte er stedege på fastlandet (Gederaas mfl. 2012). Syttiåtte karplantearter er vurdert for Svalbard. Av disse er 69 ansett til ikke å ville kunne reproducere på øygruppa, mens de resterende ni artene er å regne som fremmede arter. Disse artene fordeler seg med 1 i kategori høy risiko (HI), 5 i kategori lav risiko (LO) og 3 i kategori ingen kjent risiko (NK). Så kun én art er altså svartelistet for Svalbard: hundekjeks (*Anthriscus sylvestris*) (HI). I Artskart er det per 18.08.2017 registrert 186 objekter av fremmede arter for Svalbard inkludert Bjørnøya, og akkurat halvparten, 93 objekter, gjelder karplanter (Figur 22). Selv om hundekjeks har høyest risikovurdering er det kun to objekter av denne arten i Artskart. I stedet er vassarve (*Stellaria media*) (NK) karplanten med fleste objekter, totalt 27. Dette kan skyldes at vassarve tidlig ble etablert på Svalbard; eldste innsamling stammer fra 1921. Ryllik (*Achillea millefolium*) (LO) har også noen eldre innsamlinger, den eldste fra 1897. Alsos mfl. (2015) rapporterer flere ytterligere forekomster av innførte karplantearter fra Svalbard. Formålet med deres analyse var å vurdere de innførte artenes overlevelsessevne på ulike lokaliteter. De fant at innførte arter har forsvunnet fra halvparten av lokalitetene hvor menneskelig aktivitet har opphørt eller blitt kraftig redusert. Merk at de fleste artene i deres undersøkelse er ikke betraktet som fremmede arter av Gederaas mfl. (2012), dette fordi de ikke er funnet som reproduserende på øygruppa. Dette gjelder for eksempel gjetertaske (*Capsella bursa-pastoris*), hundegras (*Dactylis glomerata*) og timotei (*Phleum pratense*).

De fleste forekomstene av fremmede karplanter på Svalbard er fra Longyearbyen og omegn (Adventdalen og Adventfjorden, totalt 31 objekter). Fra Barentsburg er det 19 objekter, mens fra Ny-Ålesund er det 18 objekter. Dernest følger Pyramiden med ti, Colesbukta med syv og Bjørnøya med seks objekter. De to siste objektene er funnet ved hytter ved Isfjorden. Følgelig er samtlige objekter knyttet til tettsteder og annen infrastruktur, og det er ingenting som tyder på at fremmede arter er i ferd med å spre seg til intakt natur. Dette er i tråd med konklusjonene til Alsos mfl. (2015).

Enkelte områder kan være underrepresentert i de tilgjengelige datasettene. Dette gjelder for eksempel Barentsburg, ettersom området relativt sjelden besøkes av norske botanikere på jakt

etter fremmede arter. Likevel har Alsos mfl. (2015) en betydelig liste over innførte arter for Barentsburg. Basert på feltarbeid gjennomført i 1988, rapporterte Liška & Soldán (2004) 60 innførte arter fra Barentsburg og Pyramiden. I Pyramiden er det ikke lenger et russisk samfunn av betydning, men i Barentsburg er det høy aktivitet. En potensiell kilde til etablering av innførte arter i Barentsburg, både av karplanter og invertebrater, er utstrakt import av jordsmonn for fôrdyrking til melkekyr (Coulson mfl. 2013). Det er usikkert i hvor stor utstrekning import av jord fra Russland til Barentsburg fortsatt pågår. Trolig har dette opphørt. I Pyramiden ble det etablert plen på 1980-tallet (Coulson mfl. 2015). Den fremmede arten ryllik (LO) forekommer fortsatt der sammen med blant annet sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) og markrødsvingel (*Festuca rubra* ssp. *rubra*) (begge innplantet, men ikke på lista over fremmede arter), men nå er disse plenene imidlertid dominert av en hjemlig rapp-art (Alsos mfl. 2015). Til Longyearbyen kan tilsvarende etablering kanskje skje i sammenheng med import av fôr til hester. Det er en mindre bestand av hester i Longyearbyen. Frø av ikke-hjemlige arter kommer til Svalbard med skotøy og turklær brukt andre steder i verden (Ware mfl. 2012). Selv om det potensielt kommer mange frø, vurderes risikoen for at noen av disse skal etablere seg i naturen som minimal (Gederaas mfl. 2012).



**Figur 22.** Funn av fremmede karplantearter på Svalbard registrert i Artskart (Artsdatabanken & GBIF Norge 2017). Prikken vest for Prins Karls Forland skyldes unøyaktig stedfesting av funn.

Økende sommertemperatur antas å kunne øke sannsynligheten for etablering av fremmede arter på Svalbard, da spesielt i nærhet til aktive bosetninger og der sommertemperaturen i dag er høyest (Alsos mfl. 2015). Det samme kan tenkes å gjelde Jan Mayen. Ikke minst vil økende sommertemperatur kunne føre til at innførte arter som i dag er sporadisk til stede, men som ikke er reproduserende på øygruppen, vil bli frødannende. De vil da få status som fremmede arter.

Klimaet på Svalbard er i dag under sterk endring. Ingen andre steder i verden er vinterklimaet i så sterk endring som her (Hansen mfl. 2014, van Pelt mfl. 2016, Vikhamar-Schuler mfl. 2016), og vinterklimaet endrer seg i langt større grad enn sommerklimaet. Mens endret sommerklima kan stimulere til økt plantevekst, fører endret vinterklima til det motsatte, nemlig økt skadeomfang på stedegen vegetasjon på grunn av redusert snødekke og økt isdekke (Phoenix & Bjerke 2016, Bjerke mfl. 2017). Tinende permafrost og økt nedbør i de senere år har i tillegg ført til betydelig erosjon og jordskred (f.eks. Eckerstorfer & Malnes 2016, Isaksen mfl. 2017). De sterke endringene i klimaet med tilhørende ekstreme påvirkninger vil kunne føre til store omveltninger i vegetasjonssammensetning på Svalbards tundra og utgjør trolig en større trussel enn økt etablering av fremmede arter.

#### **Boks 6. Kortfattet oppsummering av kapittel 6 Arktis inkludert Nord-Norge nord for polarsirkelen**

- Andel førstefunn og nåværende forekomst av fremmede karplanter i Nord-Norge er lav til moderat sammenlignet med resten av landet. Finnmark har særlig lave verdier.
- Forekomsten av fremmede karplanter var konsentrert rundt de største byene og i kyststrøk.
- Svalbard har få funn av fremmede karplanter, alle gjort i nær tilknytning til bebyggelse og infrastruktur.
- Klimaendringer vil kunne føre til økt spredning av fremmede karplanter på Svalbard, men klimaendringene i seg selv utgjør en større trussel mot Svalbard-naturen.

## 7 Modellering av fremmede arters respons på klimaendringer

Klimaendringer er spådd å føre til økt spredning av fremmede arter (Dukes & Mooney 1999, Thuiller mfl. 2008, Walther mfl. 2009). Dette kan skje gjennom ulike mekanismer. For det første kan fremmede arters klimatiske begrensninger for kolonisering, etablering og spredning oppheves (Hellmann mfl. 2008). Dette er særlig relevant for Norge, hvor de fleste fremmede arter kommer fra et mildere klima og hvor lave temperaturer er den viktigste begrensningen både for etablering av nye arter og videre spredning av allerede etablerte fremmede arter (Gederaas mfl. 2012). For det andre kan klimaendringene føre til endringer i våre transportmønstre, noe som igjen får betydning for hvor og hvor ofte arter transporteres til nye områder (Hellmann mfl. 2008). Uavhengig av mekanisme vil økt spredning av fremmede arter i et endret klima sannsynligvis føre til større effekter på stedegent biomangfold og dermed kreve økt innsats fra forvaltningen. Å forutsi hvordan fremmede arter vil respondere på klimaendringene er derfor svært viktig.

I klimaendringssammenheng er det viktig å skille mellom arter som allerede regnes som fremmede arter, og arter som enda ikke har etablert seg med reproduserende bestander i landet og derfor foreløpig ikke regnes som fremmede (Hulme 2017). For arter som allerede regnes som fremmede, bør hovedfokus være å beregne framtidig potensielt utbredelsesareal. For arter som enda ikke er etablert i landet, bør hovedfokus være å beregne sannsynligheten for etablering av reproduktive bestander. Dette kan gjelde nye arter som ikke er blitt introdusert til Norge enda, eller arter som allerede finnes i Norge, men som ikke enda har evnen til å spre seg ut i norsk natur fra blant annet parker og hager. Slike arter kan få den evnen i et endret klima gjennom bortfall av for eksempel temperaturbegrensninger for frødannelse eller frøplanteoverlevelse.

Utbredelsesmodellering av en fremmed art i dens naturlige omgivelser kan gi et inntrykk av dens grunnleggende økologiske nisje, og en sammenligning med en utbredelsesmodell for den fremmede arten i Norge vil indikere artens potensial for videre spredning i landet (Auestad mfl. 2011). En slik korrelativ tilnærming kan også brukes til å direkte estimere fremtidig utbredelse av fremmede arter i Norge (Gjershaug mfl. 2009). Merk at slik utbredelsesmodellering krever en arts-spesifikk eller trekk-spesifikk tilnærming fordi arter og artsgrupper kan reagere svært forskjellig på endringer i klima.

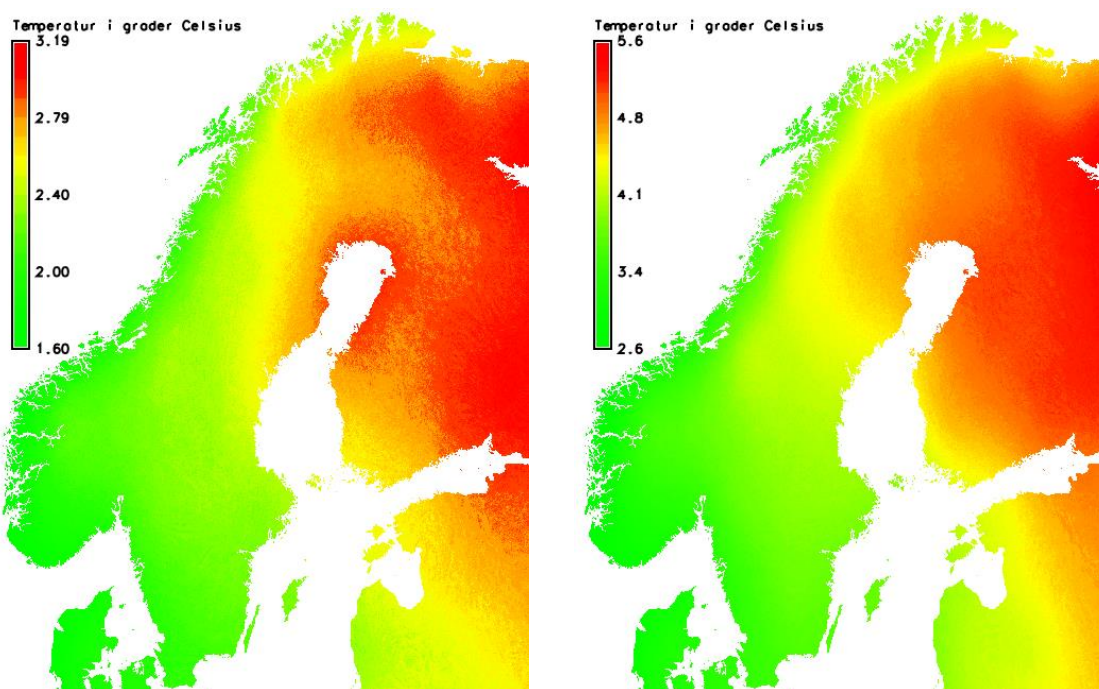
En framskriving av utbredelsesmodeller innfører flere usikkerhetsfaktorer i modelleringen. For det første vil framtidige klima-scenarier baseres på forskjellige antakelser for eksempel når det gjelder utslipp av klimagasser og ulike klimamodeller. Dessuten kan data for framtidige klima-scenarier inneholde verdier eller verdi-kombinasjoner som modellene ikke er kalibrert for. Selv om dette ikke er statistisk korrekt, kan det være vanskelig å unngå hvis man skal estimere risiko for framtidig spredning av artene (van Breugel 2017a). Slike «nye» miljø- og klimatiske situasjoner bør derfor behandles med ekstra omhu. Metoder og verktøy for å gjøre dette er beskrevet av blant annet Elith mfl. (2010), Mesgaran mfl. (2014) og van Breugel (2017a og 2017b).

Biologisk kunnskap om artene er viktig for å tolke statistiske funn på en økologisk korrekt måte og for å kunne skille tilfeldige korrelasjoner fra faktiske økologiske responser. Mer detaljert modellering av en (potensielt) fremmed art i rom og tid bør derfor inkludere mekanistiske prosesser som viser samvariasjon med relevante klimavariabler og som dermed introduserer klimaavhengighet i modellen. Dette har vist seg til å gi langt bedre resultater enn en enkel ekstrapolering fra dagens klimanisjer (Merow mfl. 2011, Merow mfl. 2017, Storkey mfl. 2014, Chapman mfl. 2016,

Chapman mfl. 2017a). Relevante prosesser kan for eksempel være frødannelse og frøplante-overlevelse som nevnt ovenfor, men også vegetativ vekst eller indirekte artsrelaterte prosesser som klimarelatert endring i transportmønstre, for eksempel via trekkfugler (Merow mfl. 2011) eller menneskelig handelsaktivitet (Chapman mfl. 2017b). Her er det viktig å påpeke at det for en slik mekanistisk modellering trengs datakilder som går utover geografiske artsregistreringer. Dataene som brukes for å modellere disse prosessene kommer gjerne fra litteraturen, det vil si tidligere forskningsprosjekter, og en mekanistisk utbredelsesmodell for en art er dermed helt avhengig av at slike data finnes og er tilgjengelig for den respektive arten. En annen fordel med å bruke mekanistisk modellering er at forskjellige klimascenarier er enkelt å implementere i analysen ved å gjenta analysen med forskjellige klimaverdier i de klimaavhengige prosessene (se f.eks. Storkey mfl. 2014).

Selv om den mekanistiske, prosessbaserte utviklingen på modelleringsfronten har gjort spredningsmodeller av ganske god kvalitet mulig de siste årene, er det fortsatt en del faktorer og prosesser som vi vet lite om og som det er vanskelig å inkludere i selve modelleringen. Det er for eksempel mulig å ta hensyn til hvor enkelt eller vanskelig det er for fremmede arter å etablere seg i forskjellige naturtyper (González-Moreno mfl. 2014), men vi vet lite om hvordan dette endrer seg i et klima under endring. Også klimarelaterte endringer i biotiske interaksjoner, for eksempel konkurranse, kan endre muligheten for fremmede arter til å etablere seg i et respektivt habitat, men også her mangler det vanligvis tilstrekkelig med data (Storkey mfl. 2014). For arter og artsgrupper vi har lite kunnskap om, er tradisjonell utbredelsesmodellering mest aktuelt.

All modellering forutsetter tilgjengelighet av tilstrekkelig datagrunnlag. Det å få på plass landsdekkende data (som også inkluderer Svalbard), for eksempel i form av økologiske grunnkart, burde derfor være en prioritert oppgave, fordi kvalitet og pålitelighet av utbredelsesmodellene begrenses av kvaliteten i grunnlagsdata. Miljøvariabler på europeisk og globalt nivå til bruk i utbredelsesmodellering tilgjengeliggjøres i stadig økende grad. Dette gjelder for eksempel EUDem (EEA 2013), EuroLST (Metz mfl. 2014), CHELSA (Karger mfl. 2017), WorldClim (Hijmans mfl. 2005), GEOSTAT (EuroGeographics 2006, 2011) og OpenStreetMap (OSMF 2017) (se Figur 23 for et eksempel). Slike storskala datasett vil lette arbeidet med modeller som også dekker de naturlige utbredelsesområdene til innførte arter utenfor Norge.



**Figur 23.** Projisert endring i årsmiddeltemperatur mellom nåværende klima og klimaet for tidsrommet 2050-2100 ifølge WorldClim (v1) basert på NorESM1\_M-modellen med scenario for lavt klimagassutslipp (nivå 26, til venstre) og høyt klimagassutslipp (nivå 85, til høyre) (Hijmans mfl. 2005).

#### Boks 7. Kortfattet oppsummering av kapittel 7 Modellering av fremmede arters respons på klimaendringer

- Både tradisjonell utbredelsesmodellering og mer mekanistiske, prosessbaserte modeller kan brukes for å forutsi hvordan fremmede arter vil respondere på klimaendringer. Kunnskapsgrunnlaget vil påvirke valg av modell.
- Analysene bør fokusere på endringer i utbredelse for fremmede arter som allerede finnes i landet – og sannsynligheten for etablering for arter som enda ikke regnes som fremmede.
- Det er viktig å få på plass landsdekkende datasett med relevante miljøvariabler.

## 8 Diskusjon

Ikke overraskende var både førstefunn og nåværende utbredelse av fremmede karplanter sterkt knyttet til områder preget av menneskelig aktivitet. Dette understreker rollen mennesker spiller for introduksjon og spredning av disse artene. Særlig områdene rundt de store byene og langs kysten i Sør-Norge er viktige hotspots for introduksjon og nåværende utbredelse, og det er her overvåking og tiltak mot nye fremmede karplanter bør finne sted – før artene rekker å spre seg til større områder og bekjempelse blir uforholdsmessig dyrt eller umulig å gjennomføre i praksis.

### 8.1 Førstefunn av fremmede karplanter

De første funnene av fremmede karplanter var konsentrert i Oslo-regionen og langs kysten i sør fra grensen til Sverige og til og med Rogaland. Nærhet til veier (spesielt fylkesveier, kommunale veier og private veier), tettbebyggelse og havner var særlig viktige forklaringsvariabler for førstefunn av fremmede karplanter, og forekomsten av førstefunn var størst i nærheten av disse. Det innebærer at de fleste fremmede karplanter introduseres – eller i alle fall oppdages – i områder preget av høy menneskelig aktivitet. Dette er helt i tråd med funnene til Sullivan mfl. (2004), Huang mfl. (2012) og Dodd mfl. (2016) og understreker betydningen av mennesker i spredningen av fremmede arter.

Det var ingen klar sammenheng mellom klima og forekomsten av førstefunn av fremmede karplanter. Det var overraskende, gitt at de fleste funnene er gjort i lavlandet hvor klimaet er relativt gunstig. Dette står også i motsetning til Dodd mfl. (2016), som fant at temperatur og nedbør var korrelert med førstefunn av fremmede karplanter i Australia. De påpeker imidlertid at klima også er korrelert med bosettingsmønstre, og det er trolig tilfellet også i Norge, hvor bebyggelse og infrastruktur i stor grad er konsentrert i lavlandet langs kysten. I tillegg vil førstefunn av fremmede karplanter være preget av en viss grad av tilfeldighet. Selv om klimaet må være gunstig nok til at arten kan overleve, er trolig tilstedeværelse av spredningsveier og et habitat med mulighet for etablering (for eksempel en forstyrret veikant) viktigere for førstegangsfunn. Etablering av reproduserende populasjoner vil sannsynligvis være mer avhengig av klimavariabler som temperatur og kanskje nedbør.

Merk at første funn av en art ikke nødvendigvis tilsvarer første etablering av arten i Norge. En art kan ha etablert seg tidligere et annet sted uten å bli registrert. Det betyr at forekomsten av førstefunn av fremmede karplanter til en viss grad vil gjenspeile innsamlingsinnsats, selv om dette så langt det lar seg gjøre er tatt høyde for i analysene. For fremmede arter vil det imidlertid trolig være stor grad av overlapp mellom områder preget av menneskelig aktivitet, som er viktig for spredning og etablering av disse artene, og områder med mye ferdsel og dermed flere artsregistreringer.

Ettersom menneskelig aktivitet i form av infrastruktur og bebyggelse er de viktigste forklaringsvariablene for førstefunn av fremmede karplanter, viser prediksjonen at introduksjonsområdene for disse artene er konsentrert rundt de store byene, særlig Oslo, men også Stavanger, Bergen og Trondheim og til dels Tromsø. Kyststrøkene langs Oslofjorden, samt Sørlandskysten og deler av Vestlandskysten, peker seg også ut. Det er med andre ord her det er størst sannsynlighet for å oppdage nye fremmede karplanter.

## 8.2 Nåværende utbredelse av fremmede karplanter

Den nåværende utbredelsen av fremmede karplanter var i første rekke relatert til menneskelig aktivitet i form av veier (særlig fylkesveier, kommunale veier og private veier, men også større veier), ulike former for bebyggelse og innbyggertall. Dette innebærer at vi kan forvente å finne flest fremmede karplanter (både som andel av alle arter og rent antall) i tilknytning til områder med mye bebyggelse, infrastruktur og høy befolkningstetthet. Disse resultatene gjenspeiler nok en gang menneskenes rolle i spredning av disse artene og er i tråd med funnene til for eksempel McKinney (2002), Alston & Richardson (2006), Pyšek mfl. (2010), Spear mfl. (2010) og Catford mfl. (2011). Veikanter og lignende forstyrrede arealer fungerer trolig både som korridor og habitat for fremmede karplanter og letter spredningen ut fra områdene hvor artene først introduseres.

I motsetning til analysen for introduksjonsområder, var den nåværende forekomsten av fremmede karplanter påvirket av ikke-antropogene faktorer som temperatur og høyde over havet. Dette viser at klima i stor grad påvirker utbredelsen av fremmede karplanter. Den positive effekten av temperatur på antall og andel fremmede karplanter i Norge er også i tråd med litteraturen, der økt temperatur blir ansett som en drivkraft for fremmedartsspredning (Dukes & Mooney 1999, Thuiller mfl. 2008, Hellmann mfl. 2008, Walther mfl. 2009), særlig i land som Norge med et relativt kjølig klima (Gederaas mfl. 2012). Resultatene for nedbør var mer sprikende. Merk at vi ikke har undersøkt hvor langt de ulike fremmede artene har kommet i spredningsprosessen, og det er liten grunn til å tro at de er i likevekt med klimaet. De vil derfor fortsette å spre seg uavhengig av de pågående klimaendringene – men for eksempel økende temperaturer kan akselerere videre spredning.

Når det gjelder arealbruk, var forekomsten av fremmede arter igjen først og fremst knyttet til bebyggelse. Ellers var fremmede arter assosiert med myr, fulldyrka jord og vann. Dette innebærer ikke at mange arter etablerer seg i myr, ute på kornåkre eller i vann, men i landskap som er dominert av disse arealbrukskategoriene. For eksempel vil menneskelig aktivitet i større grad foregå i kystnære områder og områder preget av landbruk enn i skog. Harris mfl. (2001) kommer med anbefalinger overvåkingsintervaller om basert på spredningsrate av fremmede arter i ulike habitater (Tabell 2). Blant annet konkluderer de med at skog og åpent lavland er særlig sårbare. Dette står delvis i kontrast til norske forhold, hvor vi ser at skog ikke utpeker seg som et habitat med spesielt mange fremmede arter (se også Olsen mfl. 2016). Hos oss er det først og fremst områder preget av menneskelig aktivitet som er forbundet med forekomst av fremmede arter. Dette gjenspeiles også i fordelingen av fremmede karplanter på hovedøkosystemer, som viser at størst andel fremmede arter finnes i byer og tettsteder, etterfulgt av kystområder, kulturlandskap og annet åpent lavland, samt områder rundt elver og innsjøer.

Ettersom mildt klima og menneskelig aktivitet i form av bebyggelse, infrastruktur og innbyggertall er viktige forklaringsvariabler for nåværende utbredelse av fremmede karplanter, viser prediksjonen at disse artene har sitt tyngdepunkt i tett befolkede strøk i lavlandet i Sør-Norge. Dette dreier seg spesielt om Oslo-området. I tillegg er fremmede karplanter vanlige i kyststrøkene langs Oslofjorden, særlig indre deler, langs Sørlandskysten, i Stavanger, Bergen, Trondheim og til dels langs Vestlandskysten, samt området rundt Tromsø. Dette er helt i tråd med områdene som fremheves i Sandvik & Sæther (2012) som prioriterte områder for overvåking.



### 8.3 Fremmede karplanter og naturverdier

Graden av overlapp mellom viktige områder for rødlistede og fremmede karplanter ser ut til å være størst i rundt Oslofjorden nordover til og med Mjøsa, langs Sørlands- og Vestlandskysten, rundt Trondheimsfjorden og langs kysten av Troms. Deler av dette området, særlig i Oslo-regionen, er preget av kalkrik berggrunn som danner viktige leveområder for rødlistede karplanter (Wollan mfl. 2011, Bakkestuen mfl. 2014). Det innebærer at selv om de fremmede karplantene fortrinnsvis vokser i habitater preget av menneskelig aktivitet, er det kort vei for dem å spre seg til områder med store naturverdier.

Når det gjelder overlapp mellom ulike former for verneområder og fremmede karplanter, er det ingen av de vanligste verneformene (nasjonalpark, landskapsvernområde, naturreservat) som utpeker seg som hotspots for fremmede arter. Dette skyldes trolig at disse kategoriene omfatter verneområder i alle deler av landet, både langs kysten, i barskogsbeltet og i fjellet. Særlig de store nasjonalparkene ligger ofte i fjellområder hvor det er registrert få fremmede arter. Hvis verneområdene isteden deles inn etter verneplan, blir mønsteret tydeligere. Verneområder knyttet til verneplaner som først og fremst omfatter kyst- og lavlandshabitater, som edelløvskog og våtmark, har større andel fremmede karplanter enn andre. Dette understreker igjen betydningen av menneskelig aktivitet og et gunstig klima for forekomsten av fremmede karplanter.

Fremmede arter som etablerer seg nær populasjoner av rødlistede arter eller i verneområder vil kunne utgjøre en direkte trussel mot mangfoldet som vi ønsker å bevare, og strakstiltak for bekjempelse kan være nødvendig for å forhindre forringelse av naturverdier. Våre funn viser at slike tiltak først og fremst vil være nødvendig i verdifulle naturområder i lavereliggende strøk nær tett befolkede områder.

Det er verdt å merke seg at bestander av fremmede arter i mindre verdifulle habitater, som veikanter og skrotemark, vil ofte fungere som kilder til videre spredning og dermed på sikt utgjøre en trussel mot rødlistede arter og naturtyper. Det er derfor viktig med en helhetlig tilnærming til forvaltning av fremmede arter. Brannslukking i form av akutte tiltak i eller nær verneområder eller andre verdifulle artsforekomster kan forhindre forringelse av naturverdier på kort sikt, men vil ikke alene hindre langsiktig spredning av fremmede arter.

### 8.4 Arktis inkludert Nord-Norge

I Nord-Norge var forekomsten av fremmede karplanter generelt lav sammenlignet med resten av landet, med unntak av noen områder langs kysten og nær de store byene, som for eksempel Tromsø og omegn. Dette skyldes trolig lave temperaturer, som gjør at fremmede arter som hører hjemme i et varmere klima ikke får fotfeste. Mange hageplanter tilhører denne kategorien. Disse vil imidlertid kunne etablere seg med reproduserende bestander i et mildere klima, og vi bør forvente en større grad av spredning og etablering av fremmede arter i Nord-Norge i takt med klimaendringene.

Også på Svalbard var forekomsten av fremmede karplanter svært begrenset. Dette skyldes trolig kombinasjonen av kaldt klima og liten menneskelig aktivitet sammenlignet med fastlands-Norge (Alsos mfl. 2015). Mangelfull kartlegging kan også spille inn, dels fordi aktuelle områder utenfor Longyearbyen er relativt utilgjengelige. De få funnene av fremmede karplanter som er gjort på

Svalbard, ligger alle i tilknytning til bebyggelse, og faren for at de skal spre seg ut i intakt natur ser for øyeblikket ut til å være liten.

I et varmere klima, og med økt tilstrømning av turister til øygruppa, vil imidlertid flere plantearter ha mulighet til å etablere seg med reproduserende bestander på Svalbard, også utenfor forstyrrede arealer nær bebyggelse. Det er derfor viktig med kontinuerlig overvåking av eksisterende bestander av fremmede arter og kartlegging av eventuelle nye forekomster. Det vil muliggjøre igangsetting av tiltak før fremmede arter får ordentlig fotfeste. På Svalbard er vi fortsatt i den heldige situasjonen at forekomstene av fremmede karplanter er så beskjedne at bekjempelse fremdeles er mulig. Dersom tidlig varsling med påfølgende tiltak iverksettes, vil det være en reell mulighet for å bekjempe fremmede arter på Svalbard. Dette i motsetning til fastlands-Norge, hvor spredningen i en del tilfeller har kommet så langt at det må gjøres en vurdering på hvorvidt bekjempelse er praktisk og økonomisk gjennomførbart.

Merk at klimaendringene i seg selv trolig er en større trussel mot naturen på Svalbard enn spredning av fremmede arter.

## 8.5 Usikkerhet

Som med alle analyser er det en viss usikkerhet knyttet til prediksjonen av introduksjon og nåværende utbredelse av fremmede karplanter. Denne usikkerheten stammer fra ulike kilder. Usikkerheten knyttet til parameterestimaterne i modellene kan vi kvantifisere (se f.eks. Figur 8, 9, 12 og 13). Denne usikkerheten var overraskende lav, særlig for nåværende utbredelse, og det ser ut til at det store datagrunnlaget sammen med estimeringsmetodene kan gi uventet og muligens kunstig lav usikkerhet. Dodd mfl. (2016) hadde det samme problemet, hvilket viste seg i at alle variablene de vurderte hadde stor nok forklaringsevne til å bli med i de endelige modellene. Det kan derfor være større usikkerhet knyttet til resultatene enn kartene våre antyder.

Når det gjelder miljøvariablene, kan korrelasjoner mellom variablene gi seg uventede utslag i multiple regresjoner. Selv om vi ikke har inkludert svært korrelerte variabler i analysene, kan korrelasjoner mellom forklaringsvariabler kan medføre at parameterestimaterne påvirkes av hvilke øvrige faktorer som er inkludert i modellen. Denne usikkerheten har vi ikke prøvd å kvantifisere, men vi har forsøkt å forstå disse sammenhengene bedre ved å inkludere enkle regresjoner i tillegg til de multiple. Estimering av verdier for svært små områder, for eksempel verneformer som bare dekker noen få kvadratkilometer, vil også være belemret med stor usikkerhet på grunn av tilfeldige variasjoner.

Den største feilkilden er likevel trolig GBIF-dataene. Her vil elementer som unøyaktig stedsangivelse, feilbestemmelser av arter og gjentatte registreringer av samme forekomst spille inn (se f.eks. Wesenberg 2017). Noen registreringer kan også gjelde plantede individer. Dette har vi ikke hatt mulighet til å ta hensyn til her. Det har også ligget utenfor rammene av dette prosjektet å ta fullstendig hensyn til målrettet kartlegging av fremmede arter på lokal skala. En dedikert botaniker på jakt etter svartelistearter eller en lokal kartleggingskampanje vil gi opphav til store mengder observasjoner av fremmede arter innenfor et lite geografisk område. Dette er viktig kunnskap for forvaltningen av fremmede arter i området, men kan skape problemer for storskala analyser som våre ved at andelen fremmede arter i GBIF-datasettet blir høyere enn normalt. Vi har brukt to ulike metoder for å korrigere for innsamlingsinnsats. Det er ikke entydig hvilken av

dem som er best, og ingen av dem klarer helt å ta høyde for rettet datainnsamling. Det er fortsatt et relativt nytt forskningsfelt å kunne bruke slike opportunistisk innhentede data på en statistisk robust måte. Fullstendig korrigerende ville krevd svært mye kunnskap om lokal innsamlingsinnsats. Til slutt må det nevnes at noe usikkerhet også kan knyttes til at vi har modellert alle fremmede karplanter under ett. Særlig for nåværende utbredelse preger nok de vanligste fremmede artene modellene, men resultatene for enkeltarter kan avvike fra dette generelle mønsteret.

På tross av ulike feilkilder peker alle resultatene våre i samme retning, nemlig at områder preget av menneskelig aktivitet er hotspots for fremmede arter. Resultatene våre stemmer også godt med funn fra andre land. Dette gjør at vi har stor tillit til de overordnede konklusjonene av analysene.

## 8.6 Fremmede arters respons på klimaendringer

I Norge er det forventet at både temperatur og nedbør vil øke som en konsekvens av klimaendringene (Hanssen-Bauer mfl. 2009). Den positive sammenhengen mellom temperatur og forekomst av fremmede karplanter tyder på at mange av de fremmede artene vi har i dag kan komme til å utvide sin utbredelse i forbindelse med klimaendringene. Samtidig har mange fremmede arter ikke nådd sin potensielle utbredelse i Norge i dagens klima (Auestad mfl. 2011) og kan dermed forventes å spre seg videre også uten klimaendringene (Hulme 2017).

Sammenligninger av utbredelsesmodeller for en fremmed art i dens naturlige omgivelser og i Norge vil kunne si noe om hvordan arten kan forventes å spre seg videre (Auestad mfl. 2011) og kan ekstrapoleres til å estimere utbredelsen i et varmere klima (Gjershaug mfl. 2009). Denne metoden er velegnet for arter eller grupper av arter hvor klima-avhengige livsprosesser er dårlig kjent.

Som et alternativ til dette har mekanistisk, prosess-basert utbredelsesmodellering blitt utviklet de siste årene. I klimaendringssammenheng krever denne tilnærmingen data på klima-avhengige livsprosesser og en detaljert mekanistisk forståelse av hvordan en art responderer på klima. Denne tilnærmingen fungerer kun for arter som er grundig studert fra før og hvor slike data er tilgjengelig, men slike mekanistiske, prosess-baserte utbredelsesmodeller resulterer i mer nøyaktige utbredelseskart med mindre usikkerhet (Merow mfl. 2011, Merow mfl. 2017, Storkey mfl. 2014, Chapman mfl. 2016, Chapman mfl. 2017a). Som et grunnlag for videre modelleringsarbeid i lys av klimaendringene, må det derfor kartlegges for hvilke fremmede arter det finnes tilstrekkelige data for å kunne lage slike modeller. For forvaltningsrelevante fremmede arter hvor det ikke finnes data på klima-avhengige livsprosesser, må det først igangsettes prosjekter som utreder dette. Med tilstrekkelig kunnskap vil det være mulig å generere utbredelsesprediksjoner av høy presisjon.

Prosess-basert utbredelsesmodellering er trolig mest relevant for fremmede arter som allerede finnes i Norge uten at de er i spredning (se Hulme 2017), men som forventes å spre seg ut fra introduksjonsområdene i nær klimatisk fremtid. En større forståelse for slike arters respons på klimaendringene vil øke mulighetene for tidlig iverksetting av tiltak mot de potensielt mest problematiske artene, noe som er nøkkelen til vellykket bekjempelse og gir mindre utgifter (Simberloff 2003, 2014, Genovesi 2005).

## 8.7 Tilsvarende modellering av truede arter

Vi har modellert forekomsten av fremmede karplanter og identifisert hotspots for både introduksjon og nåværende utbredelse. Dette vil kunne danne grunnlag for utvelgelse av områder i forbindelse med kartlegging, overvåking og bekjempelse av fremmede karplanter. Truede arter er også et viktig fokus for forvaltningen, og det er gode muligheter for å modellere forekomsten av truede arter på samme måte som vi har gjort for fremmede arter i denne rapporten. Det vil da være nyttig å inkludere et annet sett med forklaringsvariabler i slike modeller, da truede arter og fremmede arter favoriseres av ulike miljøforhold. Men på samme måte som for fremmede arter, vil modellene kunne gi svar på hvilke miljøvariabler som kjennetegner hotspots for rødlistearter og hvor slike hotspots finnes. Dette vil, som for fremmede arter, være et godt utgangspunkt for geografisk prioritering av områder i arbeidet med forvaltningen av truede arter.

En del analyser som hadde vært interessant å belyse, har ikke vært mulig å utføre i dette prosjektet på grunn av manglende datagrunnlag. Dette gjelder for eksempel graden av overlapp mellom forekomst av fremmede arter og rødlistede naturtyper og forekomsten av fremmede arter i de ulike hovedøkosystemene i Naturindeks for Norge. Å få på plass relevante datasett i form av økologiske grunnkart bør være en prioritert oppgave. Dette vil også være viktig for fremtidige analyser, for eksempel i forbindelse med modellering av forekomst av rødlistearter.

## 9 Konklusjon og anbefalinger

Våre funn innebærer at kartlegging og overvåking av fremmede karplanter bør ta utgangspunkt i områder preget av menneskelig aktivitet og relativt mildt klima (se anbefaling av metodikk i Sandvik & Sæther 2012). Dette dreier seg hovedsakelig om kyststrøkene rundt Oslofjorden, særlig i tilknytning til hovedstaden. Andre aktuelle områder er Sørlandskysten, Stavanger, Bergen, Trondheim og Tromsø. Urbane områder og økosystemer knyttet til kulturlandskap og strandområder langs saltvann og ferskvann bør prioriteres. Skjevheter i datainnsamlingen bør unngås så langt det lar seg gjøre, og folkeforskning er derfor ingen fullgod løsning for systematisk kartlegging og overvåking, selv om denne formen for datainnsamling kan bidra med verdifull kunnskap om fremmede arters utbredelse. På Svalbard utgjør fremmede karplanter i dag ingen nevneverdig trussel mot stedegne økosystemer. Det vil likevel være hensiktsmessig å ha oppsikt med fremmede karplanter på Svalbard, ettersom klimaendringer på sikt kan gi økt rom for etablering og vi der har en reell mulighet til å stanse spredning av fremmede arter gitt at tiltak iverksettes tidlig i spredningsforløpet.

Vi har identifisert hotspots for introduksjon og nåværende forekomst av fremmede karplanter, det vil si områder hvor disse er spesielt tallrike. Når det gjelder igangsetting av tiltak mot disse fremmede artene, er det viktig å huske at ikke alle vil bli problematiske. Noen fremmede arter er til stede uten å gjøre nevneverdig skade (for eksempel vårpengeurt *Noccaea caerulea*; Gederaas mfl. 2012). Eventuelle tiltak bør rettes mot arter med høy eller svært høy risiko for å utgjøre en trussel mot stedegent biologisk mangfold (jfr. Gederaas mfl. 2012), nå eller i fremtiden. Når det gjelder fremmede arter som enda ikke er etablert i landet, kan det være vanskelig å vite om de kommer til å bli problematiske eller ikke. I slike tilfeller bør man skjele til naboland og hvordan arten oppfører seg der. Prosessbasert utbredelsesmodellering for mulige høyrisikoarter kan også gi nyttig informasjon. I tillegg bør det utarbeides en oversikt over potensielt problematiske arter det er viktig å være oppmerksom på, i tråd med arbeidet til Carboneras mfl. (2017), inkludert konkrete, artsspesifikke bekjempelsestiltak. Det vil gjøre det enklere å sette i gang tiltak mot de riktige artene i en tidlig fase.

Tidlig oppdagelse og iverksetting av tiltak er helt nødvendig for å stanse spredning av fremmede arter. Pluess mfl. (2012) viser med tydelighet at det er de fremmede artenes romlige utbredelse som er avgjørende for om bekjempelsestiltak er effektive. Hvis en art har rukket å spre seg over store arealer, er bekjempelse tilnærmet umulig, både praktisk og økonomisk. For allerede vidt utbredte fremmede arter er det nødvendig å gjøre en avveining mellom gevinsten ved bekjempelse og de økonomiske kostnadene (McDermott mfl. 2013). I noen tilfeller vil det derfor være vanskelig å utrydde arten, og tiltak bør heller settes inn for å hindre videre spredning. Ved iverksetting av tiltak tidlig i et spredningsforløp er sannsynligheten mye større for å lykkes. Det bør derfor utarbeides et varslingsystem og rutiner for risikovurdering ved oppdagelse av nye fremmede arter. Våre funn viser hvilke geografiske områder som bør prioriteres ved overvåking og kartlegging av karplanter og kan være med på å danne grunnlag for oppfylle målene i Stortingsmelding 14 (2015-2016) om å forhindre spredning av fremmede arter i Norge.

## 10 Referanser

- Alm, T. 1988. Floraen i Tromsø by. - Polarflokken 12: 1-156.
- Alm, T. 1992. Veikantflora og -vegetasjon på Tromsøya. - Polarflokken 16: 293-298.
- Alm, T. 1999. Veikantflora på Nord-Tromsøya i Tromsø (Troms) - endringer etter syv år. - Polarflokken 23: 187-192.
- Alm, T. 2010a. Kulturspredte arter i Harstad og Bjarkøy, Troms: en kartlegging i 2007-2010. 1. Innledning og artsomtaler: furufamilien (*Pinaceae*) til rosefamilien (*Rosaceae*). - Polarflokken 32: 3-47.
- Alm, T. 2010b. Kulturspredte arter i Harstad og Bjarkøy, Troms: en kartlegging i 2007-2010. 2. Artsomtaler: ertefamilien (*Fabaceae*) til kaprifolfamilien (*Caprifoliaceae*). - Polarflokken 32: 49-92.
- Alm, T. 2011. Kulturspredte arter i Harstad og Bjarkøy, Troms: en kartlegging i 2007-2010. 3. Artsomtaler: klokkefamilien (*Campanulaceae*) til gressfamilien (*Poaceae*). - Polarflokken 33: 3-47.
- Alm, T. 2012. Andre verdenskrig satte spor i Sør-Varangers flora. - Ottar 292: 35-39.
- Alm, T. 2015a. Pestplanter i Nord-Norge: venusvogn (*Aconitum napellus*). - Polarflokken 37: 91-96.
- Alm, T. 2015b. Pestplanter i Nord-Norge: honningknoppurt (*Centaurea montana*). - Polarflokken 37: 97-100.
- Alm, T. 2015c. Pestplanter i Nord-Norge: kjempespringfrø (*Impatiens glandulifera*). - Polarflokken 37: 117-120.
- Alm, T. 2015d. Pestplanter i Nord-Norge: tromsøpalme (*Heracleum persicum*). - Polarflokken 37: 101-106.
- Alm, T. & Gamst, U. R. B. 1997a. Kaifloraen i Tromsø. - Polarflokken 21: 216-218.
- Alm, T. & Gamst, U. R. B. 1997b. Skrotemarksflora i den gamle sjøflyhavna på Skattøra, Tromsø. - Polarflokken 21: 275-278.
- Alm, T., Gamst, S. B., Gamst, U. R. B. & Sortland, A. 2004a. Kulturspredte arter i Tromsø (Troms) ved starten av et nytt årtusen, 1. - Polarflokken 28: 1-98.
- Alm, T., Gamst, S. B., Gamst, U. R. B. & Sortland, A. 2004b. Kulturspredte arter i Tromsø (Troms) ved starten av et nytt årtusen, 2: artsomtaler: nøkleblomstfamilien (*Primulaceae*) til gressfamilien (*Poaceae*). - Polarflokken 28: 99-194.

Alsos, I. G., Ware, C. & Elven, R. 2015. Past Arctic aliens have passed away, current ones may stay. - *Biological Invasions* 17: 3113-3123.

Alston, K. P. & Richardson, D. M. 2006. The roles of habitat features, disturbance, and distance from putative source populations in structuring alien plant invasions at the urban/wildland interface on the Cape Peninsula, South Africa. - *Biological Conservation* 132: 183-198.

Alvestad, R. 1982. Erfaringer med Tromsø-prosjektet. - *Polarflokken* 6: 125-126.

Alvestad, T. R. 1990. Veikantfloraen på Sør-tromsøya. Ekskursjon 26/6 1989. - *Polarflokken* 14: 116-119.

AMAP 2017. Snow, water, ice and permafrost in the Arctic (SWIPA) 2017. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xiv + 269 s.

Artsdatabanken 2017. Søk i fremmede arter. Tilgjengelig på: <https://www.artsdatabanken.no/fremmedarter>. Sist besøkt 24.11.2017.

Artsdatabanken & GBIF-Norge 2017. Artskart. Tilgjengelig på: <https://artsdatabanken.no/artskart>. Sist besøkt 24.11.2017.

Auestad, I., Halvorsen, R., Bakkestuen, V., & Erikstad, L. 2011. Utbredelsesmodellering av fremmede invaderende karplanter langs veg. - DN-utredning 2-2011. Direktoratet for Naturforvaltning.

Baddeley, A., Rubak, E. & Turner, R. 2015. Spatial point patterns: methodology and applications with R. Chapman and Hall/CRC Press, London. <http://www.crcpress.com/Spatial-Point-Patterns-Methodology-and-Applications-with-R/Baddeley-Rubak-Turner/9781482210200/>.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O., Molia, A. & Evju, M. 2014. Hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Beskrivelse av habitatet og forslag til overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 1102. 46 s.

Barnett, D. T., Stohlgren, T. J., Jarnevich, C. S., Chong, G. W. & Ericson, J. A. 2007. The art and science of weed mapping. - *Environmental Monitoring and Assessment* 132: 235-252.

Beck, P. S. A., Jönsson, P., Høgda, K.-A., Karlsen, S. R., Eklundh, L. & Skidmore, A. K. 2007. A ground-validated NDVI dataset for monitoring vegetation dynamics and mapping phenology in Fennoscandia and the Kola peninsula. - *International Journal of Remote Sensing* 28: 4311-4330.

Berec, L., Kean, J. M., Epanchin-Niell, R., Liebhold, A. M. & Haight, R. G. 2015. Designing efficient surveys: spatial arrangement of sample points for detection of invasive species. - *Biological Invasions* 17: 445-459.

Bjerke, J. W., Treharne, R., Vikhamar-Schuler, D., Karlsen, S. R., Ravolainen, V., Bokhorst, S., Phoenix, G. K., Bochenek, Z. & Tømmervik, H. 2017. Understanding the drivers of extensive plant damage in boreal and Arctic ecosystems: insights from field surveys in the aftermath of damage. - *Science of the Total Environment* 599-600: 1965-1976.

Blaalid, R., Often, A., Magnussen, K., Olsen, S. L. & Westergaard, K. B. i trykk. Fremmede skadelige karplanter - bekjempelsesmetodikk og spredningshindrende tiltak. - NINA Rapport 1432.

Bonney, R., Cooper, C. B., Dickinson, J., Kelling, S., Phillips, T., Rosenberg, K. V. & Shirk, J. 2009. Citizen science: a developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. - *BioScience* 59: 977-984.

Bonter, D. N. & Cooper, C. B. 2012. Data validation in citizen science: a case study from Project FeederWatch. - *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 305-307.

Bradley, B. A. & Marvin, D. C. 2011. Using expert knowledge to satisfy data needs: mapping invasive plant distributions in the Western United States. - *Western North American Naturalist* 71: 302-315

Bradley, B. A. 2014. Remote detection of invasive plants: a review of spectral, textural and phenological approaches. - *Biological Invasions* 16: 1411-1425.

Bruteig, I. E., Dahle, S., Endrestøl, A., Fossøy, F., Hanssen, O., Often, A., Staverløkk, A., Westergaard, K. B. & Åström, J. 2016. Framande artar med planteimport. Framlegg til tiltak og overvaking. - NINA Kortrapport 39. 25 s.

Buldrini, F., Simoncelli, A., Accordi, S., Pezzi, G. & Dallai, D. 2015. Ten years of citizen science data collection of wetland plants in an urban protected area. - *Acta Botanica Gallica* 162: 365-373.

Carboneras, C., Genovesi, P., Vilà, M., Blackburn, T. M., Carrete, M., Clavero, M., D'hondt, B., Orueta, J. F., Gallardo, B., Geraldes, P., González-Moreno, P., Gregory, R. D., Nentwig, W., Paquet, J.-Y., Pyšek, P., Rabitsch, W., Ramírez, I., Scalera, R., Tella, J. L., Walton, P. & Wynde, R. 2017. A prioritized list of invasive alien species to assist the effective implementation of EU legislation. - *Journal of Applied Ecology*, DOI: 10.1111/1365-2664.12997.

Catford, J. A., Vesk, P. A., White, M. D. & Wintle, B. A. 2011. Hotspots for plant invasion predicted by propagule pressure and ecosystem characteristics. - *Diversity and Distributions* 17: 1099-1110.

Chapman, D., Purse, B. V., Roy, H. E. & Bullock, J. M. 2017a. Global trade networks determine the distribution of invasive non-native species. - *Global Ecology and Biogeography* 26: 907-917.

Chapman, D. S., Makra, L., Albertini, R., Bonini, M., Paldy, A., Rodinkova, V., Sikoparija, B., Weryszko-Chmielewska, E., & Bullock, J. M. 2016. Modelling the introduction and spread of non-native species: international trade and climate change drive ragweed invasion. - *Global Change Biology* 22: 3067-3079.

Chapman, D. S., Scalone, R., Stefanic, E. & Bullock, J. M. 2017b. Mechanistic species distribution modeling reveals a niche shift during invasion. - *Ecology* 98: 1671-1680.

Coulson S. J., Fjellberg A., Gwiazdowicz D. J., Lebedeva N. V., Melekhina E. N., Solhøy T., Erséus C., Maraldo K., Miko L., Schatz H., Schmelz R. M., Sæli G. & Stur E. 2013. Introduction



of invertebrates into the High Arctic via imported soils: the case of Barentsburg in the Svalbard. - *Biological Invasions* 15: 1-5.

Coulson, S., Fjellberg, A., Melekhina E. N., Taskaeva, A. A., Lebedeva N. V., Belkina, O. A., Senicak, S., Senicak, A. & Gwiazdowicz, D. J. 2015. Microarthropod communities of industrially disturbed or imported soils in the High Arctic; the abandoned coal mining town of Pyramiden, Svalbard. - *Biodiversity and Conservation* 24: 1671-1690.

Crall, A. W., Newman, G. J., Stohlgren, T. J., Holfelder, K. A., Graham, J. & Waller, D. M. 2011. Assessing citizen science data quality: an invasive species case study. - *Conservation Letters* 4: 433-442

Crall, A. W., Jarnevich, C. S., Young, N. E., Panke, B. J., Renz, M. & Stohlgren, T. J. 2015. Citizen science contributes to our knowledge of invasive plant species distributions. - *Biological Invasions* 17: 2415-2427.

Devictor, V., Whittaker, R. J. & Beltrame, C. 2010. Beyond scarcity: citizen science programmes as useful tools for conservation biogeography. - *Diversity and Distributions* 16: 354-362.

Dickinson, J. L., Shirk, J., Bonter, D., Bonney, R., Crain, R. L., Martin, J., Phillips, T. & Purcell, K. 2012. The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. - *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 291-297.

Dickinson, J. L., Zuckerberg, B. & Bonter, D. N. 2010. Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. - *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41: 149-172.

Dodd, A. J., McCarthy, M. A., Ainsworth, N. & Burgman, M. A. 2016. Identifying hotspots of alien plant naturalization in Australia: approaches and predictions. - *Biological Invasions* 18: 631-645.

Dukes, J. S., & H. A. Mooney. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? - *Trends in Ecology and Evolution* 14: 135-139.

Eckerstorfer, M. & Malnes, E. 2016. Bedre varsling og beredskap. Tilgjengelig på <http://www.geoforskning.no/9-nyheter/1385-bedre-varsling-og-beredskap>. Sist besøkt 27.11.2017.

Eide, B. 2015. Om et pågående prosjekt: fjerning av tromsøpalme fra de ytterste øyene i Tromsø kommune. - *Polarflokken* 37: 111-116.

Elith, J., Kearney, M., & Phillips, S. 2010. The art of modelling range-shifting species. - *Methods in Ecology and Evolution* 1: 330-342.

Elvebakk, A. 1982: Prosjektet "Planteliv i Tromsø". - *Polarflokken* 6: 3-14.

Elven, R., Ødegaard, F., Oug, E. & Sandvik, H. 2012. Fremmede arter: introduksjon, etablering, spredning i norsk natur. I: Gederaas, L., Moen, T. L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012, s. 17-54. Artsdatabanken, Trondheim.

Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Stabbetorp, O., Staverløkk, A., Westergaard, K. B., Ødegaard, F. & Gjershaug, J. O. 2016. Spredning av fremmede arter med planteimport til Norge II - jakten fortsetter... - NINA Rapport 1256. 115 s.

Engelskjøn, T. 1995. Kontroll av en aggressiv nykomling i Tromsø, *Heracleum mantegazzianum*. - Polarflokken 19: 100-102.

Engelskjøn, T. 2012. Floraen i Tromsø kommune. Eit floristisk-plantegeografisk oversyn. - Polarflokken 34: 3-152.

Engelskjøn, T. & Skifte, O. 1995. The vascular plants of Troms, North Norway. Revised distribution maps and altitude limits after Benum: the flora of Troms fylke. - Troms naturvitenskap 80: 1-227.

EuroGeographics 2006. Population Distribution / Demography GEOSTAT 2006 grid dataset. <http://ec.europa.eu/eurostat/web/gisco/geodata/reference-data/population-distribution-demography>.

EuroGeographics 2011. Population Distribution / Demography GEOSTAT 2011 grid dataset. <http://ec.europa.eu/eurostat/web/gisco/geodata/reference-data/population-distribution-demography>.

European Environmental Agency (EEA) 2013. Digital Elevation Model over Europe (EU-DEM). <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eu-dem>.

Framstad, E. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. - Miljødirektoratet rapport M-441. 132 s.

Free Software Foundation. Bash (4.3.11) [Unix shell program].

Gallo, T. & Waitt, D. 2011. Creating a successful citizen science model to detect and report invasive species. - Bioscience 61: 459-465.

GBIF 2017. Global Biodiversity Information Facility. Tilgjengelig på <https://www.gbif.org/>. Sist besøkt 30.11.2017.

Gederaas, L., Moen, T. L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken, Trondheim.

Genovesi, P. 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: a review. - Biological Invasions 7: 127-133.

Geonorge 2017. WCS-tjeneste for høydedata. <http://wcs.geonorge.no/skwms1/wcs.dtm?request=GetCapabilities&service=WCS>.

Gjershaug, J. O., Rusch, G. M., Öberg, S., & Qvenild, M. 2009. Alien species and climate change in Norway: an assessment of the risk of spread due to global warming. - NINA report 468. 55 pp.

Gonzalez-Moreno, P., Diez, J. M., Ibanez, I., Font, X. & Vila, M. 2014. Plant invasions are context-dependent: multiscale effects of climate, human activity and habitat. - *Diversity and Distributions* 20: 720-731.

GRASS Development Team 2017. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.2.1. Open Source Geospatial Foundation. <https://grass.osgeo.org>.

Guillera-Aroita, G., Hauser, C. E. & McCarthy, M. A. 2014. Optimal surveillance strategy for invasive species management when surveys stop after detection. - *Ecology and Evolution* 4: 1751-1760.

Hansen, B. B., Isaksen, K., Benestad, R. E., Kohler, J., Pedersen, Å. Ø., Loe, L. E., Coulson, S. J., Larsen, J. O. & Varpe, Ø. 2014. Warmer and wetter winters: characteristics and implications of an extreme weather event in the High Arctic. - *Environmental Research Letters* 9: 114021.

Hanssen-Bauer, I., Drange, H., Førland, E., Roald, L., Børsheim, K., Hisdal, H., Lawrence, D., Nesje, A., Sandven, S., Sorteberg, A., Sundby, S., Vasskog, K., & Ådlandsvik, B. 2009. Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpasning. Norsk klimasenter, Oslo.

Harris, S., Brown, J. & Timmins, S. 2001. Weed surveillance - how often to search? Science for Conservation. Department of Conservation, Wellington. 27 pp.

Hawthorne, T. L., Elmore, V., Strong, A., Bennett-Martin, P., Finnie, J., Parkman, J., Harris, T., Singh, J. Edwards, L. & Reed, J. 2015. Mapping non-native invasive species and accessibility in an urban forest: a case study of participatory mapping and citizen science in Atlanta, Georgia. - *Applied Geography* 56: 187-198.

Hellmann, J. J., Byers, J. E., Bierwagen, B. G. & Dukes, J. S. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. - *Conservation Biology* 22: 534-543.

Hendrichsen, D. K., Åström, J., Forsgren, E. & Skarpaas, O. 2014. Spredningsveier for fremmede arter i Norge. - NINA Rapport 1091. 113 s.

Henriksen, S. & Hilmo, O. (red) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge.

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* 25: 1965-1978.

Hinchey, E., Vogler, D. & Stressler, J. 2013. Marsh thistle in New York: early detection and rapid response to a recent invader. - *Annals of the New York Academy of Sciences* 1298: 95-102

Hochachka, W. M., Fink, D., Hutchinson, R. A., Sheldon, D., Wong, W.-K. & Kelling, S. 2012. Data-intensive science applied to broad-scale citizen science. - *Trends in Ecology and Evolution* 27: 130-137.

Hoem, S. A. 2017. Norwegian Species Observation Service. Version 3.5. The Norwegian Biodiversity Information Centre (NBIC). Occurrence Dataset <https://doi.org/10.15468/zjbzel> tilgjengelig via <https://www.gbif.org/>. Sist besøk 28.11.2017 via R og rgbif (<https://github.com/ropensci/rgbif>).

Holden, M., Nyrop, J. P. & Ellner, S. P. 2016. The economic benefit of time-varying surveillance effort for invasive species management. - Journal of Applied Ecology 53: 712-721.

Huang, D., Zhang, R., Kim, K. C. & Suarez, A. V. 2012. Spatial patterns and determinants of the first detection locations of invasive alien species in mainland China. - PLoS ONE 7: e31734.

Hulme, P. E. 2012. Weed risk assessment: a way forward or a waste of time? - Journal of Applied Ecology 49: 10-19.

Hulme, P. E. 2017. Climate change and biological invasions: evidence, expectations, and response options. - Biological Reviews 92: 1297-1313.

Isaac, N. J. B., van Strien, A. J., August, T. A., de Zeeuw, M. P. & Roy, D. B. 2014. Statistics for citizen science: extracting signals of change from noisy ecological data. - Methods in Ecology and Evolution 5: 1052-1060.

Isaksen, K., Førland, E. J., Dobler, A., Benestad, R., Haugen, J. E. & Mezghani, A. 2017. Klimascenarioer for Longyearbyen-området, Svalbard. - METreport 15207. 55 s.

Jarnevich, C. S., Holcombe, T. R., Barnett, D. T., Stohlgren, T. J. & Kartesz, J. T. 2010. Forecasting weed distributions using climate data: a GIS early warning tool. - Invasive Plant Science and Management 3: 365-375.

Jordan, R. C., Gray, S. A., Howe, D. V., Brooks, W. R. & Ehrenfeld, J. G. 2011. Knowledge gain and behavioral change in citizen science programs. - Conservation Biology 25: 1148-1154.

Kalwij, J. M., Steyn, C. & le Roux, P. C. 2014. Repeated monitoring as an effective early detection means: first records of naturalised *Solidago gigantea* Aiton (Asteraceae) in southern Africa. - South African Journal of Botany 93: 204-206.

Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P. & Kessler, M. 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. - Scientific Data 4: 170122

Kartverket 2017. N50 Kartdata. <http://www.kartverket.no/Kart/Kartdata/Vektorkart/N50/>

Kyrkjeeide, M. O., Often, A., Olsen, S. L., Myklebost, H. E., Hagelin, J., Ruano, M., Frivoll, V. & De Stefano, M. 2017. Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær: Nord-Norge. - NINA rapport 1427. 32 s.

Kystverket 2017. Kystverket - nedlastingsløsning. <https://nedlasting.kystverket.no/>

Liška J. & Soldán Z. 2004. Alien vascular plants recorded from the Barentsburg and Pyramiden settlements, Svalbard. - Preslia 76: 279-290.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. - *Ecological Applications* 10: 689-710.

Magnussen, K., Lindhjem, H., Pedersen, S. & Dervo, B. 2014. Samfunnsøkonomske kostnader ved fremmede arter i Norge: metodeutvikling og noen foreløpige tall. - Rapport 52/2014. Vista Analyse AS, Oslo.

Maxwell, B. D., Backus, V., Hohmann, M. G., Irvine, K. M., Lawrence, P., Lehnhoff, E. A. & Rew, L. J. 2012. Comparison of transect-based standard and adaptive sampling methods for invasive plant species. - *Invasive Plant Science and Management* 5:178-193

McDermott, S. M., Irwin, R. E. & Taylor, B. W. 2013. Using economic instruments to develop effective management of invasive species: insights from a bioeconomic model. - *Ecological Applications* 23: 1086-1100.

McKinney, M. L. 2002. Influence of settlement time, human population, park shape and age, visitation and roads on the number of alien plant species in protected areas in the USA. - *Diversity and Distributions* 8: 311-318.

Merow, C., Bois, S. T., Allen, J. M., Xie, Y. Y. & Silander Jr., J. A. 2017. Climate change both facilitates and inhibits invasive plant ranges in New England. - *PNAS* 114: E3276-E3284.

Merow, C., LaFleur, N., Silander Jr., J. A., Wilson, A. M. & Rubega, M. 2011. Developing dynamic mechanistic species distribution models: predicting bird-mediated spread of invasive plants across northeastern North America. - *American Naturalist* 178: 30-43.

Mesgaran, M. B., Cousens, R. D. & Webber, B. L. 2014. Here be dragons: a tool for quantifying novelty due to covariate range and correlation change when projecting species distribution models. - *Diversity & Distributions* 20: 1147-1159.

Metz, M., Rocchini, D. & Neteler, M. 2014. Surface temperatures at the continental scale: tracking changes with remote sensing at unprecedented detail. - *Remote Sensing* 6: 3822-3840.

Millennium Ecosystem Assessment 2005. Ecosystems and human well-being: scenarios, volume 2. Findings of the Scenarios Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington.

Mirik, M., Ansley, R. J., Steddom, K., Jones, D. C., Rush, C. M., Michels Jr., G. J. & Elliott, N. C. 2013. Remote distinction of a noxious weed (musk thistle: *Carduus nutans*) using airborne hyperspectral imagery and the support vector machine classifier. - *Remote Sensing* 5: 612-630.

Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.

NASA. 2017. FTP-tjeneste for NDVI data: MODIS data fra <ftp://ladsweb.nascom.nasa.gov>.

Olsen, S.L., Stabbetorp, O., Skarpaas, O., Often, A. & Gajda, H. 2016. Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær. Vrifuru (*Pinus contorta*) og lutzgran (*Picea x lutzii*). - NINA Rapport 1230. 78 s.

OpenStreetMap Foundation (OSMF) 2017. OpenStreetMap. <https://www.openstreetmap.org/>.

Perrings, C., Williamson, M., Barbier, E. B., Delfino, D., Dalmazzone, S., Shogren, J., Simmons, P. & Watkinson, A. 2002. Biological invasion risks and the public good: an economic perspective. - Conservation Ecology 6: 1.

Phoenix, G.K. & Bjerke, J.W. 2016. Arctic browning: events and trends as drivers. - Global Change Biology 22: 2960-2962.

Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. & Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. - BioScience 50: 53-65.

Pluess, T., Cannon, R., Jarosik, V., Pergl, J., Pysek, P. & Bacher, S. 2012. When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. - Biological Invasion 14: 1365-1378.

PostGIS. 2017. PostGIS 2.4. <https://postgis.net/>.

Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Kühn, I., Wild, J., Arianoutsou, M., Bacher, S., Chiron, F., Didžiulis, V., Essl, F., Genovesi, P., Gherardi, F., Hejda, M., Kark, S., Lambdon, P. W., Desprez-Loustau, M.-L., Nentwig, W., Pergl, J., Poboljšaj, K., Rabitsch, W., Roques, A., Roy, D. B., Shirley, S., Solarz, W., Vilà, M. & Winter, M. 2010. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. - PNAS 107: 12157-12162.

Python Software Foundation. Python Language Reference, version 2.7. <http://www.python.org>.

QGIS Development Team 2009. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.osgeo.org>.

R Core Team 2016. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Rejmanek, M. & Pitcairn, M. J. 2002. When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? In: Veitch, C. R. & Clout, M. N. (eds.). Turning the tide: the eradication of invasive species. IUCN SSC Invasive species specialist group, Gland. Pp. 249-253.

Roy, H. E., Rorke, S. L., Beckmann, B., Booy, O., Botham, M. S., Brown, P. M. J., Harrower, C., Noble, D., Sewell, J. & Walker, K. 2015 The contribution of volunteer recorders to our understanding of biological invasions. - Biological Journal of The Linnean Society 115: 678-689.

Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. & Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. - Science 287: 1770-1774.

Sandvik, H. & Sæther, B.E. 2012. Kriterier for kartlegging og overvåking av fremmede arter. - DN-utredning 4-2012. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.

Silvertown, J. 2009. A new dawn for citizen science. - Trends in Ecology and Evolution 24: 467-471.

Simberloff, D. 2003. How much information on population biology is needed to manage introduced species? - Conservation Biology 17: 83-92.

Simberloff, D. 2014. Biological invasions: what's worth fighting and what can be won? - Ecological Engineering 65: 112-121.

Skoglund, T. 2015. Pestplanter i Nord-Norge: platanlønn (*Acer pseudoplatanus*). - Polarflokken 37: 85-90.

Skoglund, T. & Østerkløft, B.-G. 2015. Pestplanter i Nord-Norge: sitkagran (*Picea sitchensis*). - Polarflokken 37: 133-138.

Sortland, A. 1997. Veikantfloraen på Tromsøya, august 1997. - Polarflokken 14: 207-217.

Sortland, A. 2015a. Pestplanter i Nord-Norge: rynkerose (*Rosa rugosa*). - Polarflokken 37: 153-156.

Sortland, A. 2015b. Pestplanter i Nord-Norge: sandlupin (*Lupinus nootkatensis*). - Polarflokken 37: 121-124.

Spear, D., Foxcroft, L. C., Bezuidenhout, H. & McGeoch, M. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. - Biological Conservation 159: 137-147.

Stanaway, M. A., Mengersen, K. L. & Reeves, R. 2011. Hierarchical Bayesian modelling of early detection surveillance for plant pest invasions. - Environmental and Ecological Statistics 18: 569-591.

Storkey, J., Stratonovitch, P., Chapman, D. S., Vidotto, F. & Semenov, M. A. 2014. A process-based approach to predicting the effect of climate change on the distribution of an Invasive allergenic plant in Europe. - PLoS ONE 9: e88156.

Sullivan, J. J., Williams, P. A., Cameron, E. K. & Timmins, S. M. 2004. People and time explain the distribution of naturalized plants in New Zealand. - Weed Technology 18: 1330-1333

Taggart, J. B., Sasser, J. G., Dodson Jr., J. W. & Ellis, J. M. 2015. Distribution and management of invasive plant populations in state park properties of the North Carolina coastal plain. - Natural Areas Journal 25: 476-484.

Thuiller, W., Richardson D. M. & Midgley, G. F. 2008. Will climate change promote alien plant invasions? In: Nentwig, W. (ed.): Biological invasions. Ecological studies (analysis and synthesis) vol. 193. Springer, Berlin, Heidelberg. Pp. 197-211.



Tulloch, A. I. T., Possingham, H. P., Joseph, L. N., Szabo, J. & Martin, T. G. 2013. Realising the full potential of citizen science monitoring programs. - *Biological Conservation* 165: 128-138.

van Breugel, P. 2017a. r.exdet - Quantification of novel uni- and multi-variate environments. <https://grass.osgeo.org/grass72/manuals/addons/r.exdet.html>

van Breugel, P. 2017b. r.mess - Computes multivariate environmental similarity surface (MES). <https://grass.osgeo.org/grass72/manuals/addons/r.mess.html>

van Pelt, W. J. J., Kohler, J., Liston, G. E., Hagen, J. O., Luks, B., Reijmer, C. H. & Pohjola, V. A. 2016. Multi-decadal climate and seasonal snow conditions in Svalbard. - *Journal of Geophysical Research Earth Surface* 121: 2100-2117.

Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S. N. (reds.) 2009. *Wildlife in a changing world. An analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCB, Gland.

Vikhamar-Schuler, D., Isaksen, K., Haugen, J. E., Tømmervik, H., Luks, B., Schuler, T. V. & Bjerke, J. W. 2016. Changes in winter warming events in the Nordic Arctic Region. - *Journal of Climate* 29: 6223-6244.

Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P.E. & DAISIE-partners 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. - *Frontiers in Ecology and the Environment* 8: 135-144.

Visser, V., Langdon, B., Pauchard, A. & Richardson, D. M. 2014. Unlocking the potential of Google Earth as a tool in invasion science. - *Biological Invasions* 16: 513-534.

Wallace, C. S. A., Walker, J. J., Skirvin, S. M., Patrick-Birdwell, C., Weltzin, J. F. & Raichle, H. 2016. Mapping presence and predicting phenological status of invasive buffelgrass in southern Arizona using MODIS, climate and citizen science observation data. - *Remote Sensing* 8: 524.

Walther, G.-R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., Ott, J., Panov, V. E., Reineking, B., Robinet, C., Semchenko, V., Solarz, W., Thuiller, W., Vilà, M., Vohland, K. & Settele, J. 2009. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. - *Trends in Ecology and Evolution* 24: 686-693.

Ware C., Bergstrom D. M., Müller E. & Alsos I. G. 2012. Humans introduce viable seeds to the Arctic on footwear. - *Biological Invasions* 14: 567-577.

Wesenberg, J. 2017. Problemet med spøkelsesprikker i Artskart - eksemplifisert med myskemaure i Nittedal. - *Blyttia* 75: 127-133.

Westbrooks, R. G. 2004. New approaches for early detection and rapid response to invasive plants in the United States. - *Weed Technology* 18: 1468-1471.



Westergaard, K. B., Endrestøl, A., Often, A., Hanssen, O., Åström, J., Fossøy, F. & Kyrkjeide, M. O. i trykk. Fremmede arter: import av planteprodukter. Overvåking og metodeutvikling 2017. – NINA Rapport 1397.

Westergaard, K. B., Hanssen, O., Endrestøl, A., Often, A., Stabbetorp, O., Staverløkk, A. & Ødegaard, F. 2015. Spredning av fremmede arter ved planteimport til Norge. - NINA Rapport 1135. 105 s.

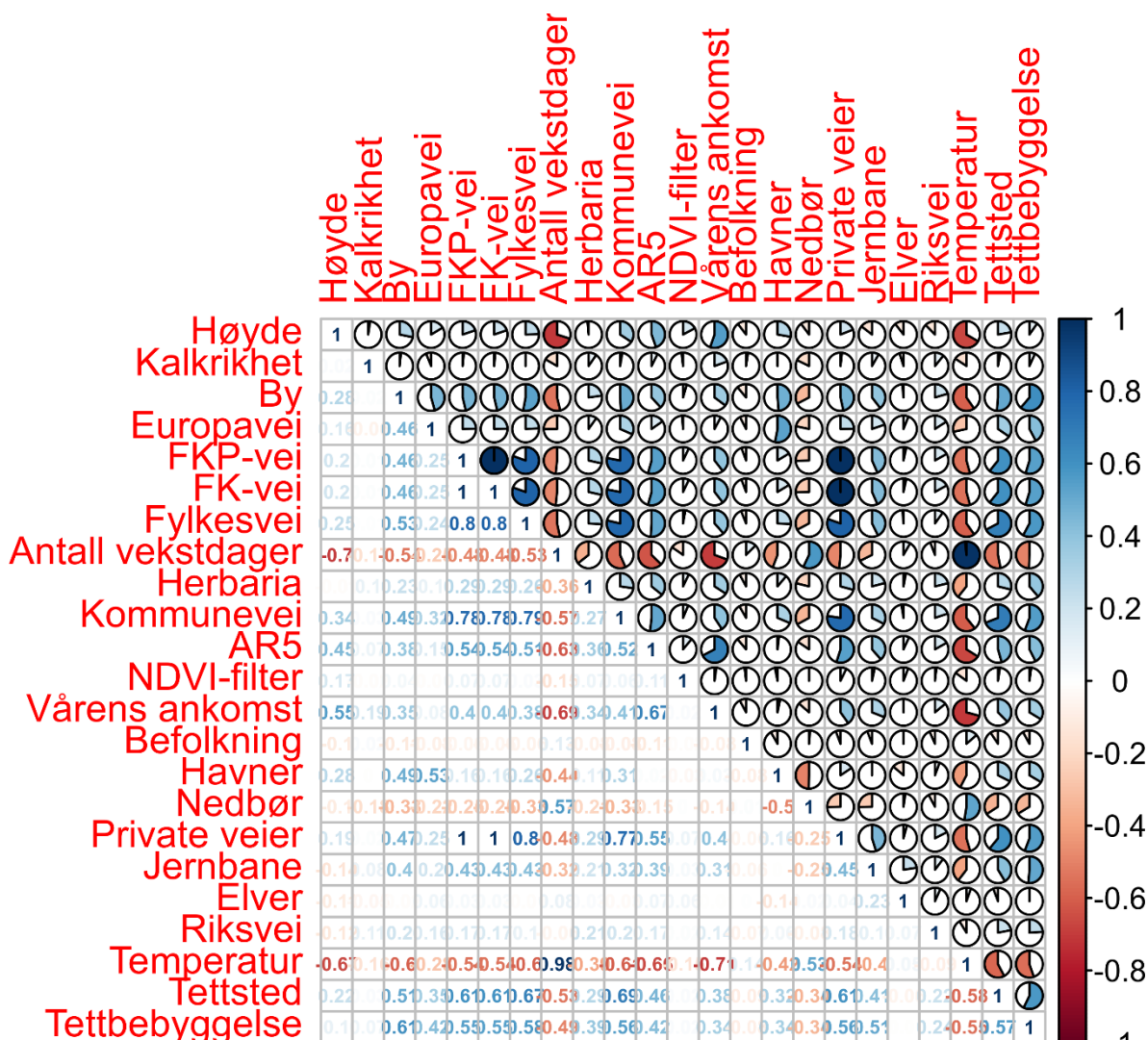
Wittenberg, R. & Cock, M. 2011. Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices. GISP/CAB International, Wallingford.

Wollan, A. K., Bakkestuen, V., Bjureke, K., Bratli, H., Endrestøl, A., Stabbetorp, O. E., Sverdrup-Thygeson, A. & Halvorsen, R. 2011. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 713. 89 s.

Øvstedal, D.-O. 1997. Om fruktkarakterer hos tromsøpalme og kjempebjørnnkjeks. - Polarflokken 21: 167-170.

Åström, J. & Hendrichsen, D. 2017. Skript benyttet for analyser av introduksjon og nåværende utbredelse av fremmede karplanter i Norge. Tilgjengelig på:  
[http://github.com/NINAnor/IAS\\_hotspot](http://github.com/NINAnor/IAS_hotspot).

## Vedlegg 1: Korrelasjon mellom forklaringsvariabler

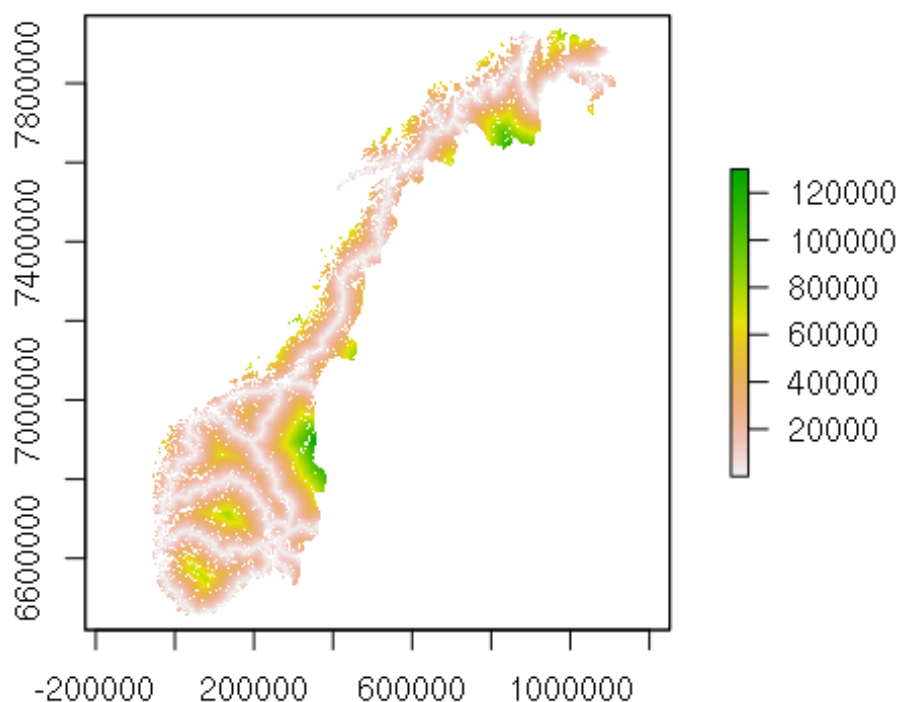


**Figur V1-1.** Samvariasjon mellom vurderte forklaringsvariabler. Negative korrelasjoner vises i rødt, positive i blått. Grunnet de store samvariasjonene mellom noen veityper, prøvde vi å slå sammen veityper på ulike måter for å ende opp med forklaringsvariabler med et unikt informasjonsinnhold. Den sammenslåtte kategorien FKP-vei ble til slutt brukt istedenfor nærhet til fylkesvei, kommunal vei eller privat vei som separate variabler. NDVI-filter er et teknisk kartlag som først og fremst markerer vannmasser og isbreer. Da vi allerede hadde filtrert ut GBIF-funn som (sannsynligvis feilaktig) var registrert i vannmasser, tok vi ikke med denne variabelen i modelleringen. Antall vekstdager ble ikke tatt med på grunn av høy samvariasjon med årsmiddeltemperatur (Figur 2). Dag for vårens ankomst ble tatt med til tross for høy samvariasjon med årsmiddeltemperatur, grunnet at variasjonen var ujevn (og motsatt) fordelt i ulike regioner i landet (se Figur 3).

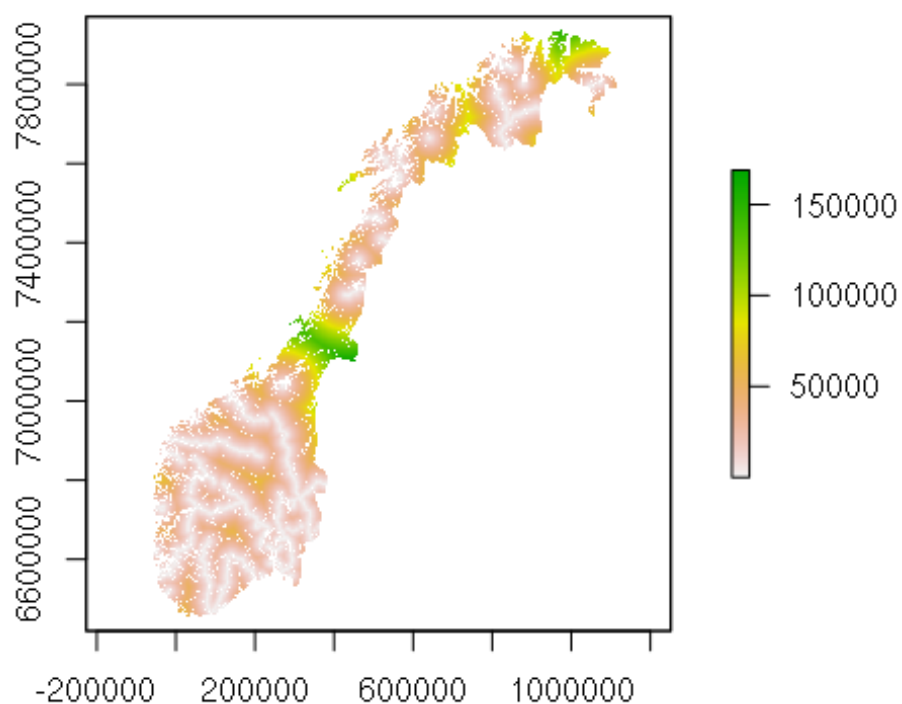
## Vedlegg 2: Kart over forklaringsvariabler

Her følger kart over alle forklaringsvariabler som inngikk i modellene. Alle avstander er beregnet som minste avstand til en gitt objekttype fra sentrum av hver 1 km<sup>2</sup> piksel. Se kap. 3.2.2 for en nærmere beskrivelse av variablene.

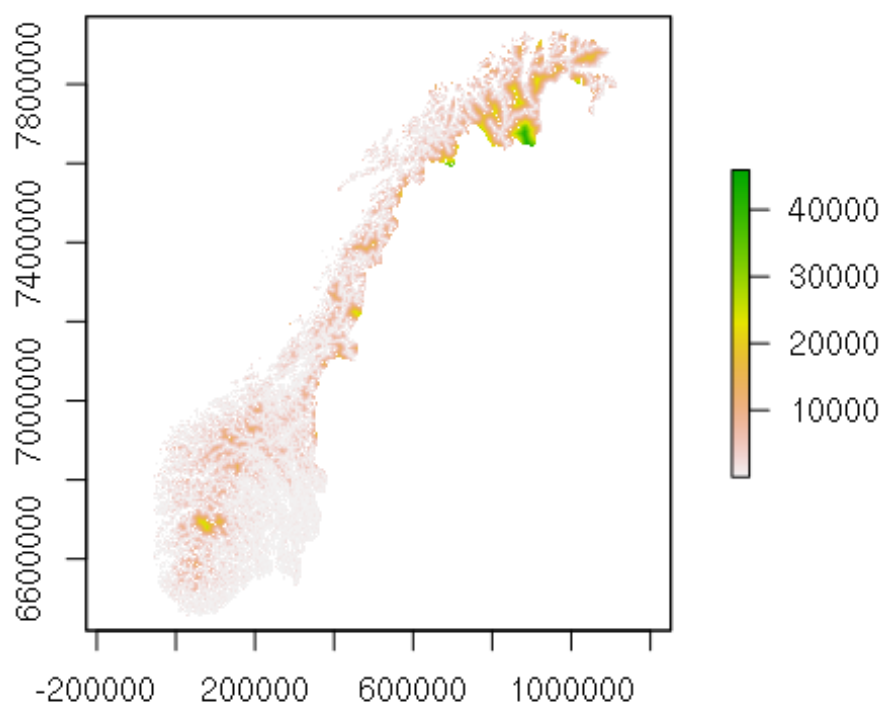
### Veier og annen infrastruktur



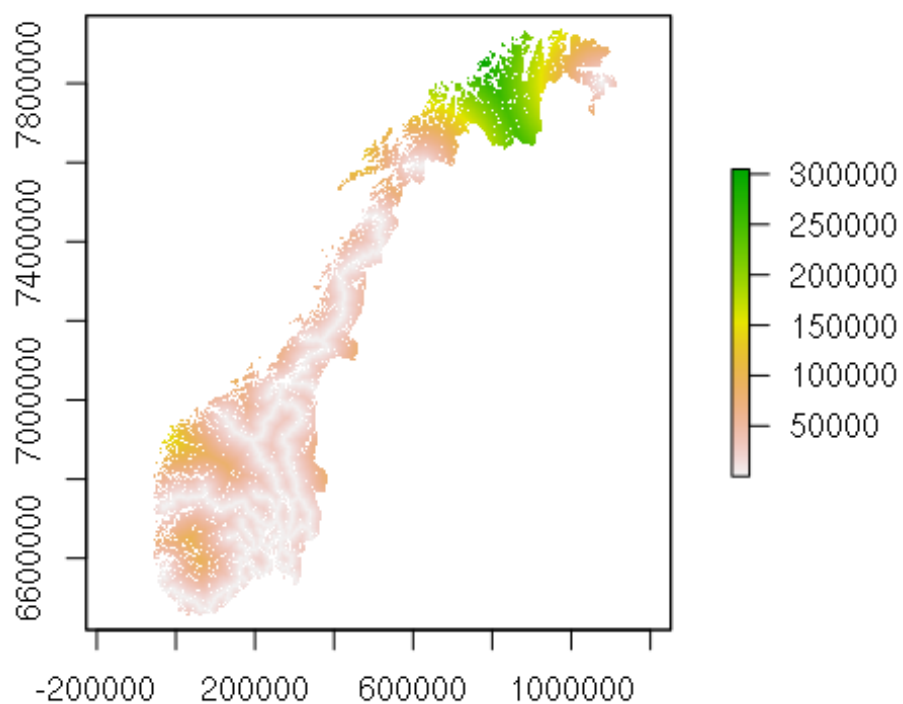
**Figur V2-1.** Avstand til nærmeste europavei, angitt i meter til midtlinjen fra sentrum av hver kvadratkilomterrute. Europaveiene vises som hvite streker.



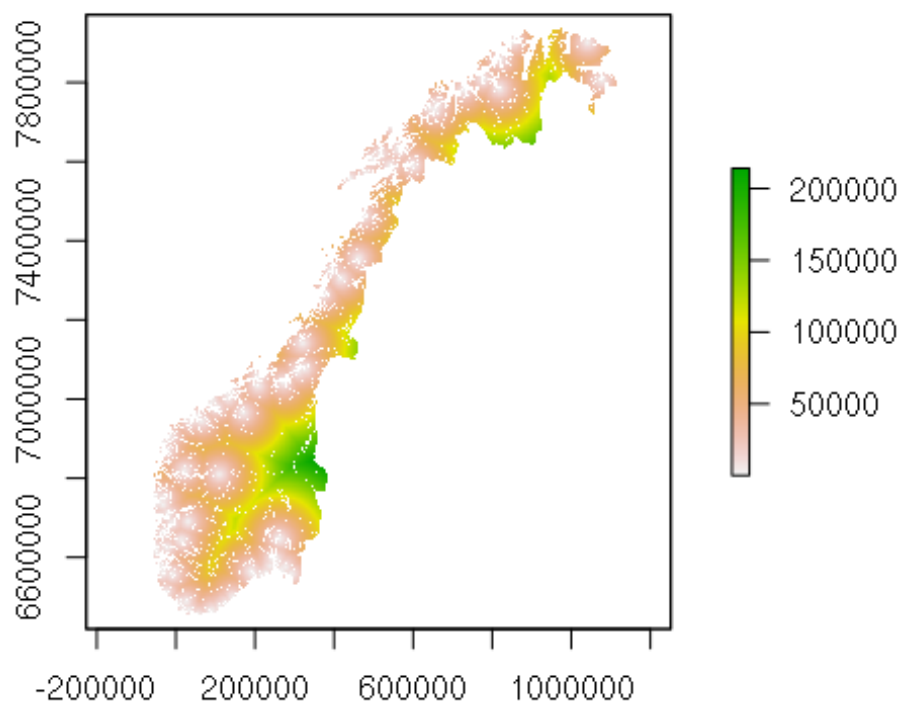
**Figur V2-2.** Avstand til nærmeste riksvei, angitt i meter til midtlinjen fra sentrum av hver kvadratkilomterrute.



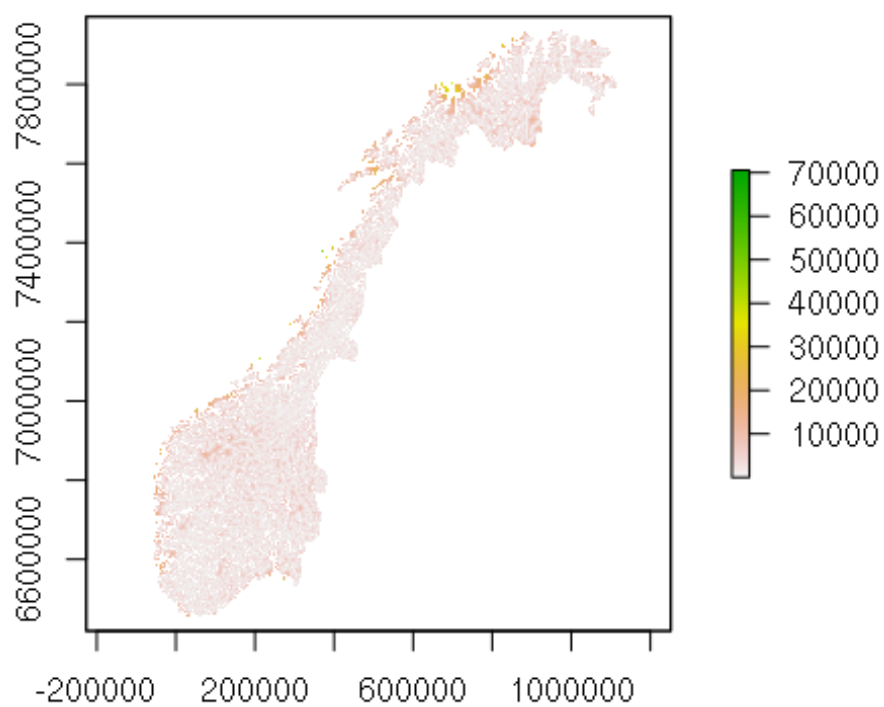
**Figur V2-3.** Avstand til nærmeste fylkesvei, kommunale vei eller private vei, angitt i meter til midtlinjen fra sentrum av hver kvadratkilomterrute.



**Figur V2-4.** Avstand til nærmeste jernbane, angitt i meter til midtlinjen fra sentrum av hver kvadratkilomterrute.

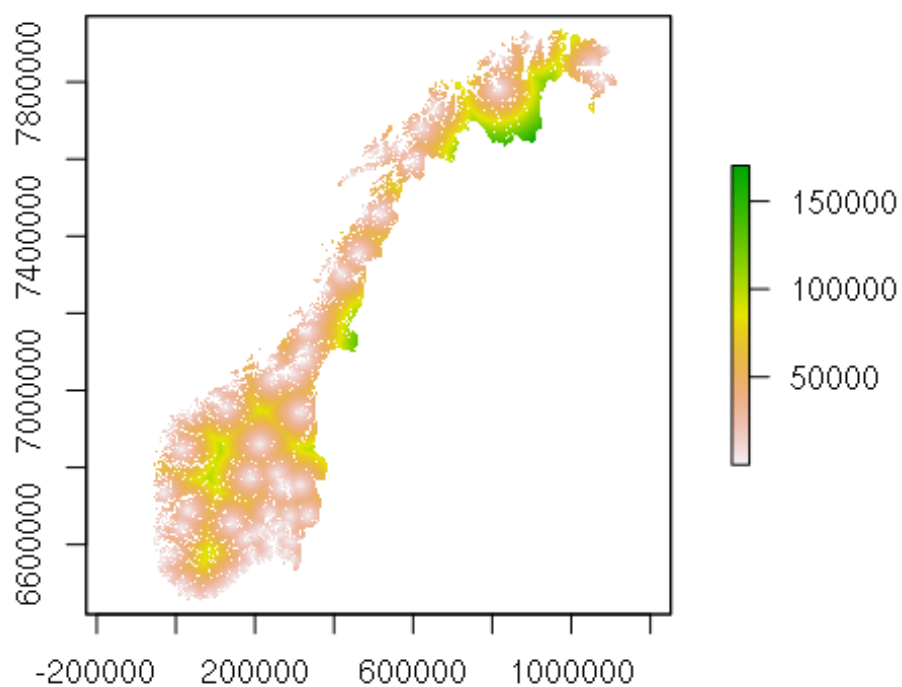


**Figur V2-5.** Avstand til nærmeste havn med kapasitet til å laste containere, angitt i meter fra sentrum av hver kvadratkilomterrute.

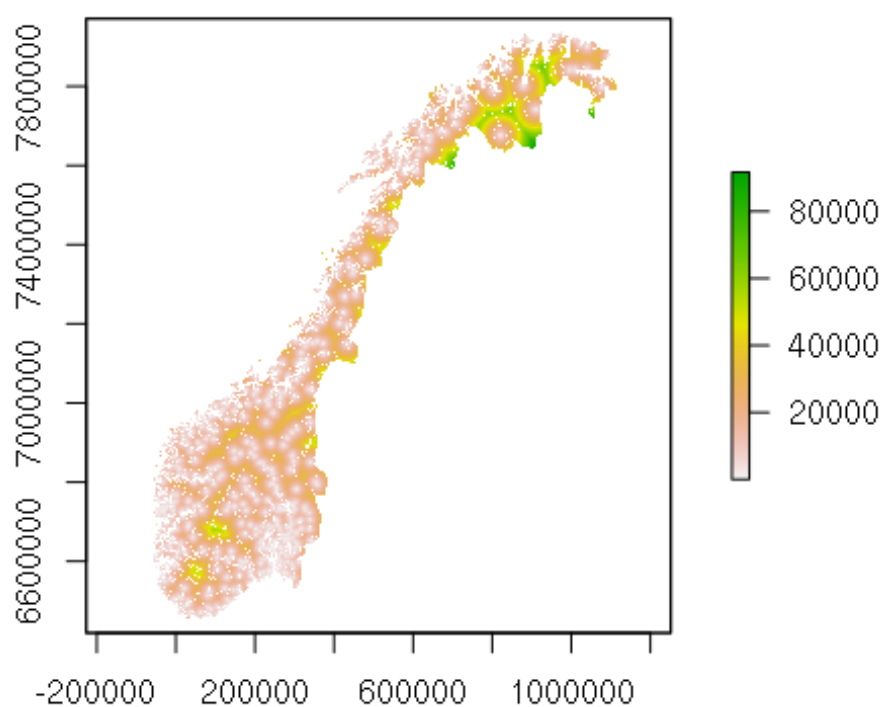


**Figur V2-6.** Avstand til nærmeste elv, angitt i meter til midtlinjen fra sentrum av hver kvadratkilometer. Data innhentet fra NVEs database over elvenettet (Elvis). Vi bruker her elver med et Strahler-tall på 4 eller høyere.

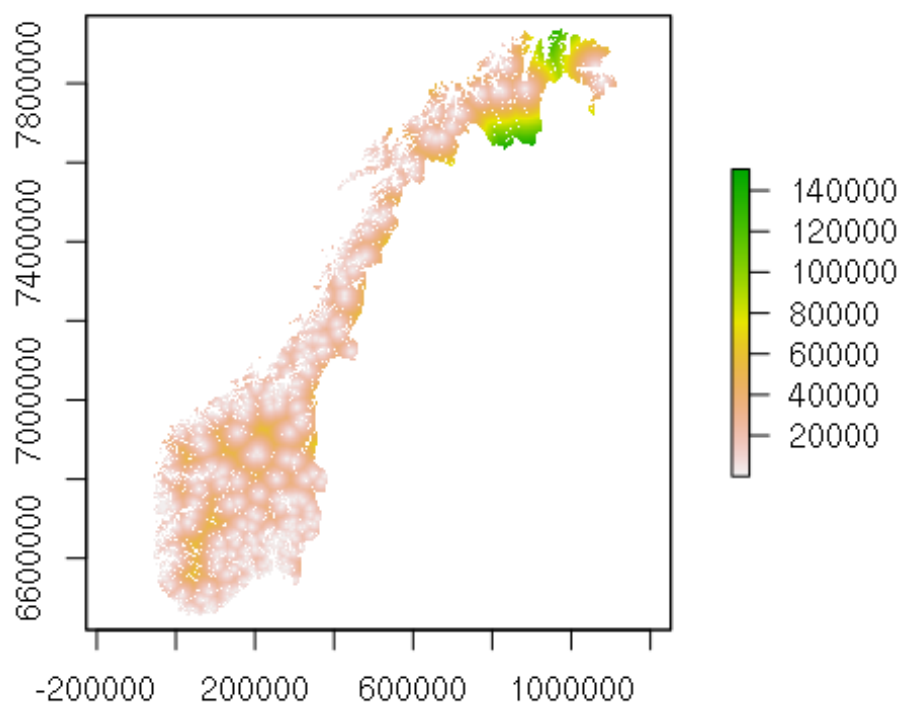
## Bebyggelse og befolkning



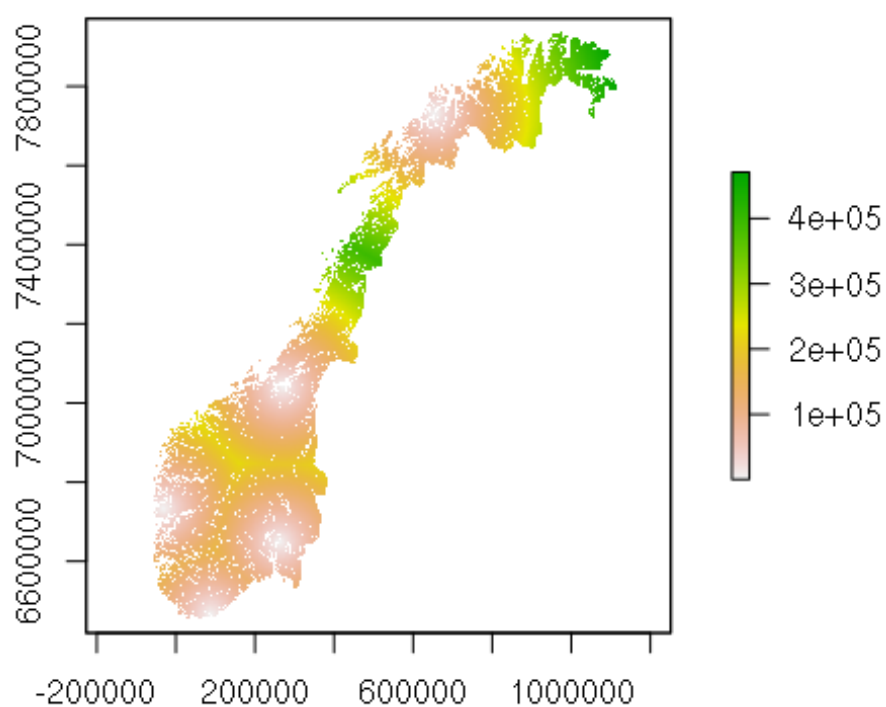
**Figur V2-7.** Avstand til nærmeste by, angitt i meter fra sentrum av hver kvadratkilometer-  
rute.



**Figur V2-8.** Avstand til nærmeste tettsted, angitt i meter fra sentrum av hver kvadratkilometer-  
rute.

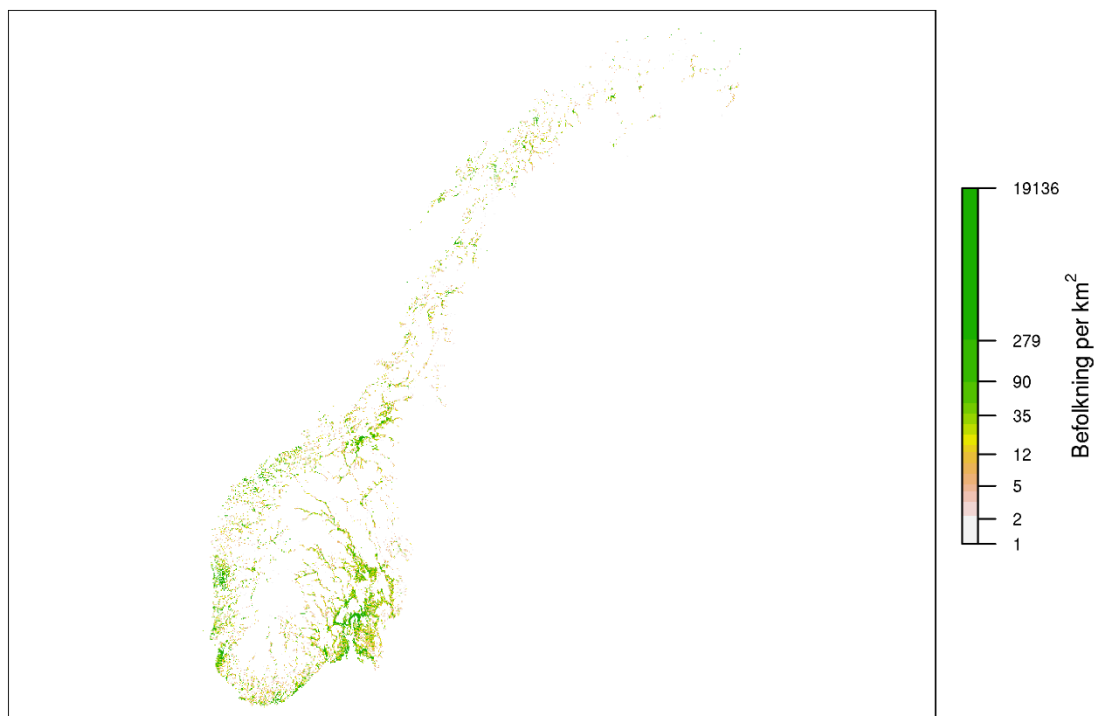


**Figur V2-9.** Avstand til nærmeste tettbebyggelse, angitt i meter fra sentrum av hver kvadratkilometerterreute.



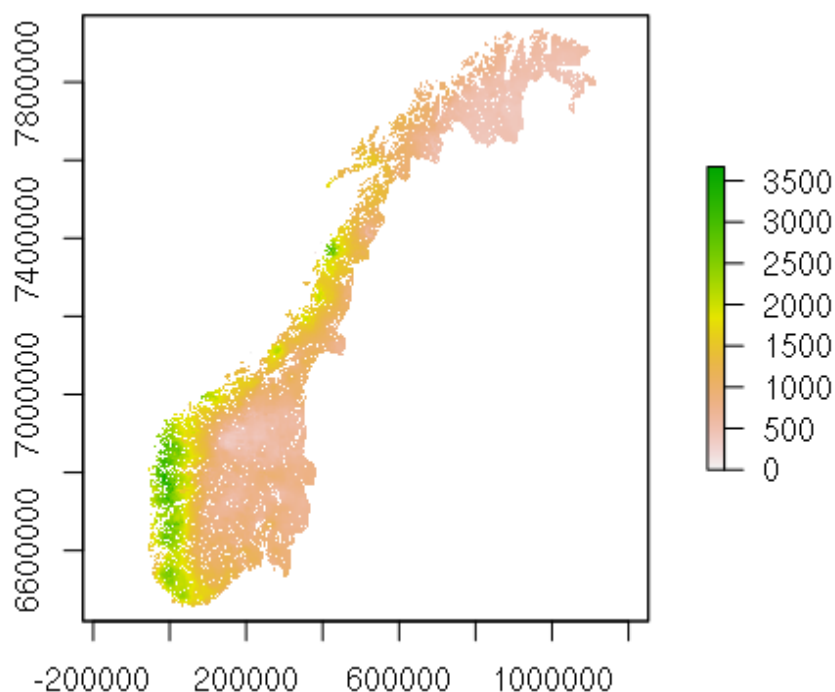
**Figur V2-10.** Avstand til nærmeste herbarium, angitt i meter fra sentrum av hver kvadratkilometerterreute. Byer med herbarium er Oslo, Kristiansand, Bergen, Trondheim og Tromsø.



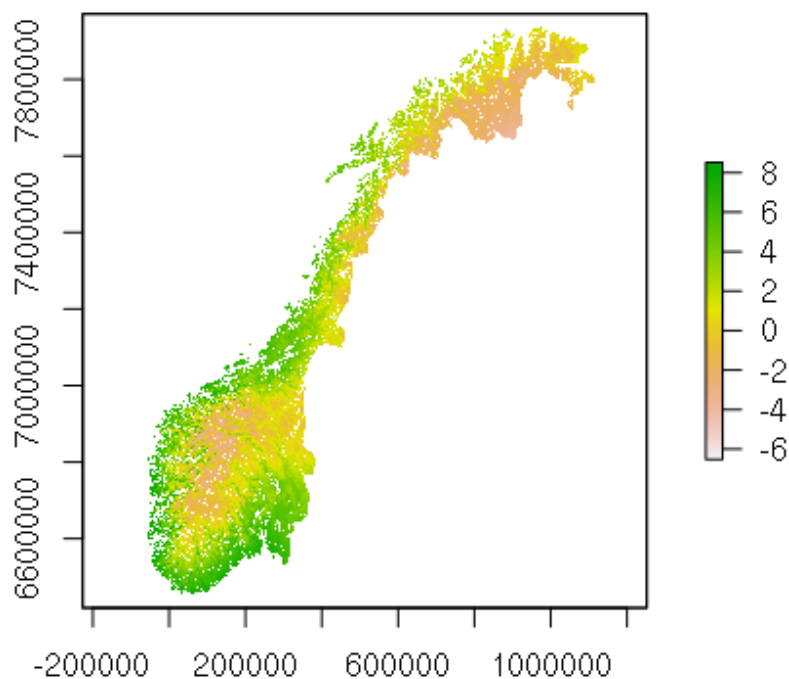


**Figur V2-11.** Befolkningstall i hver kvadratkilomterrute, innhentet fra SSBs statistikk fra 2014.

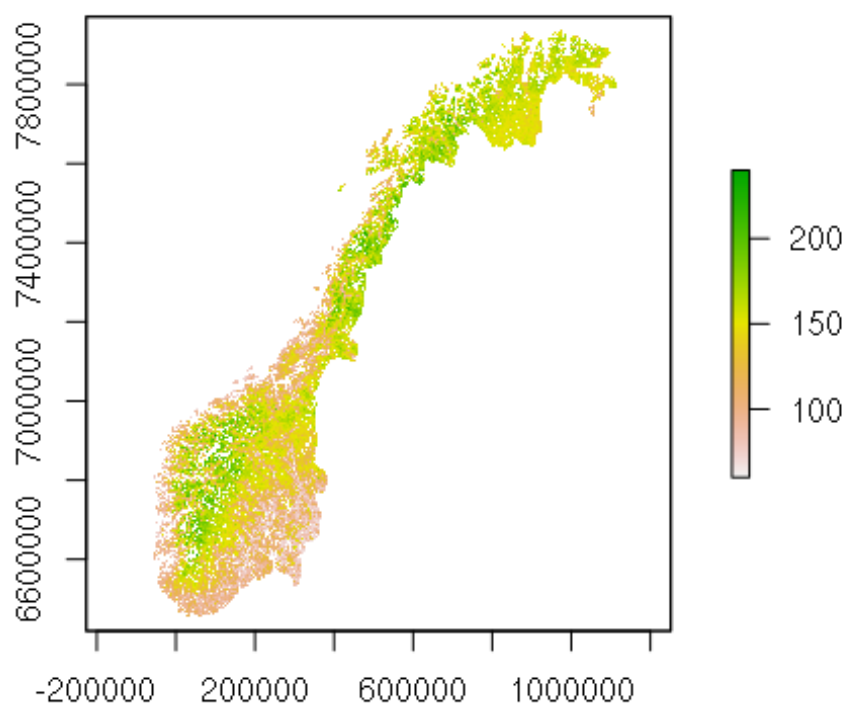
## Klima



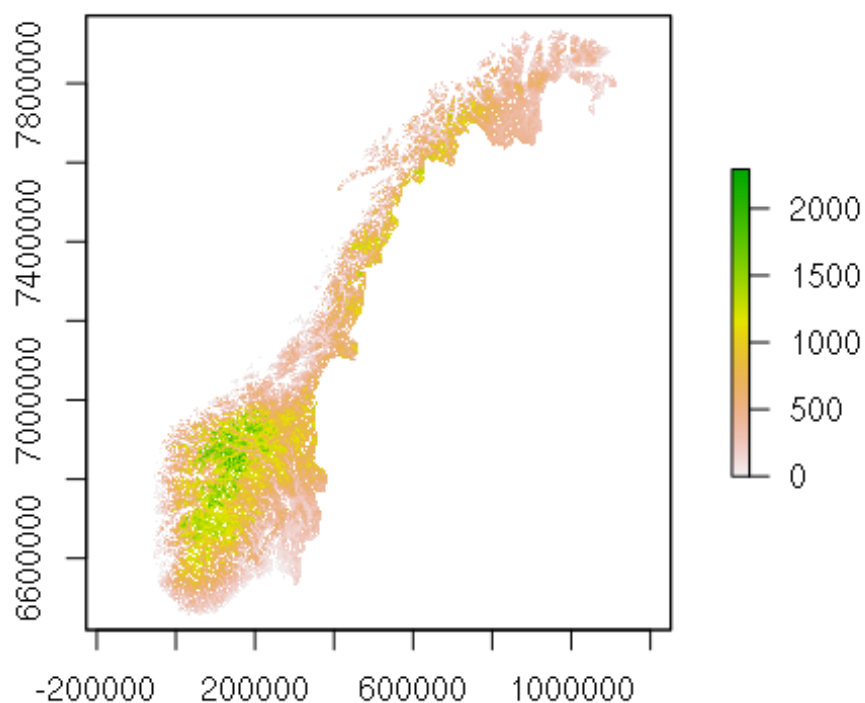
**Figur V2-12.** Gjennomsnittlig årlig totalnedbør fra 01.01.1990 til 01.03.2017 i hver kvadratkilometer rute, angitt i mm. Data er innhentet fra Meteorologisk institutt og bygger på modellerte verdier av døgnsummen av nedbør for hver kvadratkilometer.



**Figur V2-13.** Gjennomsnittlig daglig middeltemperatur fra 01.01.1990 til 01.03.2017 i hver kvadratkilometer, angitt i °Celsius. Data er innhentet fra Meteorologisk institutt og bygger på modellerte verdier av døgnmiddeltemperatur for hver kvadratkilometer.

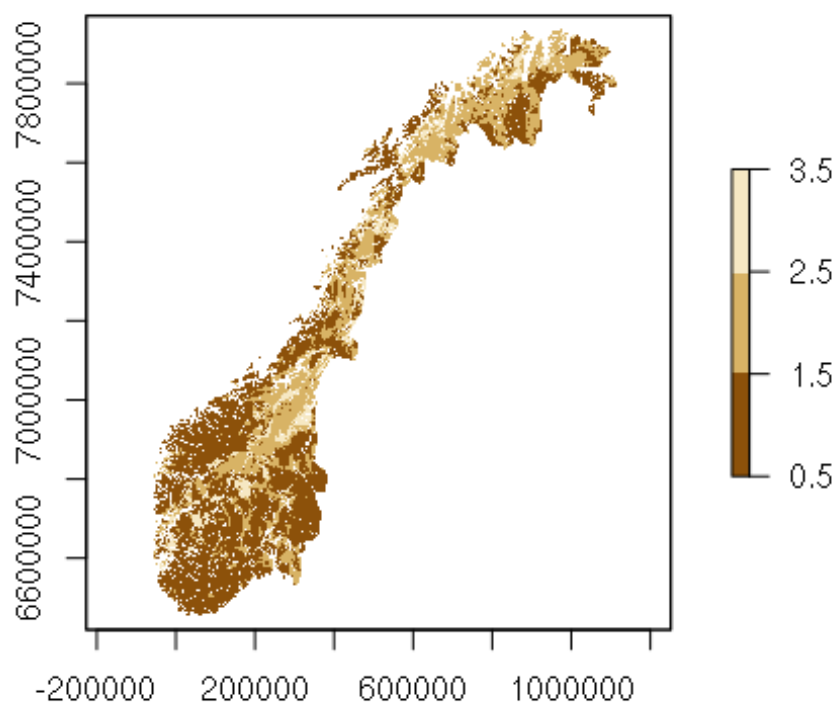


**Figur V2-14.** Gjennomsnittlig dag (ordinal dato) for vårens ankomst fra år 2000 til 2016. Vårens ankomst defineres her som bøyningpunktet for stigende NDVI-verdier om våren der estimeringsmetoden følger Beck mfl. (2007). Data er ikke komplett for hele Lofoten.



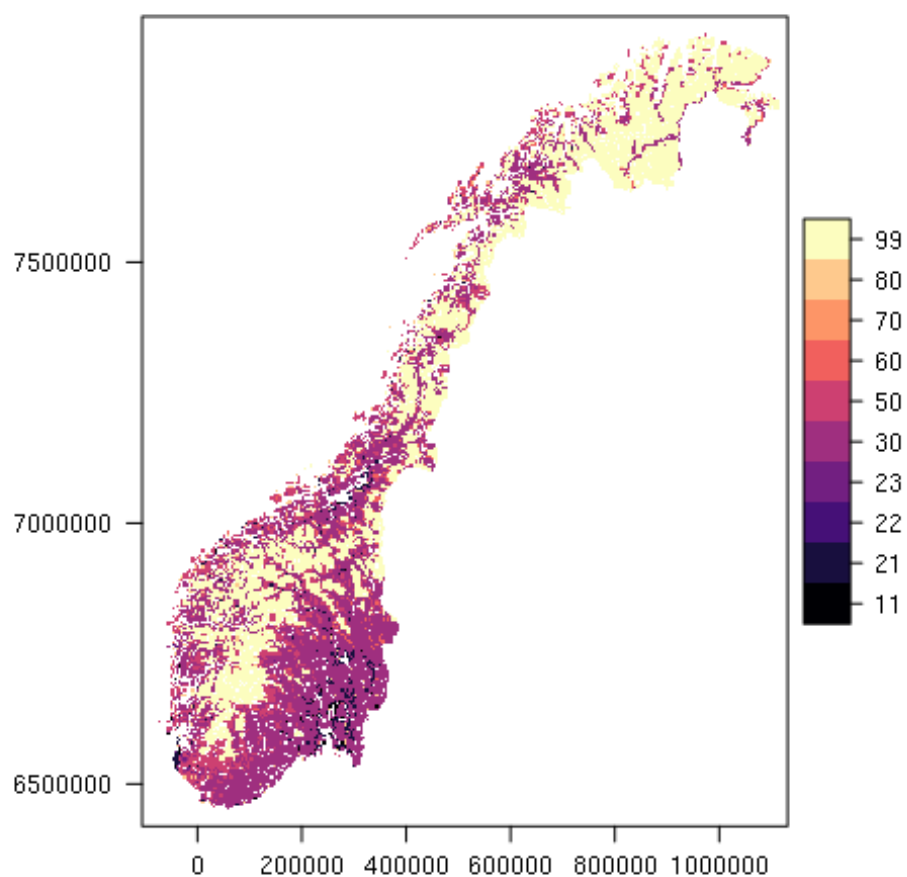
**Figur V2-15.** Høyde over havet i meter. Data er hentet fra Kartverkets DTM modell på 10x10m pikselskala og er her angitt som høyden for midtpunktet av hver kvadratkilometer.

## Jordsmonn



**Figur V2-16.** Kalkrikhet i jordsmonnet på en 3-trinns skala. Kartet er basert på NGUs data over berggrunnsgeologi der ulike berggrunnstyper er vurdert etter kalkrikhet.

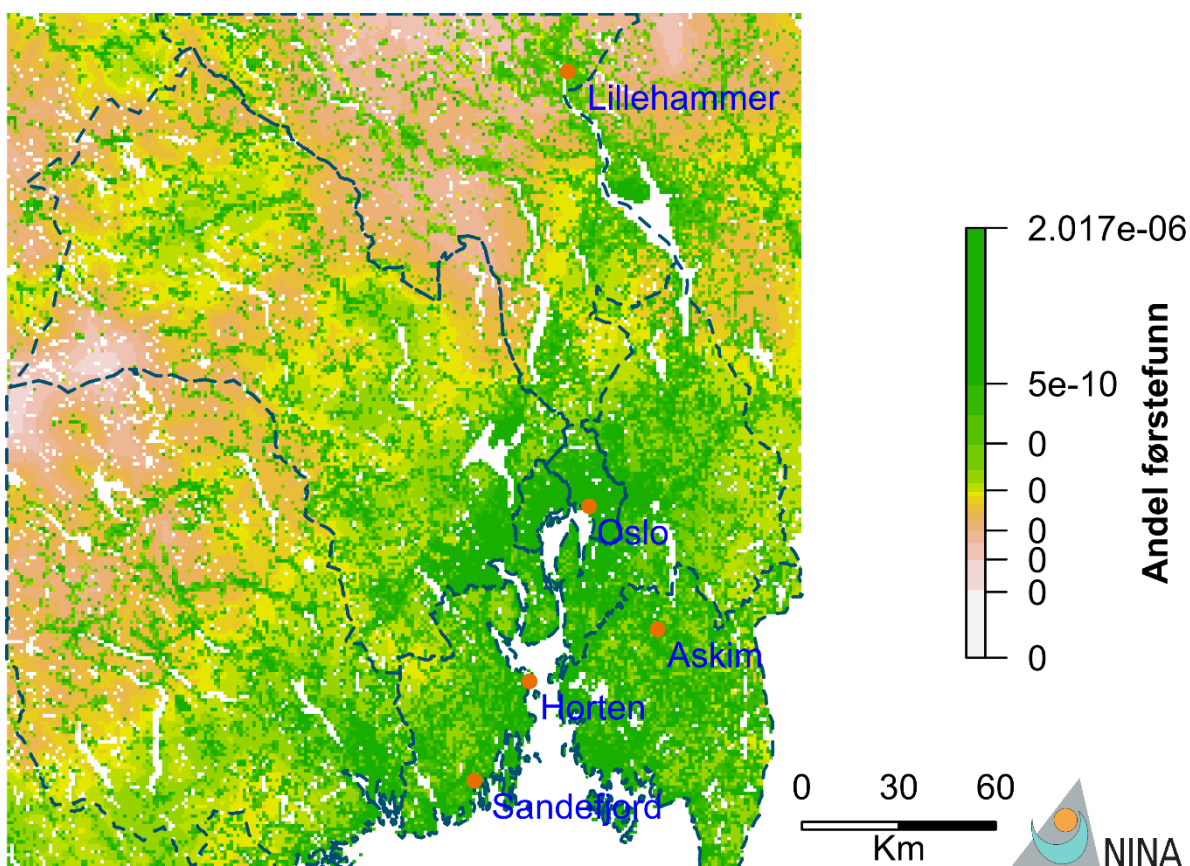
## Arealbruk



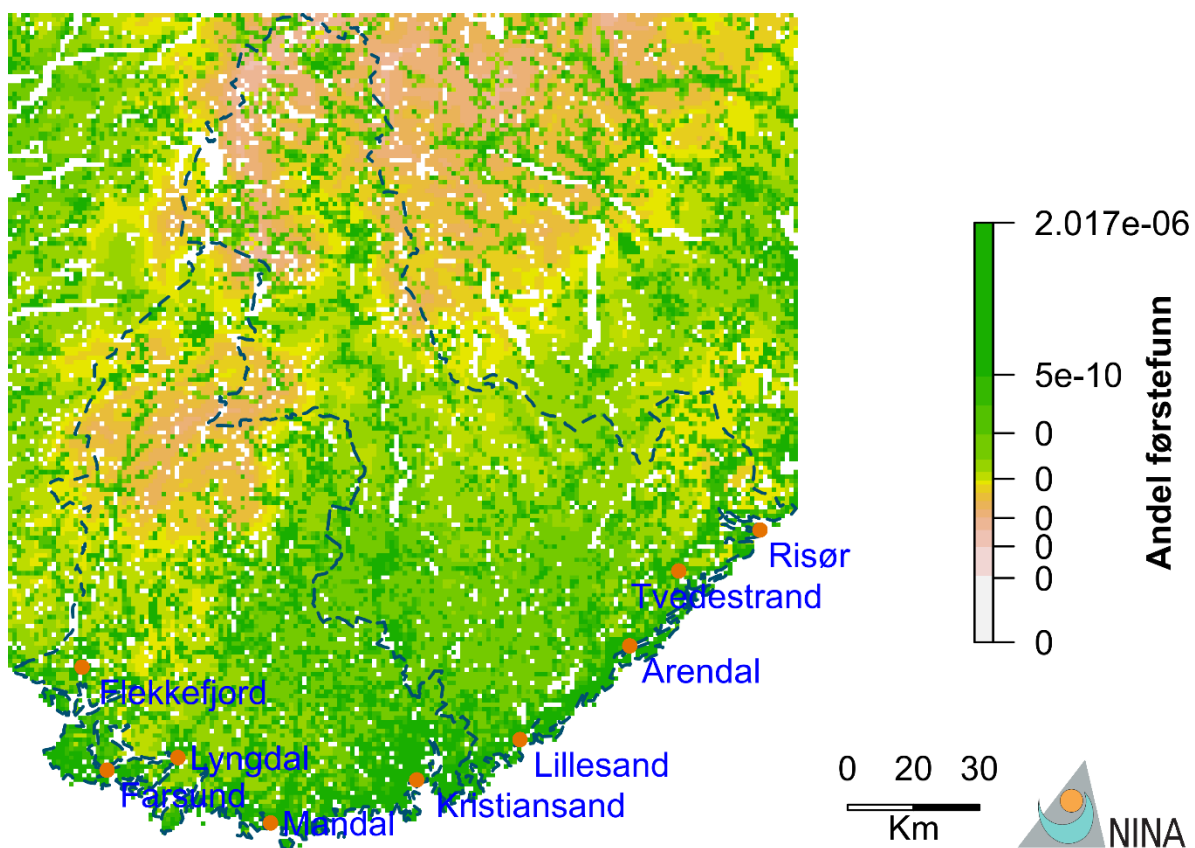
**Figur V2-17.** Dominerende arealtype for hver kvadratkilometer som angitt i kartlaget AR5. AR5, der arealbruk karakteriseres basert på flyfoto, er utgitt av NIBIO. Klassene angir: 11: Bebyggd, 21: Fulldyrka jord, 22: Overflatedyrka jord, 23: Innmarksbeite, 30: Skog, 50: Åpen Fastmark, 60: Myr, 70: Bre, 80: Vann, 99: Ikke kartlagt.

## Vedlegg 3: Prediksjonskart for førstefunn i enkelte regioner

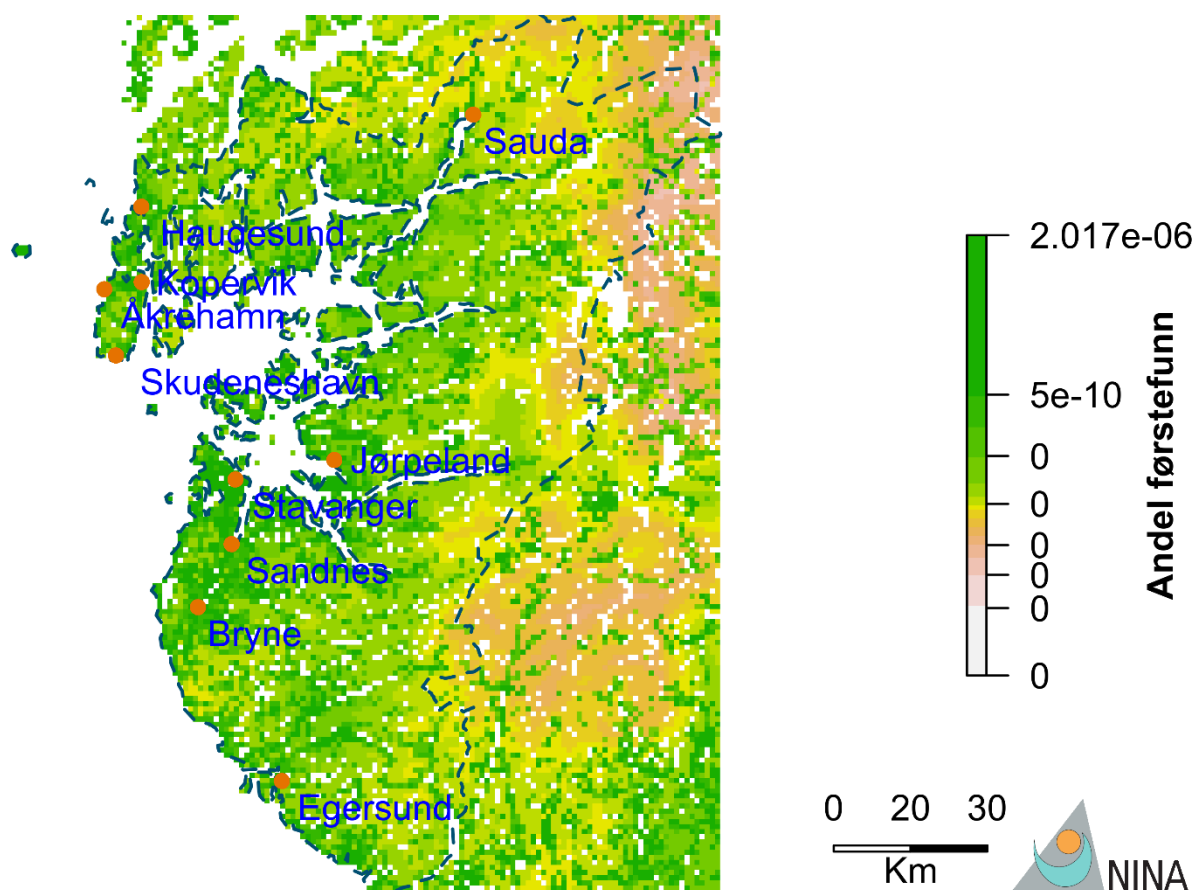
For å se nærmere på prediksjonene viser vi her noen utdrag for enkelte områder. Kartene viser estimert andel førstefunn av fremmede karplantearter innen hver kvadratkilometer. Merk at fargeskalaen kan representeres på flere måter i rasterkart. Her har vi fjernet de laveste og høyeste verdiene for å lage en fargeskala som best viser kontrastene i kartet.



**Figur V3-1.** Estimert andel førstefunn av fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter i Oslofjord-regionen.

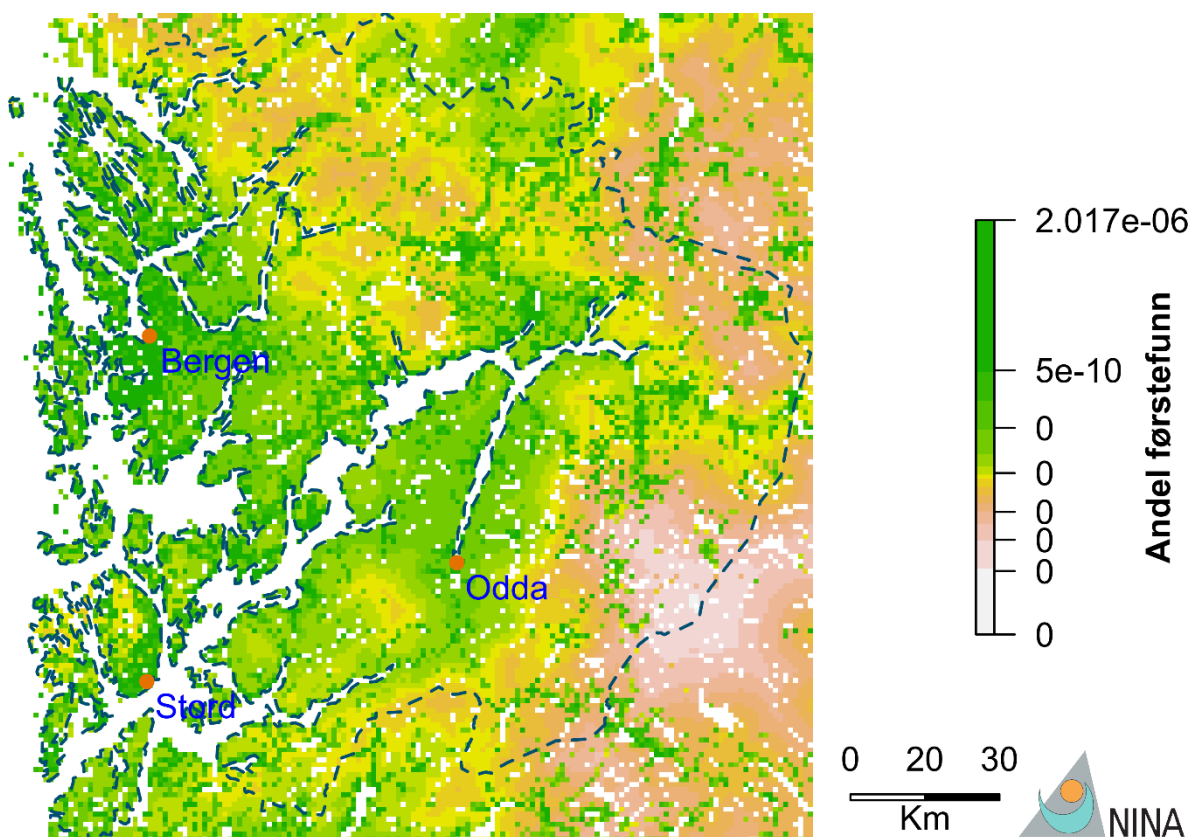


**Figur V3-2.** Estimert andel førstefunn av fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter i Agder.

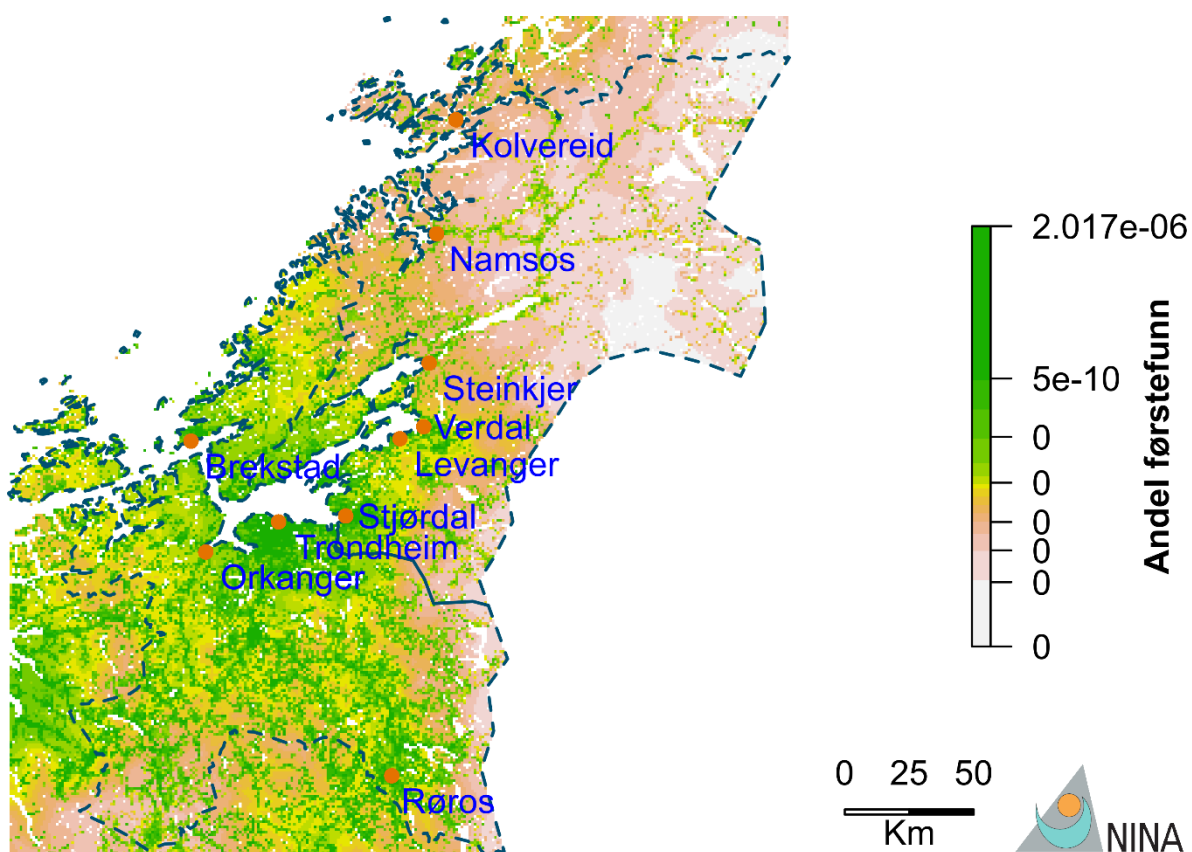


**Figur V3-3.** Estimert andel førstefunn av fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter i Rogaland.





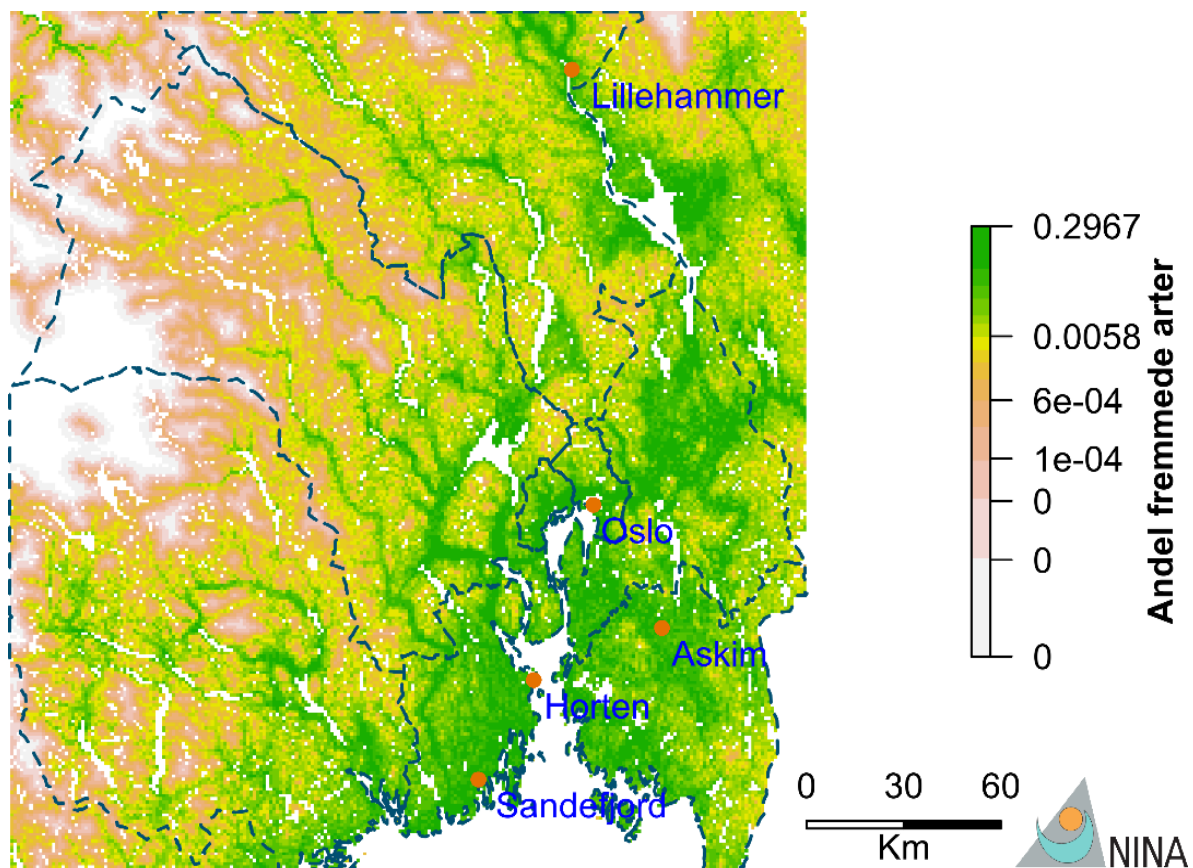
**Figur V3-4.** Estimert andel førstefunn av fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter i Hordaland.



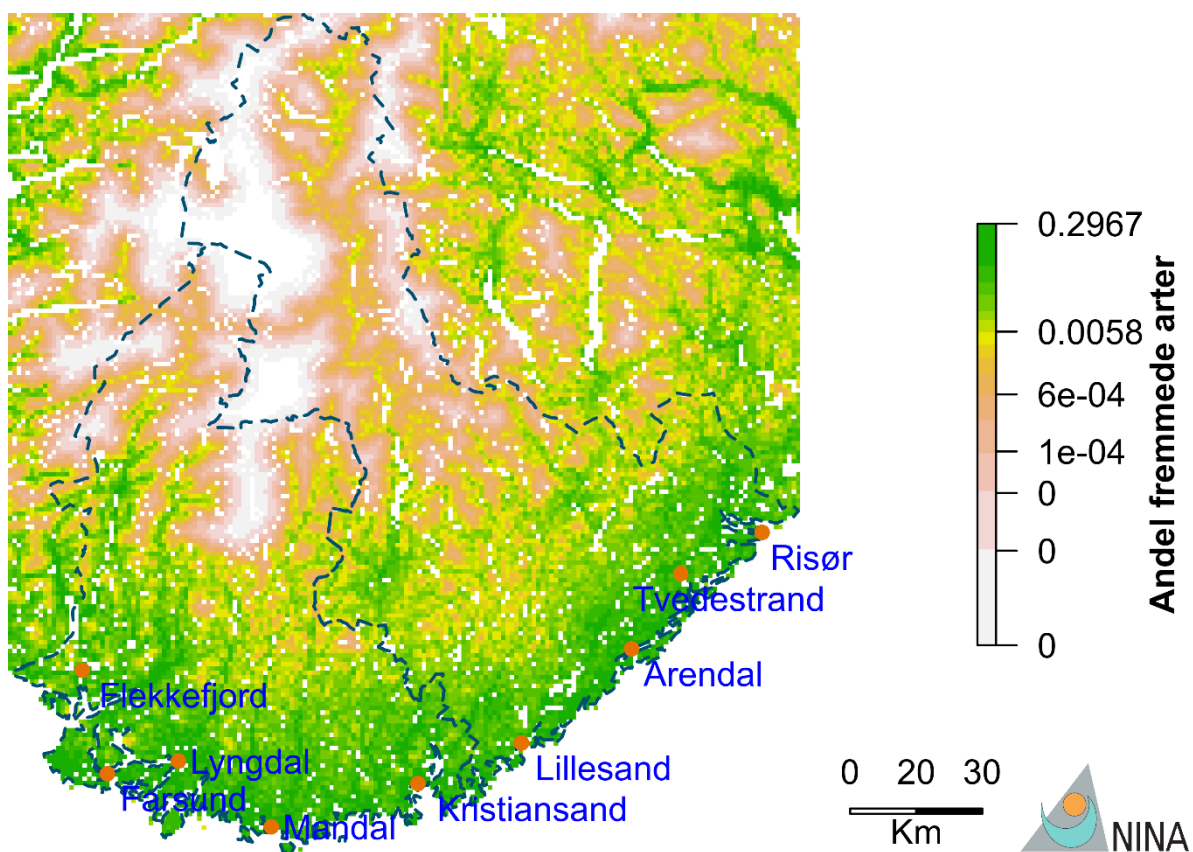
**Figur V3-5.** Estimert andel førstefunn av fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter i Trøndelag.

## Vedlegg 4: Prediksjonskart for nåværende forekomst i enkelte regioner

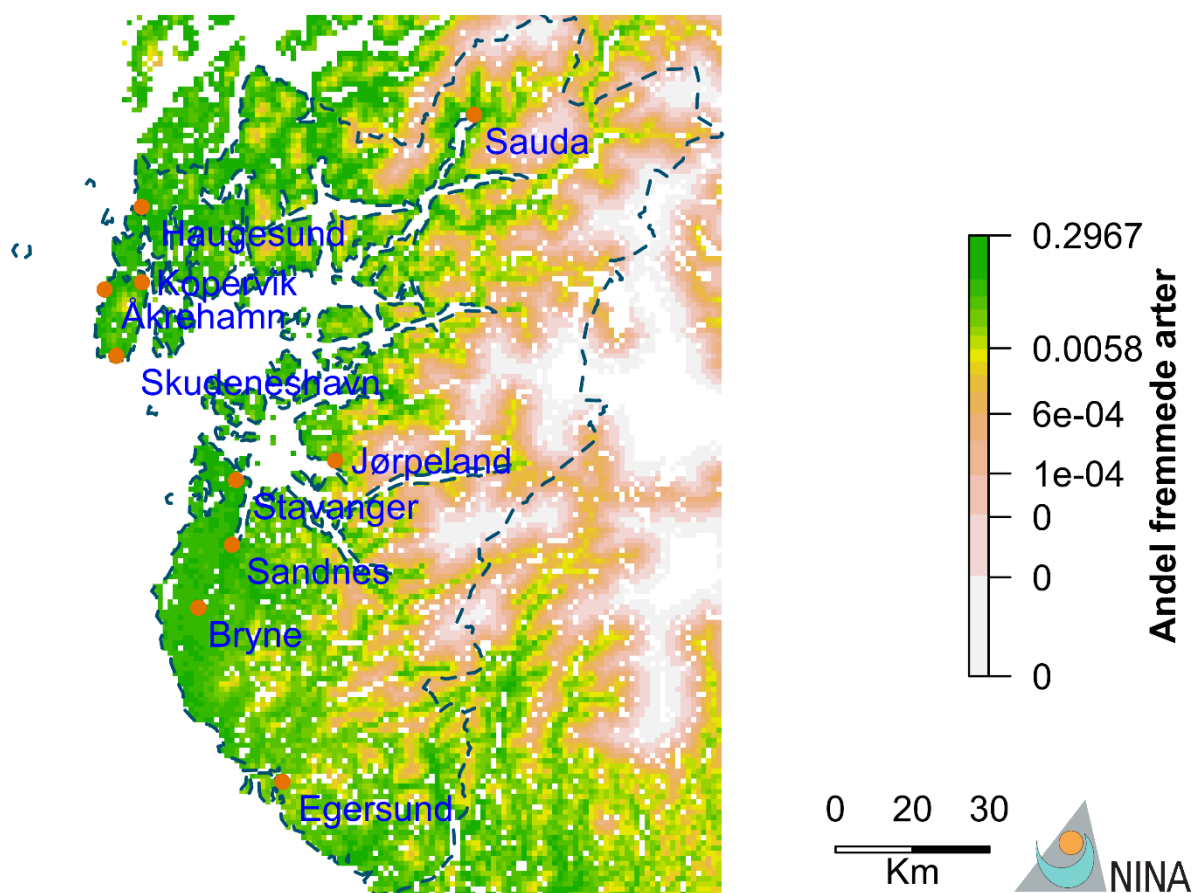
For å se nærmere på prediksjonene viser vi her noen utdrag for enkelte områder. Kartene viser estimert andel fremmede karplantearter innen hver kvadratkilometerrute. Merk at fargeskalaen kan representeres på flere måter i rasterkart. Her har vi fjernet de laveste og høyeste verdiene for å lage en fargeskala som best viser kontrastene i kartet.



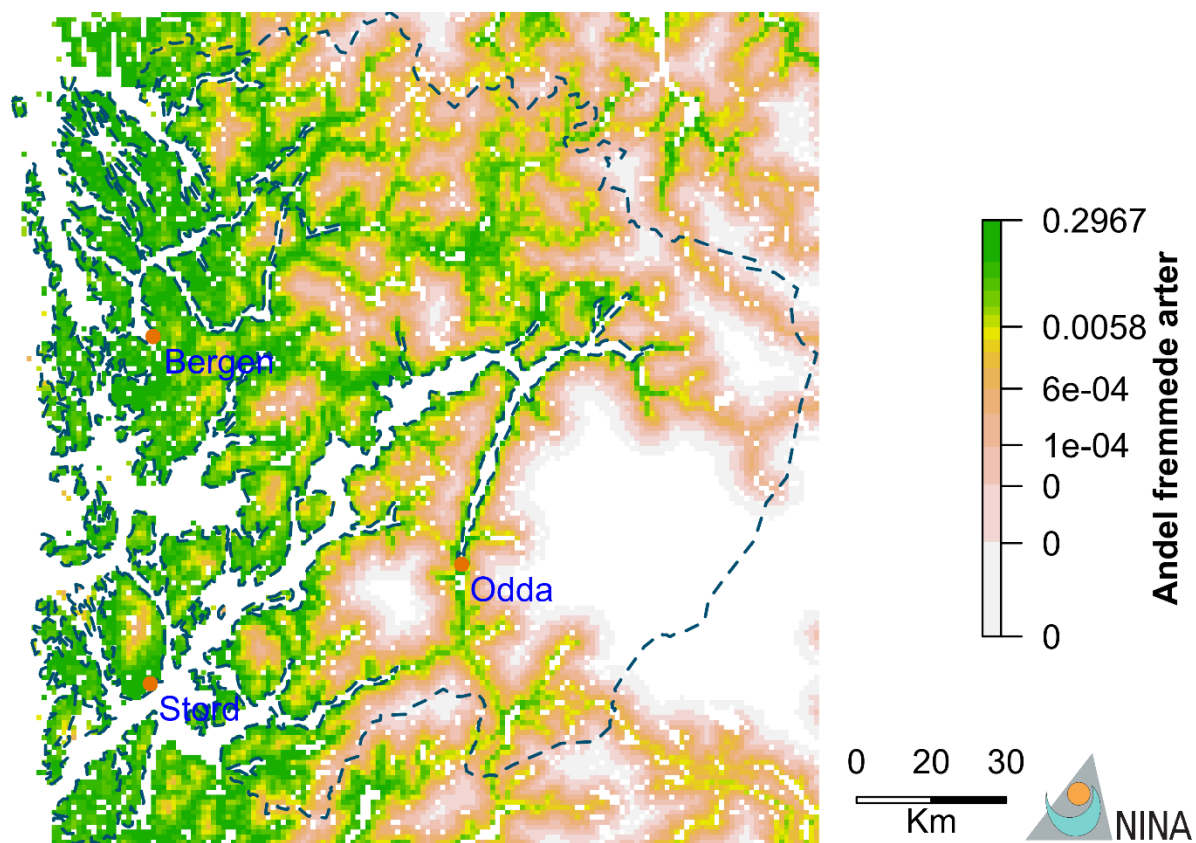
**Figur V4-1.** Andel fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter i Oslofjord-regionen.



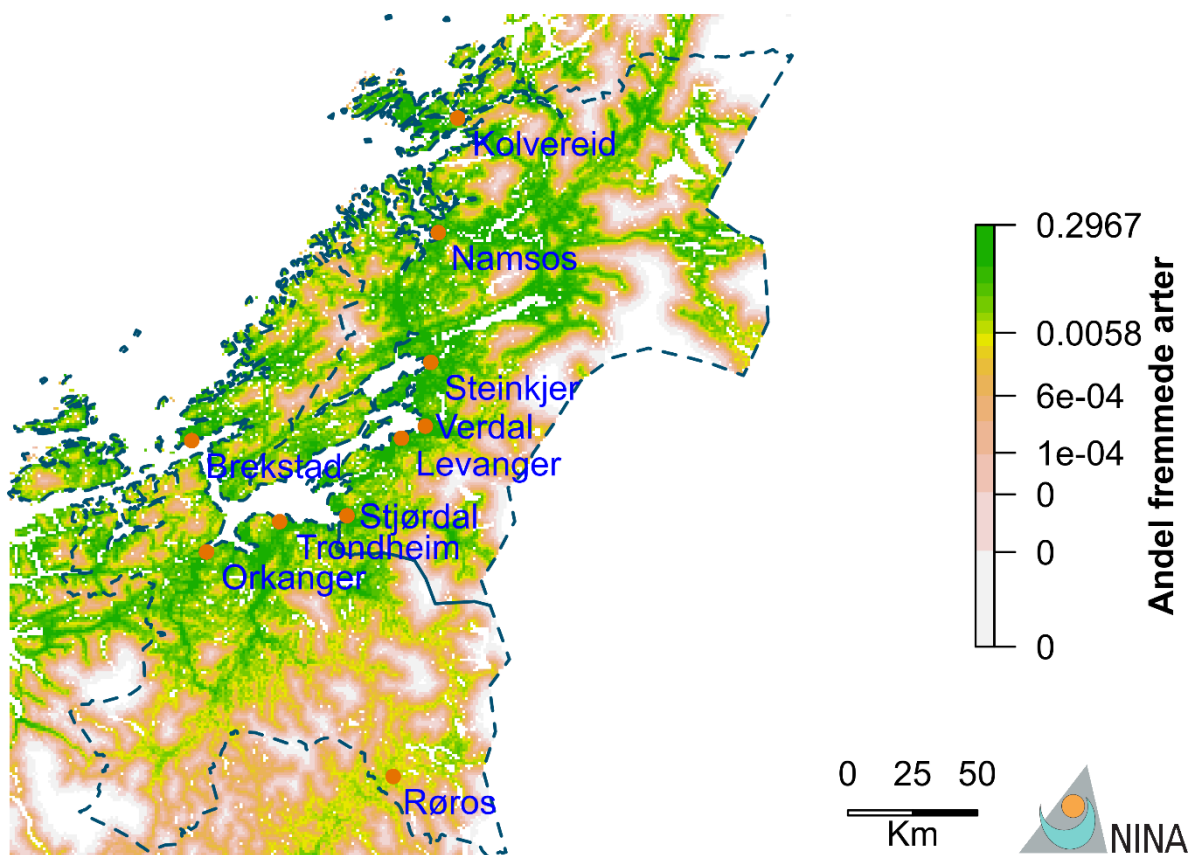
**Figur V4-2.** Andel fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter i Agder.



**Figur V4-3.** Andel fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter i Rogaland.



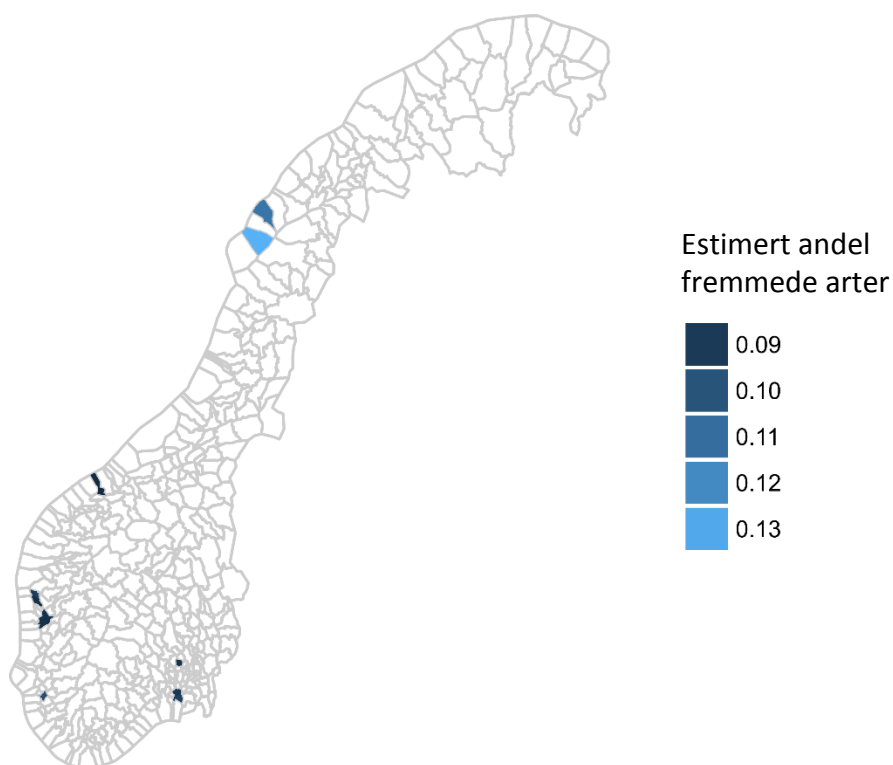
**Figur V4-4.** Andel fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter i Hordaland.



**Figur V4-5.** Andel fremmede karplanter av totalt antall registrerte karplanter i Trøndelag.



## Vedlegg 5: Kommuner med størst andel fremmede karplanter



**Figur V5-1.** De ti kommunene med høyest estimert andel fremmede karplanter. Verdiene er basert på en prediksjon av den fulle modellen (kap. 5), ved å sette innsamlingsinnsatsen lik 1 i hver kvadratkilometer. Se tabell V5-1 for verdier og kap. 5.3.1 for en nærmere diskusjon av resultatene.

**Tabell V5-1.** De ti kommunene med høyest andel funn av fremmede karplanter.

Kommune	Andel fremmede karplanter
Værøy	0,13
Flakstad	0,11
Stavanger	0,10
Nøtterøy	0,09
Austrheim	0,09
Tønsberg	0,09
Asker	0,09
Bergen	0,09
Radøy	0,09
Aukra	0,08



## Vedlegg 6: Forekomst av rødlistede arter

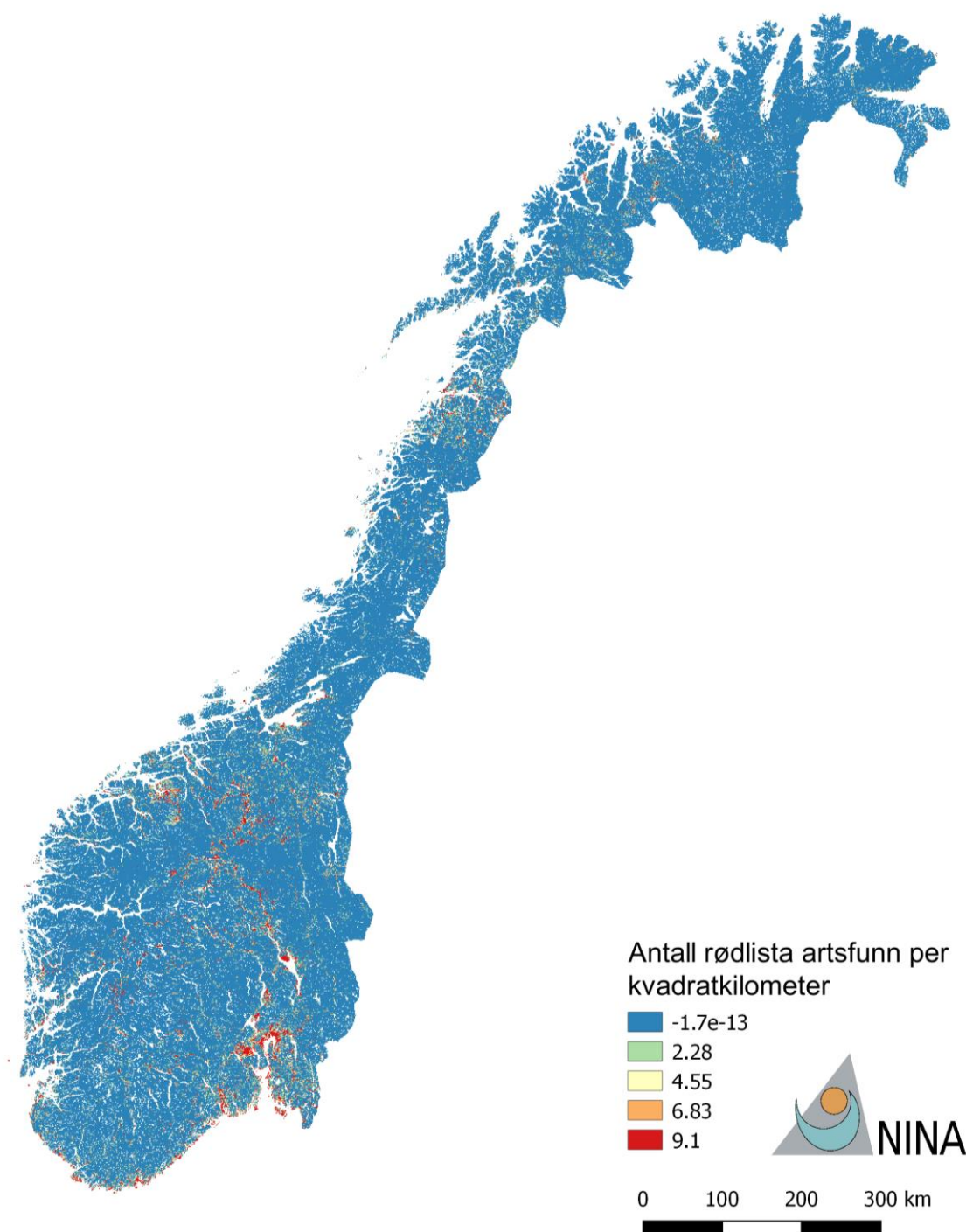
Rødlistekategorier og –kriterier i henhold til Henriksen & Hilmo (2015):

Kriterier for rødlisting:

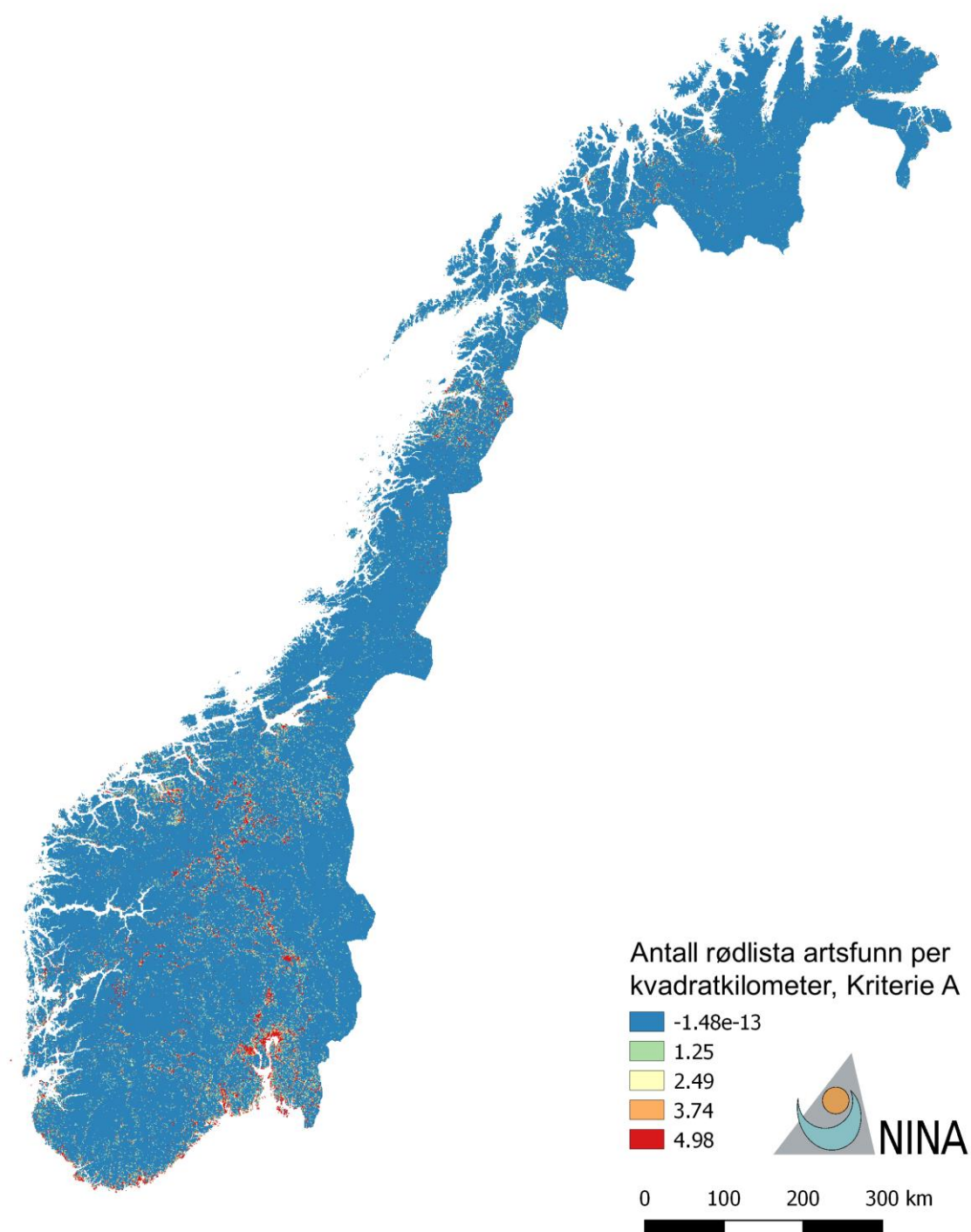
- Kriterium A: Sterk populasjonsreduksjon,  $\geq 30$  % reduksjon over en vurderingsperiode på 3 generasjoner (minimum 10 år og maksimum 100 år)
- Kriterium B: Begrenset utbredelsesområde ( $< 20\,000\text{ km}^2$ ) eller forekomstareal ( $< 2000\text{ km}^2$ ) kombinert med minst to av følgende underkriterier: a) kraftig fragmentering eller få lokaliteter; b) pågående nedgang i populasjon eller areal; c) ekstreme fluktuasjoner
- Kriterium C: Begrenset populasjonsstørrelse ( $< 10\,000$  reproduksjonsdyktige individer) og pågående populasjonsnedgang, eventuelt kombinert med ugunstig populasjonsstruktur (svært små delpopulasjoner eller en stor andel av individene i en delpopulasjon) eller ekstreme populasjonsfluktuasjoner
- Kriterium D: Svært få reproduksjonsdyktige individ ( $< 1000$ ) eller svært begrenset forekomstareal eller få lokaliteter ( $< 20\text{ km}^2$  eller  $\leq 5$  lokaliteter)

Rødlistekategorier:

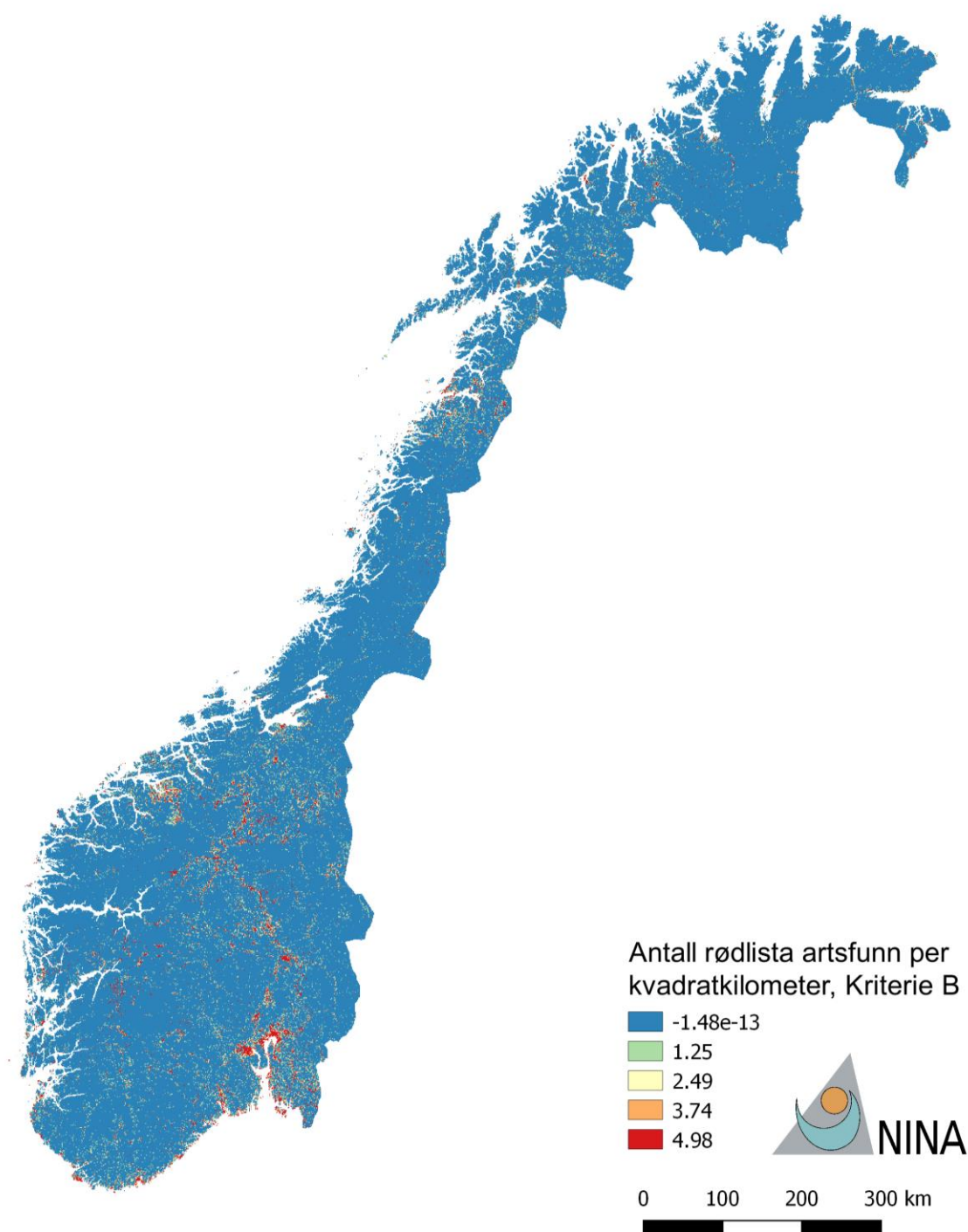
- Regionalt utdødd (RE)
- Kritisk truet (CR)
- Sterkt truet (EN)
- Sårbar (VU)
- Nær truet (NT)
- Datamangel (DD)
- Livskraftig (LC)



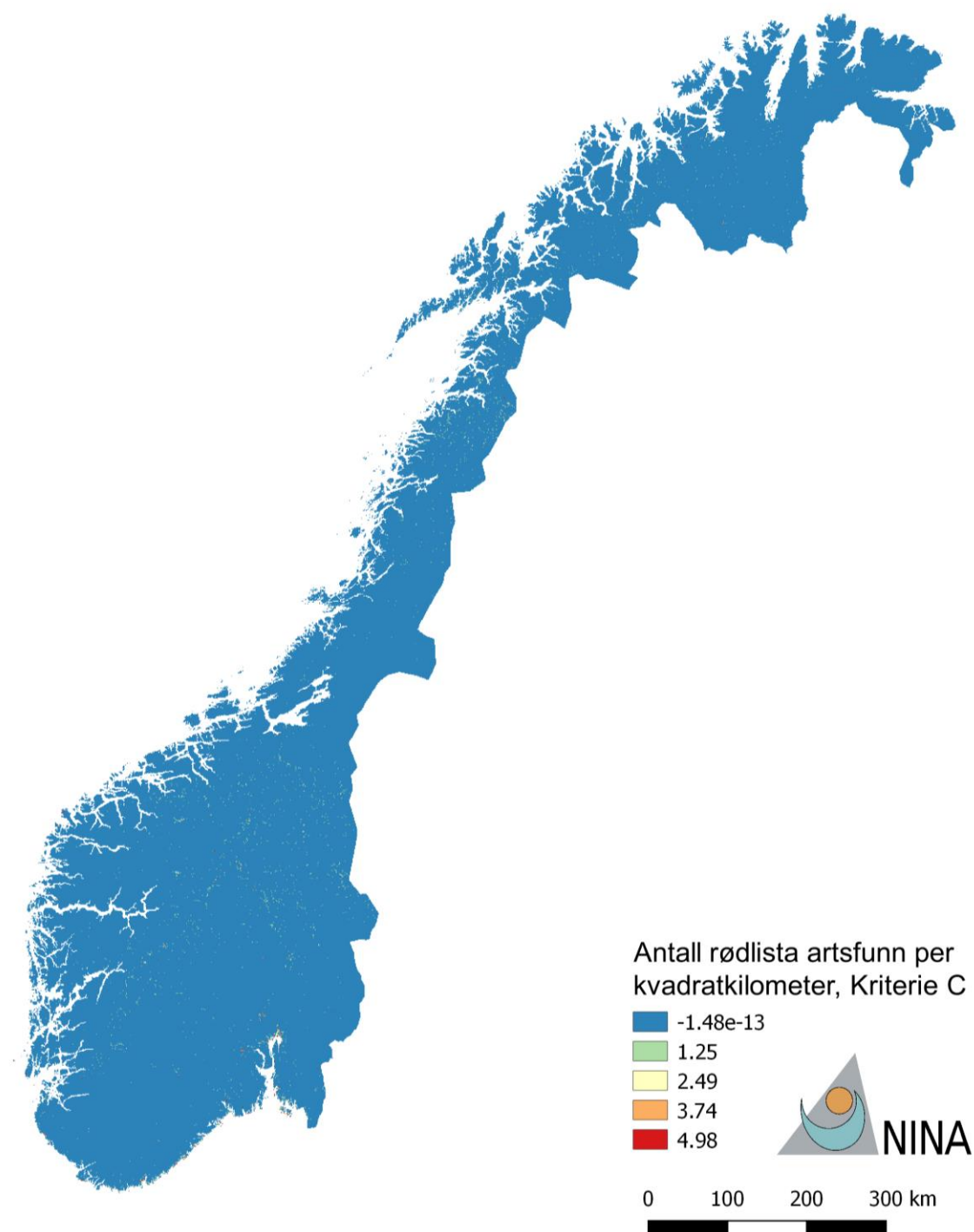
**Figur V6-1.** Forekomst av alle funn av rødlistede karplantearter i GBIF. Kartet er laget via rutinen *density* i R-pakken *spatstat* og bruker en kvadratkilometerskala. Dette kartet ble benyttet som «offset» i modellen for å modellere forholdet mellom fremmede arter og rødlistede arter.



**Figur V6-2.** Forekomst av funn av karplantearter som er rødlistet etter kriterium A: Sterk populasjonsreduksjon,  $\geq 30\%$  reduksjon over en vurderingsperiode på 3 generasjoner (minimum 10 år og maksimum 100 år) (Henriksen & Hilmo 2015).

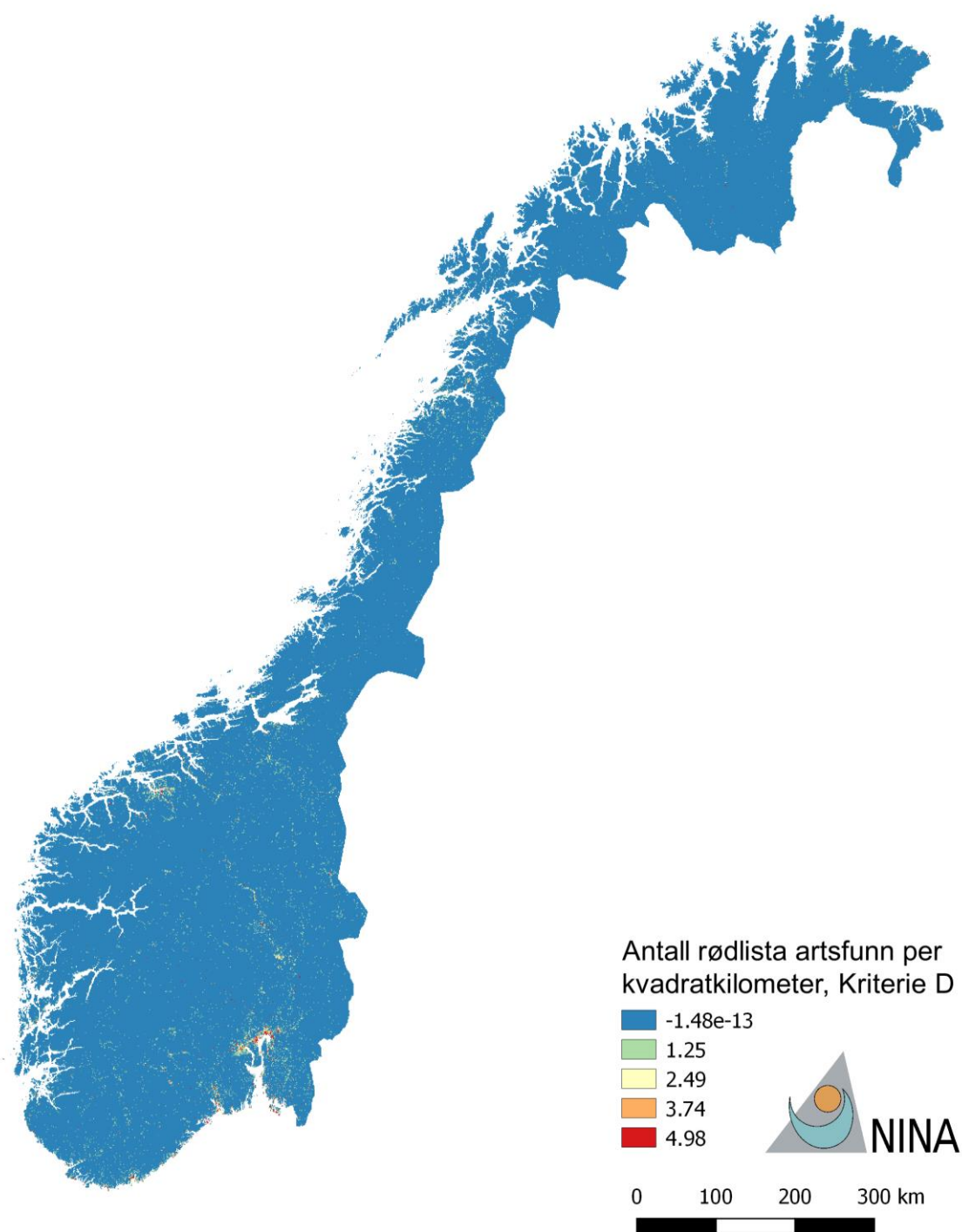


**Figur V6-3.** Forekomst av funn av karplantearter som er rødlistet etter kriterium B: Begrenset utbredelsesområde (< 20 000 km<sup>2</sup>) eller forekomstareal (< 2000 km<sup>2</sup>) kombinert med minst to av følgende underkriterier: a) kraftig fragmentering eller få lokaliteter; b) pågående nedgang i populasjon eller areal; c) ekstreme fluktuasjoner (Henriksen & Hilmo 2015).



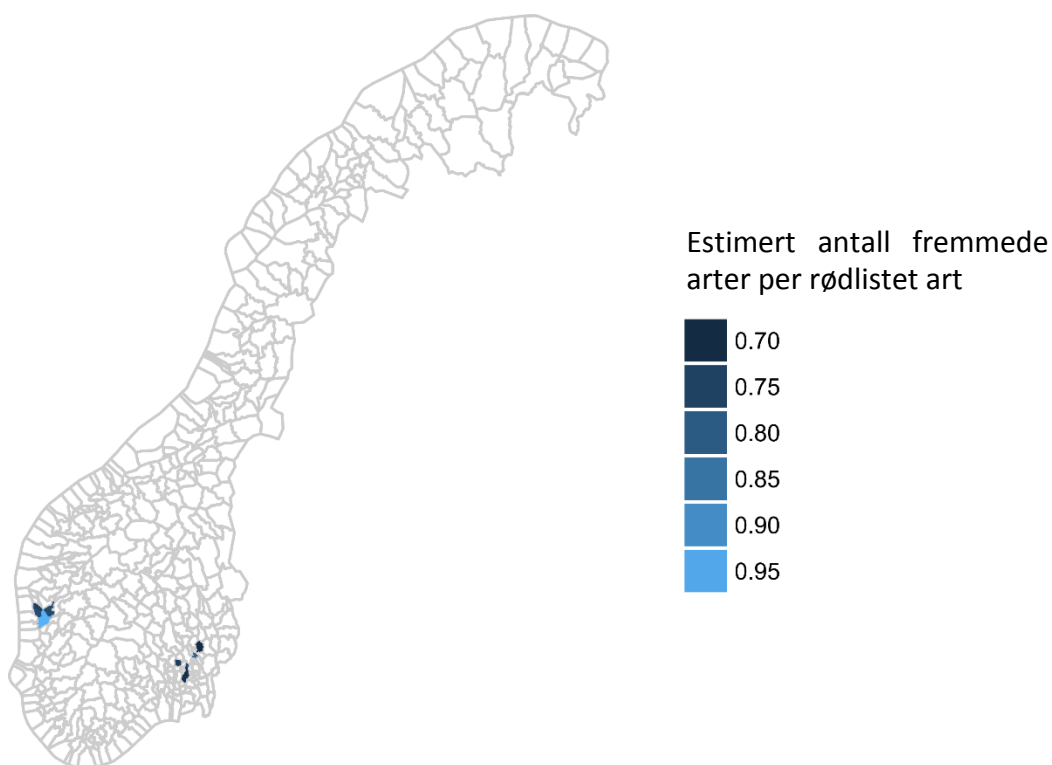
**Figur V6-4.** Forekomst av funn av karplantearter som er rødlistet etter kriterium C: Begrenset populasjonsstørrelse (< 10 000 reproduksjonsdyktige individer) og pågående populasjonsnedgang, eventuelt kombinert med ugunstig populasjonsstruktur (svært små delpopulasjoner eller en stor andel av individene i en delpopulasjon) eller ekstreme populasjonsfluktuasjoner (Henriksen & Hilmo 2015).





**Figur V6-5.** Forekomst av funn av karplantearter som er rødlistet etter kriterium D: Svært få reproduksjonsdyktige individ (< 1000) eller svært begrenset forekomstareal eller få lokaliteter (< 20 km<sup>2</sup> eller ≤ 5 lokaliteter) (Henriksen & Hilmo 2015).

## Vedlegg 7: Kommuner med flest fremmede arter per rødlisteart

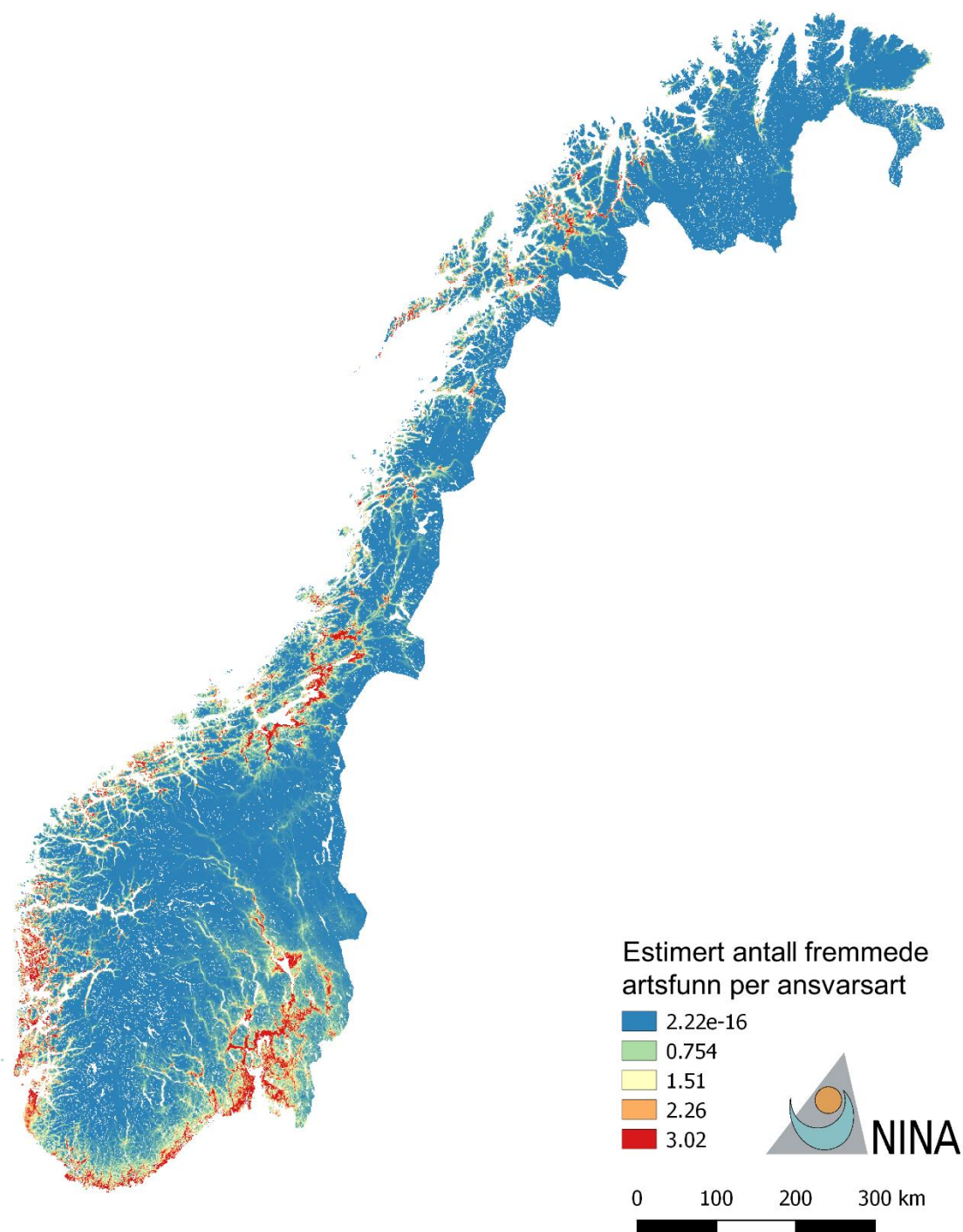


**Figur V7-1.** De ti kommunene med størst mengdeforhold mellom fremmede og rødlistede karplanter. Se tabell V7-1 for verdier og kap. 5.4.1 for en diskusjon av resultatene.

**Tabell V7-1.** De ti kommunene med størst mengdeforhold mellom fremmede og rødlistede karplanter.

Kommune	Antall fremmede arter per rødlistet art
Bergen	0,97
Skedsmo	0,82
Oppegård	0,77
Askøy	0,77
Osterøy	0,77
Meland	0,75
Asker	0,74
Vestby	0,71
Ås	0,71
Ullensaker	0,70

## Vedlegg 8: Ansvarsarter



**Figur V8-1.** Estimert mengdeforhold mellom fremmede karplantearter og rødlistede karplante-ansvarsarter.



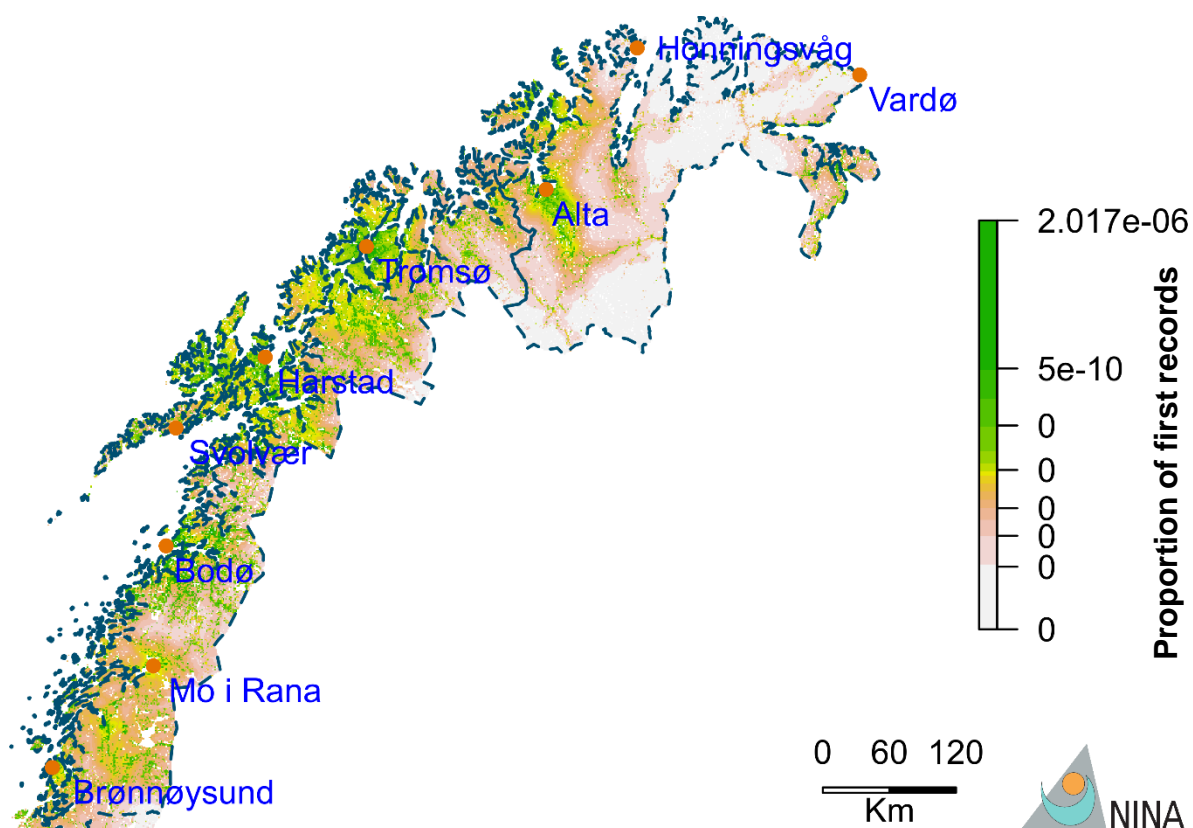
## Vedlegg 9: The Arctic including Northern Norway north of the Arctic Circle

A cold climate and limited human-aided dispersal has resulted in a relatively low proportion of invasive alien species in the High Arctic (for Norway meaning Svalbard including Bear Island and Jan Mayen) (Alsos mfl. 2015 and references therein). This is, however, expected to change as global temperatures and human activity, for instance tourism, increase. High Arctic areas are of especial concern, as temperatures rise faster at high compared to intermediate latitudes (AMAP 2017). We therefore discuss the Arctic specifically. In this context, the Arctic is defined as all areas north of the Arctic Circle, including Svalbard and Jan Mayen. Northern Norway is bioclimatologically speaking not considered an Arctic region (Moen 1998), but due to its' position at high latitudes Northern Norway north of the Arctic Circle is still commonly included in a wider definition of the Arctic.

### Northern Norway north of the Arctic Circle

#### Results of analyses

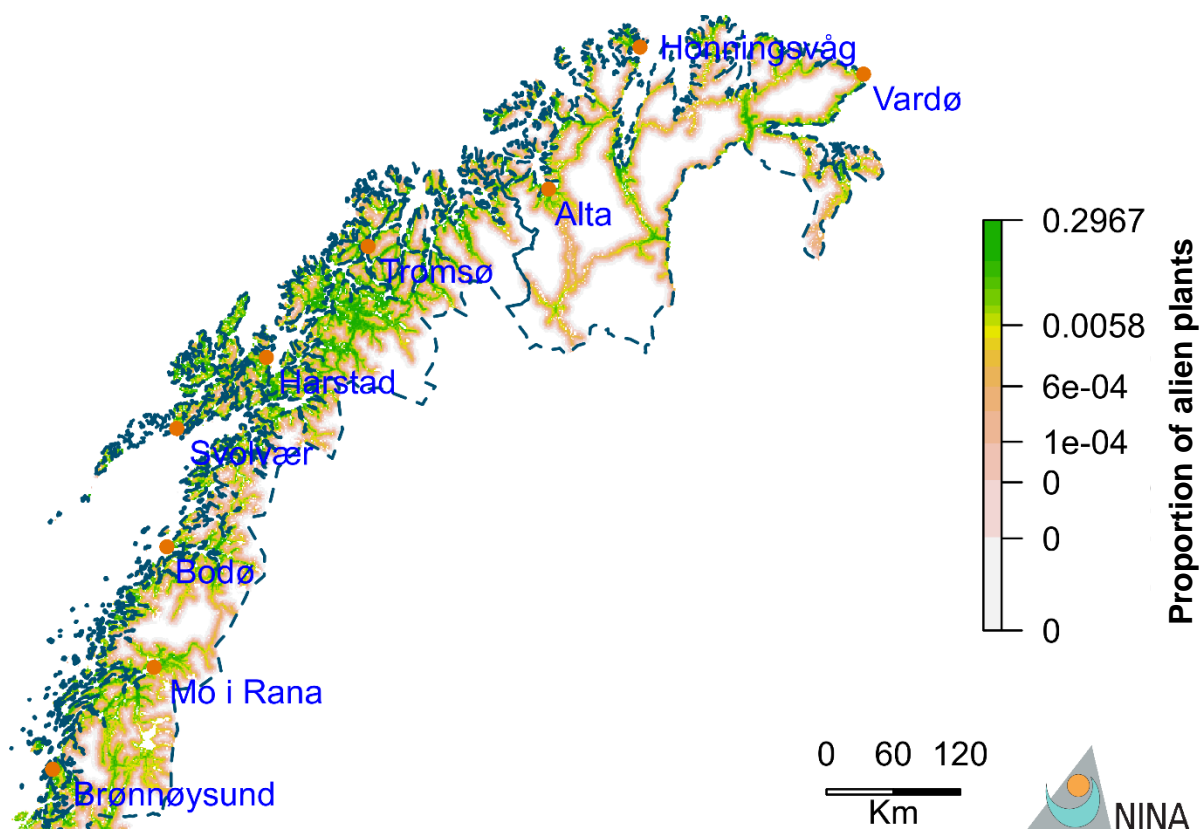
Only a small fraction of the first records of invasive alien vascular plants is found in Northern Norway (Figure 6). As for the predicted occurrence of first records in Northern Norway, the area around Bodø, Tromsø and Alta, as well as parts of Lofoten and Vesterålen, stand out (Figure V9-1). These areas have the greatest likelihood of finding new occurrences of alien vascular plants. This is in line with the finding that first records of alien vascular plants are mainly related to human activity (Figure 8 and 9).



**Figure V9-1.** Estimated proportion of first records of alien vascular plants in Northern Norway.

As for the current distribution of alien vascular plants, the occurrence in Northern Norway is moderate to low compared to the rest of Norway (Figure 15 and 17). The modelling approach shows that the proportion of alien vascular plants is highest in the coastal areas of Troms as well as in parts of Lofoten and Vesterålen, and otherwise low proportions along the coast of Nordland and Finnmark (Figure V9-2). Inland and elevated parts of Northern Norway have very low proportions of alien vascular plants. The predicted number of alien species largely follows the same patterns, but the areas in Troms are less pronounced in this analysis (figure 17). Instead, the cities of Bodø and Tromsø stand out. Greater occurrence of alien vascular plants in urban and coastal areas are in line with the findings elsewhere in Norway (Figure 12 and 13).

The ratio between the number of records of alien vascular plants and red-listed vascular plants (Figure 19), and between alien vascular plants and vascular plants Norway has an international responsibility for (Vedlegg 8), was highest along the coast of Troms. Here, almost as many alien species as red-listed species have been recorded. For the alien:redlisted ratio some areas around the largest cities in Nordland and coastal areas northeast of Finnmark also stand out.



**Figure V9-2.** Estimated occurrence of alien vascular plants in Northern Norway.

## Literature review

The fact that Tromsø and surrounding areas appear to be a hotspot for the establishment of alien species, is partly due to many decades of thorough surveys of the area done by experts with extensive species-level knowledge. This has resulted in a number of alien and problem species being recorded (e.g. Alm 1988, 1992, 1999, Alm & Gamst 1997a, b, Alm et al. 1998, 2004a, 2004b, Alvestad 1992, 1990, Elvebakk 1982, Elven 1985, Engelskjøn 1995, 2012, Engelskjøn & Skifte 1995, Sortland 1997, Øvstedal 1997). In Artskart there is, as of 19.08.2017, a total of 2869 records of, in all, 182 alien species in Tromsø municipality (all groups of organisms); the majority of these are vascular plants. As many as 52 % of the records are of species in category SE. One species in particular, *Heracleum persicum* (severe impact - SE), stands out with 27 % of the total amount of records. A characteristic sight in the cityscape, 30 % of all records of this species in Norway are made in Tromsø. Next in line are *Lupinus polyphyllus* (SE), *Primula elatior* (potentially high impact - PH), and *Cyanus montanus* (high impact - HI) with 10 %, 6 %, and 3 % of all records, respectively.

It would be natural to compare Tromsø to the city of Bodø. In Artskart, as of 19.08.2017, a total of 1037 records of alien species are registered for Bodø, only 35 % of the number of records in Tromsø. In Bodø, as well, the species with the most records is *H. persicum*, making up 9 % of the total. However, Bodø differs from Tromsø in the fact that it has a higher amount of records of alien conifers. Bodø and Tromsø are comparable with regard to the presence of experts with a special interest in recording alien species. Therefore, the difference in the number of records between the two cities might suggest that Tromsø is, indeed, a significant hotspot for alien species, and that the high number of records is not solely due to the diligence of said experts. Alm (2010a, 2010b, 2011) conducted thorough investigations of introduced vascular plants in the city of Harstad, including Bjarkøy, but as he states the time spent on investigation in Harstad is only a fraction of the time spent in Tromsø. In total, he recorded 141 introduced species, including 16 that were not previously known to have spread to the wild in Troms. Consequently, all three cities appear to be hotspots for the establishment of unwanted species, but Tromsø may appear to have more extensive establishment.

Narvik is the terminus of the railway from Sweden. Several species have the capacity to spread along railways, but the recorded number of alien species in Narvik is relatively modest. Only 233 records are registered in Artskart and, again, *H. persicum* and *L. polyphyllus* are the dominating species with 45 % and 6 % of the records, respectively. Further studies might be able to estimate the contribution from the railway to the municipality's element of unwanted species.

Invasive alien species are also distributed outside of the largest cities. This applies to, among others, conifers like sitka spruce (*Picea sitchensis*) (SE) and lutz spruce (*P. × lutzii*) (low impact - LO) spreading from plantations (Skoglund & Østerkløft 2015, Kyrkjeeide et al. 2017), deciduous trees like sycamore maple (*Acer pseudoplatanus*) (SE) (Skoglund 2015), shrubs like *Rosa rugosa* (SE) (Sortland 2015a), and a range of perennials (see e.g. Alm 2015a,b,c, Sortland 2015b). *Heracleum persicum* is by far the species that has been most successful in establishing outside of disturbed areas and gardens. Among other places, it dominates at abandoned meadows, saline meadows, and perennial drift-wall, and in some places it has completely taken over in ravines and along brooks (Alm 2015d, Eide 2015).

In Finnmark the establishment of alien vascular plants is a far more modest problem than in Nordland and Troms, as we interpret the situation from the available species records and literature. From Finnmark's most populous city, Alta, Artskart only has 169 records of 37 alien species,

most of them vascular plants. Sør-Varanger in the east of Finnmark does not have many records of alien species in Artskart, either. However, the municipality is a core area for certain vascular plants established during WWII through the import of fodder for the horses of German and Russian soldiers (Alm 2012). More than fifty species in the local flora were established during WWII, accounting for about a tenth of the municipality's species of vascular plants. Examples of alien species are *Campanula patula* (LO), *Pimpinella major* (LO), *Phyteuma nigrum* (no known impact - NK), *Arabidopsis arenosa* (PH), *Alchemilla heptagona* (LO), and *Rumex confertus* (LO). Alm (2012) shows that many of these locations are about to be reforested naturally and assumes that any German and Russian traces in the local flora will eventually be wiped out.

## Svalbard

The study of alien species in Norway also includes Svalbard. It has not been possible to include Svalbard in the modelling, as the predictor variables do not cover the area. Separate analyses for Svalbard were considered, but with very few observations (see below), especially when it comes to first records, of which all are in close vicinity of buildings, this did not make much sense. The description of Svalbard is therefore based on Artskart records and available literature.

For vascular plants and mammals separate risk assessments have been carried out for Svalbard in order to highlight species that are alien to Svalbard yet often are indigenous on the mainland (Gederaas et al. 2012). Seventy-eight species of vascular plants have been assessed for Svalbard. Out of these 69 are considered incapable of reproducing on the archipelago, while the remaining nine species are considered alien. Of these species, one is in category high impact (HI), five are in category low impact (LO) and three are in category no known impact (NK). Therefore, only one species, *Anthriscus sylvestris*, is blacklisted for Svalbard. In Artskart, the online species map service of the Norwegian Biodiversity Information Centre, there are as of 18.08.2017 registered 186 records of alien species for Svalbard including Bear Island. Precisely half of these, 93 records, concern vascular plants (Figure V9-3). Even though *A. sylvestris* has the highest risk assessment, there are only two records of this species in Artskart. Instead, *Stellaria media* (NK) is the vascular plant with the most records, 27 in total. This might be due to the fact that *S. media* was established on Svalbard at an earlier time, with the oldest recording being from 1921. There are also some older recordings of *Achillea millefolium* (LO), with the oldest dating back to 1897. Alsos et al. (2015) report of further instances of introduced vascular plant species on Svalbard. The purpose of their analysis was to assess the survival capabilities of the species introduced at different sites. They found that introduced species have disappeared from half of the sites where human activity has ceased or been greatly reduced. Note that most of the species in their study are not considered to be alien species by Gederaas et al. (2012), as they are not found to be reproducing on the archipelago. Examples of such species are *Capsella bursa-pastoris*, *Dactylis glomerata*, and *Phleum pratense*.

The majority of occurrences of alien species on Svalbard are from Longyearbyen and the surrounding areas (Adventdalen and Adventfjorden, 31 records in total). From Barentsburg there are 19 records, while there are 18 records from Ny-Ålesund. Next is Pyramiden with ten, Colesbukta with seven, and Bjørnøya with six records. The last two records are found close to cabins in Isfjorden. Consequently, all records are connected to towns or other infrastructure, and nothing so far implies that alien species are invading intact nature. This is in line with the conclusions drawn by Alsos et al. (2015).

Some areas are probably underrepresented in the available data sets. One example is Barentsburg, since the area is relatively rarely visited by Norwegian botanists looking for alien plant species. Nevertheless, Alsos et al. (2015) listed a large number of introduced species for Barentsburg. Based on field work carried out in 1988, Liška & Soldán (2004) reported 60 introduced species from Barentsburg and Pyramiden. In Pyramiden there is no longer a Russian society of any real importance, but in Barentsburg there is still a high level of human activity. A potential source for the establishment of introduced plant species in Barentsburg, both vascular plants and invertebrates, is the extensive import of soil to grow fodder for dairy cows (Coulson et al. 2013). It is uncertain to what extent import of soil from Russia to Barentsburg is still taking place. This practise has probably ceased entirely. In Pyramiden, lawns were established in the 1980s (Coulson et al. 2015). The alien species *A. millefolium* (LO) is still found there with, among others, *Deschampsia cespitosa* and *Festuca rubra* ssp. *rubra* (both introduced, but not on the list of alien species). However, these lawns are currently dominated by a native *Poa* species (Alsos et al. 2015). A similar route of establishment is possible to Longyearbyen by way of imported animal fodder, as the settlement houses a modest stock of horses. Seeds of non-native species also arrive to Svalbard by way of footwear and outdoor clothing previously worn in other places in the world (Ware et al. 2012). Although many seeds potentially arrive in Longyearbyen this way, the risk of any of these establishing in nature is considered to be minimal (Gederaas et al. 2012).



**Figure V9-3.** Records of invasive alien vascular plants on Svalbard registered in Artskart (Artsdatabanken & GBIF Norge 2017). The dot west of Prins Karls Forland is due to inaccurate localization of records.

Increasing summer temperature is expected to increase the probability of alien species establishing on Svalbard, especially in close proximity to active human settlements and areas that already have high summer temperatures (Alsos et al. 2015). This also applies for Jan Mayen. Last, but not least, increasing summer temperature will allow introduced species, sporadically present but up until now unable to reproduce on the archipelago, to start producing seeds. When this happens these species will be given the status of alien species.

Currently, the climate on Svalbard is subject to considerable change. In no other place in the world the winter climate is changing as dramatically as here (Hansen et al. 2014, van Pelt et al. 2016, Vikhamar-Schuler et al. 2016). Furthermore, the winter climate is changing to a far greater extent than the summer climate. While a change in the summer climate may stimulate increased plant growth, a change in the winter climate has the opposite effect; increased levels of damage on the indigenous vegetation due to a decrease in snow cover and an increase in ice cover on the tundra (Phoenix & Bjerke 2016, Bjerke et al. 2017). In addition, melting permafrost and increased precipitation in later years has caused considerable erosion and land slides (e.g. Eckerstorfer & Malnes 2016, Isaksen mfl. 2017). Consequently, the extensive changes in climate coupled with extreme events might lead to major changes in the vegetation composition of Svalbard's tundra that will far exceed the threat posed by increased establishment of alien species.

**Box V9. Short summary of Vedlegg 9 The Arctic including Northern Norway north of the Arctic Circle.**

- The proportion of first findings and current distribution of invasive alien vascular plants in Northern Norway is low to moderate compared to the rest of the country. Finnmark has especially low values.
- The occurrence of alien vascular plants was concentrated around the biggest cities and in coastal areas.
- Svalbard has few records of alien vascular plants, all found in near vicinity of buildings and infrastructure.
- Climate change may lead to increased spread of alien vascular plants on Svalbard, but climate change itself poses a greater threat to the Svalbard ecosystems.



*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 og Oslo. NINA er i ferd med å etablere et kontor i Bergen. 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: 978-82-426-3120-6

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgard, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger