

1572

NINA Rapport

Geografisk utbredelse av truede karplanter i Norge: modellering av hotspots

Siri Lie Olsen, Richard D. Hedger, Megan Nowell, Ditte Hendrichsen, Marianne Evju



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

Geografisk utbredelse av truede karplanter i Norge: modellering av hotspots

Siri Lie Olsen
Richard D. Hedger
Megan Nowell
Ditte Hendrichsen
Marianne Evju

Olsen, S.L., Hedger, R.D., Nowell, M., Hendrichsen, D. & Evju, M.
2018. Geografisk utbredelse av truede karplanter i Norge:
modellering av hotspots. NINA Rapport 1572. Norsk institutt for
naturforskning.

Oslo, desember 2018

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3311-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Craig Jackson

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-1143|2018

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmørn

FORSIDEBILDE

Et utvalg av truede karplanter i Norge

© Siri Lie Olsen og Megan Nowell

NØKKEWORD

ansvarsarter, biologisk mangfold, fremmede arter, hotspot, INON,
karplanter, litteraturgjennomgang, MiS, modellering, naturtyper,
NiN, Norge, truede arter, verneområder

KEY WORDS

alien species, biodiversity, hotspot, INON, literature review, MiS,
modelling, national responsibility species, nature types, NiN,
Norway, protected areas, threatened species, vascular plants

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
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

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

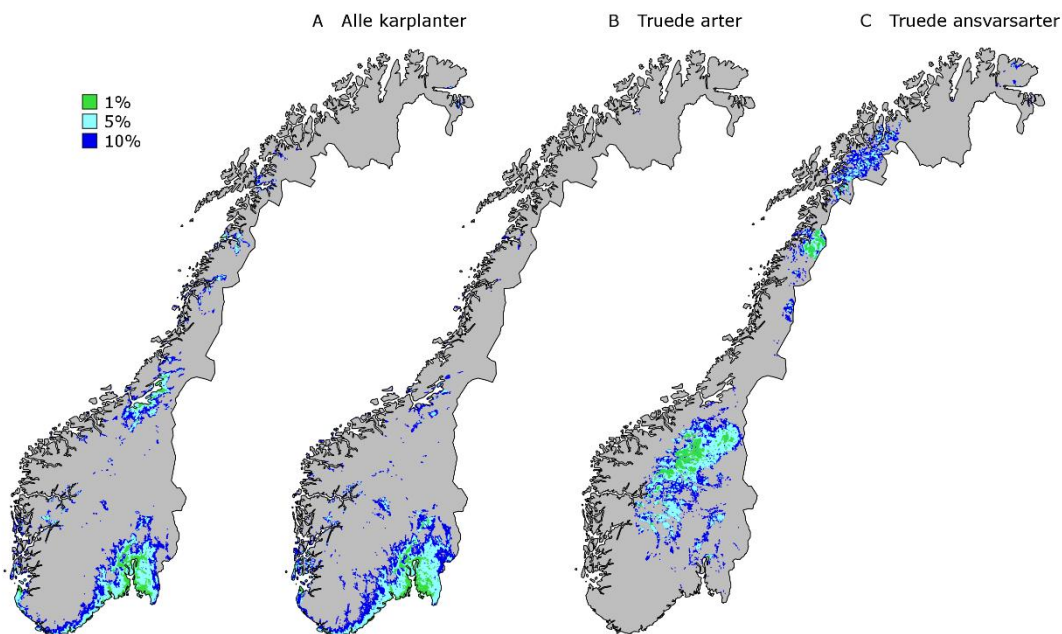
Sammendrag

Olsen, S.L., Hedger, R.D., Nowell, M., Hendrichsen, D. & Evju, M. 2018. Geografisk utbredelse av truede karplanter i Norge: modellering av hotspots. NINA Rapport 1572. Norsk institutt for naturforskning.

Endret arealbruk og habitatfragmentering er den største trusselen mot verdens biologiske mangfold. Ivaretagelse av artenes habitater er derfor den mest effektive måten å bevare biomangfoldet på. I dette arbeidet er det naturlig å fokusere på habitater med særlig høyt biologisk mangfold, såkalte «hotspots». Norge har gjennom FNs konvensjon for biologisk mangfold forpliktet seg til å stanse tap av biologisk mangfold innen 2020. Dette krever imidlertid kunnskap om hvor hotspots for biomangfold er lokalisert. Vi har derfor modellert hotspots for karplanter på nasjonal skala, inkludert hotspots for karplanter generelt og truede arter og truede ansvarsarter spesielt.

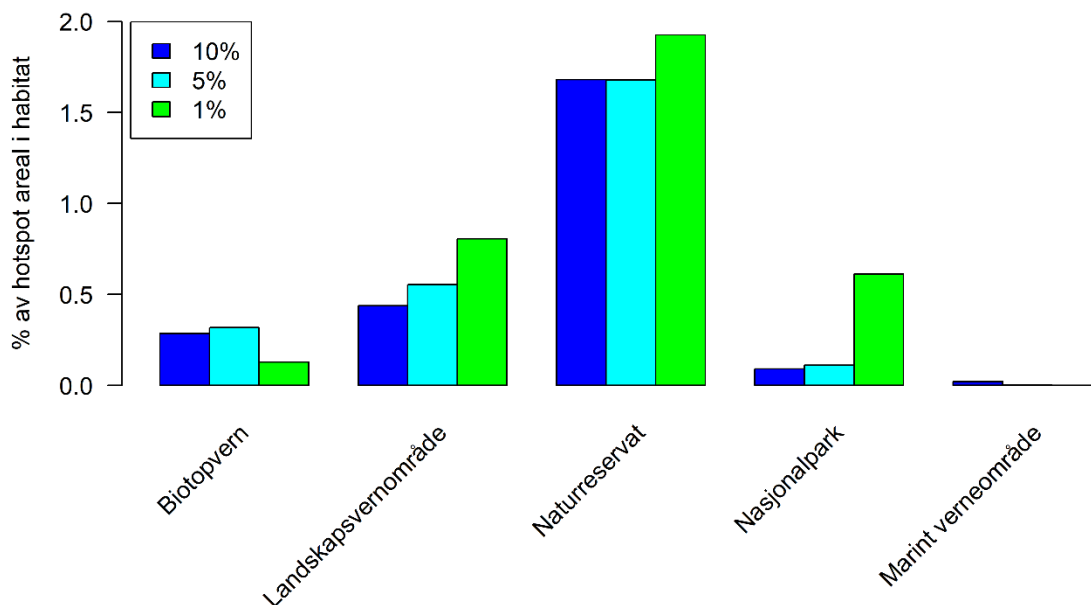
Våre prediksjoner viste at forekomsten av truede karplanter i stor grad fulgte det samme geografiske mønsteret som karplanter generelt og var relatert til både naturgitte forhold, blant annet lite nedbør, høyt kalkinnhold i jorda og høy solinnstråling, og til menneskelig aktivitet i form av ulike typer infrastruktur. Det innebærer at hotspots for disse gruppene av karplanter er konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og langs kysten nord til Hordaland, samt mindre forekomster rundt Trondheimsfjorden og i Nordland (**Figur S.1**). Desto snevrere definisjon vi benyttet for hva som regnes som en hotspots, jo mer konsentrert ble hotspots-områdene til kyststrøk rundt Oslofjorden, særlig for truede arter.

Forekomsten av truede ansvarsarter var også relatert til både naturgitte forhold, som lite nedbør, høyt kalkinnhold og lav solinnstråling, og ulike former for menneskelig aktivitet, men for disse artene var hotspots konsentrert til helt andre deler av landet, nærmere bestemt fjellet i Sør-Norge og indre strøk i deler av Nordland og Troms. Hotspots for truede ansvarsarter overlappet i liten grad med hotspots for alle truede karplantearter. Dette innebærer at truede ansvarsarter må ivretas på andre arealer enn truede karplanter generelt.



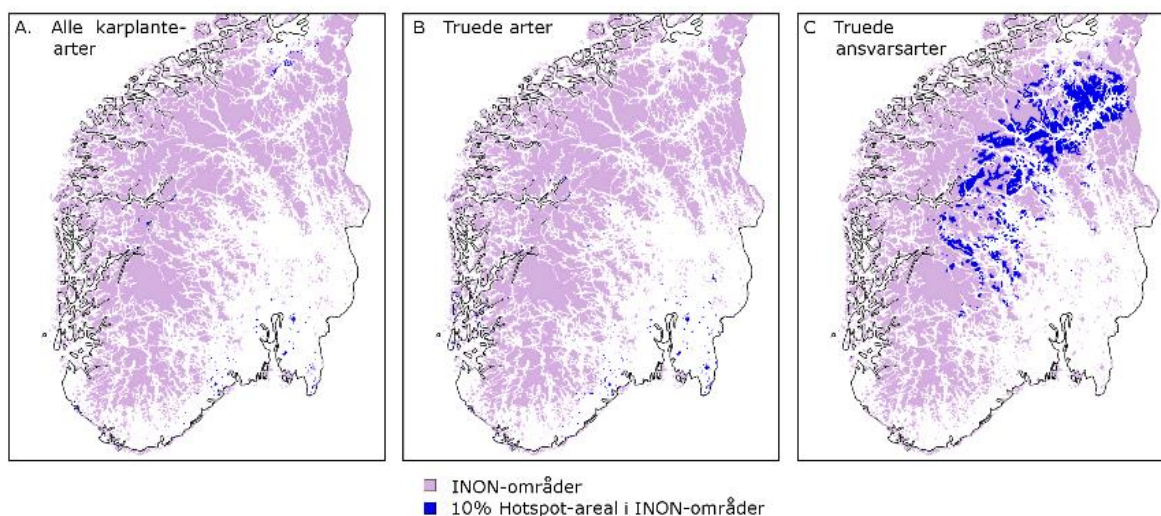
Figur S.1. Hotspots for (A) alle karplantearter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter gitt ulike hotspot-definisjoner (1 %, 5 % eller 10 % piksler med størst predikert forekomst).

Graden av overlap mellom eksisterende verneområder og hotspots for karplanter generelt og truede karplanter spesielt var lav (**Figur S.2**). Det er ikke overraskende, ettersom de store verneområdene er konsentrert til indre og høyereliggende strøk. Graden av overlap med kartlagte naturverdier (naturtypelokaliteter og MiS nøkkelbiotoper) og inngrepsfrie naturområder (INON) var også lav. Siden hovedandelen av hotspots for truede karplanter i liten grad fanges opp av eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier eller INON-områder, er det nødvendig å vurdere hvordan hotspot-områdene best kan ivaretas for å sikre disse artene.



Figur S.2. Andel overlap mellom hotspots for truede arter og ulike verneformer gitt ulike hotspot-definisjoner (1 %, 5 % eller 10 % piksler med størst predikert forekomst).

Hotspots for truede ansvarsarter ble i større grad fanget opp av eksisterende verneområder og INON-områder. Det skyldes at både de store verneområdene og INON-områdene er konsentrert til indre og høyereliggende strøk. Relativt stor grad av overlap med INON-områder betyr også at hotspots for truede ansvarsarter er mindre fragmentert av tekniske inngrep enn hotspots for truede arter generelt (**Figur S.3**).



Figur S.3. Områder der hotspots overlapper med inngrepsfrie naturområder for (A) alle karplantearter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter gitt 10 %-hotspot-definisjon.

I Regjeringens handlingsplan for naturmangfold (Meld.St. 14 (2015-2016)) slås det fast at arealbaserte virkemidler, for eksempel i form av vern, er bedre enn artsbaserte for å ta vare på truede arter. Hotspot-tilnærmingen bidrar med viktig kunnskap for å finne fram til arealer med særskilt stort naturmangfold. Våre funn viser at iverksetting av tiltak er særlig relevant for truede karplantearter, ettersom hotspots for disse artene i liten grad fanges opp av eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier eller INON-områder. Resultatene av hotspot-analysene kan også brukes til prioritering av områder for arts- og naturtypekartlegging, for eksempel i forbindelse med NiN-kartlegging.

Selv om hotspot-tilnærmingen er kostnadseffektiv i form av at mange arter kan ivaretas på samme areal, er det ikke gitt at det alltid er de mest artsrike områdene som skal prioriteres. Å utelukkende fokusere på hotspot-områder fanger ikke nødvendigvis opp flest arter totalt. Kan hende bør hotspot-tilnærmingen suppleres med komplementaritetsanalyser for å sørge for at alle arter ivaretas.

Siri Lie Olsen (siri.lie.olsen@nina.no), Megan Nowell (megan.nowell@nina.no) og Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo. Richard Hedger (richard.hedger@nina.no) og Ditte Hendrichsen (ditte.hendrichsen@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Abstract

Olsen, S.L., Hedger, R.D, Nowell, M., Hendrichsen, D. & Evju, M. 2018. Geographical distribution of threatened vascular plants in Norway: modelling of hotspots. NINA Report 1572. Norwegian Institute for Nature Research.

The combination of land-use change and habitat fragmentation is the greatest threat facing global biodiversity. Habitat conservation is therefore the most effective way of preserving the world's species. This effort should focus on habitats where diversity is especially high, so-called "hotspots". Norway is committed through the UN Convention on Biological Diversity to stop the loss of biodiversity by 2020. This, however, requires knowledge of where biodiversity hotspots are found. We have therefore modelled hotspots for vascular plants on a national scale, including hotspots for vascular plants in general, and threatened species and threatened national responsibility species in particular.

Our predictions showed that the distribution of threatened vascular plants followed the same pattern as vascular plants in general and was related to both environmental factors, such as low precipitation, calcareous soil and high solar irradiance, and human activity in the form of infrastructure. This implies that hotspots for these groups of plants are mainly found around the Oslo fjord and along the coast as far north as Hordaland, as well as scattered around the Trondheim fjord and in Nordland (**Figure S.1**). Narrowing the hotspot definition led to an even greater aggregation of hotspots in coastal areas around the Oslo fjord, especially for threatened species.

The distribution of threatened responsibility species was also related to both environmental factors, such as low precipitation, calcareous soil and low solar irradiance, and different forms of human activity, but hotspots for these species were mainly found in completely different parts of the country, namely in alpine areas in Southern Norway and in some interior parts of Nordland and Troms. The degree of overlap between hotspots for threatened responsibility species and all threatened vascular plants was low. This implies that conservation of threatened responsibility species must involve other geographical areas than for threatened plant species in general.

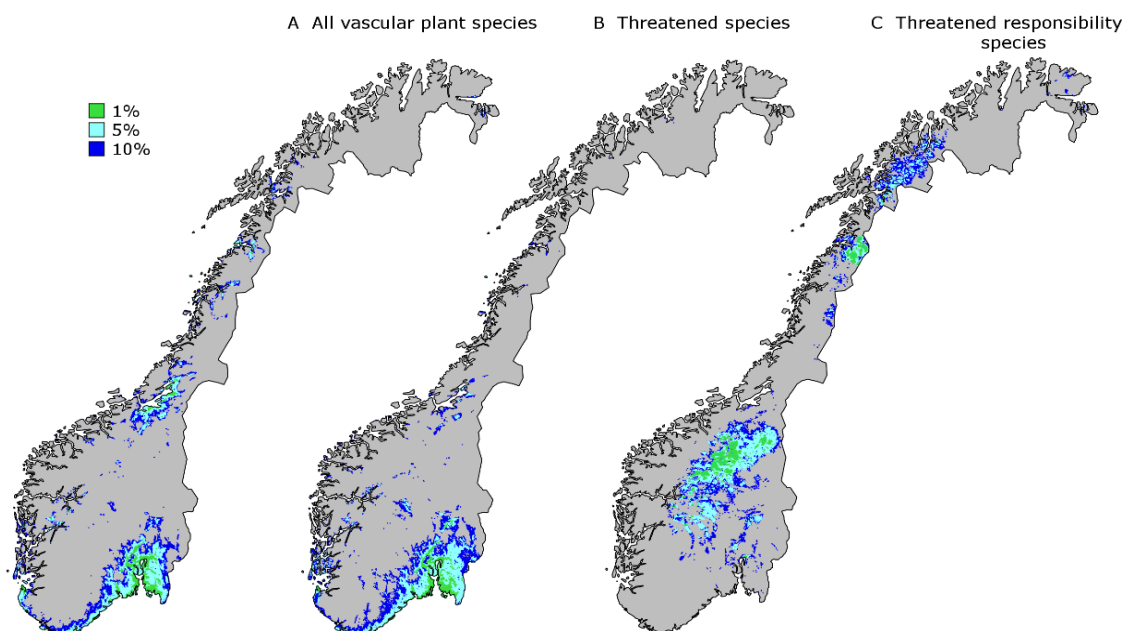


Figure S.1. Hotspots for (A) all vascular plant species, (B) threatened species and (C) threatened responsibility species given different hotspot definitions (1 %, 5 % or 10 % pixels with the highest predicted occurrence).

The overlap between existing protected areas and hotspots for vascular plants in general and threatened vascular plants in particular was low (**Figure S.2**). This is unsurprising, as the larger protected areas are mainly found in the interior of the country at high altitudes. The overlap with mapped nature values (nature types and MiS key habitats) and INON areas was also low. Since most hotspots for threatened vascular plants are not included in existing protected areas, mapped nature values or INON-areas, an assessment of how to best preserve these species is needed.

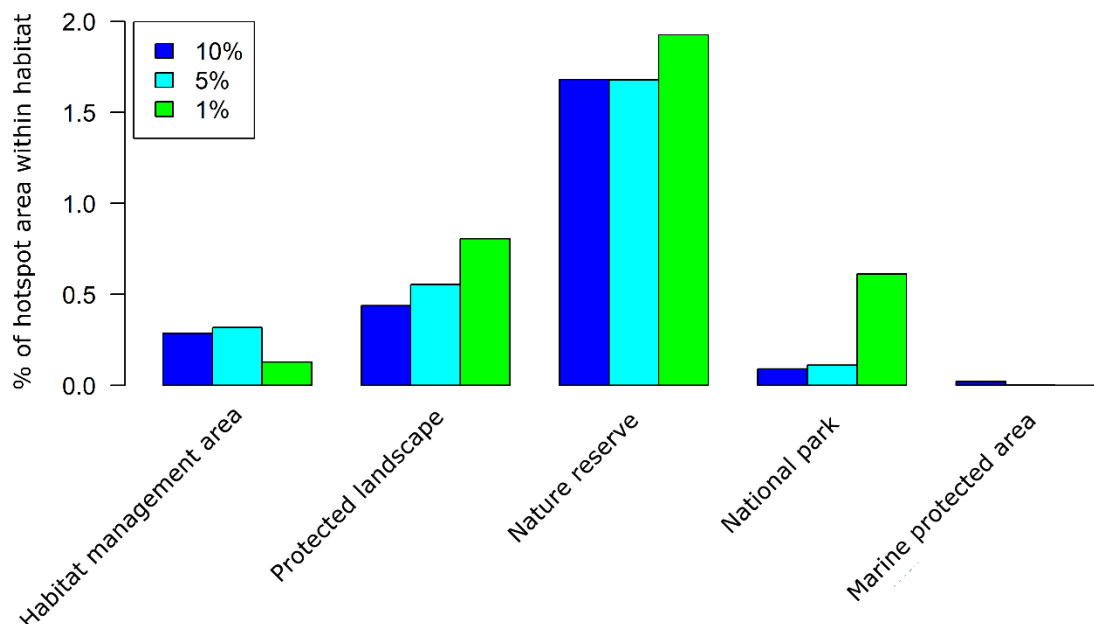


Figure S.2. Proportion of overlap between hotspots for threatened species and different classes of protected areas given different hotspot definitions (1 %, 5 % or 10 % pixels with the highest predicted occurrence).

Hotspots for threatened responsibility species were to a larger degree included in existing protected areas and INON areas, as these conservation areas are mainly found in interior parts at high altitudes. A relatively high overlap with INON areas implies that hotspots for threatened responsibility species are less fragmented by permanent technical infrastructure than hotspots for threatened species in general (**Figure S.3**).

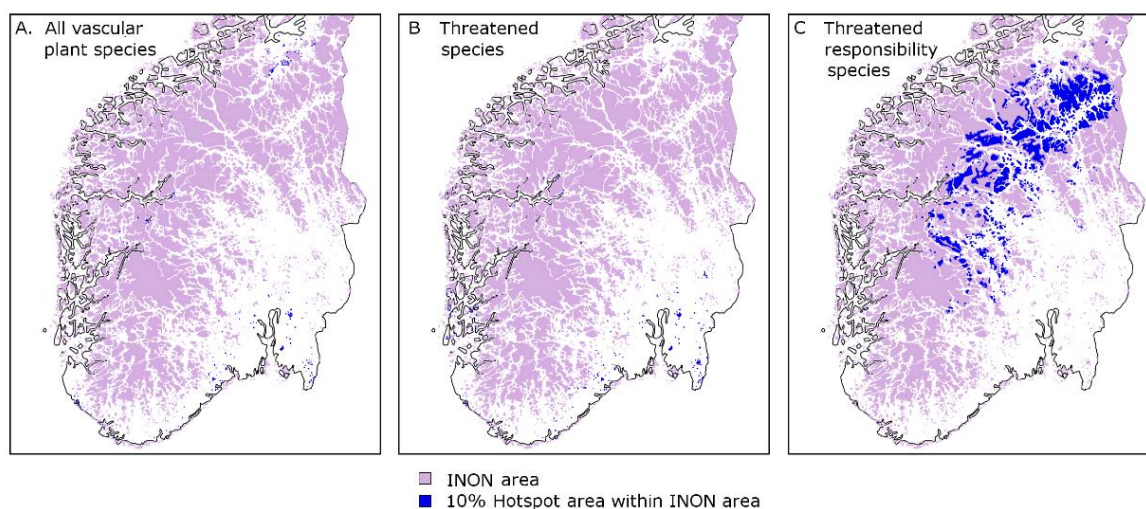


Figure S.3. Areas where hotspots overlap with INON areas for (A) all vascular plant species, (B) threatened species and (C) threatened responsibility species given the 10 % hotspot definition.

Norway's National Biodiversity Action Plan (Meld.St. 14 (2015-2016)) concludes that area-based tools, for instance area protection, are better than species-based measures to conserve threatened species. The hotspot approach contributes much-needed knowledge of the location of areas with especially high biodiversity. Our results indicate that implementation of management actions is especially relevant for threatened vascular plants, as the inclusion of hotspots for these species in existing protected areas, mapped nature values or INON areas is low. The results of the hotspot analyses can also be used for prioritizing areas for mapping of species and nature types, for instance in terms of NiN mapping.

Even though the hotspot approach is cost-effective in the sense that many species can be conserved within the same geographical area, prioritizing only the most species rich areas is not always the best solution. Focusing on hotspots alone may not capture the highest total number of species. The hotspot approach should perhaps be combined with complementarity analyses to ensure conservation of all species.

Siri Lie Olsen (siri.lie.olsen@nina.no), Megan Nowell (megan.nowell@nina.no) and Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo. Richard Hedger (richard.hedger@nina.no) and Ditte Hendrichsen (ditte.hendrichsen@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	6
Innhold	9
Forord	11
1 Innledning	12
2 Litteraturgjennomgang	13
2.1 Hotspot-begrepets opprinnelse	13
2.2 Hva definerer en hotspot?	13
2.3 Hvilke miljøforhold er viktige?	14
2.4 Begrensninger ved hotspot-tilnærmingen	16
2.5 Fylogenetisk diversitet	16
2.6 Hotspots i Norge	17
2.6.1 Viktige og utvalgte naturtyper	17
2.6.2 ARKO – Arealer for Rødlistearter – Kartlegging og Overvåking	18
2.6.3 MiS – Miljøregistreringer i skog	19
2.7 Oppsummering: kunnskap og kunnskapshull	20
2.7.1 Implikasjoner for dette prosjektet.....	22
3 Datainnhenting og metodikk	23
3.1 Datagrunnlag	23
3.1.1 Artsfunn.....	23
3.1.2 Forklaringsvariabler	23
3.2 Modellering	26
3.2.1 Estimering av forekomst	26
3.2.2 Analyser av forklaringsvariabler	27
3.2.3 Effekten av forklaringsvariabler på artsforekomst	27
3.2.4 Prediksjon av forekomst	28
3.2.5 Overlapp mellom hotspots og fremmede arter	28
3.2.6 Overlapp mellom hotspots og verneområder, naturverdier og INON-områder..	28
4 Hotspots for karplanter	30
4.1 Observert forekomst	30
4.2 Forholdet mellom forklaringsvariabler	35
4.3 Forklaringsvariablenes betydning for artsforekomst	36
4.3.1 Alle arter.....	37
4.3.2 Truede arter	39
4.3.3 Truede ansvarsarter	42
4.3.4 Effekt av romlig oppløsning	44
4.4 Predikert artsforekomst	46
4.4.1 Alle arter.....	46
4.4.2 Truede arter	46
4.4.3 Truede ansvarsarter	48
4.4.4 Effekt av romlig oppløsning	48
4.5 Hotspots for artsmangfold	50
4.5.1 Alle arter.....	50
4.5.2 Truede arter	50
4.5.3 Truede ansvarsarter	50
4.5.4 Overlapp mellom hotspots og fremmede arter	54

5	Overlapp mellom hotspots og verneområder, naturverdier og INON-områder.....	56
5.1	Verneområder.....	56
5.1.1	Alle arter.....	56
5.1.2	Truede arter	56
5.1.3	Truede ansvarsarter	57
5.2	Naturtyper etter DN-håndbok 13	58
5.2.1	Alle arter.....	58
5.2.2	Truede arter	58
5.2.3	Truede ansvarsarter	59
5.3	Naturtyper etter NiN-systemet.....	60
5.4	MiS nøkkelbiotoper	60
5.5	Inngrepsfrie naturområder (INON)	61
6	Diskusjon.....	63
6.1	Hotspots for arts mangfold	63
6.1.1	Alle arter.....	63
6.1.2	Truede arter	63
6.1.3	Truede ansvarsarter	64
6.1.4	Romlig oppløsning	65
6.2	Overlapp med verneområder, kartlagte naturverdier og INON-områder	65
6.2.1	Verneområder	65
6.2.2	Kartlagte naturverdier	66
6.2.3	Inngrepsfrie naturområder (INON).....	67
6.3	Usikkerhet og feilkilder	67
6.4	Hvordan forbedre kunnskapen?	69
7	Konklusjon og anbefalinger	70
8	Referanser	71
	Vedlegg 1: Kart over forklaringsvariabler	79
	Vedlegg 2: Parameterestimater for punktprosessmodellene.....	83
	Vedlegg 3: Hotspots fordelt på fylker	87
	Vedlegg 4: Estimert forekomst av truede arter og fremmede arter	94
	Vedlegg 5: Areal av ulike verneformer og hovednaturtyper	95

Forord

Norge har gjennom FNs konvensjon for biologisk mangfold forpliktet seg til å stanse tap av biologisk mangfold innen 2020. Dette inkluderer både å stanse utryddelsen av truede arter (Aichi-mål 12) og ivareta områder som er særlig viktig for biologisk mangfold (Aichi-mål 11). Som oppfølging av biomangfoldkonvensjonen la regjeringen fram Stortingsmelding 14 (2015-2016) «Natur for livet – handlingsplan for naturmangfold», hvor nasjonalt mål 2 for naturmangfold slår fast at «ingen arter og naturtyper skal utryddes, og utviklingen for truede og nær truede arter og naturtyper skal bedres».

Ifølge Stortingsmelding 14 (2015-2016) er ivaretagelse av habitater med særlig høyt mangfold av truede arter, såkalte «hotspots», et godt virkemiddel for å ta vare på disse artene, ettersom det vil «sikre ivaretagelse av mange truede arter samtidig». Implementering av slike tiltak krever imidlertid kunnskap om hvor hotspots for truede arter befinner seg.

Norsk institutt for naturforskning (NINA) fikk derfor i oppdrag av Miljødirektoratet å identifisere hotspots for biologisk mangfold av karplanter i Norge, inkludert både truede arter og truede artsvarter. Funnene våre vil kunne danne grunnlag for geografisk prioritering av områder i arbeidet med bevaring av biologisk mangfold generelt og truede arter spesielt.

Takk til Jens Åström for tilgjengeliggjøring av data fra tidligere prosjekter. Takk også til Kristine Bakke Westergaard og Magni Olsen Kyrkjeeide for innspill til kapitlet om fylogenetisk diversitet.

Kontaktperson hos Miljødirektoratet har vært Tomas Holmern. Takk for god kontakt og konstruktive innspill underveis i prosessen.

Oslo, desember 2018

Siri Lie Olsen

Prosjektleder

1 Innledning

Endret arealbruk og habitatfragmentering er i dag den største trusselen mot verdens biologiske mangfold (se f.eks. Haddad mfl. 2015). Ivaretagelse av artenes habitater er derfor den mest effektive måten å bevare det biologiske mangfoldet på. Dette gjelder særlig sjeldne og truede arter, som ofte er habitatspesialister og derfor særlig utsatt for negative effekter av arealbruksendringer og fragmentering (Henle mfl. 2004, Ewers & Didham 2006). Norge har gjennom FNs konvensjon for biologisk mangfold, som følges opp av Regjeringens handlingsplan for naturmangfold (Meld.St. 14 (2015-2016)), forpliktet seg til å stanse tap av biologisk mangfold innen 2020, med vekt på å stanse utryddelsen av truede arter (Aichi-mål 12) og ivareta områder som er særlig viktig for biologisk mangfold (Aichi-mål 11).

Slike områder med særlig høyt biologisk mangfold kalles ofte «hotspots». I økologien stammer hotspot-konseptet fra 1980- og 1990-tallet (Prendergast mfl. 1993, Dobson mfl. 1997, Myers 1988, Reid 1998, Myers mfl. 2000), hvor fokuset var på globale hotspots for artsrikdom generelt og endemiske arter spesielt. Senere arbeider i Nord-Europa har fokusert på hotspots i mindre skala (se f.eks. Skarpaas mfl. 2011). I Norge har hotspot-tilnærmingen blant annet vært brukt i overvåking av truede arter gjennom ARKO-prosjektet, som har fokusert på et utvalg habitater som er særlig viktige for biologisk mangfold (se Evju mfl. 2015c og referanser der). Hotspot-tankegangen ligger også til grunn for skogbrukets MiS-kartlegging (Gjerde mfl. 2004) og kartlegging av viktige naturtyper i henhold til DN-håndbok 13 (DN 1999, DN 2007) og NiN-systemet (Evju mfl. 2017a, Evju mfl. 2017b).

Hotspot-begrepet er en sentral tilnærming til forvaltningen av natur ved å danne grunnlag for prioritering av områder for bevaring av biologisk mangfold. Når ressursene er begrenset, er det naturlig å fokusere på områder med særlig høyt artsmangfold. Dette er en kostnadseffektiv form for forvaltning, ettersom flere arter kan ivaretas innenfor det samme arealet. Miljøforhold som klima og berggrunn danner grunnlaget for artenes romlige fordeling på stor skala, men flere studier har vist at også andre faktorer, som menneskelig aktivitet, spiller inn. For eksempel er det en stor grad av overlapp mellom utbredelsen av truede og endemiske arter og områder med høy befolkningstetthet (Cincotta mfl. 2000, Fjeldså & Burgess 2008, Williams 2013). Dette øker sårbarheten for allerede utsatte arter, da selv små endringer i infrastruktur, aktivitet eller utbygging kan ha stor påvirkning på populasjonen og/eller habitatet. For å kunne forvalte sjeldne og truede arter er det derfor nødvendig å ha god kjennskap til hvordan disse artene er fordelt geografisk, samt hvilke miljøforhold og eventuelle menneskelige faktorer som påvirker forekomsten av viktige hotspots.

Målsetning for prosjektet «Geografisk utbredelse av trua arter i Norge» er å identifisere hotspots for artsmangfold, inkludert både truede arter og truede ansvarsarter, samt forklaringsvariabler som kjennetegner slike hotspots, på nasjonalt nivå. Dette vil danne et viktig grunnlag for prioritering av områder i arbeidet med bevaring av truede arter. Prosjektet skal også gi kunnskap om i hvilken grad hotspots for truede arter og truede ansvarsarter fanges opp av eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier i form av naturtypelokaliteter og MiS nøkkelbiotoper og områder klassifisert som inngrepsfrie naturområder (INON). Denne rapporten inneholder i tillegg en sammenstilling av eksisterende kunnskap om biodiversitets-hotspots og munner ut i en vurdering av hotspot-konseptets egnethet for prioritering av innsats for å bevare truede arter i Norge.

Prosjektet fokuserer på hotspots for karplanter, ettersom dette er en artsgruppe med gode utbredelsesdata, samt at karplantene spiller en viktig økologisk rolle som grunnlaget for terrestriske økosystemer. Forekomsten av hotspots for karplanter generelt, truede arter og truede ansvarsarter analyseres separat.

2 Litteraturgjennomgang

Grunnlaget for analysen av hotspots for karplanter generelt og truede arter og ansvarsarter spesielt, inkludert viktige egenskaper ved slike områder, er en litteraturgjennomgang for å oppsummere eksisterende kunnskap om biodiversitets-hotspots. Denne litteraturgjennomgangen inkluderer en vurdering av nytten av å ta hensyn til evolusjonære aspekter ved forvaltning av biologisk mangfold. Den omfatter også en oppsummering av kunnskapsstatus for geografiske områder og naturtyper i Norge med særlig høyt artsmangfold.

Å oppsummere kunnskapen om hotspots for biologisk mangfold er i utgangspunktet en svært omfattende oppgave som inkluderer store fagområder som makroøkologi og bevaringsbiologi. Vi har derfor avgrenset oss til en kortfattet gjennomgang av de viktigste elementene innenfor fagfeltet med fokus på hotspot-analyser og vurderinger som må gjøres i den forbindelse, noe som igjen danner et viktig grunnlag for vårt videre arbeid med identifisering av hotspots for karplanter i Norge. Litteraturgjennomgangen er gjennomført som en kombinasjon av Google Scholar-søk og «snøball-prinsippet», hvor referanselistene i aktuelle artikler og rapporter brukes for å identifisere ytterligere relevant litteratur. Både hvit og grå litteratur, i form av vitenskapelige artikler og rapporter, er inkludert.

2.1 Hotspot-begrepets opprinnelse

Begrepet «biodiversity hotspots» ble først brukt av Myers (1988) for å identifisere tropiske skoger med et enestående mangfold av arter, inkludert et svært høyt antall endemiske arter, som sto i stor fare for å forsvinne. Basert på denne løselige definisjonen ble 10 globale hotspots beskrevet (Myers 1988). Dette ble senere utvidet til 18 hotspots (Myers 1990) og, supplert med kvantitative kriterier (minst 1500 endemiske planter, minst 70 % arealtap), videre til totalt 25 (Myers mfl. 2000), 34 (Mittermeier mfl. 2004), 35 (Mittermeier mfl. 2011) og nå senest 36 områder (Noss mfl. 2015). Hotspots for biologisk mangfold i snever forstand er altså områder som både er under sterkt press og som huser et stort mangfold av endemiske arter. I videre forstand brukes hotspot-begrepet om alle områder som huser et uvanlig stort biologisk mangfold, enten det dreier seg om arter generelt, endemiske arter, sjeldne arter, truede arter eller en kombinasjon av disse (Reid 1998).

Siden starten har hotspot-tilnærmingen i både vid og snever forstand vært brukt i ulike deler av verden for å identifisere særlig artsrike områder, både på global skala (Myers 1988, Myers 1990, Myers mfl. 2000, Mittermeier mfl. 2004), kontinental skala (Gaston & David 1994) og nasjonal skala (f.eks. Balletto mfl. 2010, Dobson mfl. 1997, Huang mfl. 2012, Noroozi mfl. 2018) og i mindre regioner innen et land (f.eks. Maes mfl. 2005, Balletto mfl. 2010, Cañadas mfl. 2014).

2.2 Hva definerer en hotspot?

Hvor går grensen mellom hotspots og omkringliggende, mindre artsrike områder? Kriteriene til Myers mfl. (2000), hvor en hotspot skal inneholde minst 1500 endemiske planter, fungerer dårlig for mer avgrensede områder, for eksempel Norge, hvor vi bare har en håndfull endemiske plantearter. For det utvidede hotspot-begrepet er det ikke entydig hva som er terskelverdien for at et artsrikt område kan kalles en hotspot. Prendergast mfl. (1993) delte inn Storbritannia i 10×10 km ruter og karakteriserte de 5 % mest artsrike rutene som hotspots, og denne definisjonen er senere brukt av flere, for eksempel Gaston & David (1994) og Balletto mfl. (2010). Også andre metoder for å finne terskelverdier for hotspots er foreslått (Bartolino mfl. 2011). Slike terskelverdier er imidlertid mer eller mindre tilfeldig valgt (Nelson & Boots 2008), og ifølge Cayuela mfl. (2011) bør en rekke vurderinger, inkludert økologiske, praktiske og økonomiske, ligge til grunn for valg av definisjon av hva som er en hotspot. I så fall vil hotspot-definisjonen variere fra område

til område. I tråd med dette testet Huang mfl. (2012) flere ulike terskelverdier (1, 5 og 10 %) for å finne den best egnede for å identifisere hotspots i Kina.

Det er heller ikke entydig hvilken indikator for biologisk mangfold som best beskriver slike hotspots. Som nevnt kan for eksempel både total artsrikdom, antall endemiske arter, antall sjeldne arter og antall truede arter brukes (Reid 1998), og hvilken indikator man velger, har betydning for hvilke områder som identifiseres som hotspots. Det er ikke gitt at områder med høy generell artsrikdom av en organismegruppe huser flest sjeldne og truede arter (Prendergast mfl. 1993, Orme mfl. 2005, Balletto mfl. 2010, men se Kerr 1997), og Niskanen mfl. (2017) viser at hotspots basert på total artsrikdom, antall sjeldne arter og antall truede arter har liten grad av overlapp. Det betyr at valget av biomangfold-indikator må være tilpasset formålet med hotspot-analysen, med mindre det er fastslått at hotspots for de ulike biomangfold-indikatorene overlapper.

Et annet spørsmål er hvorvidt hotspots for én organismegruppe overlapper med hotspots for andre organismegrupper. For noen grupper, som pattedyr, fugl og karplanter, har vi god oversikt over forekomsten av ulike arter, men dette gjelder langt fra alle organismegrupper. For eksempel er kunnskapen om insekter mangelfull. For å omgå problemet med manglende data, har organismegrupper som er godt kjent, blitt brukt som indikatorer på hotspots for mindre kjente organismegrupper. Dette har fungert i noen tilfeller (f.eks. Reyers mfl. 2000, Maes mfl. 2005, Rodrigues & Brooks 2007), men ikke alltid (Prendergast mfl. 1993, Dobson mfl. 1997, Kerr 1997, Balletto mfl. 2010). Valg av organismegruppe kan med andre ord påvirke resultatene av hotspot-analysen. Reid (1998) påpeker imidlertid at områder som velges ut som hotspots for én organismegruppe, også vil fange opp mange arter innen andre organismegrupper selv om artsrikdom for de ulike gruppene ikke er korrelert, fordi slike områder vil inkludere en rekke ulike habitater.

Skala er et sentralt poeng i hotspot-analyser. Det er lettere å fange opp sjeldne og truede arter i hotspot-arealer som dekker store områder, mens slike arter forekommer i mindre grad i småskala hotspot-arealer fordi 1) de i større grad består av vanlige arter (mens storskala hotspots ikke blir hotspots med mindre de inneholder sjeldne arter) og 2) mindre skala gir mindre habitat-heterogenitet, og dermed reduseres sannsynligheten for at flere sjeldne arter med ulike habitatkrav opptrer sammen (Curnutt mfl. 1994, Reid 1998, Gjerde mfl. 2004). Dette gjør at for eksempel korrelasjonen mellom artsrikdom av ulike organismegrupper er skala-avhengig: på stor skala (kontinent, subkontinent) er det ofte overlapp mellom hotspots for ulike organismegrupper, mens denne sammenhengen forsvinner på mindre skala (f.eks. 10×10 km²) (Reid 1998 og referanser der). Samtidig er det ikke gitt at det er mulig å avsette store områder til bevaring av biologisk mangfold. Hvilken skala som er relevant i hver enkelt tilfelle, må sees i lys av både hva som er den egnede skalaen for forvaltning av arealene og arealkravene til artene i fokus.

Siden starten har en av utfordringene med hotspot-tilnærmingen vært mangel på data (Reid 1998). Som nevnt er forekomsten av noen organismegrupper bedre kartlagt enn andre. Samtidig kan en rekke forhold ved selve datainnsamlingen påvirke resultatet. For eksempel kan klumping av arter i hotspots også skyldes ujevn innsamlingsinnsats, og rapportering av vanlige arter kan «styre resultatene vekk» fra områder med sjeldne arter. Korrigering for systematiske skjevheter er derfor nødvendig for korrekt identifisering av hotspots. Se Olsen mfl. (2017) for en grundigere diskusjon av slike utfordringer.

2.3 Hvilke miljøforhold er viktige?

Å kjenne til hvilke miljøforhold som kjennetegner biodiversitets-hotspots er viktig av flere årsaker (Niskanen mfl. 2017): For det første muliggjør det identifisering av potensielle hotspots også i områder med få artsfunn og dermed mer effektiv utpeking av områder for kartlegging og overvåking. Videre vil sammenhengen mellom forekomsten av hotspots og underliggende miljøforhold si noe om truslene artene står overfor. For eksempel kan trusselbildet for hotspots som er assosiert med menneskelig aktivitet, være et helt annet enn for hotspots som hovedsakelig er klimatisk eller topografisk betinget.

En rekke studier har sett eksplisitt på sammenhengen mellom biodiversitets-hotspots og ulike miljøvariabler. De fleste har testet en rekke variabler (**Tabell 1**), men hvilke variabler som er inkludert i de enkelte studiene, og hvilke som i størst grad forklarer forekomsten av hotspots, varierer. Flere finner at klima og topografi i stor grad er bestemmende for hvor vi finner hotspots (Dobson mfl. 1997, Maes mfl. 2005, Kivinen mfl. 2008, Cañadas mfl. 2014, Niskanen mfl. 2017, Mienna 2018). Arealbruk (Dobson mfl. 1997, Maes mfl. 2005, Kivinen mfl. 2008) og ulike mål på menneskelig aktivitet (Dobson mfl. 1997) er imidlertid også viktige forklaringsvariabler. Men resultatene varierer mellom taksonomiske grupper (Dobson mfl. 1997), så det er ikke gitt at de samme underliggende variablene forklarer forekomsten av hotspots for eksempel for planter, insekter og fugl (se også kap. 2.2 om indikatorarter). Tilsvarende varierer sammenhengen mellom hotspots og miljøvariabler mellom ulike typer biomangfold-indikatorer (Niskanen mfl. 2017), så hotspots for artsrikdom generelt, artsrikdom av sjeldne arter og artsrikdom av truede arter kan være betinget av ulike miljøforhold. Valg av organismegruppe og diversitetsmål vil derfor påvirke resultatene av slike analyser.

Tabell 1. Eksempler på variabler fra et utvalg av artikler som har undersøkt sammenhengen mellom hotspots og miljøvariabler. 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	Dobson mfl. (1997), Maes mfl. (2005), Kivinen mfl. (2008), Cañadas mfl. (2014), Niskanen mfl. (2017), Mienna (2018)
	Nedbør	Dobson mfl. (1997), Maes mfl. (2005), Kivinen mfl. (2008), Cañadas mfl. (2014), Niskanen mfl. (2017)
	Frost	Maes mfl. (2005), Niskanen mfl. (2017), Mienna (2018)
	Soleksponering	Maes mfl. (2005), Niskanen mfl. (2017)
Topografiske og edafiske	Høyde over havet	Dobson mfl. (1997), Maes mfl. (2005), Cañadas mfl. (2014), Noroozi mfl. (2018)
	Areal	Cañadas mfl. (2014)
	Helling	Niskanen mfl. (2017)
	Berggrunn	Niskanen mfl. (2017)
	Kornstørrelse	Niskanen mfl. (2017)
	Topografisk heterogenitet	Mienna (2018), Noroozi mfl. (2018)
	pH	Mienna (2018)
Biotiske	Biotop-diversitet	Maes mfl. (2005), Mienna (2018)
Historiske	Tid siden siste istid	Mienna (2018)
	Nyere historiske hendelser	Dobson mfl. (1997)
Demografiske	Arealbruk*	Dobson mfl. (1997), Maes mfl. (2005), Kivinen mfl. (2008)
	Befolkningstetthet	Dobson mfl. (1997)
	Urbanisering	Dobson mfl. (1997)
Økonomiske	Landbruksproduksjon	Dobson mfl. (1997)
	Vannforbruk	Dobson mfl. (1997)
	Eksport	Dobson mfl. (1997)

* Arealbrukskategoriene omfatter både menneskelig bruk og naturgitte forhold

2.4 Begrensninger ved hotspot-tilnærmingen

Forutsetningen for en klassisk hotspot-analyse er et ønske om å identifisere de mest artsrike områdene for en eller flere organismegrupper gitt en viss biomangfold-indikator. Det er imidlertid ikke gitt at å prioritere de 5 % mest artsrike områdene fanger opp flest arter totalt. Reid (1998) beskriver tre ulike tilnærminger til analyser for geografisk prioritering av områder: fokus på å identifisere 1) områder som hver for seg huser flest mulig arter, 2) områder som hver for seg huser flest mulig sjeldne, truede eller endemiske arter eller 3) områder som til sammen inkluderer flest mulig arter, der poenget er å velge områder som tilfører flest mulig nye arter til eksisterende områder. Dersom ønsket er å finne områder som til sammen dekker alle arter i en gitt region, kan det være mest effektivt å bruke såkalte komplementaritetsanalyser til å velge områder som til sammen inkluderer flest mulig arter, selv om noen av disse områdene ikke vil være hotspots for biologisk mangfold.

Funnene til Balletto mfl. (2010) illustrerer poengene til Reid (1998). Balletto mfl. (2010) sammenlignet hotspots for ulike dyregrupper i Italia og fant at et betydelig antall arter ikke var representert i hotspots basert på total artsrikdom og at slike hotspots i større grad fanget opp vanlige arter enn sjeldne, endemiske og truede arter. Spesielt arter med begrenset utbredelse ble ikke fanget opp av hotspots basert på total artsrikdom. Hotspots for sjeldne arter var bedre egnet til å fange opp sjeldne arter også på tvers av artsgrupper. Komplementaritetsanalyser, hvor alle arter var inkludert i det endelige utvalget av områder, ga bedre resultater og færre områder, selv om alle artene var representert. Gitt begrensede ressurser, som gjør at kun et fåtall områder kan prioriteres for forvaltningstiltak, kan imidlertid den klassiske hotspot-tilnærmingen også gi gode resultater (Reid 1998).

Et annet viktig poeng er at også mindre artsrike områder kan være økologisk viktige (Kareiva & Marvier 2003). Slike «coldspots» kan omfatte store områder som sørger for å opprettholde viktige økosystemfunksjoner, leverer omfattende økosystemtjenester og sørger for konnektivitet i landskapet. De kan også inneholde spesialiserte arter selv om antall arter er lavt. Reid (1998) skriver at hotspot-tilnærmingen med fordel kan kombineres med en målsetning om å bevare et representativt utvalg av økosystemer, for eksempel ved å bevisst velge hotspots i ulike økosystemer. Dette vil redusere overlapp i artsinventar mellom hotspot-områder og sørge for at i alle fall noen «coldspots» inkluderes. Det er heller ikke gitt at hotspot-tilnærmingen egner seg for alle typer arter. Arter som krever store leveområder, som store pattedyr, vil trolig ha mindre fordel av hotspots enn mindre, stasjonære arter (Kareiva & Marvier 2003). Dette vil imidlertid avhenge av størrelsen på hotspot-områdene. Regionale hotspots vil i større grad fange opp store, mobile arter enn små, lokale hotspots.

2.5 Fylogenetisk diversitet

Tradisjonelt har hotspot-tilnærmingen hovedsakelig fokusert på å finne områder med høyest artsantall, enten totalt eller av sjeldne eller truede arter. Det er imidlertid ikke gitt at antall arter er den eneste eller beste indikatoren på biologisk mangfold. Dersom vi ønsker å bevare alle aspekter av biologisk mangfold, er evolusjonært mangfold en naturlig del, og Winter mfl. (2013) og Lean & MacLaurin (2016) nevner en rekke ulike grunner til å ta vare på arter basert på deres evolusjonære slektskap. For eksempel kan artenes evolusjonære historie si noe om deres mulighet til framtidig overlevelse og evolusjon (Vazquez & Gittleman 1998). Arter har dessuten ulike funksjoner i et økosystem, og nærstående arter kan ha likere økologisk funksjon enn mer fjernt beslektede arter (Cadotte mfl. 2008, Srivastava mfl. 2012, Tucker mfl. 2018, men se Cadotte mfl. 2017, Mazel mfl. 2018). Det er med andre ord en rekke argumenter for å ta høyde for artenes fylogeni i prioritering av områder for forvaltningstiltak (Forest mfl. 2015, Marchese 2015).

For å gjøre det mulig å ta hensyn til fylogeni i arbeidet med bevaring av biologisk mangfold, dukket de første bevarings-orienterte målene på fylogenetisk variasjon opp på begynnelsen av 1990-tallet (Vane-Wright mfl. 1991, Faith 1992). Disse dannet grunnlaget for analyser av

hotspots for fylogenetisk diversitet (se f.eks. Sechrest mfl. 2002), tilsvarende analysene for hotspots basert på artsrikdom, og i dag finnes en rekke indikatorer for fylogenetisk diversitet som legger ulike forutsetninger til grunn og tar ulike forbehold (oppsummert i f.eks. Vellend mfl. 2010, Forest mfl. 2015, Veron mfl. 2017). Disse ulike indikatorene er ikke nødvendigvis gode surrogater for hverandre (Mazel mfl. 2014), og valg av indikator for fylogenetisk diversitet må derfor tilpasses formålet med analysene. Det er imidlertid ikke alltid åpenbart hvilke indikatorer for fylogenetisk diversitet som egner seg til hvilke formål (Winter mfl. 2013, men se Tucker mfl. 2017). Videre er beregningen av fylogenetisk diversitet basert på en analyse av slektskapet mellom arter på grunnlag av gitte genetiske markører, og valg av arter og markører kan ha stor innvirkning på resultatet. Fylogenetisk diversitet tar heller ikke høyde for genetisk variasjon innen arter.

En del studier viser at klassiske hotspot-analyser, med fokus utelukkende på artsrike områder, kan gjøre at fylogenetisk diversitet ikke fanges opp (Moritz 2002, Forest mfl. 2007, Tucker mfl. 2012, Arponen & Zupan 2016). For eksempel finner Rosauer mfl. (2017) bare middels grad av overlapp mellom globale hotspots for artsrikdom og fylogenetisk diversitet for pattedyr. Andre studier viser at den tradisjonelle hotspot-tilnærmingen også kan ta høyde for fylogenetisk diversitet (Rodrigues & Gaston 2002, Rodrigues mfl. 2011, Strecker mfl. 2011), for eksempel ved at arter med begrenset utbredelse, i praksis ofte sjeldne, truede eller endemiske arter, kan være geografisk konsentrert uavhengig av fylogeni (Mienna 2018). Dersom forvaltningsmålet er å bevare både artsmangfold og fylogenetisk mangfold, bør det undersøkes i hvilken grad hotspots for artsrikdom og fylogenetisk diversitet overlapper. Det finnes også metoder for å identifisere hotspots som langt på vei optimaliserer både artsrikdom og fylogenetisk diversitet (Cadotte & Davies 2010, Tucker & Cadotte 2013, Bennett mfl. 2014).

Tap av fylogenetisk diversitet kan ta millioner av år å gjenopprette (Davis mfl. 2018). På tross av at betydningen av bevaring av evolusjonært mangfold i stor grad er anerkjent, har fylogenetisk diversitet hittil vært lavt prioritert i praktisk forvaltning (Veron mfl. 2017). Dette skyldes trolig tidligere mangel på gode fylogenetiske data og analysemetoder (Marchese 2015), men også uklarheter om hva tilnærmingen tilfører hotspot-konseptet og hvorvidt fylogenetisk diversitet bør prioriteres framfor andre mål på biologisk mangfold. For eksempel slår Lean (2017) fast at forvaltning basert på fylogenetisk diversitet er den beste metoden for å bevare alle deler av livets tre, mens Winter mfl. (2013) påpeker at det kreves mer kunnskap om for eksempel sammenhengene mellom fylogenetisk og funksjonell diversitet. I mangel av et fasitsvar anbefaler Cadotte and Tucker (2018) en helhetlig forvaltningstilnærming som omfatter flere indikatorer på biologisk mangfold.

2.6 Hotspots i Norge

Kunnskap om og kartlegging av særlig artsrike områder danner et viktig grunnlag for forvaltning av norsk natur. En rekke prosjekter har hatt som formål å identifisere geografiske områder og naturtyper med særlig stor artsrikdom, hovedsakelig av sjeldne og truede arter.

2.6.1 Viktige og utvalgte naturtyper

I norsk miljøforvaltning kom fokus på visse vegetasjons- og naturtyper for alvor omkring 1980, med fylkesvise, tematiske verneplaner for myr, våtmark og edelløvskog (DN 1995). Ved Bernkonvensjonen fra 1989, i regi av Europarådet, ble EMERALD miljønettverk startet opp for å kartlegge og ta vare på naturtyper som var viktige for biologisk mangfold – i tråd med hotspot-tankegangen.

Kartlegging av viktige naturtyper for biologisk mangfold (utover kartlegging med henblikk på verneplaner) startet i Norge omkring år 2000 (Løvdal mfl. 2002) og tok utgangspunkt i nøkkelbiotopbegrepet, som ble introdusert i Sverige på 1990-tallet. Den kommunale naturtypekartleggingen, som senere ble organisert på fylkesnivå, ble utført etter metoden beskrevet i DN-håndbok 13 fra 1999 (DN 1999), revidert i 2006 (DN 2007). Håndboken definerte 56 ulike naturtyper og kriterier for verdisetning av disse. Naturtypene i DN-håndbok 13, med tilhørende verdisetning, ligger til grunn for naturtypelokalitetene i Miljødirektoratets Naturbase.

Som oppfølging av Regjeringens handlingsplan for naturmangfold (Meld.St. 14 (2015-2016)), startet Miljødirektoratet høsten 2016 et arbeid med identifisering av et nytt sett av naturtyper viktige for naturmangfold (tidligere kalt *forvaltningsprioriterte naturtyper* og *naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse*, nå *viktige naturtyper for naturmangfold*), forankret i forvaltningsmålene for naturtyper og økosystemer (naturmangfoldloven §4) og arter (naturmangfoldloven §5). Et sett naturtyper basert på NiN-systemet ble foreslått (Aarrestad mfl. 2016, Aarrestad mfl. 2017), og kriterier for vurdering av kvalitet for hver enkelt naturtype ble utviklet (Evju mfl. 2017a, Evju mfl. 2017b). Arbeid pågår for å både utvide settet av naturtyper og revidere metodikk for kvalitetsvurdering etter praktiske erfaringer i felt.

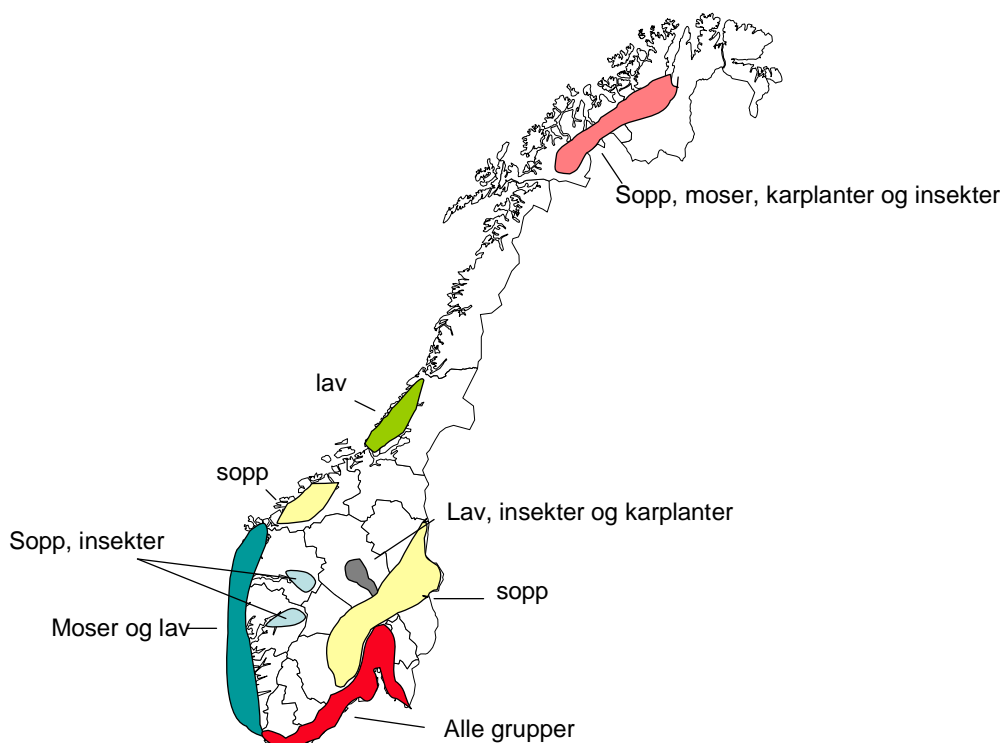
Naturmangfoldloven åpner også for å gi visse naturtyper særskilt status som utvalgte naturtyper (jf. § 52). Naturtyper som kan vurderes for å bli utvalgt er enten truet, viktig for en eller flere prioriterte arter, har en vesentlig andel av sin utbredelse i Norge, eller det er internasjonale forpliktelser knyttet til naturtypen. Pr. september 2018 er det seks naturtyper som har status som utvalgt naturtype og som har egne forskrifter: hule eiker, kalklindeskog, kalksjøer, slåttemark, slåttemyr og kystlynghei.

2.6.2 ARKO – Arealer for Rødlistearter – Kartlegging og Overvåking

Prosjektet «Arealer for Rødlistearter – Kartlegging og Overvåking» (ARKO) ble etablert i 2003, som del av «Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold». Nasjonalt program var ledd i oppfølging av FN-konvensjonen om biologisk mangfold (St.meld. 42 (2000-2001)) og ble formelt avsluttet i 2015 (Skjetne & Hovland 2016). ARKO-prosjektets formål var tredelt: 1) øke kunnskap om rødlistearter, 2) identifisere viktige forvaltningsområder for rødlistearter og 3) utvikle metoder for overvåking av rødlistearter.

I ARKO-prosjektet ble begrepet hotspots brukt på ulike måter: hotspot-regioner ble definert som store geografiske områder (fylker, landsdeler) som huser mange rødlistearter. Hotspot-regioner ble avgrenset for ulike organismegruppene (**Figur 1**) som grunnlag for videre kartleggingsinnsats (Ødegaard mfl. 2006). Avgrensningene ble gjort basert på eksperters kunnskap om den geografiske utbredelsen til rødlistearter i ulike artsgrupper, men uten at formelle statistiske analyser ble gjennomført. Mer formelle analyser av hotspot-regioner i Norge er bl.a. gjennomført av Framstad mfl. (2010), der forekomst av truede arter i ulike artsgrupper er knyttet til 10×10 km-ruter i Norge. Evju mfl. (2015b) undersøkte klumping av rødlistede karplanter tilknyttet naturtypen strandeng på grov (10×10 km) og fin (250×250 m) romlig skala og identifiserte hotspot-områder for denne gruppen av arter. Tilsvarende undersøkte Bratli mfl. (2011) den geografiske fordelingen av karplanter og sopp tilknyttet naturbeitemark i Norge.

ARKO-prosjektet fokuserte imidlertid på hotspot-habitater: sjeldne, velavgrensede naturtyper med ansamlinger av rødlistearter, gjerne også mange rødlistearter med snevre habitatkrav, såkalte habitatspesialister (se f.eks. Evju mfl. 2015a). For å identifisere hotspot-habitater ble det gjennomført systematiske gjennomganger av Rødlista for arter, både 2006- og 2010-versjonen (Sverdrup-Thygeson mfl. 2008, Sverdrup-Thygeson mfl. 2011a). Det ble søkt etter overlappende habitatkrav hos artene og sortert ut naturtyper med høy forekomst av rødlistearter. Operasjonelle kriterier og aspekter som internasjonalt ansvar ble diskutert, og til sammen 11 ulike hotspot-habitater ble systematisk jobbet med i perioden 2004-2015 (**Tabell 2**). Arbeidet med hotspot-habitatene omfattet å 1) beskrive og avgrense habitatet, 2) kartfeste forekomster, 3) dokumentere artsinventaret, 4) vurdere habitatets betydning for rødlisteartene som forekommer der, 5) vurdere arealutviklingen av habitatet og truslene mot det og 6) utvikle overvåkingsopplegg for habitatet og artene der. I løpet av prosjektperioden ble det kartlagt mer enn 900 lokaliteter av hotspot-habitatene og dokumentert om lag 6500 forekomster av nesten 700 rødlistearter. Alle data er tilgjengelig i offentlige databaser som Artsdatabankens Artskart og Miljødirektoratets Naturbase.



Figur 1. Hotspot-regioner er større geografiske områder som er særlig rike på rødlistearter. Fra Ødegaard mfl. (2006).

De 11 ARKO hotspot-habitatene er selvfølgelig ikke de eneste naturtypene av stor betydning for rødlistearter i Norge (se f.eks. Sverdrup-Thygeson mfl. 2011a, Aarrestad mfl. 2016), men ARKO-data har blitt brukt for å øke vår forståelse av hotspot-habitater. Eksempelvis er det sett på hvordan betydningen av romlig fordeling av habitatet i landskapet innvirker på artsrikdom (Evju mfl. 2015a, Evju & Sverdrup-Thygeson 2016, Sverdrup-Thygeson mfl. 2017), hvordan habitatkvalitet påvirker forekomstenes hotspot-kvalitet (Skarpaas mfl. 2011, Nordén mfl. 2018, Olsen mfl. 2018), og hvordan man best kan predikere forekomsten av hotspot-habitater (Skarpaas mfl. 2017).

Tabell 2. Oversikt over hotspot-habitater i ARKO-prosjektet.

Hotspot-habitat	Viktige artsgrupper	Referanse
Boreonemoral regnskog	Moser, lav	Blom mfl. (2015)
Dyremøkk	Insekter	Ødegaard mfl. (2011a)
Gamle edelløvtrær	Lav, sopp, moser	Nordén mfl. (2015)
Hule eiker	Insekter, lav	Sverdrup-Thygeson mfl. (2011b)
Kalkberg	Lav	Bratli mfl. (2015)
Kalklindeskog	Sopp	Brandrud mfl. (2011)
Kalksjøer	Kransalger, karplanter	DN (2011)
Semi-naturlig eng	Karplanter, sopp	Bratli mfl. (2014)
Strandeng	Karplanter, insekter	Evju mfl. (2015b)
Åpen grunnlendt kalkmark	Karplanter, sopp, insekter	Bakkestuen mfl. (2014)
Åpne sandområder	Insekter	Ødegaard mfl. (2011b)

2.6.3 MiS – Miljøregistreringer i skog

Gjennom arbeidet med utvikling av metoden Miljøregistreringer i Skog (MiS) har man analysert den romlige fordelingen av rødlistearter av ulike artsgrupper i skoglandskapet (Gjerde mfl. 2004, Rolstad mfl. 2004, Sætersdal mfl. 2004, Gjerde mfl. 2005, Sætersdal mfl. 2005). Den romlige fordelingen avhenger av grad av menneskelig påvirkning (Gjerde mfl. 2004). Desto mer påvirket

skogshabitatet er, jo større sannsynlighet er det for at rødlisteartene vil forekomme klumpet: i et skoglandskap dominert av biologisk gammel skog vil rødlisteartene forekomme spredt, mens identifisering av hotspots for rødlistearter er relativt mye enklere i produksjonsskog, hvor artene vil forekomme i mindre habitatflekker. I MiS kartlegges 12 ulike livsmiljøer som er viktige for ulike organismegrupper (**Tabell 3**) og hvor artsrikdom av rødlistearter er klumpet (Gjerde mfl. 2007). MiS kombinerer dermed hotspot- og komplementaritetstilnærmingen ved at ulike livsmiljøer er viktige for ulike arter, men den romlige skalaen for livsmiljøene er liten. MiS-kartleggingen er sentral i skogbruksplanleggingen og danner grunnlag for utvalg av nøkkelbiotoper som skal tas hensyn til ved hogst. MiS nøkkelbiotoper er tilgjengelige i NIBIOs innsynsløsning Kilden.

Tabell 3. Livsmiljøer som kartlegges med Miljøregistreringer i skog-metodikken. Fra Gjerde mfl. (2007).

Livsmiljø	Viktige artsgrupper	Kriterier for avgrensning, minsteareal 0,2 ha ^a
Stående død ved	Sopp, insekter, fugl, flaggermus	40 stammer/ha (10-30 cm DBH ^b), 20 stammer/ha (> 30 cm DBH)
Liggende død ved	Sopp, insekter, moser	40 stammer/ha (10-30 cm DBH ^b), 20 stammer/ha (> 30 cm DBH)
Rikbarkstrær	Lav, moser	Regionale variasjoner; 20-40 trær/ha
Trær med hengelav	Lav, insekter, edderkoppdyr	100 trær/ha
Eldre lauvsuksesjoner	Sopp, insekter, fugl	40 trær/ha (> 20 cm DBH)
Gamle trær	Lav, insekter, edderkoppdyr	30 trær/ha
Hule lauvtrær	Insekter, flaggermus	Alle hule lauvtrær > 30 cm DBH
Brannflater	Karplanter, sopp, insekter	Areal brannflate < 10 år med døde trær
Rik bakkevegetasjon	Karplanter, sopp, insekter, snegler	Areal av definerte vegetasjonstyper
Bergvegger	Moser, lav	> 3 m høye bergvegger
Leirraviner	Lav, moser	Avgrenses med flyfoto
Bekkekløfter	Lav, moser	Avgrenses med flyfoto

^a Unntak for hule lauvtrær

^b DBH = diameter ved brysthøyde

2.7 Oppsummering: kunnskap og kunnskapshull

Til tross for innvendinger (se f.eks. Reid 1998, Kareiva & Marvier 2003, Marchese 2015) har hotspot-tilnærmingen bidratt med viktig kunnskap for identifisering av områder med spesiell forvaltningsinteresse både på global, regional og mer lokal skala. Tilnærmingen er interessant da den muliggjør prioritering av områder når ressursene er begrenset. Denne tilnærmingen bidrar også til økt kunnskap om hvilke miljøforhold som kjennetegner områder som er særlig viktige for biologisk mangfold.

I Norge er bevaring av arter et nasjonalt mål (St.Meld. 14 (2015-2016)) som er nedfelt i naturmangfoldloven §5. Kunnskap om og kartlegging av hotspot-arealer har dannet et viktig grunnlag for arbeidet med bevaring av det biologiske mangfoldet, blant annet gjennom ARKO-prosjektet, MiS-registreringer i skogbruket og naturtypekartlegging. Disse ulike tilnærmingene har bidratt til å identifisere og kartlegge en rekke hotspots for truede arter på ulike skalaer, samt bidratt med kunnskap om for eksempel betydningen av habitatkvalitet og muligheten for prediksjon av hotspots. I sin nylig publiserte masteroppgave modellerer Mienna (2018) hotspots for karplanter i Norge. Hun viser at de rikeste områdene er konsentrert til kysten i Sørøst-Norge og at det er stor grad av overlapp mellom områder med høyt artsmangfold og høy fylogenetisk diversitet, i alle fall på grov skala (20×20 km) (Mienna 2018). Dette ser ut til å styres hovedsakelig av klima, topografisk heterogenitet og habitatheterogenitet. Her er imidlertid en rekke viktige variabler, for eksempel ulike mål på menneskelig aktivitet, ikke inkludert, og hotspots for truede arter er ikke

identifisert. Vi mangler derfor fremdeles viktig kunnskap om hotspots for karplanter på nasjonal skala.

Når det gjelder hotspots for fylogenetisk diversitet, er det uklart i hvilken grad det kan benyttes for å nå forvaltningsmålene for arter som nevnt i naturmangfoldloven §5, som fokuserer på genetisk variasjon *innen* arter. Det er også uklarhet knyttet til hva tilnærmingen tilfører hotspot-konseptet og hvilke indikatorer på fylogenetisk diversitet som bør brukes til ulike analyseformål. Resultatene vil også være avhengige av hvilke genetiske markører som inngår i analysen. Genetiske data som kan brukes i analyser av fylogenetisk diversitet er i dag tilgjengelig via databaser som GenBank og BOLD, men disse omfatter ikke alle norske arter (Mienna 2018). Det pågående prosjektet NorBOL (www.norbol.org), som har som mål å «DNA-strekkode» 20 000 norske arter, vil bidra til å øke datamengden. Formålet med identifisering av hotspots for fylogenetisk diversitet må imidlertid tydelig defineres for at eventuelle analyseresultater skal ha forvaltningsrelevans.

Som denne litteraturgjennomgangen viser, er det en rekke faktorer som må vurderes ved bruk av hotspot-analyser, og det er ikke noe entydig svar på hvilke valg som gir optimalt resultat (**Tabell 4**). Det er heller ikke gitt at det alltid er kun de mest artsrike områdene som skal prioriteres. Både selve analysene og bruken av resultatene må tilpasses en klart definert målsetning. Først da vil prioriteringen av områder gjøres på riktig grunnlag slik at forvaltningen av de utvalgte områdene får den ønskede virkningen.

Tabell 4. Faktorer som må vurderes ved gjennomføring av hotspot-analyser, en kort oppsummering av eksisterende kunnskap, samt hvordan disse faktorene bør vurderes i hvert enkelt tilfelle og vår tilnærming i denne rapporten.

Faktor	Eksisterende kunnskap	Vurdering	Vår tilnærming
Terskelverdier	Vanlig brukt: de 5 % mest artsrike områdene	Egnet terskelverdi vil variere med formål og tilgjengelige ressurser	Tester ulike terskelverdier: 1 %, 5 % og 10 %
Diversitetsindikatorer	Vanlig brukt: antall arter, antall sjeldne arter, antall truede arter, antall endemiske arter, genetisk diversitet	Egnet diversitetsindikator vil variere med formål. Eventuell overlap mellom hotspots for ulike diversitetsindikatorer må undersøkes.	Undersøker hotspots for tre grupper av karplanter: alle arter, truede arter og truede artsvarter
Indikatorarter	Ikke gitt at hotspots for ulike artsgrupper overlapper	Må undersøkes i hvert enkelt tilfelle	Undersøker graden av overlap mellom hotspots for de ulike gruppene av karplanter nevnt over
Skala	Vanlig brukt: alt fra global til regional skala. Valg av skala påvirker resultatene. Store områder fanger opp flere arter enn små.	Egnet skala vil variere med formål og tilgjengelige ressurser	Tester effekten av å gjennomføre analyser på ulike skalaer (1×1 og 5×5 km)
Datakvalitet	Variasjoner i datakvalitet kan påvirke resultatene	Må korrigere for varierende datakvalitet, for eksempel skjevheter i innsamlingsinnsats	Korrigerer for innsamlingsinnsats
Miljøvariabler	Vanlig brukt: klima (særlig temperatur og nedbør), topografi, arealbruk	Ulike typer miljøvariabler bør inkluderes for å fange opp ulike aspekter ved hotspots	Inkluderer en rekke ulike miljøvariabler, både biofysiske og antropogene

2.7.1 Implikasjoner for dette prosjektet

Formålet med prosjektet «Geografisk utbredelse av trua arter i Norge» er å identifisere hotspots for karplanter i Norge, inkludert truede arter og truede ansvarsarter. For å få kunnskap om hvordan de ulike faktorene i **Tabell 4** påvirker resultatene av hotspot-analysen, vil vi benytte flere ulike diversitetsindikatorer (totalt antall arter, antall truede arter og antall truede ansvarsarter), to ulike skalaer (1×1 og 5×5 km piksler) og en rekke ulike miljøvariabler knyttet til både klima, topografiske og edafiske forhold, arealbruk og ulike mål på menneskelig aktivitet. Merk at prosjektet ikke omfatter modellering av hotspots for fylogenetisk diversitet. Vi vil også korrigere for innsamlingsinnsats for å, så langt det lar seg gjøre, unngå systematiske skjevheter i datagrunnlaget. Resultatene av de ulike analysene vil gi oss mulighet til å undersøke effekten av bruk av ulike terskelverdier for karplante-hotspots. Denne utforskende tilnærmingen gjør det mulig å bruke resultatene våre til prioritering av ulike områder i tråd med ulike forvaltningsformål.

Boks 1. Kortfattet oppsummering av kapittel 2. Litteraturgjennomgang

- Prioritering av artsrike områder er en nyttig tilnærming for å bevare biologisk mangfold, men også mindre artsrike områder kan være økologisk viktige
- Forvaltningsrelevansen knyttet til hotspots for fylogenetisk diversitet er foreløpig uklar
- Det er ikke entydig hva som er den beste metoden for å identifisere hotspots for biologisk mangfold, og målet med analysene er avgjørende for fremgangsmåten
- En rekke faktorer må vurderes, blant annet:
 - terskelverdier for å skille hotspots fra omkringliggende områder
 - hva som er relevante diversitetsindikatorer
 - bruk av visse artsgrupper som indikatorer for andre
 - skala
 - korrigering for variasjon i datakvalitet
 - hvilke miljøvariabler som skal inkluderes

3 Datainnhenting og metodikk

Her følger en kortfattet beskrivelse av fremgangsmåten for de kvantitative analysene av hotspots for karplanter i Norge. Fulle skript for analyser og bearbeiding av data finnes åpent tilgjengelig på Github (<https://github.com/NINAnor/hotspotRL>). Metoden følger i grove trekk metodikken som er beskrevet i Olsen mfl. (2017) for analyser av hotspots for fremmede karplantearter. Analysen er piksel-basert, det vil si at vi modellerer forekomsten av arter i hver piksel gitt verdiene av forklaringsvariablene i samme piksel. De resulterende modellene brukes deretter til å predikere forekomsten av arter i alle piksler med verdier for de samme forklaringsvariablene, også områder uten rapporterte artsfunn. Vi presenterer utbredelsen av arter i form av tre typer kart:

- Observert forekomst: angitt ved *innsamlingsintensitet*, som tilsvarer antall artsobservasjoner per arealenhet
- Estimert forekomst: angitt ved *estimert innsamlingsintensitet*, som er et estimat av innsamlingsintensiteten glattet over en gitt kjernestørrelse («kernel density estimate») for å vise den romlige fordelingen av innsamlingsintensiteten
- Predikert forekomst: angitt ved *predikert innsamlingsintensitet*, som er predikert antall artsobservasjoner per arealenhet basert på punktprosessmodellering («point process modelling»)

3.1 Datagrunnlag

Til nedlasting og bearbeiding av data benyttet vi, så langt det lot seg gjøre, dataprogrammer med åpen kildekode. Dataene ble tilrettelagt ved hjelp av ulike programmer avhengig av datasettenes størrelse og prosedyrenes kompleksitet. Enkle operasjoner ble utført i QGIS (v2.18), mens beregning av avstandsvariabler og uthenting av 1 og 5 km rutenett ble gjort i R Studio (v1.1.447). Datasettene som var for store til R Studio og hvor prosesseringstiden oversteg tre dager, ble behandlet i ArcGIS (v10.6) ved hjelp av verktøyet «Euclidean distance» i «Spatial Analyst toolbox».

3.1.1 Artsfunn

Vi benyttet tre ulike datasett med artsforekomster av karplanter til hotspot-modelleringen: romlig forekomst av 1) truede arter, 2) truede ansvarsarter og 3) alle arter. Det sistnevnte datasettet ble brukt til å korrigere for innsamlingsinnsats. GBIF-data for truede arter ble lastet ned fra Artsdatabanken. Dette datasettet inneholdt forekomstdata for observasjoner av kritisk truede (CR), truede (EN) og sårbare (VU) arter i henhold til Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015a) og ble filtrert så det bare inneholdt observasjoner av truede karplantearter fra fastlands-Norge med en nøyaktighet på ≤ 100 m for perioden 1998-2018. Datasettet for truede ansvarsarter ble generert ved å ta et uttrekk av alle observasjoner av ansvarsarter i henhold til Henriksen and Hilmo (2015b) fra datasettet med truede arter. Datasettet over alle plantearter (rike *Plantae*) for perioden 1998-2018 ble lastet ned direkte fra GBIF. Dette datasettet inneholdt 3 338 102 observasjoner, men ble filtrert så kun observasjoner av karplanter fra fastlands-Norge med en nøyaktighet på ≤ 100 m ble inkludert. Bruk av observasjoner fra de siste 20 år og med relativt nøyaktig stedfesting sikrer at data for artenes forekomst reflekterer dagens miljøforhold og menneskelig påvirkning.

Det ble ikke gjort separate analyser for endemiske arter ettersom svært få karplanter er endemiske for Norge.

3.1.2 Forklaringsvariabler

De biofysiske og antropogene variablene som ble brukt til hotspot-modelleringen ble innhentet fra ulike nettbaserte dataleverandører. Noen datasett var allerede lastet ned i forbindelse med tidligere prosjekter og tilgjengelig internt. Alle data var gratis og fritt tilgjengelige. Alle variablene som beskriver en eller annen form for menneskelig aktivitet hadde en romlig oppløsning på

100 m for å beholde størst mulig detaljeringsgrad, med unntak av arealbruksdata fra AR5 og SSBs data på befolkningstetthet, som hadde en romlig oppløsning på 1 km. De biofysiske variablene ble ekstrahert med både 1 og 5 km oppløsning i henhold til SSBs rutenett.

Her følger en kortfattet liste over forklaringsvariablene som er benyttet i videre analyser. De fleste er nærmere beskrevet i Olsen mfl. (2017), og detaljert informasjon om variablene og skriptene som er brukt er tilgjengelig på Github (<https://github.com/NINAnor/hotspotRL>).

Avstand til vei: Datagrunnlaget for veier ble hentet fra Kartverket. Shape-fila ble konvertert til raster-format før avstand til nærmeste vei ble beregnet i ArcGIS ved hjelp av verktøyet «Euclidean distance» i «Spatial Analyst toolbox».

Avstand til jernbane: Data for jernbaner ble hentet fra Kartverkets Felles kartdatabase (FKB). Shape-fila ble konvertert til raster-format før avstand til nærmeste jernbane ble beregnet i R Studio ved hjelp av *raster*-pakken.

Avstand til havn: Data for beliggenhet av norske havner ble hentet fra Kystverkets kartløsning kystinfo.no. Shape-fila ble konvertert til raster-format før avstand til nærmeste havn ble beregnet i R Studio ved hjelp av *raster*-pakken.

Avstand til elv: Data for elver ble hentet fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). Shape-fila ble konvertert til raster-format før avstand til nærmeste elv ble beregnet i ArcGIS ved hjelp av verktøyet «Euclidean distance» i «Spatial Analyst toolbox».

Avstand til bebyggelse: Data for bebyggelse (inkludert byer, tettsteder og tettbebyggelse) ble hentet fra Statistisk sentralbyrå (SSB). Shape-fila ble konvertert til raster-format før avstand til nærmeste bebyggelse ble beregnet i R Studio ved hjelp av *raster*-pakken.

Avstand til herbarium: Data for beliggenhet av norske herbarier er ikke tilgjengelig som et ferdig datasett. Isteden brukte vi derfor beliggenheten til byer med universiteter med herbarium av en viss størrelse: Oslo, Bergen, Trondheim, Tromsø og Kristiansand. Disse dataene ble hentet fra SSBs datasett for bebyggelse (se over).

Befolkningstetthet: Data for befolkningstetthet med både 1×1 og 5×5 km oppløsning ble lastet ned i shape-format fra Statistisk sentralbyrå (SSB).

Inntekt: Data for inntekt var ikke fritt tilgjengelig og ble derfor utelatt fra analysene.

Arealbruk: Arealbrukskartet AR5 fra Felles kartdatabase (FKB) tilpasset SSBs 1 km rutenett var allerede tilgjengelig internt. *extract*-funksjonen i R Studio ble brukt til å gjøre det samme for 5 km rutenettet. Begge datasettene ble rasterifisert.

Nedbør: Data for nedbør var allerede tilgjengelig internt. Gjennomsnittlig årsnedbør fra og med 1990 ble beregnet fra værdata lastet ned fra Meteorologisk institutt (met.no).

Temperatur: Data for temperatur var allerede tilgjengelig internt. Gjennomsnittlig årsmiddeltemperatur fra og med 1990 ble beregnet fra værdata lastet ned fra Meteorologisk institutt (met.no).

Snødekkets varighet: Globale snødata (Dietz mfl. 2015) var allerede tilgjengelig internt etter nedlasting fra German Aerospace Center (DLR) med NINA-lisens. Vi benyttet data for snødekkets varighet (gjennomsnittlig antall dager per år).

Tidspunkt for vårens ankomst: Data for tidspunktet for vårens ankomst var allerede tilgjengelig internt. Datasettet baseres på MODIS NDVI-data.

Høyde over havet: En 100 m digital høydmodell var allerede tilgjengelig internt. Disse dataene stammer fra Kartverkets 10 m digitale terrengmodell.

Kalkinnhold i jord: Kalkinnhold i jord var allerede tilgjengelig internt. Datasettet består av tre klasser som representerer kalkinnhold. Dataene stammer fra NGUs berggrunnskart.

Solinnstråling: Data for solinnstråling med 30 sekunders oppløsning (~1 km²) ble lastet ned fra WorldClim (worldclim.org/version2). Dataene er månedlige gjennomsnitt for perioden 1970-2000, og vi beregnet årlig gjennomsnittlig solinnstråling.

NDVI: MODIS NDVI-data for 2017 ble lastet ned fra NASAs Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC). Vi benyttet MOD13A3-data, som er månedlige sammensatte vegetasjonsindekser med 1 km oppløsning, og beregnet årlig gjennomsnittlig NDVI. Verdiene ble reskalert med en faktor på 0.0001 som spesifisert i MODIS brukerveiledningen.

Fremmede arter: Predikert forekomst av fremmede karplantearter ble hentet fra Olsen mfl. (2017).

Verneområder, naturverdier og INON-områder: For å analysere graden av overlapp mellom artsforekomster og eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier og inngrepsfrie naturområder, benyttet vi data på naturvernområder, viktige naturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13 og NiN-systemet, MiS nøkkelbiotoper og inngrepsfrie naturområder (INON). Alle data ble lastet ned fra Naturbase med unntak av data fra NiN-kartlegging, som ble stilt til disposisjon av Miljødirektoratet (oversendt NINA 07.03.2018), og MiS nøkkelbiotoper, som ble stilt til disposisjon av Landbruksdirektoratet (oversendt NINA 19.11.2018).

3.2 Modelling

Modelleringen av hotspots for karplanter omfattet: (1) estimering av forekomst basert på observasjonsdata, (2) analyse av forklaringsvariabler for å identifisere potensialet for multikollinearitet og derved risiko for at variablene er innbyrdes avhengige og kan gi misvisende resultater, (3) analyse av hvordan artsforekomstene er relatert til de ulike forklaringsvariablene ved bruk av punktprosessmodellering (PPM), (4) predikering av forekomst basert på disse modellene og (5) analyse av graden av overlapp mellom den predikerte forekomsten av arter og eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier og inngrepsfrie naturområder. For forklaringsvariablene er det i hovedsak benyttet en romlig oppløsning på 1×1 km, ut i fra en antagelse om at en fin oppløsning er best til å fange opp og representere den romlige variasjon i forklaringsvariablene og dermed sammenhengen mellom forklaringsvariablene og forekomsten av arter. Modellene ble også kjørt med 5×5 km oppløsning for å undersøke effekten av romlig skala på resultatene.

3.2.1 Estimering av forekomst

Vi brukte kjerneglatting («kernel smoothing») (R-funksjonen *density.ppm{spatstat}*) med en gaussisk kjerne på 10×10 km) til å estimere forekomsten av henholdsvis alle arter, truede arter og truede ansvarsarter. Vi la særlig vekt på å identifisere områder der estimert innsamlingsintensitet for alle arter avvek fra innsamlingsintensiteten for truede arter og truede ansvarsarter, da en slik forskjell kan påvirke betydningen av å korrigere for innsamlingsinnsats i modellene. For å sammenligne estimert innsamlingsintensitet for truede arter og truede ansvarsarter med innsamlingsintensiteten for alle arter, brukte vi normaliserte indekser (T_N for truede arter, A_N for ansvarsarter) basert på kjerneglattede estimater:

$$T_N = (T_s - G_s)/(T_s + G_s)$$

$$A_N = (A_s - G_s)/(A_s + G_s)$$

hvor T_s , G_s og A_s er de skalerte pikselintensitetene for henholdsvis truede arter, alle arter og truede ansvarsarter. Skaleringen innebærer at alle glattede intensitetsfunksjoner summerer til 1. Normaliserte indekser går fra -1 (truede arter eller ansvarsarter er underobservert sammenlignet med alle arter) til 1 (truede arter eller ansvarsarter er overobservert sammenlignet med alle arter).

Vi estimerte også forekomsten av truede arter basert på de ulike rødlistekriteriene i Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015a). De ulike kriteriene er:

- A: Sterk populasjonsreduksjon, ≥ 30 % reduksjon over en vurderingsperiode på 3 generasjoner (minimum 10 år og maksimum 100 år).
- B: Begrenset utbredelsesområde ($< 20\,000$ km²) eller forekomstareal ($< 2\,000$ km²) kombinert med minst to av følgende underkriterier: a kraftig fragmentering eller få lokaliteter; b pågående nedgang i populasjon eller areal; c ekstreme fluktuasjoner.
- C: Begrenset populasjonsstørrelse ($< 10\,000$ reproduksjonsdyktige individer) og pågående populasjonsnedgang, evt. kombinert med ugunstig populasjonsstruktur (svært små delpopulasjoner eller en stor andel av individene i en delpopulasjon) eller ekstreme populasjonsfluktuasjoner.
- D: Svært få reproduksjonsdyktige individ (< 1000) eller svært begrenset forekomstareal eller få lokaliteter (< 20 km² eller ≤ 5 lokaliteter).

Kriterium E, Kvantitativ analyse av risiko for utdøing (≥ 10 % sannsynlighet for utdøing på 100 år), var ikke aktuelt for artene som var inkludert i våre analyser.

3.2.2 Analyser av forklaringsvariabler

Vi brukte Pearson's R og grafisk framstilling (R funksjonene *pairs{graphics}* og *corrplot{corrplot}*) for å undersøke forholdet mellom alle kombinasjoner av forklaringsvariablene (unntatt arealbruk og kalkinnhold-kategoriene). Deretter benyttet vi prinsipalkomponentanalyse (PCA) (R funksjonen *prcomp{stats}*) for å undersøke om det ville være hensiktsmessig å redusere antall variabler i punktprosessmodellene ved å erstatte dem med prinsipalkomponenter. Resultatene av analysen ble visualisert ved hjelp av R-funksjonen *fviz_pca_var{factoextra}*. Etter innledende punktprosessmodellering ble variansinflasjonsfaktor (VIF) og Akaike Information Criterion (AIC) brukt til forenkling av modellene for å redusere multikollinearitet (se kap. 3.2.3).

3.2.3 Effekten av forklaringsvariabler på artsforekomst

Punktprosessmodeller (PPM) ble først tilpasset ved hjelp av R-funksjonen *ppm{spatstat}* for å analysere forholdet mellom observert forekomst av arter og forklaringsvariablene med romlig oppløsning 1×1 km. Separate modeller ble kjørt for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter. I tillegg ble egne modeller kjørt for truede arter rødlistet etter de to rødlistekriteriene med størst antall artsobservasjoner: kriterium A (n = 10 781) og kriterium B (n = 3893). For kriterium C og D var antall observasjoner for lavt (n = 66 og n = 324) til å gi pålitelige modellprediksjoner. Punktprosessens interaksjonsstruktur ble modellert ved hjelp av en Poisson-prosess. I analysene for truede arter og truede ansvarsarter kjørte vi modellene med både (1) estimert innsamlingsintensitet for alle arter (GSI) som «offset» for å korrigere for total innsamlingsinnsats ($\log(GSI + 1 \times 10^{-6})$) og (2) uten offset, hvilket gjør det mulig å undersøke effekten av å korrigere for innsamlingsinnsats. Intensiteten ble beregnet som antall artsobservasjoner per 1×1 km celle ved hjelp av R-funksjonen *density{stats}* med en kjernebredde på 1000 m.

Alle forklaringsvariabler – både biofysiske (høyde over havet, kalkinnhold i jord, NDVI, tidspunkt for vårens ankomst, nedbør, snødekkets varighet, solinnstråling og temperatur) og antropogene (befolkningstetthet, arealbruk og avstand til havner, jernbaner, elver, veier, bebyggelse og herbarium) – ble som utgangspunkt inkludert i modellene (**Tabell 5**). Etter foreløpige analyser ble avstand til herbarium fjernet for å unngå spuriøse sammenhenger. I tillegg ble arealbruk utelatt fra modellen for truede ansvarsarter på grunn av dårlig dekning av de ulike arealbrukskategoriene i områdene med flest artsobservasjoner. Innenfor hver modell ble alle variabler standardisert (gjennomsnitt = 0, varians = 1) for å lette tolkningen av modellkoeffisientene. Modellene ble deretter tilpasset slik at de variablene som inngikk i den endelige modellen var basert på: 1) reduksjon av multikollinearitet blant forklaringsvariablene ved bruk av variansinflasjonsfaktorer (VIF) og 2) Akaike Information Criterion (AIC). VIF ble beregnet ved hjelp av R-funksjonen, *vif{car}*, der en grense på $VIF \geq 5$ (se Sheather 2009) ble brukt til å fjerne variabler. Etter at forklaringsvariabler med VIF større enn eller lik den kritiske VIF-terskelen var fjernet fra modellene, ble AIC brukt til ytterligere modellforenkling for å unngå overtilpasning.

Modellene for truede arter ble kjørt på to ulike romlige skalaer, 1×1 km og 5×5 km oppløsning, for å undersøke betydningen av den romlige oppløsningen til forklaringsvariablene på resultatene.

Tabell 5. Punktprosessmodeller brukt til å modellere innsamlingsintensitet for henholdsvis alle arter, truede arter, truede arter etter ulike rødlistekriterier og truede ansvarsarter.

Modell	Arter	Forklaringsvariabler	Offset
G_{full}	Alle arter	Alle	NA
G_{end}	Alle arter	Utvalg*	NA
T_{full, korr}	Truede arter	Alle	Intensitet alle arter
T_{full}	Truede arter	Alle	Uten offset
T_{end, korr}	Truede arter	Utvalg*	Intensitet alle arter
T_{end}	Truede arter	Utvalg*	Uten offset
R.A_{full, korr}	Rødliste-kriterium A	Alle	Intensitet alle arter
R.A_{end, korr}	Rødliste-kriterium A	Utvalg*	Intensitet alle arter
R.B_{full, korr}	Rødliste-kriterium B	Alle	Intensitet alle arter
R.B_{end, korr}	Rødliste-kriterium B	Utvalg*	Intensitet alle arter
A_{full, korr}	Truede ansvarsarter	Alle**	Intensitet alle arter
A_{full}	Truede ansvarsarter	Alle**	Uten offset
A_{end, korr}	Truede ansvarsarter	Utvalg*	Intensitet alle arter
A_{end}	Truede ansvarsarter	Utvalg*	Uten offset

* Forklaringsvariablene som brukes i «Utvalg» er de som gjenstår etter fjerning av variabler med VIFs ≥ 5 og etter AIC-basert ekskludering av variabler.

** Arealbruk ble utelatt fra modellene for truede ansvarsarter på grunn av dårlig dekning av de ulike arealbrukskategoriene i områdene med flest artsobservasjoner.

3.2.4 Prediksjon av forekomst

Kart over den predikerte forekomsten av alle arter, truede arter og truede ansvarsarter ble produsert med 1×1 km oppløsning ved hjelp av R-funksjonen *predict.ppm{spatstat}*. Den predikerte forekomsten av truede arter fordelt på de ulike rødlistekriteriene ble visualisert i egne kart. Dette var imidlertid bare mulig for arter rødlistet etter kriterium A og B, ettersom rødlistekriterium C og D hadde for få observasjoner til å gi pålitelige modellprediksjoner.

Hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter ble identifisert ved å ekstrahere piksler med høy predikert innsamlingsintensitet. Tre ulike definisjoner på hotspots ble brukt: 10 % (piksler med intensiteter over 90 %-kvantilen), 5 % (piksler med intensiteter over 95 %-kvantilen) og 1 % (piksler med intensiteter over 99 %-kvantilen). Hotspots for truede arter og truede ansvarsarter ble ekstrahert fra intensitetskart basert på modeller som var korrigert for innsamlingsinnsats.

For hver artsgruppe ble andel av hotspot-området som overlappet med hotspots for andre grupper kvantifisert separat for 10, 5 og 1 % hotspots.

3.2.5 Overlapp mellom hotspots og fremmede arter

Hotspots for fremmede arter ble generert i henhold til metoden beskrevet i kap. 3.2.4 fra et nasjonalt kart med 1×1 km oppløsning over predikert forekomst av fremmede karplantearter (se Olsen mfl. 2017). Også her ble tre ulike definisjoner på hotspots brukt: 10 %, 5 % og 1 % høyeste intensitetsverdier. For hver hotspot-definisjon ble graden overlapp med den tilsvarende hotspot-kategorien for truede arter beregnet.

3.2.6 Overlapp mellom hotspots og verneområder, naturverdier og INON-områder

Graden av overlapp mellom hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter og eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier (i form av naturtyper etter DN-håndbok 13 og NiN og MiS-nøkkelbiotoper) og inngrepsfrie naturområder (INON) ble analysert med 1×1 km oppløsning. En grovere 5×5 km oppløsning ble ikke brukt ettersom mange av områdene var mindre enn pikselstørrelsen.

For hver hotspot-definisjon (10, 5 og 1 %) ble graden av overlapp mellom hotspots og verneområder, kartlagte naturverdier og INON-områder beregnet som følger:

- 1) Totalt areal av hotspots ble beregnet.
- 2) Verneområde-, naturverdi- og INON-polygonene ble beskåret slik at bare den delen av polygonene som lå innenfor hotspot-områdene sto igjen. Basert på disse polygonene ble totalt areal av verneområder, naturtyper, MiS nøkkelbiotoper og INON-områder innenfor hotspot-områdene beregnet.
- 3) Andel (%) av hotspot-areale som overlappet med verneområder, kartlagte naturverdier og INON-områder ble beregnet som: total areal av gjenværende polygoner (fra steg 2) $\times 100$ / totalt hotspot-areal (fra steg 1).

Denne metoden ble benyttet for å inkludere alle polygoner, uavhengig av størrelse, i beregningene.

I Naturbase finnes 20 ulike verneformer som er i bruk i større eller mindre utstrekning. For å unngå at verneformer med få, små områder fikk uforholdsmessig innflytelse på resultatene, grupperte vi verneområdene i fem grupper (**Tabell 6**). Områder som er vernet under Svalbardmiljøloven, ble utelatt ettersom vi kun gjør analyser for fastlands-Norge. Midlertidig vernede områder ble også utelatt. Det samme gjelder naturminner, som hovedsakelig dreier seg om svært små arealer, for eksempel enkelttrær, og som dermed har begrenset relevans for hotspots for karplanter.

Tabell 6. Gruppering av verneformer i fem hovedgrupper

Verneform	Vår gruppering
Biotopvern	Biotopvern
Biotopvern etter viltloven	Biotopvern
Dyrefredningsområde	Biotopvern
Dyrelivsfredning	Biotopvern
Geotopvern (Svalbardmiljøloven)	Utelatt
Landskapsvernområde	Landskapsvernområde
Landskapsvernområde med dyrelivsfredning	Landskapsvernområde
Landskapsvernområde med plante- og dyrelivsfredning	Landskapsvernområde
Landskapsvernområde med plantelivsfredning	Landskapsvernområde
Marint verneområde (Naturmangfoldloven)	Marint verneområde
Midlertidig verna område/objekt	Utelatt
Nasjonalpark	Nasjonalpark
Nasjonalpark (Svalbardmiljøloven)	Utelatt
Naturminne	Utelatt
Naturreservat	Naturreservat
Naturreservat (Svalbardmiljøloven)	Utelatt
Plante- og dyrefredningsområde	Biotopvern
Plante- og dyrelivsfredning	Biotopvern
Plantefredningsområde	Biotopvern
Plantelivsfredning	Biotopvern

Tilsvarende ble naturtyper etter DN-håndbok 13 analysert på hovedtype-nivå (se DN 2007), noe som resulterte i ni ulike kategorier: myr og kilde (A), rasmark, berg og kantkratt (B), fjell (C), kulturlandskap (D), ferskvann/våtmark (E), skog (F), havstrand/kyst (G), andre viktige forekomster (H) og marine typer (I). For NiN-naturtyper benyttet vi naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse kartlagt i 2017.

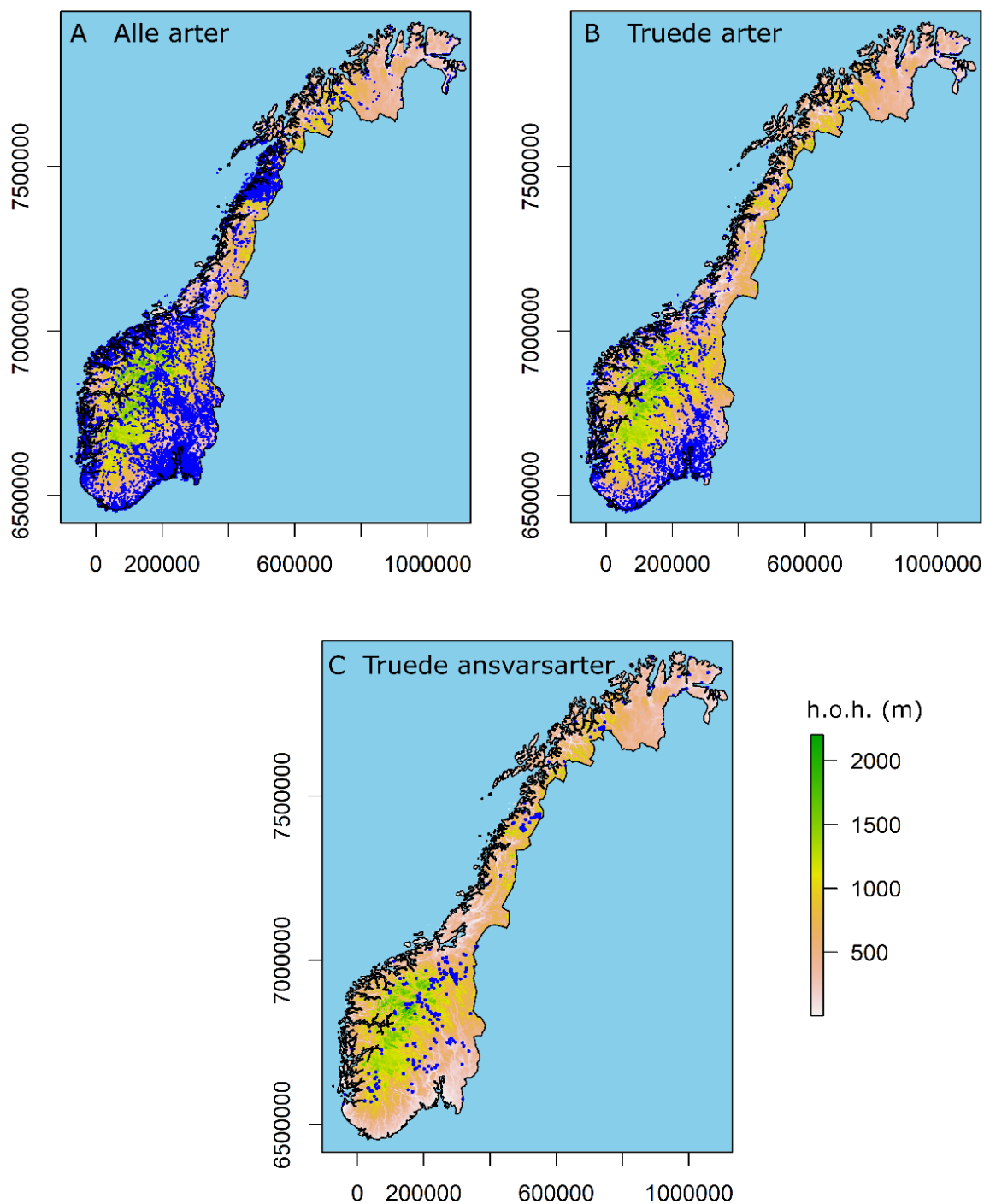
For inngrepsfrie naturområder valgte vi å benytte den mest omfattende definisjonen og inkluderte områder som ligger 1 km eller mer fra tyngre tekniske inngrep.

MiS nøkkelbiotoper omfatter registrerte livsmiljøer som er avsatt som nøkkelbiotoper.

4 Hotspots for karplanter

4.1 Observert forekomst

De tre datasettene våre inkluderte henholdsvis 167641 observasjoner av 1795 karplantearter (150 observasjoner var ikke identifisert til artsnivå), 15064 observasjoner av 229 truede arter og 428 observasjoner av 29 truede ansvarsarter (**Figur 2**).

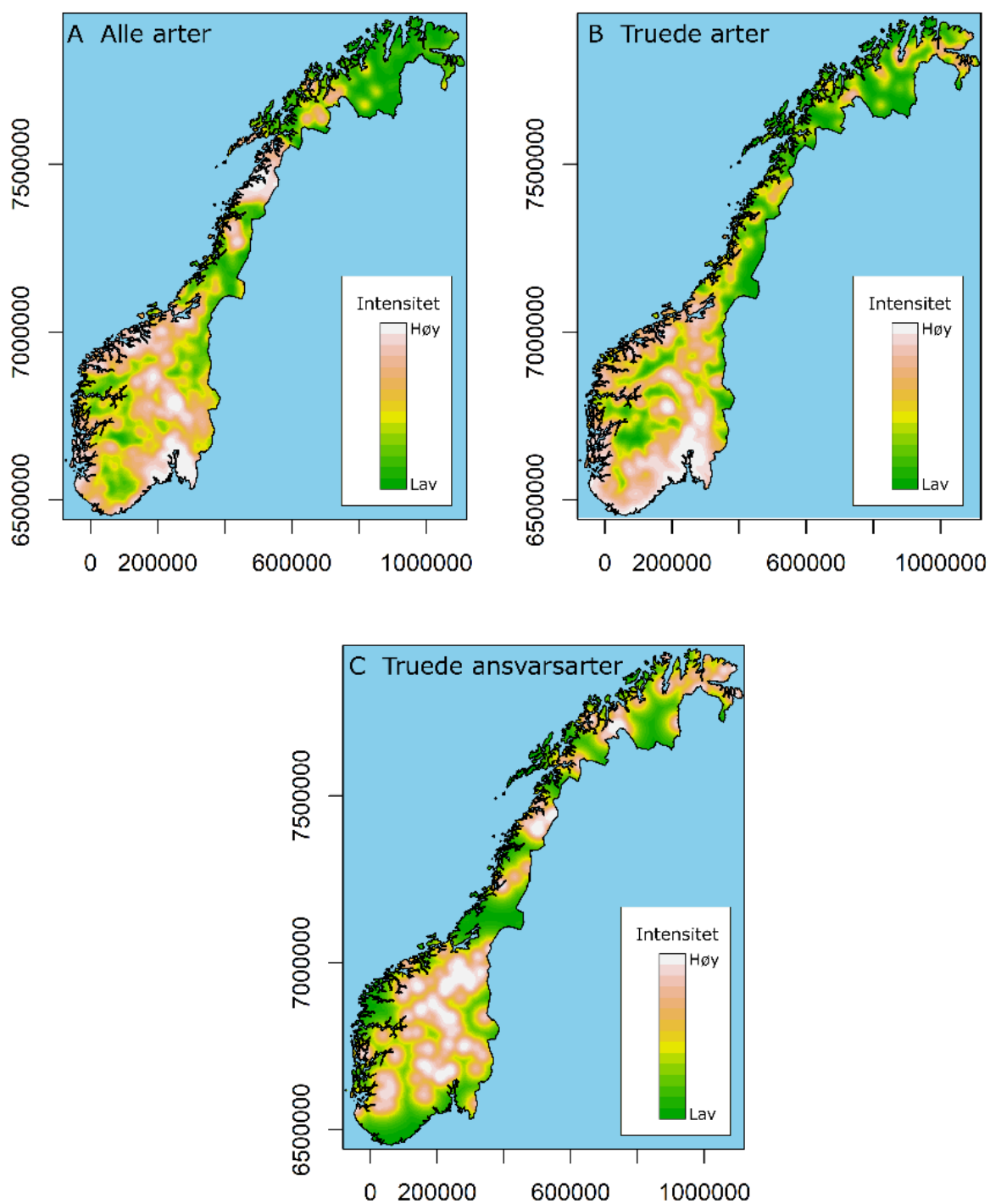


Figur 2. Observert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter.

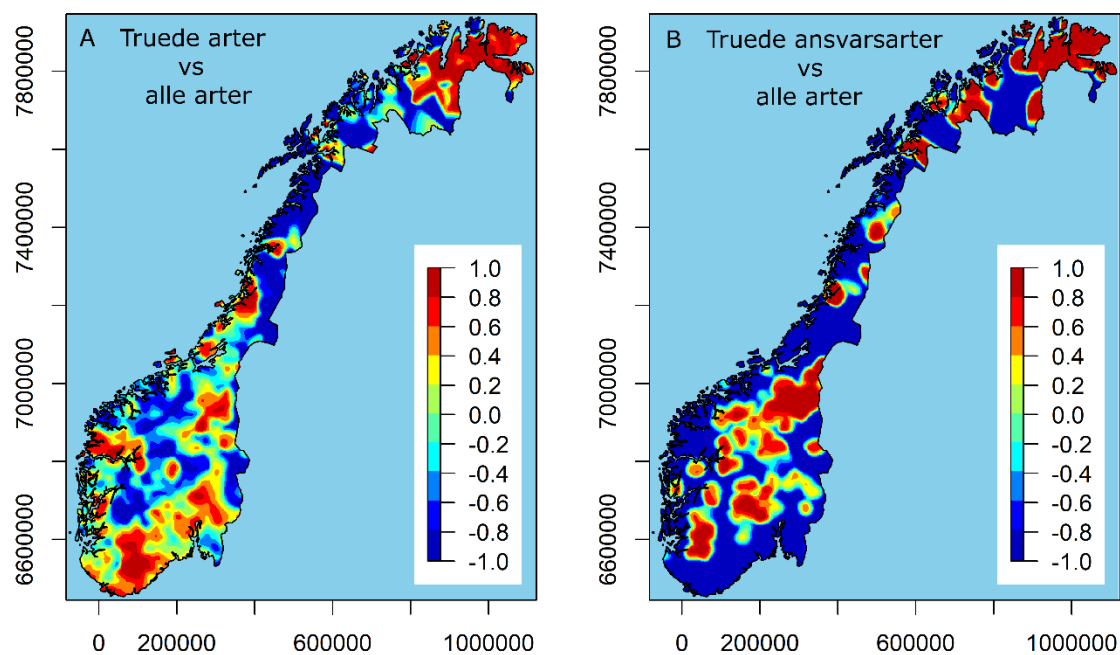
Vi fant den største estimerte forekomsten av alle karplanter rundt Oslofjorden, langs deler av Sør- og Vestlandskysten, i Sør-Trøndelag og i nordre del av Nordland, samt spredt i innlandet på Østlandet (**Figur 3**). Estimert forekomst av truede arter fulgte omtrent samme mønster, men med større tyngdepunkt på Østlandet og langs Sørlandskysten og lavere intensitet lenger nord. Estimert forekomst av truede ansvarsarter var jevnere fordelt, med høyest intensitet i innlandet og i høyereliggende strøk på Østlandet og i Sør-Trøndelag, nordre deler av Nordland, Troms og Finnmark. Estimert forekomst av truede arter sammenlignet med alle arter var spesielt høy i Troms og Finnmark, samt i deler av Sør-Norge (**Figur 4**), men lav i nordre deler av Nordland. Forskjellen på estimert forekomst av truede ansvarsarter og alle arter var særlig stor i indre og høyereliggende strøk og i nord.

Dårlig kartlagte områder, definert som områdene med lavest estimert forekomst av alle arter, var hovedsakelig lokalisert til Nord-Norge, i første rekke Finnmark (**Figur 5**).

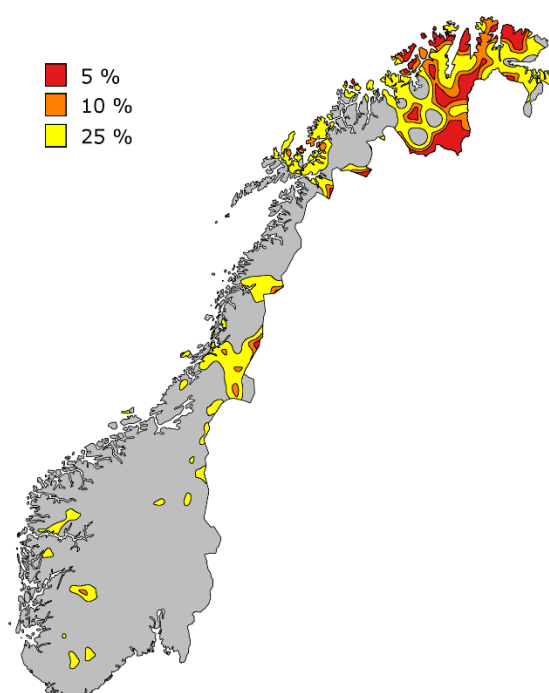
Arter rødlistet etter kriterium A utgjorde 71,6 % av alle observasjoner av truede arter. Tilsvarende tall for kriterium B, C, og D var henholdsvis 25,8 %, 0,4 % og 2,2 % (se kap. 3.2.1 for en oversikt over de ulike rødlistekriteriene). Observerte forekomst av truede arter rødlistet etter kriterium A og B var størst i Sør-Norge, særlig langs kysten (**Figur 6**). Observerte forekomst av arter rødlistet etter kriterium C var svært spredt, mens arter rødlistet etter kriterium D hovedsakelig var konsentrert til kysten på Sør- og Østlandet.



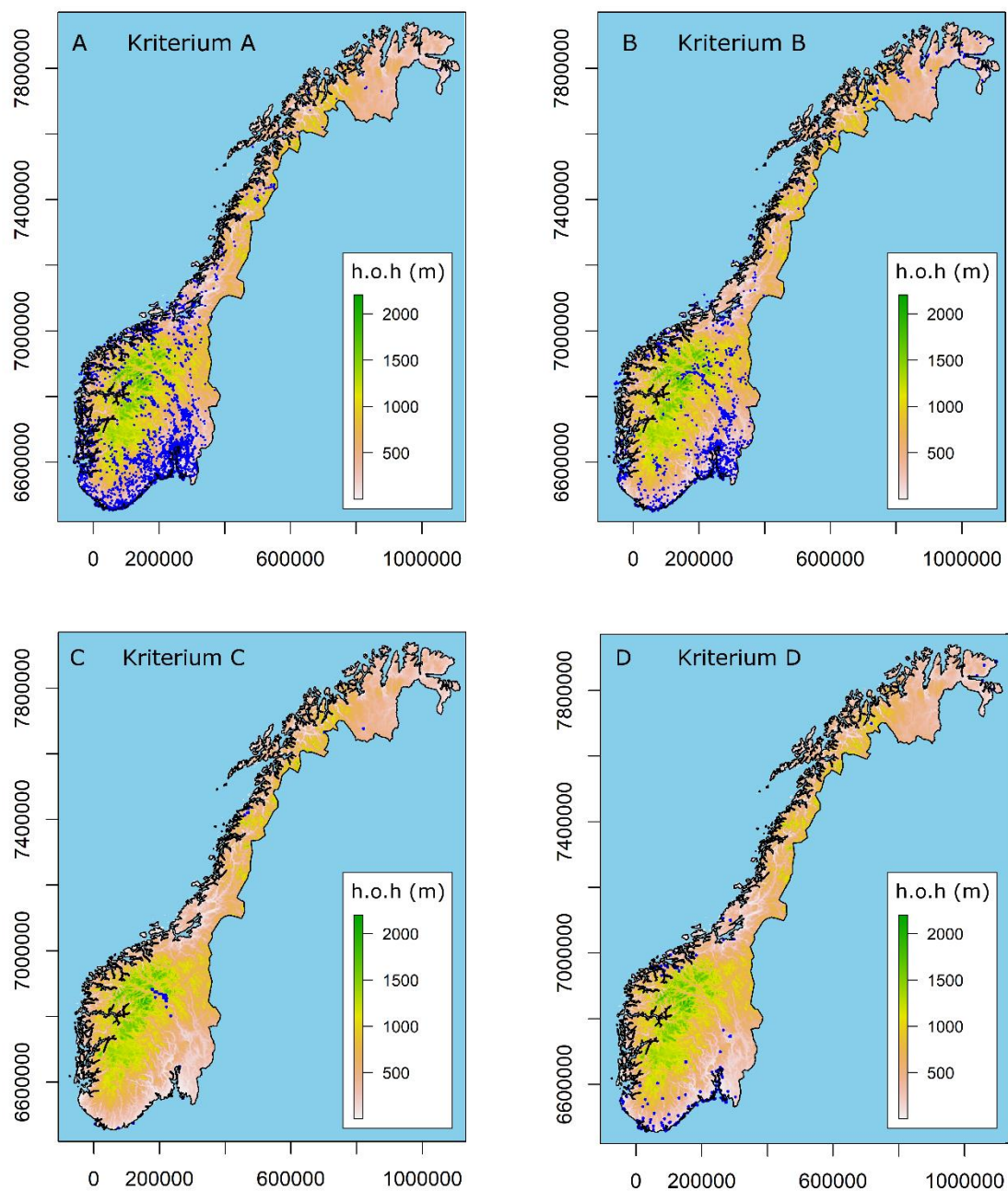
Figur 3. Estimert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter.



Figur 4. Forskjellen i estimert forekomst av henholdsvis (A) truede arter og (B) truede ansvarsarter og alle arter. Verdiene går fra -1 (truede arter eller truede ansvarsarter er undersamplet i forhold til alle arter) til +1 (truede arter eller truede ansvarsarter er oversamplet i forhold til alle arter).



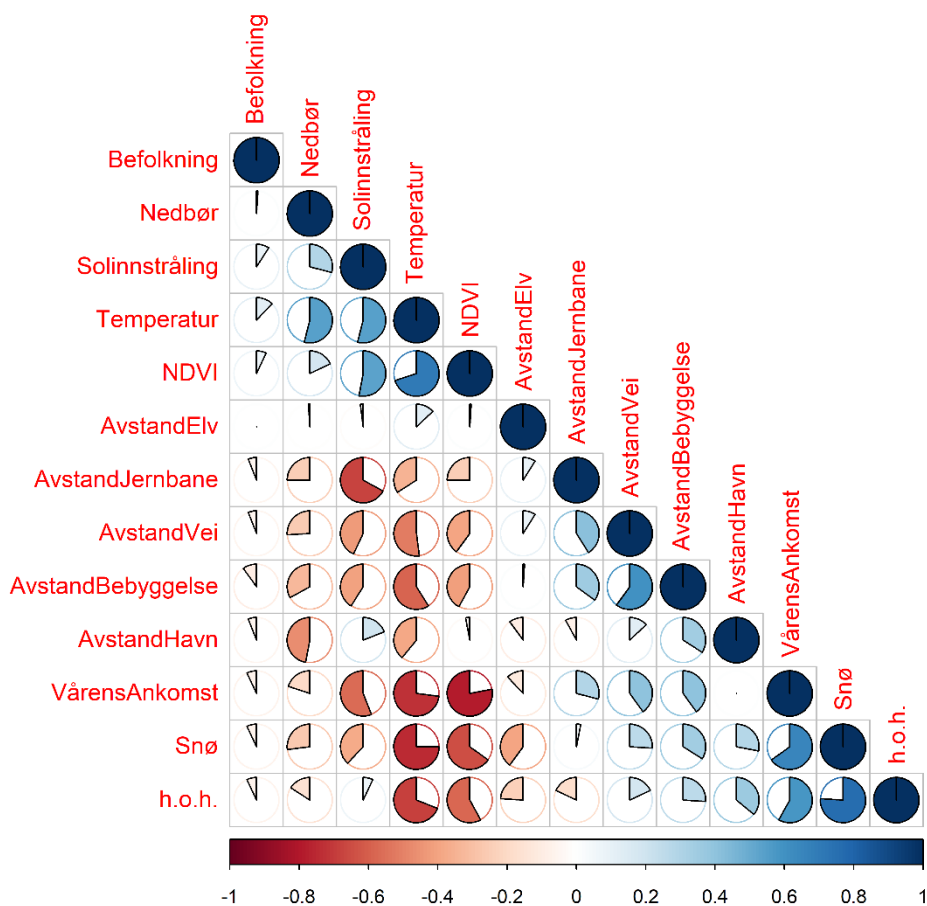
Figur 5. Forekomst av dårlig kartlagte områder basert på estimert forekomst av alle arter. Dårlig kartlagte områder er definert som 25 %, 10 % og 5 % laveste estimerte observasjonsintensitet.



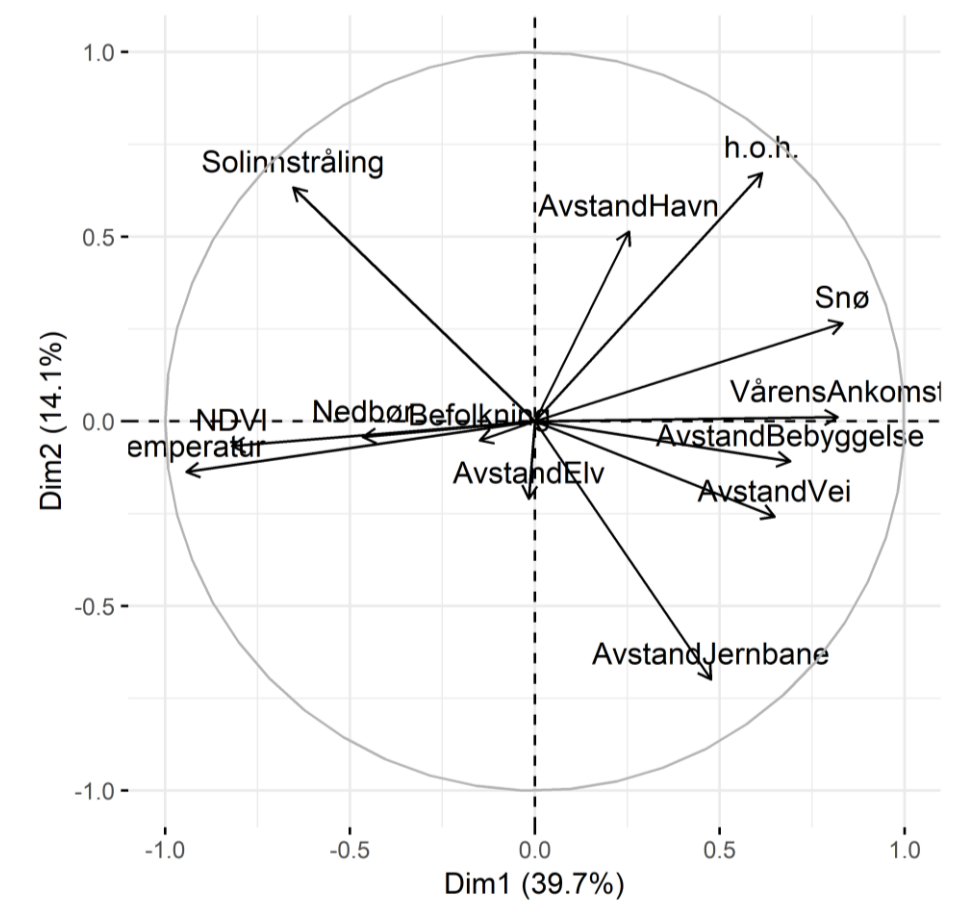
Figur 6. Observert forekomst av truede arter rødlistet etter (A) kriterium A, (B) kriterium B, (C) kriterium C og (D) kriterium D.

4.2 Forholdet mellom forklaringsvariabler

Figur V1.1 til V1.4 viser den romlige fordelingen av forklaringsvariablene. Forklaringsvariablene var ofte sterkt korrelert. For eksempel var både temperatur og NDVI sterkt negativt korrelert med tidspunkt for vårens ankomst, snødekkets varighet og høyde over havet, og høyde over havet var sterkt positivt korrelert med tidspunkt for vårens ankomst og snødekkets varighet (**Figur 7**). En prinsipalkomponentanalyse av alle variablene viste også at en del variabler samvarierte (**Figur 8**). For eksempel hadde temperatur og NDVI begge høye negative verdier på den første PCA-aksen. Variabler med høye verdier på samme akse ble imidlertid ikke skilt i tilstrekkelig klare grupper for inkludering i punktprosessmodellene. Punktprosessmodelleringen ble derfor foretatt med alle forklarende variabler i modellen, men med særlig oppmerksomhet på multikollinearitet, og variabler over den kritiske VIF-grensen ($VIF \geq 5$) ble fjernet.



Figur 7. Samvariasjon mellom vurderte forklaringsvariabler. Negative korrelasjoner vises i rødt, positive i blått.



Figur 8. Verdier på første og andre PCA-akse i en prinsipalkomponentanalyse av alle forklaringsvariabler.

4.3 Forklaringsvariablenes betydning for artsforekomst

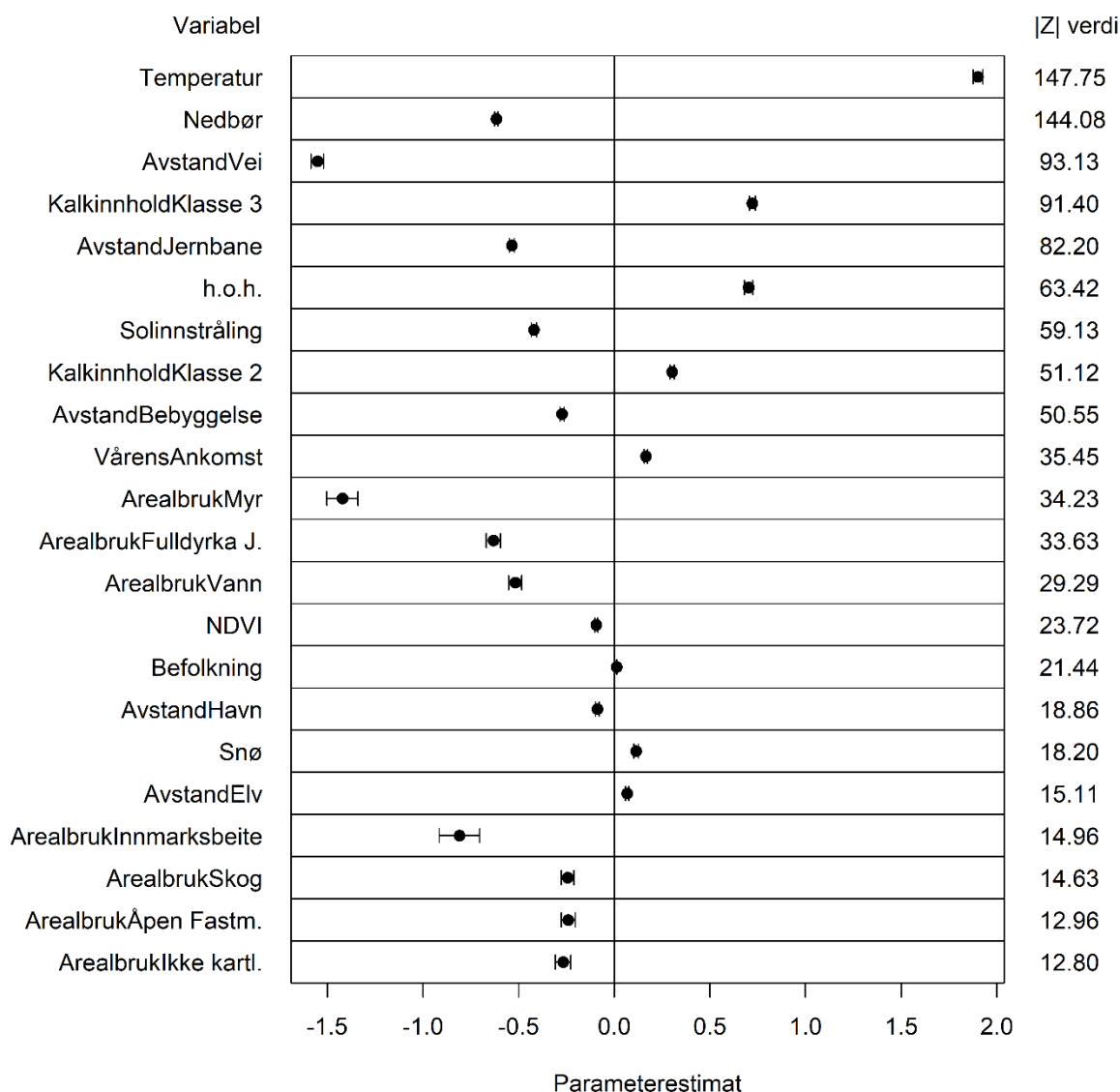
Punktprosessmodellene for truede arter hadde størst utsagnskraft ($\text{pseudo } R^2 = 0,366\text{--}0,438$), fulgt av modellene for alle arter ($\text{pseudo } R^2 = 0,242\text{--}0,267$) og truede ansvarsarter ($\text{pseudo } R^2 = 0,140\text{--}0,153$) (Tabell 7).

Tabell 7. Pseudo R^2 for de ulike punktprosessmodellene.

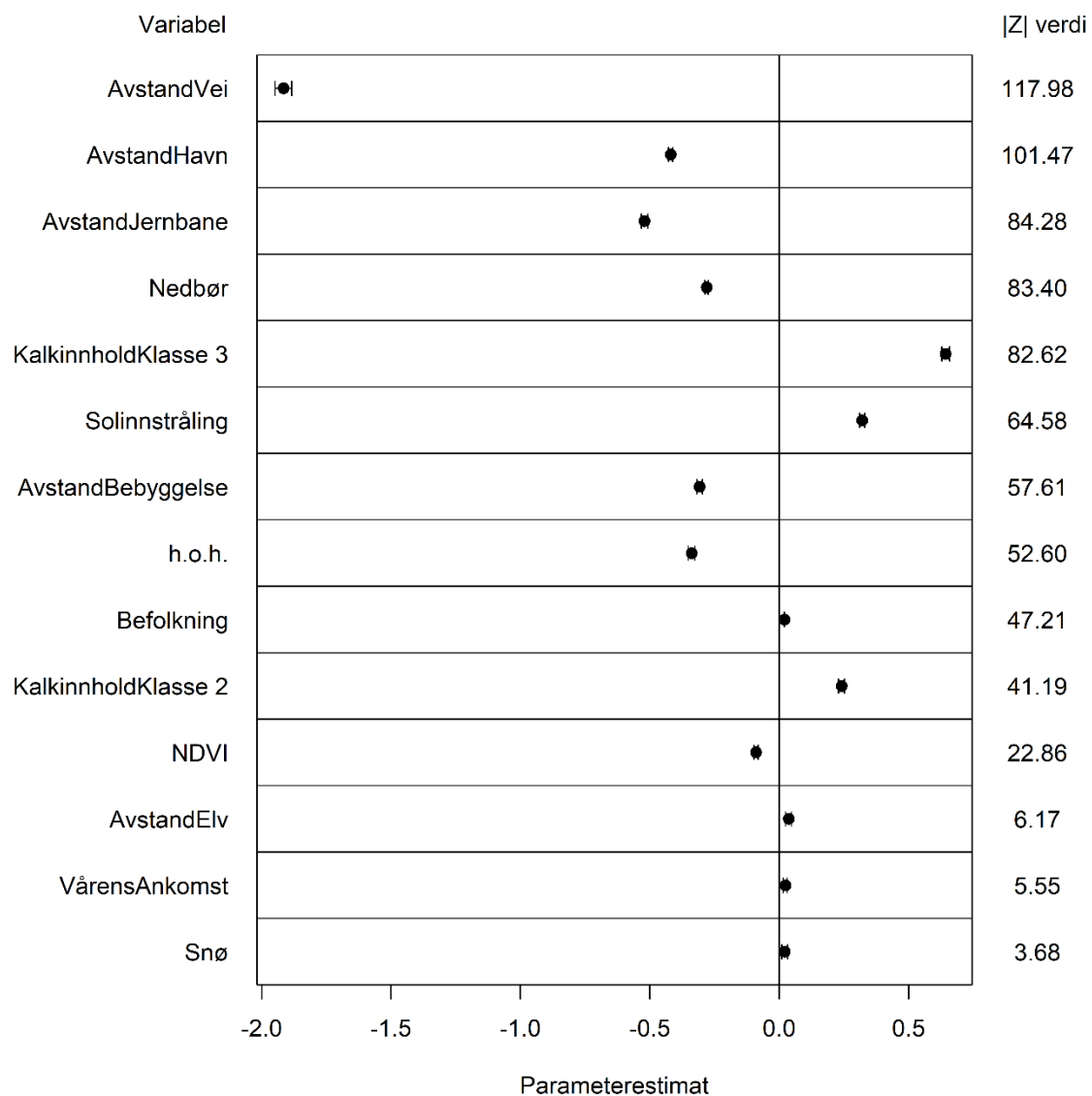
	Full modell	Endelig modell
Alle arter	0,267	0,242
Truede arter	0,441	0,438
Truede arter, korrigert	0,369	0,366
Rødliste-kriterium A, korrigert	0,370	0,366
Rødliste-kriterium B, korrigert	0,357	0,348
Truede ansvarsarter	0,141	0,140
Truede ansvarsarter, korrigert	0,153	0,152

4.3.1 Alle arter

I modellen der alle forklaringsvariabler er inkludert (full modell) var forekomsten av alle karplantearter størst i varme og tørre områder, særlig i områder med høyt kalkinnhold i jorda (kalkklasse 3) (**Figur 9, Tabell V2.1**). Forekomsten av karplanter var også større i nærheten av veier og jernbaner. Når variabler med $VIF > 5$ ble fjernet, forsvant temperatur og arealbruk ut av modellen; ingen AIC-basert fjerning av variabler var nødvendig. Den endelige modellen (**Figur 10, Tabell V2.1**) ligner den opprinnelige modellen, bortsett fra at den relative betydningen av variablene endret seg. I den endelige modellen var variablene med størst innflytelse på artsforekomst avstand fra veier, havner og jernbaner. I alle tilfeller var forekomsten av karplanter størst nær disse strukturene. De biofysiske variablene med størst innflytelse var nedbør (større forekomst i tørre områder), kalkinnhold i jord (større forekomst i områder med mer kalkholdig jord, kalkklasse 3) og solinnstråling (større forekomst i områder med større innstråling).



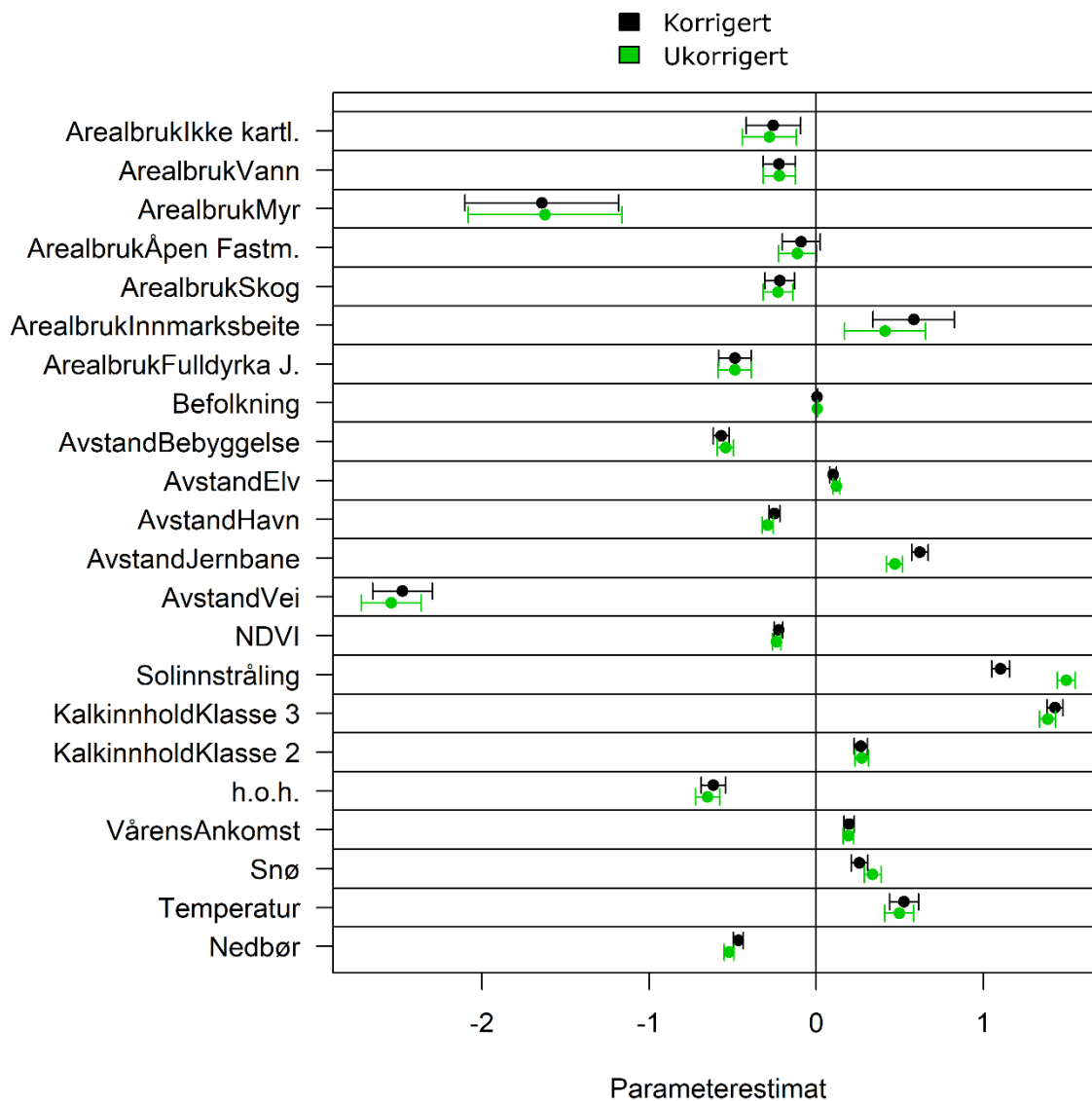
Figur 9. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for en punktprosessmodell for alle arter med alle forklaringsvariabler inkludert (full modell).



Figur 10. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for en forenklet punktprosessmodell for alle arter (endelig modell). Temperatur og arealbruk var ikke med i den endelige modellen.

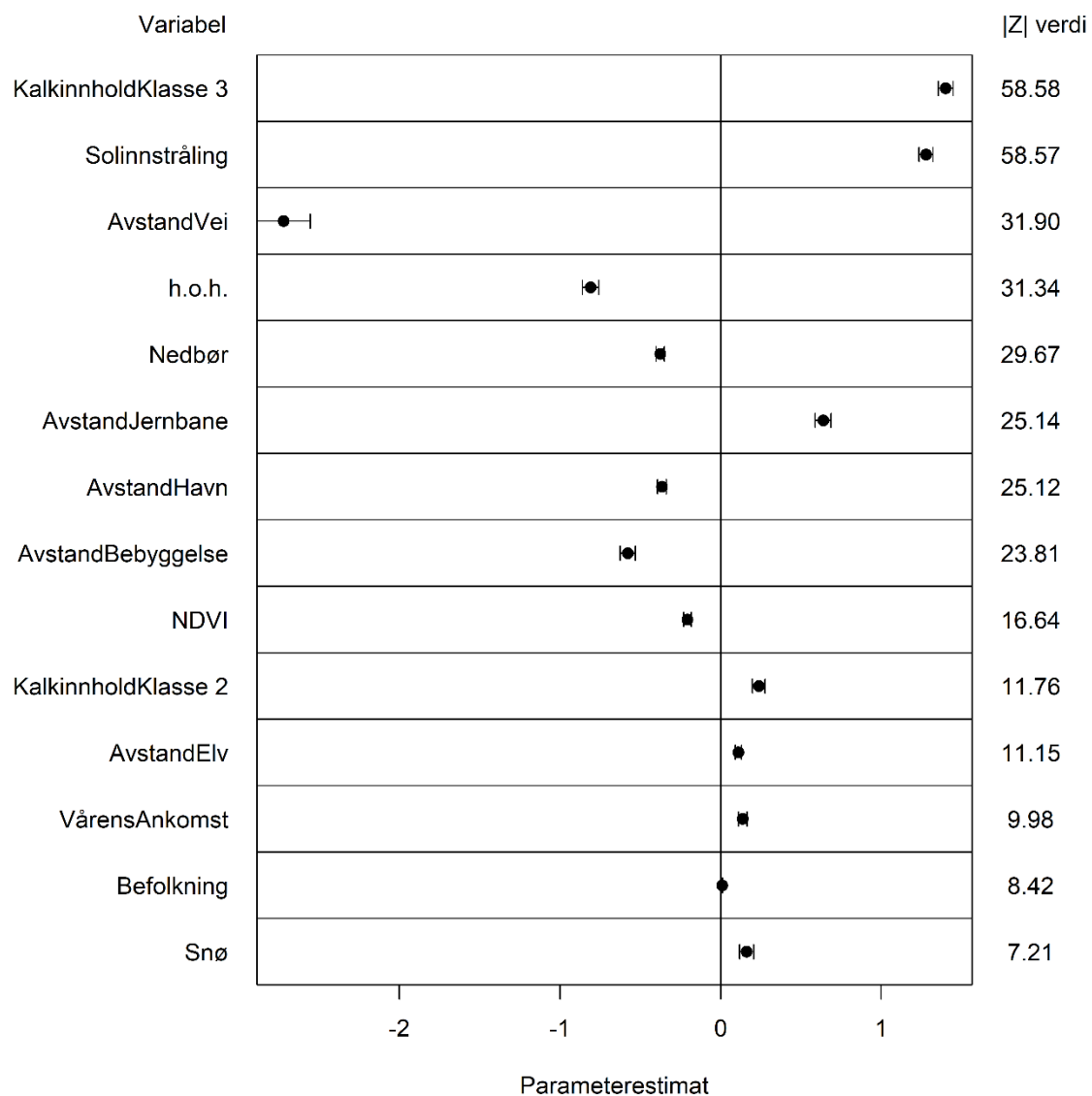
4.3.2 Truede arter

Korrigerende for innsamlingsinnsats hadde liten betydning for forholdet mellom forekomsten av truede arter og forklaringsvariablene (**Figur 11, Tabell V2.2**). For eksempel hadde korrigerende for innsamlingsinnsats ingen betydning for om forholdet mellom en variabel og forekomsten av truede arter var positivt eller negativt.



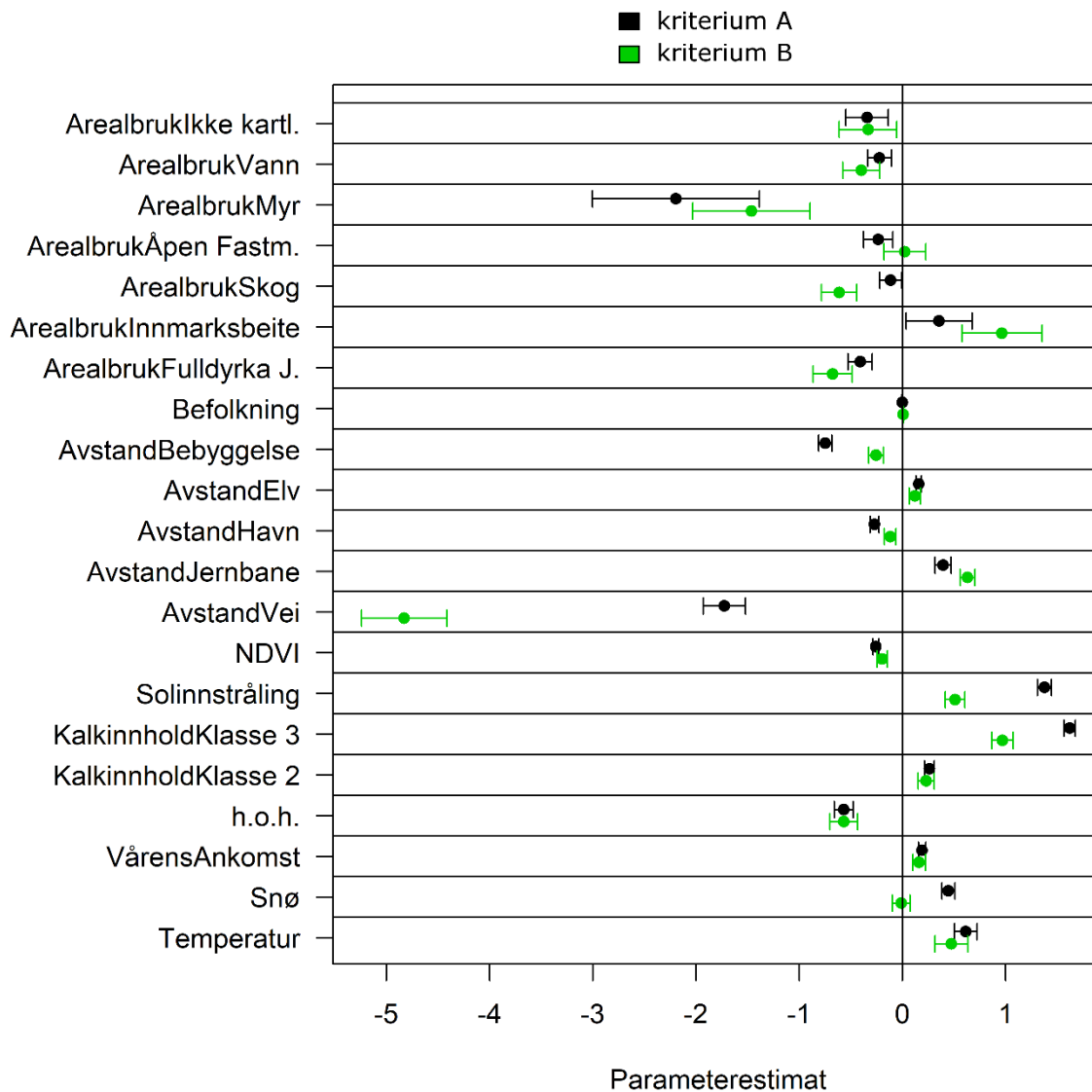
Figur 11. Parameterestimer for den fulle punktprosessmodellen for truede arter med og uten korrigerende for innsamlingsintensitet.

Den endelige modellen (etter VIF-basert fjerning av temperatur og arealbruk), med korrigerende for innsamlingsintensitet for alle arter, viste at forekomsten av truede arter var større i områder med høyere kalkinnhold i jorda (kalkklasse 3), høy solinnstråling, lav høyde over havet og lite nedbør (**Figur 12, Tabell V2.2**). Betydningen av avstand til menneskeskapte strukturer var avhengig av strukturtypen: forekomsten av truede arter var større i nærheten av veier, havner og bebyggelse, men mindre nær jernbaner.



Figur 12. Parameterestimer og |Z|-verdier for endelig punktprosessmodell for forekomst av truede arter etter VIF- og AIC- basert utvelgelse av forklaringsvariabler og korrigert for innsamlingsinnsats.

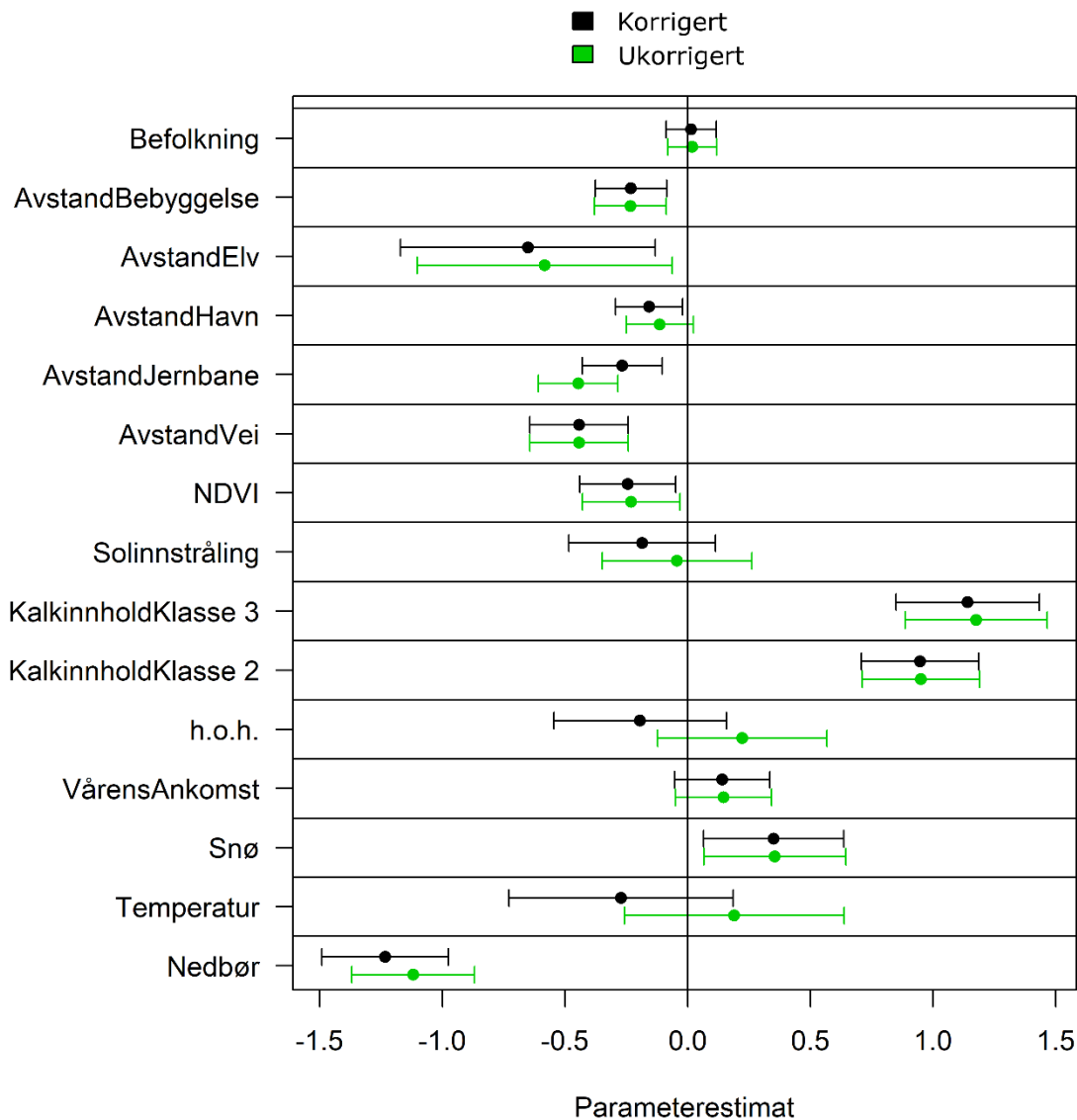
Sammenhengen mellom forekomsten av truede arter og forklaringsvariablene varierte noe mellom de ulike rødlistekriteriene (**Figur 13, Tabell V2.3**). For eksempel forekom arter rødlistet etter kriterium B nærmere veier (større negativ effekt av økende avstand til vei) enn arter rødlistet etter kriterium A. Kriterium C og D er ikke inkludert i analysen på grunn av svært få observasjoner.



Figur 13. Parameterestimer for den fulle punktprosessmodellen for forekomst av truede arter rødlistet etter kriterium A (svart) og B (grønn) korrigert for innsamlingsinnsats.

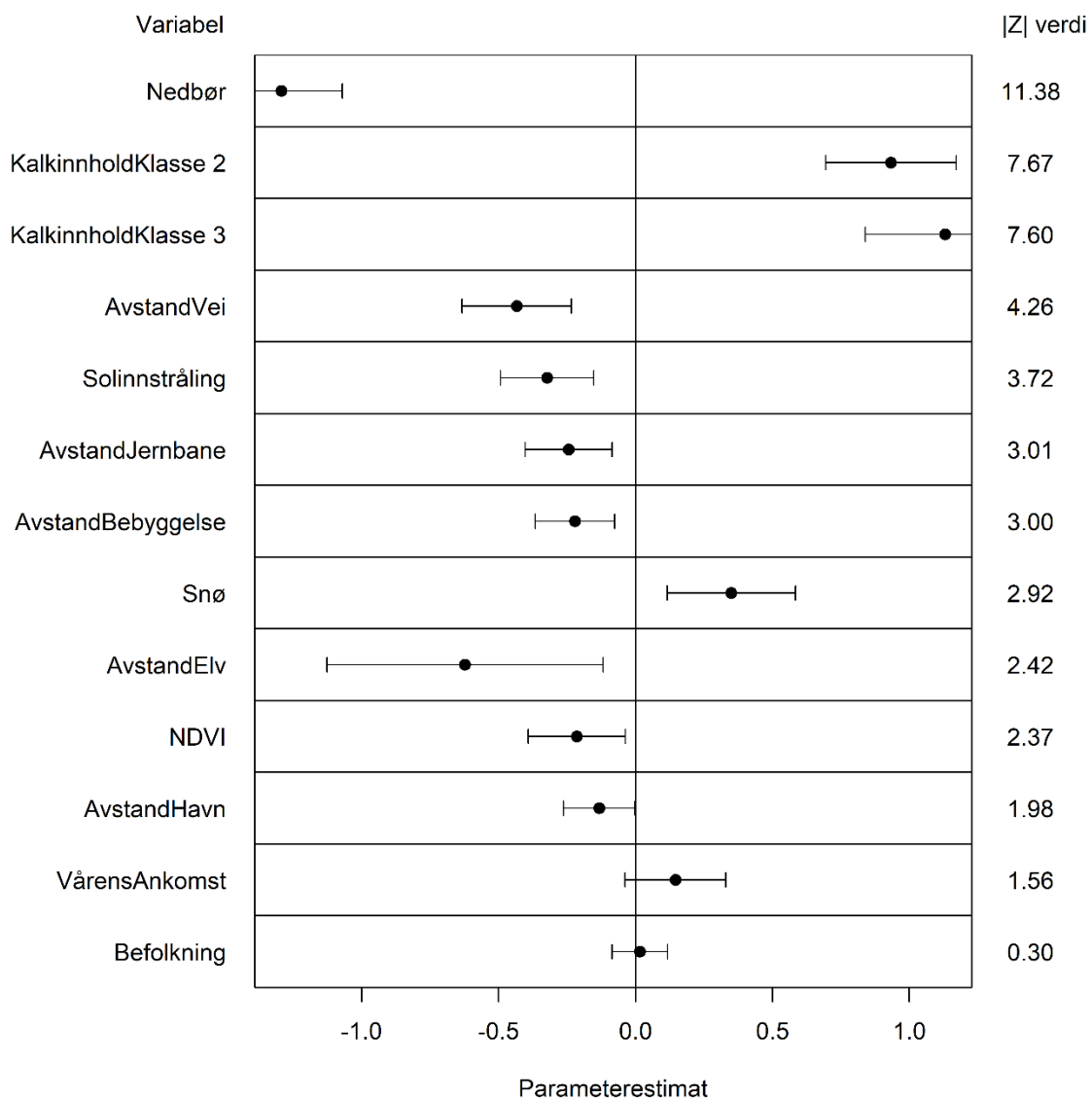
4.3.3 Truede ansvarsarter

Som for truede arter hadde det liten betydning for forholdet mellom forklaringsvariabler og forekomsten av truede ansvarsarter om det ble korrigert for innsamlingsinnsats (**Figur 14, Tabell V2.4**).



Figur 14. Parameterestimer for den fulle punktprosessmodellen for forekomsten av truede ansvarsarter, både med og uten korrigering for innsamlingsinnsats.

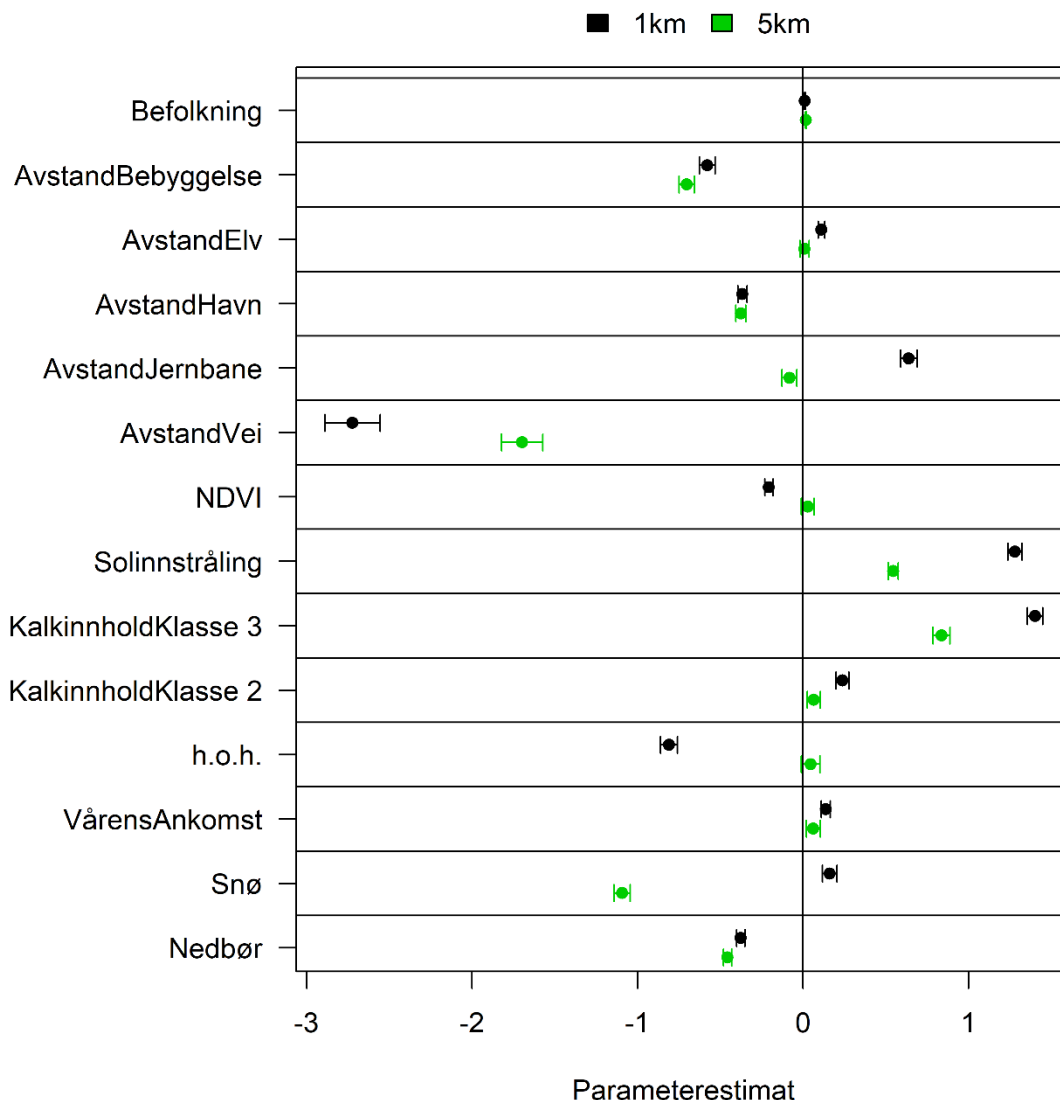
Modellforenkling resulterte i at høyde over havet, temperatur og arealbruk ble fjernet fra modellen basert på VIF. Den endelige modellen viste størst forekomst av truede ansvarsarter i områder med lite nedbør, høyt kalkinnhold i jorda (kalkklasse 3 og 2), lav solinnstråling og langvarig snødekke, samt nær vei, bebyggelse og jernbane (**Figur 15, Tabell V2.4**).



Figur 15. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for endelig punktprosessmodell for forekomsten av truede ansvarsarter etter VIF- og AIC- utvelgelse av forklaringsvariabler og korrigert for innsamlingsinnsats.

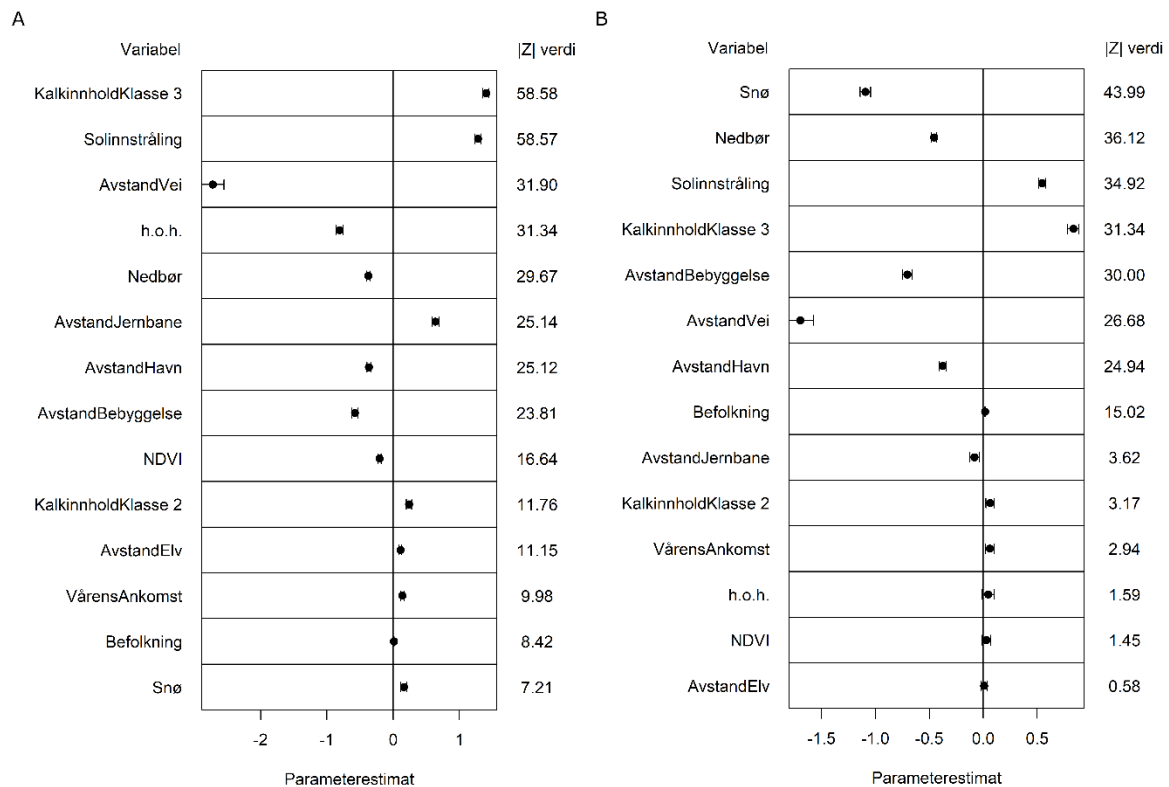
4.3.4 Effekt av romlig oppløsning

Forholdet mellom forekomsten av truede arter og forklaringsvariablene var avhengig av den romlige oppløsningen (**Figur 16**). Eksempelvis ble det funnet et negativt forhold med avstand til jernbane for modellen med 5×5 km oppløsning, men et positivt forhold ved 1×1 km oppløsning.



Figur 16. Parameterestimater for punktprosessmodeller for truede arter ved bruk av forklaringsvariabler på henholdsvis 1×1 km og 5×5 km romlig skala. Begge modellene er korrigert for innsamlingsinnsats. Modellen med romlig oppløsning på 1 km ble modifisert på basis av VIF, og modellen på 5 km ble deretter kjørt med de samme variablene.

Den relative betydningen av forklaringsvariablene var også avhengig av den romlige skalaen (**Figur 17**). For eksempel var snødekkets varighet den minst viktige forklaringsvariabelen når analysen ble utført med 1×1 km oppløsning, men den viktigste forklaringsvariabelen da analysen ble utført med 5×5 km oppløsning.



Figur 17. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for punktprosessmodeller for truede arter ved romlig oppløsning på (A) 1x1 km og (B) 5x5 km. Begge modellene er korrigert for innsamlingsinnsats. Modellen med en oppløsning på 1 km er forenklet på basis av VIF-kriteriene, og modellen med romlig oppløsning på 5 km er deretter kjørt med de samme variablene som 1 km modellen.

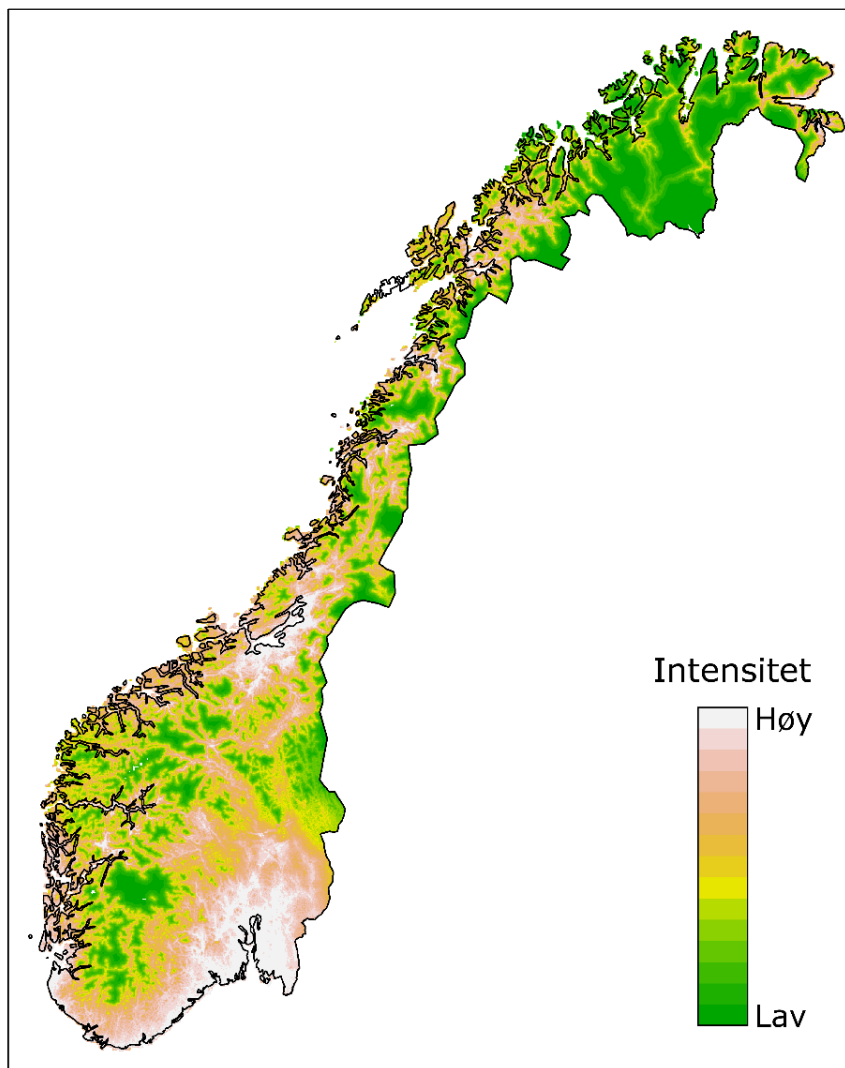
Boks 2. Kortfattet oppsummering av kapittel 4.3. Forklaringsvariablenes betydning for artsforekomst

- Forekomsten av karplanter generelt og truede karplanter spesielt var relatert til både miljøforhold og menneskelig aktivitet og var størst i tørre områder med kalkholdig jord og høy solinnstråling nær infrastruktur og bebyggelse
- Forekomsten av truede ansvarsarter var også relatert til både miljøforhold og menneskelig aktivitet og var størst i tørre, kalkrike områder med lav solinnstråling og langvarig snødekke nær infrastruktur og bebyggelse
- Korrigering for innsamlingsinnsats hadde liten innvirkning på resultatene
- Romlig oppløsning påvirket forholdet mellom forekomst av truede arter og de ulike forklaringsvariablene

4.4 Predikert artsforekomst

4.4.1 Alle arter

Den predikerte forekomsten av alle karplantearter var størst i lavereliggende strøk på Sørøstlandet, langs Sør- og Vestlandskysten og rundt Trondheimsfjorden, samt enkelte steder i Nordland, med lavere intensitet i nordlige og høyereliggende strøk (**Figur 18**).

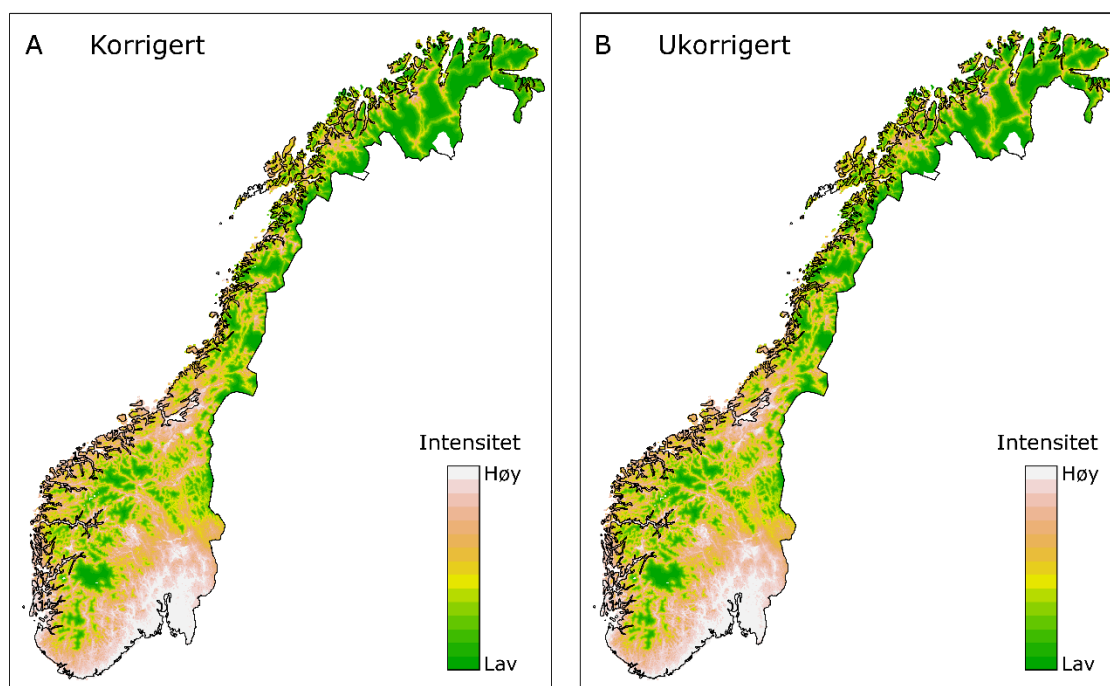


Figur 18. Predikert forekomst av alle karplantearter.

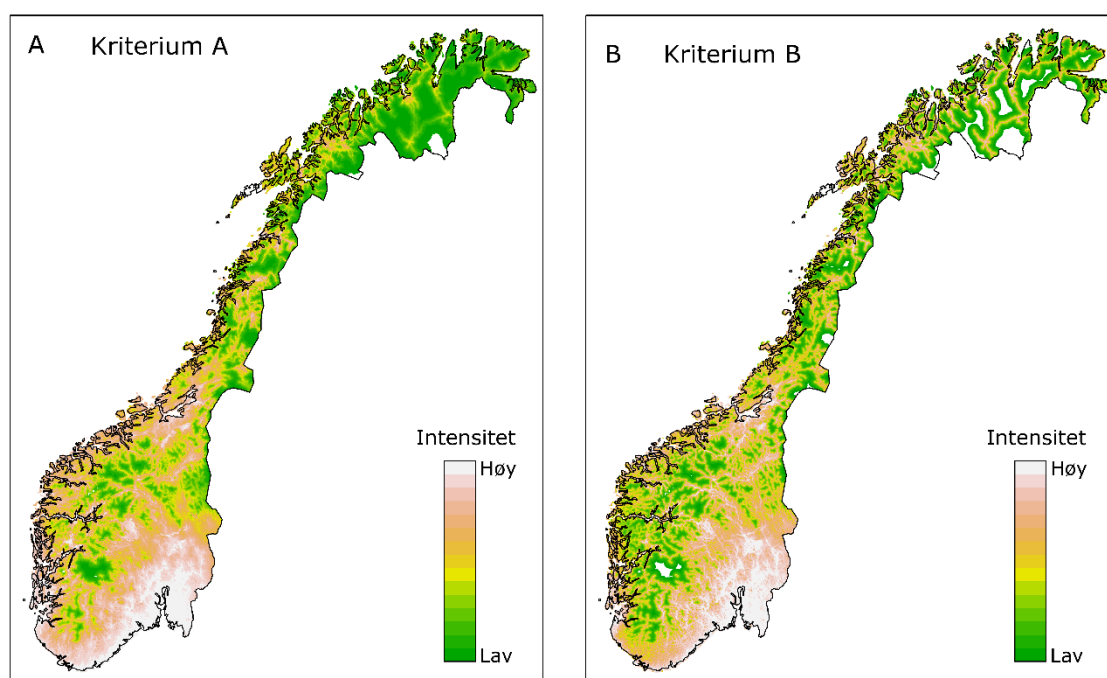
4.4.2 Truede arter

Den predikerte forekomsten av truede karplantearter var svært lik fordelingen av alle arter, med størst predikert forekomst i lavlandet på Sørøstlandet – med hovedtyngde rundt Oslofjorden – og i Trøndelag og med lavere intensiteter i høyereliggende strøk og nordpå (**Figur 19A**). Dette mønsteret var i all hovedsak det samme uavhengig av om modellen ble korrigert for innsamlingsinnsats eller ikke (**Figur 19B**).

Den predikerte forekomsten av truede arter rødlistet etter kriterium A og B fulgte de samme hovedtrekkene som for truede arter generelt, med høyest intensitet på Sørøstlandet (**Figur 20**). For arter rødlistet etter kriterium B ble høye intensiteter også funnet i mindre områder spredt over hele landet.



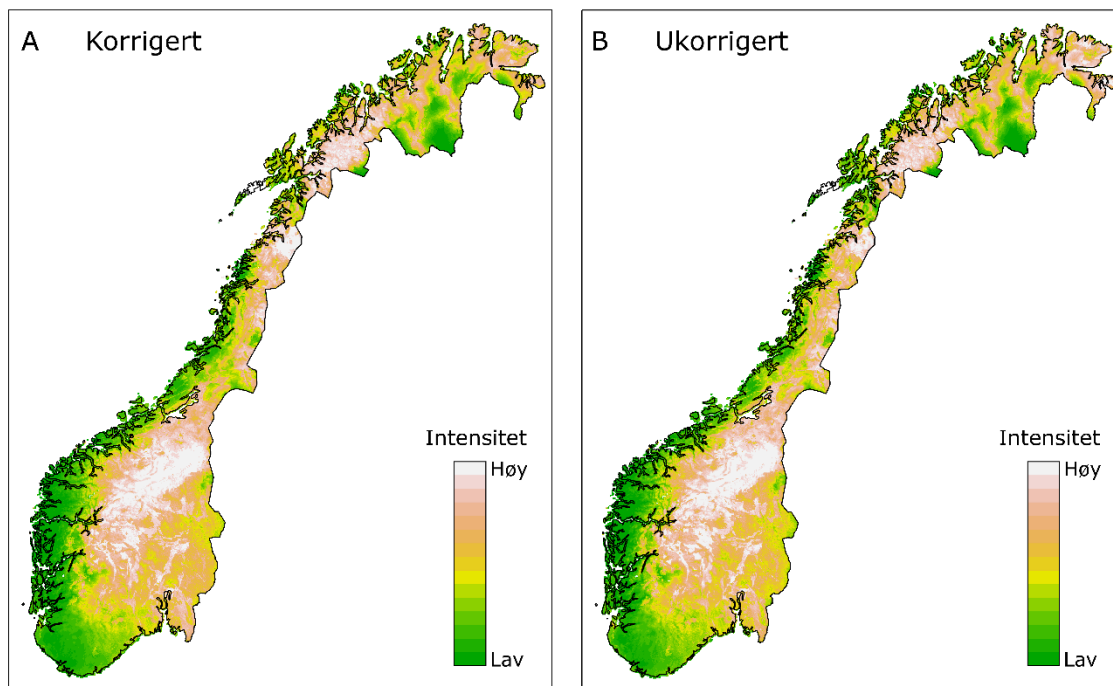
Figur 19. Predikert forekomst av truede arter basert på en modell som er (A) korrigert og (B) ukorrigert for innsamlingsinnsats.



Figur 20. Predikert forekomst av truede arter rødlistet etter (A) kriterium A og (B) kriterium B korrigert for innsamlingsinnsats. Temperatur og arealbruk er fjernet fra de underliggende modellene på grunn av $VIF \geq 5$.

4.4.3 Truede ansvarsarter

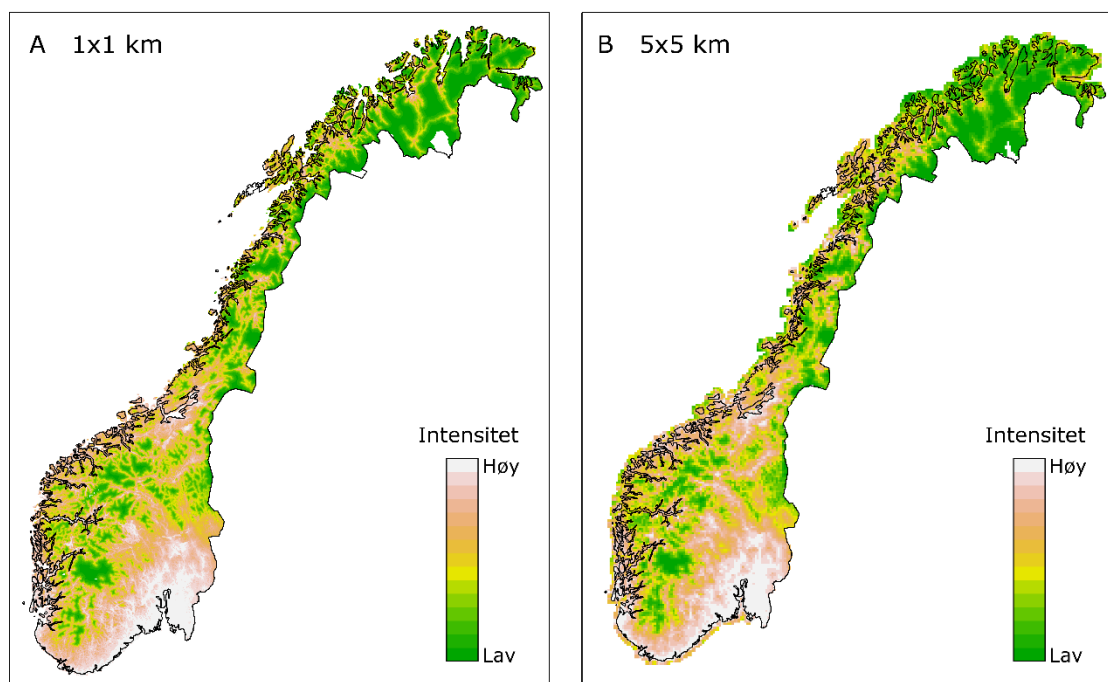
Den predikerte forekomsten av truede ansvarsarter fulgte et helt annet mønster enn alle og truede karplantearter. Predikert forekomst var størst i indre, høyereliggende strøk i Sør-Norge og i Nordland og Troms, mens Vestlandskysten hadde svært lav intensitet (**Figur 21A**). Korreksjon for innsamlingsinnsats hadde liten innvirkning på forekomsten av truede ansvarsarter, men den ukorrigerende modellen ga noe høyere intensitet i Øst-Finnmark (**Figur 21B**).



Figur 21. Predikert forekomst av truede ansvarsarter fra en modell som er (A) korrigert og (B) ukorrigerende for innsamlingsinnsats.

4.4.4 Effekt av romlig oppløsning

Selv om romlig oppløsning påvirket sammenhengen mellom forekomsten av truede arter og de ulike forklaringsvariablene (se kap. 4.3.4), var den predikerte forekomsten av truede arter ganske lik uavhengig av hvilken romlig oppløsning som ble lagt til grunn (**Figur 22**). For både modeller med 1×1 og 5×5 km oppløsning var predikert forekomst størst på Sørøstlandet og lavest i Nord-Norge. Forskjeller forekom, men disse var små.



Figur 22. Predikert forekomst av truede arter basert på en modell med (A) 1x1 km og (B) 5x5 km oppløsning. Begge modellene er korrigert for innsamlingsinnsats.

Boks 3. Kortfattet oppsummering av kapittel 4.4. Predikert artsforekomst

- Predikert forekomst av karplanter generelt og truede karplanter spesielt var størst i lavereliggende strøk på Sørøstlandet, langs Sør- og Vestlandskysten og rundt Trondheimsfjorden.
- Predikert forekomst av truede ansvarsarter var størst i høyereliggende strøk i Sør-Norge og i Nordland og Troms.
- Korrigering for innsamlingsinnsats hadde liten innvirkning på resultatene
- Romlig oppløsning påvirket i liten grad predikert forekomst av truede arter

4.5 Hotspots for arts mangfold

4.5.1 Alle arter

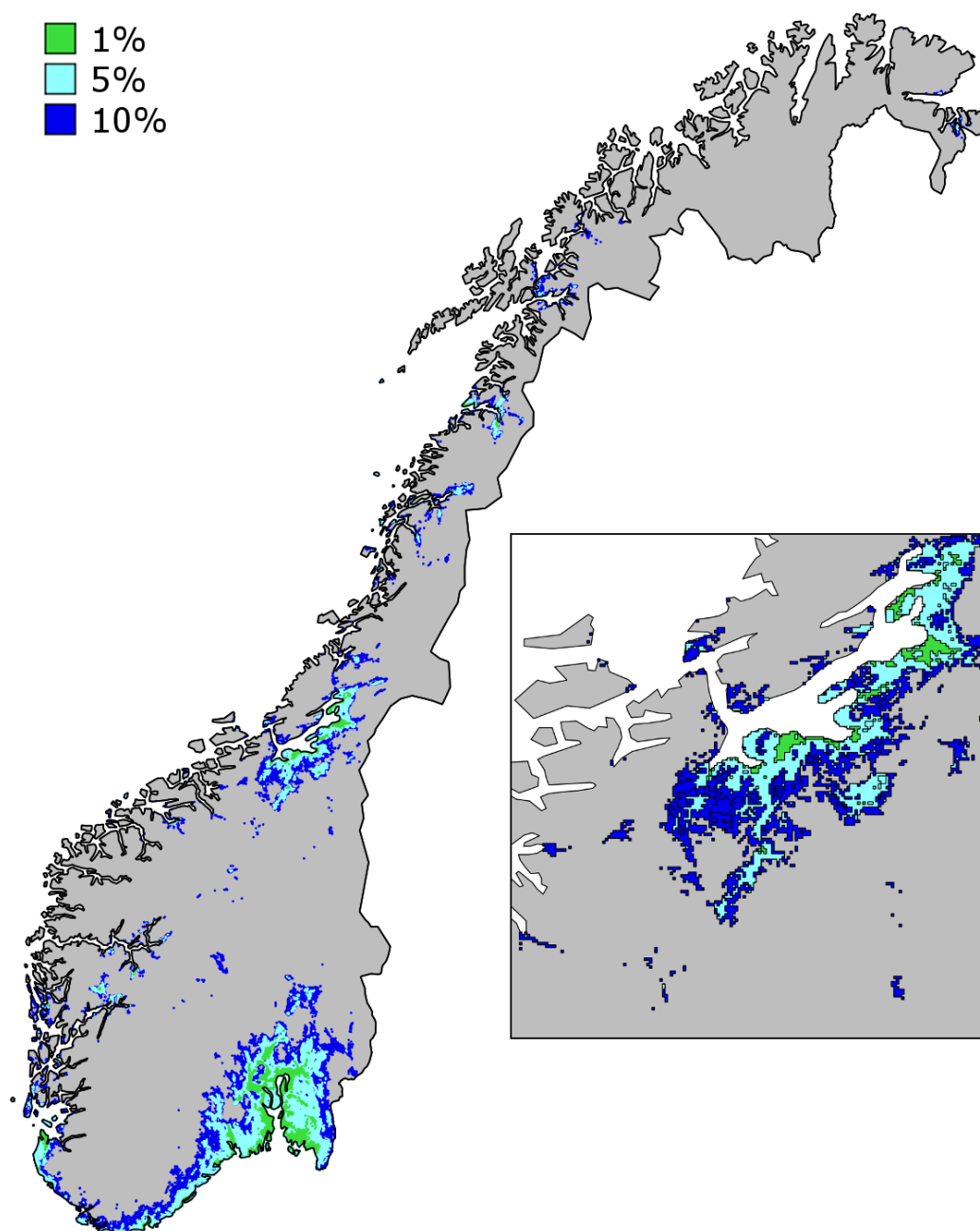
Hotspots for alle karplantearter var konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og langs kysten nord til Hordaland, samt ved Trondheimsfjorden og spredt i Nordland (**Figur 23**). Dette mønsteret var det samme uavhengig av om hotspots ble definert som topp 1, 5 eller 10 % av pikslene med høyest predikert intensitet. Med gradvis snevrere hotspot-definisjon krympet hotspot-arealet og ble mer konsentrert til kyststrøkene, særlig i Oslofjord-området. Av landets fylker hadde Akershus, Østfold, Vestfold, Buskerud og Trøndelag, litt avhengig av hotspot-definisjon, størst andel hotspot-areal (**Tabell V3.1, Figur V3.1 og V3.2**).

4.5.2 Truede arter

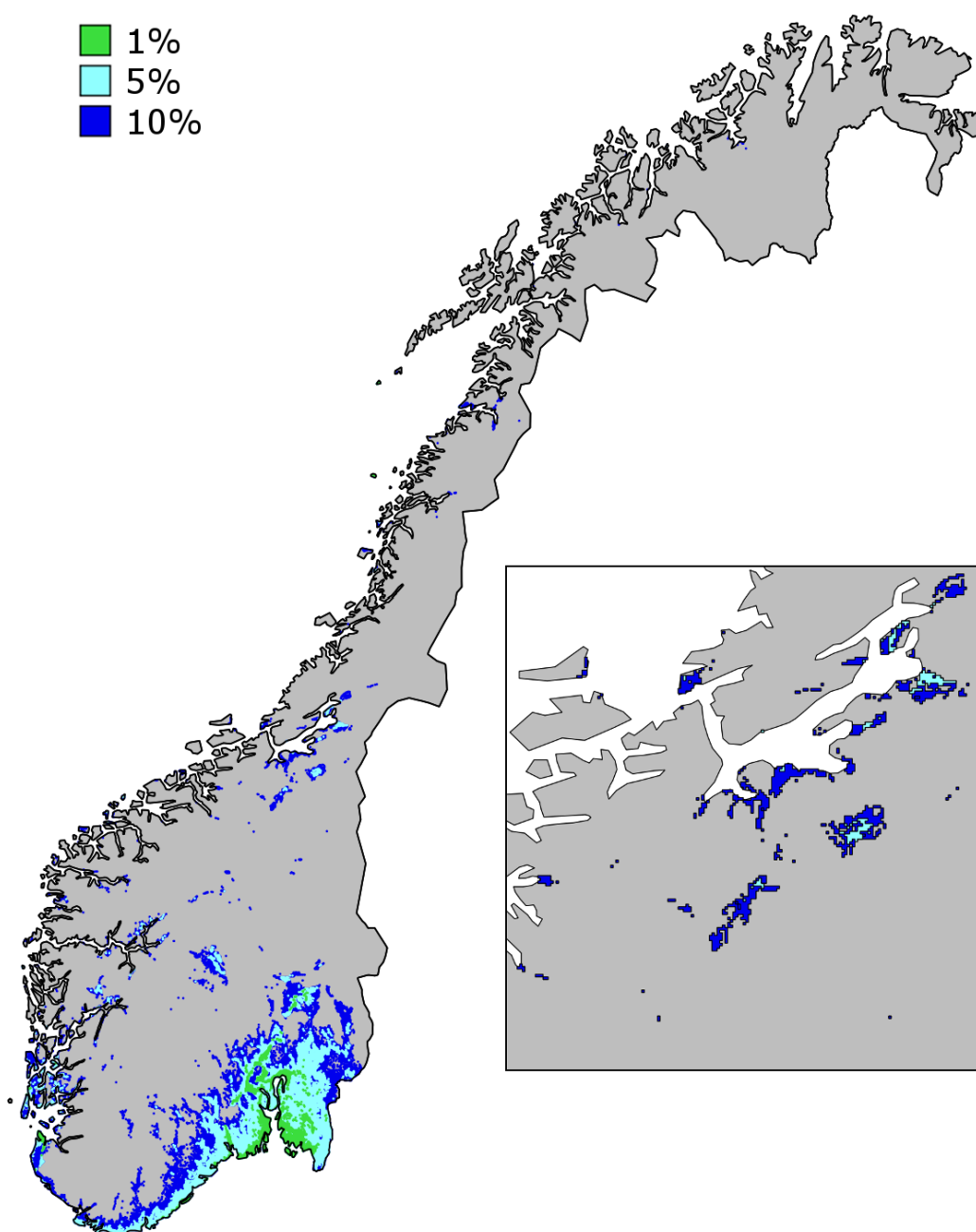
Hotspots for truede karplanter fulgte hovedsakelig det samme mønsteret som hotspots for alle arter, men var i enda større grad konsentrert til Oslofjord-området og Sørlandskysten (**Figur 24**). Ellers i landet var det bare små og spredte hotspot-forekomster. Også for truede arter var den geografiske fordelingen av hotspots lite påvirket av hotspot-definisjonen (topp 1, 5 eller 10 % av pikslene). Den snevreste definisjonen reduserte hotspots for truede arter til områdene rundt Oslofjorden og noen små områder ellers i landet, for eksempel langs Telemarks- og Sørlandskysten og på Jæren. Fylkene med størst andel hotspot-areal, litt avhengig av hotspot-definisjon, var Akershus, Østfold, Vestfold, Buskerud og Telemark (**Tabell V3.1, Figur V3.3 og V3.4**). Graden av overlapp mellom hotspots for alle og truede karplanter var høy, rundt 60 % uavhengig av hotspot-definisjon (**Figur 26**).

4.5.3 Truede ansvarsarter

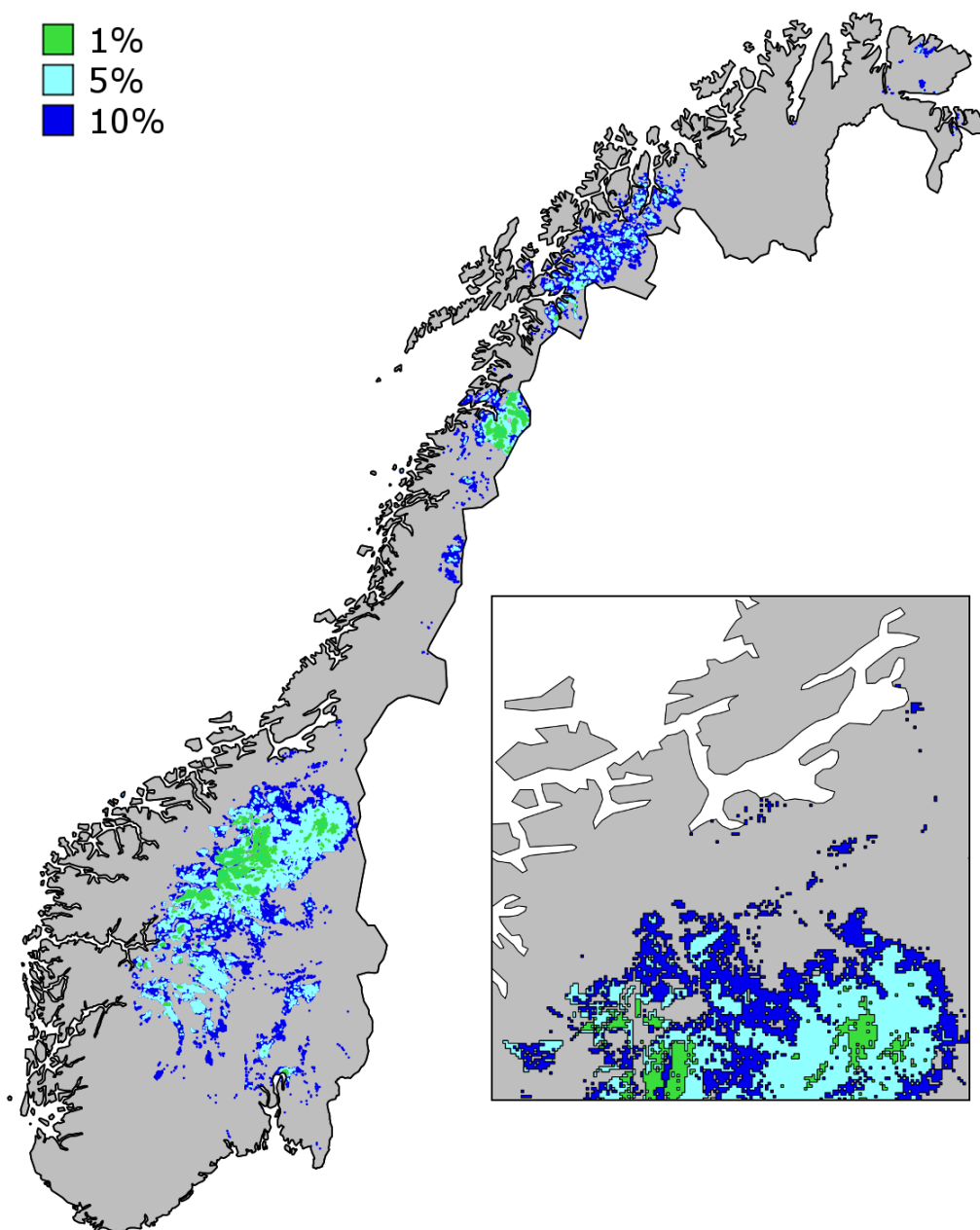
Hotspots for truede ansvarsarter fulgte et helt annet mønster enn de to foregående gruppene av karplanter. Hotspots for disse artene var konsentrert til fjellet i Sør-Norge, samt indre strøk i deler av Nordland og Troms (**Figur 25**). Små, spredte hotspots fantes også i lavereliggende strøk på Østlandet. Det geografiske mønsteret var det samme uavhengig av hotspot-definisjonen, med en sterk konsentrasjon av hotspots i fjellet fra Jotunheimen til Dovre og Forollhogna, samt fjellområdene øst for Bodø, inkludert Junkerdalen, med den snevreste definisjonen. Hedmark, Oppland, Trøndelag, Nordland og Troms hadde størst andel hotspot-areal (**Tabell V3.1, Figur V3.5 og V3.6**). Graden av overlapp mellom hotspots for truede ansvarsarter og hotspots for alle eller truede arter var lav (aldri høyere enn 5 %) og minket med snevrere hotspot-definisjon (**Figur 26**).



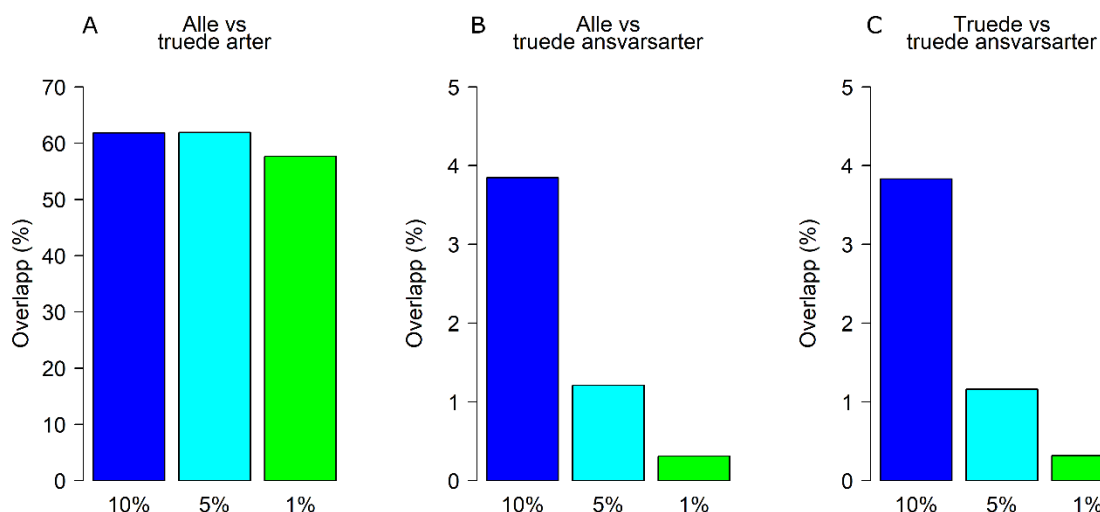
Figur 23. Hotspots (1, 5 og 10 %) for alle arter. Den innfelte figuren viser som eksempel området rundt Trondheimsfjorden i større detalj.



Figur 24. Hotspots (1, 5 og 10 %) for truede arter. Den innfelte figuren viser som eksempel området rundt Trondheimsfjorden i større detalj.



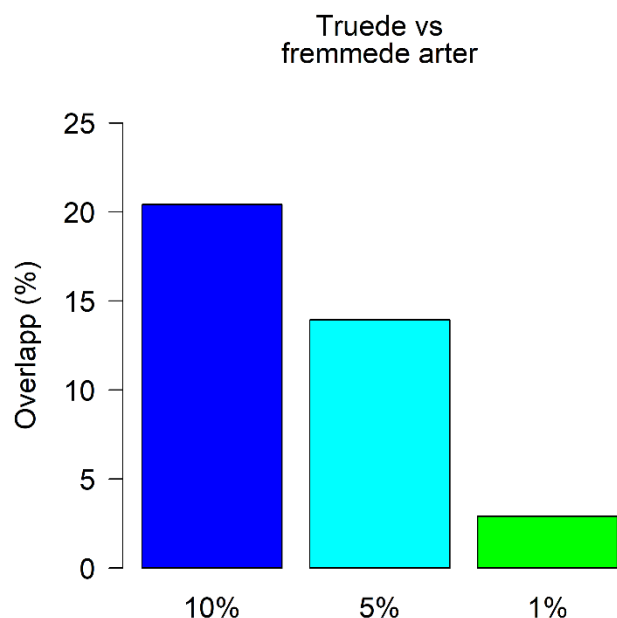
Figur 25. Hotspots (1, 5 og 10 %) for truede ansvarsarter. Den innfelte figuren viser som eksempel området rundt Trondheimsfjorden i større detalj.



Figur 26. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots som overlapper for (A) alle arter og truede arter, (B) alle arter og truede ansvarsarter og (C) truede arter og truede ansvarsarter. Legg merke til at skalaen på y-aksen varierer mellom figurene.

4.5.4 Overlapp mellom hotspots og fremmede arter

Hotspots for truede arter overlappet i ganske stor grad med hotspots for fremmede karplantearter (Figur 27, se også Figur V4.1). Graden av overlapp var rundt 20 % for 10 %-hotspots og i underkant av 15 % for 5 %-hotspots, men en god del lavere for den snevreste hotspot-definisjonen.



Figur 27. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots for truede arter som overlapper med tilsvarende hotspots for fremmede arter.

Boks 4. Kortfattet oppsummering av kapittel 4.5. Hotspots for arts mangfold

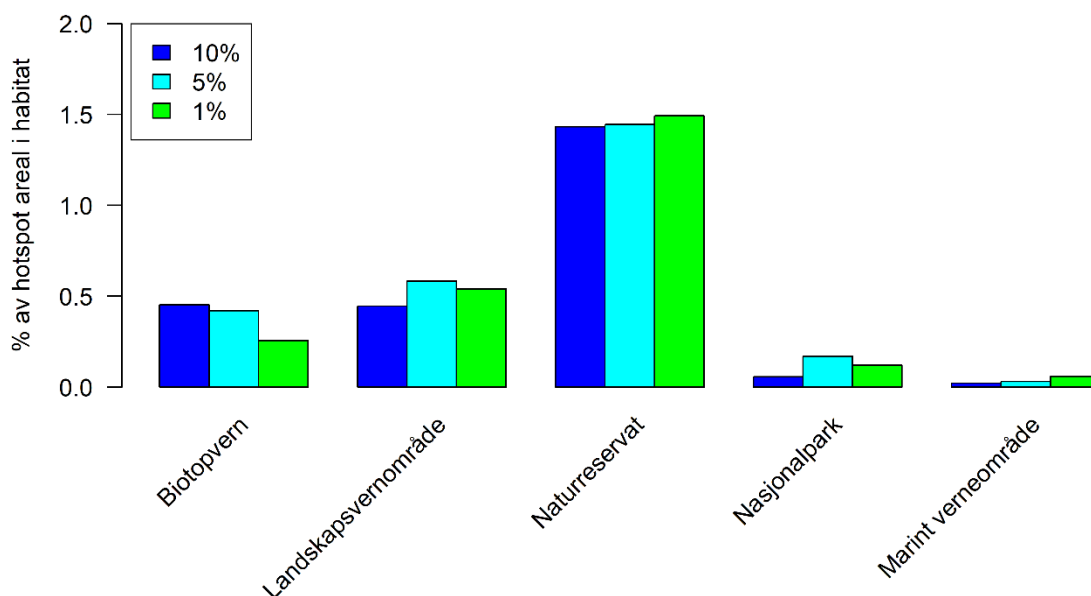
- Hotspots for karplanter generelt og truede karplanter spesielt var i hovedsak konsentrert til Oslofjord-området og kyststrøk nord til Hordaland, samt ved Trondheimsfjorden
- Hotspots for truede ansvarsarter var konsentrert til fjellet i Sør-Norge, samt indre strøk i deler av Nordland og Troms
- Ulike hotspot-definisjoner ga tilsvarende geografiske mønstre
- Hotspots for alle og truede arter overlappet i stor grad med hverandre, men i liten grad med hotspots for truede ansvarsarter
- Hotspots for truede arter overlappet i ganske stor grad med hotspots for fremmede arter

5 Overlapp mellom hotspots og verneområder, naturverdier og INON-områder

5.1 Verneområder

5.1.1 Alle arter

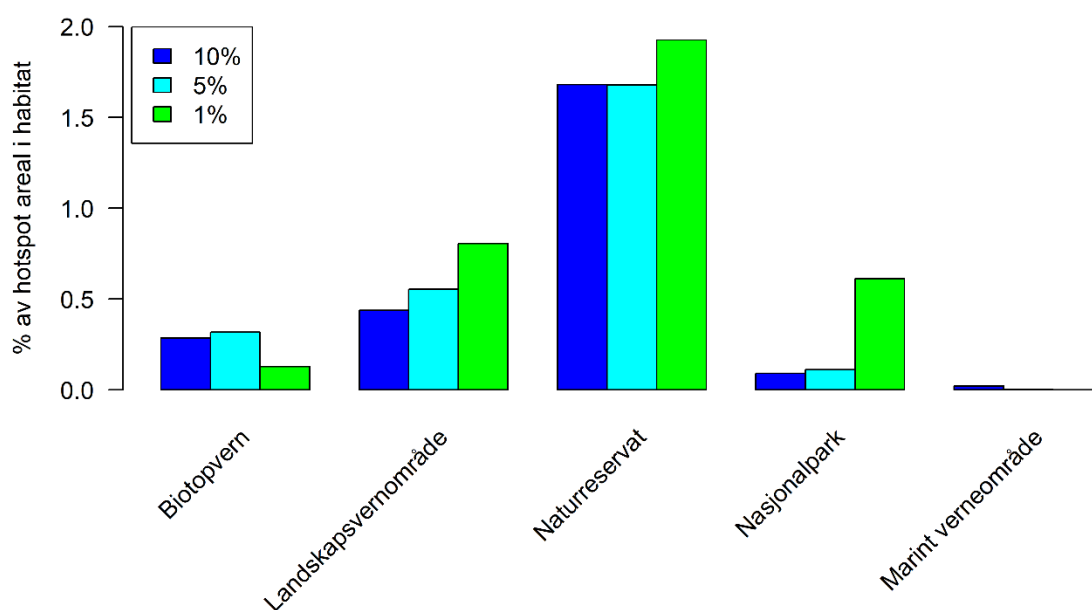
Hotspots for alle karplantearter overlappet i liten grad med eksisterende verneområder (**Figur 28**). Uavhengig av om 1 %, 5 % eller 10 %-definisjonen av hotspots ble lagt til grunn, inkluderte verneområder under 3 % av det totale hotspot-areal (henholdsvis 2,5 %, 2,7 % og 2,4 %). Graden av overlapp var størst for naturreservater, selv om disse totalt utgjør et mindre areal enn både nasjonalparker og landskapsvernområder (**Figur V5.1**).



Figur 28. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots for alle arter som ligger i ulike typer verneområder.

5.1.2 Truede arter

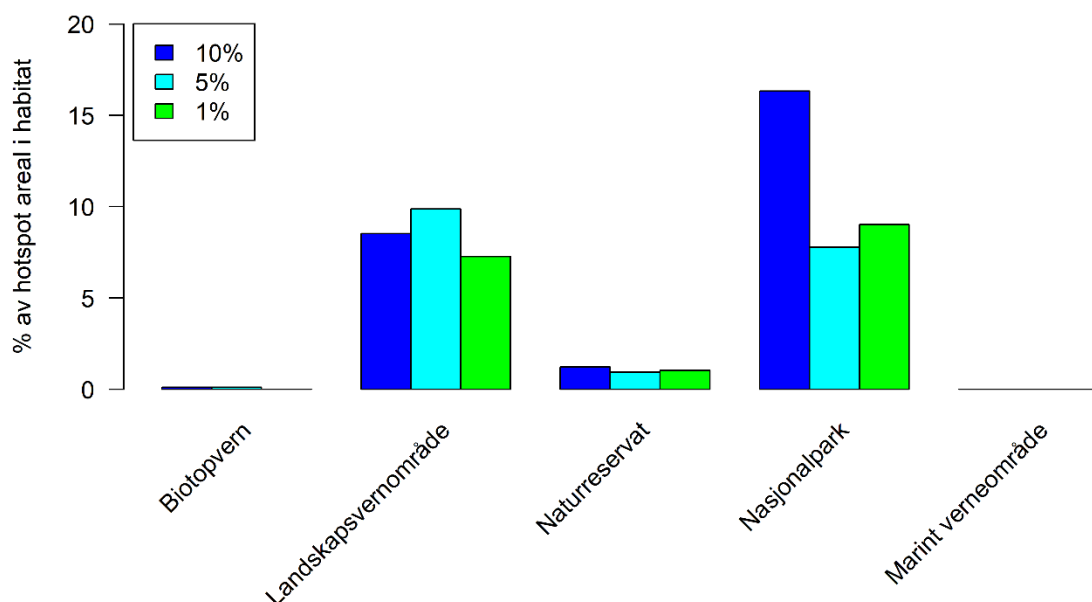
Hotspots for truede arter overlappet også i liten grad med eksisterende verneområder (**Figur 29**). For disse karplantene inkluderte verneområder totalt 3,5 %, 2,7 % og 2,5 % av hotspot-areal gitt henholdsvis 1 %, 5 % og 10 %-definisjonen av hotspots, med størst grad av overlapp med naturreservater.



Figur 29. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots for truede arter som ligger i ulike typer verneområder.

5.1.3 Truede ansvarsarter

For truede ansvarsarter var graden av overlapp mellom hotspots og eksisterende verneområder større enn for alle og truede arter, med en overlapp på totalt 17,3 %, 18,7 % og 26,2 % av hotspot-arealet gitt henholdsvis 1 %, 5 % og 10 %-definisjonen av hotspots (**Figur 30**). Dette gjaldt i første rekke nasjonalparker og landskapsvernområder.

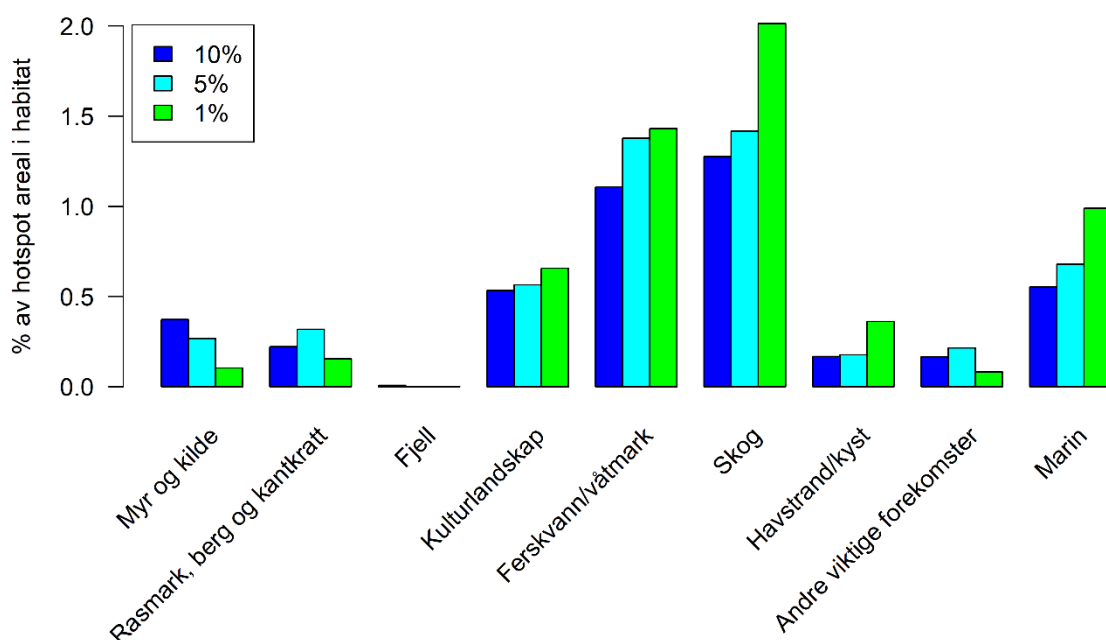


Figur 30. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots for truede ansvarsarter som ligger i ulike typer verneområder.

5.2 Naturtyper etter DN-håndbok 13

5.2.1 Alle arter

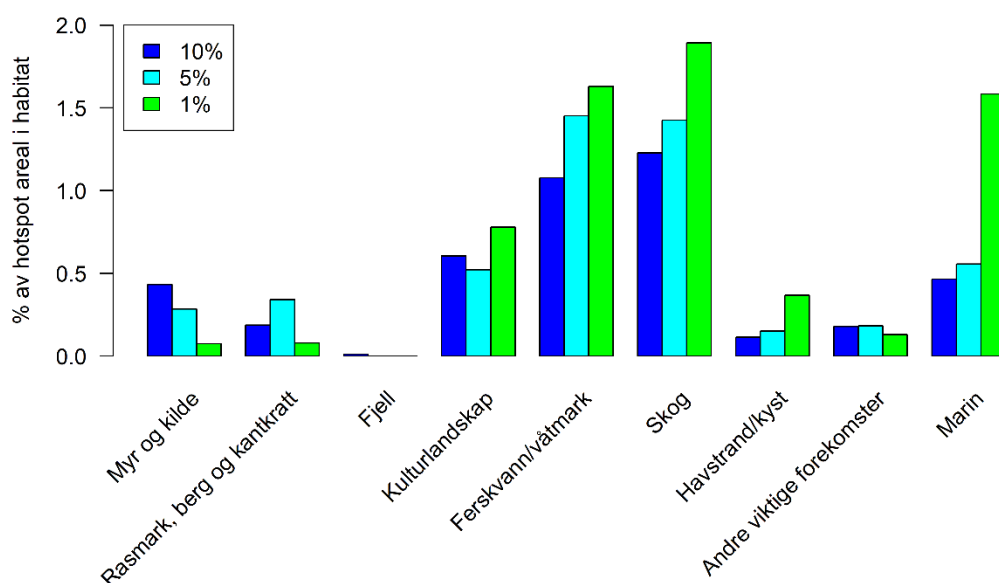
Hotspots for alle karplantearter overlappet i liten grad med naturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13 (**Figur 31**), men graden av overlapp var litt større enn for verneområder, med totalt 4,4 % overlapp for 10 %-hotspots, 5,0 % overlapp for 5 %-hotspots og nærmere 5,8 % overlapp for 1 %-hotspots. Dette på tross av at naturtypelokaliteter utgjør et mye mindre areal enn verneområder (**Figur V5.2**). Skog, ferskvann/våtmark, marine naturtyper og kulturlandskap hadde høyest forekomst av hotspots (**Figur 31**). Myr og kilde, rasmark, berg og kantkratt, havstrand/kyst og andre viktige forekomster hadde lav forekomst av hotspots, mens fjell hadde desidert lavest verdier. Dette stemmer ganske godt med arealet de ulike hovednaturtypene dekker (**Figur V5.2**), men særlig ferskvann/våtmark-typene ser ut til å ha større grad av overlapp med hotspots enn arealet skulle tilsi. Tilsvarende har fjell mindre forekomst av hotspots enn forventet basert på arealet.



Figur 31. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots for alle arter som ligger i ulike hovednaturtyper.

5.2.2 Truede arter

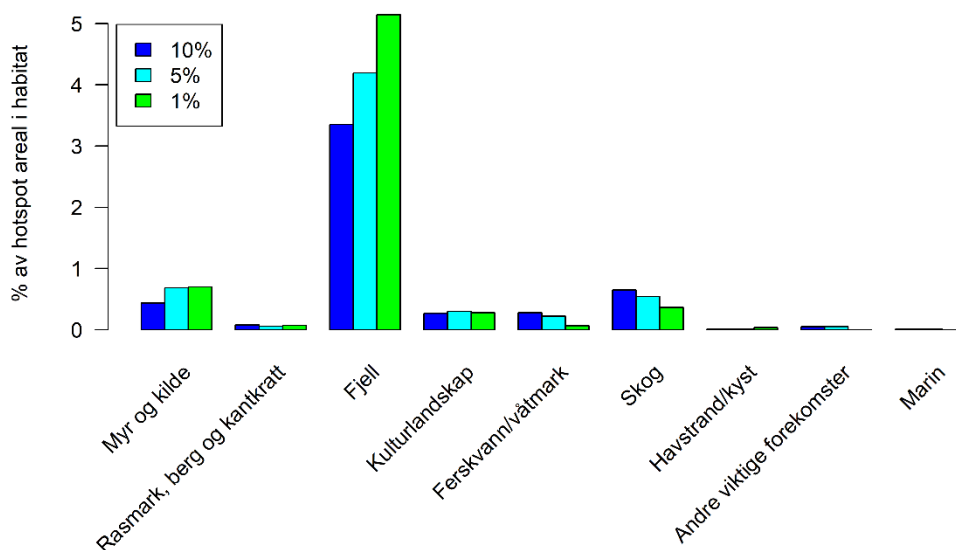
Hotspots for truede arter overlappet også i liten grad med kartlagte naturtyper etter DN-håndbok 13 (**Figur 32**), men graden av overlapp var litt større enn for verneområder, med totalt 6,5 %, 4,9 % og 4,3 % av hotspot-arealet i naturtypelokaliteter gitt henholdsvis 1 %, 5 % og 10 %-definisjonen av hotspots. Dette på tross av at naturtypelokaliteter utgjør et mye mindre areal enn verneområder (**Figur V5.2**). Som for alle karplantearter hadde skog, ferskvann/våtmark og marine naturtyper høyest forekomst av hotspots, fulgt av kulturlandskap (**Figur 32**). Myr og kilde, rasmark, berg og kantkratt, havstrand/kyst og andre viktige forekomster hadde lav forekomst av hotspots, mens fjell hadde desidert lavest verdier.



Figur 32. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots for truede arter som ligger i ulike hovednaturlig type.

5.2.3 Truede ansvarsarter

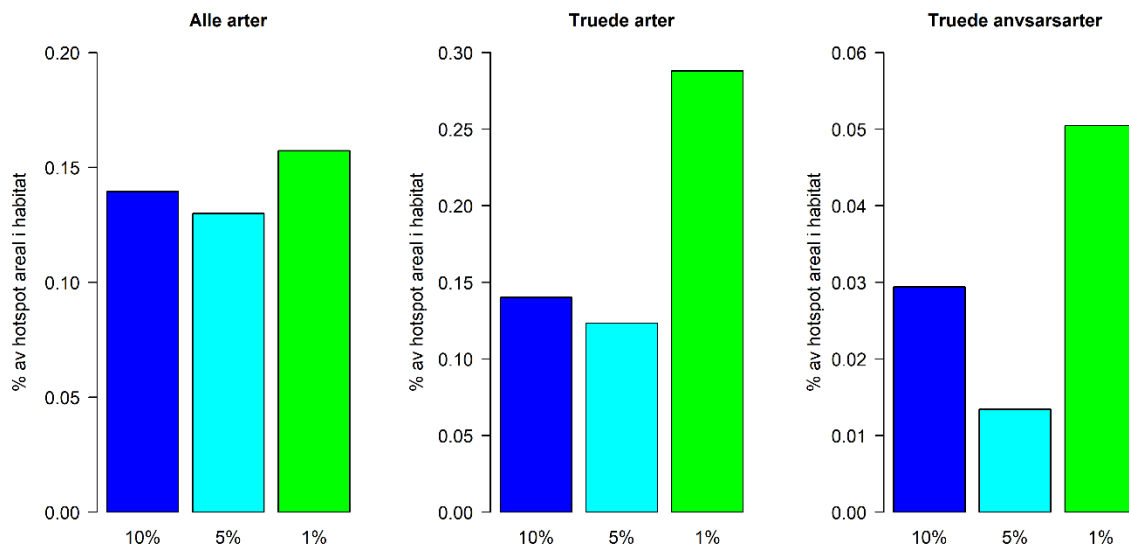
I motsetning til de andre gruppene av karplanter, overlappet hotspots for truede ansvarsarter i mindre grad med naturtypelokaliteter etter DN-håndbok 13 enn med verneområder (**Figur 33**). Totalt 6,7 %, 6,1 % og 5,1 % av hotspot-arealet var omfattet av naturtypelokaliteter gitt henholdsvis 1 %, 5 % og 10 %-definisjonen av hotspots. Hovednaturlig type fjell hadde desidert størst grad av overlapp, mens myr og kilde, kulturlandskap, ferskvann/våtmark og skog hadde lav grad av overlapp. De resterende hovednaturlig type hadde minimal overlapp med hotspots for truede ansvarsarter. Dette gjenspeiler i liten grad arealet av de ulike hovednaturlig type (**Figur V5.2**).



Figur 33. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots for truede ansvarsarter som ligger i ulike hovednaturlig type.

5.3 Naturtyper etter NiN-systemet

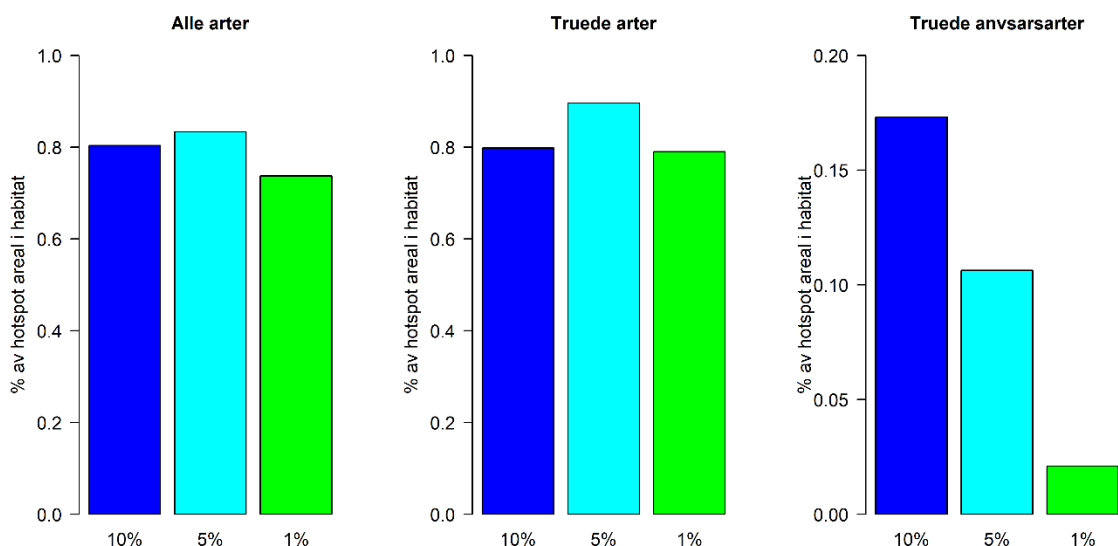
Hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter overlappet i svært liten grad med naturtypelokaliteter kartlagt ved bruk av NiN-systemet (**Figur 34**). For alle gruppene var graden av overlapp under 0,5 % uavhengig av hvilken hotspot-definisjon som ble lagt til grunn. Hotspots for truede ansvarsarter overlappet i særlig liten grad med NiN-naturtyper. Merk at totalt areal av NiN naturtyper var kun 191 km².



Figur 34. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter som ligger i NiN-naturtyper. Legg merke til at skalaen på y-aksen varierer mellom figurene.

5.4 MiS nøkkelbiotoper

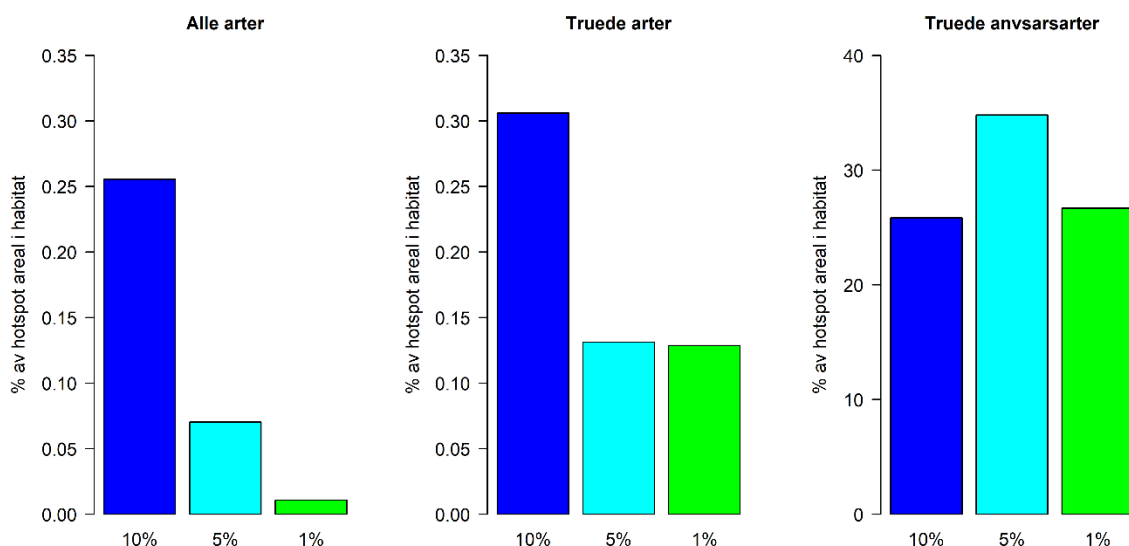
Hotspots for alle karplanter, truede arter og truede ansvarsarter overlappet i svært liten grad med kartlagte MiS nøkkelbiotoper (**Figur 35**). For alle gruppene var graden av overlapp under 1 %, uavhengig av hvilken hotspot-definisjon som ble lagt til grunn. Hotspots for truede ansvarsarter overlappet i særlig liten grad med MiS nøkkelbiotoper. Merk at totalt areal av MiS nøkkelbiotoper var kun 950 km².



Figur 35. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter som ligger i MiS nøkkelbiotoper. Legg merke til at skalaen på y-aksen varierer mellom figurene.

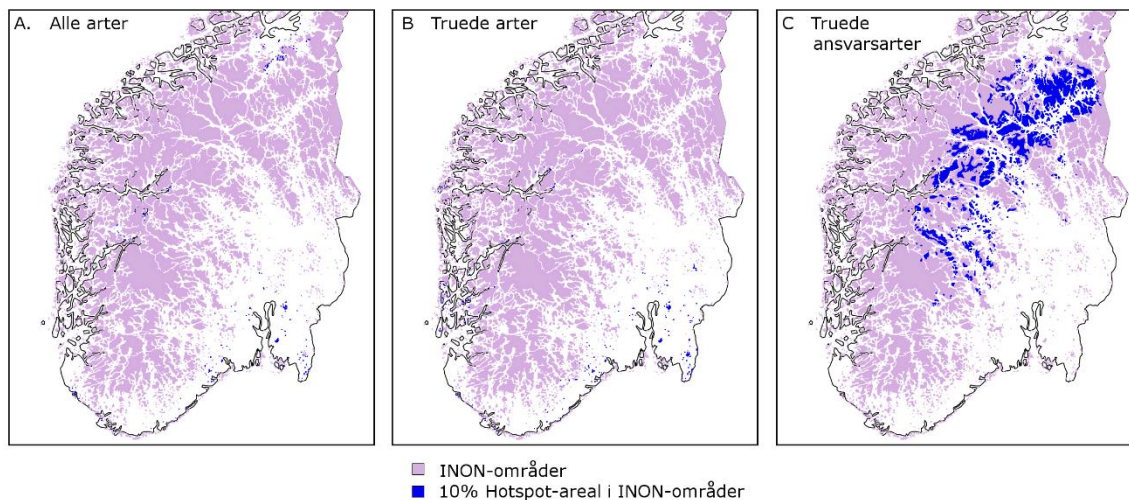
5.5 Inngrepsfrie naturområder (INON)

Hotspots for alle og truede arter overlappet i svært liten grad med inngrepsfrie naturområder (INON) (Figur 36). For 10 %-hotspots lå i underkant av eller rundt 0,3 % av hotspot-arealet i INON-områder, og for 5- og 1 %-hotspots var graden av overlapp enda lavere. Hotspots for truede ansvarsarter overlappet derimot i stor grad med INON-områder, med så mye som 25-35 % overlapp avhengig av hotspot-definisjon. Totalt areal av INON-områder var 145 389 km².



Figur 36. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots for alle, truede and truede ansvarsarter som ligger i inngrepsfrie naturområder. Legg merke til at skalaen på y-aksen varierer mellom figurene.

Områder med sammenhengende hotspots uten større tekniske inngrep, det vil si hotspot-arealer som overlapper med INON-områder, er vist i **Figur 37**.



Figur 37. Arealet av 10 %-hotspots som overlapper med INON-områder for (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter. Kun Sør-Norge er vist fordi områdene med overlapp i Nord-Norge er svært små.

Boks 5. Kortfattet oppsummering av kapittel 4.5. Overlapp mellom hotspots og verneområder, naturverdier og INON-områder

- Hotspots for karplanter generelt og truede karplanter spesielt overlappet i liten grad med eksisterende verneområder, naturtypelokaliteter, MiS nøkkelbiotoper og INON-områder
- Hotspots for truede ansvarsarter overlappet i større grad med eksisterende verneområder og INON-områder, men i liten grad med naturtypelokaliteter og MiS nøkkelbiotoper.
- Av de ulike verneformene hadde naturreservater størst grad av overlapp med hotspots for alle og truede arter, mens nasjonalparker og landskapsvernområder hadde størst overlapp med hotspots for truede ansvarsarter
- Av de ulike hovednaturtypene i DN-håndbok 13 hadde skog, ferskvann/våtmark, marine typer og kulturlandskap størst grad av overlapp med hotspots for alle og truede arter, mens naturtyper i fjell hadde størst overlapp med hotspots for truede ansvarsarter

6 Diskusjon

Hotspot-analysene som presenteres i denne rapporten er svært relevante for fremtidig forvaltning av norsk natur. Våre analyser identifiserer områder med særlig stort mangfold av karplanter, inkludert både truede arter og truede ansvarsarter, noe som er viktig kunnskap for prioritering av områder for forvaltningstiltak. Analysene viser også at slike hotspots, særlig for truede arter, i liten grad er fanget opp av eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier eller inngrepsfrie naturområder. Dette gjør disse artene ekstra sårbare for arealbruksendringer og andre inngrep i eller i nærheten av leveområdene.

6.1 Hotspots for artsmangfold

6.1.1 Alle arter

Predikert forekomst av alle karplantearter var størst rundt Oslofjorden, langs Sør- og Vestlandskysten, rundt Trondheimsfjorden og i enkelte deler av Nordland. I samsvar med dette var hotspots for alle arter, det vil si områdene med særlig stor artsforekomst, i all hovedsak konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og Sørlandskysten, samt ved Trondheimsfjorden og spredt i Nordland. De ulike hotspot-definisjonene (10, 5 og 1 %) ga samme geografiske mønster i fordelingen av hotspots, i tråd med funnene til Huang mfl. (2012), men med en snevrere hotspot-definisjon ble hotspot-områdene mer konsentrert til kyststrøk. Dette var særlig tydelig i Oslofjordområdet. Generelt stemmer våre funn godt med resultatene til Mienna (2018), som fant at de rikeste områdene for karplanter i Norge er konsentrert til kyststrøk på Sørøstlandet.

Den geografiske fordelingen av karplantearter reflekterer trolig i stor grad disse artenes preferanse for tørre, kalkrike områder med høy solinnstråling. Samtidig var det en minst like sterk effekt av infrastruktur: forekomsten av karplanter var større nær veier, havner og jernbaner. Dette skyldes trolig at menneskelig aktivitet er konsentrert i områder som er klimatisk og geologisk gunstige for planter. Samtidig er ikke modellen for alle arter korrigert for innsamlingsinnsats, så den sterke effekten av for eksempel nærhet til vei kan delvis skyldes varierende innsamlingsinnsats hvor flere arter blir registrert nær veier, selv om antall arter ikke nødvendigvis er størst der. Våre funn er imidlertid i tråd tidligere hotspot-analyser som viser at både klima og arealbruk er viktige forklaringsvariabler for artsrikdom av karplanter (Maes mfl. 2005, Cañadas mfl. 2014, Niskanen mfl. 2017, Mienna 2018).

6.1.2 Truede arter

Predikert forekomst av truede karplanter fulgte i hovedsak de samme mønstrene som alle karplanter og var konsentrert på Sørøstlandet, med hovedtyngde i områdene rundt Oslofjorden, men også med noen forekomster i sørlige deler av Trøndelag. Forekomsten av truede arter var i hovedtrekk lik for arter rødlistet etter ulike kriterier (merk at modelleringen kun omfatter kriterium A og B). Hotspots for truede karplanter var i enda større grad enn for alle karplantearter konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og Sørlandskysten, med få og spredte hotspots ellers i landet. Dette er ikke ulikt oversikten over hotspot-regioner for rødlistearter i ARKO (Figur 1, se også Ødegaard mfl. (2006)) og gjenspeiler at en rekke truede arter har sitt tyngdepunkt på Sørøstlandet, som hartmansstarr (*Carex hartmanii*), rød skogfrue (*Cephalanthera rubra*), bittergrønn (*Chimaphila umbellata*), honningblom (*Herminium monorchis*) og smaltimotei (*Phleum phleoides*) for å nevne noen få eksempler. Sammenlignet med Sør-Norge har Nord-Norge, særlig Finnmark, lav forekomst av truede karplanter.

Igjen reflekterer disse geografiske mønstrene at mange plantearter foretrekker tørre, kalkrike områder med høy solinnstråling. Dette stemmer godt med andre studier som viser at klima og berggrunn er viktige forklaringsvariabler for hotspots av truede karplanter (Dobson mfl. 1997, Kivinen mfl. 2008, Niskanen mfl. 2017). Samtidig viste analysene også en positiv sammenheng mellom truede arter og infrastruktur i form av veier, bebyggelse og havner. Menneskelig aktivitet, for eksempel i form av arealbruk, er også tidligere funnet å være korrelert med hotspots for truede

karplanter (Dobson mfl. 1997, Kivinen mfl. 2008) og preger mange av verdens hotspots for biologisk mangfold (Cincotta mfl. 2000, Fjeldså & Burgess 2008, Williams 2013). Hos oss skyldes trolig denne sammenhengen at menneskelig aktivitet er konsentrert i klimatiske gunstige områder hvor også de truede artene trives. Et eksempel på dette er kystnære områder i indre Oslofjord, hvor hotspots for truede karplanter samtidig er preget av stor grad av menneskelig aktivitet. Her kan lommer av habitat i eller nær urbane strøk være viktige levesteder for truede karplanter. Vi fant imidlertid ingen sterk korrelasjon mellom befolkningstetthet og forekomsten av truede arter, så urbanisering i seg selv ser ikke ut til å være en viktig prediktor for hotspots. Sammenhengen mellom forekomsten av truede arter og menneskelig aktivitet i form av infrastruktur og bebyggelse betyr imidlertid at videre utbygging og arealbruksendringer både i urbane og mer rurale strøk kan utgjøre en trussel for disse artene dersom habitatene deres ikke tas hensyn til.

Graden av overlapp mellom hotspots for truede arter og alle arter var stor, rundt 60 % uavhengig av hotspot-definisjon. Det betyr at hotspots for alle arter i stor grad fanger opp hotspots for truede arter – og motsatt. Dette står i motsetning til for eksempel funnene til Balletto mfl. (2010) for ulike dyregrupper, hvor hotspots for total artsrikdom i mindre grad fanget opp sjeldne og truede arter. Generelt er det funnet varierende grad av overlapp mellom hotspots for ulike artsgrupper (Pren-dergast mfl. 1993, Dobson mfl. 1997, Kerr 1997, Reyers mfl. 2000, Maes mfl. 2005, Rodrigues & Brooks 2007). Her i Norge ser det imidlertid ut til at forekomsten av karplanter generelt og truede karplanter spesielt har samme forhold til de underliggende miljøvariablene. Dermed vil ivaretagelse av områder med høyt mangfold av karplanter sannsynligvis også bidra til å ivareta truede arter.

Hotspots for truede karplantearter overlappet i relativt stor grad med hotspots for fremmede karplanter, i alle fall for 5- og 10 %-hotspots. Dette er ikke overraskende ettersom forekomsten av fremmede karplanter, på samme måte som karplanter generelt, har en positiv sammenheng med mildt klima og ulike former for menneskelig aktivitet, med det resultat at utbredelsen av disse artene er størst i lavlandet i Sør-Norge (se Olsen mfl. 2017 og referanser der for en mer omfattende diskusjon). Delvis sammenfallende hotspots for truede og fremmede karplanter betyr at fremmede arter kan utgjøre en trussel mot truede stedegne arter.

6.1.3 Truede ansvarsarter

Predikert forekomst av truede ansvarsarter fulgte helt andre mønstre enn alle og truede karplanter. Forekomsten av disse artene var størst i indre og høyereliggende strøk i Sør-Norge, samt i Nordland og Troms. I tråd med dette var hotspots for truede ansvarsarter konsentrert til fjellet i Sør-Norge, samt indre strøk i deler av Nordland og Troms. Finnmark hadde overraskende få hotspot-områder for truede ansvarsarter gitt den relativt store andelen nordlige unisentriskke ansvarsarter (se nedenfor), men dette skyldes trolig at det samlede artsantallet her er lavt.

Den geografiske utbredelse til truede ansvarsarter var relatert til kalkrike, men nedbørfattige områder med lav solinnstråling og langvarig snødekke, det vil si tørre, kalkrike områder i høyereliggende og nordlige strøk. Dette stemmer godt med at mange av de truede norske ansvarsartene er fjellplanter. Dette gjelder for eksempel tinderublom (*Draba cacuminum*), snøfrytle (*Luzula nivalis*), snøgras (*Phippisia algida*), knutshørapp (*Poa lindebergii*), stuttsmåarve (*Sagina caespitosa*) og dovrelovvetann (*Taraxacum dovreense*). Blant ansvarsartene er det også en stor andel nordlige unisentriskke arter, for eksempel gaissakattfot (*Antennaria nordhageniana*), griffelstarr (*Carex stylosa*), altaihaukeskjegg (*Crepis multicaulis*), pomorstjerneblom (*Stellaria hebecalyx*), finnmarskløvetann (*Taraxacum norvegicum*) og russefrøstjerne (*Thalictrum kemense*), noe som forklarer den større forekomsten av truede ansvarsarter i Nord-Norge sammenlignet med alle truede karplantearter.

Graden av overlapp mellom hotspots for truede ansvarsarter og hotspots for alle eller truede arter var lav (aldri høyere enn 4 %) og minket med snevrere hotspot-definisjon. Det betyr at hotspots for karplanter generelt og truede karplanter spesielt i liten grad fanger opp truede ansvarsarter. Dette er ikke overraskende gitt de svært ulike utbredelsesmønstrene for truede ansvarsarter og de to andre gruppene av karplanter. Den lave graden av overlapp mellom hotspots

for truede ansvarsarter og andre karplante-hotspots innebærer at det i liten grad er mulig å ivareta alle tre grupper av karplanter i samme geografiske områder.

6.1.4 Romlig oppløsning

Romlig oppløsning hadde innvirkning på noen av resultatene av modelleringen, men ikke alle. For truede arter var både forholdet til og den relative betydningen av ulike forklaringsvariabler avhengig av om analysen ble gjort med 1x1 eller 5x5 km oppløsning. For den predikerte forekomsten av truede arter var imidlertid forskjellene små. Det tyder på at prediksjonene er relativt robuste mot variasjoner i romlig oppløsning, selv om effekten av ulike forklaringsvariabler endres. Dette gjør at vi har stor tillit til resultatene av prediksjonene.

Selv om predikert forekomst av truede arter var lite påvirket av romlig oppløsning, har vi valgt å hovedsakelig benytte 1x1 km oppløsning i våre analyser. Det gir størst mulig detaljeringsgrad på den romlige variasjonen i forklaringsvariablene og dermed sammenhengen mellom forklaringsvariablene og forekomsten av arter. Det gir også mer nøyaktige kart over predikert forekomst og hotspots, noe som kan være nyttig i forvaltningsøyemed. Reid (1998) er imidlertid bekymret for at finskala hotspots i liten grad fanger opp viktige områder for flere organismegrupper sammenlignet med hotspots på grov skala. Graden av overlapp mellom hotspots for ulike organismegrupper hadde vært svært relevant å undersøke, men lå ikke innenfor rammene av dette prosjektet.

6.2 Overlapp med verneområder, kartlagte naturverdier og INON-områder

6.2.1 Verneområder

Graden av overlapp mellom hotspots for alle og truede karplanter og eksisterende verneområder var lav. Dette var ikke overraskende, ettersom de store verneområdene i landet hovedsakelig ligger i indre og høyereliggende strøk hvor forekomsten av hotspots for disse artsgruppene er lav. Merk at andelen av hotspot-området for alle eller truede arter som ble fanget opp av verneområdet var relativt lik uavhengig av hotspot-definisjon. Det vil si at de områdene som har høyest predikert forekomst av alle eller truede karplanter (1 %-hotspots) ikke er dekket av verneområder i større grad enn de videre hotspot-definisjonene. Også Niskanen mfl. (2017) fant lav grad av overlapp mellom hotspots for alle og rødlistede karplanter og verneområder i deler av Norden. De konkluderte med at dagens nettverk av verneområder ikke er tilstrekkelig til å ivareta mangfoldet av karplanter generelt og rødlistede arter spesielt.

Blant de ulike verneformene hadde naturreservater høyest forekomst av hotspots av alle og truede arter, til tross for at denne verneformen utgjør en mye mindre andel av det vernede arealet enn for eksempel nasjonalparker og landskapsvernområder. Dette skyldes en overvekt av naturreservater som verneform i lavlandet der hotspots er konsentrert. Fordi naturreservater ofte er små (Framstad mfl. 2010), blir kun en liten andel av hotspot-området fanget opp, og dette bidrar til lav grad av overlapp.

Kombinasjonen av lav grad av overlapp mellom eksisterende verneområder og hotspots for truede karplanter, og at hotspot-området er konsentrert til området preget av menneskelig aktivitet, betyr at endret arealbruk og tekniske inngrep har og har hatt stor innvirkning på forekomsten av truede karplanter. I tråd med dette er omlegging av landbruket (både opphør av hevd og intensiv drift), grøfting, nedbygging og ulike typer inngrep langs vann og vassdrag nevnt som fire av de fem av de viktigste påvirkningsfaktorene for rødlistede karplanter (Solstad & Elven 2015). Samtidig er det verdt å merke seg at nettopp fordi hotspots for truede karplanter er konsentrert til områder som er sterkt preget av menneskelig aktivitet, er ikke hele hotspot-området nødvendigvis egnet habitat for planter (se også kap. 6.3). Blant annet overlapper det med Oslo sentrum, hvor det bare stedvis finnes egnede voksesteder. Deler av hotspot-arealet er med andre ord ikke

aktuelt for vern eller andre typer bevaringstiltak. Likevel er graden av overlapp mellom hotspots for truede karplanter og eksisterende verneområder svært lav.

Lav grad av overlapp mellom hotspots for truede karplanter og eksisterende verneområder betyr imidlertid ikke at verneområdene har utspilt sin rolle. Verneområder opprettes med en rekke ulike formål, og vern av spesifikke artsgrupper er ikke alltid en del av verneformålet. Samtidig utelukker ikke lav grad av overlapp at enkelt-verneområder spiller en viktig rolle i ivaretagelse av spesifikke arter og populasjoner. At naturreservater, som er den strengeste formen for områdevern, har størst overlapp med hotspots, betyr også at der det er overlapp mellom verneområder og hotspots, er artene godt ivaretatt med tanke på tekniske inngrep og andre former for habitatødeleggelse.

For truede ansvarsarter var graden av overlapp mellom hotspots og eksisterende verneområder større enn for de to foregående artsgruppene. Dette gjenspeiler at hotspots for truede ansvarsarter ligger i indre og høyereliggende strøk, hvor vi også finner de store nasjonalparkene og landskapsvernområdene. I tråd med dette var nettopp nasjonalparker og landskapsvernområder verneformene med størst overlapp med hotspots for truede ansvarsarter. Det innebærer at en større andel av truede ansvarsarter er omfattet av områdevern enn for truede arter generelt, men at verneformen er mindre streng.

6.2.2 Kartlagte naturverdier

Graden av overlapp mellom hotspots for alle og truede karplanter og naturtypelokaliteter kartlagt etter DN-håndbok 13 var også lav. For eksempel var om lag 6 % av hotspot-arealet for truede karplanter innenfor naturtypelokaliteter. Dette skyldes trolig at de fleste naturtypelokaliteter er svært små. Imidlertid var graden av overlapp mellom hotspots for truede karplanter og naturtypelokaliteter noe større enn overlapp med for verneområder, selv om naturtypene utgjør et mindre areal enn verneområdene. Dette tyder på at naturtypekartlegging etter DN-håndbok 13 i alle fall til en viss grad fanger opp hotspots for truede karplanter, noe som er i tråd med kriteriene for utvalget av en rekke av disse naturtypene.

Blant de ulike hovednaturtypene i DN-håndbok 13, hadde skog, ferskvann/våtmark, kulturlandskap og marine typer størst overlapp med hotspots for alle og truede karplanter. Særlig artsrike områder for karplanter er med andre ord fordelt på en rekke ulike økosystemer. Den relativt sett store forekomsten av hotspots i marine naturtyper er overraskende og kan skyldes 1) unøyaktig stedfesting av artsobservasjoner, slik at arter som vokser på land feilaktig er plassert ute i sjøen, 2) unøyaktig stedfesting av naturtyper, slik at marine naturtyper overlapper med for eksempel strandhabitater eller 3) hotspot-piksler som «stikker ut» i sjøen fordi de er firkantet og ikke følger kystlinja. Se nærmere diskusjon av dette i kap. 6.3. Graden av overlapp mellom hotspots og fjellnaturtyper var svært lav, ettersom hotspots for karplanter i hovedsak finnes i lavereliggende strøk og langs kysten.

For truede ansvarsarter var graden av overlapp med naturtypelokaliteter i henhold til DN-håndbok 13 for det første lav sammenlignet med verneområder, og for det andre konsentrert til én hovednaturtype: fjell. Dette skyldes igjen at hotspots for disse artene er konsentrert til fjellområder. De fleste naturtypene i fjellet omfatter kalkrike områder, noe som favner nettopp forekomstene av truede ansvarsarter.

Graden av overlapp mellom hotspots for karplanter og naturtypelokaliteter kartlagt etter NiN-systemet var svært lav. Dette gjaldt både karplanter generelt, truede arter og truede ansvarsarter, og graden av overlapp var særlig lav for ansvarsartene. Dette skyldes trolig at omfanget av NiN-kartlegging hittil har vært begrenset, så få og små områdene er kartlagt. Det er også et etterslep på innlegging av data, da for eksempel data fra 2018 ikke var tilgjengelig for dette prosjektet. Dermed blir graden av overlapp automatisk lav. Videre befinner områdene som er prioritert for NiN-kartlegging seg hovedsakelig i lavereliggende strøk, noe som gjør at hotspots for truede ansvarsarter i liten grad fanges opp.

Graden av overlapp mellom hotspots for de tre ulike gruppene av karplanter og MiS nøkkelbiotoper var generelt lav, under 1 % uavhengig av hotspot-definisjon. Dette skyldes trolig at de fleste MiS-områdene er svært små og utgjør et begrenset areal. Det betyr at per i dag er kun en liten andel av hotspots for truede karplanter ivaretatt gjennom utfigurering av MiS nøkkelbiotoper. For truede ansvarsarter var graden av overlapp mellom hotspots og MiS nøkkelbiotoper særlig lav, noe som trolig skyldes at MiS-kartlegging foregår i skog, mens ansvarsartene har sitt tyngdepunkt i fjellet.

6.2.3 Inngrepsfrie naturområder (INON)

Graden av overlapp mellom inngrepsfrie naturområder (INON) og hotspots for alle og truede karplantearter var svært lav og lavere enn for verneområder og naturtyper. Dette er ikke overraskende, ettersom INON-områder per definisjon ligger langt fra områder preget av menneskelig aktivitet og infrastruktur, det vil si i indre og høyereliggende strøk – og her er forekomsten av hotspots for alle og truede karplantearter liten. INON-områder fanger med andre ord i liten grad opp hotspots for truede karplanter. Dette innebærer også at hotspots for truede arter i stor grad er preget av fragmentering i form av tynge tekniske inngrep.

For truede ansvarsarter var graden av overlapp mellom hotspots og INON-områder relativt høy, mellom 25 og 35 % avhengig av hotspot-definisjonen. INON-områder fanger med andre ord i stor grad opp hotspots for truede ansvarsarter. Dette skyldes at INON-områdene er konsentrert til indre og høyereliggende strøk og dermed sammenfaller med disse hotspot-områdene. Det betyr også at hotspots for truede ansvarsarter er mindre fragmentert av tekniske inngrep enn hotspots for truede arter generelt.

6.3 Usikkerhet og feilkilder

Som for alle analyser er det en viss usikkerhet knyttet til modellering og prediksjon av forekomst av hotspots for de ulike gruppene av karplanter. Denne usikkerheten stammer fra flere kilder. Usikkerheten knyttet til parameterestimaterne i modellene kan vi kvantifisere (se f.eks. **Figur 9-17**). Generelt var usikkerheten knyttet til truede ansvarsarter større enn for alle og truede arter, noe som gjenspeiler antall observasjoner som ligger til grunn for analysene. Se for øvrig Olsen mfl. (2017) for en mer omfattende diskusjon av usikkerheten knyttet til metodene som er brukt.

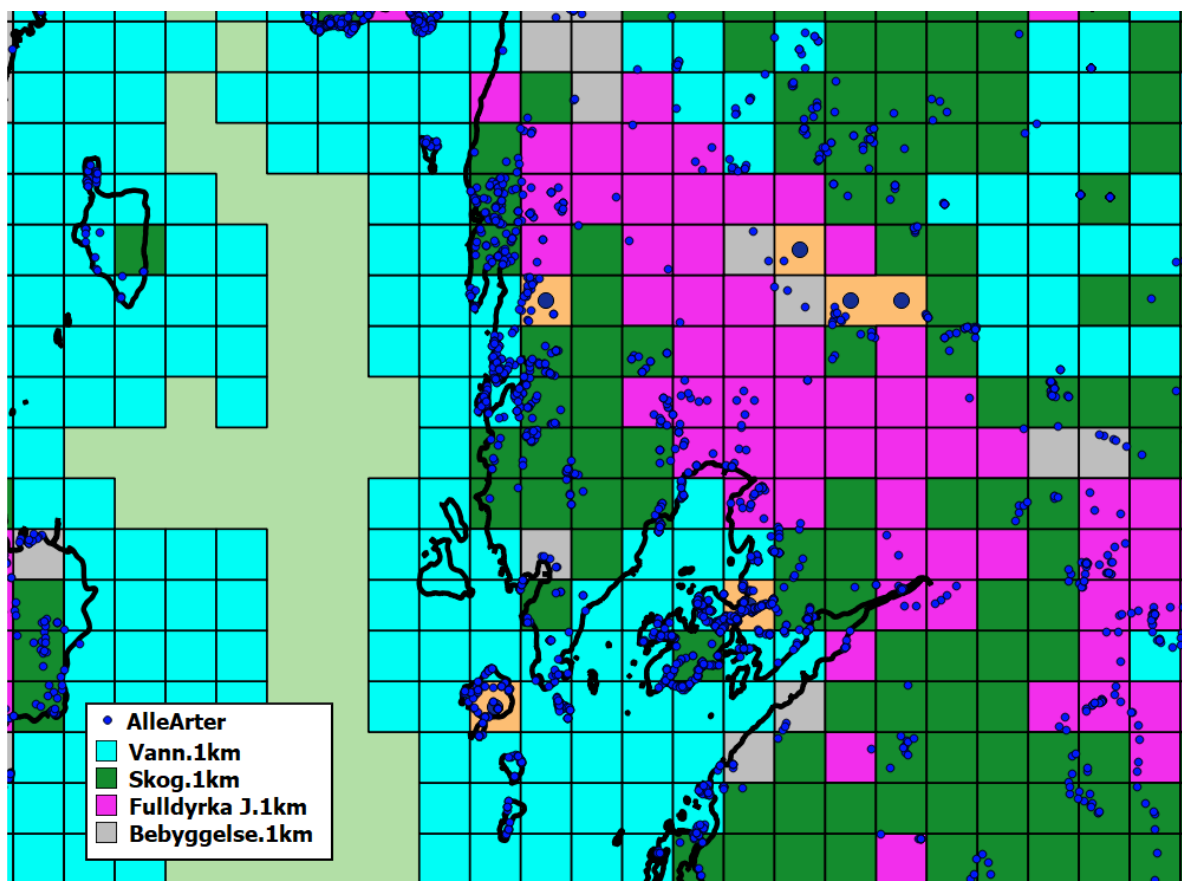
En annen type usikkerhet stammer fra GBIF-dataene. Her kan unøyaktig stedsangivelse, feilbestemmelser og gjentatte registreringer av samme forekomst føre til usikkerhet som vi ikke har mulighet til å kvantifisere. For å redusere denne usikkerheten har vi kun inkludert observasjoner med en nøyaktighet på ≤ 100 m. Måltrettet kartlegging av for eksempel truede arter kan også påvirke resultatene. Vi har så langt det lar seg gjøre korrigert for innsamlingsinnsats, og innsamlingsinnsats ser ut til å ha liten innvirkning på resultatene. Men dersom for eksempel truede arter i noen områder kartlegges i mye større omfang enn andre arter, kan det føre til skjevheter vi ikke kan korrigere fullstendig for, da det ville kreve svært inngående kunnskap om lokale innsamlingsmønstre. Se Olsen mfl. (2017) for en grundigere diskusjon av dette problemet. Merk at selv om målrettet kartlegging av truede arter kan føre til skjevheter i våre estimater, er dette viktig kunnskap for lokal forvaltning.

En tredje type usikkerhet stammer fra bruken av piksel-baserte data. Når forklaringsvariablene foreligger i raster-format med en gitt romlig oppløsning (1×1 eller 5×5 km), kan artsobservasjoner noen ganger tilordnes feil kategori. I våre analyser ble hver piksel tildelt en verdi som tilsvarte den dominerende kategorien i pikselen. Ibland inneholdt hver piksel flere kategorier, og i slike tilfeller kunne artsobservasjoner som forekom i en annen kategori enn den dominerende bli tilordnet feil kategori. For eksempel kan en piksel som ligger nær sjøen tilordnes arealbrukskategori «vann» dersom mer enn 50 % av pikselen inneholder vann. Alle artsobservasjoner i denne pikselen vil dermed tilordnes kategori «vann», selv om de ligger i andre arealbrukskategorier (**Figur 38**). Dette problemet var særlig stort langs kysten. Med 1×1 km oppløsning ble 15 % av alle artsobservasjoner, 22 % av observasjonene av truede arter og 4 % av observasjonene av

truede ansvarsarter tilordnet piksler klassifisert som vann. Med 5x5 km oppløsning var tilsvarende tall 19 %, 22 % og 4 %. For arealbruk kunne dette problemet vært løst ved bruk av vektordata. Mange av forklaringsvariablene som stammer fra satellittbasert fjernmåling, for eksempel NDVI, er imidlertid bare tilgjengelige med en minimumsoppløsning på 1x1 km. For slike variabler vil feil-klassifisering være vanskelig å unngå.

På tross av ulike kilder til usikkerhet peker alle resultatene våre i samme retning, nemlig at hotspots for karplanter generelt og truede karplanter er konsentrert til klimatiske gunstige områder med kalkrik berggrunn på Sørøstlandet, mens hotspots for truede ansvarsarter ligger i områder med kalkrik berggrunn i nordlige og høyereliggende strøk. Disse mønstrene stemmer også godt med analysene til for eksempel Mienna (2018). Dette gjør at vi har stor tillit til de overordnede resultatene av analysene.

Det er verdt å merke seg at hotspot-områdene som er identifisert i våre analyser er prediksjoner basert på sammenhengen mellom artsforekomst og underliggende miljøforhold. I tillegg er analysene gjort med en gitt romlig oppløsning (1x1 km). Det betyr at hotspot-områdene også vil inkludere områder og arealtyper som ikke nødvendigvis huser et stort artsmangfold, for eksempel på grunn av nedbygging eller andre arealbruksendringer eller fordi den romlige oppløsningen ikke fanger opp småskala variasjon i landskapet. For bruk på lokal skala kreves mer detaljerte analyser. Modelleringen vår gir imidlertid en god oversikt over hotspots på nasjonalt nivå.



Figur 38. Artsobservasjoner tilordnet dominerende arealbrukskategorier med 1x1 km oppløsning. Merk at en del kyst-piksler med observasjoner på land klassifiseres som vann. Figuren viser området rundt Kurefjorden i Råde, Østfold, som eksempel.

6.4 Hvordan forbedre kunnskapen?

Hotspot-områdene viser – på nasjonalt nivå – de områdene med høyest predikert forekomst av truede arter og truede ansvarsarter. Dette kan brukes i målrettet arbeid for å forbedre kunnskapen om norsk natur, blant annet gjennom prioritering av områder for arts- og naturtypekartlegging ved å identifisere hvilke hotspot-områder som hittil ikke har vært omfattet av systematisk kartlegging, for eksempel i forbindelse med NiN-kartlegging i regi av Miljødirektoratet. Målrettet kartlegging i disse områdene vil gi økt kunnskap om utbredelsen av truede arter i Norge. Det kan også være aktuelt å identifisere regionale hotspot-områder som grunnlag for prioritering av kartleggingsområder regionalt. Dette lå imidlertid ikke innenfor rammene av dette prosjektet.

Når det gjelder områder som er dårlig kartlagt med tanke på registreringer av karplanter generelt, peker Nord-Norge og særlig Finnmark seg ut. Her vil økt kartleggingsinnsats gi forbedret kunnskap om artenes utbredelse. Hvordan systematisk tetting av kunnskapshullene i disse områdene bør foregå, må utredes nærmere. Generelt er artsdata som er registrert via Artsobservasjoner (www.artsobservasjoner.no) et svært verdifullt bidrag til kunnskapen om utbredelsen til norske arter. Selv om en rekke forhold kan påvirke kvaliteten på data som er samlet inn av frivillige amatører, inkludert skjevhet i innsamlingsinnsats og mangel på fraværdata (se Olsen mfl. 2017 og referanser der for en grundigere diskusjon), er dette i mange tilfeller den eneste måten å samle inn storskala datasett på (Silvertown 2009). Data som stammer fra andre kilder, for eksempel offentlige institusjoner, kan ha høyere kvalitet, men vil ikke ha samme omfang. Bedre opplæring og mer omfattende kvalitetssikring av data i Artsobservasjoner kan høyne kvaliteten på data samlet inn av frivillige. Samtidig er det viktig å være klar over svakhetene ved slike data og bruke dem med fornuft. Korrigering for skjevhet, for eksempel i form av varierende innsamlingsinnsats, er også viktig. Dette er grundigere diskutert i Olsen mfl. (2017). Gitt korrekt behandling og analyse er imidlertid data registrert via Artsobservasjoner en svært viktig kilde til kunnskap om norsk natur.

En del sammenhenger som det hadde vært interessant å belyse, har ikke vært mulig å studere i dette prosjektet på grunn av manglende datagrunnlag. Dette gjelder for eksempel stedfestet informasjon om de ulike hovedøkosystemene i Naturindeks for Norge og omfanget av ulike påvirkningsfaktorer (se f.eks. Venter mfl. 2016). Å få på plass relevante økologiske grunnkart vil ha stor nytteverdi og gi økt kunnskap om forekomsten av og den geografiske fordelingen av truslene mot truede arter. Videre hadde det vært svært relevant å gjøre en grundigere analyse av fragmenteringsgraden av hotspot-områdene for å identifisere intakte hotspots. Som nevnt i kap. 6.3 inkluderer hotspot-områdene som presenteres i denne rapporten, arealer som per i dag ikke har høyt artsmangfold, for eksempel på grunn av nedbygging eller andre arealbruksendringer. Å identifisere intakte hotspots hadde vært svært nyttig for videre forvaltning av hotspot for karplanter, inkludert i forbindelse med verneprosesser. Dette gjelder særlig truede karplanter, som i hovedsak finnes i områder med svært stor grad av menneskelig aktivitet. For å virkelig få en oversikt over forekomsten av truede arter, hadde det også vært interessant å gjøre hotspot-analyser for andre organismegrupper enn karplanter, ettersom vi forventer at de vil respondere annerledes på underliggende miljøvariabler enn karplanter, som er svært knyttet til for eksempel kalkrik berggrunn. Analyser av flere organismegrupper vil gi et enda bedre grunnlag for geografisk prioritering av områder i arbeidet med forvaltning av truede arter.

7 Konklusjon og anbefalinger

Hotspot-analysene har identifisert de områdene i Norge hvor vi forventer å finne høyest arts-mangfold av karplanter, inkludert både truede arter og truede ansvarsarter. Våre funn viser at hotspots for truede arter er konsentrert i lavlandet på Østlandet, mens hotspots for truede ansvarsarter har sitt tyngdepunkt i nordlige og høyereliggende strøk. Det betyr at hotspots for disse to artsgruppene i liten grad er sammenfallende og at truede arter generelt og truede ansvarsarter må ivaretas på ulike arealer.

Samtidig viser våre analyser at kun en liten andel av hotspot-arealene er omfattet av eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier eller inngrepsfrie naturområder, noe som tilsier at det er nødvendig å vurdere hvordan hotspot-områdene best kan ivaretas for å sikre stans av tapet av truede karplantearter. Det eneste unntaket er hotspots for truede ansvarsarter, som i større grad fanges opp av store verneområder og inngrepsfrie naturområder.

I Regjeringens handlingsplan for naturmangfold (Meld.St. 14 (2015-2016)) slås det fast at areal-baserte virkemidler er bedre enn artsbaserte for å ta vare på truede arter og at Regjeringen vil vurdere å verne arealer med naturtyper der det er mange truede arter, i den grad disse ikke er fanget opp av eksisterende vern. Dette innebærer at våre hotspot-analyser er svært relevante og danner et viktig grunnlag for framtidig forvaltning av norsk natur. Her må imidlertid en rekke hensyn, inkludert økologisk tilstand og målet om bevaring av et representativt utvalg av norsk natur, tas i betraktning.

For at hotspot-tilnærmingen skal være nyttig for forvaltningen, er det imidlertid viktig å ha en klart definert målsetning med både analysene som skal utføres og hva resultatene skal brukes til. Det innebærer blant annet en grundig vurdering av valgene som må gjøres i forbindelse med analysene (se **Tabell 4**). Først da vil prioritering av områder basert på hotspot-analysene få den ønskede virkningen. Det er heller ikke gitt at det alltid er de mest artsrike områdene som skal prioriteres. Kan hende bør hotspot-tilnærmingen suppleres med komplementaritetsanalyser (se kap. 2.4) for å sørge for at alle arter ivaretas.

8 Referanser

- Aarrestad, P.A., Blom, H., Brandrud, T.E., Johansen, L., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2016. Forslag til terrestriske forvaltningsprioriterte naturtyper FPNT. Ansvarsnaturtyper, levesteder for truede og prioriterte arter og viktige økologiske funksjonsområder. NINA Kortrapport 41. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Blom, H., Brandrud, T.E., Johansen, L., Lyngstad, A., Øien, D.-I. & Evju, M. 2017. Forslag til naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Reviderte naturtypebeskrivelser. NINA Kortrapport 72. Norsk institutt for naturforskning.
- Arponen, A. & Zupan, L. 2016. Representing hotspots of evolutionary history in systematic conservation planning for European mammals. I: Pellens, R. & Grandcolas, P. (red.) Biodiversity conservation and phylogenetic systematics: species protection in an extinction crisis. Springer, New York, s. 265-285.
- 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. Norsk institutt for naturforskning.
- Balletto, E., Bonelli, S., Borghesio, L., Casale, A., Brandmayr, P. & Taglianti, A.V. 2010. Hotspots of biodiversity and conservation priorities: a methodological approach. Italian Journal of Zoology 77: 2-13.
- Bartolino, V., Maiorano, L. & Colloca, F. 2011. A frequency distribution approach to hotspot identification. Population Ecology 53: 351-359.
- Bennett, J.R., Elliott, G., Mellish, B., Joseph, L.N., Tulloch, A.I.T., Probert, W.J.M., Di Fonzo, M.M.I., Monks, J.M., Possingham, H.P. & Maloney, R. 2014. Balancing phylogenetic diversity and species numbers in conservation prioritization, using a case study of threatened species in New Zealand. Biological Conservation 174: 47-54.
- Blom, H.H., Gaarder, G., Ihlen, P.G., Jordal, J.B. & Evju, M. 2015. Fattig boreonemoral regnskog - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1169. Norsk institutt for naturforskning.
- Brandrud, T.E., Hanssen, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2011. Kalklindeskog - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 711. Norsk institutt for naturforskning.
- Bratli, H., Jordal, J.B., Stabbetorp, O.E. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Naturbeitemark - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 714. Norsk institutt for naturforskning.
- Bratli, H., Evju, M., Jordal, J.B., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. 2014. Hotspot kulturmarkseng. Beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonalt overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1100. Norsk institutt for naturforskning.
- Bratli, H., Evju, M. & Stabbetorp, O.E. 2015. Kalkberg - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1171. Norsk institutt for naturforskning.
- Cadotte, M.W., Cardinale, B.J. & Oakley, T.H. 2008. Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 105: 17012-17017.

- Cadotte, M.W. & Davies, T.J. 2010. Rarest of the rare: advances in combining evolutionary distinctiveness and scarcity to inform conservation at biogeographical scales. *Diversity and Distributions* 16: 376-385.
- Cadotte, M.W., Davies, T.J. & Peres-Neto, P.R. 2017. Why phylogenies do not always predict ecological differences. *Ecological Monographs* 87: 535-551.
- Cadotte, M.W. & Tucker, C.M. 2018. Difficult decisions: strategies for conservation prioritization when taxonomic, phylogenetic and functional diversity are not spatially congruent. *Biological Conservation* 225: 128-133.
- Cañadas, E.M., Fenu, G., Peñas, J., Lorite, J., Mattana, E. & Bacchetta, G. 2014. Hotspots within hotspots: endemic plant richness, environmental drivers, and implications for conservation. *Biological Conservation* 170: 282-291.
- Cayuela, L., Galvez-Bravo, L., Carrascal, L.M. & de Albuquerque, F.S. 2011. Comments on Bartolino mfl. (2011): limits of cumulative relative frequency distribution curves for hotspot identification. *Population Ecology* 53: 597-601.
- Cincotta, R.P., Wisniewski, J. & Engelman, R. 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* 404: 990-992.
- Curnutt, J., Lockwood, J., Luh, H.K., Nott, P. & Russell, G. 1994. Hotspots and species diversity. *Nature* 367: 326-327.
- Davis, M., Faurby, S. & Svenning, J.-C. 2018. Mammal diversity will take millions of years to recover from the current biodiversity crisis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115: 11262-11267.
- Dietz, A.J., Kuenzer, C. & Dech, S. 2015. Global SnowPack: a new set of snow cover parameters for studying status and dynamics of the planetary snow cover extent. *Remote Sensing Letters* 6: 844-853.
- DN 1995. Strategi for overvåking av biologisk mangfold. DN-rapport 1995-7. Direktoratet for naturforvaltning.
- DN 1999. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13. Direktoratet for naturforvaltning.
- DN 2007. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, 2. utgave. Oppdatert 2007. Direktoratet for naturforvaltning.
- DN. 2011. Handlingsplan for kalksjøer. DN rapport 6-2011. Direktoratet for naturforvaltning.
- Dobson, A.P., Rodriguez, J.P., Roberts, W.M. & Wilcove, D.S. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science* 275: 550-553.
- Evju, M., Blumentrath, S., Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E. & Sverdrup-Thygeson, A. 2015a. Plant species occurrence in a fragmented landscape: the importance of species traits. *Biodiversity and Conservation* 24: 547-561.
- Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O.E. & Ødegaard, F. 2015b. Strandeng - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1170. Norsk institutt for naturforskning.

- Evju, M. & Sverdrup-Thygeson, A. 2016. Spatial configuration matters: a test of the habitat amount hypothesis for plants in calcareous grasslands. *Landscape Ecology* 31: 1891-1902.
- Evju, M., Blom, H., Brandrud, T.E., Bär, A., Johansen, L., Lyngstad, A., Øien, D.-I. & Aarrestad, P.A. 2017a. Verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Forslag til metodikk. NINA Rapport 1357. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Blom, H., Brandrud, T.E., Bär, A., Lyngstad, A., Øien, D.-I. & Aarrestad, P.A. 2017b. Naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Revidert forslag til vurdering av lokalitetskvalitet. NINA Rapport 1428. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M. (red.), Bakkestuen, V., Blom, H.H., Brandrud, T.E., Bratli, H., Nordén, B., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2015c. Oaser for artsmangfoldet - hotspot-habitater for rødlistearter. NINA Temahefte 61. Norsk institutt for naturforskning.
- Ewers, R.M. & Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-143.
- Faith, D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* 61: 1-10.
- Fjeldså, J. & Burgess, N.D. 2008. The coincidence of biodiversity patterns and human settlement in Africa. *African Journal of Ecology* 46: 33-42.
- Forest, F., Grenyer, R., Rouget, M., Davies, T.J., Cowling, R.M., Faith, D.P., Balmford, A., Manning, J.C., Proches, S., van der Bank, M., Reeves, G., Hedderson, T.A.J. & Savolainen, V. 2007. Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature* 445: 757-760.
- Forest, F., Crandall, K.A., Chase, M.W. & Faith, D.P. 2015. Phylogeny, extinction and conservation: embracing uncertainties in a time of urgency. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370: 2014002.
- Framstad, E., Blindheim, T., Erikstad, L., Thingstad, P.G. & Sloreid, S.-E. 2010. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. NINA Rapport 535. Norsk institutt for naturforskning.
- Gaston, K.J. & David, R. 1994. Hotspots across Europe. *Biodiversity Letters* 2: 108-116.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H.H. & Storaunet, K.O. 2004. Fine-scale diversity and rarity hotspots in northern forests. *Conservation Biology* 18: 1032-1042.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Storaunet, K.O., Blom, H.H., Gundersen, V. & Heegaard, E. 2005. Productivity–diversity relationships for plants, bryophytes, lichens, and polypore fungi in six northern forest landscapes. *Ecography* 28: 705-720.
- Gjerde, I., Sætersdal, M. & Blom, H.H. 2007. Complementary hotspot inventory - a method for identification of important areas for biodiversity at the forest stand level. *Biological Conservation* 137: 549-557.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X. & Townshend, J.R. 2015.

- Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1: e1500052.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. & Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015a. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015b. Rødlista i et europeisk perspektiv. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/EuropeiskPerspektiv>, Sist besøkt 20.01.2018.
- Huang, J.H., Chen, B., Liu, C.R., Lai, J.S., Zhang, J.L. & Ma, K.P. 2012. Identifying hotspots of endemic woody seed plant diversity in China. *Diversity and Distributions* 18: 673-688.
- Kareiva, P. & Marvier, M. 2003. Conserving biodiversity coldspots - recent calls to direct conservation funding to the world's biodiversity hotspots may be bad investment advise. *American Scientist* 91: 344-351.
- Kerr, J.T. 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology* 11: 1094-1100.
- Kivinen, S., Luoto, M., Heikkinen, R.K., Saarinen, K. & Rytteri, T. 2008. Threat spots and environmental determinants of red-listed plant, butterfly and bird species in boreal agricultural environments. *Biodiversity and Conservation* 17: 3289-3305.
- Lean, C. & Maclaurin, J. 2016. The value of phylogenetic diversity. I: Pellens, R. & Grandcolas, P. (red.) *Biodiversity conservation and phylogenetic systematics: species protection in an extinction crisis*. Springer, New York, s. 19-37.
- Lean, C.H. 2017. Biodiversity realism: preserving the tree of life. *Biology & Philosophy* 32: 1083-1103.
- Løvdal, I., Heggland, A., Gaarder, G., Røsok, Ø., Hjermann, D. & Blindheim, T. 2002. Siste Sjanse metoden: en systematisk gjennomgang av prinsipper og faglig begrunnelse. Siste Sjanse-rapport 2002-11. Siste Sjanse.
- Maes, D., Bauwens, D., De Bruyn, L., Anselin, A., Vermeersch, G., Van Landuyt, W., De Knijf, G. & Gilbert, M. 2005. Species richness coincidence: conservation strategies based on predictive modelling. *Biodiversity and Conservation* 14: 1345-1364.
- Marchese, C. 2015. Biodiversity hotspots: a shortcut for a more complicated concept. *Global Ecology and Conservation* 3: 297-309.
- Mazel, F., Guilhaumon, F., Mouquet, N., Devictor, V., Gravel, D., Renaud, J., Cianciaruso, M.V., Loyola, R., Felizola Diniz-Filho, J.A., Mouillot, D. & Thuiller, W. 2014. Multifaceted diversity-area relationships reveal global hotspots of mammalian species, trait and lineage diversity. *Global Ecology and Biogeography* 23: 836-847.
- Mazel, F., Pennell, M.W., Cadotte, M.W., Diaz, S., Dalla Riva, G.V., Grenyer, R., Leprieur, F., Mooers, A.O., Mouillot, D., Tucker, C.M. & Pearse, W.D. 2018. Prioritizing phylogenetic diversity captures functional diversity unreliably. *Nature Communications* 9: 2888.

- Mienna, I.M. 2018. Patterns and drivers of phylogenetic diversity and endemism in the Norwegian vascular flora. MSc. Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.
- Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreaux, J. & da Fonseca, G.A.B. 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered ecoregions. CEMEX, Mexico City.
- Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M. & Gascon, C. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. I: Zachos F.E. & Habel J.C. (red.) Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, s. 3-22.
- Moritz, C. 2002. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. *Systematic Biology* 51: 238-254.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. *The Environmentalist*: 178-208.
- Myers, N. 1990. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *The Environmentalist* 10: 243-56.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nelson, T.A. & Boots, B. 2008. Detecting spatial hot spots in landscape ecology. *Ecography* 31: 556-566.
- Niskanen, A.K.J., Heikkinen, R.K., Vare, H. & Luoto, M. 2017. Drivers of high-latitude plant diversity hotspots and their congruence. *Biological Conservation* 212: 288-299.
- Nordén, B., Evju, M. & Jordal, J.B. 2015. Gamle edelløvtrær - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1168. Norsk institutt for naturforskning.
- Nordén, B., Jordal, J.B. & Evju, M. 2018. Can large unmanaged trees replace ancient pollarded trees as habitats for lichenized fungi, non-lichenized fungi and bryophytes? *Biodiversity and Conservation* 27: 1095-1114.
- Noroozi, J., Talebi, A., Doostmohammadi, M., Rumpf, S.B., Linder, H.P. & Schneeweiss, G.M. 2018. Hotspots within a global biodiversity hotspot - areas of endemism are associated with high mountain ranges. *Scientific Reports* 8: 10345.
- Noss, R.F., Platt, W.J., Sorrie, B.A., Weakley, A.S., Means, D.B., Costanza, J. & Peet, R.K. 2015. How global biodiversity hotspots may go unrecognized: lessons from the North American Coastal Plain. *Diversity and Distributions* 21: 236-244.
- Olsen, S.L., Åström, J., Hendrichsen, D., Bjerke, J.W., Blaaid, R., Töpper, J. & Bakkestuen, V. 2017. Fremmede karplanter i Norge: modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse. NINA Rapport 1393. Norsk institutt for naturforskning.
- Olsen, S.L., Evju, M. & Endrestøl, A. 2018. Fragmentation in calcareous grasslands: species specialization matters. *Biodiversity and Conservation* 27: 2329-2361.
- Orme, C.D.L., Davies, R.G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V.A., Webster, A.J., Ding, T.S., Rasmussen, P.C., Ridgely, R.S., Stattersfield, A.J., Bennett, P.M., Blackburn,

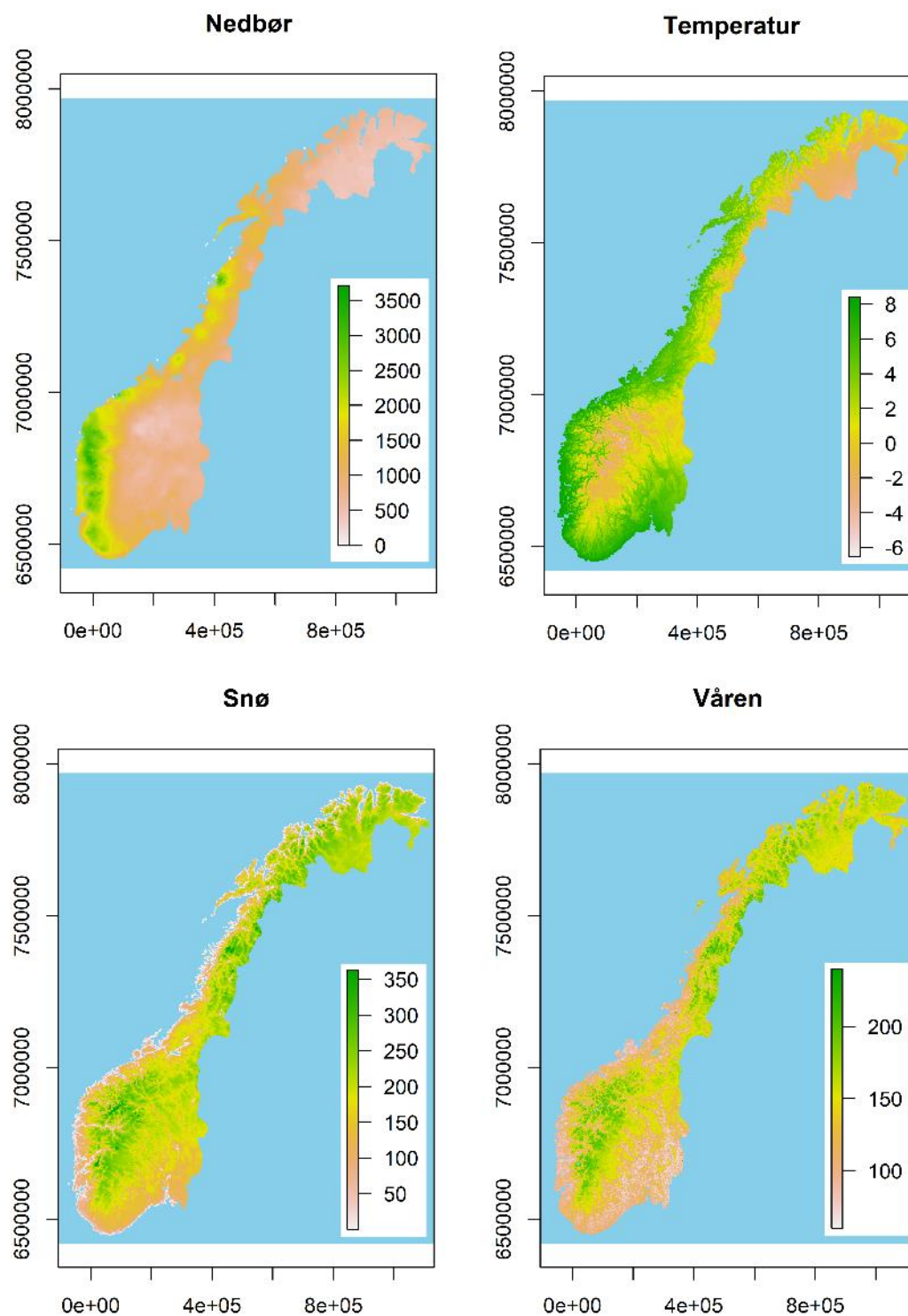
- T.M., Gaston, K.J. & Owens, I.P.F. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1016-1019.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. & Gibbons, D.W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365: 335-337.
- Reid, W.V. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology & Evolution* 13: 275-280.
- Reyers, B., van Jaarsveld, A.S. & Kruger, M. 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 267: 505-513.
- Rodrigues, A.S.L. & Gaston, K.J. 2002. Optimisation in reserve selection procedures - why not? *Biological Conservation* 107: 123-129.
- Rodrigues, A.S.L. & Brooks, T.M. 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 38: 713-737.
- Rodrigues, A.S.L., Grenyer, R., Baillie, J.E.M., Bininda-Emonds, O.R.P., Gittlemann, J.L., Hoffmann, M., Safi, K., Schipper, J., Stuart, S.N. & Brooks, T. 2011. Complete, accurate, mammalian phylogenies aid conservation planning, but not much. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366: 2652-2660.
- Rolstad, J., Sætersdal, M., Gjerde, I. & Storaunet, K.O. 2004. Wood-decaying fungi in boreal forests: are species richness and abundance influenced by small-scale spatiotemporal distribution of dead wood? *Biological Conservation* 117: 539-555.
- Rosauer, D.F., Pollock, L.J., Linke, S. & Jetz, W. 2017. Phylogenetically informed spatial planning is required to conserve the mammalian tree of life. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284: 20170627.
- Sechrest, W., Brooks, T.M., da Fonseca, G.A.B., Konstant, W.R., Mittermeier, R.A., Purvis, A., Rylands, A.B. & Gittleman, J.L. 2002. Hotspots and the conservation of evolutionary history. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99: 2067-2071.
- Sheather, S. 2009. A modern approach to regression with R. Springer, New York.
- Silvertown, J. 2009. A new dawn for citizen science. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 467-471.
- Skarpaas, O., Diserud, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2011. Predicting hotspots for red-listed species: multivariate regression models for oak-associated beetles. *Insect Conservation and Diversity* 4: 53-59.
- Skarpaas, O., Blumentrath, S., Evju, M. & Sverdrup-Thygeson, A. 2017. Prediction of biodiversity hotspots in the Anthropocene: the case of veteran oaks. *Ecology and Evolution* 7: 7987-7997.
- Skjetne, I.E.B. & Hovland, E.K. 2016. Truede arter og naturtyper. Sektorsamarbeid på kartlegging og overvåking i perioden 2011-2015. Miljødirektoratet Rapport M-676. Miljødirektoratet.
- Solstad, H. & Elven, R. 2015. Karplanter (*Pteridophyta*, *Pinophyta* og *Magnoliophyta*). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken,

<http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Karplanter>. Sist besøkt 20.11.2018

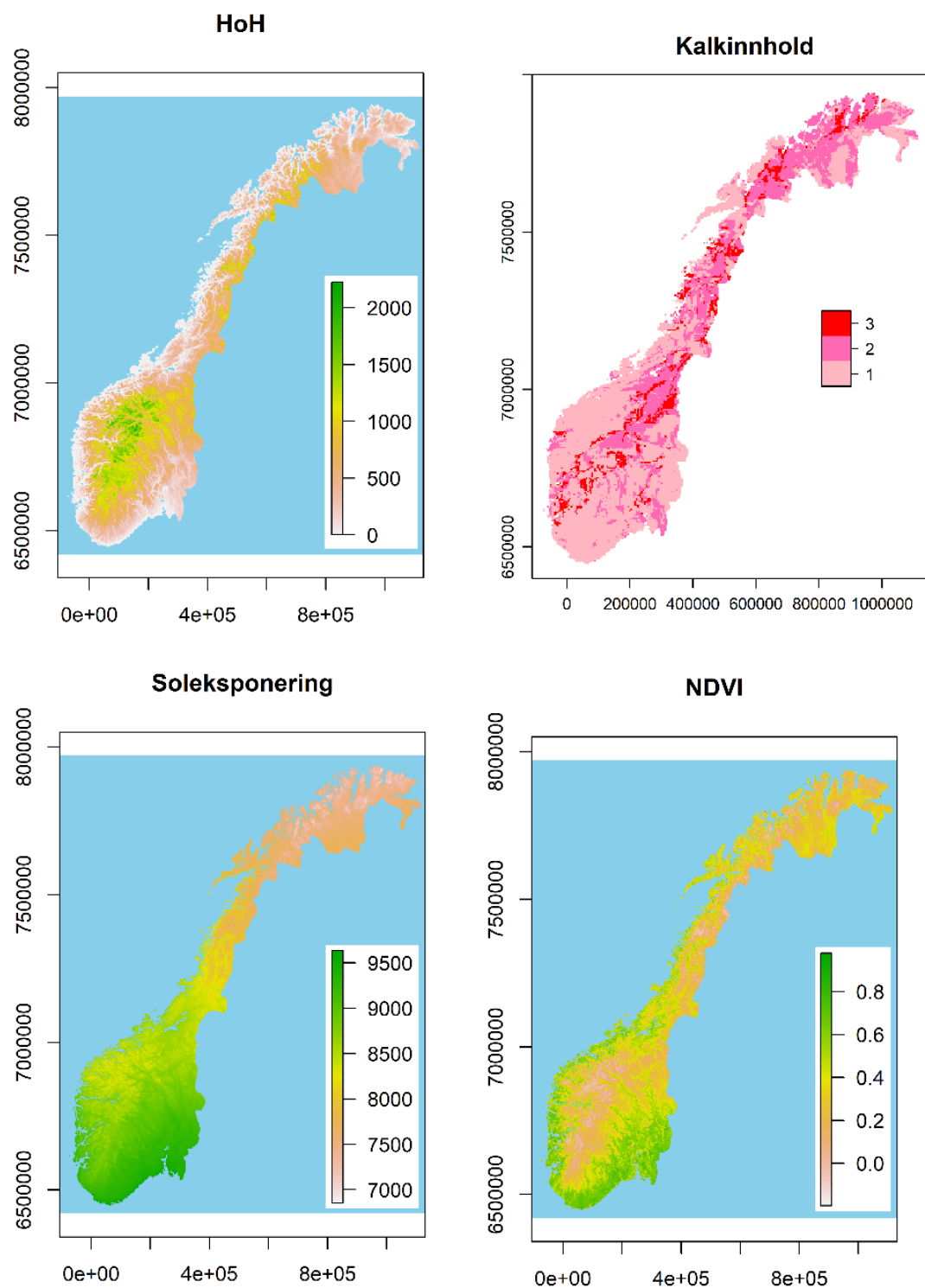
- Srivastava, D.S., Cadotte, M.W., MacDonald, A.A.M., Marushia, R.G. & Mirotnick, N. 2012. Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. *Ecology Letters* 15: 637-648.
- Strecker, A.L., Olden, J.D., Whittier, J.B. & Paukert, C.P. 2011. Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Ecological Applications* 21: 3002-3013.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T.E., Bratli, H., Framstad, E., Gjershaug, J.O., Halvorsen, G., Pedersen, O., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2008. Truete arter og ansvarsarter: kriterier for prioritering i kartlegging og overvåking. NINA Rapport 317. Norsk institutt for naturforskning.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T.E., Bratli, H., Framstad, E., Jordal, J.B. & Ødegaard, F. 2011a. Hotspots - naturtyper med mange truete arter. En gjennomgang av Rødlista for arter 2010 i forbindelse med ARKO-prosjektet. NINA Rapport 683. Norsk institutt for naturforskning.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bratli, H., Brandrud, T.E., Endrestøl, A., Evju, M., Hanssen, O., Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E. & Ødegaard, F. 2011b. Hule eiker - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 710. Norsk institutt for naturforskning.
- Sverdrup-Thygeson, A., Skarpaas, O., Blumentrath, S., Birkemoe, T. & Evju, M. 2017. Habitat connectivity affects specialist species richness more than generalists in veteran trees. *Forest Ecology and Management* 403: 96-102.
- Sætersdal, M., Gjerde, I., Blom, H.H., Eide, E., Ihlen, P.G., Pommeresche, R., Skartveit, J., Solhøy, T. & Aas, O. 2004. Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypores in a northern forest. *Biological Conservation* 115: 21-31.
- Sætersdal, M., Gjerde, I. & Blom, H.H. 2005. Indicator species and the problem of spatial inconsistency in nestedness patterns. *Biological Conservation* 122: 305-316.
- Tucker, C.M., Cadotte, M.W., Davies, T.J. & Rebelo, T.G. 2012. Incorporating geographical and evolutionary rarity into conservation prioritization. *Conservation Biology* 26: 593-601.
- Tucker, C.M. & Cadotte, M.W. 2013. Unifying measures of biodiversity: understanding when richness and phylogenetic diversity should be congruent. *Diversity and Distributions* 19: 845-854.
- Tucker, C.M., Cadotte, M.W., Carvalho, S.B., Davies, T.J., Ferrier, S., Fritz, S.A., Grenyer, R., Helmus, M.R., Jin, L.S., Mooers, A.O., Pavoine, S., Purschke, O., Redding, D.W., Rosauer, D.F., Winter, M. & Mazel, F. 2017. A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. *Biological Reviews* 92: 698-715.
- Tucker, C.M., Davies, T.J., Cadotte, M.W. & Pearse, W.D. 2018. On the relationship between phylogenetic diversity and trait diversity. *Ecology* 99: 1473-1479.
- Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J. & Williams, P.H. 1991. What to protect - systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55: 235-254.

- Vazquez, D.P. & Gittleman, J.L. 1998. Biodiversity conservation: does phylogeny matter? *Current Biology* 8: R379-R381.
- Vellend, M., Cornwall, W.K., Magnuson-Ford, K. & Mooers, A.Ø. 2010. Measuring phylogenetic biodiversity. I: Magurran, A. E. & McGill, B. J. (red.) *Biological diversity: frontiers in measurements and assessment*. Oxford University Press, Oxford, s. 193-206.
- Venter, O., Sanderson, E.W., Magrath, A., Allan, J.R., Beher, J., Jones, K.R., Possingham, H.P., Laurance, W.F., Wood, P., Fekete, B.M., Levy, M.A. & Watson, J.E.M. 2016. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications* 7: 12558.
- Veron, S., Davies, T.J., Cadotte, M.W., Clergeau, P. & Pavoine, S. 2017. Predicting loss of evolutionary history: where are we? *Biological Reviews* 92: 271-291.
- Williams, J.N. 2013. Humans and biodiversity: population and demographic trends in the hotspots. *Population and Environment* 34: 510-523.
- Winter, M., Devictor, V. & Schweiger, O. 2013. Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? *Trends in Ecology & Evolution* 28: 199-204.
- Ødegaard, F., Blom, H.H., Brandrud, T.E., Jordal, J.B., Nilsen, J.-E., Stokland, J.N., Sverdrup-Thygeson, A. & Aarrestad, P. 2006. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delprosjekt II: Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (AR-KO). Framdriftsrapport 2003-2004. NINA Rapport 174. Norsk institutt for naturforskning.
- Ødegaard, F., Brandrud, T.E., Hansen, L.O., Hanssen, O., Öberg, S. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011b. Sandområder - et hotspothabitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 712. Norsk institutt for naturforskning.
- Ødegaard, F., Hanssen, O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011a. Dyremøkk - et hotspothabitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 715. Norsk institutt for naturforskning.

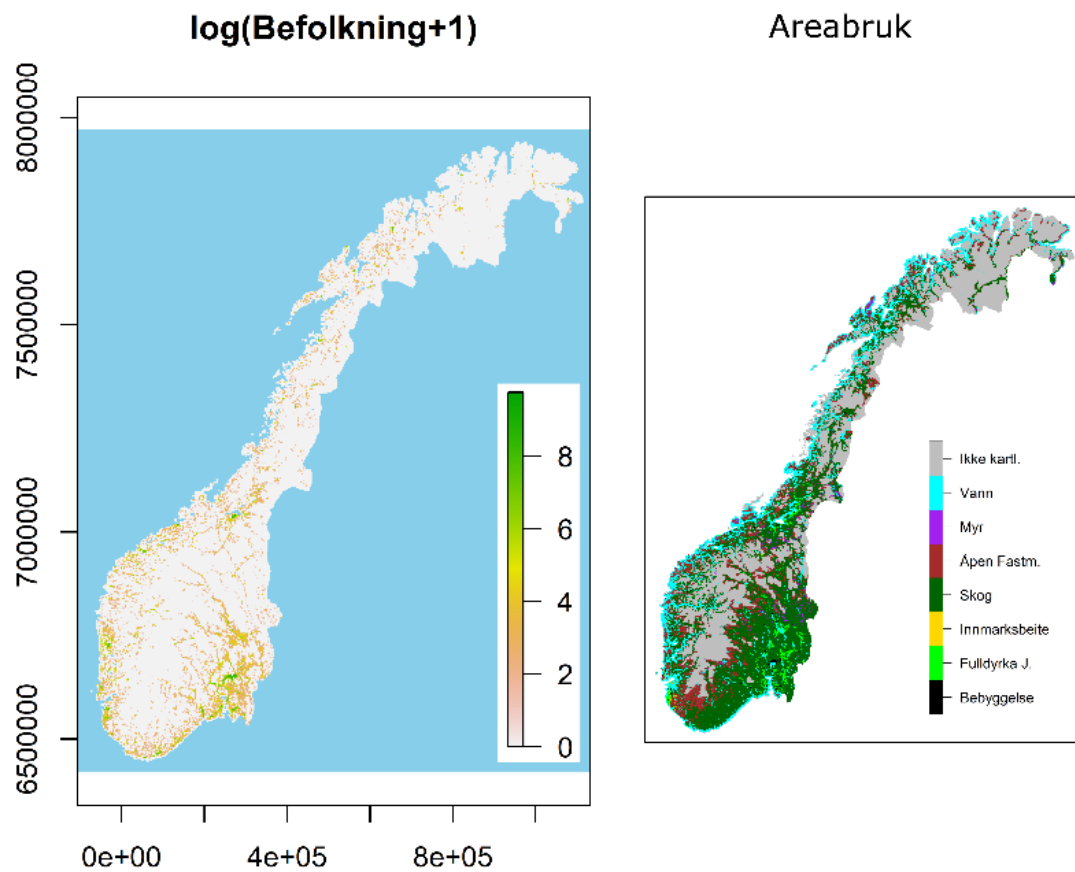
Vedlegg 1: Kart over forklaringsvariabler



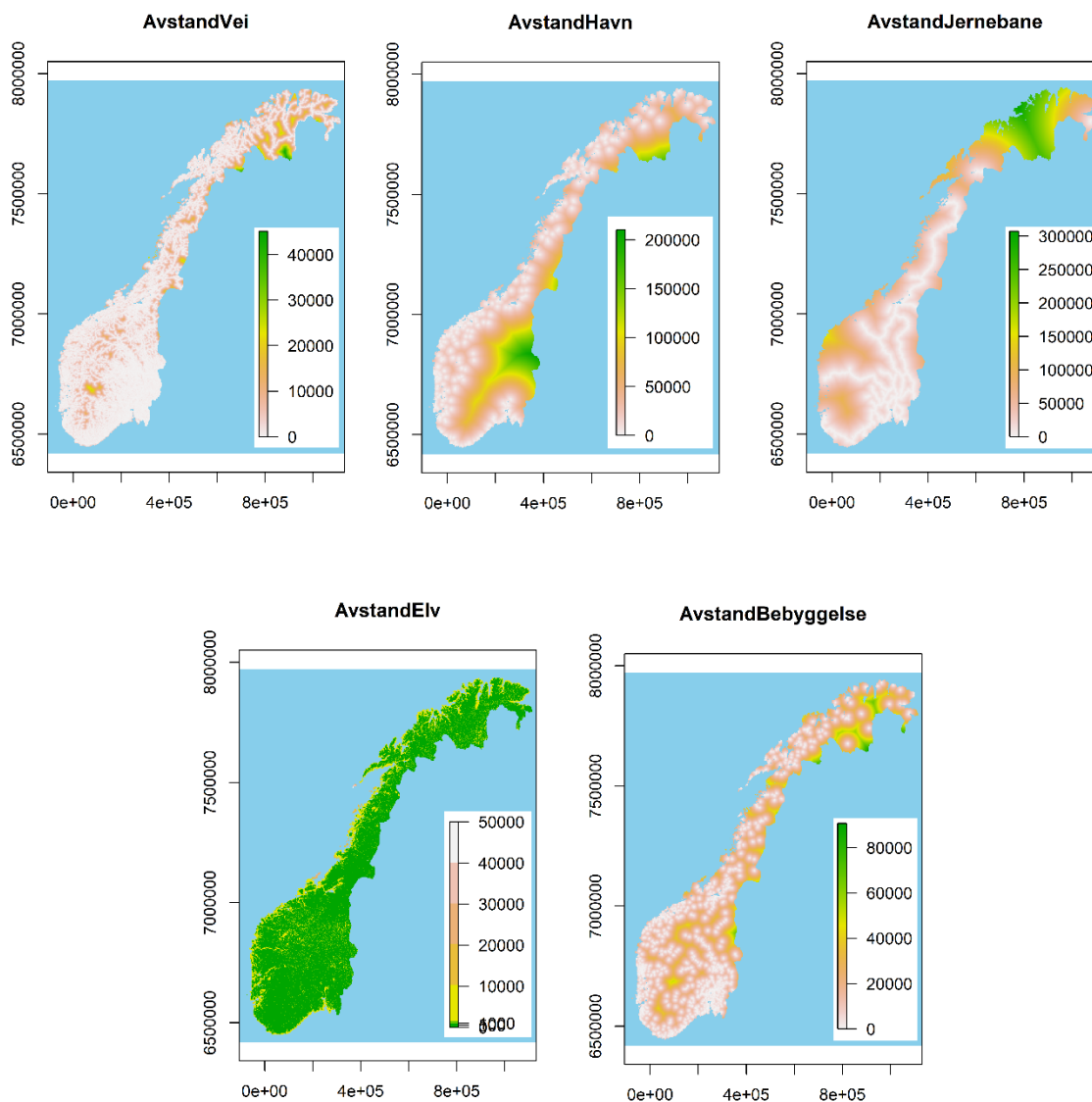
Figur V1.1. Utvalgte forklaringsvariabler: nedbør, temperatur, snødekkets varighet og tidspunkt for vårens ankomst.



Figur V1.2. Utvalgte forklaringsvariabler: Høyde over havet, kalkinnhold i jord, solinnstråling og NDVI.



Figur V1.3. Utvalgte forklaringsvariabler: befolkningstetthet og arealbruk.



Figur V1.4. Utvalgte forklaringsvariabler: avstand til vei, havn, jernbane, elv og bebyggelse.

Vedlegg 2: Parameterestimer for punktprosessmodellene

Tabell V2.1. Parameterestimer for modellene for alle arter. Modellstrukturen er vist i **Tabell 5**.

Forklaringsvariabel	Full modell		Endelig modell	
	Estimat	Z-verdi	Estimat	Z-verdi
(Skjæringspunkt)	-15,86	-791,28	-16,01	-1904,37
Nedbør	-0,62	-144,08	-0,28	-83,40
Temperatur	1,90	147,75		
Snø	0,11	18,20	0,02	3,68
VårensAnkomst	0,17	35,45	0,02	5,55
h.o.h.	0,70	63,42	-0,34	-52,60
KalkinnholdKlasse 2	0,30	51,12	0,24	41,19
KalkinnholdKlasse 3	0,72	91,40	0,64	82,62
Solinnstråling	-0,42	-59,13	0,32	64,58
NDVI	-0,09	-23,72	-0,09	-22,86
AvstandVei	-1,55	-93,13	-1,92	-117,98
AvstandJernbane	-0,54	-82,20	-0,52	-84,28
AvstandHavn	-0,09	-18,86	-0,42	-101,47
AvstandElv	0,07	15,11	0,04	6,17
AvstandBebyggelse	-0,27	-50,55	-0,31	-57,61
Befolkning	0,01	21,44	0,02	47,21
ArealbrukFulldyrka J.	-0,63	-33,63		
ArealbrukInnmarksbeite	-0,81	-14,96		
ArealbrukSkog	-0,24	-14,63		
ArealbrukÅpen Fastm.	-0,24	-12,96		
ArealbrukMyr	-1,42	-34,23		
ArealbrukVann	-0,52	-29,29		
ArealbrukIkke kartl.	-0,27	-12,80		

Tabell V2.2. Parameterestimer for modellene for truede arter. Modellstrukturen er vist i **Tabell 5**.

Forklaringsvariabel	Full modell				Endelig modell			
	Korrigert		Ukorrigert		Korrigert		Ukorrigert	
	Estimat	Z-verdi	Estimat	Z-verdi	Estimat	Z-verdi	Estimat	Z-verdi
(Skjæringspunkt)	-19,54	-269,21	-4,97	-68,40	-19,83	-419,32	-5,23	-109,99
Nedbør	-0,52	-35,22	-0,47	-31,47	-0,43	-34,55	-0,38	-29,67
Temperatur	0,50	11,31	0,53	11,83				
Snø	0,34	13,25	0,26	10,22	0,24	10,69	0,16	7,21
VårensAnkomst	0,19	12,30	0,20	12,6	0,14	9,83	0,14	9,98
h.o.h.	-0,65	-17,73	-0,62	-16,57	-0,83	-32,31	-0,81	-31,34
KalkinnholdKlasse 2	0,27	13,34	0,27	13,10	0,25	12,18	0,24	11,76
KalkinnholdKlasse 3	1,39	56,72	1,43	58,32	1,36	57,02	1,40	58,58
Solinnstråling	1,50	54,36	1,10	40,78	1,67	75,18	1,28	58,57
NDVI	-0,24	-18,79	-0,23	-17,83	-0,22	-17,71	-0,21	-16,64
AvstandVei	-2,54	-27,98	-2,48	-27,19	-2,77	-32,58	-2,72	-31,90
AvstandJernbane	0,47	19,10	0,62	24,13	0,49	19,92	0,64	25,14
AvstandHavn	-0,29	-17,33	-0,25	-14,84	-0,40	-27,24	-0,37	-25,12
AvstandElv	0,12	11,61	0,10	9,93	0,13	12,96	0,11	11,15
AvstandBebyggelse	-0,54	-22,09	-0,57	-23,18	-0,55	-22,78	-0,58	-23,81
Befolkning	0,01	3,60	0,01	3,24	0,01	9,02	0,01	8,42
ArealbrukFulldyrka J.	-0,49	-9,68	-0,49	-9,67				
ArealbrukInnmarksbeite	0,41	3,32	0,58	4,71				
ArealbrukSkog	-0,23	-5,03	-0,22	-4,81				
ArealbrukÅpen Fastm.	-0,11	-1,94	-0,09	-1,55				
ArealbrukMyr	-1,62	-6,93	-1,64	-7,01				
ArealbrukVann	-0,22	-4,52	-0,22	-4,55				
ArealbrukIkke kartl.	-0,28	-3,38	-0,26	-3,10				

Tabell V2.3. Parameterestimer for modellene for arter rødlistet etter ulike rødlistekriterier. Alle modeller er korrigert for innsamlingsinnsats. Modellstrukturen er vist i **Tabell 5**.

Forklaringsvariabel	Kriterium-A				Kriterium-B			
	Full modell		Endelig modell		Full modell		Endelig modell	
	Estimat	Z-verdi	Estimat	Z-verdi	Estimat	Z-verdi	Estimat	Z-verdi
(Skjæringspunkt)	-5,51	-63,27	-5,80	-101,79	-6,67	-43,41	-7,12	-62,65
Nedbør	-0,25	-14,22	-0,16	-10,71	-0,88	-26,8	-0,74	-26,59
Temperatur	0,61	11,10			0,47	5,85		
Snø	0,45	14,03	0,38	13,47	-0,01	-0,27	-0,18	-4,53
VårensAnkomst	0,19	10,30	0,11	6,97	0,16	5,20	0,16	5,91
h.o.h.	-0,57	-12,10	-0,85	-26,71	-0,57	-8,29	-0,70	-14,33
KalkinnholdKlasse 2	0,26	10,74	0,23	9,62	0,23	5,85	0,19	4,93
KalkinnholdKlasse 3	1,62	57,50	1,58	57,53	0,97	18,55	0,95	18,41
Solinnstråling	1,38	39,98	1,59	55,54	0,51	10,47	0,69	18,64
NDVI	-0,26	-17,23	-0,23	-15,45	-0,20	-7,65	-0,21	-8,25
AvstandVei	-1,73	-16,54	-2,09	-21,34	-4,83	-22,92	-5,01	-24,81
AvstandJernbane	0,39	10,11	0,41	10,76	0,63	17,44	0,67	18,92
AvstandHavn	-0,27	-12,6	-0,40	-21,61	-0,12	-4,09	-0,23	-9,27
AvstandElv	0,16	12,28	0,16	12,87	0,12	4,21	0,15	5,15
AvstandBebyggelse	-0,75	-22,97	-0,76	-23,6	-0,25	-6,90	-0,26	-6,98
Befolkning	0,00	0,31	0,01	3,16	0,01	3,18	0,02	8,38
ArealbrukFulldyrka J.	-0,41	-6,80			-0,68	-7,01		
ArealbrukInnmarksbeite	0,36	2,18			0,96	4,88		
ArealbrukSkog	-0,11	-2,08			-0,61	-7,06		
ArealbrukÅpen Fastm.	-0,23	-3,24			0,02	0,23		
ArealbrukMyr	-2,19	-5,32			-1,46	-5,03		
ArealbrukVann	-0,22	-3,75			-0,40	-4,33		
ArealbrukIkke kartl.	-0,34	-3,25			-0,33	-2,34		

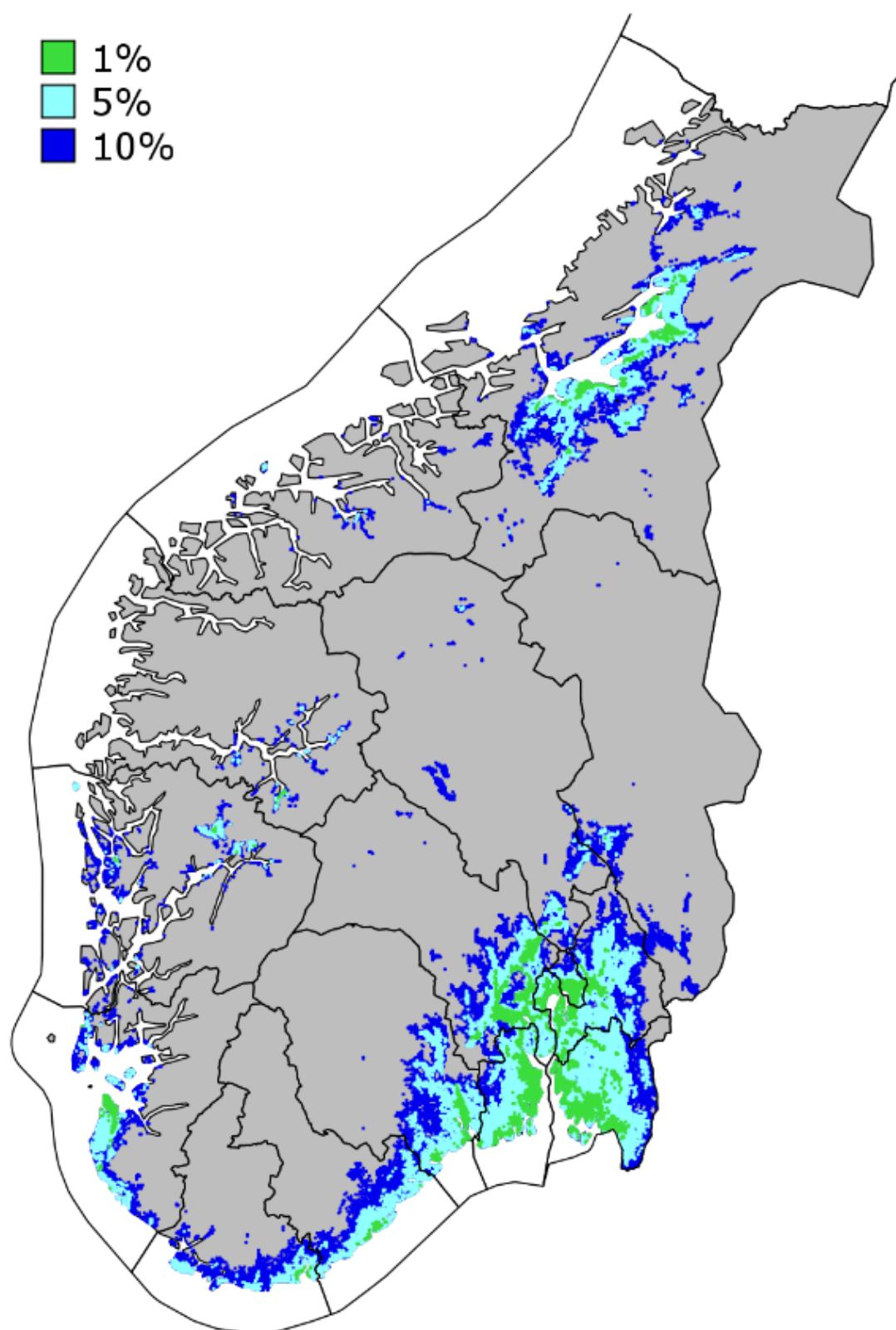
Tabell V2.4. Parameterestimer for modellene for truede ansvarsarter. Modellstrukturen er vist i **Tabell 5**.

Forklaringsvariabel	Full modell				Endelig modell			
	Korrigert		Ukorrigert		Korrigert		Ukorrigert	
	Estimat	Z-verdi	Estimat	Z-verdi	Estimat	Z-verdi	Estimat	Z-verdi
(Skjæringspunkt)	-21,93	-175,46	-7,33	-58,27	-21,94	-175,19	-7,33	-58,62
Nedbør	-1,12	-8,77	-1,23	-9,37	-1,09	-10,18	-1,29	-11,38
Temperatur	0,19	0,83	-0,27	-1,17				
Snø	0,36	2,41	0,35	2,41	0,42	3,48	0,35	2,92
VårensAnkomst	0,15	1,46	0,14	1,42	0,17	1,77	0,15	1,56
h.o.h.	0,22	1,27	-0,19	-1,08				
KalkinnholdKlasse 2	0,95	7,80	0,95	7,76	0,97	8,05	0,93	7,67
KalkinnholdKlasse 3	1,18	7,94	1,14	7,66	1,19	8,11	1,13	7,60
Solinnstråling	-0,04	-0,28	-0,19	-1,21	0,12	1,41	-0,32	-3,72
NDVI	-0,23	-2,26	-0,24	-2,45	-0,28	-3,13	-0,21	-2,37
AvstandVei	-0,44	-4,33	-0,44	-4,35	-0,44	-4,41	-0,43	-4,26
AvstandJernbane	-0,45	-5,39	-0,27	-3,20	-0,46	-5,63	-0,24	-3,01
AvstandHavn	-0,11	-1,63	-0,16	-2,24	-0,13	-1,88	-0,13	-1,98
AvstandElv	-0,58	-2,20	-0,65	-2,46	-0,56	-2,19	-0,62	-2,42
AvstandBebyggelse	-0,23	-3,11	-0,23	-3,11	-0,24	-3,23	-0,22	-3,00
Befolkning	0,02	0,37	0,01	0,28	0,01	0,28	0,02	0,30

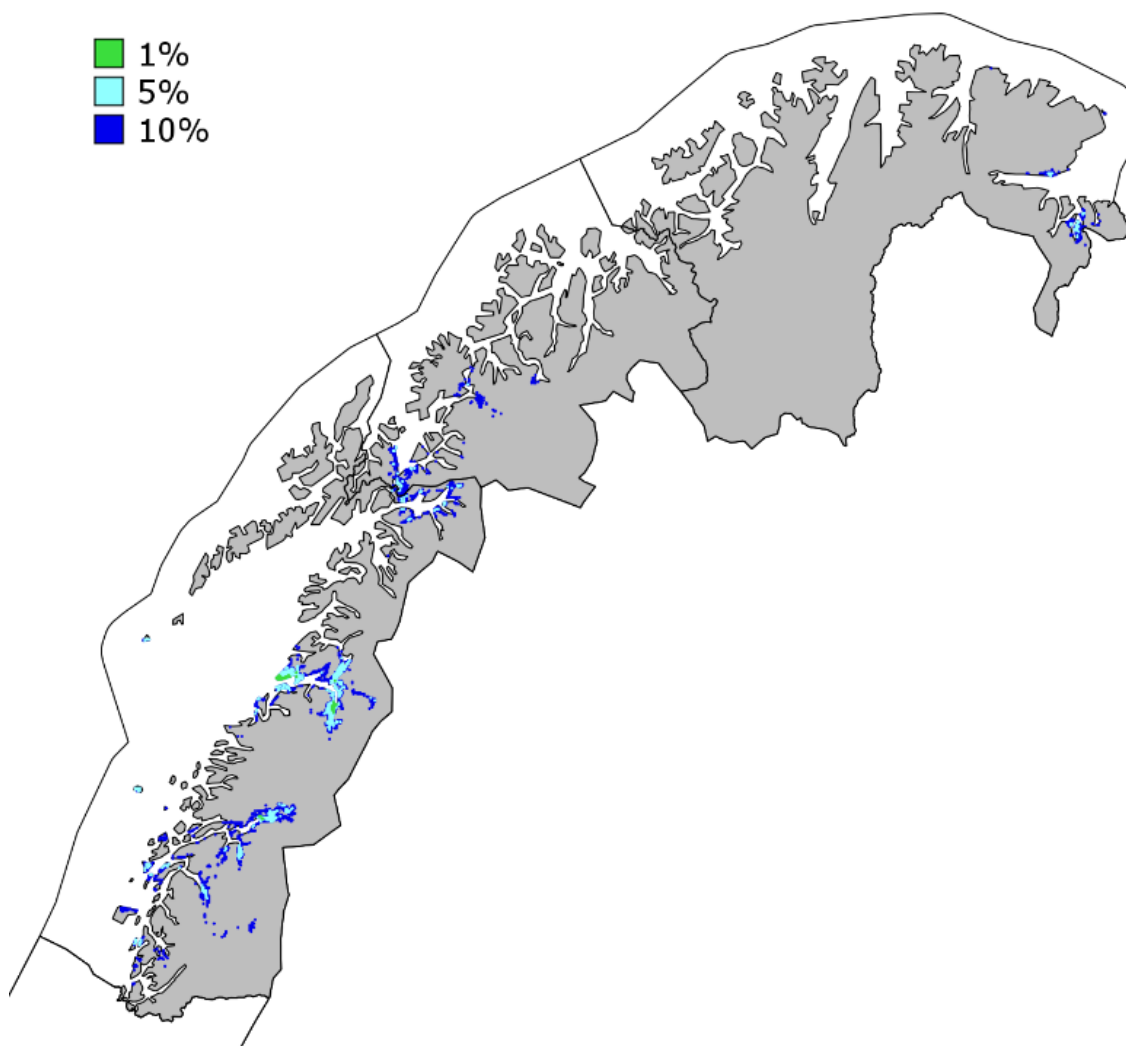
Vedlegg 3: Hotspots fordelt på fylker

Tabell V3.1. Andel (%) av arealet av 1 %-, 5 %- og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter i ulike fylker.

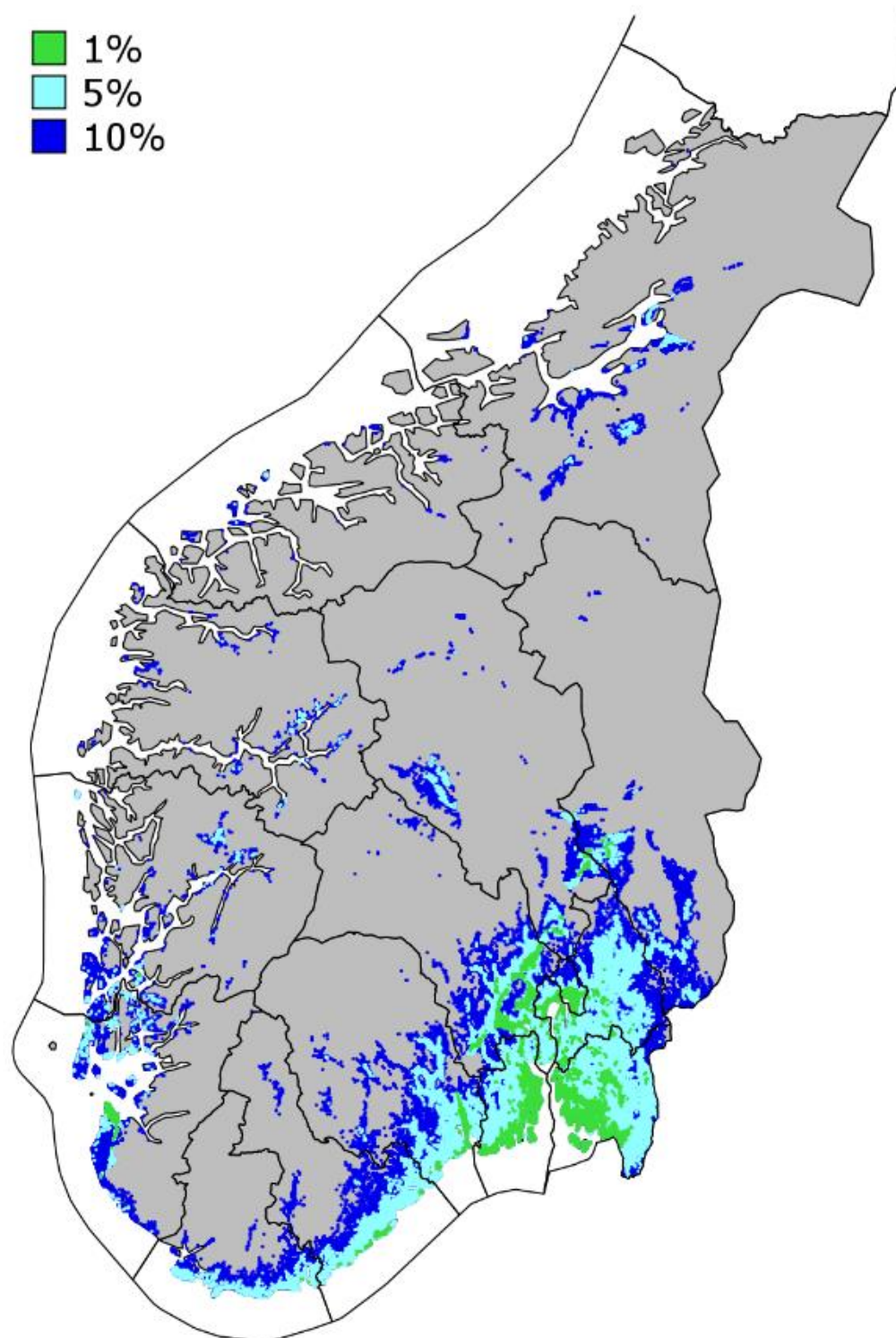
	Alle arter			Truede arter			Truede ansvarsarter		
	10 %	5 %	1 %	10 %	5 %	1 %	10 %	5 %	1 %
Akershus	11,10	13,41	13,08	13,84	17,70	7,94	0,44	0,01	0,00
Aust-Agder	6,23	5,11	1,24	8,41	7,26	1,82	0,00	0,00	0,00
Buskerud	10,01	10,77	16,65	11,17	10,93	16,41	7,12	6,98	0,99
Finnmark	0,49	0,21	0,00	0,03	0,00	0,00	0,48	0,10	0,00
Hedmark	2,69	0,44	0,04	8,66	3,35	0,89	16,67	21,76	13,21
Hordaland	2,80	1,32	0,42	3,18	1,26	0,11	0,45	0,35	0,00
More og Romsdal	0,77	0,14	0,00	0,50	0,06	0,00	0,52	0,38	0,03
Nordland	5,47	3,62	1,52	0,75	0,19	0,45	12,82	14,26	22,33
Oppland	2,91	1,63	0,42	5,30	2,97	1,67	28,37	30,46	42,65
Oslo	1,14	1,64	5,16	1,19	1,50	4,68	0,31	0,37	0,55
Rogaland	4,97	4,48	3,85	5,28	3,05	3,12	0,00	0,00	0,00
Sogn og Fjordane	0,84	0,42	0,25	1,27	0,40	0,00	3,48	3,32	1,90
Telemark	8,89	8,53	5,16	11,49	10,29	4,45	0,42	0,00	0,00
Troms	0,89	0,16	0,00	0,03	0,01	0,00	13,14	5,38	0,23
Trøndelag	17,33	15,66	11,06	3,47	1,03	0,00	15,74	16,64	18,10
Vest-Agder	4,16	2,41	0,71	4,72	3,75	0,11	0,00	0,00	0,00
Vestfold	6,85	11,01	17,74	7,19	12,36	23,31	0,01	0,00	0,00
Østfold	12,46	19,05	22,69	13,51	23,90	35,04	0,04	0,00	0,00



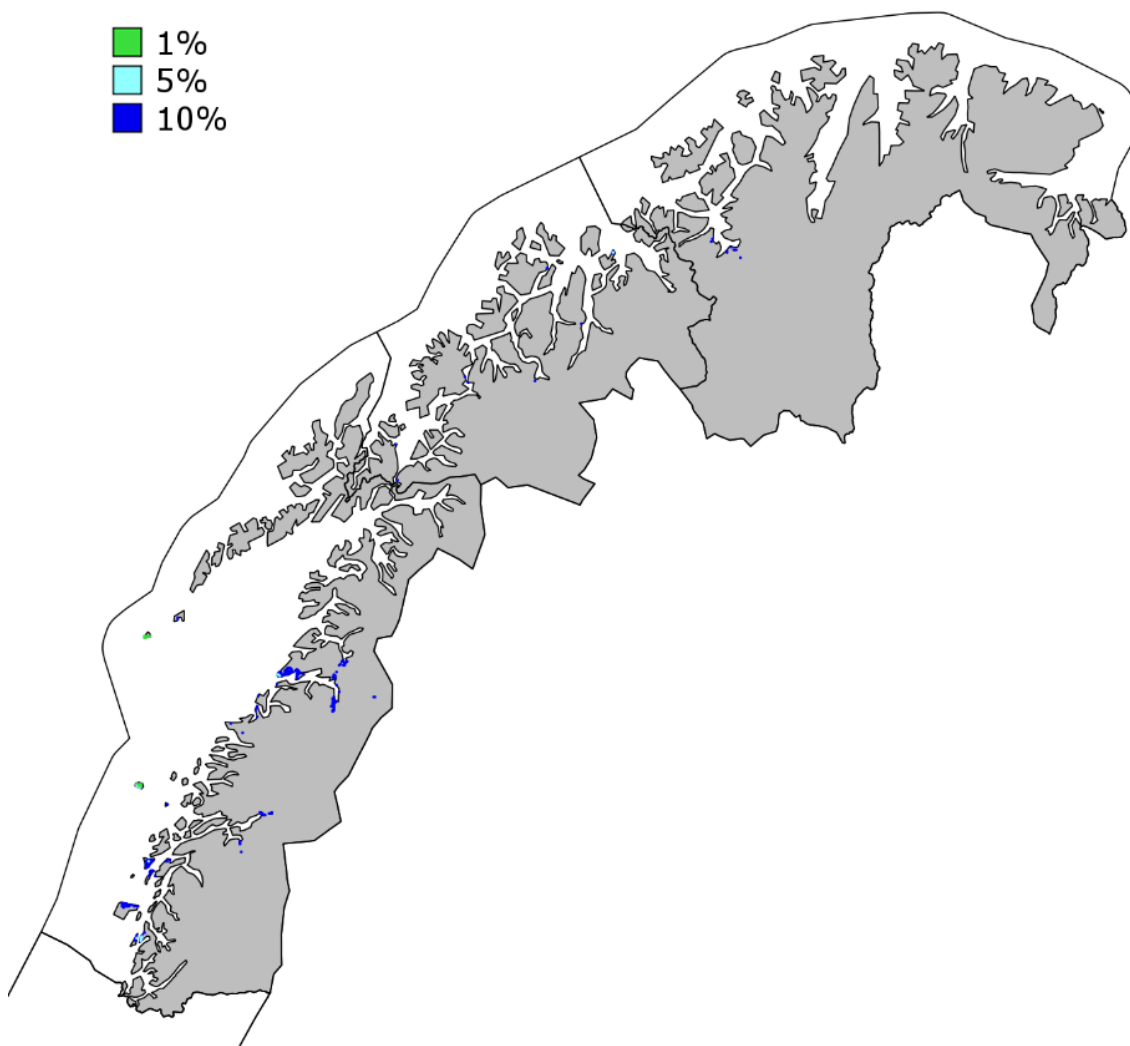
Figur V3.1. Hotspots for alle arter fordelt på fylker i Sør-Norge.



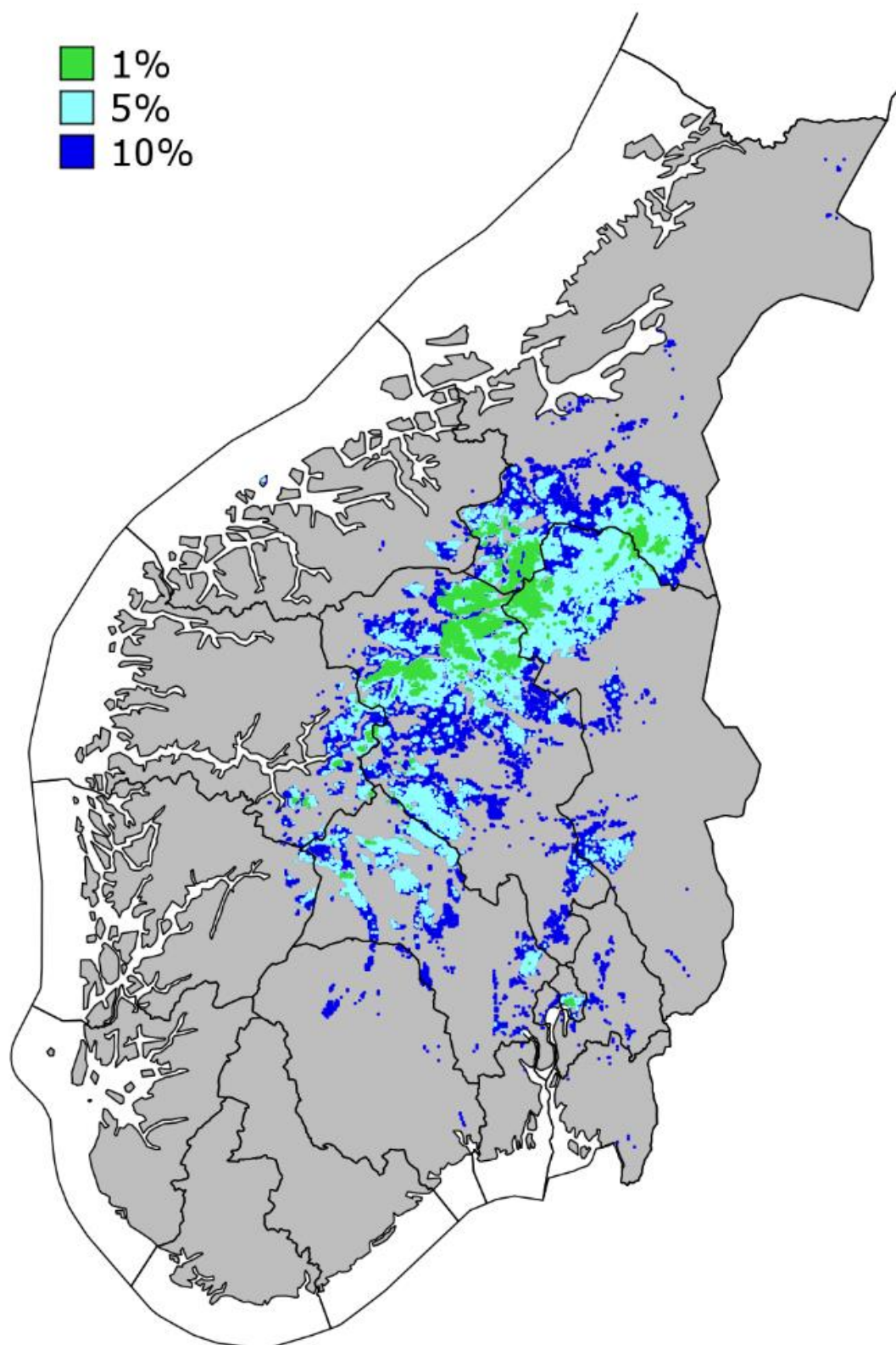
Figur V3.2. Hotspots for alle arter fordelt på fylker i Nord-Norge.



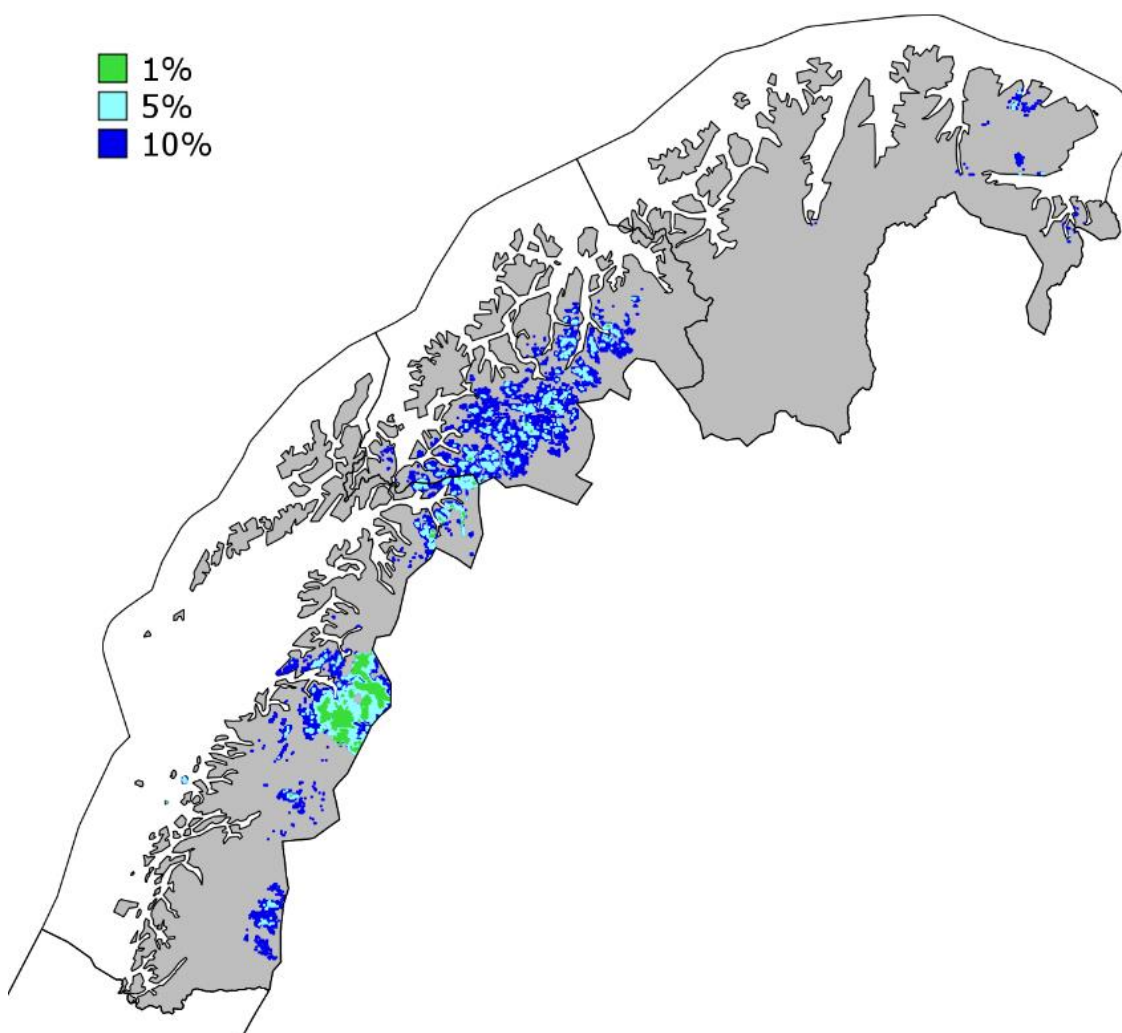
Figur V3.3. Hotspots for truede arter fordelt på fylker i Sør-Norge.



Figur V3.4. Hotspots for truede arter fordelt på fylker i Nord-Norge.

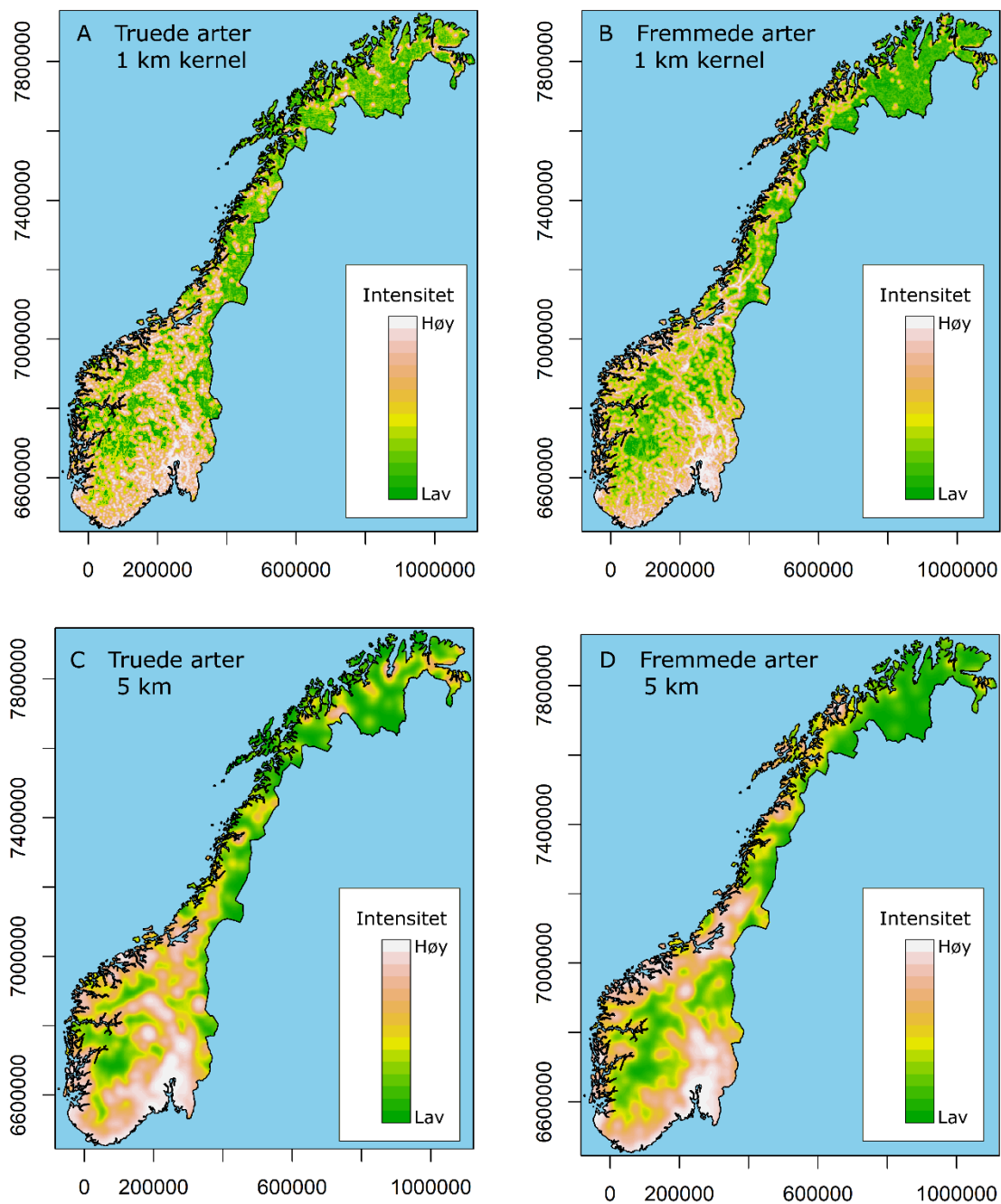


Figur V3.5. Hotspots for truede ansvarsarter fordelt på fylker i Sør-Norge.



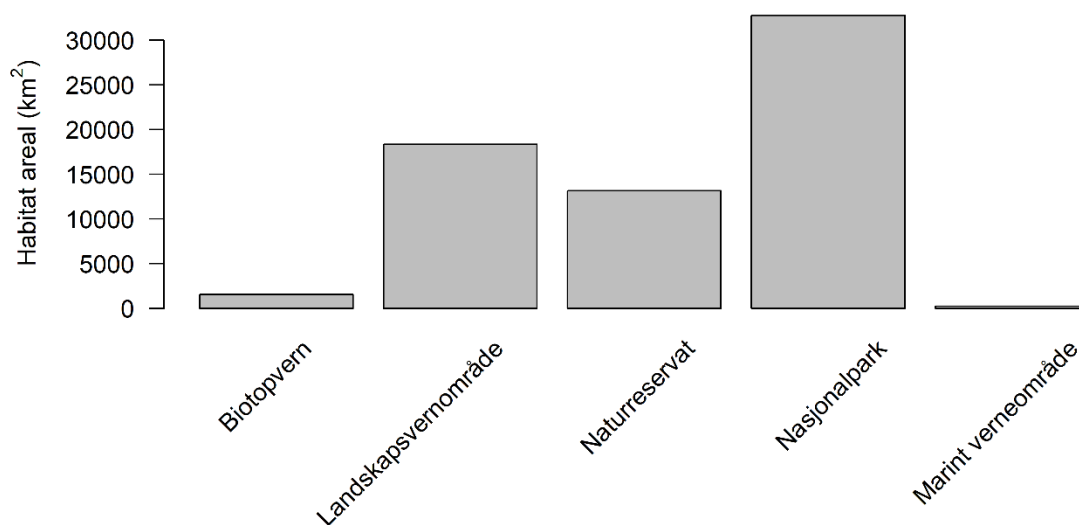
Figur V3.6. Hotspots for truede ansvarsarter fordelt på fylker i Nord-Norge.

Vedlegg 4: Estimert forekomst av truede arter og fremmede arter

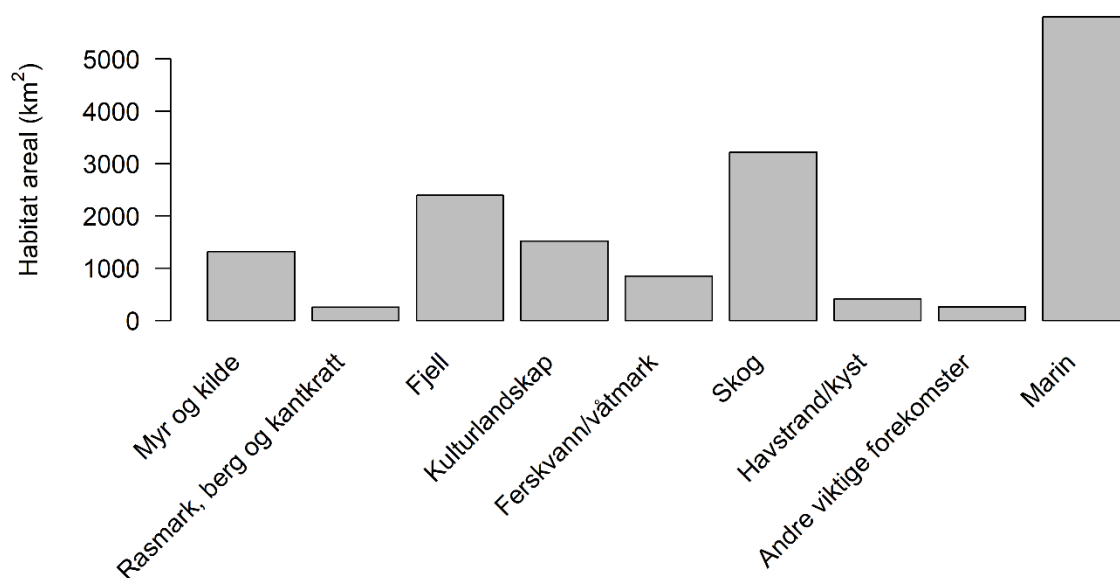


Figur V4.1. Sammenligning av estimert forekomst av (A) truede arter og (B) fremmede arter ved bruk av 1 km kjerne og (C) truede arter og (D) fremmede arter ved bruk av 5 km kjerne.

Vedlegg 5: Areal av ulike verneformer og hovednaturtyper



Figur V5.1. Totalt areal av ulike verneformer inkludert i analysene.



Figur V5.2. Totalt areal av ulike hovednaturtyper inkludert i analysene.

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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3311-8

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger