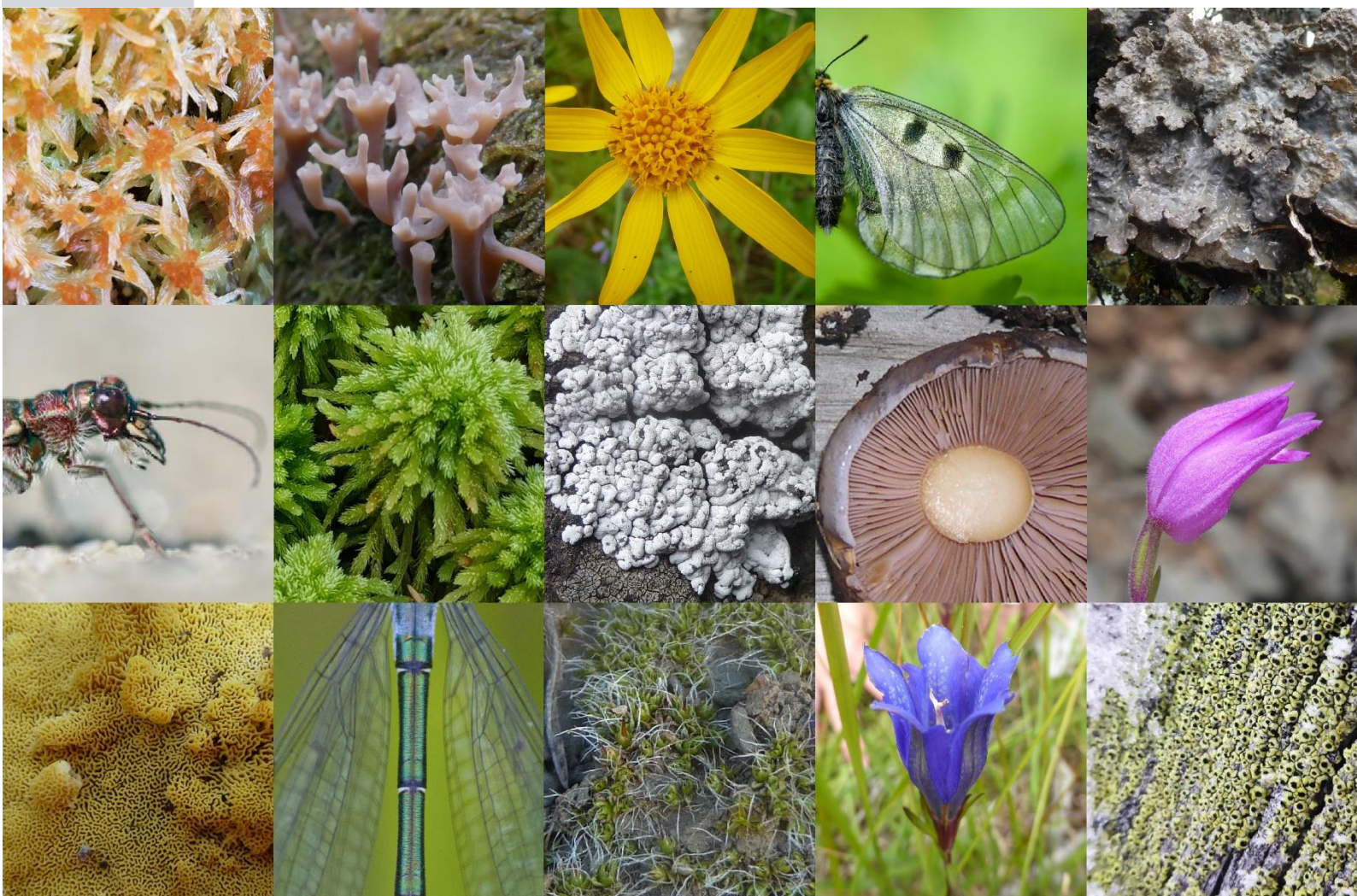


Geografisk utbredelse av truede insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser: modellering av hotspots

Siri Lie Olsen, Richard D. Hedger, Ditte Hendrichsen, Benno Dillinger, Alexander Venter, 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 engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Geografisk utbredelse av truede insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser: modellering av hotspots

Siri Lie Olsen
Richard D. Hedger
Ditte Hendrichsen
Benno Dillinger
Alexander Venter
Marianne Evju

Olsen, S.L., Hedger, R.D., Hendrichsen, D., Dillinger, B., Venter, A. & Evju, M. 2020. Geografisk utbredelse av truede insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser: modellering av hotspots. NINA Rapport 1727. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, januar 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3481-8

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.)

OPPDRAAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAAGSGIVERS REFERANSE

M-1524|2019

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern og Per Johan Salberg

FORSIDEBILDE

Femten truede arter av karplanter, insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og mose © Magni O. Kyrkjeeide, Siri Lie Olsen, Arnstein Staverløkk, Tor Erik Brandrud, Sondre Dahle

NØKKEWORD

ansvarsarter, biologisk mangfold, edderkoppdyr, fragmentering, hotspot, INON, insekter, lav, MiS, modellering, moser, naturtyper, NiN, Norge, sopp, truede arter, verneområder

KEY WORDS

arachnoids, biodiversity, bryophytes, fragmentation, fungi, hotspot, INON, insects, lichens, MiS, modelling, national responsibility species, nature types, NiN, Norway, protected areas, threatened species

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
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Olsen, S.L., Hedger, R.D., Hendrichsen, D., Dillinger, B., Venter, A. & Evju, M. 2020. Geografisk utbredelse av truede insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser: modellering av hotspots. NINA Rapport 1727. Norsk institutt for naturforskning.

Endret arealbruk er ifølge det internasjonale naturpanelet (IPBES) den største trusselen mot verdens biologiske mangfold. Ivaretagelse av artenes habitater er derfor den mest effektive måten å bevare det biologiske mangfoldet på. I dette arbeidet er det naturlig å fokusere på områder med særlig høyt biologisk mangfold, såkalte «hotspots», hvor mange arter kan ivaretas på samme areal. Dette krever imidlertid kunnskap om hvor slike hotspots finnes. I 2018 modellerte vi hotspots for karplanter i Norge, inkludert hotspots for karplanter generelt og truede arter og truede ansvarsarter spesielt. Vi har nå gjort det samme for insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser.

Våre prediksjoner viste at hotspots for alle arter av både insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser var konsentrert til Oslofjord-området, samt langs Sør- og til dels Vestlandskysten og områdene rundt Trondheimsfjorden. Når det gjaldt truede arter og truede ansvarsarter, var forekomsten av hotspots mye mer spredt og inkluderte i tillegg dalstrøkene på Østlandet, hvor Gudbrandsdalen pekte seg ut som særlig viktig, og for noen artsgrupper deler av Trøndelag, Nordland, Troms og Finnmark. Hotspots for de ulike artsgruppene var relatert til ulike miljøvariabler, men alle var konsentrert til områder preget av stor befolkningstetthet, bebyggelse eller infrastruktur.

Kun en liten andel av hotspots-områdene var fanget opp av eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier (naturtypelokaliteter og MiS nøkkelbiotoper) eller inngrepsfrie naturområder. Dette, i kombinasjon med forekomsten av hotspots nær områder preget av menneskelig aktivitet, gjør artene ekstra sårbare for arealbruksendringer og andre inngrep i eller i nærheten av leveområdene. I slike pressområder var dessuten hotspot-områdene svært fragmentert på grunn av infrastruktur og annen arealbruk. Det betyr arealbruksendringer allerede har redusert arealet med intakte hotspots.

Overlapp mellom hotspots for truede arter av ulike artsgrupper var konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og til dels kyststrøk nord til Rogaland, rundt Trondheimsfjorden og i dalstrøkene på Østlandet. Det betyr at i disse områdene er mulighetene størst for å ivareta hotspots for flere artsgrupper, først og fremst karplanter, sopp, lav og moser, på samme areal. Truede ansvarsarter fulgte i stor grad det samme mønsteret som truede arter, men for truede ansvarsarter var det også store hotspot-områder uten overlapp mellom artsgrupper. Det betyr at truede ansvarsarter av ulike artsgrupper i mindre grad kan forvaltes på samme areal.

Kunnskap om hvor vi finner hotspots for truede arter og truede ansvarsarter er nyttig når tiltak skal settes i verk for å nå målet om å stanse tapet av biologisk mangfold i Norge. Det er imidlertid viktig å huske på at dette dreier seg om modellerte data. Kartene angir hvor naturforholdene på stedet tilsier at potensialet for slike hotspots er størst og erstatter ikke kartlegging av arter og naturtyper. Slike kart er likevel et godt verktøy for overordnet planlegging i forvaltningen av norsk natur.

Et utvidet sammendrag er tilgjengelig i **Vedlegg 7**.

Siri Lie Olsen (siri.lie.olsen@nina.no), Benno Dillinger (benno.dillinger@nina.no), Alexander Venter (alexander.venter@nina.no) og Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo. Richard D. Hedger (richard.hedger@nina.no) og Ditte Hendrichsen (ditte.hendrichsen@nina.no), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Abstract

Olsen, S.L., Hedger, R.D., Hendrichsen, D., Dillinger, B., Venter, A. & Evju, M. 2020. Geographical distribution of threatened insects and arachnoids, fungi, lichens and bryophytes: modelling of hotspots. NINA Report 1727. Norwegian Institute for Nature Research.

Land-use change is, according to the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), currently the greatest threat to global biodiversity. Habitat conservation is therefore the most effective way of preserving biodiversity. This work should be focused on areas where diversity is especially high, so-called "hotspots", where many species can be preserved within the same geographical area. In 2018 we modelled hotspots for vascular plants in Norway, including hotspots for vascular plants in general, and threatened species and threatened national responsibility species in particular. We have now repeated these analyses for insects and arachnids, fungi, lichens and bryophytes.

Our predictions showed that hotspots for all species of insects and arachnids, fungi, lichens and bryophytes were concentrated to the Oslo fjord area, as well as along the southern and western coast and around the Trondheim fjord. The distribution of hotspots of threatened species and threatened responsibility species was much more scattered and included in addition the big valleys of Eastern Norway, where Gudbrandsdalen was especially important, and for some species groups parts of Trøndelag, Nordland, Troms and Finnmark. Hotspots for the different species groups were related to different environmental variables, but all were concentrated to areas characterized by a high human population density, buildings or infrastructure.

Only a small proportion of the hotspot areas were included in existing protected areas, mapped nature values (nature types and MiS key habitats) or INON areas. This, in combination with the occurrence of hotspots close to areas characterized by human activity, makes the species especially vulnerable to land-use change and other types of human intervention in or close to their habitats. In such high-pressure areas hotspots were also highly fragmented due to infrastructure and other types of human land-use, meaning that land-use change has already reduced the area of intact hotspots.

The overlap between hotspots for threatened species of different species groups was concentrated to the Oslo fjord area and partly to coastal areas as far north as Rogaland, around the Trondheim fjord and in the valleys of Eastern Norway. Here the possibility to preserve hotspots for several species groups, mainly vascular plants, fungi, lichens and bryophytes, within the same geographical area is the greatest. Threatened responsibility species mainly followed the same pattern, but for these species there were also large hotspot-areas without overlap between species groups. This means that threatened responsibility species of different species groups to a lesser degree can be managed in the same geographical area.

Knowledge of the location of hotspots for threatened species and threatened responsibility species is needed in order to facilitate management actions aimed at stopping biodiversity loss in Norway. It is, however, important to remember that these are modelled data. The maps show where environmental conditions result in the greatest potential for hotspots, and do not replace mapping of species and nature types. Such maps are still a useful tool for coarse-scale planning in the management of Norwegian nature.

An extended abstract is available in **Appendix 8**.

Siri Lie Olsen (siri.lie.olsen@nina.no), Benno Dillinger (benno.dillinger@nina.no), Alexander Venter (alexander.venter@nina.no) and Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo. Richard D. Hedger (richard.hedger@nina.no) and Ditte Hendrichsen (ditte.hendrichsen@nina.no), Norwegian Institute for Nature Research (NINA), P.O. Box 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim.

Innhold

| | |
|--|------------|
| Sammendrag | 3 |
| Abstract | 4 |
| Innhold | 5 |
| Forord | 6 |
| 1 Innledning..... | 7 |
| 2 Data og metodikk..... | 8 |
| 2.1 Datagrunnlag | 8 |
| 2.2 Modellering | 9 |
| 3 Resultater | 11 |
| 3.1 Observert artsforekomst | 11 |
| 3.2 Forklaringsvariablenes betydning for artsforekomst | 23 |
| 3.3 Predikert artsforekomst | 35 |
| 3.4 Hotspots for arter | 39 |
| 3.5 Overlapp med hovedøkosystemer | 51 |
| 3.6 Overlapp mellom hotspots og verneområder, naturverdier og INON-områder..... | 55 |
| 3.7 Fragmentering av hotspots | 66 |
| 3.8 Overlapp mellom hotspots for ulike artsgrupper | 70 |
| 4 Diskusjon..... | 74 |
| 4.1 Hotspots for de ulike artsgruppene | 74 |
| 4.2 Overlapp med verneområder, kartlagte naturverdier og INON-områder | 76 |
| 4.3 Fragmentering av hotspots | 77 |
| 4.4 Overlapp mellom hotspots for ulike artsgrupper | 78 |
| 4.5 Usikkerhet og feilkilder | 79 |
| 4.6 Hvordan forbedre kunnskapen? | 80 |
| 5 Konklusjon | 82 |
| 6 Referanser | 83 |
| Vedlegg 1: Oppdaterte analyser for karplanter | 87 |
| Vedlegg 2: Total overlapp mellom hotspots, verneområder og naturverdier | 94 |
| Vedlegg 3: Overlapp mellom naturverdier og hotspots | 95 |
| Vedlegg 4: Fragmentering av hotspots | 98 |
| Vedlegg 5: Overlapp mellom ulike artsgrupper | 102 |
| Vedlegg 6: Arter som ikke inkluderes i hotspots | 105 |
| Vedlegg 7: Utvidet sammendrag | 108 |
| Appendix 8: Extended abstract | 111 |

Forord

Norge har gjennom FNs konvensjon for biologisk mangfold forpliktet seg til å stanse tap av biologisk mangfold. Som oppfølging av biomangfoldkonvensjonen la regjeringen fram naturmangfoldmeldingen (Meld. St. (2015-2016) Natur for livet), 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».

Ivaretagelse av habitater med særlig høyt mangfold av arter, såkalte «hotspots», er et godt virkemiddel for å ta vare på biologisk mangfold, ettersom man kan ivareta flere arter på samme areal. Implementering av tiltak krever imidlertid kunnskap om hvor slike hotspots for biologisk mangfold befinner seg.

Norsk institutt for naturforskning (NINA) fikk i 2018 i oppdrag av Miljødirektoratet å identifisere hotspots for biologisk mangfold av karplanter i Norge. I 2019 har vi utvidet analysene til å også omfatte insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser, inkludert både truede arter og truede ansvarsarter. 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 våre kolleger Jens Åström, Tor Erik Brandrud, Lars Erikstad, Vegar Bakkestuen og Simon Jakobsson for nyttige diskusjoner om statistiske metoder, plasseringen av hotspots for de ulike artsgruppene og samlet belastning og GIS. Takk også til Harald Havnås og Megan Nowell for hjelp med oversettelser.

Kontaktpersoner hos Miljødirektoratet har vært Tomas Holmern og Per Johan Salberg. Takk for god kontakt og konstruktive innspill underveis i prosessen.

Oslo, januar 2020

Siri Lie Olsen

Prosjektleder

1 Innledning

Endringer i arealbruk er den hittil viktigste årsaken til menneskeskapte endringer i verdens natur og utgjør i dag en større trussel mot det biologiske mangfoldet og tilhørende økosystemtjenester enn både overbeskatning, klimaendringer, forurensning og spredning av fremmede arter (IPBES 2019). Det innebærer at god forvaltning av artenes leveområder er det viktigste tiltaket for å bevare både det biologiske mangfoldet og økosystemtjenestene dette mangfoldet genererer.

Forvaltning av arters leveområder er svært ressurskrevende. Det er derfor kostnadseffektivt å i første omgang fokusere på områder med særlig høyt artsmangfold, hvor mange arter kan ivaretas på et begrenset areal. Slike områder med særlig høyt biologisk mangfold kalles ofte «biodiversity hotspots» eller bare «hotspots». Hotspot-begrepet ble introdusert på 1980-tallet for å beskrive tropiske skoger med et globalt sett enestående mangfold av endemiske arter som sto i stor fare for å forsvinne (Myers 1988, se også Myers 1990, Myers et al. 2000, Mittermeier et al. 2004, Mittermeier et al. 2011, Noss et al. 2015). I videre forstand brukes hotspot-begrepet nå om alle områder som huser et uvanlig stort biologisk mangfold.

Selv om hotspot-begrepet opprinnelig ble brukt om områder med et særlig stort mangfold av endemiske arter, omfatter det i dag både hotspots for artsmangfold generelt, endemiske arter, sjeldne arter, truede arter eller en kombinasjon av disse (Reid 1998). Det er imidlertid ingen automatikk i at områder med høy generell artsrikdom huser flest sjeldne og truede arter (Prendergast et al. 1993, Orme et al. 2005, Balletto et al. 2010, Niskanen et al. 2017, men se Kerr 1997). Det er heller ikke gitt at hotspots for én organismegruppe overlapper med hotspots for andre organismegrupper. I noen tilfeller vil hotspots for ulike organismegrupper være sammenfallende (f.eks. Reyers et al. 2000, Maes et al. 2005, Rodrigues & Brooks 2007), men ikke alltid (Prendergast et al. 1993, Dobson et al. 1997, Kerr 1997, Balletto et al. 2010). Hotspots for ulike mål for biologisk mangfold og for ulike organismegrupper må derfor identifiseres separat.

Det er også viktig å kjenne til hvilke miljøforhold som kjennetegner biomangfold-hotspots, både for å kunne identifisere hotspots i områder med få artsfunn og for å si noe om truslene mot artenes leveområder (Niskanen et al. 2017). Både klima og topografi (Dobson et al. 1997, Maes et al. 2005, Kivinen et al. 2008, Cañadas et al. 2014, Niskanen et al. 2017, Mienna 2018), arealbruk (Dobson et al. 1997, Maes et al. 2005, Kivinen et al. 2008) og ulike mål på menneskelig aktivitet (Dobson et al. 1997) har vist seg å være viktige forklaringsvariabler, men også dette varierer mellom ulike biodiversitetsmål (Niskanen et al. 2017) og mellom organismegrupper (Dobson et al. 1997).

I Norge har hotspot-tilnærmingen hatt som formål å identifisere geografiske områder og naturtyper med særlig stor artsrikdom, hovedsakelig av sjeldne og truede arter. Først gjennom fylkesvise, tematiske verneplaner (DN 1995), deretter gjennom naturtypekartlegging etter DN-håndbok 13 (DN 1999, 2007), ARKO-prosjektet (Evju et al. 2015), Miljøregistreringer i skog (Gjerde et al. 2007) og nå nylig naturtypekartlegging etter NiN-systemet (Framstad et al. 2019). Dette har dannet et viktig grunnlag for arbeidet med bevaring av arter og naturtyper. Med unntak av ARKO hotspots-regioner (Ødegaard et al. 2006) og Mienna (2018) har det imidlertid ikke vært gjort noe forsøk på å identifisere nasjonale hotspots for biologisk mangfold.

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. Vi har tidligere identifisert hotspots for karplanter i Norge (Olsen et al. 2018a). I denne rapporten presenterer vi hotspots for flere organismegrupper (insekter og edderkoppdyr, sopp, moser og lav) og graden av overlapp mellom hotspots for de ulike organismegruppene. Til sammen vil dette danne et viktig grunnlag for prioritering av områder i arbeidet med bevaring av biologisk mangfold i Norge generelt og truede arter spesielt.

2 Data og metodikk

Her følger en kortfattet beskrivelse av fremgangsmåten for å identifisere hotspots for insekter og edderkoppdyr, sopp, moser og lav i Norge. Dette er et sammendrag av metodebeskrivelsen i Olsen et al. (2018a), og alle detaljer er tilgjengelig der. Eventuelle endringer og tillegg er beskrevet nedenfor. Fullstendige skript for analyser og bearbeiding av data finnes åpent tilgjengelig på Github (<https://github.com/HedgerNINA/hotspotRL/upload>).

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: Antall artsobservasjoner per arealenhet (innsamlingsintensitet)
- Estimert forekomst: Et estimat av innsamlingsintensiteten for å vise den romlige fordelingen av artsobservasjoner (estimert innsamlingsintensitet)
- Predikert forekomst: Predikert antall artsobservasjoner per arealenhet basert på punkt-prosessmodellering (predikert innsamlingsintensitet)

Det innebærer at kartene i denne rapporten viser hotspots for *antall observasjoner* av alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av ulike artsgrupper.

2.1 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. Dette er nærmere beskrevet i Olsen et al. (2018a).

Artsfunn

For hver av artsgruppene insekter og edderkoppdyr, sopp, moser og lav benyttet vi tre ulike datasett med artsforekomster til hotspot-modelleringen: 1) alle arter, 2) truede arter og 3) truede ansvarsarter. Datasettet som inneholdt alle arter ble brukt til å korrigere for innsamlingsinnsats.

Forekomstdata for alle arter ble lastet ned manuelt fra Artsdatabankens nettsider. Kun data for fastlands-Norge med en nøyaktighet på ≤ 100 m for perioden 1998-2018 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. Datasettet for truede arter ble generert ved å ta et uttrekk av alle observasjoner av kritisk truede (CR), truede (EN) og sårbare (VU) arter i henhold til Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015a). Datasettet for truede ansvarsarter ble generert ved å ta et uttrekk av alle observasjoner av ansvarsarter i henhold til Henriksen og Hilmo (2015b) fra datasettet med truede arter.

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

Forklaringsvariabler

Forklaringsvariablene som ble brukt til hotspot-modelleringen, samt data på hovedøkosystemer, verneområder, kartlagte naturverdier (naturtyper etter DN-håndbok 13 og NiN og MiS nøkkelbiotoper) og inngrepsfrie naturområder (INON), ble innhentet fra ulike nettbaserte dataleverandører (**Tabell 1**). Alle data var gratis og fritt tilgjengelige. Alle variablene som beskriver en eller annen form for menneskelig påvirkning hadde en romlig oppløsning på 100 m, med unntak av arealbruksdata fra AR5 og SSBs data på befolkningstetthet, som hadde en romlig oppløsning på 1 km. De klimatiske, topografiske, edafiske og biotiske variablene hadde en oppløsning på 1 km i henhold til SSBs rutenett. Variablene som er benyttet, er beskrevet i større detalj i Olsen et al.

(2017, 2018a), med unntak av data for hovedøkosystemer. Detaljert informasjon om variablene og skriptene som er brukt, er tilgjengelig på Github (<https://github.com/HedgerNINA/hotspotRL/upload>).

Tabell 1. En kortfattet oversikt over de ulike forklaringsvariablene som ble inkludert i modelleringen og hvor de stammer fra. Se Olsen et al. (2017, 2018a) for flere detaljer.

| Kategori | Variabel | Beskrivelse | Kilde |
|------------------------------------|------------------------------|--------------------|--|
| Klimatiske | Temperatur | Årlig gjennomsnitt | Meteorologisk institutt |
| | Nedbør | Årlig gjennomsnitt | Meteorologisk institutt |
| | Solinnstråling | Årlig gjennomsnitt | WorldClim |
| | Snødekkets varighet | Årlig gjennomsnitt | German Aerospace Center (DLR) |
| | Tidspunkt for vårens ankomst | Dag i året | Interne data basert på MODIS NDVI-data |
| Topografiske og edafiske | Høyde over havet | Meter over havet | Statens kartverk |
| | Kalkinnhold i jord | 3 klasser | NGU |
| Biotiske | NDVI | Årlig gjennomsnitt | NASA LP DAAC |
| Menneskelig påvirkning | Avstand til vei | Avstand i meter | Statens kartverk |
| | Avstand til jernbane | Avstand i meter | Statens kartverk |
| | Avstand til havn | Avstand i meter | Kystverket |
| | Avstand til elv | Avstand i meter | NVE |
| | Avstand til bebyggelse | Avstand i meter | SSB |
| | Befolkningstetthet | Antall per piksel | SSB |
| | Arealbruk* | Klasser fra AR5 | Statens kartverk |
| Økosystemer | Hovedøkosystemer | Polygoner | Venter & Stabbetorp 2019 |
| Verneområder, naturverdier og INON | Verneområder | Polygoner | Naturbase |
| | DN-naturtyper | Polygoner | Naturbase |
| | INON-områder** | Polygoner | Naturbase |
| | NiN-naturtyper | Polygoner | Miljødirektoratet |
| | MiS nøkkelbiotoper | Polygoner | Landbruksdirektoratet |

*arealbrukskategoriene omfatter både menneskelig bruk og naturgitte forhold

**oppdatert med nye data fra 2018

2.2 Modellering

Modelleringen av hotspots for de ulike artsgruppene omfatter: (1) estimering av forekomst basert på observasjonsdata, (2) analyse av hvordan artsforekomstene er relatert til de ulike forklaringsvariablene ved bruk av punktprosessmodellering (PPM), (3) prediksjon av forekomst basert på disse modellene og (4) analyse av graden av overlapp mellom den predikerte forekomsten av arter og hovedøkosystemer, eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier og inngrepsfrie naturområder, samt graden av overlapp mellom hotspots for ulike artsgrupper.

Vi benyttet kjerneglattning («kernel smoothing») til å estimere forekomsten av henholdsvis alle arter, truede arter og truede ansvarsarter. Analyser av forklaringsvariabler for å identifisere potensialet for multikollinearitet og derved risiko for at variablene er innbyrdes avhengige og kan gi misvisende resultater, ble gjort i forbindelse med analysene i Olsen et al. (2018a) og ble ikke gjentatt her. Punktprosessmodeller (PPM) ble deretter brukt til 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 for hver artsgruppe. Alle forklaringsvariabler ble som utgangspunkt inkludert i modellene. Deretter ble modellene forenklet ved bruk av variansinflasjonsfaktor (VIF) og Akaike Information Criterion (AIC). Modellene for truede arter og truede ansvarsarter ble korrigert for innsamlingsinnsats ved å bruke innsamlingsintensitet for alle arter som «offset».

Kart over den predikerte forekomsten av alle arter, truede arter og truede ansvarsarter ble produsert med 1×1 km oppløsning. Hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter ble identifisert ved å ekstrahere piksler med høyest 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).

Graden av overlap mellom hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter og hovedøkosystemer, eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier (i form av naturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13 og NiN og MiS-nøkkelbiotoper) og inngrepsfrie naturområder (INON) ble analysert med 1×1 km oppløsning. Vi analyserte også graden av overlap mellom hotspots for ulike artsgrupper. I disse analysene ble også karplanter inkludert (se nedenfor).

Fragmentering av hotspots ble beregnet på to måter. Først benyttet vi kartet over hovedøkosystemer for Norge (Venter & Stabbetorp 2019) til å beregne andel vann (hav og ferskvann), lite menneskepåvirkede økosystemer (skog, fjell, arktisk tundra, våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder) og svært menneskepåvirkede økosystemer (ulike kategorier av dyrket mark, bebygde områder og infrastruktur) per hotspot-piksel. Siden vann ikke er egnet habitat for de terrestriske artene denne rapporten omhandler, beregnet vi andel lite påvirkede økosystemer av den totale deknningen av terrestriske økosystemer som et mål på fragmentering. I tillegg benyttet vi oppsplitting av hotspots på grunn av veier som et alternativt mål på fragmentering. For å beregne fragmentering av veier, ble hver 1×1 km hotspot-piksel delt opp ved hjelp av Kartverkets N50 Vegdatabase fra GeoNorge (geonorge.no) slik at hver piksel ble inndelt i mindre fragmenter adskilt av veier. Antall fragmenter kunne deretter brukes som en indeks på graden av fragmentering. Fragmenteringsanalysene ble gjort for alle artsgrupper inkludert karplanter, men kun for den snevreste hotspot-definisjonen (1 %) og kun for truede arter. De resulterende fragmenteringskartene på nasjonal skala leveres som separate filer, mens et utsnitt presenteres i denne rapporten.

I alle stegene beskrevet ovenfor benyttet vi den samme metoden som i Olsen et al. (2018a), med unntak av at ved korrigering for innsamlingsinnsats estimerte vi innsamlingsintensitet ved hjelp av «cross validate bandwidth selection» (bw.diggle i spatstat) istedenfor «rule of thumb» ($0,125 \times$ minimum lengde av et rektangel som dekker det geografiske området) som ble benyttet av Olsen et al. (2018a). Den nye metoden ble ansett å i større grad kvantifisere endringer i innsamlingsintensitet over korte avstander.

Pseudo R^2 ble beregnet som

$$\text{Pseudo } R^2 = 1 - \frac{D}{D_0}$$

hvor D er residualavviket (mellom endelig og full modell) og D_0 er avviket i null-modellen. Residualavviket øker når mønsteret i predikerte forekomster blir mer fragmentert. Bruk av «cross validate bandwidth selection» istedenfor «rule of thumb» for å beregne offset i modellen økte fragmenteringsgraden av predikerte forekomster og førte derfor til større residualavvik.

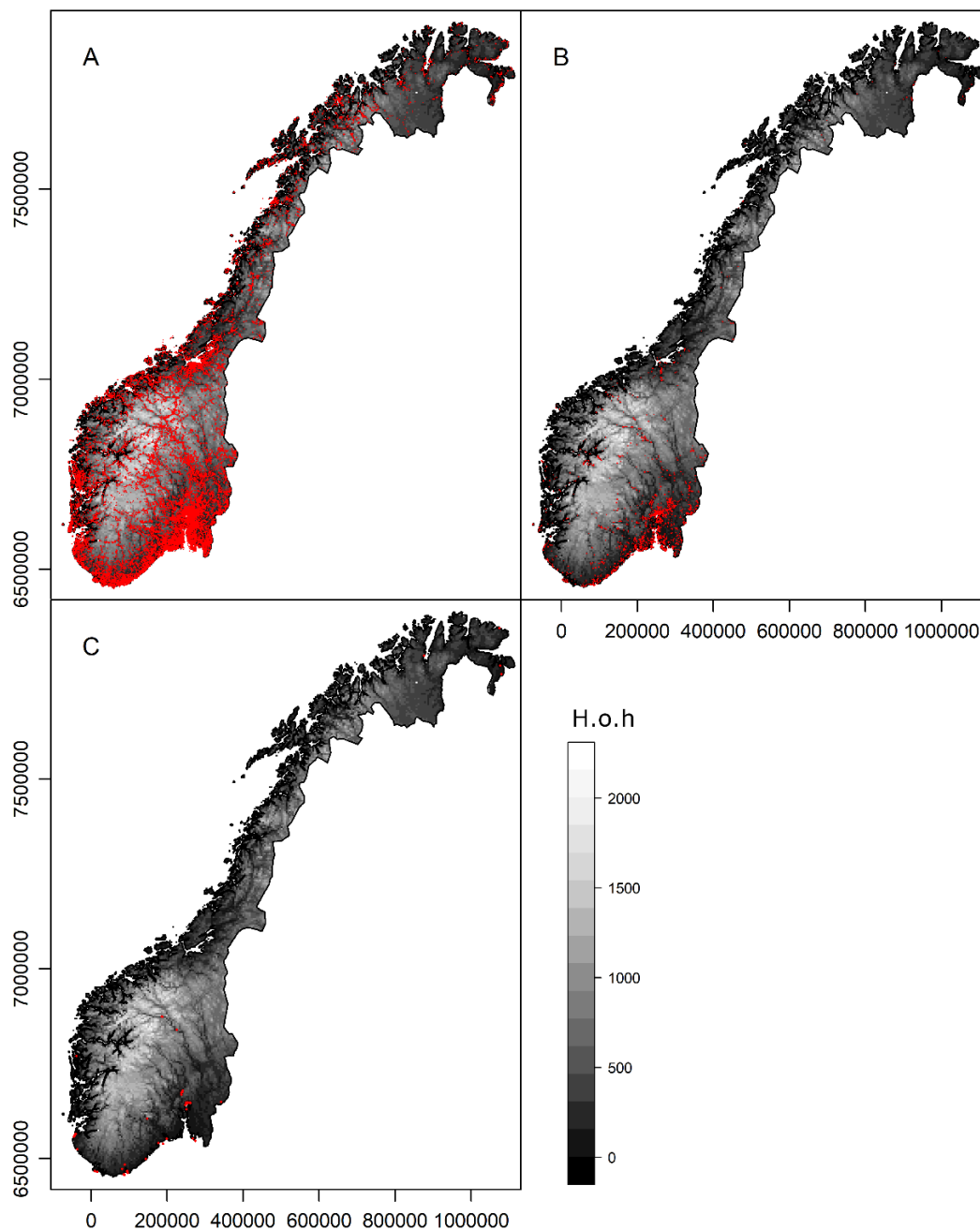
Vi oppdaterte analysene for karplanter i Olsen et al. (2018a) i henhold til den nye metoden for beregning av offset. Oppdaterte resultater for karplanter finnes i **Vedlegg 1**.

3 Resultater

3.1 Observert artsforekomst

Insekter og edderkoppdyr

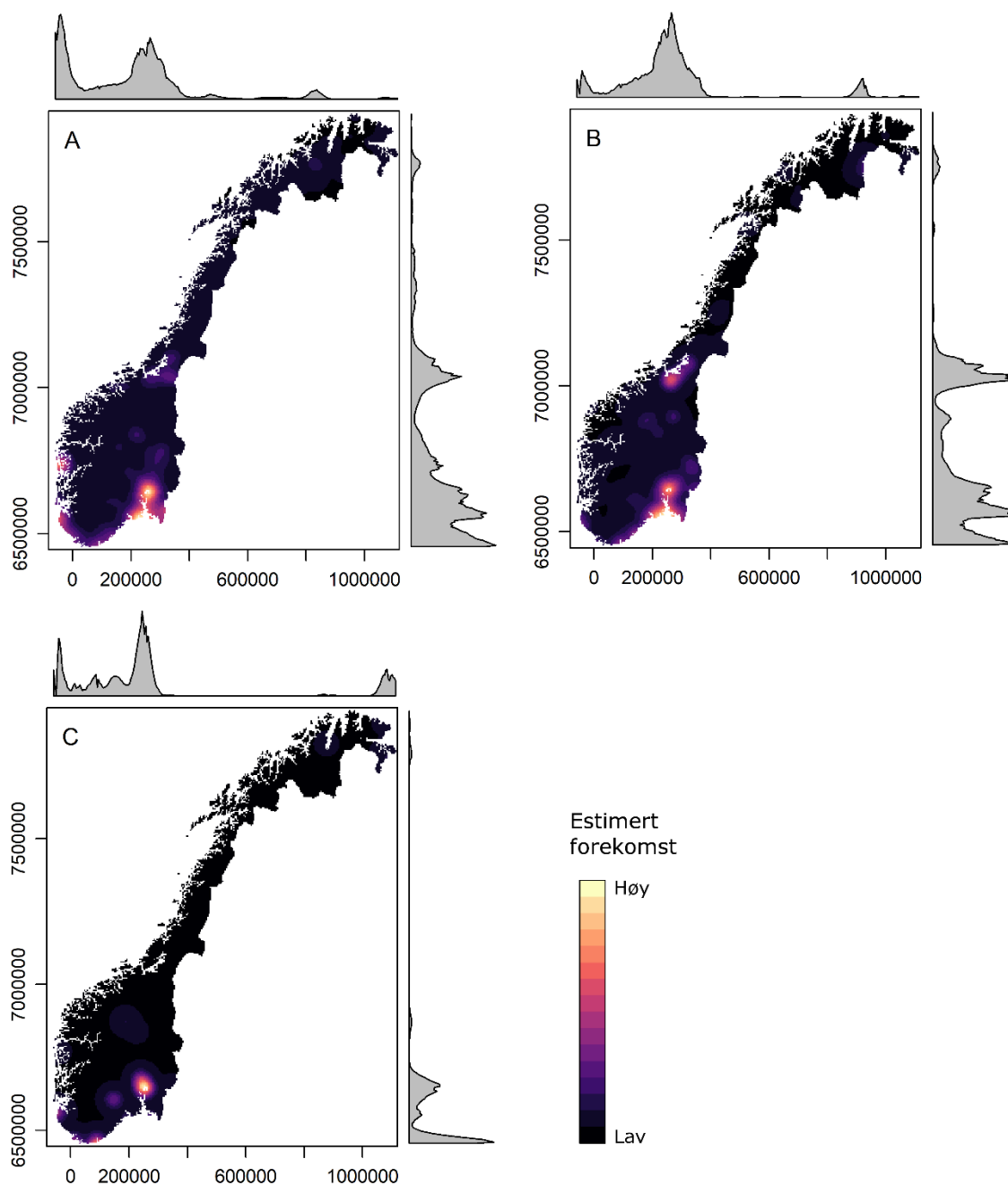
Datasettene våre inkluderte totalt 1041741 observasjoner av 13167 arter av insekter og edderkoppdyr, inkludert 12377 observasjoner av 815 truede arter og 206 observasjoner av 9 truede ansvarsarter (**Figur 1**). Det betyr at våre datasett omfatter 68 % av de totalt 1202 truede artene og 35 % av de totalt 26 truede ansvarsartene av insekter og edderkoppdyr i Norge.



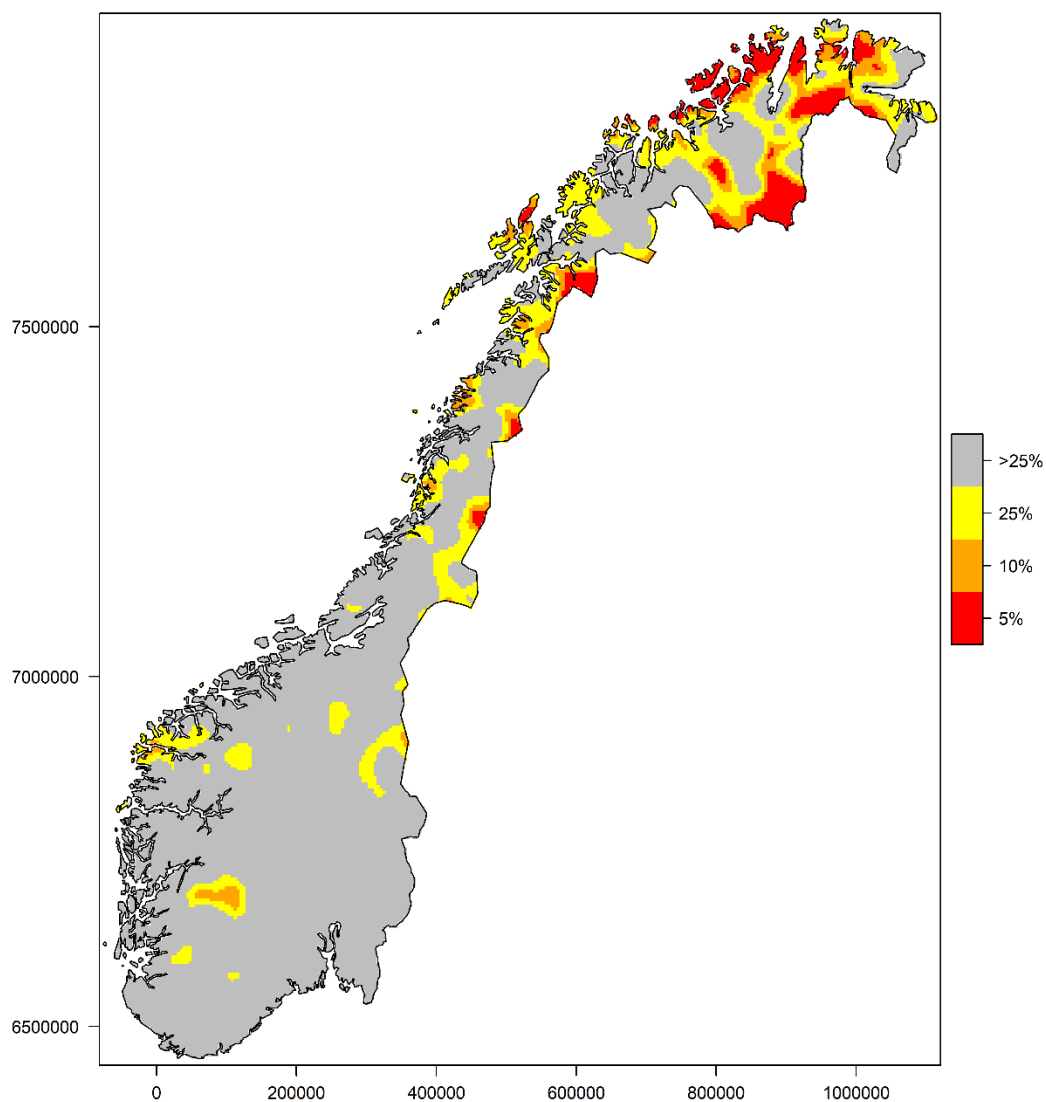
Figur 1. Observert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av insekter og edderkoppdyr.

Vi fant den største estimerte forekomsten av alle insekter og edderkoppdyr i lavereliggende strøk på Østlandet og langs kysten nord til Sognefjorden, i Trøndelag og spredt i innlandet i Sør-Norge (**Figur 2**). Estimert forekomst av truede insekter og edderkoppdyr fulgte omtrent samme mønster, men med mindre forekomster på Vestlandet og i Trøndelag. Estimert forekomst av truede artsvarter var i større grad konsentrert til kyststrøk på Sør- og Østlandet, med noen spredte forekomster ellers.

Dårlig kartlagte områder, definert som områdene med lavest estimert forekomst av alle arter, var hovedsakelig lokalisert til Nord-Norge, i første rekke Finnmark (**Figur 3**).



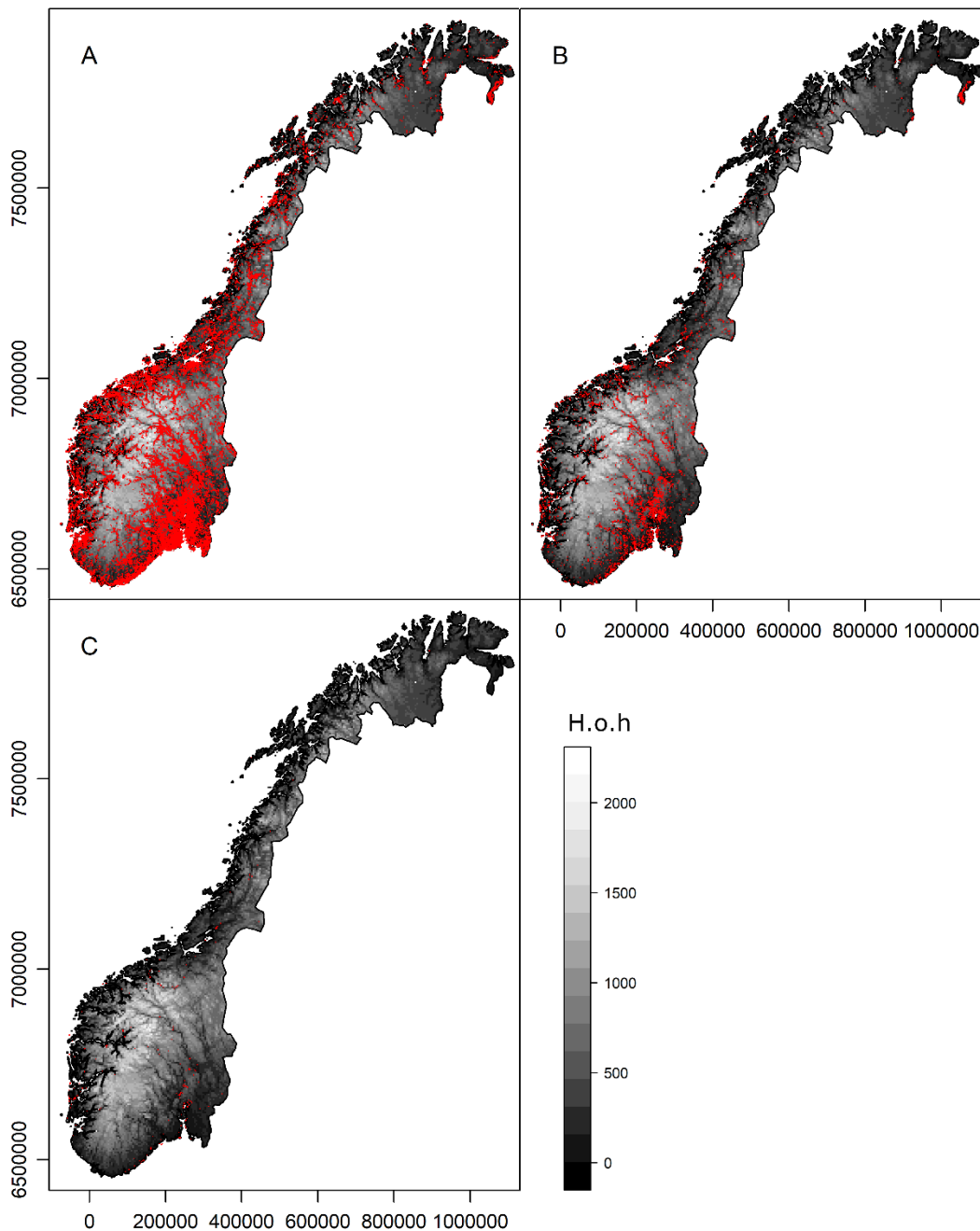
Figur 2. Estimert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede artsvarter av insekter og edderkoppdyr. Den relative tettheten av observasjoner i øst-vest- og nord-sør-retning er vist på henholdsvis x- og y-aksen.



Figur 3. Forekomst av dårlig kartlagte områder basert på estimert forekomst av alle arter av insekter og edderkoppdyr. Dårlig kartlagte områder er definert som 25 %, 10 % og 5 % laveste estimerte innsamlingssintensitet.

Sopp

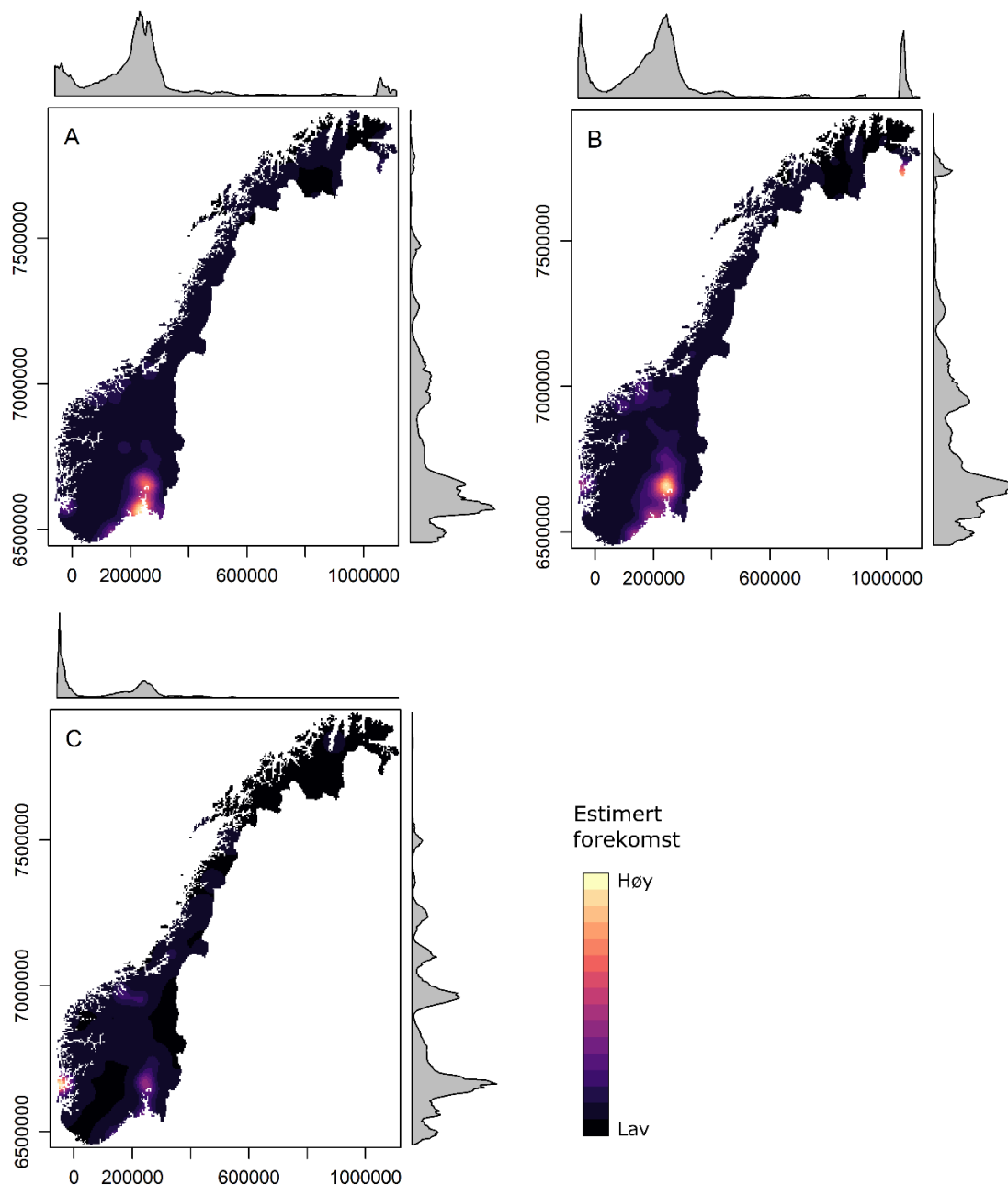
Datasettene våre inkluderte totalt 416290 observasjoner av 5113 arter av sopp, inkludert 13693 observasjoner av 389 truede arter og 436 observasjoner av 15 truede ansvarsarter (**Figur 4**). Det betyr at våre datasett omfatter 87 % av de totalt 446 truede artene og 94 % av de totalt 16 truede ansvarsartene av sopp i Norge.



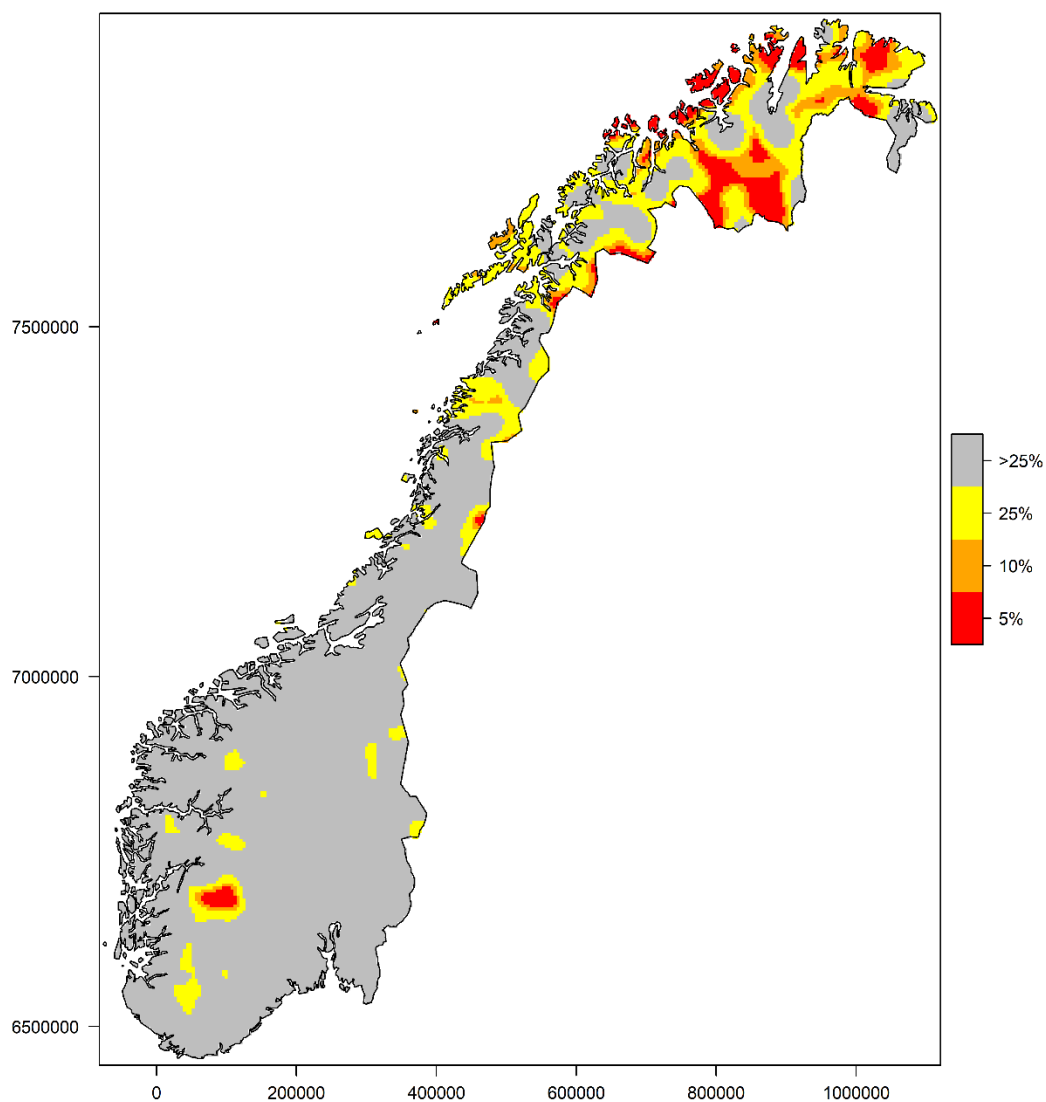
Figur 4. Observert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av sopp.

Vi fant den største estimerte forekomsten av alle sopp-arter i Oslo og lavereliggende deler av Akershus (med unntak av østlige områder), Oppland, Buskerud og Telemark, samt i Gudbrandsdalen og langs kysten fra Østfold til Agder, i kyststrøk i Rogaland, Hordaland og Møre og Romsdal, samt rundt Trondheimsfjorden (**Figur 5A**). Estimert forekomst av truede sopparter fulgte omtrent samme mønster (**Figur 5B**). Estimert forekomst av truede ansvarsarter var i større grad konsentrert til kyststrøk på Sør- og Østlandet, samt i fjordstrøk på Vestlandet og flekkvis fra Møre og Romsdal nord til Bodø (**Figur 5C**).

Dårlig kartlagte områder, definert som områdene med lavest estimert forekomst av alle arter, var hovedsakelig lokalisert til Nord-Norge, i første rekke Finnmark (**Figur 6**).



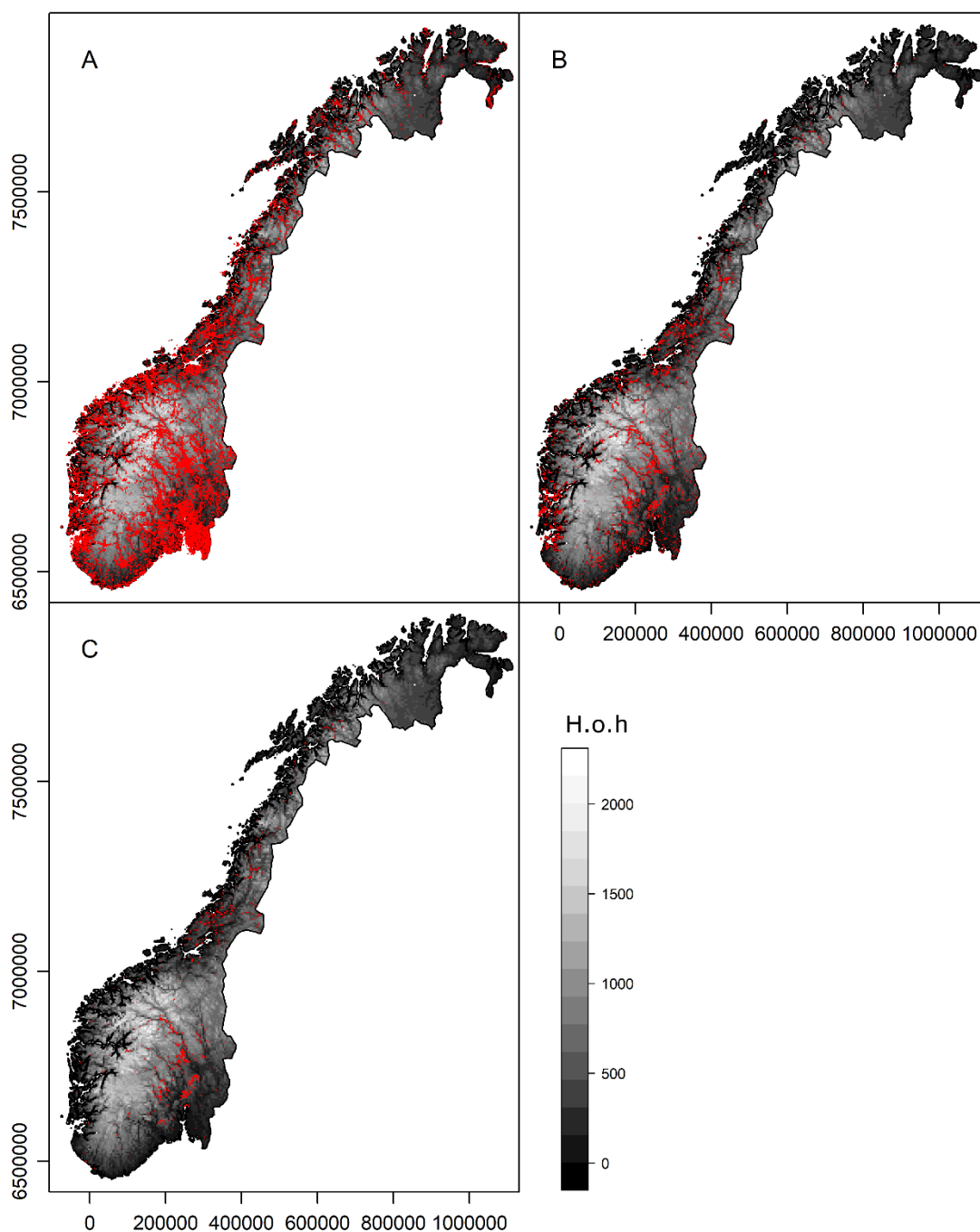
Figur 5. Estimert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av sopp. Den relative tettheten av observasjoner i øst-vest- og nord-sør-retning er vist på henholdsvis x- og y-aksen.



Figur 6. Forekomst av dårlig kartlagte områder basert på estimert forekomst av alle arter av sopp. Dårlig kartlagte områder er definert som 25 %, 10 % og 5 % laveste estimerte innsamlingsintensitet.

Lav

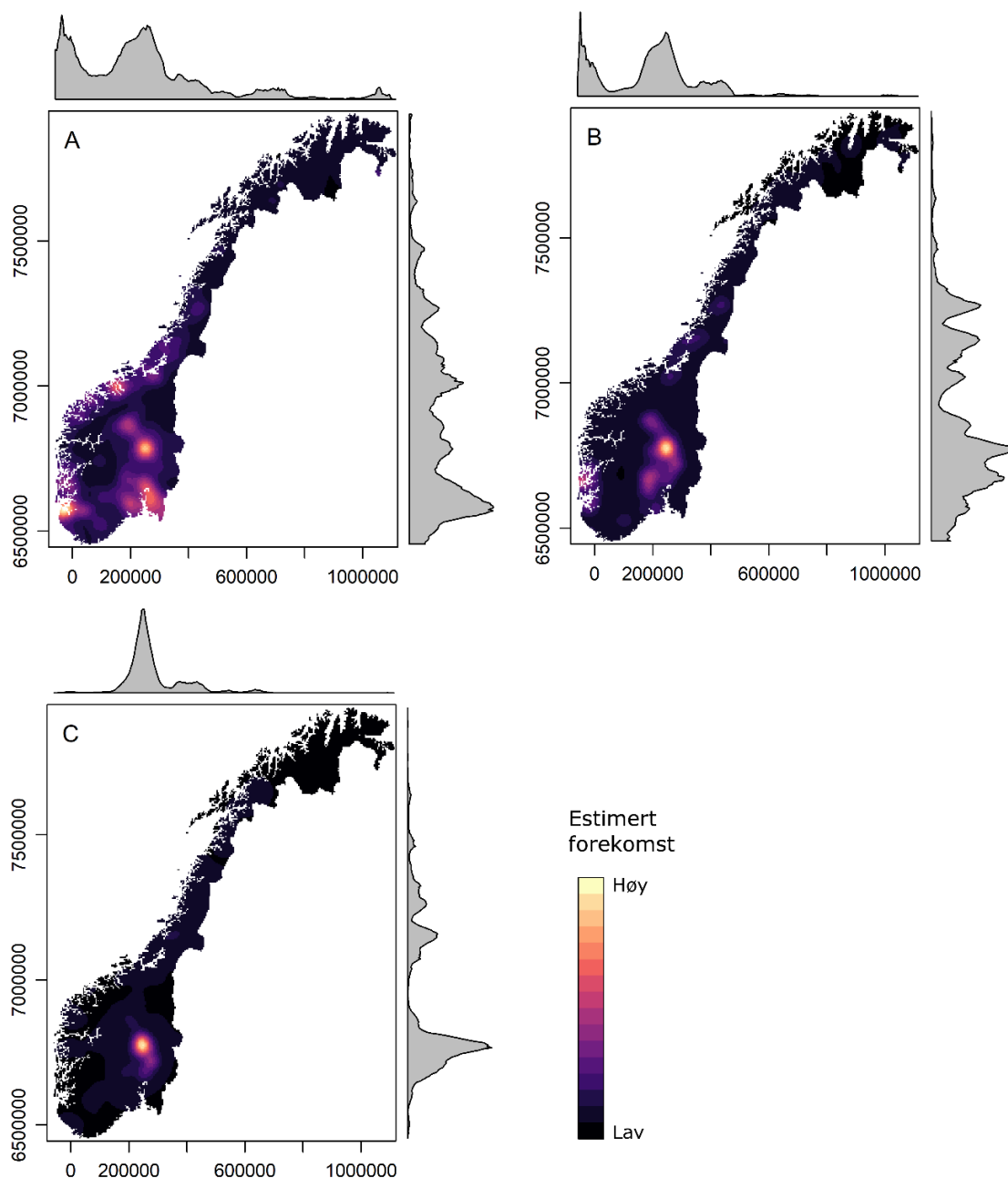
Datasettene våre inkluderte totalt 218303 observasjoner av 1995 arter av lav, inkludert 16327 observasjoner av 202 truede arter og 5074 observasjoner av 23 truede ansvarsarter (**Figur 7**). Det betyr at våre datasett omfatter 93 % av de totalt 217 truede artene og 85 % av de totalt 27 truede ansvarsartene av lav i Norge.



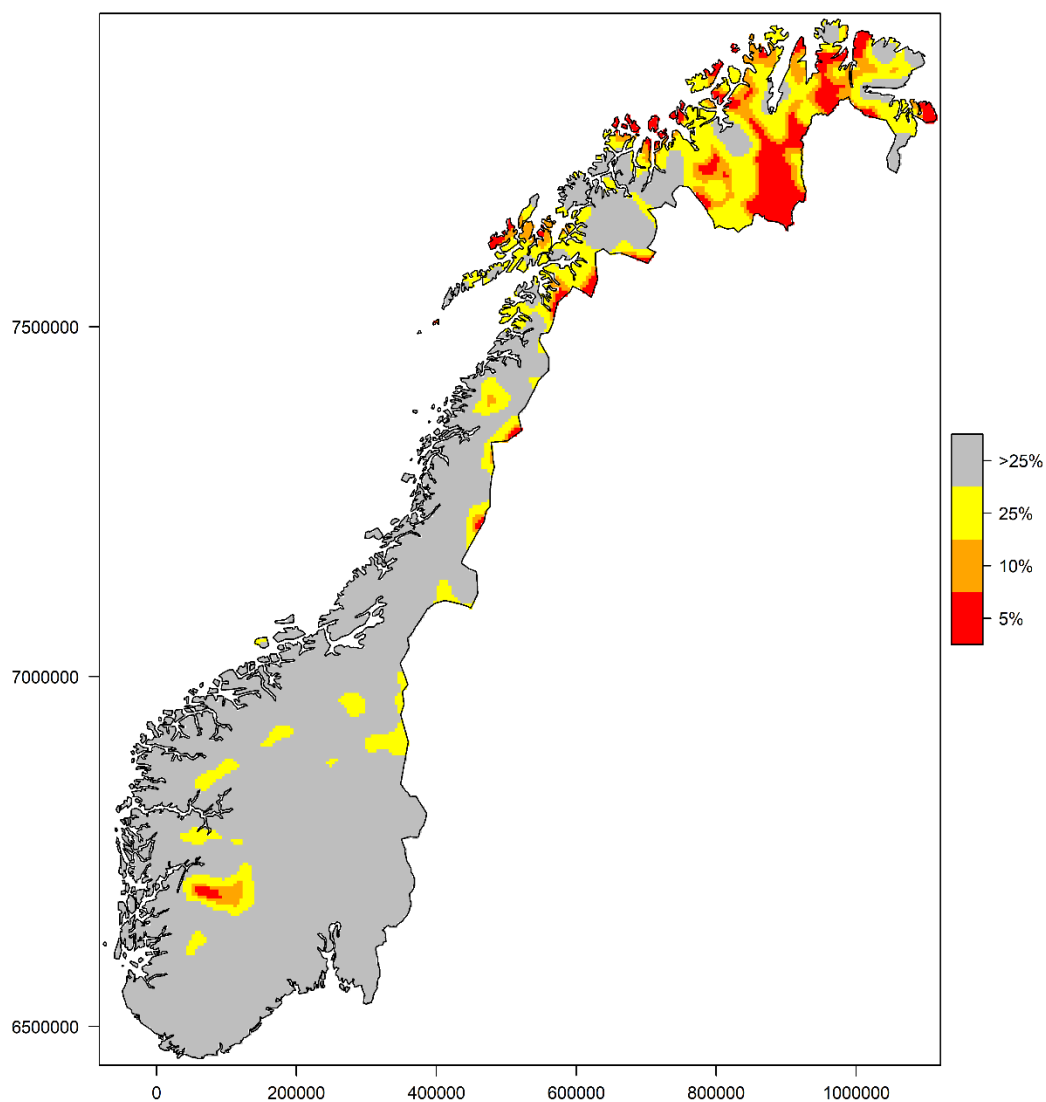
Figur 7. Observert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av lav.

Vi fant den største estimerte forekomsten av alle lav-arter i lavereliggende strøk i Østfold, Akershus, Vestfold, Buskerud og Telemark, samt i Gudbrandsdalen og tiliggende dalfører, og langs kysten av Rogaland, Hordaland og Møre og Romsdal, og i Trøndelag (**Figur 8A**). Estimert forekomst av truede lav fulgte omtrent samme mønster, men med større vekt på dalførene på Østlandet og mindre forekomster på Nord-Vestlandet (**Figur 8B**). Estimert forekomst av truede ansvarsarter var i enda større grad konsentrert til indre strøk på Østlandet, samt Trøndelag og Nordland (**Figur 8C**).

Dårlig kartlagte områder, definert som områdene med lavest estimert forekomst av alle arter, var hovedsakelig lokalisert til Nord-Norge, i første rekke Finnmark (**Figur 9**).



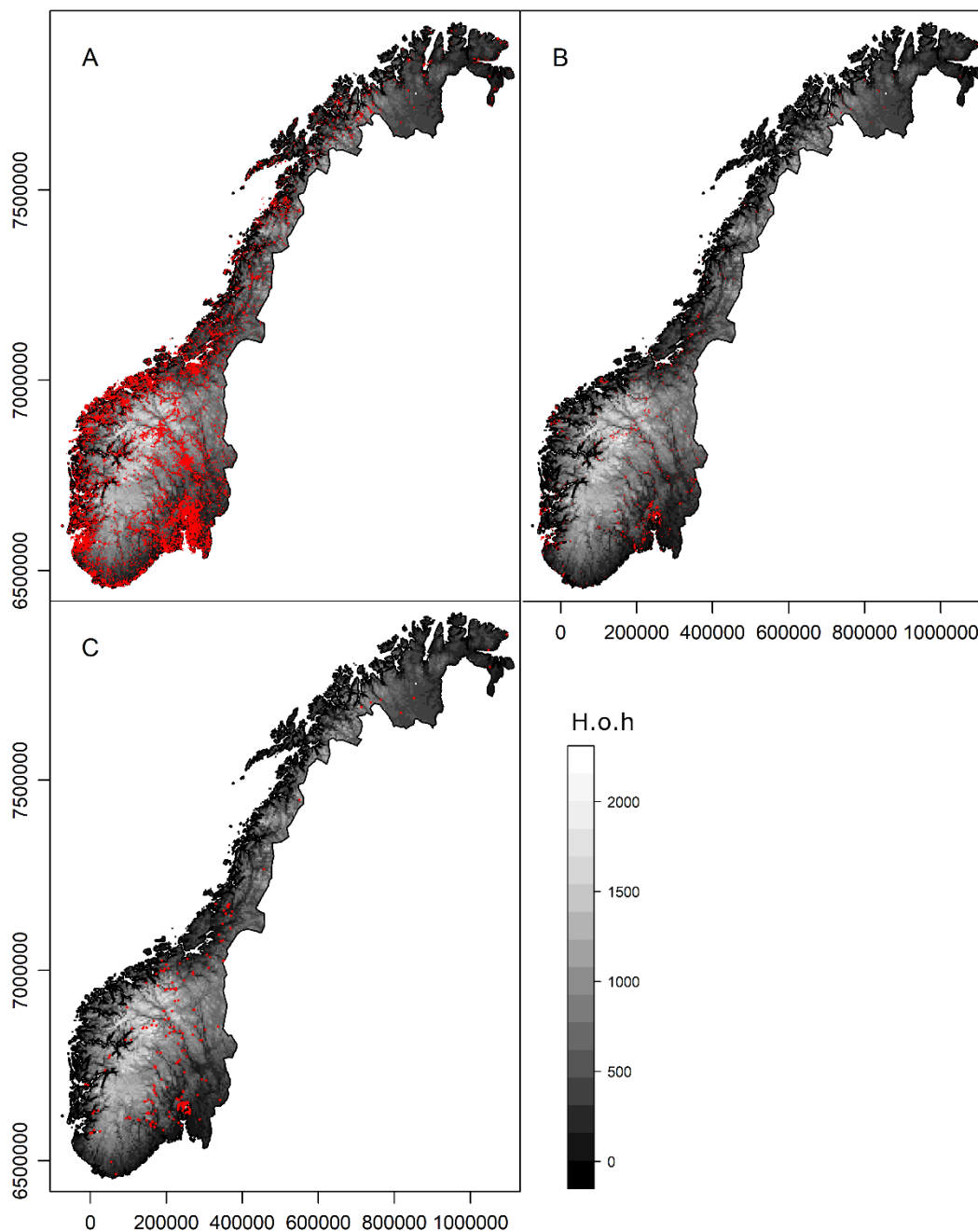
Figur 8. Estimert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av lav. Den relative tettheten av observasjoner i øst-vest- og nord-sør-retning er vist på henholdsvis x- og y-aksen.



Figur 9. Forekomst av dårlig kartlagte områder basert på estimert forekomst av alle arter av lav. Dårlig kartlagte områder er definert som 25 %, 10 % og 5 % laveste estimerte innsamlingsintensitet.

Moser

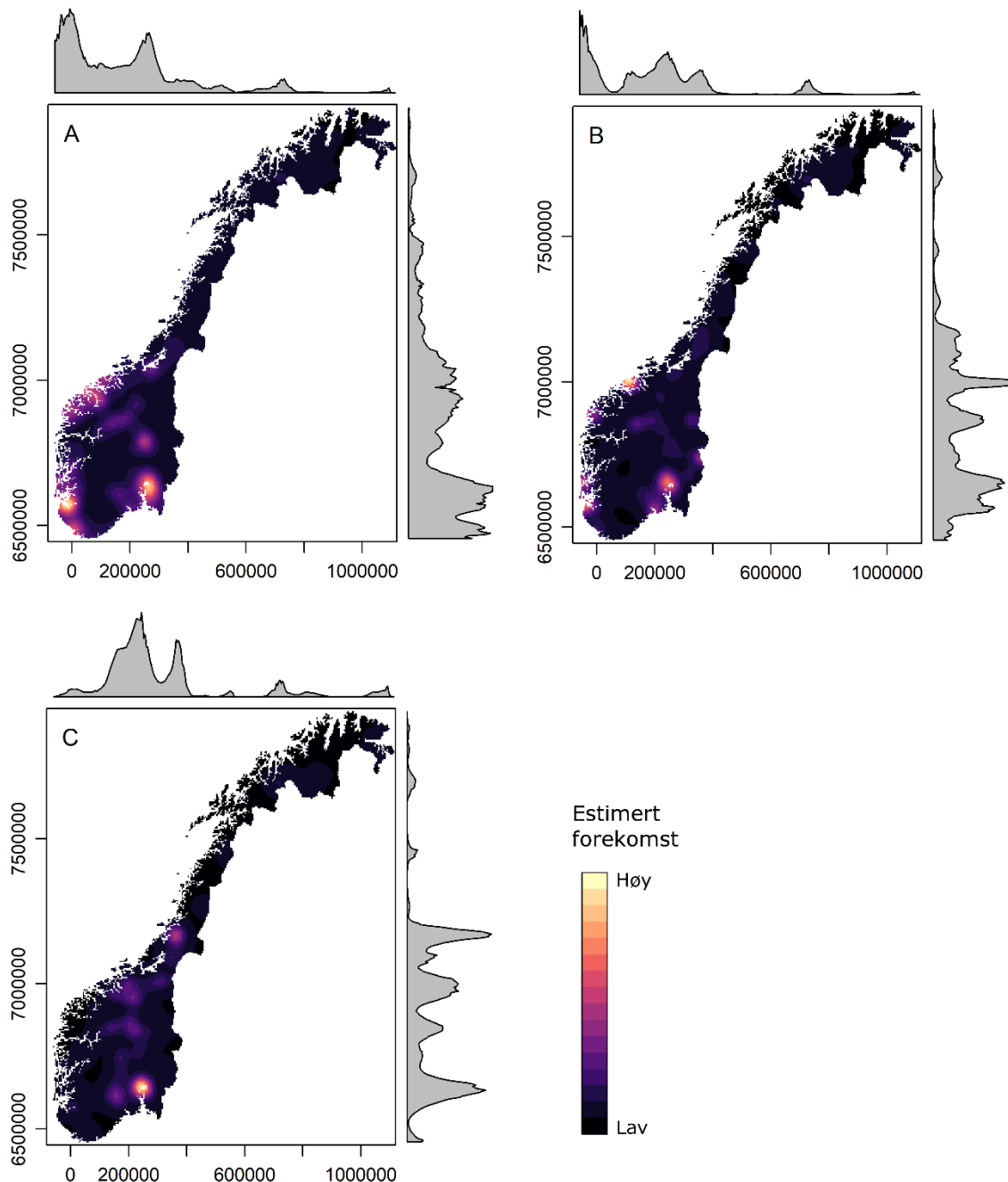
Datasettene våre inkluderte totalt 163236 observasjoner av 1272 arter av moser, inkludert 2903 observasjoner av 116 truede arter og 521 observasjoner av 17 truede ansvarsarter (**Figur 10**). Det betyr at våre datasett omfatter 82 % av de totalt 142 truede artene og 77 % av de totalt 22 truede ansvarsartene av moser i Norge.



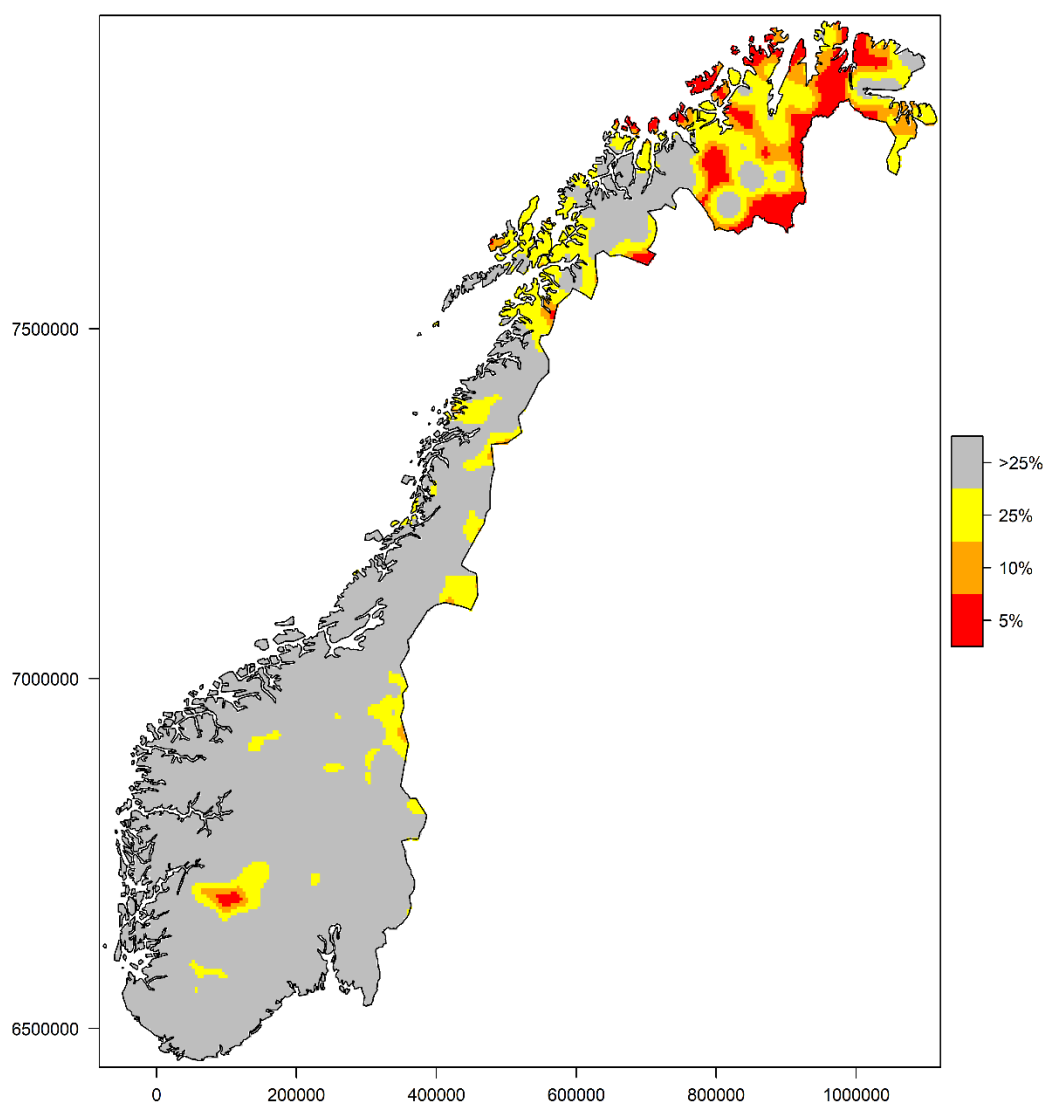
Figur 10. Observert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av moser.

Vi fant den største estimerte forekomsten av alle mose-arter i lavereliggende strøk på Østlandet, langs Vestlandskysten og ellers spredt i innlandet i Sør-Norge, i Trøndelag og Nordland (**Figur 11A**). Estimert forekomst av truede moser var størst på Østlandet, både i kyststrøk og indre strøk, langs Vestlandskysten og i Trøndelag (**Figur 11B**). Estimert forekomst av truede ansvarsarter var i større grad konsentrert til innlandet i Sør-Norge, med spredte forekomster ellers (**Figur 11C**).

Dårlig kartlagte områder, definert som områdene med lavest estimert forekomst av alle arter, var hovedsakelig lokalisert til Nord-Norge, i første rekke Finnmark (**Figur 12**).



Figur 11. Estimert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av mose. Den relative tettheten av observasjoner i øst-vest- og nord-sør-retning er vist på henholdsvis x- og y-aksen.



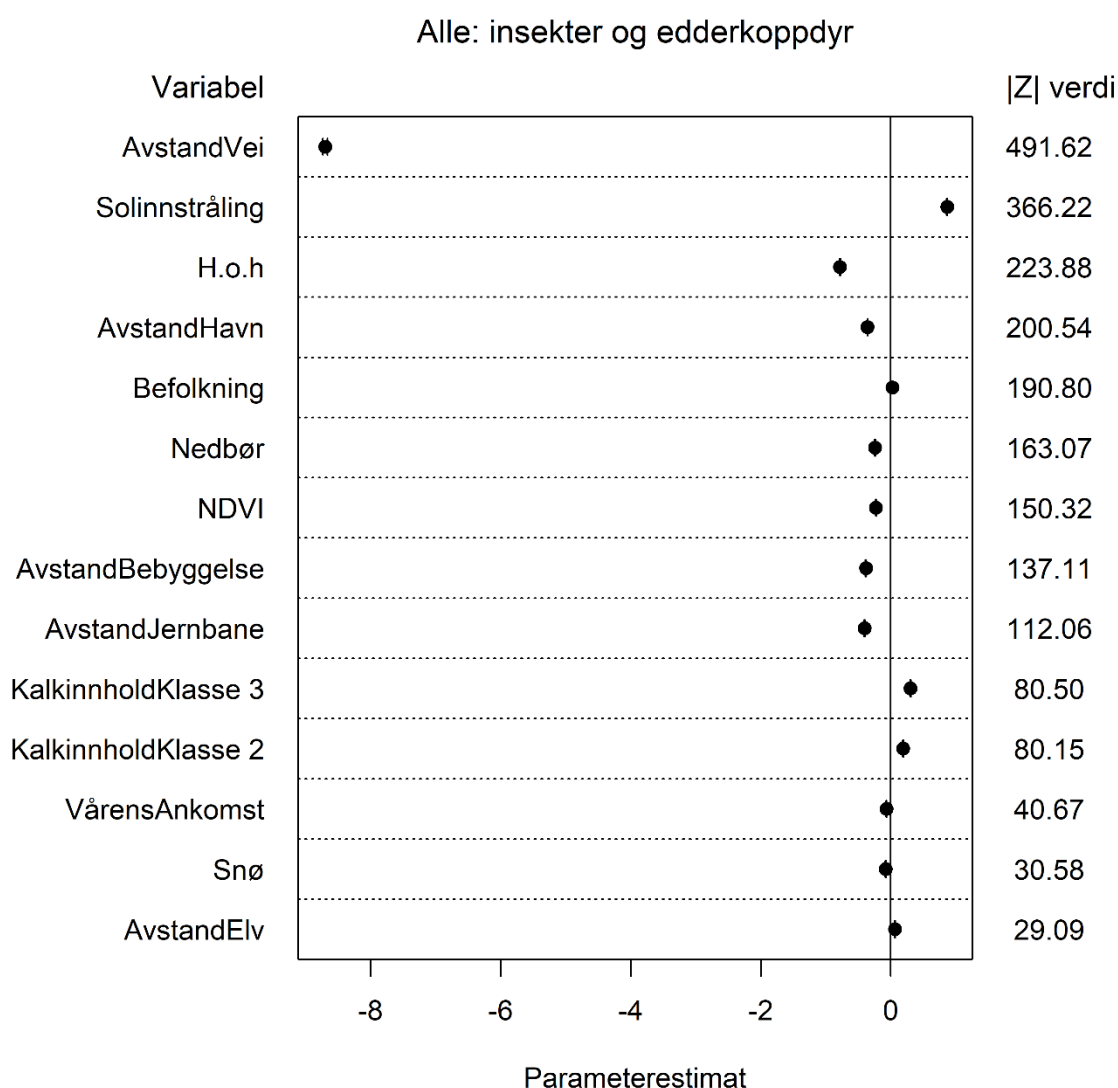
Figur 12. Forekomst av dårlig kartlagte områder basert på estimert forekomst av alle arter av mose. Dårlig kartlagte områder er definert som 25 %, 10 % og 5 % laveste estimerte innsamlingsintensitet

3.2 Forklaringsvariablenes betydning for artsforekomst

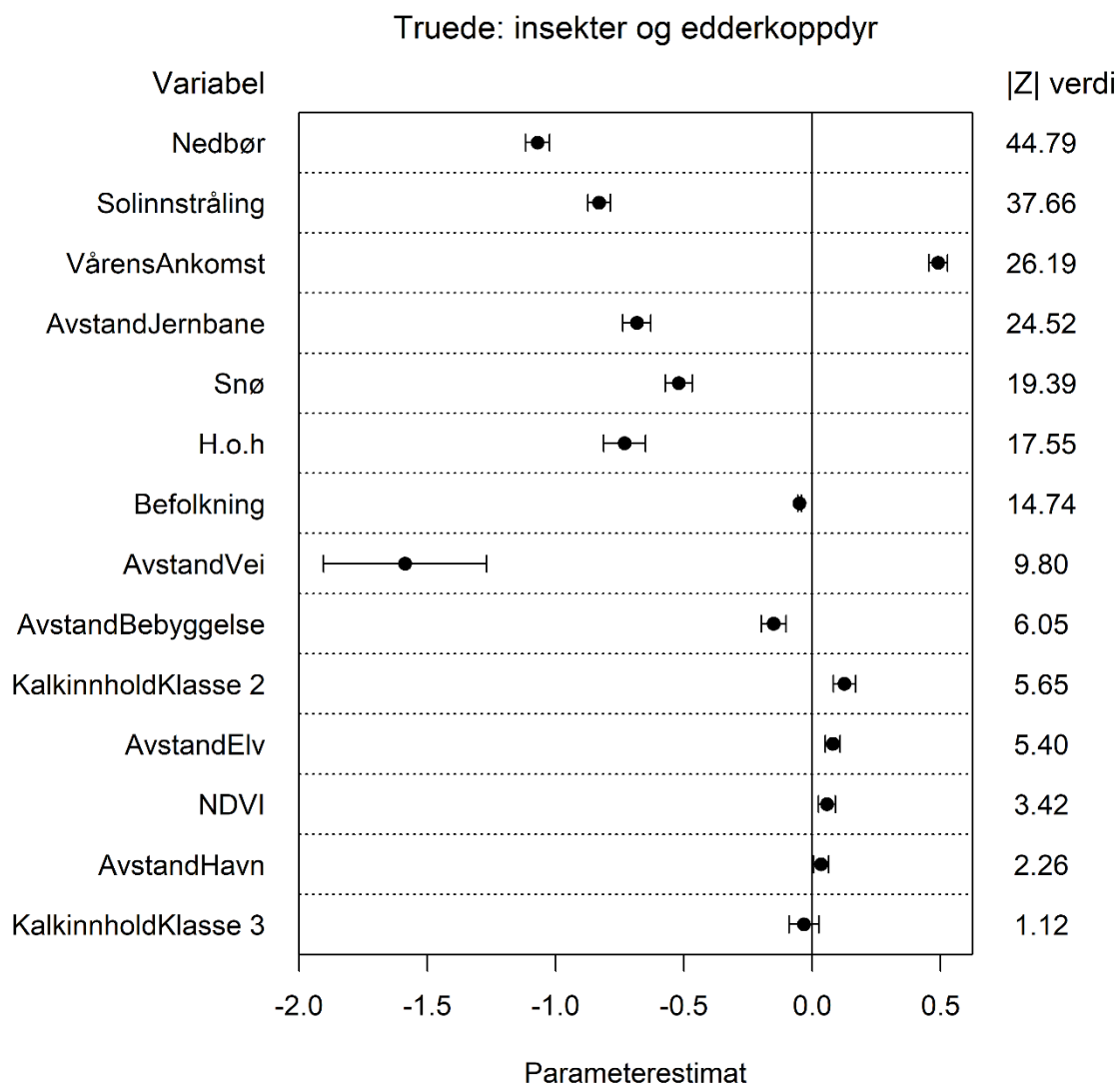
Insekter og edderkoppdyr

Forekomsten av alle arter av insekter og edderkoppdyr var størst nær veier og i lavereliggende strøk med høy solinnstråling (**Figur 13**). Forekomsten av truede arter var større i områder med lite nedbør, lav solinnstråling, kortvarig snødekke, men sein vår, lav høyde over havet og nær menneskeskapte strukturer i form av jernbaner, områder med høy befolkningstetthet, veier og bebyggelse (**Figur 14**). Tilsvarende var forekomsten av truede ansvarsarter større i områder med høyt kalkinnhold i jorda (positiv effekt av kalkklasse 3 – men negativ av kalkklasse 2), kortvarig snødekke, høy solinnstråling, lav høyde over havet og nær områder med høy befolknings-tetthet, bebyggelse og veier (**Figur 15**).

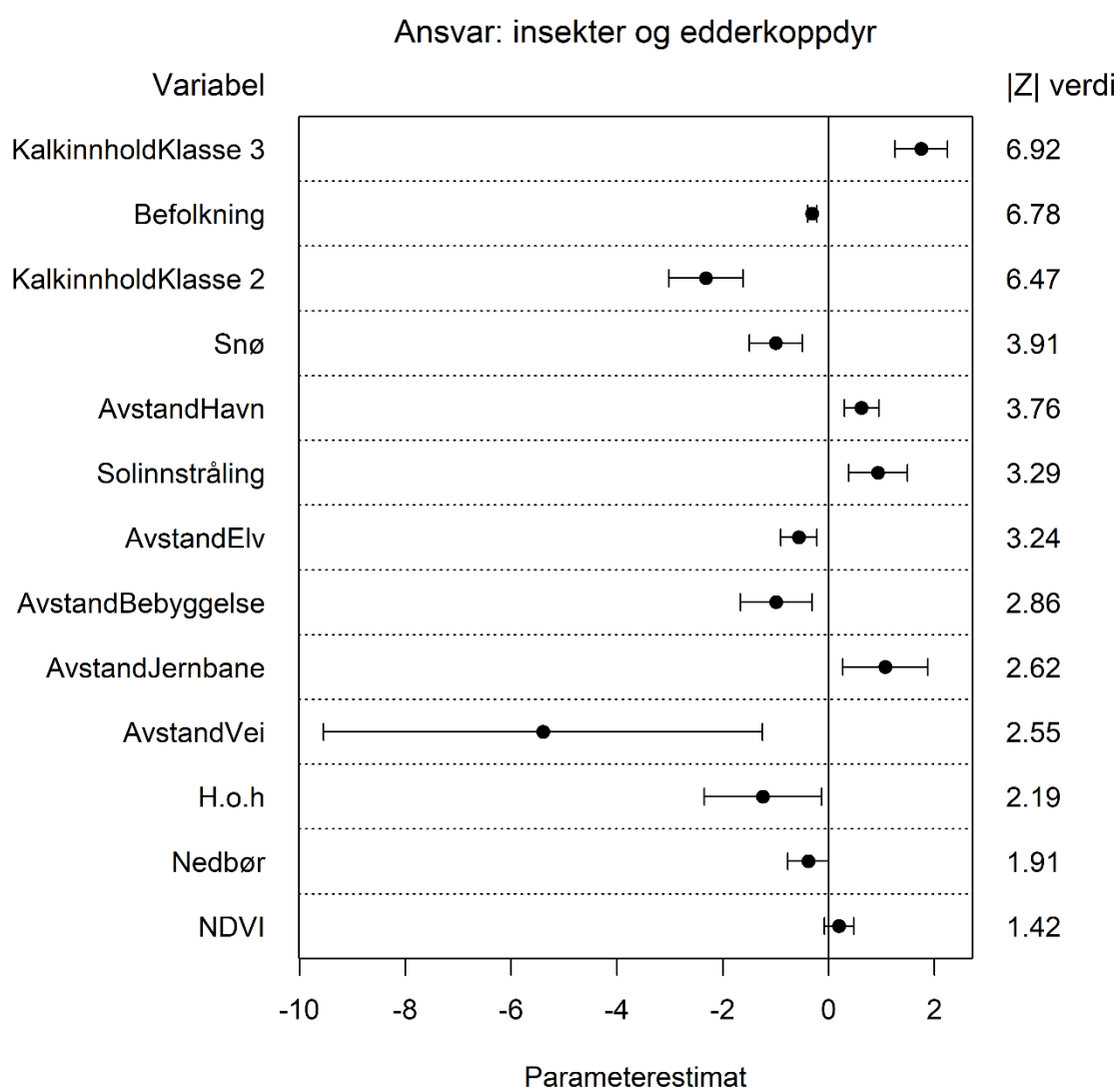
Punktprosessmodellen for alle arter hadde en pseudo R^2 -verdi på 0,261. Modellene for truede arter hadde en pseudo R^2 -verdi på henholdsvis 0,431 og 0,190 for modeller uten og med korreksjon for innsamlingsintensitet. Tilsvarende tall for modellene for truede ansvarsarter var 0,552 og 0,339.



Figur 13. Parameterestimer og |Z|-verdier for punktprosessmodellen for alle arter av insekter og edderkoppdyr.



Figur 14. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for punktprosessmodellen for truede arter av insekter og edderkoppdyr med korrigering for innsamlingsintensitet.

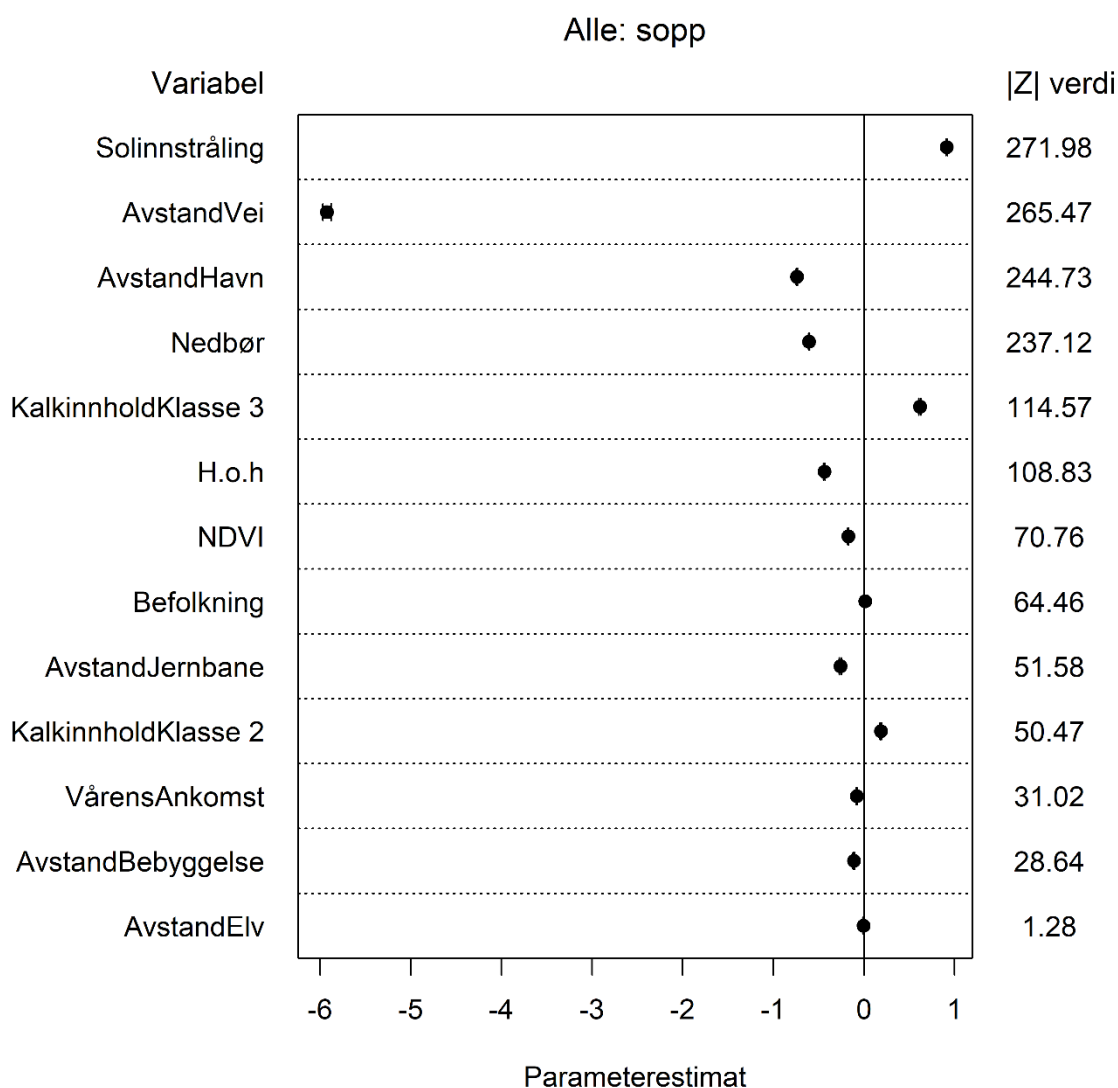


Figur 15. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for punktprosessmodellen for truede ansvarsarter av insekter og edderkoppdyr med korrigering for innsamlingsintensitet.

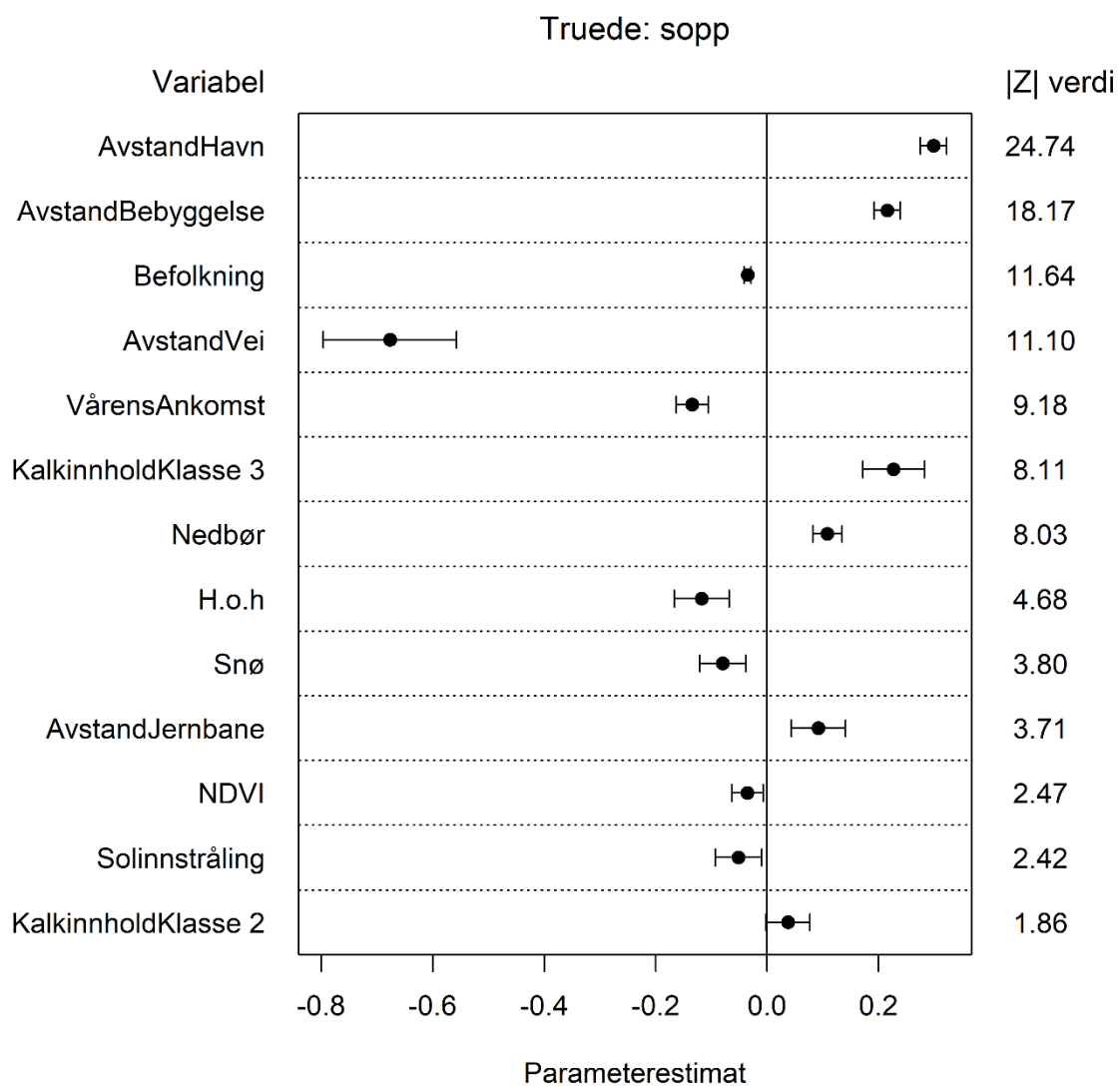
Sopp

Forekomsten av alle arter av sopp var størst nær veier og havner og i områder med høy solinnstråling, lite nedbør, høyt kalkinnhold i jorda og lav høyde over havet (**Figur 16**). Forekomsten av truede sopparter var større i områder med tidlig vår, høyt kalkinnhold, mye nedbør, lav høyde over havet, kortvarig snødekke og nær menneskeskapte strukturer i form av veier og områder med høy befolkningstetthet, men fjernt fra havner, bebyggelse og jernbane (**Figur 17**). Tilsvarende var forekomsten av truede ansvarsarter større i områder med kortvarig snødekke, høyt kalkinnhold i jorda, stor høyde over havet og nær veier (**Figur 18**).

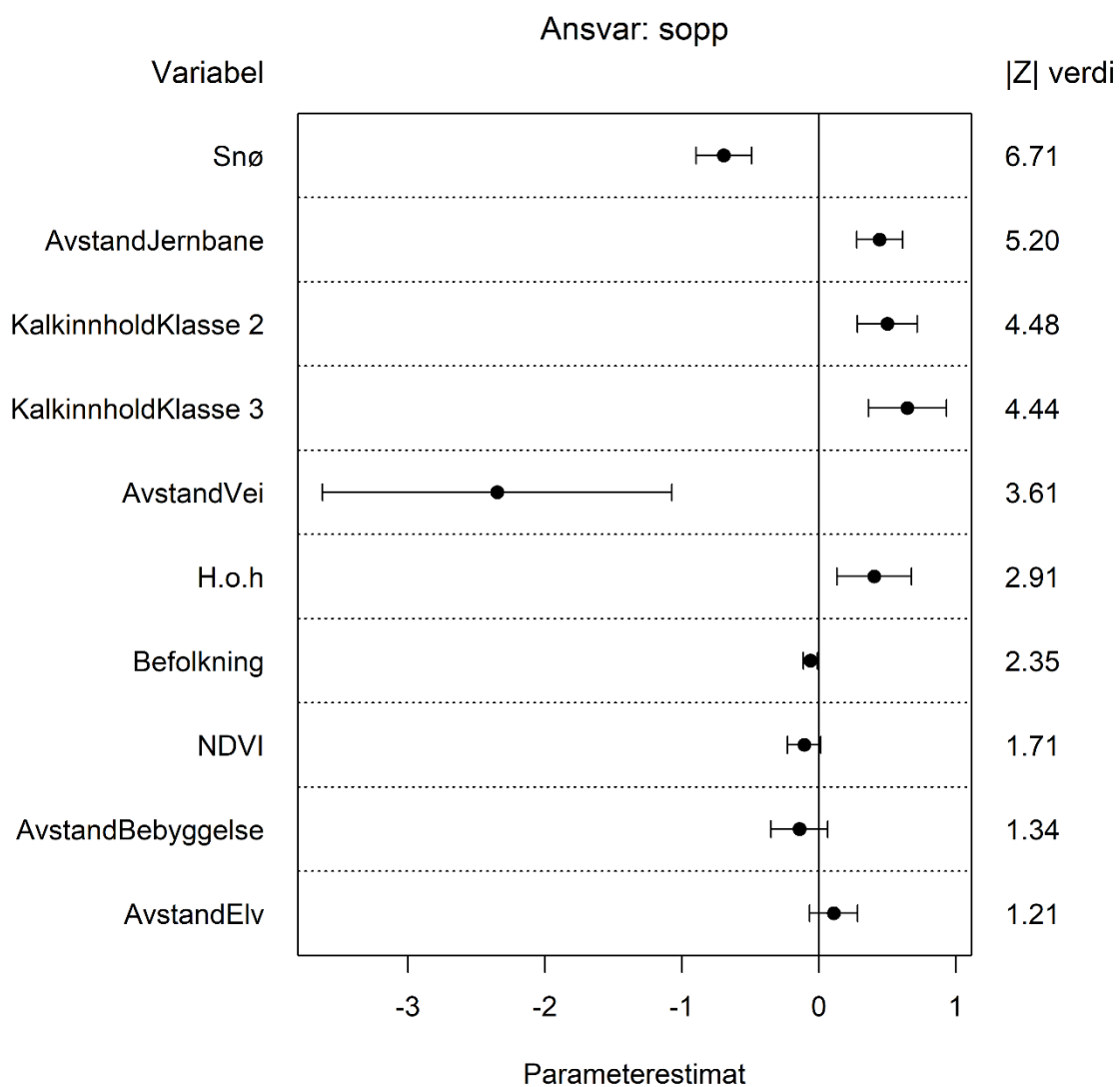
Punktprosessmodellen for alle arter hadde en pseudo R^2 -verdi på 0,363. Modellene for truede arter hadde en pseudo R^2 -verdi på henholdsvis 0,289 og 0,089 for modeller uten og med korreksjon for innsamlingsintensitet. Tilsvarende tall for modellene for truede ansvarsarter var 0,275 og 0,132.



Figur 16. Parameterestimer og |Z|-verdier for punktprosessmodellen for alle arter av sopp.



Figur 17. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for punktprosessmodellen for truede arter av sopp med korrigering for innsamlingsintensitet.

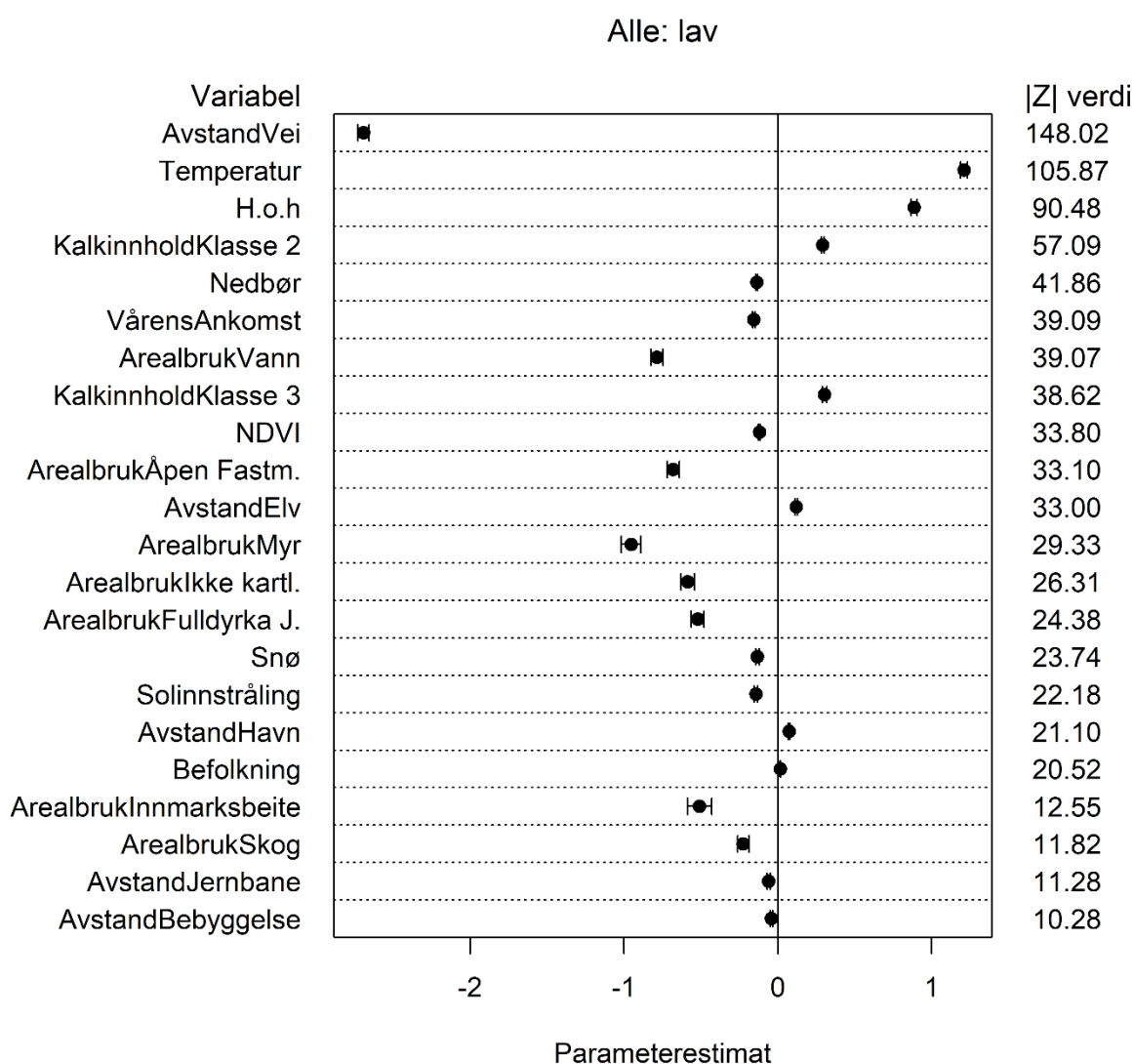


Figur 18. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for punktprosessmodellen for truede ansvarsarter av sopp med korrigering for innsamlingsintensitet.

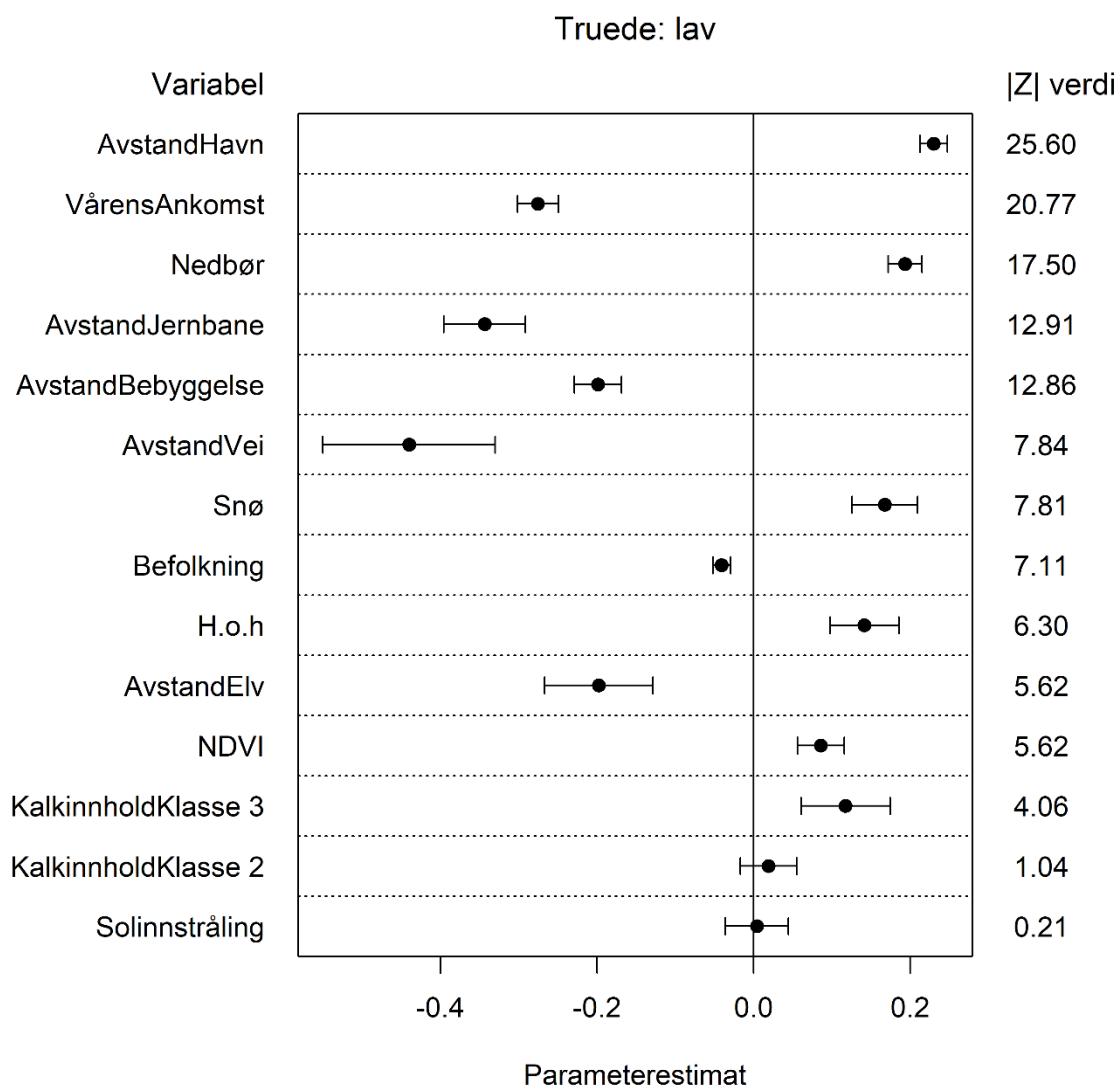
Lav

Forekomsten av alle arter av lav var størst nær veier og i områder med høy temperatur, men stor høyde over havet, noe kalkrikt jordsmonn, lite nedbør og tidlig vår (**Figur 19**). Forekomsten av truede lavarter var større i områder med mye nedbør, langvarig snødekke, men tidlig vår, stor høyde over havet, høy NDVI, høyt kalkinnhold i jorda og nær elver og menneskeskapte strukturer i form av bebyggelse, veier og jernbane og områder med høy befolkningstetthet, men fjernt fra nærmeste havn (**Figur 20**). Tilsvarende var forekomsten av truede ansvarsarter større i områder med langvarig snødekke, men tidlig vår, lavt kalkinnhold i jorda, lav temperatur, men høy solinnstråling og mye nedbør og nær bebyggelse, jernbane og områder med høy befolkningstetthet (**Figur 21**).

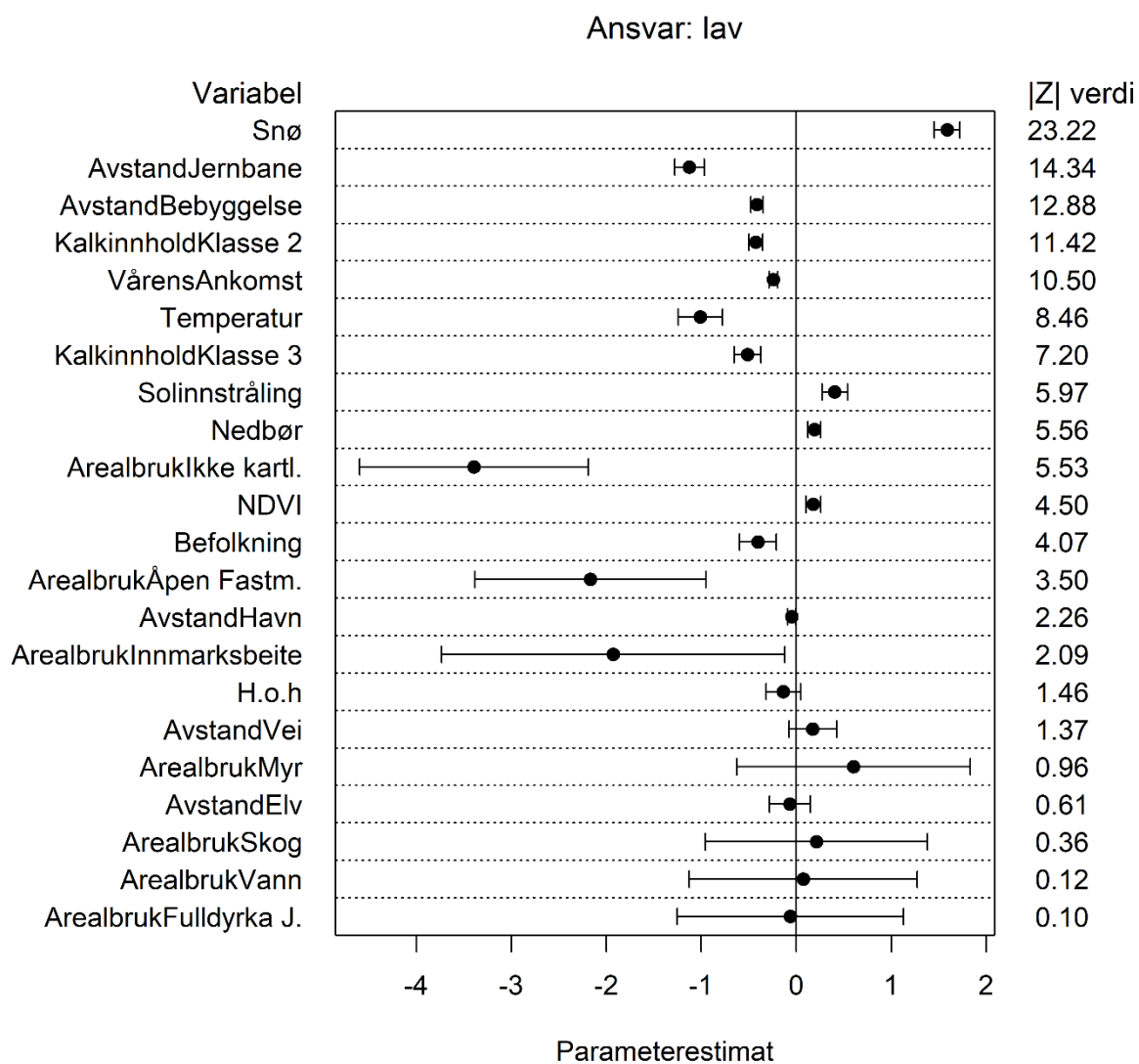
Punktprosessmodellen for alle arter hadde en pseudo R^2 -verdi på 0,221. Modellene for truede arter hadde en pseudo R^2 -verdi på henholdsvis 0,216 og 0,116 for modeller uten og med korreksjon for innsamlingsintensitet. Tilsvarende tall for modellene for truede ansvarsarter var 0,397 og 0,475.



Figur 19. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for punktprosessmodellen for alle arter av lav.



Figur 20. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for punktprosessmodellen for truede arter av lav med korrigering for innsamlingsintensitet.

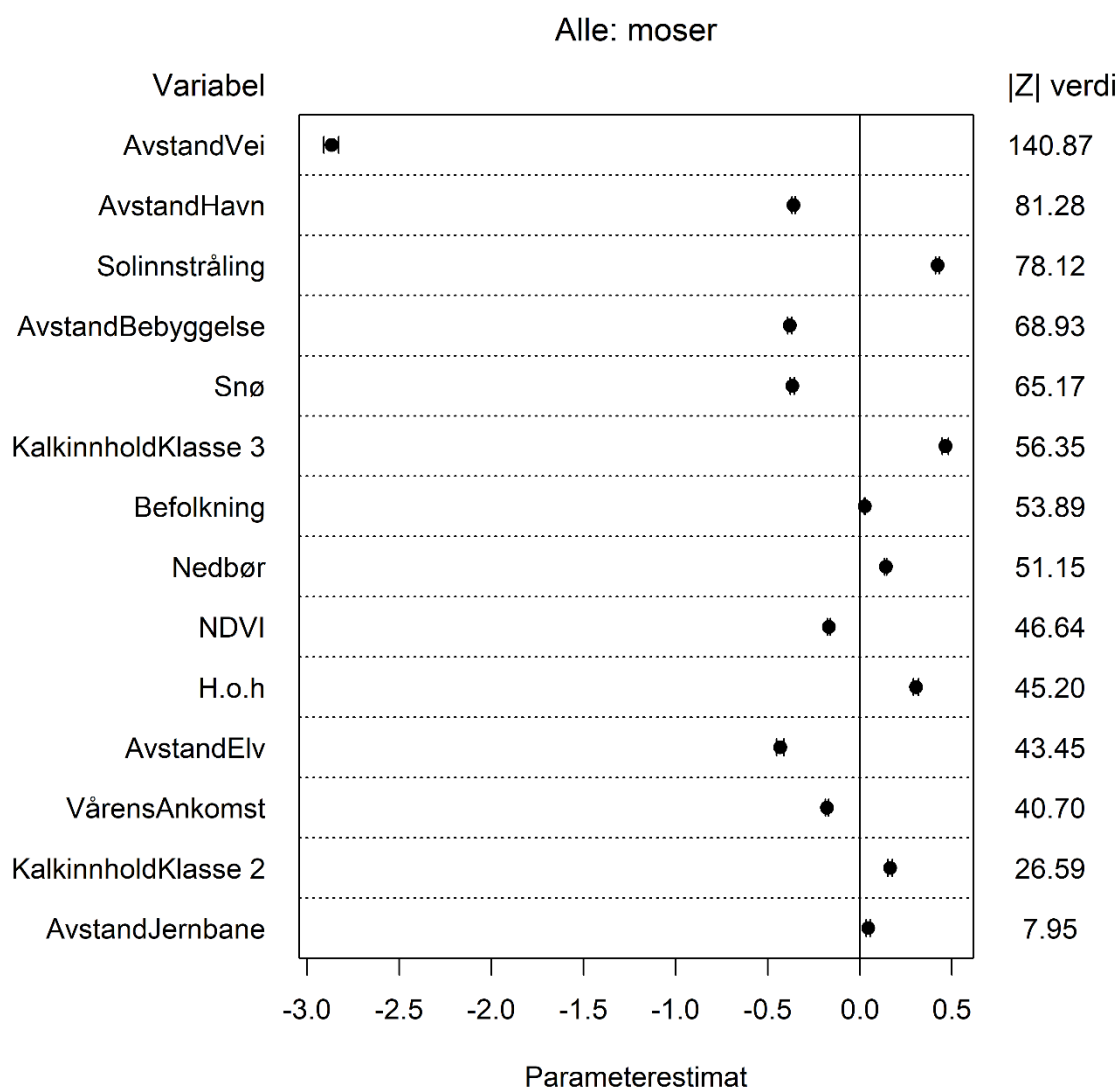


Figur 21. Parameterestimer og |Z|-verdier for punktprosessmodellen for truede ansvarsarter av lav med korrigering for innsamlingsintensitet.

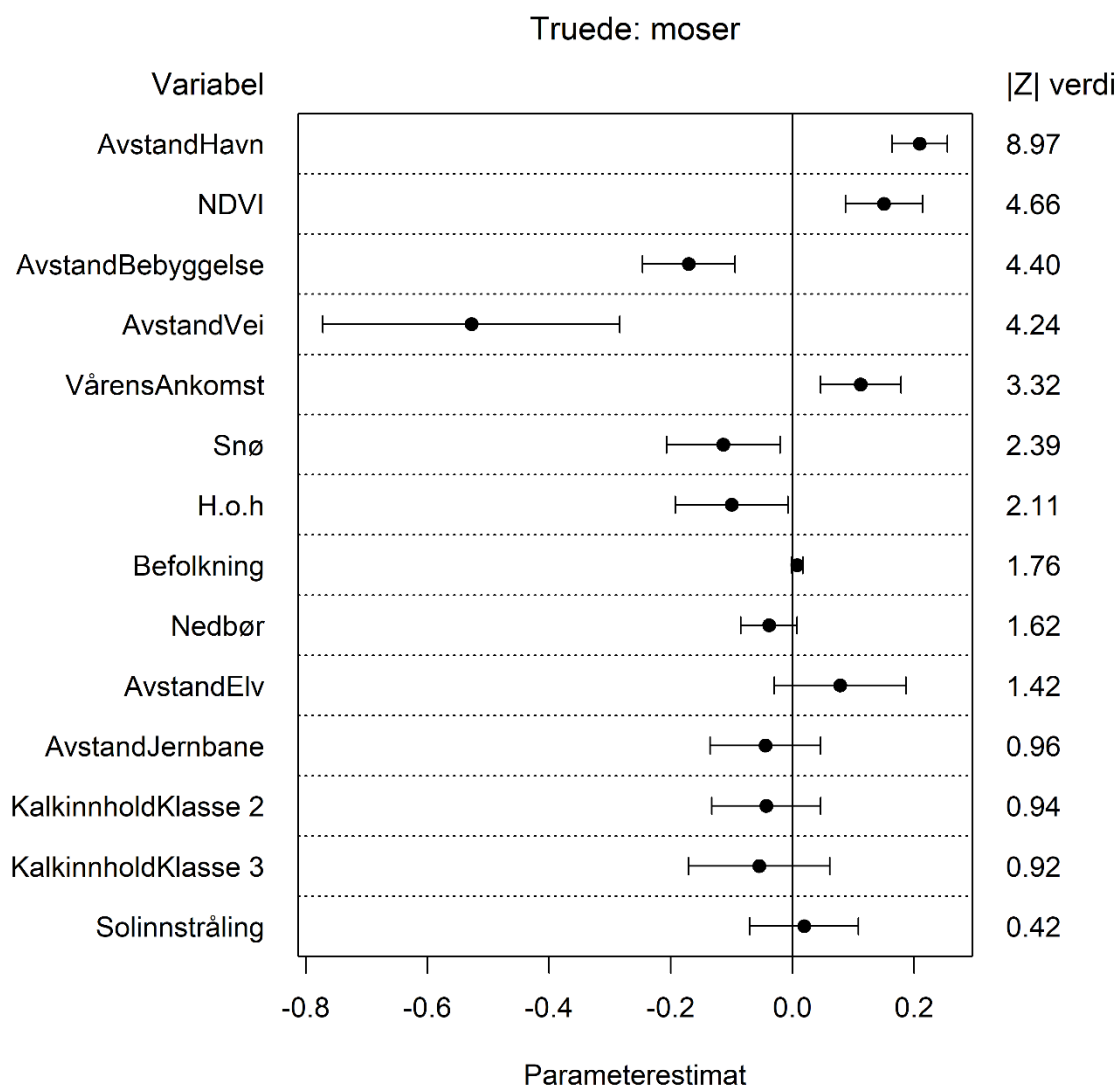
Moser

Forekomsten av alle arter av mose var størst nær veier, havner og bebyggelse og i områder med høy solinnstråling, kortvarig snødekke og høyt kalkinnhold i jorda (**Figur 22**). Forekomsten av truede mosearter var større i områder med høy NDVI, kortvarig snødekke, men sein vår, lav høyde over havet og nært veier og bebyggelse, men fjernt fra nærmeste havn (**Figur 23**). Tilsvarende var forekomsten av truede ansvarsarter større i områder med lite nedbør, lav høyde over havet, langvarig snødekke, lav NDVI, noe kalkrikt jordsmonn, nær elver og menneskeskapte strukturer i form av jernbane og veier (**Figur 24**).

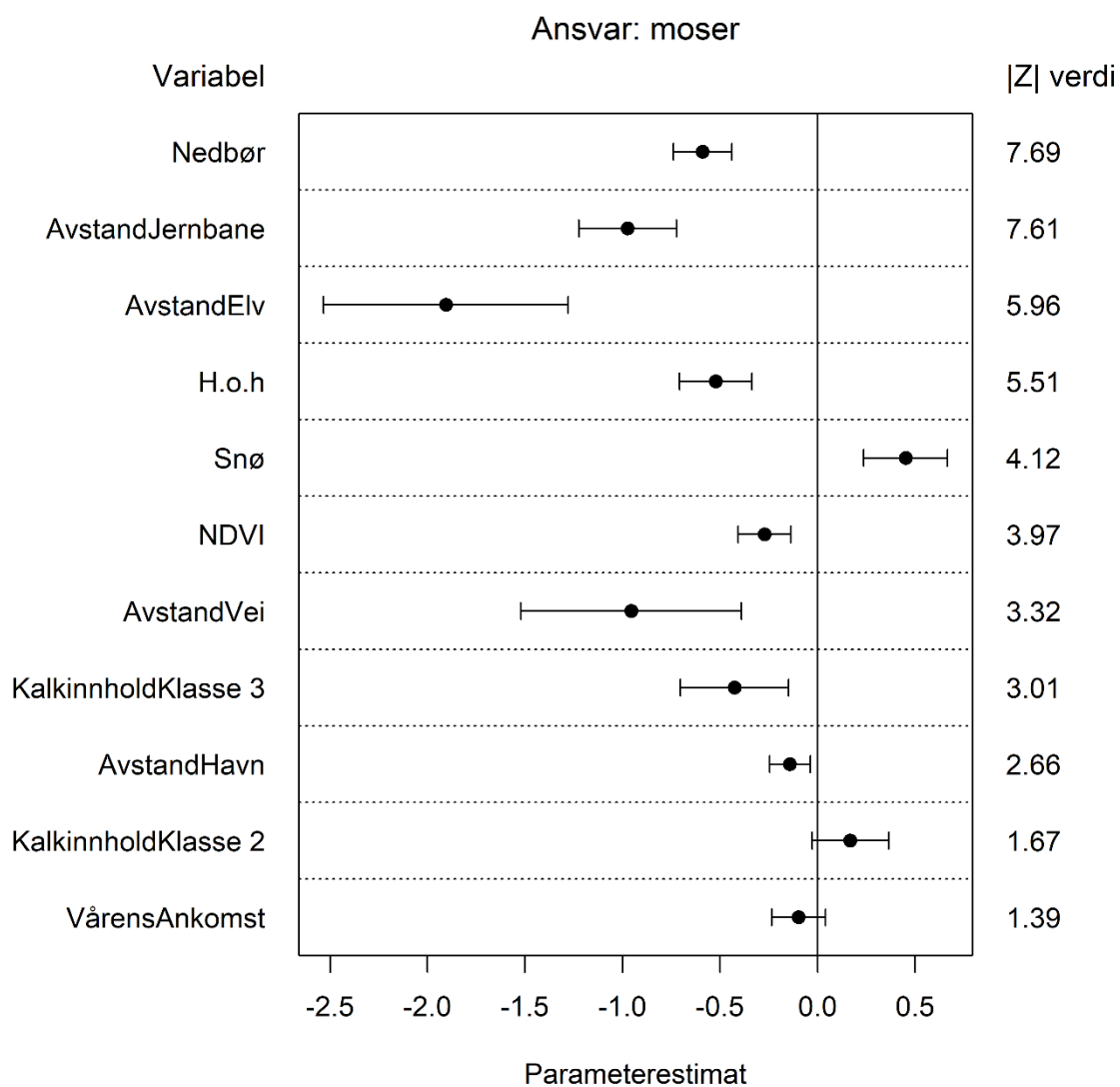
Punktprosessmodellen for alle arter hadde en pseudo R^2 -verdi på 0,237. Modellene for truede arter hadde en pseudo R^2 -verdi på henholdsvis 0,246 og 0,129 for modeller uten og med korreksjon for innsamlingsintensitet. Tilsvarende tall for modellene for truede ansvarsarter var 0,191 og 0,173.



Figur 22. Parameterestimer og |Z|-verdier for punktprosessmodellen for alle arter av mose.



Figur 23. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for punktprosessmodellen for truede arter av mose med korrigering for innsamlingsintensitet.

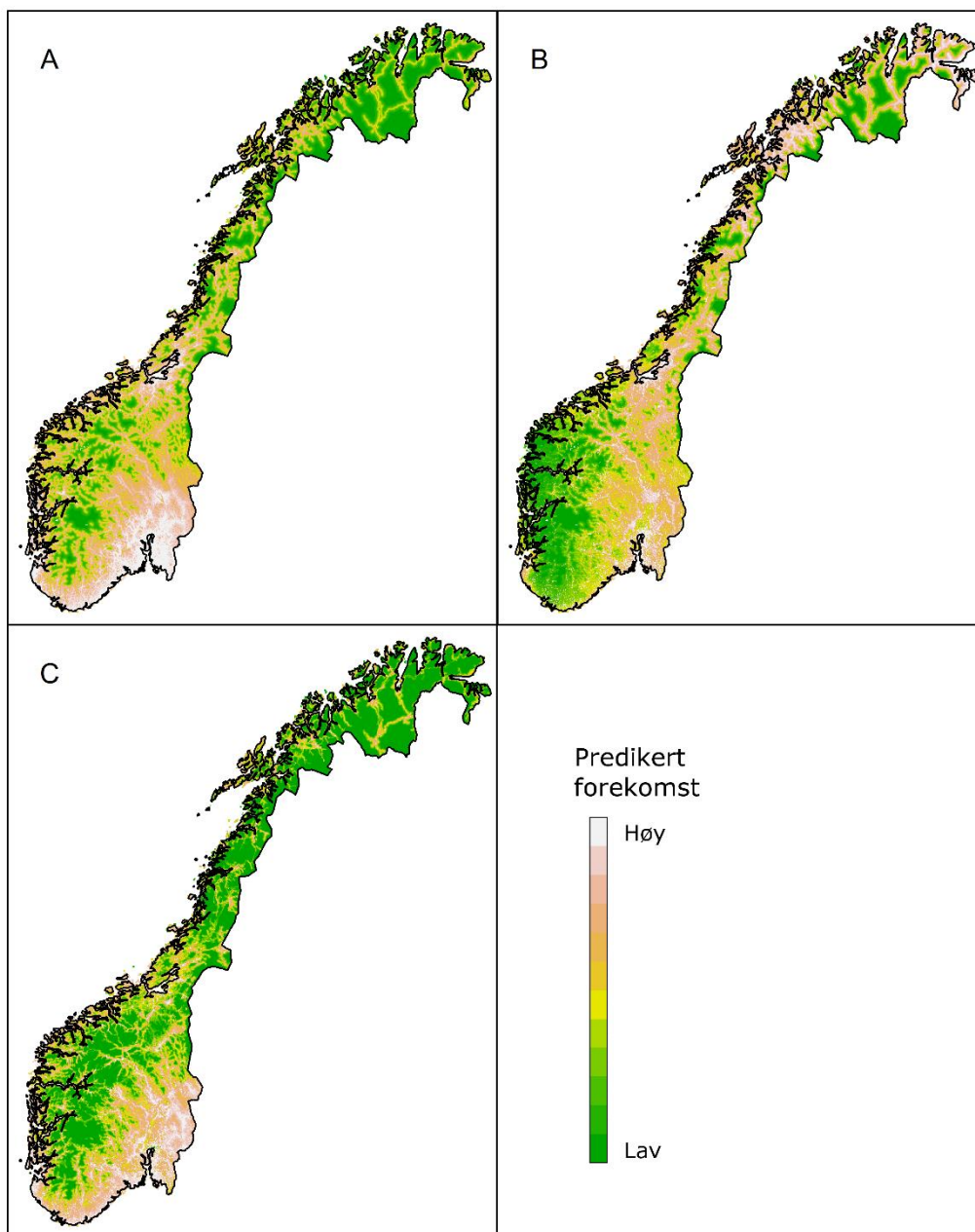


Figur 24. Parameterestimer og $|Z|$ -verdier for punktprosessmodellen for truede ansvarsarter av mose med korrigering for innsamlingsintensitet.

3.3 Predikert artsforekomst

Insekter og edderkoppdyr

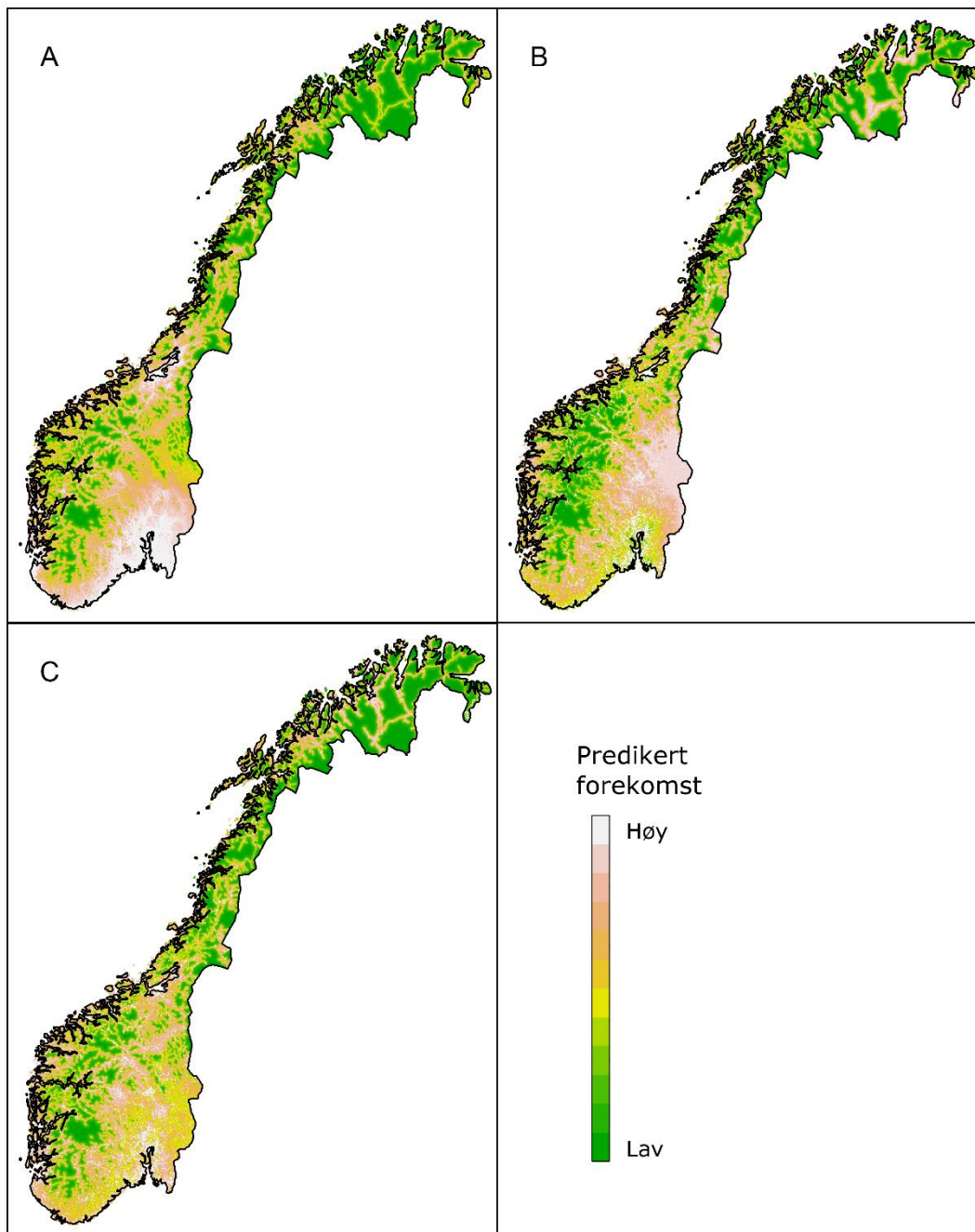
Den predikerte artsforekomsten av alle insekter og edderkoppdyr var størst i lavereliggende strøk på Østlandet, langs kysten nord til Stavanger og ved Trondheimsfjorden (**Figur 25A**). Den predikerte forekomsten av truede ansvarsarter fulgte i hovedsak det samme mønsteret, men var mer konsentrert til Østlandet (**Figur 25C**). Truede arter, derimot, hadde størst predikert forekomst i lavereliggende strøk på Østlandet, ved Trondheimsfjorden og i kyststrøk i Troms og Finnmark (**Figur 25B**).



Figur 25. Predikert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av insekter og edderkoppdyr.

Sopp

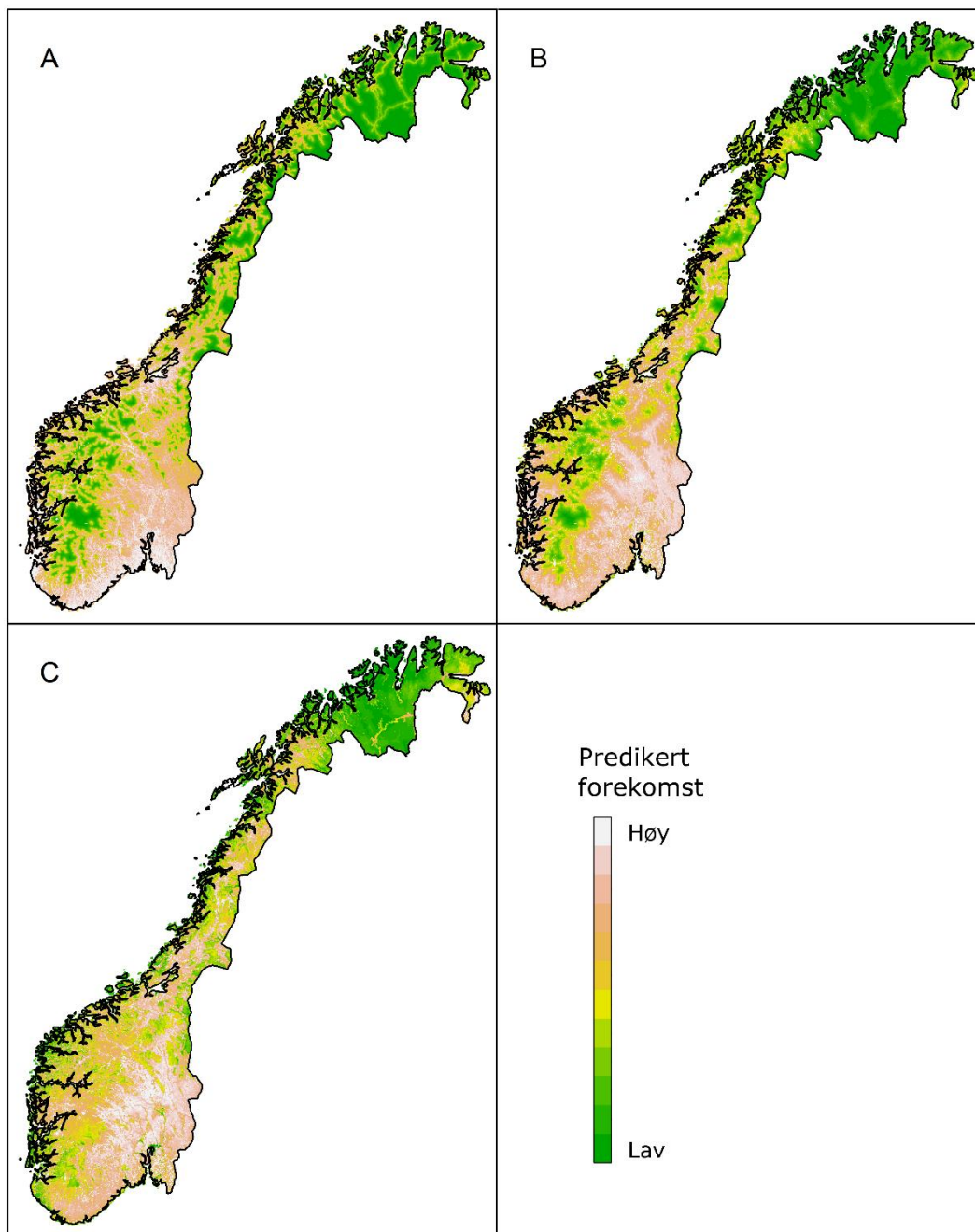
Den predikerte forekomsten av alle sopp-arter var størst i lavlandet på Østlandet, langs kysten nord til Rogaland og rundt Trondheimsfjorden (**Figur 26A**). Predikert forekomst av truede arter var aller størst i området rundt Oslofjorden, men også betydelig i skogstrakter i indre strøk på Sør- og Østlandet (**Figur 26B**). Truede artsvarter hadde sin største predikerte forekomst rundt Oslofjorden, spredt i indre strøk på Østlandet og i Trøndelag (**Figur 26C**).



Figur 26. Predikert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede artsvarter av sopp.

Lav

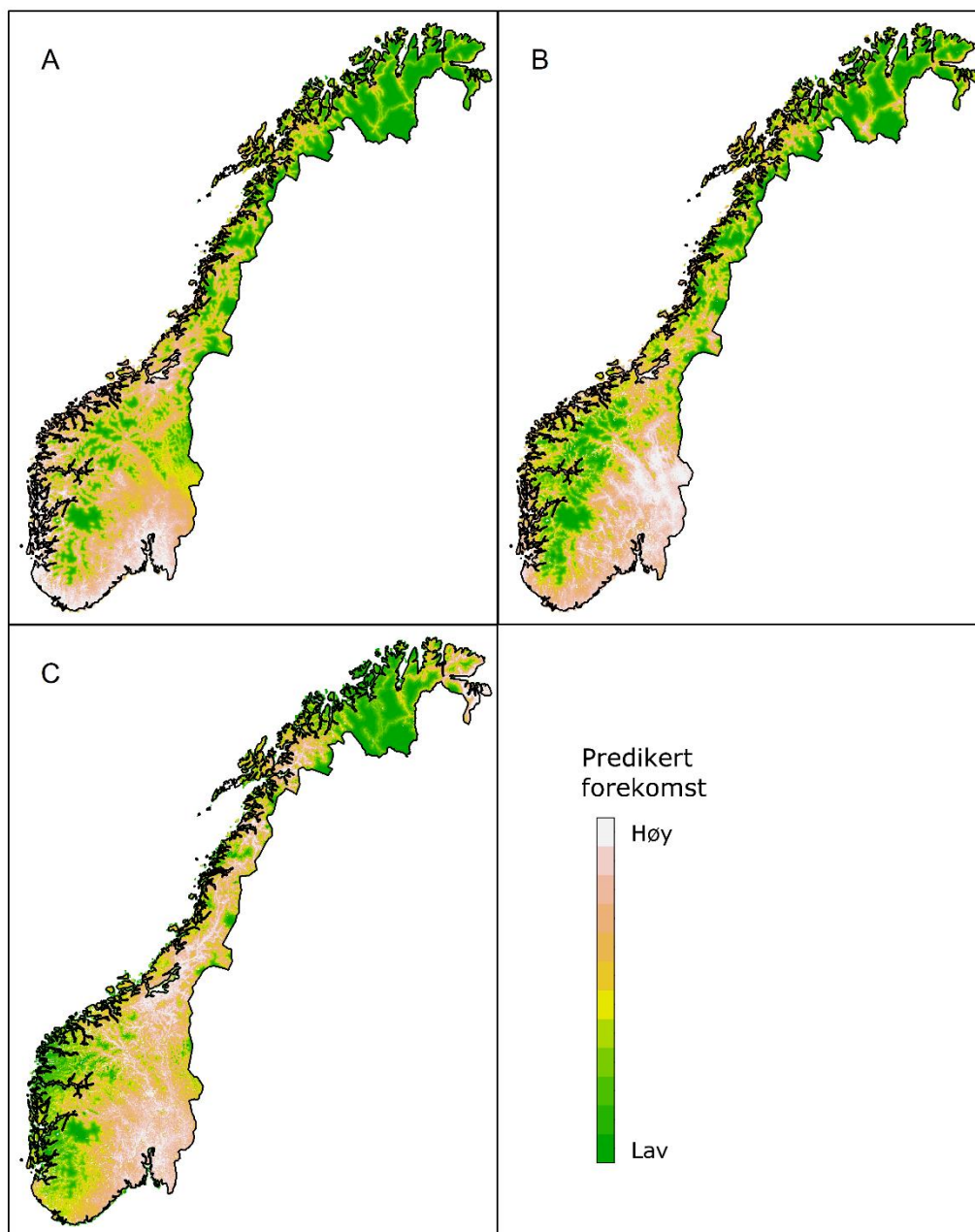
Den predikerte forekomsten av alle lav-arter var størst i lavereliggende strøk på Østlandet, langs kysten nord til Stavanger og ved Trondheimsfjorden (**Figur 27A**). For truede arter var den største predikerte forekomsten i dalstrøkene på Sør- og Østlandet og ellers spredt på Vestlandet og i Trøndelag (**Figur 27B**). Den predikerte forekomsten av truede ansvarsarter fulgte et lignende mønster, men med større forekomster i høyereliggende strøk i Sør-Norge, Trøndelag og Nordland (**Figur 27C**).



Figur 27. Predikert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av lav.

Moser

Den predikerte forekomsten av alle mose-arter var størst i lavereliggende strøk på Østlandet, Sørlandet og Vestlandet, samt ved Trondheimsfjorden (**Figur 28A**). For truede arter var den predikerte forekomsten størst i dalstrøkene på Østlandet og langs kysten på Sør- og Vestlandet (**Figur 28B**). Den predikerte forekomsten av truede ansvarsarter var størst i lavereliggende strøk på Østlandet og i Trøndelag, samt i dalstrøkene på Østlandet, i Nordland og i Troms (**Figur 28C**).

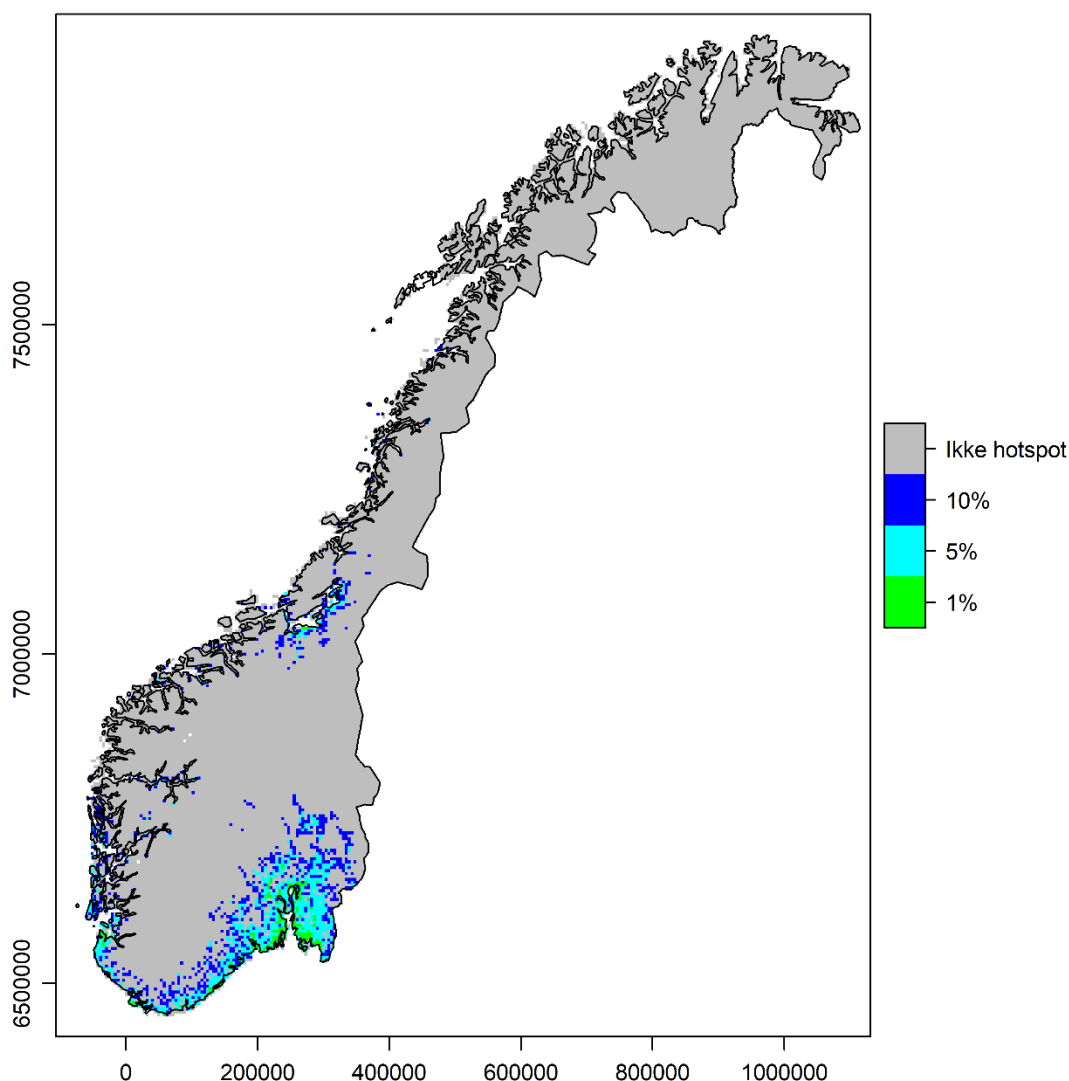


Figur 28. Predikert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av moser.

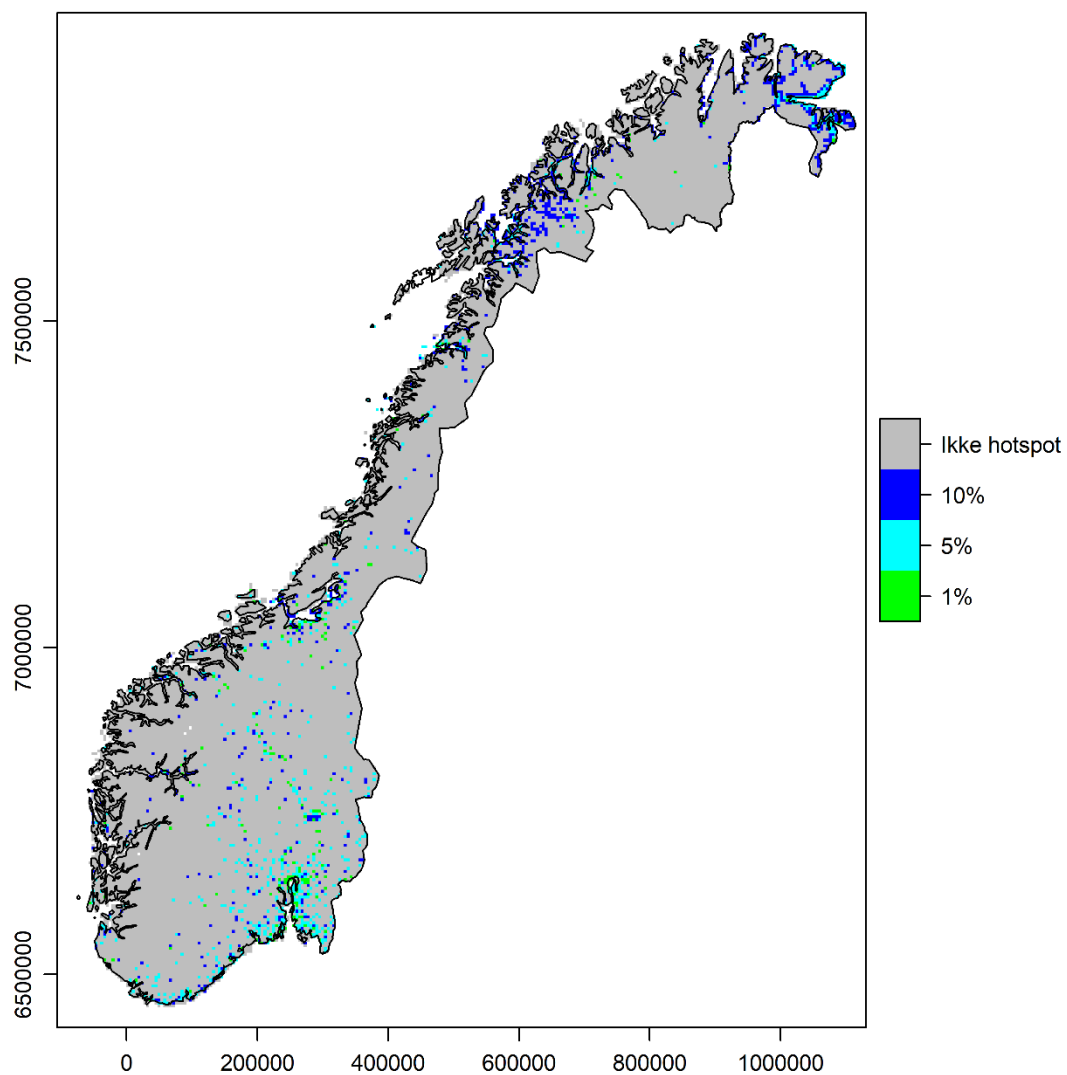
3.4 Hotspots for arter

Insekter og edderkoppdyr

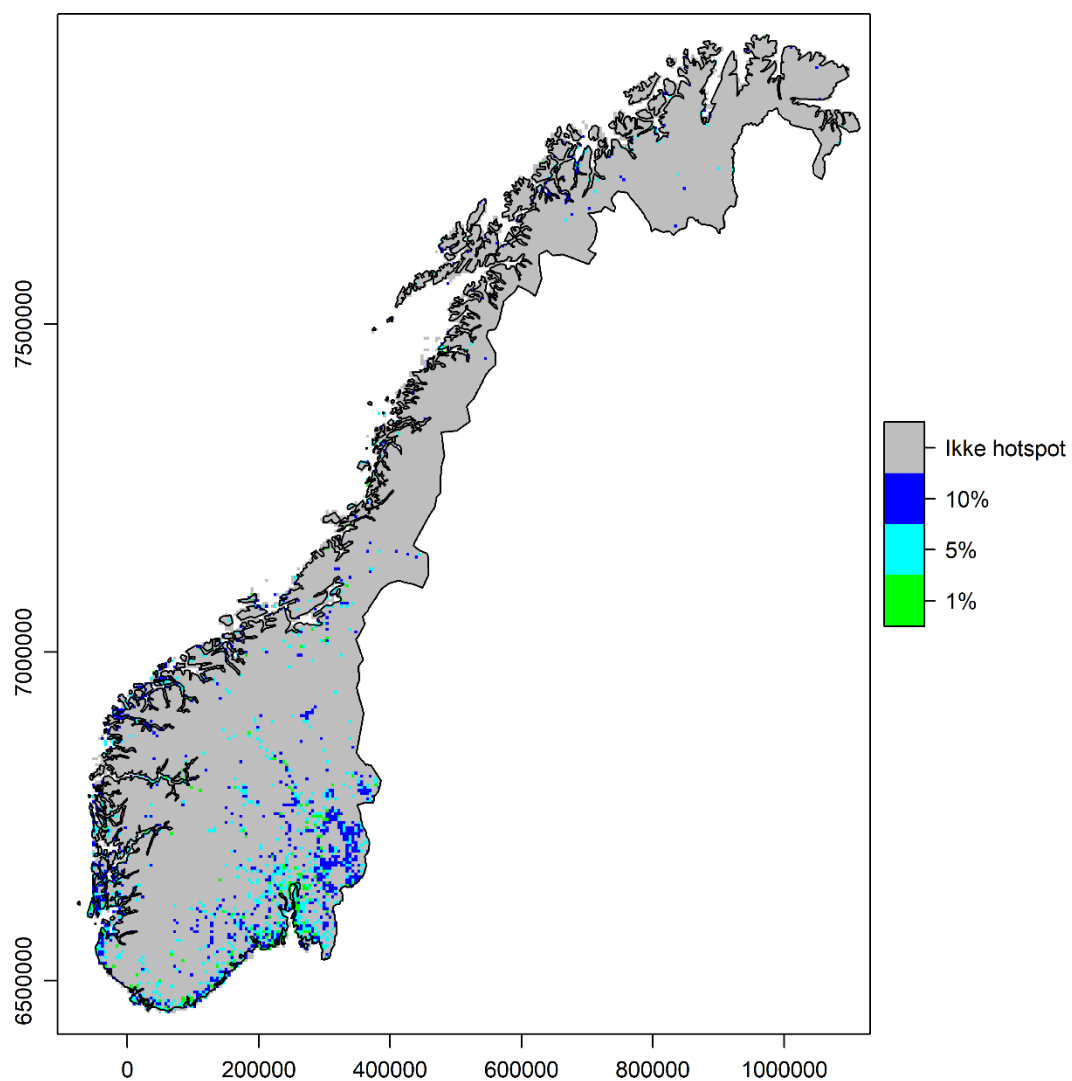
Hotspots for alle arter av insekter og edderkoppdyr var konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og langs kysten nord til Sognefjorden, samt rundt Trondheimsfjorden (**Figur 29**). Dette mønsteret var det samme uavhengig av om hotspots ble definert som topp 1, 5 eller 10 % av pikslene med høyest predikert intensitet, men med gradvis snevrere hotspot-definisjon ble hotspot-arealet mer konsentrert til områdene rundt Oslofjorden. Hotspots for truede arter var også konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og delvis langs kysten sør til Agder og ved Trondheimsfjorden, men i tillegg fantes en rekke små, spredte hotspots i indre strøk på Østlandet og i Nordland (**Figur 30**). Dette gjaldt særlig for 1 og 5 %-hotspots, mens dalstrøk i Troms og nordøstre kyststrøk i Finnmark hadde en overvekt av 10 %-hotspots. Hotspots for truede artsvarter var konsentrert til kyststrøk i Sør-Norge, særlig rundt Oslofjorden, samt dalstrøkene på Østlandet, i første rekke Gudbrandsdalen (**Figur 31**). Dette gjaldt både 1, 5 og 10 %-hotspots, men sistnevnte hadde i tillegg en stor forekomst sørøst i Hedmark.



Figur 29. Hotspots (1, 5 og 10 %) for alle arter av insekter og edderkoppdyr.



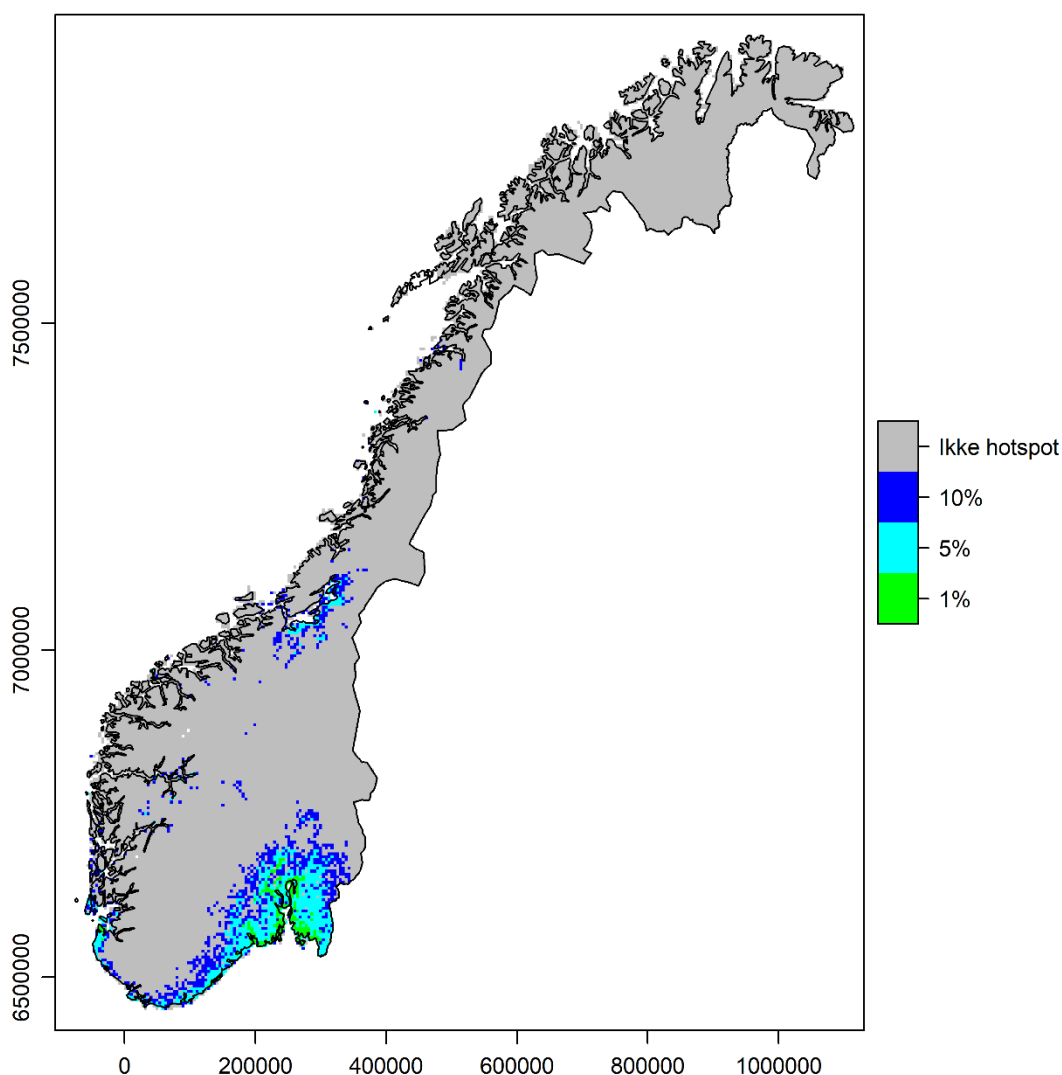
Figur 30. Hotspots (1, 5 og 10 %) for truede arter av insekter og edderkoppdyr.



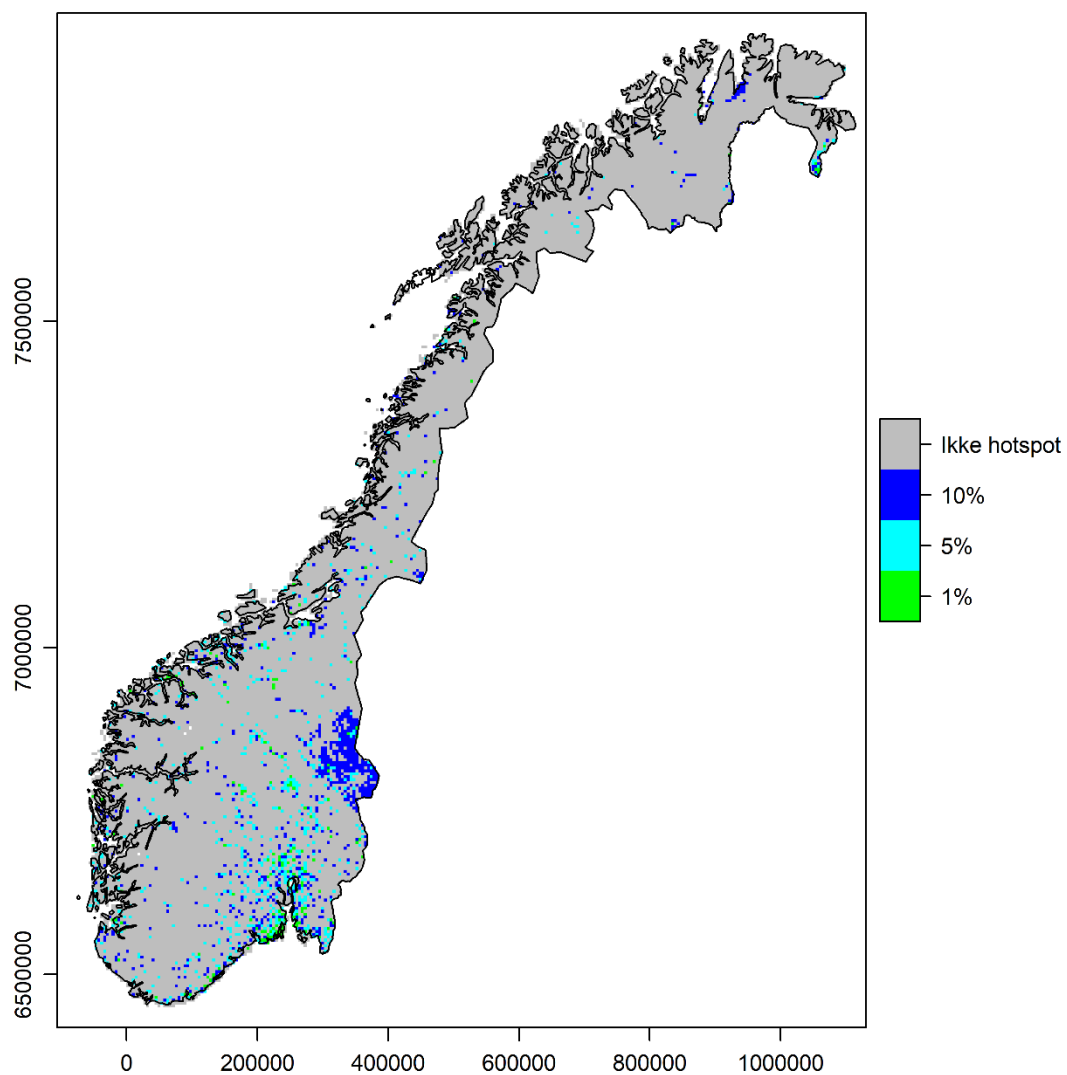
Figur 31. Hotspots (1, 5 og 10 %) for truede ansvarsarter av insekter og edderkoppdyr.

Sopp

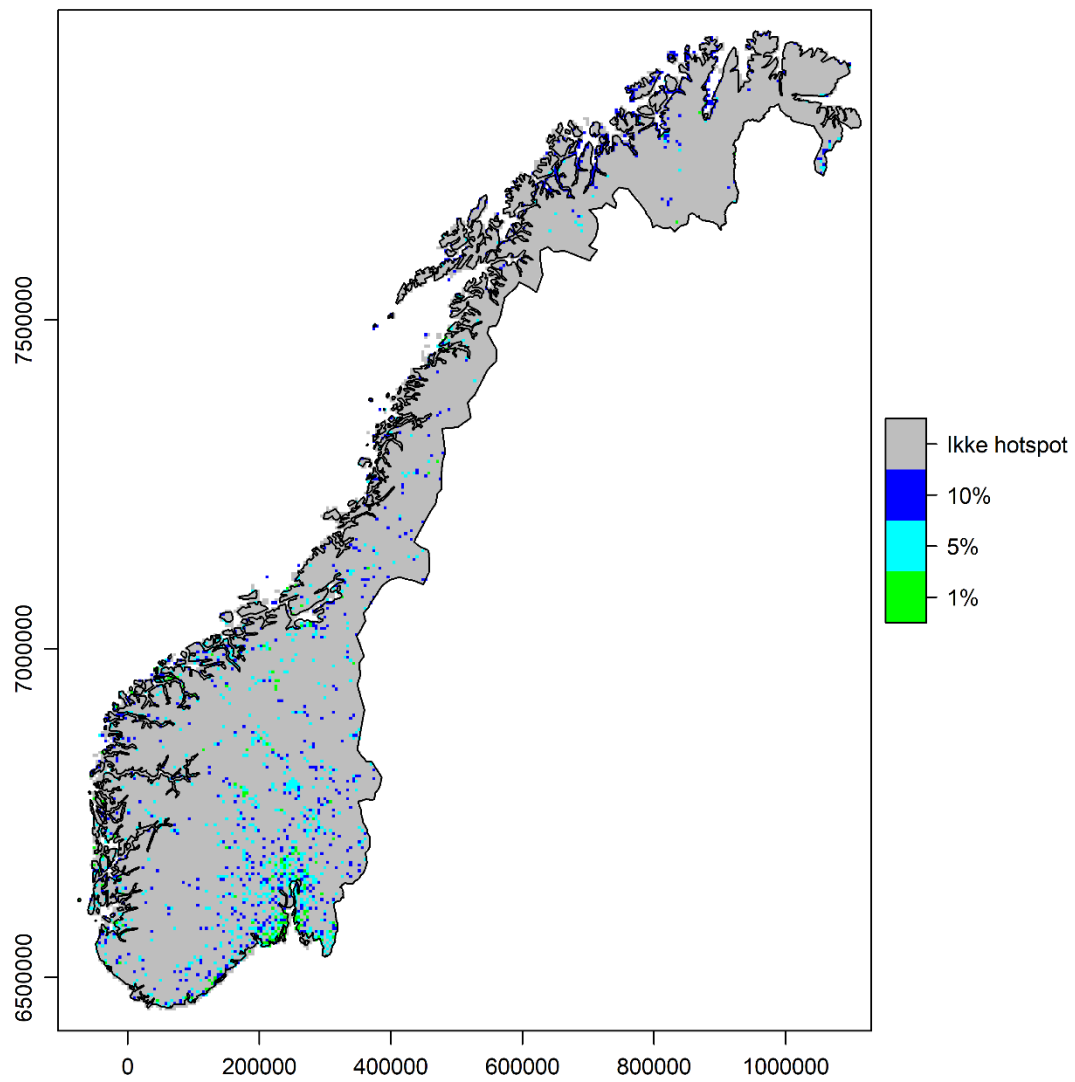
Hotspots for alle arter av sopp var konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og langs kysten nord til Stavanger, samt rundt Trondheimsfjorden (**Figur 32**). Dette mønsteret var det samme uavhengig av om hotspots ble definert som topp 1, 5 eller 10 % av pikslene med høyest predikert intensitet, men med gradvis snevrere hotspot-definisjon ble hotspot-arealet mer konsentrert til områdene rundt Oslofjorden. Hotspots for truede arter var også konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og ellers spredt langs kysten nord til Trøndelag, i Nordland og i dalstrøkene på Østlandet, i særdeleshet Gudbrandsdalen (**Figur 33**). Dette gjaldt både 1, 5 og 10 %-hotspots, men sistnevnte hadde i tillegg en stor forekomst øst i Hedmark. Hotspots for truede ansvarsarter fulgte i hovedsak det samme mønsteret som hotspots for truede arter, med unntak av forekomsten øst i Hedmark (**Figur 34**). Dette gjaldt både 1, 5 og 10 %-hotspots, men sistnevnte hadde i tillegg forekomster langs kysten i Troms og Finnmark.



Figur 32. Hotspots (1, 5 og 10 %) for alle arter av sopp.



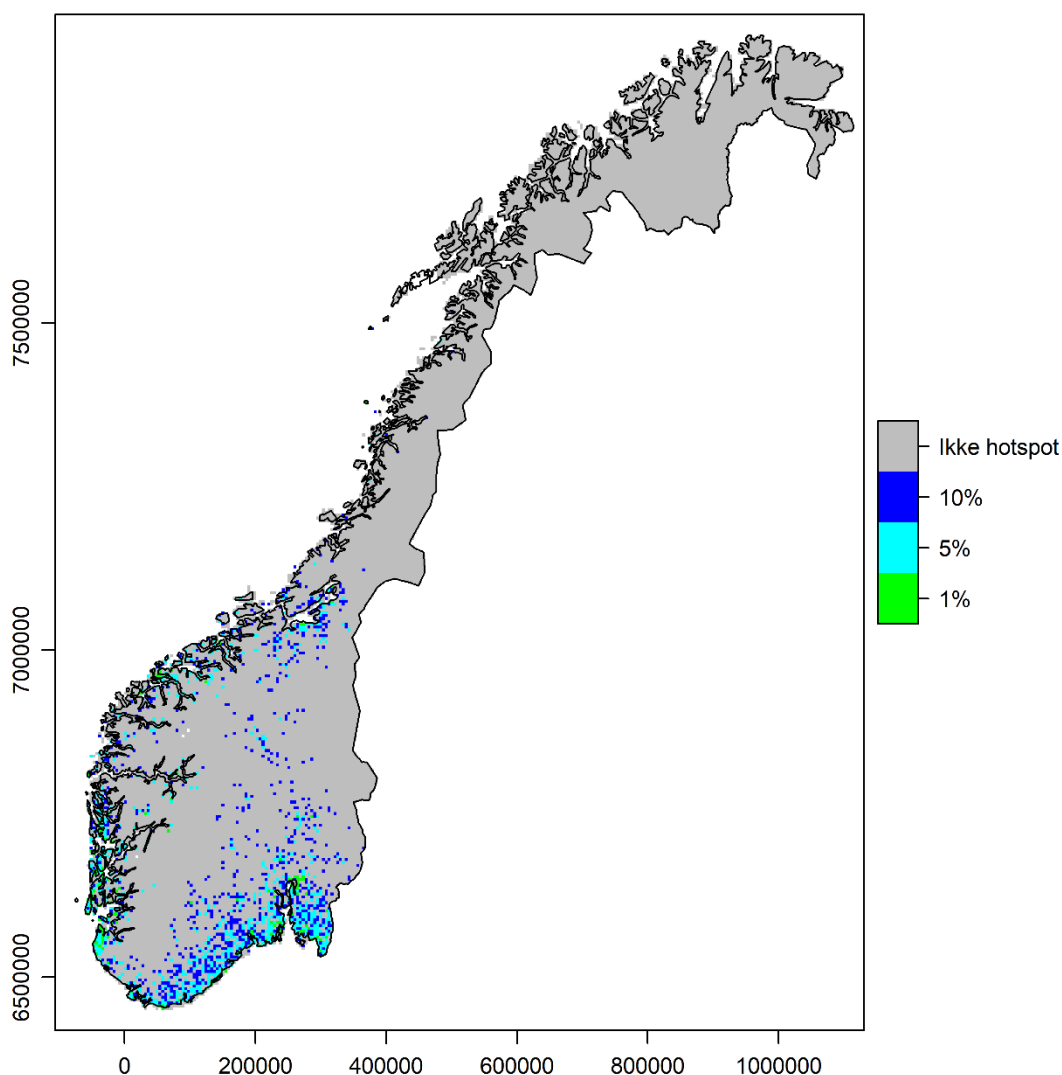
Figur 33. Hotspots (1, 5 og 10 %) for truede arter av sopp.



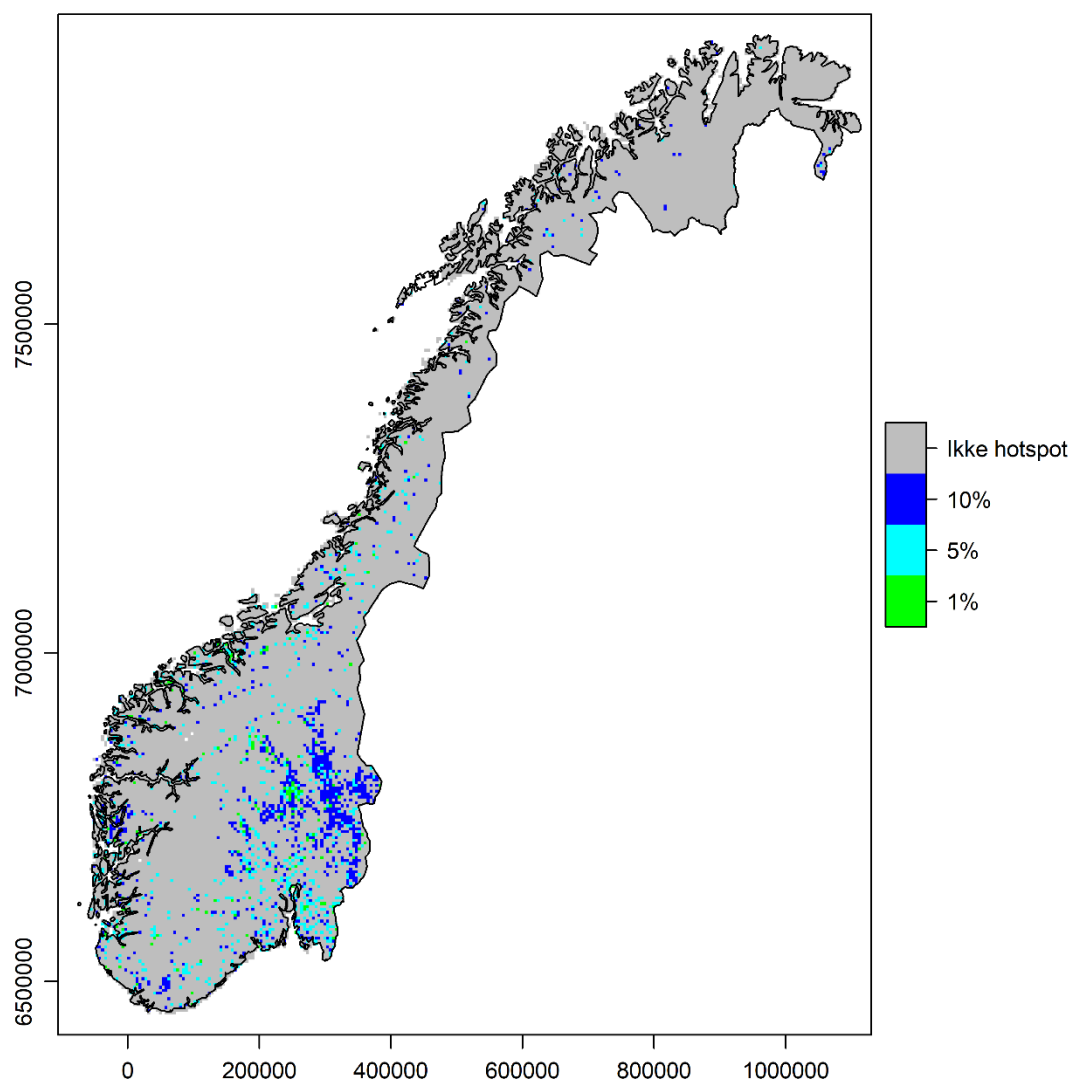
Figur 34. Hotspots (1, 5 og 10 %) for truede ansvarsarter av sopp.

Lav

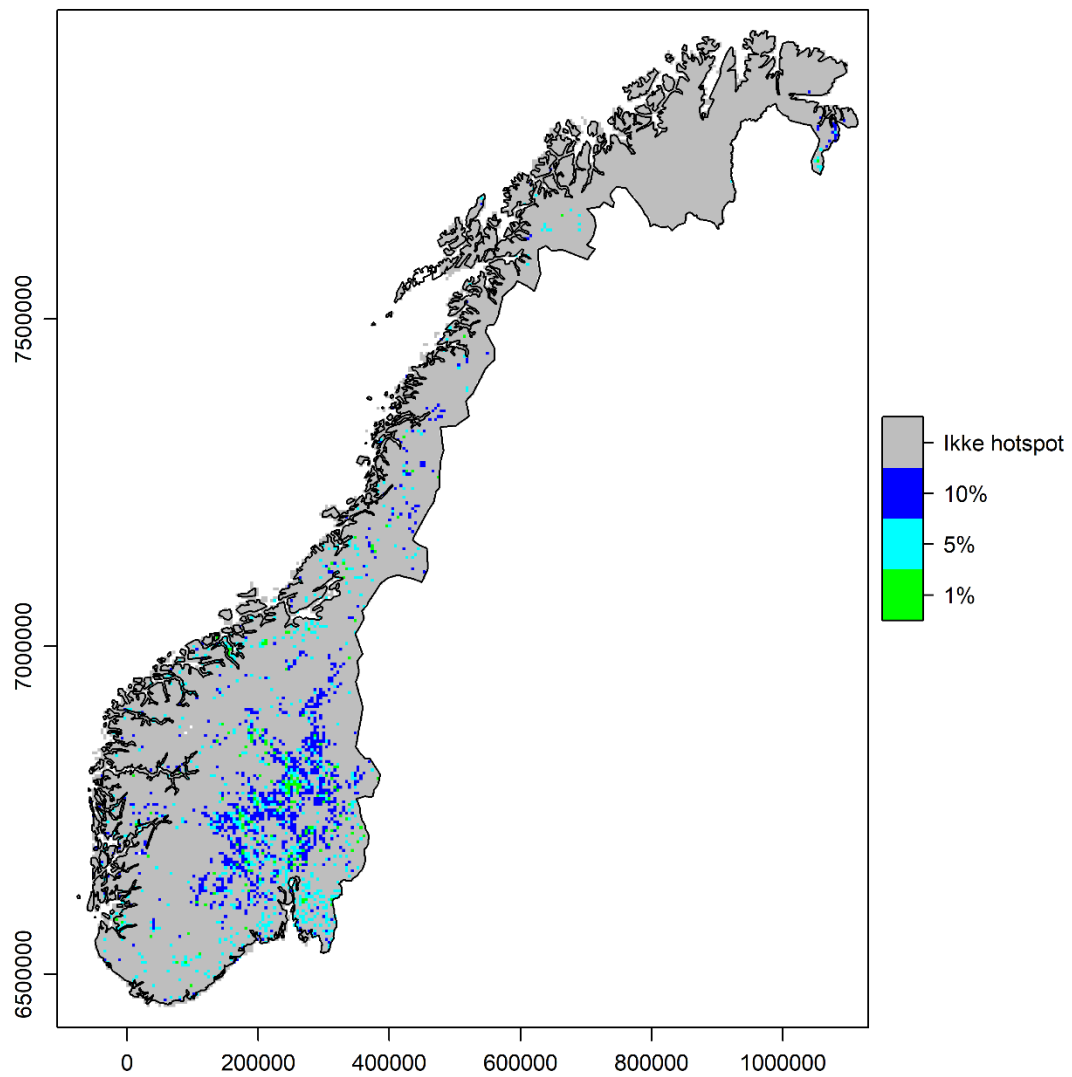
Hotspots for alle arter av lav var spredt i et bredt belte rundt Oslofjorden og langs kysten sørover til Agder, samt spredt langs Vestlandskysten, rundt Trondheimsfjorden og i dalstrøkene på Østlandet (**Figur 35**). Dette mønsteret var det samme uavhengig av om hotspots ble definert som topp 1, 5 eller 10 % av pikslene med høyest predikert intensitet, men med gradvis snevrere hotspot-definisjon ble hotspot-arealet mer konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og på Sør-Vestlandet. Hotspots for truede arter var også til en viss grad konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og i dalstrøkene på Østlandet, særlig Gudbrandsdalen og til dels Østerdalen, og forekom ellers svært spredt i Sør- og Midt-Norge (**Figur 36**). Dette gjaldt både 1, 5 og 10 %-hotspots, men sistnevnte hadde i tillegg en stor forekomst i Østerdalen. Hotspots for truede ansvartsarter fulgte i hovedsak det samme mønsteret som hotspots for truede arter, men var i enda større grad konsentrert til dalstrøkene på Østlandet (**Figur 37**).



Figur 35. Hotspots (1, 5 og 10 %) for alle arter av lav.



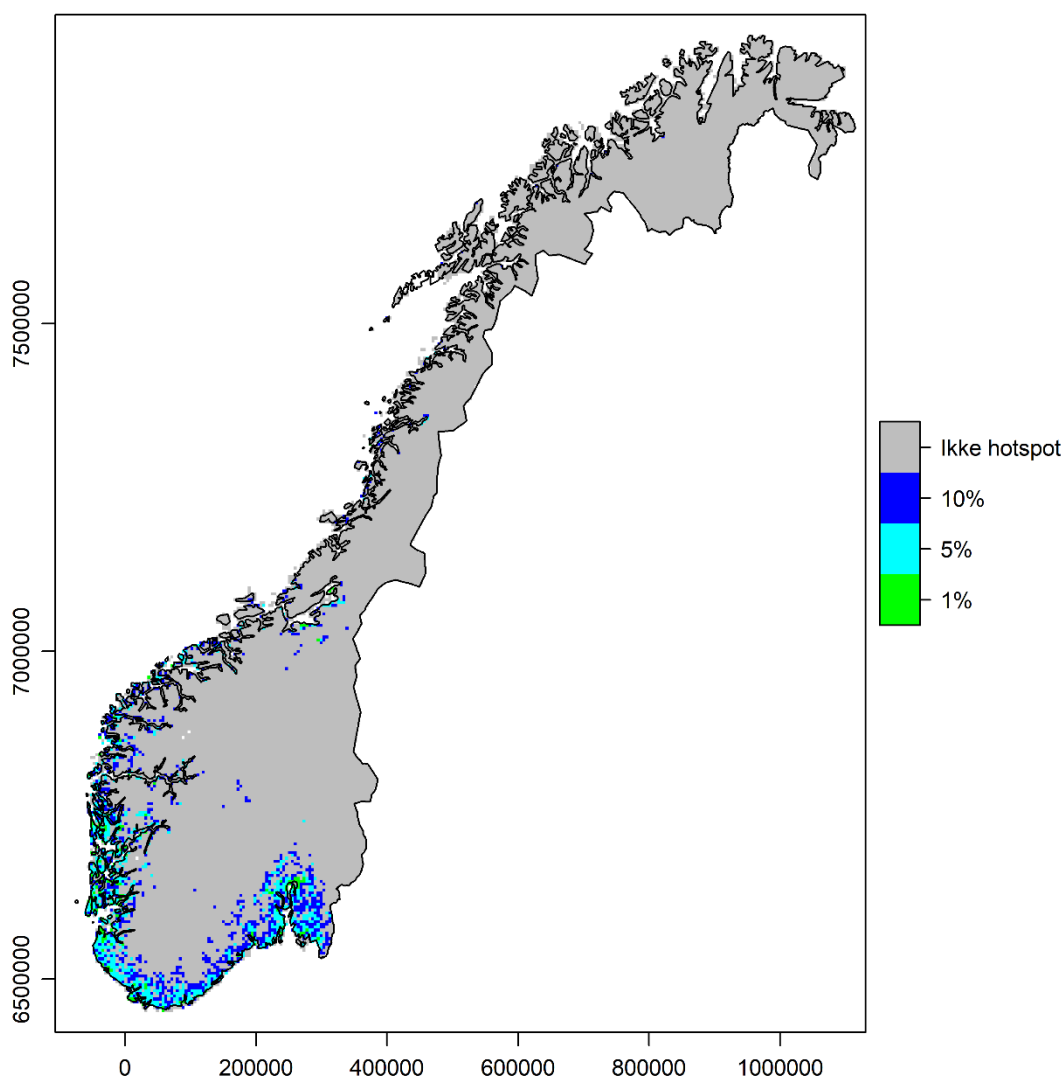
Figur 36. Hotspots (1, 5 og 10 %) for truede arter av lav.



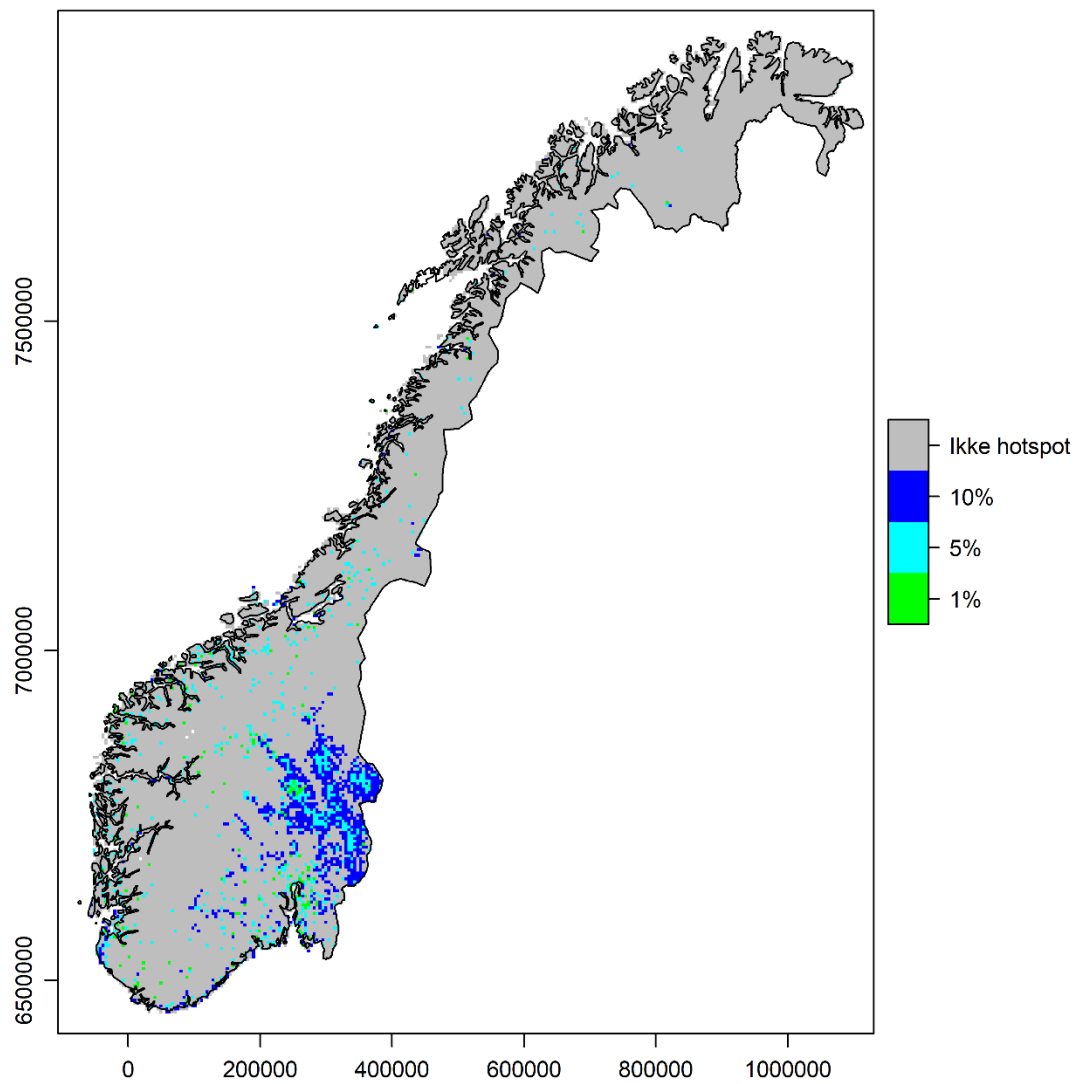
Figur 37. Hotspots (1, 5 og 10 %) for truede ansvarsarter av lav.

Moser

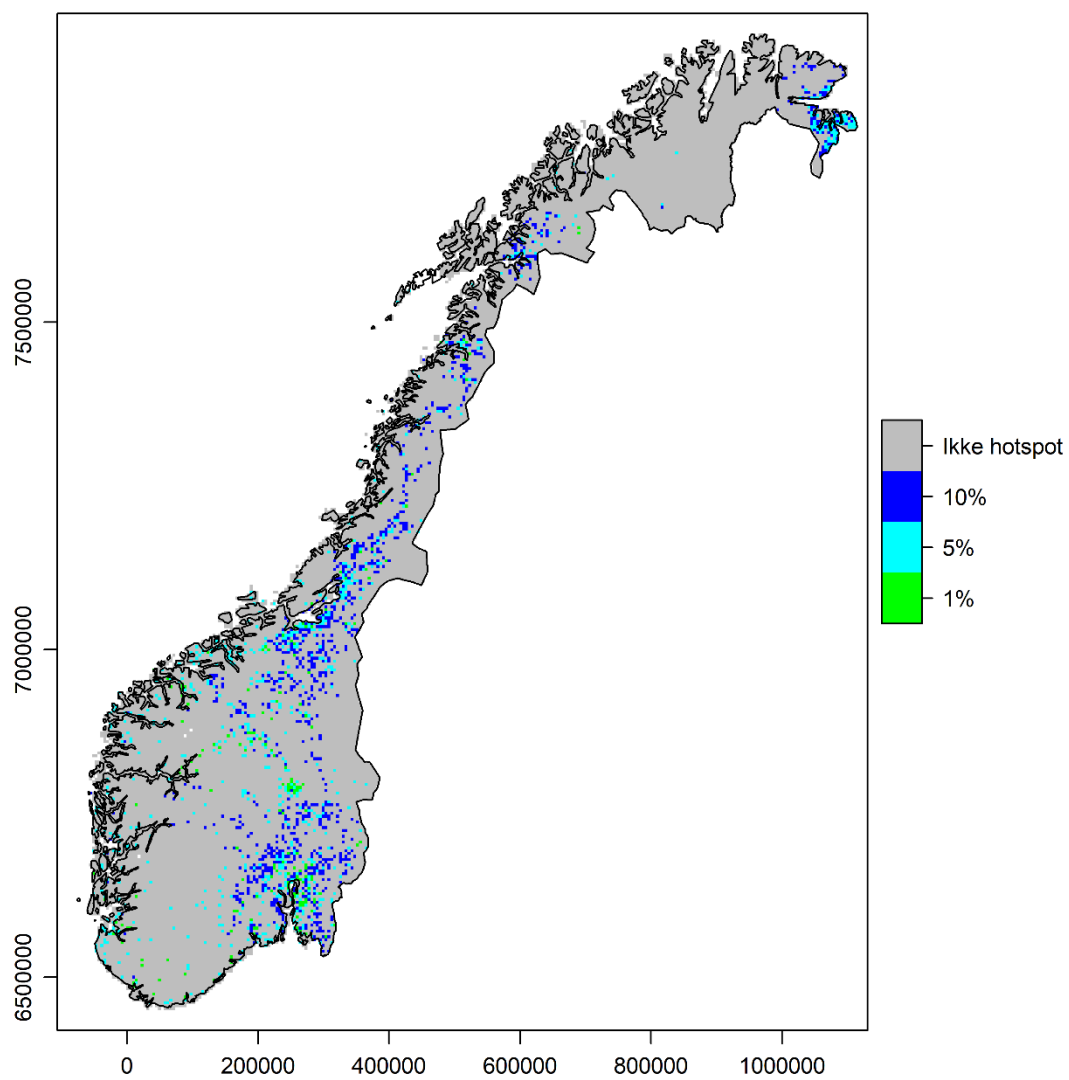
Hotspots for alle arter av mose var konsentrert til kyststrøk fra Østfold til Møre og Romsdal (**Figur 38**). Dette mønsteret var det samme uavhengig av om hotspots ble definert som topp 1, 5 eller 10 % av pikslene med høyest predikert intensitet, men med gradvis snevrere hotspot-definisjon ble hotspot-arealet mer konsentrert til Oslo-området, Sør- og Sør-Vestlandet. I motsetning til alle arter, var hotspots for truede arter konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og i dalstrøkene på Østlandet og forekom ellers spredt i Sør- og Midt-Norge (**Figur 39**). Dette gjaldt både 1, 5 og 10 %-hotspots, men de to sistnevnte hadde en særlig stor konsentrasjon i Gudbrandsdalen, Østerdalen og lengst øst i Hedmark. Hotspots for truede ansvarsarter fantes spredt fra Oslofjordområdet via de store dalførene på Østlandet til Trøndelag og videre nordover til Troms, samt lengst øst i Finnmark (**Figur 40**). Både 1 og 5 %-hotspots hadde i tillegg spredte forekomster på Sør- og Vestlandet.



Figur 38. Hotspots (1, 5 og 10 %) for alle arter av mose.



Figur 39. Hotspots (1, 5 og 10 %) for truede arter av mose.



Figur 40. Hotspots (1, 5 og 10 %) for truede ansvarsarter av mose.

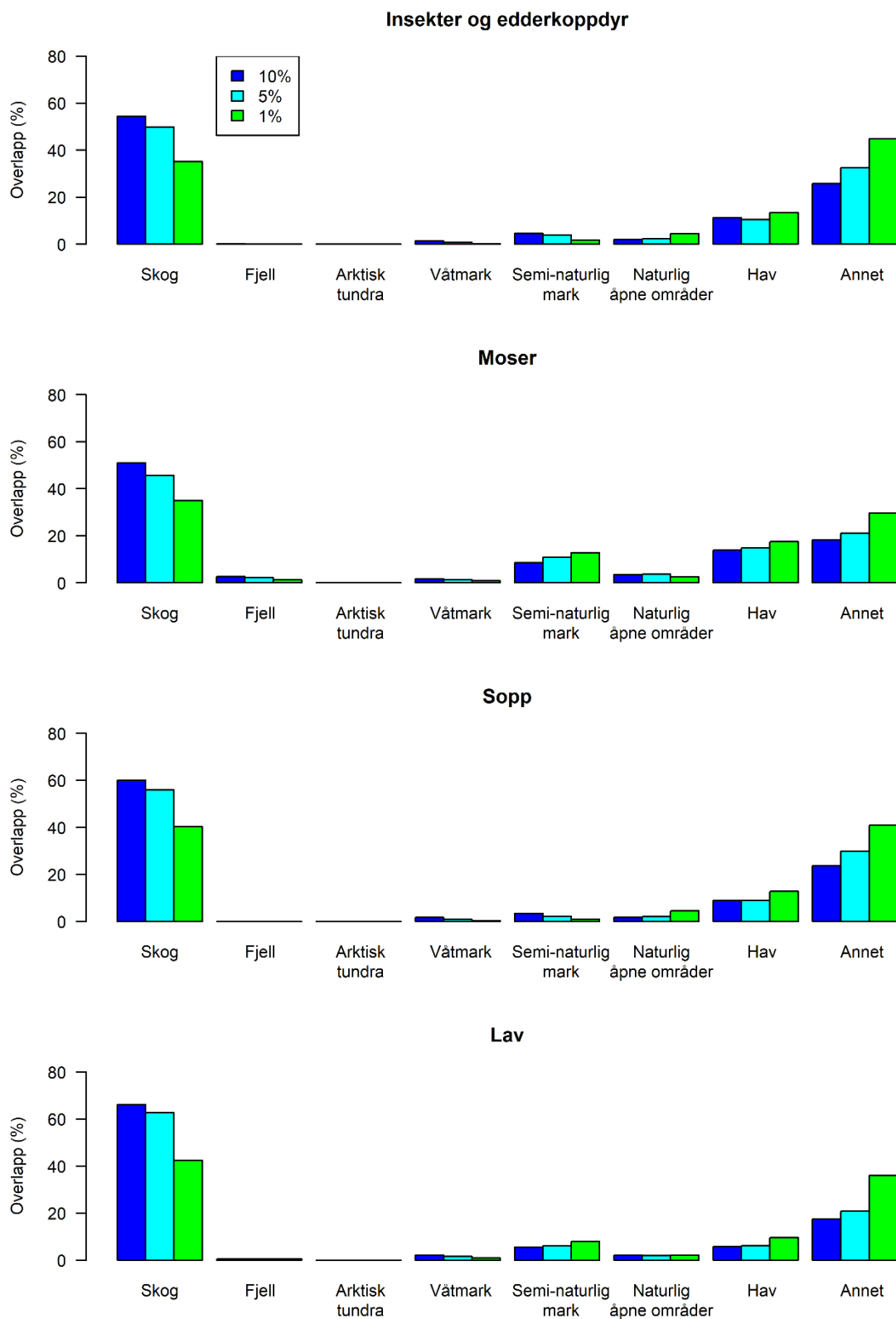
3.5 Overlapp med hovedøkosystemer

Hotspots for alle arter av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser overlappet først og fremst med hovedøkosystemet skog (**Figur 41**). Dette gjaldt samtlige artsgrupper og alle hotspot-definisjoner. Hotspots for alle arter overlappet dessuten i noen grad med semi-naturlig mark og naturlig åpne områder.

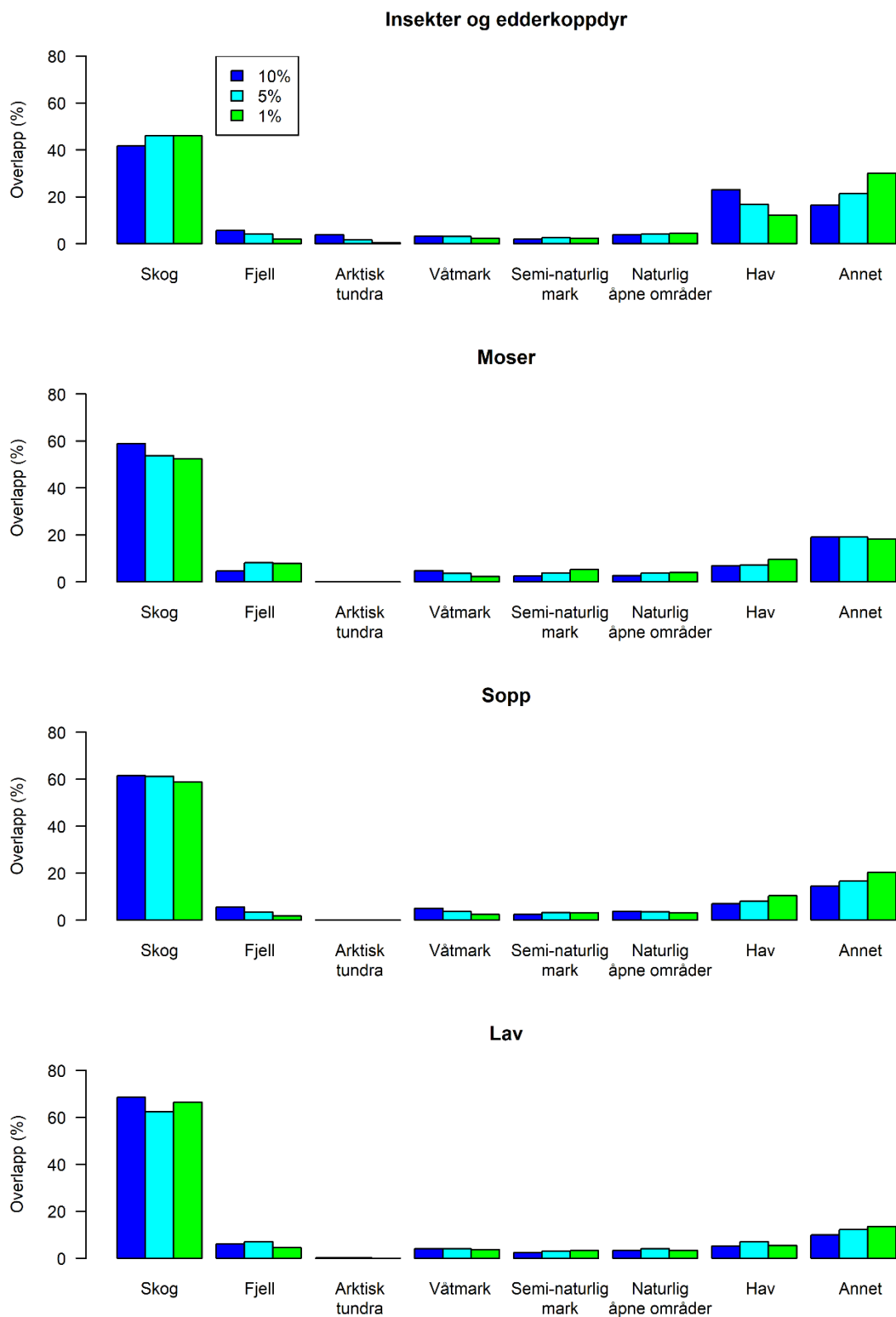
For hotspots for truede arter av de ulike artsgruppene var også skog det desidert viktigste hovedøkosystemet, særlig for sopp, moser og lav (**Figur 42**). I tillegg var det mindre forekomster i fjell, våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder. For insekter var det også noen grad av overlapp med arktisk tundra.

For truede ansvarsarter var mønsteret ganske likt som for truede arter generelt, med stor grad av overlapp mellom hotspots og skog for alle artsgrupper og hotspot-definisjoner (**Figur 43**). For lav var graden av overlapp med skog spesielt stor. Hotspots for truede arter overlappet dessuten i noen grad med fjell, våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder.

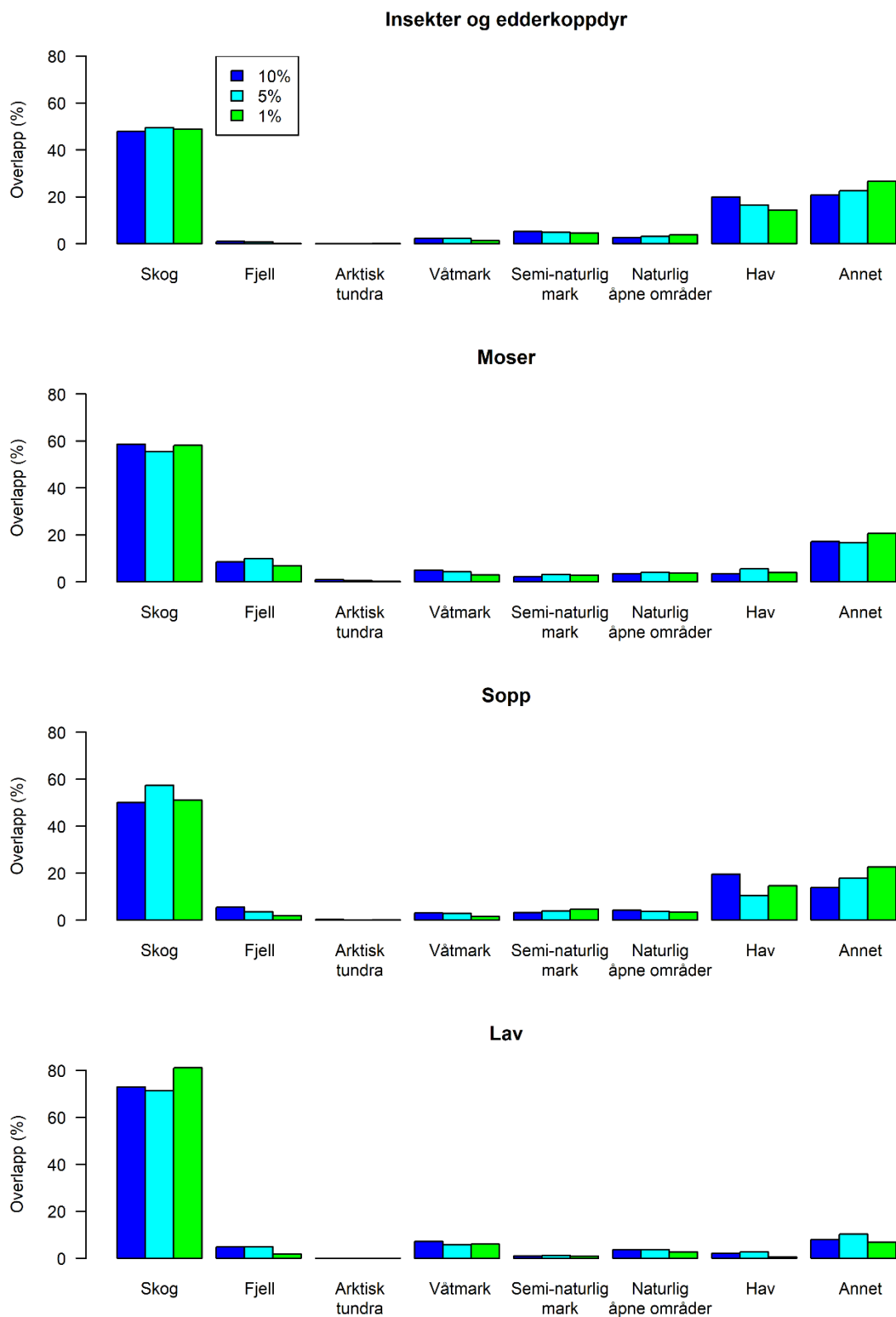
I tillegg var det for alle artsgrupper en relativt stor andel av hotspot-arealet for både alle arter, truede arter og truede ansvarsarter som overlappet med hav og «annet» (**Figur 41-43**, se også kap. 3.7). «Annet» omfatter her både ferskvann, ulike kategorier av dyrket mark og bebygde arealer.



Figur 41. Prosentandel (%) av hotspot-areale av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter av de ulike artsgruppene som ligger i ulike hovedøkosystemer.



Figur 42. Prosentandel (%) av hotspot-arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for truede arter av de ulike artsgruppene som ligger i ulike hovedøkosystemer.



Figur 43. Prosentandel (%) av hotspot-arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for truede artsvarter av de ulike artsgruppene som ligger i ulike hovedøkosystemer.

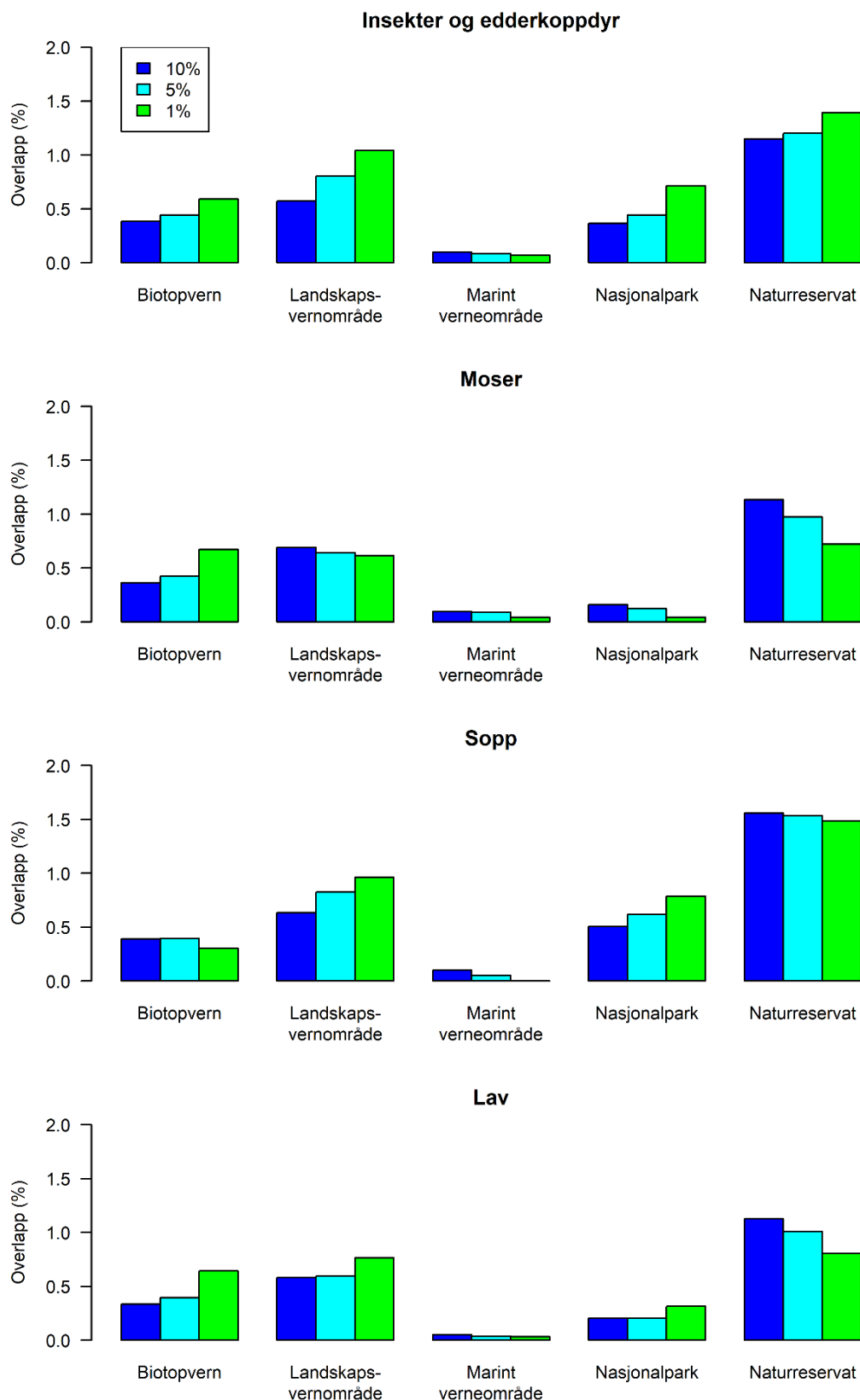
3.6 Overlapp mellom hotspots og verneområder, naturverdier og INON-områder

Verneområder

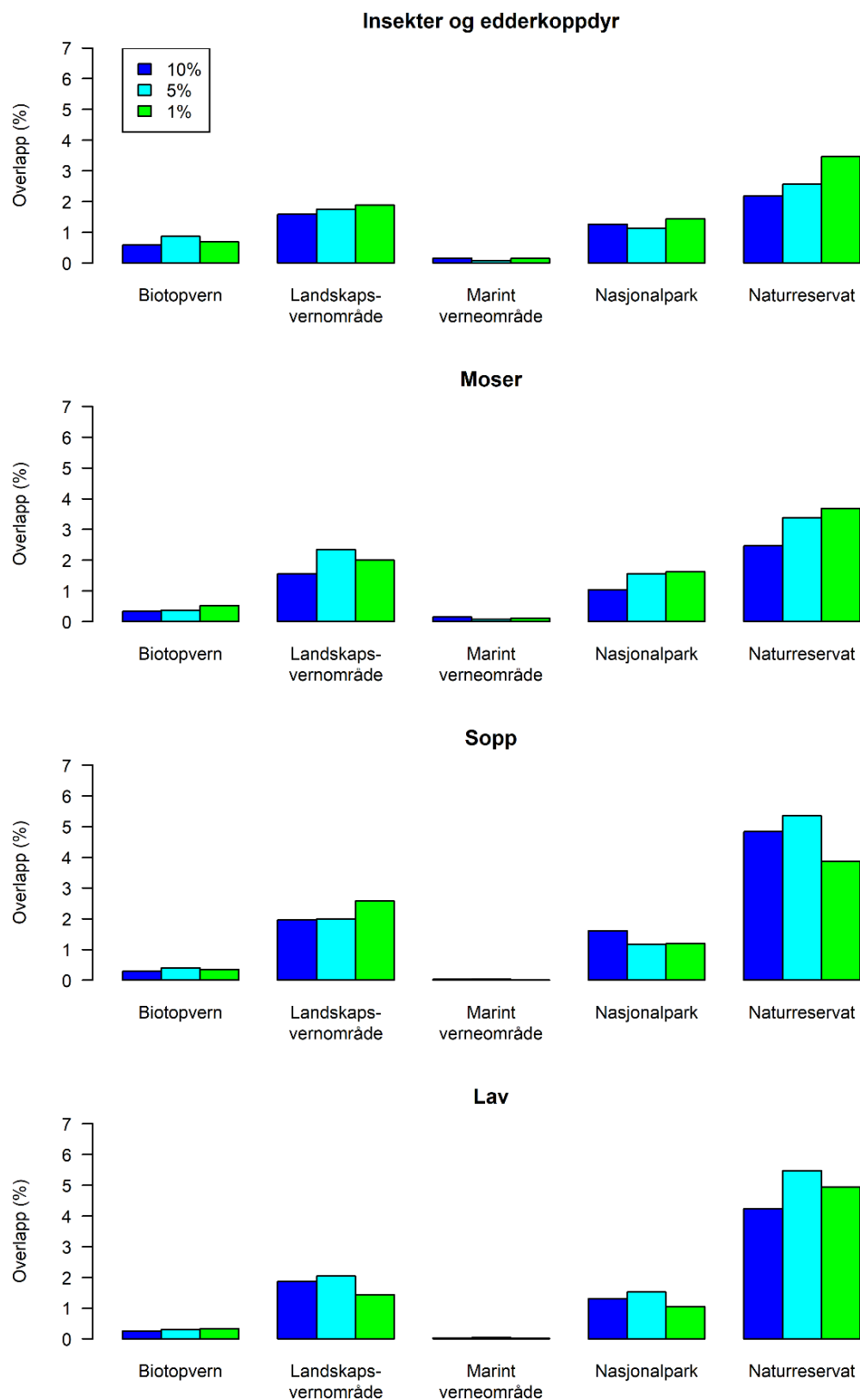
Hotspots for alle arter av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser overlappet i liten grad med eksisterende verneområder. Uavhengig av om 1, 5 eller 10 %-definisjonen av hotspots ble lagt til grunn, omfattet de ulike typene av verneområder til sammen under 4 % av hotspot-arealet (**Vedlegg 2**). Graden av overlapp var størst for naturreservater, landskapsvernområder og biotopvernområder (**Figur 44**), selv om disse utgjør et mindre areal enn for eksempel nasjonalparker (se Olsen et al. 2018a).

Hotspots for truede arter av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser overlappet i litt større grad med eksisterende verneområder enn hotspots for alle arter. Uavhengig av hotspot-definisjonen, omfattet de ulike typene av verneområder til sammen under 10 % av hotspot-arealet (**Vedlegg 2**). Graden av overlapp var størst for naturreservater, landskapsvernområder og nasjonalparker, og i hovedsak større for sopp og lav enn for insekter og edderkoppdyr og moser (**Figur 45**).

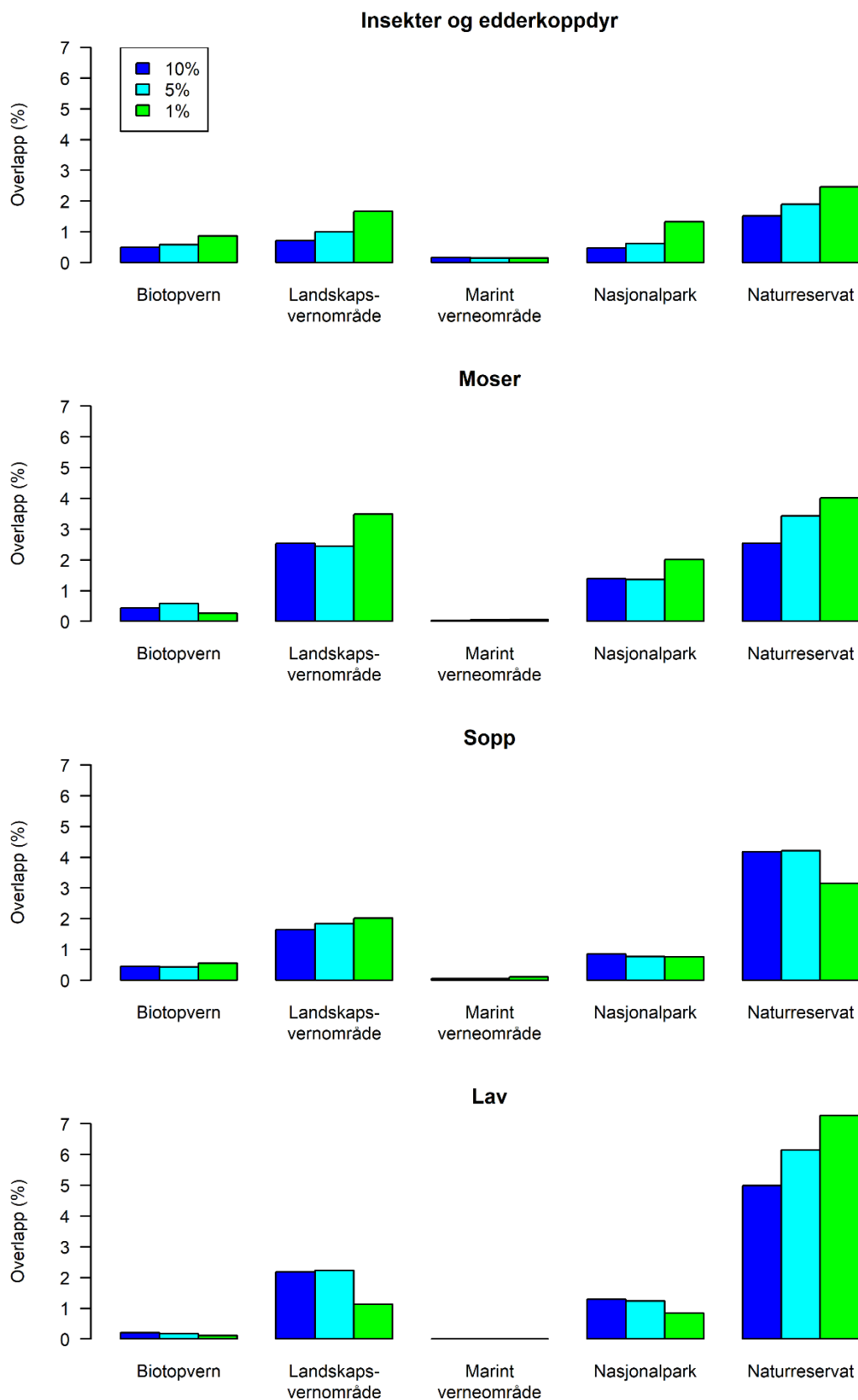
Hotspots for truede artsvarter av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser overlappet i omtrent like stor grad med eksisterende verneområder som hotspots for truede arter. Uavhengig av hotspot-definisjonen, omfattet de ulike typene av verneområder til sammen under 10 % av hotspot-arealet (**Vedlegg 2**). Som for truede arter var graden av overlapp størst for naturreservater, landskapsvernområder og nasjonalparker, og størst for lav og minst for insekter og edderkoppdyr (**Figur 46**).



Figur 44. Prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter av de ulike artsgruppene som ligger i ulike typer verneområder.



Figur 45. Prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for truede arter av de ulike artsgruppene som ligger i ulike typer verneområder.



Figur 46. Prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for truede ansvarsarter av de ulike artsgruppene som ligger i ulike typer verneområder.

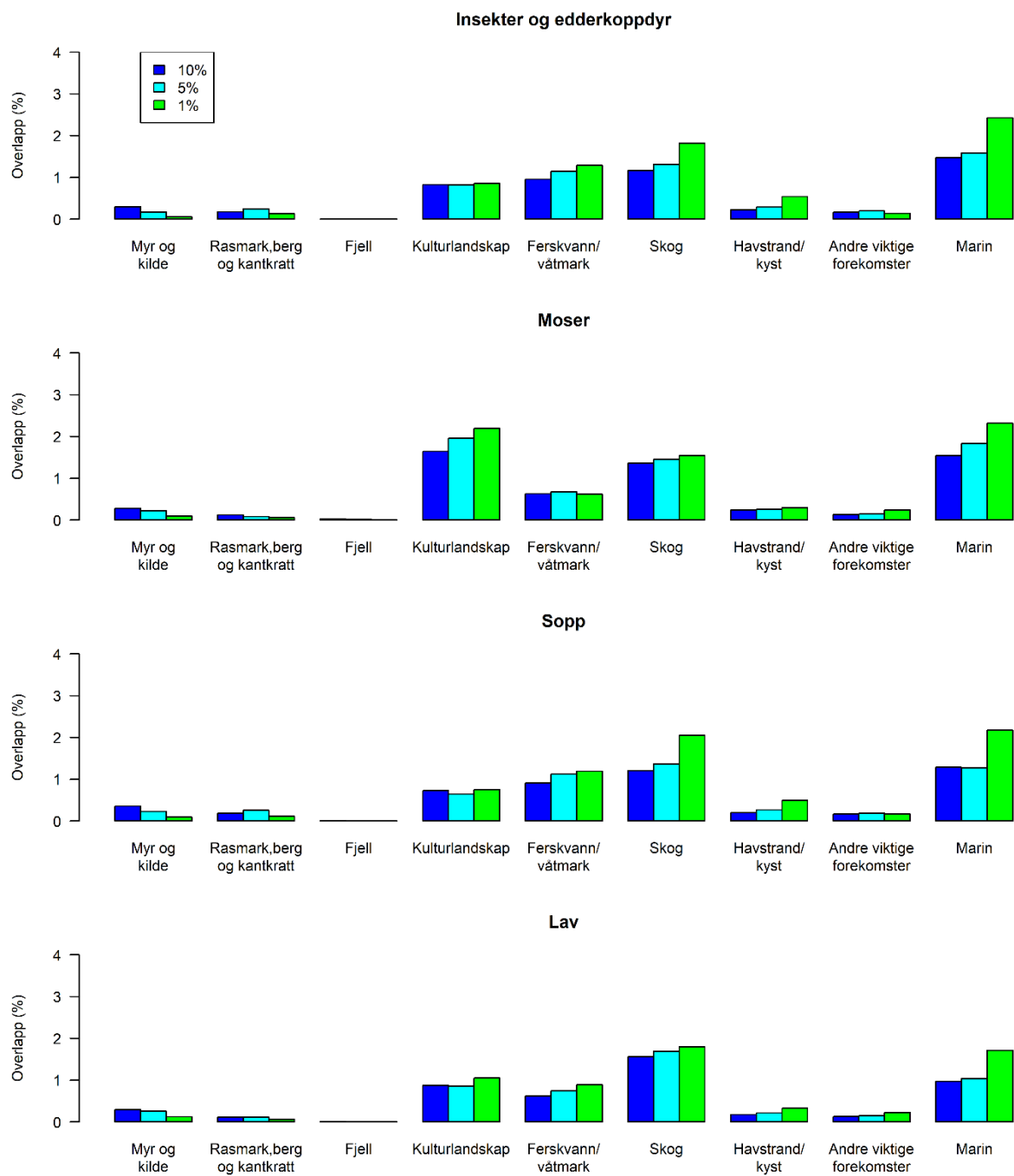
Naturtyper etter DN-håndbok 13

Hotspots for alle arter av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser overlappet i liten grad med naturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13. Uavhengig av om 1, 5 eller 10 %-definisjonen av hotspots ble lagt til grunn, omfattet de ulike hovednaturtypene til sammen under 8 % av hotspot-arealet (**Vedlegg 2**). Graden av overlapp var størst for kulturlandskap, ferskvann/våtmark, skog og marine naturtyper (**Figur 47**).

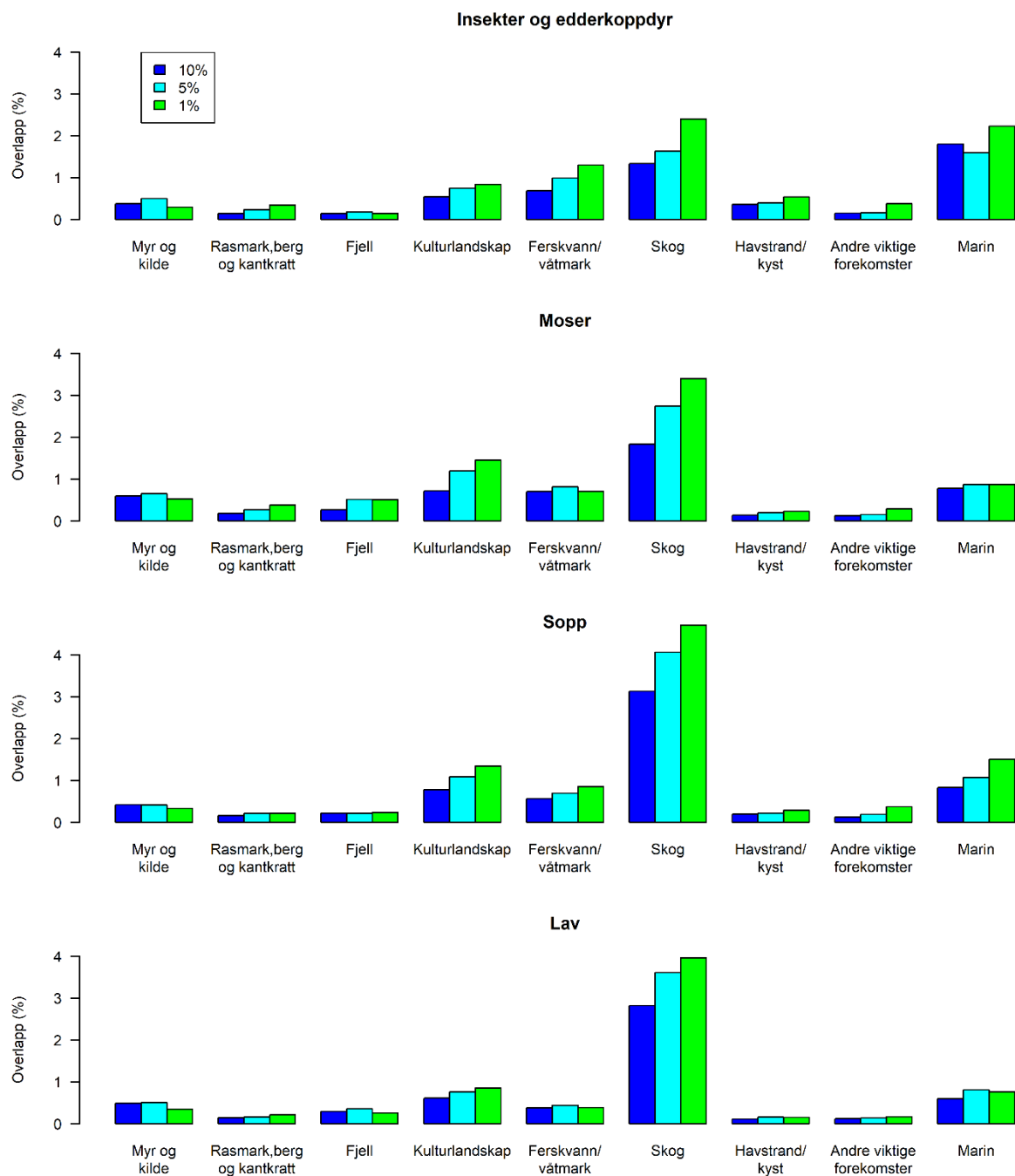
Hotspots for truede arter av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser overlappet i litt større grad med naturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13 enn hotspots for alle arter. Uavhengig av hotspot-definisjonen, inkluderte omfattet de ulike hovednaturtypene til sammen under 10 % av hotspot-arealet (**Vedlegg 2**). Også for truede arter var graden av overlapp størst for kulturlandskap, ferskvann/våtmark, skog og marine naturtyper (**Figur 48**), og skog skilte seg ut som den naturtypen med desidert størst overlapp, særlig for sopp og lav.

Hotspots for truede ansvarsarter av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser overlappet i omtrent like stor grad med naturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13 som hotspots for truede arter. Uavhengig av hotspot-definisjonen, omfattet de ulike hovednaturtypene til sammen under 11 % av hotspot-arealet (**Vedlegg 2**). For insekter og edderkoppdyr var graden av overlapp størst for kulturlandskap, ferskvann/våtmark, skog og marine naturtyper, for sopp var både kulturlandskap, skog og marine naturtyper viktige, mens for lav og moser skilte skog seg ut som den naturtypen med desidert størst overlapp med hotspot-områdene (**Figur 49**).

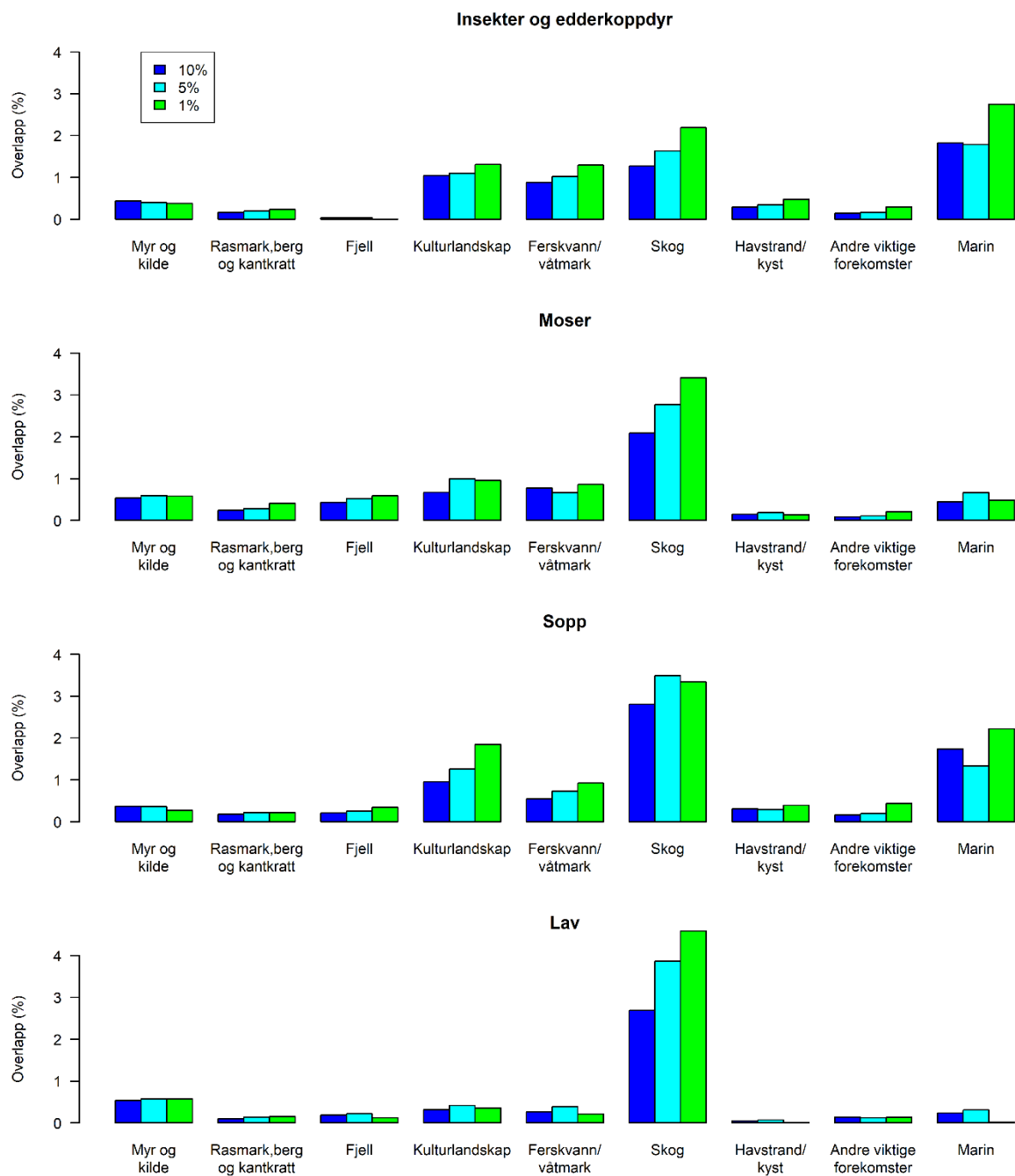
Mens andelen av hotspot-arealet som inkluderes i naturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13, var lav, viste den motsatte analysen at andelen av naturtypearealet som inkluderes i hotspots, var betydelig høyere (**Vedlegg 3**).



Figur 47. Prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter av de ulike artsgruppene som ligger i ulike hovednaturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13.



Figur 48. Prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for truede arter av de ulike artsgruppene som ligger i ulike hovednaturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13.

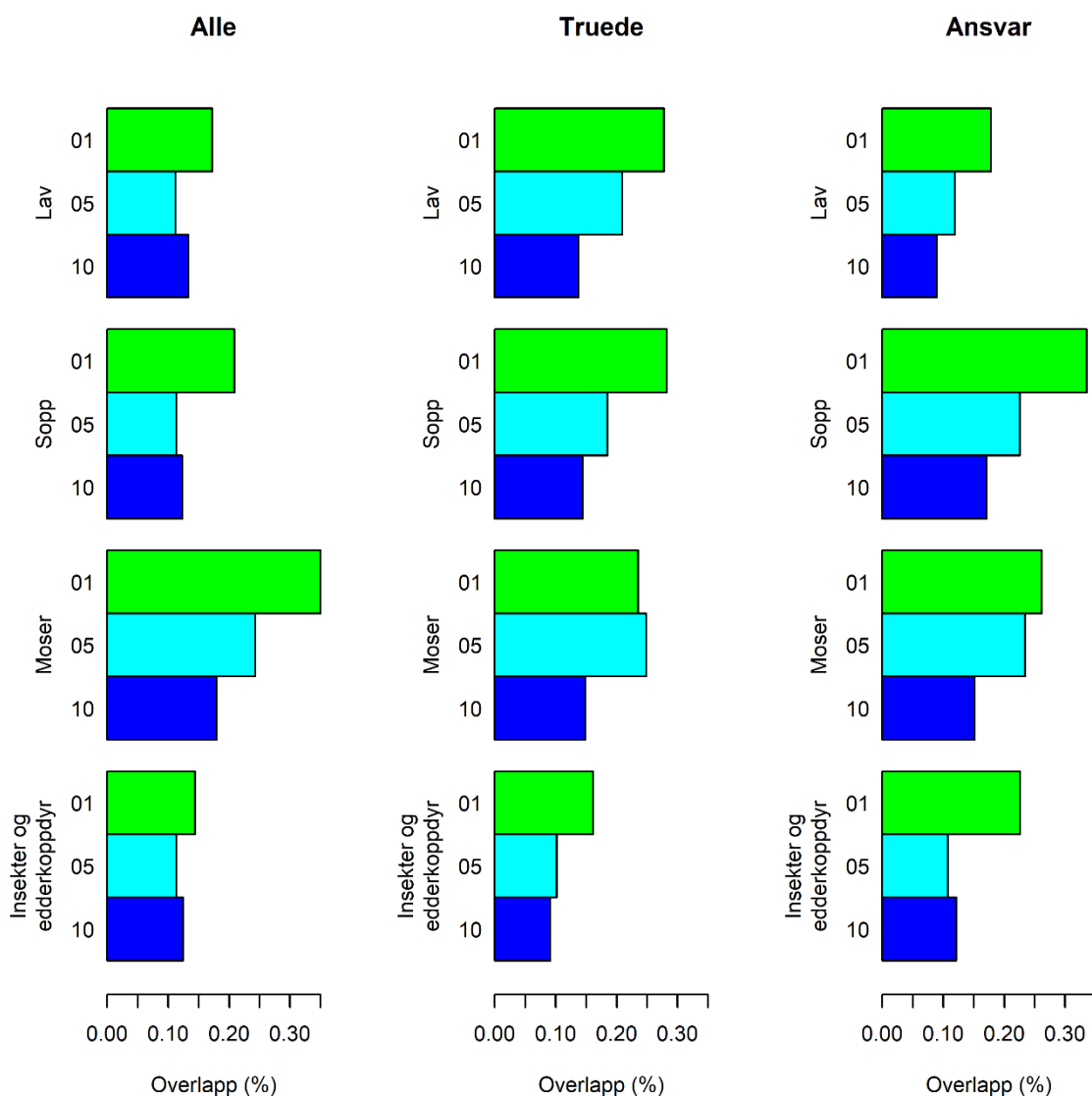


Figur 49. Prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for truede artsvarter av de ulike artsgruppene som ligger i ulike hovednaturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13.

Naturtyper etter NiN-systemet

Hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser overlappet i svært liten grad med naturtypelokaliteter kartlagt etter NiN-systemet. Graden av overlapp var under 0,5 % for alle hotspot-definisjonene (**Figur 50**).

Mens andelen av hotspot-arealet som inkluderes i NiN-naturtyper, var svært lavt, viste den motsatte analysen at andelen av naturtypearealet som inkluderes i hotspots, var betydelig høyere (**Vedlegg 3**).

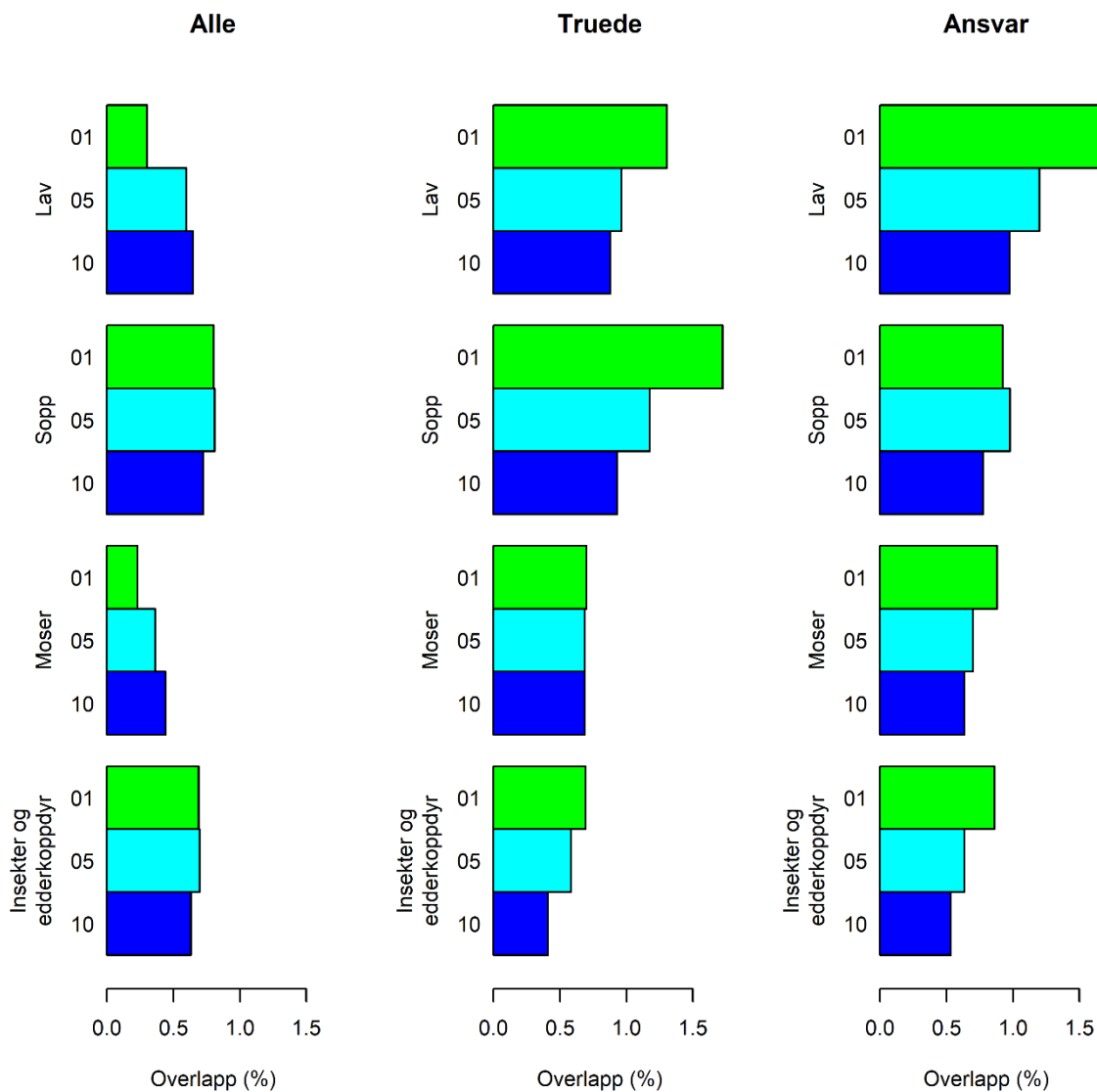


Figur 50. Prosentandel (%) av hotspot-arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av de ulike artsgruppene som ligger i NiN-naturtyper.

MiS nøkkelbiotoper

Hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser overlappet i svært liten grad med kartlagte MiS nøkkelbiotoper. Dette gjaldt alle hotspot-definisjonene. For alle arter var graden av overlapp under 1 %, og for truede arter og ansvarsarter var graden av overlapp under 2 % (**Figur 51**).

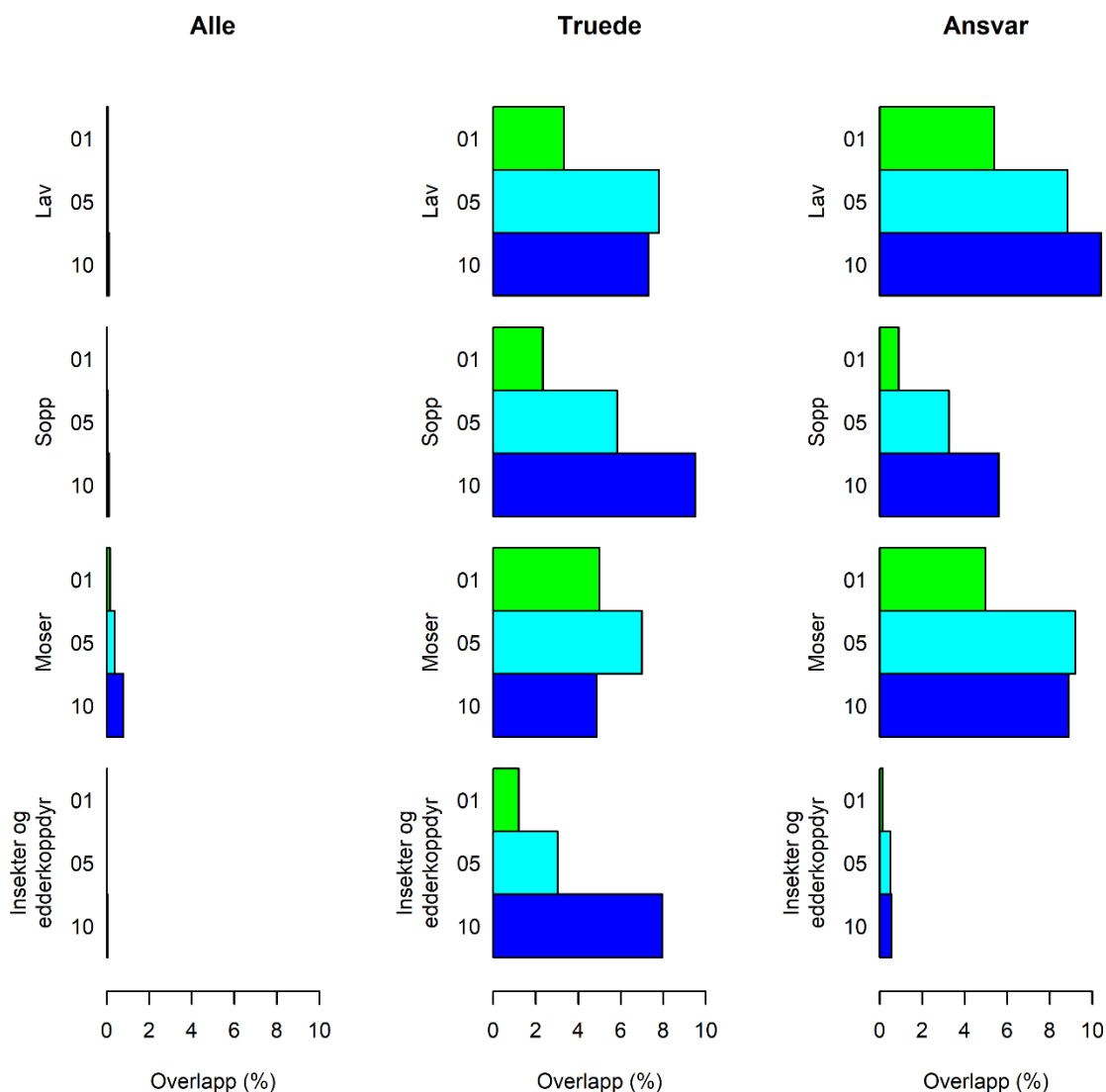
Mens andelen av hotspot-arealet som inkluderes i MiS nøkkelbiotoper, var lavt, viste den motsatte analysen at andelen av MiS-arealet som inkluderes i hotspots, var betydelig høyere (**Vedlegg 3**).



Figur 51. Prosentandel (%) av hotspot-arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av de ulike artsgruppene som ligger i MiS nøkkelbiotoper.

Inngrepsfrie naturområder (INON)

Hotspots for alle arter av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser overlappet i svært liten grad med inngrepsfrie naturområder (INON) (**Figur 52**). Graden av overlapp mellom hotspots og INON-områder var større for truede arter, særlig for 5 og 10 %-hotspots, men fremdeles under 10 % overlapp (**Figur 52**). Hotspots for truede ansvarsarter fulgte omtrent det samme mønsteret som for truede arter, med unntak av hotspots for truede ansvarsarter av insekter og edderkoppdyr, som i svært liten grad overlappet med INON-områder (**Figur 52**).



Figur 52. Prosentandel (%) av hotspot-arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av de ulike artsgruppene som ligger i inngrepsfrie naturområder.

3.7 Fragmentering av hotspots

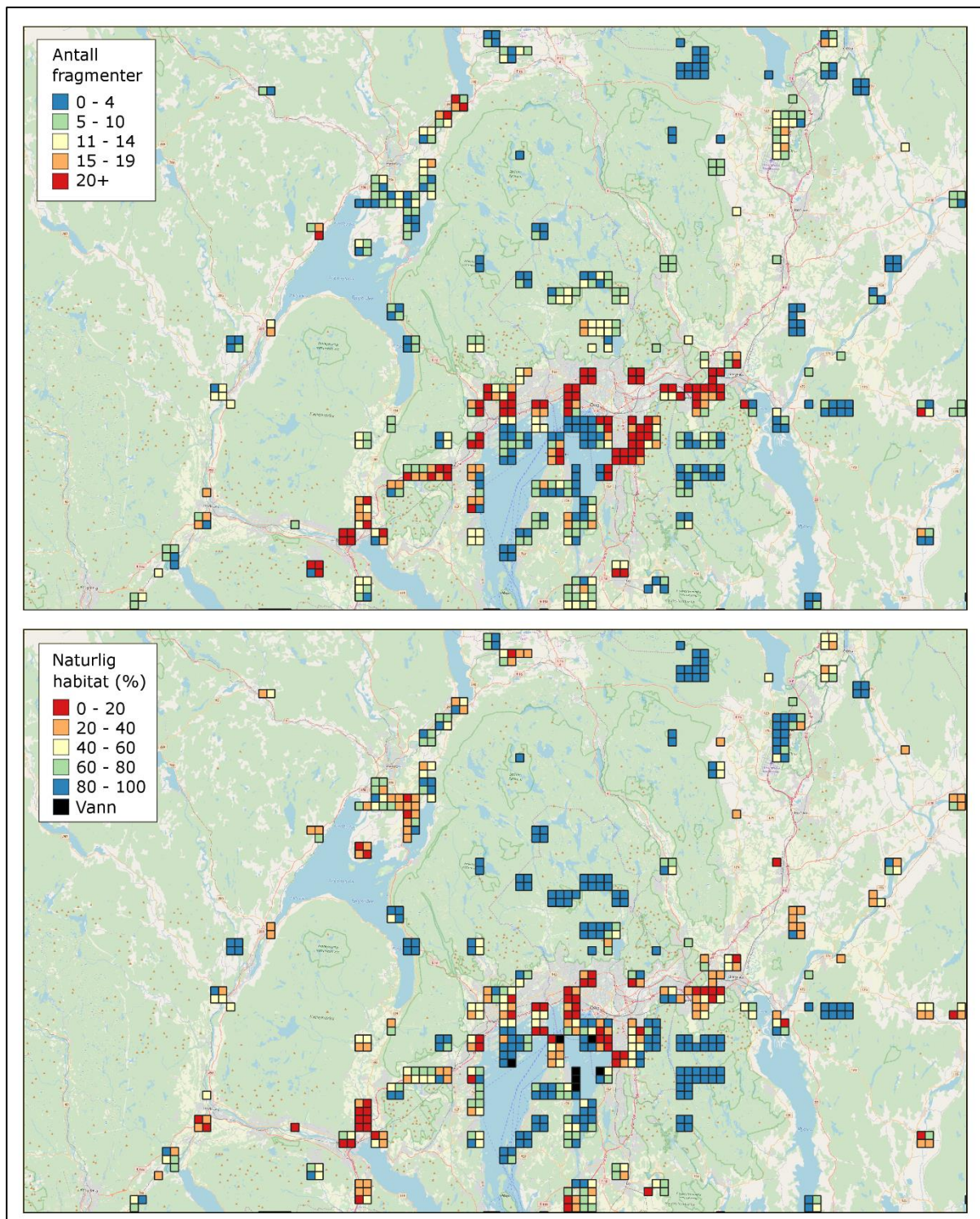
Det var relativt stor grad av overlapp mellom 1 % hotspots for truede arter av alle artsgrupper og hovedøkosystemer som er lite forenlig med levested for de fleste terrestriske arter (vann og svært menneskepåvirkede økosystemer). I en gjennomsnittlig hotspot-piksel gjaldt dette 42 % for insekter og edderkoppdyr, 32 % for sopp, 20 % for lav, 29 % for mose og 41 % for karplanter, hvorav omtrent halvparten skyldes overlapp med svært menneskepåvirkede økosystemer (**Tabell 2**). Andelen lite påvirkede økosystemer (av total dekning av terrestriske økosystemer) per hotspot-piksel varierte sterkt geografisk, med en konsentrasjon av piksler med lav andel lite påvirkede økosystemer rundt Oslofjorden, i Mjøsregionen, i Stavanger-området og rundt Trondheimsfjorden (**Figur 53, Vedlegg 4**). Det var også variasjon mellom artsgrupper: lav hadde flest hotspot-piksler med høy andel lite påvirkede økosystemer, mens insekter og edderkoppdyr hadde færrest (**Figur 54**).

Hotspots (1 %) for truede arter av alle artsgrupper var også fragmentert av veier, med et gjennomsnitt på henholdsvis 8,9 fragmenter per hotspot-piksel for insekter og edderkoppdyr, 7,4 for sopp, 5,3 for lav, 6,5 for mose og 8,7 for karplanter (**Tabell 2**). De geografiske områdene med størst fragmenteringsgrad fulgte i hovedsak de samme mønstrene som for andel lite påvirkede økosystemer (**Figur 53, Vedlegg 4**). I områder med stor tetthet av veier kunne én enkelt hotspot-piksel være delt opp i over 40 fragmenter, mens i områder med lavere tetthet av veier var fragmenteringsgraden betydelig lavere (**Figur 55**). Lav og moser hadde størst antall hotspot-piksler som ikke var fragmentert av veier.

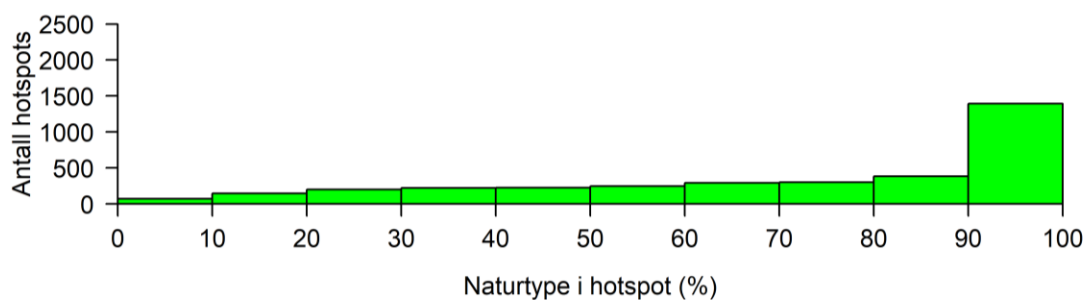
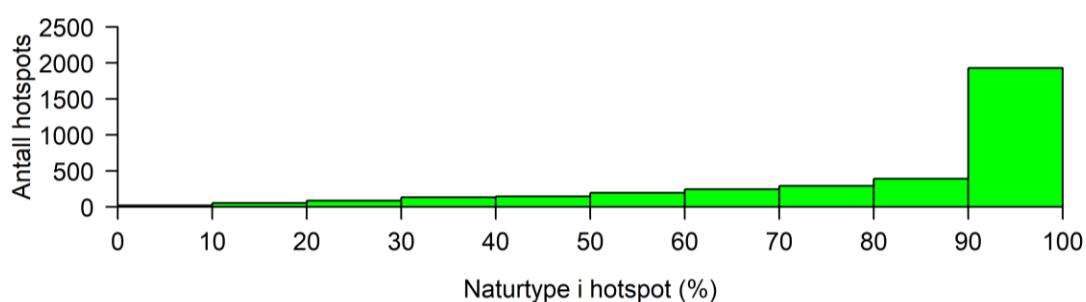
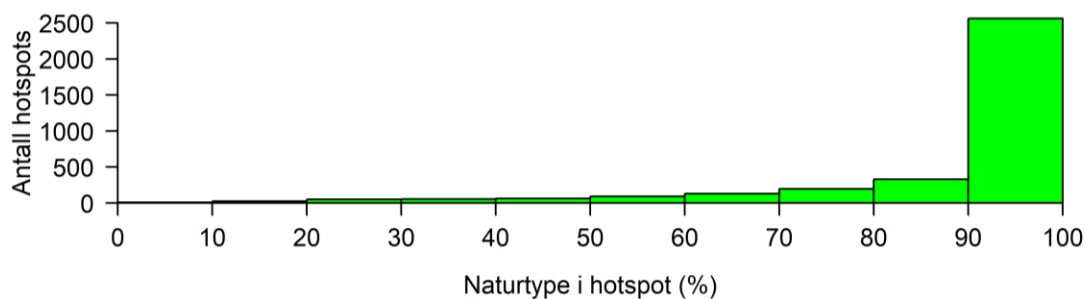
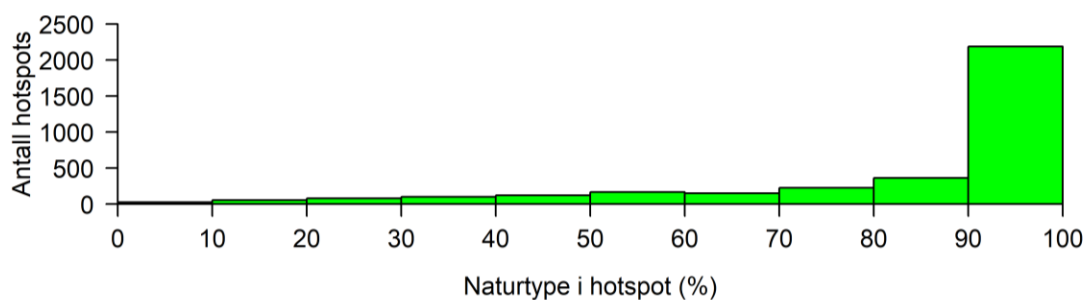
Korrelasjonen mellom de to målene på fragmentering var signifikant, men moderat, i gjennomsnitt $\tau = -0,5$ for alle artsgruppene (**Tabell 2**).

Tabell 2. Prosentandel overlapp (%) mellom 1 %-hotspots for truede arter av ulike artsgrupper og lite menneskepåvirkede hovedøkosystemer (skog, fjell, arktisk tundra, våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder), svært menneskepåvirkede hovedøkosystemer (dyrket mark, bebygde områder og infrastruktur) og akvatiske hovedøkosystemer (hav og ferskvann), samt antall fragmenter basert på fragmentering av vei. Verdiene er angitt som median, gjennomsnitt og standardavvik per hotspot-piksel. Tabellen viser også korrelasjonen (z-verdi, Kendalls τ og p-verdi) mellom prosentandel lite påvirkede økosystemer (av total dekning av terrestriske økosystemer) og antall fragmenter per piksel.

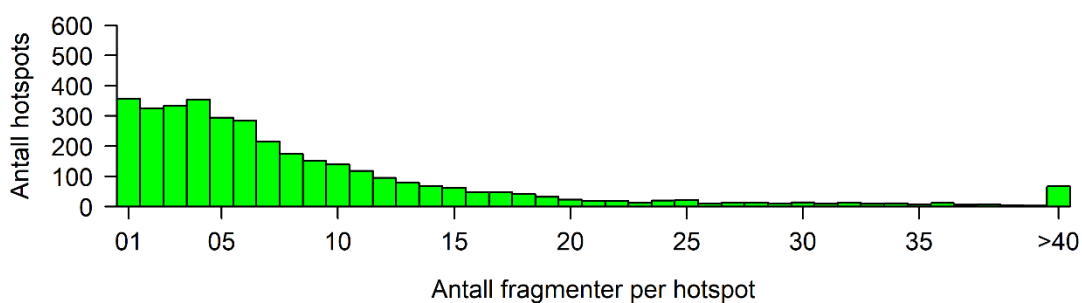
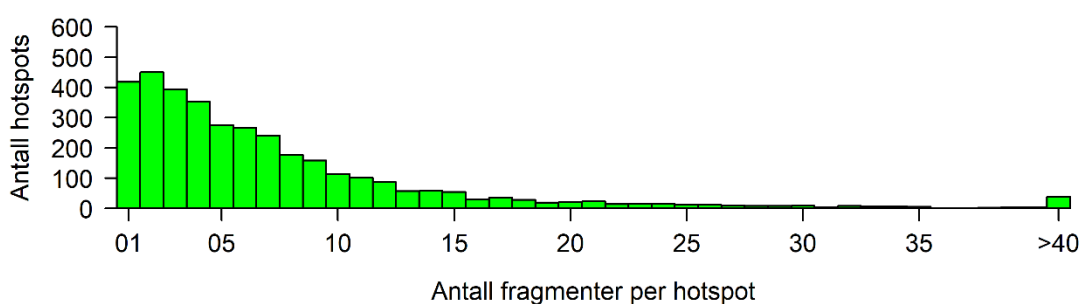
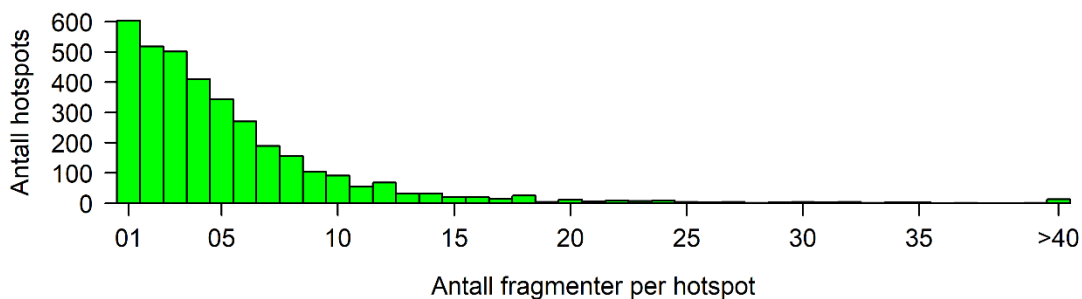
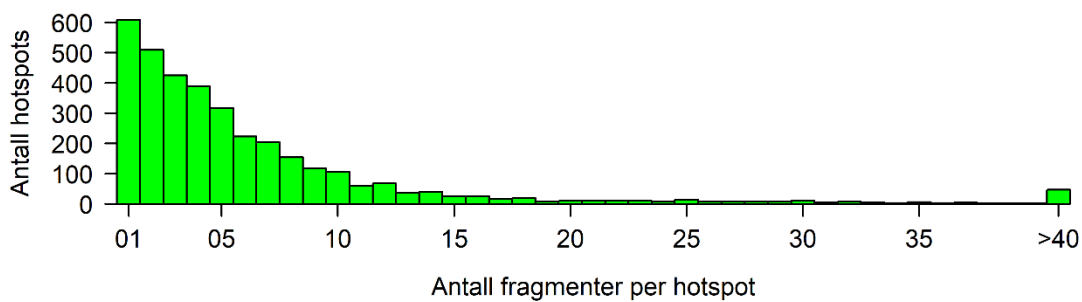
| | | Insekter og edderkoppdyr | Sopp | Lav | Moser | Karplanter |
|-----------------------------|-----------|--------------------------|--------|--------|--------|------------|
| Lite påvirkede økosystemer | Median | 60,0 | 77,5 | 92,9 | 84,9 | 62,7 |
| | Gj.sn. | 57,8 | 68,6 | 80,3 | 71,4 | 58,8 |
| | St. avvik | 31,4 | 29,9 | 26,1 | 30,7 | 31,8 |
| Svært påvirkede økosystemer | Median | 13,6 | 4,7 | 0,7 | 2,5 | 9,8 |
| | Gj.sn. | 24,0 | 15,7 | 8,8 | 13,0 | 21,3 |
| | St. avvik | 26,5 | 21,4 | 16,3 | 20,6 | 25,6 |
| Vann | Median | 3,6 | 2,1 | 1,4 | 2,2 | 3,6 |
| | Gj.sn. | 18,2 | 15,8 | 10,9 | 15,5 | 19,9 |
| | St. avvik | 27,6 | 26,0 | 21,5 | 26,3 | 29,1 |
| Fragmenter | Median | 6,0 | 5,0 | 4,0 | 4,0 | 5,0 |
| | Gj.sn. | 8,9 | 7,4 | 5,3 | 6,5 | 8,7 |
| | St. avvik | 9,9 | 8,7 | 6,0 | 9,3 | 11,5 |
| Korrelasjon | z | -39,2 | -39,5 | -37,4 | -41,1 | -41,3 |
| | τ | -0,5 | -0,5 | -0,5 | -0,5 | -0,5 |
| | p-verdi | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 |



Figur 53. Fragmentering av 1 %-hotspots for truede insekter og edderkoppdyr. Øverst vises fragmentering på grunn av veier, angitt som antall fragmenter per hotspot-piksel. Mange fragmenter indikerer stor grad av fragmentering. Nederst vises fragmentering på grunn av overlapp med svært menneskepåvirkede økosystemer, angitt som prosentandel av lite påvirkede økosystemer (av total dekning av terrestriske økosystemer) per piksel. Lav andel av lite påvirkede, «naturlige» økosystemer indikerer stor grad av fragmentering. Indre Oslofjord er brukt som eksempelområde. Se **Vedlegg 4** for tilsvarende figurer for de andre artsgruppene. Kart for hele landet er levert som separate shp-filer.

Insekter og edderkoppdyr**Sopp****Lav****Moser**

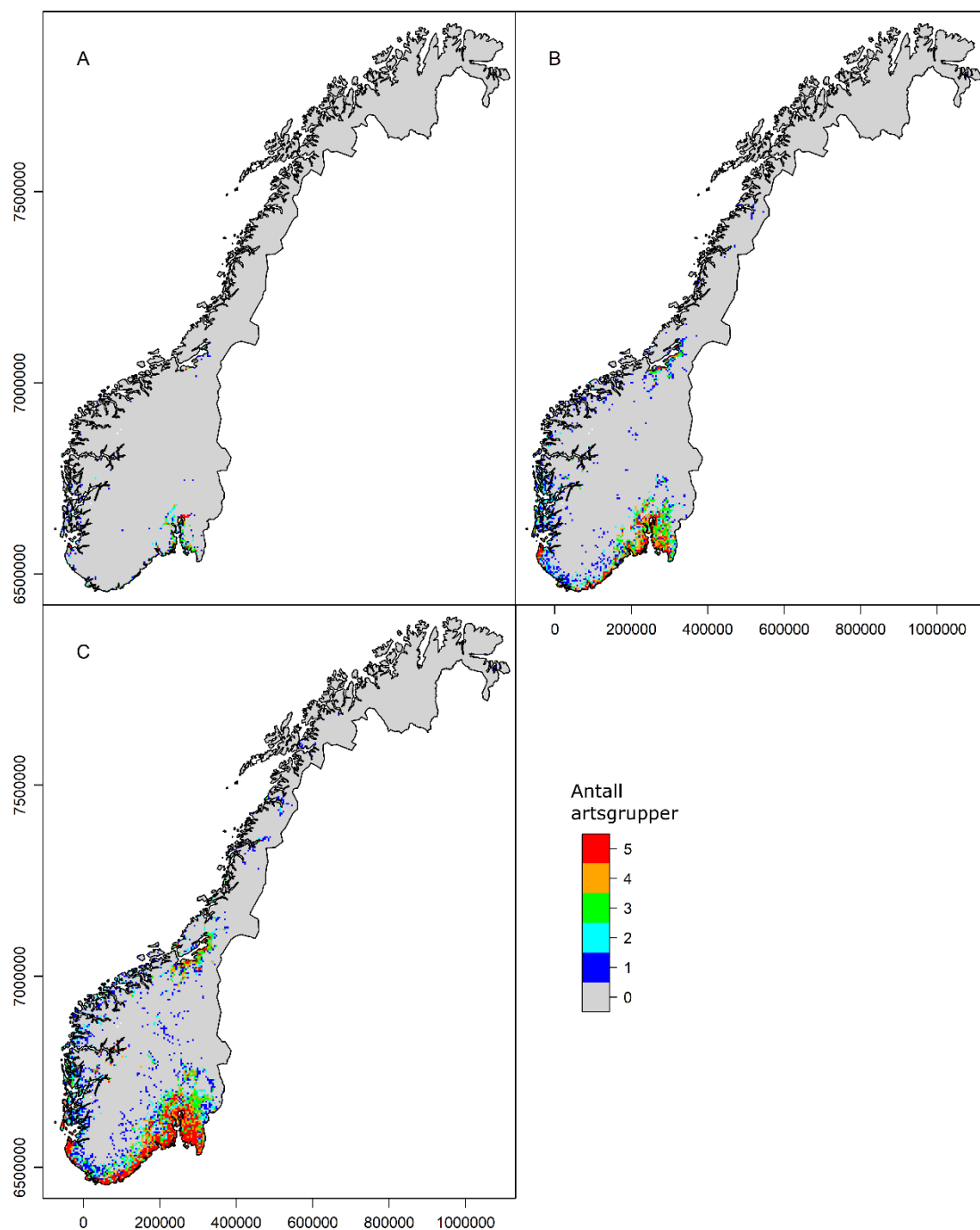
Figur 54. Fordeling av grad av overlapp (%) med lite påvirkede økosystemer (angitt som prosentandel av terrestriske økosystemer) per hotspot-piksel.

Insekter og edderkoppdyr**Sopp****Lav****Moser****Figur 55.** Fordeling av antall fragmenter per hotspot-piksel.

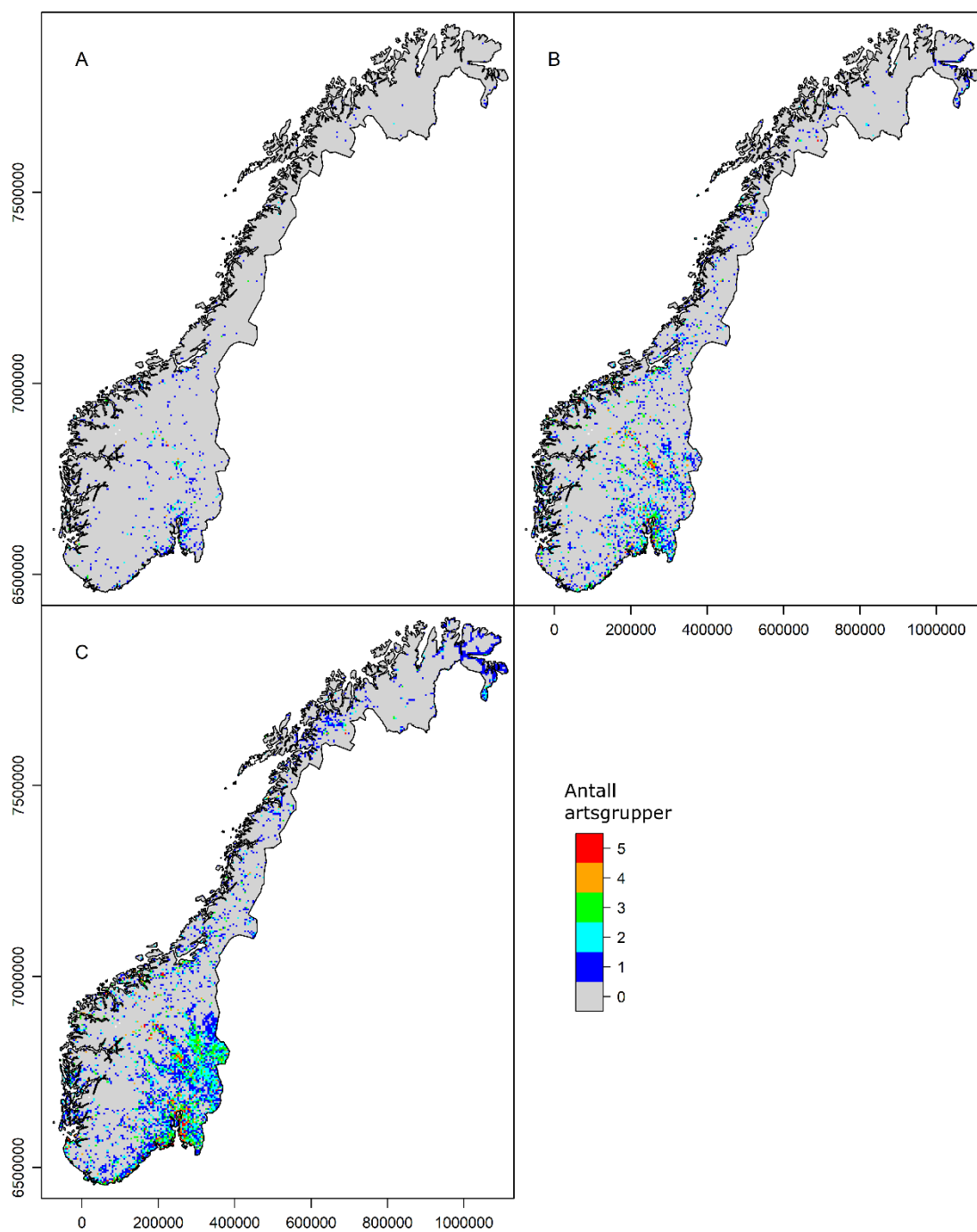
3.8 Overlapp mellom hotspots for ulike artsgrupper

Når det gjelder hotspots for alle arter, var det stor grad av overlapp mellom hotspots for insekter og edderkoppdyr og sopp, mellom sopp og karplanter og mellom insekter og edderkoppdyr og karplanter uavhengig av hotspot-definisjon (**Vedlegg 5**). For insekter og edderkoppdyr og lav, insekter og edderkoppdyr og moser, moser og sopp, moser og lav, moser og karplanter, sopp og karplanter og sopp og lav var graden av overlapp mindre, men fremdeles rundt 40 % for 10 %-hotspots (**Vedlegg 5**). Hotspots for truede arter av ulike artsgrupper overlappet i mindre grad enn hotspots for alle arter, med størst grad av overlapp mellom moser og lav, sopp og lav, moser og sopp, sopp og karplanter og moser og karplanter (**Vedlegg 5**). Når det gjelder hotspots for truede ansvarsarter, var graden av overlapp enda mindre, med størst overlapp mellom insekter og edderkoppdyr og sopp, sopp og lav (med unntak av 1 %-hotspots), moser og lav, sopp og karplanter og moser og sopp (**Vedlegg 5**).

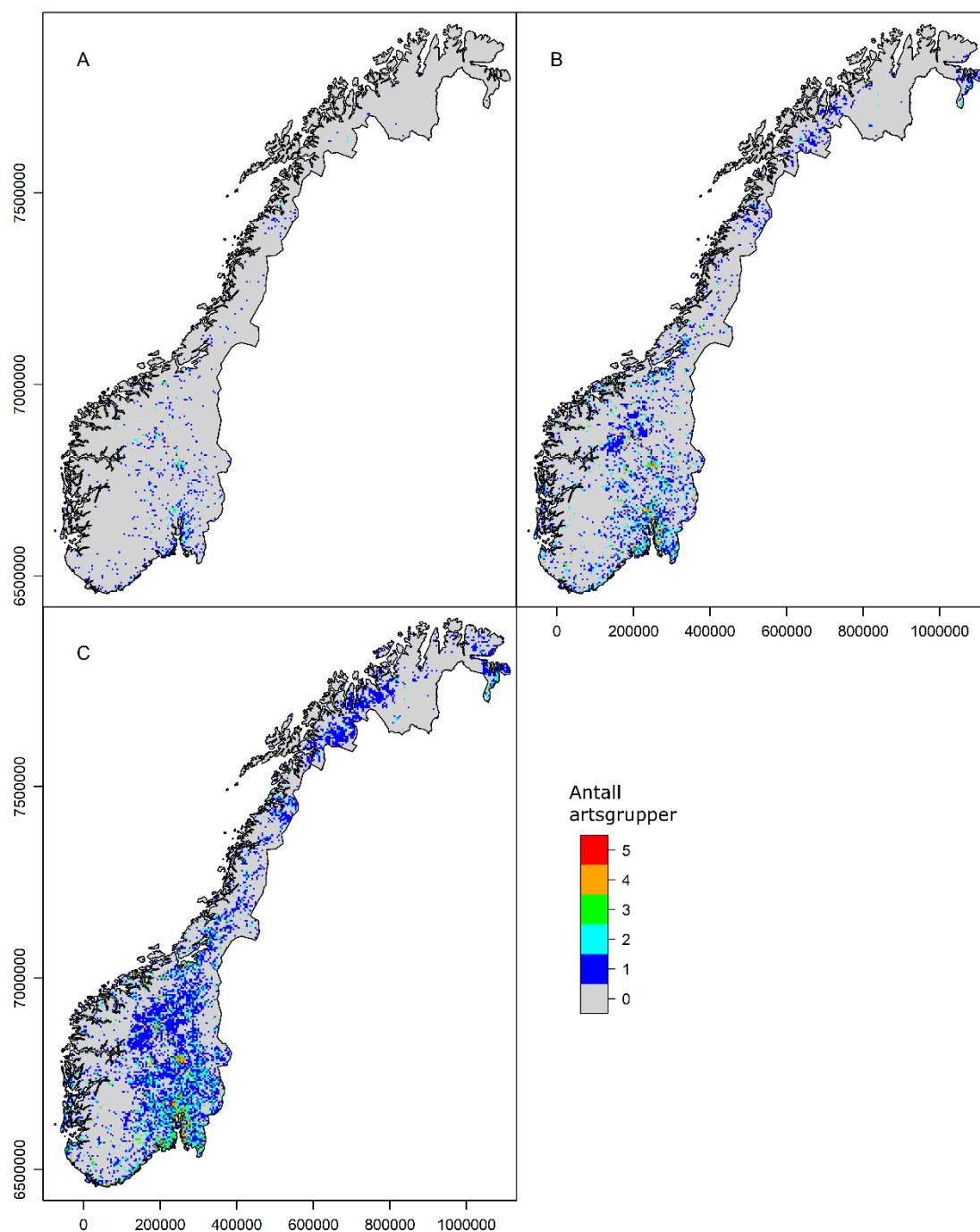
Områder med stor grad av overlapp mellom hotspots for alle arter for flere ulike artsgrupper var konsentrert til områdene rundt Oslofjorden for 1 %-hotspots (**Figur 56**). For 5 og 10 %-hotspots ble dette området utvidet til kyststrøk nord til Rogaland, Nord-Vestlandet og områdene rundt Trondheimsfjorden, men fremdeles med tyngdepunkt rundt Oslofjorden. Også for truede arter var områdene med stor grad av overlapp mellom hotspots for ulike artsgrupper konsentrert til Oslofjord-området, men disse artene hadde også overlappende hotspots for flere artsgrupper i dalstrøkene på Østlandet, hvor Gudbrandsdalen pekte seg ut som særlig viktig, særlig for 5 og 10 %-hotspots (**Figur 57**). Hotspots for truede ansvarsarter fulgte det samme mønsteret som truede arter, men her var det store hotspot-områder uten overlapp mellom artsgrupper (**Figur 58**).



Figur 56. Antall artsgrupper med overlappende hotspots for alle arter for (A) 1 %, (B) 5 % og (C) 10 % hotspots. Her er også karplanter inkludert, så antall artsgrupper varierer fra null til fem.



Figur 57. Antall artsgrupper med overlappende hotspots for truede arter for (A) 1 %, (B) 5 % og (C) 10 % hotspots. Her er også karplanter inkludert, så antall artsgrupper varierer fra null til fem.



Figur 58. Antall artsgrupper med overlappende hotspots for truede ansvarsarter for (A) 1 %, (B) 5 % og (C) 10 % hotspots. Her er også karplanter inkludert, så antall artsgrupper varierer fra null til fem.

4 Diskusjon

Hotspot-analysene som presenteres i denne rapporten identifiserer områder med særlig stor forekomst av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser, inkludert truede arter og truede ansvarsarter. Analysene viser at kun en liten andel av slike hotspots, som stedvis er sterkt fragmentert, er fanget opp av eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier eller inngrepsfrie naturområder. Det gjør artene ekstra sårbare for arealbruksendringer og andre inngrep i eller i nærheten av leveområdene. Det er også varierende grad av overlapp mellom hotspots for ulike artsgrupper, noe som betyr at alle artsgrupper ikke nødvendigvis kan forvaltes på samme areal.

4.1 Hotspots for de ulike artsgruppene

Hotspots for alle arter av de ulike artsgruppene var i stor grad konsentrert til Oslofjord-området, samt langs Sør- og til dels Vestlandskysten og områdene rundt Trondheimsfjorden. Med gradvis snevrere hotspots-definisjon, ble hotspot-arealet mer konsentrert til Oslofjord-området, med unntak av moser og til dels lav, som også hadde store forekomster av 1 %-hotspots på Vestlandet. Siden modellene for alle arter ikke er korrigert for innsamlingsinnsats, skyldes denne ansamlingen av hotspot-områder i kyststrøk i Sør-Norge trolig en kombinasjon av mange registreringer i områder med høy befolkningstetthet, noe som sees i den sterke effekten av nærhet til vei, og miljøforhold som begünstiger mange arter.

Skog var det hovedøkosystemet som hadde desidert størst av overlapp med hotspots for både alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av alle artsgrupper. Det er ikke overraskende gitt at både flest arter og flest truede arter hører hjemme i skog (Henriksen & Hilmo 2015c). Dette mønsteret var særlig tydelig for lav, hvor spesielt de truede ansvarsartene i stor grad hører hjemme i skog.

Insekter og edderkoppdyr

Hotspots for truede arter av insekter og edderkoppdyr fulgte i all hovedsak det samme mønsteret som for alle arter, og i tillegg fantes en rekke mindre hotspots spredt i dalstrøkene på Østlandet, samt i Trøndelag, Nordland, Troms og Finnmark. Dette stemmer ganske godt med hotspot-regionene (større geografiske områder som er særlig rike på rødlistearter) for insekter i ARKO-prosjektet (Ødegaard et al. 2006). Den geografiske plasseringen av hotspots reflekterer i stor grad disse artenes preferanse for lavereliggende, tørre strøk med kortvarig snødekke. Samtidig var det en effekt av infrastruktur, med større forekomster av truede insekter og edderkoppdyr nær veier, jernbane og bebyggelse. Dette skyldes trolig at menneskelig aktivitet er konsentrert i klimatiske gunstige områder hvor også insekter og edderkoppdyr har sine habitater.

For 10 %-hotspots for truede arter av insekter og edderkoppdyr var det i tillegg noen større områder i dalstrøk i Troms og kyststrøk i Finnmark. Disse områdene er generelt dårlig kartlagt og har svært få observasjoner av truede arter (se **Figur 1B**), og det er vanskelig å si om hotspots her skyldes skjevheter i datagrunnlaget som får uforholdsmessig store utslag (se kap. 4.5), eller om dette faktisk er potensielt habitat for truede arter. Det stemmer imidlertid ganske godt overens med hotspot-regionene i ARKO, hvor det også er en insekt-hotspot i Troms og Finnmark (Ødegaard et al. 2006). Trolig er det disse områdene i Nord-Norge som gjør at lav solinnstråling, i motsetning til forventet, kommer ut som en viktig miljøfaktor for truede insekter og edderkoppdyr i modellen.

Hotspots for truede ansvarsarter av insekter og edderkoppdyr var også konsentrert til kyststrøk i Sør-Norge, først og fremst rundt Oslofjorden, samt de store dalførene på Østlandet, i første rekke Gudbrandsdalen. Dette stemmer godt med disse artenes preferanse for lavereliggende strøk med høyt kalkinnhold i jorda, kortvarig snødekke og høy solinnstråling. Kalkinnhold påvirker trolig ikke artene direkte, men indirekte gjennom vegetasjonen som definerer artenes habitater. Også for truede ansvarsarter var det en positiv effekt av nærhet til infrastruktur i form av

veier og bebyggelse, igjen trolig fordi menneskelig aktivitet også er konsentrert til disse områdene.

Det er imidlertid viktig å merke seg at datasettet vårt inkluderte kun 9 (av totalt 26) truede artsvarter av insekter og edderkoppdyr. Det kan gi opphav til skjevheter, selv om utsagnsstyrken til modellen var god. For eksempel var det en konsentrasjon av 10 %-hotspots for truede artsvarter sørøst i Hedmark (**Figur 31**), selv om det er bare gjort ett funn i dette området. Igjen er det vanskelig å vite om det skyldes skjevheter i datagrunnlaget som får uforholdsmessige store utslag, eller om dette faktisk er potensielt habitat for truede artsvarter av insekter og edderkoppdyr.

Sopp

Hotspots for truede arter av sopp var også konsentrert til områdene rundt Oslofjorden, med spredte forekomster langs kysten nord til Trøndelag, i Nordland og i dalstrøkene på Østlandet, hvor Gudbrandsdalen skiller seg ut med særlig mange hotspots. Merk også en liten, men viktig hotspot i Pasvik (**Figur 33**). Dette stemmer ganske godt med hotspot-regionene for sopp i ARKO-prosjektet (Ødegaard et al. 2006), selv om for eksempel de kalkrike områdene i Grenland (Brandrud 2010) er dårlig representert på hotspot-kartene. Den geografiske plasseringen av hotspots stemmer godt med disse artenes preferanse for lavereliggende områder med høyt kalkinnhold og kortvarig snødekke, samt en liten positiv effekt av nedbør. Samtidig hadde truede sopp større forekomster nær veier – men fjernt fra bebyggelse og andre typer infrastruktur. Det tyder på at menneskelig aktivitet er konsentrert til områder med stor forekomst av truede sopparter, men at de største forekomstene ikke er i habitater nært knyttet til bebodde områder.

Truede sopparter omfatter to grupper av arter som til dels har sine hotspots i ulike habitater: jordboende og vedboende sopp. Jordboende sopp finnes i mange ulike naturtyper, mens vedboende sopp nødvendigvis er avhengig av trær eller død ved som substrat og forekommer først og fremst i skog. For eksempel skilte et større område øst i Hedmark seg ut som en viktig 10 %-hotspot, noe som trolig skyldes mange funn av vedboende arter i deler av Østerdalen og ved Femunden. Hotspot-analysene tar ikke hensyn til «undergrupper» med ulike preferanser og gjelder i utgangspunktet alle sopp-arter under ett, men mange registreringer av bare én gruppe av arter i et gitt område kan gi seg utslag i slike gruppe-spesifikke hotspots.

Hotspots for truede artsvarter av sopp fulgte i all hovedsak det samme mønsteret som for truede arter, med unntak av forekomsten øst i Hedmark. Det siste skyldes trolig at de truede artsvarter hovedsakelig er jordboende, hvorav over halvparten slørsopper. Ikke overraskende var faktorer som for eksempel kalkinnhold i jorda viktig for disse artene. Samtidig var nærhet til vei også en viktig forklaringsvariabel, med større forekomster av truede artsvarter nær vei.

Lav

Hotspots for truede arter av lav var i mindre grad konsentrert til Oslofjord-området enn hotspots for truede insekter og edderkoppdyr og sopp. Isteden var hotspots for lav spredt i Sør- og Midt-Norge, med en konsentrasjon i de store dalførene på Østlandet, særlig Gudbrandsdalen og til dels Østerdalen. Dette stemmer ganske godt med hotspot-regionene for lav i ARKO-prosjektet (Ødegaard et al. 2006). Den geografiske plasseringen av hotspots reflekterer disse artenes preferanse for mer høyereliggende områder med langvarig snødekke og høyt kalkinnhold i jorda. Mange arter er fuktighetskrevenne, og nedbør og nærhet til elv var viktige faktorer. Samtidig var forekomsten av truede laver større nær bebyggelse og infrastruktur (men fjernt fra nærmeste havn, så ikke i tilknytning til havet), noe som gjenspeiles i konsentrasjonen av hotspots i de store dalførene, hvor også menneskelig aktivitet er høy.

Som for sopp omfatter truede lav-arter ulike grupper av arter med ulike habitatpreferanser, for eksempel både laver knyttet til den boreonemorale (Blom et al. 2015) og boreale (DN 1997) regnskogen på Vestlandet og i Trøndelag og Nordland, og mer kontinentale arter. Særlig de

førstnevnte artene er trolig grunnen til at nedbør har en positiv effekt på forekomsten av truede lav, selv om konsentrasjonen av hotspots er størst på Østlandet.

Hotspots for truede ansvarsarter av lav fulgte i stor grad det samme mønsteret som hotspot for truede lav, men var i enda større grad konsentrert til dalstrøkene på Østlandet. En rekke av de truede ansvarsartene lever i bekkekløfter og høyereliggende skogsområder og har et tyngdepunkt på Østlandet. Dette stemmer godt med disse artenes preferanse for områder med lav temperatur og langvarig snødekke, men høy solinnstråling. Samtidig er den borale regnskogen et svært viktig habitat for flere truede ansvarsarter, noe som gjenspeiles i en rekke små, spredte hotspots i Midt-Norge og en positiv effekt av nedbør. Trolig er det forskjeller i antall observasjoner som gjør at Østlandet har en større konsentrasjon av hotspots enn Trøndelag og sørlige deler av Nordland.

Også for truede ansvarsarter var det en positiv effekt av nærhet til bebyggelse, infrastruktur og områder med høy befolkningstetthet, noe som viser at leveområdene deres ikke er langt fra områder preget av menneskelig aktivitet.

Moser

Hotspots for truede arter av moser var, i motsetning til hotspots for alle mose-arter, konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og dalstrøkene på Østlandet, med spredte forekomster ellers i Sør- og Midt-Norge. Dette stemmer delvis med hotspot-regionene for moser i ARKO-prosjektet (Ødegaard et al. 2006). For truede moser hadde de fleste klimatiske, topografiske og edafiske variablene liten effekt på forekomsten av arter, selv om sammenhengen med for eksempel høyde over havet, vårens ankomst og snødekket varighet var signifikant. Det betyr at det trolig er andre forhold, for eksempel lokalklima, som er viktig for å forklare forekomsten av truede mosearter. Samtidig var nærhet til bebyggelse og vei en viktig faktor, som for de foregående artsgruppene, noe som tyder på at artenes habitater i stor grad befinner seg nær områder preget av menneskelig aktivitet.

Også for moser omfatter de truede artene forskjellige artsgrupper med ulike habitatpreferanser, for eksempel både oseaniske moser som trives best i kyststrøk på Vestlandet, og mer kontinentale arter. Dette gjør at vi finner hotspots både på Vestlandskysten og i indre strøk på Østlandet. Samtidig er datasettet for truede moser svært lite sammenlignet med de andre artsgruppene. Det gjør at enkeltarter som er kartlagt i stort omfang kan få uforholdsmessig innvirkning på modellen. For eksempel skilte et større område i Hedmark som seg ut som en viktig 10 %-hotspot for truede moser, noe som trolig delvis skyldes mange funn av huldretorvmose i området.

Hotspots for truede ansvarsarter av moser fantes spredt fra Oslofjord-området via dalstrøkene på Østlandet til Trøndelag og videre nordover til Troms, samt lengst øst i Finnmark. Tyngdepunktet på Østlandet skyldes trolig en kombinasjon av lavlandarter som har sin største utbredelse rundt Oslofjorden, og bekkekløfterarter som hører hjemme i øvre deler av Gudbrandsdalen, mens Trøndelag er leveområde for truede ansvarsarter av torvmose. I Nord-Norge er det gjort svært få funn av truede ansvarsarter (**Figur 10C**), og det er vanskelig å si om hotspots her skyldes skjevheter i datagrunnlaget (se kap. 4.5) eller om dette faktisk er potensielt habitat for truede ansvarsarter av mose.

4.2 Overlapp med verneområder, kartlagte naturverdier og INON-områder

Hotspots for alle arter av insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og mose overlappet i liten grad med eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier og inngrepsfrie naturområder (INON). For truede arter var graden av overlapp noe større, særlig for verneområder, naturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13 og INON-områder, noe som innebærer at truede arter i større grad er ivaretatt enn arter generelt. Samtidig er store hotspot-områder ikke omfattet. Dette er i tråd med Niskanen et al. (2017), som fant liten grad av overlapp mellom hotspots for alle og rødlistede

karplanter og verneområder i deler av Norden. Det betyr at truede arter er sårbare for arealbruksendringer og andre tekniske inngrep, noe som understrekes av at alle artsgruppene hadde større forekomster i nærheten av en eller annen form for indikator på menneskelig aktivitet. Dette er nærmere diskutert i Olsen et al. (2018a). Truede ansvarsarter fulgte i stor grad de samme mønstrene som truede arter.

Når det gjelder verneområder, var graden av overlapp størst mellom hotspots for truede arter og truede ansvarsarter og naturreservater, landskapsvernområder og nasjonalparker. At naturreservater omfatter størst andel av hotspot-områdene er ikke overraskende, siden disse ofte er opprettet for å ivareta biologisk mangfold. Samtidig var graden av overlapp større for truede sopp og lav enn for insekter og edderkoppdyr og moser, så det er forskjell på i hvilken grad ulike artsgrupper er fanget opp i eksisterende verneområder. Dette gjaldt også INON-områder, hvor overlapp med hotspots for truede ansvarsarter av insekter og edderkoppdyr var mye mindre enn for andre artsgrupper.

For naturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13, var graden av overlapp med hotspots for truede arter og truede ansvarsarter størst for kulturlandskap, ferskvann/våtmark, skog og marine naturtyper. Hvorfor marine naturtyper kommer ut som viktige habitater for terrestriske arter, er nærmere diskutert i Olsen et al. (2018a). Skog var den naturtypen som skilte seg ut med størst grad av overlapp med hotspots, særlig for truede arter av sopp og lav og truede ansvarsarter av lav og mose. I disse artsgruppene er det mange arter som er knyttet til trær som substrat eller symbiont i form av sopprot.

Graden av overlapp mellom hotspots for arter og NiN-naturtyper og MiS nøkkelbiotoper var svært lav, men det er ikke overraskende gitt at disse områdene utgjør svært små arealer (hhv. 191 og 950 km², se Olsen et al. 2018a). Imidlertid var det totale arealet av NiN-naturtyper og MiS nøkkelbiotoper som ligger i et hotspot-område, relativt høyt. Det betyr at selv om mesteparten av hotspot-området ikke ligger i en NiN-naturtype eller MiS nøkkelbiotop, ligger mange naturtypeavgrensninger og nøkkelbiotoper innenfor hotspot-området. Dette tyder på at slike kartlegginger i alle fall delvis fanger opp områder med potensielt stor forekomst av truede arter. Det samme gjelder naturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13.

4.3 Fragmentering av hotspots

Ettersom en stor andel av hotspot-områdene ligger utenfor INON-områder, vet vi at de er preget av tekniske inngrep og dermed en viss grad av fragmentering. Habitatfragmentering består av to prosesser, habitattap og isolering av gjenværende områder (Fahrig 2003). Til sammen fører disse til reduserte populasjonsstørrelser og mindre utveksling av individer mellom populasjoner, noe som øker risikoen for lokal utdøing av arter (Ewers & Didham 2006 og referanser der). Sjeldne og spesialiserte arter er mer sårbare for slik fragmentering enn vanlige arter (Ewers & Didham 2006, Henle et al. 2004, se Olsen et al. 2018b for et eksempel fra Norge), både når det gjelder planter (f.eks. Adriaens et al. 2006, Dupré & Ehrlén 2002, Kolb & Diekman 2005, Evju et al. 2015), sopp (Nordén et al. 2013) og insekter (f.eks. Brückmann et al. 2010, Martinson & Fagan 2014, Sang et al. 2010). Dette betyr at habitatfragmentering på grunn av arealbruksendringer trolig har sterk innvirkning på populasjoner av både truede arter og truede ansvarsarter av alle artsgrupper.

Vi undersøkte fragmentering av hotspots for truede arter gjennom to hovedtilnærminger: 1) overlapp mellom hotspots og lite menneskepåvirkede økosystemer og 2) fragmentering på grunn av vei. Den første metoden gir et bedre bilde av andelen egnet habitat i hotspot-pikslene, mens den andre metoden viser hvorvidt hotspot-områdene er sammenhengende eller oppsplittet. Resultatene av de to metodene var moderat negativt korrelert, det vil si at områder med stor tetthet av veier (og dermed mange fragmenter per hotspot-piksel) hadde liten andel lite påvirkede økosystemer. Den moderate korrelasjonen skyldes trolig at den første metoden også tar hensyn til dyrket mark, noe som ikke nødvendigvis fanges opp av tettheten av veier.

Begge metodene viste at hotspots i områder preget av menneskelig aktivitet (med mye bebyggelse, dyrket mark og stor tetthet av veier), blant annet pressområdene rundt Oslofjorden, i Mjøso-regionen, i Stavanger-området og rundt Trondheimsfjorden, var svært fragmentert. I gjennomsnitt var graden av overlapp med svært påvirkede økosystemer 24 % for insekter og edderkoppdyr, 16 % for sopp, 9 % for lav, 13 % for moser og 21 % for karplanter. Det betyr at en stor andel av hotspot-området for de ulike artsgruppene ikke nødvendigvis er egnet habitat for truede arter. Hotspot-kartene som vi presenterer i denne rapporten (**Figur 29-40**), og som er grunnlaget for analysene av blant annet overlapp med verneområder, viser med andre ord «brutto-hotspots», det vil si hvor potensialet for hotspots er størst, mens reelle, intakte hotspots utgjør et mindre areal. Samtidig vil også andre faktorer enn infrastruktur og arealbruk være med på å fragmentere artenes leveområder. For eksempel vil ikke overlapp med hovedøkosystem «skog» (som her regnes som «lite påvirket») i seg selv være nok til å sikre leveområder for arter knyttet til død ved eller gamle trær. Det betyr at andelen intakte hotspots er enda lavere enn våre analyser tilsier.

Samtidig er det slik at hva som er kritiske nivåer av fragmentering, varierer mellom artsgrupper og mellom arter innenfor en artsgruppe. Dette avhenger blant annet av artenes egenskaper, for eksempel knyttet til spredningsevne (se f.eks. Evju et al. 2015). Det gjør det vanskelig å fastslå nøyaktig hvilken effekt en gitt fragmenteringsgrad har på det biologiske mangfoldet. Det kan også finnes små lommer med mindre påvirkede områder for eksempel i byer og tettsteder og i det intensivt drevne kulturlandskapet, selv om vi har regnet slike områder som uegnet habitat for truede arter. På tross av slike usikkerheter synliggjør fragmenteringsanalysene i hvor stor grad hotspot-pikslene utgjør potensielle leveområder for artene og hvorvidt disse leveområdene er sammenhengende.

4.4 Overlapp mellom hotspots for ulike artsgrupper

Områder med stor grad av overlapp mellom hotspots for alle arter for flere ulike artsgrupper, inkludert karplanter, var konsentrert til områdene rundt Oslofjorden og til dels kyststrøk nord til Rogaland og rundt Trondheimsfjorden, avhengig av hotspot-definisjon. Det betyr at i disse områdene er mulighetene størst for å ivareta hotspots for flere artsgrupper på samme areal. For truede arter omfattet slike områder også dalstrøkene på Østlandet, hvor Gudbrandsdalen med sine artsrike bekkekløfter (Evju et al. 2011) pekte seg ut som særlig viktig. Områdene med overlapp mellom alle artsgruppene var imidlertid mindre for truede arter enn for alle arter. Truede ansvarsarter fulgte i stor grad mønsteret til truede arter, men for disse artene var det også store hotspot-områder helt uten overlapp mellom artsgrupper. Det betyr at truede ansvarsarter av ulike artsgrupper i mindre grad kan forvaltes på de samme arealene enn truede arter generelt.

For alle arter var det størst grad av overlapp mellom hotspots for insekter og edderkoppdyr, karplanter og sopp. Det er ikke overraskende, ettersom disse artsgruppene alle hadde sine tyngdepunkt rundt Oslofjorden, i sørlige kyststrøk og ved Trondheimsfjorden. Når det gjelder de truede artene, overlappet hotspots for de ulike artsgruppene i mindre grad enn for alle arter, og det var først og fremst de sessile artsgruppene (det vil si alle unntatt insekter og edderkoppdyr) som hadde stor grad av overlapp. Også for truede ansvarsarter var graden av overlapp mellom hotspots for de ulike artsgruppene størst for sessile organismer, med unntak av hotspots for insekter og edderkoppdyr og sopp. Det innebærer at selv om flere artsgrupper kan ivaretas på samme areal, må noen grupper i større grad enn andre forvaltes separat.

Tidligere studier viser at hotspots for ulike artsgrupper i noen tilfeller overlapper (f.eks. Reyers et al. 2000, Maes et al. 2005, se også Rodrigues & Brooks 2007), men ikke alltid (Prendergast et al. 1993, Dobson et al. 1997, Kerr 1997, Balletto et al. 2010), og at graden av overlapp er lavest for arter med ulik økologi (Prendergast et al. 1993, se også Dobson et al. 1997). For eksempel viste Maes et al. (2005) at graden av overlapp mellom hotspots for karplanter og ulike dyregrupper (inkludert to grupper av insekter: øyenstikkere og sommerfugler) var mye lavere enn dyregruppene imellom, og Prendergast et al. (1993) fant tilsvarende mønstre for

levermoser og insekter. Dette stemmer godt med våre funn av at graden av overlapp mellom hotspots er større for karplanter, sopp, lav og moser enn for disse artsgruppene overlapp med hotspots for insekter og edderkoppdyr.

Det er også en del arter som ikke fanges opp av hotspots i det hele tatt (se **Vedlegg 6**). Dette gjelder i størst grad alle arter, men også noen truede arter og ansvarsarter. Dersom målet er å ivareta alle arter, er det nødvendig å fokusere ikke bare på hotspot-områdene, men også ta hensyn til arealer med relativt lav artsforekomst.

4.5 Usikkerhet og feilkilder

Områder med få observasjoner

Feilkilder og kilder til usikkerhet knyttet til modellene vi har brukt er grundig diskutert i Olsen et al. (2017, 2018a). Vi vil likevel trekke frem et moment her som ikke har vært godt nok belyst tidligere. I områder hvor antall observasjoner er lavt, som i Nord-Norge, kan visse variabler ha en utilbørlig innflytelse på prediksjonene selv om vi korrigerer for innsamlingsinnsats. Dette kan skje dersom de få observasjonene som finnes, alle er gjort i områder som kjennetegnes av samme miljøforhold, i praksis ofte i nærhet til vei. Dersom alle observasjoner er gjort nær vei, kan det gi inntrykk av at dette er en viktig forklaringsvariabel – mens det i realiteten skyldes en skjevhet i datagrunnlaget. Ved å sammenligne modeller med og uten infrastrukturvariablene (ikke vist) ser vi at dette problemet er større i Nord-Norge enn i Sør-Norge, hvor antall observasjoner er høyt. Med noen unntak ser imidlertid effekten på fordelingen av hotspots ut til å være liten.

Det er viktig å huske på at nærhet til variabler som representerer menneskelig påvirkning, for eksempel nærhet til vei, ikke betyr at artene foretrekker veien i seg selv som leveområde. De finnes nær vei og annen infrastruktur fordi det sammenfaller med miljøforhold de trives under. For å bedre representere artenes faktiske krav til miljøforholdene, burde vi kanhende brukt kun klimatiske, topografiske, edafiske og biotiske variabler i modellene, for så å kvantifisere effekten av menneskelig påvirkning i etterkant. Samtidig vet vi at for karplanter, insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og mose, som generelt trives i lavereliggende strøk, overlapper utbredelsen i stor grad med områder preget av menneskelig aktivitet, og å inkludere disse variablene i modellen er en god måte å illustrere dette på.

Utsagnskraft

Utsagnskraften til modellene for insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser var mye lavere enn modellene for karplanter som ble presentert i Olsen et al. (2018a), og de oppdaterte karplante-modellene for truede arter og truede ansvarsarter (**Vedlegg 1**) hadde lavere utsagnskraft enn de opprinnelige modellene. Dette ser ut til å skyldes den nye metoden («cross validate bandwidth selection») for å estimere innsamlingsintensiteten som ble brukt til å korrigere for innsamlingsinnsats. Denne metoden er bedre for å kvantifisere endringer i innsamlingsintensitet over korte avstander og bidrar samtidig til et mer fragmentert mønster av predikerte forekomster, noe som øker den uforklarte variasjonen i datasettet. Dersom vi hadde benyttet samme metode («rule of thumb») som Olsen et al. (2018a), ville utsagnskraften til modellene økt.

Samtidig er det flere faktorer som bidrar til at utsagnskraften er lav, særlig for modellene for truede arter. Det ser ikke ut til å skyldes datamangel, siden modellene for truede ansvarsarter hadde større utsagnskraft enn modellene for truede arter, selv om antall observasjoner er langt færre. Tvert imot inkluderer modellene for truede arter svært mange observasjoner (rundt 15 000, med unntak av moser). For flere av artsgruppene inkluderer dette imidlertid ulike undergrupper av arter, for eksempel både vedboende og jordboende sopp og både kontinentale og oseaniske moser og lav. Disse undergruppene har til dels helt ulike krav til sine levesteder, og når de inkluderes i samme modell, kan det være vanskelig å lage gode prediksjoner for forekomst av alle arter samtidig. Kan hende burde slike undergrupper av arter analyseres separat.

Sannsynligvis mangler vi også miljøvariabler som beskriver forhold som er viktige for forekomsten av truede arter, for eksempel ulike variabler knyttet til mikroklima og strukturer som død ved. Mer relevante miljøvariabler kunne kanskje økt modellenes utsagnskraft. Heldekkende data på lokale komplekse miljøvariabler (LKM) fra Natur i Norge (NiN), som beskriver småskala variasjon i naturforhold og er relevant for forekomst av arter, hadde vært nyttig. Slik informasjon er foreløpig ikke tilgjengelig, og tilgjengelige miljøvariabler, inkludert de som er brukt i hotspot-analysene, foreligger på en mye grovere skala og er ikke kompatible med LKMene i NiN.

På tross av relativt lav utsagnskraft, som trolig har flere ulike årsaker, stemmer den geografiske fordelingen av hotspots godt med eksisterende kunnskap om de ulike artsgruppene. Det gjør at vi har tillit til de overordnede resultatene av analysene, selv om det er rom for forbedring av modellene.

4.6 Hvordan forbedre kunnskapen?

Kartene våre over hotspots for truede arter og truede ansvarsarter i Norge er høyst relevante for forvaltning av norsk natur, for eksempel som en del av økologisk grunnkart. Det krever imidlertid korrekt bruk. Det er viktig å huske på at dette dreier seg om modellerte data. Hotspot-kartene angir hvor naturforholdene på stedet tilsier at potensialet for slike hotspots er størst. Dette, sammen med den relativt grove skalaen, gjør at hotspot-kartene ikke egner seg til finskala forvaltning av områder. De erstatter heller ikke artskartlegging; modellene blir ikke bedre enn de underliggende dataene, så bedre kartlegging gir bedre modeller. Hotspot-kartene er likevel et godt verktøy for overordnet planlegging, for eksempel i geografisk prioritering av områder for vern og arts- og naturtypekartlegging.

Når det gjelder videre kartlegging av truede arter for å forbedre datagrunnlaget, er det ikke mulig innenfor rammene av dette prosjektet å komme med konkrete anbefalinger for hvordan det best og mest kostnadseffektivt kan gjøres. Det er imidlertid viktig å kombinere videre kartlegging av artsforekomster med å øke kunnskapen om artene og deres økologi. Dersom vi ønsker å bevare truede arter, må vi både vite hvor de forekommer og kjenne deres krav til leveområdene. Uten slik kunnskap er det vanskelig å sette i verk relevante tiltak for å bedre artenes situasjon (Kyrkjeeide et al. 2018). Kunnskapen om effekten av ulike forvaltningstiltak bør også økes.

Vi trenger i tillegg mer kunnskap om hvordan den samlede belastningen av ulike faktorer, for eksempel kombinasjonen av arealbruksendringer, klimaendringer, forurensning og spredning av fremmede arter, påvirker truede arter. I dette prosjektet har vi sett at fragmentering i form av tekniske inngrep og arealbruksendringer reduserer andelen intakte hotspots, men den samlede belastningen av flere ulike påvirkningsfaktorer er ikke kvantifisert. GIS er ofte brukt som verktøy når samlet belastning skal beregnes. En slik analyse er viktig, men vanskelig (Clark 1994), selv om nye GIS-teknikker og økt datakvalitet og -tilgjengelighet gir stadig flere muligheter. For eksempel er det ikke alltid åpenbart hvordan ulike faktorer og datagrunnlag skal vektas i forhold til hverandre, og tilgangen til datasett og kvaliteten på disse er variabel.

For kvantifisering av samlet belastning er kartlag som viser arealbruk og infrastruktur, forurensningsnivå og forventede klimaendringer særlig relevant. I tillegg kreves kart med grunnleggende informasjon om biotiske og abiotiske forhold som naturtyper, klima, berggrunn, jordsmonn og lignende. En rekke relevante kartlag er allerede på plass (se f.eks. Jakobsson et al. i trykk, Erikstad et al. 2013 og **Tabell 1**), men en del data er så langt ikke tilgjengelig. Dette gjelder blant annet kart som viser endringer i arealbruk og utbredelsen av ulike hovedøkosystemer over tid, for eksempel basert på gamle kart, flybilder og satellittarkiver. Slike kartlag hadde vært nyttig for å se på blant annet hvordan endringer i arealbruk er korrelert med endringer i forekomsten av arter og naturtyper. For arbeidet med samlet belastning er det viktig at alle relevante kartgrunnlag er heldekkende, har høy oppløsning og oppdateres hyppig. Bruk av satellittbilder og annen type fjernmåling kan bidra til dette. I tillegg bør alle data være fritt tilgjengelige og nedlastbare, noe som krever en god, felles e-infrastruktur (se f.eks. Blumentrath et al. 2019).

I mange tilfeller har vi for dårlig kunnskap om sammenhengen mellom sumvirkningen av ulike påvirkningsfaktorer og responsen til arter og økosystemer til at analyser av samlet belastning er mulig. I slike tilfeller kreves videre forskning for å bedre forstå hvordan den samlede belastningen av ulike faktorer påvirker truede arter og hvilke prosesser som ligger til grunn for responsene. Det er allerede gjort noen forsøk på GIS-baserte analyser for å kvantifisere den samlede belastningen av tekniske inngrep på naturverdier i Norge (se f.eks. Erikstad et al. 2009, Andersen et al. 2017), og det foregår utviklingsarbeid for å lage gode modeller for samlet belastning for enkeltarter (f.eks. Stange et al. 2019) og økosystemer (Erikstad et al. in prep.). Bruk av slike og andre, mer tilpassede modeller på hotspot-områdene identifisert i dette prosjektet vil være et viktig neste skritt for å vurdere den samlede belastningen av menneskeskapte påvirkninger på hotspots for truede arter.

Som nevnt over, egner kartene over hotspots seg best til overordnet planlegging. Forvaltning av natur krever imidlertid ofte tiltak på en mye finere skala. I tillegg til å bruke modellene som er nevnt i forrige avsnitt til å se på samlet belastning, kan være mulig å videreutvikle hotspot-kartene til et mer finskala forvaltningsverktøy, for eksempel gjennom verktøy for å modellere grønn infrastruktur som beskrevet av Stange et al. (2019). Et pilotprosjekt, for eksempel i en utvalgt kommune, for å undersøke hvilke data som må på plass for å kunne lage modeller som er nøyaktige nok til å brukes til for eksempel arealplanlegging, må i så fall gjennomføres.

5 Konklusjon

Hotspot-analysene har identifisert områdene hvor vi forventer å finne størst forekomst av truede arter og truede ansvarsarter av både karplanter, insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser i Norge. Våre funn viser at alle artsgruppene har en stor andel av sine hotspots i lavereliggende strøk på Østlandet, nær pressområder preget av høy menneskelig aktivitet. Hotspot-områdene her er allerede sterkt fragmentert, og ettersom kun en liten andel av hotspot-områdene er omfattet av eksisterende verneområder, kartlagte naturverdier eller inngrepsfrie naturområder, er truede arter og truede ansvarsarter sårbare for arealbruksendringer og andre inngrep i leveområdene. Dersom vi skal stanse tap av biologisk mangfold i Norge og sørge for at «ingen arter og naturtyper skal utryddes, og utviklingen for truede og nær truede arter og naturtyper skal bedres» (Meld. St. 14 (2015-2016)), må artenes leveområder ivaretas. Funnene våre vil kunne danne grunnlag for geografisk prioritering av områder i arbeidet med bevaring av biologisk mangfold generelt og truede arter spesielt.

6 Referanser

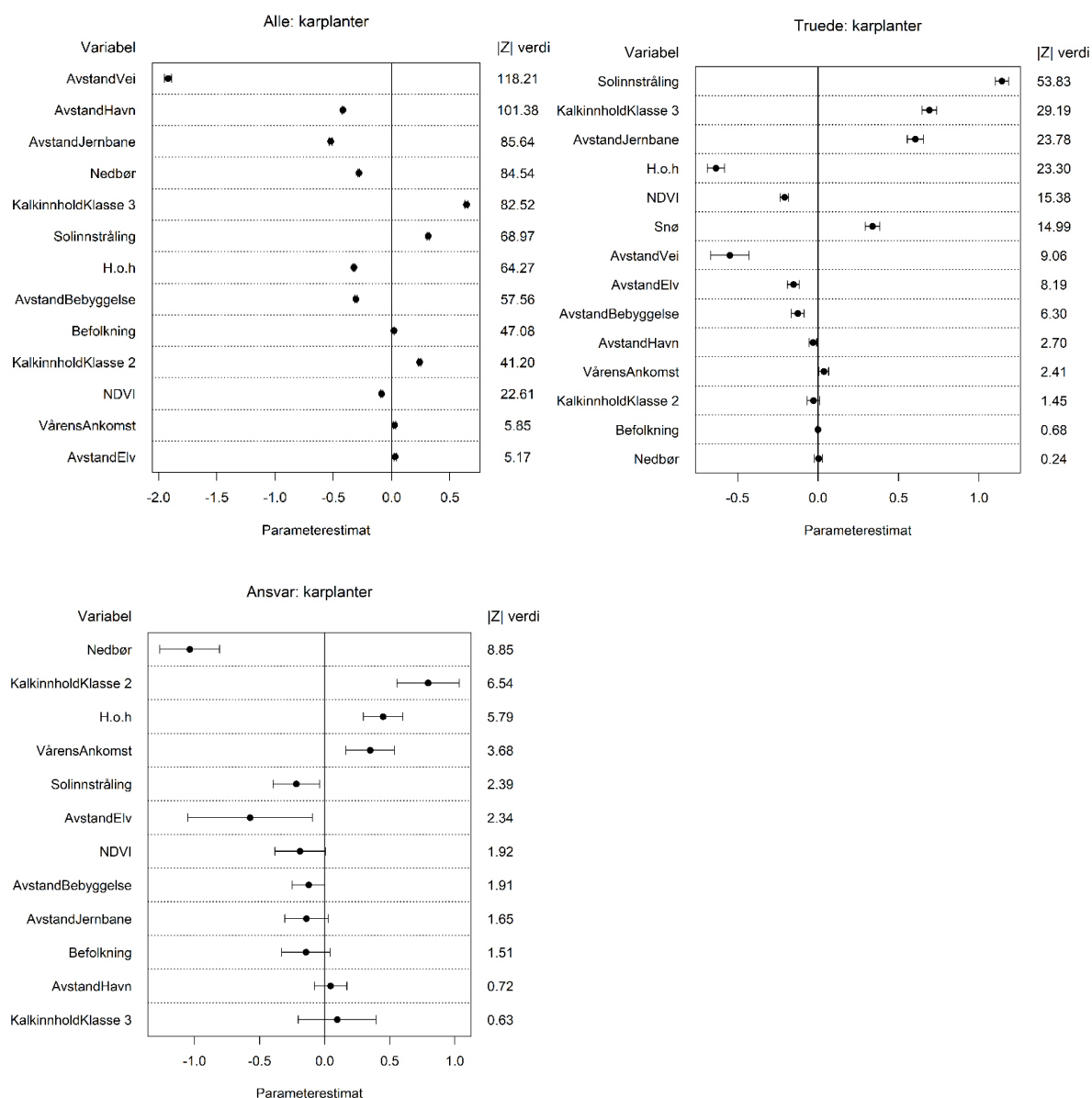
- Adriaens, D., Honnay, O. & Hermy, M. 2006. No evidence of a plant extinction debt in highly fragmented calcareous grasslands in Belgium. *Biological Conservation* 133: 212-224.
- Andersen, O., Erikstad, L. & Bakkestuen, V. 2017. Sumvirkninger ved bygging av vannkraft i Nordland. En analyse av virkninger på reindrift, friluftsliv, landskap og berørte naturtyper. NINA Rapport 1404. 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.
- 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.
- Blumentrath, S., Eberz, C., Killie, M.A., Babiker, M., Stabbetorp, O., Frassinelli, F. & De Stefano, M. 2019: Fjernmåling av landøkologisk kart i Nasjonal e-Infrastruktur for Forskningsdata (NIRD) - et infrastrukturforslag med eksempler. NINA Rapport 1746. Norsk institutt for naturforskning.
- Brandrud, T.E. 2010. Kartlegging av jordboende sopp med vekt på rødlistearter i utvalgte verneområder i Telemark 2009. Kalkområdet i Bamble-Porsgrunn, samt Jomfruland, Kragerø. NINA Rapport 593. Norsk institutt for naturforskning.
- Brückmann, S.V., Krauss, J. & Steffan-Dewenter, I. 2010. Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology* 47: 799-809.
- 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.
- Clark, R. 1994. Cumulative effects assessment: a tool for sustainable development. *Impact Assessment* 12: 319-331.
- DN 1995. Strategi for overvåking av biologisk mangfold. DN-rapport 1995-7. Direktoratet for naturforvaltning.
- DN 1997. Boreal regnskog i Midt-Norge. DN-rapport 1997-2. 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.
- 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.
- Dupré, C. & Ehrlén, J. 2002. Habitat configuration, species traits and plant distributions. *Journal of Ecology* 90: 796-805.

- Erikstad, L., Blumentrath, S., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2013 Landskapstypekartlegging som verktøy til overvåking av arealbruksendringer. NINA Rapport 1006. Norsk institutt for naturforskning.
- Erikstad, L., Hagen, D., Evju, M. & Bakkestuen, V. 2009. Utvikling av metodikk for analyse av sumvirkninger for utbygging av små kraftverk i Nordland. Forprosjekt naturmiljø. NINA Rapport 506. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M. (red.), Bakkestuen, V., Blom, H.H., Brandrud, T.E., Bratli, H., Nordén, B., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2015. Oaser for arts mangfoldet - hotspot-habitater for rødlistearter. NINA Temahefte 61. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M. (red.), Hofton, T.H., Gaarder, G., Ihlen, P.G., Bendiksen, E., Blindheim, T. & Blumentrath, S. 2011. Naturfaglige registreringer av bekkekløfter i Norge. Sammenstilling av registreringene 2007–2010. NINA Rapport 738. 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: 117-142.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Framstad, E., Blom, H., Brandrud, T.E., Bär, A., Erikstad, L., Johansen, L., Stabbetorp, O., Øien, D.-I. & Aarrestad, P.A. 2019. Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks. Forslag til kriterier for lokalitetskvalitet for reviderte naturtyper. NINA Rapport 1652. Norsk institutt for naturforskning.
- Gjerde, I., Saetersdal, 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.
- 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 20.11.2018.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015c. Hvor finnes de truede artene? Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/HvorFinnesDeTruedeArtene>. Sist besøkt 01.12.2019.
- IPBES 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (eds. Brondizio, E.S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H.T.), IPBES Secretariat, Bonn, Tyskland.
- Jakobsson, S., Bakkestuen, V., Barton, D., Lindhjem, H., Magnussen, K. & Venter, A. i trykk. Utredning av mulige datagrunnlag for virkemidler for bruk av naturareal. NINA Rapport. Norsk institutt for naturforskning.
- Kerr, J.T. 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology* 11: 1094-1100.

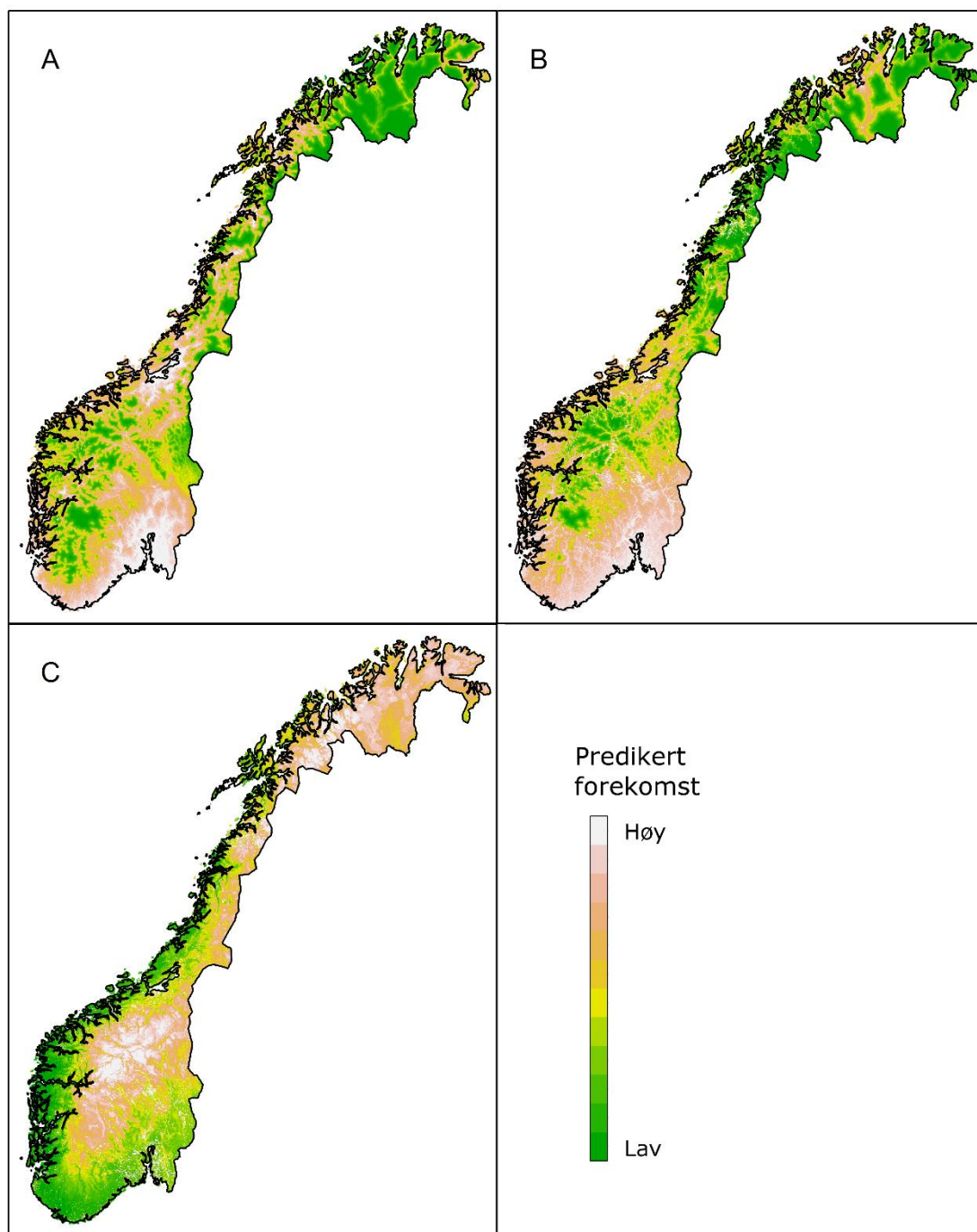
- Kivinen, S., Luoto, M., Heikkinen, R.K., Saarinen, K. & Rytteri, T. 2008. Threat spots and environmental determinants of red-listed plant, butterfly and bird species in boreal agricultural environments. *Biodiversity and Conservation* 17: 3289-3305.
- Kolb, A., & Diekmann, M. 2005. Effects of life-history traits on response of plant species to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19: 929-938.
- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Evju, M., Øien, D.I., Myklebost, H.E., Aalberg Haugen, I.M., Jackson, C. & Thomassen, J. 2018. Tiltak for å ta vare på truet natur. NINA Rapport 1554. Norsk institutt for naturforskning.
- 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.
- Martinson, H.M. & Fagan, W.F. 2014. Trophic disruption: a meta-analysis of how habitat fragmentation affects resource consumption in terrestrial athropod systems. *Ecology Letters* 17: 1178-1189.
- 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.
- 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.
- 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, J., Penttilä, R., Siitonen, J., Tompoo, E. & Ovaskainen, O. (2013) Specialist species of wood-inhabiting fungi struggle while generalists thrive in fragmented boreal forests. *Journal of Ecology* 101: 701–712.
- 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., Hedger, R.D., Nowell, M., Hendrichsen, D. & Evju, M. 2018a. Geografisk utbredelse av truede karplanter i Norge: modellering av hotspots. NINA Rapport 1572. Norsk institutt for naturforskning.

- Olsen, S. L., Evju, M. & Endrestøl, A. 2018b. Fragmentation in calcareous grasslands: species specialization matters. *Biodiversity and Conservation* 27: 2329-2361.
- Olsen, S.L., Åström, J., Hendrichsen, D., Bjerke, J.W., Blaalid, R., Töpper, J. & Bakkestuen, V. 2017. Fremmede karplanter i Norge: modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse. NINA Rapport 1393. Norsk institutt for naturforskning.
- 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. & Brooks, T.M. 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 38: 713-737.
- Sang, A., Teder, T., Helm, A. & Pärtel, M. 2010. Indirect evidence for an extinction debt of grassland butterflies half century after habitat loss. *Biological Conservation* 143: 1405-1413.
- Stange, E.E., Panzacchi, M. & van Moorter, B. 2019. Modelling green infrastructure for conservation and land planning – a pilot study. NINA Report 1625. Norwegian Institute for Nature Research.
- Venter, A. & Stabbeorp, O.E. 2019. Kart over hovedøkosystem i Norge. NINA Prosjektnotat 162. Norsk institutt for naturforskning.
- 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.

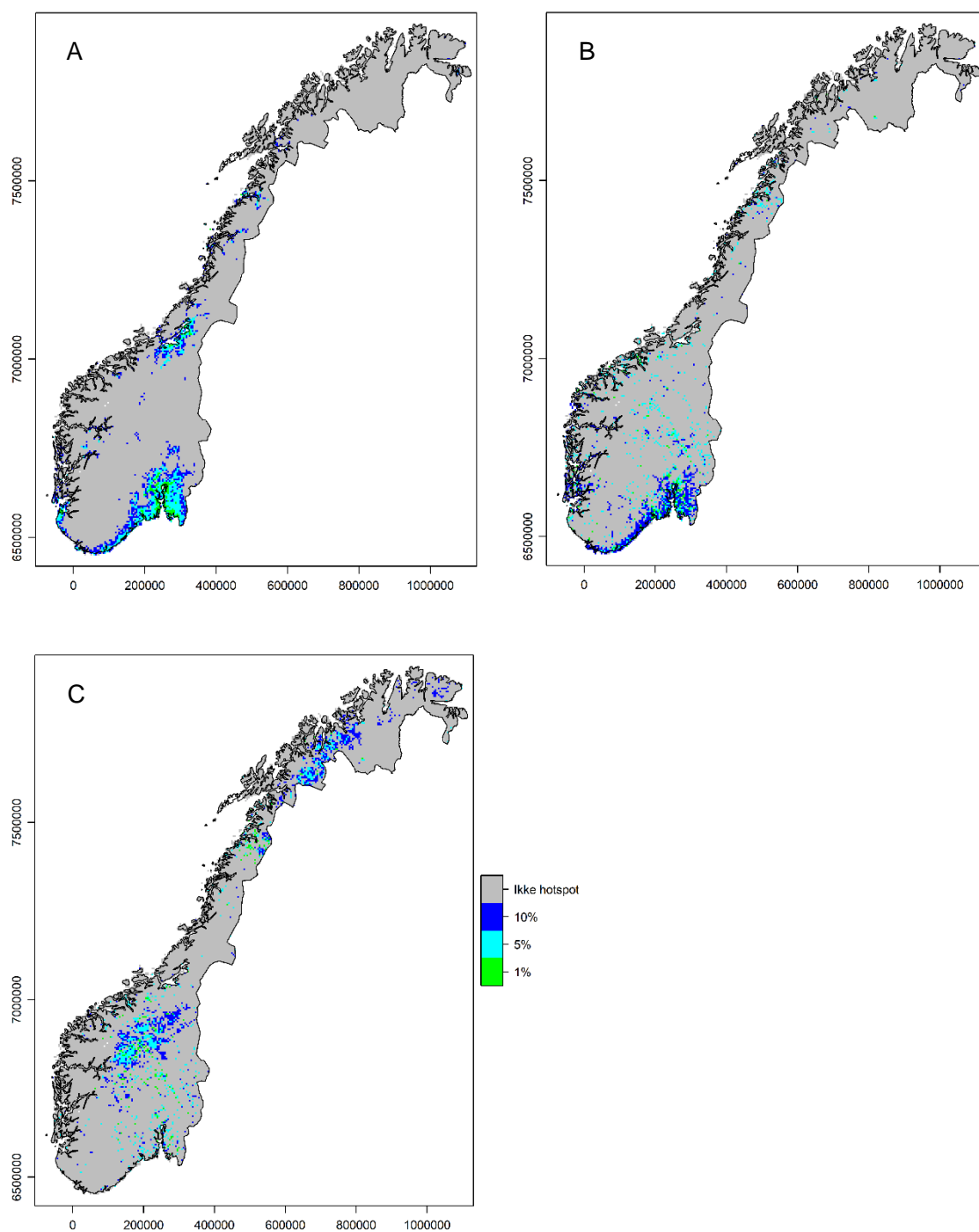
Vedlegg 1: Oppdaterte analyser for karplanter



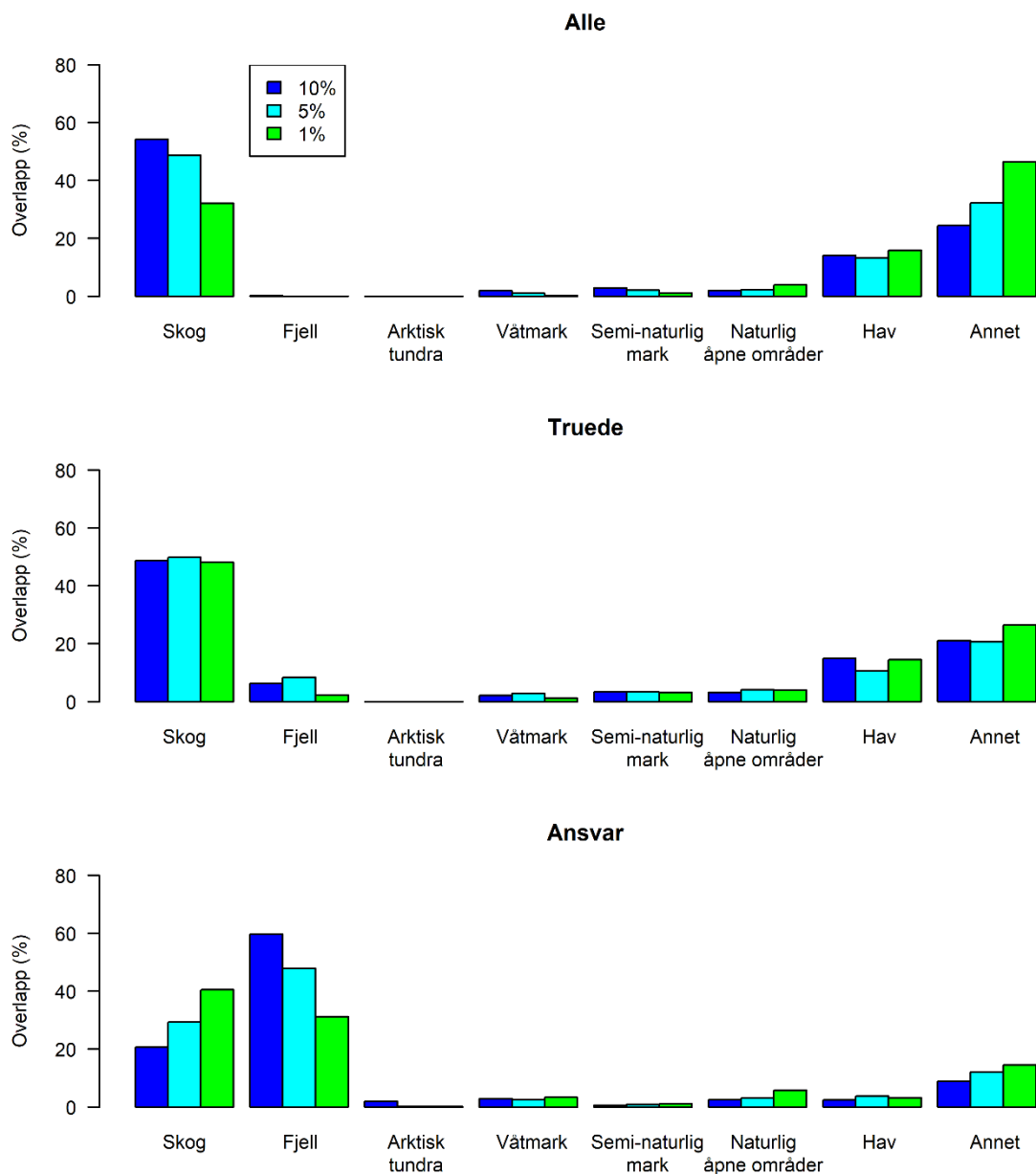
Figur V1.1. Parameterestimer og |Z|-verdier for punktprosessmodellene for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av karplanter, hvorav de to siste med korrigering for innsamlingsintensitet. Pseudo R^2 -verdiene for de ulike modellene var på 0,242 for alle arter, 0,439 og 0,111 for truede arter uten og med korreksjon for innsamlingsintensitet og 0,134 og 0,147 for truede ansvarsarter med og uten korreksjon for innsamlingsintensitet.



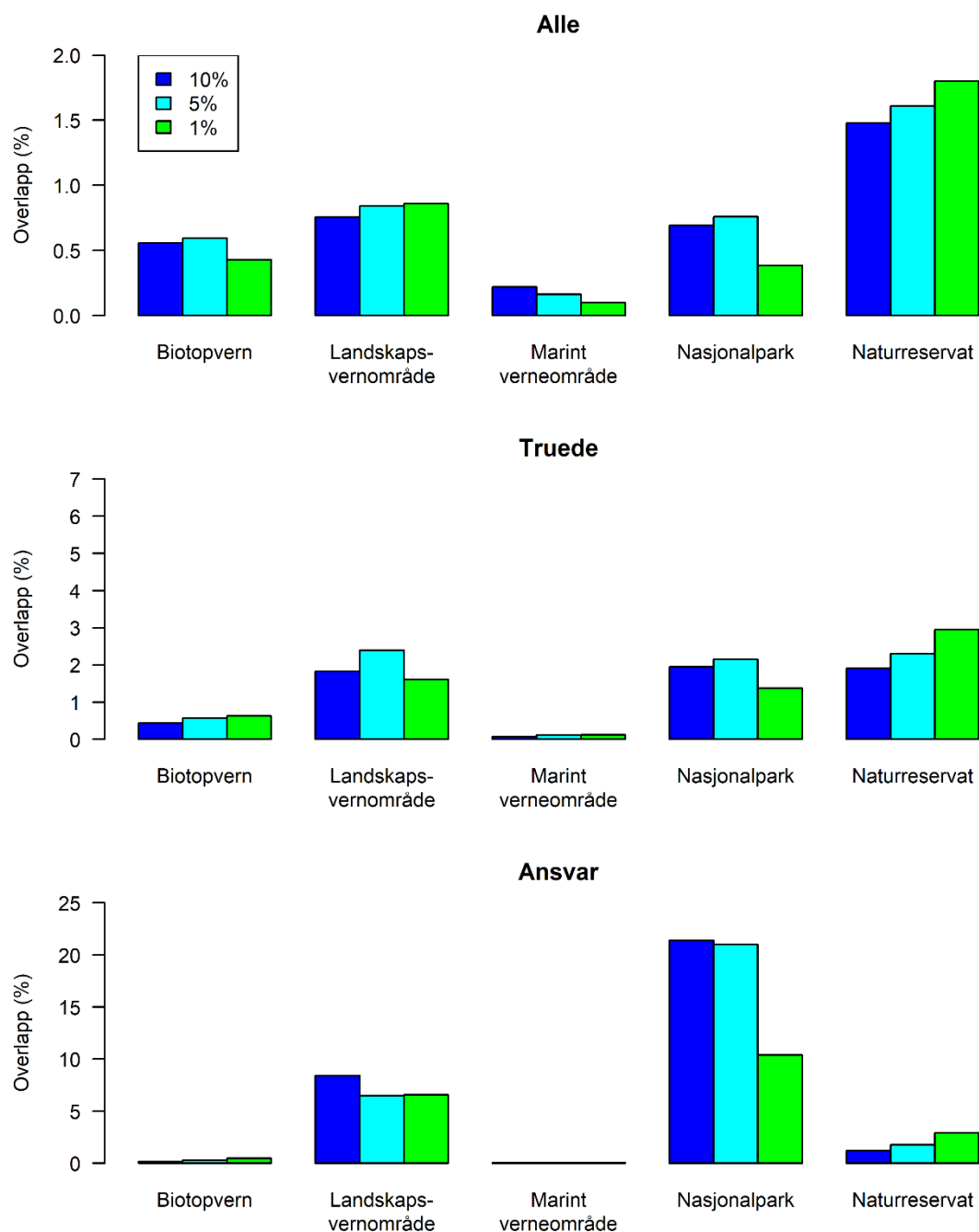
Figur V1.2. Predikert forekomst av (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av karplanter.



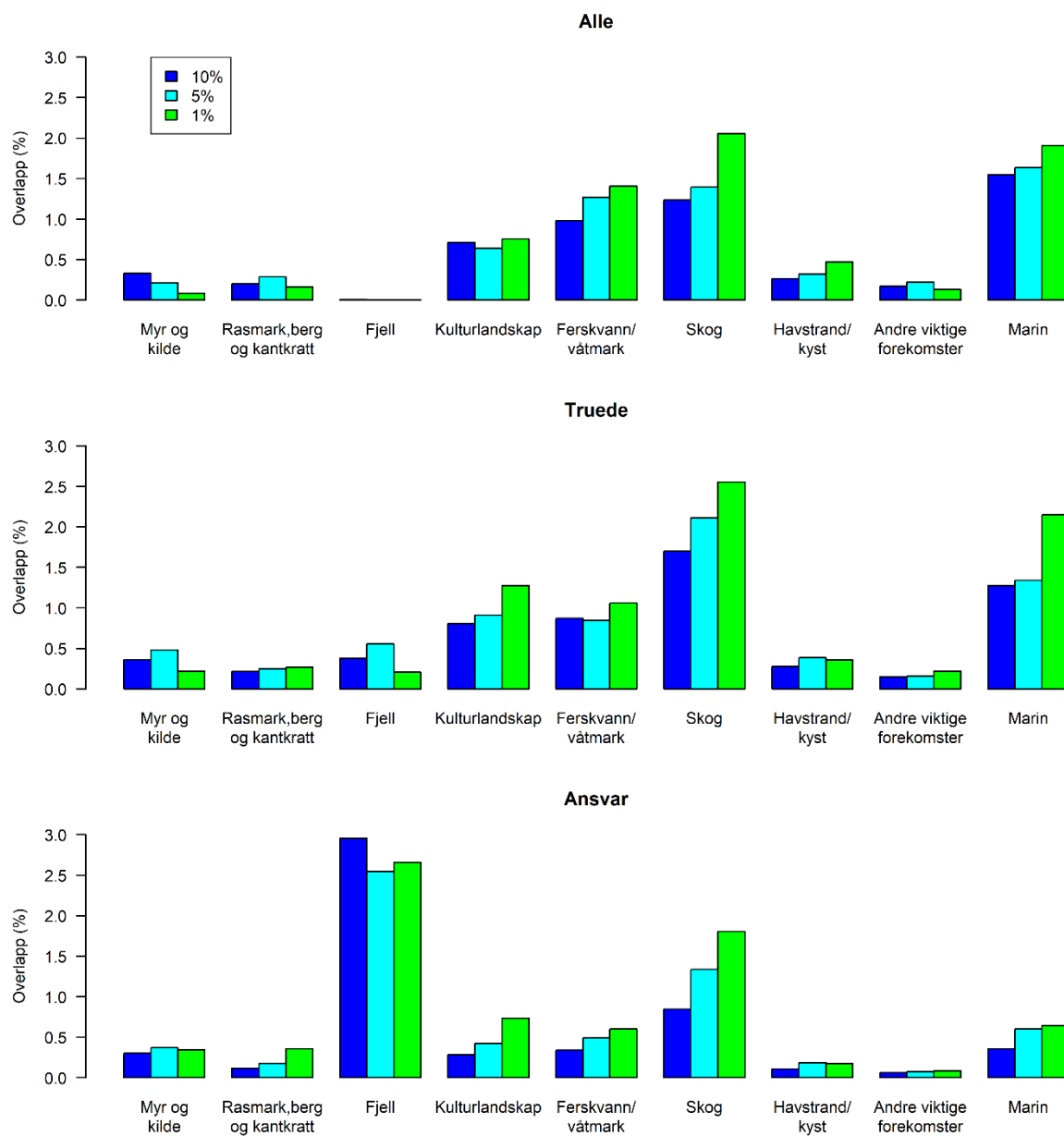
Figur V1.3. Hotspots (1, 5 og 10 %) for (A) alle arter, (B) truede arter og (C) truede ansvarsarter av karplanter.



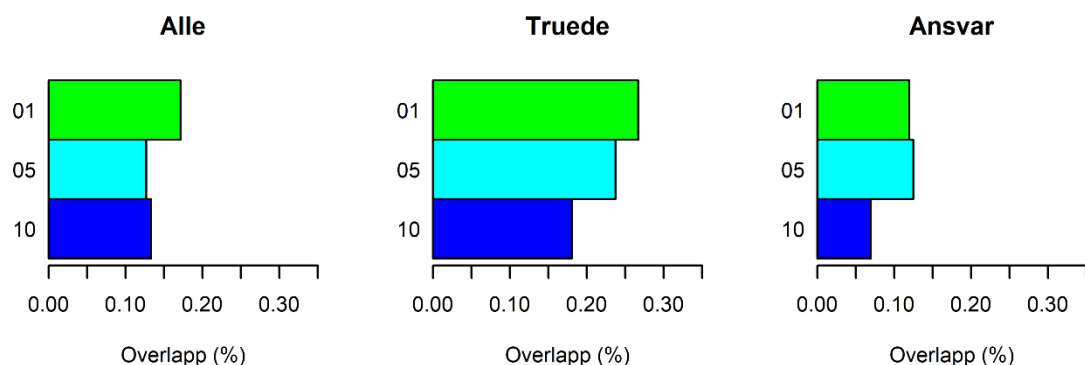
Figur V1.4. Prosentandel (%) av hotspot-arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av karplanter som ligger i ulike hovedøkosystemer.



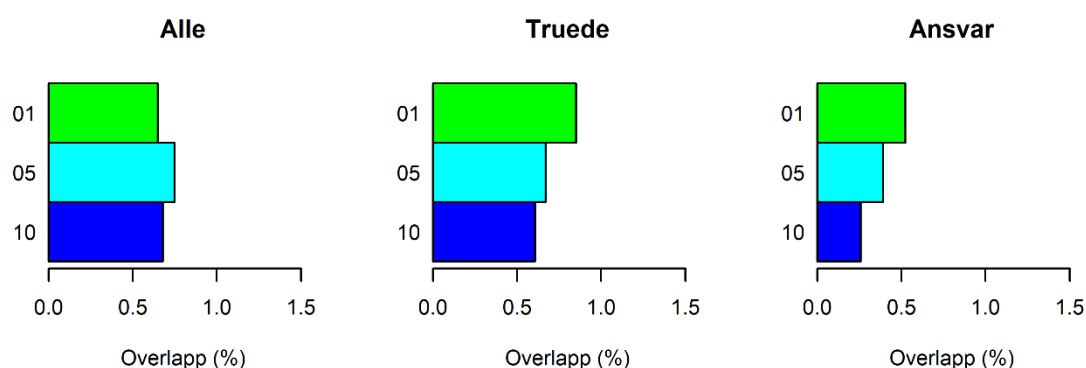
Figur V1.5. Prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av karplanter som ligger i ulike typer verneområder. Merk forskjellen i skala på y-aksen mellom delfigurene. Total overlap mellom 1, 5 og 10 %-hotspots og verneområder var henholdsvis 3,6, 4,0 og 3,7 % for alle arter, 6,7, 7,6 og 6,2 % for truede arter og 20,4, 29,6 og 31,2 % for truede ansvarsarter.



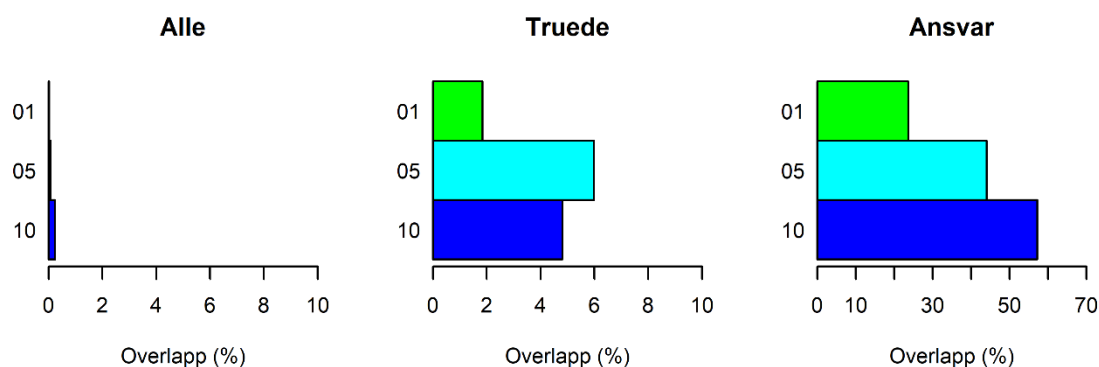
Figur V1.6. Prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av karplanter som ligger i ulike hovednaturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13. Total overlap mellom 1, 5 og 10 %-hotspots og DN-naturtyper var henholdsvis 7,0, 6,0 og 5,5 % for alle arter, 8,3, 7,0 og 6,0 % for truede arter og 7,4, 6,2 og 5,4 % for truede ansvarsarter.



Figur V1.7. Prosentandel (%) av hotspot-arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av karplanter som ligger i NiN-naturtyper.



Figur V1.8. Prosentandel (%) av hotspot-arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av karplanter som ligger i MiS nøkkelbiotoper.



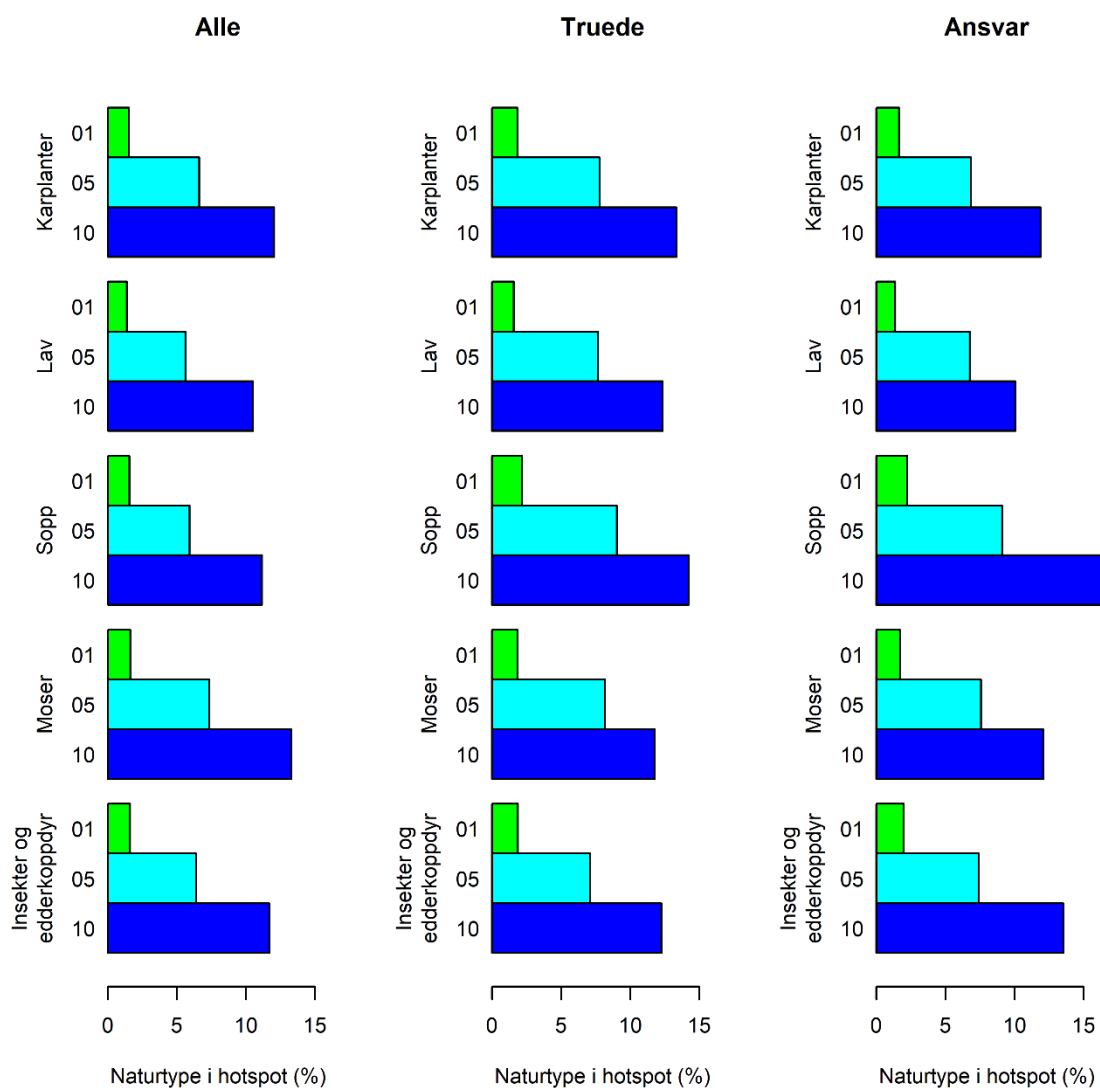
Figur V1.9. Prosentandel (%) av hotspot-arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av karplanter som ligger i inngrepsfrie naturområder. Merk forskjellen i skala på y-aksen mellom delfigurene.

Vedlegg 2: Total overlapp mellom hotspots, verneområder og naturverdier

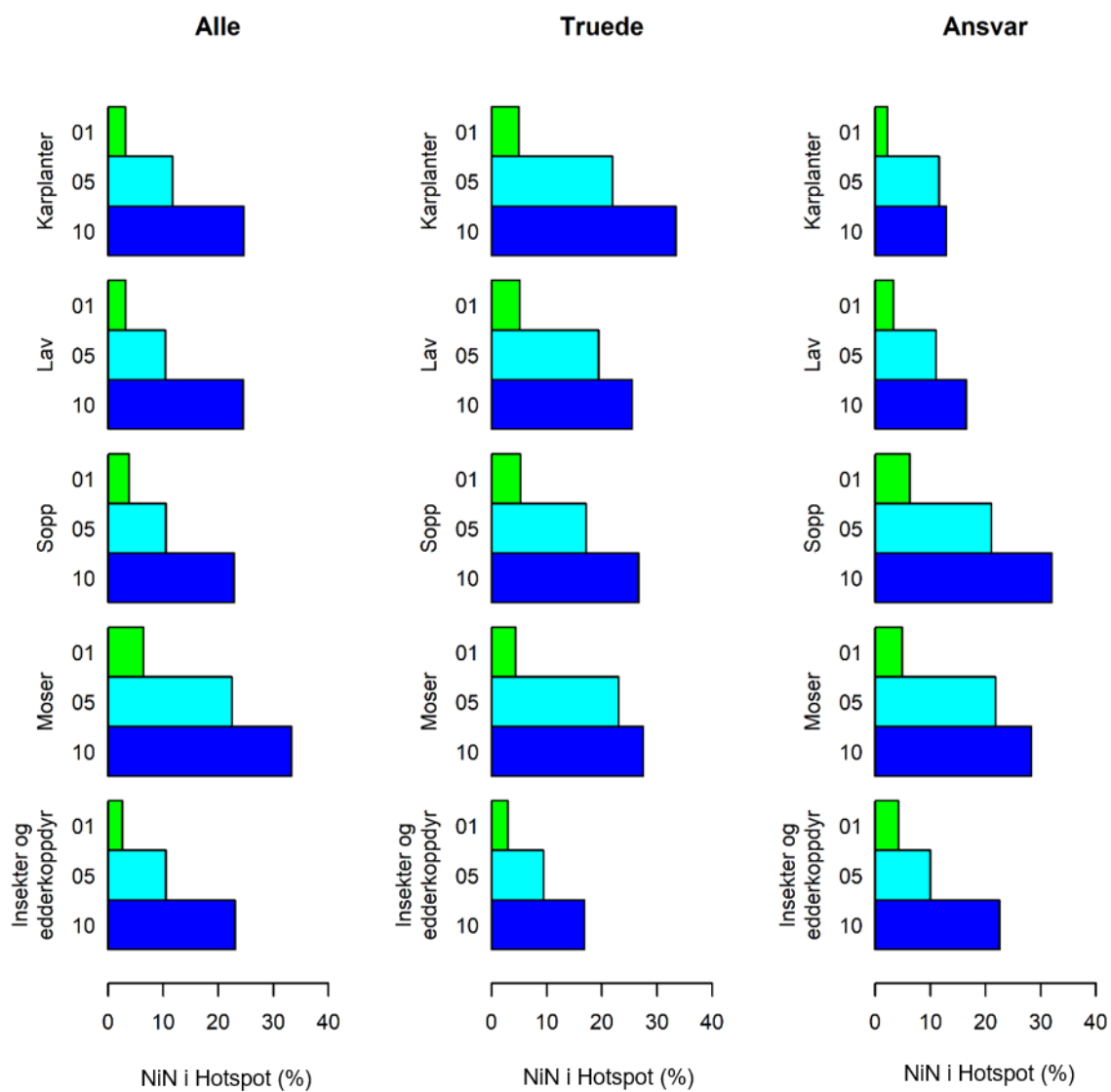
Tabell V2.1. Total prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede artsvarsarter av de ulike artsgruppene som ligger i verneområder og hovednatrtyper kartlagt etter DN-håndbok 13.

| Kategori | Artsgruppe | Hotspot-definisjon | Verneområder (%) | Naturtyper (%) |
|----------|--------------------------|--------------------|------------------|----------------|
| Alle | Insekter og edderkoppdyr | 10 % | 2,6 | 5,3 |
| Alle | Insekter og edderkoppdyr | 5 % | 3,0 | 5,8 |
| Alle | Insekter og edderkoppdyr | 1 % | 3,8 | 7,3 |
| Alle | Sopp | 10 % | 3,2 | 5,1 |
| Alle | Sopp | 5 % | 3,4 | 5,4 |
| Alle | Sopp | 1 % | 3,5 | 7,0 |
| Alle | Lav | 10 % | 2,3 | 4,8 |
| Alle | Lav | 5 % | 2,3 | 5,1 |
| Alle | Lav | 1 % | 2,6 | 6,2 |
| Alle | Moser | 10 % | 2,5 | 6,0 |
| Alle | Moser | 5 % | 2,3 | 6,7 |
| Alle | Moser | 1 % | 2,1 | 7,4 |
| Truede | Insekter og edderkoppdyr | 10 % | 5,8 | 5,5 |
| Truede | Insekter og edderkoppdyr | 5 % | 6,4 | 6,4 |
| Truede | Insekter og edderkoppdyr | 1 % | 7,6 | 8,5 |
| Truede | Sopp | 10 % | 8,7 | 6,4 |
| Truede | Sopp | 5 % | 9,0 | 8,2 |
| Truede | Sopp | 1 % | 8,0 | 9,9 |
| Truede | Lav | 10 % | 7,7 | 5,6 |
| Truede | Lav | 5 % | 9,4 | 6,9 |
| Truede | Lav | 1 % | 7,8 | 7,1 |
| Truede | Moser | 10 % | 5,6 | 5,3 |
| Truede | Moser | 5 % | 7,7 | 7,4 |
| Truede | Moser | 1 % | 8,0 | 8,3 |
| Ansvar | Insekter og edderkoppdyr | 10 % | 3,4 | 6,1 |
| Ansvar | Insekter og edderkoppdyr | 5 % | 4,3 | 6,7 |
| Ansvar | Insekter og edderkoppdyr | 1 % | 6,5 | 8,9 |
| Ansvar | Sopp | 10 % | 7,2 | 7,3 |
| Ansvar | Sopp | 5 % | 7,3 | 8,2 |
| Ansvar | Sopp | 1 % | 6,6 | 10,0 |
| Ansvar | Lav | 10 % | 8,7 | 4,6 |
| Ansvar | Lav | 5 % | 9,8 | 6,1 |
| Ansvar | Lav | 1 % | 9,4 | 6,2 |
| Ansvar | Moser | 10 % | 6,9 | 5,4 |
| Ansvar | Moser | 5 % | 7,9 | 6,8 |
| Ansvar | Moser | 1 % | 9,8 | 7,7 |

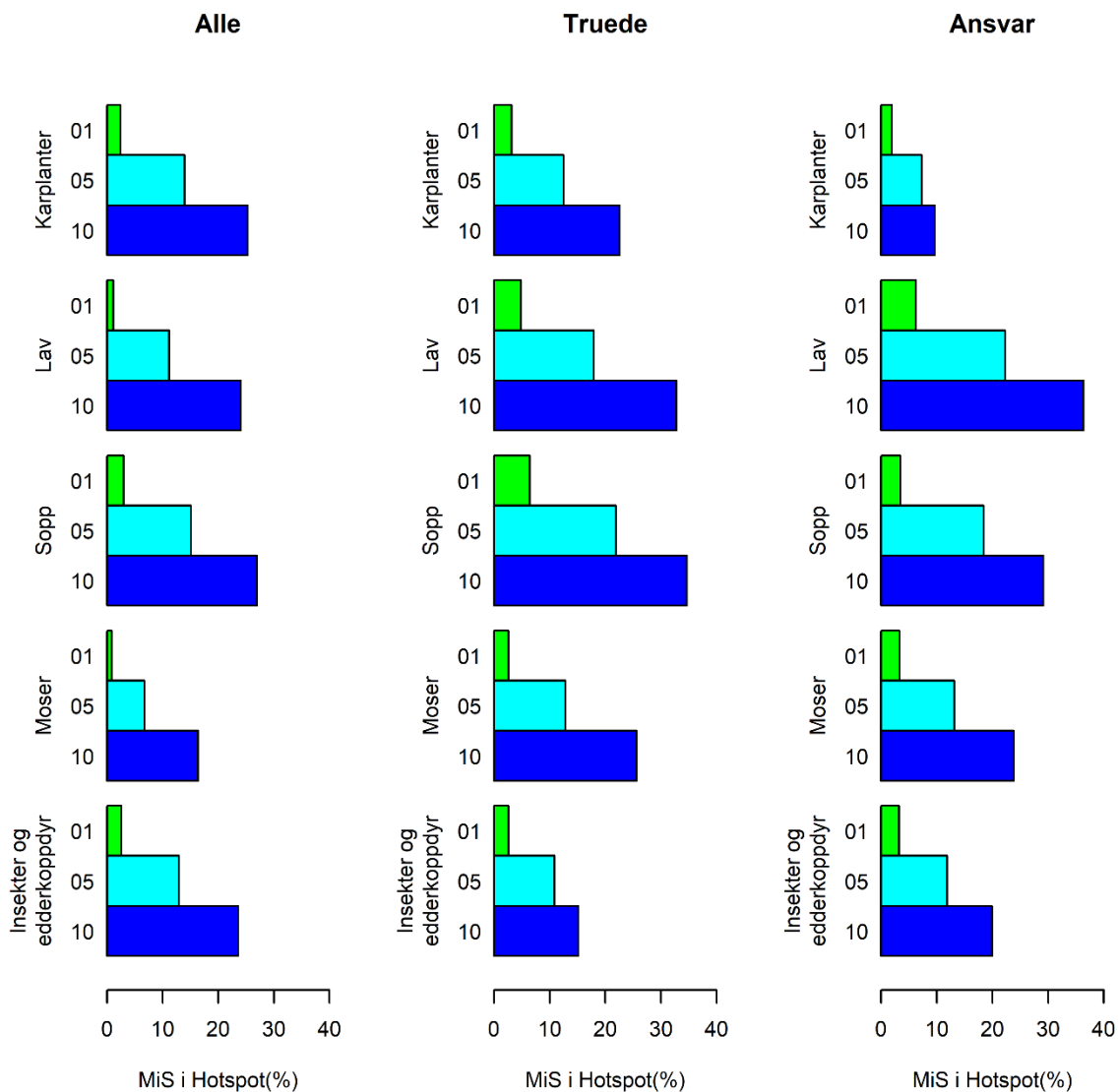
Vedlegg 3: Overlapp mellom naturverdier og hotspots



Figur V3.1. Prosentandel (%) av DN-naturtype-arealet som ligger i 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av ulike artsgrupper.

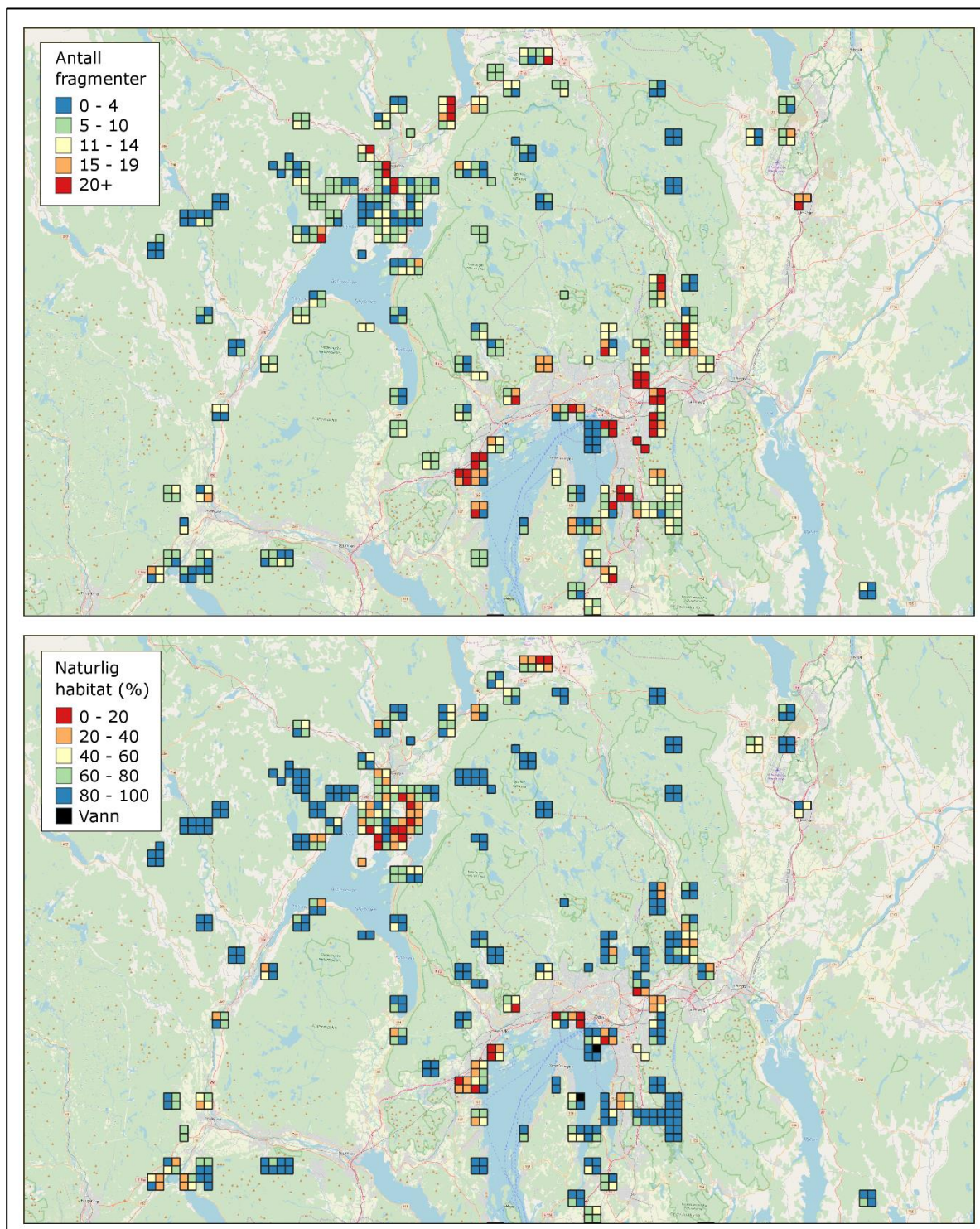


Figur V3.2. Prosentandel (%) av NiN-naturtype-arealet som ligger i 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av ulike artsgrupper.

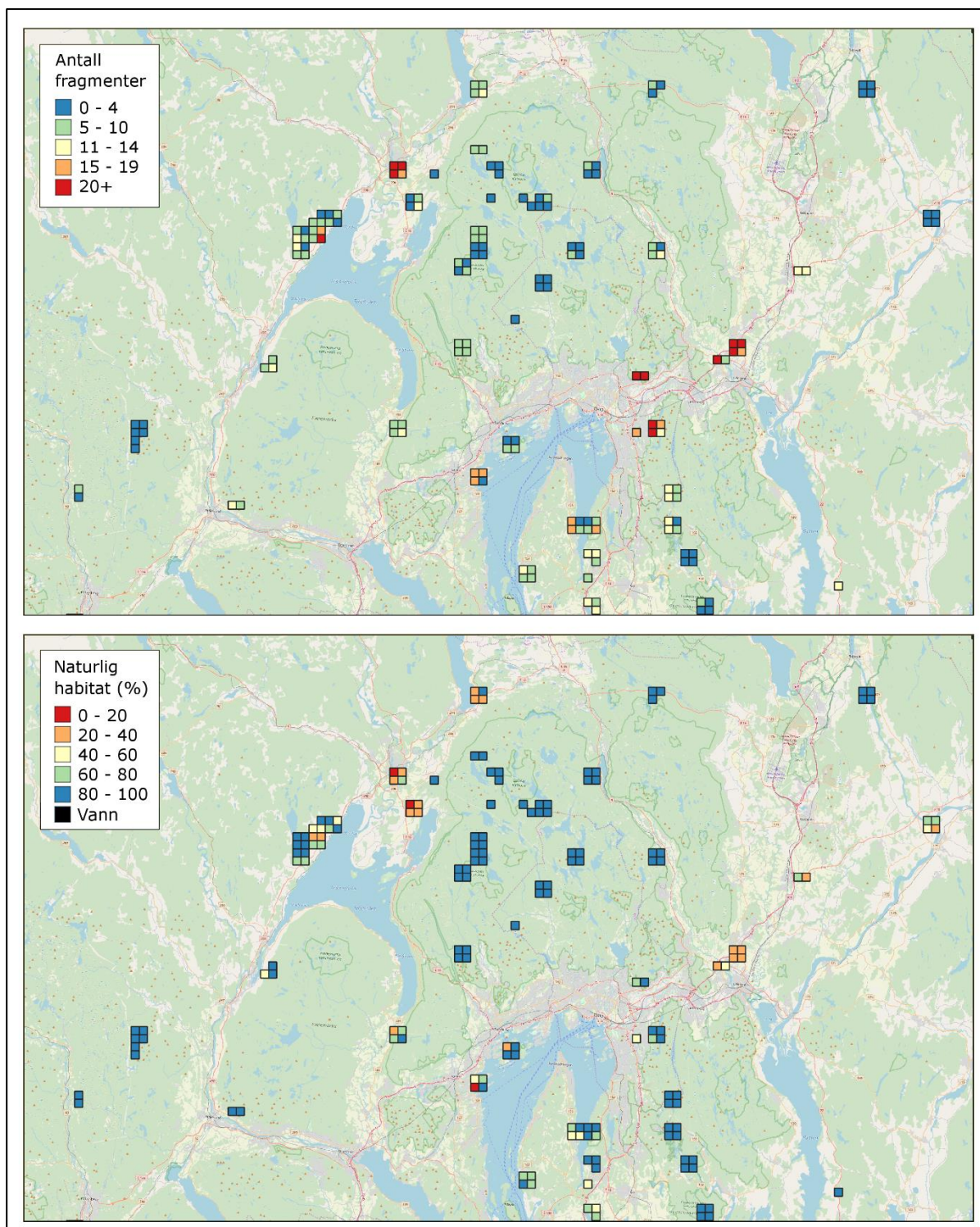


Figur V3.3. Prosentandel (%) av MiS-areale som ligger i 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter, truede arter og truede ansvarsarter av ulike artsgrupper.

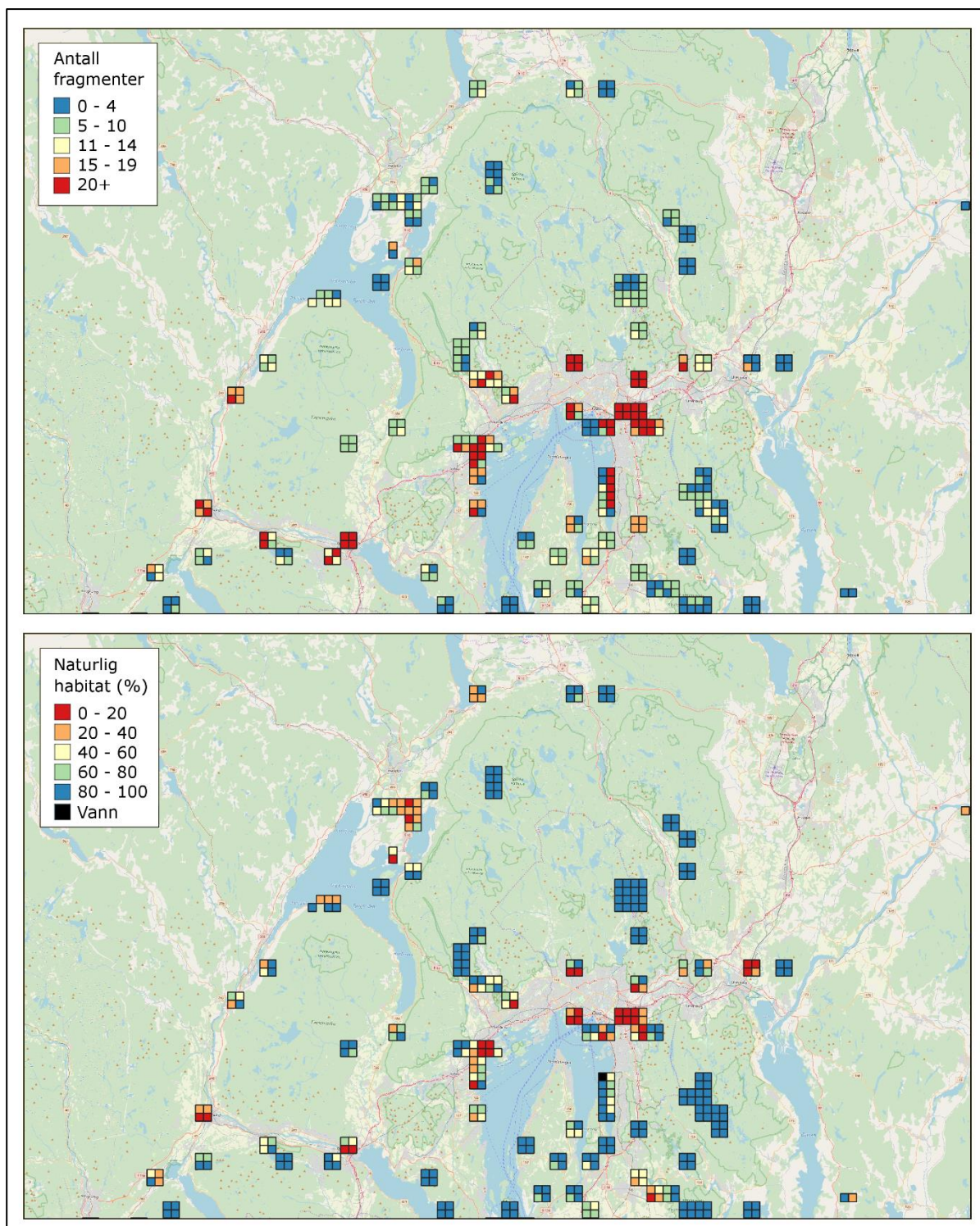
Vedlegg 4: Fragmentering av hotspots



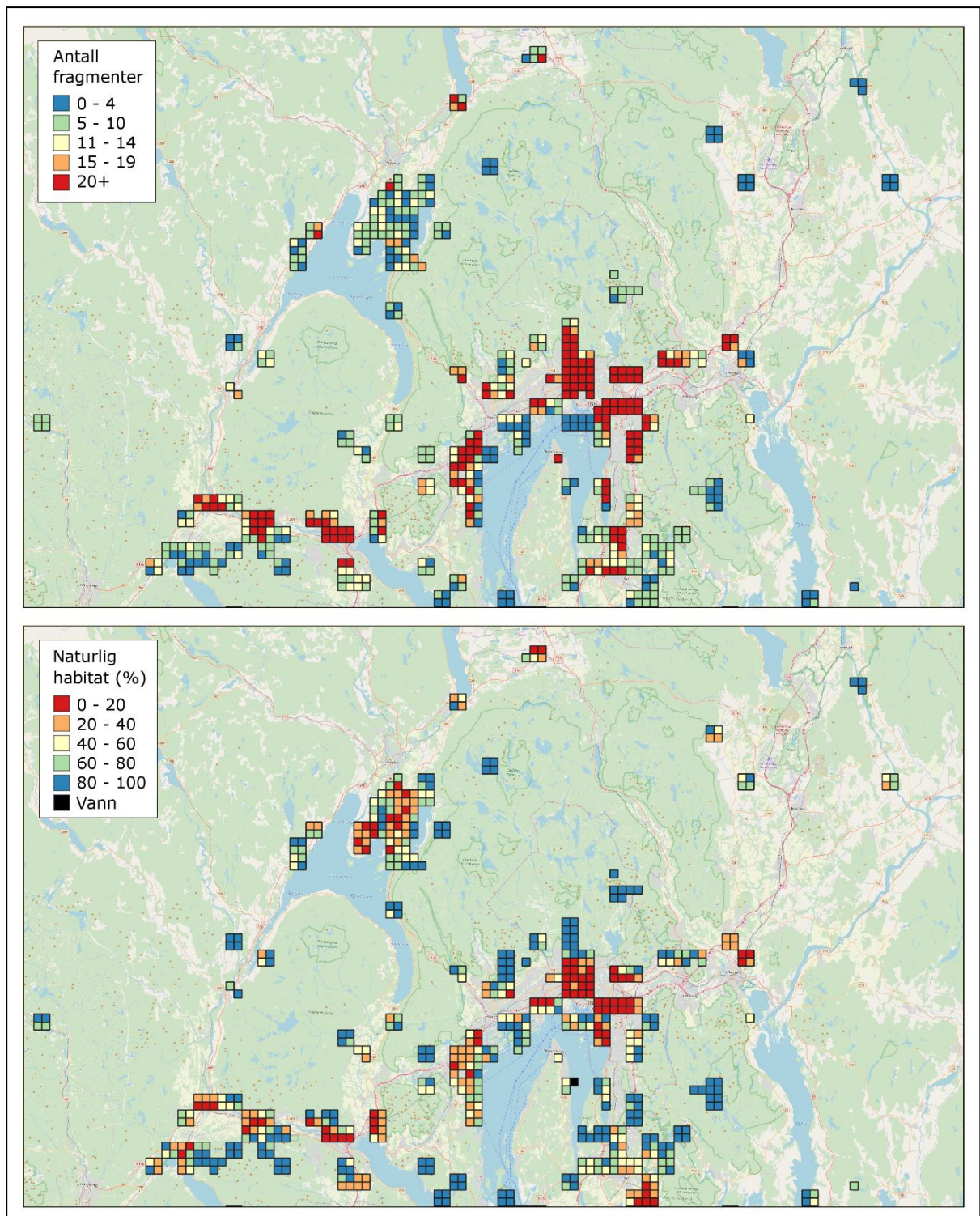
Figur V4.1. Fragmentering av 1 %-hotspots for truede sopp. Øverst vises fragmentering på grunn av veier, angitt som antall fragmenter per hotspot-piksel. Mange fragmenter indikerer stor grad av fragmentering. Nederst vises fragmentering på grunn av overlapp med svært menneskepåvirkede økosystemer, angitt som prosentandel av lite påvirkede økosystemer (av total dekning av terrestriske økosystemer) per piksel. Lav andel av lite påvirkede, «naturlige» økosystemer indikerer stor grad av fragmentering. Indre Oslofjord er brukt som eksempelområde.



Figur V4.2. Fragmentering av 1 %-hotspots for truede lav. Øverst vises fragmentering på grunn av veier, angitt som antall fragmenter per hotspot-piksel. Mange fragmenter indikerer stor grad av fragmentering. Nederst vises fragmentering på grunn av overlapp med svært menneskepåvirkede økosystemer, angitt som prosentandel av lite påvirkede økosystemer (av total dekning av terrestriske økosystemer) per piksel. Lav andel av lite påvirkede, «naturlige» økosystemer indikerer stor grad av fragmentering. Indre Oslofjord er brukt som eksempelområde.

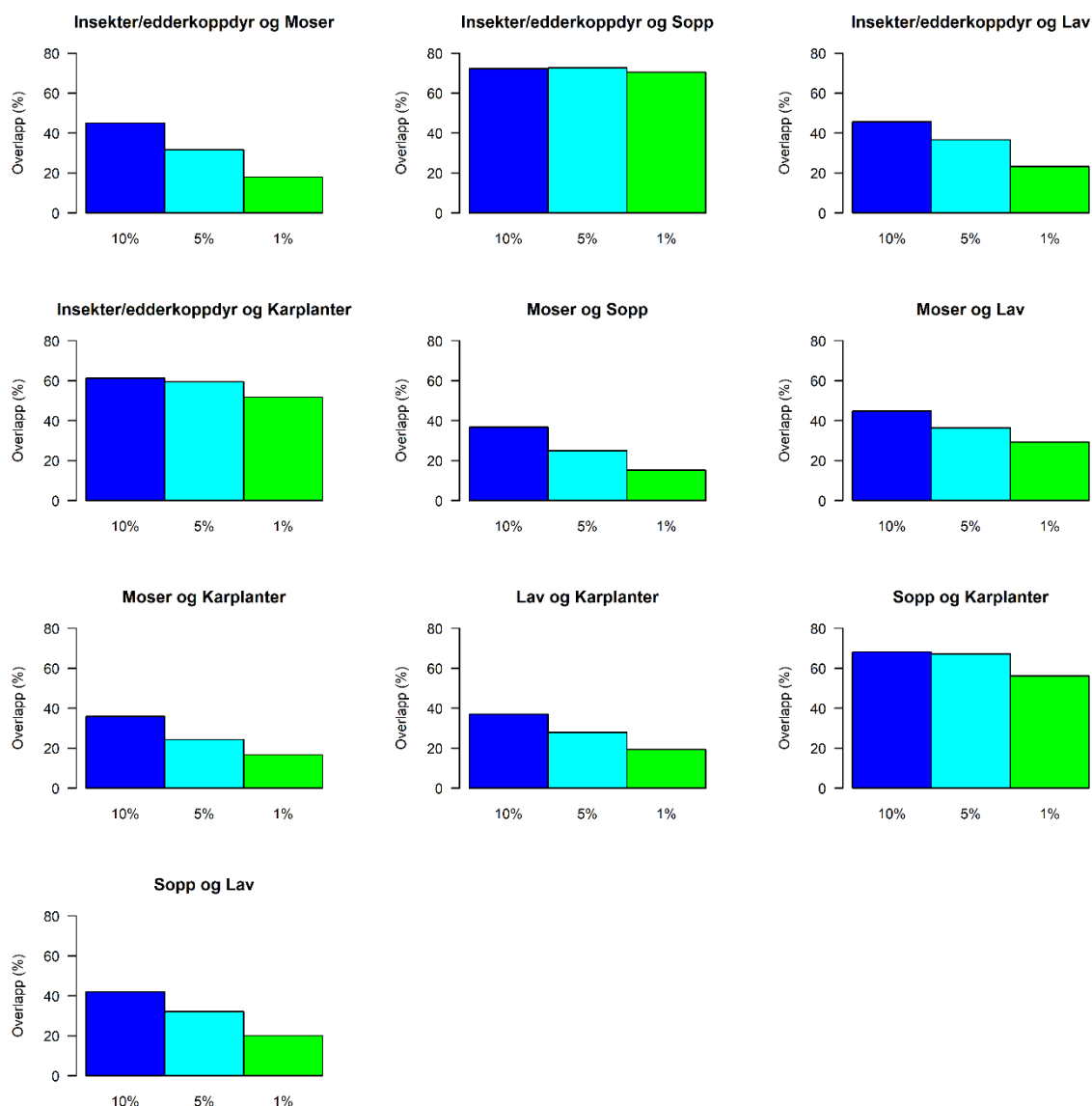


Figur V4.3. Fragmentering av 1 %-hotspots for truede moser. Øverst vises fragmentering på grunn av veier, angitt som antall fragmenter per hotspot-piksel. Mange fragmenter indikerer stor grad av fragmentering. Nederst vises fragmentering på grunn av overlapp med svært menneskepåvirkede økosystemer, angitt som prosentandel av lite påvirkede økosystemer (av total dekning av terrestriske økosystemer) per piksel. Lav andel av lite påvirkede, «naturlige» økosystemer indikerer stor grad av fragmentering. Indre Oslofjord er brukt som eksempelområde.

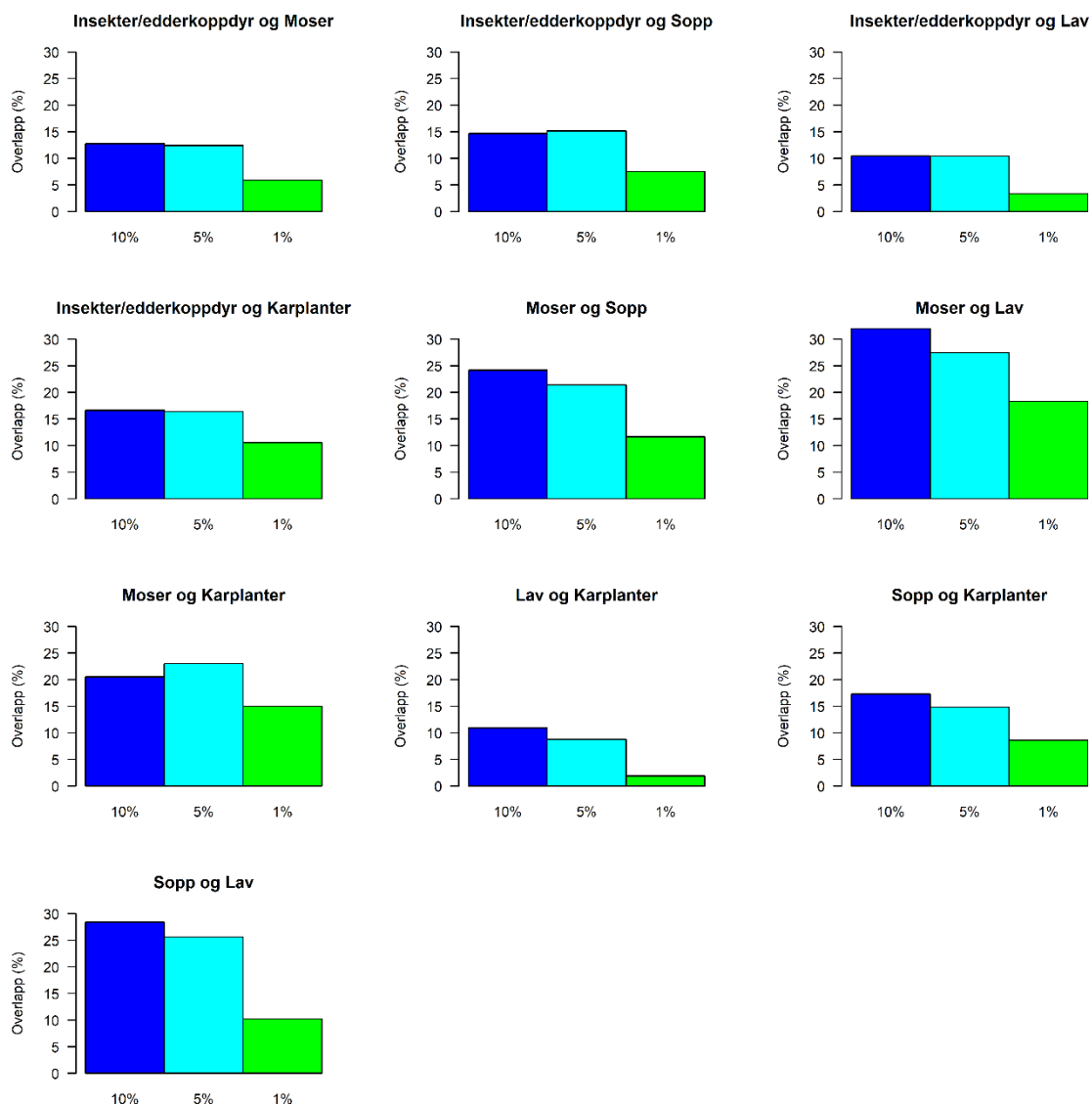


Figur V4.4. Fragmentering av 1 %-hotspots for truede karplanter. Øverst vises fragmentering på grunn av veier, angitt som antall fragmenter per hotspot-piksel. Mange fragmenter indikerer stor grad av fragmentering. Nederst vises fragmentering på grunn av overlapp med svært menneskepåvirkede økosystemer, angitt som prosentandel av lite påvirkede økosystemer (av total dekning av terrestriske økosystemer) per piksel. Lav andel av lite påvirkede, «naturlige» økosystemer indikerer stor grad av fragmentering. Indre Oslofjord er brukt som eksempelområde.

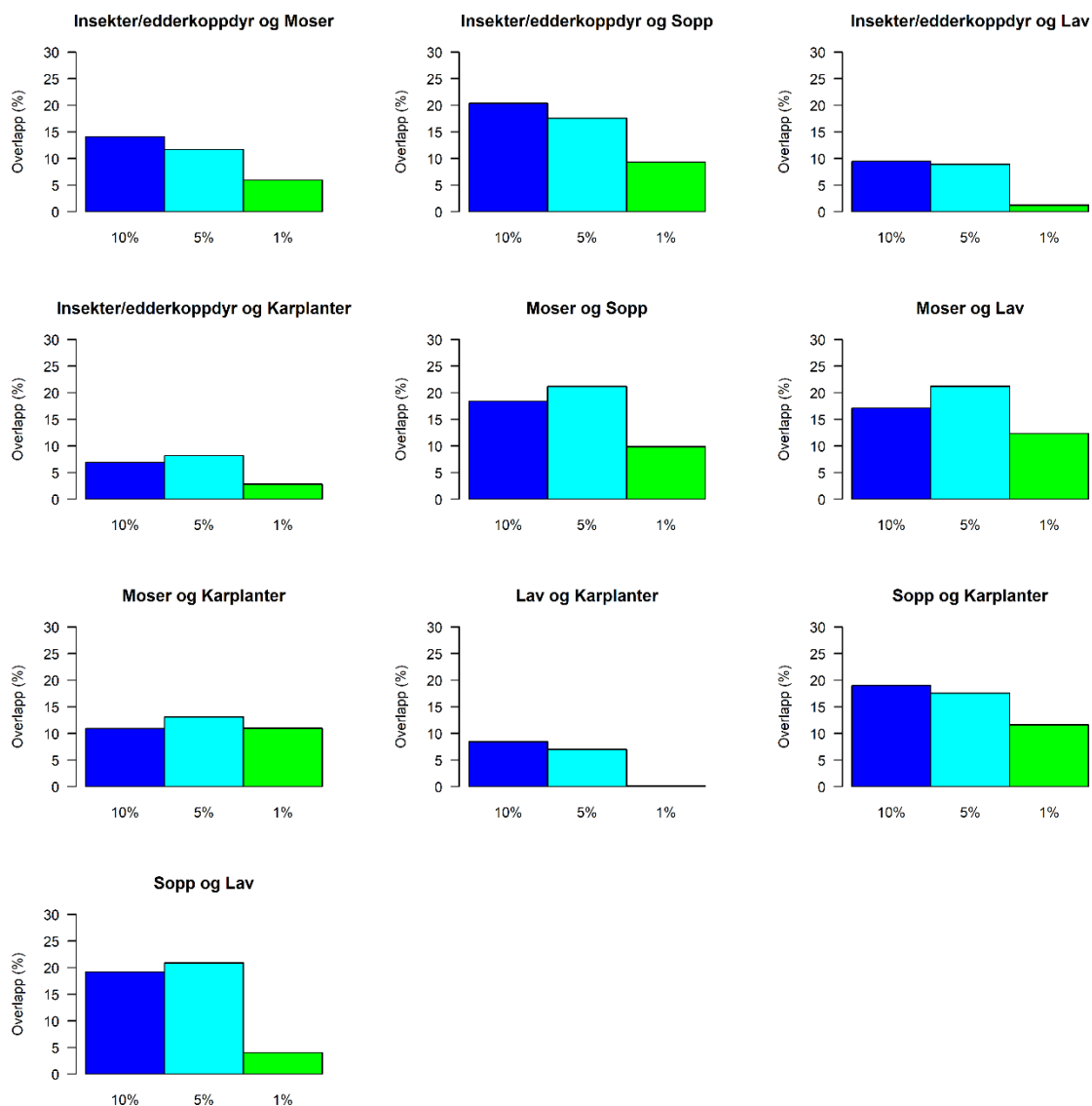
Vedlegg 5: Overlapp mellom ulike artsgrupper



Figur V5.1. Prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for alle arter som overlapper med andre artsgrupper.

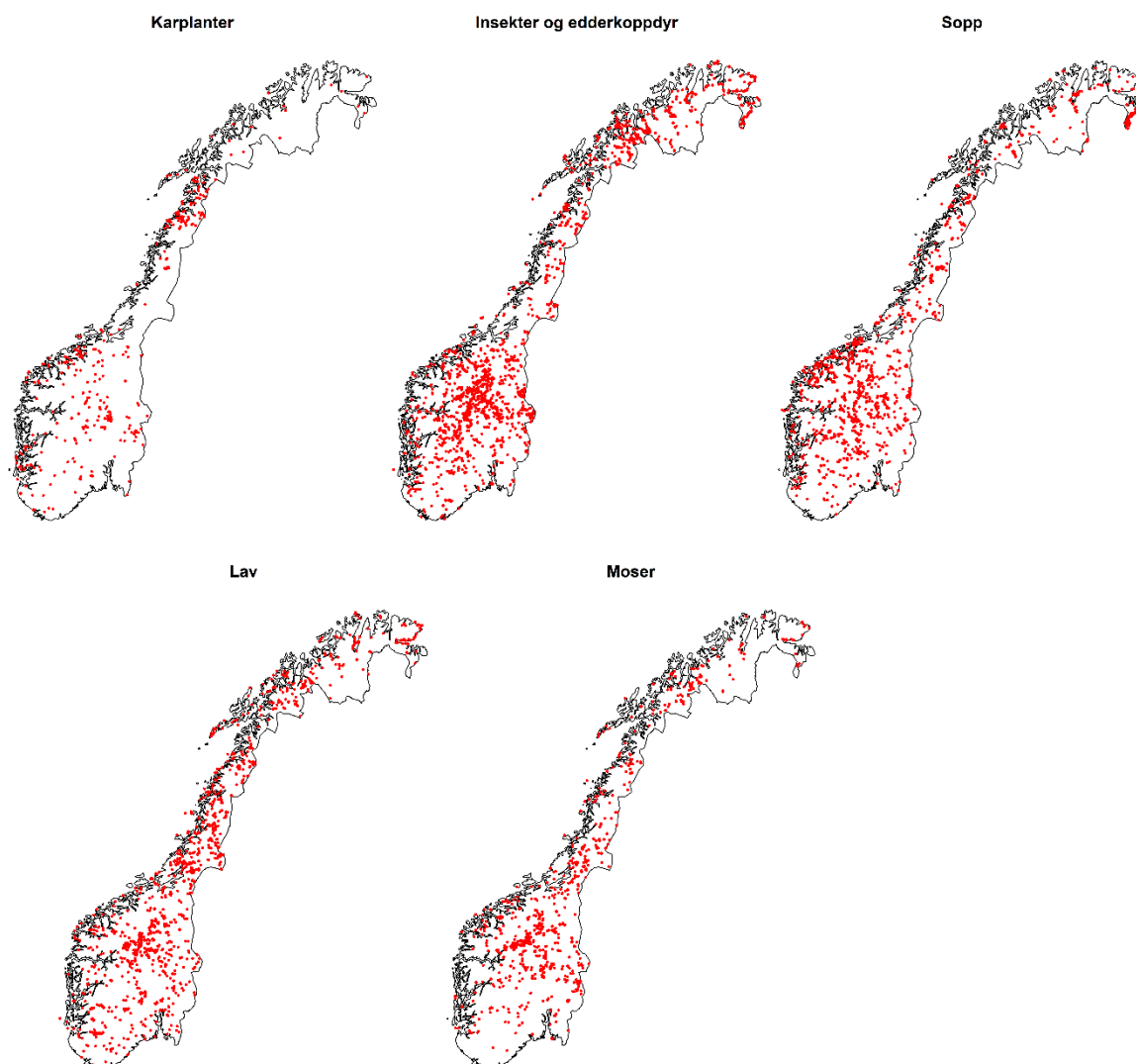


Figur V5.2. Prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for truede arter som overlapper med andre artsgrupper.

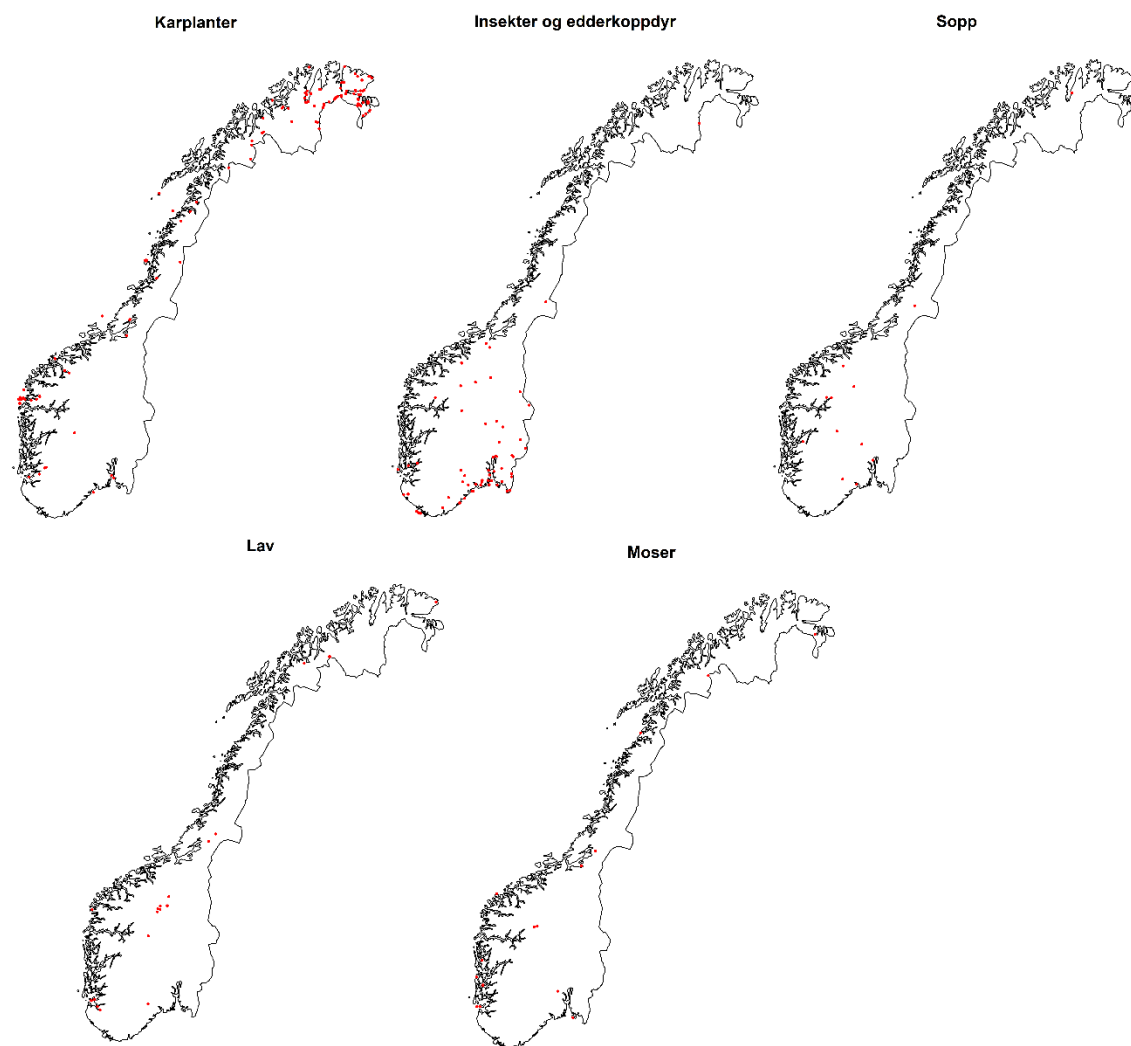


Figur V5.3. Prosentandel (%) av arealet av 1, 5 og 10 %-hotspots for truede ansvarsarter som overlapper med andre artsgrupper.

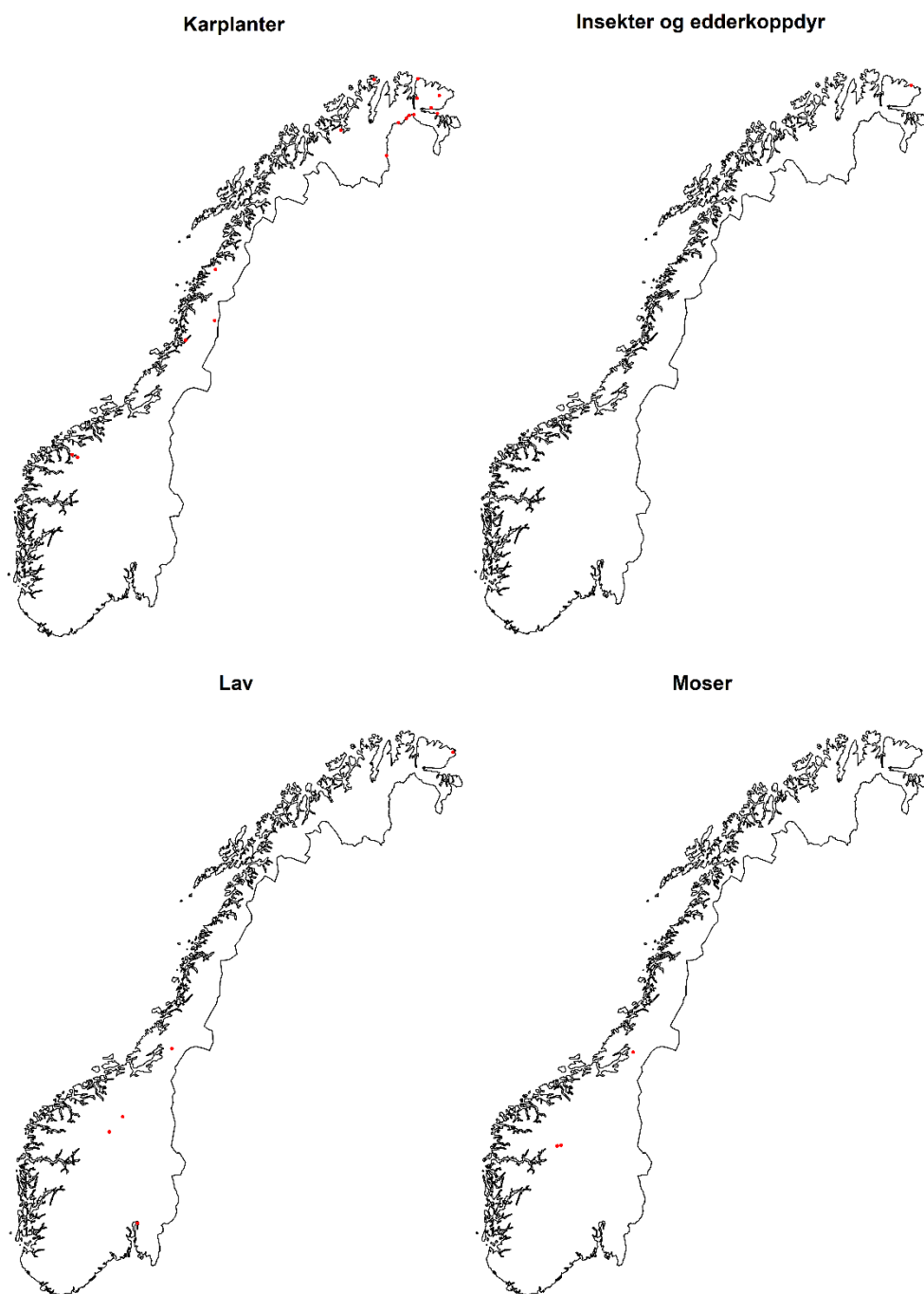
Vedlegg 6: Arter som ikke inkluderes i hotspots



Figur V6.1. Observasjoner av arter som ikke inkluderes i 10 %-hotspots for alle arter av de ulike artsgruppene.



Figur V6.2. Observasjoner av truede arter som ikke inkluderes i 10 %-hotspots for truede arter av de ulike artsgruppene.



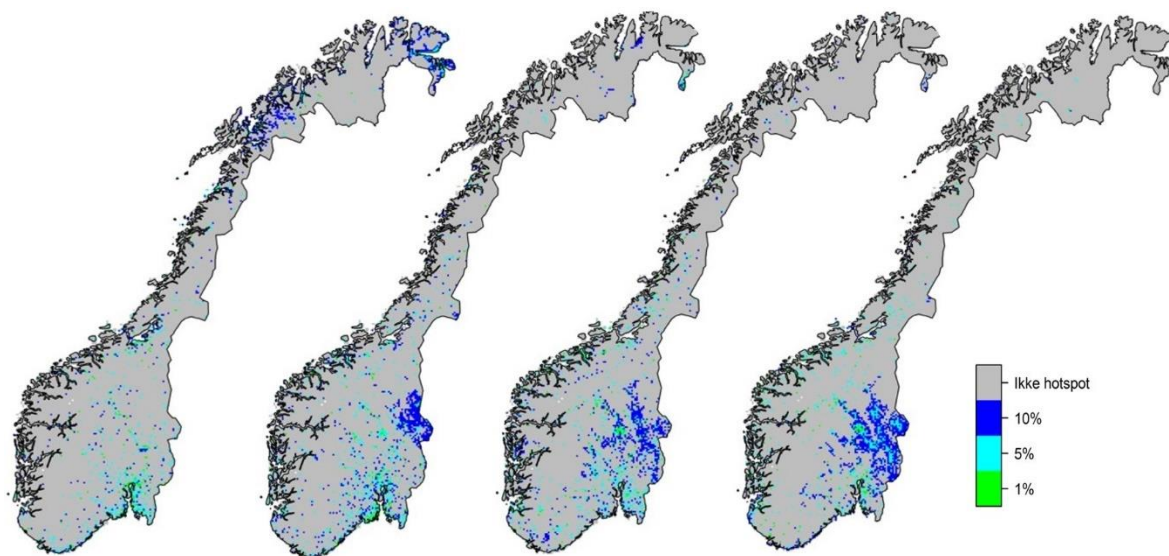
Figur V6.3. Observasjoner av truede ansvarsarter som ikke inkluderes i 10 %-hotspots for truede ansvarsarter av de ulike artsgruppene. For sopp var det ingen truede ansvarsarter som ikke forekom i hotspot-området.

Vedlegg 7: Utvidet sammendrag

Norge har gjennom FNs konvensjon for biologisk mangfold forpliktet seg til å stanse tap av naturmangfold. Som oppfølging av biomangfoldkonvensjonen la regjeringen fram naturmangfoldmeldingen (Meld. St. (2015-2016) Natur for livet), hvor det slås fast at ingen arter skal utryddes, og at utviklingen for truede og nær truede arter skal bedres. Endret arealbruk er ifølge det internasjonale naturpanelet (IPBES) den største trusselen mot verdens biologiske mangfold. Ivaretagelse av artenes habitater er derfor den mest effektive måten å bevare det biologiske mangfoldet på. I dette arbeidet er det naturlig å fokusere på områder med særlig høyt biologisk mangfold, såkalte «hotspots», hvor mange arter kan ivaretas på samme areal. Dette krever imidlertid kunnskap om hvor slike hotspots finnes.

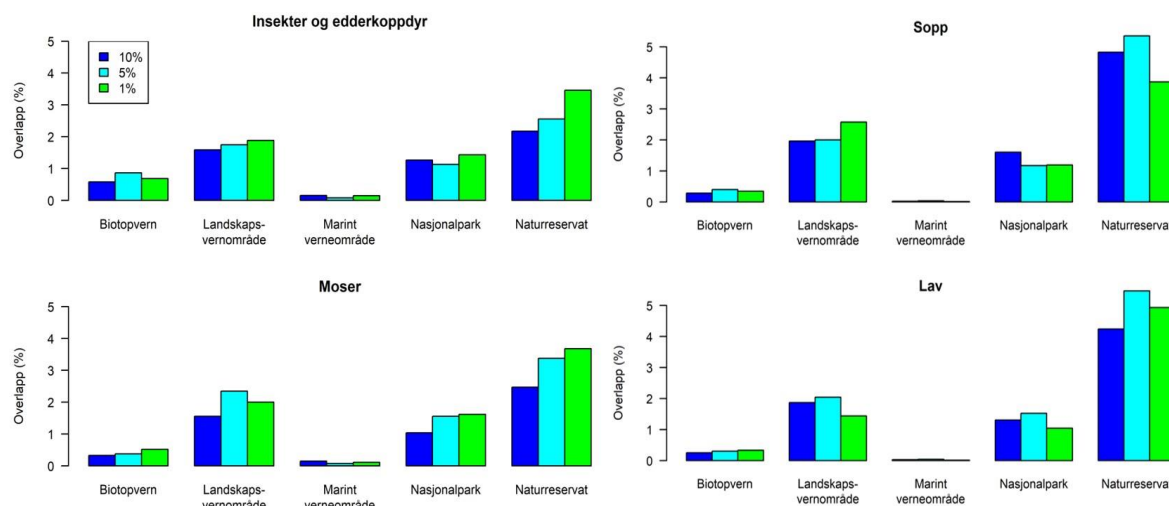
I 2018 modellerte vi derfor hotspots for karplanter i Norge, inkludert hotspots for karplanter generelt og truede arter og truede ansvarsarter spesielt. Vi har nå gjort det samme for insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser. Kort forklart har vi benyttet artsregistreringer fra Artskart som grunnlag og relatert forekomsten av arter i de forskjellige artsgruppene til ulike forklaringsvariabler knyttet til naturforhold og menneskelig aktivitet. Disse sammenhengene har vi deretter brukt til å predikere forekomsten av arter i hele landet, hvor hotspots er definert som topp 10 %, 5 % og 1 % av pikslene med høyest predikert forekomst. Vi har også undersøkt hvorvidt slike hotspots overlapper med eksisterende verneområder, kartlagte naturtyper, MiS nøkkelbiotoper og inngrepsfrie naturområder (INON) – og hvorvidt hotspots for ulike artsgrupper overlapper med hverandre

Våre prediksjoner viste at hotspots for alle arter av både insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser var konsentrert til Oslofjord-området, samt langs Sør- og til dels Vestlandskysten og områdene rundt Trondheimsfjorden. Når det gjaldt truede arter (**Figur V7.1**) og truede ansvarsarter, var forekomsten av hotspots mye mer spredt og inkluderte i tillegg dalstrøkene på Østlandet, hvor Gudbrandsdalen pekte seg ut som særlig viktig, og for noen artsgrupper deler av Trøndelag, Nordland, Troms og Finnmark. Hotspots for de ulike artsgruppene var relatert til ulike miljøvariabler, inkludert både klima, høyde over havet og kalkinnhold i jorda, men alle var konsentrert til områder preget av stor befolkningstetthet, bebyggelse eller infrastruktur.



Figur V7.1. Hotspots for truede arter av (fra venstre) insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser gitt ulike hotspot-definisjoner (1 %, 5 % eller 10 % piksler med størst predikert forekomst).

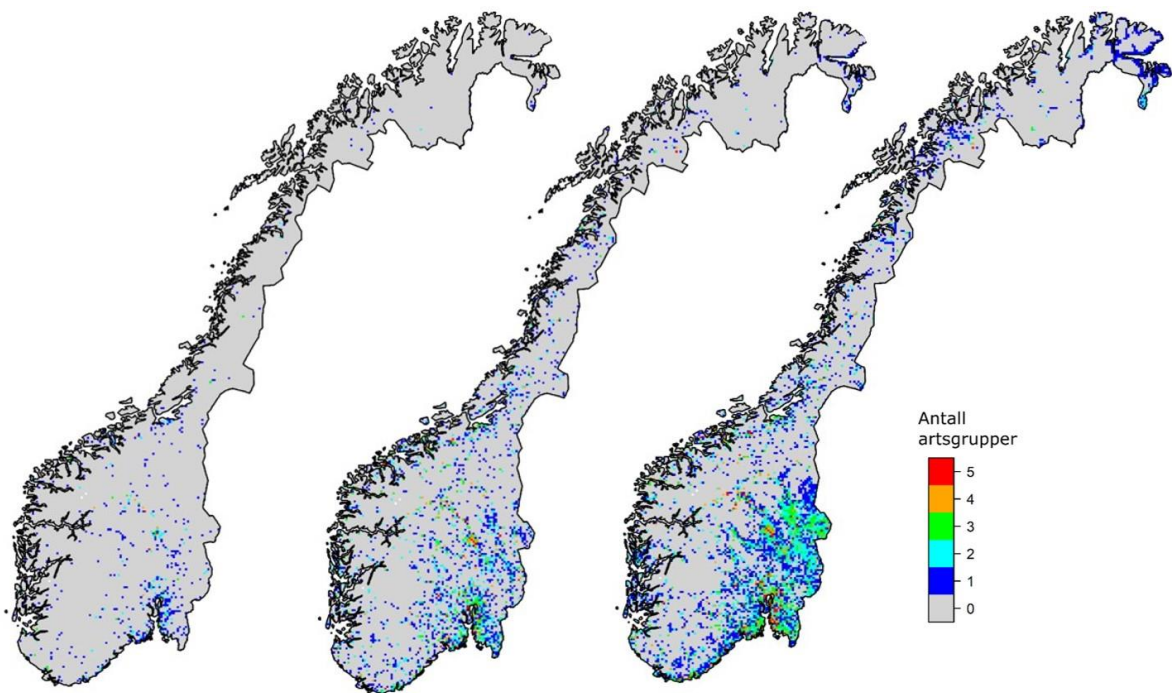
Kun en liten andel av hotspots-områdene for de ulike artsgruppene var fanget opp av eksisterende verneområder. Graden av overlapp var størst for naturreservater, landskapsvernområder og nasjonalparker, og større for truede arter (**Figur V7.2**) og truede ansvarsarter enn alle arter. Når det gjelder truede arter, var hotspots for lav og sopp i noe større grad fanget opp i verneområder enn hotspots for moser og insekter og edderkoppdyr. Hotspot-områdene overlappet også i liten grad med kartlagte naturverdier (naturtypelokaliteter kartlagt i henhold til DN-håndbok 13 og NiN og MiS nøkkelbiotoper) og inngrepsfrie naturområder (INON). At størsteparten av hotspot-områdene ikke er omfattet av vern, kartlagte naturverdier eller INON-områder, i kombinasjon med forekomsten av hotspots nær områder preget av menneskelig aktivitet, gjør artene sårbare for arealbruksendringer og andre inngrep i eller i nærheten av leveområdene.



Figur V7.2. Prosentandel overlapp mellom hotspots for truede arter av ulike artsgrupper og forskjellige verneformer gitt ulike hotspot-definisjoner (1 %, 5 % eller 10 % piksler med størst predikert forekomst).

Liten grad av overlapp mellom hotspots og INON-områder viser at hotspot-områdene er preget av fragmentering. Graden av overlapp mellom 1 %-hotspots for truede arter og svært påvirkede økosystemer (dyrket mark, bebygde områder og infrastruktur) var i gjennomsnitt 24 % for insekter og edderkoppdyr, 16 % for sopp, 9 % for lav, 13 % for moser og 21 % for karplanter. Graden av fragmentering varierte på romlig skala, og områder preget av menneskelig aktivitet, blant annet pressområdene rundt Oslofjorden, i Mjøsregionen, i Stavanger-området og rundt Trondheimsfjorden, var svært fragmentert på grunn av infrastruktur og annen arealbruk. Det betyr at hotspot-kartene viser hvor potensialet for hotspots er størst, mens reelle, intakte hotspots utgjør et mindre areal.

Områder med stor grad av overlapp mellom hotspots for alle arter av ulike artsgrupper var konsentrert til områdene rundt Oslofjorden, kyststrøk nord til Rogaland, Nord-Vestlandet og områdene rundt Trondheimsfjorden. For truede arter inkluderte dette også dalstrøkene på Østlandet, hvor Gudbrandsdalen pekte seg ut som særlig viktig (**Figur V7.3**). I disse områdene er mulighetene størst for å ivareta hotspots for flere artsgrupper, først og fremst karplanter, sopp, lav og moser, på samme areal. Hotspots for insekter og edderkoppdyr overlappet i mindre grad med hotspots for andre artsgrupper. Truede ansvarsarter fulgte i stor grad det samme mønsteret som truede arter, men for truede ansvarsarter var det også store hotspot-områder uten overlapp mellom artsgrupper. Det betyr at truede ansvarsarter av ulike artsgrupper i mindre grad kan forvaltes på samme areal.



Figur V7.3. Antall artsgrupper med overlappende hotspots for truede arter gitt ulike hotspot-definisjoner (1 %, 5 % eller 10 % piksler med størst predikert forekomst).

Kunnskap om hvor vi finner hotspots for truede arter og truede ansvarsarter er nyttig når tiltak skal settes i verk for å nå målet om å stanse tapet av biologisk mangfold i Norge. Det er imidlertid viktig å huske på at dette dreier seg om modellerte data. Kartene angir hvor naturforholdene på stedet tilsier at potensialet for slike hotspots er størst og erstatter ikke kartlegging av arter og naturtyper. Slike kart er likevel et godt verktøy for overordnet planlegging i arbeidet med geografisk prioritering av områder for bevaring av biologisk mangfold i Norge.

Appendix 8: Extended abstract

Norway has committed through the UN Convention on Biological Diversity to stop the loss of biodiversity. As a follow-up of the Biodiversity convention the government issued Norway's National Biodiversity Action Plan (Meld. St. (2015-2016) Nature for life), which states that no species shall become extinct, and that the status of threatened and near threatened species shall be improved. Land-use change is, according to the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), currently the greatest threat to global biodiversity. Habitat conservation is therefore the most effective way of preserving biodiversity. This work should be focused on areas where diversity is especially high, so-called "hotspots", where many species can be preserved within the same geographical area.

In 2018 we therefore modelled hotspots for vascular plants in Norway, including hotspots for vascular plants in general, and threatened species and threatened national responsibility species in particular. We have now repeated these analyses for insects and arachnids, fungi, lichens and bryophytes. Briefly explained we based the analyses on species records from "Artskart", and related the occurrence of species in the different species groups to various explanatory variables linked to natural conditions and human activity. These relationships were then used to predict the occurrence of species in the whole country, with hotspots defined as the top 10 %, 5 % and 1 % of the pixels with the highest predicted occurrence. We also examined whether such hotspots overlap with existing protected areas, mapped nature types, "MiS" key habitats and "INON" areas – and whether hotspots for different species groups overlap with each other.

Our predictions showed that hotspots for all species of insects and arachnids, fungi, lichens and bryophytes were concentrated in the Oslo fjord area, as well as along the southern and western coast and around the Trondheim fjord. The distribution of hotspots of threatened species (**Figure A8.1**) and threatened responsibility species was much more scattered and also included the big valleys of Eastern Norway, where Gudbrandsdalen was especially important, and for some species groups parts of Trøndelag, Nordland, Troms and Finnmark. Hotspots for the different species groups were related to different environmental variables, including both climate, height above sea level and soil characteristics, but all were concentrated in areas characterized by a high human population density, buildings or infrastructure.

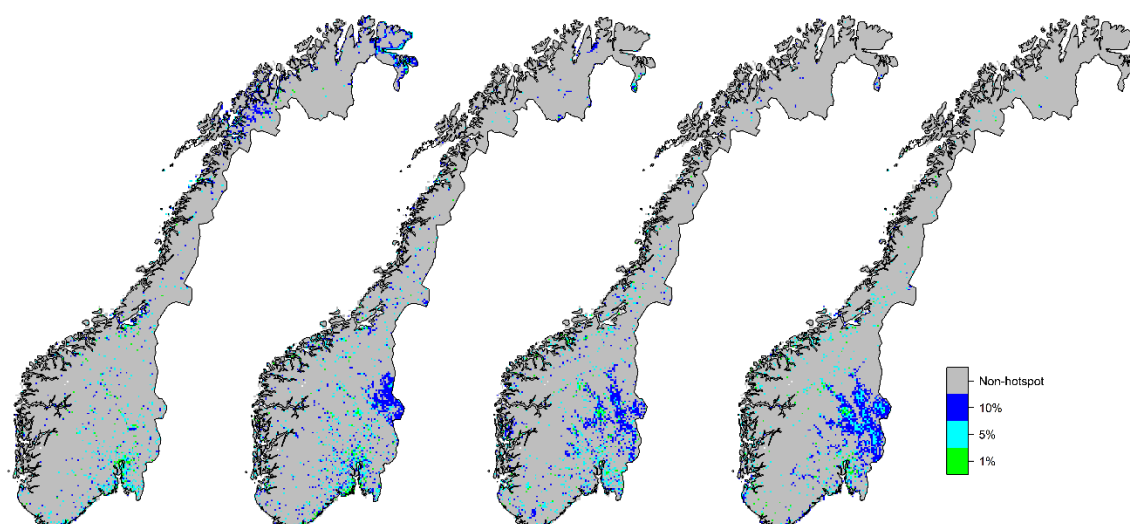


Figure A8.1. Hotspots for threatened species of (from the left) insects and arachnids, fungi, lichens and bryophytes, given different hotspot definitions (1 %, 5 % or 10 % of pixels with the highest predicted occurrence).

Only a small proportion of the hotspot areas for the different species groups were included in existing protected areas. The degree of overlap was highest for nature reserves, protected landscapes and national parks, and higher for threatened species (**Figure A8.2**) and threatened national responsibility species than for all species. Regarding threatened species, hotspots for lichens and fungi were included in protected areas to a somewhat greater extent than hotspots for bryophytes and insects and arachnids. The degree of overlap between hotspots and mapped nature values (nature types according to “DN-håndbok 13” and “NiN” and MiS key habitats) and INON areas was also low. The fact that the majority of the hotspot areas are not included in protected areas, mapped nature values or INON areas, in combination with the occurrence of hotspots close to areas characterized by human activity, makes the species vulnerable to land-use change and other types of human intervention in or close to their habitats.

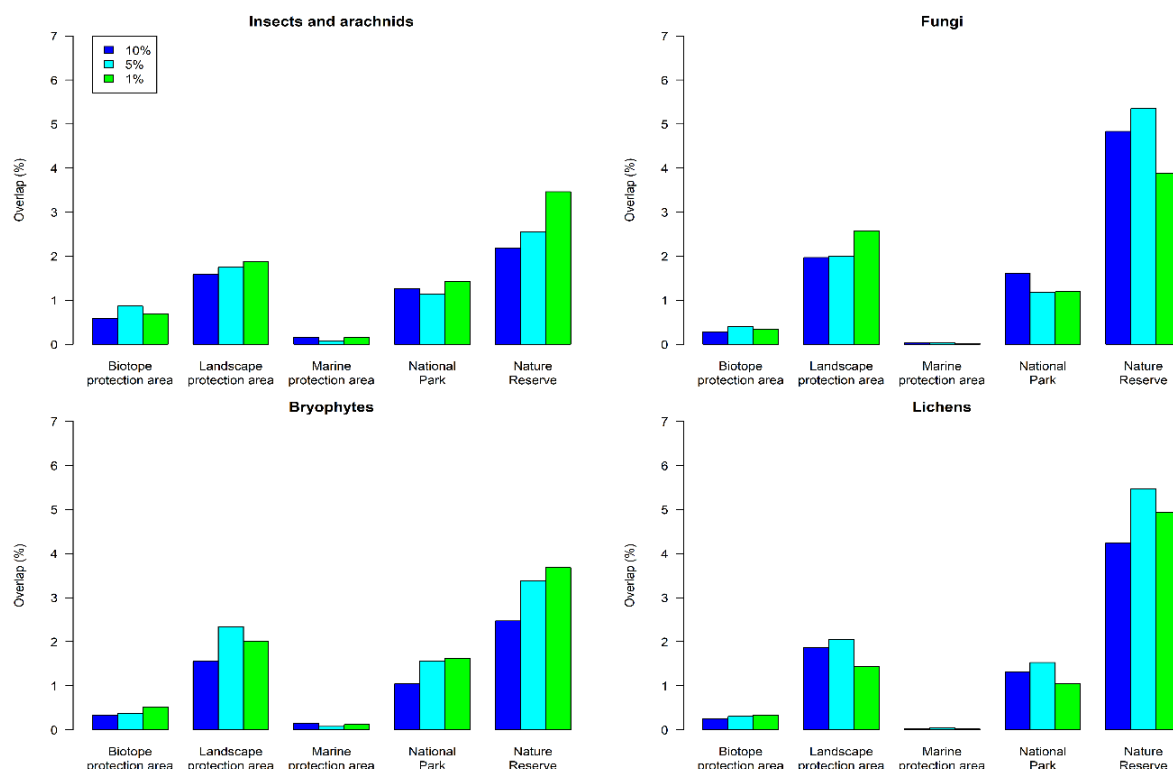


Figure A8.2. Percentage overlap between hotspots for threatened species of different species groups and protected area categories, given different hotspot definitions (1 %, 5 % or 10 % of pixels with the highest predicted occurrence).

The low degree of overlap between hotspots and INON areas shows that the hotspot areas are characterized by fragmentation. The degree of overlap between 1 % hotspots for threatened species and heavily impacted ecosystems (arable land, built-up areas and infrastructure) was on average 24 % for insects and arachnids, 16 % for fungi, 9 % for lichens, 13 % for bryophytes and 21 % for vascular plants. The degree of fragmentation varied spatially, and areas characterized by human activity, for instance the high-pressure areas around the Oslo fjord, around Mjøsa, in the Stavanger region and around the Trondheim fjord, were highly fragmented by infrastructure and other types of human land use. This means that the hotspot maps show where the potential for hotspots are highest, while real, intact hotspots make up a smaller area.

Areas with a high degree of overlap between hotspots for all species of the different species groups were concentrated to areas around the Oslo fjord, as well as along the southern and northwestern coast and around the Trondheim fjord. For threatened species this also included

the big valleys of Eastern Norway, where Gudbrandsdalen was especially important (**Figure A8.3**). These areas constitute the greatest opportunity to preserve hotspots for several species groups, primarily vascular plants, fungi, lichens and bryophytes, within the same geographical area. Threatened responsibility species mainly followed the same pattern as threatened species, but for these species there were also large hotspot-areas without overlap between species groups. This means that threatened responsibility species of different species groups can to a lesser degree be managed in the same geographical area.

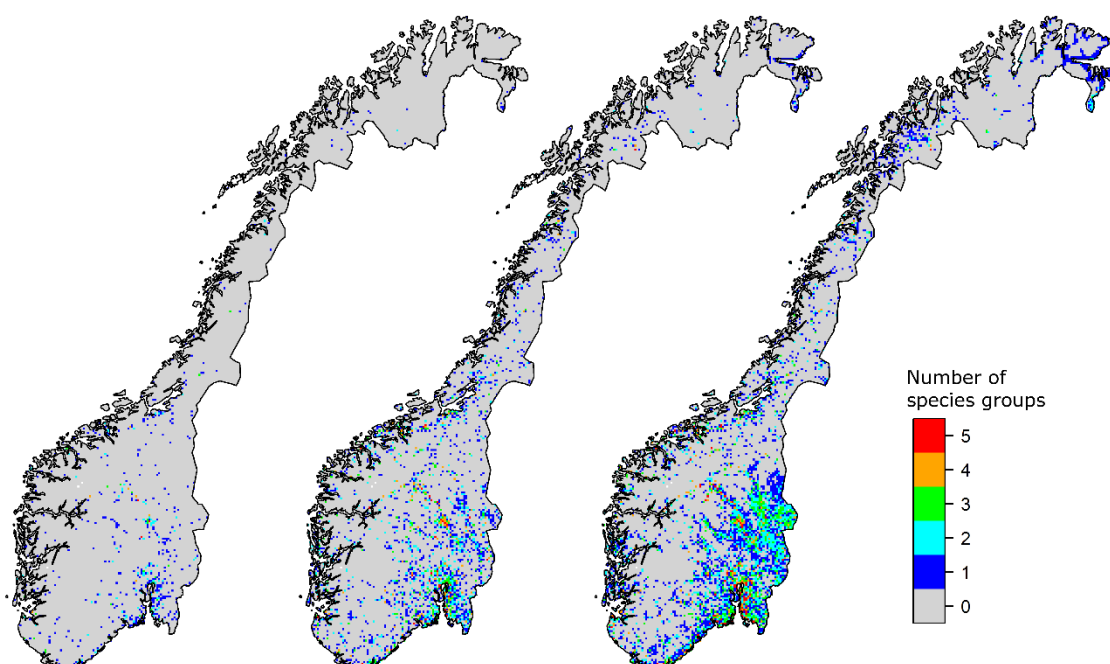


Figure A8.3. Number of species groups with overlapping hotspots for threatened species, given different hotspots definitions (1 %, 5 % or 10 % of pixels with the highest predicted occurrence).

Knowledge of the location of hotspots for threatened species and threatened responsibility species is needed in order to facilitate management actions aimed at stopping biodiversity loss in Norway. It is, however, important to remember that these are modelled data. The maps show where environmental conditions result in the greatest potential for hotspots, and do not replace mapping of species and nature types. Such maps are nevertheless a useful tool for coarse-scale planning regarding geographical prioritization of areas for conservation of biodiversity in Norway.

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 Ims i Rogaland.

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3481-8

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