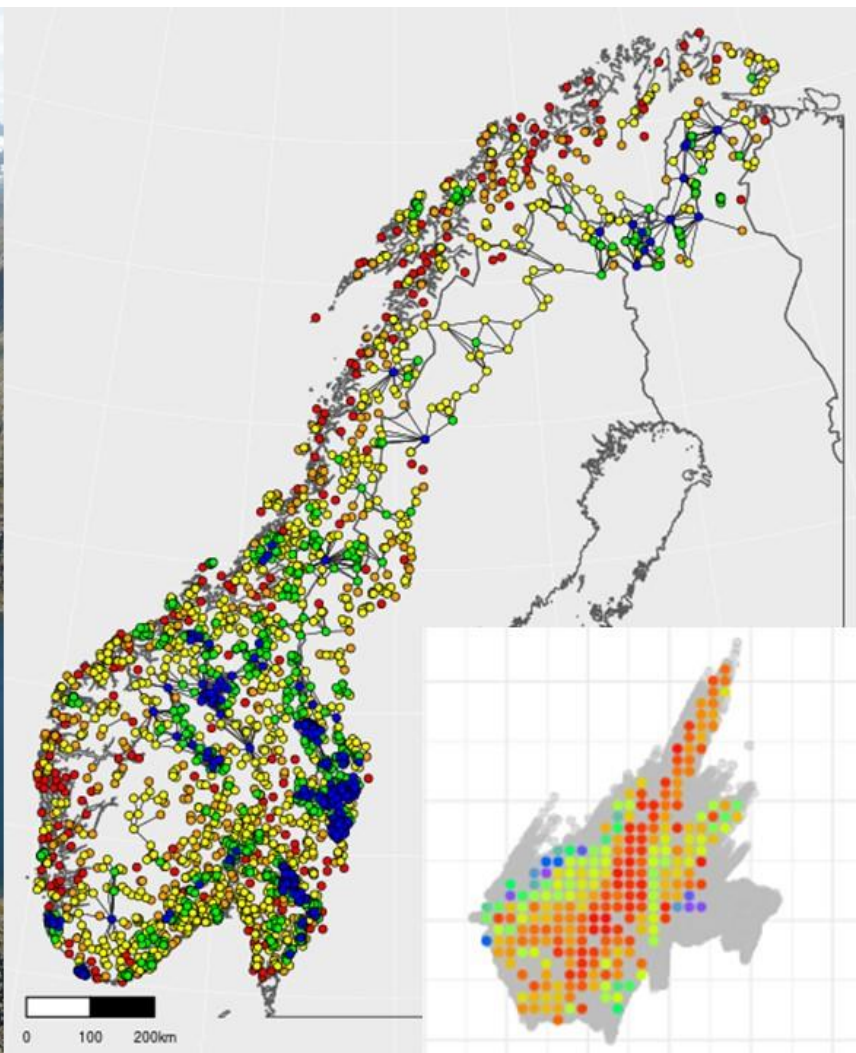


1666

NINA Rapport

Effekter av et supplerende vern på verneområdenes funksjon som økologiske nettverk og toleranse for klimaendringer

Rannveig M. Jacobsen, Benno Dillinger, Stefan Blumentrath, Erik Framstad



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Effekter av et supplerende vern på verneområdenes funksjon som økologiske nettverk og toleranse for klimaendringer

Rannveig M. Jacobsen
Benno Dillinger
Stefan Blumentrath
Erik Framstad

Jacobsen, R. M., Dillinger, B., Blumentrath, S. & Framstad, E.
2019. Effekter av et supplerende vern på verneområdenes
funksjon som økologiske nettverk og toleranse for klimaendringer.
NINA Rapport 1666. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, april 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3412-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Markus A. K. Sydenham

ANSVARLIG SIGNATUR

Kristin Thorsrud Teien (forskningssjef)

OPPDRAUGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-1359 | 2019

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Gunnar Kjærstad

FORSIDEBILDE

Besseggen © Siri Lie Olsen. Grafer fra analyse av verneområdene
som økologisk nettverk og dekning av klimagrader © NINA.

NØKKEWORD

Norge, verneområder, nettverksanalyse, klimaendringer, myr, fjell,
ferskvann

KEY WORDS

Norway, protected areas, network analysis, climate change,
wetland, mountain, fresh water

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

Jacobsen, R. M., Dillinger, B., Blumentrath, S., Framstad, E. Effekter av et supplerende vern på verneområdenes funksjon som økologiske nettverk og toleranse for klimaendringer. 2019. NINA Rapport 1666. Norsk institutt for naturforskning.

Norske verneområder omfatter i hovedsak nasjonalparker, naturreservater og landskapsvernområder, samt kategorier som plante- og dyrefredningsområder. Per 22.02.2019 finnes det 3635 verneområder i Norge (ekskl. Svalbard og Jan Mayen). Hvert enkelt verneområde kan ha spesifikke hovedformål, men i M. St. nr. 14 (2015-2016) *Natur for livet* ble det også framsatt en målsetning om at verneområdene skal fungere som økologiske nettverk og ha en viss robusthet mot klimaendringer. I stortingsmeldingen blir det også foreslått å utføre et begrenset suppleringsvern for å dekke opp manglene blant dagens verneområder.

I denne rapporten analyserer vi både eksisterende verneområder og områder foreslått fra fylkesmennene og Miljødirektoratet for et slikt suppleringsvern. Rapporten har som målsetning å belyse (i) hvordan dagens verneområder fungerer som økologisk nettverk, og hvorvidt de foreslåtte områdene for et supplerende vern vil styrke dette nettverket, og (ii) hvor robuste dagens verneområder er mot klimaendringer, og hvorvidt de foreslåtte områdene for et supplerende vern vil øke robustheten. Vi har analysert effekten av 371 områder foreslått for supplerende vern. Analysene omfatter hovedøkosystemene fjell, myr og ferskvann, mens skog og marine områder ikke inngår her da de følger egne verneprosesser.

Nettverksanalysene er basert på graf-teori, der hvert verneområde er et knutepunkt som kan ha forbindelser til andre verneområder, dvs. teoretiske spredningsveier for organismer, tilsvarende korridorer i landskapsplanlegging. Hvorvidt to verneområder er forbundet med hverandre avhenger av (i) avstanden mellom dem, sett i forhold til en generell spredningsfunksjon, (ii) motstanden i landskapet forbindelsen må krysse (bebyggelse, infrastruktur, andre habitattyper osv.) og (iii) områdenes størrelse, som påvirker anslag for mengde migranter fra hvert område og dermed forbindelsesstyrken.

Generelt vil områdene foreslått for supplerende vern gi flere forbindelser i nettverket av verneområder, hvilket reduserer fragmenteringsgraden med 8 – 10%. Sammenhengen, eller konnektiviteten, i nettverket blir spesielt god rundt større nasjonalparker som Jotunheimen og bedres dessuten i Finnmark og i Sør-Norge. Verneområder langs kysten er nødvendigvis mer isolert, da de ikke kan danne forbindelser til marine områder, og dette mønsteret endres generelt ikke av de supplerende verneområdene, selv om de flere steder øker konnektiviteten lokalt.

Verneområdenes robusthet mot klimaendringer ble analysert ved å vurdere områdenes dekning av utvalgte klimagradienter; gjennomsnittlig temperatur om sommeren (juni, juli, august) og vinteren (desember, januar, februar), og gjennomsnittlig nedbør om sommeren og vinteren. Alle klimagradienter ble vurdert både for normalperioden 1971-2000 og for et fremtidig predikert klima i perioden 2071-2100. Gjennomsnittlige verdier for disse gradientene ble definert for fastlands-Norge inndelt i ruter på 1x1-km, og verneområdenes dekning ble kvantifisert og visualisert som antall slike 1km²-ruter de omfattet for de ulike gjennomsnittlige verdiene av temperatur og nedbør.

Dagens verneområder dekker i stor grad bredden av variasjon for de analyserte klimagradienterne i Norge, men visse områder med mer ekstreme verdier, som svært kalde vintre eller høye nedbørsmengder, dekkes i liten grad eller ikke i det hele tatt. Områdene foreslått for supplerende vern bidrar i hovedsak til å øke antallet 1km²-ruter for gjennomsnittlige klimaverdier, men bidrar også med noen områder langs klimagradienterne som ikke eller i liten grad dekkes av dagens verneområder. Områdene med nye eller utvidede nasjonalparker foreslått for supplerende vern øker dekningen av områder med lave temperaturer, særlig om sommeren. Relativt kalde områder, særlig fjellområder, kan vise seg å være spesielt viktige for robusthet mot klimaendringer,

da en gjennomsnittlig temperaturøkning kan føre til at mange arter trekker nordover og oppover for å finne passende klimatiske forhold.

Jacobsen, Rannveig Margrete (rannveig.jacobsen@nina.no); Dillinger, Benno; Blumentrath, Stefan; Framstad, Erik. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Abstract

Jacobsen, R. M., Dillinger, B., Blumentrath, S., Framstad, E. Effects of supplementary protected areas on the function of current protected areas as ecological network and their tolerance for climate change. 2019. NINA Report 1666. Norwegian Institute for Nature Research.

Norwegian protected areas mainly comprise national parks, nature reserves and landscape protected areas, as well as categories such as plant or animal protected areas. As of 22.02.2019, there are 3635 protected areas in Norway (excluding Svalbard and Jan Mayen). Each protected area can have specific main targets for that area, but Meld. St. 14 (2015–2016) Report to the Storting (white paper) *Nature for life* also sets a general goal for protected areas to function as ecological networks and to have a certain robustness against climate change. The white paper also proposed a supplementary protection of areas to strengthen the current protected areas.

In this report we analyse both existing protected areas and areas suggested by the county administration and the Environmental Agency for supplementary protection. The report aims to analyse (i) the current function of protected areas as ecological networks, and whether the areas suggested for supplementary protection will strengthen the networks, and (ii) the robustness of current protected areas against climate change, and whether the areas suggested for supplementary protection will increase this robustness. We have analysed 371 areas suggested for supplementary protection. The analyses include the main ecosystems mountain, wetlands and fresh water, while forest and marine areas are not included as they follow separate processes for protection.

The network analyses are based on graph theory, where each protected area is a node with potential links (i.e. theoretical dispersal pathways for organisms, corresponding to corridors in landscape planning) to other protected areas. Whether two protected areas are linked depends on (i) the distance between the areas, in relation to a generalized dispersal function, (ii) the resistance of the landscape crossed by the link (i.e. land cover and infrastructure), and (ii) the size of the protected areas, which affects estimated pool of migrants for each area and thus the potential link strength.

In general, the areas suggested for supplementary protection will increase the number of links in the networks, which will reduce the degree of fragmentation by an estimated 8 – 10%. The connectivity of the network will be very good around large national parks such as Jotunheimen and will also increase in Finnmark and southern Norway. Protected areas along the coast are necessarily more isolated, as they cannot link to surrounding marine areas. The supplementary protected areas do not change this pattern on a national scale but do lead to more localized improvement of connectivity along the coast.

The robustness of the protected areas against climate change was analysed in terms of their cover of certain climatic gradients; average summer (June, July, August) and winter (December, January, February) temperature, and average summer and winter precipitation. The climatic gradients were assessed both for the normal period of 1971-2000 and for predicted future climate in 2071-2100. Average values for these climatic gradients were determined for the Norwegian mainland divided into squares of 1x1-km, and the cover of the protected areas was quantified and visualised as their number of such 1km²-squares within each combination of average values of temperature or precipitation.

Current protected areas largely cover the variation of the analysed climatic gradients in Norway, except certain areas with more extreme values, such as very cold winters or high precipitation. The supplementary protected areas mainly contribute to increase the number of protected 1km²-squares for average climatic conditions, but they also contribute with certain areas with climatic conditions that are poorly or not at all covered by current protected areas. Supplementary protected areas suggested as new national parks or extensions of existing national parks especially increase the cover of areas with low temperatures.

Jacobsen, Rannveig Margrete (rannveig.jacobsen@nina.no); Dillinger, Benno; Blumentrath, Stefan; Framstad, Erik. Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	8
1 Innledning	9
1.1 Økologisk nettverk	10
1.2 Robusthet mot klimaendringer	12
2 Metode	14
2.1 Verneområdene	14
2.2 Nettverksanalyse	15
2.2.1 Motstand i landskapet	15
2.2.2 Avstand	18
2.2.3 Nettverksegenskaper	19
2.3 Klimagrader	22
3 Resultater	24
3.1 Nettverksanalyse	24
3.1.1 Dagens nettverk av verneområder	24
3.1.2 Nettverk av vernet fjell	24
3.1.3 Nettverk av vernet myr	39
3.1.4 Nettverk av vernet ferskvann	53
3.1.5 Nettverk av alle verneområder	67
3.2 Klimagrader	81
3.2.1 Klimaet i Norge	81
3.2.2 Klima i norske verneområder	84
3.2.3 Klima i områdene foreslått for supplerende vern	86
3.2.4 Klima i verneområder med fjell	90
3.2.5 Klima i verneområder med myr	91
3.2.6 Klima i verneområder med ferskvann	93
4 Diskusjon	96
4.1 Verneområdene som økologisk nettverk	96
4.1.1 Styrker og svakheter i dagens nettverk av verneområder	96
4.1.2 De supplerende verneområdenes potensielle bidrag	97
4.1.3 Vurderinger av nettverksanalysen	97
4.2 Verneområdenes klimarobusthet	98
4.2.1 Norske verneområder	98
4.2.2 Variabilitet og ekstremhendelser	100
5 Konklusjon	101
6 Referanser	102
Vedlegg	106

Forord

Klima- og miljødepartementet ga 19. september 2018 Miljødirektoratet i oppdrag å starte arbeidet med et supplerende vern, der supplerende verneområder skulle velges ut etter følgende kriterier;

«

- områdene skal bidra til at alle naturtyper er tilstrekkelig representert i norske verneområder
- områdene skal bidra til å sikre truet natur (arter og naturtyper)
- områdene skal bidra til større robusthet for å motvirke negative effekter av klimaendringer og andre negative påvirkninger, og bedre økologiske nettverk
- det er aktuelt å vurdere vern innenfor vernekategoriene nasjonalparker, landskapsvernområder, naturreservater og biotopvernområder
- det skal både vurderes nye verneområder og utvidelse av eksisterende verneområder.
- eksisterende og nye verneområder skal samlet sett i størst mulig grad utgjøre et funksjonelt økologisk nettverk
- det skal vurderes om deler av de vernede vassdragene trenger økt beskyttelse gjennom områdevern etter naturmangfoldloven

»

Skog og marine områder var ikke inkludert i prosessen med supplerende vern, da disse følger egne verneprosesser. I første fase identifiserte fylkesmennene konkrete områder som var aktuelle for supplerende vern, og oversendte forslagene til Miljødirektoratet. Miljødirektoratet oversendte deretter et utvalgt av disse forslagene til NINA for analysene som presenteres i denne rapporten.

Høsten 2018 fikk NINA i oppdrag fra Miljødirektoratet å «vurdere om og evt. hvordan områder som foreslås for supplerende vern bidrar til å bedre verneområdene som økologisk nettverk og å gi større robusthet for å motvirke negative effekter av klimaendringer». Dette oppdraget er nært koblet til arbeidet med NINA-rapport 535 (Framstad m.fl. 2010), der alle norske verneområder per 2009 ble evaluert ut fra flere naturfaglige perspektiver, og NINA-rapport 888 (Framstad m.fl. 2012), der disse verneområdene ble analysert som økologisk nettverk og med tanke på klimarobusthet. Denne rapporten er dermed i stor grad en oppdatering og videreutvikling av NINA-rapport 888, men med spesielt fokus på de foreslåtte supplerende verneområdenes bidrag til det økologiske nettverket og klimarobusthet.

Arbeidet er også nært knyttet til vurderingene rundt videre arbeid med områdevern gjort i Meld. St. 14 (2015-2016), særlig målsetningen om å «vurdere grensejustering og eventuelt utvidelser av eksisterende verneområder for å ivareta økologiske nettverk og øke robusthet mot klimaendringer».

Kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Gunnar Kjærstad, og vi takker for godt samarbeid. Takk også til Alexander S. Venter, Zofie Cimburová og Lars Erikstad for innspill underveis i arbeidet.

Oslo, april 2019

Rannveig M. Jacobsen,
prosjektleder

1 Innledning

Områdevern og prioriterte arter er per dags dato de eneste virkemidlene innen naturvern som gir langsiktig bevaring mot påvirkninger på tvers av sektorer. Omkring 17% av fastland-Norges areal (inkl. øyer langs kysten, men ekskl. Svalbard og Jan Mayen) er vernet etter naturmangfoldloven (per 27.august 2018 ¹). Over 50% av det vernede arealet inngår i 39 nasjonalparker, mens de 2265 naturreservatene (i 2018) kun utgjør 12% av det vernede arealet. Målsetningen for områdevern i Norge er fastsatt i § 33 i naturmangfoldloven, der det står spesifisert at verneområder skal bidra til bevaring av;

«

- a) variasjonsbredden av naturtyper og landskap,
- b) arter og genetisk mangfold,
- c) truet natur og økologiske funksjonsområder for prioriterte arter,
- d) større intakte økosystemer, også slik at de kan være tilgjengelige for enkelt friluftsliv,
- e) områder med særskilte naturhistoriske verdier,
- f) natur preget av menneskers bruk gjennom tidene (kulturlandskap) eller som også har kulturhistoriske verdier, og tilrettelegging for bruk som bidrar til å opprettholde naturverdiene,
- g) økologiske og landskapsmessige sammenhenger nasjonalt og internasjonalt, eller
- h) referanseområder for å følge utviklingen i naturen.

»

Til tross for målsetningen om å dekke variasjonsbredden av naturtyper og landskap, er det flere skjevheter i fordelingen av det vernede arealet. En naturfaglig evaluering av norske verneområder per 2009 fant at mens 36% av arealet i alpin vegetasjonssone var vernet, så var knapt 6% av arealet i mellomboreal sone vernet, og mindre enn 5% av samlet areal i nemoral, boreone-moral og sørboreal vegetasjonssone var vernet (Framstad m.fl. 2010). Vegetasjonssoner er en inndeling av Norge i ni soner etter geografisk og klimatisk betinget variasjon i vegetasjonen (Moen 1998). Andelen skog, særlig produktiv skog, som var vernet var også relativt lav, mens en relativt stor andel fjellvegetasjon og skrinns mark var vernet (Framstad m.fl. 2010). Slike skjevheter i vernet areal gjør verneområdene mindre representative for norsk natur generelt, og man risikerer at naturtyper med lav andel vernet areal i mindre grad bevares for fremtiden. M. St. nr. 14 (2015-2016) *Natur for livet* (naturmangfoldmeldingen) satte derfor som mål å «verne, etter naturmangfoldloven, naturtyper og økosystemer som i dag er mindre godt dekket av vern».

Samtidig er det en skjevhet i typen vern og størrelse på verneområdene. Store nasjonalparker finnes hovedsakelig i fjellområder, mens små naturreservater preger lavlandet og særlig kystnære strøk. Per 2009 hadde 61% av alle verneområdene et totalareal under 1 km², mens 75 verneområder hadde en utstrekning mellom 100 og 1000 km², og 16 verneområder var større enn 1000 km² (Framstad m.fl. 2010). Fragmentering av intakte økosystemer i mange små områder kan ha en negativ effekt på tilknyttede arter, noe som til en viss grad kan motvirkes dersom områdene har god forbindelse med hverandre (høy konnektivitet). Analyse av norske verneområder per 2009 som økologisk nettverk viste at vernet skog hadde relativt høy konnektivitet, mens verneområder av myr hadde svært lav konnektivitet (Framstad m.fl. 2012). De store verneområdene i fjellet i Sør-Norge, indre Trøndelag og Nord-Norge langs svenskegrensa var spesielt viktige for potensiell spredning av arter mellom verneområder med ferskvann, myr og fjell, men var i mindre grad viktig for vernet skog (Framstad m.fl. 2012). Store verneområder kan romme en betydelig variabilitet i miljøforhold, deriblant vegetasjonssoner. Per 2009 dekket 20% av verneområdene minst to vegetasjonssoner og 9% dekket tre vegetasjonssoner (Framstad m.fl. 2012). Vegetasjonssonene er i hovedsak bestemt av klima, og det er anslått at klimaendringene kan føre til forskyvninger på mellom to og fire vegetasjonssoner innen 2071-2100 (Framstad m.fl. 2012). For eksempel kan mellomboreale områder forskyves mot nemorale tilstander når det gjelder klima, noe som over tid trolig vil få store konsekvenser for vegetasjon og arts mangfoldet generelt.

Naturmangfoldmeldingen har en målsetning om å «vurdere grensejustering og eventuelt utvidelser av eksisterende verneområder for å ivareta økologiske nettverk og øke robusthet mot

klimaendringer». Det påpekes også at «det vil være ressurs- og kostnadseffektivt at et begrenset suppleringsvern for å dekke opp manglene i dagens verneområder, gjennomføres i fylkesvise prosesser». I denne sammenheng har Klima- og miljødepartementet gitt Miljødirektoratet i oppdrag å starte arbeidet med et supplerende vern, for hovedøkosystemene fjell, myr og ferskvann (vern av skog og marine områder følger egne prosesser). Fylkesmennene fikk i oppdrag å identifisere konkrete områder som kan være aktuelle for supplerende vern. Disse ble deretter oversendt Miljødirektoratet for samlet vurdering. Denne rapporten skal inngå som et ledd i denne vurderingen, ved å belyse følgende;

1. Hvordan dagens verneområder fungerer som økologisk nettverk, og hvorvidt de foreslåtte områdene for et supplerende vern vil styrke dette nettverket.
2. Hvor robuste dagens verneområder er mot klimaendringer, og hvorvidt de foreslåtte områdene for et supplerende vern vil øke robustheten.

Vi tar her utgangspunkt i en tidligere analyse av norske verneområders funksjon som økologisk nettverk og toleranse for klimaendringer (Framstad m.fl. 2012), men tilpasser analyse og fremstilling til denne rapportens problemstilling, spesielt med tanke på å vurdere hva det supplerende vernet tilfører dagens verneområder.

1.1 Økologisk nettverk

Tanken om økologiske nettverk av habitater stammer fra teorier om øybiogeografi (MacArthur & Wilson 1967) og metapopulasjonsdynamikk (Hanski 1999). Disse teoriene knytter arters spredningsevne til habitatenes størrelse og isolasjon, for å bestemme artsrikhet og artssammensetning i habitater (øybiogeografi) eller artenes overlevelse som metapopulasjoner i et nettverk av habitater (metapopulasjonsdynamikk). Metapopulasjoner er en betegnelse på flere relativt nært tilknyttede del-populasjoner i adskilte habitater, som allikevel ikke utgjør en enhetlig populasjon utsatt for identiske demografiske svingninger. Metapopulasjonsdynamikk kan føre til at en art overlever i et område selv om hver del-populasjon er ustabil og utsatt for lokal utdøelse, så lenge del-populasjonene ikke er synkronisert i sin nedgang og oppgang (Hanski 1999). Lokale utdøelser i habitater kan da balanseres ved lokale re-koloniseringer, slik at metapopulasjonen samlet sett er relativt stabil. Denne typen metapopulasjonsdynamikk er for eksempel demonstrert for prikkkrutvinge på øygruppen Åland utenfor Finland (Hanski m.fl. 1994). Sannsynlighet for re-kolonisering av lokale habitater avhenger ofte av avstanden til nærmeste del-populasjon, sett i sammenheng med artens spredningsevne (Hanski 1999). Metapopulasjoner kan også inkludere stabile del-populasjoner som ikke er utsatt for utryddelse, typisk tilknyttet store habitater kalt kjerneområder. Kjerneområder rommer typisk store del-populasjoner med høy samlet reproduksjon, og er derfor en viktig kilde til individer som kan re-kolonisere mindre habitater. Teoretisk sett trenger ikke kjerneområder i denne sammenhengen å være habitater med stor størrelse, de kan for eksempel ha en stabilt høy kvalitet for den bestemte arten, men habitatstørrelse er ofte positivt for et bredt spekter av arter.

Økologiske nettverk er ingen ny tanke innen bevaringsbiologi (Jongman 1995). Bennett og Mulongoy (2006) har sammenfattet initiativer over hele verden i en bred oversikt som omfatter både internasjonale, nasjonale og regionale planer. I Europa er Natura 2000², Emerald-nettverket³ og det pan-Europeiske økologiske nettverket (PEEN, Jongman m.fl. 2011) eksempler på internasjonale planer tilknyttet økologisk nettverksteori. Selv om ulike planer kan variere i hovedformål og praktisk implementering, så benytter de fleste nettverksplaner seg av en enhetlig terminologi basert på følgende nøkkelbegrep (Bennett & Mulongoy 2006);

- **Kjerneområder:** Her definert som områder der naturvern er hovedformål. Ofte tilknyttet oppfatningen av kjerneområder for arter i metapopulasjonsdynamikk, men ikke nødvendigvis helt samsvarende da definisjonen i anvendte økologiske nettverk som regel er koblet til forvaltningen.

- **Korridorer:** Forbindelser (arealer eller strukturer) som ivaretar økologisk tilknytning mellom kjerneområder. Ikke nødvendigvis sammenhengende, men habitat enten av samme type som kjerneområdene, eller med kvaliteter som antas å tillate spredning for aktuelle arter mellom kjerneområdene. Konseptet «korridor» har blitt brukt om et bredt spekter av landskapselementer og spredningsveier, men innen nettverksplanlegging kan disse sorteres i tre brede kategorier;
 - Lineære korridorer av lignende habitat som ofte danner en sammenheng mellom to kjerneområder. Størrelsen kan variere fra for eksempel smale belter med skog til kantvegetasjon ved åker, vei eller elv.
 - «Stepping stones», vadesteiner på norsk, flere små habitat-flekker spredt i landskapet på en måte som antas å forbedre spredningsmulighetene mellom kjerneområder, for eksempel ved å fungere som hvileområder, skjul eller næringspåfyll.
 - Korridorer av annet habitat enn kjerneområdet, som allikevel tillater spredning mellom kjerneområder uten for høy dødelighet eller annen negativ påvirkning.
- **Bufferzoner:** Naboområder som reduserer negativ påvirkning fra ytre faktorer på kjerneområdene, evt. også på korridorene. Bufferzonene forvaltes ofte ut fra flerbrukshensyn, men med mål om å opprettholde økologiske egenskaper som beskytter kjerneområdene (eller korridorene).

Disse begrepene har gått igjen i nettverksteori i årevis, og selv om definisjonen kan variere noe, så er den grunnleggende forståelsen rundt formålet ved de ulike strukturene relativt lik (Jongman 1995). Et annet viktig begrep for økologiske nettverk er **matrisen** rundt kjerneområdene (Driscoll m.fl. 2013). Matrisen er områdene som ikke anses som habitater tilknyttet nettverket og som ikke forvaltes i forbindelse med nettverket (altså ikke bufferzoner eller korridorer). I svært enkel nettverksanalyse kan man anta at matrisen har en enhetlig påvirkning på artene i kjerneområdene, oftest ansett som negativ, uavhengig av arealtype. Derimot vil det være mer realistisk å anta at ulike arealtyper har ulik påvirkning, for eksempel vil arter i et nettverk av skogreservat sannsynligvis ha lettere for å spre seg i omkringliggende produksjonsskog enn over jorder, mens tettsteder og byer vil være en enda større hindring. Dette er altså egenskaper ved matrisen som avhenger av habitattypen for kjerneområdene i nettverket, men også av artsgruppe. For eksempel vil en hakkespett lettere kunne forsere et jordbrukslandskap mellom to skoger enn et eikorn. Enkelte arter vil også ha en sammensatt habitat-bruk, der de utnytter ressurser i for eksempel et jordbrukslandskap selv om de reproducerer i skogen. Dette er faktorer som kompliserer teorien rundt økologiske nettverk, og som oftest gjør det nødvendig å enten generalisere svært bredt på tvers av artsgrupper (f.eks. Framstad m.fl. 2012), eller å velge en artsgruppe med relativt enhetlig økologi som representativ for nettverket (f.eks. Stange m.fl. 2019).

Artsspesifikke forhold gjelder ikke kun for effekten av matrisen, men også for effekten av habitatstørrelse og avstand mellom habitater. Generelt vil større habitater kunne romme større populasjoner, hvilket resulterer i flere individer per art som potensielt kan spre seg fra habitatet. Større habitater kan dermed regnes som en større kilde til spredning i et nettverk. Man kan også anta at det er mer sannsynlig at individer sprer seg til større habitater, av rent mekaniske grunner som at tilfeldig spredning i et landskap vil ha høyere sannsynlighet for å treffe et større areal, eventuelt kan det også være underliggende preferanser hos individer som gjør at større habitat foretrekkes (antageligvis mest aktuelt for pattedyr og fugl). Men det kan være vanskelig å definere en arts habitat i landskapssammenheng, særlig for mindre organismer som responderer på småskala variasjon i miljøforhold. For nettverksanalyser som baserer seg på eksisterende kartlag og som skal omfatte et bredt spekter av arter, må man som regel være pragmatisk og bred i habitatdefinisjonen.

Effekten av avstand mellom habitater er sentral i teorien om økologiske nettverk, men kan også være svært vanskelig å definere. Ulike arter kan ha svært forskjellig spredningsevne. Mens for eksempel brunbjørn kan utnytte områder på flere hundre kvadratkilometer (Dahle & Swenson 2003), kan enkelte insekter som for eksempel eremittbillen (*Osmoderma eremita*) kun spre seg

over maks noen hundre meter (Ranius & Hedin 2001). Dermed kan habitater med noen få kilometers avstand være svært isolerte for en art som eremitten, mens de er tett forbundet for en brunbjørn. I tillegg er kunnskapen om spredningsavstander svært mangelfull for mange arter, for eksempel flere arter insekter (Ranius 2006) og sopp (Norros 2013). Dette gjør det vanskelig å generalisere effekten av avstand for flere arter. Allikevel kan man som en forenkling gå ut ifra at kortere avstand mellom habitater generelt gjør spredningen mellom dem lettere, uavhengig av arters potensial for langdistansespredning.

I denne rapporten skal vi vurdere alle norske verneområder som et økologisk nettverk. Dermed er målgruppen for nettverket alle arter som omfattes av norske verneområder, altså et ekstremt bredt utvalg. Vi skal også gjøre egne analyser av vernede ferskvann, fjell- og myrområder, hvilket snevrer inn utvalget noe, men fremdeles omfatter det et bredt spekter av artsgrupper. Derfor må vi gjøre svært overordnede generaliseringer i forhold til effekten av avstand, habitatstørrelse og motstand i matrisen fra ulike areal typer og infrastruktur. Ut fra disse generaliseringene vil vi beregne ulike mål på nettverkets økologiske konnektivitet, altså graden av sammenheng i nettverket ut fra et generalisert artsperspektiv. Vi vurderer hvordan de supplerende verneområdene vil kunne påvirke konnektiviteten i hele nettverket, og i de økosystem-spesifikke nettverkene.

1.2 Robusthet mot klimaendringer

Den generelle trenden for predikerte klimaendringer i Norge oppsummeres ofte som «varmere, våtere, villere». En nedskalering av beregningene i IPCC sin femte hovedrapport (IPCC 2014) bekrefter i stor grad dette mantraet (Hanssen-Bauer m.fl. 2015). Med utgangspunkt i IPCC sitt høyeste utslippsscenario, RCP8.5 «business as usual», er det beregnet at gjennomsnittlig årstemperatur i Norge vil stige med 4,5°C, mens gjennomsnittlig årlig nedbør vil øke med 18% (Hanssen-Bauer m.fl. 2015). Selv med et scenario med en viss utslippsreduksjon (RCP4.5) i forhold til «business as usual», anslås årstemperaturen til å øke med 2,7°C og årlig nedbør med 8% (Hanssen-Bauer m.fl. 2015). I tillegg vil vi få kraftigere og hyppigere styrtregn, og regnflommer vil bli større og forekomme oftere. Snøsmelteflommene vil derimot bli sjeldnere og mindre, og i laveliggende strøk vil snøen omtrent bli borte i flere år. Enkelte områder i høyfjellet kan riktignok få større snømengder grunnet økt nedbør. Sesongmessig variasjon vil altså påvirkes, og for eksempel vekstsesongen (definert som antall døgn med middeltemperatur over 5°C) er anslått å øke med opptil flere måneder (Hanssen-Bauer m.fl. 2015).

Dette er endringer som høyst sannsynlig vil få dramatiske konsekvenser for økosystemer og artsmangfold. Flere studier har rapportert endringer i fenologi for flere ulike organismer. Allerede er det dokumentert at mange plantearter blomstrer tidligere på året (Fitter & Fitter 20002, Høye m.fl. 2013), flere arter sommerfugler starter flyveperioden tidligere (Roy & Sparks 2000, Forister & Shapiro 2003), og perioden med produksjon av sporer og fruktlegemer for sopp har blitt forskjøvet (Boddy m.fl. 2014, Kauserud m.fl. 2009, Kauserud m.fl. 2008). Sopp med produksjon om våren starter tidligere (Boddy m.fl. 2014, Kauserud m.fl. 2009), mens sopp med produksjon om høsten starter seinere (Boddy m.fl. 2014, Kauserud m.fl. 2008). Det er også vist at flere sopparter enn tidligere nå fruktifiserer to ganger i løpet av et år (Gange m.fl. 2007). Samme trend er påvist for insekter, der arter som av og til reproducerer flere ganger i løpet av en sesong, nå oftere produserer flere generasjoner (Altermatt 2009). Slike responser øker sannsynligheten for utbrudd av skadeinsekter som barkbiller og bjørkemålere (Logan m.fl. 2003, Jönsson m.fl. 2009).

Mange studier viser også at arter responderer på endringer i klima ved å endre utbredelsen sin (Steinbauer m.fl. 2018, Bässler m.fl. 2013, Wollan m.fl. 2008). Et eksempel fra Mt. Rachel i sentral-Europa viser at fugler har forskjøvet utbredelsen sin i gjennomsnitt 165 meter høyere opp på fjellet, mens insekter (biller, tovinger og veps) har forskjøvet utbredelsen sin over 260 høydemeter (Bässler m.fl. 2013). For planter er det vist at artsrikheten i høyfjellet i ni regioner i Europa har økt dramatisk, hvilket mest sannsynlig skyldes at arter som tidligere var begrenset til varmere områder lenger ned i fjellet, har forskjøvet utbredelsen sin oppover (Steinbauer m.fl. 2018). Dette kan være en respons som lar disse artene overleve ved å forflytte seg til nye områder med et

egnet klima, ettersom klimaendringene gjør deres tidligere habitater uegnet. For høyfjellsartene kan det derimot medføre økt konkurranse, samtidig som høyfjellsartene ikke vil kunne spre seg videre. Generelt er allikevel arters klimatilpasning ved forskyving av utbredelse noe man ofte ønsker å legge til rette for ved å bevare habitater med topografisk variasjon eller sørge for at vernede habitater dekker en geografisk variasjon i klimatiske forhold (Mawdsley m.fl. 2009), for å øke sannsynligheten for at arter finner egnede levesteder også i et framtidig endret klima.

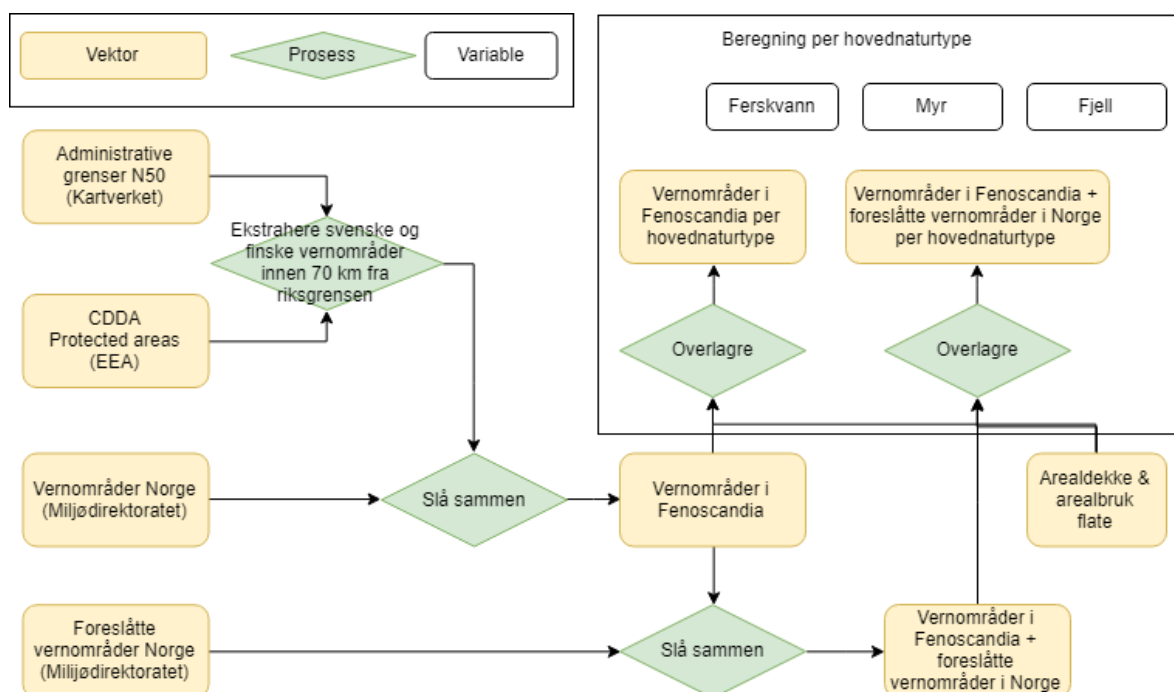
I denne rapporten vurderer vi norske verneområders klimarobusthet i forhold til dekning av klimatiske gradienter, ut fra teorien om at en bred dekning av klimatisk variasjon vil øke sannsynligheten for at arter vil finne klimatisk egnede levesteder i verneområdene også i et framtidig klima. Vi vurderer verneområdenes dekning av gradienter i temperatur og nedbør, for sommer-sesongen og vintersesongen, både med dagens klima (1971-2000) og med fremtidens predikerte klima (2071-2100, Hanssen-Bauer m.fl. 2015). Vi har derimot ikke noen eksplisitt analyse av hvordan dette vil påvirke arter og naturtyper i de ulike verneområdene.

2 Metode

2.1 Verneområdene

Norske naturvernområder per 22.02.2019 ble lastet ned fra geonorge.no, mens svenske og finske verneområder (CDDA) ble hentet fra <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/nationally-designated-areas-national-cdda-13>. Total inngikk 5812 verneområder i analysen som fordeler seg på de ulike datakildene som fremstilt i Tabell 1. Svenske og finske verneområder inngår i nettverksanalysen for å ikke skape inntrykk av en kunstig isolasjon av norske verneområder langs grensen til Sverige eller Finland. Norske verneområder foreslått for supplerende vern ble oversendt fra Miljødirektoratet 8.mars 2019.

Datafilene for eksisterende verneområder i Norge, Sverige og Finland ble kombinert i to datasett, et med og et uten verneområdene foreslått for supplerende vern, etter prosessen beskrevet i figur 1.



Figur 1. Prosess for å klargjøre datasettene med verneområder for analyser. Kun svenske og finske områder innen 70 km (2 x maks søkeradius for nettverksanalysen) avstand fra Norges administrative grense inngår i de endelige datasettene for analyse.

Tabell 1. Antall verneområder totalt og som inngikk i nettverksanalysen, fordelt på land og (for Norge) eksisterende verneområder per 22.02.2019 og områder foreslått for supplerende vern (med og uten foreslåtte nye og utvidede nasjonalparker).

Verneområder	Antall verneområder	Antall verneområder analysert
Norge (dagens)	3635	3620
Norge (supplerende)	371	371
Norge (supplerende ekskl. nasjonalparkutvidelser)	314	314
Sverige	14130	1722
Finland	12843	99

I neste steg ble kartlaget med verneområdene kombinert med kart over geografisk utstrekning av hovedøkosystemene myr, fjell og ferskvann i Norge, Sverige og Finland. Datasettet over hovedøkosystemene er satt sammen basert på data på arealdekke fra N50 (i Norge), Fastighetskartan (i Sverige) og NLS Topographic Database (i Finland) (se Figur 2). For å definere fjell ble arealdekke-data kombinert med modellerte arealer over skoggrense i Norge, Sverige og Finland (Eide & Blumentrath 2012, upublisert). Resulterende polygoner for verneområdene for hovedøkosystemene danner utgangspunktet for nettverksanalysen (se Figur 3).

2.2 Nettverksanalyse

Som i Framstad m.fl. (2012) benytter vi en nettverksteoretisk tilnærming (*graph theory*, Urban m.fl. 2009, Calabrese & Fagan 2004) for å analysere verneområdenes funksjon som økologisk nettverk (nettverket er «grafen» i graf-teori). Verneområdene danner da knutepunkter (kalt *nodes* eller *vertices* i graf-teori), og mellom knutepunktene kan det være korridorer/forbindelser (kalt *edges* i graf-teori). Hvorvidt det er en forbindelse mellom to knutepunkter avgjøres i analysen og avhenger av flere egenskaper ved knutepunktene og de potensielle forbindelsene. I våre analyser er særlig følgende egenskaper relevante;

- **For knutepunktene/verneområdene:** størrelse, utforming og arealtype (fjell, myr, ferskvann).
- **For de potensielle forbindelsene:** avstand, hva slags areal og infrastruktur de krysser.

Nettverksanalysen ble gjennomført med r.connectivity-verktøyene ⁴ i GRASS GIS 7.6 for alle verneområder, myr, ferskvann og fjell. Første steg der er å bygge et nettverksdatasett fra verneområdene ved å beregne avstand mellom parvise kombinasjoner av verneområder med r.connectivity.distance. Avstand beregnes som funksjonell avstand, som er en kombinasjon av geografisk avstand og motstand i landskapet (se 2.2.1) mellom verneområdene. Inngangsdata til r.connectivity.distance er derfor et vektor-datasett for verneområdene og et raster-datasett som beskriver motstanden i landskapet. Nettverket (verneområder/noder og forbindelser) som resulterer fra r.connectivity.distance, analyseres videre i r.connectivity.network. Her kan ulike egenskaper ved nettverket og deres komponenter tallfestes (se 2.2.3). Antatt utveksling av organismer mellom parvise verneområder er den sentrale enheten i selve nettverksanalysen.

Mengden potensielle migranter fra et verneområde (kalt *maximum flow* i graf-teori) avhenger av verneområdets størrelse. I tillegg kan verneområdets størrelse og avstand til andre verneområder påvirke sannsynligheten for at det tiltrekker seg migranter (kalt *competing potential flow*), slik at migranter har høyere sannsynlighet for å ende opp i omkringliggende verneområder som er større og nærmere (Ranius m.fl. 2010). Mengden potensielle migranter som forflytter seg mellom to verneområder, påvirkes også av framkommeligheten i landskapet mellom disse to områdene (se 2.2.1). Total beregnet utveksling av migranter mellom to verneområder avgjør forbindelsesstyrken mellom disse verneområdene (hvilket brukes til å vekte nettverksmålene *weighted degree centrality* og *minimum spanning tree*, se 2.2.3).

2.2.1 Motstand i landskapet

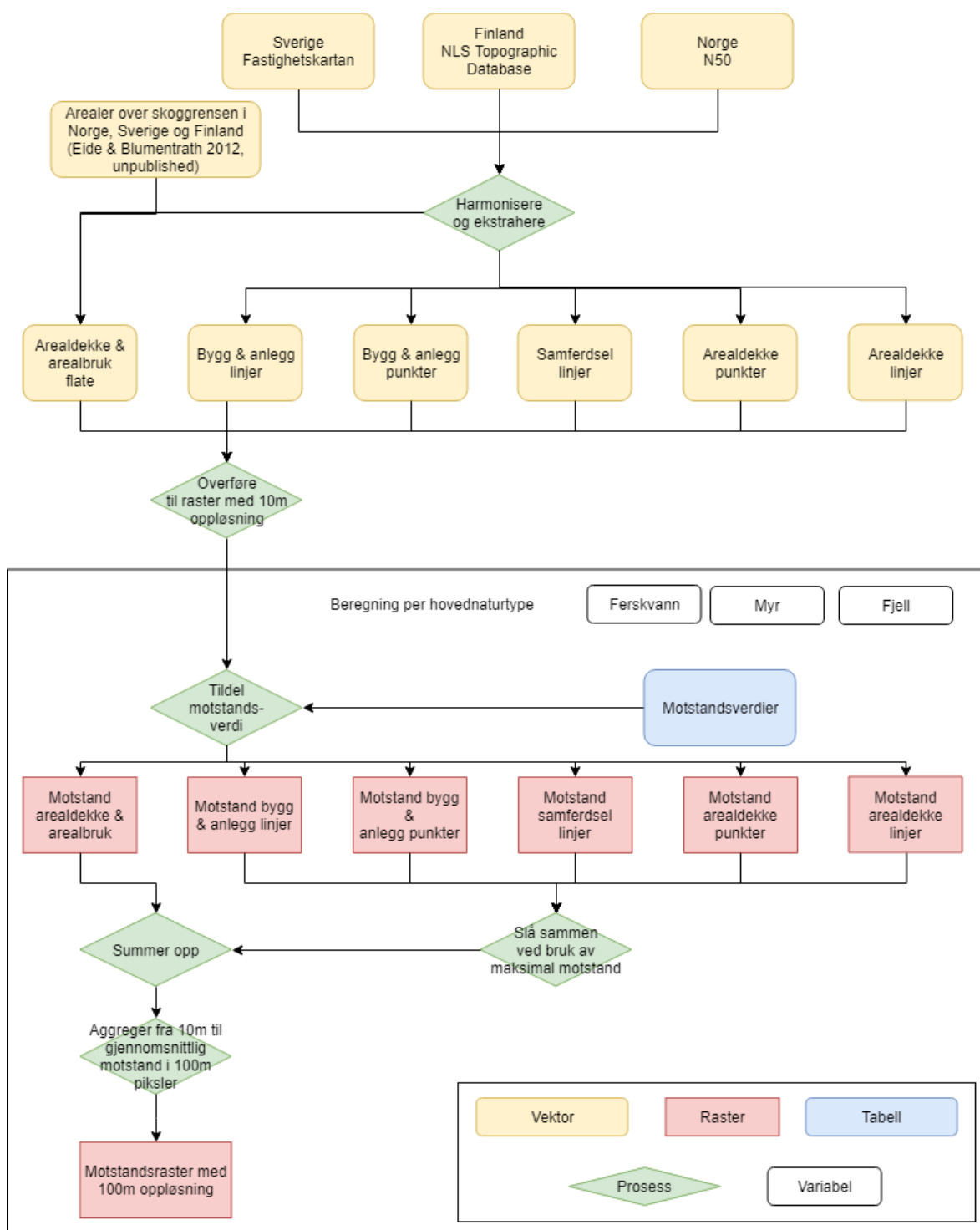
Framkommeligheten i landskapet bestemmes av en anslått **motstandsgradering** for ulike areal typer og infrastruktur. Vi har tatt utgangspunkt i motstandsgridet benyttet i Framstad m.fl. (2012, tabell 2.2), tilpasset kategoriene for areal typer og infrastruktur benyttet i denne rapporten (Tabell 2). Kategoriene i denne rapporten er en sammenfatning av norske, svenske og finske kartlag som beskriver arealdekke og infrastruktur (Figur 2), mens kategoriene i Framstad m.fl. (2012) kun var en sammenfatning av norske og svenske data.

Norske (N50), svenske (Fastighetskartan) og finske (NLS Topographic Database) vektor-kartlag for arealdekke og infrastruktur ble slått sammen ved å standardisere kategoriene og geometrisk

rense kartlaget for å unngå glipper eller overlapp mellom polygoner («homogenization» i Figur 2). Deretter ble vektor-kartlaget omformet til rasterformat med 10x10m piksel-størrelse. Kategoriene i kartlagene ble reklassifisert i henhold til motstandsgraderingen (Tabell 2), kartlagene ble slått sammen og til slutt aggregert til 100x100m piksel-størrelse (Figur 2). Denne prosessen ble utført med ulike motstandsgraderinger for alle verneområder, myr, ferskvann og fjelløkosystemer (Tabell 2).

Tabell 2. Motstandsgradering for arealdekke og infrastruktur mellom verneområdene, for alle verneområder og for de tre hovedøkosystemene som ble analysert.

Arealdekke og arealbruk	Alle	Ferskvann	Myr	Åpent fjell
Bygning	700	900	700	700
Tank	700	900	700	700
Kunstmark, Industriområde	700	900	700	700
Kunstmark, Lufthavn	700	900	700	700
Kunstmark, Tett Bebyggelse	700	900	700	700
Kunstmark, Bymessig Bebyggelse	700	900	700	700
Kunstmark, Steinbrudd	700	900	700	700
Semikunstmark, Sport Idrettsplass	650	850	650	650
Semikunstmark, Steintipp	650	850	650	650
Semikunstmark, Golfbane	650	850	650	650
Semikunstmark, Alpinbakke	650	850	650	650
Semikunstmark, Gravplass	650	850	650	650
Semikunstmark, Park	650	850	650	650
Elv, Bekk	150	150	750	750
Ferskvann, Tørrfall	150	150	750	750
Innsjø	150	150	750	750
Myr	150	400	150	200
Skog	150	600	400	300
Snø, Isbre	600	700	700	600
Åpent Område, lavland	150	500	250	350
Åpent Område, fjell, lavalpin	150	500	200	150
Åpent Område, fjell, mellomalpin	150	500	250	150
Åpent Område, fjell, høyalpin	150	600	300	150
Havflate	1000	900	1000	1000
Dyrket Mark	500	500	500	500
Infrastruktur - punkter				
Bygning	50	50	50	50
Vindkraftverk	200	200	200	200
Infrastruktur - linjer				
Dam	300	300	300	300
Ledning, LH	100	100	100	100
Reingjerde	300	300	300	300
Bane	300	300	300	300
Europavei	350	350	350	350
Europavei, tunnel	0	0	0	0
Motorvei	350	350	350	350
Motorvei, tunnel	0	0	0	0
Stor vei	200	200	200	200
Stor vei, tunnel	0	0	0	0
Medium vei	200	200	200	200
Medium vei, tunnel	0	0	0	0
Liten vei	100	100	100	100
Liten vei, tunnel	0	0	0	0
Ferge	0	50	0	0
Liten ferge	0	0	0	0
Annen vei	100	100	100	100
Annen vei, tunnel	0	0	0	0
Sti	0	0	0	0
Gang- og sykkelsti	50	50	50	50
Veikonstruksjon	250	250	250	250
Bekk/elv - linjer				
Bekk (< -2-3 m)	0	50	75	75
Elv (~ 6m)	0	50	200	300



Figur 2. Framgangsmåte for å lage kart over motstand i landskapet mellom verneområdene («resistance rasters»).

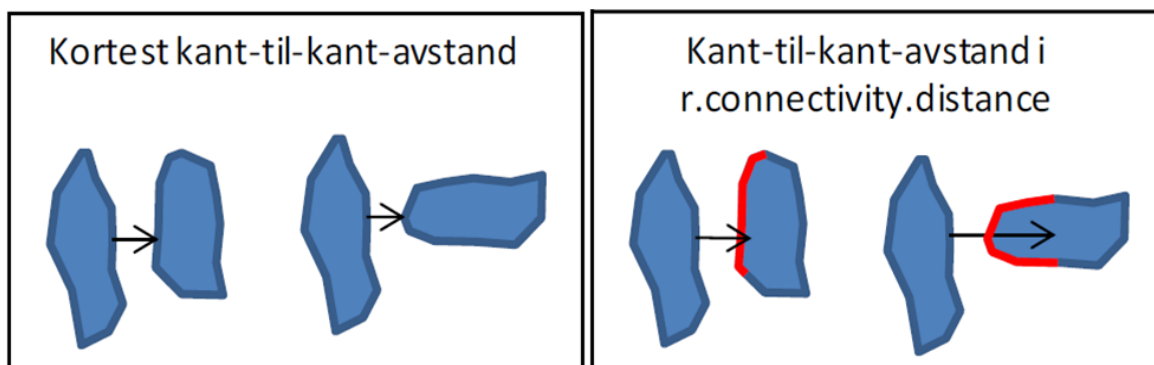
Motstandsgraderingen er angitt i prosent, hvilket vil si at areal typer og infrastruktur som krysses av en potensielle forbindelse mellom to verneområder justerer den avstandsbaserte motstanden mot spredning (med for eksempel 700% for areal dekket av tett bebyggelse + 200% for en stor vei = 900% høyere motstand, Tabell 2). Den avstandsbaserte motstanden justert for mellomliggende arealdekke og infrastruktur kalles **funksjonell avstand**. Den funksjonelle avstanden er et relativt mål spesifikt for analyser basert på samme motstandsgrid (Tabell 2), og har derfor ingen måleenhet.

Motstandsgraderingen for noen typer areal og infrastruktur er justert for de økosystem-spesifikke analysene, for eksempel vil organismer fra vernede ferskvann antas å ha relativt god fremkom-melighet over mellomliggende innsjøer sammenlignet med organismer fra vernede fjellområder.

2.2.2 Avstand

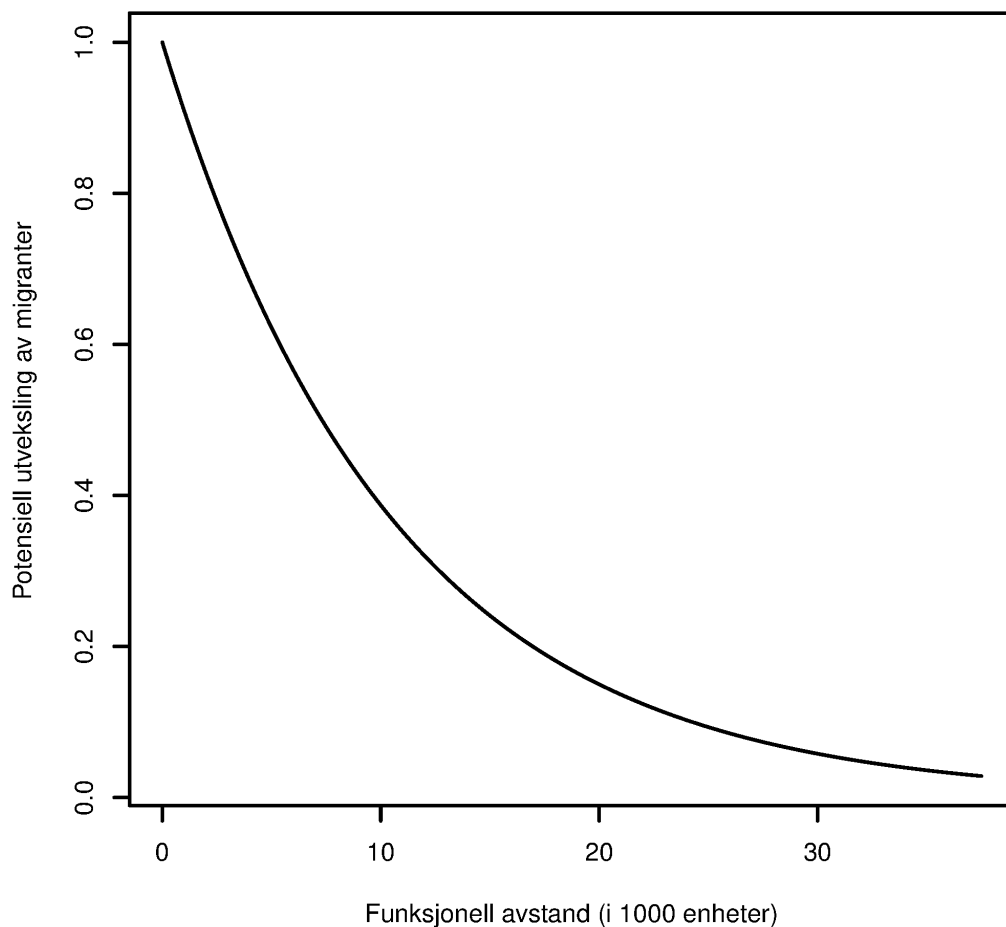
En euklidsk avstand på 37,5 km brukes som **maksimal søkeradius** rundt hvert verneområde for å finne andre verneområder med potensielle forbindelser. Vi følger her Framstad m.fl. (2012), som vurderte at 37,5 km ville være en maksgrense som både er funksjonell i forhold til analysen og som er biologisk relevant (sannsynligvis er det få arter som regelmessig vil spre seg lenger enn denne avstanden).

Avstanden mellom to verneområder er ikke definert som korteste kant-til-kant avstand, men derimot som avstanden til andelen av verneområdets (polygonets) areal gitt ved nærmeste 2500 meter av omkretsen (Figur 3). Slik påvirker verneområdenes utforming avstandsmålet, som da blir mer relevant i forhold til spredning av arter til verneområdenes kjerne.



Figur 3. Avstandsmål mellom to verneområder, øverst målt som korteste kant-til-kant avstand, nederst målt som avstand til andelen av polygonets areal gitt ved nærmeste 2500 m av omkretsen – hvilket ligger til grunn for utregningene ved funksjonen *r.connectivity.distance* i nettverksanalysen (figur 5). Figuren er hentet fra Framstad m.fl. (2012), med tillatelse.

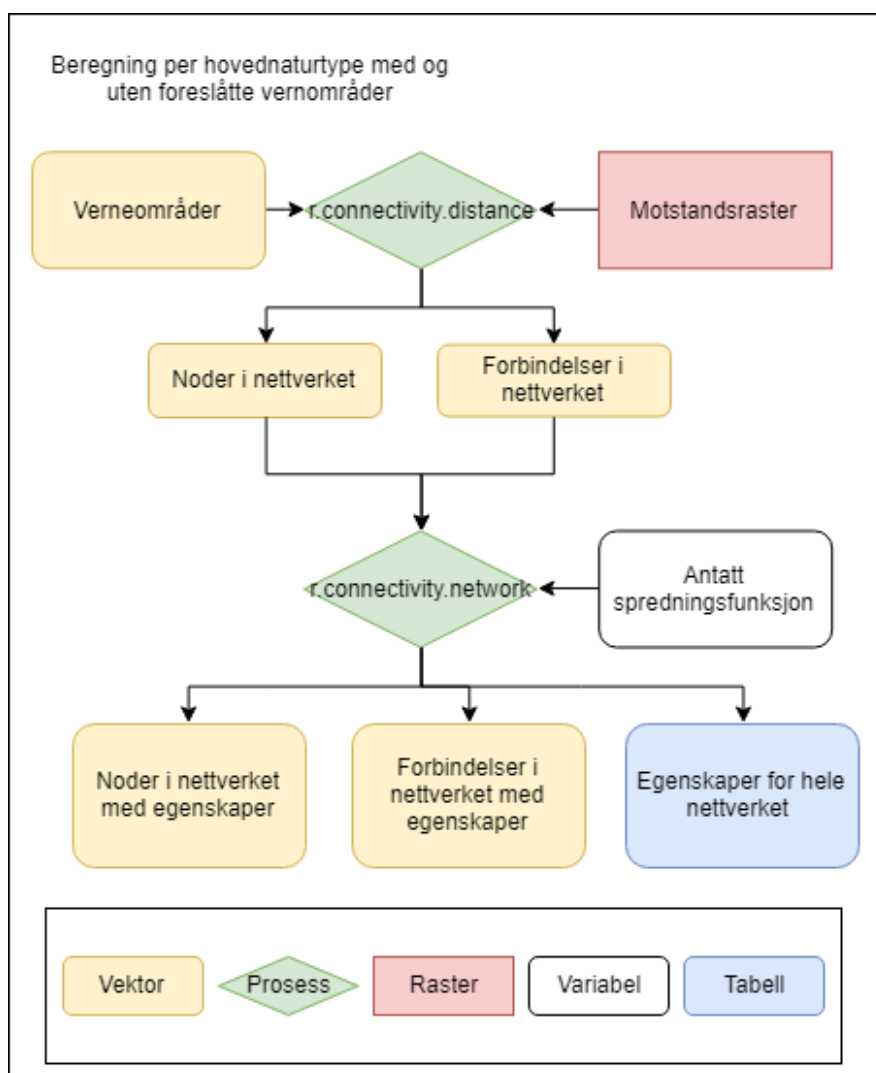
To verneområder som ligger innen maksgrensa på 37,5 km vil potensielt kunne være forbundet med hverandre, men mengden utveksling av migranter mellom dem vil avhenge av både områdenes størrelse, avstand og motstanden i landskapet. Effekten av avstand bestemmes av en generalisert **spredningsfunksjon** (Calabrese & Fagan 2004). Her benyttes en funksjon som kalles «*negative exponential decay kernel*», i denne formen: $f = e^{-3.0d \times 10^{-4.5}}$, der *f* er utveksling av migranter (*flow*) og *d* er funksjonell avstand (altså avstand korrigert for motstand i mellomliggende landskap, se avsnitt 2.2.1). Formelen tilsier at ca. 90% av migrantene vil spre seg over 1000 enheter funksjonell avstand, ca. 50% sprer seg over 7500 enheter, ca. 10% sprer seg over 2500 enheter og ca. 3% av migrantene sprer seg over 37 500 enheter funksjonell avstand (Figur 4). Ut fra dette har vi satt 37 500 enheter funksjonell avstand som en liberal maksimumsgrense for at to verneområder skal være direkte forbundet med hverandre i nettverksmålene.



Figur 4. Andel av potensiell mengde migranter fra et verneområde som sprer seg over økende funksjonell avstand, basert på spredningsfunksjonen $f = e^{-3.0d \times 10^{-4.5}}$, der f er mengde migranter og d er funksjonell avstand.

2.2.3 Nettverksegenskaper

Fremstillingen av norske verneområder som knutepunkter med forbindelser av ulik styrke (ulik mengde utveksling av migranter) gjør det mulig å regne ut en lang rekke ulike mål på nettverksegenskaper. Alle utregnede mål fra funksjonen `r.connectivity.network` for verneområdene («vertex measures») eller forbindelsene mellom dem («edge measures») er listet opp i Figur 5. Vi forklarer deretter nærmere de egenskapene som er lettest å tolke økologisk, og som vil bli presentert i resultat-delen av rapporten.



Figur 5. Framgangsmåte for utregning av nettverksegenskaper med funksjonen *r.connectivity.network*. Kartlag over verneområder (med og uten områdene foreslått for supplerende vern) kombineres med rasterkart med motstandsgradering (ulike graderinger for alle verneområder, ferskvann, myr og fjell) for å regne ut funksjonell avstand mellom verneområdene med funksjonen *r.connectivity.distance*. Beregningene av funksjonell avstand og forbindelsesstyrke inngår deretter i nettverksanalysen *r.connectivity.network* som resulterer i estimerte egenskaper for verneområdene (nodene), forbindelsene dem imellom og for hele nettverket.

Egenskaper for hele nettverket

Her presenteres mål som regnes ut for hele nettverket.

Totalt antall forbindelser og gjennomsnittlig antall forbindelser per verneområde

Totalt antall forbindelser i nettverket vil vanligvis øke med økende antall verneområder, med mindre nye områder er helt isolert. Gjennomsnittlig antall forbindelser per verneområde er derimot ikke direkte påvirket av antall verneområder, men derimot av sammenhengen i nettverket, og kan sammenlignes mellom ulike nettverk.

Antall klynger og fragmenteringsgrad

En gruppe verneområder som er forbundet med hverandre, men ikke med andre verneområder, utgjør en klynge (kalt *cluster* i funksjonen *r.connectivity.network*). Et enkelt, isolert verneområde kan også være en klynge. Et nettverk der alle områder er forbundet med hverandre vil kun bestå av én klynge. Slik sett er antall klynger i et nettverk et mål på fragmentering. Siden antallet mulige

klynger i et nettverk er høyere jo flere områder som inngår i nettverket, må fragmenteringsgraden regnes ut som antall klynger per verneområde.

Størrelse på klyngene

Størrelsen på klyngene i et nettverk rapporteres som arealet klyngene dekker i gjennomsnitt, og som areal av største klynge i nettverket. Disse to målene kan indikere fordelingen mellom klyngene; hvorvidt verneområdene er fordelt på en stor og mange små klynger, flere store klynger eller flere små klynger.

Egenskaper for verneområder eller forbindelser

Her presenteres mål som regnes ut for hvert verneområde eller hver forbindelse (Tabell 3).

Antall forbindelser og utveksling av migranter per verneområde

Antall forbindelser et verneområde har til omkringliggende områder er et mål på konnektivitet, altså hvorvidt verneområdet er forbundet med andre områder eller er relativt isolert. Dette kan regnes ut kun basert på funksjonell avstand (altså avstand justert for motstand i landskapet), eller vektet for anslått utveksling av migranter basert på områdenes størrelse og spredningsfunksjonen definert i underkapittel 2.2.2. I begge tilfeller settes en viss funksjonell avstand som øvre grense for at to områder skal ha en forbindelse. I denne rapporten bruker vi 37 500 enheter funksjonell avstand som en ganske liberal grense for å ikke være restriktive i mulige forbindelser.

Viktige verneområder eller forbindelser for flyten av migranter i nettverket

Verneområder eller forbindelser som krysses av mange andre forbindelser er sannsynligvis viktige for den totale flyten av migranter i nettverket. Antall kryssende forbindelser er i denne sammenhengen vektet for forventet utveksling av migranter. Dermed påvirkes antall kryssende forbindelser også av omkringliggende verneområders areal, og antas å avspeile mengden organismer som potensielt vil spre seg langs en gitt forbindelse.

Verneområder og forbindelser i nøkkelposisjoner

Enkelte verneområder har nøkkelposisjoner i nettverket der de forbinder verneområder som ellers ville vært isolert. På samme måte kan forbindelser være unike da det ikke finnes alternative spredningsveier som gir en tilsvarende kobling mellom verneområder.

Ryggrad i nettverket

Nettverkets ryggrad (kalt *minimum spanning tree* i graf-teori) er de forbindelsene som forbinder verneområder innen maksimal funksjonell avstand (her 37 500 enheter) slik at utvekslingen av migranter (*forbindelsstyrken*) maksimeres. Ryggradens forbindelser er dermed de viktigste å ivareta dersom man ønsker maksimal utveksling av organismer mellom verneområdene.

Tabell 3. Oppsummering av utregning og tolkning for nettverksegenskaper (navn som brukes i *r.connectivity.network* i parentes) spesifikke for hvert verneområde eller forbindelse.

Nettverksegenskap	Økologisk tolkning
A. Antall forbindelser (innen maksimal funksjonell avstand) per verneområde (<i>degree centrality</i>)	Mange forbindelser per verneområde indikerer robusthet; avhengighet av enkeltforbindelser vil være mindre, og teoretisk sett har organismene tilgang til større areal enn det enkelte verneområdet.
B. Antall forbindelser (innen maksimal funksjonell avstand) per verneområde, vektet med områdenes størrelse (<i>weighted degree centrality</i>)	Mange forbindelser med høy flyt av migranter indikerer at potensialet for utveksling av organismer mellom verneområdene er stort. Dersom det er stor forskjell mellom nettverksegenskap A og B, indikerer dette at størrelsen på verneområdene (noe som ikke inkluderes i utregningen av A) har stor påvirkning.
C. Antall korteste forbindelsesveier som går gjennom verneområder (<i>Vertex betweenness</i>)	Verneområder som krysses av mange forbindelsesveier mellom andre verneområder vil være viktige for den totale utvekslingen av migranter i nettverket.
D. Antall korteste forbindelsesveier som går gjennom en bestemt forbindelse (<i>Edge betweenness</i>)	Forbindelser som krysses av mange andre forbindelsesveier mellom verneområder vil være viktige for den totale utvekslingen av migranter i nettverket.
E. Unike forbindelser (Bridges) og robuste forbindelser (<i>Biconnected components</i>)	Unike forbindelser har ikke alternative spredningsveier som kan knytte sammen de samme verneområdene, mens robuste forbindelser har oppbakking i alternative spredningsveier.
F. Verneområder i nøkkelposisjoner (<i>Articulation points</i>)	Verneområder som har nøkkelposisjoner ved at de kobler sammen deler av nettverket som ikke kobles sammen av andre verneområder.
G. Nettverkets ryggrad (<i>Minimum Spanning Tree, MST</i>)	De forbindelsene som forbinder alle verneområder innen en gitt avstand med maksimal forbindelsesstyrke.

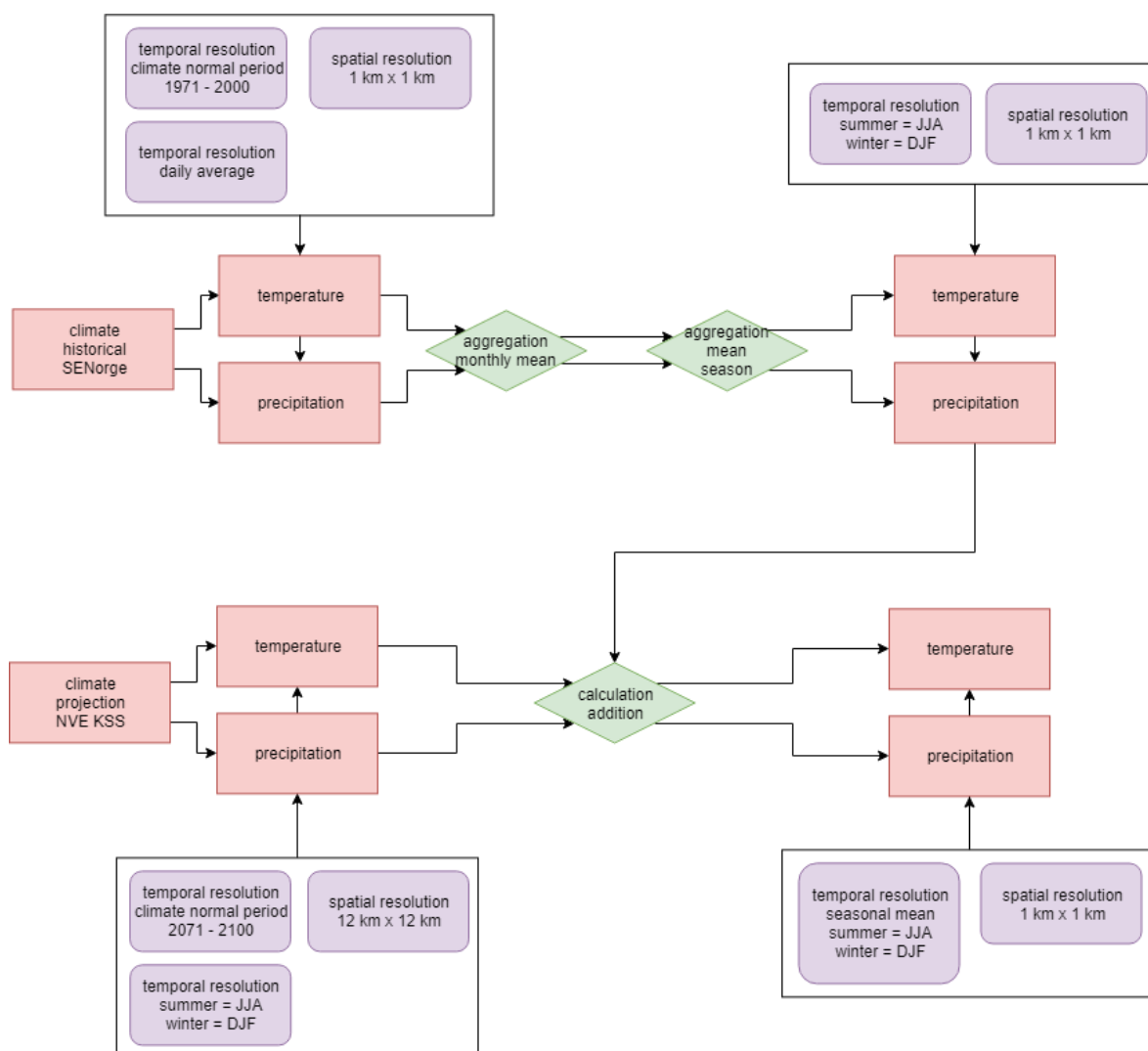
2.3 Klimagradienter

Data for temperatur og nedbør ble hentet fra *senorge.no* for historisk klima (1971-2000) og fra NVEs KSS-datasett (Hanssen-Bauer m.fl. 2015) for predikert fremtidig klima (2071-2100). Historiske klimadata forelå som gjennomsnittlig daglig temperatur og nedbør, hvilket ble aggregert til gjennomsnitt for vintermånedene desember, januar og februar, og for sommermånedene juni, juli og august. Predikert fremtidig klimadata ble hentet ut som gjennomsnitt for de samme tre vinter- og sommermånedene. Historiske klimadata hadde en romlig oppløsning på 1x1 km, mens predikert klimadata hadde en romlig oppløsning på 12x12 km. For å nedskalere predikert klimadata til 1x1 km, tok vi utgangspunkt i historiske klimadata på denne skalaen og justerte verdiene ut fra predikert klimadata for både temperatur og nedbør («calculation addition» i Figur 6).

Klimadataene var dermed gjennomsnittlig temperatur og nedbør, for vinter og sommer, i 1971-2000 og predikert i 2071-2100, for fastlands-Norge delt inn i ruter på 1x1 km. De predikerte klimadataene hadde begrenset dekning langs kysten, så noe areal av øyer, holmer og skjær, inklusive eventuelle verneområder, inngår ikke i analysene. Verneområdenes dekning av de samme 1x1 km-rutene bestemmer dermed også deres dekning av de ulike klimatiske gradientene. Dersom et verneområdes polygon overlappet med en 1x1 km-rute (uavhengig av graden

av overlapp), så ble klimaet i den ruten ansett som dekket av verneområdet. Dette ble fremstilt som 2D-histogrammer som viser antall 1 km² ruter dekket av verneområdene som representerer ulike gjennomsnitt i temperatur eller nedbør.

Tilsvarende 2D-histogrammer ble lagd for vernede arealer av hovedøkosystemene fjell, myr og ferskvann, men i motsetning til nettverksanalysen tok vi ikke utgangspunkt i hele verneområdet dersom det inneholdt piksler med det relevante hovedøkosystemet. Derimot ble kun pikslene som inneholdt det relevante hovedøkosystemet innen verneområdene vurdert i form av nye polygoner. Dermed økte antallet polygoner, særlig for myr og ferskvann. Siden alle 1km²-ruter som overlappet med polygonene ble inkludert, så førte fragmenteringen av større polygoner i økosystem-analysene til at flere 1km²-ruter ble inkludert relativt til analysene av alle verneområder, selv om arealet dekket av hvert økosystem innen verneområdene nødvendigvis var mindre enn arealet av alle verneområdene. Dette gjør at 2D-histogrammene for hovedøkosystemene ikke er direkte sammenlignbare med histogrammene for alle verneområder når det gjelder dekning av antall ruter.



Figur 6. Framgangsmåte for å fremstille klimadata for temperatur og nedbør for Norge delt inn i ruter på 1x1 km, basert på historisk klimadata og predikert fremtidig klimadata. Lilla bokser definerer dataenes oppløsning/omfang, rosa bokser definerer datasett og grønne diamanter viser omregningsprosesser.

3 Resultater

3.1 Nettverksanalyse

Nettverksanalysen omfattet 3620 eksisterende (per 22.02.2019) norske verneområder, 1722 svenske verneområder og 99 finske verneområder. Totalt 371 områder foreslått for supplerende vern ble oversendt fra Miljødirektoratet til NINA. Av disse var 57 forslag til nye eller utvidede nasjonalparker, mens ni områder er forslag som inngår i våtmarksplanen for Finnmark (disse områdene inngikk i vurderingene i Framstad m.fl. (2010) og Framstad m.fl. (2012) ut fra antagelsen om at det da foreslåtte vernet ville gjennomføres). Områdene er spredt relativt jevnt over hele Norge når det gjelder antall, men med størst areal i Oppland grunnet forslag til nasjonalparkutvidelser og i Finnmark grunnet områdene som inngår i våtmarksplanen. Dersom man ser bort fra disse områdene, dekker områdene foreslått for supplerende vern størst arealer i Sogn og Fjordane, Trøndelag og Rogaland.

3.1.1 Dagens nettverk av verneområder

Analysene av hovedøkosystem omfattet 2317 verneområder med ferskvann, 2318 verneområder med myr og 415 verneområder med fjell (merk at samme verneområde kan inngå i analyser av flere hovedøkosystem, derfor blir summen høyere enn det totale antallet eksisterende verneområder). Fjellområdene fordeler seg naturlig nok på færrest klynger (verneområder forbundet innen 37 500 enheter funksjonell avstand), mens nettverket av verneområder med ferskvann deles inn i flest klynger (Tabell 4, Tabell 5 og Tabell 6). Nettverket av ferskvannsområder har også høyest fragmenteringsgrad (klynger per verneområde). Fjellområdene har lavest gjennomsnittlig antall forbindelser per verneområde (Tabell 4), men har mange områder med høy estimert utveksling av migranter (Figur 15), sammenlignet med ferskvann (Tabell 6 og Figur 39) og myr (Tabell 5 og Figur 27). Begge mønstre er en konsekvens av at mange vernede fjellområder er store nasjonalparker som ligger samlet i bestemte områder i Norge, mens ferskvann og myr inngår i flere små verneområder som er spredd over hele landet. For alle hovedøkosystemer er det en generell trend at verneområder langs kysten er mer isolert (har færre forbindelser med andre verneområder og lavere estimert utveksling av migranter).

3.1.2 Nettverk av vernet fjell

De supplerende verneområdene i fjellet gir en betydelig økning i totalt antall forbindelser i nettverket på nesten 30% (Tabell 4). Sannsynligvis er økningen spesielt høy for fjell fordi; (i) mange av de supplerende verneområdene er relativt store verneområder, som derfor bidrar med mange potensielle migranter inn i nettverket, og (ii) mange av områdene er utvidelser av eksisterende nasjonalparker som derfor ligger svært nært (tilgrensende) eksisterende verneområder og dermed lett danner forbindelser med disse områdene. Dette bidrar også til å øke gjennomsnittlig antall forbindelser per verneområde (Tabell 4).

Samtidig endrer ikke de supplerende verneområdene antall klynger i nettverket av vernede fjellområder (Tabell 4). Dette er sannsynligvis også grunnet de mange nasjonalparkutvidelsene, som i hovedsak ligger så nært eksisterende verneområder og klynger at de ikke gir grunnlag for hverken nye klynger eller forbindelser som kan redusere det totale antallet klynger (Figur 7 og Figur 8). Dette kommer også fram av at både gjennomsnittlig areal per klynge og areal av største klynge øker når de supplerende verneområdene legges til nettverket (Tabell 4). Siden antallet verneområder i nettverket øker, mens antallet klynger er stabilt, så gir det supplerende vernet en reduksjon i fragmenteringsgraden for nettverket (Tabell 4).

Tabell 4. Nettverksegenskaper for hele nettverket av vernede fjellområder, regnet ut for dagens (per 22.02.2019) verneområder med (A) og uten (B) områdene foreslått for supplerende vern. Forskjell i nettverksegenskapene ved tillegg av de supplerende verneområdene er regnet ut i absolutte verdier og i prosentandel endring fra verdien av nettverksegenskapen uten de supplerende verneområdene.

Nettverksegenskap	A. Dagens verneområder (fjell)	B. Inklusive supplerende verneområder (fjell)	Forskjell mellom A og B (fjell)	Forskjell mellom A og B i % (fjell)
Totalt antall verneområder i analysen*	415	462	47	11,3%
Totalt antall parvise forbindelser	894	1159	265	29,6%
Gjennomsnittlig antall forbindelser per verneområde	2,15	2,51	0,35	16,5%
Totalt antall klynger	97	97	0	0,0%
Fragmenteringsgrad (gjennomsnittlig andel klynger per verneområde i %)	23,37	21,00	-2,38	-10,2%
Gjennomsnittlig areal (ha) dekket per klynge	48 149	50 968	2819	5,9%
Areal (ha) dekket av nettverkets største klynge	1 276 442	1 424 473	148 031	11,6%

* Ved vurdering av totalt antall verneområder omfattet av analysen, er det viktig å huske at dette inkluderer verneområder i Sverige og Finland (selv om for fjell er de fleste verneområdene lokalisert i Norge). Siden ett verneområde kan omfatte både fjell, ferskvann og myr, så kan samme område inngå i analysene av hver av disse hovedøkosystemene. Summering av økningen i antall verneområder i analysen for fjell, ferskvann og myr gir derfor et høyere tall enn de 371 områdene som ble foreslått for supplerende vern, siden noen områder telles flere ganger.

Nettverkets ryggrad

Nettverkets ryggrad (*minimum spanning tree*) er en betegnelse for de forbindelsene som kobler alle verneområdene i en klynge (altså innen grensen på 37 500 enheter funksjonell avstand) med maks forbindelsesstyrke (altså maks anslått mengde utveksling av migranter).

Områdene foreslått for supplerende vern av fjell gir ikke store endringer i konfigurasjonen av nettverkets ryggrad, men de tilfører nye forbindelser innen hver klynge (Figur 9 og Figur 10). Mange av disse forbindelsene kobler de nye områdene til ryggraden, men i noen tilfeller tilføres nye forbindelser til eksisterende områder (Figur 9 og Figur 10).

Verneområder og forbindelser i nøkkelposisjoner

Enkelte verneområder befinner seg i nøkkelposisjoner der de kobler sammen deler av nettverket som ikke kobles sammen av andre verneområder. Slike områder er viktige for konnektiviteten i nettverket, men samtidig kan områder som er nødvendige for å koble sammen store deler av nettverket gjøre det sårbart for endringer i disse områdene.

For dagens nettverk av fjellområder er det noen slike områder i Nordland og Troms (som kobler to eller tre nettverkskomponenter), og i tilsvarende nordlige områder på den svenske og finske siden av grensa (Figur 11). Det er også ett slikt område sør i Norge (Hardangervidda). De supplerende verneområdene endrer ikke betydningen av disse nøkkelområdene, men de øker betydningen av enkelte områder i Midt- og Sør-Norge (i Sogn og Fjordane og Oppland/Hedmark), og fører også til opprettelse av noen nye unike forbindelser (Figur 12). Noen områder i Finnmark får en reduksjon i antall nettverkskomponenter de holder sammen, altså fører de supplerende

verneområdene til flere alternative forbindelser og dermed økt robusthet for nettverket i Finnmark (Figur 12).

Antall forbindelser per verneområde

Antall forbindelser per verneområde avhenger av avstanden til andre verneområder og av motstanden i det omkringliggende landskapet.

Vernede fjellområder i Sør-Norge har generelt mange forbindelser i dagens nettverk (Figur 13), og får enda flere forbindelser med de supplerende verneområdene (Figur 14). Vernet fjell i Midt- og Nord-Norge er mer isolert med færre forbindelser (Figur 13). De supplerende verneområdene endrer i liten grad antall forbindelser for vernet fjell i Trøndelag og Nordland (siden det i liten grad legges til verneområder med fjell her), men i Troms og Finnmark får noen eksisterende verneområder flere forbindelser når de supplerende verneområdene legges til, og noen av de supplerende verneområdene får også relativt mange forbindelser (Figur 14). I tillegg styrkes særlig nettverket av vernet fjell i Sør-Norge ytterligere, spesifikt rundt Jotunheimen.

Anslått mengde migranter per verneområde

Anslått mengde migranter per verneområde er en abstrakt verdi som regnes ut basert på antall forbindelser per verneområde og anslått potensiell mengde migranter fra disse forbindelsene (avhengig av størrelsen til verneområdene de forbinder, større områder antas å bidra med flere potensielle migranter).

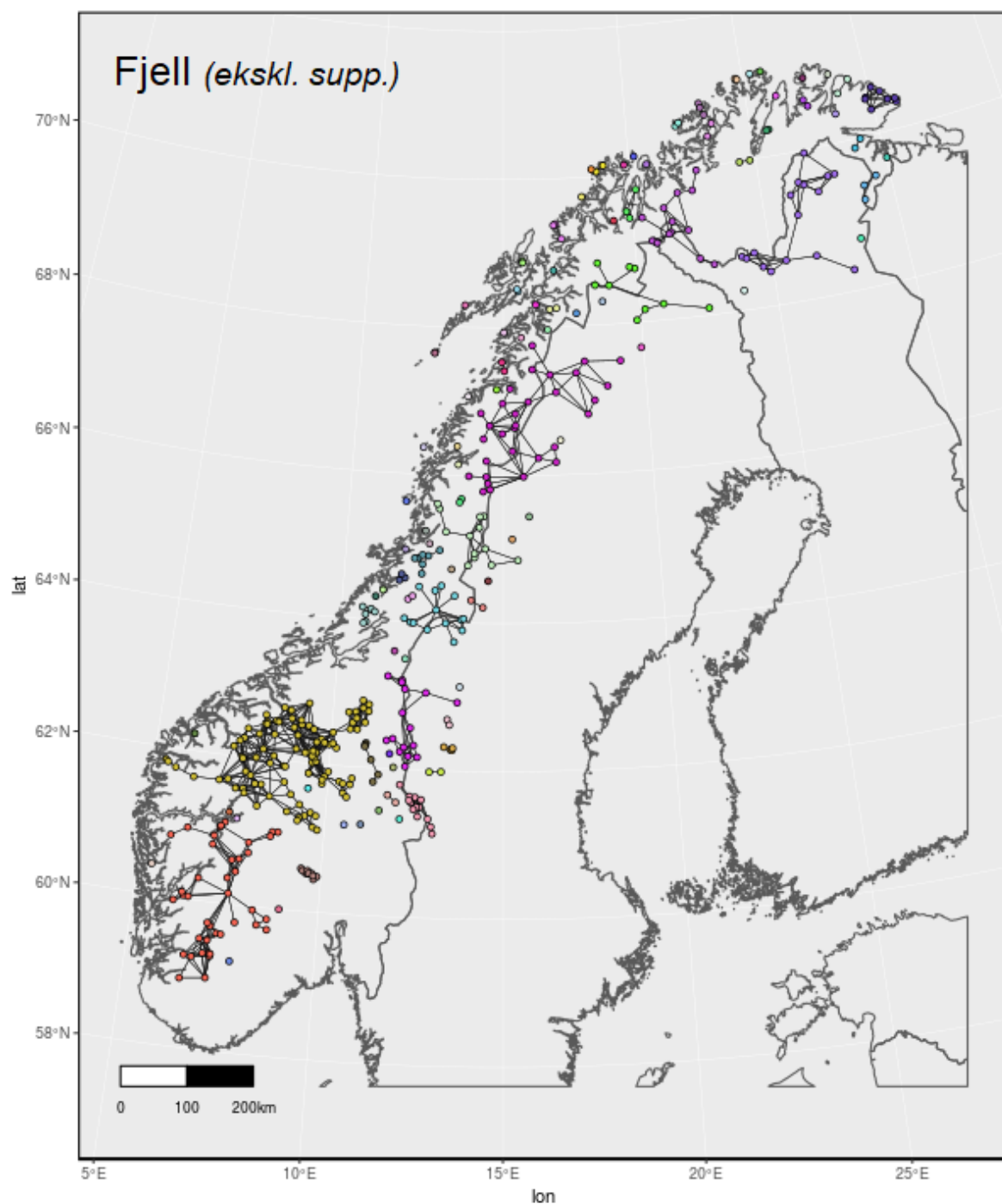
Mange vernede fjellområder har høye anslag for mengde tilstrømmende migranter (Figur 15), noe som i stor grad kommer av at mange vernede fjellområder dekker store arealer og derfor bidrar med mange migranter til den totale flyten i nettverket. De supplerende verneområdene fører ikke til store endringer i anslått mengde migranter for de eksisterende verneområdene, men de fleste av de supplerende områdene som legges til får også en anslått stor mengde migranter (Figur 16). De ser altså ut til å bli effektivt inkorporert i det eksisterende nettverket av vernede fjellområder.

Verneområder og forbindelser med betydning for flyten av migranter i hele nettverket

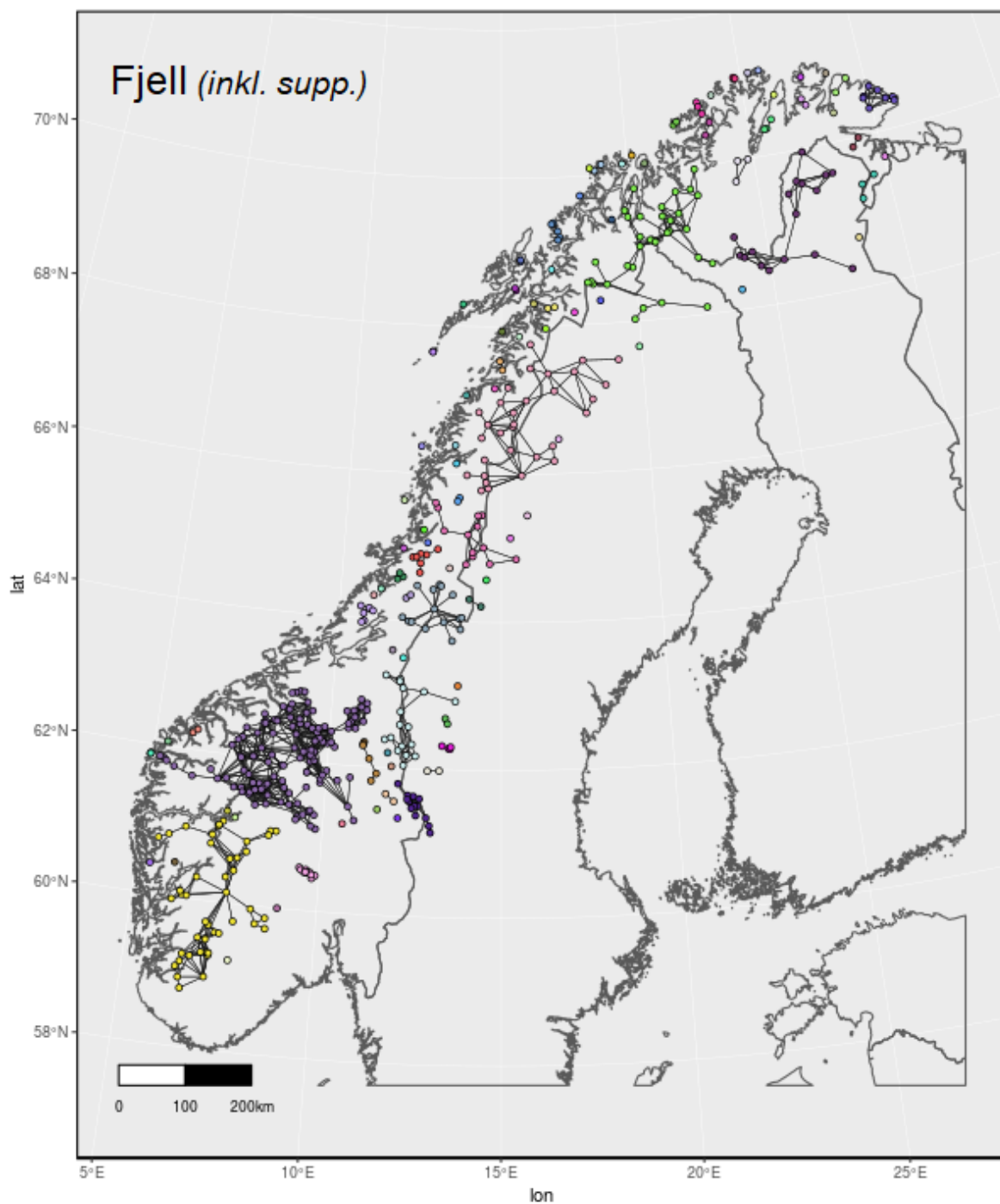
Antall korteste forbindelsesveier mellom andre områder som går gjennom et verneområde eller en forbindelse gir en indikasjon på verneområdets eller forbindelsens betydning for den totale utvekslingen av migranter i nettverket (*vertex* eller *edge betweenness*).

Figur 17 og Figur 18 viser kun verneområder og forbindelser med middels til stor betydning for flyten av migranter i nettverket. For vernet fjell er verneområder og forbindelser som bidrar til utveksling av migranter mellom Midt-Norge og Nord-Norge spesielt viktige (Figur 17), siden det er færre alternative spredningsveier her. Ved tillegg av de supplerende verneområder er fremdeles den samme strekningen viktig, med noen endringer i hvilke spesifikke verneområder og forbindelser som inngår (Figur 18).

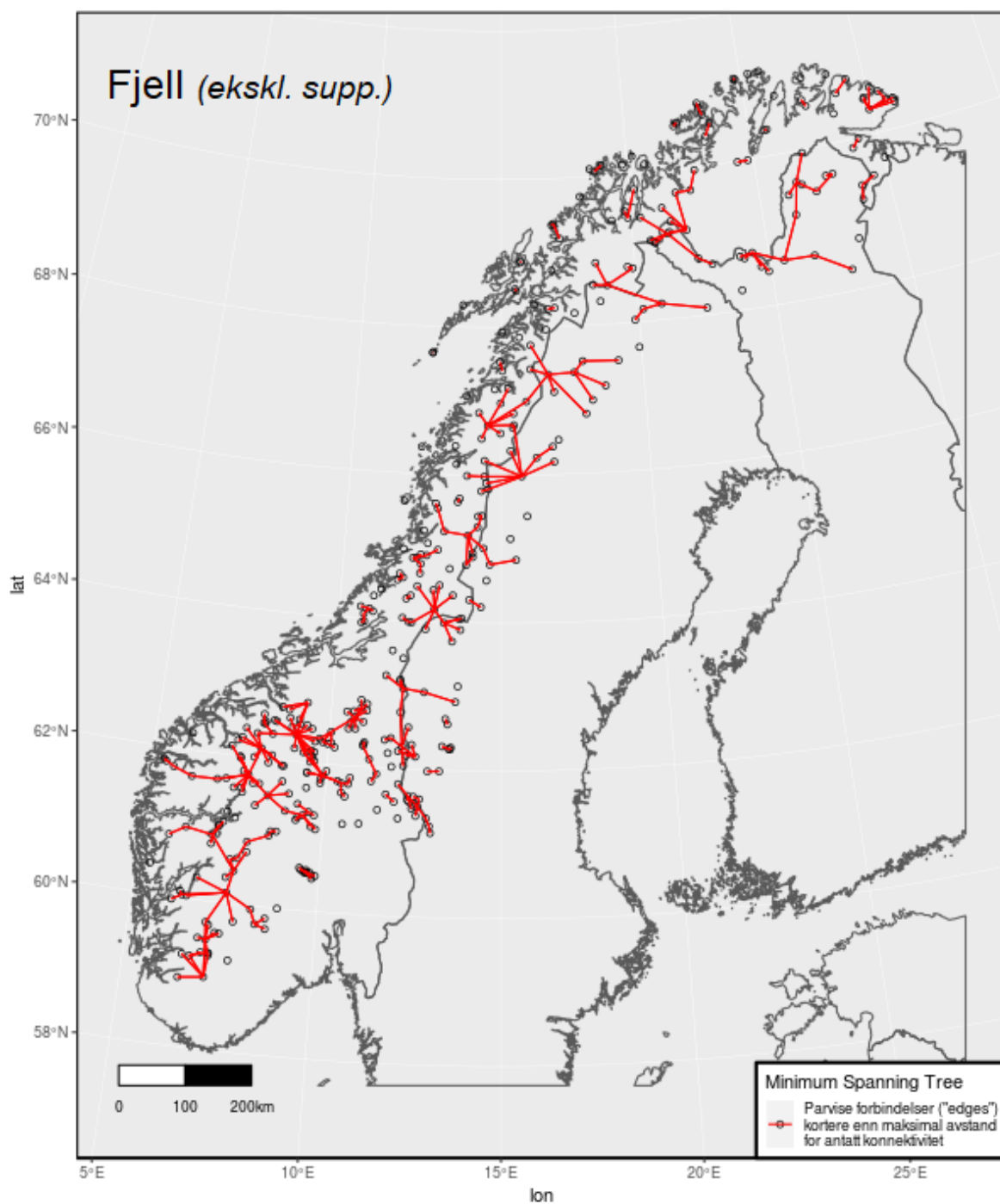
Kart over nettverksegenskaper for fjell



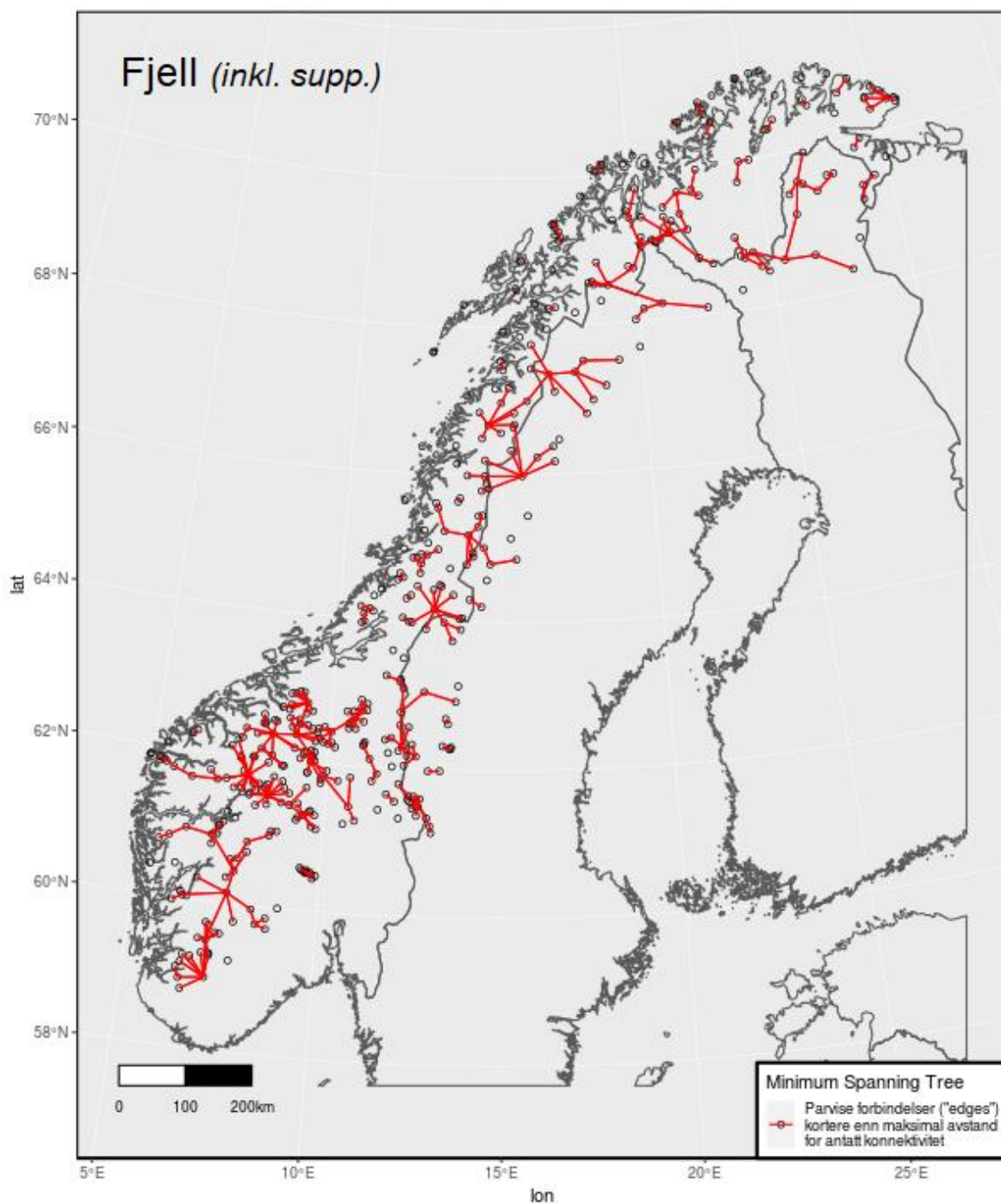
Figur 7. Vernet fjell uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder fargekodet etter tilhørighet til ulike klynger. Verneområder forbindes i klynger dersom den funksjonelle avstanden mellom dem ikke er større enn 37 500 enheter. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



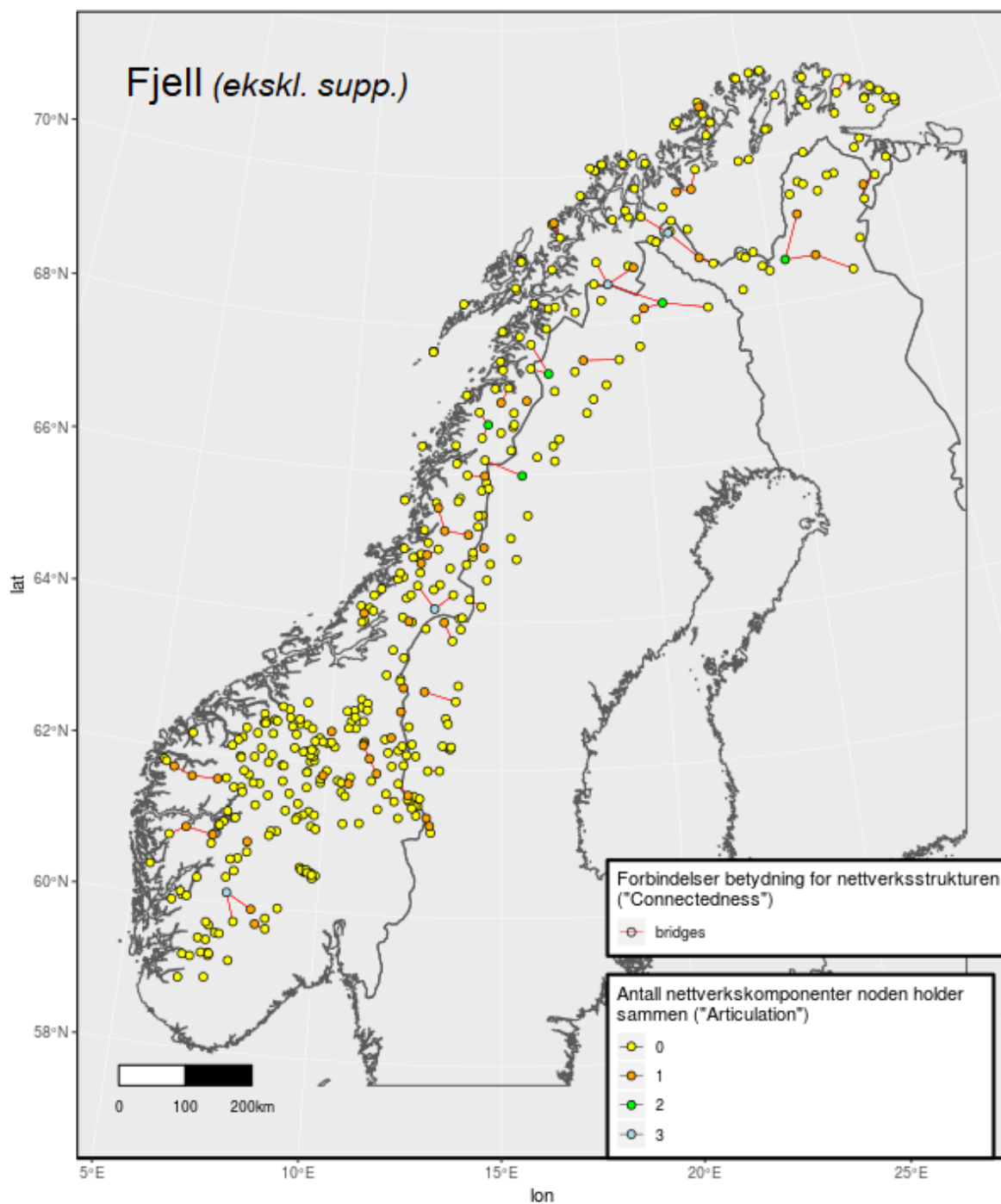
Figur 8. Vernet fjell med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder fargekodet etter tilhørighet til ulike klynger. OBS; fargekodingen er tilfeldig, så klynger kan endre farge fra kodingen i forrige figur. Verneområder forbindes i klynger dersom den funksjonelle avstanden mellom dem ikke er større enn 37 500 enheter. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



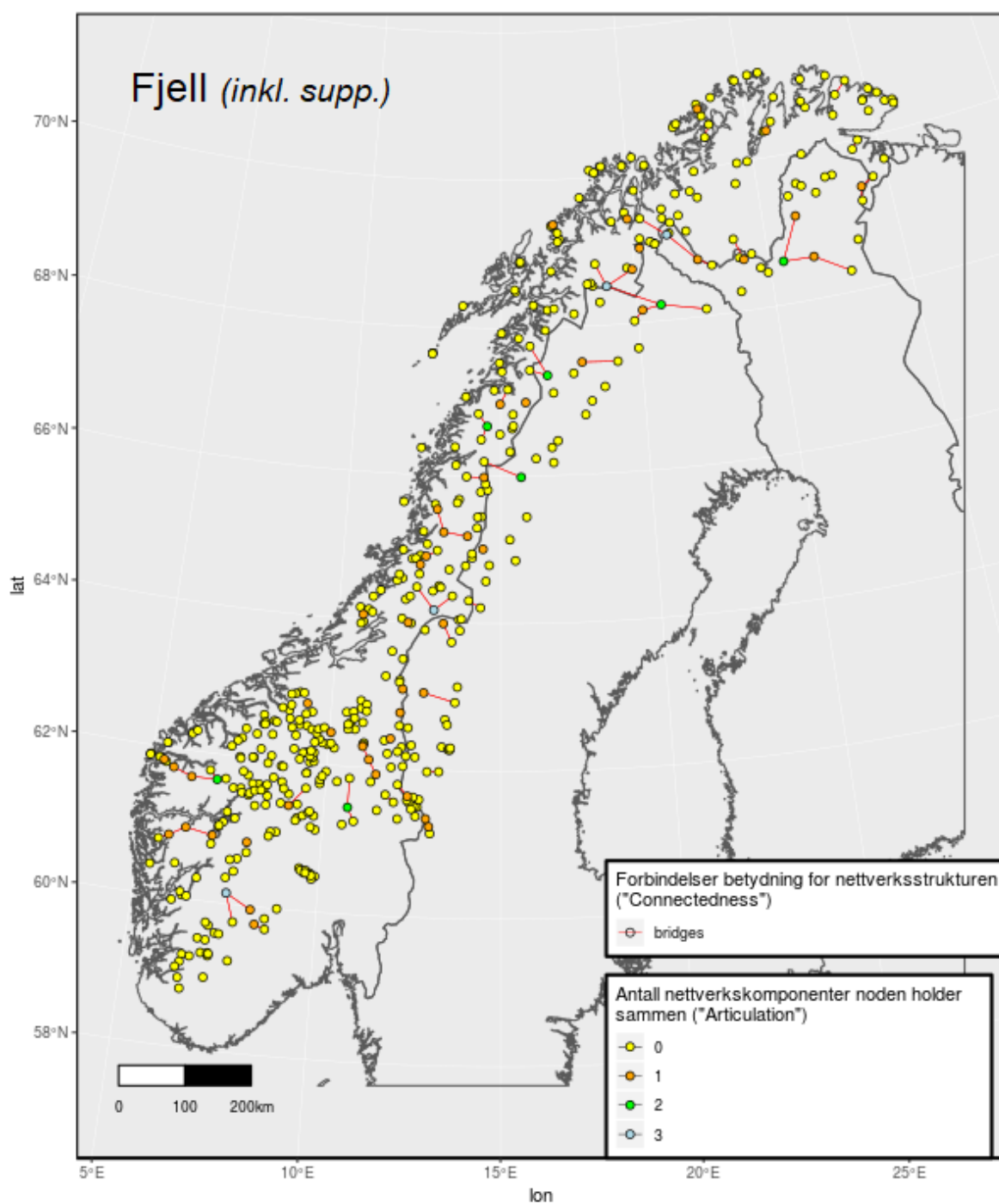
Figur 9. Rygggrad (minimum spanning tree) for nettverket av fjellområder uten områdene foreslått for supplerende vern. Røde linjer viser forbindelsene som kobler alle verneområder innen 37 500 enheter funksjonell avstand med maksimal forbindelsesstyrke. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



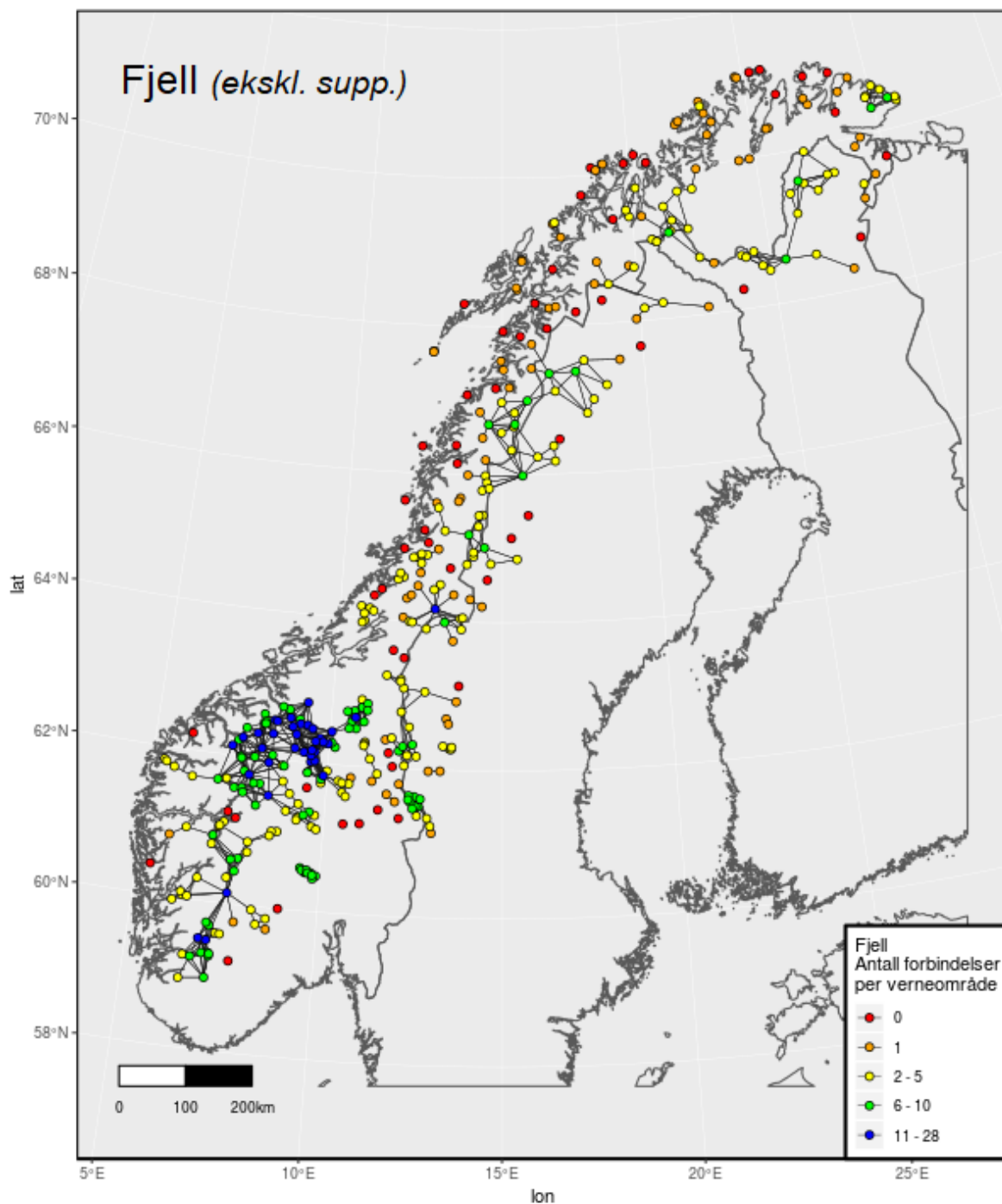
Figur 10. Ryggrad (minimum spanning tree) for nettverket av fjellområder med områdene foreslått for supplerende vern. Røde linjer viser forbindelsene som kobler alle verneområder innen 37 500 enheter funksjonell avstand med maksimal forbindelsesstyrke. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



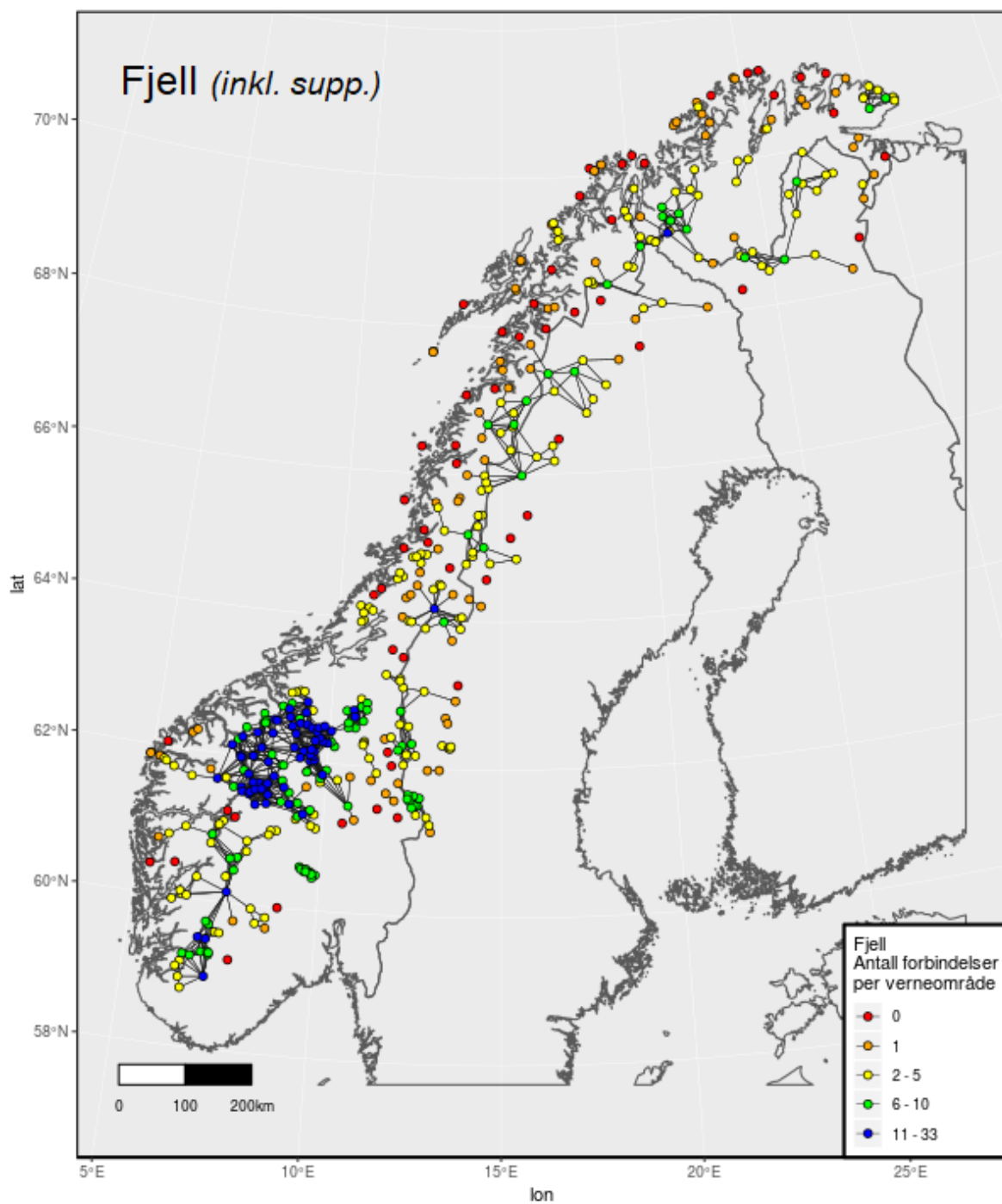
Figur 11. Vernet fjell uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder (noder) med fargekoding ut fra antall nettverkskomponenter de kobler sammen i nettverket som ikke kobles sammen av andre verneområder (articulation). Røde streker viser unike forbindelser (bridges) der det ikke finnes alternative forbindelser som kan holde sammen de samme delene av nettverket. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



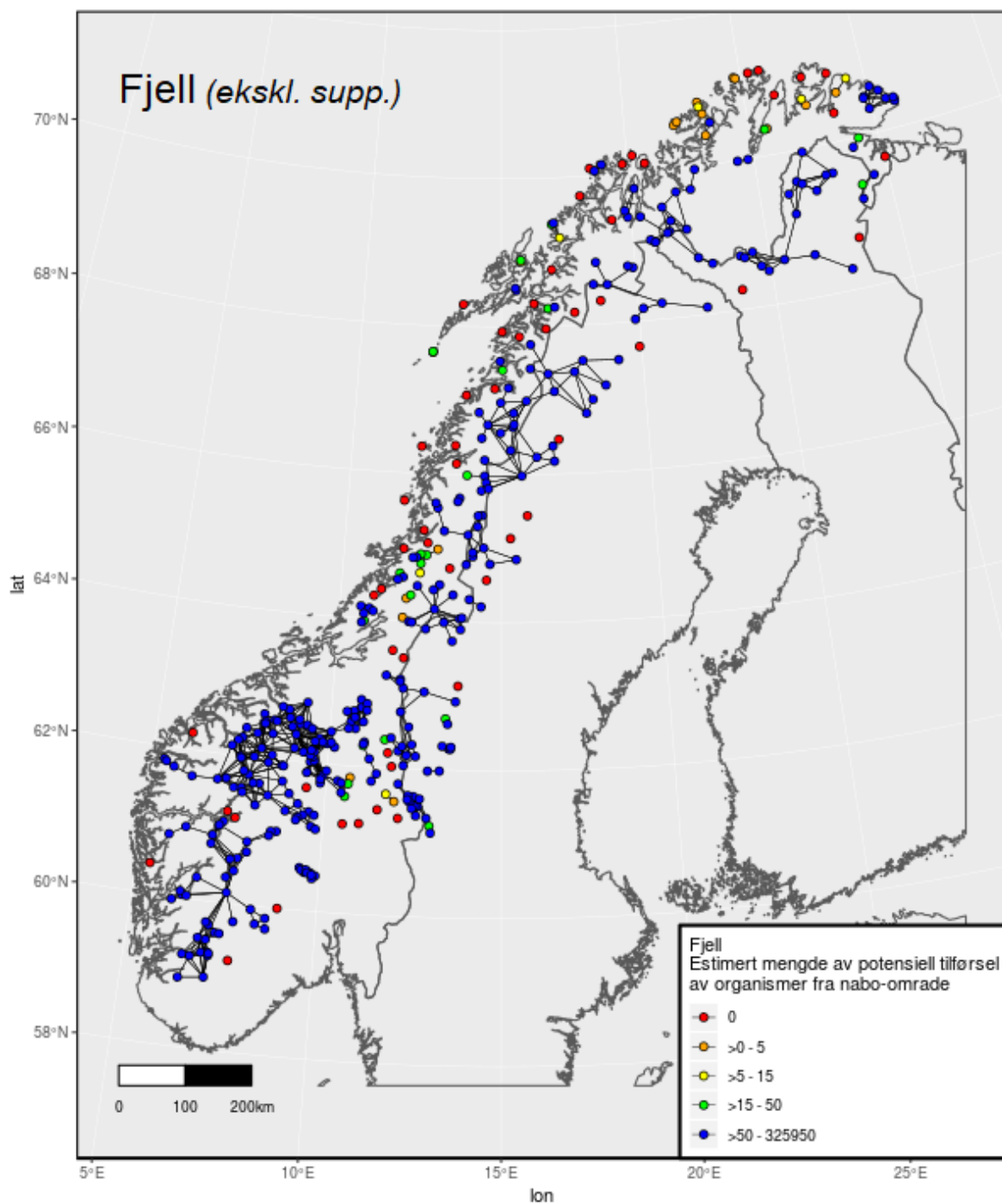
Figur 12. Vernet fjell med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder (noder) med fargekoding ut fra antall nettverkskomponenter de kobler sammen i nettverket som ikke kobles sammen av andre verneområder (articulation). Røde streker viser unike forbindelser (bridges) der det ikke finnes alternative forbindelser som kan holde sammen de samme delene av nettverket. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



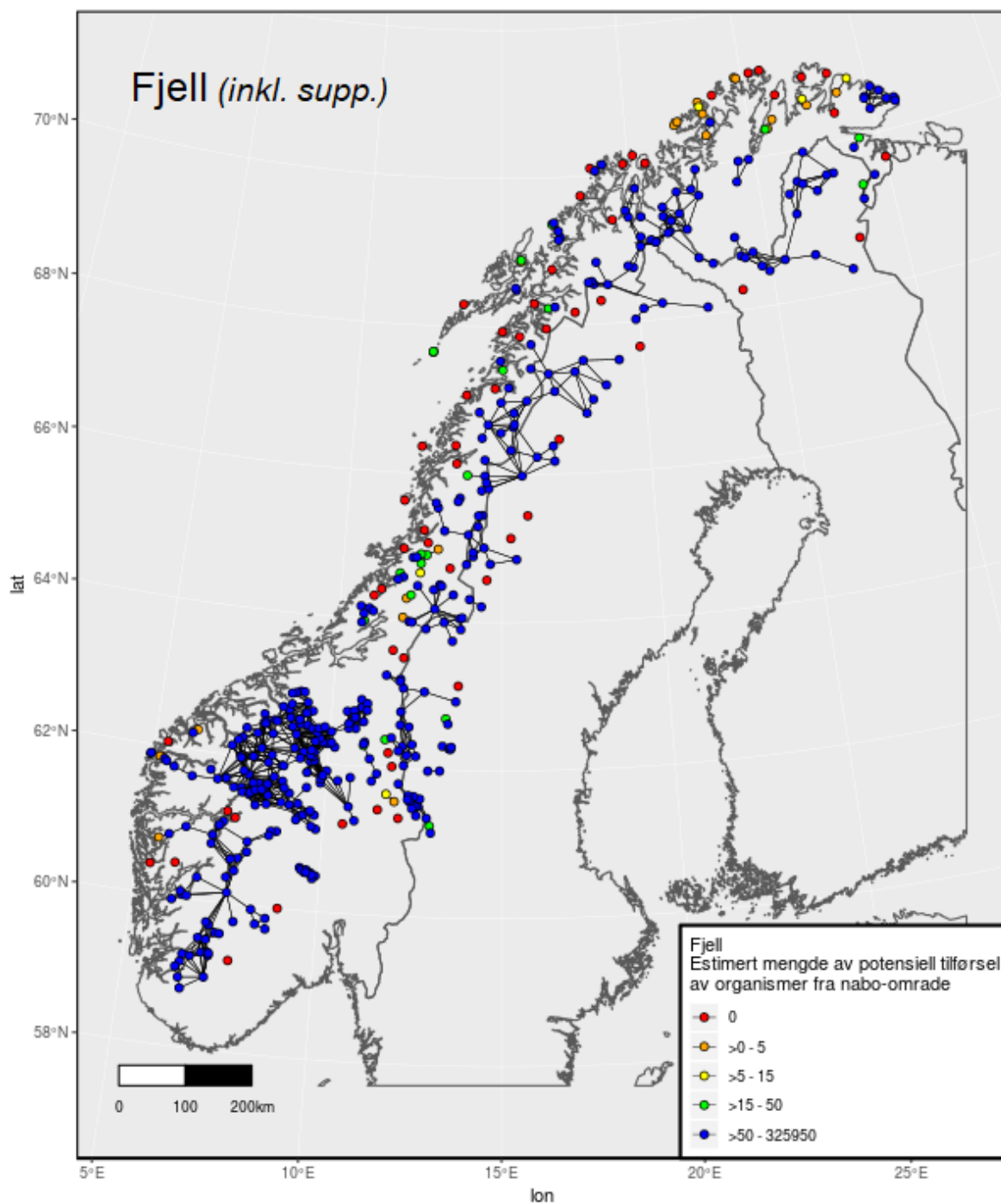
Figur 13. Vernet fjell uten områdene foreslått for supplerende vern. Antall forbindelser per verneområde. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



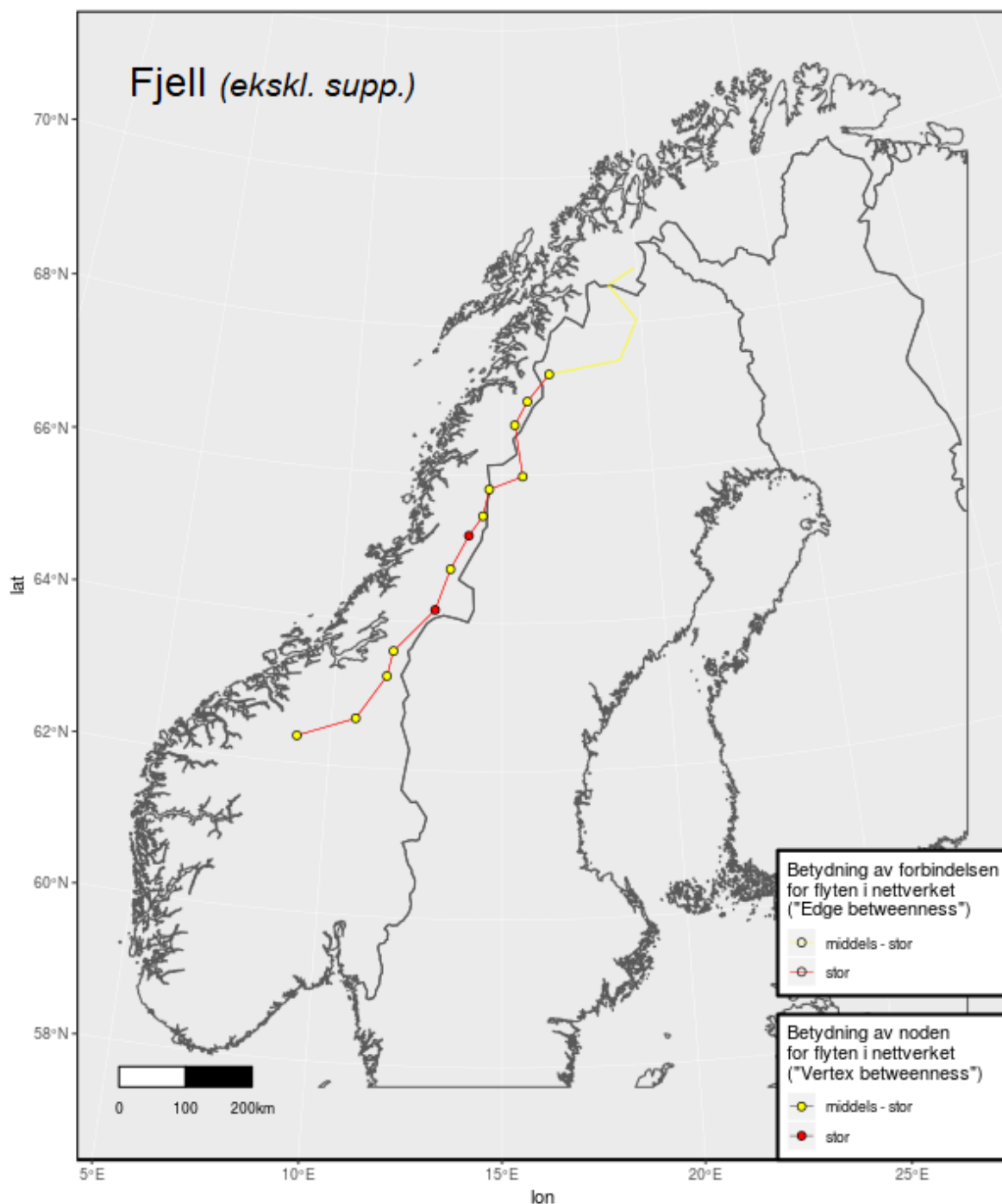
Figur 14. Vernet fjell med områdene foreslått for supplerende vern. Antall forbindelser per verneområde. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



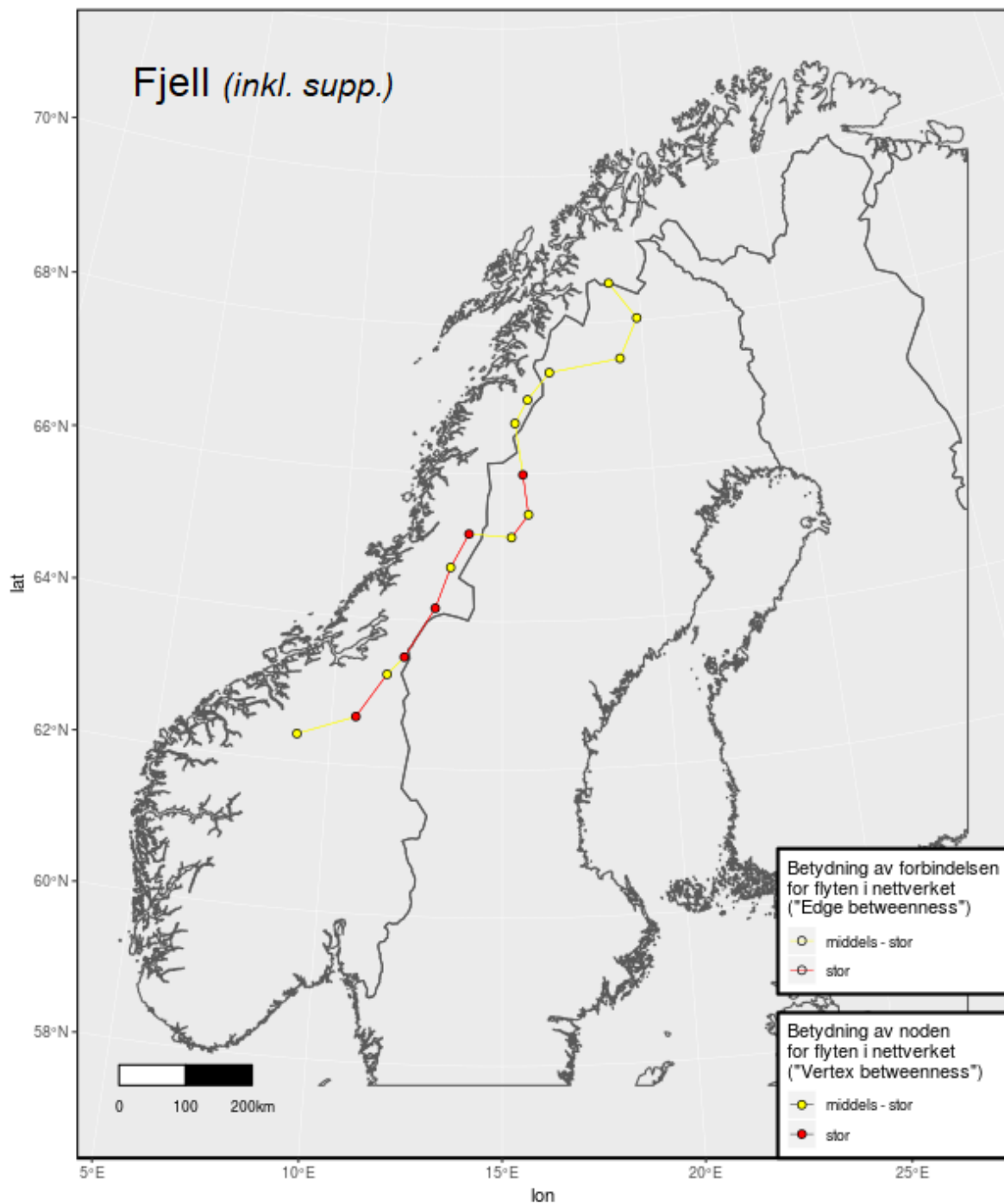
Figur 15. Vernet fjell uten områdene foreslått for supplerende vern. Anslått mengde potensielle migranter til hvert verneområde. Avhenger av antall forbindelser per verneområde, størrelsen til omkringliggende verneområder (gir flere potensielle migranter) og størrelsen til det aktuelle verneområdet (større områder tiltrekker seg flere migranter). Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



Figur 16. Vernet fjell med områdene foreslått for supplerende vern. Anslått mengde potensielle migranter til hvert verneområde. Avhenger av antall forbindelser per verneområde, størrelsen til omkringliggende verneområder (gir flere potensielle migranter) og størrelsen til det aktuelle verneområdet (større områder tiltrekker seg flere migranter). Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



Figur 17. Vernet fjell uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder og forbindelser med middels stor eller stor betydning for den totale utvekslingen av migranter i nettverket, anslått ved antall korteste forbindelsesveier som går via verneområdet eller forbindelsen. Verdiene for middels stor og stor ble bestemt ved å dele verdiene for «edge betweenness» og «vertex betweenness» i fem like store kategorier, og de to kategoriene med høyest verdier er vist her som «middels stor» og «stor». Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



Figur 18. Vernet fjell med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder og forbindelser med middels stor eller stor betydning for den totale utvekslingen av migranter i nettverket, anslått ved antall korteste forbindelsesveier som går via verneområdet eller forbindelsen. Verdiene for middels stor og stor ble bestemt ved å dele verdiene for «edge betweenness» og «vertex betweenness» i fem like store kategorier, og de to kategoriene med høyest verdier er vist her som «middels stor» og «stor». Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.

3.1.3 Nettverk av vernet myr

Siden antallet verneområder som inngår i analysen for myr er relativt høyt (sammenlignet med fjell), så utgjør de supplerende verneområdene en relativt liten andel (6,6%) til tross for at antallet er høyere enn for fjellområdene (Tabell 5). Den prosentvise økningen i både totalt antall forbindelser og gjennomsnittlig antall forbindelser per verneområde er dermed også lavere enn for fjell (Tabell 5, sammenlign med Tabell 4).

Områdene foreslått for supplerende vern av myr bidrar til å redusere det totale antallet klynger (15 færre klynger) ved å forbinde klynger som er isolert i dagens nettverk av vernet myr (Tabell 5, Figur 19 og Figur 20). Gjennomsnittlig klyngeareal og areal av største klynge øker også (Tabell 5). Sammen med økningen i antall verneområder bidrar reduksjonen i antall klynger til å redusere den totale fragmenteringsgraden for nettverket med 9,8% (Tabell 5).

Tabell 5. Nettverksegenskaper for hele nettverket av verneområder med myr, regnet ut for dagens (per 22.02.2019) verneområder med (A) og uten (B) områdene foreslått for supplerende vern. Forskjell i nettverksegenskapene ved tillegg av de supplerende verneområdene er regnet ut i absolutte verdier og i prosentandel endring fra verdien av nettverksegenskapen uten de supplerende verneområdene.

Nettverksegenskap	A. Dagens verneområder (myr)	B. Inklusive supplerende verneområder (myr)	Forskjell mellom A og B (myr)	Forskjell mellom A og B i % (myr)
Totalt antall verneområder i analysen*	2318	2471	153	6,6%
Totalt antall parvise forbindelser	7866	8502	636	8,1%
Gjennomsnittlig antall forbindelser per verneområde	3,39	3,44	0,05	1,4%
Totalt antall klynger	394	379	-15	-3,8%
Fragmenteringsgrad (gjennomsnittlig andel klynger per verneområde i %)	17,00	15,34	-1,66	-9,8%
Gjennomsnittlig areal (ha) dekket per klynge	3284	3552	268	8,2%
Areal (ha) dekket av nettverkets største klynge	869 608	885 913	16 305	1,9%

* Ved vurdering av totalt antall verneområder omfattet av analysen, er det viktig å huske at dette inkluderer verneområder i Sverige og Finland (innen buffersonen på 70 km fra Norges grense). Siden ett verneområde kan omfatte både fjell, ferskvann og myr, så kan samme område inngå i analysene av hver av disse hovedøkosystemene. Summering av økningen i antall verneområder i analysen for fjell, ferskvann og myr gir derfor et høyere tall enn de 371 områdene som ble foreslått for supplerende vern, siden noen områder telles flere ganger.

Nettverkets rygggrad

Områdene foreslått for supplerende vern av myr gir ikke store endringer i konfigurasjonen av nettverkets rygggrad, men de tilfører nye forbindelser særlig i Sør-Norge og på Finnmarksvidda (Figur 21 og Figur 22).

Verneområder og forbindelser i nøkkelposisjoner

Dagens nettverk av vernet myr har flere verneområder i nøkkelposisjoner, som kobler sammen deler av nettverket som ikke kobles av andre områder (*articulation*), særlig i Sør-Norge (Figur

23). Flertallet av verneområdene er riktignok ikke i slike nøkkelposisjoner, siden det i store deler av landet er relativt mange verneområder med myr (dermed øker potensialet for alternative koblingsmuligheter). Det er enkelte slike verneområder i nøkkelposisjoner lenger nord, hovedsakelig i Nordland og noen nord i Sverige og Finland (Figur 23). En del av disse områdene er dessuten koblet til andre områder via unike forbindelser som ikke har alternative spredningsveier (*bridges*) (Figur 23).

De supplerende verneområdene gir i enkelte områder alternative koblinger, særlig i Finnmark, som gjør at betydningen av noen verneområder som nøkkelposisjoner (verdien for *articulation*) reduseres og enkelte tidligere unike forbindelser får alternative spredningsveier (Figur 24). Dermed blir nettverket generelt mer robust, med noen unntak der supplerende verneområder utvider nettverket via unike forbindelser og bestemte verneområder (Figur 24).

Antall forbindelser per verneområde

Mange av verneområdene med myr i Sørøst-Norge og Midt-Norge har relativt mange forbindelser til andre verneområder, mens vernet myr på vestkysten og i Nord-Norge er mer isolert med få eller ingen forbindelser til andre vernede myrområder (Figur 25). Særlig i Finnmark er det isolerte verneområder med myr langs kysten, som ikke er forbundet til en kjerne med myrområder på den finske siden av grensa (Figur 25). Myrområdene foreslått for supplerende vern gir en litt bedre kobling mellom verneområder på Finnmarksvidda og verneområder på finsk side av grensa (Figur 26). Fremdeles «mangler» det allikevel en forbindelse sentralt på Finnmarksvidda som kan knytte de kystnære myrområdene til myrområdene ved grensa (Figur 26). Ellers bidrar de supplerende verneområdene med myr til økt antall forbindelser for verneområder spredt rundt i landet, særlig i Jotunheimen og omegn der det er foreslått nasjonalparkutvidelser (Figur 26).

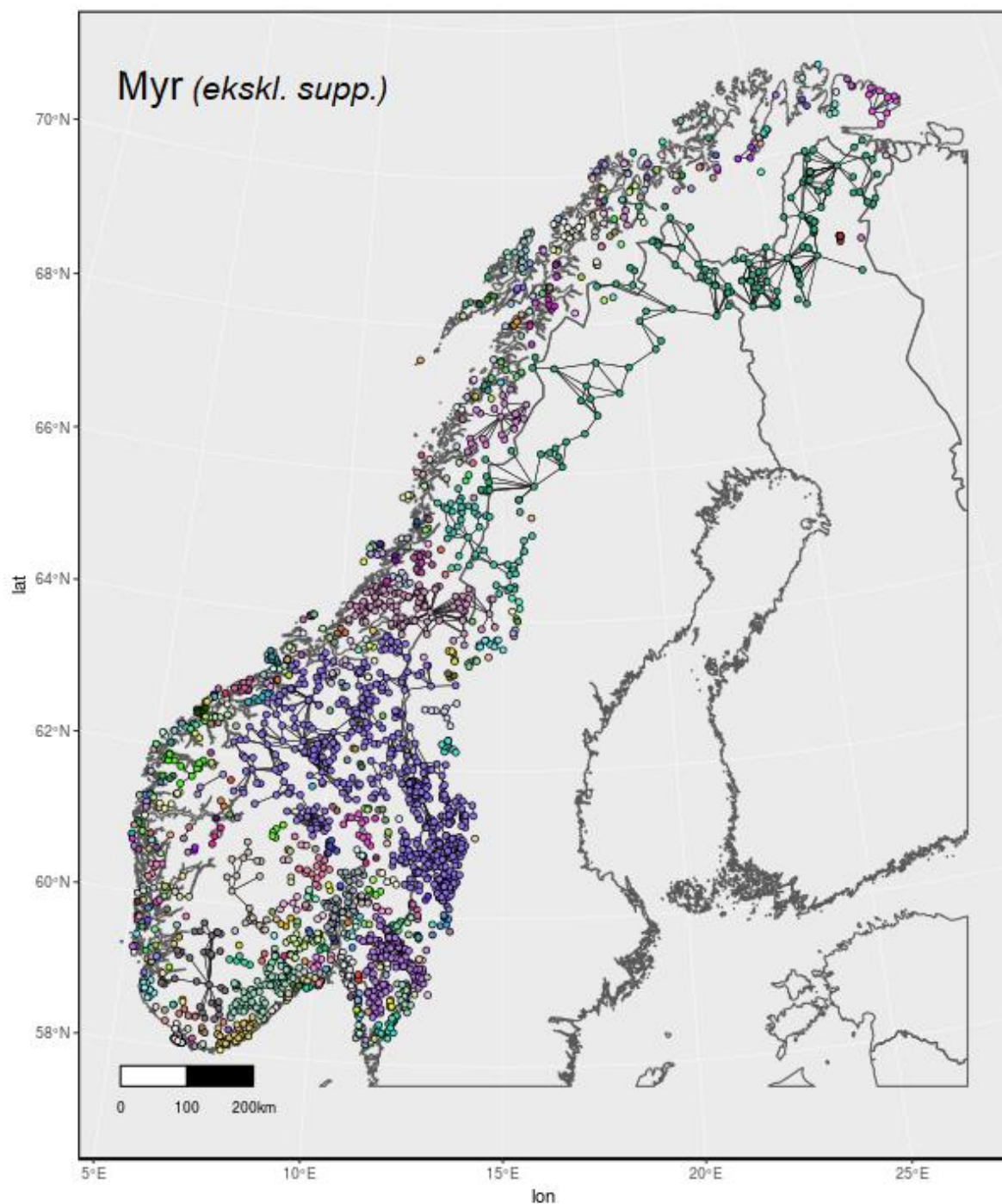
Anslått mengde migranter per verneområde

Anslått mengde migranter som tilføres hvert verneområde med myr, følger samme mønster som antall forbindelser, med høyere flyt av migranter i innlandet og mer isolerte verneområder langs kysten (Figur 27). Generelt er den anslåtte flyten av migranter høy i Midt- og Sør-Norge, særlig i innlandet. De supplerende verneområdene øker mengde migranter for noen verneområder, for eksempel ved Nordfjord i Sogn og Fjordane (Figur 28). Myrområdene foreslått for supplerende vern i Finnmark er anslått å få en relativt høy flyt av migranter (Figur 28).

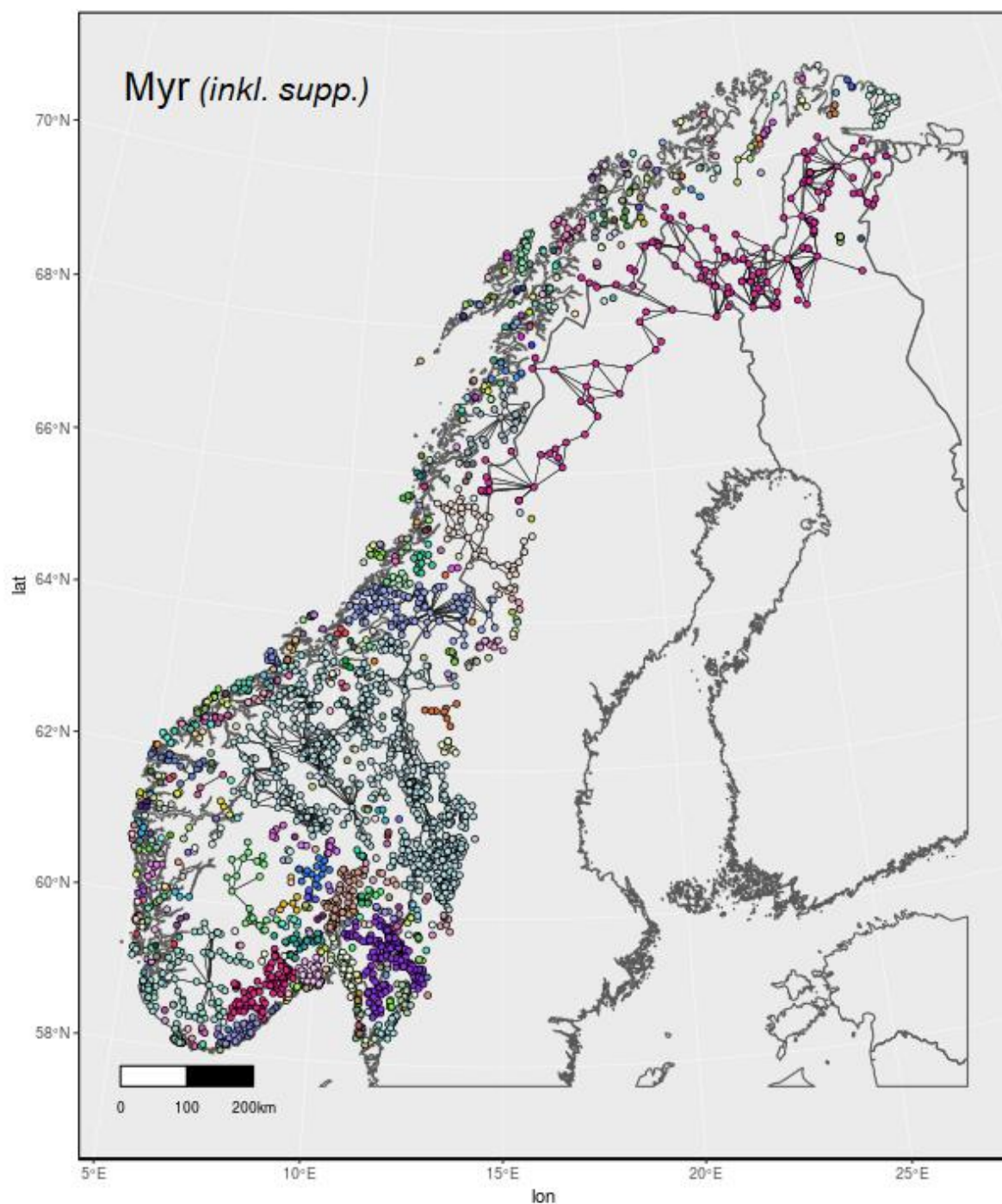
Verneområder og forbindelser med betydning for flyten av migranter i hele nettverket

Som for nettverket av fjellområder (Figur 17), er det verneområder og forbindelser som bidrar til utveksling av migranter fra Midt-Norge til Nord-Norge (og Nord-Sverige) som er spesielt viktige for flyten i nettverket av myrområder (Figur 29). De supplerende verneområdene styrker denne forbindelsen, og forlenger den sørover fra Trøndelag og inn i Hedmark (Figur 30). Betydningen av denne spredningsveien for myr kan være påvirket av at kun svenske verneområder innen 70 km fra Norges grense ble inkludert i analysen, siden det sannsynligvis er flere verneområder med myr lenger øst i Sverige som kan tilby alternative spredningsveier (mens fjellkjedene derimot ikke strekker seg videre øst i Sverige).

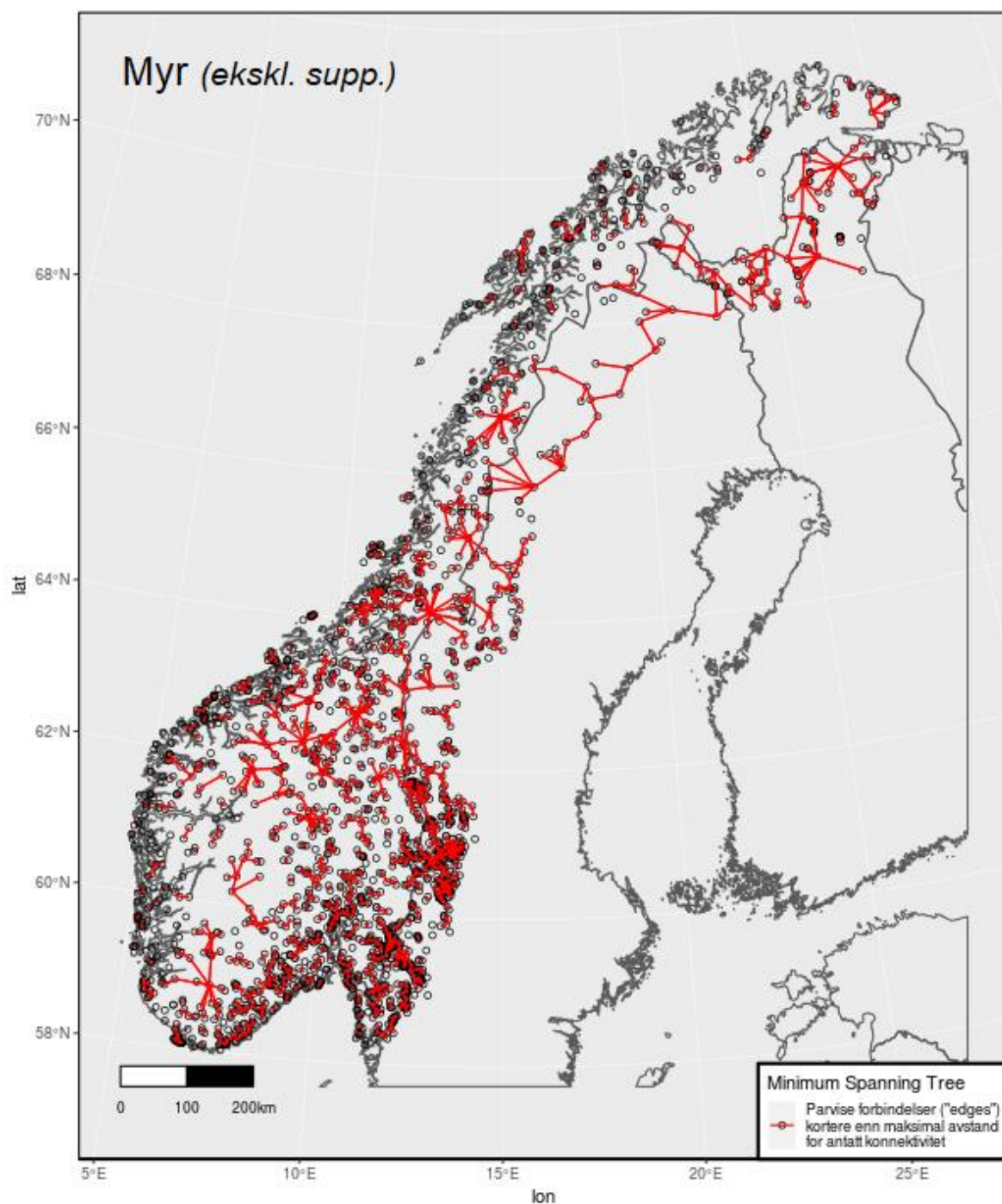
Kart over nettverksegenskaper for myr



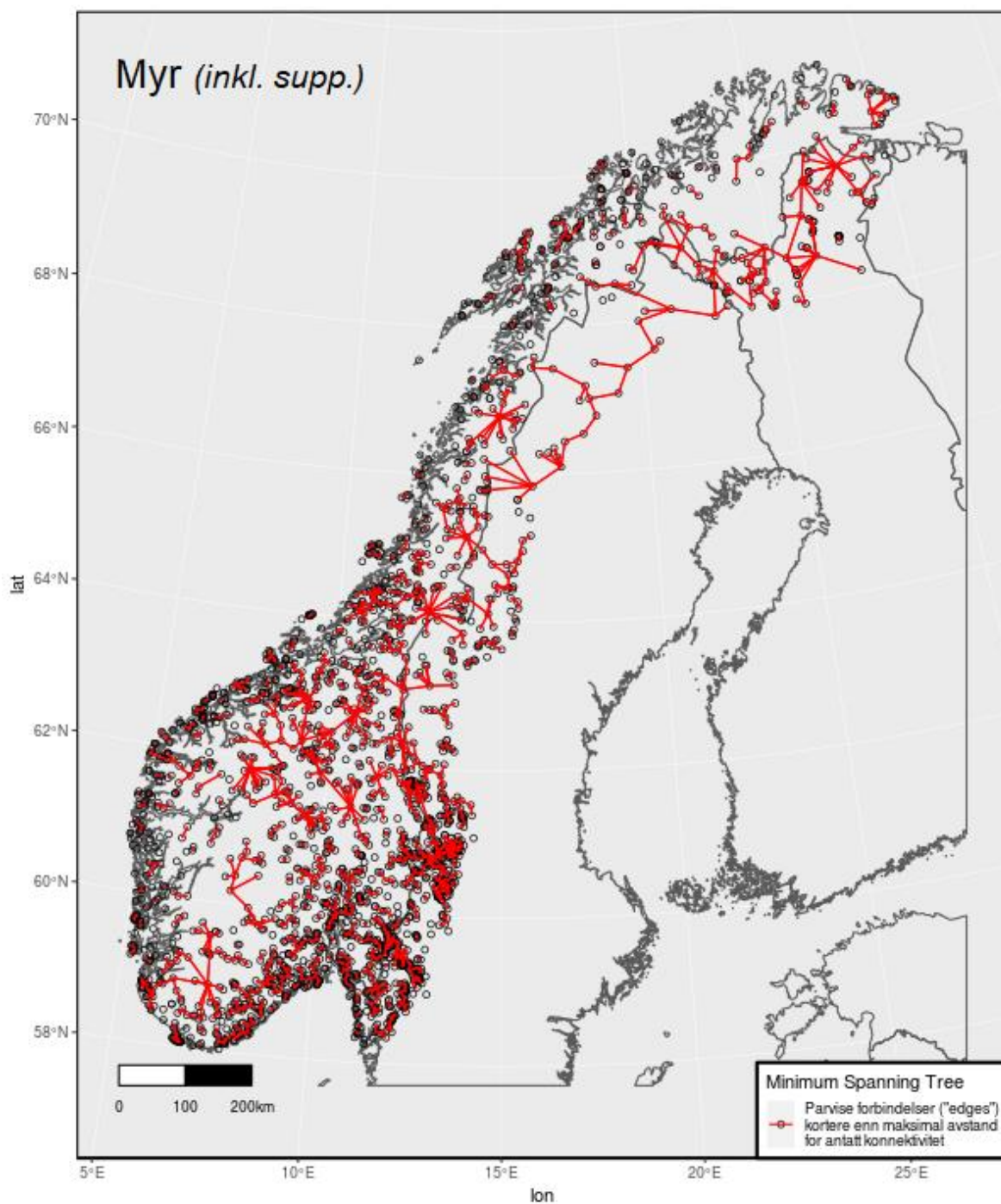
Figur 19. Vernet myr uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder fargekodet etter tilhørighet til ulike klynger. Verneområder forbindes i klynger dersom den funksjonelle avstanden mellom dem ikke er større enn 37 500 enheter. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



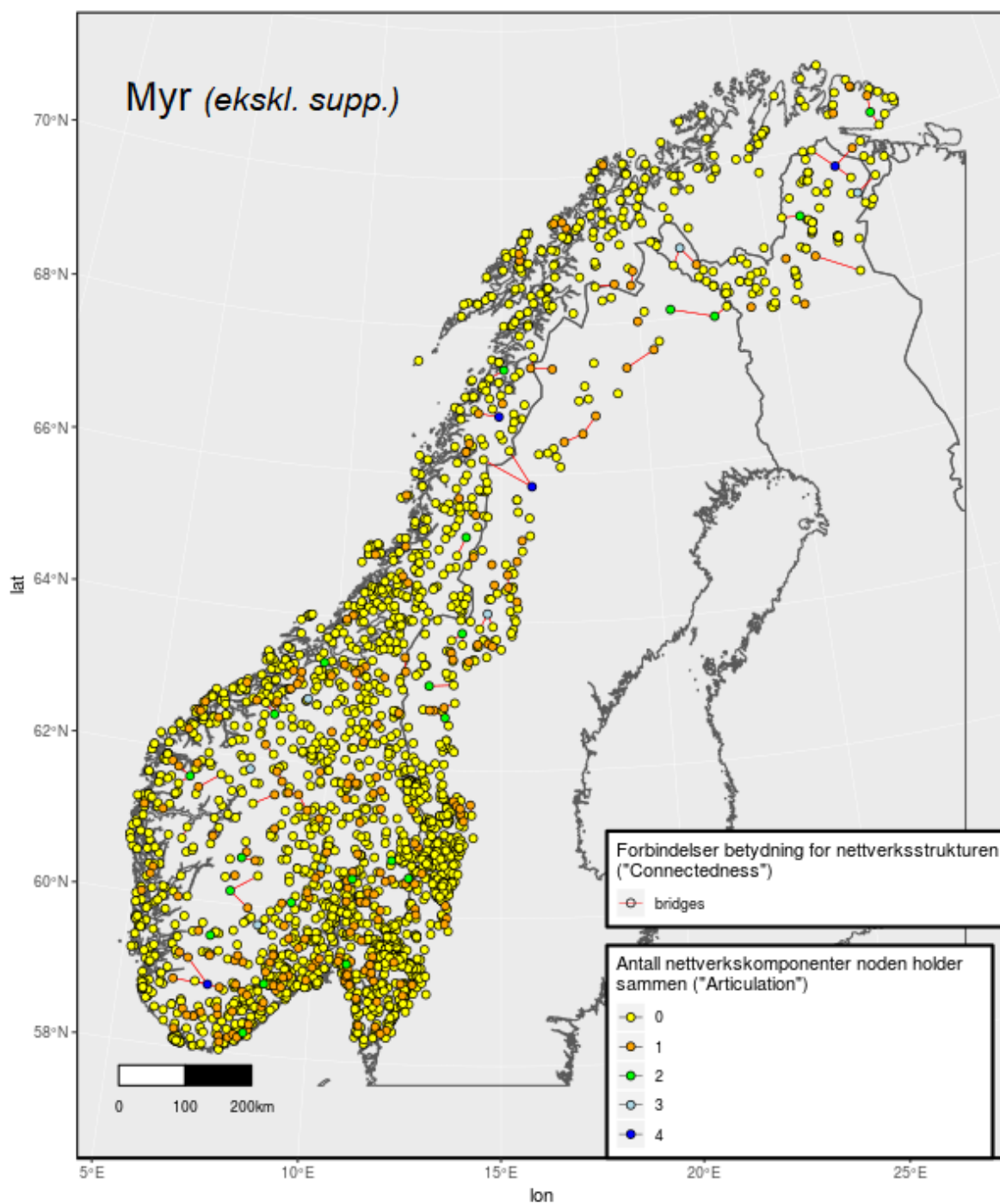
Figur 20. Vernet myr med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder fargekodet etter tilhørighet til ulike klynger. OBS; fargekodingen er tilfeldig, så klynger kan endre farge fra kodingen i forrige figur. Verneområder forbindes i klynger dersom den funksjonelle avstanden mellom dem ikke er større enn 37 500 enheter. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



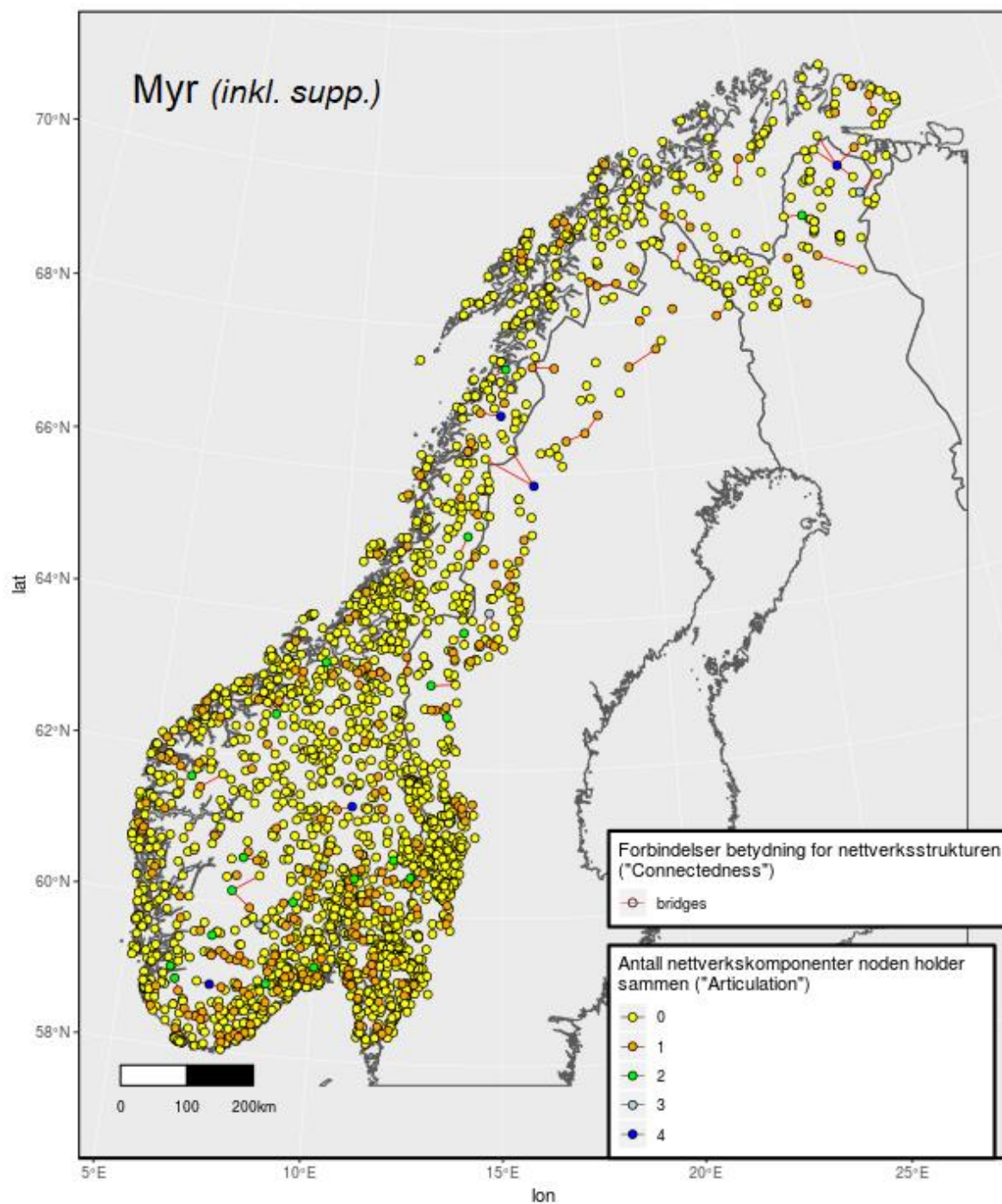
Figur 21. Ryggrad (minimum spanning tree) for nettverket av myrområder uten områdene foreslått for supplerende vern. Røde linjer angir forbindelsene som kobler alle verneområder innen 37 500 enheter funksjonell avstand med maksimal forbindelsesstyrke. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



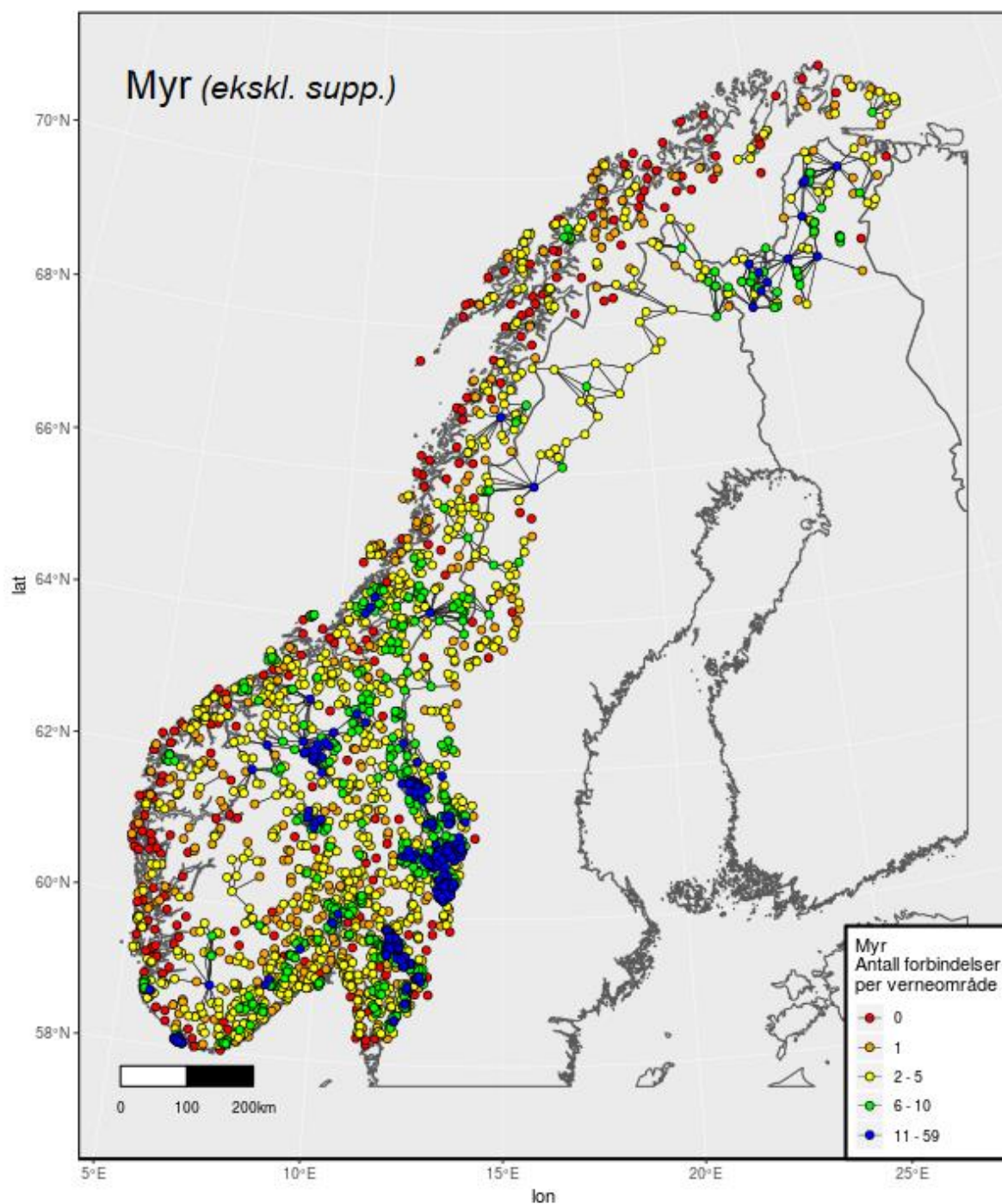
Figur 22. Rygggrad (minimum spanning tree) for nettverket av myrområder med områdene foreslått for supplerende vern. Røde linjer angir forbindelsene som kobler alle verneområder innen 37 500 enheter funksjonell avstand med maksimal forbindelsesstyrke. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



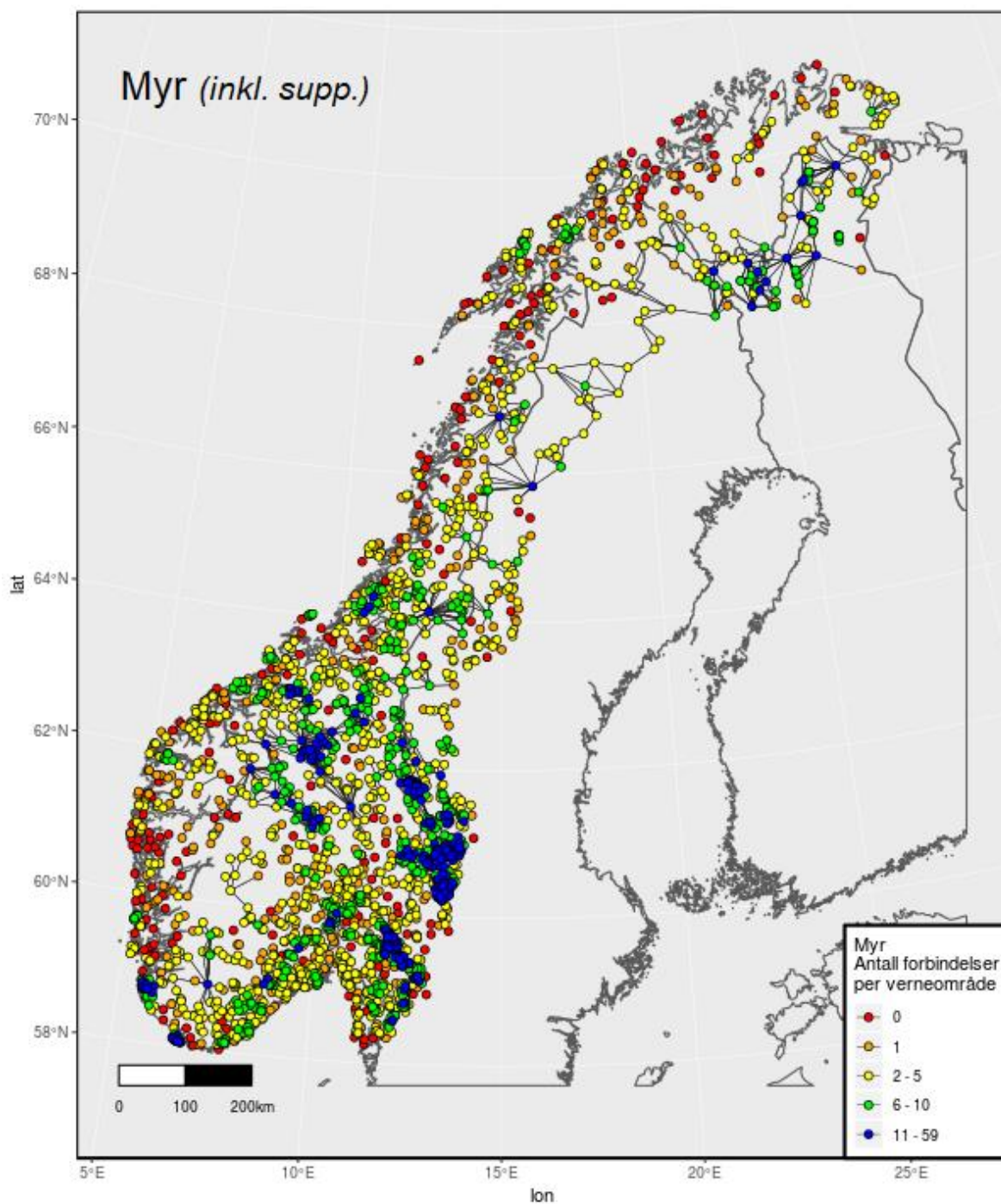
Figur 23. Vernet myr uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder (noder) med fargekoding ut fra antall nettverkskomponenter de kobler sammen i nettverket som ikke kobles sammen av andre verneområder (articulation). Røde streker betegner unike forbindelser (bridges) der det ikke finnes alternative forbindelser som kan holde sammen de samme delene av nettverket. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



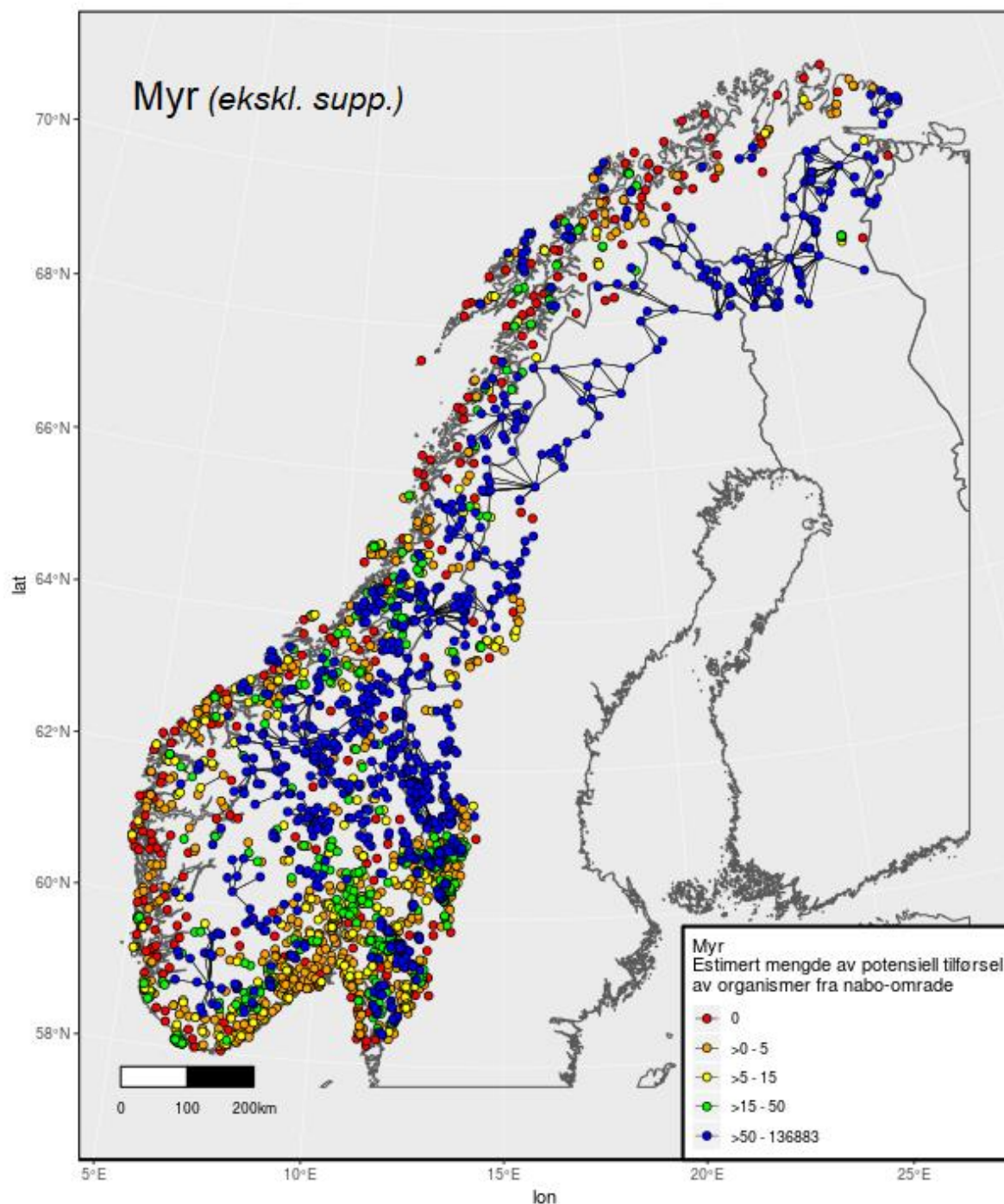
Figur 24. Vernet myr med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder (noder) med fargekoding ut fra antall nettverkskomponenter de kobler sammen i nettverket som ikke kobles sammen av andre verneområder (articulation). Røde streker betegner unike forbindelser (bridges) der det ikke finnes alternative forbindelser som kan holde sammen de samme delene av nettverket. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



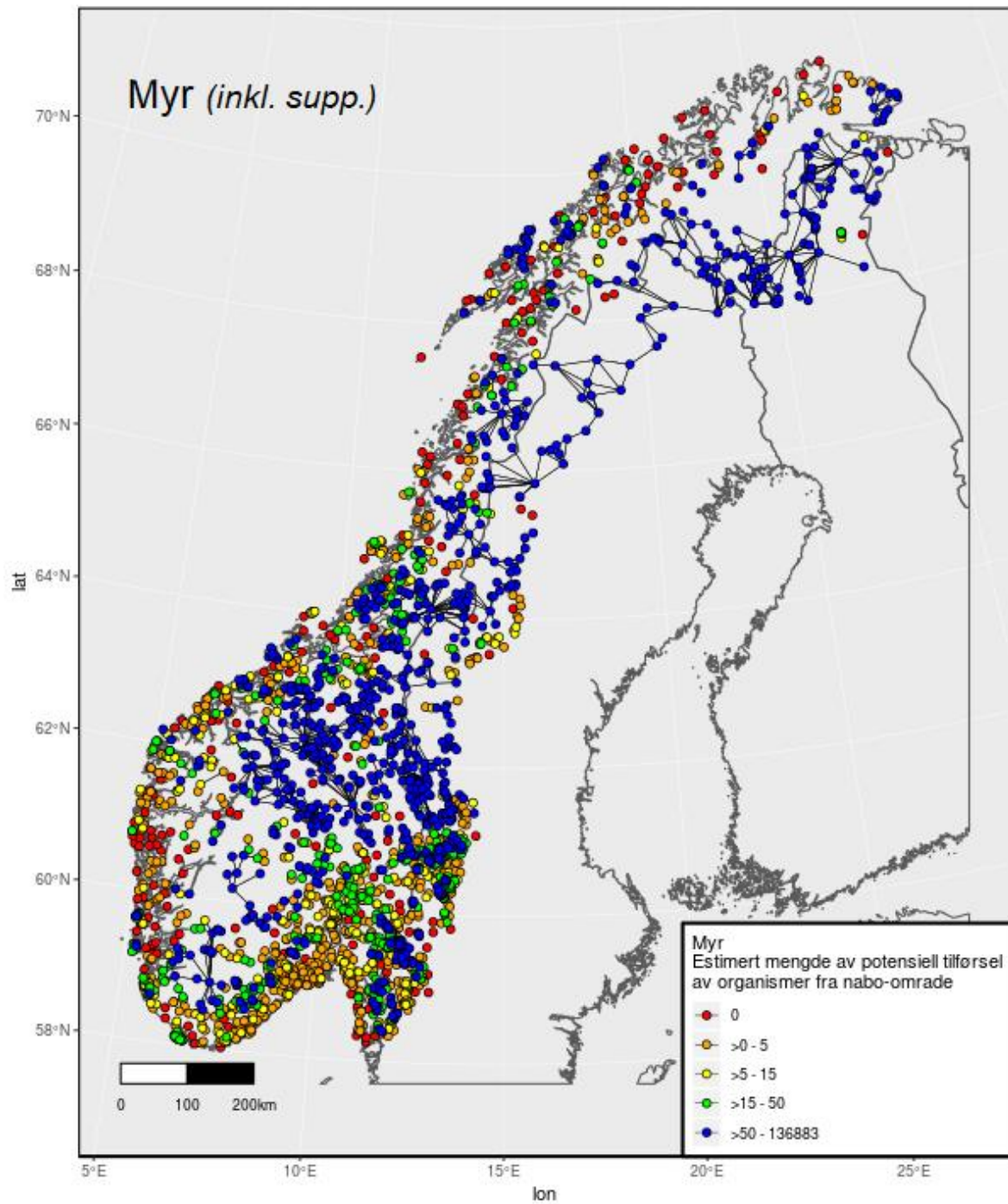
Figur 25. Vernet myr uten områdene foreslått for supplerende vern. Antall forbindelser per verneområde. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



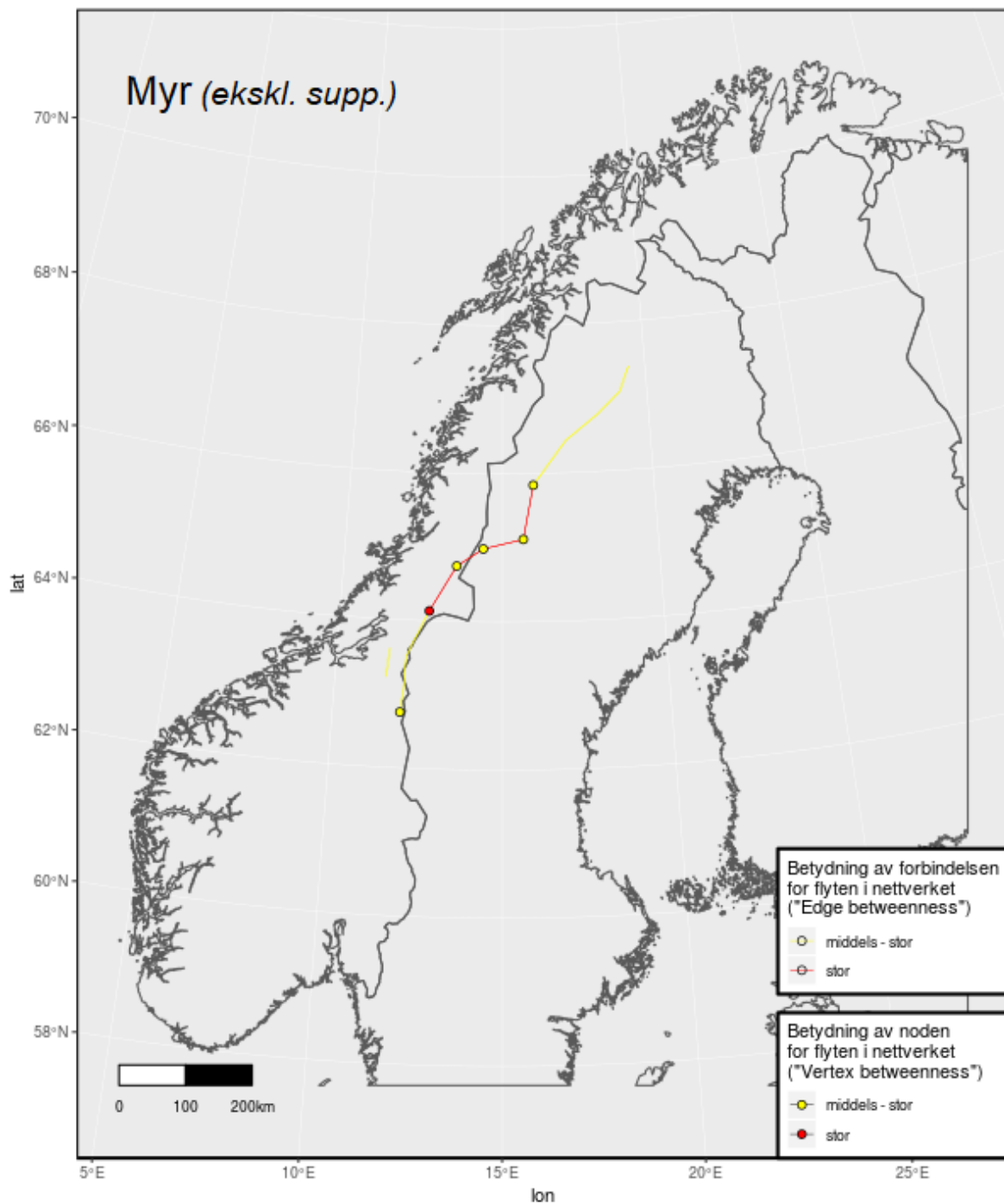
Figur 26. Vernet myr med områdene foreslått for supplerende vern. Antall forbindelser per verneområde. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



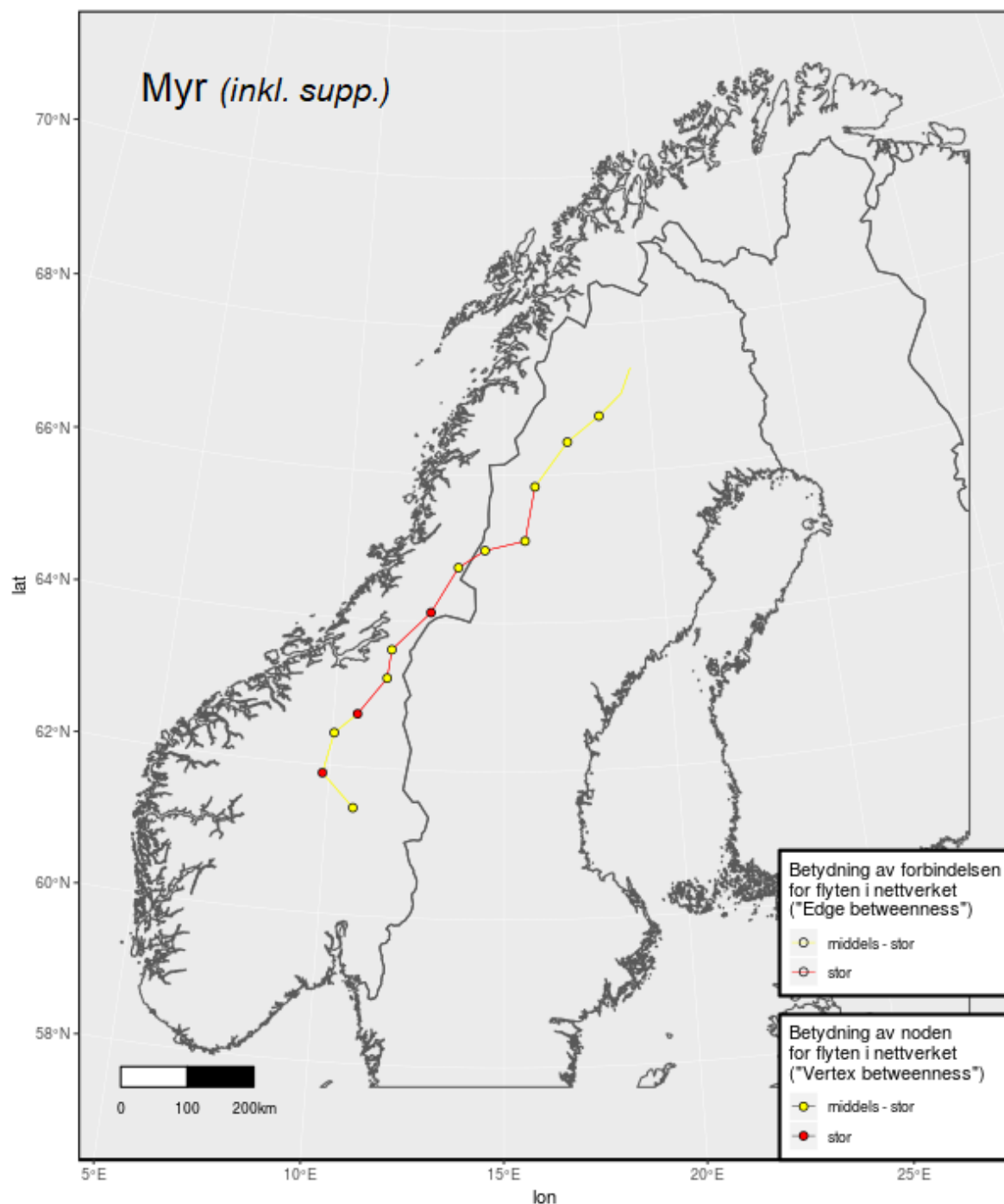
Figur 27. Vernet myr uten områdene foreslått for supplerende vern. Anslått mengde potensielle migranter til hvert verneområde. Avhenger av antall forbindelser per verneområde, størrelsen til omkringliggende verneområder (gir flere potensielle migranter) og størrelsen til det aktuelle verneområdet (større områder tiltrekker seg flere migranter). Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



Figur 28. Vernet myr med områdene foreslått for supplerende vern. Anslått mengde potensielle migranter til hvert verneområde. Avhenger av antall forbindelser per verneområde, størrelsen til omkringliggende verneområder (gir flere potensielle migranter) og størrelsen til det aktuelle verneområdet (større områder tiltrekker seg flere migranter). Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



Figur 29. Vernet myr uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder og forbindelser med middels stor eller stor betydning for den totale utvekslingen av migranter i nettverket, anslått ved antall korteste forbindelsesveier som går via verneområdet eller forbindelsen. Verdiene for middels stor og stor ble bestemt ved å dele verdiene for «edge betweenness» og «vertex betweenness» i fem like store kategorier, og de to kategoriene med høyest verdier er vist her som «middels stor» og «stor». Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



Figur 30. Vernet myr med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder og forbindelser med middels stor eller stor betydning for den totale utvekslingen av migranter i nettverket, anslått ved antall korteste forbindelsesveier som går via verneområdet eller forbindelsen. Verdiene for middels stor og stor ble bestemt ved å dele verdiene for «edge betweenness» og «vertex betweenness» i fem like store kategorier, og de to kategoriene med høyest verdier er vist her som «middels stor» og «stor». Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.

3.1.4 Nettverk av vernet ferskvann

Områdene foreslått for supplerende vern øker antall verneområder som omfatter ferskvann med 209 (9%), hvilket fører til en 10,2% økning i totalt antall forbindelser mellom verneområdene (Tabell 6). Gjennomsnittlig antall forbindelser per verneområde øker kun marginalt (Tabell 6). Totalt antall klynger reduseres idet to klynger forbindes med eksisterende klynger (tabell 6, Figur 31 og Figur 32), og gjennomsnittlig areal samt areal av største klynge øker (Tabell 6). Endringene i antall klynger og antall verneområder gir en samlet reduksjon i fragmenteringsgrad på 8,6% (Tabell 6).

Tabell 6. Nettverksegenskaper for hele nettverket av verneområder med ferskvann, regnet ut for dagens (per 22.02.2019) verneområder med (A) og uten (B) områdene foreslått for supplerende vern. Forskjell i nettverksegenskapene ved tillegg av de supplerende verneområdene er regnet ut i absolutte verdier og i prosentandel endring fra verdien av nettverksegenskapen uten de supplerende verneområdene.

Nettverksegenskap	A. Dagens verneområder (ferskvann)	B. Inklusive supplerende verneområder (ferskvann)	Forskjell mellom A og B (ferskvann)	Forskjell mellom A og B i % (ferskvann)
Totalt antall verneområder i analysen	2317	2526	209	9,0%
Totalt antall parvise forbindelser	6557	7225	668	10,2%
Gjennomsnittlig antall forbindelser per verneområde	2,83	2,86	0,03	1,1%
Totalt antall klynger	644	642	-2	-0,3%
Fragmenteringsgrad (gjennomsnittlig andel klynger per verneområde i %)	27,79	25,42	-2,38	-8,6%
Gjennomsnittlig areal (ha) dekket per klynge	1086	1137	51	4,7%
Areal (ha) dekket av nettverkets største klynge	156 946	157 354	408	0,3%

* Ved vurdering av totalt antall verneområder omfattet av analysen, er det viktig å huske at dette inkluderer verneområder i Sverige og Finland (innen buffersonen på 70 km fra Norges grense). Siden ett verneområde kan omfatte både fjell, ferskvann og myr, så kan samme område inngå i analysene av hver av disse hovedøkosystemene. Summering av økningen i antall verneområder i analysen for fjell, ferskvann og myr gir derfor et høyere tall enn de 371 områdene som ble foreslått for supplerende vern, siden noen områder telles flere ganger.

Nettverkets rygggrad

De supplerende verneområdene som omfatter ferskvann gir heller ikke store endringer i konfigurasjonen av nettverkets rygggrad (Figur 33), altså forbindelsene som kobler alle verneområdene i hver klynge med høyest forbindelsesstyrke, men nye forbindelser legges til innen flere klynger, blant annet i Jotunheimen og Rondane (Figur 34).

Verneområder og forbindelser i nøkkelposisjoner

Nettverket av verneområder med ferskvann inkluderer verneområder og forbindelser i nøkkelposisjoner spredt i landet, selv om det er færre i Troms og Finnmark siden de viktige områdene her ligger på svensk og finsk side av grensen (Figur 35). Dette er altså verneområder som forbinder en eller flere nettverkskomponenter som ikke ellers kan kobles sammen, og forbindelser som

ikke har alternative spredningsveier. De supplerende verneområdene endrer ikke det generelle mønsteret, selv om betydningen av enkelte områder svekkes eller styrkes (Figur 36).

Antall forbindelser per verneområde

Verneområder med ferskvann er relativt dårlig forbundet i nettverksanalysen, med mange verneområder med få eller ingen forbindelser til andre områder med ferskvann (Figur 37). Unntaket er områder i Oslo, Akershus og Østfold, som har mange forbindelser seg imellom og til verneområder på svensk side av grensa i sør. Vernet ferskvann langs kysten av Finnmark er spesielt isolert i nettverket av dagens verneområder.

Områdene foreslått for supplerende vern som omfatter ferskvann gir ikke en stor endring i disse mønstrene, men bidrar til å øke antall forbindelser per verneområde særlig i innlandet i Sør-Norge rundt Jotunheimen og omegn (Figur 38). En del vernet ferskvann langs kysten i Sør-Norge får også høyere antall forbindelser til andre områder.

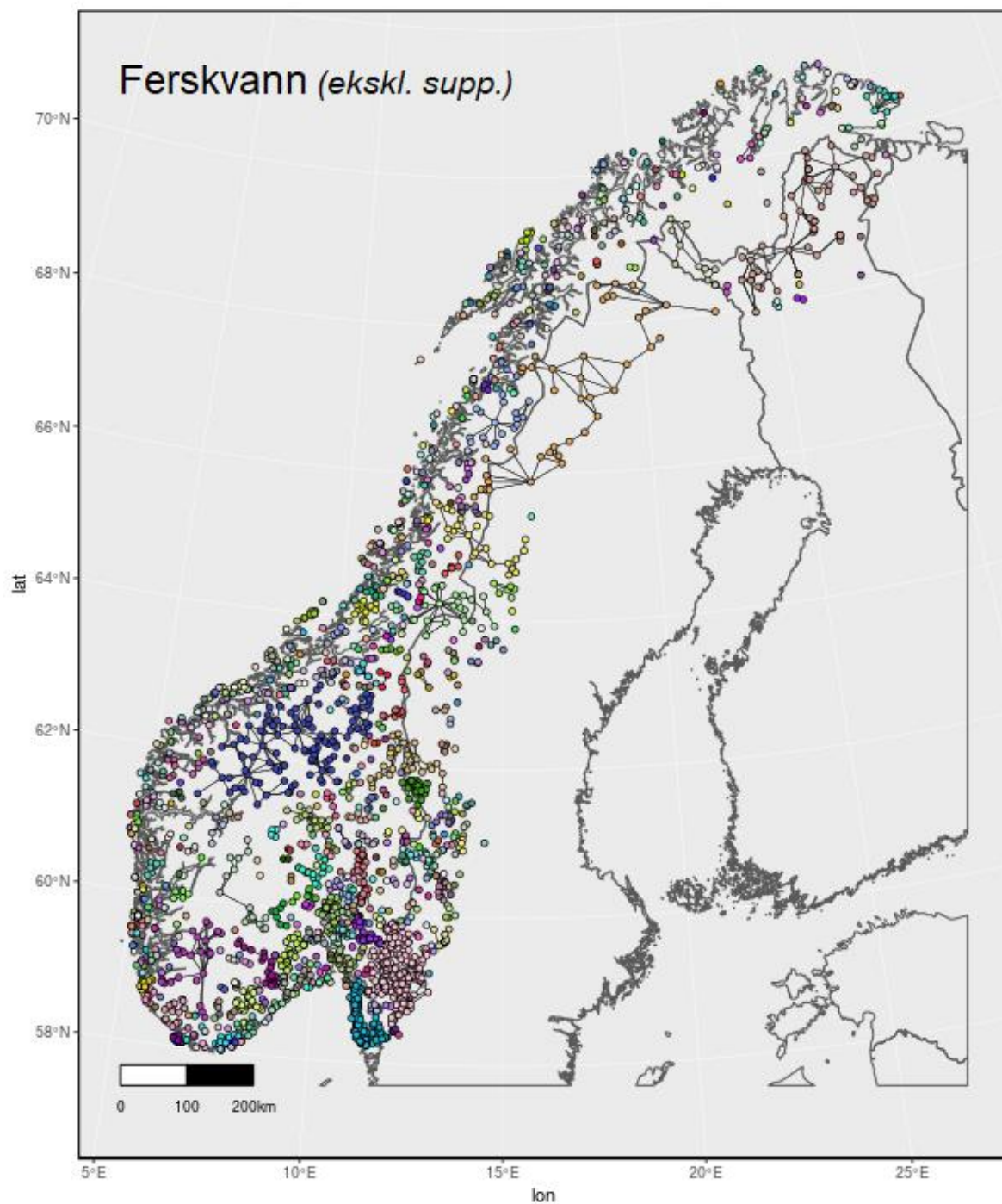
Anslått mengde migranter per verneområde

Anslått mengde migranter som tilføres hvert verneområde i nettverket av vernet ferskvann, gjenspeiler til en viss grad mønsteret for antall forbindelser, men med høye anslag for mengde migranter i verneområder i innlandet i Sør- og Midt-Norge, og særlig på svensk og finsk side av grensa nordover (Figur 39). Vernet ferskvann i Sørøst-Norge, særlig i Oslo, Akershus og Østfold, har en høy estimert tilførsel av migranter – til dels grunnet tette forbindelser til vernet ferskvann på svensk side av grensa. Vernet ferskvann langs kysten er stort sett isolert (Figur 39). De supplerende verneområdene følger stort sett mønsteret i nettverket som helhet; supplerende verneområder langs kysten øker mengde migranter noe, men verdiene er fremdeles lave sammenlignet med supplerende verneområder i innlandet som knytter seg til omkringliggende verneområder som gir høyere tilførsel av migranter (Figur 40).

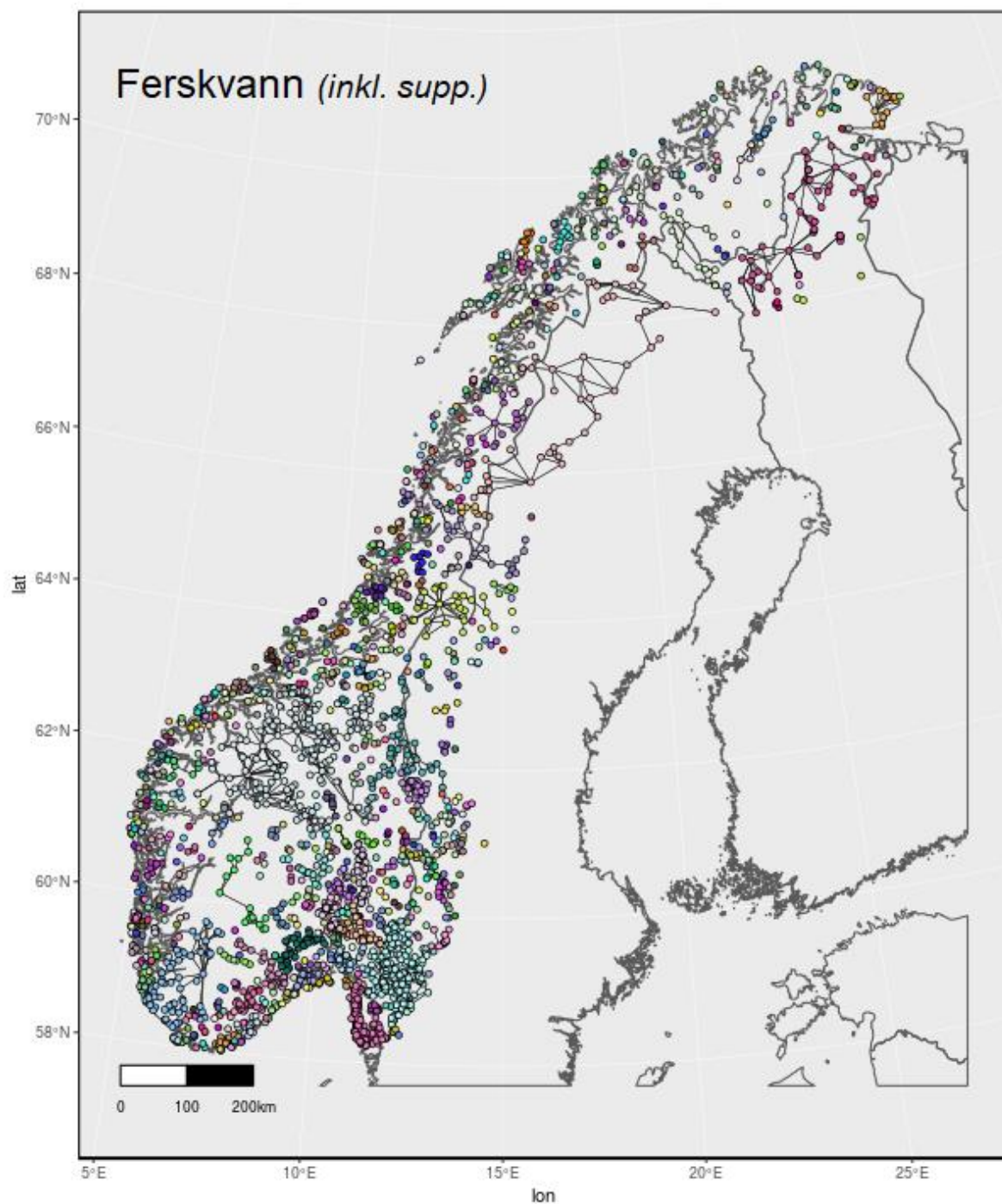
Verneområder og forbindelser med betydning for flyten av migranter i hele nettverket

Som for nettverkene av fjell- og myrområder, er det enkelte verneområder og forbindelser i Trøndelag, Nordland og Nord-Sverige som er spesielt viktige for den totale flyten av migranter også i nettverket av ferskvannområder (Figur 41). Disse forbindelsene og verneområdene danner en kobling mellom nord og sør i et smalt område der det er få alternative spredningsveier. I analysen som inkluderer de supplerende verneområdene for ferskvann er det fremdeles den samme strekningen som er av betydning, men med en litt annen konfigurasjon og med en forlengelse nordover (Figur 42). Betydningen av denne spredningsveien for ferskvann (og myr) kan være påvirket av at kun svenske verneområder innen 70 km fra Norges grense ble inkludert i analysen, siden det sannsynligvis er flere verneområder med myr og ferskvann lenger øst i Sverige som kan tilby alternative spredningsveier (mens fjellkjedene derimot ikke strekker seg videre øst i Sverige).

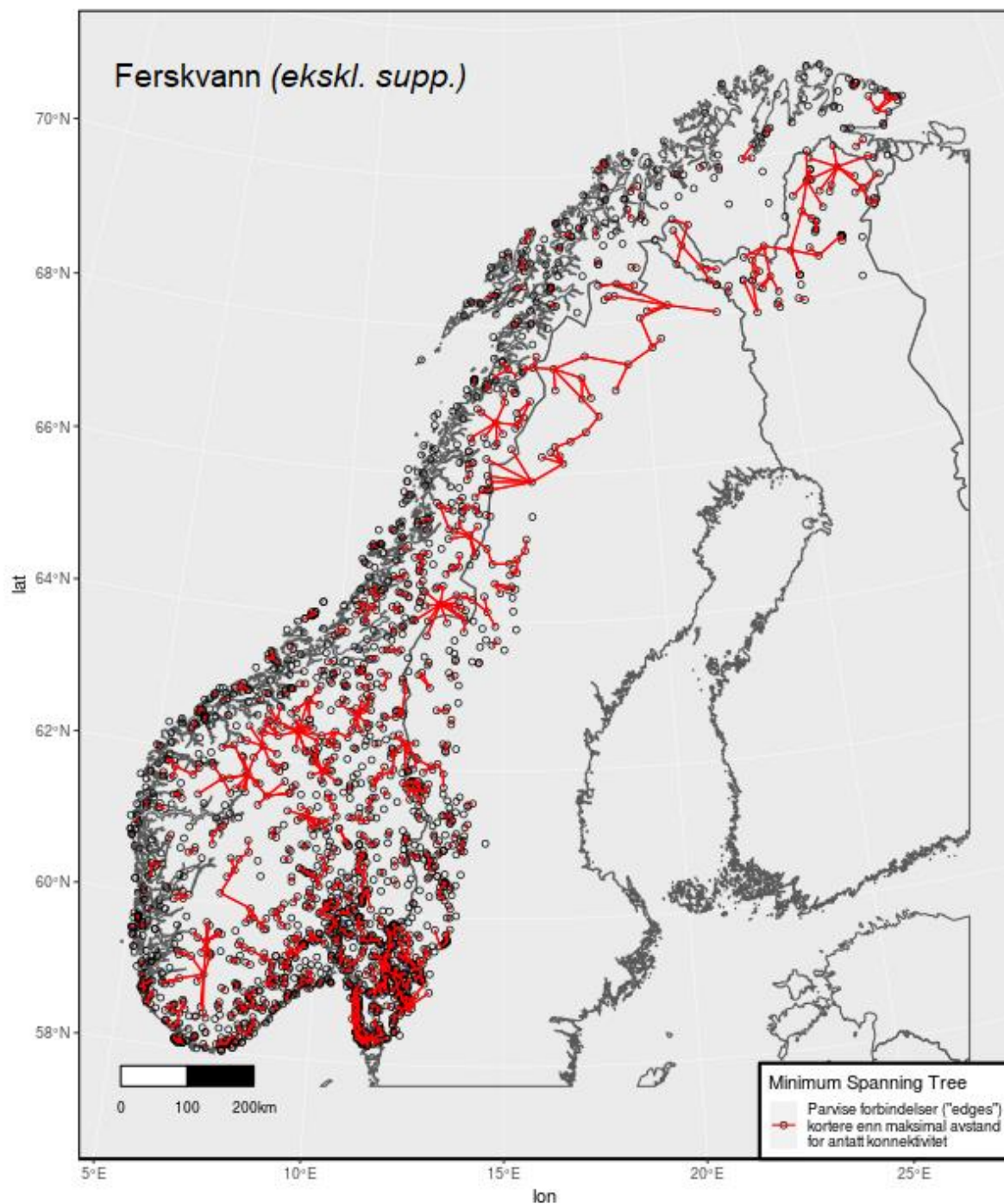
Kart over nettverksegenskaper for ferskvann



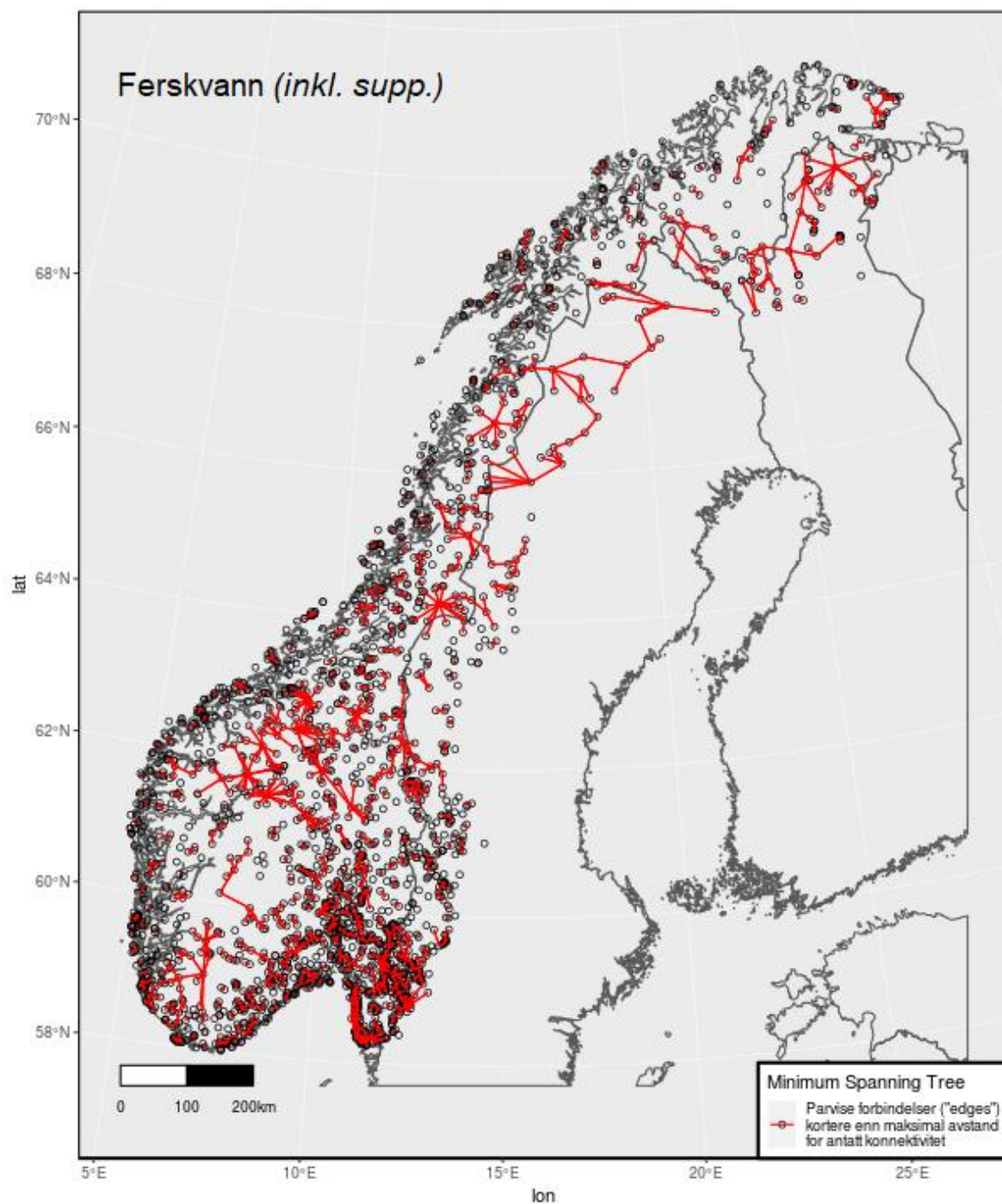
Figur 31. Vernet ferskvann uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder fargekodet etter tilhørighet til ulike klynger. Verneområder forbindes i klynger dersom den funksjonelle avstanden mellom dem ikke er større enn 37 500 enheter. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



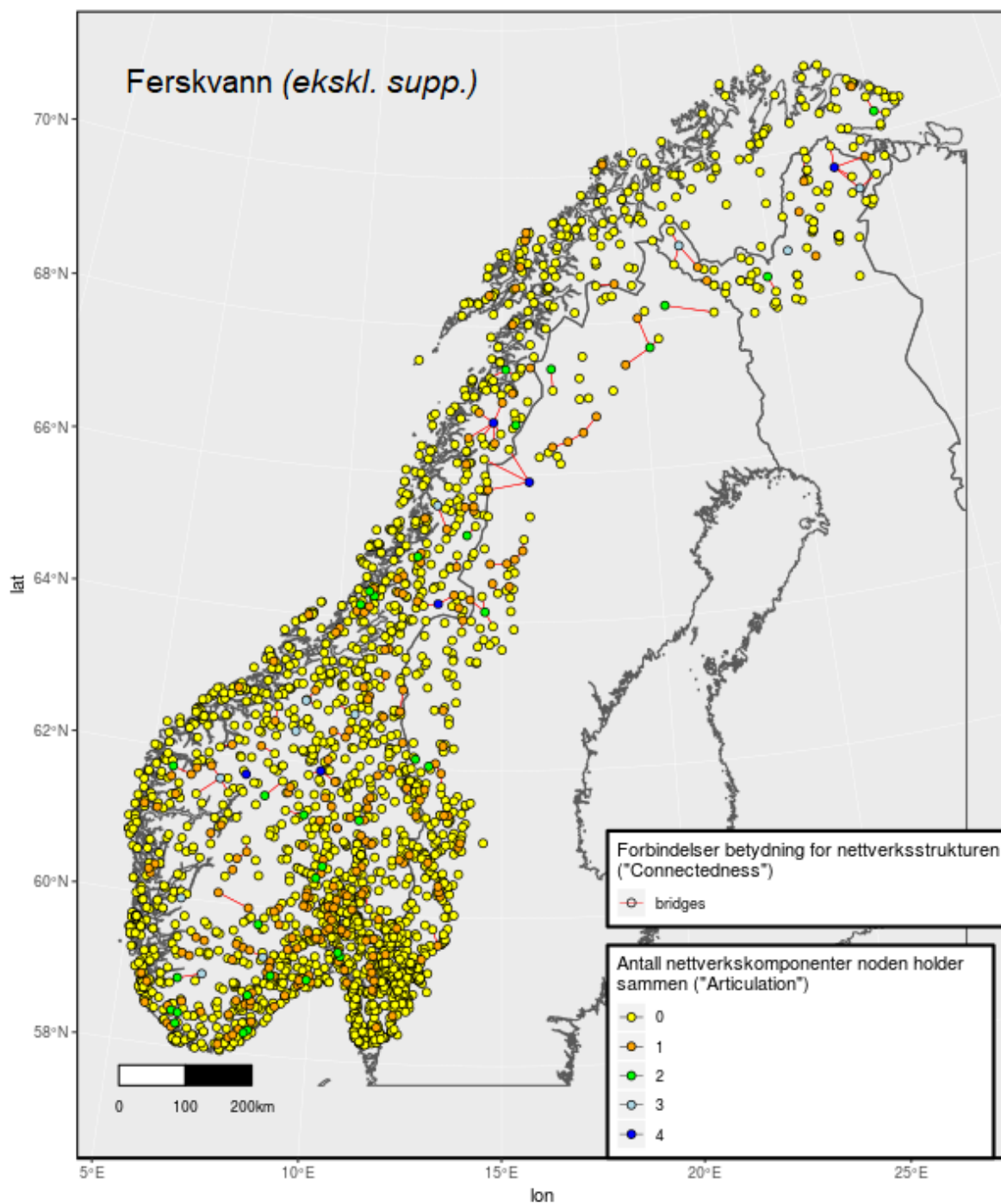
Figur 32. Vernet ferskvann med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder fargekodet etter tilhørighet til ulike klynger. OBS; fargekodingen er tilfeldig, så klynger kan endre farge fra kodingen i forrige figur. Verneområder forbindes i klynger dersom den funksjonelle avstanden mellom dem ikke er større enn 37 500 enheter. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



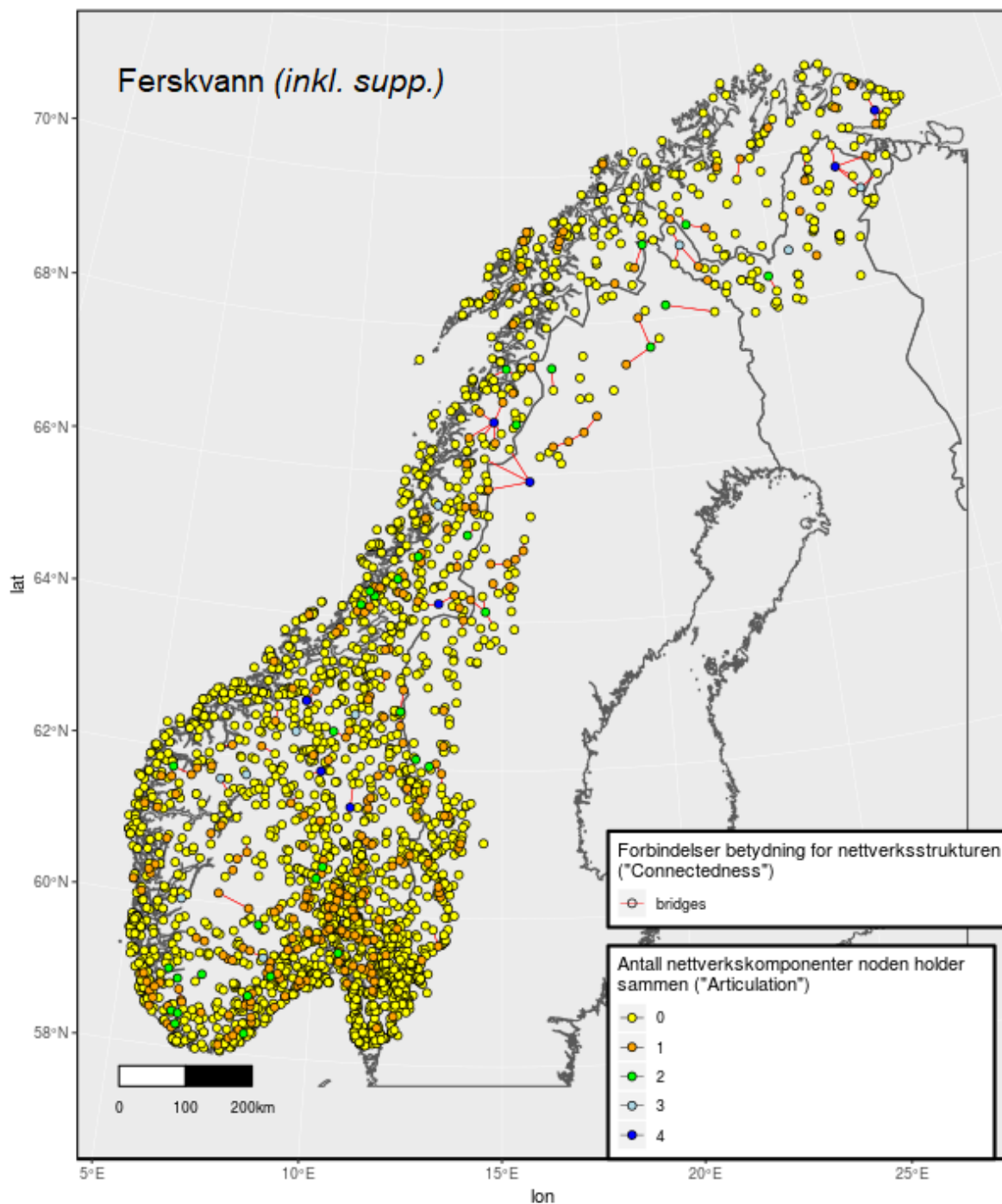
Figur 33. Ryggrad (minimum spanning tree) for nettverket av vernet ferskvann uten områdene foreslått for supplerende vern. Røde linjer angir forbindelsene som kobler alle verneområder innen 37 500 enheter funksjonell avstand med maksimal forbindelsesstyrke. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



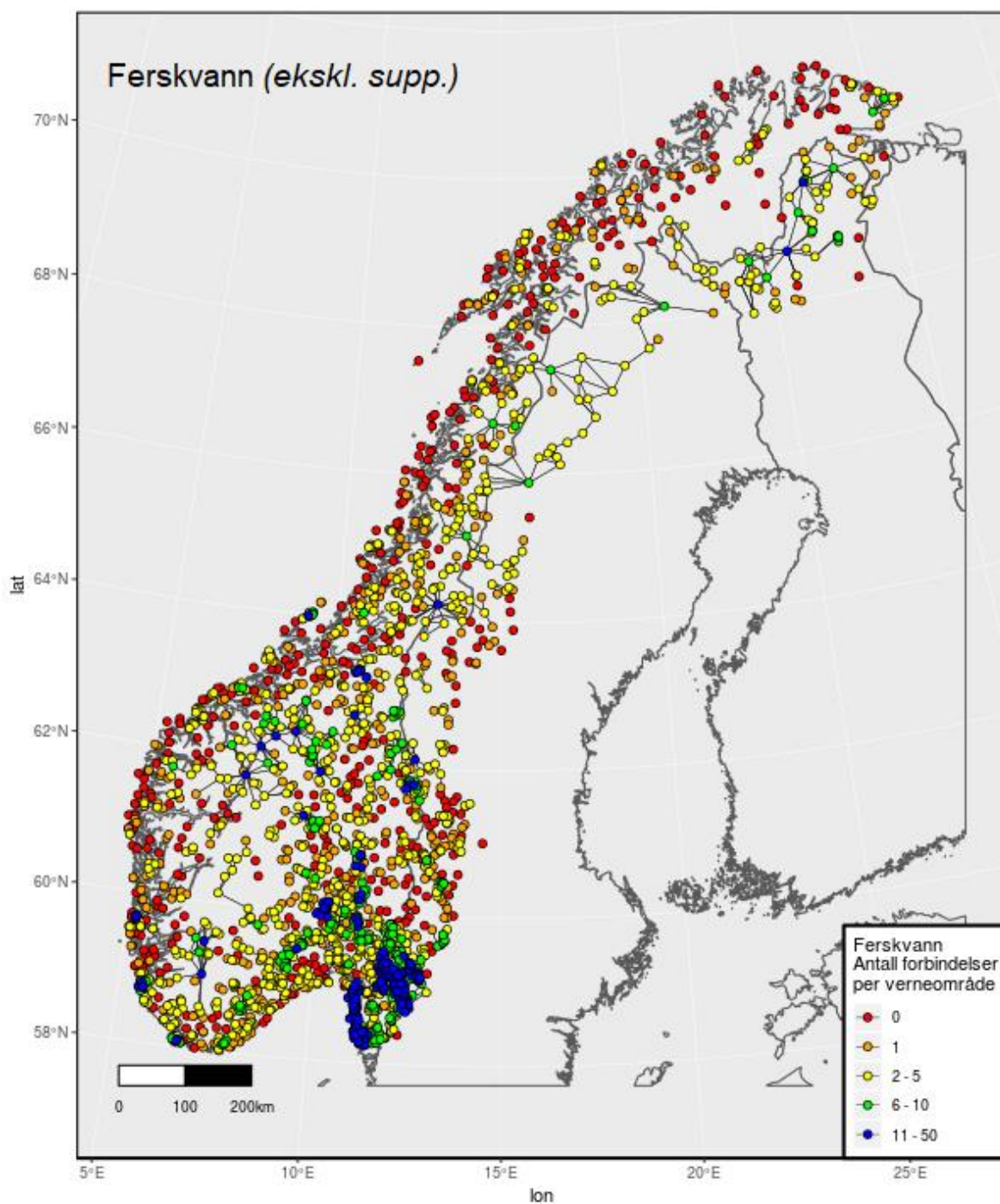
Figur 34. Ryggrad (minimum spanning tree) for nettverket av vernet ferskvann med områdene foreslått for supplerende vern. Røde linjer angir forbindelsene som kobler alle verneområder innen 37 500 enheter funksjonell avstand med maksimal forbindelsesstyrke. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



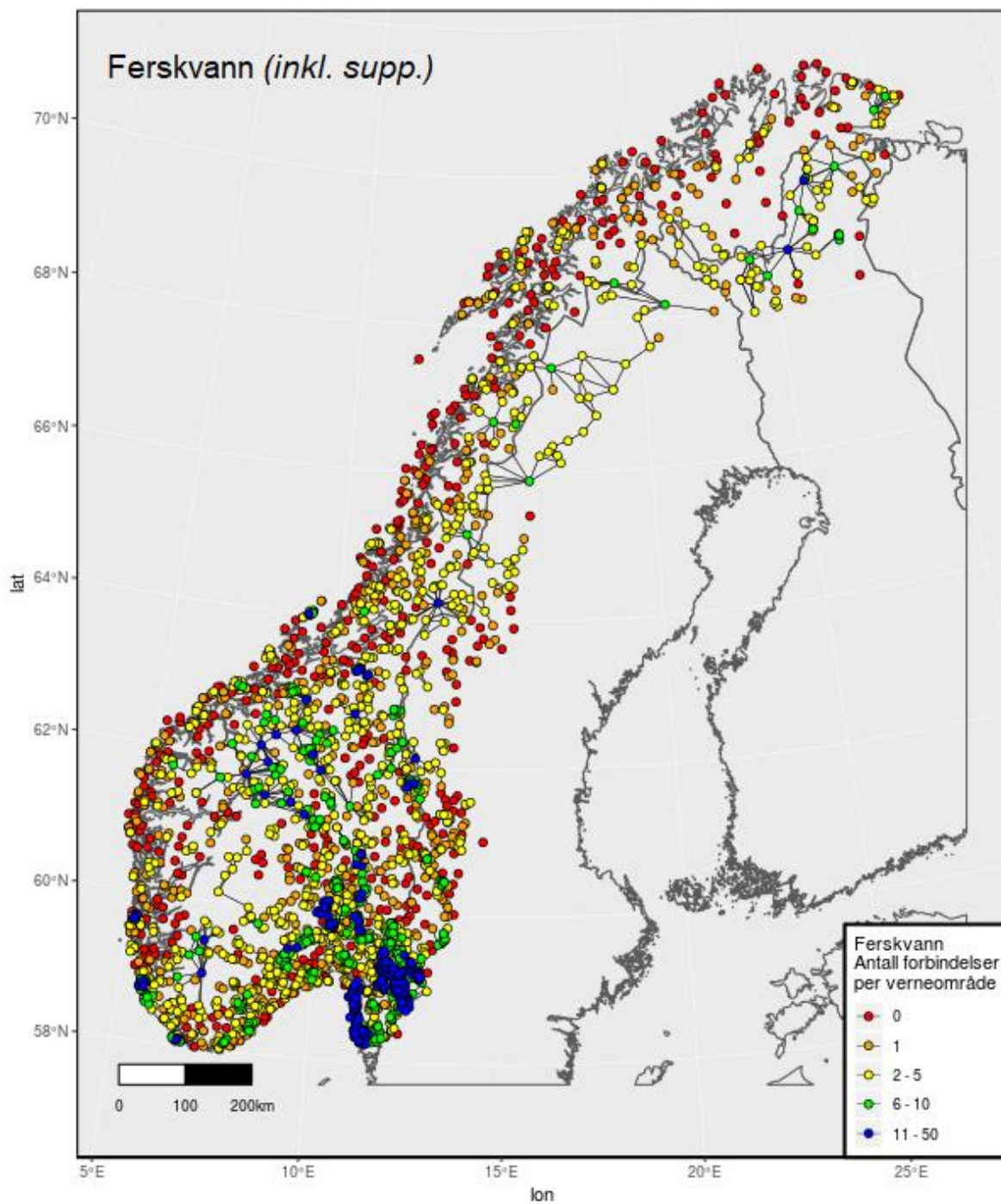
Figur 35. Vernet ferskvann uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder (noder) med fargekoding ut fra antall nettverkskomponenter de kobler sammen i nettverket som ikke kobles sammen av andre verneområder (articulation). Røde streker betegner unike forbindelser (bridges) der det ikke finnes alternative forbindelser som kan holde sammen de samme delene av nettverket. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



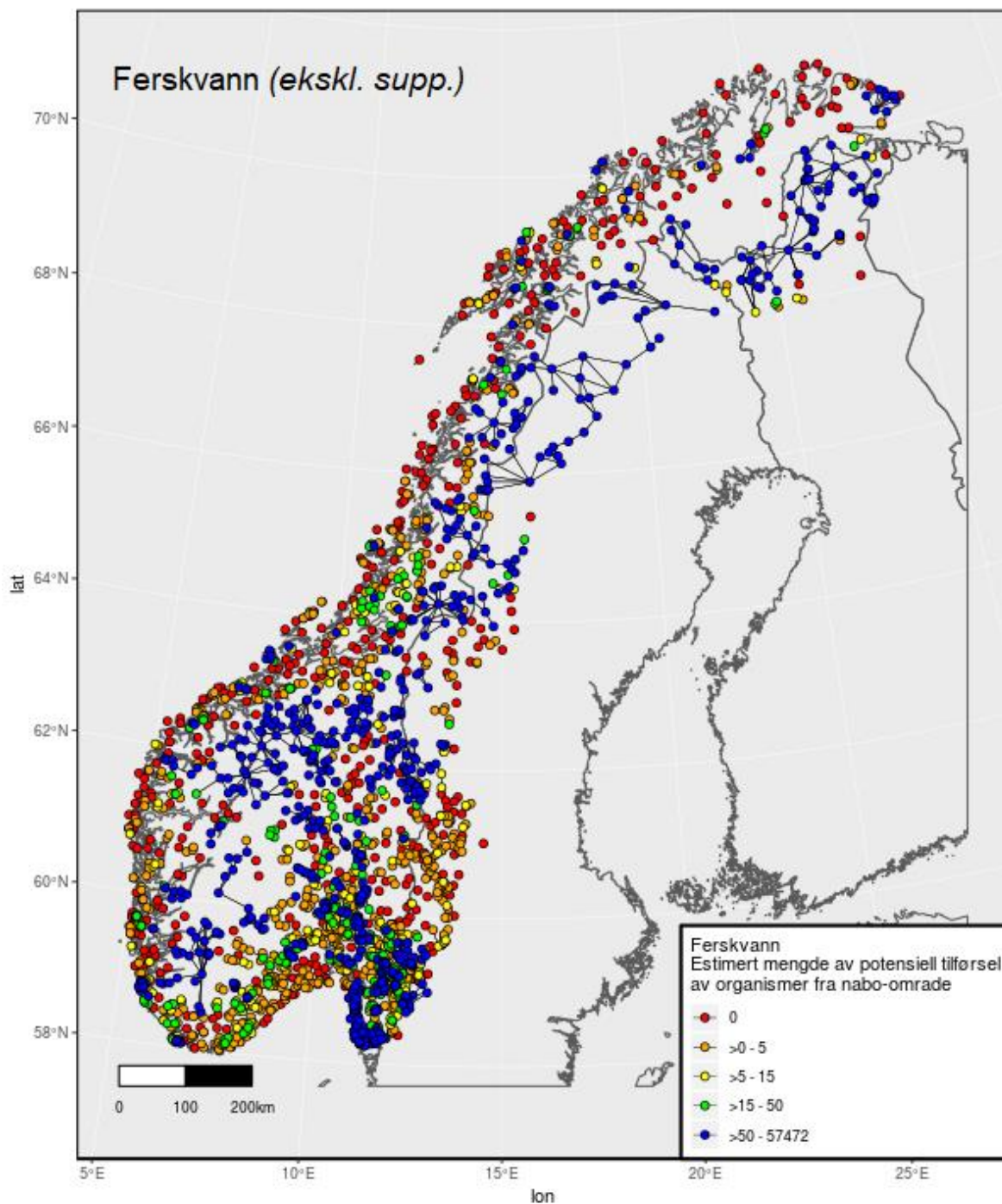
Figur 36. Vernet ferskvann med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder (noder) med fargekoding ut fra antall nettverkskomponenter de kobler sammen i nettverket som ikke kobles sammen av andre verneområder (articulation). Røde streker betegner unike forbindelser (bridges) der det ikke finnes alternative forbindelser som kan holde sammen de samme delene av nettverket. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



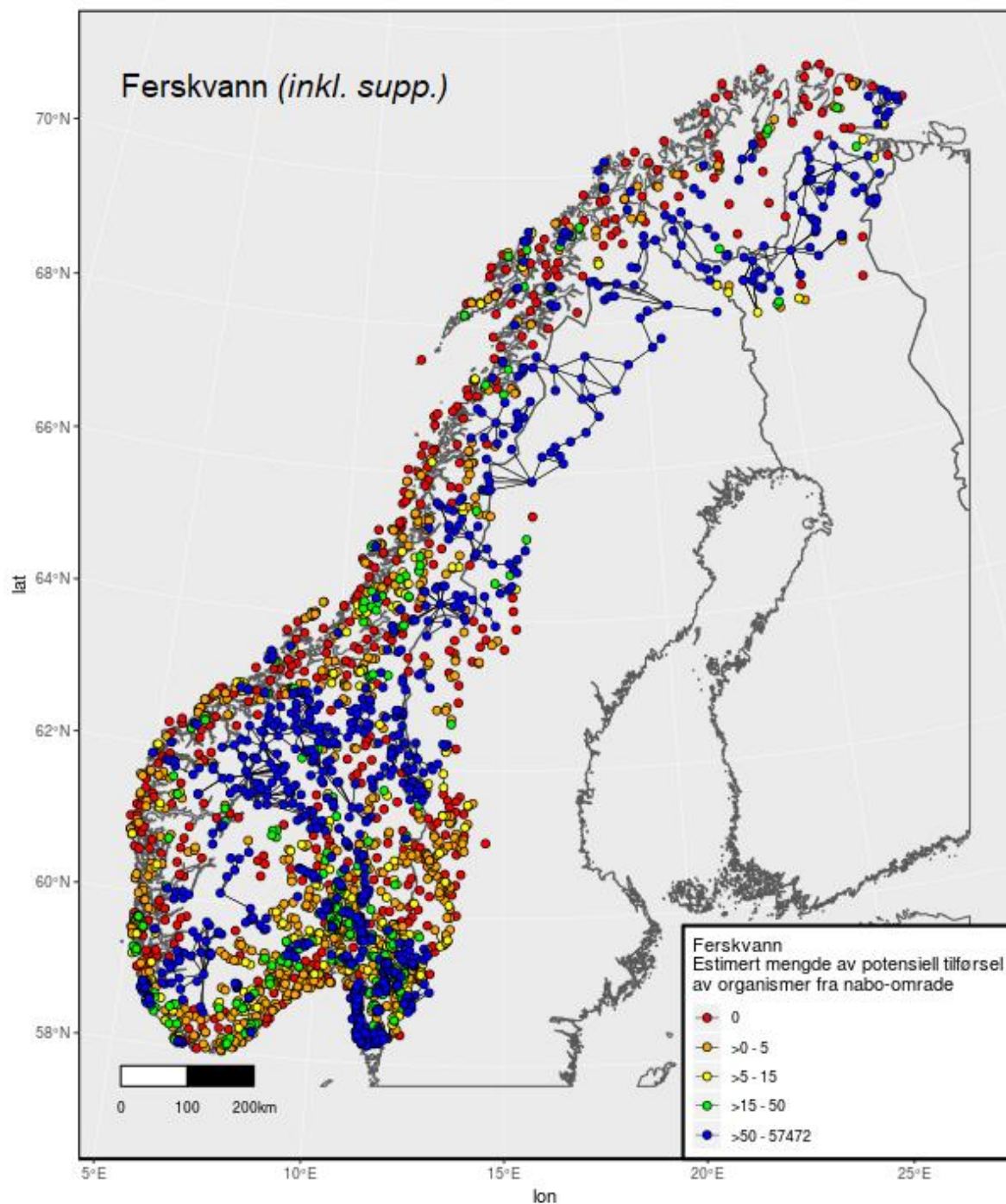
Figur 37. Vernet ferskvann uten områdene foreslått for supplerende vern. Antall forbindelser per verneområde. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



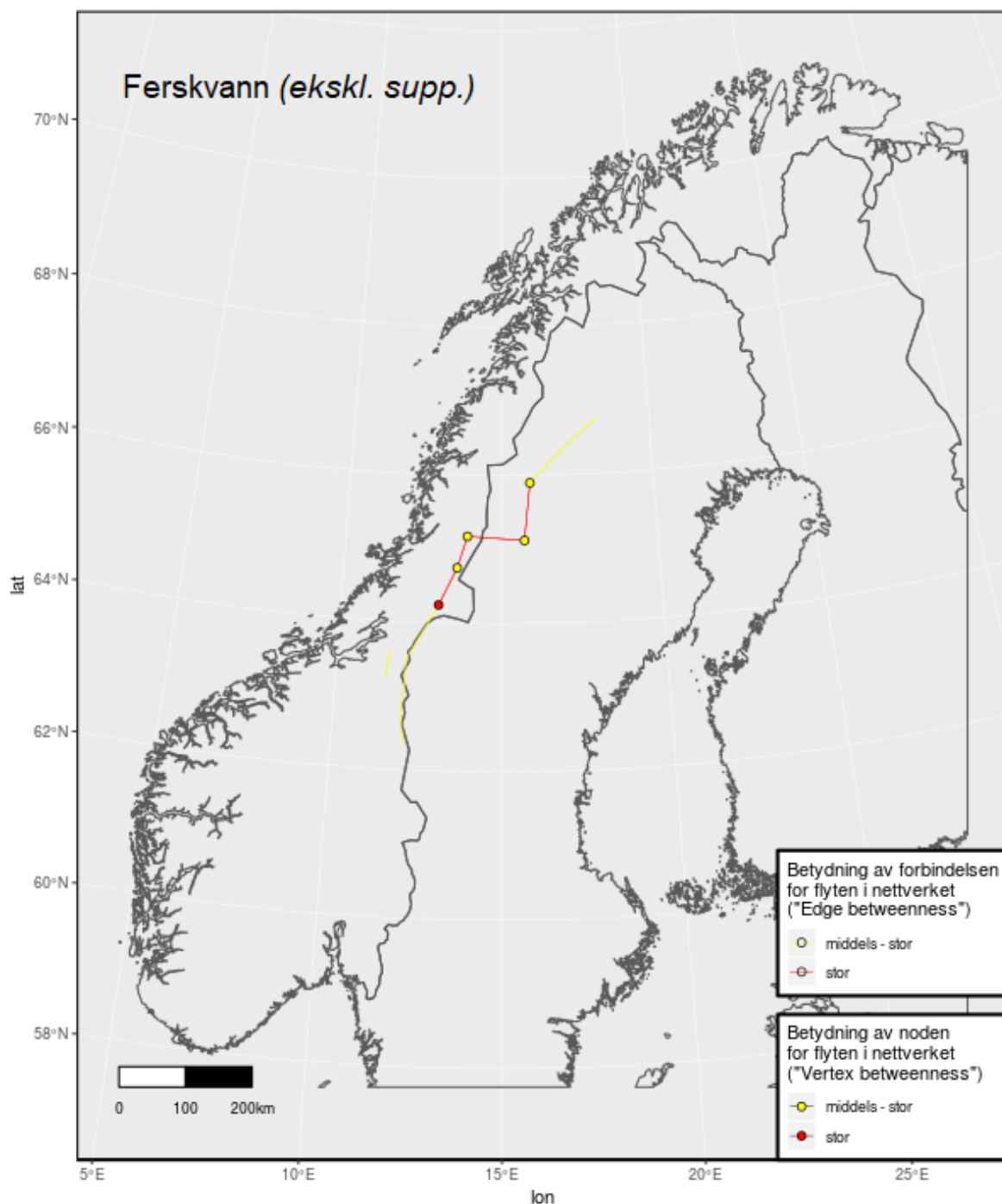
Figur 38. Vernet ferskvann med områdene foreslått for supplerende vern. Antall forbindelser per verneområde. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



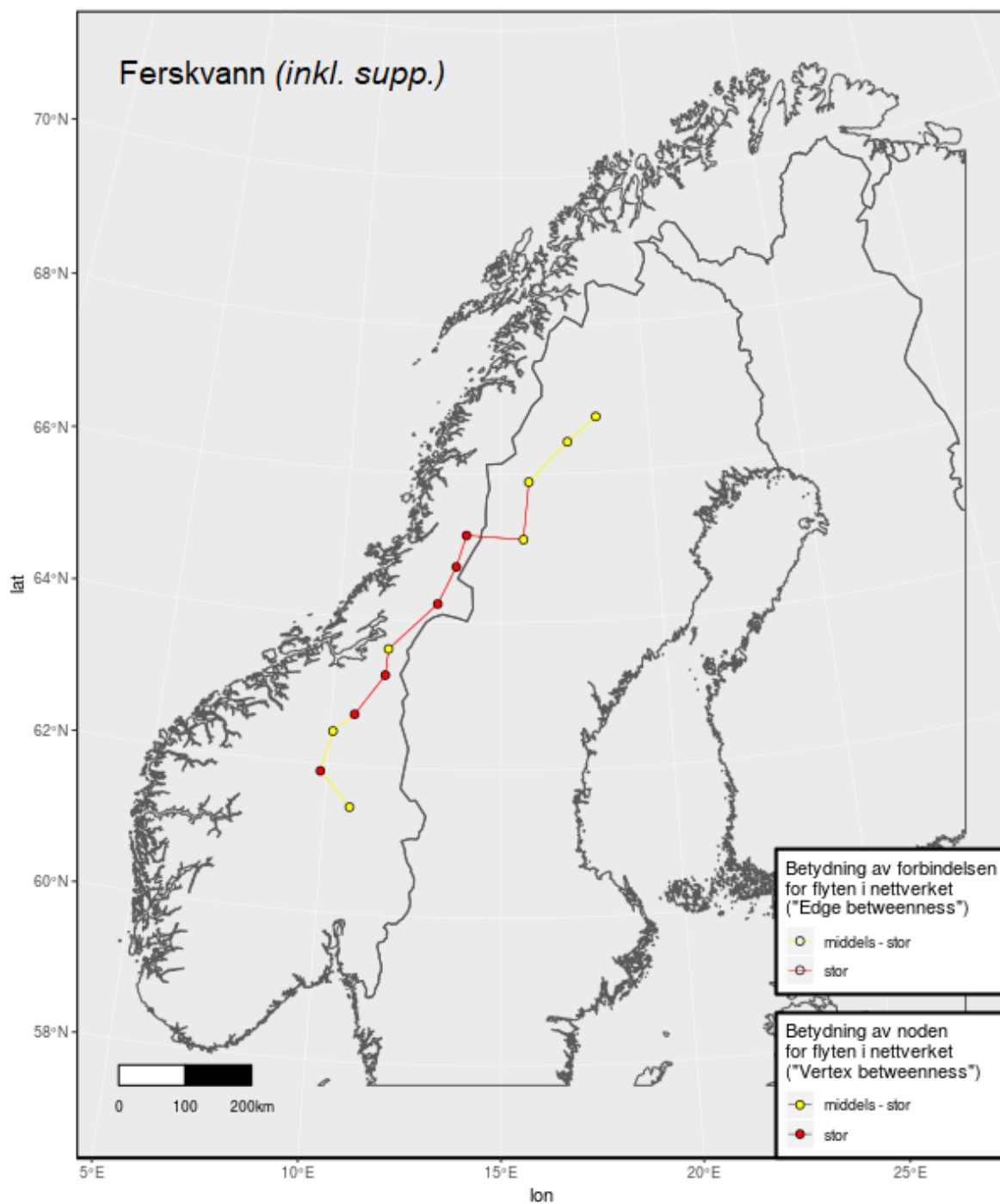
Figur 39. Vernet ferskvann uten områdene foreslått for supplerende vern. Anslått mengde potensielle migranter til hvert verneområde. Avhenger av antall forbindelser per verneområde, størrelsen til omkringliggende verneområder (gir flere potensielle migranter) og størrelsen til det aktuelle verneområdet (større områder tiltrekker seg flere migranter). Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



Figur 40. Vernet ferskvann med områdene foreslått for supplerende vern. Anslått mengde potensielle migranter til hvert verneområde. Avhenger av antall forbindelser per verneområde, størrelsen til omkringliggende verneområder (gir flere potensielle migranter) og størrelsen til det aktuelle verneområdet (større områder tiltrekker seg flere migranter). Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



Figur 41. Vernet ferskvann uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder og forbindelser med middels stor eller stor betydning for den totale utvekslingen av migranter i nettverket, anslått ved antall korteste forbindelsesveier som går via verneområdet eller forbindelsen. Verdiene for middels stor og stor ble bestemt ved å dele verdiene for «edge betweenness» og «vertex betweenness» i fem like store kategorier, og de to kategoriene med høyest verdier er vist her som «middels stor» og «stor». Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



Figur 42. Vernet ferskvann med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder og forbindelser med middels stor eller stor betydning for den totale utvekslingen av migranter i nettverket, anslått ved antall korteste forbindelsesveier som går via verneområdet eller forbindelsen. Verdiene for middels stor og stor ble bestemt ved å dele verdiene for «edge betweenness» og «vertex betweenness» i fem like store kategorier, og de to kategoriene med høyest verdier er vist her som «middels stor» og «stor». Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.

3.1.5 Nettverk av alle verneområder

Når alle verneområder analyseres, uavhengig av økosystem (det vil si at for eksempel verneområder i skog også inkluderes), utgjør områdene foreslått for supplerende vern en liten andel av totalt antall verneområder (Tabell 7, som også inkluderer en del verneområder på svensk og finsk side av grensen). Derfor blir økningen i totalt antall forbindelser og gjennomsnittlig antall forbindelser per verneområde relativt liten (henholdsvis 7.9% og 1.1% økning når områdene for supplerende vern legges til).

De supplerende verneområdene reduserer totalt antall klynger i nettverket, hvilket sammen med økningen i antall verneområder resulterer i en reduksjon i fragmenteringsgrad (Tabell 7). Fragmenteringsgraden er i utgangspunktet svært lav, siden man i disse analysene antar at verneområder av alle typer kan danne forbindelser med hverandre. Dette er også tydelig ut fra det svært store arealet dekket av nettverkets største klynge (Tabell 7, Figur 47).

Tabell 7. Nettverksegenskaper for hele nettverket av alle verneområder, regnet ut for dagens (per 22.02.2019) verneområder med (A) og uten (B) områdene foreslått for supplerende vern. Forskjell i nettverksegenskapene ved tillegg av de supplerende verneområdene er regnet ut i absolutte verdier og i prosentandel endring fra verdien av nettverksegenskapen uten de supplerende verneområdene.

Nettverksegenskap	A. Dagens verneområder (alle)	B. Inklusive supplerende verneområder (alle)	Forskjell mellom A og B (alle)	Forskjell mellom A og B i % (alle)
Totalt antall verneområder i analysen	5255	5608	353	6.7
Totalt antall parvise forbindelser	124 603	134 488	9885	7.9
Gjennomsnittlig antall forbindelser per verneområde	23.7	24	0.3	1.1
Totalt antall klynger	128	123	-5	-3.9
Fragmenteringsgrad (gjennomsnittlig andel klynger per verneområde i %)	2.44	2.19	-0.24	-10.0
Gjennomsnittlig areal (ha) dekket per klynge	95 098	103 968	8870	9.3
Areal (ha) dekket av nettverkets største klynge	11 550 190	12 135 627	585 436	5.1

* Ved vurdering av totalt antall verneområder omfattet av analysen, er det viktig å huske at dette inkluderer verneområder i Sverige og Finland (innen buffersonen på 70 km fra Norges grense).

Nettverkets ryggrad

I analysen av alle verneområder blir nettverkets ryggrad, som kobler områdene i en klynge med maks forbindelsesstyrke, svært omfattende (Figur 45). Allikevel er enkelte verneområder, for eksempel to isolerte områder i Finnmark, ikke tilknyttet nettverket (Figur 45). Områdene foreslått for supplerende vern ser ut til å i hovedsak bli tilknyttet nettverkets ryggrad (Figur 46).

Verneområder og forbindelser i nøkkelposisjoner

Når alle verneområder analyseres samlet så er det kun områder og forbindelser langs kysten som har nøkkelposisjoner der de holder deler av nettverket sammen (Figur 47), siden det store antallet verneområder i innlandet gjør at det er mange alternative spredningsveier. De supplerende verneområdene fører til at noe færre områder blir avgjørende for sammenhengen i

nettverket (litt færre verneområder som holder sammen 1 eller 2 nettverkskomponenter som ellers ikke blir forbundet, Figur 48), altså økes robustheten i nettverket noe.

Antall forbindelser per verneområde

Antall forbindelser per verneområde er naturlig nok langt høyere når alle verneområder analyseres samlet (Tabell 7), enn for verneområder av fjell, myr eller ferskvann analysert separat (Tabell 4, Tabell 5 og Tabell 6). Vi bruker den samme fargekodingen i alle figurer for å tillate sammenligning på tvers av økosystem, og for alle verneområder har dermed en stor andel av verneområdene svært høye verdier og dermed lik farge på kartet over antall forbindelser per verneområde (Figur 49). Allikevel er de samme mønstrene som for verneområder med myr og ferskvann synlige, nemlig at verneområder langs kysten (særlig på Vestlandet og nordover) og i Nord-Norge er mer isolerte enn verneområder i innlandet i Sør-Norge (Figur 49). Områdene foreslått for supplerende vern fører til en økning i antall forbindelser per verneområde flere steder i landet, som er mest merkbart i Troms, rundt Jotunheimen og langs vestkysten (Figur 50).

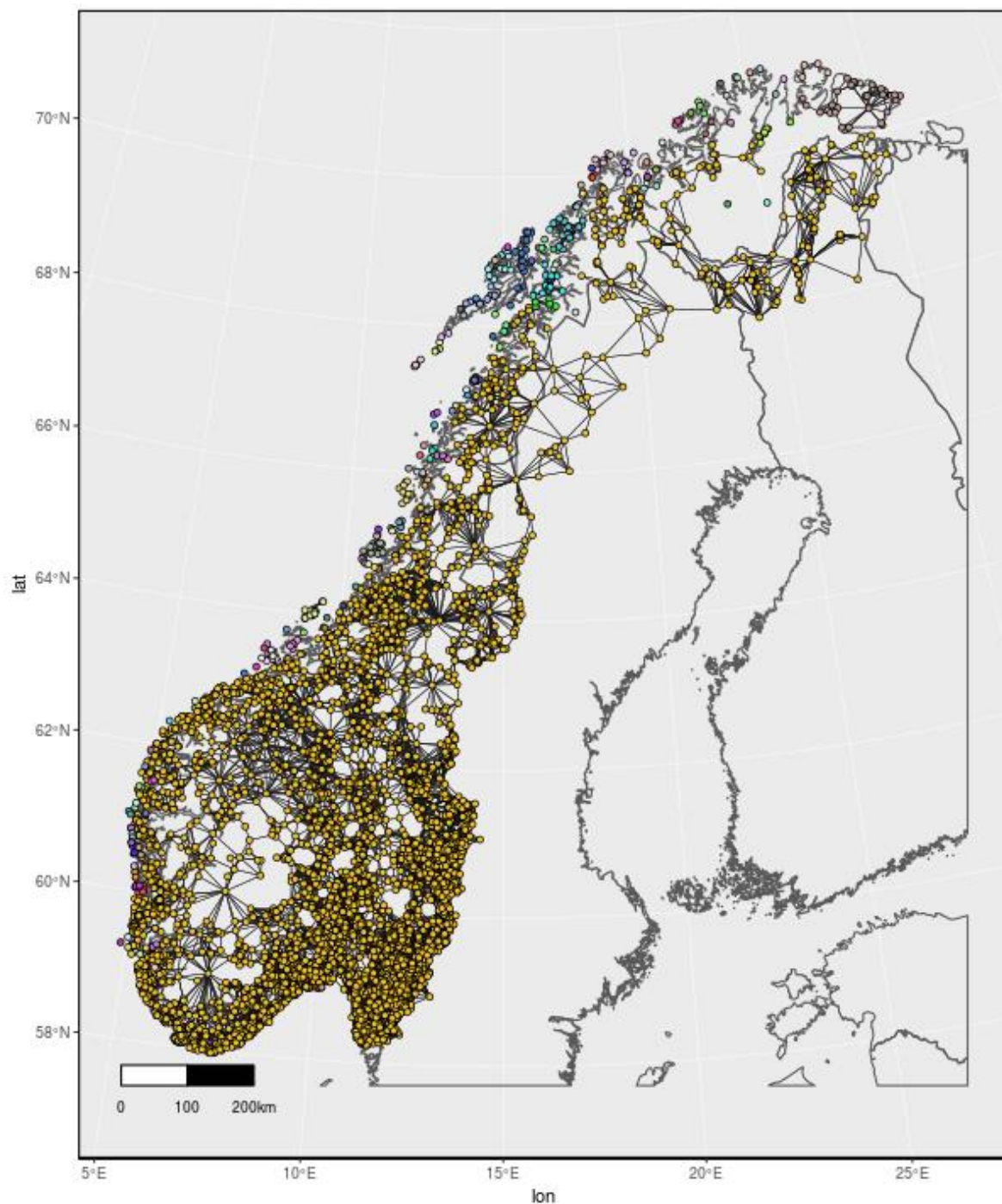
Anslått mengde migranter per verneområde

Som for antall forbindelser, er også anslått utveksling av migranter mellom verneområdene betydelig høyere i gjennomsnitt når alle verneområder analyseres (Figur 51) enn for analysene av hovedøkosystem (Figur 15, Figur 27 og Figur 39). Med samme fargekoding av figurene, for sammenlignbarhet, blir dette svært tydelig. Dette gjør riktignok at figuren for alle verneområder blir relativt lite informativ, men den viser igjen at verneområdene langs kysten i vest og nord er mer isolert og får en lavere tilstrømning av migranter enn verneområdene i innlandet (Figur 51). Siden fargekodingen i liten grad differensierer i kartene der alle verneområder er analysert, er forskjellen når de supplerende verneområdene legges til lite synlig (Figur 52).

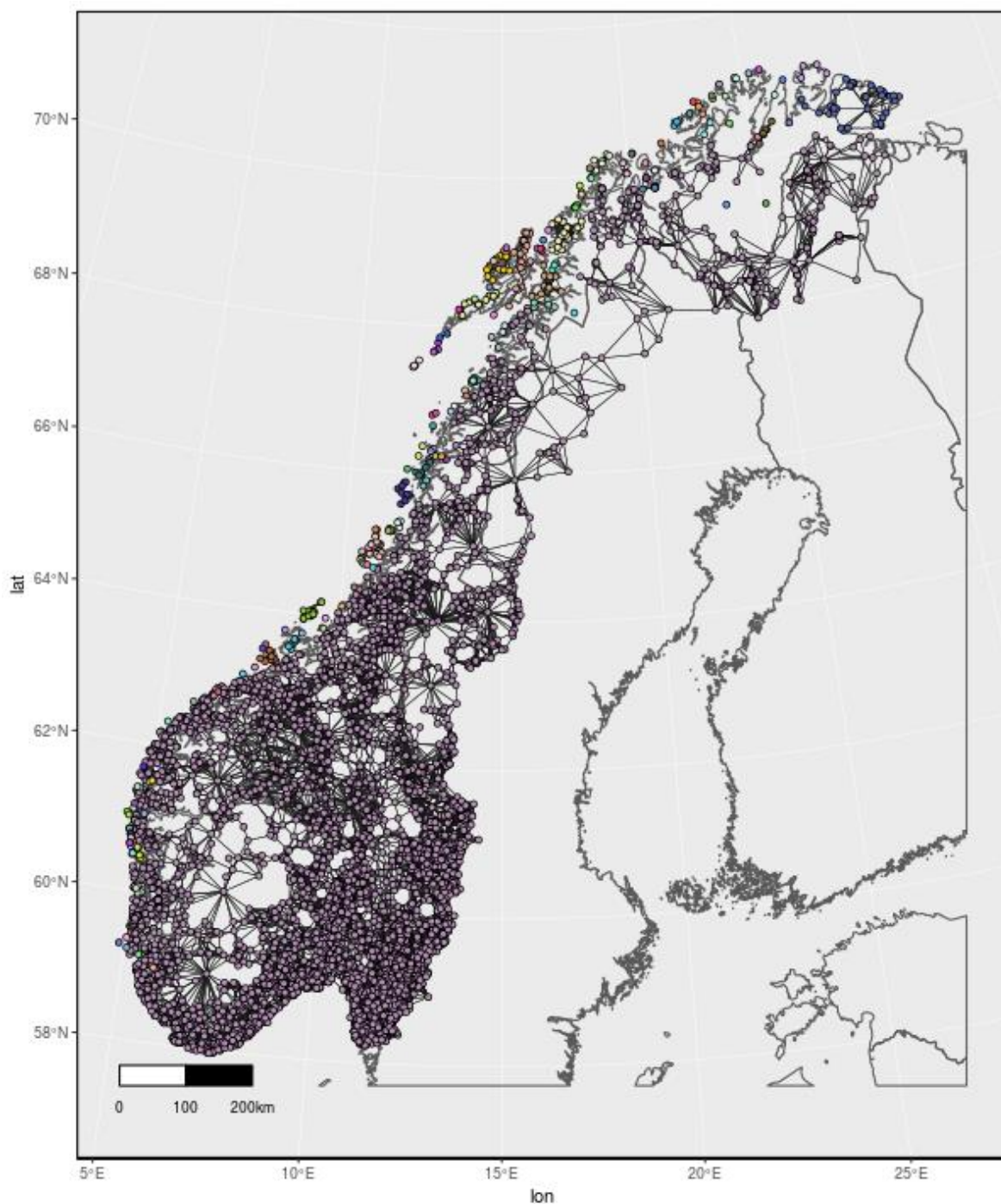
Verneområder og forbindelser med betydning for flyten av migranter i hele nettverket

For alle verneområder er det igjen områder og forbindelser langs svenskegrensa i Trøndelag og Nordland som er spesielt viktige for den totale flyten av migranter i nettverket, samt et par verneområder i Sør-Norge som sannsynligvis er større nasjonalparker i Jotunheimen og på Hardangervidda (Figur 53). De supplerende verneområdene forlenger de viktige forbindelsene (med verneområder) langs svenskegrensa lenger sør i Trøndelag (Figur 54). Området i Jotunheimen blir mindre viktig, mens to andre områder lenger øst og forbindelsen dem i mellom øker i betydning (Figur 54).

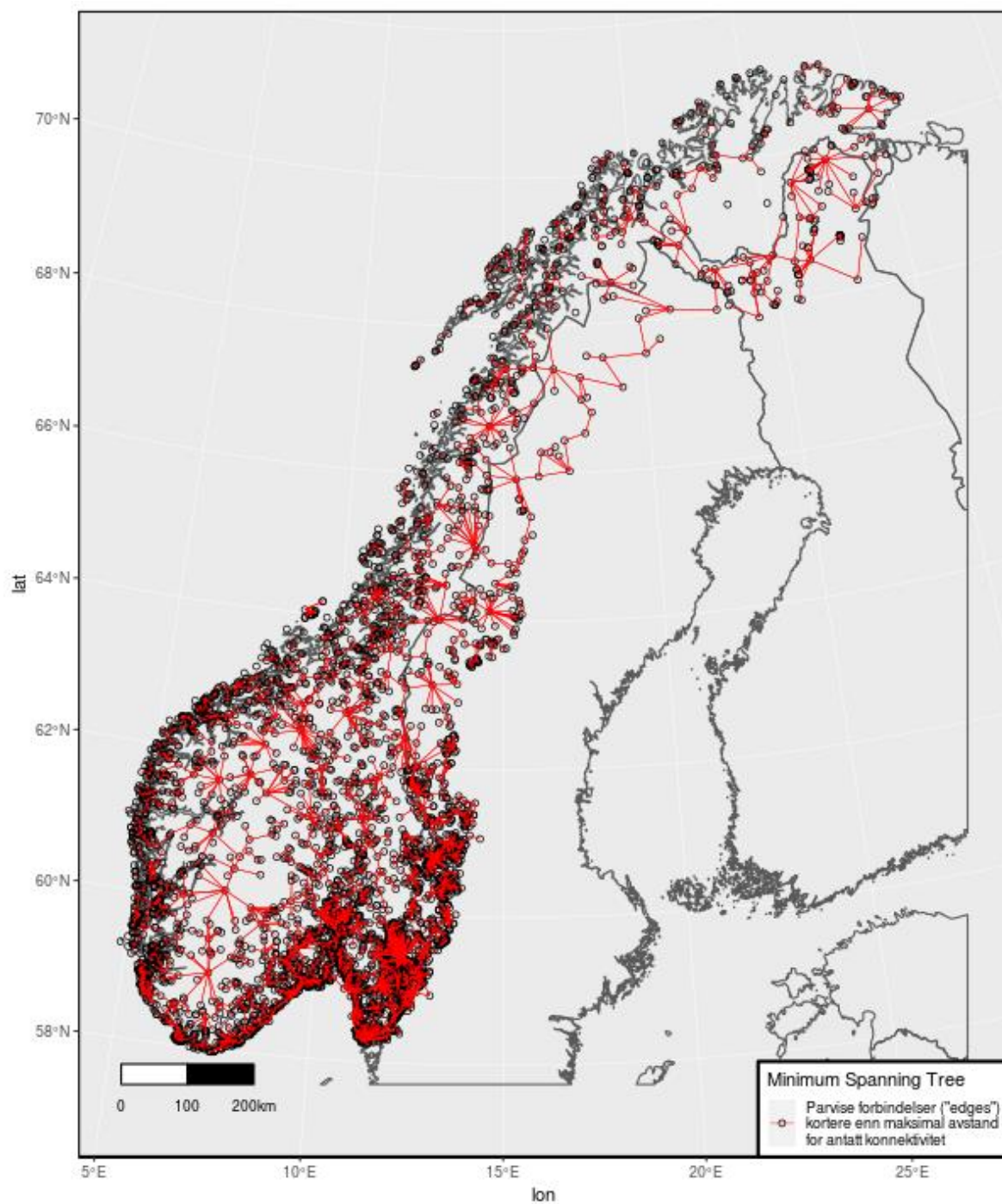
Kart over nettverksegenskaper for alle verneområder



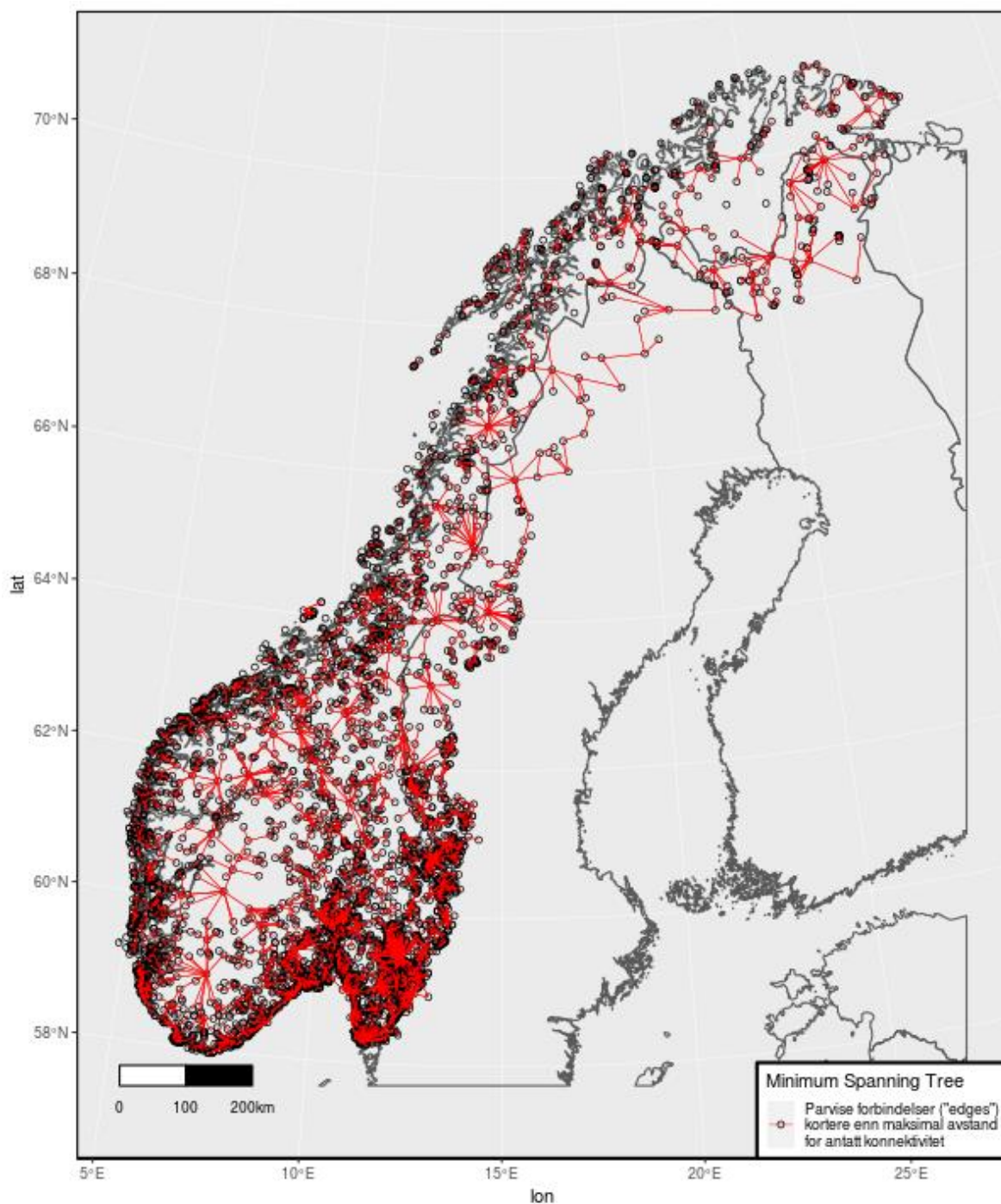
Figur 43. Alle verneområder uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder fargekodet etter tilhørighet til ulike klynger. Verneområder forbindes i klynger dersom den funksjonelle avstanden mellom dem ikke er større enn 37 500 enheter. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



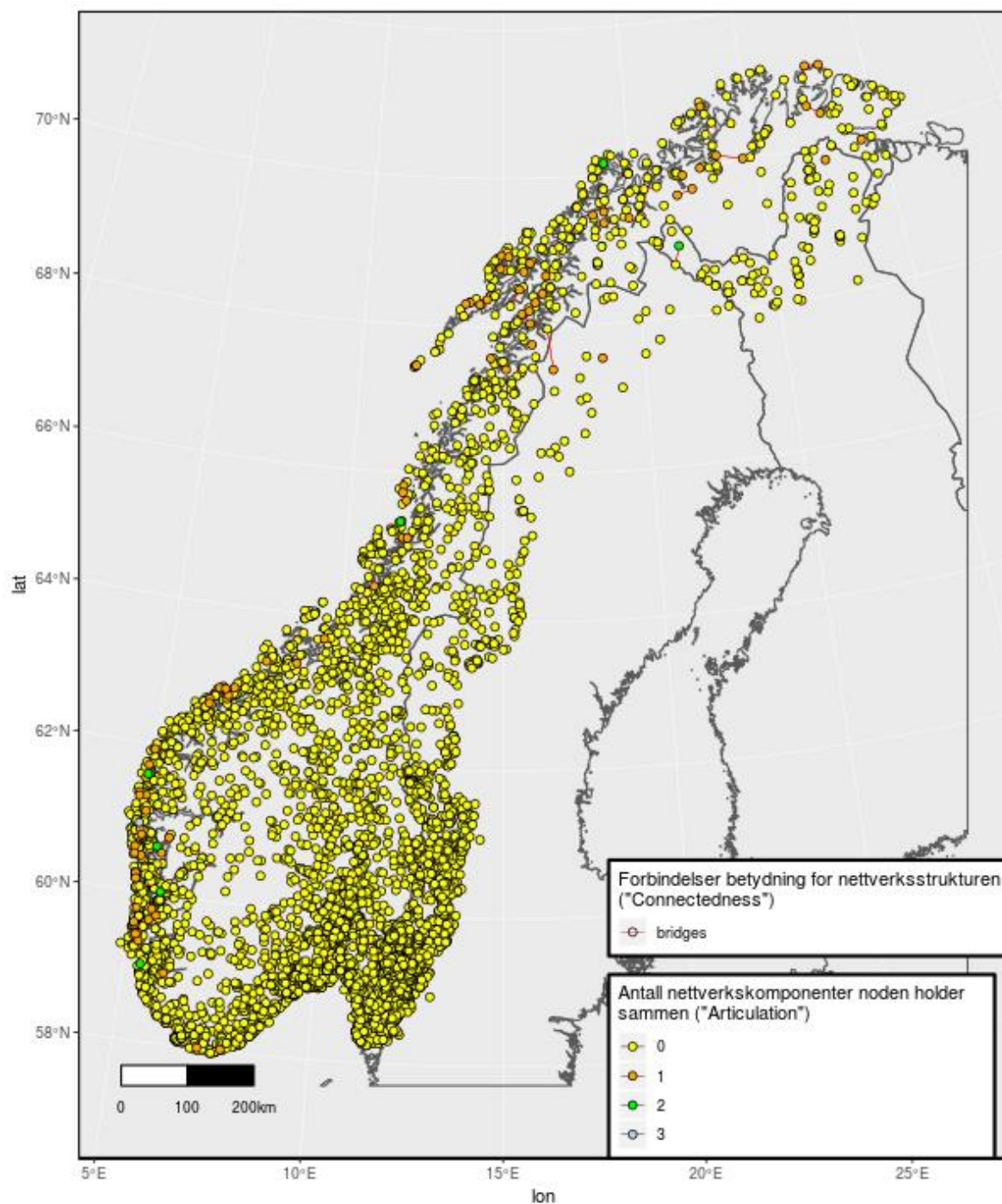
Figur 44. Alle verneområder med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder fargekodet etter tilhørighet til ulike klynger. Verneområder forbindes i klynger dersom den funksjonelle avstanden mellom dem ikke er større enn 37 500 enheter. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



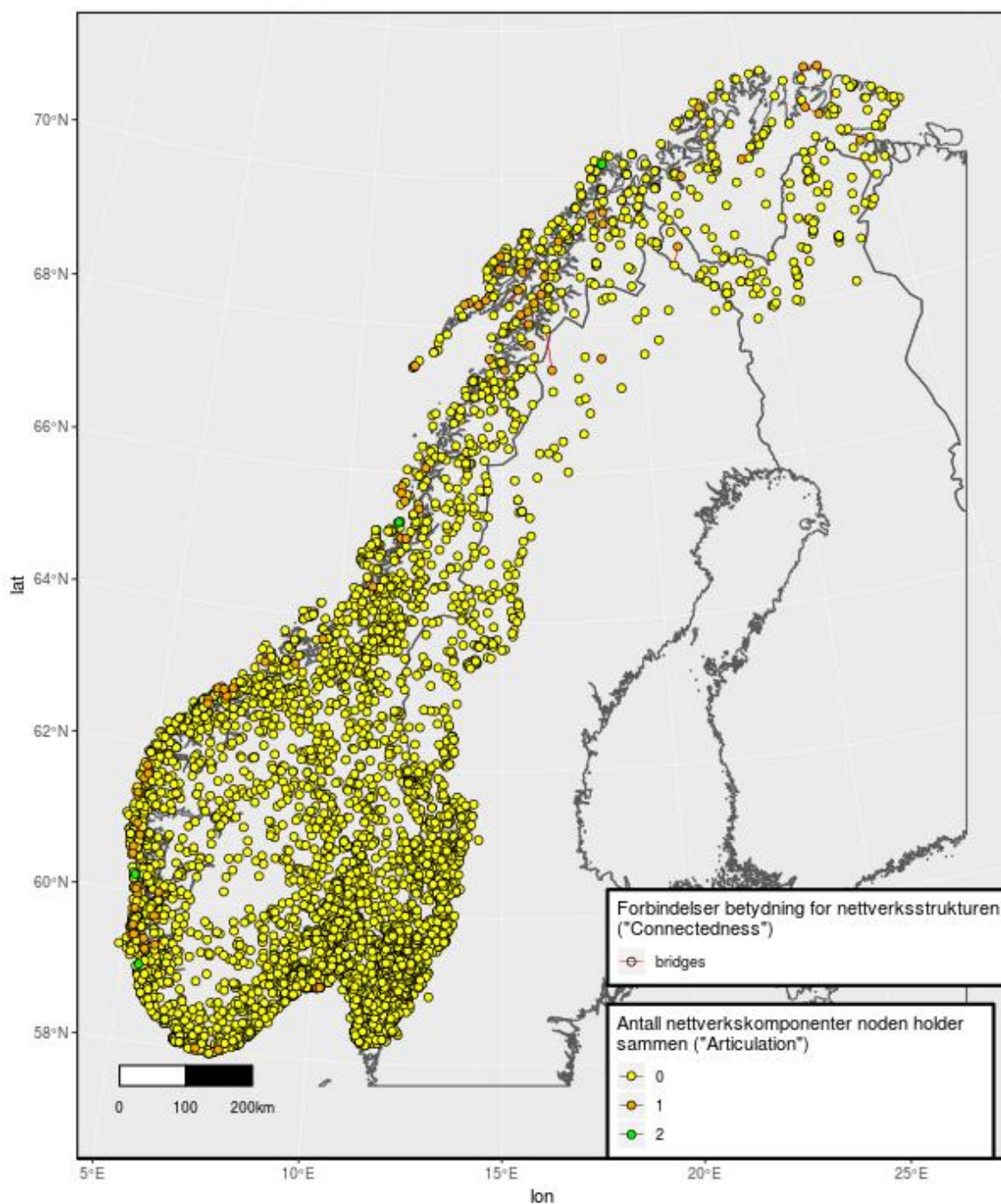
Figur 45. Rygggrad (minimum spanning tree) for nettverket av alle verneområder uten områdene foreslått for supplerende vern. Røde linjer angir forbindelsene som kobler alle verneområder innen 37 500 enheter funksjonell avstand med maksimal forbindelsesstyrke. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



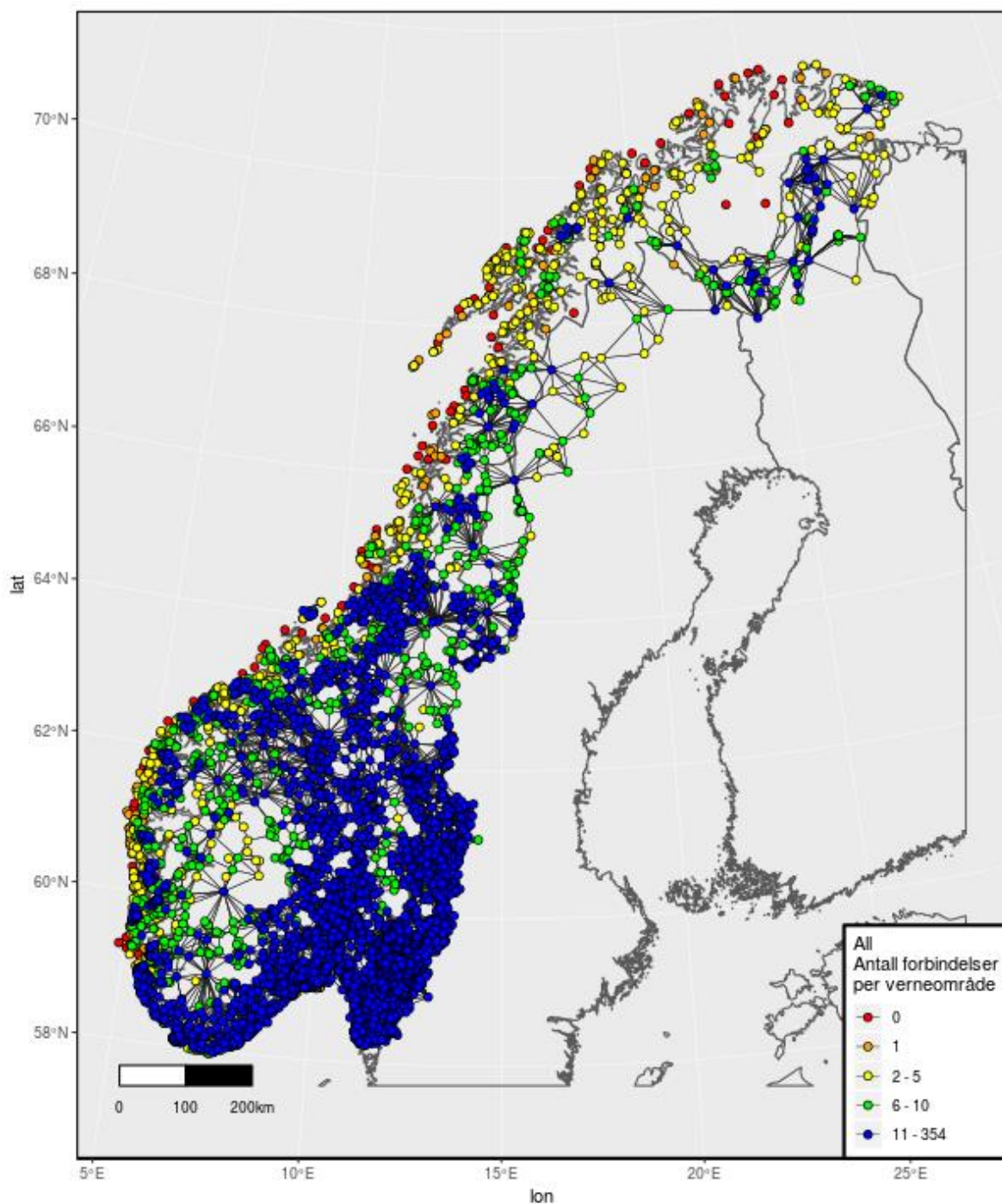
Figur 46. Rygggrad (minimum spanning tree) for nettverket av alle verneområder med områdene foreslått for supplerende vern. Røde linjer angir forbindelsene som kobler alle verneområder innen 37 500 enheter funksjonell avstand med maksimal forbindelsesstyrke. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



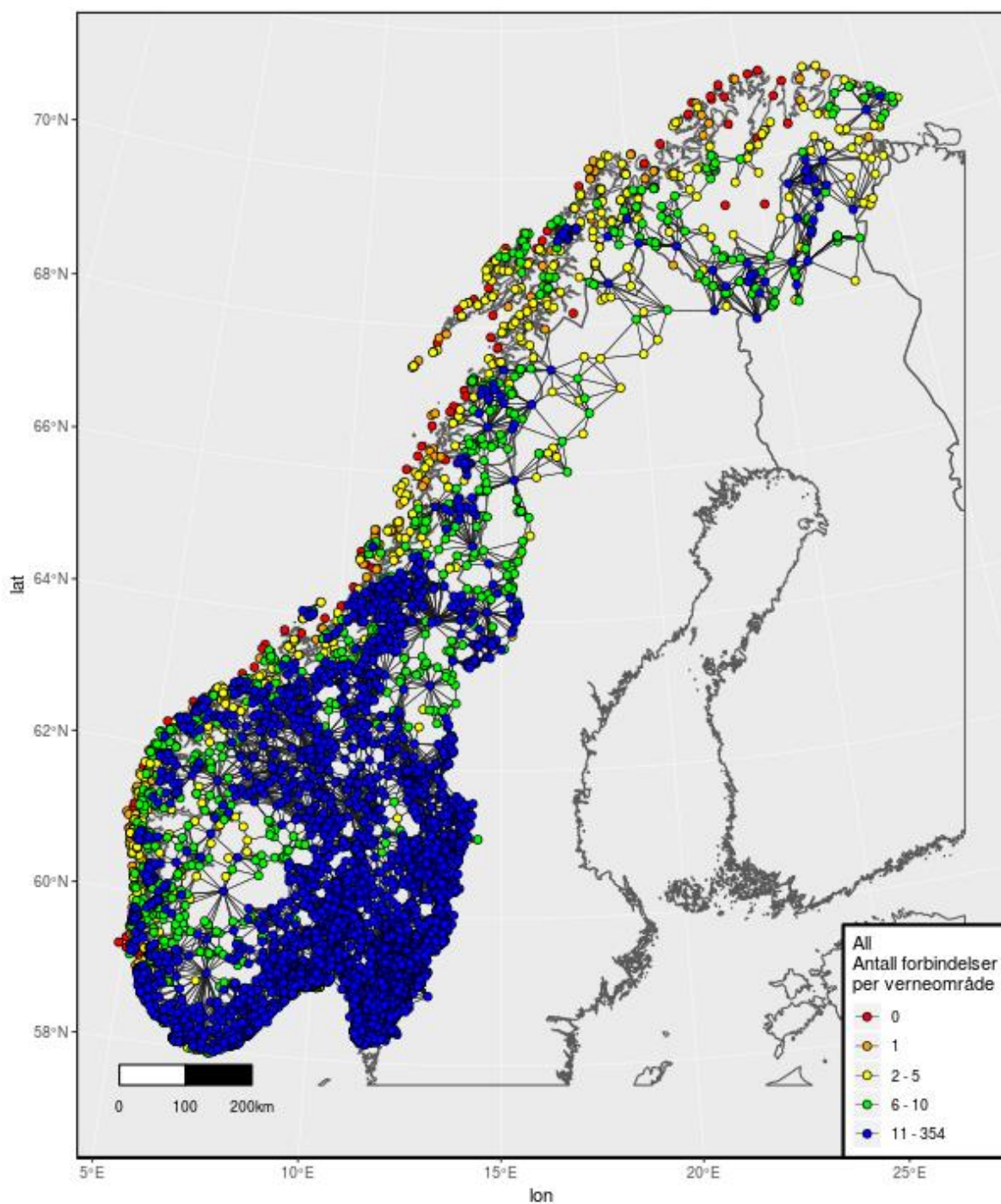
Figur 47. Alle verneområder uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder (noder) med fargekoding ut fra antall nettverkskomponenter de kobler sammen i nettverket som ikke kobles sammen av andre verneområder (articulation). Røde streker betegner unike forbindelser (bridges) der det ikke finnes alternative forbindelser som kan holde sammen de samme delene av nettverket. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



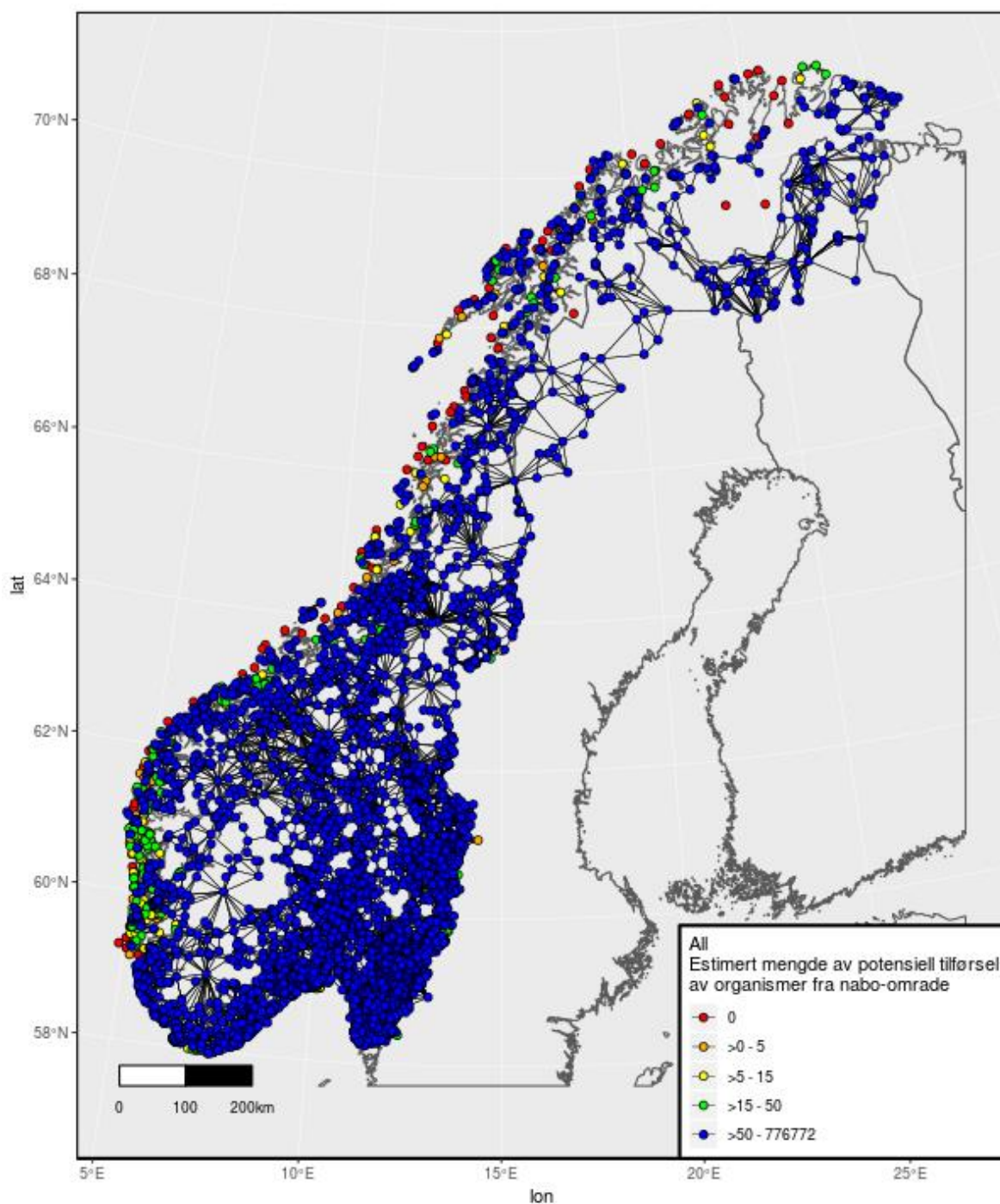
Figur 48. Alle verneområder med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder (noder) med fargekoding ut fra antall nettverkskomponenter de kobler sammen i nettverket som ikke kobles sammen av andre verneområder (articulation). Røde streker betegner unike forbindelser (bridges) der det ikke finnes alternative forbindelser som kan holde sammen de samme delene av nettverket. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



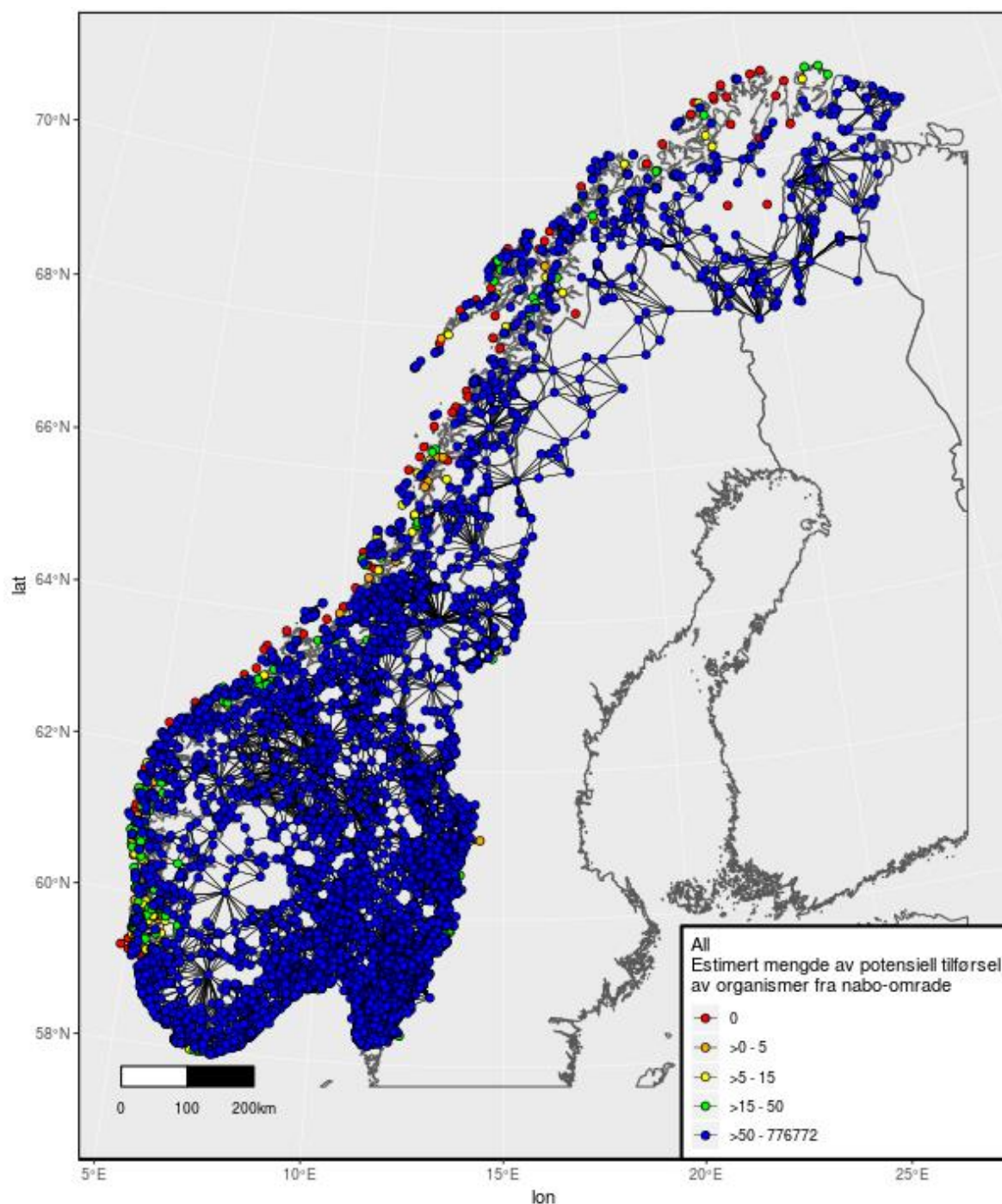
Figur 49. Alle verneområder uten områdene foreslått for supplerende vern. Antall forbindelser per verneområde. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



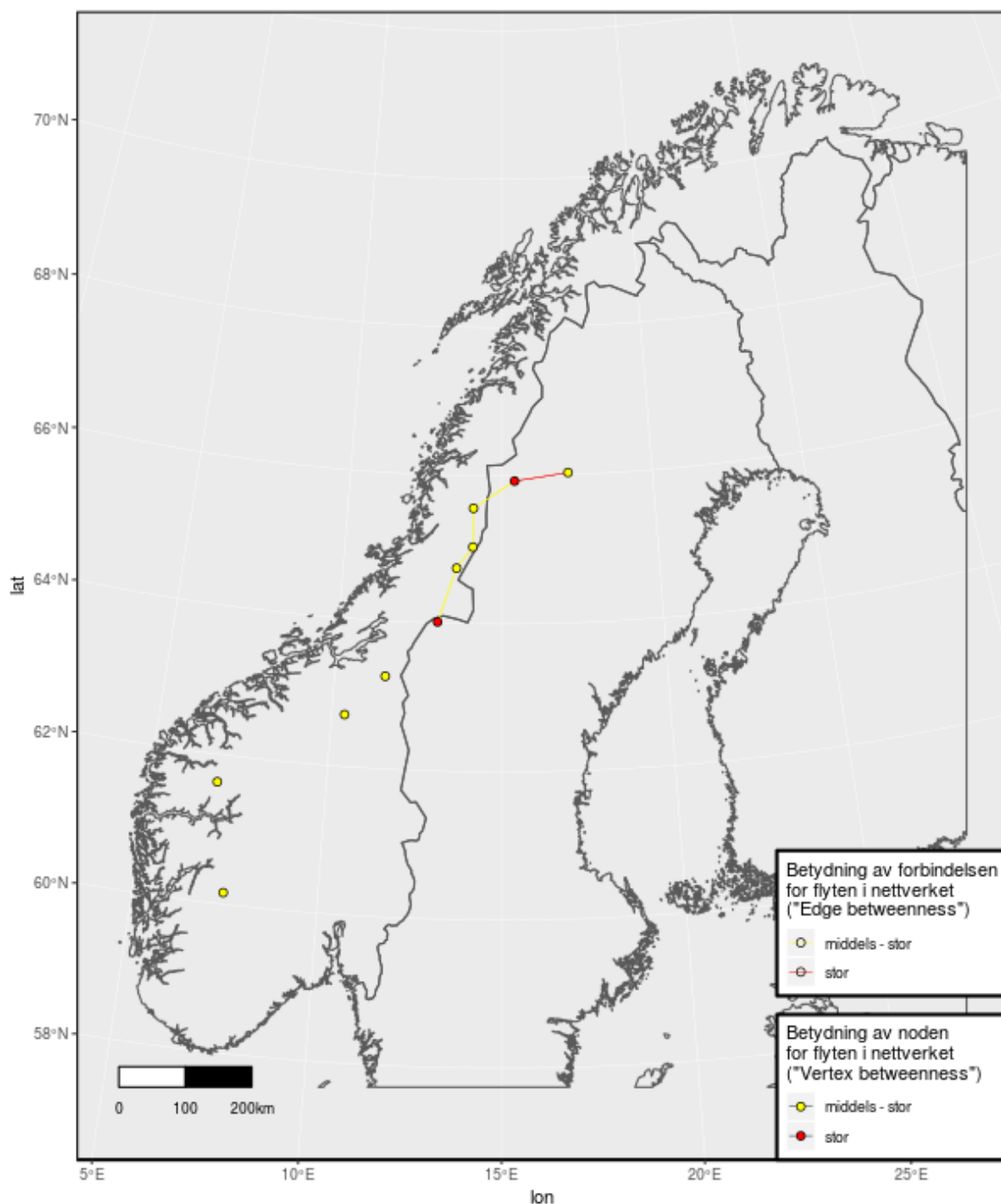
Figur 50. Alle verneområder med områdene foreslått for supplerende vern. Antall forbindelser per verneområde. Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



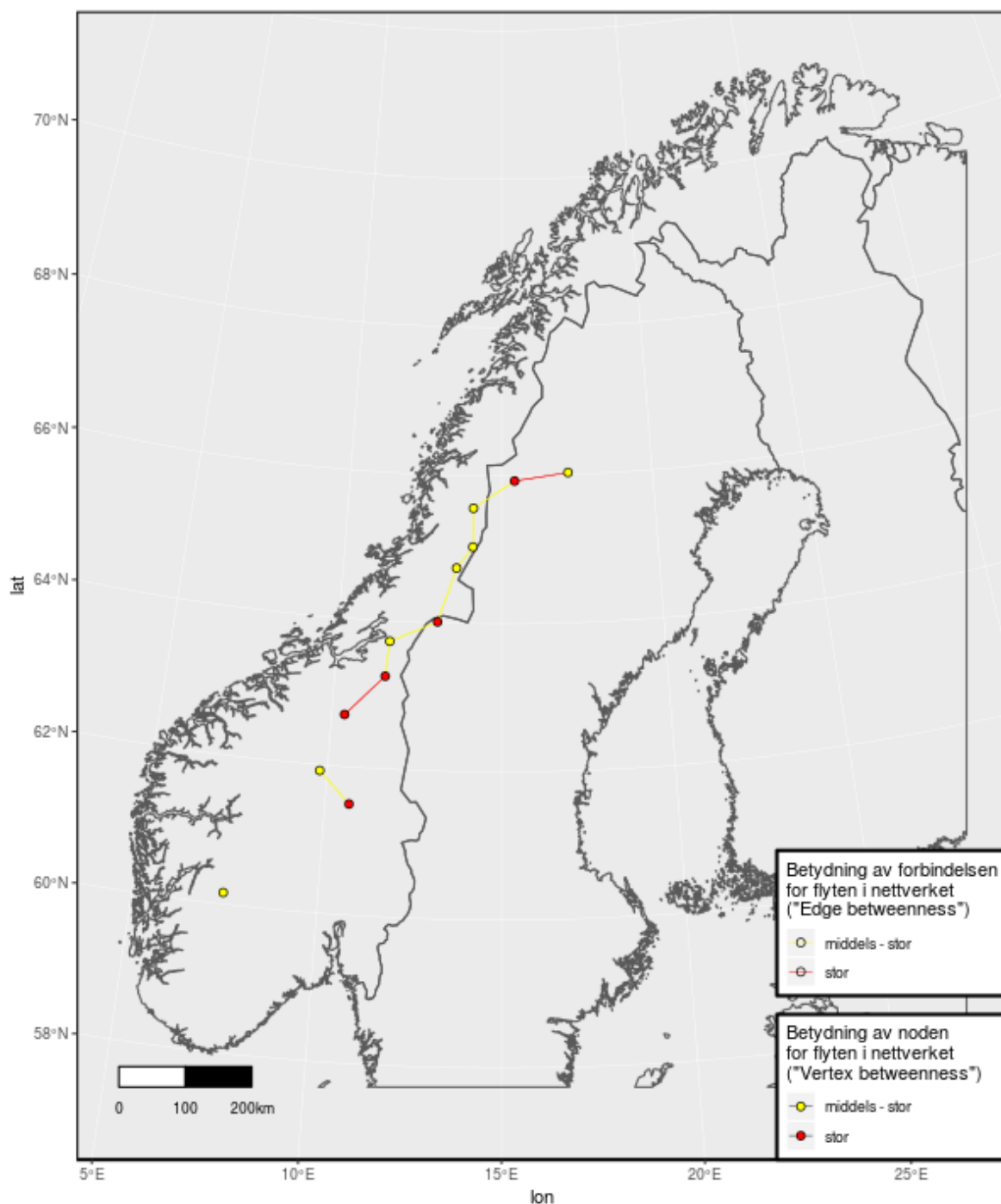
Figur 51. Alle verneområder uten områdene foreslått for supplerende vern. Anslått mengde potensielle migranter til hvert verneområde. Avhenger av antall forbindelser per verneområde, størrelsen til omkringliggende verneområder (gir flere potensielle migranter) og størrelsen til det aktuelle verneområdet (større områder tiltrekker seg flere migranter). Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



Figur 52. Alle verneområder med områdene foreslått for supplerende vern. Anslått mengde potensielle migranter til hvert verneområde. Avhenger av antall forbindelser per verneområde, størrelsen til omkringliggende verneområder (gir flere potensielle migranter) og størrelsen til det aktuelle verneområdet (større områder tiltrekker seg flere migranter). Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.



Figur 53. Alle verneområder uten områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder og forbindelser med middels stor eller stor betydning for den totale utvekslingen av migranter i nettverket, anslått ved antall korteste forbindelsesveier som går via verneområdet eller forbindelsen. Verdiene for middels stor og stor ble bestemt ved å dele verdiene for «edge betweenness» og «vertex betweenness» i fem like store kategorier, og de to kategoriene med høyest verdier er vist her som «middels stor» og «stor». Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.

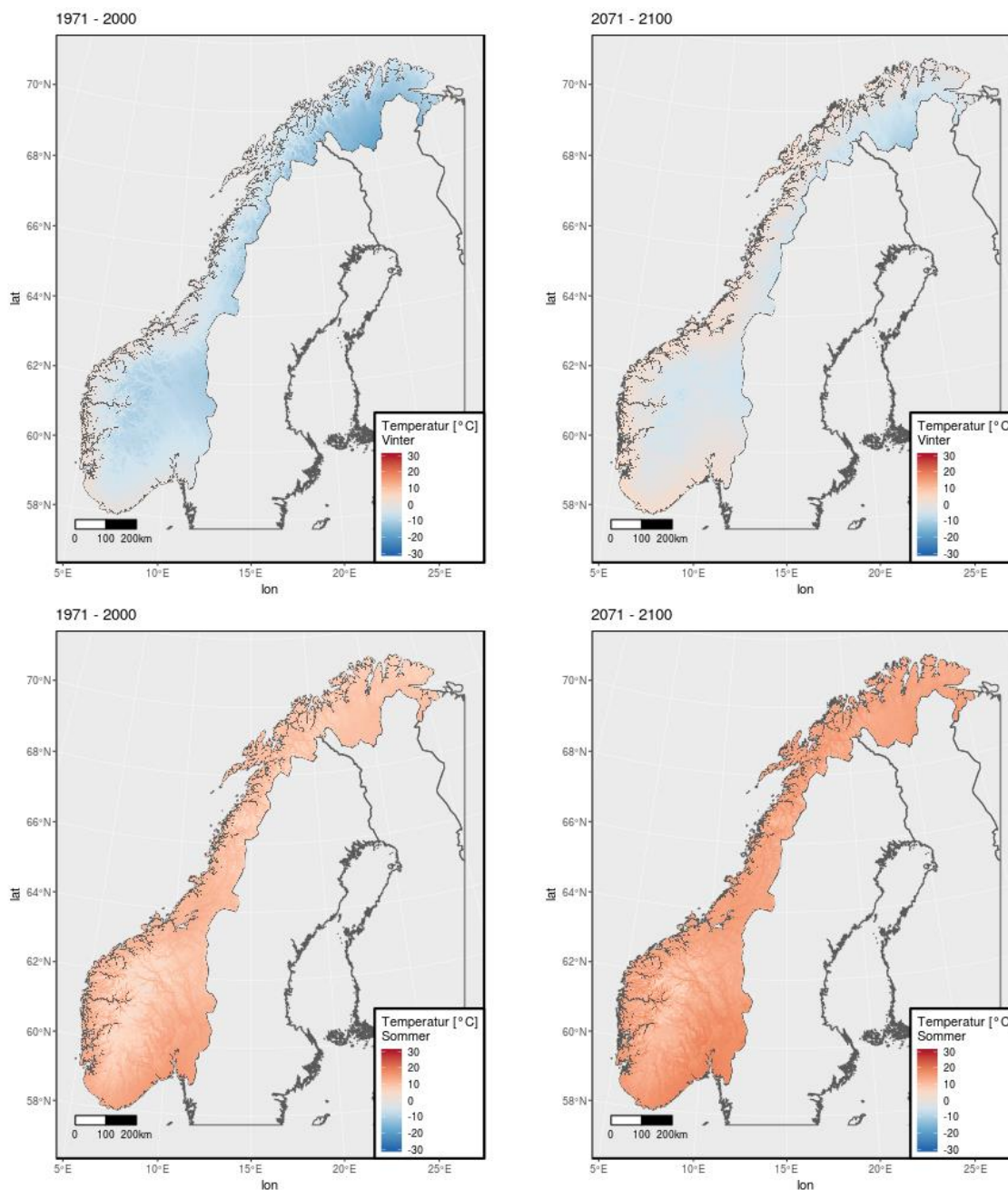


Figur 54. Alle verneområder med områdene foreslått for supplerende vern. Verneområder og forbindelser med middels stor eller stor betydning for den totale utvekslingen av migranter i nettverket, anslått ved antall korteste forbindelsesveier som går via verneområdet eller forbindelsen. Verdiene for middels stor og stor ble bestemt ved å dele verdiene for «edge betweenness» og «vertex betweenness» i fem like store kategorier, og de to kategoriene med høyest verdier er vist her som «middels stor» og «stor». Lat = breddegrad, lon = lengdegrad.

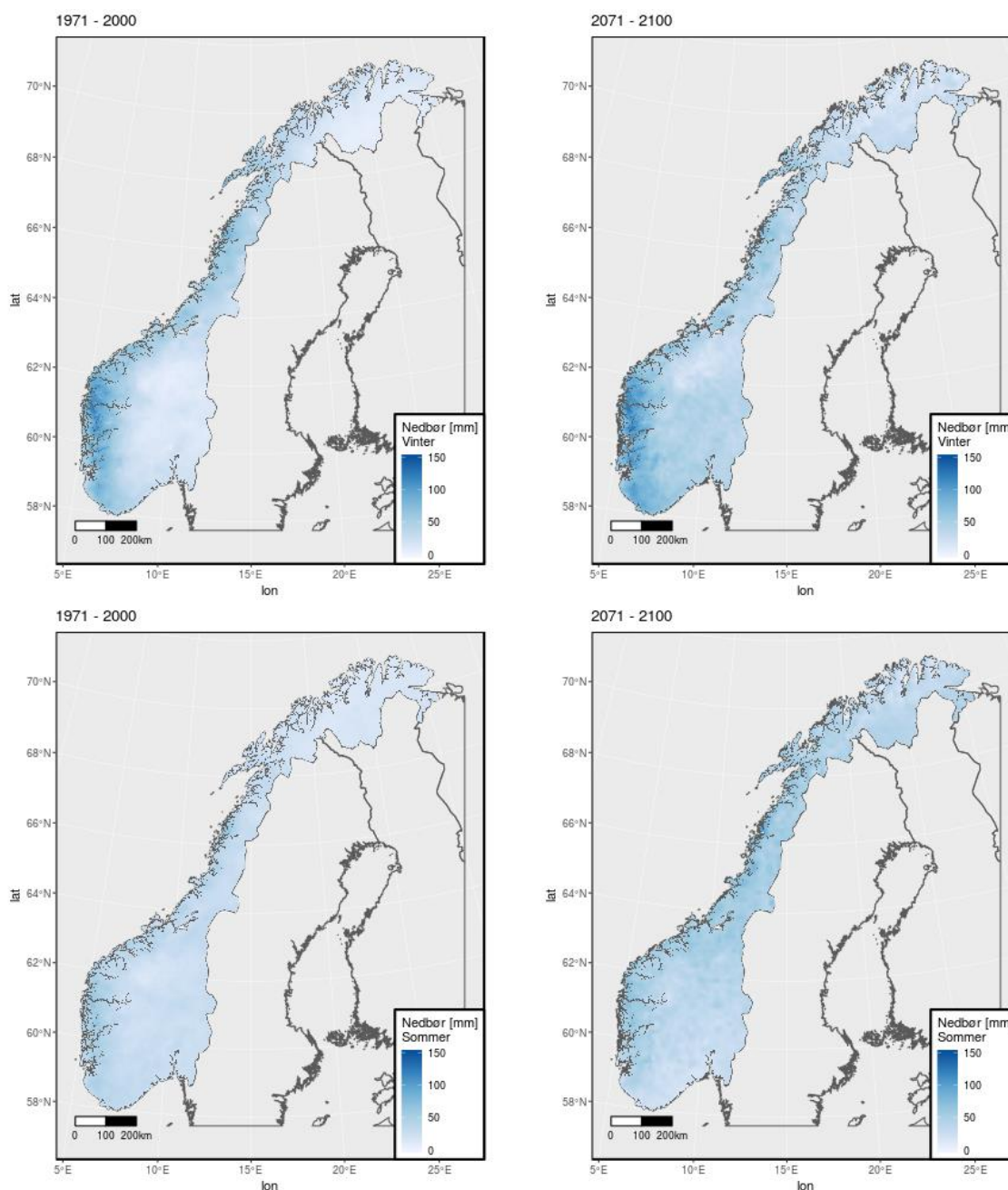
3.2 Klimagradienter

3.2.1 Klimaet i Norge

Projeksjonene basert på Hanssen-Bauer m.fl. (2015) viser at klimaet i Norge vil forandre seg drastisk fra perioden 1971-2000 til 2071-2100 (Figur 55 og Figur 56). Temperaturer over hele landet vil øke med opp mot 5°C, og nedbør vil øke, særlig langs vestkysten i vintermånedene.



Figur 55. Kart over Norge som viser gjennomsnittlig temperatur i vintermånedene (desember, januar, februar) og sommermånedene (juni, juli, august) i perioden 1971-2000 og predikerte verdier for perioden 2071-2100.



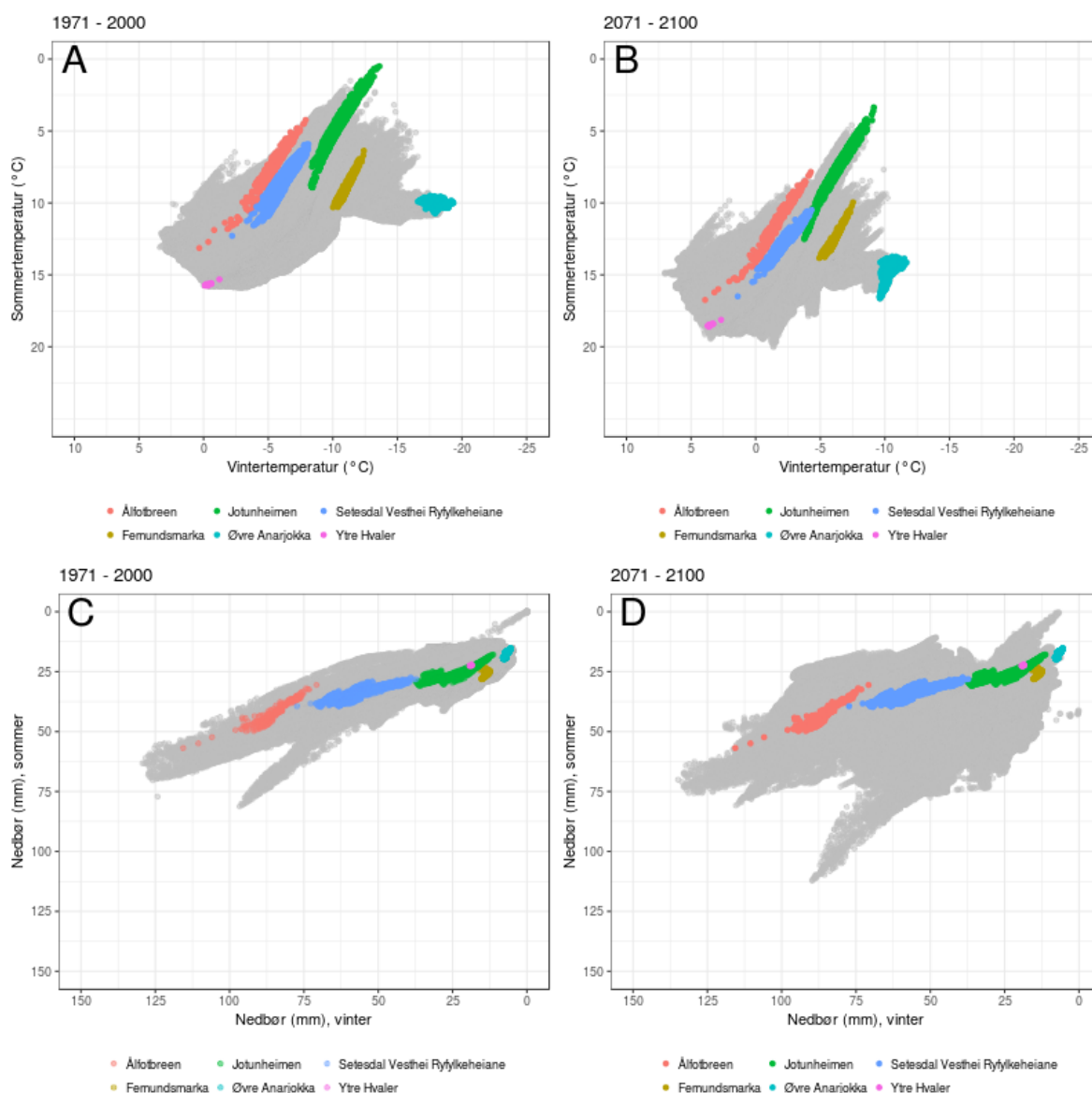
Figur 56. Kart over Norge som viser gjennomsnittlig nedbør i vintermånedene (desember, januar, februar) og sommermånedene (juni, juli, august) i perioden 1971-2000 og predikerte verdier for perioden 2071-2100.

Ved å dele opp Norges fastland i ruter på 1 km² med gjennomsnittlige verdier for temperatur og nedbør i de to periodene (1971-2000 og 2071-2100), kan vi få et visuelt inntrykk av hvordan klimaet vil forandre seg i Norge (Figur 57). Fordelingen av slike ruter på 1 km² langs temperatur-gradienter gjenspeiler særlig variasjonen fra sør/lavland til nord/høyfjell for sommertemperatur, og variasjonen fra kyst til innland for vintertemperatur. Figur 57 viser noen utvalgte verneområder som eksemplifiserer dette. Merk at x- og y-aksene i alle grafene viser gradienter i temperatur eller nedbør som øker mot venstre (x-akse) eller nedover (y-akse). Altså har gradientene motsatt stigning enn det som er vanlig for slike akser. Vi har valgt denne ukonvensjonelle fremstillingen fordi temperatur-grafene da til en viss grad gjenspeiler fastlands-Norge, med sørlige områder (eller lavland) nede til venstre og nordlige områder (eller høyfjell) opp til høyre (Figur 57).

Nedbørs-grafene gir ikke samme assosiasjoner til geografien, men vi har valgt å bruke tilsvarende fremstilling som for temperatur-grafene.

Ytre Hvaler nasjonalpark ligger i kyst- og skjærgårdslandskapet sør i Østfold, og har i gjennomsnitt noen av de høyeste sommertemperaturene i Norge (Figur 57). Til sammenligning har Jotunheimen nasjonalpark, som omfatter områder fra rundt 1000 meter over havet til Galdhøpiggen på 2469 meter over havet, svært lave sommertemperaturer (Figur 57). Vintertemperaturens gjenspeiling av en gradient i oseanitet-kontinentalitet eksemplifiseres tydelig ved Øvre Anarjokka nasjonalpark som ligger sørøst på Finnmarksvidda mot grensa til Finland, og som har svært lave vintertemperaturer.

Nedbørsgradientene for sommer og vinter viser et annet bilde av fastlands-Norge (Figur 57). Ålfotbreen vest i Sogn og Fjordane har relativt mye nedbør om vinteren, mens østlige områder, særlig innlandsområder som Øvre Anarjokka og Femundsmarka, har relativt lite nedbør om vinteren (Figur 57). Forskjellene i sommernedbør er mindre.



Figur 57. Fastlands-Norge (grå ruter) delt inn i 1km²-ruter fordelt på gradienter for gjennomsnittlig temperatur (A & B) og nedbør (C & D) i sommermånedene (juni, juli, august) og vintermånedene (desember, januar, februar), for perioden 1971-2000 (A & C) og predikerte verdier for perioden

2071-2100 (B & D). Fargede ruter viser posisjonen til utvalgte verneområder langs klimagradiene; Ålfotbreen (rød), Jotunheimen (grønn), Setesdal – Vesthei – Ryfylkeheiane (blå), Femundsmarka (brun), Øvre Anarjokka (turkis) og Ytre Hvaler (rosa).

Når vi ser på predikerte endringer i disse klimagradiene, er det tydelig ut fra Figur 57 at endringene vil være store frem mot 2071-2100. For begge temperaturgradientene ser vi en tydelig forskyving mot varmere temperaturer både om sommeren og om vinteren (Figur 57). Spredningen av ruter, altså variasjonen i gjennomsnittstemperaturer, er relativt lik i 2071-2100 som i 1971-2000, men alle rutene forskyves med rundt 5°C mot høyere temperaturer. Mens de større verneområdene som dekker relativt lange temperaturgradienter, fremdeles dekker deler av de samme gradientene i 2071-2100 som i 1971-2000, så forflyttes mindre områder, som Ytre Hvaler, eller områder med mindre variasjon, som Øvre Anarjokka, til helt nye temperaturgradienter i 2071-2100 i forhold til 1971-2000 (Figur 57).

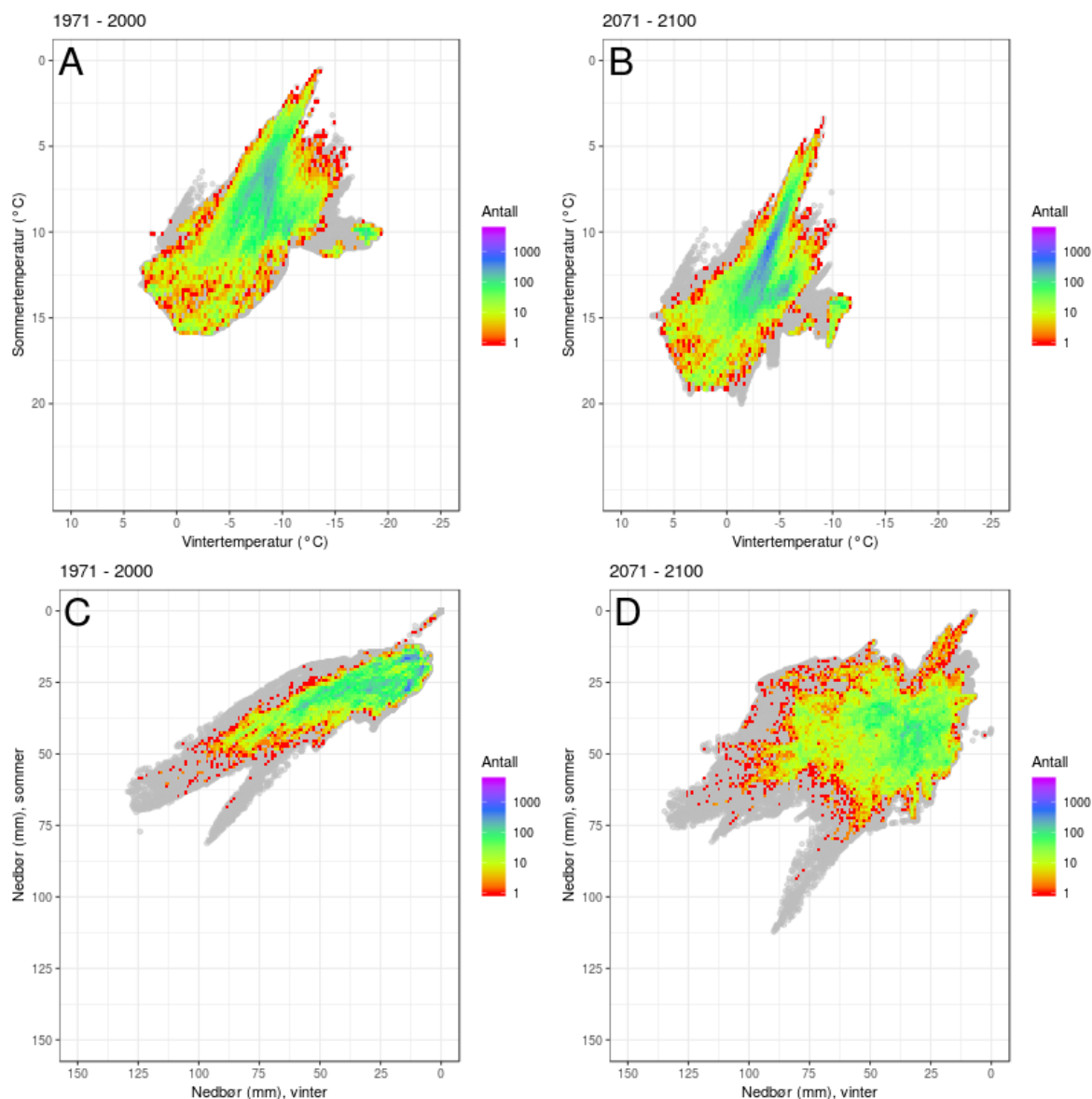
De predikerte endringene i nedbør viser ikke en tilsvarende forflytning av gjennomsnittlig nedbør for alle 1 km²-ruter i Norge, selv om en del ruter ser ut til å ha forflyttet seg mot større nedbørsmengder enten om sommeren eller om vinteren (Figur 57). Derimot er den tydeligste forskjellen for fremtidig nedbør en økt spredning av rutene, altså en større geografisk variasjon i nedbørsmengde (Figur 57). De utvalgte verneområdene som vises i figur B ser faktisk ut til å i liten grad få endrede gjennomsnittlige nedbørsmengder (Figur 57).

I tolkningen av disse grafene er det viktig å huske at endring i gjennomsnittlige verdier for temperatur og nedbør kun er en av effektene av klimaendringene. Endringer i variasjonsbredde for klimagradienter og hyppighet av ekstremhendelser er ikke vurdert her, men vil kunne ha store økologiske konsekvenser.

3.2.2 Klima i norske verneområder

Figur 58 viser norske verneområder per 22.02.2019 sin dekning av de samme gradientene for temperatur og nedbør, i 1971-2000 og i 2071-2100. Alle 1 km²-ruter i Norge er tegnet inn med grått i bakgrunnen, mens verneområdene er farget ut fra antall ruter for hvert koordinat i klimadiagrammet (Figur 58). Områder med farger i den røde enden av gradienten er kun dekket opp av en eller noen få ruter i verneområder, mens områder farger i den blå enden av gradienten er dekket opp av flere ruter i verneområder – hvilket kan tolkes som robusthet i dekningen av klimagradiene i de områdene.

Figur 58 viser at en stor andel av variasjonen i gjennomsnittlig temperatur og nedbør inngår i dagens verneområder, både for klimaet i 1971-2000 og for det predikerte klimaet i 2071-2100. Men dekningsgraden er relativt lav for hver rute, og særlig ytre verdier for både temperatur og nedbør inngår i få eller ingen verneområder (Figur 58).



Figur 58. Dagens (per 22.02.2019) verneområder (fargede ruter) sin dekning (antall ruter) av gjennomsnittlig temperatur (A & B) og nedbør (C & D) i sommermånedene juni, juli og august, og i vintermånedene desember, januar og februar, for perioden 1971-2000 (A & C) og predikerte verdier for perioden 2071-2100 (B & D). Merk at fargeskalaen for antall ruter er logaritmisk.

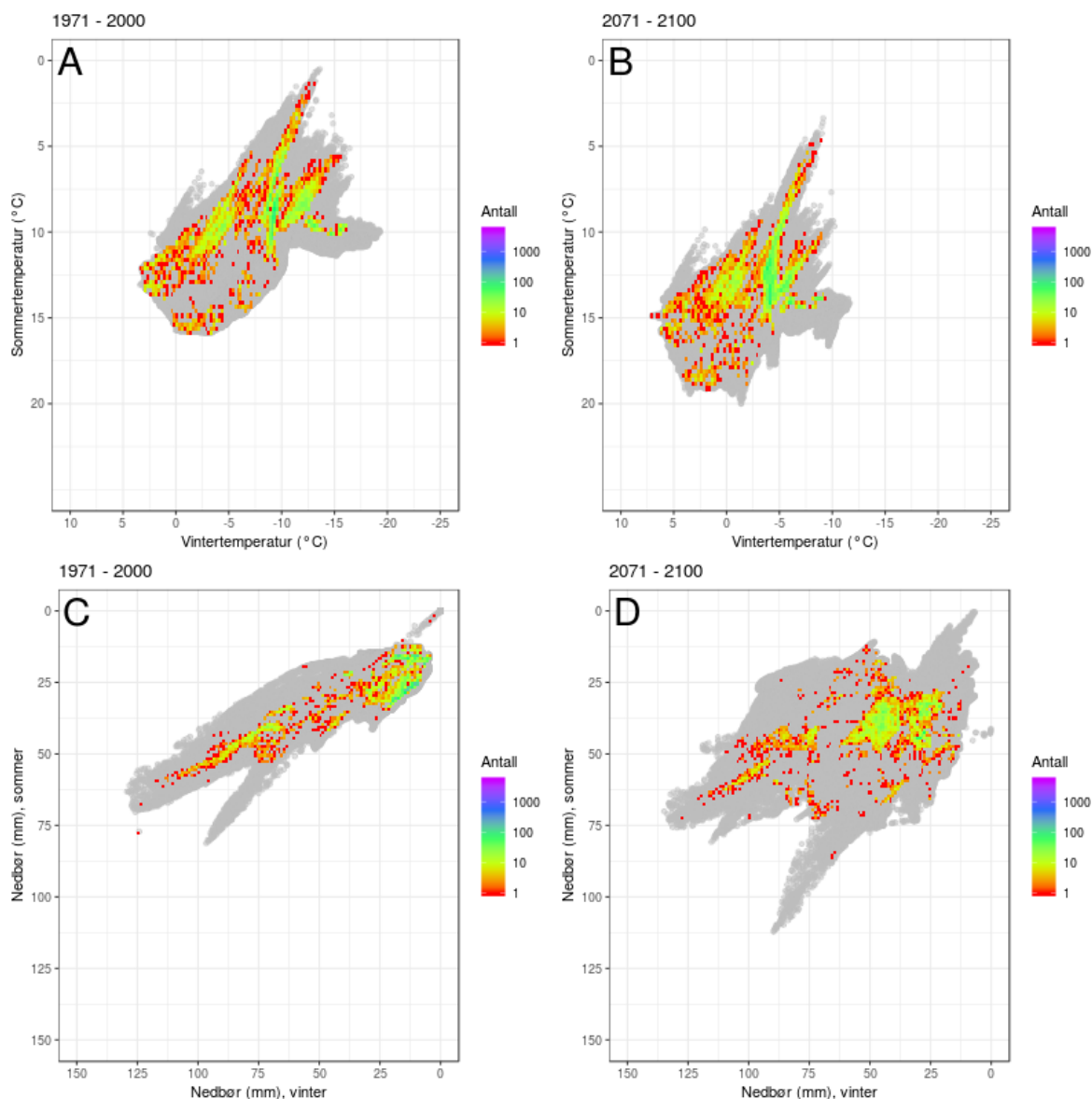
For temperaturgradientene mangler det en kobling mellom områder med svært lave vintertemperaturer, typisk innlandsområder i nord som Øvre Anarjokka, og de øvrige verneområdene (Figur 58). Dette gjelder både for dagens klima og et framtidig klima. Forskyvingen mot varmere temperaturer i 2071-2100 fører dermed til at slike isolerte områder ikke har noe overlapp med temperaturgradientene de dekket i 1971-2100, mens verneområdene som helhet også i 2071-2100 dekker en relativt stor del av temperaturgradienten fra 1971-2000, til tross for at tyngdepunktet dekket av flest 1 km²-ruter er forskyvet med ca. 5°C.

For nedbørsgradientene er den tydeligste endringen fra 1971-2000 som sagt den økte spredningen av 1 km²-rutene i 2071-2100 (Figur 58). Dette gir også en økt spredning av rutene dekket av verneområder, hvilket fører til mindre overlapp av ruter og en større andel av nedbørsgradientene som kun inngår i en eller noen få ruter i verneområder (mindre andel av området farget blått i Figur 58). Nedbørsgradientene dekket av verneområder i 2071-2100 overlapper fremdeles i stor grad med nedbørsgradientene i verneområdene i 1971-2000, men med en forskyving mot større nedbørsmengder (Figur 58).

3.2.3 Klima i områdene foreslått for supplerende vern

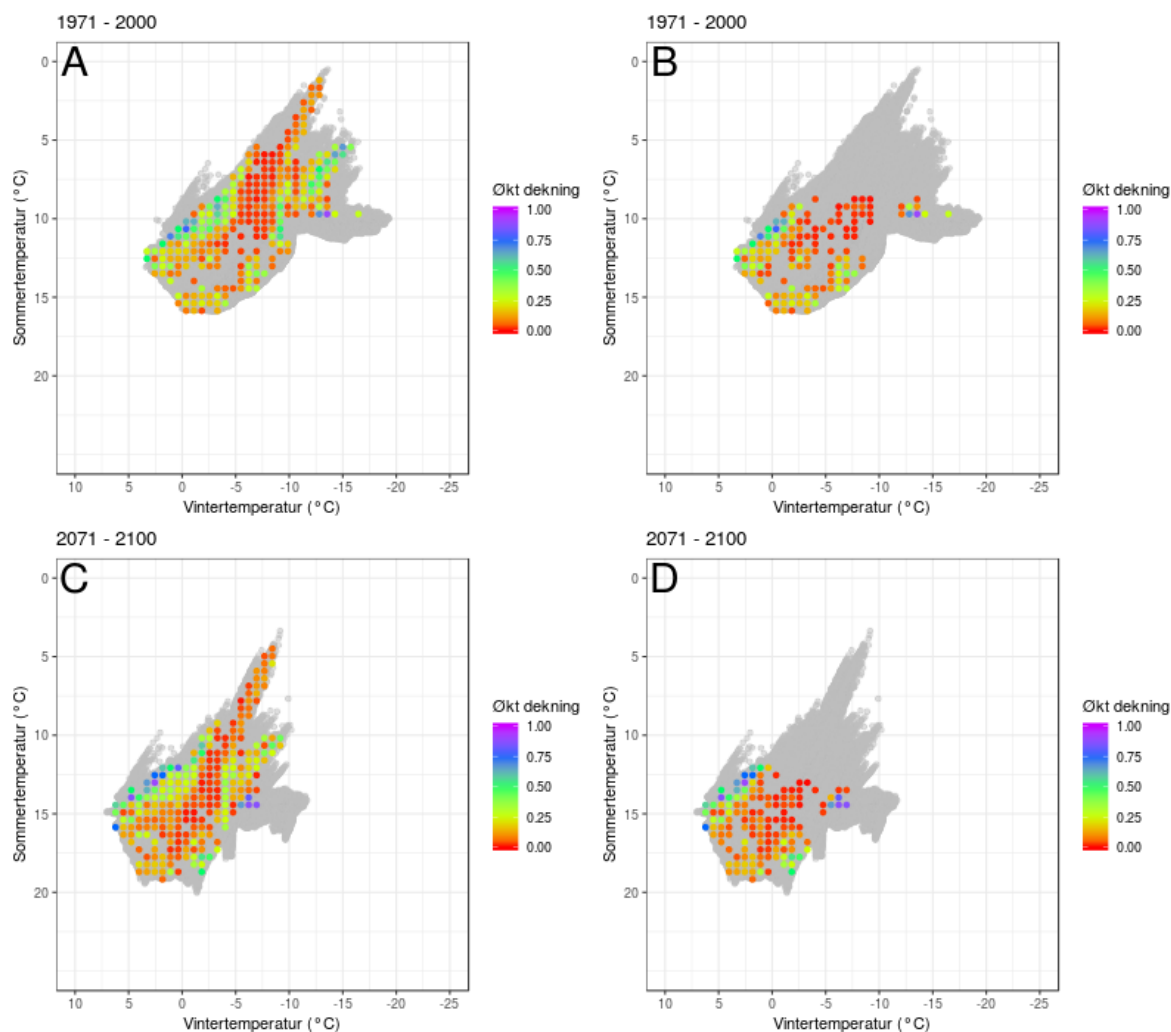
Figur 59 viser de supplerende verneområdenes dekning av klimagradiene for temperatur og nedbør i perioden 1971-2000 og 2071-2100. Generelt følger rutene som omfattes av områder foreslått for supplerende vern (Figur 59) mønsteret for eksisterende verneområder (Figur 58), men selvsagt med relativt sett lavere dekning, særlig for høye temperaturer og middelveier av nedbør.

I vedlegget finnes histogram som viser fordelingen av 1km²-ruter for hele Norge, for alle eksisterende verneområder, for alle områder foreslått for supplerende vern, og for supplerende verneområder uten nasjonalparkutvidelser, langs hver klimagradiene (vinter- og sommertemperatur (Figur V1 og Figur V2), vinter- og sommernedbør (Figur V3 og Figur V4)) for perioden 1971-2000 (Figur V1 og Figur V3) og 2071-2100 (Figur V2 og Figur V4). Disse histogrammene viser også at områdene foreslått for supplerende vern stort sett følger samme fordeling som hele Norge og eksisterende verneområder når det gjelder gjennomsnittlig temperatur og nedbør om sommeren, både i 1971-2000 (Figur V1 og V3) og 2071-2100 (Figur V2 og V4). Vintertemperaturer i de supplerende verneområdene er derimot mer forskjøvet mot enten noe varmere eller noe kaldere temperaturer (hvilket gir en bimodal fordeling) enn gjennomsnittet for Norge og eksisterende verneområder (Figur V1 og V2). Dersom nasjonalparkutvidelsene ikke inkluderes i de supplerende verneområdene, reduseres dekningen av lave vintertemperaturer. De supplerende verneområdene dekker også en noe større andel ruter med mye nedbør om vinteren enn det som er tilfellet for fordelingen av ruter i Norge og alle eksisterende verneområder (Figur V3 og V4).



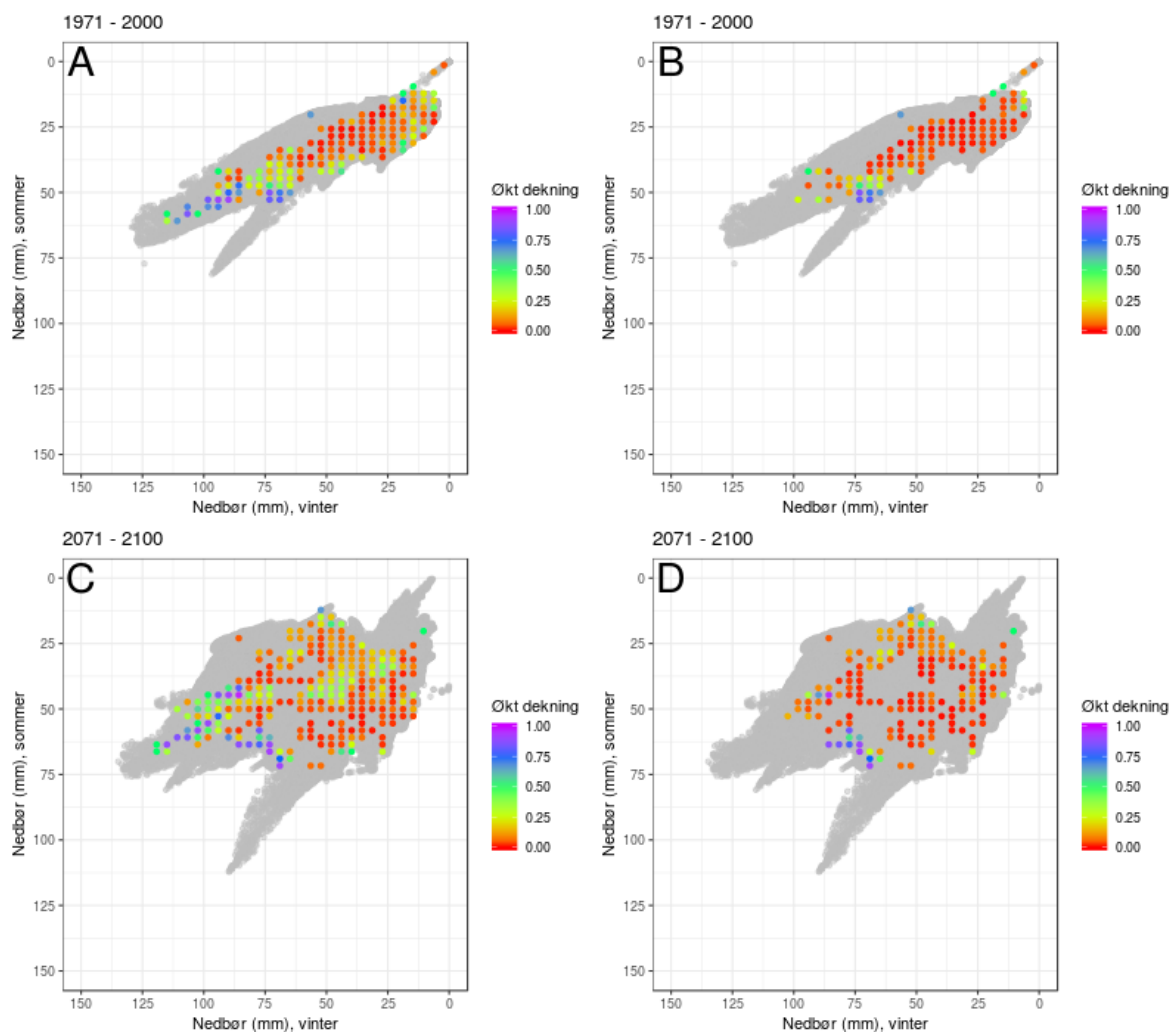
Figur 59. Supplerende verneområder (fargede ruter) sin dekning (antall ruter) av gjennomsnittlig temperatur (A & B) og nedbør (C & D) i sommermånedene juni, juli og august, og i vintermånedene desember, januar og februar, for perioden 19721-2000 (A & C) og predikerte verdier for perioden 2071-2100 (B & D). Merk at fargeskalaen for antall ruter er logaritmisk.

Figur 60 og Figur 61 visualiserer bidraget fra områdene foreslått for supplerende vern til verneområdenes dekning av klimagradiene. Bidraget fra de supplerende verneområdene visualiseres enten med foreslåtte nye og utvidede nasjonalparker (Figur 60A & C og Figur 61A & C) eller uten disse nasjonalparkutvidelsene (Figur 60B & D og Figur 61B & D). Igjen er de grå punktene alle 1 km²-ruter i fastlands-Norge, mens de fargede punktene er 1km²-ruter som inngår i områdene foreslått for supplerende vern. Fargen på rutene til de supplerende verneområdene reflekterer nå bidraget til disse områdene relativt til dekningen ved eksisterende verneområder (Figur 60 og Figur 61). Lave verdier og rødlig farge indikerer at det aktuelle koordinatet i klimadiagrammet (altså den bestemte kombinasjonen av temperatur eller nedbør for sommer og vinter) allerede i stor grad er dekket av eksisterende verneområder – bidraget fra de supplerende verneområdene til dekning av dette klimaet er dermed lite. Høye verdier med farger som går via grønt mot blått og lilla indikerer at det aktuelle koordinatet i klimadiagrammet i liten grad er dekket av eksisterende verneområder, og at bidraget fra de supplerende verneområdene til dekning av dette klimaet er stort.



Figur 60. De supplerende verneområdenes bidrag til økt dekning av gradienter for temperatur i sommermånedene (juni, juli, august) og vintermånedene (desember, januar, februar) relativt til nåværende dekning av verneområder. Økt dekning er regnet ut for hver 1 km²-rute som følger; antall ruter dekket av supplerende verneområder / (antall ruter dekket av supplerende verneområder + antall ruter dekket av nåværende (22.02.2019) verneområder). De underliggende grå rutene representerer hele fastlands-Norge. A og B viser temperaturgradientene i perioden 1971-2000, C og D viser temperaturgradientene i perioden 2071-2100. A og C viser økt dekning dersom alle områdene foreslått for supplerende vern inkluderes, B og D viser økt dekning for de supplerende verneområdene med unntak av forslag til nye eller utvidede nasjonalparker.

Figur 60 viser temperaturgradientene for sommer og vinter, i 1971-2000 (Figur 60A & B) og predikerte verdier i 2071-2100 (Figur 60C & D). Områdene foreslått for supplerende vern dekker en stor andel av temperaturgradientene i Norge, både i 1971-2000 og i 2071-2100 (Figur 60A & C). Områder med lave vintertemperaturer, uten spesielt lave sommertemperaturer (som Øvre Anarjokka), dekkes riktignok ikke. De supplerende områdene bidrar særlig til å forbedre dekningen av områder med høye vintertemperaturer, sannsynligvis kystnære områder vest i landet (Figur 60). Om de foreslåtte nasjonalparkutvidelsene inkluderes, blir dekningen av områder med relativt lave temperaturer både sommer og vinter forbedret (Figur 60B & D). Selv om dette er områder der de foreslåtte utvidelsene i mindre grad bidrar med unike temperaturforhold, så er det disse områdene som i stor grad sørger for overlapp mellom klimagradiene i 1971-2000 og 2071-2100, og som i et framtidig varmere klima vil «ta over» for dagens temperaturforhold i sørlige områder som er predikert til å bli varmere.

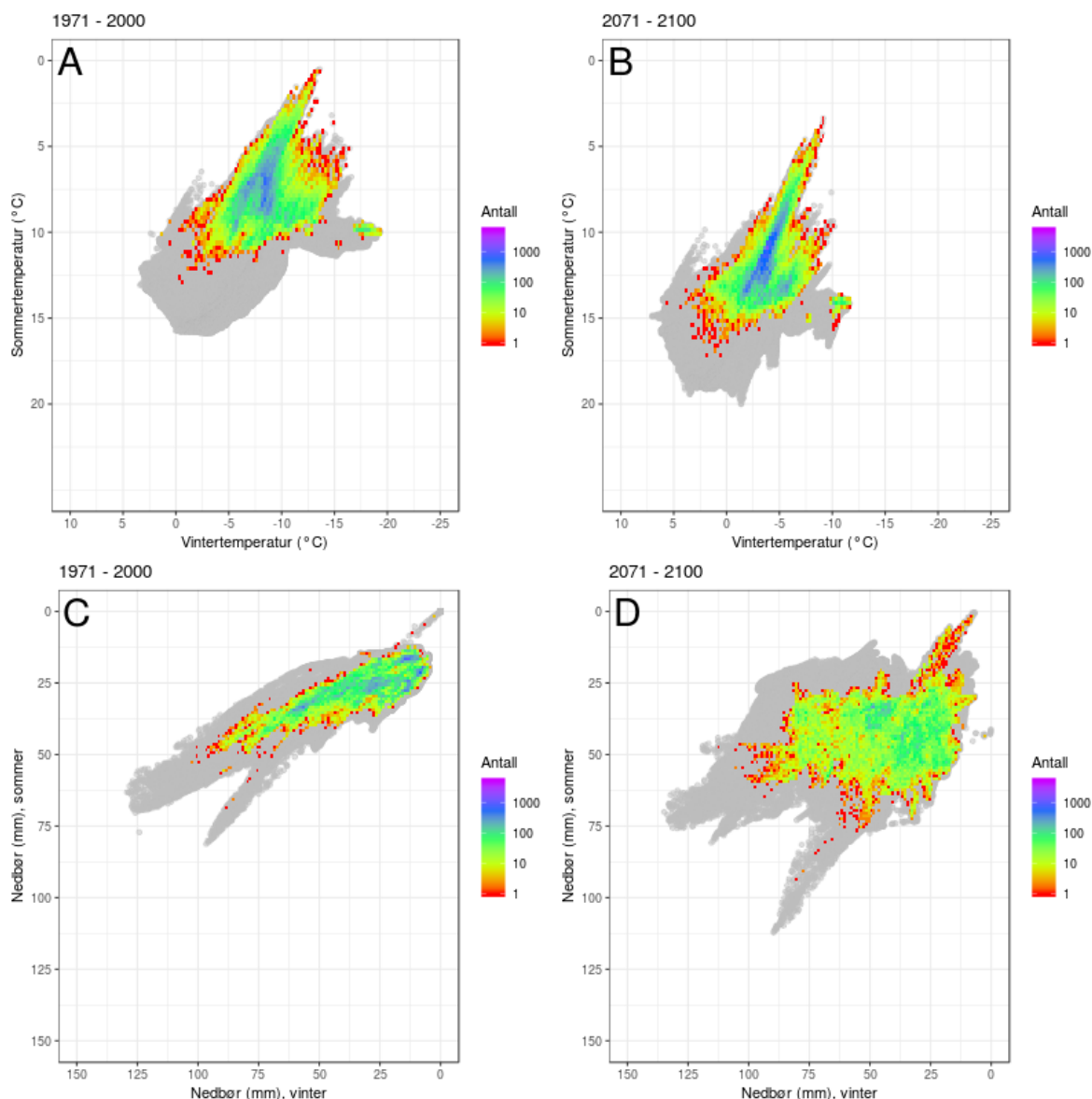


Figur 61. De supplerende verneområdenes bidrag til økt dekning av gradienter for nedbør i sommermånedene (juni, juli, august) og vintermånedene (desember, januar, februar) relativt til nåværende dekning av verneområder. Økt dekning er regnet ut for hver 1 km²-rute som følger; antall ruter dekket av supplerende verneområder / (antall ruter dekket av supplerende verneområder + antall ruter dekket av nåværende (22.02.2019) verneområder). De underliggende grå rutene representerer hele fastlands-Norge. A og B viser nedbørsgradientene i perioden 1971-2000, C og D viser nedbørsgradientene i perioden 2071-2100. A og C viser økt dekning dersom alle områdene foreslått for supplerende vern inkluderes, B og D viser økt dekning for de supplerende verneområdene med unntak av forslag til nye eller utvidede nasjonalparker.

Figur 61 viser nedbørsgradientene for sommer og vinter, i 1971-2000 (Figur 61A & B) og predikerte verdier i 2071-2100 (Figur 61C & D). Områdene foreslått for supplerende vern har en relativt god spredning langs landets nedbørsgradienter, både i 1971-2000 og i 2071-2100, men dekningen er mindre omfattende enn for temperaturgradientene. De supplerende verneområdene som bidrar til unik dekning av nedbørsgradienter, omfatter hovedsakelig områder med større nedbørsmengder om vinteren, både i dagens og fremtidens klima (Figur 61). Områder med spesielt høy gjennomsnittlig nedbør om sommeren er i liten grad fanget opp. Dersom nasjonalparkutvidelsene ikke inkluderes, reduserer det bidraget fra de supplerende verneområdene til dekning av nedbørsgradienter, særlig for et predikert fremtidig klima med større variasjon i nedbør (Figur 61).

3.2.4 Klima i verneområder med fjell

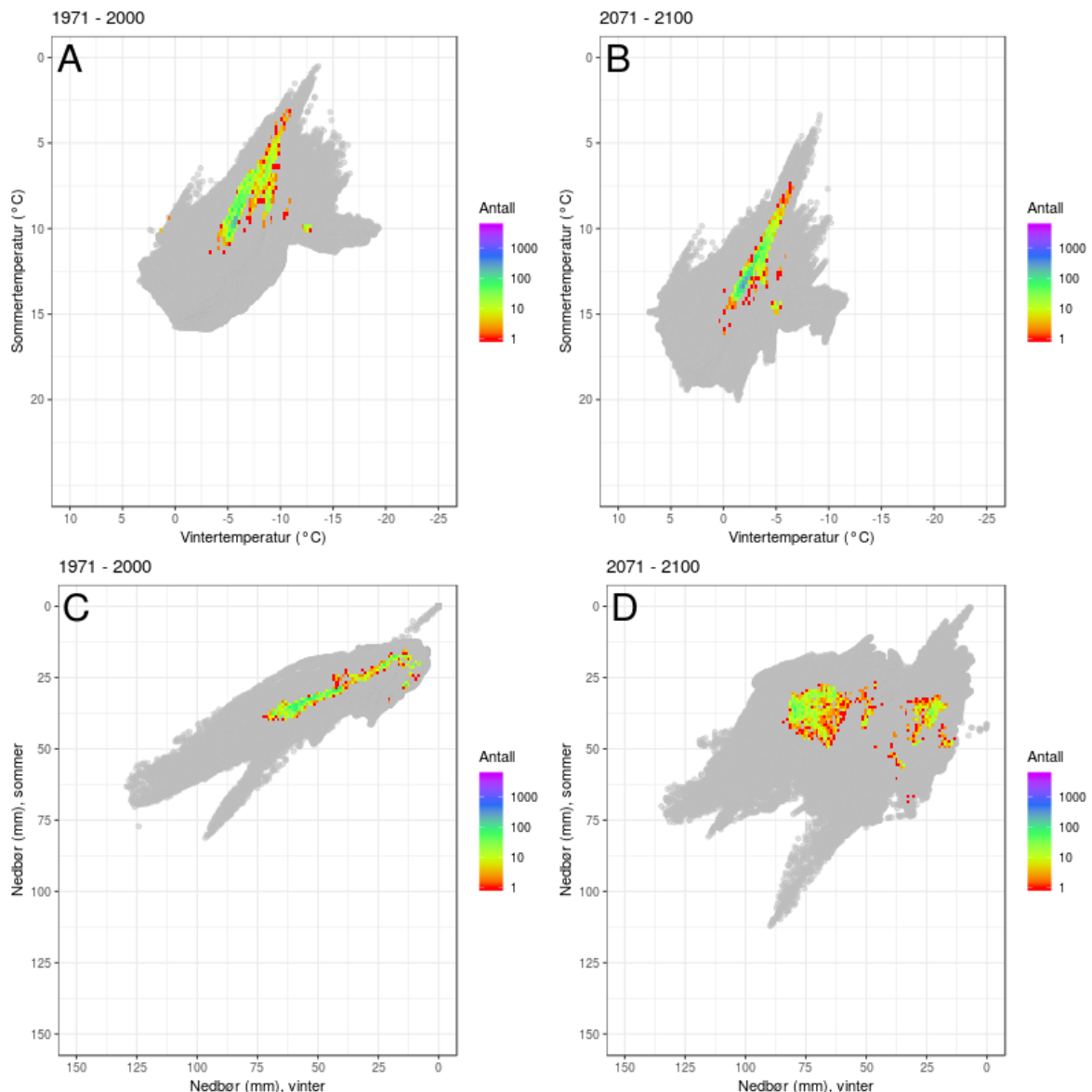
Figur 62 viser hvordan 1km²-ruter som inngår i dagens verneområder med fjell fordeles langs klimagradiene for temperatur og nedbør, for perioden 1971-2000 (Figur 62A og C) og 2071-2100 (Figur 62B og D). Som spesifisert i metode-kapittelet (2.3) er ikke dekning av antall ruter direkte sammenlignbart mellom hovedøkosystem og alle verneområder, og mellom de ulike hovedøkosystemene. Men utstrekningen av rutene langs klimagradiene er sammenlignbar, og antall ruter er sammenlignbart for de ulike figurene for fjell. Naturlig nok inngår hovedsakelig områder med lave temperaturer i verneområdene med fjell. For nedbør er forskjellen, sammenlignet med alle verneområder (Figur 58), mindre tydelig. Det ser ut til at områdene med høyest nedbør ikke inngår i verneområdene med fjell.



Figur 62. Dagens verneområder med fjell (fargede ruter) sin dekning (antall ruter) av gjennomsnittlig temperatur (A & B) og nedbør (C & D) i sommermånedene juni, juli og august, og i vintermånedene desember, januar og februar, for perioden 1971-2000 (A & C) og predikerte verdier for perioden 2071-2100 (B & D). Merk at fargeskalaen for antall ruter er logaritmisk.

Figur 63 viser fjellområdene forslått for supplerende vern sin dekning av de samme klimagradiene. I hovedsak ser det ut til at de supplerende fjellområdene har et klima som tilsvarer middelverdier for dagens vernede fjellområder, med unntak av fremtidig nedbør. De supplerende

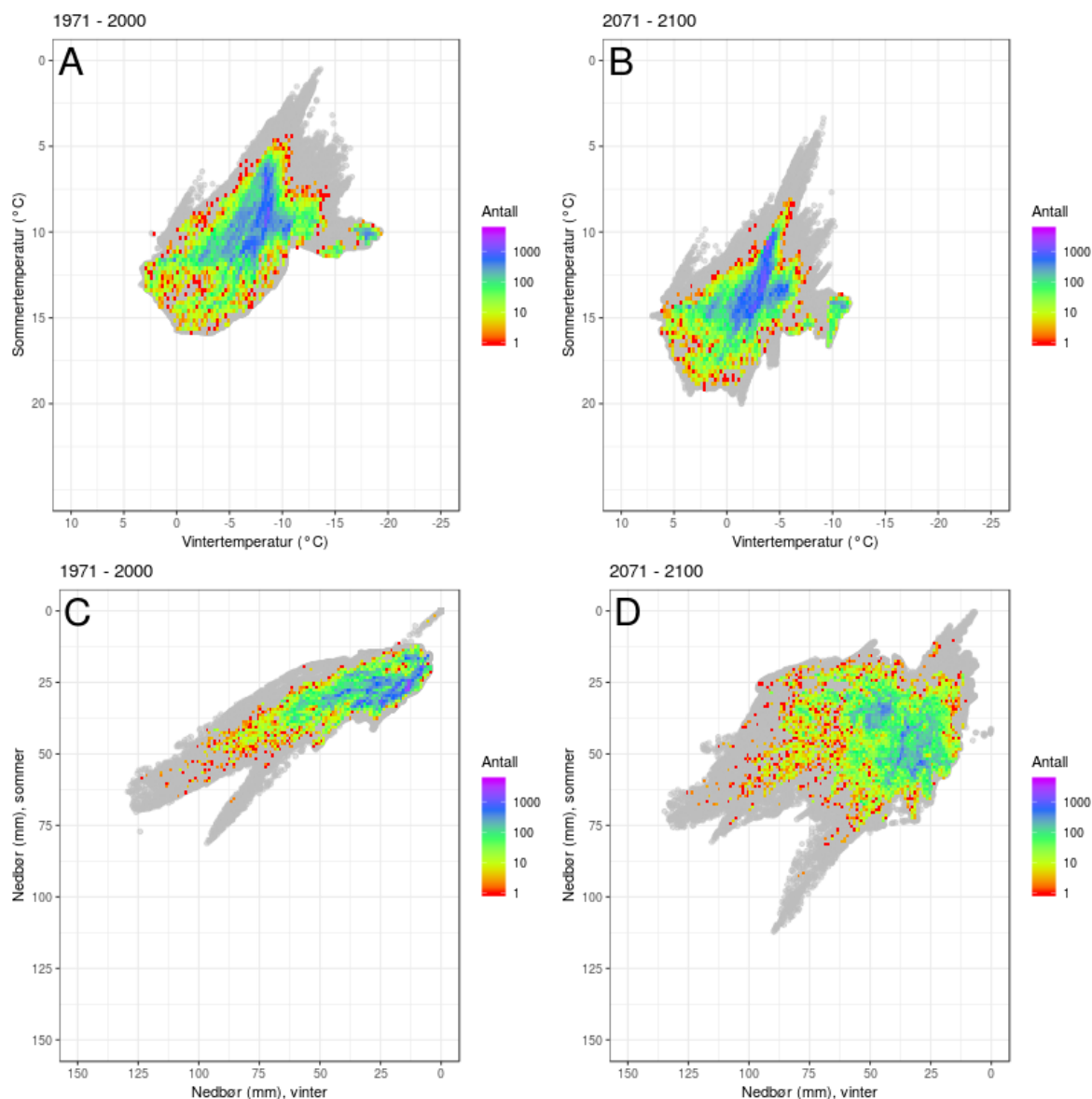
verneområdene i fjell omfatter flere 1km²-ruter som er predikert å ha høyere nedbør om sommeren (Figur 63C) enn flertallet av rutene i dagens vernede fjellområder (Figur 62C).



Figur 63. Supplerende verneområder med fjell (fargede ruter) sin dekning (antall ruter) av gjennomsnittlig temperatur (A & B) og nedbør (C & D) i sommermånedene juni, juli og august, og i vintermånedene desember, januar og februar, for perioden 1971-2000 (A & C) og predikerte verdier for perioden 2071-2100 (B & D). Merk at fargeskalaen for antall ruter er logaritmisk.

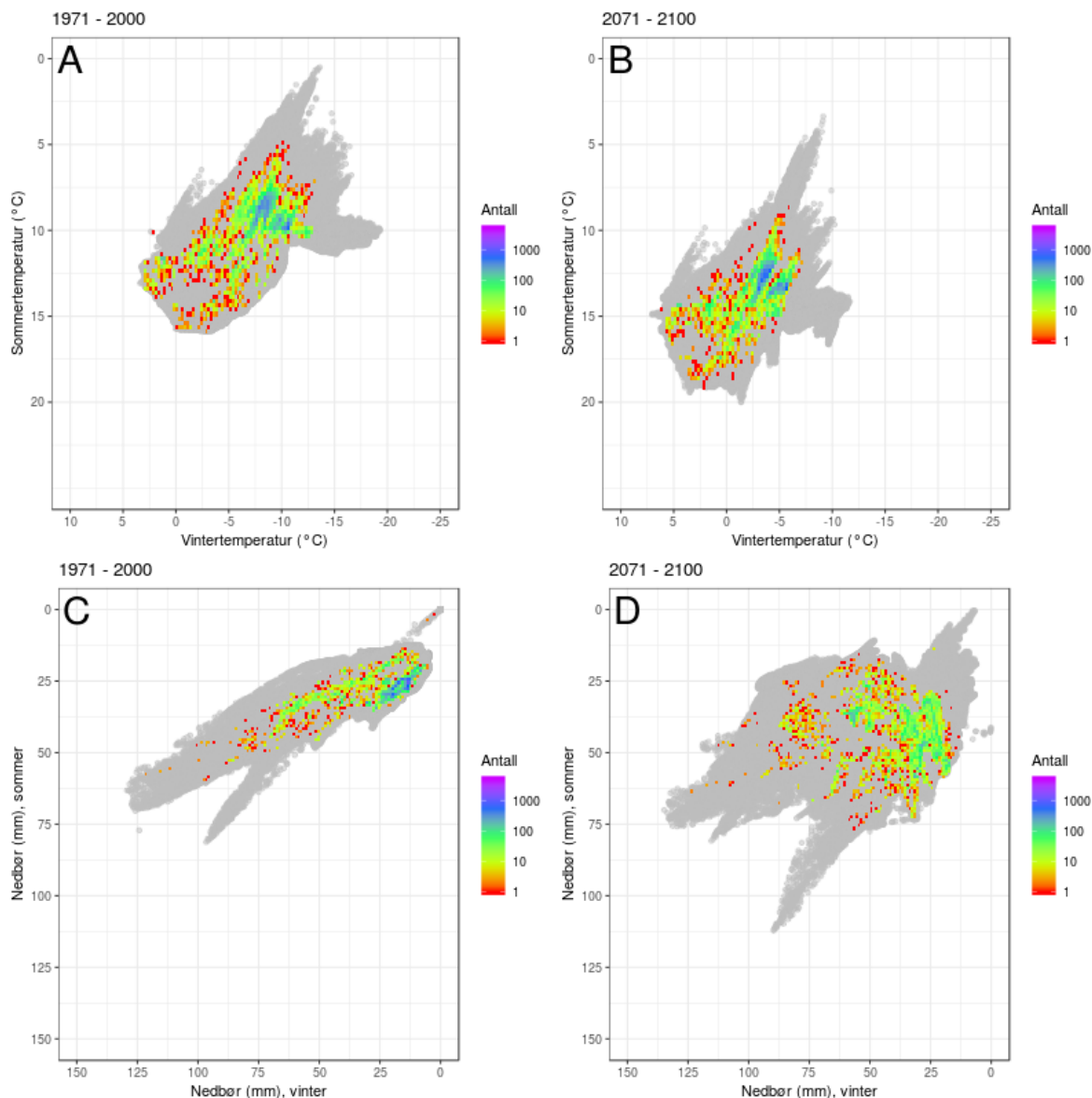
3.2.5 Klima i verneområder med myr

Figur 64 viser hvordan 1km²-ruter som inngår i dagens verneområder med myr fordeles langs klimagradiene for temperatur og nedbør, for perioden 1971-2000 (Figur 64A og C) og 2071-2100 (Figur 64B og D). Som spesifisert i metode-kapittelet (2.3) er ikke dekning av antall ruter direkte sammenlignbart mellom hovedøkosystem og alle verneområder, og mellom de ulike hovedøkosystemene. Men utstrekningen av rutene langs klimagradiene er sammenlignbar, og antall ruter er sammenlignbart for de ulike figurene for myr. Den tydeligste forskjellen i sammenligning med dekningen for alle eksisterende verneområder (Figur 58) er at rutene med de kaldeste temperaturene ikke inngår i verneområder med myr (Figur 64A og B). Disse rutene inngår derimot i verneområder med fjell (Figur 62).



Figur 64. Dagens verneområder med myr (fargede ruter) sin dekning (antall ruter) av gjennomsnittlig temperatur (A & B) og nedbør (C & D) i sommermånedene juni, juli og august, og i vintermånedene desember, januar og februar, for perioden 1971-2000 (A & C) og predikerte verdier for perioden 2071-2100 (B & D). Merk at fargeskalaen for antall ruter er logaritmisk.

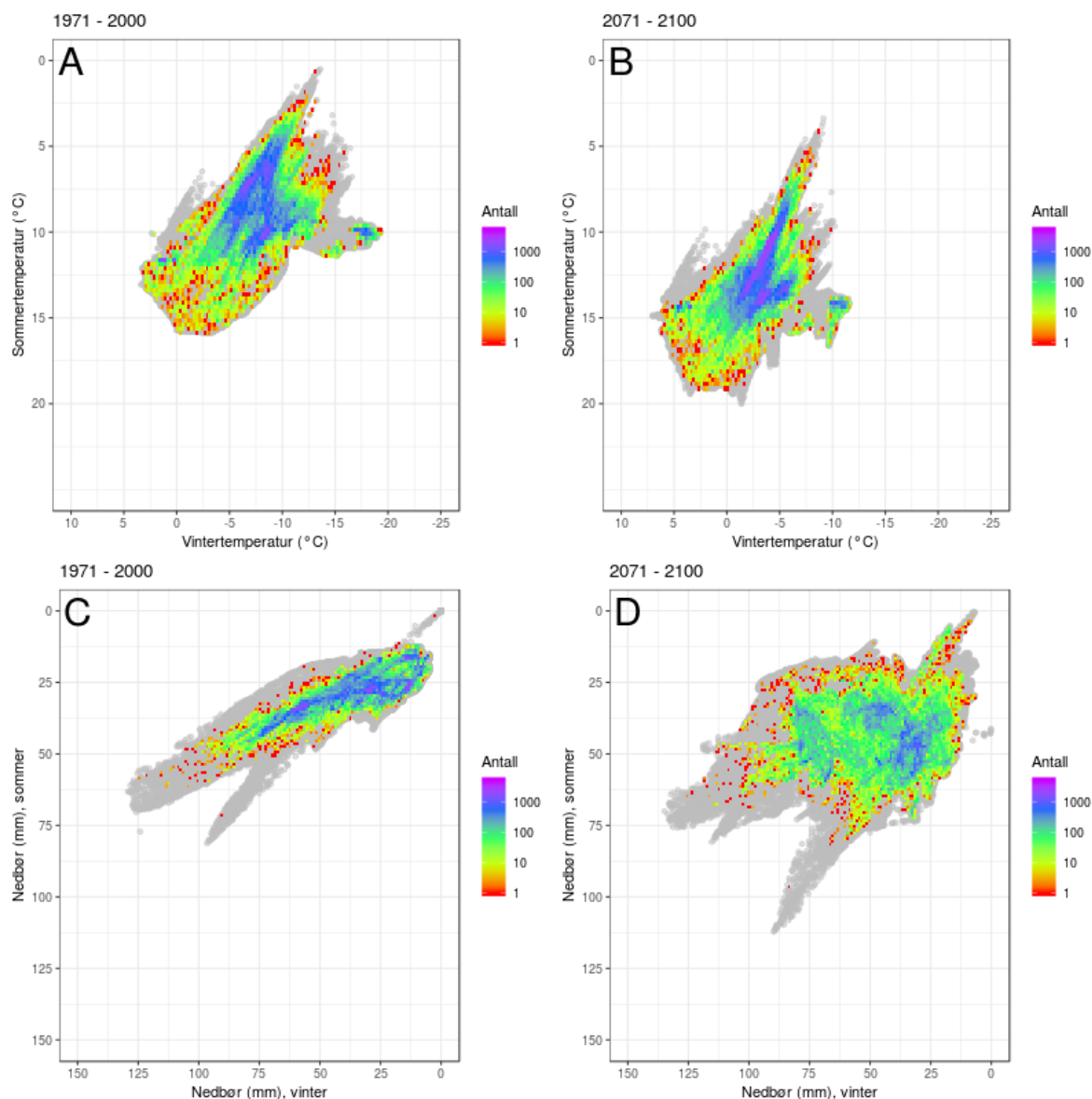
Områdene foreslått for supplerende vern av myr har generelt ganske gjennomsnittlige temperaturer, både for normalperioden 1971-2100 (Figur 65A) og for predikerte fremtidige temperaturer i 2071-2100 (Figur 65B). Den predikerte temperaturøkningen mellom de to periodene gjør at disse gjennomsnittlige temperaturene ligger rundt 10°C om sommeren og -7°C om vinteren i 1971-2100, mens i 2071-2100 vil gjennomsnittlige temperaturer for de samme myrområdene være ca. 15°C om sommeren og -2°C om vinteren. Når det gjelder nedbør har områdene foreslått for supplerende vern av myr naturlig nok en overvekt av 1km²-ruter med relativt høy nedbør i 1971-2000 (Figur 65C). Dette er til dels også tilfellet i 2071-2100, men den økte variasjonen i nedbør gir en økt spredning blant rutene (Figur 65D).



Figur 65. Supplerende verneområder med myr (fargede ruter) sin dekning (antall ruter) av gjennomsnittlig temperatur (A & B) og nedbør (C & D) i sommermånedene juni, juli og august, og i vintermånedene desember, januar og februar, for perioden 19721-2000 (A & C) og predikerte verdier for perioden 2071-2100 (B & D). Merk at fargeskalaen for antall ruter er logaritmisk.

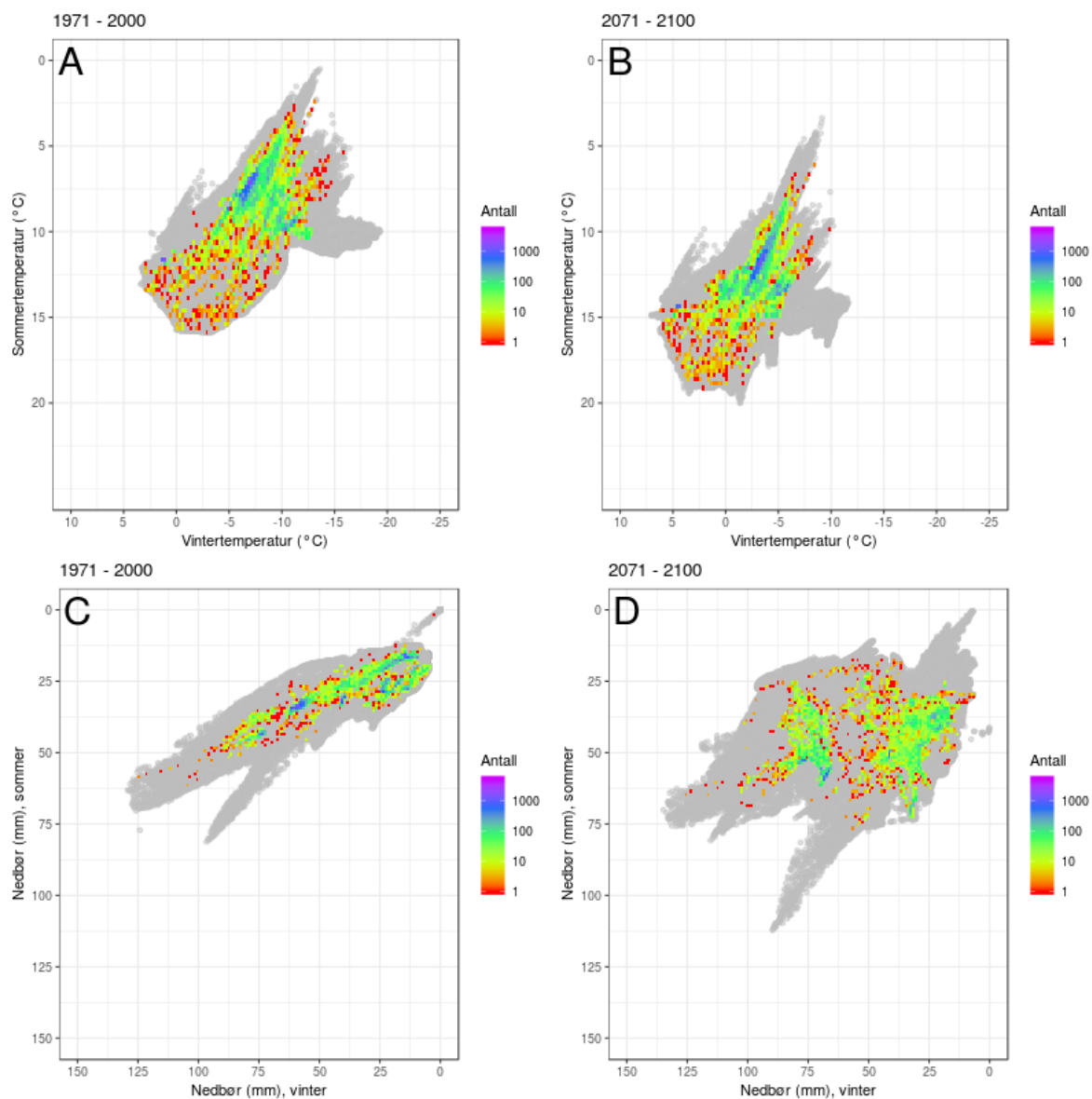
3.2.6 Klima i verneområder med ferskvann

Figur 66 viser hvordan 1km²-ruter som inngår i dagens verneområder med ferskvann fordeles langs klimagradiene for temperatur og nedbør, for perioden 1971-2000 (Figur 66A og C) og 2071-2100 (Figur 66B og D). Som spesifisert i metode-kapittelet (2.3) er ikke dekning av antall ruter direkte sammenlignbart mellom hovedøkosystem og alle verneområder, og mellom de ulike hovedøkosystemene. Men utstrekningen av rutene langs klimagradiene er sammenlignbar, og antall ruter er sammenlignbart for de ulike figurene for ferskvann. Fordelingen av ruter i verneområder med ferskvann langs klimagradiene er omtrent identisk med fordelingen av ruter i alle dagens verneområder (Figur 58), sannsynligvis fordi ferskvann inngår i svært mange verneområder i varierte klima. Ferskvann inngår i verneområder i kombinasjon med omtrent alle andre typer økosystem (fjell, myr, skog osv.), og er dermed i liten grad en undergruppe med et mer spesifikt klima slik tilfellet er for fjell og myr.



Figur 66. Dagens verneområder med ferskvann (fargede ruter) sin dekning (antall ruter) av gjennomsnittlig temperatur (A & B) og nedbør (C & D) i sommermånedene juni, juli og august, og i vintermånedene desember, januar og februar, for perioden 19721-2000 (A & C) og predikerte verdier for perioden 2071-2100 (B & D). Merk at fargeskalaen for antall ruter er logaritmisk.

Områdene foreslått for supplerende vern med ferskvann er også relativt jevnt fordelt langs klimagradiene (Figur 67). Dette er særlig tilfellet for klimaet i 1971-2000 (Figur 67A og C), mens rutene i de supplerende verneområdene med ferskvann dekker en mindre andel av variasjonen i klima i 2071-2100 (Figur 67B og D), spesielt for nedbør siden variasjonen i landet generelt øker.



Figur 67. Supplerende verneområder med ferskvann (fargede ruter) sin dekning (antall ruter) av gjennomsnittlig temperatur (A & B) og nedbør (C & D) i sommermånedene juni, juli og august, og i vintermånedene desember, januar og februar, for perioden 19721-2000 (A & C) og predikerte verdier for perioden 2071-2100 (B & D). Merk at fargeskalaen for antall ruter er logaritmisk.

4 Diskusjon

4.1 Verneområdene som økologisk nettverk

Det er mange praktiske og teoretiske underliggende vurderinger ved en nettverksanalyse. Disse vurderingene bør gjøres i lys av formålet ved nettverksanalysen (Beier m.fl. 2011), samtidig som økologisk teori og praktiske hensyn veies inn. Ønske om høyere detaljnivå og økologisk realisme i analysen vil som regel føre til behov for et detaljert og artsspesifikt datagrunnlag, som vanligvis resulterer i at analysene snevres inn til økologiske nettverk med en relativt begrenset geografisk dekning for en eller noen få arter (f.eks. Stange m.fl. 2019). Dersom formålet for nettverksanalysen er å lage nasjonale kart over økologiske nettverk for brede artsgrupper, må man som regel legge generaliseringer av økologisk teori til grunn for analysen (f.eks. Framstad m.fl. 2012). Dette er dermed fremgangsmåten vi har valgt i denne rapporten, siden formålet var å analysere alle norske verneområders funksjon som økologisk nettverk, uten noen innsnevring til en bestemt artsgruppe (annet enn de økosystem-spesifikke analysene, som begrenser aktuelt habitat, men fremdeles omfatter et vidt spekter av arter med ulik populasjonsdynamikk og spredningsstrategi).

Det er viktig å være klar over at resultatene i denne rapporten ikke er direkte sammenlignbare med resultatene i Framstad m.fl. (2012). Til tross for at samme metode for nettverksanalyse benyttes, så er det underliggende forskjeller i datagrunnlag og enkelte innstillinger i analysen. En stor forskjell er at både svenske og finske verneområder langs riksgrensa er inkludert i nettverksanalysen i denne rapporten, mens kun svenske verneområder (og da alle svenske verneområder nord for 58°N) ble inkludert i Framstad m.fl. (2012). Dette vil både påvirke nettverksegenskapene direkte ved å inkludere et større antall verneområder i analysen, og la også føringer for hvilke data og kategorier av arealdekke og infrastruktur som ble brukt. Datagrunnlaget for arealdekke og infrastruktur utgjør motstandsgridet som bestemmer funksjonell avstand mellom verneområder, og påvirker dermed nettverksegenskapene. I tillegg vil tilgjengelige data for arealdekke påvirke inndelingen av verneområder i hovedøkosystemene fjell, myr og ferskvann. Dermed er ikke verdiene for de ulike nettverksegenskapene direkte sammenlignbare mellom denne rapporten og Framstad m.fl. (2012). Målsetningen for denne rapporten var uansett ikke å sammenligne nettverksanalysen for dagens områder med analysen i Framstad m.fl. (2012), men derimot å vurdere hvorvidt områdene foreslått for supplerende vern, vil bidra til å bedre verneområdene som økologisk nettverk og til å gi robusthet mot klimaendringene.

4.1.1 Styrker og svakheter i dagens nettverk av verneområder

Konnektiviteten i nettverket av dagens verneområder er mindre god for boreonemoral, sørboreal og mellomboreal sone langs vestkysten av Norge. En generell trend for nettverket er at områder langs kysten av Norge, særlig på Vestlandet og i Nord-Norge, er mer isolert enn områder i innlandet. Dette er til dels en uunngåelig konsekvens av at landområder langs kysten vil ha færre omkringliggende landområder å opprette forbindelser med enn landområder i innlandet. Sannsynligvis forsterkes denne trenden av Norges fjellkjeder og fjorder, som virker som en spredningsbarriere for arter knyttet til lavlandet (ved at arealdekke definert som fjell eller marine områder generelt har høy motstand mot spredning i analysen). Isolasjonen av verneområder langs kysten er dermed spesielt synlig i analyser av hovedøkosystemene ferskvann og myr, der vi antar at særlig arealtypen høyfjell skaper betydelig motstand i landskapet som motvirker potensielle forbindelser mellom verneområder.

I sørøst, rundt Oslofjorden og sørover på norsk og svensk side av grensa, er det generelt god konnektivitet i boreonemoral og sørboreal sone. For ferskvann og til dels for myr er det tette forbindelser til svenske verneområder i sørøst.

For fjell er det færre verneområder langs kysten, men særlig fra Trøndelag og nordover er det flere isolerte områder. Særlig i Finnmark er det liten grad av konnektivitet i nettverket, for alle analyserte hovedøkosystem. Konnektiviteten i Sør-Norge er derimot svært god, særlig for de store nasjonalparkene i Jotunheimen, Dovre og Rondane.

4.1.2 De supplerende verneområdenes potensielle bidrag

Områdene foreslått for supplerende vern, gir en generell økning i antall forbindelser og dermed konnektivitet for alle verneområder, også for hvert hovedøkosystem (fjell, ferskvann, myr). Fragmenteringsgraden for nettverket reduseres dermed med rundt 8 – 10 % for hovedøkosystemene. Områdene foreslått for supplerende vern er spredt over hele landet, og gir dermed en generell økning i nettverkets robusthet når det gjelder egenskaper som antall forbindelser per verneområde og anslått mengde migranter tilført hvert verneområde.

De mest synlige bidragene fra de supplerende verneområdene er økt konnektivitet i innlandet i Sør-Norge, særlig rundt større nasjonalparker som Jotunheimen (bl.a. knyttet til de foreslåtte nasjonalparkutvidelsene), og en økning i antall verneområder i Finnmark som gir litt bedre forbindelse mellom kyst og innland. For verneområder som omfatter myr og fjell, gir de supplerende verneområdene også til dels en bedring i konnektivitet langs kysten, særlig i Sør-Norge og da altså i nemoral, boreonemoral og sørboreal sone.

Verneområdene kan deles inn i flere større eller mindre klynger, og de supplerende verneområdene bidrar til å koble sammen noen slike klynger til større enheter. Generelt endrer klyngestrukturen seg lite ved å legge til områdene foreslått for supplerende vern, hvilket heller ikke er å forvente da antall og areal av eksisterende verneområder er langt større enn for de supplerende verneområdene. Med unntak av der en eller noen få verneområder danner små, isolerte klynger, så er det ikke nødvendigvis et mål å maksimere klyngestørrelse. Total konnektivitet i et nettverk gir ikke bare spredningsmuligheter for arter man ønsker å bevare, men også for sykdommer og fremmede arter. I tillegg kan områder ha lokale populasjoner med unik genetisk variasjon, som kan gå tapt ved for stor tilstrømning av migranter. Et økologisk og geografisk meningsfullt antall klynger, med tette forbindelser og god flyt av migranter mellom verneområdene innen hver klynge, kan være et mer hensiktsmessig mål når det gjelder klyngestruktur.

4.1.3 Vurderinger av nettverksanalysen

Som spesifisert i metode-kapittelet har vi gjort flere generelle antagelser om spredningsevne, effekter av avstand og landskapets framkommelighet for migranter som påvirker resultatet av nettverksanalysen. Ideelt sett skulle betydningen av slike antagelser blitt testet ut i sensitivitetsanalyser, som kunne gi mål på hvordan for eksempel grensen satt for maksimal funksjonell avstand eller motstandsgraderingen for ulike arealtyper påvirker resultatet. Slike analyser er tidkrevende, og var derfor ikke mulig å utføre innen rammene for dette prosjektet. Men selv om de spesifikke verdiene for nettverksegenskapene i stor grad avhenger av premissene satt for analysen, så vil sannsynligvis den relative forskjellen med og uten supplerende verneområder være mindre sensitiv til endringer i premissene.

Det er også mulig å ta hensyn til variabler som kan påvirke arters spredning, som ikke ble inkorporert i analysen i denne rapporten. Topografi er for eksempel ikke inkludert, med unntak av kategoriseringen av fjellområder. Topografi kan tenkes å påvirke arters spredningsevne ved å skape større motstand i brattere terreng. Samtidig vil dette, som alle de andre premissene, også være artsspesifikt da fugler for eksempel sannsynligvis påvirkes lite av topografi. Enda mer relevant, men samtidig teknisk krevende, kan være å inkorporere strømrøtning for ferskvann i analysen. De fleste ferskvannsarter forventes å spres betydelig lettere nedstrøms enn oppstrøms, hvilket vil påvirke effekten av avstand.

En mulig oppfølging av disse nasjonale nettverksanalysene som kan være av større interesse for regionale og lokale forvaltningsmyndigheter, er å velge ut mindre geografiske områder for mer detaljerte analyser av nettverket av verneområder og effekten av endringer i dette nettverket (som f.eks. Stange m.fl. 2019, Foltête m.fl. 2014, Zetterberg m.fl. 2010). Da kan det også være mer hensiktsmessig å fokusere på utvalgte arter eller artsgrupper, enten basert på tilgjengelig data, prioritering ut fra bevaringshensyn eller antagelse om artens representativitet for andre arter. Regionale eller lokale nettverksanalyser kan brukes til å gjøre spesifikke prioriteringer når det gjelder vern eller utbygging (Foltête m.fl. 2014), og fokus på en eller noen få arter gjør det mulig å til en viss grad kontrollere nettverksanalysens antagelser og prediksjoner. For områdene foreslått for supplerende vern kan det for eksempel være informativt å utføre en fokusert nettverksanalyse for avgrensede områder langs kysten på Vestlandet, Sørlandet eller rundt Oslofjorden, der den høye tettheten av små verneområder gjør det vanskelig å se effekter av nye verneområder i analyser på nasjonal skala.

4.2 Verneområdenes klimarobusthet

En rekke økologiske responser på klimaendringer er allerede dokumentert over hele verden, hovedsakelig knyttet til arters fenologi – altså tidspunkt for hendelser i artenes livshistorie – eller utbredelse (Parmesan 2006). Endringer i utbredelse er spesielt relevant i forhold til verneområders dekning av klimatiske gradienter, og hvorvidt verneområdenes konnektivitet som nettverk tillater spredning mellom verneområder med ulikt klima. Chen m.fl. (2011) sammenfattet publiserte studier av endret utbredelse i enten breddegrader eller høydemeter i en meta-analyse, og fant at gjennomsnittlig forflytning nordover var 17,6 km per tiår, mens gjennomsnittlig forflytning oppover var 12,2 meter per tiår. For arter som er tilpasset høyfjellet, forhold i Arktis eller Antarktis, vil forflytning til høyder eller breddegrader med mer passende klima ikke være en mulig respons, hvilket resulterer i en redusert utbredelse og populasjonsnedgang for mange av disse artene (Parmesan 2006). Men det er ikke bare høyfjellsarter eller arter ved ekstreme breddegrader som kan bli forhindret i å tilpasse utbredelsen sin til et endret klima. Alle arter kan risikere å ikke kunne justere utbredelsen til klimaendringene, enten fordi kombinasjonen av egnet habitat og egnet klima ikke finnes i et endret klima, eller den finnes, men er for isolert i forhold til artens spredningsevne. Eventuelt kan arter forflytte seg, men det fører til en reduksjon i utbredelse og/eller tallrikhet fordi det er mindre egnet habitat og/eller mer fragmentert egnet habitat der det er egnet klima i fremtiden (Opdam & Wascher 2004). De vanligste foreslåtte forvaltningsstrategiene for å ta hensyn til effekten av klimaendringer på arters utbredelse er å (i) øke verneområders dekning av variasjon i habitater og klima, og (ii) å øke konnektiviteten mellom verneområder for at arter lettere skal kunne forflytte seg til nye områder (Groves m.fl. 2012). Vos m.fl. (2008) kombinerte bioklimatiske utbredelsesmodeller med spredningsmodeller for å predikere hvorvidt ulike arter vil være i stand til å forflytte seg til nye områder med egnet habitat ettersom klimaet endrer seg. De analyserte den europeiske utbredelsen til ni arter knyttet til tre ulike habitat; skog, våtmark og eng. I alle tilfeller ville deler av framtidig egnet habitat være utilgjengelig grunnet fragmentering, med mindre man tilrettela for spredning ved å skape nye egnede områder som kunne fungere som korridorer eller vadesteiner («stepping stones»). Nettverk av habitatområder ble betegnet som «klima-sikre» dersom nettverket inkluderte områder med egnet klima både på tidspunktet for analysene, i 2020 og i 2050. Altså områder som koblet endringer i klima over tid med romlig konnektivitet egnet for artens spredningsevne.

4.2.1 Norske verneområder

Analysene av norske verneområders dekning av klimagrader i denne rapporten er mer generell enn analysene i Vos m.fl. (2008), der man kun brukte noen få eksempel-arter. Ved å fokusere på enkeltarter kan man snevre inn hva som er et egnet klima, hva som er egnet habitat, og hvilke spredningsavstander som er sannsynlige. Samtidig blir analysene mindre dekkende for andre arter, og siden oppdraget for denne rapporten var å analysere alle norske verneområder,

så har vi valgt en generell tilnærming. Prediksjonene for fremtidig temperatur og nedbør i Norge viser store endringer, også for verneområdenes arealer. Dagens verneområder (per 22.02.2019) dekker en stor andel av gradientene i Norge både for temperatur og nedbør, så det er en relativt bred representasjon både for dagens klima (1971-2000) og et fremtidig klima (2071-2100). Allikevel er det få klimaforhold som er representert av mye vernet areal, så det er liten grad av replikasjon. Både representasjon og replikasjon er ansett som strategier for å øke verneområdenes klimarobusthet (Mawdsley m.fl. 2009).

I denne rapporten vurderes verneområdenes klimarobusthet ut fra antall 1km²-ruter de omfatter for et gitt klima. Høyere antall ruter gir høyere grad av replikasjon av det klimaet blant verneområdene, som kan antas å øke robustheten mot klimaendringer ved å redusere avhengigheten av ett eller noen få områder. Verneområdene kan også vurderes ut fra i hvor stor grad 1km²-rutene de omfatter inkluderer hele bredden for klimagradientene i Norge. Dersom hele spennet i for eksempel gjennomsnittlig vintertemperatur, fra rundt 5°C til – 20°C, inngår blant 1km²-rutene i verneområder, så har verneområdene god representativitet for denne klimagradienten. Dette antas å øke verneområdenes klimarobusthet ved omfatte flere alternative klima for organismer, både i dag og i fremtiden.

Våre analyser viser at de supplerende verneområdene i stor grad øker replikasjonen når det gjelder dekning av temperaturgradientene, og i noen grad øker de også representasjonen ved å inkludere noen områder med varmere vintre og noen områder med kaldere vintre enn det som i hovedsak dekkes av dagens verneområder. Dersom de foreslåtte nasjonalparkutvidelsene ikke inkluderes, blir særlig økningen i replikasjon betydelig mindre, spesielt for områder med kalde somre. Dette er i stor grad fjellområder og nordlige områder, som kan være spesielt viktige for klimarobusthet idet arter som i dag har sin utbredelse i lavlandet og sørlige områder, kan måtte forflytte seg nordover eller opp høydegradienter for å finne egnede områder i fremtidens varmere klima. Særlig høydegradienter kan være svært viktige for arter med begrenset spredningsevne. Samtidig kan arters respons på klimaendringer være vanskelige å forutsi, og det er også sterke argumenter for at det å styrke arters populasjoner i deres nåværende utbredelse, ved å øke mengde eller kvalitet av habitatet, kan være vel så viktig for deres fremtidige overlevelse som å tilrettelegge for spredning, også i et endret klima (Hodgson m.fl. 2009).

Trender og utbredelse i forhold til nedbør er vanskeligere å tolke økologisk, da det ikke gjenspeiler noen lettforståelige gradienter som nord-sør eller lavland-fjell. Til en viss grad gjenspeiler antagelig variasjonen i nedbørsgradientene analysert her en gradient fra kyst (mye nedbør) til innland (lite nedbør), men sammenhengen er ikke like tydelig som for temperatur, og de fremtidige prediksjonene er mindre ensrettede. Selv om det forventes at Norge i gjennomsnitt vil få en økning i nedbør på 18% (Hanssen-Bauer m.fl. 2015), så ser vi at den geografiske variasjonen i dekning av nedbørsgradientene analysert her, ikke forskyver seg like tydelig som temperaturgradientene. Den tydeligste trenden i våre analyser av gjennomsnittlig nedbør om sommeren og vinteren i 1 km²-ruter over hele Norge, er at fremtidig predikert nedbør vil variere mer geografisk. Dette fører til at dagens verneområder får en lavere replikasjon av områder med forskjellige nedbørstrender, selv om representasjonen fremdeles er relativt dekkende. Områdene foreslått for supplerende vern, vil øke både replikasjon og representasjon i dagens klima og i fremtidens klima, særlig dersom nasjonalparkutvidelsene inkluderes. Arters respons på endringer i nedbørstrender er mindre studert og mer uforutsigbar enn respons på endringer i temperatur, og kan være svært avhengig av hvorvidt høy gjennomsnittlig nedbør skyldes noen få ekstreme regnskurer eller økning i perioden med nedbør. Ekstremnedbør kan føre til regnflom, som gir en forstyrrelse i økosystemet som kan begrense utbredelsen til enkelte arter (Vervuren m.fl. 2003). På den annen side kan økning i perioden med nedbør virke negativt på arter som reduserer sin aktivitet i nedbør. For eksempel kan økt antall dager med nedbør i sommersesongen redusere flygetid for mange insekter (Gough m.fl. 2015, Sturtevant m.fl. 2013), hvilket reduserer deres mulighet til å finne næring og til å reproducere. Et mer variabelt nedbørregime i reproduksjons-sesongen øker også sannsynligheten for episoder med skadelig tørke.

4.2.2 Variabilitet og ekstremhendelser

Betydningen av økt klimatisk variabilitet, inkl. hyppigere ekstremhendelser som regnflom og tørke, er ikke analysert i denne rapporten. Dette er en effekt av klimaendringene som har fått økende oppmerksomhet de senere årene, da man nå begynner å se eksempler på slike hyppige ekstremhendelser (Vasseur m.fl. 2014, Smale & Wernberg 2013). For eksempel var 2002 det tørreste året på 150 år i sørlige California (Bolger m.fl. 2005). Sammenlignet med 2001, som var et normalt år for nedbør og tørke, så hadde tørken i 2002 dramatiske effekter på spurvefugler i California. Fire arter ble undersøkt i studien, og mens gjennomsnittlig antall fugleunger per fuglepar var 2,37 i 2001, så var det i 2002 kun 0,07 fugleunger i gjennomsnitt per par (Bolger m.fl. 2005). I tillegg forsøkte kun 6,7% av fugleparene å reprodusere i 2002, mens 88,4% forsøkte å reprodusere i 2001. Forfatterne av studien konkluderer med at dersom slike år med ekstremtørke blir vanligere, vil det kunne true overlevelsen for disse fuglepopulasjonene. Et annet eksempel er påvirkningen fra en hetebølge i det Indiske hav utenfor Australia i 2011 på utbredelsen til en habitat-dannende tang (Smale & Wernberg 2013). Hetebølgen økte temperaturen 4°C over normalen langs 2000 km med kystlinje, og selv om hetebølger ikke er uvanlig i dette området, så lå temperaturen også 2°C over det som var normalt for slike hetebølger, hvilket resulterte i de høyeste registrerte verdiene for varmestress noensinne fra dette området. Dette førte til at utbredelsen for tangen ble redusert med 100 km. Dette vil påvirke hele det marine økosystemet i disse områdene, siden tangskogene skapte strukturelt komplekse levesteder (Smale & Wernberg 2013).

Til tross for at ekstreme værforhold kan ha dramatiske effekter på økosystemer, så er det få strategier for naturforvaltning knyttet til slike ekstremhendelser (Jones m.fl. 2016). Selv om vi vet at klimaendringene fører til en økning i frekvensen av ekstremhendelser (Hanssen-Bauer m.fl. 2015), så er dette vanskeligere å ta hensyn til på en ressurseffektiv måte siden ekstremhendelser er relativt uforutsigbare når det gjelder tid og sted. Allikevel vil noen områder være mer utsatt for klimatiske ekstremhendelser enn andre. En mulig strategi er å forsøke å øke disse områdenes robusthet mot ekstremhendelser, for eksempel ved å øke de aktuelle habitatenes kvalitet og/eller kvantitet. Økt mengde habitat kan gi større sannsynlighet for at ikke habitatet påvirkes negativt i hele sin utstrekning. Økt kvalitet og/eller økt kvantitet kan gi grunnlag for større populasjoner av arter som tåler større demografiske svingninger som følge av dårlige år. Vi har ikke hatt mulighet til å utføre analyser av hvilke verneområder i Norge som vil være mest utsatt for ekstremhendelser i framtidens klima innenfor dette prosjektets rammer.

5 Konklusjon

På nasjonal skala er de tydeligste trendene for norske verneområder som økologisk nettverk generelt at de har en bedre konnektivitet i innlandet enn langs kysten. Fjellområder har særlig god konnektivitet i innlandet i Sør-Norge, myr og ferskvann har god konnektivitet særlig i Sørøst-Norge langs svenskegrensa. Verneområder langs kysten og i Nord-Norge er derimot mer isolert. Områdene foreslått for supplerende vern gir en økning i konnektivitet spredt over store deler av landet, der mange lokale effekter er mindre synlige på nasjonal skala. Regionale analyser kunne vært et informativt oppfølgingsprosjekt til denne rapporten. Effektene av de supplerende verneområdene er mest synlige i Finnmark, der de nye områdene bidrar til en bedring av konnektiviteten mellom verneområder på Finnmarksvidda og omegn, og rundt Jotunheimen og Dovre, der forslag til nye og utvidede nasjonalparker gir en tydelig økning i antall forbindelser og flyt av migranter mellom verneområdene.

Norske verneområder har en relativt god dekning av både nåværende og fremtidige klimagrader (gjennomsnittlig temperatur og nedbør, sommer og vinter), med unntak enkelte ytterverdier, særlig områder med spesielt høy nedbør og områder med kalde vintre, men relativt varme somre (typisk innland i nord, som Finnmarksvidda). Områdene foreslått for supplerende vern vil bidra med økt dekning for noen slike klimakombinasjoner som i liten grad eller ikke i det hele tatt inngår i eksisterende verneområder, men flertallet av områdene vil naturlig nok være klimatisk sett mer gjennomsnittlige. De predikerte klimaendringene frem mot perioden 2071-2100 vil dessuten føre til en økt geografisk variasjon i nedbør i Norge, hvilket fører til at færre av dagens verneområder har lignende nedbørsmønster i fremtiden, og de supplerende verneområdene bidrar relativt sett mer til dekningen av fremtidens nedbørsvariasjon enn dagens nedbørsvariasjon. Forslagene til nye eller utvidede nasjonalparker vil særlig bidra med økt areal i områder med kaldt klima. Til tross for at eksisterende verneområder har god dekning for dette klimaet allerede, kan slike områder vise seg å være spesielt verdifulle for verneområdenes klimarobusthet. Den predikerte endringen i Norges klima fra perioden 1971-2000 til perioden 2071-2100 vil føre til en forskyvning på ca. 5°C mot varmere klima, hvilket vil resultere i at områder med kaldt klima i dag vil få gjennomsnittlige temperaturer som tilsvarer dagens klima i varmere, sørlige områder. Dermed kan dagens kalde verneområder nord i landet eller i fjellet, bli tilfluktssted for arter som i dag finnes sør i landet og/eller i lavlandet.

6 Referanser

¹ SSB, vernet areal: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/arealvern/aar>

² Natura 2000: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm

³ Emerald-nettverket: <https://www.coe.int/en/web/bern-convention/emerald-network>

⁴ r.connectivity: <https://grass.osgeo.org/grass7/manuals/addons/r.connectivity.html>

Altermatt, F. (2009). Climatic warming increases voltinism in European butterflies and moths. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277(1685), 1281-1287.

Beier, P., Spencer, W., Baldwin, R. F., & McRAE, B. H. (2011). Toward best practices for developing regional connectivity maps. *Conservation Biology*, 25(5), 879-892.

Bennett, G., & Mulongoy, K. J. (2006). Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. In Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series (Vol. 23, p. 100).

Bässler, C., Hothorn, T., Brandl, R., & Müller, J. (2013). Insects overshoot the expected upslope shift caused by climate warming. *Plos One*, 8(6), e65842.

Boddy, L., Büntgen, U., Egli, S., Gange, A.C., Heegaard, E., Kirk, P.M., Mohammad, A. & Kauserud, H. (2014). Climate variation effects on fungal fruiting. *Fungal Ecology*, 10, 20-33.

Bolger, D. T., Patten, M. A., & Bostock, D. C. (2005). Avian reproductive failure in response to an extreme climatic event. *Oecologia*, 142 (3), 398-406.

Calabrese, J.M. & Fagan, W.F. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2 (10), 529-536.

Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045), 1024-1026.

Dahle, B., & Swenson, J.E. (2003). Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. *Journal of Zoology*, 260 (4), 329-335.

Driscoll, D. A., Banks, S. C., Barton, P. S., Lindenmayer, D. B., & Smith, A. L. (2013). Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in ecology & evolution*, 28(10), 605-613.

Eide, N., & Blumentrath, S. (2012): Arealer over skoggrensen i Fennoskandia. Upublisert vektordatasett. Kontakt stefan.blumentrath@nina.no for mer informasjon.

Fitter, A. H., & Fitter, R. S. R. (2002). Rapid changes in flowering time in British plants. *Science*, 296(5573), 1689-1691.

Foltête, J. C., Girardet, X., & Clauzel, C. (2014). A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. *Landscape and Urban Planning*, 124, 140-150.

Forister, M. L., & Shapiro, A. M. (2003). Climatic trends and advancing spring flight of butterflies in lowland California. *Global change biology*, 9(7), 1130-1135.

Framstad, E., Blindheim, T., Erikstad, L., Thingstad, P.G. & Storeid, S.-E. (2010). Naturfaglig evaluering av norske verneområder. –

NINA Rapport 535.

Framstad, E., Blumentrath, S., Erikstad, L. & Bakkestuen, V. (2012). Naturfaglig evaluering a norske verneområder. Verneområdenes funksjon som økologisk nettverk og toleranse for klimaendringer. – NINA Rapport 888.

Gange, A. C., Gange, E. G., Sparks, T. H., & Boddy, L. (2007). Rapid and recent changes in fungal fruiting patterns. *Science*, 316(5821), 71-71.

Gough, L.A., Sverdrup-Thygeson, A., Milberg, P., Pilskog, H.E., Jansson, N., Jonsell, M., & Birkemoe, T. (2015) Specialists in ancient trees are more affected by climate than generalists. *Ecology and Evolution*, 5 (23), 5632-5641.

Groves, C.R., Game, E.T., Anderson, M.G., Cross, M., Enquist, C., Ferdana, Z., Girvetz, E., Gondor, A., Hall, K.R., & Higgins, J. (2012) Incorporating climate change into systematic conservation planning. *Biodiversity Conservation*, 21 (7), 1651-1671.

Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford University Press.

Hanski, I., Kuussaari, M., & Nieminen, M. (1994). Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. *Ecology*, 75(3), 747-762.

Hanssen-Bauer, I., Førland, E., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, A., Nesje, A., Nilsen, J.-E.Ø., Sandven, S., Sandø, A., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. (2015) Klima i Norge 2100. NCCS report. Miljødirektoratet.

Hodgson, J. A., Thomas, C. D., Wintle, B. A., & Moilanen, A. (2009). Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 964-969.

Høye, T. T., Post, E., Schmidt, N. M., Trøjelsgaard, K., & Forchhammer, M. C. (2013). Shorter flowering seasons and declining abundance of flower visitors in a warmer Arctic. *Nature Climate Change*, 3(8), 759.

IPCC, (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.

Jones, K. R., Watson, J. E., Possingham, H. P., & Klein, C. J. (2016). Incorporating climate change into spatial conservation prioritisation: A review. *Biological Conservation*, 194, 121-130.

Jongman, R. H. (1995). Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and urban planning*, 32(3), 169-183.

Jongman, R. H., Bouwma, I. M., Griffioen, A., Jones-Walters, L., & Van Doorn, A. M. (2011). The pan European ecological network: PEEN. *Landscape ecology*, 26(3), 311-326.

Jönsson, A. M., Appelberg, G., Harding, S., & Bärning, L. (2009). Spatio-temporal impact of climate change on the activity and voltinism of the spruce bark beetle, *Ips typographus*. *Global Change Biology*, 15(2), 486-499.

Kausrud, H., Heegaard, E., Semenov, M.A., Boddy, L., Halvorsen, R., Stige, L.C., Sparks, T.H., Gange, A.C. & Stenseth, N.C. (2009) Climate change and spring-fruited fungi. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Series*, 277 (1685), 1169-1177.

Kausrud, H., Stige, L.C., Vik, J.O., Økland, R.H., Høiland, K., & Stenseth, N.C. (2008) Mushroom fruiting and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (10), 3811-3814.

Logan, J. A., Régnière, J., & Powell, J. A. (2003). Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(3), 130-137.

MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.

Mawdsley, J. R., O'malley, R., & Ojima, D. S. (2009). A review of climate-change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 23(5), 1080-1089.

Meld. St. nr. 14 (2015-2016). *Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold*. – Melding til Stortinget, Klima- og miljødepartementet.

Moen, A. (1998) *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Statens Kartverk, Hønefoss. 199 s.

Norros, V. (2013) *Measuring and modelling airborne dispersal in wood decay fungi*. PhD, University of Helsinki.

Opdam, P., & Wascher, D. (2004). Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological conservation*, 117(3), 285-297.

Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637-669.

Ranius, T. (2006) Measuring the dispersal of saproxylic insects: a key characteristic for their conservation. *Population Ecology*, 48 (3), 177-188.

Ranius, T. & Hedin, J. (2001) The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia*, 126 (3), 363-370.

Ranius, T., Johansson, V., & Fahrig, L. (2010). A comparison of patch connectivity measures using data on invertebrates in hollow oaks. *Ecography*, 33 (5), 971-978.

Roy, D. B., & Sparks, T. H. (2000). Phenology of British butterflies and climate change. *Global change biology*, 6(4), 407-416.

Smale, D. A., & Wernberg, T. (2013). Extreme climatic event drives range contraction of a habitat-forming species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280 (1754), 20122829.

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 of Nature Research.

Steinbauer, M.J., Grytnes, J.-A., Jurasinski, G., Kulonen, A., Lenoir, J., Pauli, H., Rixen, C., Winkler, M., Bardy-Durchhalter, M., & Barni, E.J.N. (2018) Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature*, 556 (7700), 231.

Sturtevant, B.R., Achtemeier, G.L., Charney, J.J., Anderson, D.P., Cooke, B.J., & Townsend, P.A. (2013) Long-distance dispersal of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* Clemens) in

Minnesota (USA) and Ontario (Canada) via the atmospheric pathway. *Agricultural Forest Meteorology*, 168, 186-200.

Urban, D.L., Minor, E.S., Treml, E.A. & Schick, R.S. (2009) Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters*, 12 (3), 260-273.

Vasseur, D.A., DeLong, J.P., Gilbert, B., Greig, H.S., Harley, C.D., McCann, K.S., Savage, V., Tunney, T.D., & O'Connor, M.I. (2014) Increased temperature variation poses a greater risk to species than climate warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281 (1779), 20132612.

Vervuren, P. J. A., Blom, C. W. P. M., & De Kroon, H. (2003). Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *Journal of ecology*, 91(1), 135-146.

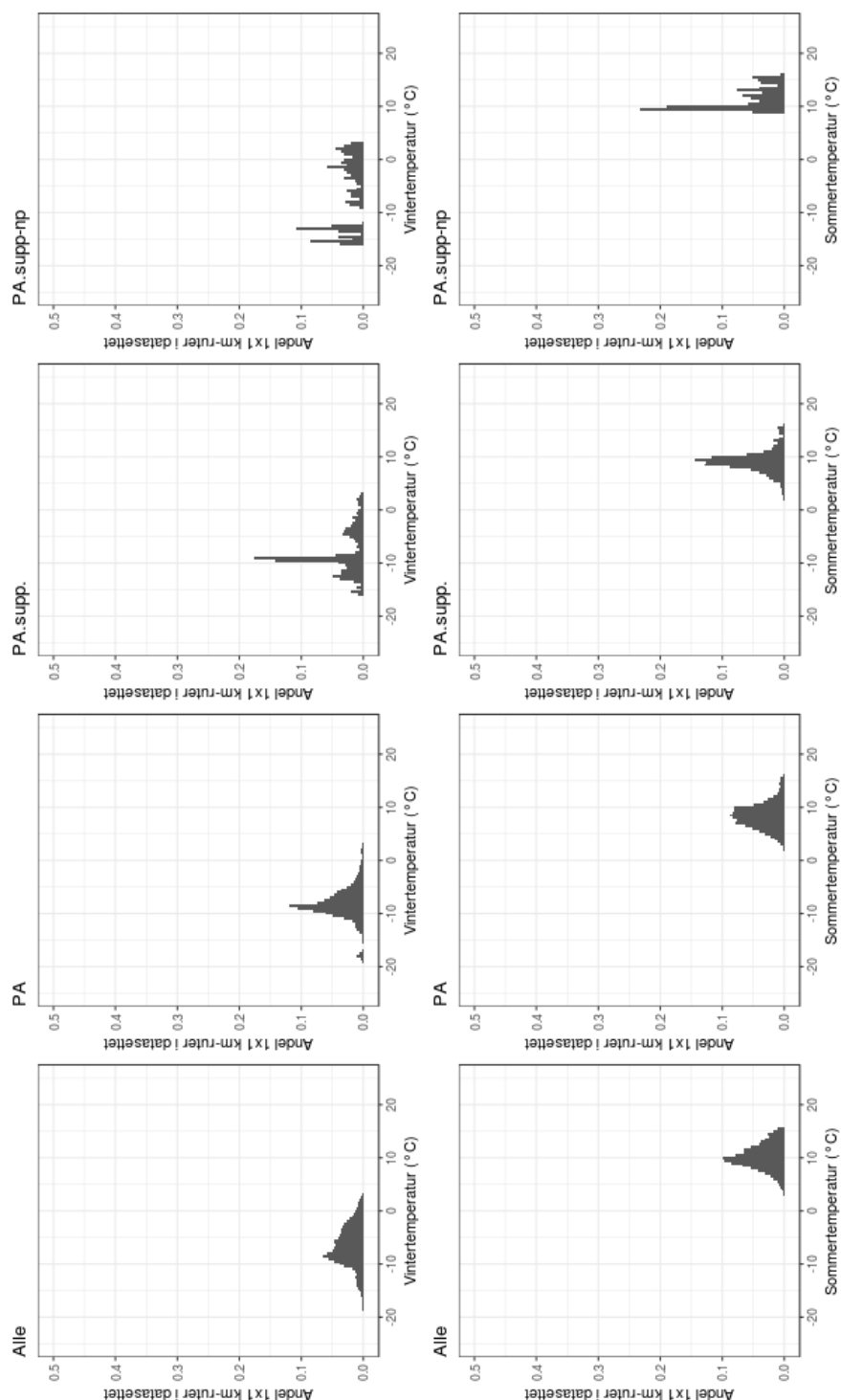
Vos, C.C., Berry, P., Opdam, P., Baveco, H., Nijhof, B., O'Hanley, J., Bell, C., & Kuipers, H. (2008) Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology*, 45 (6), 1722-1731.

Wollan, A. K., Bakkestuen, V., Kauserud, H., Gulden, G., & Halvorsen, R. (2008). Modelling and predicting fungal distribution patterns using herbarium data. *Journal of Biogeography*, 35(12), 2298-2310.

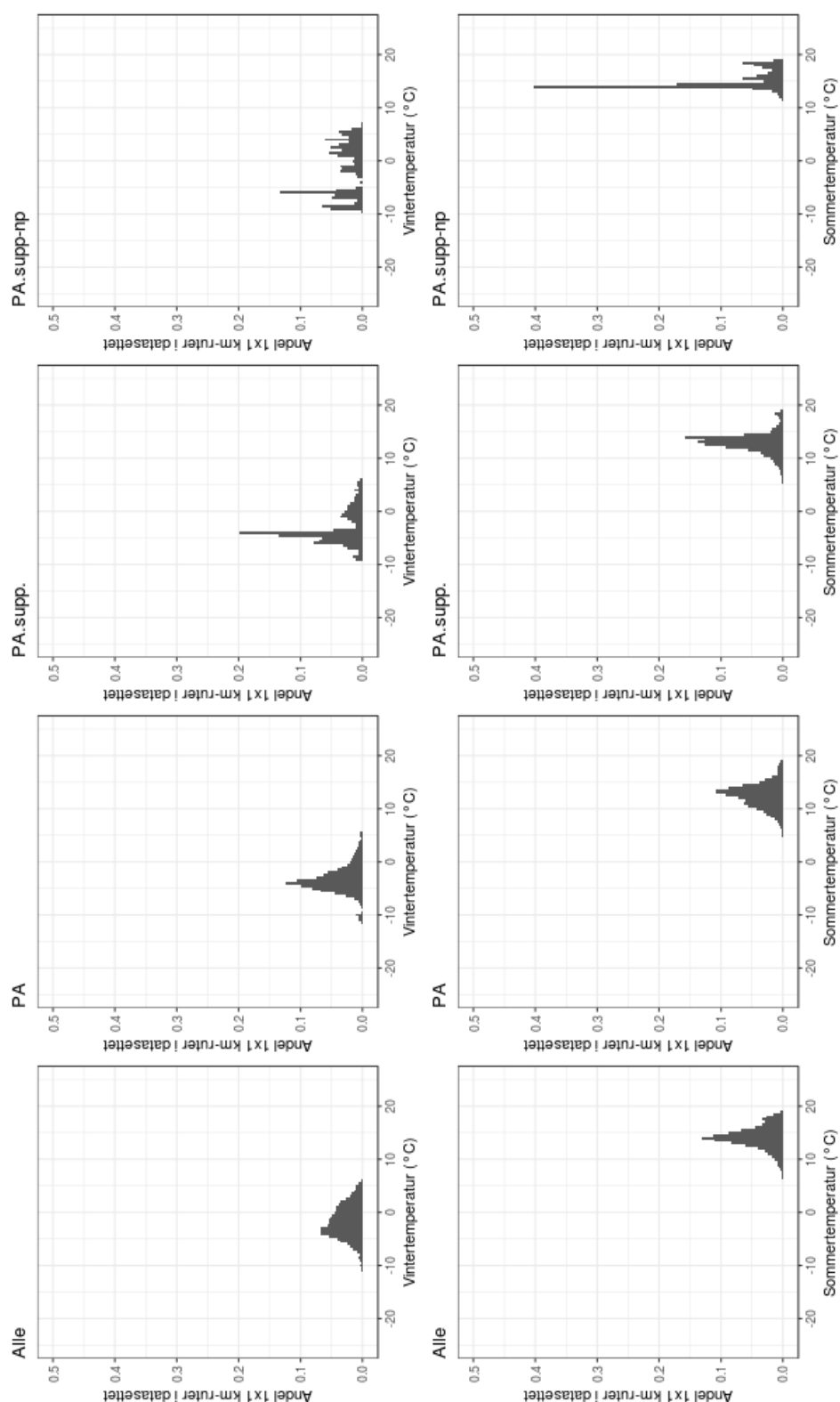
Zetterberg, A., Mörtberg, U. M., & Balfors, B. (2010). Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. *Landscape and urban planning*, 95(4), 181-191.

Vedlegg

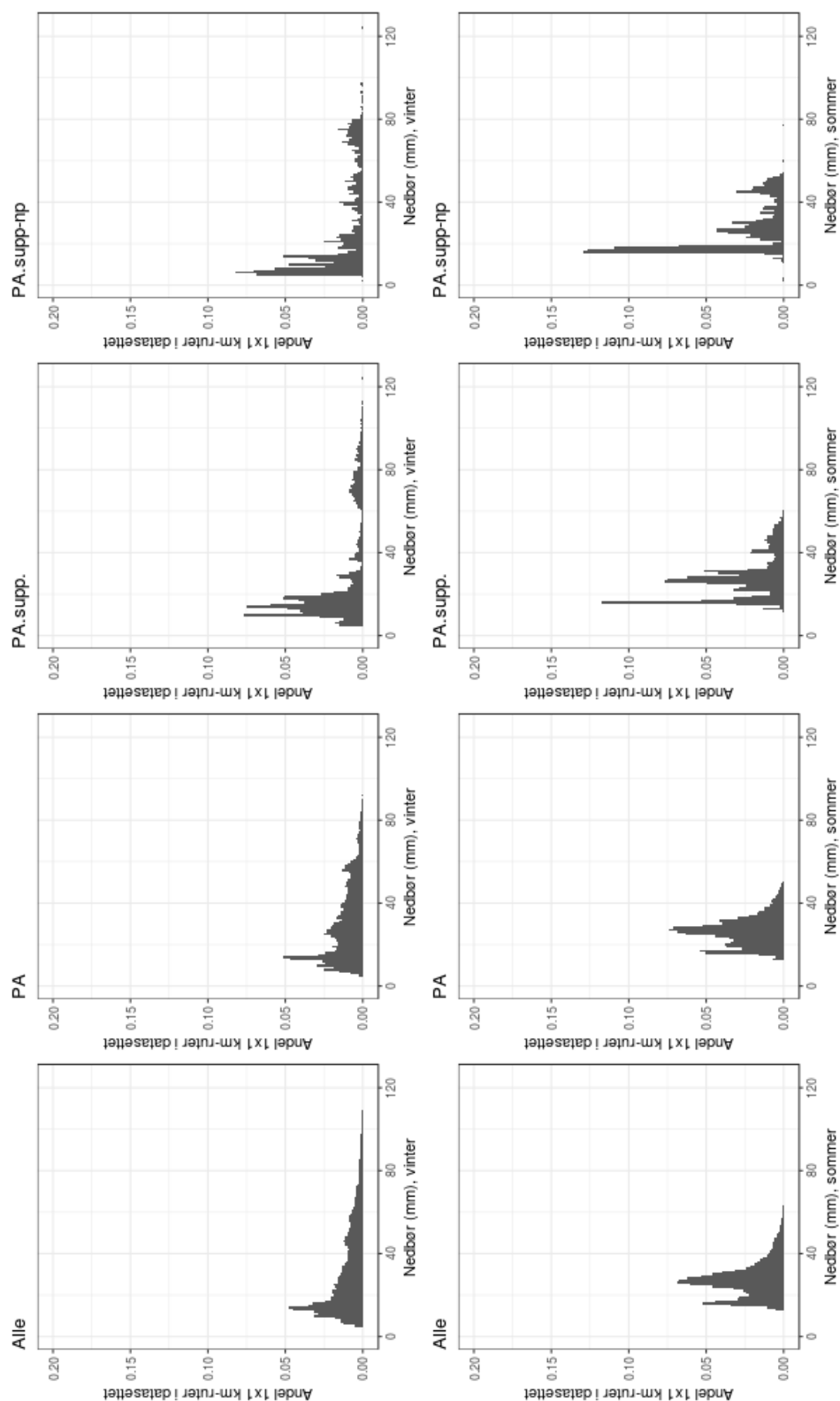
Histogram for rutefordeling langs klimagradienter



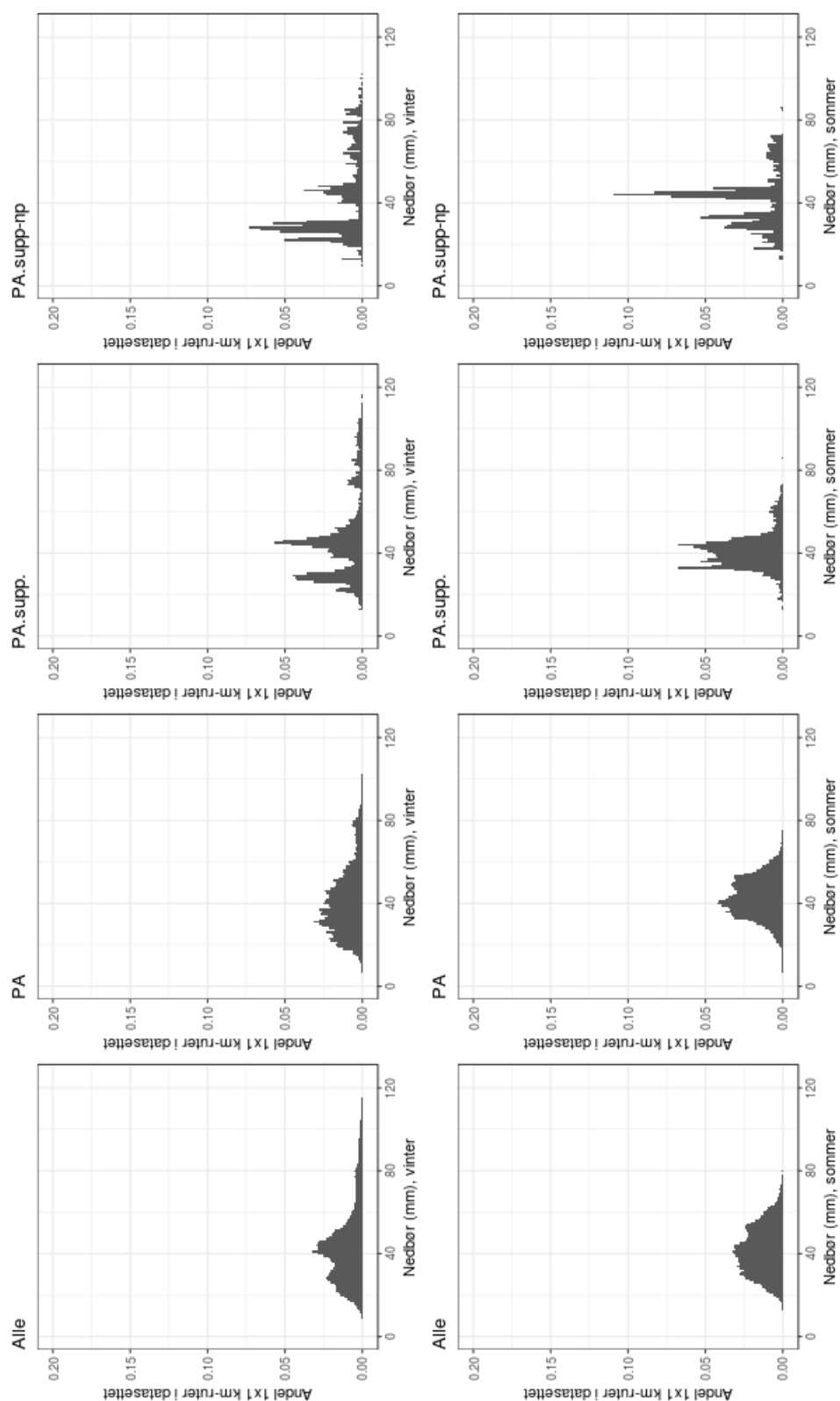
Figur V1. Fordeling av 1-km²-ruter langs temperaturgradienter i 1971-2000 for vinter (desember, januar, februar) og sommer (juni, juli, august) for fastlands-Norge (Alle), alle eksisterende verneområder per 22.02.2019 (PA = Protected Areas), alle supplerende verneområder (PA.supp) og supplerende verneområder uten foreslåtte nye og utvidede nasjonalparker (PA.supp-np).



Figur V2. Fordeling av 1-km²-ruter langs temperaturgradienter i 2071-2100 for vinter (desember, januar, februar) og sommer (juni, juli, august) for fastlands-Norge (Alle), alle eksisterende verneområder per 22.02.2019 (PA = Protected Areas), alle supplerende verneområder (PA.supp) og supplerende verneområder uten foreslåtte nye og utvidede nasjonalparker (PA.supp-np).



Figur V3. Fordeling av 1-km²-ruter langs nedbørsgradienter i 1971-2000 for vinter (desember, januar, februar) og sommer (juni, juli, august) for fastlands-Norge (Alle), alle eksisterende verneområder per 22.02.2019 (PA = Protected Areas), alle supplerende verneområder (PA.supp) og supplerende verneområder uten foreslåtte nye og utvidede nasjonalparker (PA.supp-np).



Figur V4. Fordeling av 1-km²-ruter langs nedbørsgradienter i 2071-2100 for vinter (desember, januar, februar) og sommer (juni, juli, august) for fastlands-Norge (Alle), alle eksisterende verneområder per 22.02.2019 (PA = Protected Areas), alle supplerende verneområder (PA.supp) og supplerende verneområder uten foreslåtte nye og utvidede nasjonalparker (PA.supp-np).

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: 978-82-426-3412-2

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