

# 888 Naturfaglig evaluering av norske verneområder

Verneområdenes funksjon som økologisk nettverk og toleranse for klimaendringer

NINA Rapport

Erik Framstad  
Stefan Blumentrath  
Lars Erikstad  
Vegar Bakkestuen



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

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

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

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



# Naturfaglig evaluering av norske verneområder

Verneområdenes funksjon som økologisk nettverk og toleranse for klimaendringer

Erik Framstad  
Stefan Blumentrath  
Lars Erikstad  
Vegar Bakkestuen

Framstad, E., Blumentrath, S., Erikstad, L. & Bakkestuen, V. 2012.  
Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Verneområdenes  
funksjon som økologisk nettverk og toleranse for klimaendringer. –  
NINA Rapport 888. 126 s.

Oslo, desember 2012

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2487-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV

Odd Stabbetorp

ANSVARLIG SIGNATUR

Adm.dir. Norunn S. Myklebust (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Knut Fossum, Asbjørn Tingstad

FORSIDEBILDE

Grimsdalsmyrene naturreservat i Grimsdalen LVO med Rondane  
NP til høyre og Dovre NP til venstre. Foto: Lars Erikstad

NØKKEWORD

Norge, verneområder, nettverk, klimapåvirkning

KEY WORDS

Norway, protected areas, conservation network, climate effects

#### KONTAKTOPPLYSNINGER

##### **NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Sluppen  
7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 73 80 14 01

##### **NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 73 80 14 01

##### **NINA Tromsø**

Framsenteret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00  
Telefaks: 77 75 04 01

##### **NINA Lillehammer**

Fakkeldgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 73 80 14 01

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

## Sammendrag

Framstad, E., Blumentrath, S., Erikstad, L. & Bakkestuen, V. 2012. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Verneområdenes funksjon som økologisk nettverk og toleranse for klimaendringer. – NINA Rapport 888. 126 s.

Norske verneområder ble evaluert i forhold til målsettingene med vernet i 2009. I denne rapporten utdyper vi evalueringen av norske verneområder på to områder: (1) hvordan verneområdene fungerer som et økologisk nettverk og (2) hvor robuste de vil være overfor framtidige klimaendringer. Disse funksjonene for verneområdene vil være viktige for å bedømme hvordan verneområdene oppfyller målsettingene for vernet, bl.a. deres evne til å ta vare på viktige arter, naturtyper og økologiske funksjoner, ikke minst i et endret klima.

Utgangspunktet for evalueringen er de samme norske verneområdene som i evalueringen fra 2009: Alle områder i Norge vedtatt vernet etter naturvern/naturmangfoldloven (utenom arktiske og rent marine verneområder), samt områder som var kommet langt i formell behandling for vern sommeren 2009. Til sammen utgjør dette 2688 norske verneområder med et samlet areal på 61 736 km<sup>2</sup>. For å unngå kunstige isoleringseffekter av verneområder langs svenskegrensa er også svenske verneområder nord for 58°N tatt med. Data for finske og russiske verneområder har ikke vært tilgjengelige for oss.

I analysen av verneområdenes funksjon som økologisk nettverk har vi brukt analysemetodikk basert på nettverksteori (grafteori), der verneområdene betraktes som knutepunkter med forbindelser i et nettverk (en graf). Vi har ikke hatt informasjon om aktuelle arters spredning mellom verneområdene, men har forsøkt å kvantifisere spredning mellom verneområder som økologisk prosess indirekte ved (1) å anta at verneområdenes areal er proporsjonalt med deres potensielle mengde av spredningsenheter, (2) å kvantifisere spredning som en negativ eksponentiell funksjon av avstand, samt (3) å anslå spredningsmulighetene mellom områder ut fra motstanden ulike arealtyper og infrastruktur kan utgjøre. Vi har analysert nettverksstrukturen både for alle verneområder uten hensyn til ulikheter i naturtyper og for deres areal av naturtypene ferskvann, myr, skog og åpent fjell. Vi har karakterisert nettverkets egenskaper ved en rekke ulike mål fra nettverksteorien.

Graden av sammenheng i nettverket av verneområder øker med grensen for funksjonell avstand vi legger til grunn. Den største klyngen av verneområder utgjør over 25% av vernet areal allerede ved en funksjonell avstand på 1000 enheter, mens denne klyngen utgjør nær 90% av vernet areal ved 20 000 enheter funksjonell avstand. For verneområdenes areal av skog er nesten 50% av vernet skogareal samlet i én klynge allerede ved en funksjonell avstand på 2500 enheter, mens verneområdenes areal av myr er mye mer fragmentert, med 25% av vernet myrareal i én klynge først ved en funksjonell avstand på nær 40 000 enheter. For verneområdenes areal av ferskvann og fjell utgjør største klynge ca 50% av vernet areal ved henholdsvis 20 000 enheter og nær 50 000 enheter.

Analysene av nettverket viser at verneområdene langs kysten av Vestlandet og generelt i Nord-Norge er ganske isolert fra hverandre. Dette gjelder uavhengig av naturtype. Verneområder med skog er generelt minst isolert, mens verneområder med myr er mest isolert. Kjernen av verneområder med fjell langs fjellkjeden i Sør-Norge og svenskegrensa i nord har ganske god sammenheng. De store verneområdene (nasjonalparker, landskapsvernområder) betyr mye for sammenhengen mellom verneområdene med ferskvann, myr og fjell, men mindre for verneområder med skog. Forbindelsene mellom verneområdene gjør det mulig å gruppere dem i klynger av sammenhengende områder. Verneområdene med ferskvann og med skog danner da én svært stor klynge fra Sørlandet til Nordland, mens verneområdene for myr og fjell danner mindre klynger i hovedsak rundt nasjonalparkene i fjellet. Ser vi bare på verneområder med tette forbindelser seg imellom, framstår gruppene av verneområder som mer veldefinerte og med en tydeligere biogeografisk tilhørighet.

Å finne viktige forbindelser og knutepunkter i et nettverk er første steg for å identifisere muligheter for å sikre og forbedre sammenhengen i et nettverk av verneområder. Her er de store verneområdene i fjellet i Sør-Norge, indre Trøndelag og Nord-Norge langs svenskegrensa viktige for den potensielle flyten av organismer gjennom nettverket av verneområder, både på nasjonal og regional/lokal skala. Dette er særlig tilfelle for verneområdene med ferskvann, myr og fjell, i mindre grad

for verneområdene med skog. Ryggraden i nettverket av verneområder (definert ved såkalt Minimum Spanning Tree) er særlig knyttet til fjellområdene i Sør-Norge og langs svenskegrensa i Trøndelag og Nord-Norge for alle naturtyper, samt for det sentrale Østlandet og Sørlandet og deler av Vestlandet og Trøndelag for verneområder med ferskvann og skog. Store deler av nettverket av verneområder med ferskvann og med skog framstår som ganske robust ved at det er alternative forbindelser mellom mange av verneområdene, særlig i fjellområdene, Sør- og Østlandet og deler av Trøndelag. For verneområder med fjell er nettverket mer oppdelt, og selv om verneområder i flere sentrale fjellområder har alternative forbindelser, er ikke det tilfellet for alle. For verneområder med myr er det bare områder i enkelte fjellområder som har alternative forbindelser til andre verneområder. Robustheten i nettverket kan økes ved å lage forbindelser mellom eksisterende verneområder i grensestrøkene i Midt-Norge (alle naturtyper), samt i deler av fjellområdene i Sør-Norge (for verneområder med fjell og myr). Nettverket kan generelt styrkes ved å etablere korridorer mellom utvalgte verneområder, i form av nye verneområder eller tilrettelegging av lokal arealbruk for å øke spredningsmulighetene mellom verneområdene. Slike korridorer er identifisert for verneområder med hovednaturtypene ferskvann, myr, skog og fjell.

Framtidige klimaendringer vil med stor sannsynlighet påvirke verneområdene, deres biologiske mangfold og andre verneverdier. I denne rapporten har vi vurdert hvordan norske verneområder vil bli påvirket av framtidige klimaendringer, slik disse er beskrevet i Hadley B2-scenariet. Grunnlaget for denne analysen er en ordinasjon av 54 klimavariabler tilgjengelig for normalperioden 1961-90 med en oppløsning på 1 km<sup>2</sup>. Her har vi trukket ut de klimavariablene som er sterkest korrelert med gradientene for oseanitet-kontinentalitet og sør-nord/lavland-fjell, dvs middeltemperaturene i henholdsvis desember og august. Dette har vi sammenholdt med verdiene for hver 1 km<sup>2</sup>-rute for de samme klimavariablene ut fra Hadley B2-scenariet for perioden 2071-2100. Dette gir grunnlag for å vurdere plasseringen av verneområdenes areal i dagens og framtidens klima. I tillegg har vi vurdert de enkelte verneområdenes dekning av vegetasjonsseksjoner og -soner etter Moens klimainndeling fra 1998.

Hadley B2-scenariet innebærer en generell temperaturøkning for hele landet, både sommer og vinter, med betydelige forskyvninger i vegetasjonsseksjonene og -sonene, mot mer oseaniske og varmere forhold. Dette påvirker også verneområdene, der de fleste vil få betydelig varmere sommer- og vintertemperatur, mens noen av de store verneområdene også vil få et større spenn i dekning av gradienten for oseanitet-kontinentalitet. Endringene for verneområdene kan utgjøre så mye som 2 seksjonsenheter og 3 soneenheter etter Moens klimainndeling, men endringene for verneområdene vil trolig være litt mindre ekstreme enn endringene for landet som helhet. Utviklingen mot et varmere og mer oseanisk klima vil innebære at særlig verneområdene med kaldest og mest kontinentalt klima vil minke i omfang og til dels vil kunne forsvinne helt fra Norge.

En del større verneområder som nasjonalparker og landskapsvernområder dekker mer enn én vegetasjonsseksjon eller -sone. Dette gir en mulighet for at slike verneområder fortsatt kan dekke deler av sine opprinnelige klimagrader ved framtidige klimaendringer. Vel 20% av verneområdene dekker minst 2 soner, og 4% dekker minst 3 soner, mens bare drøyt 9% av verneområdene dekker minst 2 vegetasjonsseksjoner. Dermed kan en del verneområder ha gode muligheter for å bevare deler av dekningen av klimagrader, spesielt knyttet til en generell temperaturøkning, i mindre grad ved en økning i oseanitet. Imidlertid er det også svært mange små verneområder som dekker lite variasjon i klimaforhold. I den grad deres verneverdier vil være følsomme for klimaendringer, vil det være små muligheter for å unngå en negativ klimateffekt for mange av verneområdene. I et robust sammenhengende nettverk av verneområder vil det være vesentlig bedre muligheter for å ivareta verneverdiene under framtidige klimaendringer enn for verneområdene isolert sett.

Erik Framstad, Stefan Blumentrath & Lars Erikstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)  
Vegar Bakkestuen, NHM, Univ. i Oslo, Postboks 1172, Blindern, 0318 Oslo



## Abstract

Framstad, E., Blumentrath, S., Erikstad, L. & Bakkestuen, V. 2012. Assessment of Norwegian conservation areas. Their functions as ecological networks and tolerance to climate change. – NINA Rapport 888. 126 s.

Norwegian protected areas were evaluated with respect to their conservation objectives in 2009. In this report, we expand the evaluation of Norwegian protected areas on two issues: (1) how the protected areas function as an ecological network and (2) how robust they will be facing future climate change. These features of protected areas will be important in assessing how they will meet their conservation objectives, including their ability to maintain important species, habitats and ecological functions.

The basis for the evaluation is the same set of Norwegian protected areas as in the evaluation of 2009: All protected areas in Norway under nature conservation legislation (except Arctic and marine protected areas), and areas in the formal process for protection during summer 2009. This includes 2688 Norwegian protected areas with a total area of 61 736 km<sup>2</sup>. To avoid artificial boundary effects for protected areas along the border, Swedish protected areas north of 58°N are included. Data for Finnish and Russian protected areas have not been available to us.

In the analysis of how protected areas function as an ecological network, we have applied methods based on network theory (graph theory), where protected areas are considered as nodes with links (edges) in a network (a graph). We did not have information on species dispersal between protected areas, but have indirectly quantified the dispersal as an ecological process by (1) assuming that the size of each protected area is proportional to its potential amount of dispersing units, (2) quantifying dispersal as a negative exponential function of distance, and (3) assessing the resistance to potential dispersal between areas on the basis of various land cover types and infrastructure. We have analyzed the network structure both for all protected areas without regard to differences in nature types and their area of freshwater, mires, forests, and mountains. We have investigated network properties by a variety of measures from network theory.

The connectivity of the network of protected areas increases with the assumed limit of functional distance. The largest cluster of protected areas covers over 25% of protected area already at a functional distance of 1,000 units, while this cluster represents almost 90% of the protected area at 20 000 units functional distance. For protected forests almost 50% of protected area is gathered in a single cluster at a functional distance of 2,500 units, while the protected area of mires is much more fragmented, with 25% of protected mires in one cluster only at a functional distance close to 40 000 units. For protected freshwater and mountains the largest clusters cover about 50% of the protected area by, respectively, 20 000 units and almost 50 000 units.

The analysis of the network shows that protected areas along the western coast and in North Norway are quite isolated from each other. This applies regardless of nature type. Protected forest areas are generally the least isolated, while protected mire areas are most isolated. The core of protected mountain areas along the mountain range in southern Norway and the Swedish border in the north has quite good connectivity. The large protected areas (national parks, landscape protected areas) are crucial for the connectivity of protected freshwater, mire, and mountains areas, but less so for protected forest areas. Protected areas can be grouped into clusters of connected areas. Protected freshwater and forest areas form very large single clusters from the south to Nordland county, while protected mire and mountain areas form smaller clusters mainly around the national parks in the mountains. If we look only at protected areas with dense connections among themselves, groups of protected areas appear to be better defined, with a more distinct biogeographic affinity.

To find important links and nodes in a network is the first step to identify opportunities to protect and improve the connectivity of a network of protected areas. Here the major conservation areas in the mountains of southern Norway, inner Trøndelag and North Norway along the Swedish border are important for the potential flow of organisms through the network of protected areas, both at national and regional/local scale. This is especially the case for protected freshwater, mire, and mountain areas, to a lesser extent for protected forest areas. The backbone of the network of protected areas

(defined by Minimum Spanning Trees) is particularly linked to the mountain areas of southern Norway and along the Swedish border in Trøndelag and North Norway for all habitats, as well as for the central parts of eastern and southern Norway and parts of western Norway and Trøndelag for protected areas of freshwater and forest. Large parts of the network of protected freshwater and forest areas appear as quite robust in that there are alternative links between many of the protected areas, especially in the mountains, eastern and southern Norway and parts of Trøndelag. For protected mountain areas, the network is more fragmented, and although protected areas in several central mountain areas have alternative links, that is not the case everywhere. For protected mire areas, only some areas in the mountains have alternative links to other protected areas. The robustness of the network can be increased by making links between existing protected areas in the border region in central Norway (all nature types), and in parts of the mountains of southern Norway (for protected mountains and mires areas). The network may generally be strengthened by establishing corridors between selected protected areas in the form of new protected areas or regulation of land use to increase the opportunities for dispersal between protected areas. Such corridors have been identified for protected freshwater, mire, forest and mountain areas.

Future climate change will most likely affect protected areas, their biodiversity and other conservation values. In this report we have considered how the Norwegian protected areas will be affected by future climate change, as described in the Hadley B2 scenario. The basis for this analysis is an ordination of 54 climate variables available for the normal period 1961-1990 with a resolution of 1 km<sup>2</sup>. Here we have extracted the climate variables that are most strongly correlated with the gradients of continentality and south-north/lowland-mountains, i.e., mean temperatures in December and August. This has been compared with the values for each 1 km<sup>2</sup> square for the same climate variables from the Hadley B2 scenario for the period 2071-2100. This provides a basis for assessing the location of the protected areas in current and future climate gradients. In addition, for each protected area, we have assessed the coverage of vegetation sections and zones according to Moen's climate classification from 1998.

The Hadley B2 scenario implies a general increase in temperature for the whole country, both in summer and winter, with significant shifts in vegetation sections and zones, towards more oceanic and warmer conditions. This also affects the protected areas, where most will experience significantly warmer summer and winter temperatures, and some of the large protected areas also will cover a wider range of the continentality gradient. The changes for the protected areas can be as much as 2 section units and 3 zone units, but the changes for the protected areas will probably be a bit less extreme than the changes for the country as a whole. The trend towards a warmer and more oceanic climate will result in reduced coverage of protected areas with the coldest and most continental climate. Areas with the most extreme cold climate may even vanish completely from Norway.

Some large protected areas such as national parks and landscape conservation areas cover more than one vegetation section or zone. This raises the possibility that such protected areas may still cover part of their original climatic gradients during future climate change. More than 20% of protected areas cover at least 2 vegetation zones, and 4% cover at least 3 zones, with only about 9% of protected areas covering at least 2 vegetation sections. Thus, some protected areas have good opportunities to preserve parts of their current coverage of climatic gradients, especially related to a general increase in temperature, to a lesser extent changes towards a more oceanic climate. However, there is also very many small protected areas covering little variation in climatic conditions. To the extent that their conservation values will be vulnerable to climate change, there will be little opportunity to avoid a negative climate impact for many of the protected areas. A robust coherent network of protected areas will be much better able to protect conservation values under future climate change than each protected area in isolation.

Erik Framstad, Stefan Blumentrath & Lars Erikstad, NINA, Gaustadalleen 21, NO-0349 Oslo, Norway (erik.framstad@nina.no)  
Vegar Bakkestuen, NHM, Univ. of Oslo, PO Box 1172, Blindern, NO-0318 Oslo, Norway

# Innhold

<b>Sammendrag .....</b>	<b>3</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>5</b>
<b>Forord .....</b>	<b>8</b>
<b>1 Norske verneområder – funksjon som økologisk nettverk i et endret klima.....</b>	<b>9</b>
<b>2 Verneområdene som økologisk nettverk.....</b>	<b>15</b>
2.1 Mål for vurdering av verneområdene som økologisk nettverk .....	15
2.2 Angrepsmåte og metoder .....	15
2.3 Verneområdenes egenskaper som nettverk .....	23
2.3.1 Overordnet struktur for nettverket av verneområder .....	23
2.3.2 Sammenhengen i nettverket av verneområder .....	27
2.4 Verneområdene som økologisk nettverk – konklusjon .....	89
<b>3 Verneområdenes toleranse for klimaendringer .....</b>	<b>94</b>
3.1 Mål for vurderingen av verneområdenes toleranse for klimaendringer .....	94
3.2 Angrepsmåte og metoder .....	95
3.3 Verneområdenes plassering i klimagradianter.....	97
3.4 Verneområdenes dekning av klimagradianter.....	103
3.5 Diskusjon og konklusjon .....	109
<b>4 Referanser .....</b>	<b>113</b>
<b>Vedlegg 1 Begreper i nettverksteori og økologisk forklaring .....</b>	<b>115</b>

## Forord

Alle norske verneområder (utenom rent marine og arktiske områder) ble evaluert i 2009 (jf Framstad et al. 2010). I slutfasen av denne evalueringen ønsket Direktoratet for naturforvaltning (DN) å supplere evalueringen på to temaer:

- å vurdere verneområdenes funksjon som økologisk nettverk ved å belyse den geografiske og funksjonelle sammenhengen mellom verneområder med same hovednaturtype
- å vurdere påvirkning av verneområdene og deres funksjoner i lys av sannsynlige kommende klimaendringer

Denne rapporten er vårt forsøk på å løse denne oppgaven. Rapporten består av to hoveddeler, en på hvert tema. Stefan Blumentrath har vært ansvarlig for analyser og tolkning av resultatene for verneområdenes funksjon som økologisk nettverk i kapittel 2, mens Lars Erikstad og Vegar Bakkestuen har vært ansvarlige for analyser og tolkning av resultatene for verneområdenes plassering i klimagradianter (kap. 3.3). Erik Framstad har skrevet det meste av teksten, har gjort analysene og tolkningen av de enkelte verneområdenes dekning av klimagradianter (kap. 3.4), og har redigert hele rapporten.

Merk at analysene av verneområdene som økologisk nettverk er svært omfattende. Bare en del av resultatene er presentert i denne rapporten. Øvrige resultater er tilgjengelige i form av et elektronisk vedlegg som etter hvert vil bli nedlastbart fra NINAs hjemmesider, men foreløpig kan fås ved henvendelse til Stefan Blumentrath ([stefan.blumentrath@nina.no](mailto:stefan.blumentrath@nina.no)).

Kontaktpersoner i DN har vært Bård Øyvind Solberg, Asbjørn Tingstad og Knut Fossum. Vi takker for et konstruktivt samarbeid.

Oslo, desember 2012

Erik Framstad



# 1 Norske verneområder – funksjon som økologisk nettverk i et endret klima

## Mål for verneområdene og evaluering av måloppnåelse

Vern av områder med spesielle naturverdier eller med forholdsvis liten menneskelig påvirkning etter Naturmangfoldloven (før 2009 etter Naturvernloven) har vært et av de viktigste virkemidlene for bevaring av natur og biologisk mangfold i Norge. Områdevernet har hatt en rekke ulike målsettinger (St.meld. nr 68 (1980-81)):

- Å sikre et representativt utsnitt av variasjonsbredden i norsk natur
- Å bevare økologiske nøkkelområder ved å verne områder med viktige funksjoner for store konsentrasjoner av arter eller individer
- Å bevare artsmangfoldet i naturen ved å sikre leveområder for truede dyre- og plantearter

Senere er det også lagt vekt på å sikre store sammenhengende naturområder der økologiske prosesser kan virke mest mulig uforstyrret av mennesker, å sikre biologisk viktige naturtyper, samt å sikre områder som Norge er internasjonalt forpliktet til å ta vare på gjennom bl.a. ulike internasjonale konvensjoner.

Norske verneområder ble sist evaluert i 2009 i forhold til de ulike målene ved områdevernet (Framstad et al. 2010). Denne evalueringen omfattet alle norske verneområder utenom rent marine verneområder og verneområder på Svalbard og Jan Mayen, og inkluderte også områder som var kommet langt i behandlingsprosessen for vern, til sammen 2688 områder på 61 736 km<sup>2</sup>. Evalueringen konkluderte med at

- Verneområdene dekker en betydelig del av Norges areal (17,7% i 2009), men er geografisk skjevt fordelt med en vesentlig underdekning av arealer i lavlandet og langs kysten, spesielt i sør.
- Verneområdene har også utilstrekkelig dekning av flere naturtyper, spesielt produktiv skog, men dekker en stor andel av Norges fjellområder.
- Svært mange av verneområdene er svært små (61% er mindre enn 1 km<sup>2</sup>) og ligger ofte i lavlandet, mens store sammenhengende verneområder i hovedsak finnes i fjellet og nordpå.
- Mangelfullt datagrunnlag gjorde det vanskelig å vurdere presist i hvilken grad verneområdene hadde en tilfredsstillende dekning av verdifulle naturtyper og truede og fredete arter. Det ble imidlertid konkludert med at en rekke naturtyper og artsgrupper, spesielt de med forekomst i lavlandet og langs kysten, hadde mangelfull dekning i verneområdene.

## Verneområdene som økologisk nettverk i endret klima

Selv om vurderingen av de enkelte verneområdene oftest skjer ut fra kriterier for enkeltområder (som verdi for arter og naturtyper, urørthet etc), er det også en uttrykt motivering for områdevernet at områdene sett i sammenheng skal kunne sikre leveområder for bevaringsverdige arter og i vareta viktige økologiske prosesser. Det er da ikke tilstrekkelig bare å vurdere summen av de enkelte verneområdene. Gitt at svært stor andel av verneområdene er små, synes det åpenbart at slike enkeltområder bare i begrenset grad kan tilfredsstille mange arters krav til leveområder eller være tilstrekkelige for robuste økologiske prosesser. Det er følgelig nødvendig å vurdere hvordan verneområdene fungerer som et økologisk nettverk i virkelige landskap med geografiske avstander og mellomliggende terreng med ulike økologiske egenskaper. I tillegg blir fragmentering og habitatødeleggelse, den sterkeste drivkraften som reduserer eller eliminerer konnektivitet, ansett som den største trusselen mot bevaring av biologisk mangfold (Rudnick et al. 2012: 2).

Slike landskapsøkologiske vurderinger av verneområdene er desto viktigere å gjøre i lys av påvirkningene av norsk natur fra globale endringer i klima, nitrogentilførsel og arealbruk. Spesielt vil endringer i klimaet (og dels nitrogentilførsel) medføre endringer i verneområdenes egenskaper og omgivelser som i liten grad kan underlegges lokal eller nasjonal forvaltning.

Bevaring og forbedring av konnektivitet i et økologisk nettverk er i denne sammenhengen et av de vanligst foreslåtte tiltakene for å øke artenes muligheter for å tilpasse seg til slike miljøforandringer, for eksempel ved å forflytte utbredelsen gjennom nettverket (Rudnick 2012: 17). Det vil da være viktig at nettverket av verneområder til sammen er robust og kan by på en variasjon i miljøforhold som tilfredsstiller habitatkravene til artene og egenskaper for naturtypene vi ønsker å ta vare på. Samtidig er det viktig at dette nettverket av verneområder og det mellomliggende arealet også gjør det mulig for arter og økologiske prosesser å fungere over flere nærliggende verneområder.

Vurderinger av verneområders funksjon som økologisk nettverk er i utgangspunktet basert på en forståelse av at mange arter har en metapopulasjonsdynamikk (Hanski 1999). Arter med metapopulasjonsdynamikk har bestander fordelt på flere ulike leveområder med lokale delbestander som har en viss utveksling av individer seg imellom. Slike arters overlevelse i en region eller et landskap fordrer at utvekslingen av individer mellom leveområdene foregår med en viss hyppighet, slik at leveområder som temporært ikke har noen lokal bestand, kan rekoloniseres fra andre leveområder. I en viss forstand har alle arter en metapopulasjonsdynamikk, men hos noen arter er utvekslingen mellom ulike leveområder så hyppig at alle leveområdene i praksis har en felles bestand som i svært liten grad har en metapopulasjonsstruktur. Hos andre arter kan utvekslingen mellom ulike leveområder foregå så sjelden at det er mer hensiktsmessig å betrakte hver lokal bestand som i all hovedsak formet av lokale populasjonsprosesser. Generelt er det krevende å få fram nok data om ulike arter til å gi en fullgod beskrivelse av artenes bestandsstruktur og ev. metapopulasjonsdynamikk.

Innen bevaringsbiologien er motiveringen for å betrakte verneområder som økologiske nettverk knyttet til områdevernets paradoks: Verneområdene er i sin form fastlagte geografiske enheter der status og avgrensning bare vanskelig kan endres. Samtidig er naturen dynamisk, og ulike påvirkningsfaktorer, ikke minst klimaendringer, endrer de økologiske forholdene i de enkelte verneområdene og dermed (kanskje) betingelsene for bevaring av verneverdiene som i sin tid motiverte vernet. Opdam et al. (2006) har formulert dette slik: *“ecological networks can bridge the paradox between reserve conservation (fixing nature in space and time) and development, which implies change”*.

Å se på verneområder som et nettverk der verneområdene virker sammen, har blitt viktig i planlegging av verneområder, fordi strukturen innen nettverket kan endre seg uten at nettverket mister sin funksjon (Opdam et al. 2006). Dette gjelder særlig i forhold til klimaendringer (Opdam et al. 2006, Doerr et al. 2011). Samtidig forbedrer nettverkstenkningen muligheten for å introdusere biologisk mangfold i tverrfaglig planlegging (Opdam et al. 2006), fordi det kan bidra til å fokusere, bli enig om prioriteringer, og fordi begrepet økologiske nettverk finner aksept også hos legfolk og kan illustreres med kart (Opdam et al. 2006). Samtidig åpner begrepet for fleksible eller alternative nettverksdesign som gir rom for forhandlingsløsninger i en planleggingsprosess med mange aktører med ulike interesser.

Et nettverksperspektiv på verneområder kan føre til mer kostnadseffektive vernetiltak og hjelper til å sette lokale aktiviteter i en større sammenheng (ved å ha fokus på tvers av skala) (Doerr et al. 2011). Det vil også hjelpe oss til å koble viktige egenskaper ved arters leveområder eller forekomster av naturtyper: naturtypenes arealomfang, kvalitet og romlige sammenheng. Doerr et al (2011) har formulert det slik: *“the true aim of connectivity conservation – to ensure appropriate interactions between habitat extent, quality and connectivity”*. Å ta hensyn til verneområdenes konnektivitet kan anses som en viktig forutsetning for å lykkes med bevaringsstrategier (Opdam et al. 2006, Doerr et al. 2011). Å ta hensyn til konnektivitet under (vide-)utvikling av et vernesystem kan sette fokus på områder som er særlig viktige. Et vernesystem med lav konnektivitet kan for eksempel være utilstrekkelig for å opprettholde en levedyktig bestand av en eller flere arter over lengre tid (Calabrese & Fagan 2004: 529).

Tanken om at verneområder eller andre viktige naturområder til sammen skal fungere som et økologisk nettverk for bevaring av arter og robuste økologiske prosesser, er ikke ny, og kon-

septet er mye brukt særlig i europeisk verneplanlegging (Rientjes & Roumelioti 2003). Det har for eksempel i flere år vært arbeidet med å utvikle ideen om et nettverk av viktige naturområder (i tillegg til verneområdene) som en grønn infrastruktur i Europa (Pan-European Ecological Network – PEEN<sup>1</sup>) (Jongman et al. 2004). PEEN ble vedtatt som en hovedstrategi i Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy (PEBLDS) på miljøministerkonferansen i Sofia, Bulgaria, i 1995. Tanken bak EUs Natura 2000-områder er også basert på at disse områdene både enkeltvis og som nettverk skal inneha viktige kvaliteter for bevaring av arter og naturtyper av europeisk interesse<sup>2</sup>.

Motiveringen for europeiske økologiske nettverk som PEEN er å bevare bredden av Europas landskap, økosystemer, habitater og arter, med store nok leveområder for å opprettholde en gunstig bevaringsstatus for artene og sikre deres naturlige spredning og trekk. Ødelagte nøkkelområder skal restaureres, og slike nøkkelområder skal sikres mot potensielle trusler. Dette skal oppnås ved å utvikle nettverk bestående av

- *Kjerneområder*: Områder primært avsatt for bevaring av biologisk mangfold (f.eks. Natura 2000-områder). Disse skal dekke viktige naturlige og semi-naturlige økosystemer med levedyktige bestander av viktige eller truede arter.
- *Korridorer*: Områder med egnet habitat som kan fungere som forbindelse mellom kjerneområdene, ved å stimulere til og tillate spredning av arter mellom områder. Korridorer kan ha form av kontinuerlige striper av egnet habitat (kantsoner, vassdrag, etc) eller som nærliggende flekker av slikt habitat (f.eks. åkerholmer, grasmarker i skog).
- *Buffersoner*: Naboområder med økologiske egenskaper og en forvaltning som bidrar til å styrke funksjonene til kjerneområdene og korridorene ved å minimere negativ påvirkning fra omgivelsene.
- *Områder for bærekraftig bruk*: Øvrige områder i landskapet, for ulik økonomisk utnyttelse som likevel er økologisk bærekraftig.

Å se på verneområdene som komponenter i økologiske nettverk innebærer å vurdere flere ulike økologiske forhold:

- Spredning av arter mellom verneområdene, der ulike arter ofte vil ha svært ulike habitatkrav, spredningsøkologi og populasjonsøkologi – viktige faktorer for å vurdere nettverkets funksjon for artene. Sammen med vurderinger av ulike arealers habitatkvaliteter for artene er slike egenskaper ved artene sentrale i beskrivelsen av artenes metapopulasjonsdynamikk (Hanski 1999)
- Hvordan økologiske prosesser kan ivaretas over flere verneområder, der slike prosesser kan variere svært mye i virkemåte og romlig og tidsmessig skala, avhengig av hvilke økologiske komponenter (arter, økosystemer) som er involvert.
- Betydningen av geografisk avstand mellom verneområder med likeartet habitat eller naturtyper og motstanden fra mellomliggende areal. Slik motstand vil avhenge av hva slags terreng og naturtyper som karakteriserer mellomliggende areal, så vel som artenes habitatkrav og andre økologiske egenskaper.

Verneområdenes størrelse, innhold av naturtyper og romlige fordeling i landskapet vil ikke i seg selv være tilstrekkelig til å beskrive deres funksjon som økologisk nettverk, men må knyttes til artenes og de økologiske prosessenes egenskaper. Først da kan vi beregne verneområdenes funksjonelle *konnektivitet*, dvs de økologiske sammenhengene mellom verneområdene (Calabrese & Fagan 2004, Rudnick et al. 2012). Utfordringene ved en slik tilnærming er dels det store antallet arter og ulike økologiske prosesser som hver har sine krav til verneområdenes egenskaper og romlige fordeling, noe som gjør det vanskelig å beregne ett mål på konnektivitet. Dessuten har vi i begrenset grad kunnskap og data som er nødvendig for å kunne beregne konnektiviteten for annet enn noen ganske få godt studerte arter. Selv om vi ideelt sett

<sup>1</sup> <http://www.eeconet.org/eeconet/>

<sup>2</sup> [http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm)

burde ha spesifikk kunnskap om alle relevante arter med bevaringsverdi i verneområdene for å kunne beregne konnektiviteten, kan det også være mulig å gi mer kvalitative vurderinger basert på kunnskap om habitatkrav og spredning hos noen dominerende nøkkelarter, f.eks. arter med krav til store leveområder og med forholdsvis dårlig spredningsevne, dvs arter som setter en slags minimumskrav til konnektivitet mellom verneområdene. Å finne gode eksempler på slike arter kan imidlertid være vanskelig. Det vil da være nødvendig å bruke ulike indirekte mål for å karakterisere konnektiviteten (jf kap. 2.2).

### Verneområdene i denne evalueringen

I den evalueringen vi rapporterer her, har vi tatt utgangspunkt i den samme bestanden av verneområder som i evalueringen fra 2009 (Framstad et al. 2010). Den geografiske fordelingen av disse verneområdene er vist i **figur 1.1**, mens deres fordeling på ulike verneformer og verneformål er vist i henholdsvis **tabell 1.1** og **1.2**. Vedlegg 1 i Framstad et al. (2010) gir en fullstendig oversikt over alle disse verneområdene. Her vil vi i hovedsak fokusere på hele bestanden av verneområder uten å skille mellom verneformer eller verneformål. Imidlertid vil vi legge vekt på verneområdenes dekning av noen ulike arealtyper (fjell, skog, myr, ferskvann) og, for vurdering av klimapåvirkningen, i hvilken grad de har en utstrekning over flere vegetasjonstyper og seksjoner (Moen 1998). Når det gjelder avgrensningen av undersøkelsesregionen, så anbefaler Beier et al. (2011: 883) også å ta hensyn til områder utenfor det egentlige undersøkelsesområdet. For å unngå grenseproblemer i analysene av verneområdene som økologisk nettverk (kap. 2) har vi også tatt med svenske verneområder nord for ca 58°N. I disse analysene er det tatt utgangspunkt i de enkelte kartpolygonene som avgrenser verneområdene (enkelte verneområder er delt i flere enheter), noe som øker antall objekter i nettverksanalysen til ca 7500 for de inkluderte norske og svenske verneområdene.

**Tabell 1.1** Oversikt over verneområdenes fordeling på verneformer. Arealet inkluderer sjøareal innenfor områdeavgrensningene.

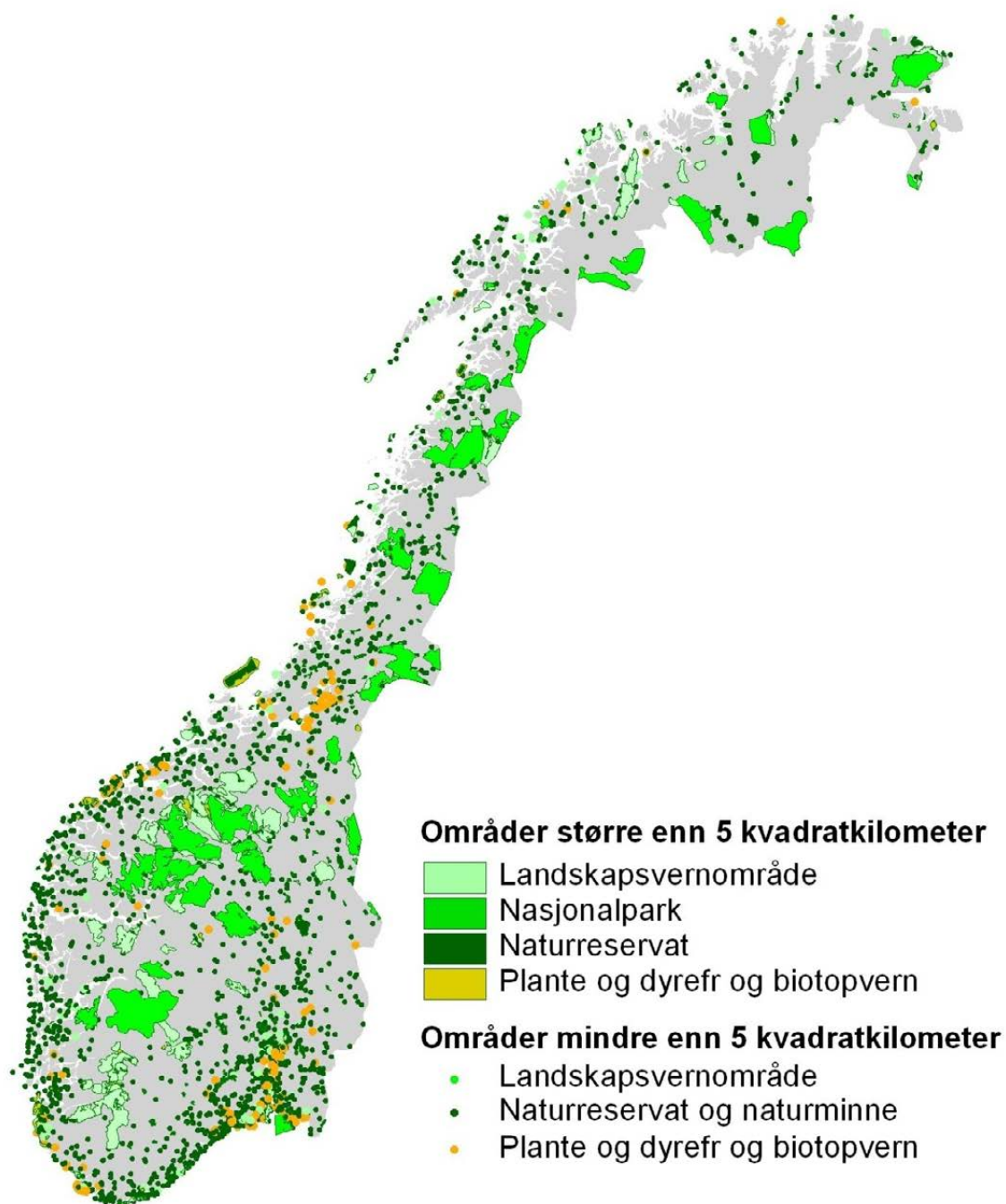
Verneform	Kode	Antall områder	Andel (%)	Areal (km <sup>2</sup> )	Arealandel (%)
Naturresevat	NR	2118	78,8	8 129,4	13,2
Nasjonapark	NP	39	1,5	33 903,3	54,9
Naturminne	NM	80	3,0	1,7	0,0
Landskapsverneområde <sup>a</sup>	LVO	137	5,1	13 496,7	21,9
Landskapsverneområde med dyrelivsfredning <sup>a</sup>	LVOD	33	1,2	3 362,3	5,4
Landskapsverneområde med plantelivsfredning <sup>a</sup>	LVOP	23	0,9	919,5	1,5
Landskapsverneområde med planteliv- og dyrelivsfredning <sup>a</sup>	LVOPD	7	0,3	191,9	0,3
Dyrelivsfredning <sup>b</sup>	D	45	1,7	973,2	1,6
Dyrefredningsområde <sup>b</sup>	DO	110	4,1	335,7	0,5
Plantelivsfredning <sup>b</sup>	P	2	0,1	28,8	0,0
Plantefredningsområde <sup>b</sup>	PO	27	1,0	7,3	0,0
Plante- og dyrelivsfredning <sup>b</sup>	PD	1	0,0	2,6	0,0
Plante- og dyrefredningsområde <sup>b</sup>	PDO	9	0,3	43,1	0,1
Biotopvern etter viltloven <sup>b</sup>	BVV	54	2,0	302,3	0,5
Midlertidig vernet <sup>c</sup>	MV	1	0,0	0,6	0,0
Uspesifisert <sup>c</sup>		2	0,1	37,2	0,1
<b>Totalt</b>		<b>2688</b>	<b>100,0</b>	<b>61 735,8</b>	<b>100,0</b>

<sup>a</sup> Verneformer som grupperes sammen som Landskapsverneområder i evalueringen

<sup>b</sup> Verneformer som grupperes sammen som Dyre/plantefredning i evalueringen

<sup>c</sup> Verneformer som grupperes sammen som Uspesifisert i evalueringen





**Figur 1.1** Oversikt over verneområdenes plassering. Små verneområder ( $<5\text{km}^2$ ) er vist som punkter. De ulike formene for plante- og dyrefredningsområder, samt biotopvern etter viltloven er gitt samme signatur. Naturminner og naturreservater er også kombinert i figuren.

**Tabell 1.2** Verneområdenes fordeling på ulike vernetemaer. Arealet inkluderer sjøareal innenfor områdeavgrensningene.

Vernetema	Antall områder	Andel(%)	Areal (km <sup>2</sup> )	Arealandel (%)
skog	813	30,2	4767,3	7,7
myr	304	11,3	1409,0	2,3
våtmark	329	12,2	916,8	1,5
havstrand	6	0,2	48,1	0,1
kyst	7	0,3	309,0	0,5
sjøfugl	484	18,0	1768,9	2,9
fugleliv	85	3,2	386,0	0,6
zoologi	8	0,3	6,8	0,0
botanikk	31	1,2	37,8	0,1
geologi	139	5,2	247,8	0,4
kvartærgeologi	5	0,2	29,0	0,0
fossiler	3	0,1	0,1	0,0
grotter/karst	2	0,1	0,1	0,0
uspesifisert	472	17,6	51809,1	83,9
<b>Totalt</b>	<b>2688</b>	<b>100,0</b>	<b>61735,8</b>	<b>100,0</b>

### Målsettinger for vurderingene i denne rapporten

I denne rapporten vil vi på den ene siden vurdere verneområdenes nettverksstruktur og på den andre i hvilken grad verneområdene vil være robuste overfor kommende klimaendringer. Dette vil vi gjøre ved

- Å belyse verneområdenes geografiske sammenhenger og nettverksstruktur ved ulike mål, for verneområdene som helhet og for verneområdenes dekning av noen hovednaturtyper
- Ut fra dette å vurdere i hvilken grad verneområdene kan fungere som økologisk nettverk der verneområdene samlet kan gi bedre måloppfyllelse enn summen av de enkelte verneområdene
- Å vurdere i hvilken grad de enkelte verneområdene og nettverket av verneområder vil være robuste overfor klimaendringer, ut fra hvor godt de i dag dekker variasjonen i klimaforhold som kan forventes i Norge fram til 2100.

I disse vurderingene vil vi måtte basere oss på verneområdenes størrelse, lokalisering og dekning av hovednaturtyper. Det vil ikke være mulig å trekke inn egenskaper ved spesifikke arter eller økosystemprosesser, annet enn ev. som noen utvalgte kvalitative eksempler. Til det er både kunnskapsgrunnlaget for svakt og mangfoldet av arter og prosesser for stort.

Videre i rapporten er vurderingene av verneområdene som økologisk nettverk presentert i kapittel 2 og vurderingene av verneområdenes robusthet overfor klimaendringer i kapittel 3.

## 2 Verneområdene som økologisk nettverk

### 2.1 Mål for vurdering av verneområdene som økologisk nettverk

Konnektivitet er et viktig begrep i bevaringsøkologi og blir ofte brukt for å analysere og planlegge vernesystemer (Calabrese & Fagan 2004, Doerr et al. 2011). Men begrepet er ikke konsistent definert. I en landskapsøkologisk forståelse anses konnektivitet som en egenskap ved landskapet, mens man fra et metapopulasjonsperspektiv vil se på konnektivitet som en egenskap ved de enkelte forekomstene (*habitatpatchene*). I tillegg er det over tid utviklet mange forskjellige måter å måle konnektivitet på, med ulik detaljeringsgrad og ulikt behov for data (Calabrese & Fagan 2004) (**tabell 2.1**).

Calabrese & Fagan (2004) skiller mellom tre typer av konnektivitetsmål (**figur 2.1**):

- 1) *Strukturell konnektivitet (structural connectivity)*, som blir estimert basert på data om forekomst av habitater og/eller arter (*patches*) og deres fordeling i rommet, uten å ta hensyn til spredningsevner for en art (eller artsgruppe) eller landskapet omkring og mellom forekomstene (*matrix*).
- 2) *Potensiell konnektivitet (potential connectivity)*, som blir modellert både med hensyn til fordelingen av habitater og/eller artsforekomster i rommet (dels også i tid) og spredningsevner for en art eller artsgruppe, og som kan inkludere egenskaper ved landskapet mellom forekomstene (*patches*).
- 3) *Reell konnektivitet (actual connectivity)*, som blir målt direkte på organismer i felt ved å følge individers bruk av landskapet, f.eks. med GPS- eller fangst-gjenfangst-metoder. Dette kan også betegnes *funksjonell konnektivitet*, som et uttrykk for landskapsstrukturens betydning for arter og økosystemprosesser.

I litteraturen finnes det imidlertid mange overganger mellom disse tre typene og ulike modifikasjoner. Ellers slår en del forfattere sammen 2 og 3 under begrepet funksjonell konnektivitet (*functional connectivity*) (Rudnick et al. 2012: 2).

Målsetting for vår analyse av norske verneområders konnektivitet i denne rapporten er:

- Å belyse verneområdenes geografiske sammenhenger og nettverksstruktur, med ulike mål for sammenheng (konnektivitet) mellom verneområdene, for verneområdene som helhet og for deres dekning av noen hovednaturtyper.
- Dessuten vil vi forsøke å peke på hvilke deler av bestanden av verneområder som fungerer som et effektivt nettverk og hvor det ev. trengs tiltak for å bedre funksjonen som økologisk nettverk.

### 2.2 Angrepsmåte og metoder

Vår evaluering av konnektiviteten mellom verneområdene i Norge er basert på en nettverksteoretisk tilnærming (*graph theory*) (se Bunn et al. 2000, Minor & Urban 2007, 2008, Zetterberg et al. 2010). Det vil si at nettverket av verneområdene, deres egenskaper og romlige relasjoner blir matematisk sammenfattet til en så kalt *graph*, som består av knutepunkter (*nodes* eller *vertices*, her verneområdene) og forbindelser mellom dem (*edges*, dvs parvise forbindelser: konnektivitet). Både knutepunkter og forbindelser kan ha egenskaper som beskriver dem nærmere, for eksempel størrelsen til et verneområde (eller en bestand) eller avstanden mellom to verneområder. Disse egenskapene blir brukt i nettverksanalysen for å kvantifisere konnektivitet.

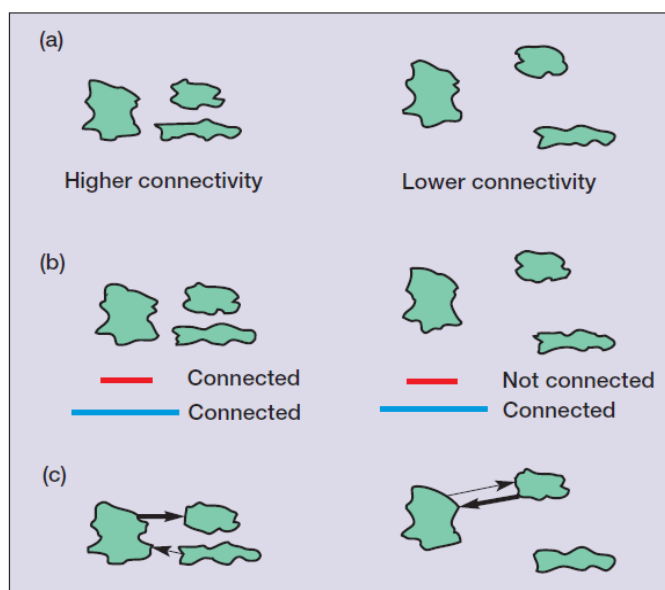
Å betrakte nettverket av verneområder gjennom nettverksteori gir muligheter for å analysere nettverket på ulike skalaer fra enkeltområder til regioner eller hele landet. Den nettverksteore-

tiske tilnærmingen kan gi nyttig informasjon for en rekke ulike spørsmål (jf Calabrese & Fagan 2004, Zetterberg et al. 2010):

- Hvor god konnektivitet har de enkelte verneområdene?
- Hva er de viktigste (mest sentrale) forbindelsene og knutepunktene for at nettverket som helhet fungerer?
- Hvor mangler det viktige forbindelser?
- Hvor er nettverket robust, hvor er det sårbart?
- Hvor kan nettverket styrkes mest effektivt?

**Tabell 2.1** Oversikt over inndeling av konnektivitetstilnærminger og deres databehov (Calabrese & Fagan 2004: 532).

Konnektivitetstilnærminger	Type konnektivitet	Habitatdata	Artsdata	Metoder
Nærmeste-nabo-avstand	Strukturell	Nærmeste-nabo-avstand	Patchforekomst	Patchspesifikk feltinventering
Indekser for romlige mønstre	Strukturell	Romlig eksplisitt	Ingen	GIS, fjernmåling
Skala-areal helning	Strukturell	Ingen	Punkt el. gridbasert forekomst	Forekomstdatabaser, tilstede/fravær sampling
Grafteori	Potensiell	Romlig eksplisitt	Spredningsevne	GIS, fjernmåling & spredningsstudier
Bufferradius (IFM)	Potensiell	Romlig eksplisitt, inkl. patch-areal	Patchforekomst og spredningsevne	Flerårig, patchspesifikk inventering, el. ettårig forekomststudier med spredningsstudier
Observert migrasjon, spredningsrater	Reell	Varierer, avhengig av metoder	Spredningsveier og stedsspesifikk spredningsevne	Telemetri eller annen individsporing, fangst-gjenfangst



**Figur 2.1** Eksempler på strukturell (a), potensiell (b) og reell konnektivitet (c) (Calabrese & Fagan 2004:531). Røde og blå linjer i (b) illustrerer potensiell spredningsevne for to hypotetiske arter. Piler med ulik tykkelse i (c) illustrerer forskjell i spredningshastighet.

Ytterligere to grunner for å bruke en nettverksteoretisk tilnærming er at:

- Den har det beste kostnads-nytte-forholdet, spesielt når det gjelder analyser på stor skala fordi nettverksteorien tilbyr mange forskjellige muligheter for å analysere dataene (Calabrese & Fagan 2004, Rudnick 2012). Utover det å måle konnektivitet eller isolasjon av enkelt-områder, kan bl.a. robusthet av nettverket eller bidraget til de enkelte verneområdene eller forbindelsene til hele nettverket analyseres (Zetterberg et al. 2010, Rudnick et al. 2012).
- Den ansees som den mest nøyaktige av de mulige angrepsmåtene, når – som i denne sammenhengen – bestands- og utbredelsesdata ikke er tilgjengelig (Calabrese & Fagan 2004). De mer presise populasjonsbaserte metodene har i tillegg en ulempe ved å fokusere på enkeltarter, noe som ikke ville være tilstrekkelig for å vurdere helheten av verneområder.

En nettverksrepresentasjon av verneområdene er laget og analysert for hele nettverket av verneområder og for deres dekning av hovednaturtypene ferskvann, myr, skog og fjell. Analysene er utført med verktøysettet *r.connectivity.\** (AddOns til GRASS GIS 6.4), som er utviklet i NINA for konnektivitetsanalyser basert på nettverksteori (Blumentrath 2012a,b,c). Disse verktøyene baserer seg på åpen kildekode og programvare (GRASS GIS 6.4 og R med tilleggspakken *igraph*) og er publisert under GNU General Public License (GPL  $\geq 2$ ). Verktøysettet består av tre deler (*r.connectivity.distance*, *r.connectivity.network* og *r.connectivity.corridors*) og kan lastes ned fra [http://grass.osgeo.org/wiki/GRASS\\_AddOns/](http://grass.osgeo.org/wiki/GRASS_AddOns/).

En konnektivitetsanalyse ved hjelp av nettverksteori produserer forskjellige mål på konnektivitet på tre nivåer (se Bunn et al. 2000, Minor & Urban 2007, 2008, Zetterberg et al. 2010):

- 1) På nivået av **hele nettverket (graph)** beregnes det egenskaper ved konnektivitet som karakteriserer universet av verneområder, noe som tilsvarer overordnet landskapsskala.
- 2) På nivået av **hvert enkelt verneområde (vertex)** karakteriseres forskjellige aspekter ved konnektivitet for de enkelte verneområdene med hensyn til deres beliggenhet i og funksjon eller betydning for nettverket. Dette nivået tilsvarer *patch*-nivå, men er også relatert til det overordnede nettverks(landskaps)-nivået.
- 3) For **hver enkelt forbindelse mellom parvise verneområder (edge)** analyseres betydningene og funksjonene en forbindelse har (eller kunne hatt) for nettverket. Dette nivået er særlig interessant med hensyn til utfigurering og identifikasjon av økologiske korridorer og videreutvikling av nettverket (vernesystemet).

Nettverksanalysen baserer seg på et estimat for potensiell utveksling (*flow/flux*) mellom parvise (verne)områder. Estimert potensiell utveksling, som er brukt i denne rapporten, tar hensyn til tre faktorer som kan påvirke mengden av utveksling av organismer mellom verneområder:

- 1) Mengden av potensielle emigranter fra et område, indirekte kvantifisert ved områdets areal; dette begrenser mengden av *flow* fra et område
- 2) Landskapsstruktur og avstand mellom områder (framkommelighet), som påvirker sannsynligheten for at emigranter fra et område når et annet
- 3) Spredningsegenskaper/evner for relevante organismer, i aggregert form ved en generell spredningsfunksjon (se **figur 2.3**)

Kombinasjonen av disse tre faktorene blir brukt som vekt.

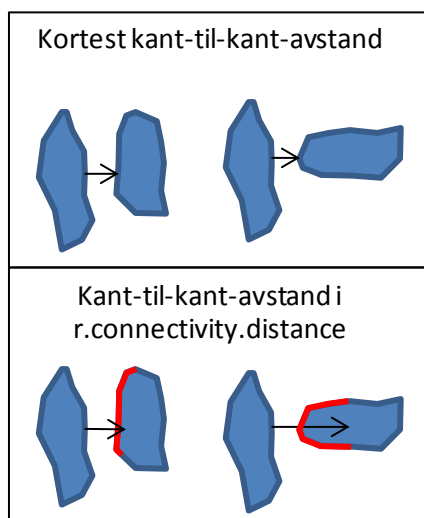
### Tilrettelegging og analyse av inputdata

Som første steg i analysen ble arealene med hovednaturtypene (ferskvann, myr, skog og fjell, basert på N50-kartdata) overlappet med verneområdene (*Intersection*) for å identifisere og utfigurere arealene med vernet ferskvann, myr, skog og fjell. For å redusere grenseproblematikken ble det også tatt hensyn til svenske verneområder ved at ca 3200 svenske verneområde-polygoner nord for 58°N er inkludert i analysene. Her er arealdekkeinformasjonen basert på grove, fritt tilgjengelig 1:1.000.000 GSD-data, noe som kan føre til mangelfull dekning av små arealtypepolygoner og spesielt en underestimert av svenske verneområders dekning av myr og ferskvann. Verneområdenes overlapp med hovednaturtypene dannet grunnlaget for å be-

regne arealet av hver naturtype innen hvert verneområde. Dette målet er brukt som en representasjon av bestandsstørrelse for arter potensielt knyttet til hver naturtype. De resulterende polygonene er også brukt som utgangspunkt for å måle avstanden mellom verneområdene.

### Avstand mellom verneområdene (*r.connectivity.distance*)

Avstand mellom verneområdene er målt med *r.connectivity.distance*-verktøyet. Dette beregner funksjonell avstand (*cost distance*) mellom områder (her verneområdene). Mens euklidisk avstand er et enkelt avstandsmål i luftlinje, så tar funksjonell avstand hensyn til egenskaper ved landskapet (*matrix*), som kan påvirke organismenes muligheter til å komme seg fra et sted til et annet (Adriaensen et al. 2003). Det vil si at funksjonell avstand er et mål på framkommelighet fra et verneområde til et annet gjennom landskapet. *r.connectivity.distance* måler funksjonell avstand mellom to verneområder som kant-til-kant-avstand. For å få mer robuste avstandsmålinger ble ikke kortest mulige avstand mellom to verneområder lagt til grunn, men avstanden til andelen av polygonets areal gitt ved nærmeste 2500 m av omkretsen (se figur 2.2).



**Figur 2.2** Avstandsmål mellom ulike områder, mål som korteste kant-til-kant-avstand (øverst) og som kant-til-kant-avstand i rutinen *r.connectivity.distance* der avstanden måles til andelen av polygonets areal gitt ved nærmeste 2500 m av omkretsen.

Med utgangspunkt i hvert enkelt verneområde måles avstanden til alle andre verneområder innenfor en maksimal søkeradius (euklidisk avstand) definert av brukeren. Her har vi valgt å bruke en avstand på 37,5 km. Dette er en spredningsavstand som forholdsvis få individer eller spredningsenheter av de fleste artene vil overskride i løpet av et år (unntaket er særlig lettspredte sporer og frø, samt fugler og pattedyr). Samtidig er avstanden ikke så lang at det blir trivielt å etablere forbindelse med verneområder innen søkeradiusen, men den er lang nok til at den også kan inkludere potensielle forbindelser ved framtidig utvikling av nettverket.

Spredning gjennom landskapet fra et verneområde til et annet vil imidlertid ikke bare avhenge av avstanden mellom verneområdene, men også av arealdekket og andre landskapsstrukturer som kan redusere spredningshastigheten. Slike strukturer vil i noen grad avhenge av hva slags naturtype i verneområdene vi sammenligner. For eksempel vil organismer knyttet til skog i verneområdene antagelig møte mindre motstand fra mellomliggende areal med skog enn med fjell eller et åpent jordbrukslandskap (selv om dette ikke alltid vil være tilfelle, f.eks. for sporer spredt med vind).

Som estimat på framkommelighet har vi derfor laget et motstandsgrid (*friction costs*) med 25 m oppløsning for verneområdene totalt og for deres areal av de fire naturtypene (basert på N50-kartdata i Norge, 1:1.000.000 GSD data i Sverige). Dette ble så oppskalert til 100 m cellestør-

relse for å lette beregningene ved bruk av gjennomsnittsverdien innen hver 100 m x 100 m piksel. Motstandsgridet tar både hensyn til variasjon i arealdekke og infrastruktur.

Verdiene for motstand av mellomliggende areal er angitt som prosenter av en motstand som bare er avhengig av avstanden mellom områdene (jf spredningsfunksjonen i **figur 2.3**). En verdi på 200 innebærer for eksempel dobbelt så høy motstand som avstanden skulle tilsi. Motstandsverdier for ulike areal typer ble anslått ved en ekspertvurdering som vist i **tabell 2.2**. Motstand fra infrastruktur og andre punkt- og linjeelementer ble anslått som vist i **tabell 2.3**, og lagt til motstanden fra arealdekke. Det vil si at motstanden i det endelige motstandsgridet er summen av motstanden fra arealdekke og infrastruktur.

Resultatet av rutinen *r.connectivity.distance* brukes som input i *r.connectivity.network*.

### Nettverksanalyse (*r.connectivity.network*)

Rutinen *r.connectivity.network* beregner en rekke forskjellige nettverksparametere (se kap. 2.3 og Bunn et al. (2000), Minor & Urban (2007, 2008), Zetterberg et al. (2010)) ved bruk av tre faktorer for vektning av forbindelsesstyrken eller avstanden mellom parvise verneområder:

- 1) Kun funksjonell avstand (basert på framkommelighet) mellom parvise verneområder (*cost distance*)
- 2) Maksimal mulig utveksling av organismer mellom et par verneområder basert på framkommeligheten dem imellom (*cost distance*) og mengde organismer, med for eksempel bestandsstørrelse eller areal av området/naturtypen som estimat for mengden vandrende organismer (*population proxy*) som kan forlate de to verneområder (*maximum potential flow*)
- 3) Mulig utveksling av organismer mellom to verneområder, under antakelsen at mengden av organismer som forlater et verneområde er begrenset og at disse fordeles på verneområdene omkring, der organismene foretrekker (eller lettere ender opp i) de større og nære naboområdene (se Ranius et al. 2010) (*competing potential flow*)

**Tabell 2.2** Antatt motstand fra ulike typer av arealdekke for hypotetiske organismer knyttet til verneområdene generelt og til naturtypene ferskvann, myr, skog og åpent fjell angitt i %.

Arealdekke og arealbruk	Alle typer	Ferskvann	Myr	Skog	Åpent fjell
1 Bygning	700	900	700	700	700
2 Tank	700	900	700	700	700
3 Kunstmark, Industriområde	700	900	700	700	700
4 Kunstmark, Lufthavn	700	900	700	700	700
5 Kunstmark, TettBebyggelse	700	900	700	700	700
6 Kunstmark, BymessigBebyggelse	700	900	700	700	700
7 Kunstmark, Steinbrudd	700	900	700	700	700
8 Semikunstmark, SportIdrettPlass	650	850	650	650	650
9 Semikunstmark, Steintipp	650	850	650	650	650
10 Semikunstmark, Golfbane	650	850	650	650	650
11 Semikunstmark, Alpinbakke	650	850	650	650	650
12 Semikunstmark, Gravplass	650	850	650	650	650
13 Semikunstmark, Park	650	850	650	650	650
14 ElvBekk	150	150	750	750	750
15 FerskvannTørrfall	150	150	750	750	750
16 Innsjø	150	150	750	750	750
17 Myr	150	400	150	200	200
18 Skog	150	600	400	150	300
19 Snølsbre	600	700	700	700	600
20 ÅpentOmråde, lavland	150	500	250	300	350
21 ÅpentOmråde, fjell, lavalpin	150	500	200	300	150
22 ÅpentOmråde, fjell, mellomalpin	150	500	250	350	150
23 ÅpentOmråde, fjell, høyalpin	150	600	300	400	150
24 Havflate	1000	900	1000	1000	1000
25 DyrketMark	500	500	500	600	500

**Tabell 2.3** Antatt motstand fra infrastruktur, punkt- og linjeelementer i landskapet for hypotetiske organismer knyttet til verneområdene generelt og til naturtypene ferskvann, myr, skog og åpent fjell angitt i %. Verdiene angir tilleggsmotstand for linje og punktelementer; disse legges til motstandsverdiene for arealtypene (jf tabell 2.2).

Punkt- og linjeelementer		Alle typer	Ferskvann	Myr	Skog	Åpent fjell
<b>Bygg og anlegg: linjer</b>						
26	Dam	300	300	300	300	300
27	Hoppbakke	50	50	50	50	50
28	KaiBrygge	50	50	50	50	50
29	Ledning	100	100	100	100	100
30	LuftledningLH	200	200	200	200	200
31	Lysløype	50	50	50	50	50
32	Molo	300	300	300	300	300
33	Reingjerde	300	300	300	300	300
34	Rørgate	300	300	300	300	300
35	Skitrekk	50	50	50	50	50
36	Skytebaneinnretning	100	100	100	100	100
37	SpesiellDetalj	100	100	100	100	100
38	Takkant	100	100	100	100	100
39	Tankkant	100	100	100	100	100
40	Taubane	100	100	100	100	100
<b>Bygg og anlegg: punkter</b>						
41	Bygning	50	50	50	50	50
42	Campingplass	100	100	100	100	100
43	Gruve	100	100	100	100	100
44	MastTele	50	50	50	50	50
45	Navigasjonsinstallasjon	50	50	50	50	50
46	SpesiellDetalj	50	50	50	50	50
47	Tank	50	50	50	50	50
48	Tårn	50	50	50	50	50
49	Vindkraftverk	200	200	200	200	200
<b>Samferdsel: linjer</b>						
50	Bane (Value 0)	300	300	300	300	300
51	Barmarksløype_Udefinert	0	0	0	0	0
52	Bilferjestrekning_E	0	50	0	0	0
53	Bilferjestrekning_F	0	50	0	0	0
54	Bilferjestrekning_K	0	50	0	0	0
55	Bilferjestrekning_P	0	50	0	0	0
56	Bilferjestrekning_R	0	50	0	0	0
57	GangSykkelveg_Udefinert	50	50	50	50	50
58	Passasjerferjestrekning_Udefinert	0	0	0	0	0
59	Sti_Udefinert	0	0	0	0	0
60	Traktorveg_Udefinert	50	50	50	50	50
61	VegSenterlinje_E	400	400	400	400	400
62	VegSenterlinje_F	200	200	200	200	200
63	VegSenterlinje_K	200	200	200	200	200
64	VegSenterlinje_P	100	100	100	100	100
65	VegSenterlinje_R	300	300	300	300	300
<b>Arealdekke: punkter</b>						
66	Tregruppe	0	200	50	0	50
<b>Arealdekke: linjer</b>						
67	ElvBekk_0	0	50	50	50	50
68	ElvBekk_2 (1-3m)	0	50	100	100	100
69	ElvBekk_3 (3-15m)	0	50	200	300	300



Calabrese & Fagan (2004) påpeker at konnektivitetsmål som tar hensyn til et eller annet estimat for bestand (f.eks. areal), fungerer bedre enn de som ikke gjør det. Vektingen *maximum potential flow* og *competing potential flow* er slike bestandsvektete konnektivitetsmål. I tillegg viste Ranius et al. (2010) at en tilnærming som *competing potential flow* fungerer bedre for bil-ler tilknyttet død ved enn det som her kalles *maximum potential flow*. Resultatene som blir presentert i kapittel 2.3, er derfor basert på antakelsen om *competing potential flow*.

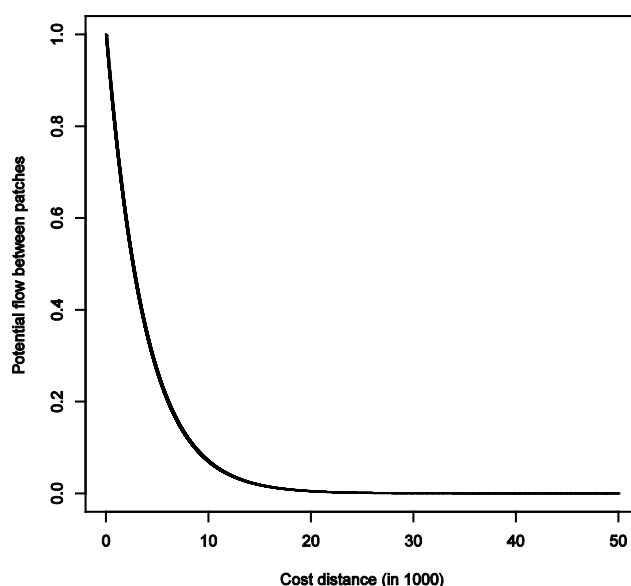
Mengden av mulig utveksling mellom et verneområde-par blir estimert basert på en matematisk funksjon som i litteraturen vanligvis beskrives som en *negative exponential decay kernel* (Calabrese & Fagan 2004, se også Clark et al. 1999). En slik funksjon simulerer antatt suksess ved spredning i forhold til (funksjonell) avstand (**figur 2.3**). Funksjonen som ble brukt i denne analysen for alle verneområder og for de fire hovednaturtypene, er:  $f = e^{-1,5 \cdot d \cdot 10^{-3,75}}$ , der  $f$  er utveksling (*flow*) og  $d$  er funksjonell avstand. Formelen kan tolkes slik at det antas at ca 75% av organismene klarer 1000 enheter funksjonell avstand, ca 50% klarer 2500, ca 10% klarer 8000 og ca 1% klarer 17 000 enheter funksjonell avstand. Som grenseverdi for antatt konnektivitet valgte vi 25 000 enheter i funksjonell avstand.

Mengden av organismer som potensielt kan bevege seg fra et til et annet verneområde (emigranter) blir estimert basert på arealet av verneområdet eller av naturtypene det inneholder.

### Mål på nettverksegenskaper

I en nettverksteoretisk tilnærming for å analysere nettverksstrukturen til norske verneområder er det mulig å generere en rekke ulike mål på nettverkets egenskaper. Slike egenskaper er beskrevet og forklart med eksempler i **vedlegg 1**. Her skal vi kort oppsummere de nettverksegenskapene som er brukt i presentasjonen av resultatene (**tabell 2.4**).

**Antall klynger** En klynge (*cluster*) er en gruppe av knutepunkter (*vertices*) (dvs verneområder) som har forbindelser med hverandre, men ikke med andre (grupper av) knutepunkter i nettverket. Et enkelt, isolert knutepunkt kan også være en klynge. Dermed er det maksimal mulige antallet klynger i et nettverk lik antallet knutepunkter, mens antall klynger i et fullstendig sammenhengende nettverk er 1. Antall klynger i et nettverk er dermed et mål på graden av sammenheng i nettverket (*connectedness*); jo færre klynger, jo bedre sammenheng.



**Figur 2.3** Teoretisk spredning av organismer fra et punkt til andre punkter som følge av funksjonell avstand mellom punktene (dvs justert for motstand fra mellomliggende areal og andre landskapselementer), brukt i alle beregninger av strukturen for verneområdenes nettverk.

**Tabell 2.4** Noen sentrale mål som beskriver strukturen i nettverket av verneområder. Verneområdene (knutepunkter) og de parvise forbindelsene mellom dem utgjør nettverkets komponenter. Klynger består av verneområder med forbindelser, dvs områder som har kortere avstand seg imellom enn maksimal funksjonell avstand (satt til 25 000 enheter).

Økologisk betydning	Forklaring	Økologisk betydning
1) Antall klynger	Antall klynger der verneområder har forbindelse med hverandre, gitt en spesifikk maksimal avstand mellom områder	Jo bedre forbindelse mellom verneområdene, jo færre klynger. Max verdi er antall verneområder, minimal verdi er 1.
2) Største klynge	Arealandelen av verneområdene i største klynge, som prosent av totalt vernet areal (for naturtypen)	Uttrykker i hvilken grad verneområder med forbindelser er konsentrert til én stor klynge
3) Antall forbindelser i nettverket	Antall parvise forbindelser i nettverket	Et større antall forbindelser gir økt konnektivitet og mindre fragmentering; mer robust for bortfall av enkeltforbindelser
4) Nettverkets diameter	Lengden av den lengste av mulige direkte forbindelser, målt gjennom nettverket	Indikasjon på hvor langt nettverket strekker seg i landskapet
5) Antall forbindelser pr verneområde	Antall forbindelser for et verneområde til andre områder inntil maksimal funksjonell avstand	Uttrykker antall muligheter for utveksling av organismer med andre områder
6) Potensiell tilførsel av organismer fra naboområdene pr verneområde	Antall forbindelser for et verneområde til andre områder, vektet med områdenes størrelse	Indirekte uttrykk for potensiell mengde organismer fra naboområder
7) Gruppering av klynger av isolerte komponenter	Grupper av verneområder som er forbundet med hverandre, men ikke med andre områder	Uttrykker grad av fragmentering: jo flere slike grupper, jo mindre sammen mellom områdene
8) Gruppering av klynger med relativt tette forbindelser ( <i>communities</i> )	Grupper av verneområder med kortere funksjonell avstand seg imellom enn andre nærliggende områder, definert til et visst antall pragmatisk spesifiserte grupper	Konsentrasjon av verneområder med tette forbindelser og gode muligheter for utveksling av organismer
9) Knutepunkter og forbindelser viktige for strøm av organismer gjennom nettverket	Antall korteste forbindelsesveier langs nettverket gjennom et knutepunkt	Kritiske knutepunkter og forbindelser for "flyt" av organismer gjennom nettverket totalt
10) Knutepunkter og forbindelser viktige for lokal strøm av organismer gjennom nettverket	Antall korteste forbindelsesveier langs nettverket gjennom en forbindelse	Kritiske knutepunkter og forbindelser for lokal "flyt" av organismer gjennom nettverket
11) Rygggrad i nettverket	Forbindelser mellom knutepunkter i nettverket med færrest mulig direkte forbindelser, der summen av avstander er minst mulig	Viktigste og mest effektive forbindelsene for å ha et sammenhengende nettverk
12) Knutepunktene og forbindelsenes betydning for nettverksstrukturen	Antall deler av nettverket knyttet direkte og indirekte til et knutepunkt	Viktige knutepunkter og forbindelser for sammenhengen i nettverket
13) Forbindelser med potensial for oppbakking av flaskehalser med svak forbindelsesintensitet	Beregning av svakeste forbindelser mellom grupper av verneområder med tette forbindelser ( <i>communities</i> ) og identifikasjon av potensielle forbindelser mellom disse	Viktige potensielle forbindelser for å knytte sammen grupper av klynger med tette forbindelser ( <i>communities</i> ) der det nå ikke er gode forbindelser mellom gruppene
14) Korridorer for styrking av rygggraden i nettverket	Arealene der summen av funksjonell avstand mellom to områder langs rygggraden i nettverket er mindre eller lik den funksjonelle avstanden mellom områdene	Korridorer langs rygggraden i nettverket

**Størrelsen til den største klyngen** er angitt som summen av vernet areal (ev. for hver av de fire naturtypene) i klyngen som prosentandel av det totale arealet som er vernet (ev. av hver naturtype). Dette uttrykker i hvilken grad verneområder med forbindelser til hverandre er konsentrert til en stor klynge i nettverket.

**Antall parvise forbindelser** (edges) i nettverket gir også et uttrykk for graden av sammenheng i nettverket, ved å si noe om tettheten av nettverket. Et større antall forbindelser gir økt konnektivitet og mer robusthet. Nettverket kan da fungere og brytes ikke nødvendigvis ned i flere klynger selv om enkelte forbindelser skulle bli borte.

**Diameteren til nettverket** er lengden av den lengste av de mulige korte direkte forbindelsene mellom parvise klynger (inkludert forbindelser med mellomtrinn), der lengden er målt gjennom nettverket. Diameteren gir dermed en indikasjon på hvor langt nettverket strekker seg sammenhengende gjennom landskapet.

**Egenskaper beregnet pr verneområde** reflekterer i noen grad de samme egenskapene som er beregnet for hele nettverket (**tabell 2.4**). Disse omfatter dels uttrykk for de enkelte verneområdenes gjennomsnittlige bidrag til nettverkets konsentrasjon og tetthet av forbindelser (målene 5-8), dels dekker de uttrykk for i hvilken grad verneområdene bidrar til strømmen av organismer gjennom nettverket og hvilke verneområder og forbindelser som er særlig viktige for en slik strøm (målene 9-10), og hvilke verneområder som utgjør hovedstrukturen i nettverket (målene 11-13).

## 2.3 Verneområdenes egenskaper som nettverk

Her presenterer vi en rekke egenskaper for nettverket av norske verneområder. Vi gir først en oversikt over sammenhengene i nettverket på overordnet nivå (kap. 2.3.1), dernest ser vi på egenskaper som beskriver sammenhengene i nettverket på mer detaljert nivå, for verneområdene og forbindelsene mellom dem (kap. 2.3.2). De ulike egenskapene ved nettverket er forklart i **vedlegg 1** (se også kap.2.2 og **tabell 2.4**).

Verneområdene inneholder en rekke naturtyper med ulik betydning for tilknyttet arts mangfold og verneverdiene ved de enkelte verneområdene. For å få et inntrykk av verneområdenes funksjon som økologisk nettverk kan det derfor være fornuftig å forsøke å representere verneområdenes betydning for arts mangfold og økosystemprosesser framfor bare verneområdenes totalareal. Vi har imidlertid ikke tilstrekkelig datagrunnlag til å se på slike relasjoner i detalj, men må avgrense oss til å analysere mønstre knyttet til verneområdenes dekning av noen hovednaturtyper: ferskvann, myr, skog og fjell. Her vil vi presentere en rekke egenskaper for nettverket gitt ved verneområdenes areal av disse naturtypene, med samme typer analyser som for verneområdene som helhet.

Merk at siden også de svenske verneområdene er inkludert i nettverksanalysen, så vil alle resultater i dette kapitlet omfatte både norske og svenske verneområder. Dette har størst betydning i tolkningen av sammenfattende figurer og statistikk (jf **figur 2.4** og **tabell 2.5**). For de enkelte verneområdene er det imidlertid mulig å hente individuelle resultater fra nettverksanalysen fra et elektronisk vedlegg ([stefan.blumentrath@nina.no](mailto:stefan.blumentrath@nina.no)), slik at det likevel er fullt mulig å se kun på de norske verneområdene.

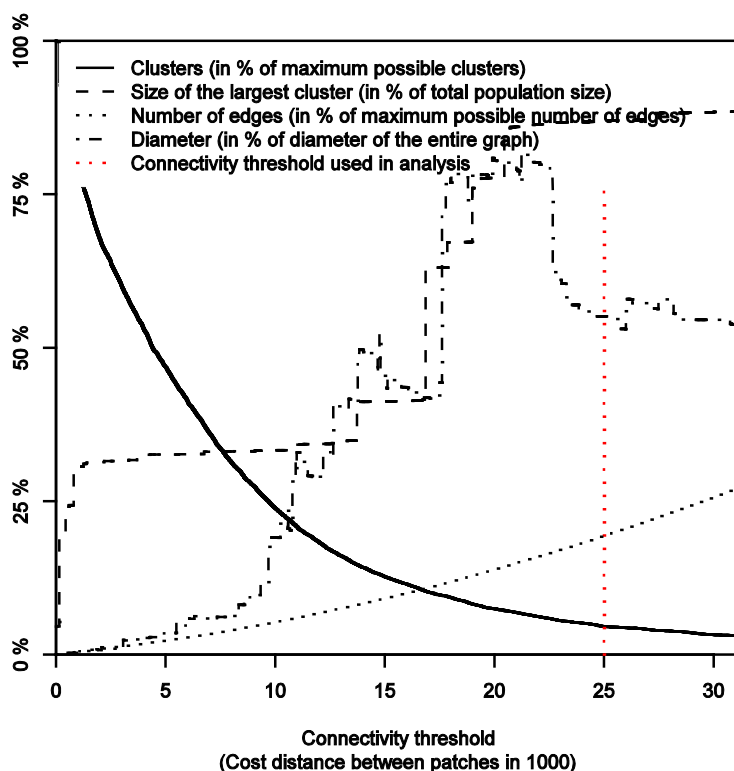
### 2.3.1 Overordnet struktur for nettverket av verneområder

#### Sammenheng i nettverksstrukturen

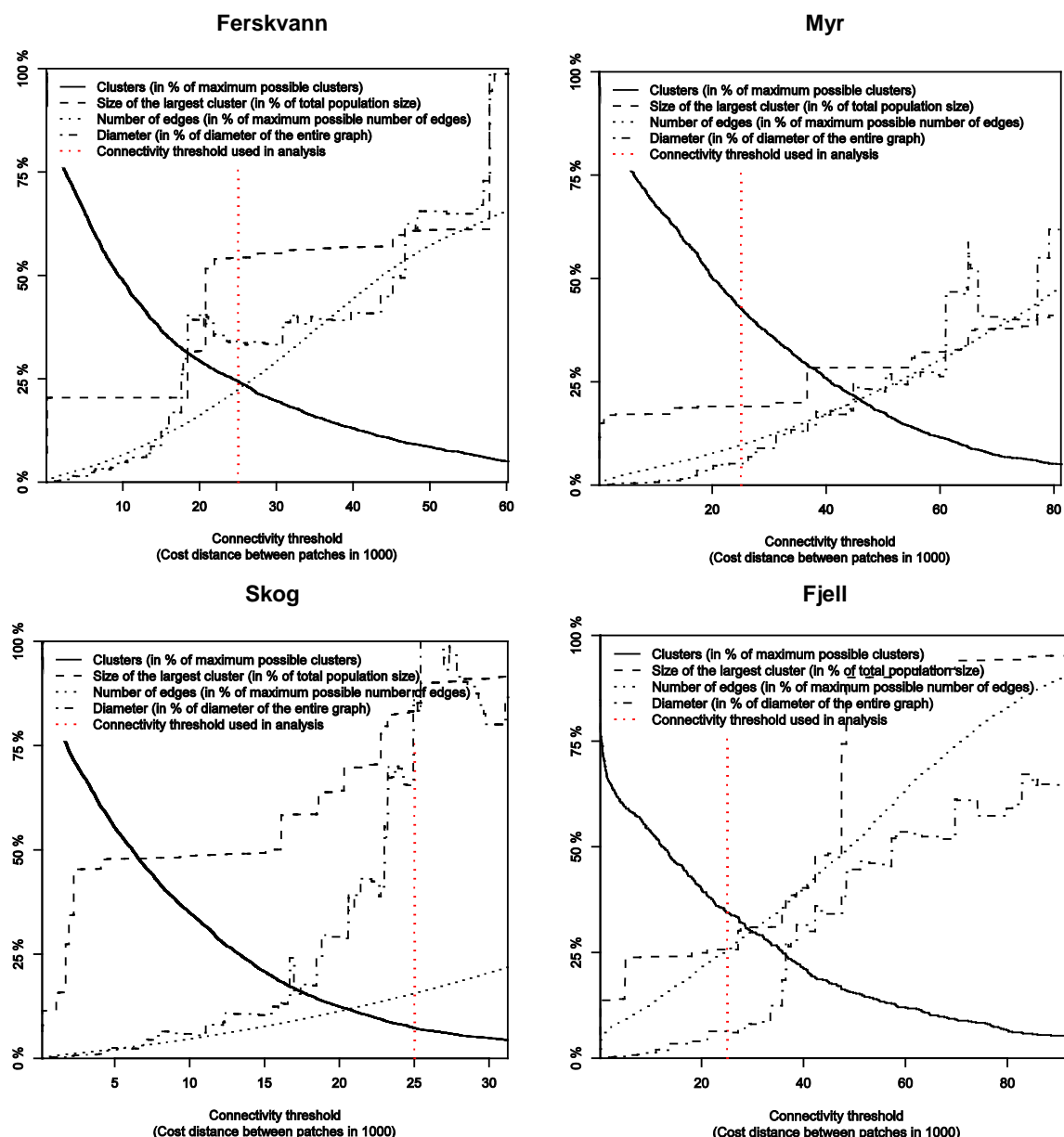
I **figur 2.4a** ser vi hvordan sammenhengen i nettverksstrukturen (*connectedness*) av verneområdene endrer seg når vi inkluderer forbindelser med økende funksjonell avstand mellom verneområdene, målt ved fire ulike egenskaper: antall klynger (dvs verneområder med forbindel-

ser), største klynge av slike verneområder, antall forbindelser i nettverket og nettverkets diameter. Her ser vi at antall klynger avtar nokså jevnt når vi øker den funksjonelle avstanden for forbindelser, med 25% av maksimalt antall klynger allerede ved en funksjonell avstand på knapt 10 000 enheter. Størrelsen på den største klyngen av sammenknyttete verneområder overstiger raskt 25% av totalt vernet areal, og fra ca 17 000 enheter funksjonell avstand øker størrelsen på den største klyngen raskt til over 80% av vernet areal. Den lengste diameteren for sammenhengende verneområder når ca 80% av diameteren til hele nettverket av verneområder ved en funksjonell avstand på ca 18 000 – 23 000 enheter. Dette innebærer at sammenhengen i nettverket av alle verneområder er svært god når vi inkluderer verneområder med en funksjonell avstand på ca 20 000 enheter. Da er ca 80% av alt vernet areal i verneområder med forbindelser til hverandre (slik vi har definert prinsippene for slike forbindelser). Som vi skal se under, blir bildet et annet når vi tar hensyn til verneområdenes dekning av ulike naturtyper.

Når vi ser på verneområdenes areal av naturtypene ferskvann, myr, skog og fjell, kan vi på tilsvarende måte som for verneområdene totalt, se hvordan sammenhengen i nettverksstrukturen øker (dvs fragmenteringsgraden avtar) når vi inkluderer forbindelser med økende funksjonell avstand mellom verneområdene (**figur 2.4b**). Her ser vi at nettverket av vernet fjell er forholdsvis fragmentert for alle arter som har en maksimal spredningsavstand på mindre enn ca 50 000 enheter. Nettverket begynner å bli sammenhengende, dvs mesteparten av verneområdene ligger i én klynge, ved ca 50 000 enheter i funksjonell avstand. For skog derimot er nesten halvparten av det vernet arealet samlet i én klynge allerede fra og med ca 2 500 enheter i funksjonell avstand, og det aller meste av vernet skogareal ligger i én klynge ved en funksjonell avstand på 25 000 enheter. For ferskvann er omtrent halvparten av vernet areal samlet



**Figur 2.4a** Nettverksstruktur for norske og svenske verneområder inkludert i nettverksanalysene. Sammenhengen i nettverket er gitt ved fire mål: (1) antall klynger (clusters) (% av maksimalt antall klynger), (2) størrelsen på største klynge (% av totalt vernet areal), (3) antall forbindelser (edges) mellom klynger (% av maksimalt antall forbindelser), (4) diameteren til nettverket (% av diameteren for hele nettverket).



**Figur 2.4b** Nettverksstruktur for norske og svenske verneområder med ferskvann, myr, skog og fjell. Sammenhengen i nettverket er gitt ved fire mål: (1) antall klynger (clusters) (% av maksimalt antall klynger), (2) størrelsen på største klynge (% av totalt vernet areal med naturtypen), (3) antall forbindelser (edges) mellom klynger (% av maksimalt antall forbindelser), (4) diameteren til nettverket (% av diameteren for hele nettverket).

i én klynge ved en funksjonell avstand på vel 20 000 enheter, men vi må opp i en avstand på nesten 60 000 enheter før nesten alt vernet ferskvannsareal ligger i én klynge. Myr er vesentlig mer fragmentert enn de andre hovednaturtypene, illustrert ved at mindre enn halvparten av vernet myrareal finnes i én klynge ved en funksjonell avstand på hele 80 000 enheter.

### Grunnleggende egenskaper ved nettverket av verneområder

**Tabell 2.5** viser en del grunnleggende egenskaper ved nettverket av alle verneområder, samt for verneområdenes areal av ferskvann, myr, skog og fjell. Hvis vi sammenligner nettverkene på et overordnet nivå, ser vi at:

- Nettverket av alle verneområdene (uten å ta hensyn til deres areal av ulike naturtyper) er i mye mindre grad fragmentert og har mye større enheter (både den største klyngen og gjen-

nomsnitt for alle klynger) enn nettverkene av verneområdene med de fire hovednaturtype-  
ne. Dette er i naturlig, siden nettverkene for hovednaturtypene er underenheter av alle ver-  
neområder. Men når man sammenligner grunnleggende nettverksegenskaper på tvers av  
nettverkene, så ser man at konnektiviteten for nettverkene ikke forholder seg proporsjonalt  
til antallet av verneområder. Dette tyder på at resultatene for de enkelte hovednaturtypene  
gir et økologisk mer meningsfylt bilde for alle typer organismer som er knyttet til ferskvann,  
myr, skog eller fjell, fordi resultatene for alle verneområder overestimerer konnektiviteten for  
slike organismer.

- Verneområder med fjell har mest areal fordelt på færrest verneområder (jf **tabell 2.5**, mål 1),  
og nettverket består av et mindre antall store verneområder. Samtidig har nettverket av ver-  
neområder med fjell den største relative tettheten av forbindelser.

**Tabell 2.5** Ulike mål på strukturen i nettverket av norske og svenske verneområder (egentlig  
polygoner), samt for nettverkene gitt ved verneområdenes dekning av ulike naturtyper.

Mål	Alle om- råder	Fersk- vann	Myr	Skog	Fjell
1) Antall verneområdepolygoner i nettverket, herav norske polygoner	7 522 3 052	2 991 1 753	1 623 1 302	5 564 2 031	622 517
2) Antall parvise forbindelser som gjenspeiler den kor- teste forbindelsen mellom to verneområder (indirekte forbindelse via et annet verneområde er ikke kortere; uten retningsbestemthet)	347 889	47 736	15 650	164 832	3 420
3) Antall parvise forbindelser kortere enn maksimale avstand for antatt konnektivitet <sup>2</sup> og som gjenspeiler den korteste forbindelsen mellom disse to verneområdene (indirekte forbindelse via et annet verneområde er ikke kortere; uten retningsbestemthet)	67 286	10 687	1 522	25 719	872
4) Antall isolerte klynger i hele det potensielle nettver- ket <sup>1</sup>	2	4	15	3	9
5) Fragmenteringsgrad for hele det potensielle nettver- ket <sup>1</sup> (klynger/knutepunkter i %)	0,03	0,13	0,92	0,05	1,44
6) Antall isolerte klynger i nettverket med kun forbin- delser kortere enn antatt grenseverdi for konnektivitet <sup>2</sup>	346	730	695	404	214
7) Fragmenteringsgrad av nettverket med kun forbin- delser kortere enn antatt grenseverdi for konnektivitet <sup>2</sup> (klynger/knutepunkter i %)	4,5	24,4	42,8	7,3	34,4
8) Størrelse til den største isolerte klyngen i hele det potensielle nettverket <sup>1</sup> , i km <sup>2</sup>	120 554	8 909	8 542	36 716	51 849
9) Størrelse til den største klyngen i nettverket med kun forbindelser som er kortere enn den maksimale av- standen for antatt konnektivitet <sup>2</sup> , i km <sup>2</sup>	105 484	4 833	1 652	30 944	13 361
10) Gjennomsnittlig størrelse for klyngene i hele det potensielle nettverket <sup>1</sup> , i km <sup>2</sup>	60 619	2 229	579	12 266	5 772
11) Gjennomsnittlig størrelse for klyngene i nettverket med kun forbindelser som er kortere enn den maksima- le avstanden for antatt konnektivitet <sup>2</sup> , i km <sup>2</sup>	350	12	12	19	242
12) Diameter for nettverket (som 1000 enheter funk- sjonell avstand), bare med forbindelser kortere enn antatt grenseverdi for konnektivitet <sup>2</sup>	979 <sup>3</sup>	646	214	1 660	140

<sup>1)</sup> Alle forbindelser innenfor søkeradius med euklidsk avstand < 37,5 km

<sup>2)</sup> Maksimal avstand for antatt konnektivitet/antatt grenseverdi for konnektivitet er valgt som 25 000 enheter

<sup>3)</sup> Nettverket med alle verneområder er basert på et motstandsgrid med den minimale motstanden fra areal-  
dekke som ble brukt for ferskvann, myr, skog og fjell. Dermed blir den funksjonelle avstanden mellom verne-  
områdene stortsett kortere. Dette kan ha signifikant effekt på diameterens lengde, slik at den kan være korte-  
re, selv om den spenner et større geografisk område.

- Når man ser på fragmenteringsgraden (**tabell 2.5**, mål 7), så har nettverket for skog klart best sammenheng (mest konnektivitet), mens myr er mest fragmentert. Konnektiviteten for nettverkene til de fire hovednaturtypene avtar i rekkefølgen skog, ferskvann, fjell og myr.
- Størrelsen på klyngene (dvs verneområder med forbindelser) er avhengig både av antall verneområder, størrelsen til verneområdene, forbindelsene mellom dem og maksimal avstand for antatt konnektivitet. Nettverket av verneområder med skog har den største klyngen, mens fjell har gjennomsnittlig størst klynger av verneområder (**tabell 2.5**, mål 9 og 11). Klyngene av verneområder med myr og med ferskvann har minst gjennomsnittsstørrelse.
- Nettverket av verneområder med skog har den største diameteren (kun kortere forbindelser enn antatt grenseverdi for konnektivitet). Dette reflekterer det store antallet verneområder med skog og den store graden av sammenheng dem imellom.

### 2.3.2 Sammenhengen i nettverket av verneområder

Ovenfor har vi forsøkt å beskrive enkelte overordnede egenskaper ved nettverket av verneområdene, som mål for grad av fragmentering og sammenheng for helheten av verneområdene og forbindelsene mellom dem. Her vil vi se på slike relasjoner i større detalj, ved å fokusere på de enkelte verneområdene og forbindelsene mellom dem. Vi har da sett på følgende spørsmål:

- Hvor god konnektivitet eller sammenheng har de enkelte verneområdene?
- Hva/hvor er de viktigste forbindelsene og knutepunktene i nettverket, og hvor mangler det viktige forbindelser (og knutepunkter)?
- Hvor er nettverket robust, hvor er det sårbart?
- Hvor kan nettverket styrkes mest effektivt?

Særlig analysene på detaljnivå kan være utgangspunkt for en strategisk videreutvikling av vernenettverket. Men selv om analyser basert på nettverksteorien er velegnet til å støtte slike formål (Opdam et al. 2006; Minor & Urban 2007), så gir de likevel ingen endelige svar eller ferdige oppskrifter for vellykket design av et vernenettverk. Mål for verneområdene og problemstillingene de skal ivareta, kan være forskjellige, og samtidig kan også strategiene varieres (se: Minor & Urban 2008). Derfor viser vi nedenfor utvalgte resultater som illustrerer potensial for sikring og videreutvikling av vernenettverket ved ulike strategier. Kartframstillingene omfatter ikke alle resultater fra nettverksanalysen. Ved konkrete spørsmål eller formål kan det være aktuelt å hente flere resultater fra det elektroniske vedlegget ([stefan.blumentrath@nina.no](mailto:stefan.blumentrath@nina.no)).

I tolkning av kartene i figurene nedenfor er det viktig å være oppmerksom på at de enkelte verneområdene er representert som punkter uten areal. I analysene er det imidlertid tatt hensyn til de enkelte områdenes areal og avstanden mellom områdene fra kant til kant (se metoder i kap. 2.2). Dette vil si at avstandene mellom store verneområder, bl.a. i fjellet, ikke er så store som kartene gir inntrykk av.

#### Hvor god konnektivitet har de enkelte verneområdene?

Små og isolerte populasjoner har økt risiko for å dø ut (jf Mattila et al. 2012). Små og isolerte verneområder innebærer dermed en risiko for at verneformålet mislykkes, hvis populasjonen innenfor et verneområde ikke har mulighet til å få tilført organismer utenfra. Derfor er spørsmålet *Hvor god konnektivitet har de enkelte verneområdene?* det første og mest grunnleggende spørsmålet i en konnektivitetsanalyse.

Nettverksteorien tilbyr bl.a. fire algoritmer eller mål på konnektivitet som kan bidra til å belyse hvor god sammenheng det er mellom verneområdene. Disse målene belyser dette fra ulike perspektiver og med ulikt fokus:

- *Degree centrality*: Antall forbindelser pr knutepunkt (node), dvs pr verneområde

- *Weighted degree centrality*: Estimert potensiell mengde tilførte organismer fra naboombådene pr knutepunkt/verneområde
- *Cluster membership*: Gruppering av knutepunktene/verneområdene i klynger av isolerte komponenter i nettverket
- *Community membership*: Gruppering av knutepunkter/verneområder i klynger som har relativ tett forbindelse seg imellom, men mindre til andre klynger

### Antall forbindelser pr verneområde (*Degree centrality*)

Et mål på konnektivitet er antall forbindelser et område har til andre områder omkring (*Degree centrality*). Dette tallet tar verken hensyn til størrelsen til de forskjellige områdene eller til de funksjonelle avstandene mellom dem (utover at et område-par er forbundet eller ikke). Dette målet kan si noe om robustheten ved mulig utveksling av organismer, dvs om slik utveksling kan skje gjennom flere ulike forbindelser. Her antar vi at et områdepar er forbundet hvis avstanden mellom dem er mindre enn 25 000 enheter i funksjonell avstand.

**Figurene 2.5a-e** viser antall forbindelser (*Degree centrality*) for de enkelte verneområdene (representert som knutepunkter: *vertex*) i nettverket. Ser vi kun på antall forbindelser, så er verneområdene i Nord-Norge (særlig Finnmark) mer isolert enn verneområdene ellers i landet. Dette går igjen for verneområder og nettverksrepresentasjoner for alle hovednaturtypene. Også verneområdene langs kysten er generelt mer isolert enn i resten av landet for alle verneområder og for verneområdene med de respektive hovednaturtypene, men for alle verneområder og for vernet skog i hovedsak fra Rogaland og nordover. Også i fjellstrøkene mellom Hardangervidda og Jotunheimen er det spredte verneområder med forholdsvis få forbindelser. For myr og fjell er verneområder med god konnektivitet (dvs høyt antall forbindelser) samlet rundt nasjonalparkene. Dette er i mindre grad tilfellet for ferskvann og skog. For ferskvann har verneområdene i kjernen av nettverket et relativt stort antall forbindelser pr verneområde. Trass i at det finnes nesten dobbelt så mange verneområder med myr som med fjell, så ligger en stor andel av verneområder med myr forholdsvis isolert. Merk for øvrig at selv under den forholdsvis optimistiske antakelsen om konnektivitet opp til 25 000 enheter i funksjonell avstand, så er et stort antall verneområder isolert (dvs uten forbindelser eller utveksling) (områder merket med rødt i **figur 2.5**). Selv i nettverket med alle verneområder er også enkelte verneområder innerst i nettverket fullstendig isolerte.

### Potensiell mengde tilførte organismer fra naboombådene pr verneområde (*Weighted degree centrality*)

Et annet mål på konnektivitet er den potensielle mengden av organismer et område kan få tilført fra naboombådene. I nettverksteori kan dette uttrykkes med en vektet variant av *degree centrality*, der konnektivitetsmålet er summen av modellert strøm av organismer til et område gjennom nettverket. *Weighted degree centrality* tar i dette tilfellet hensyn til samvirkningen av funksjonell avstand mellom områder, deres størrelse og spredningsegenskaper (se kap. 2.2). Dette er en av de mest brukte algoritmene for å måle konnektivitet fra et metapopulasjonsperspektiv (Ranius et al. 2010). Utover det tar konnektivitetsmålet *Weighted degree centrality* høyde for at områder "konkurrerer" om et begrenset antall mulige "emigranter" fra et område, og at det er mer sannsynlig at emigranter ender opp i de større og nærmere naboombådene enn i mindre områder lengre borte. Ranius et al. (2010) oppdaget at en slik tilnærming fungerer bra for biller i død ved og antar at funnet kan generaliseres til en vis grad.

**Figurene 2.6a-e** viser estimert mengde av potensiell tilførsel av organismer fra naboombådene pr verneområde. Mønstre vi kan se for antall forbindelser pr verneområde (**figur 2.5**), gjentar seg i prinsippet også når forbindelsesintensiteten vektes med verneområdenes størrelse. Beregnet konnektivitet er mindre god for verneområdene i nord og langs kysten, men nå framstår også de mange (til dels) små verneområdene i lavlandet på Sørlandet og Østlandet som mer fragmentert. Bildet blir ellers mer differensiert, i den forstand at det opptre større variasjon lokalt (særlig for alle verneområder og de med skog). Kjernen av verneområder med fjell (langs den norske og svenske fjellkjeden) har, på grunn av verneområdenes størrelse, forholdsvis



god konnektivitet. Figurene illustrerer betydningen av de store verneområdene, særlig for nettverkets dekning av fjell, ferskvann og myr.

### **Gruppering av verneområder i klynger av isolerte komponenter i nettverket (*clusters*)**

Verneområder som har forbindelser med hverandre, men ikke med andre verneområder kan betraktes som en gruppe av verneområder (en klynge eller *cluster*). Et enkelt verneområde kan også være en klynge. Dermed er maksimalt mulige antall slike klynger i et nettverk lik antall verneområder, mens antallet av slike klynger i et fullstendig sammenhengende nettverk er 1. Antall isolerte klynger i et nettverk er et mål på fragmenteringen eller sammenhengen av nettverket. Jo mindre antall av slike klynger, jo bedre er konnektiviteten (og omvendt).

Ethvert verneområde i et nettverk kan tilordnes en klynge (*cluster*). Denne tilordningen angir klyngetilhørighet eller *cluster membership*. **Figurene 2.7a-e** viser grupperingen av verneområdene i slike klynger.

Gruppering av verneområdene i klynger kan tolkes som en måte å ordne verneområder i (isolerte) delbestander. Beliggenhet til et område i en slik klynge kan ha forskjellige økologiske konsekvenser knyttet til størrelsen på den delen av nettverket som er tilgjengelig fra et område (og dermed bestandsstørrelsen og variabilitet innen klyngen). Utover det konstaterer Rudnick et al. (2012) at det er viktig å ha sammenhengende nettverksstrukturer over store geografiske avstander og over lang tid, særlig i lys av store og langvarige forandringer i miljøet (jf klimændringer). Størrelsen til sammenhengende klynger og diameteren til nettverket gir et estimat på dette. Grupperingen kan også brukes som en romlig enhet for å analysere eventuelle økologiske fellestrekk innenfor klyngen og forskjeller mellom klyngene.

Under de metodiske forutsetningene som er gitt i kapittel 2.2, domineres nettverket for alle verneområder av én stor sammenhengende klynge av verneområder som strekker seg fra Sørlandet til Nordland (og Nord-Sverige), samt fra Atlanterhavet til Østersjøen, inkludert fjellområdene i deler av Sør-Norge. Den største klyngen for verneområdene med henholdsvis ferskvann og skog er nesten like omfattende i Norge, men fanger ikke opp like mye av verneområdene i Sverige (for ferskvann kan det fragmenterte bildet i Sverige skyldes grovere data for arealdekke av ferskvann i Sverige).

Mens fjell har omtrent 9 relativt store klynger, sett i forhold til antallet av verneområder med fjell (også i forhold til arealet av fjell), er myr derimot nesten gjennomgående fragmentert. Nettverket for myr består av mange småklynger med få verneområder eller isolerte enkeltområder. Unntak finnes i Setesdalsheiene/Hardangervidda, Dovre og Trøndelag. De grove dataene for myr i Sverige (gitt ved arealdekkkart på 1:1 million) påvirker antakelig resultatet signifikant, siden småpolygoner fjernes ved generalisering av kartdata.

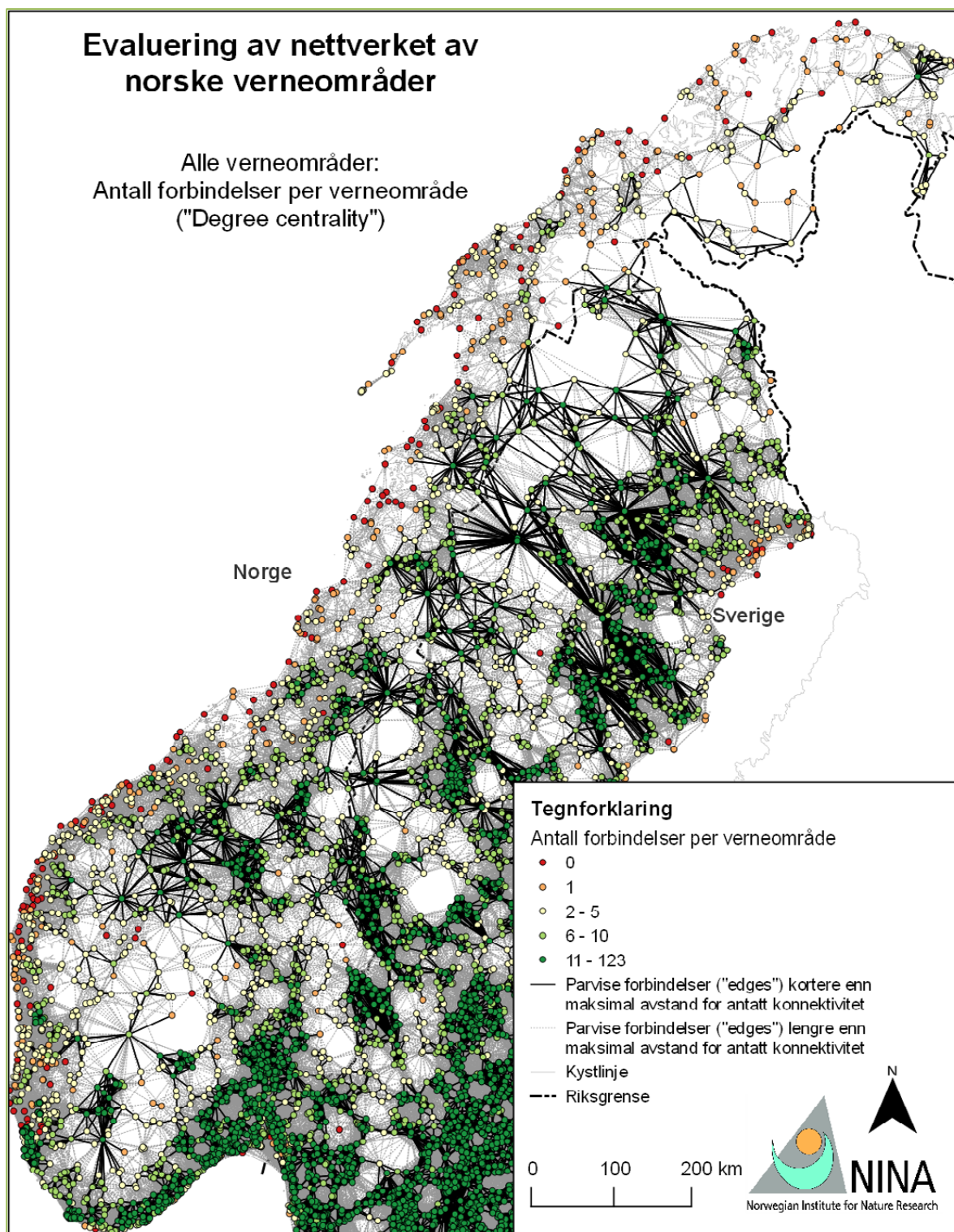
For alle naturtyper er det kun småklynger med få sammenhengende verneområder langs kysten og i Nord-Norge, med unntak av skog i Midt-Norge og skog og myr langs kysten i sør og sørøst. Dette bekrefter og forsterker inntrykket fra de to konnektivetsmålene ovenfor (*Degree centrality*, *Weighted degree centrality*).

### **Gruppering av verneområder i klynger med relativt tette forbindelser (*communities*)**

En gruppe verneområder kan ha mange forbindelser (god konnektivitet) seg imellom, men få forbindelser til andre verneområder i nettverket. Klynger med slike tette forbindelser mellom verneområdene, kalt samfunn eller *communities*, gir mulighet for forholdsvis rask utveksling av organismer mellom verneområdene innen slike klynger. Ethvert verneområde i nettverket kan i prinsippet tilordnes et slikt *community*. Verneområdene kan da beskrives ved sin tilhørighet til sine respektive *communities* (*community membership*), slik dette er vist i **figurene 2.8a-d**. Merk at vi ikke har beregnet tilhørigheten til *communities* for alle verneområder (uavhengig av naturtyper) på grunn av svært lang beregningstid for *Edge Betweenness Community*-algoritmen (og beregningstiden øker nesten eksponentielt med antall forbindelser).

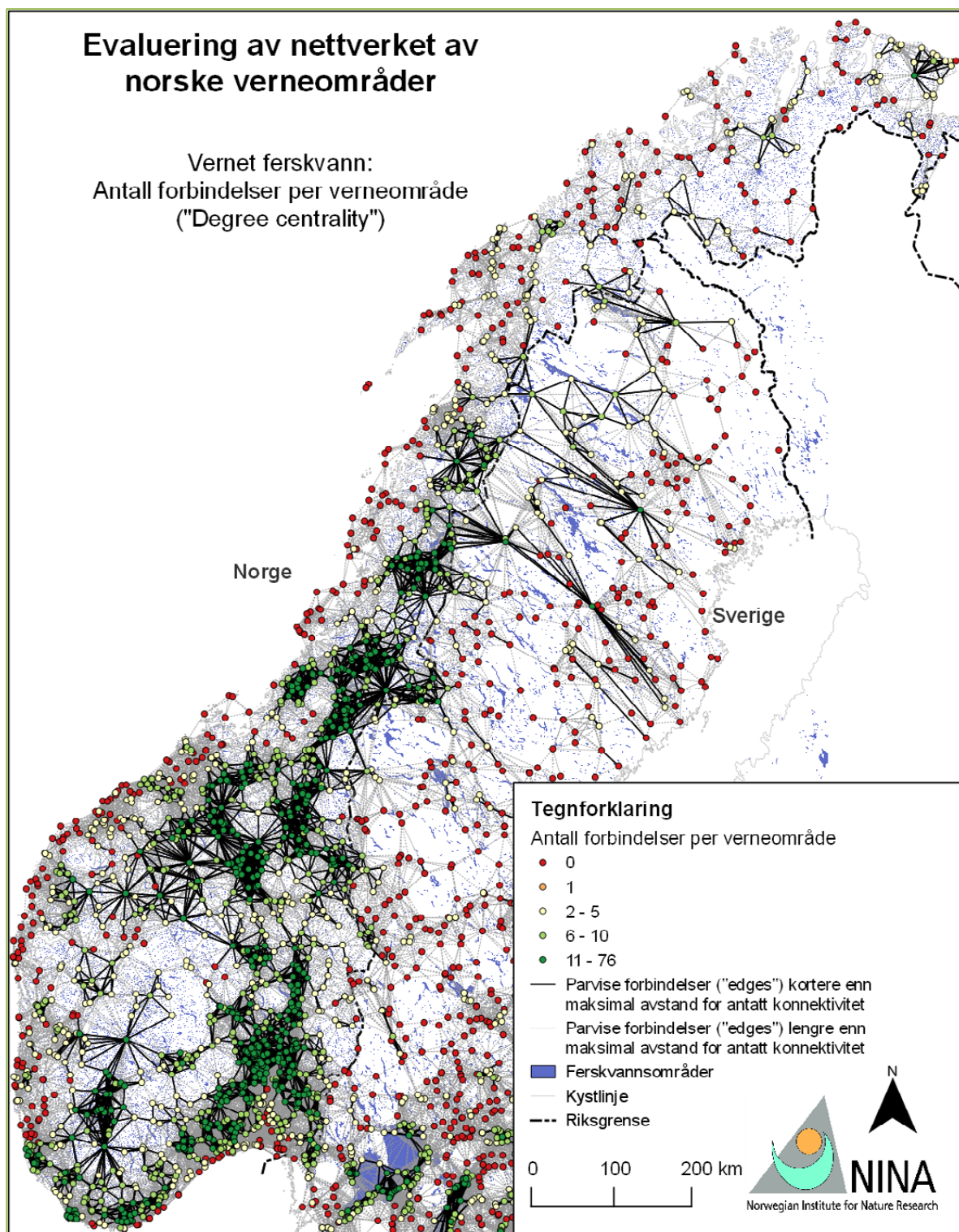
I utgangspunktet ligner begrepene *communities* og klynger (*clusters*) på hverandre. Forskjellen er at identifikasjon av *communities* tar hensyn til flytende overganger (fra sterk til svak forbindelsesstyrke), mens klynger baserer seg på et klart skille mellom forbundet versus isolert (basert på en grenseverdi for antatt konnektivitet). Dermed kommer *community*-begrepet nærmere situasjonen i naturen, men det er samtidig vanskeligere å håndtere fordi skillelinjen mellom *communities* er mindre klar. Grupperingen av verneområder i *communities* kan tolkes som en måte å ordne verneområdene i delbestander med begrenset utveksling mellom ulike bestander. Beliggenheten til et område i et *community* kan ha forskjellige økologiske konsekvenser knyttet til for eksempel størrelsen til de delene av nettverket som har stor mulig utveksling seg imellom. Denne grupperingen kan også brukes som romlig enhet for å analysere eventuelle økologiske fellestrekk innenfor *communities* og forskjeller mellom *communities* (f.eks. knyttet til effekter av isolasjon). Verneområder i *communities* gir mulighet for rask utveksling av organismer mellom verneområdene og raskere spredning innen disse klyngene. Større *communities* kan antas å ha positiv effekt på konnektiviteten på grunn av mer robust populasjonsdynamikk innenfor slike klynger (sammenlignet med mindre klynger).

Ser vi på forbindelsesintensitet og tetthet (i stedet for en 0/1 versjon av nettverksstrukturen: forbundet vs ikke forbundet), viser **figur 2.8c** at klyngene av verneområder med skog nå er mer jevnt fordelt (gitt ved antall verneområder), i grupper som til dels fremdeles har stor geografisk utstrekning, men nok gir mer biogeografisk mening enn de svært store gruppene i **figur 2.7d**. Det samme er tilfellet for verneområder med ferskvann (**figur 2.8a**), selv om de større gruppene her er mer konsentrert. For verneområder med myr gir gruppene med relativt tette forbindelser i **figur 2.8b** et noe mer sammenhengende inntrykk (dvs bedre konnektivitet) enn bildet av klynger av isolert komponenter (**figur 2.7c**). For verneområder med fjell er hovedinntrykket at de større gruppene av verneområder i Sør-Norge blir oppdelt i mindre grupper når vi fokuserer på områder med tette forbindelser (*communities*) (**figur 2.8d**).

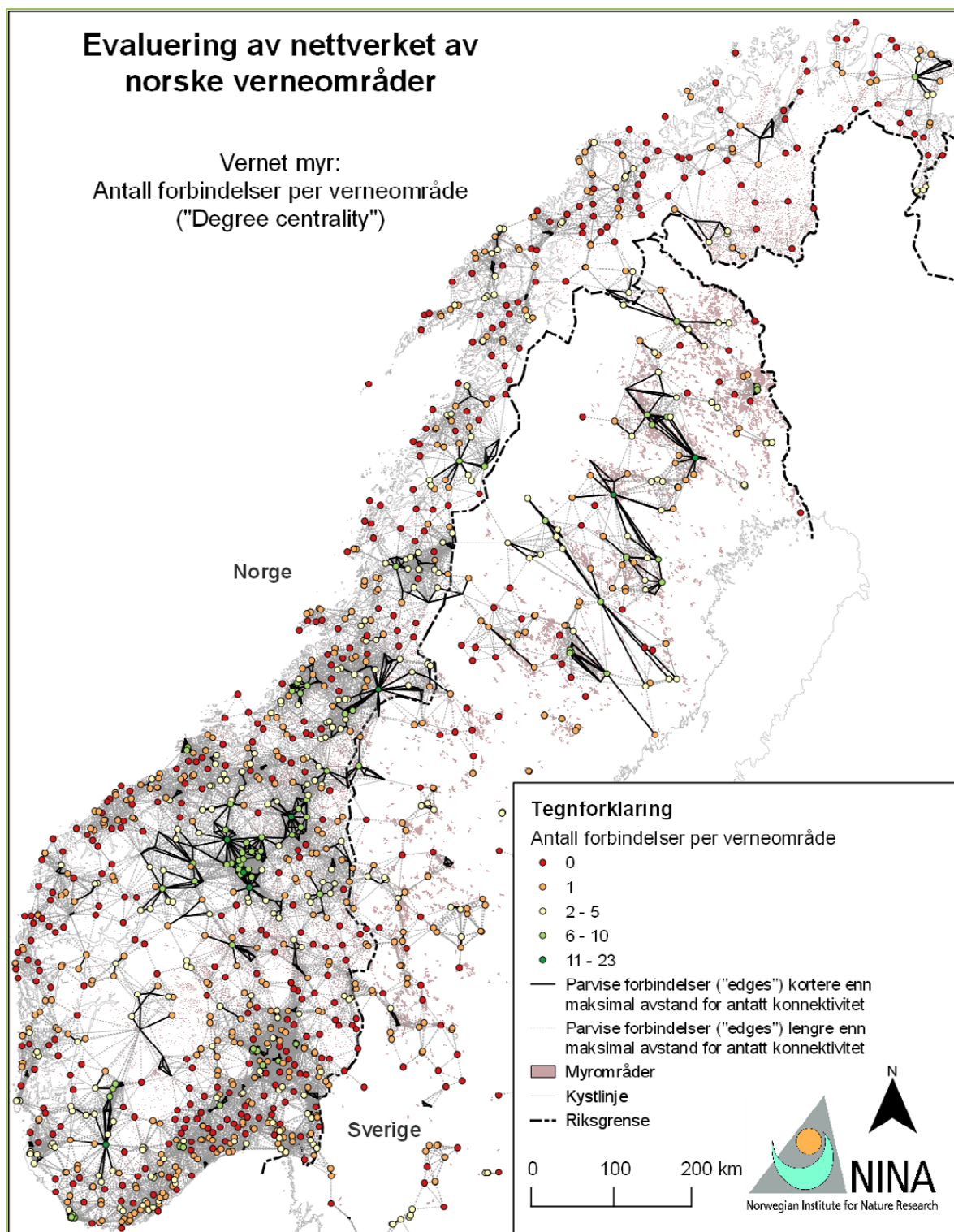


**Figur 2.5a** Antall forbindelser pr verneområde for alle verneområdene. De røde prikkene er isolert, mens de grønne prikkene har (relativ) god konnektivitet.



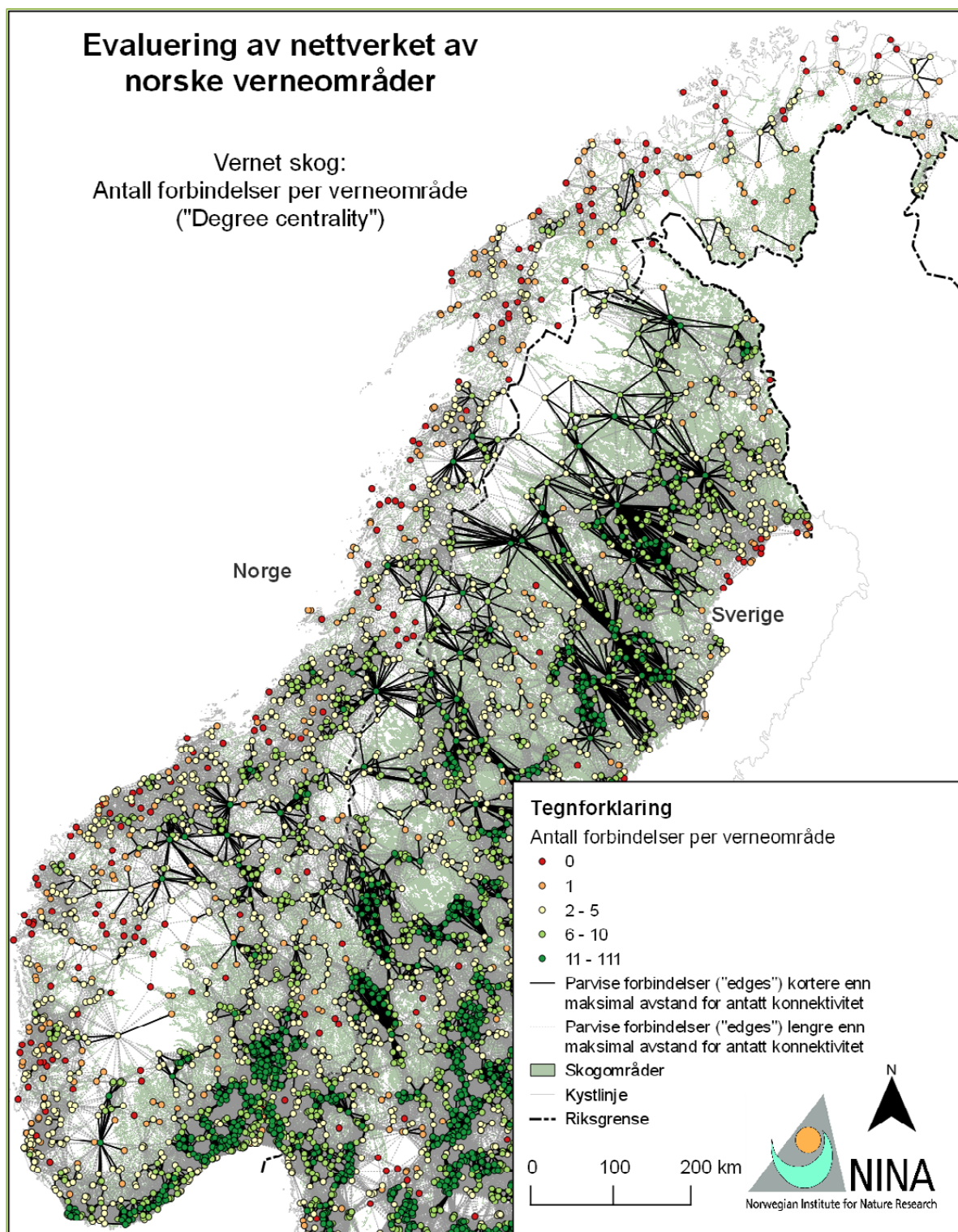


**Figur 2.5b** Antall forbindelser pr verneområde med ferskvann. De røde prikkene er isolert, mens de grønne prikkene har (relativ) god konnektivitet.

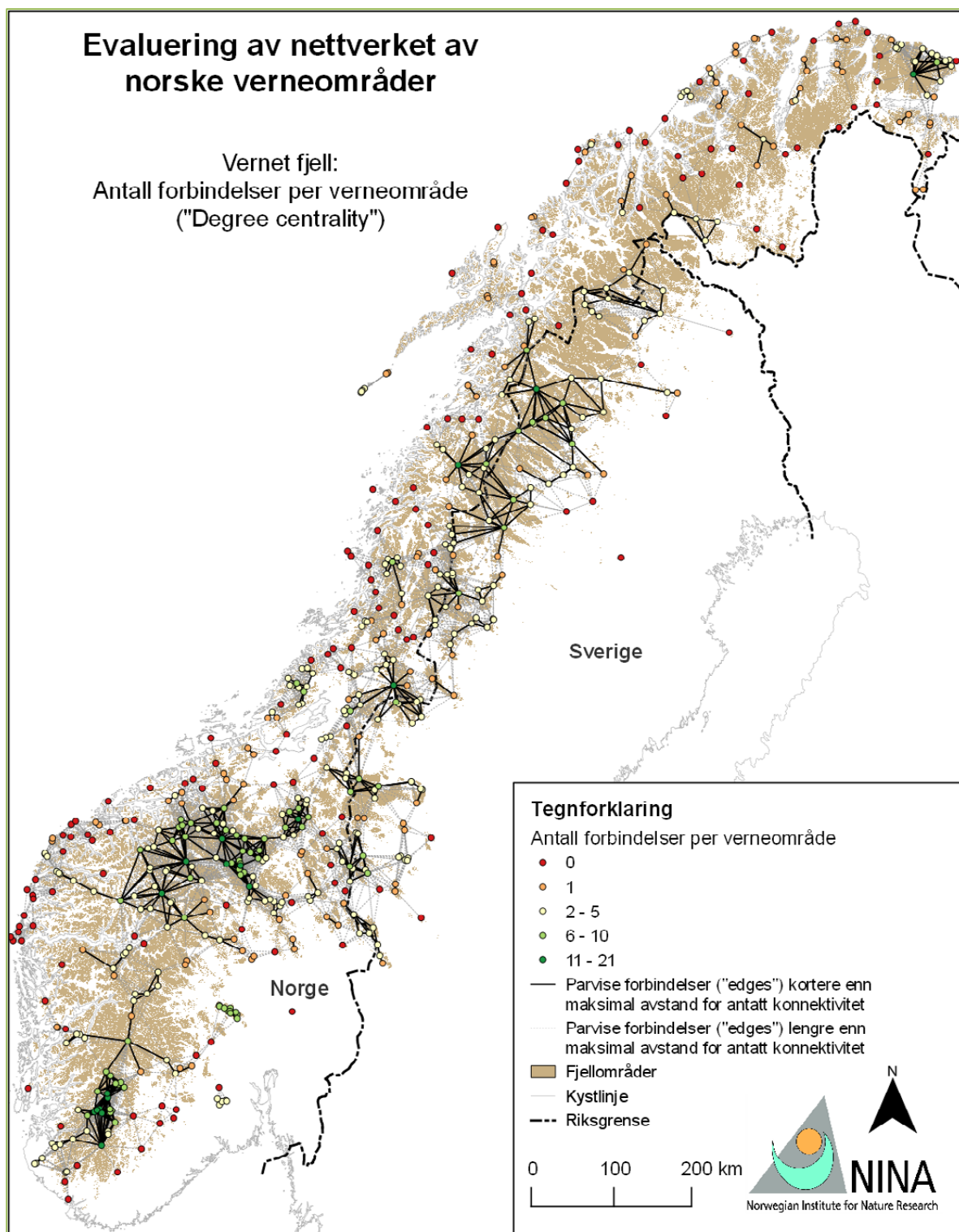


**Figur 2.5c** Antall forbindelser pr verneområde med myr. De røde prikkene er isolert, mens de grønne prikkene har (relativ) god konnektivitet.



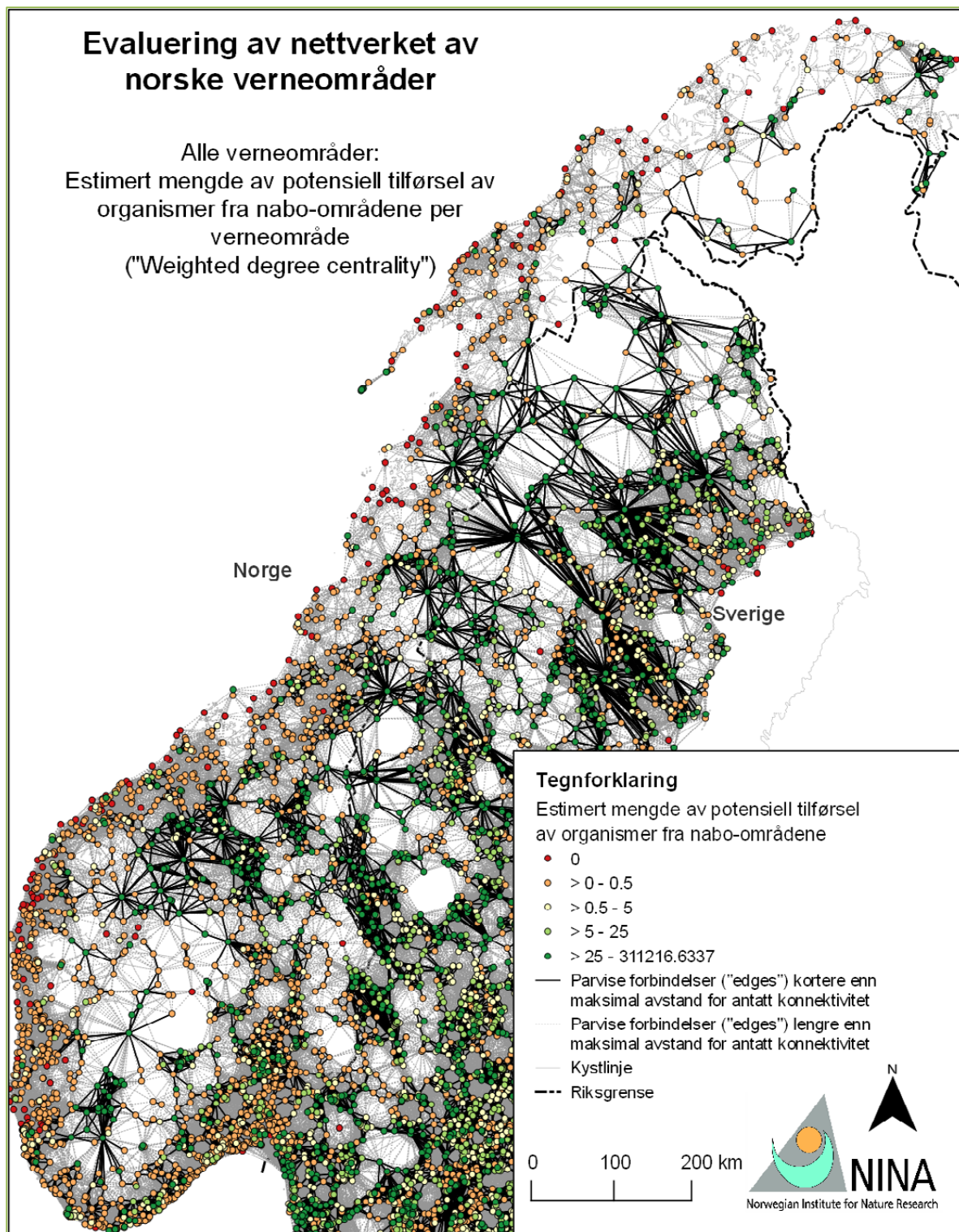


**Figur 2.5d** Antall forbindelser pr verneområde med skog. De røde prikkene er isolert, mens de grønne prikkene har (relativ) god konnektivitet.



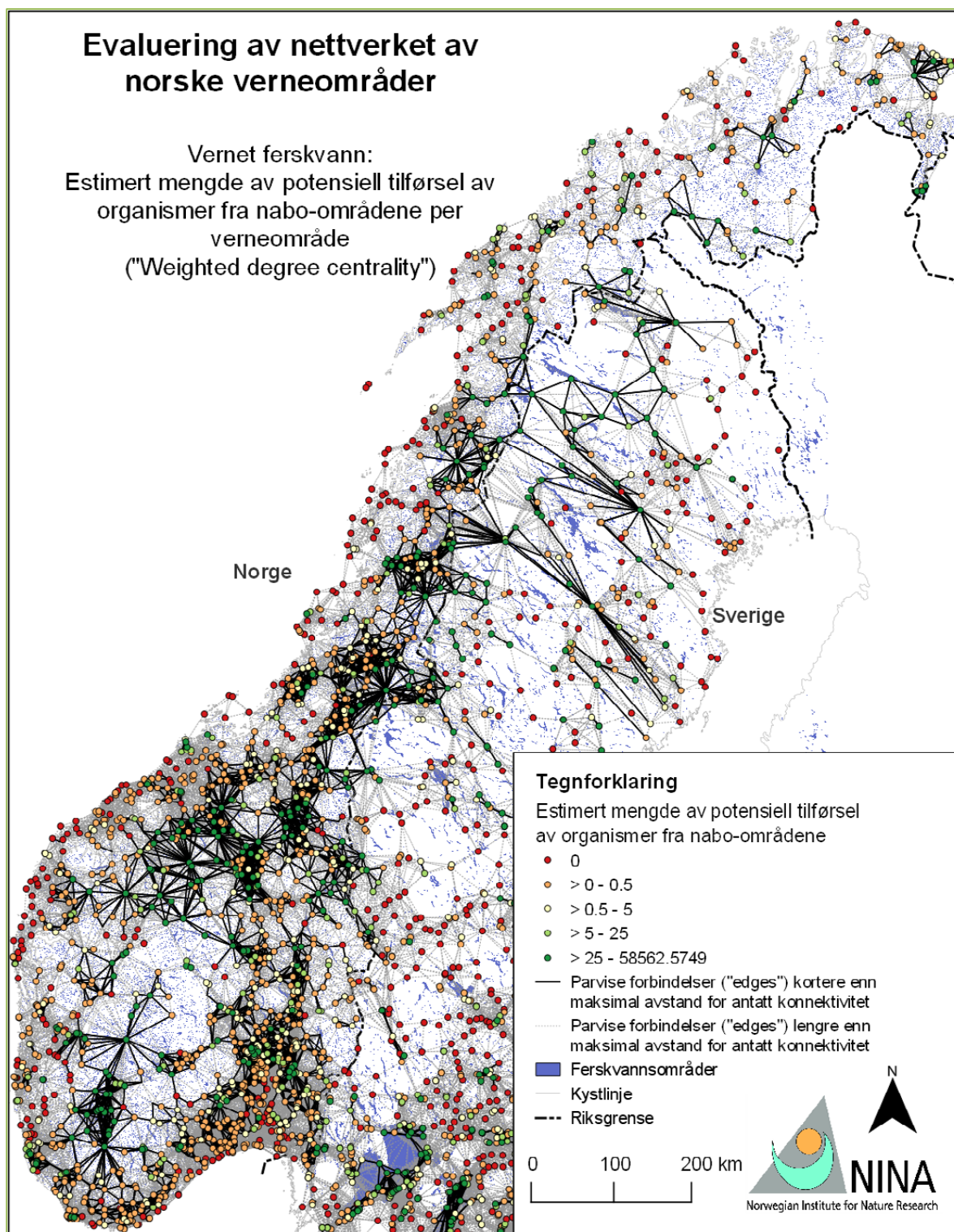
**Figur 2.5e** Antall forbindelser pr verneområde med fjell. De røde prikkene er isolert, mens de grønne prikkene har (relativ) god konnektivitet.



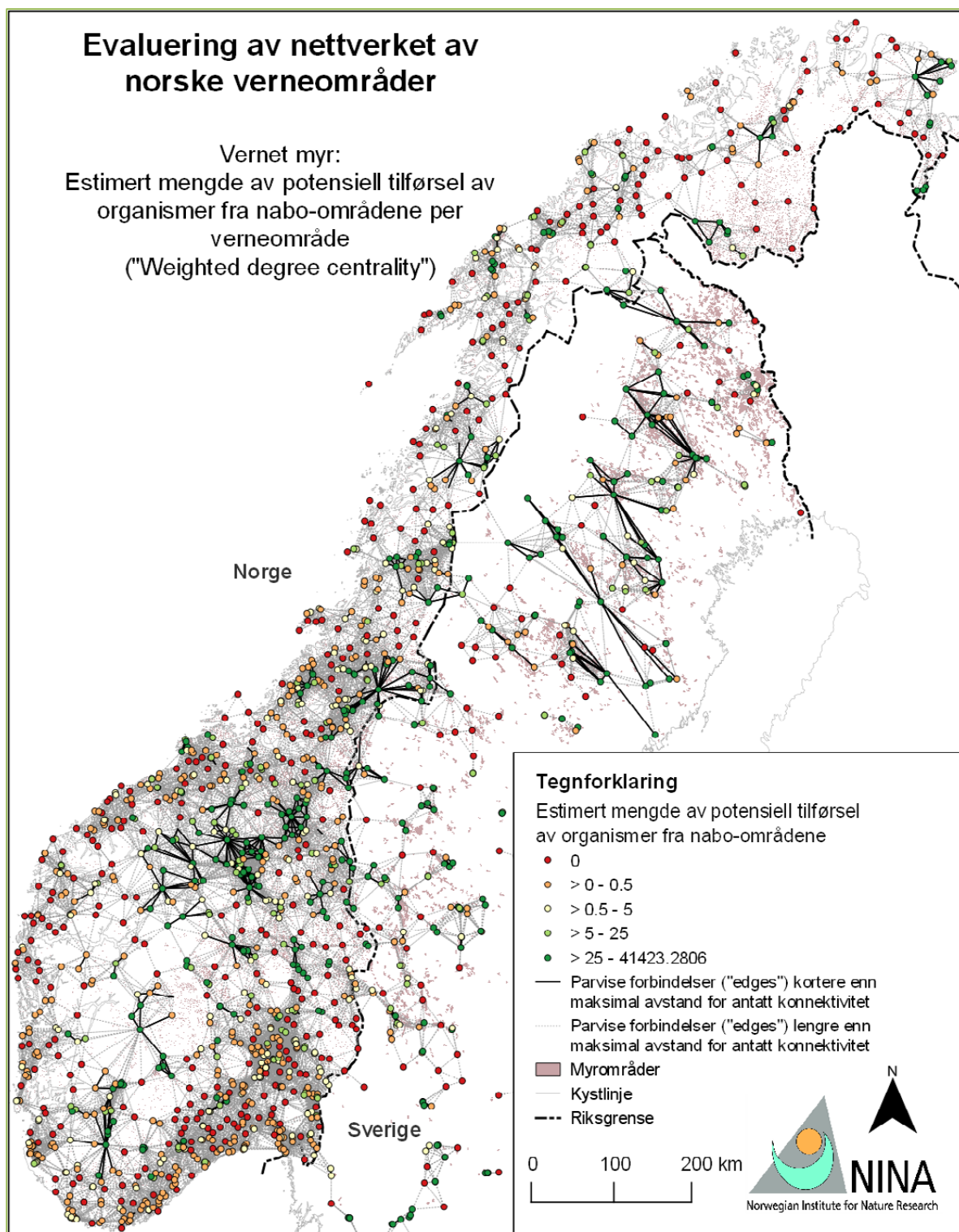


**Figur 2.6a** Estimert mengde av potensiell tilførsel av organismer fra nabo-områdene pr verneområde for alle verneområdene. De røde prikkene er isolert, mens de grønne prikkene har (relativ) god konektivitet.



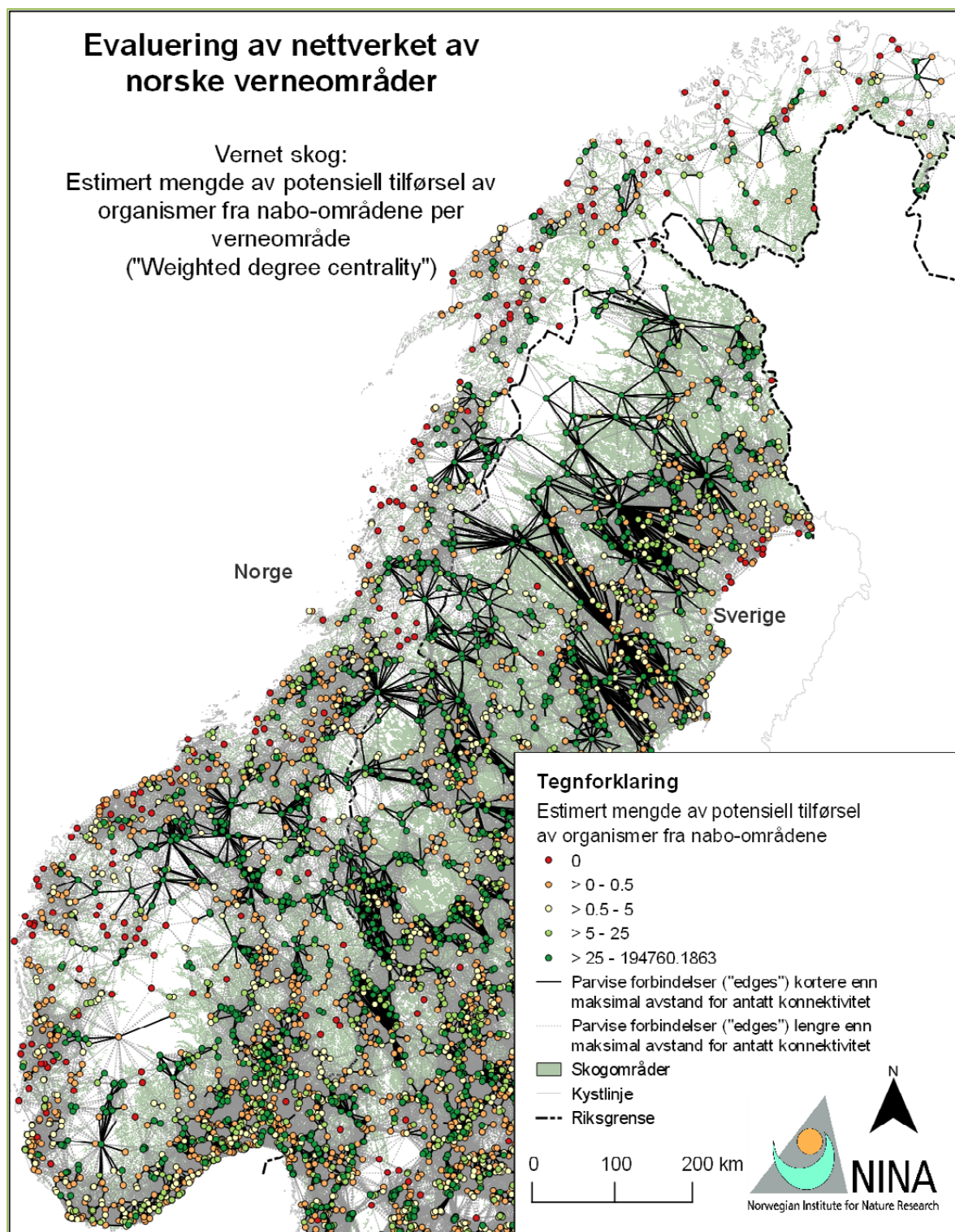


**Figur 2.6b** Estimert mengde av potensiell tilførsel av organismer fra nabo-områdene pr verneområde med ferskvann. De røde prikkene er isolert, mens de grønne prikkene har (relativ) god konnektivitet.

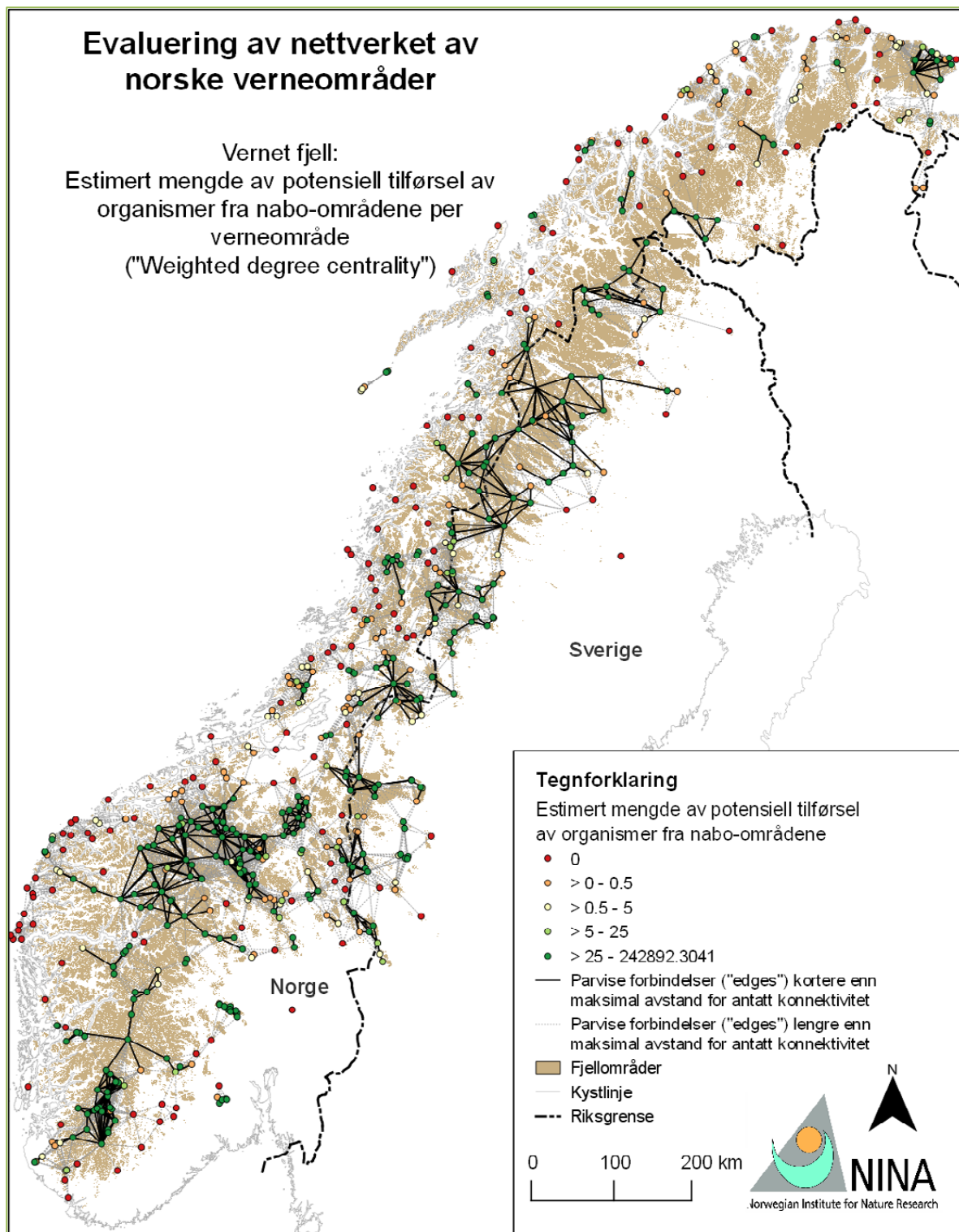


**Figur 2.6c** Estimert mengde av potensiell tilførsel av organismer fra nabo-områdene pr verneområde med myr. De røde prikkene er isolert, mens de grønne prikkene har (relativ) god konnektivitet.



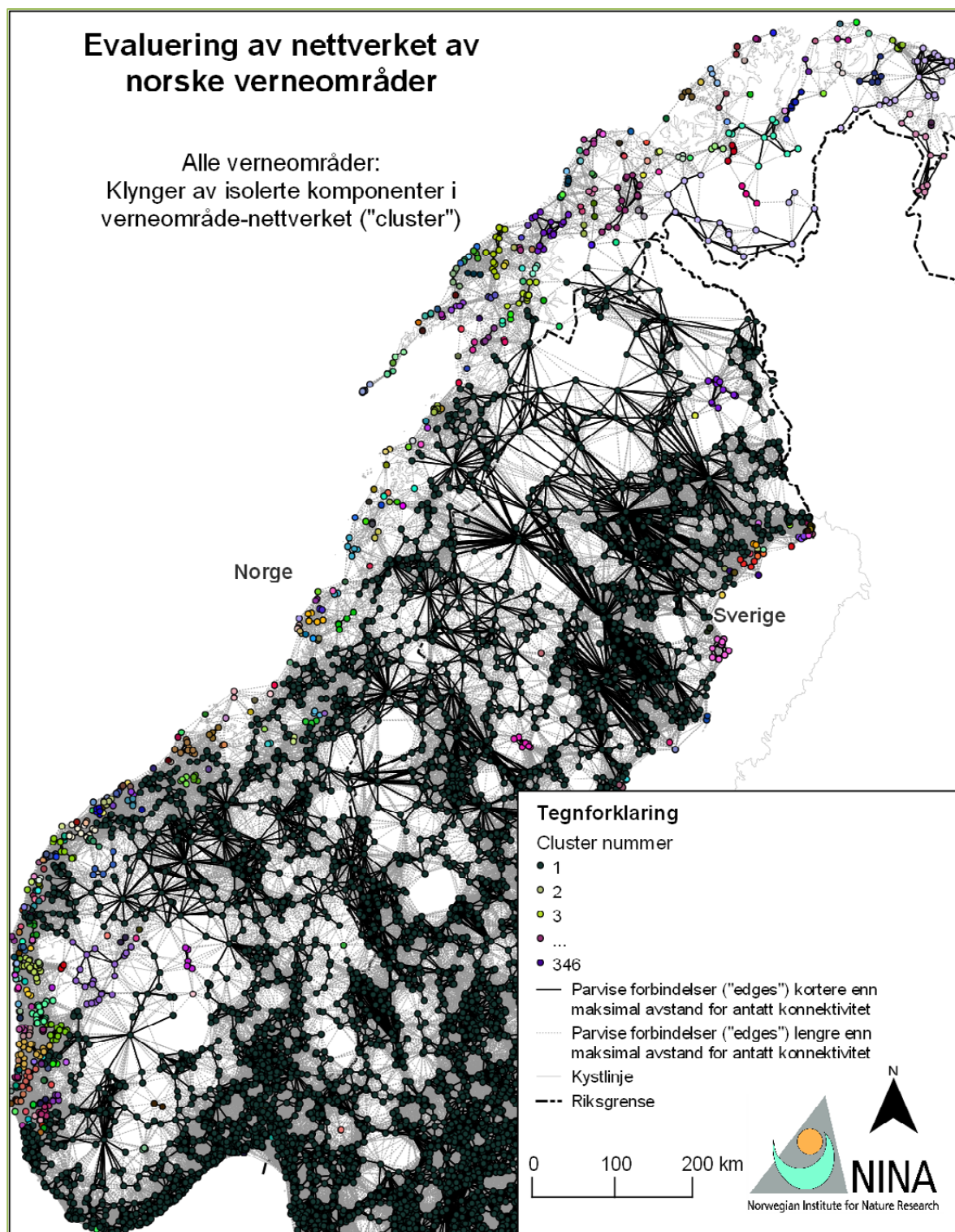


**Figur 2.6d** Estimert mengde av potensiell tilførsel av organismer fra nabo-områdene pr verneområde med skog. De røde prikkene er isolert, mens de grønne prikkene har (relativ) god konnektivitet.

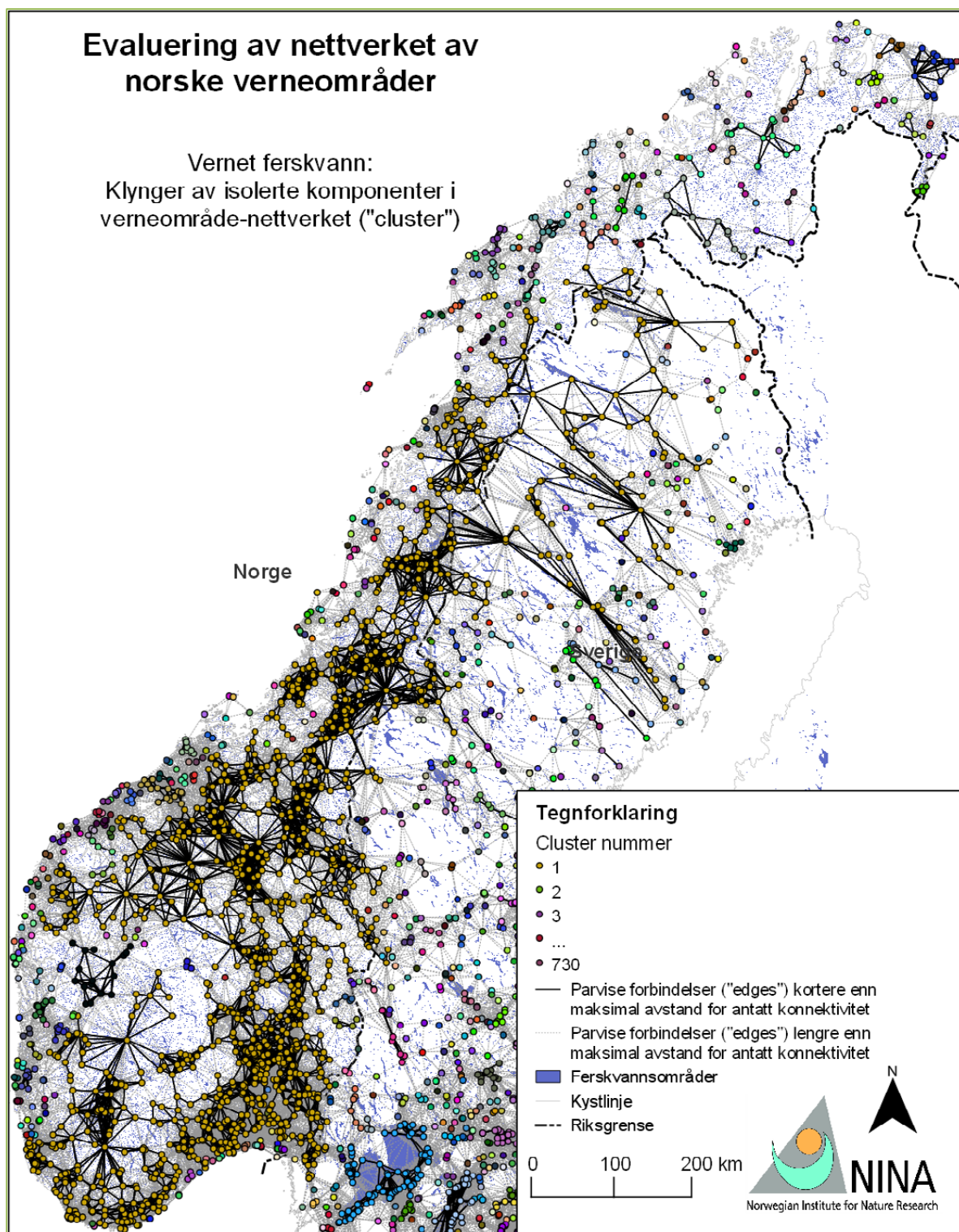


**Figur 2.6e** Estimert mengde av potensiell tilførsel av organismer fra nabo-områdene pr verneområde med fjell. De røde prikkene er isolert, mens de grønne prikkene har (relativ) god konnektivitet.



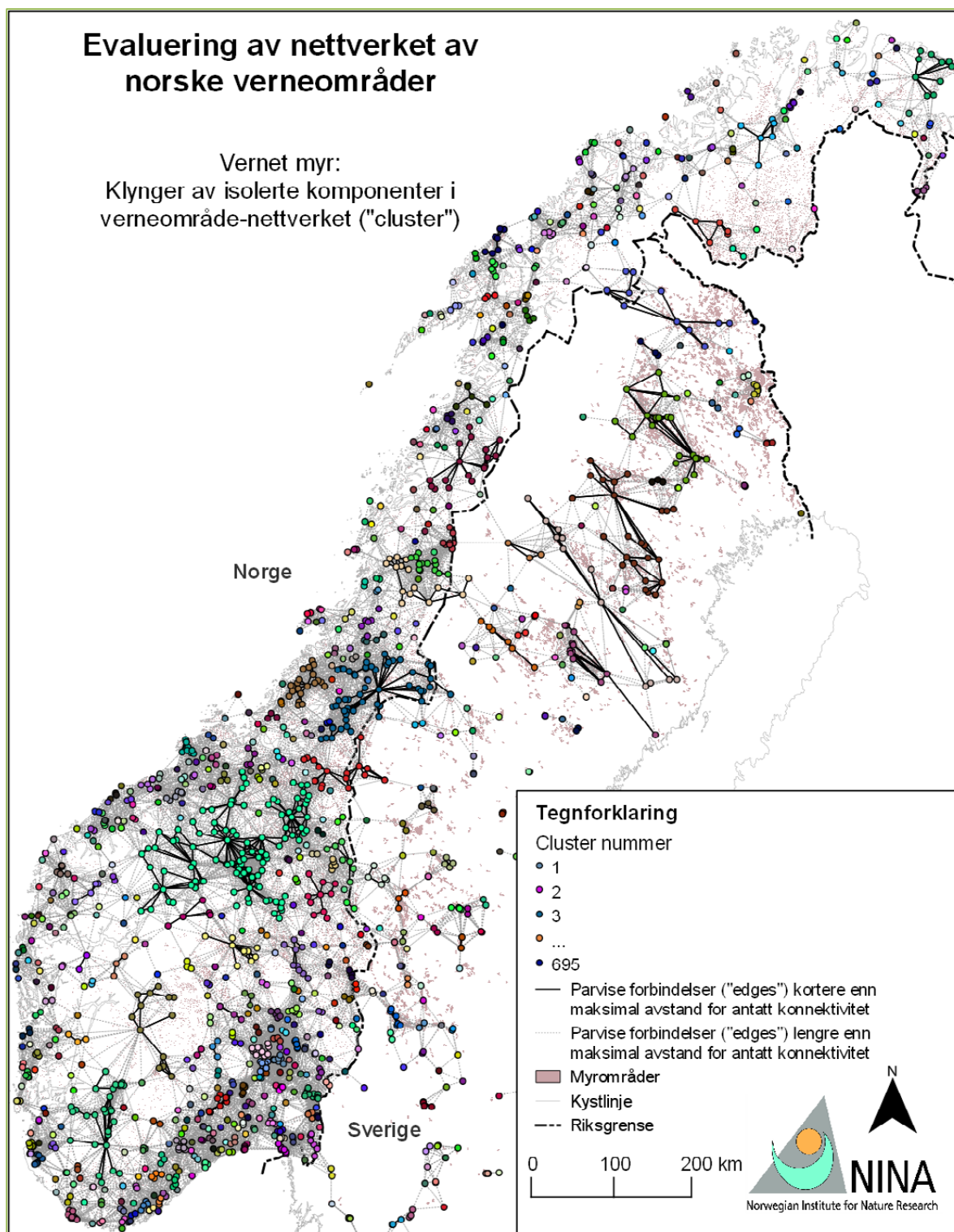


**Figur 2.7a** Gruppering av verneområder med ferskvann i klynger av isolerte komponenter i verneområdenettverket.

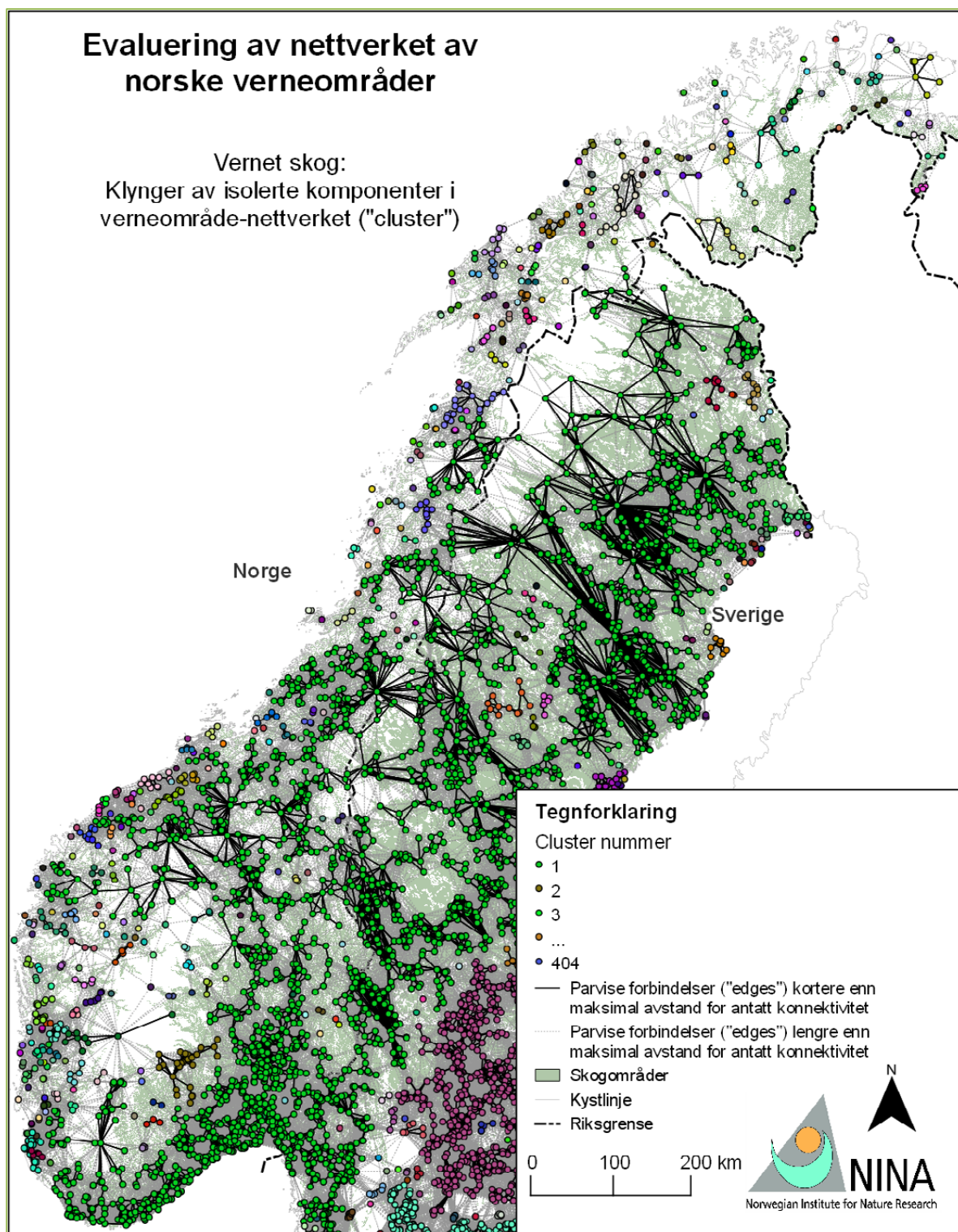


**Figur 2.7b** Gruppering av verneområder med ferskvann i klynger av isolerte komponenter i verneområdenettverket.



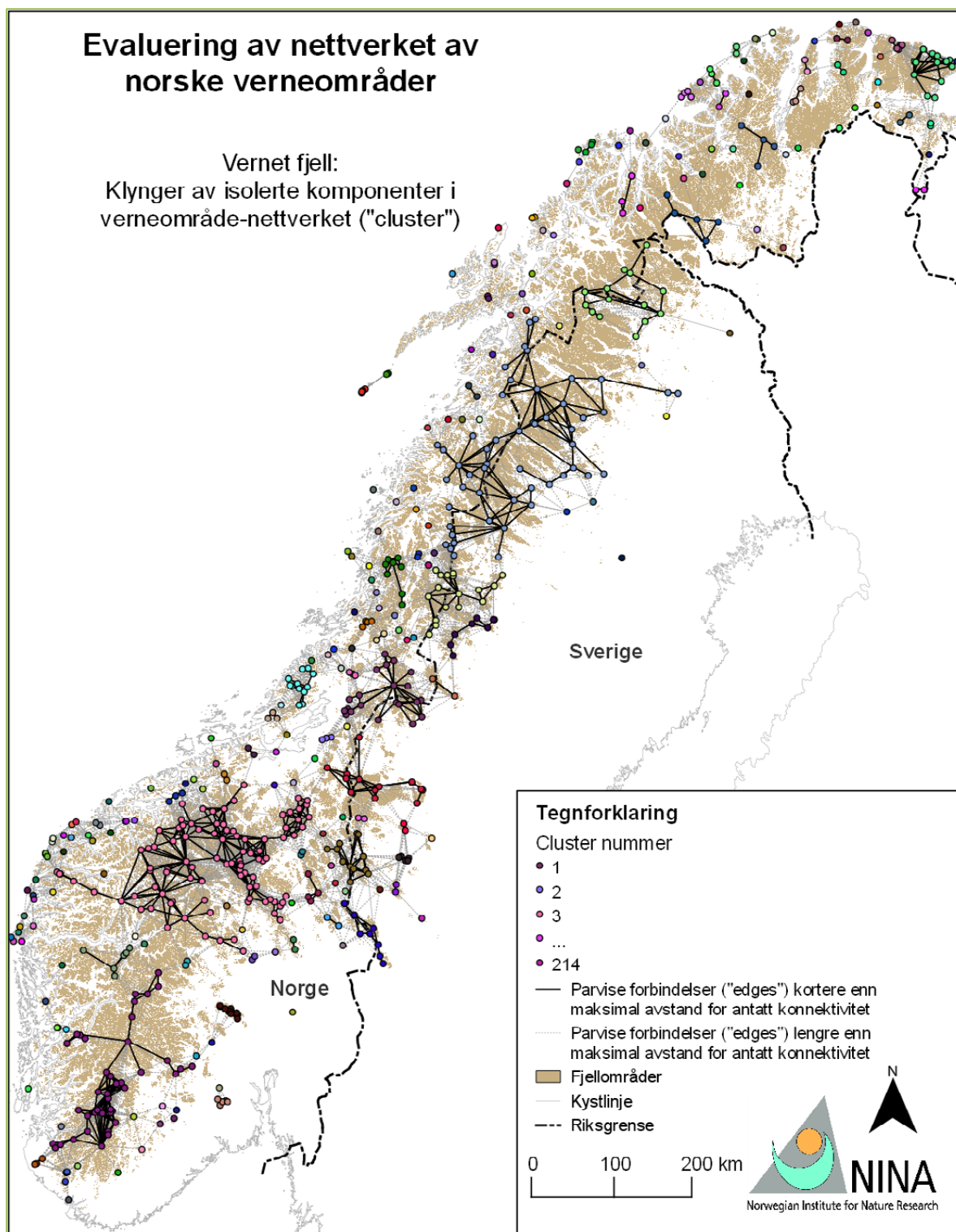


**Figur 2.7c** Gruppering av verneområder med myr i klynger av isolerte komponenter i verneområdenettverket.

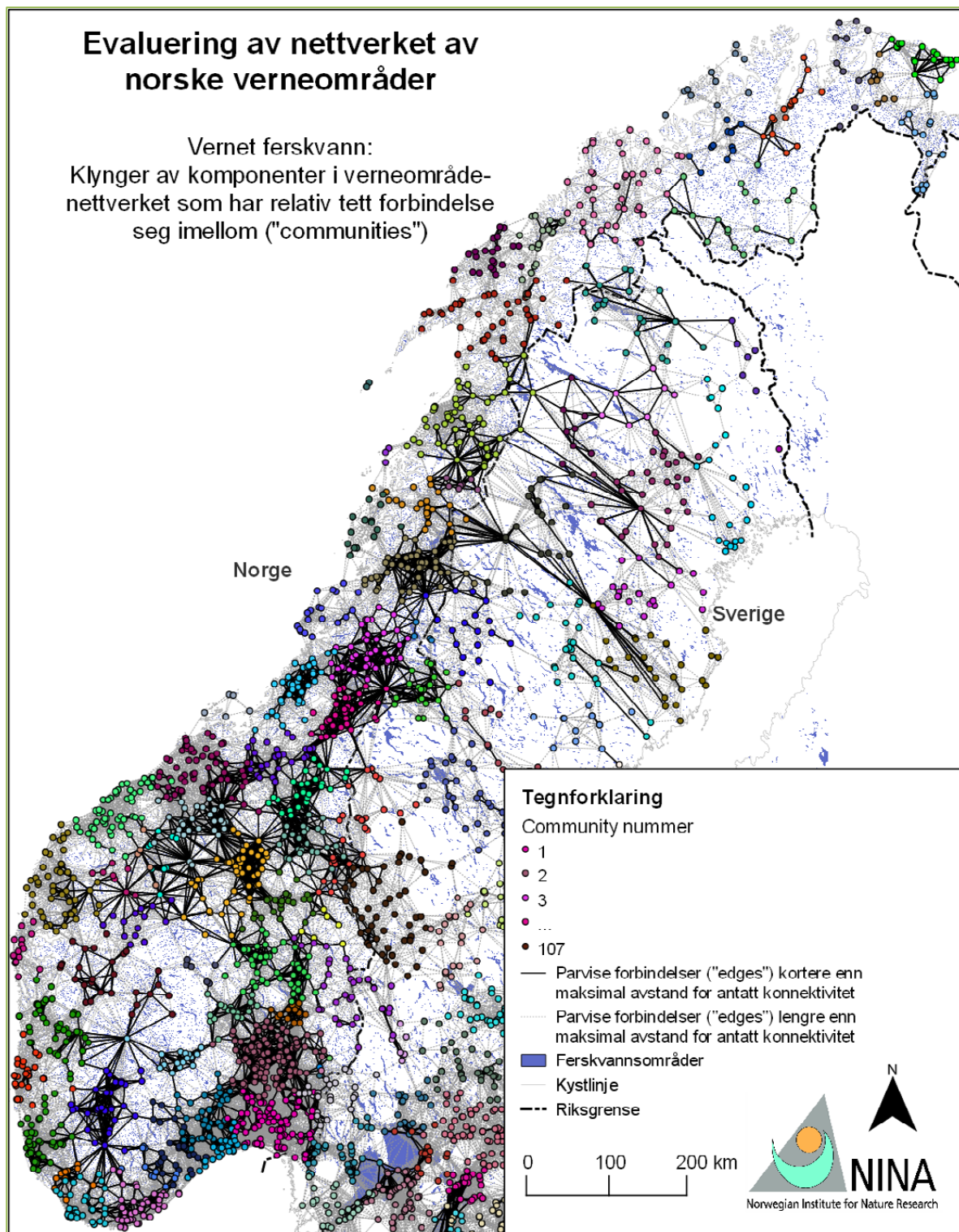


**Figur 2.7d** Gruppering av verneområder med skog i klynger av isolerte komponenter i verneområdenettverket.



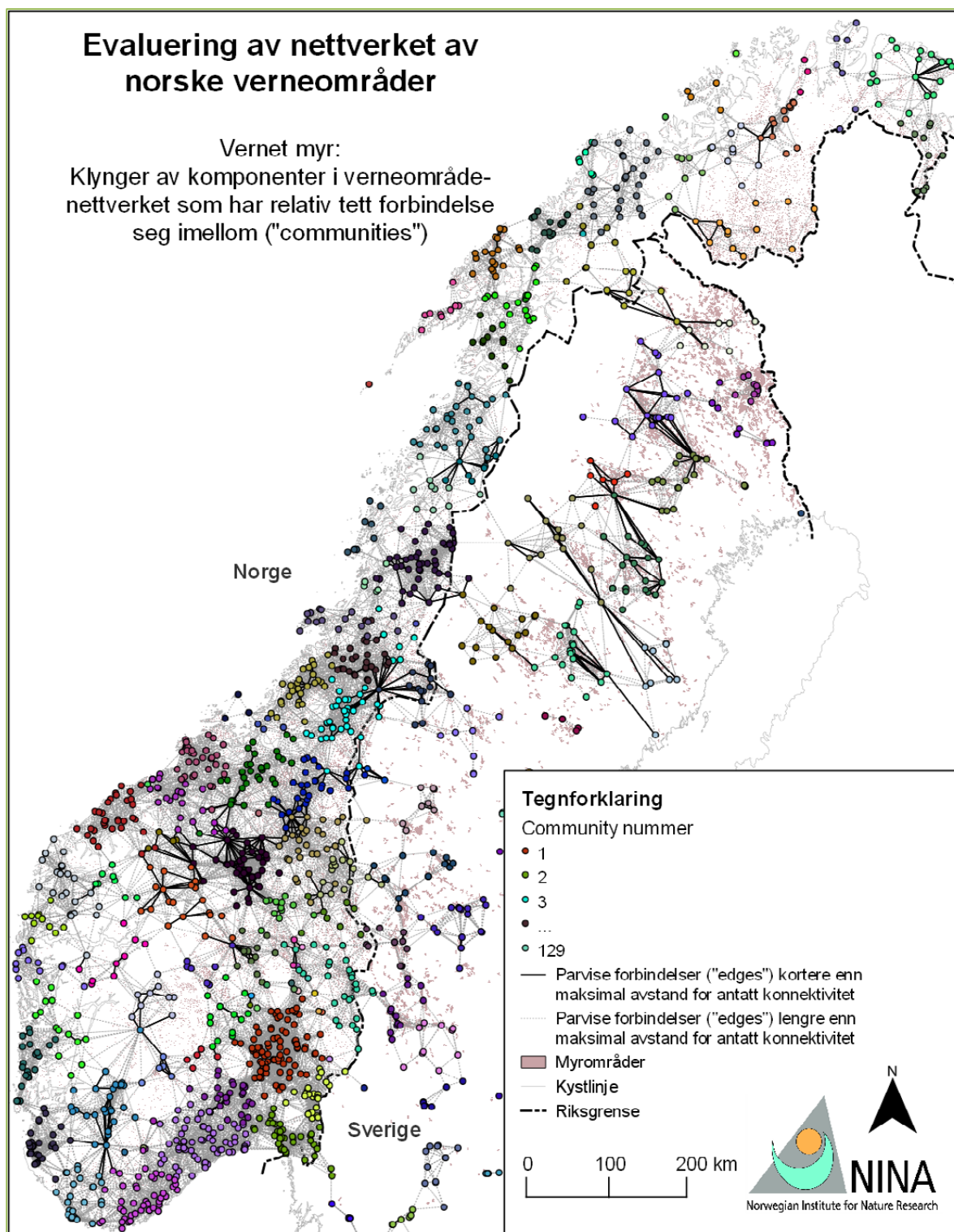


**Figur 2.7e** Gruppering av verneområder med fjell i klynger av isolerte komponenter i verneområdenettverket.

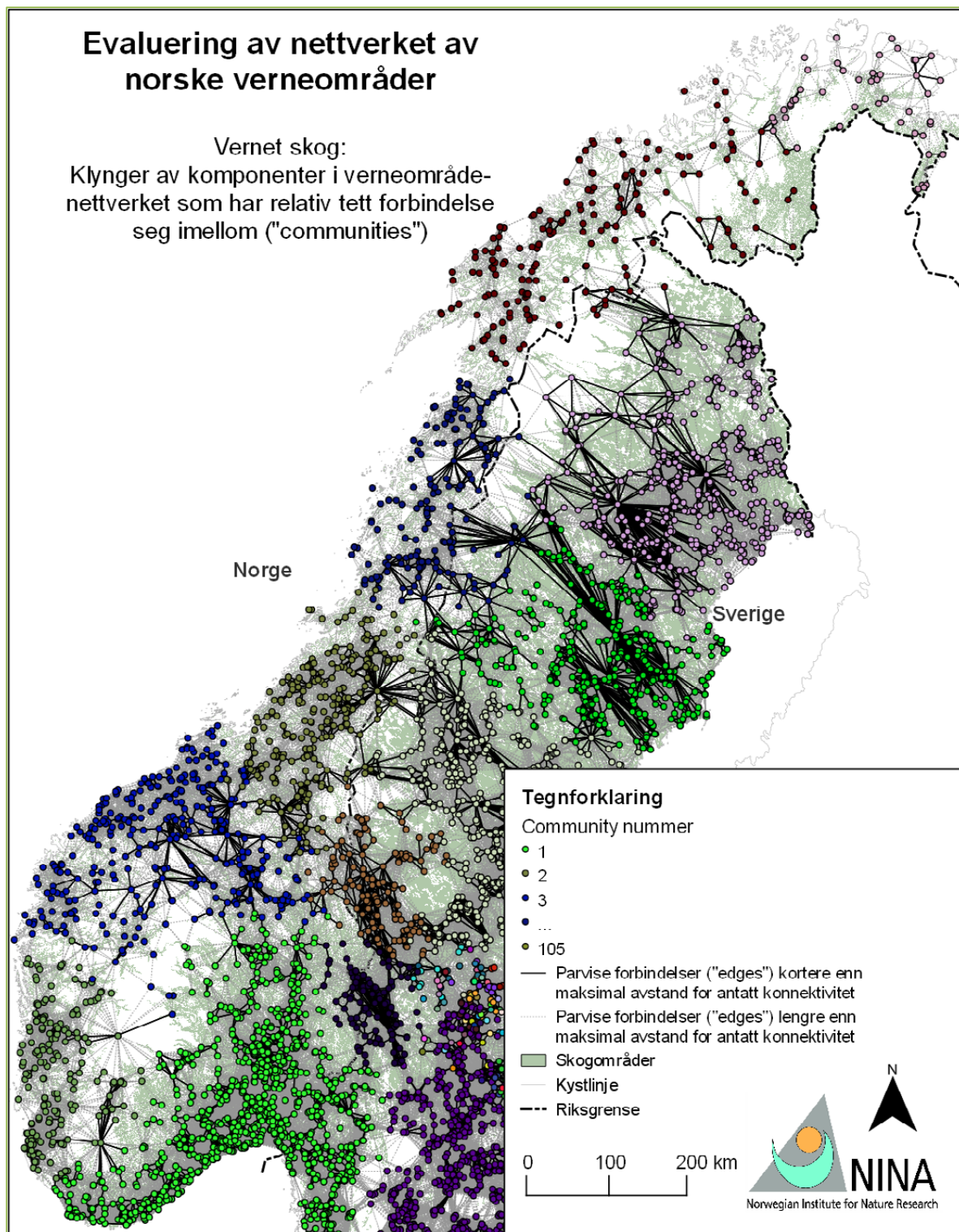


**Figur 2.8a** Gruppering av verneområder med ferskvann i klynger av komponenter i verneområdenettverket, der verneområdene har relativt tette forbindelser seg imellom.



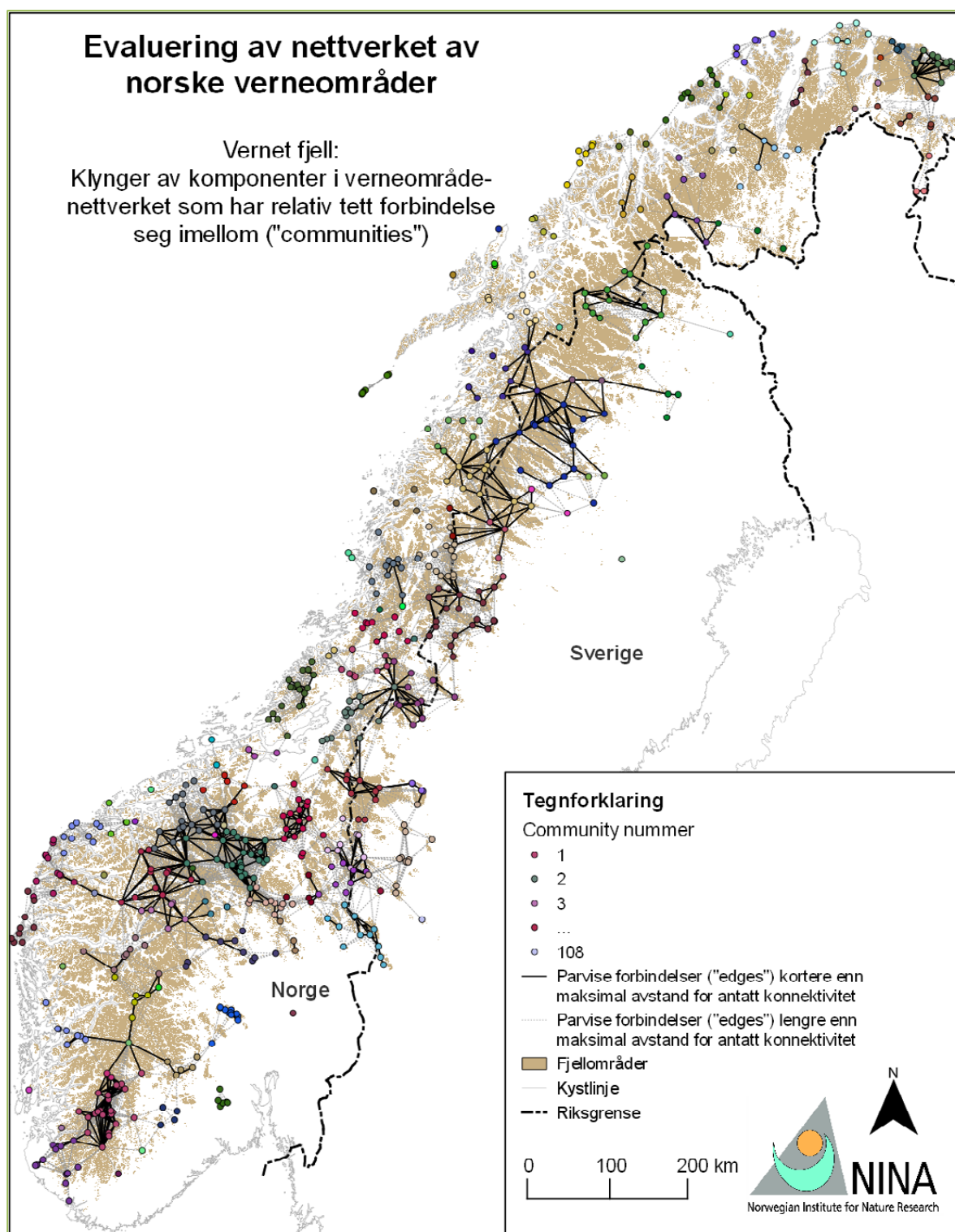


**Figur 2.8b** Gruppering av verneområder med myr i klynger av komponenter i verneområde-nettverket, der verneområdene har relativt tette forbindelser seg imellom.



**Figur 2.8c** Gruppering av verneområder med skog i klynger av komponenter i verneområde-nettverket, der verneområdene har relativt tette forbindelser seg imellom.





**Figur 2.8d** Gruppering av verneområder med fjell i klynger av komponenter i verneområde-nettverket, der verneområdene har relativt tette forbindelser seg imellom.

## Hva/hvor er de viktigste forbindelsene og knutepunktene i nettverket og hvor mangler det viktige forbindelser (og dermed knutepunkter)?

Det å finne viktige strukturer (forbindelser og knutepunkter) i et nettverk er første trinn for å identifisere potensialet for strategiske tiltak for å sikre og forbedre konnektivitet i et nettverk av habitater (her verneområder) (Zetterberg et al. 2010). Det finnes forskjellige algoritmer i nettverksteorien som er egnet til å identifisere viktige forbindelser eller knutepunkter i et nettverk. To algoritmer, som også tidligere er anvendt på økologiske nettverk med godt resultat, er *Minimum spanning tree* og *Betweenness centrality* (se Bunn et al. 2000, Minor & Urban 2008, Zetterberg et al. 2010). Den første av disse identifiserer hvordan knutepunktene (dvs verneområdene) i nettverket kan knyttes sammen på mest effektive måte. Den andre identifiserer viktige knutepunkter og forbindelser for flyten av organismer gjennom nettverket.

I resultatene som blir presentert her, er de korteste veiene (*shortest paths*) og *Minimum Spanning Tree* beregnet basert på mengde potensiell utveksling mellom et områdepar. Dette innebærer at forbindelsene ikke gjenspeiler de "korteste" veiene alene, men de veiene med mest potensiell utveksling. Dette kan føre til at den funksjonelle avstanden mellom områdene kan bli overstyrt av arealet (særlig for de store verneområdene), hvis den funksjonelle avstanden ikke er alt for stor (og geografisk avstand er mindre enn 37,5 km). Dermed kan det hende at det faktisk finnes flere verneområder som ligger langs en viktig forbindelse som i kartet er framstilt som lengre enn grenseverdien for antatt konnektivitet (orange-rød i **figurene 2.9–2.11**), men at disse vil ha forholdsvis mindre betydning på grunn av sitt areal. Resultatet for tilsvarende analyse basert på kun funksjonell avstand, kan hentes fra elektronisk vedlegg ([stefan.blumentrath@nina.no](mailto:stefan.blumentrath@nina.no)).

### Viktige knutepunkter og forbindelser for flyten av organismer gjennom nettverket (*Vertex betweenness*, *Edge betweenness*)

En mulighet for å tallfeste hvor viktig et knutepunkt (dvs et verneområde) eller en forbindelse er for flyten av organismer gjennom nettverket, er et mål fra nettverksteorien som kalles *Betweenness centrality*. *Betweenness centrality* kan analyseres både på knutepunkts- og forbindelsesnivå (hhv *Vertex betweenness* og *Edge betweenness*).

*Vertex betweenness* er definert som antall korteste veier (*shortest paths*) mellom alle mulige kombinasjoner av knutepunkter langs nettverket som går gjennom et knutepunkt, og der knutepunktet selv ikke er begynnelsen eller slutten på veien. *Vertex betweenness* er en mulighet for å tallfeste hvor viktig et verneområde er for å opprettholde flyten av organismer gjennom nettverket. *Vertex betweenness* kan ses som en mulighet for å identifisere *gatekeepers* eller *stepping stones* som kjerneelementer i et nettverk (Zetterberg et al. 2010).

*Edge betweenness* er definert som antall korteste veier (*shortest paths*) langs nettverket som går gjennom en forbindelse (*edge*). *Edge betweenness* er en mulighet for å tallfeste hvor viktig en forbindelse er for å opprettholde flyten av organismer gjennom nettverket. *Edge betweenness* ordner forbindelsene i nettverket langs en gradient fra de mer sentrale til de mer perifere forbindelsene (som for eksempel hovedelver og sidebekker i samme vassdrag). Høyere verdier betyr at forbindelsene ligger mellom flere knutepunkter (verneområder) sett for hele nettverket.

Det å rangere forbindelser og knutepunkter basert på *Betweenness centrality* bygger på antakelsen om at de korteste spredningsveiene mellom områder (*shortest path*) også gjenspeiler de mest sannsynlige spredningsveiene i et nettverk.

**Figurene 2.9a-e** viser betydningen av de enkelte verneområdene for flyten gjennom nettverket av alle verneområder og for verneområdene med de fire hovednaturtypene (basert på *vertex betweenness*). Igjen peker de store verneområdene seg ut (nasjonalparker, landskapsvernområder) som hovedknutepunkter eller nav i nettverket. Forbindelsene dem imellom trekkes fram i forgrunnen som hovedspredningsveier i retning fra sørvest mot nordøst. Nord for Trøndelag går de viktigste forbindelsene via svenske verneområder. For alle verneområder (uavhengig av

deres areal av spesielle naturtyper), så vel som for verneområdene med ferskvann og skog er det også viktige forbindelser via svenske verneområder i sør, samt noen viktige tverrgående vest-øst-forbindelser.

### **Viktige knutepunkter og forbindelser for lokal flyt av organismer gjennom nettverket (*Local edge betweenness*)**

En fordel med nettverksteori er at nettverket kan analyseres på forskjellig skala. Selv om et verneområde (knutepunkt) eller en spredningsvei (forbindelse) kan ha mindre betydning for flyten i hele nettverket, så kan den likevel ha stor betydning for flyten av organismer (og dermed konnektivitet) i en lokal region (Zetterberg et al. 2010). Denne skalaeffekten kan fanges opp med en variant av *Betweenness centrality* som her kalles *Local betweenness centrality*.

*Local betweenness centrality* måler (som *Betweenness centrality*) antall korteste veier som går gjennom et knutepunkt (*Local vertex betweenness*) eller en forbindelse (*Local edge betweenness*), men tar kun hensyn til korteste veier innen et (lokalt) nabolag, dvs der sammenlagt veilengde er mindre enn en definert nabolagsstørrelse (maksimal veilengde). I denne analysen er størrelsen av det lokale nabolaget definert som 75 000 enheter i funksjonell avstand, dvs tre ganger den maksimale avstanden for antatt konnektivitet. Dette tilsvarer en spredningsvei med to mellomtrinn (to *stepping stones*).

**Figur 2.10a-e** viser en tydelig konsentrasjon av viktige verneområder og forbindelser knyttet til de store verneområdene i fjellet i Sør-Norge og indre deler av Trøndelag, så vel som grenseområdene mot Sverige i Nordland. Dette gjelder særlig for verneområder med ferskvann, myr (særlig Dovrefjell og indre Trøndelag) og fjell. Resultatet kan tolkes slik at disse områdene gjenspeiler tyngdepunkter med et relativt stort antall verneområder som ligger relativt tett inntil hverandre, og at de store verneområdene har en viktig "fordeler-rolle" uansett skala.

For verneområder med skog (og dels for alle verneområdene uavhengig av naturtyper) er det imidlertid bare noen spredte verneområder av betydning og få identifiserte viktige lokale forbindelser mellom norske verneområder. Derimot er det flere viktige forbindelser mellom verneområder i Nord-Sverige. Her har verneområdene til dels enorm geografisk utstrekning (mer enn 100 km langs vassdragene), som gjør at de kan overskygge betydningen av andre verneområder og forbindelser. Det er også noen spredte viktige verneområder (uten viktige forbindelser) for ferskvann i Sørøst-Norge.

### **Ryggrad i nettverket (*Minimum Spanning tree*)**

Et *Minimum spanning tree* (MST) er et utvalg av forbindelser i et nettverk, slik at disse forbinde knutepunktene i nettverket med færrest mulige forbindelser (dvs uten løkker) og slik at summen av avstandene for dette settet av forbindelser er minimal (eller forbindelsesstyrken er maksimal). Hvis nettverket består av flere isolerte klynger (*clusters*) som hver har sine MST, så kalles dette en *minimum spanning forest*. MST kan betraktes som ryggraden i et nettverk (Bunn et al. 2000). Forbindelsene innenfor et MST er de forbindelsene som er viktigst for et nettverk hvis målet er å ha det sammenhengende der det er mest potensial for utveksling mellom verneområdene. Dette viser den mest effektive måten å knytte alle knutepunktene sammen til et (mest mulig) sammenhengende nettverk.

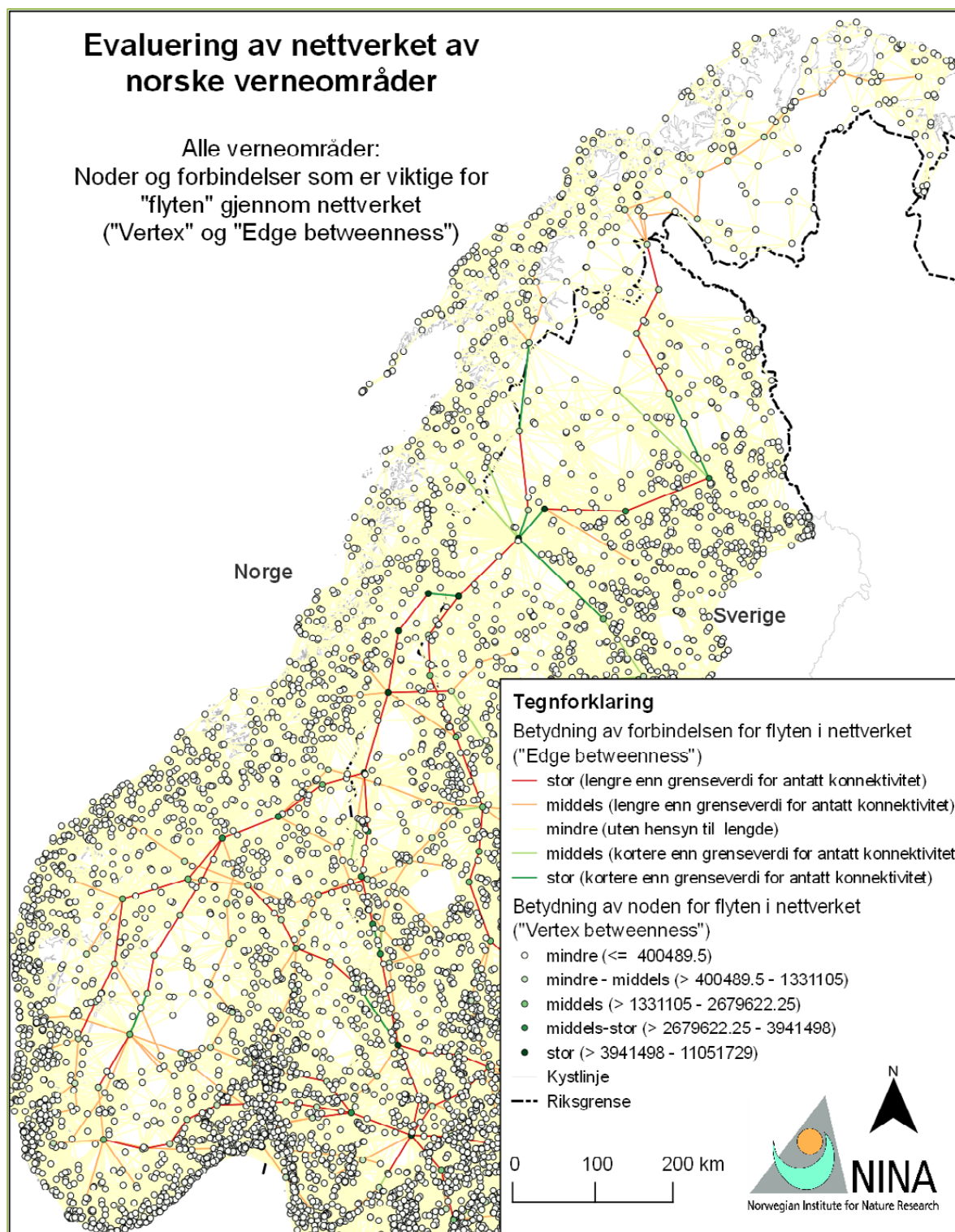
**Figur 2.11** gir inntrykk av at MSTet for alle verneområdene har mye dårligere dekning på norsk enn på svensk side (og også dårligere dekning enn for eksempel nettverket for ferskvann). Dette skyldes trolig at areal slår sterkere ut i algoritmen på norsk side, og i noen grad oppveier betydningen av funksjonell avstand, fordi verneområdene i Norge har mer ujevn størrelsesfordeling og mindre tett romlig fordeling enn verneområdene i Sverige. Denne effekten av arealenes vekt i algoritmen har mindre betydning når vi ser på mønstret for verneområdenes areal av de fire hovednaturtypene.

**Figurene 2.11a-e** viser *Minimum spanning trees/forests* for nettverket av alle verneområder og for verneområdene med hovednaturtypene ferskvann, myr, skog og fjell. I lys av at verneområ-

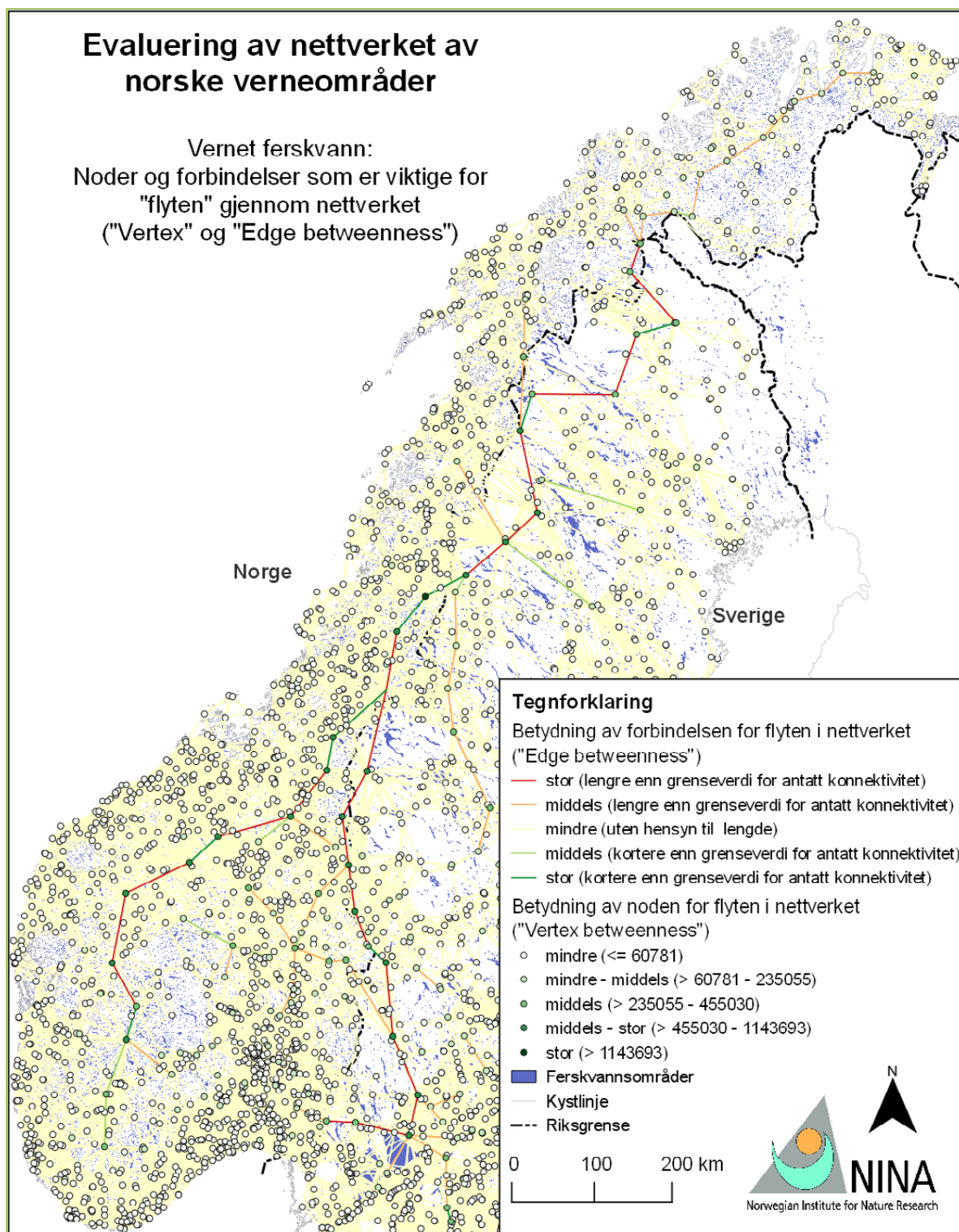
dene i nord er forholdsvis fragmentert, er det ikke overraskende at det også mangler mange forbindelser på MSTet her (dvs forbindelsene er lengre enn 25 000 enheter i funksjonell avstand mellom verneområdene). Det samme gjelder områdene langs vestkysten. For alle verneområdene (uavhengig av deres areal av naturtyper) er det generelt svært mange forbindelser som overskrider grensen for antatt konnektivitet, også på Sørlandet, Østlandet og i Trøndelag (jf **figur 2.11a**). Dette skyldes trolig nettopp effekten av de mange små verneområdene i disse regionene og at nokså få store verneområder dominerer beregningene av MSTene. Som vi ser av **figur 2.11b-e**, er dette i langt mindre grad tilfellet for beregningene av MST for verneområdenes areal av hovednaturtypene, siden funksjonell avstand veier mer her.

Fordi MSTene ble identifisert ut fra mengde av mulig utveksling av organismer langs en forbindelse, opptrer det "hjulaktige" strukturer rundt de større verneområdene (nasjonalparkene og landskapsverneområdene), som sitter som et nav i midten. Dette understreker betydningen av de store verneområdene, særlig for nettverket av verneområder med fjell, ferskvann og myr. Vi ser ellers at det er forholdsvis velutviklede MSTer for verneområdene i lavereliggende strøk på Sørlandet, Østlandet og dels i Trøndelag, i det minste for ferskvann og skog. Verneområder med myr viser også sterkere grad av fragmentering enn øvrige naturtyper med MST som mål.



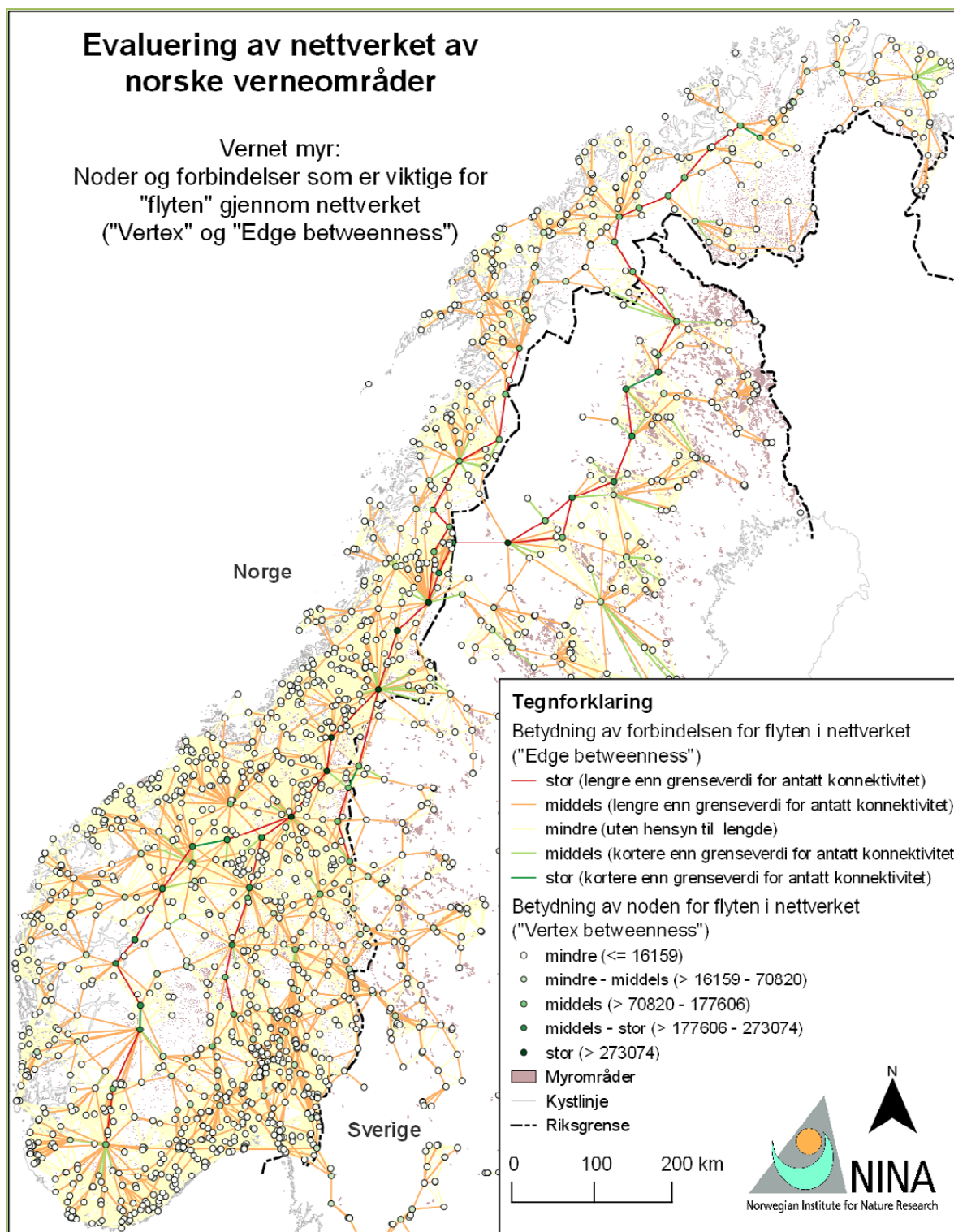


**Figur 2.9a** Betydningen av de enkelte verneområdene og forbindelsene mellom dem for at nettverket av alle verneområder skal være sammenhengende.

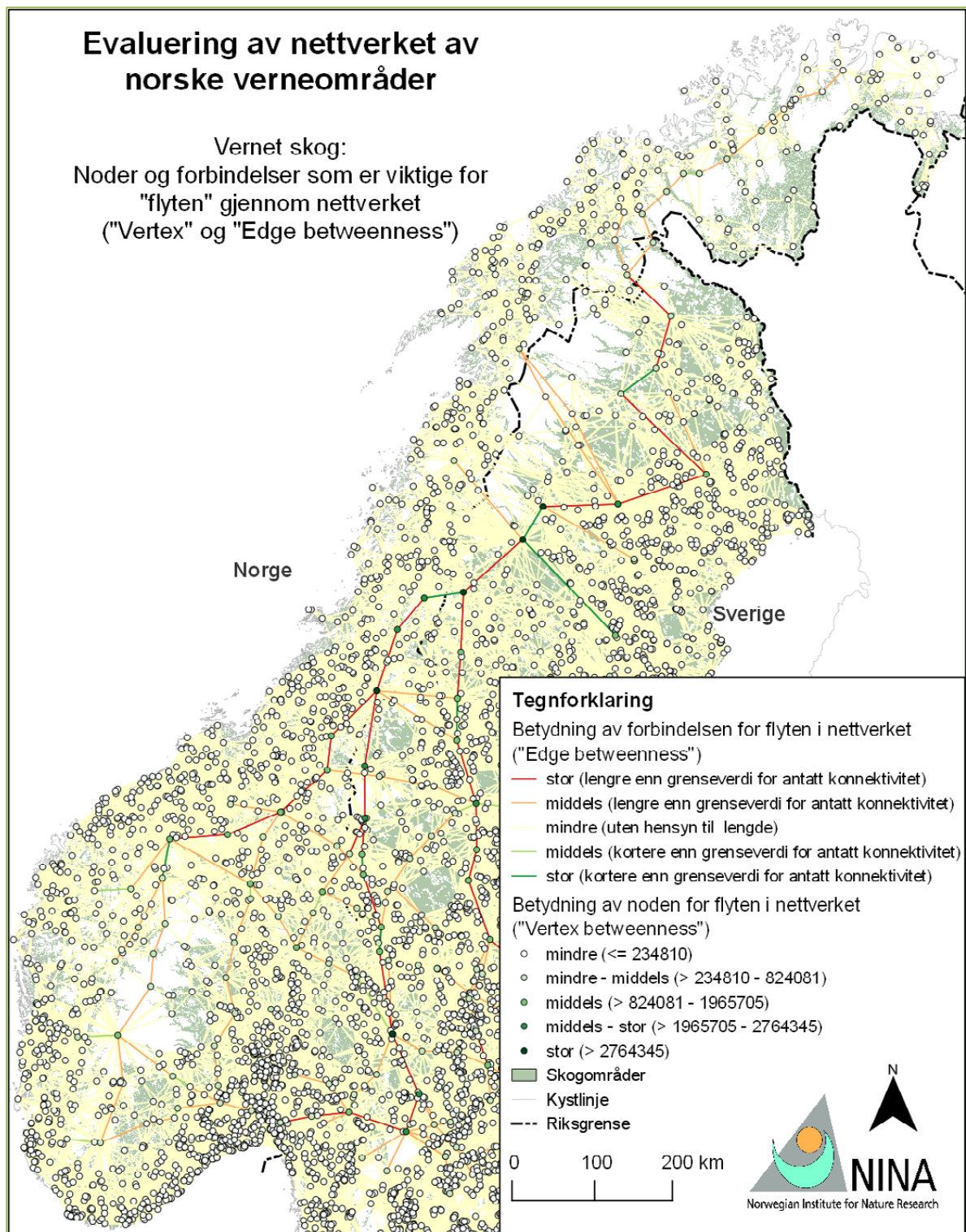


**Figur 2.9b** Betydningen av de enkelte verneområdene og forbindelsene mellom dem for at nettverket med verneområder med ferskvann skal være sammenhengende.



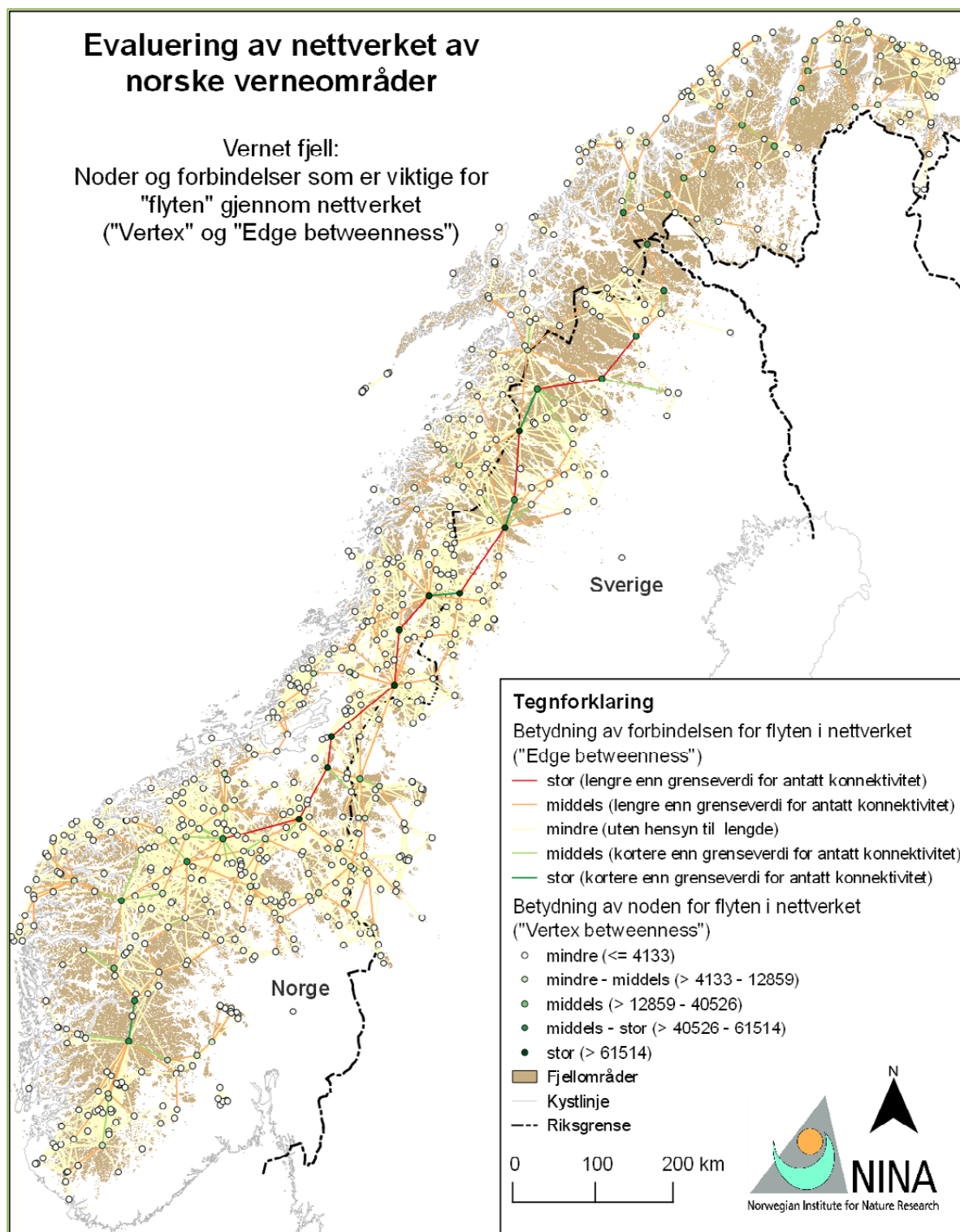


**Figur 2.9c** Betydningen av de enkelte verneområdene og forbindelsene mellom dem for at nettverket med verneområder med myr skal være sammenhengende.

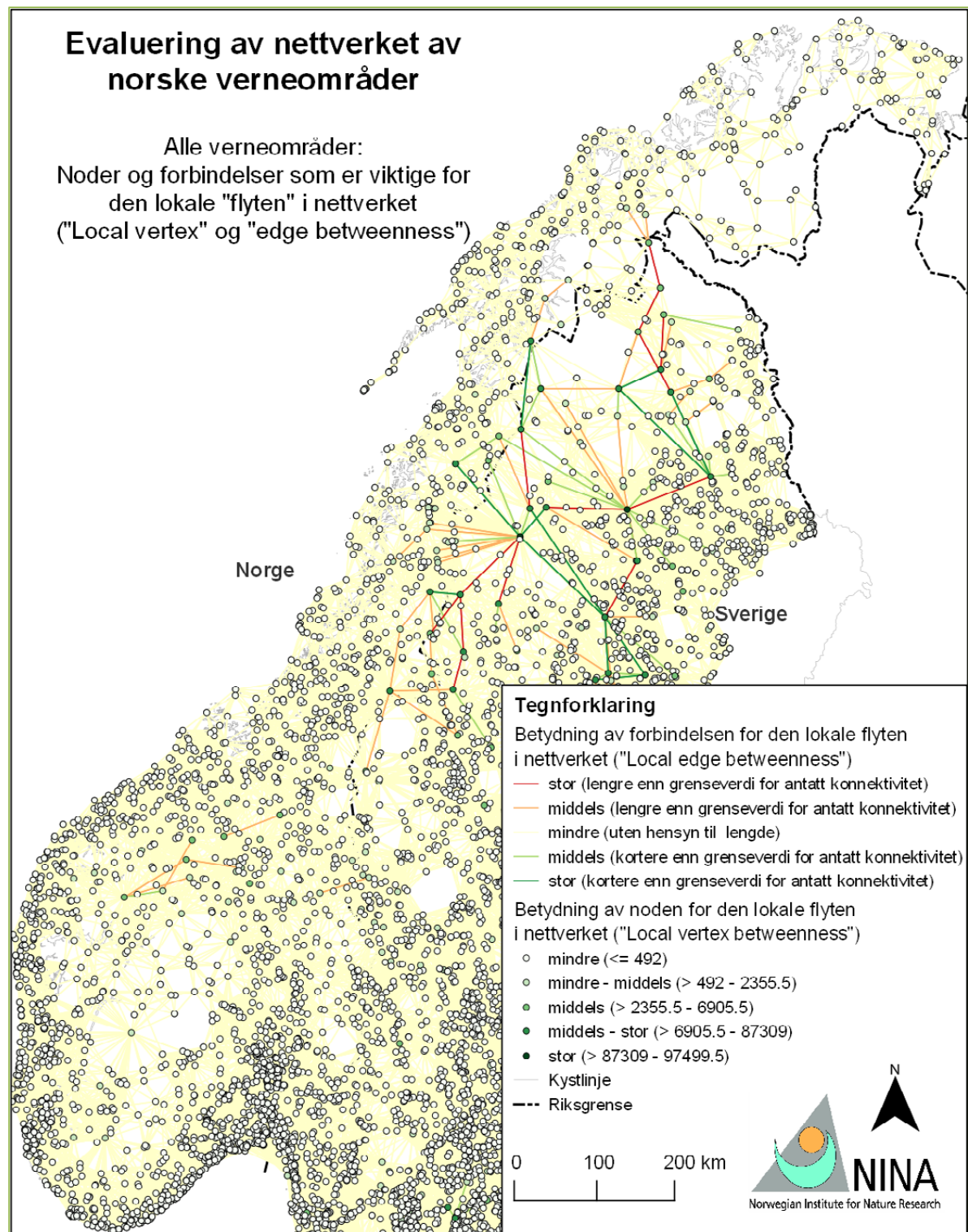


**Figur 2.9d** Betydningen av de enkelte verneområdene og forbindelsene mellom dem for at nettverket med verneområder med skog skal være sammenhengende.



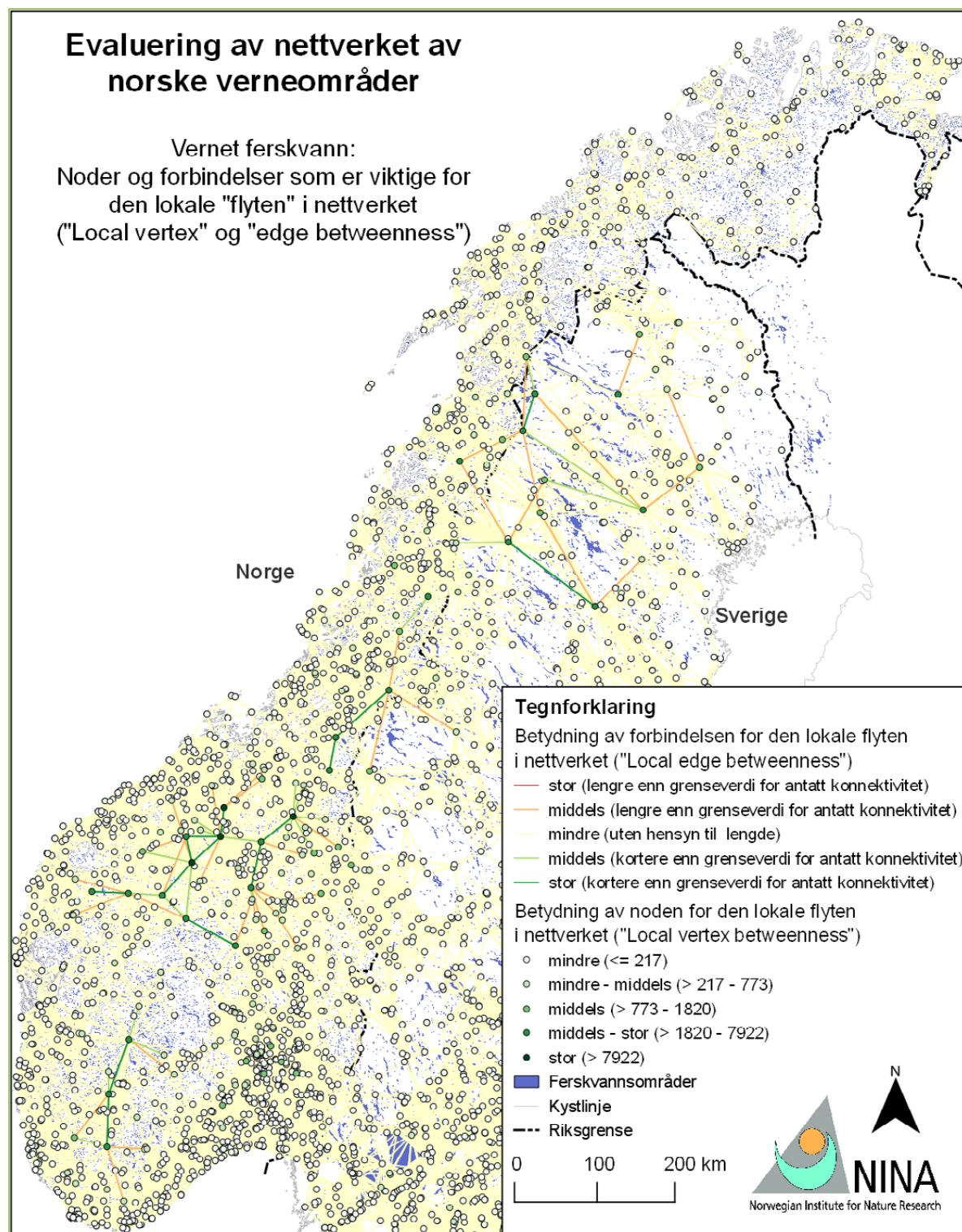


**Figur 2.9e** Betydningen av de enkelte verneområdene og forbindelsene mellom dem for at nettverket med verneområder med fjell skal være sammenhengende.

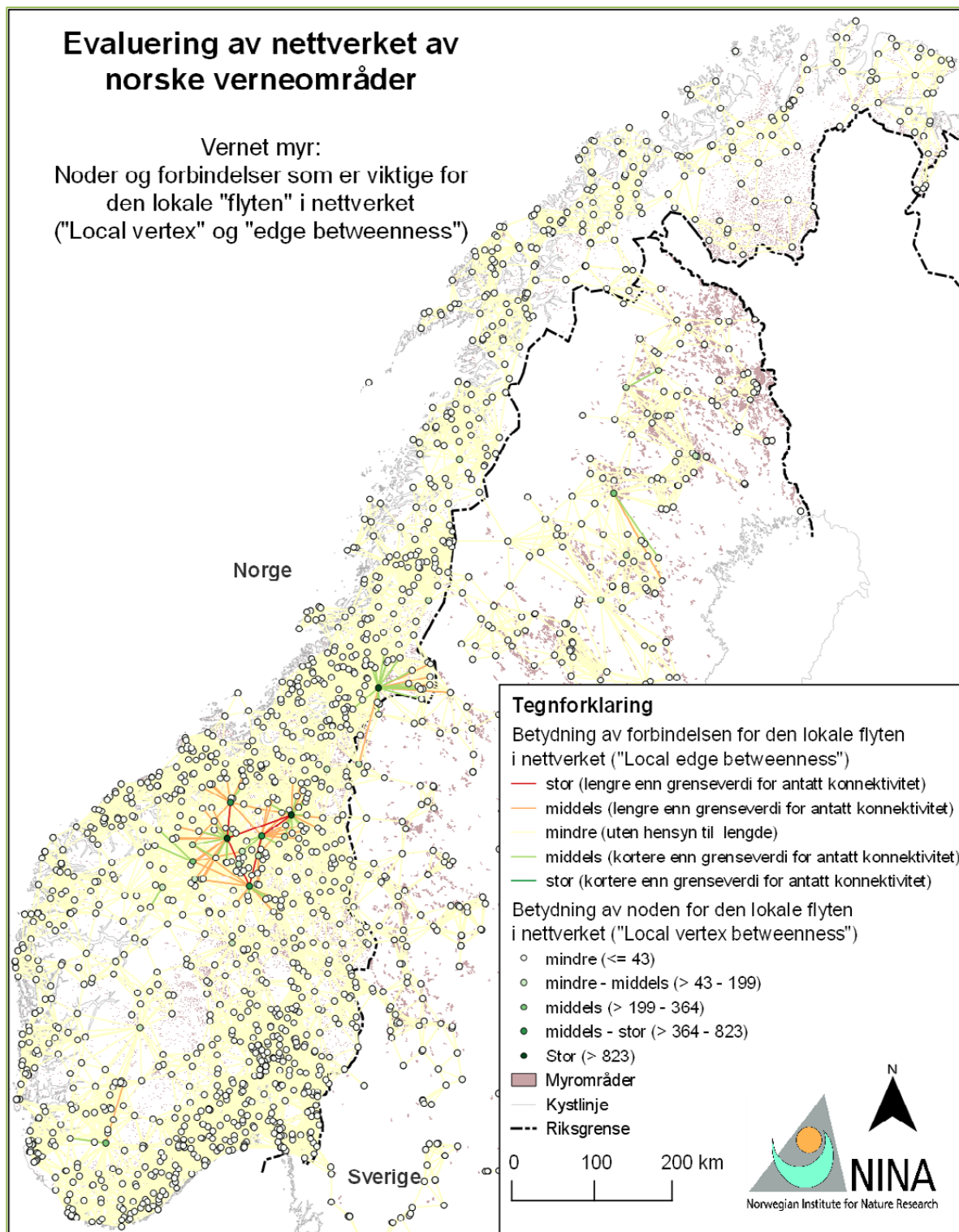


**Figur 2.10a** Knutepunkter (noder) og forbindelser som er viktige for lokal "flyt" i nettverket av alle verneområder.



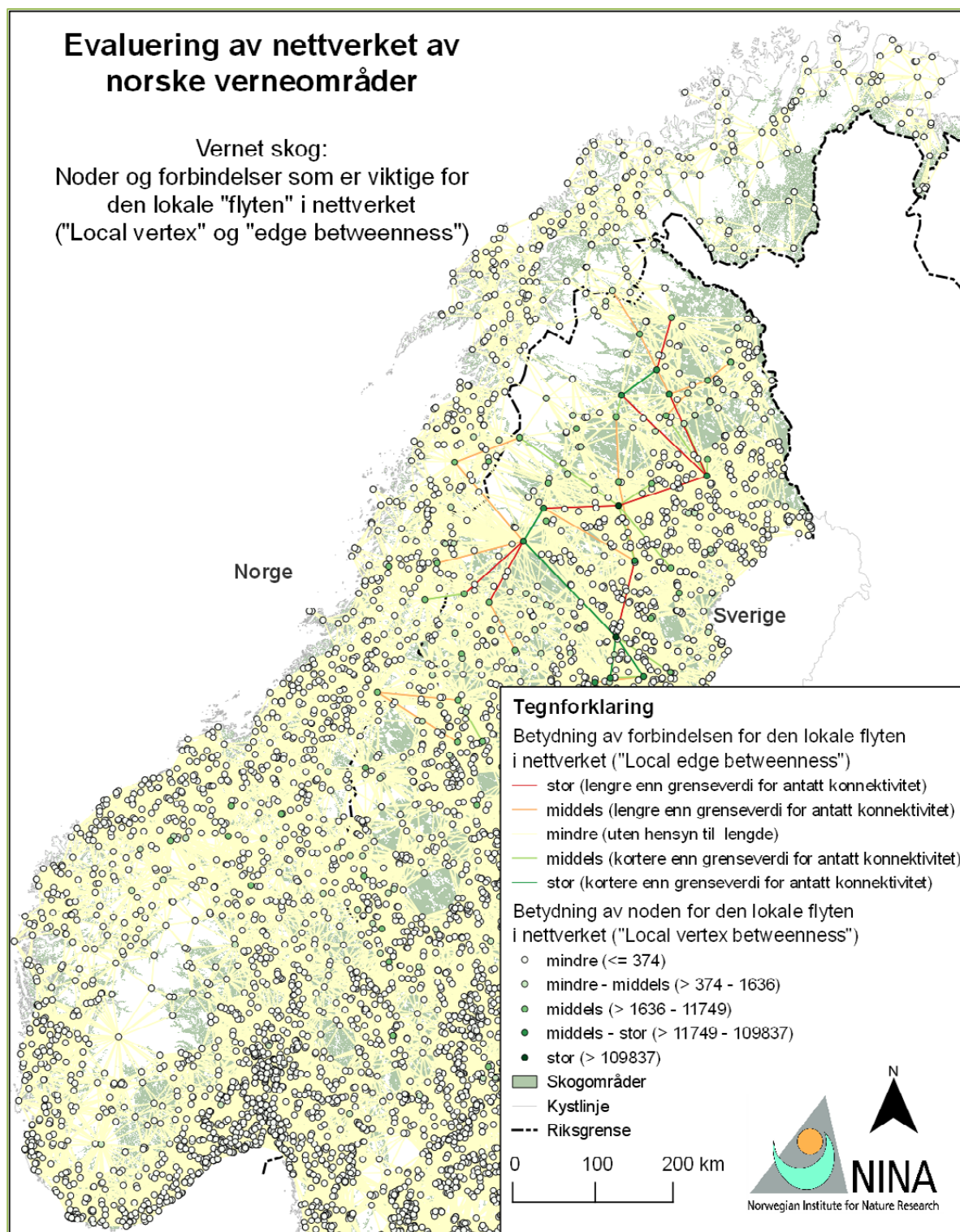


**Figur 2.10b** Knutepunkter (noder) og forbindelser som er viktige for lokal "flyt" i nettverket av verneområder med ferskvann.

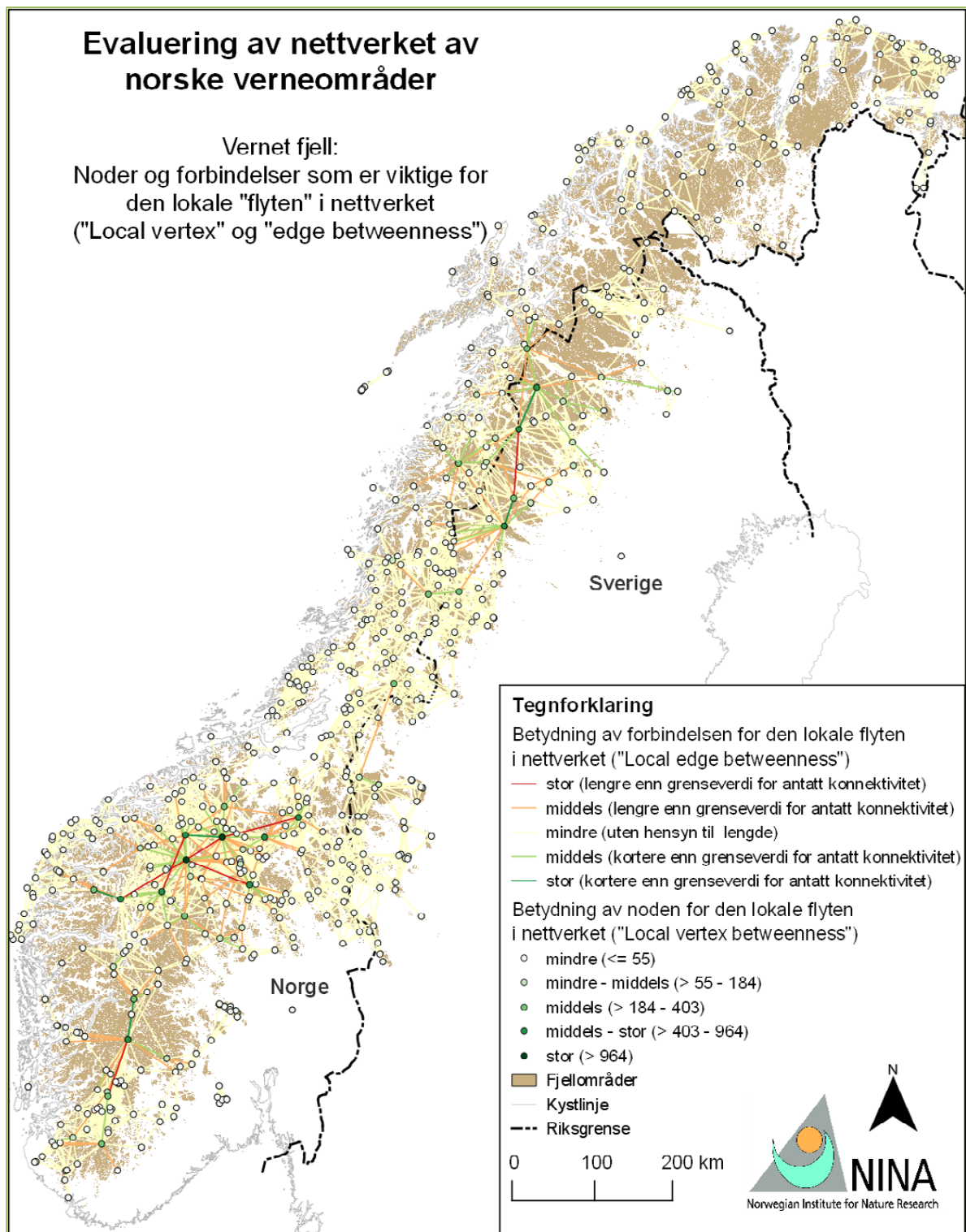


**Figur 2.10c** Knutepunkter (noder) og forbindelser som er viktige for lokal "flyt" i nettverket av verneområder med myr.



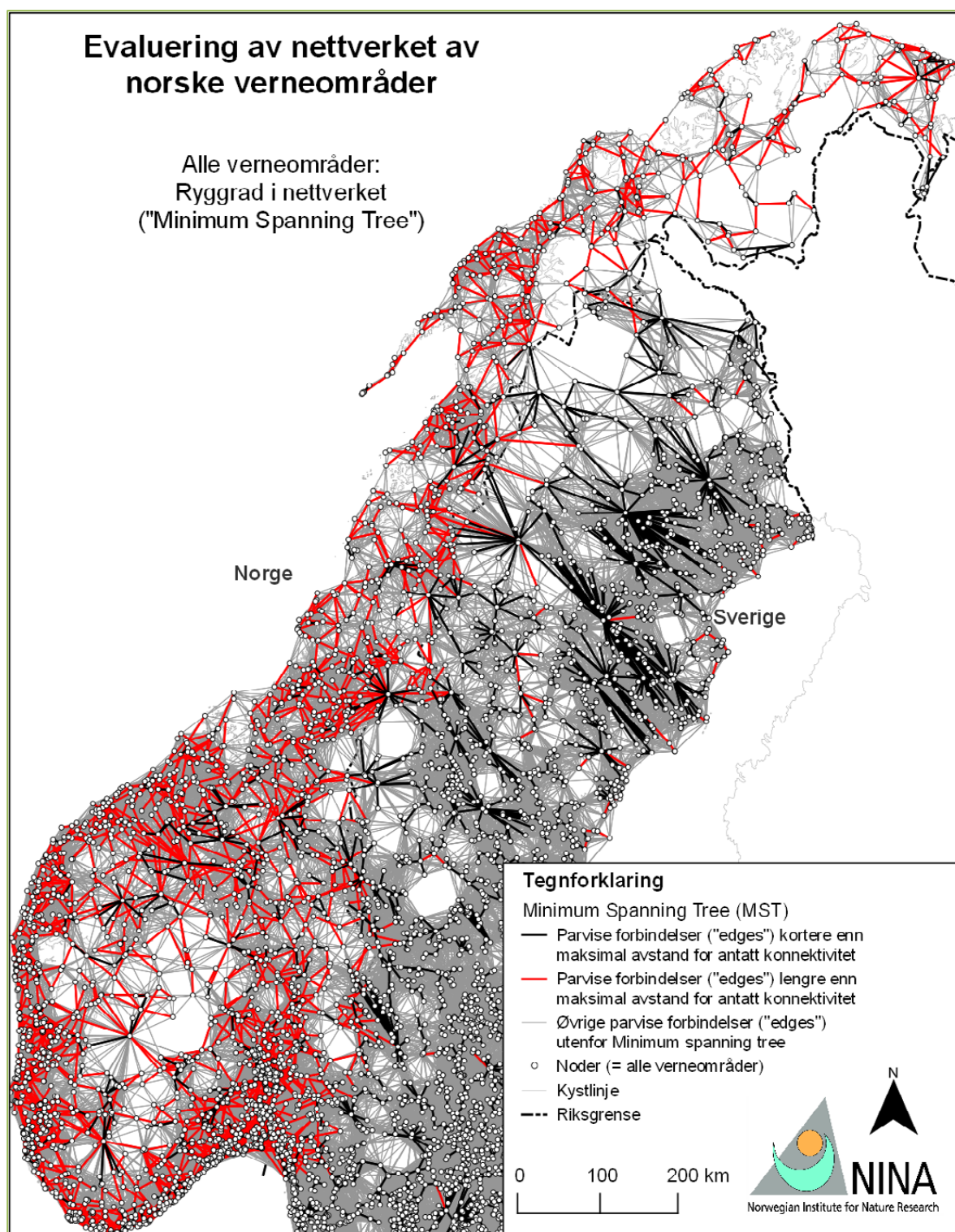


**Figur 2.10d** Knutepunkter (noder) og forbindelser som er viktige for lokal "flyt" i nettverket av verneområder med skog.

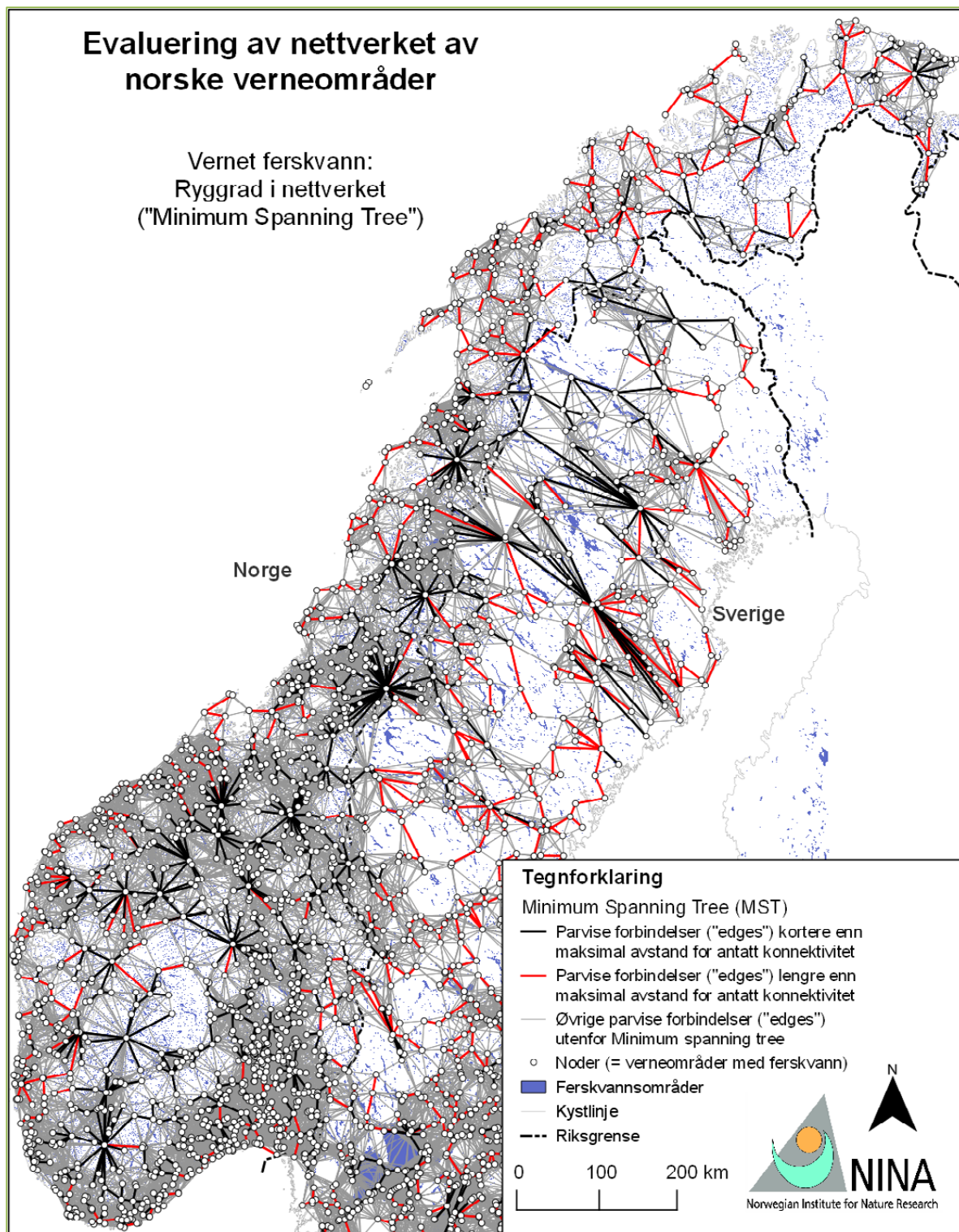


**Figur 2.10e** Knutepunkter (noder) og forbindelser som er viktige for lokal "flyt" i nettverket av verneområder med fjell.



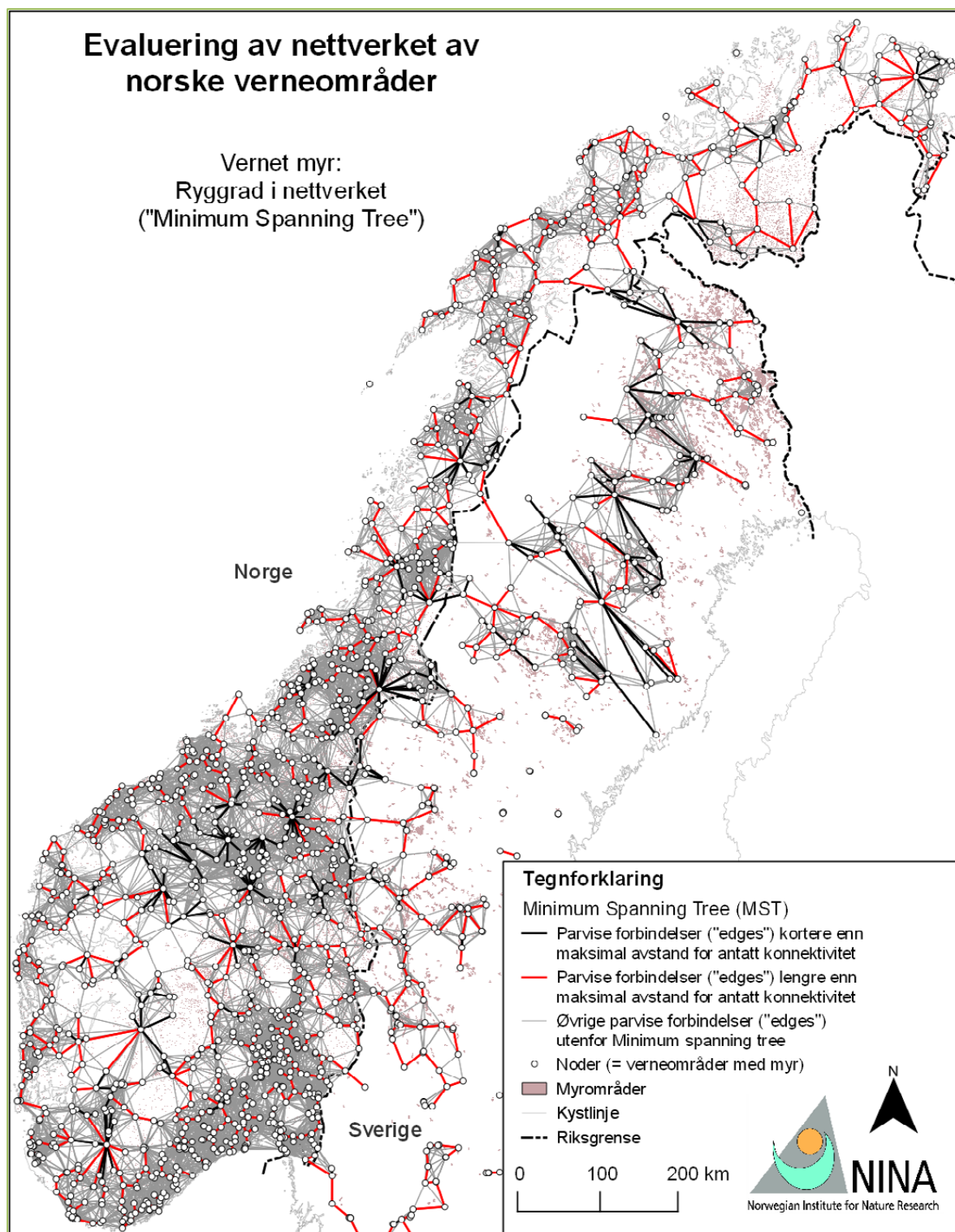


**Figur 2.11a** Ryggrad (Minimum Spanning Tree MST) i nettverket av alle verneområder. Der funksjonell avstand mellom par av verneområder er kortere enn maksimal avstand for konnektivitet (dvs områdeparet anses som forbundet), er forbindelsene i MST fargelagt i svart, der avstanden er for lang (dvs det antas at forbindelsen mangler) er linjen fargelagt i rødt. Forbindelser utenfor MSTet grått.

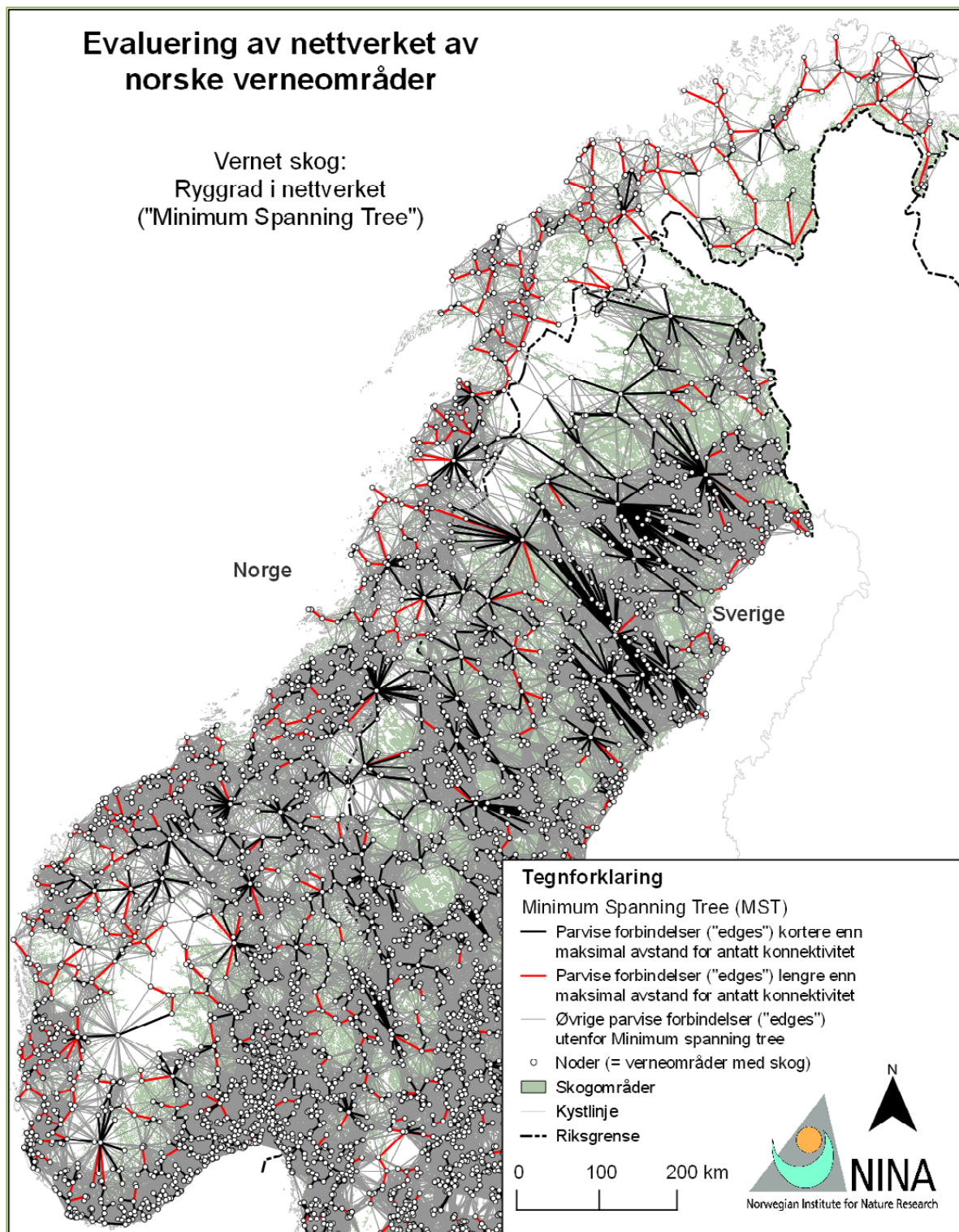


**Figur 2.11b** Ryggrad (Minimum Spanning Tree MST) i nettverket av verneområder med ferskvann. Der funksjonell avstand mellom par av verneområder er kortere enn maksimal avstand for konnektivitet (dvs områdeparet anses som forbundet), er forbindelsene i MST fargelagt i svart, der avstanden er for lang (dvs det antas at forbindelsen mangler) er linjen fargelagt i rødt. Forbindelser utenfor MSTet grått.



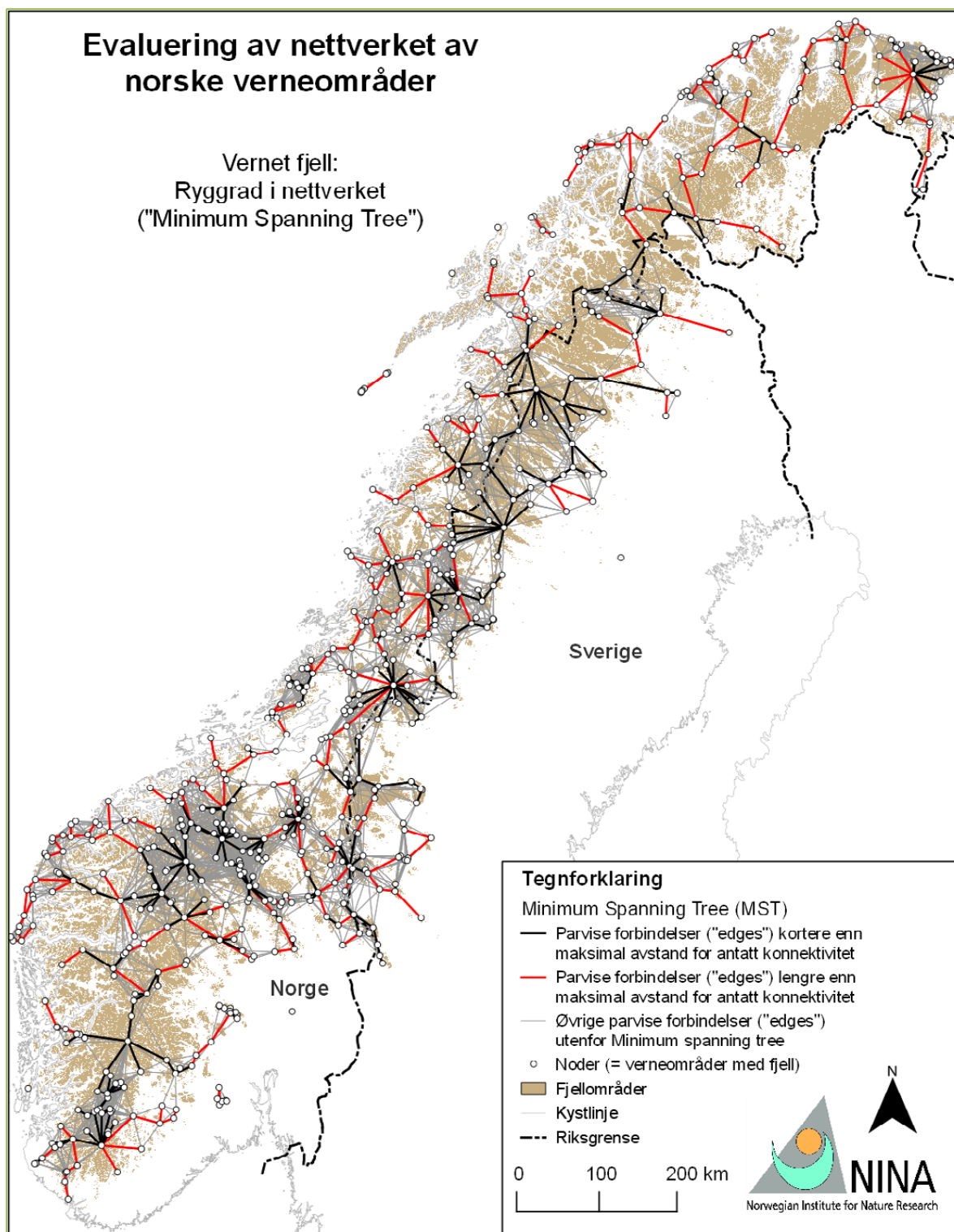


**Figur 2.11c** Ryggrad (Minimum Spanning Tree MST) i nettverket av verneområder med myr. Der funksjonell avstand mellom par av verneområder er kortere enn maksimal avstand for konnektivitet (dvs områdeparet anses som forbundet), er forbindelsene i MST fargelagt i svart, der avstanden er for lang (dvs det antas at forbindelsen mangler) er linjen fargelagt i rødt. Forbindelser utenfor MSTet grått.



**Figur 2.11d** Ryggrad (Minimum Spanning Tree MST) i nettverket av verneområder med skog. Der funksjonell avstand mellom par av verneområder er kortere enn maksimal avstand for konnektivitet (dvs områdeparet anses som forbundet), er forbindelsene i MST fargelagt i svart, der avstanden er for lang (dvs det antas at forbindelsen mangler) er linjen fargelagt i rødt. Forbindelser utenfor MSTet grått.





**Figur 2.11e** Ryggrad (Minimum Spanning Tree MST) i nettverket av verneområder med fjell. Der funksjonell avstand mellom par av verneområder er kortere enn maksimal avstand for konektivitet (dvs områdeparet anses som forbundet), er forbindelsene i svart, der avstanden er for lang (dvs det antas at forbindelsen mangler) er linjen fargelagt i rødt. Forbindelser utenfor MSTet grått.

## Hvor er nettverket robust, hvor er det sårbart?

Utover konnektivitet i seg selv er robusthet en annen viktig egenskap og et mål for utvikling av et verneområde- eller habitatnettverk (Zetterberg et al. 2010). Et nettverk kan anses som robust, der det finnes mange alternative forbindelser (spredningsveier) mellom knutepunktene. Nettverksteorien tilbyr to metoder for å identifisere robuste og sårbare områder i et nettverk.

### Betydningen av knutepunkter og forbindelser for nettverksstrukturen (*connectedness*)

Den første metoden for å finne robuste og sårbare strukturer i et nettverk baserer seg på en binær tolkning av nettverket der to knutepunkter anses enten som forbundet (1), dvs den funksjonelle avstanden mellom dem er kortere enn den maksimale avstanden for antatt konnektivitet, der man antar en reell mulighet for utveksling av organismer mellom et par knutepunkter, eller knutepunktene anses som ikke forbundet (0). Ved en slik betraktning av nettverket kan vi skille mellom forbindelser som har "omkjøringer" eller alternative spredningsveier (*Biconnected components*), og slike som ikke har det (*Bridges*). Det samme gjelder knutepunktene. Her kan vi identifisere knutepunkter (dvs verneområder) som har nøkkelposisjoner i nettverksstrukturen i den forstand at de holder sammen deler av nettverket (*Articulation points*). Verdien for *Articulation* angir hvor mange deler av nettverket som er knyttet sammen av et slikt knutepunkt.

**Figurene 2.12a-e** viser betydning av knutepunktene og forbindelsene for strukturen av nettverket (*Biconnected components*, *Bridges* og *Articulation points*) for alle verneområder og for verneområdene med de fire hovednaturtypene. For hver av de grønne forbindelsene (*Biconnected components*) finnes det alternative spredningsveier. Her er det mindre behov for å videreutvikle nettverket. Røde forbindelser mangler alternative forbindelser og viser hvor det kan være aktuelt å skape nye, alternative spredningsveier for å gjøre nettverket mer robust.

Den store klyngen av verneområder (uavhengig av naturtyper) (jf **figur 2.7a**) består i all hovedsak av *Biconnected components* (**figur 2.12a**), dvs det finnes alternative spredningsveier for nesten alle forbindelsene. Det sammen gjelder i stor grad for verneområder med ferskvann (**figur 2.12b**). Selv om nettverket av verneområder med fjell er mindre sammenhengende (delt opp i flere klynger), så finnes det i de fleste tilfellene alternative spredningsveier for forbindelsene innenfor klyngene med vernet fjell (**figur 2.12e**). Det er noen unntak, bl.a. Hardangervidda nasjonalpark som har en nøkkelrolle som *Articulation point* i den sørlige delen av fjellkjeden. Dette er imidlertid et svært stort verneområde der mangelen på alternative forbindelser via andre verneområder trolig vil være lite sårbar, siden det er usannsynlig at Hardangervidda nasjonalpark vil miste sin funksjon som verneområde. Nettverket av verneområder med skog, som hadde den største sammenhengende klyngen, har også innenfor (i midten av) denne klyngen sårbare områder (*Bridges*) (**figur 2.12d**). Samtidig er det ganske mange områder med vernet skog som er viktige for at nettverket henger sammen (*Articulation points*). Dette er i mindre grad tilfellet for verneområder med ferskvann. På den andre siden har enkelte verneområder med ferskvann en viktig rolle for å holde nettverket sammen i den forstand at et bortfall ville føre til opptil 11 nye isolerte klynger i nettverket. I tillegg til at nettverket av verneområder med myr er mest fragmentert, har det også en stor andel sårbare steder, både når det gjelder verneområdene (*Articulation points*) og forbindelsene (*Bridges*) (**figur 2.12c**).

### Potensial for oppbakking av flaskehalser med svak forbindelsesintensitet

En annen mulighet for å skille robuste og sårbare steder i et nettverk er å bruke en algoritme som heter *Edge betweenness community*. Denne gjør det mulig å identifisere forbindelser med potensial for å løse opp flaskehalser i nettverket med svak forbindelsesintensitet.

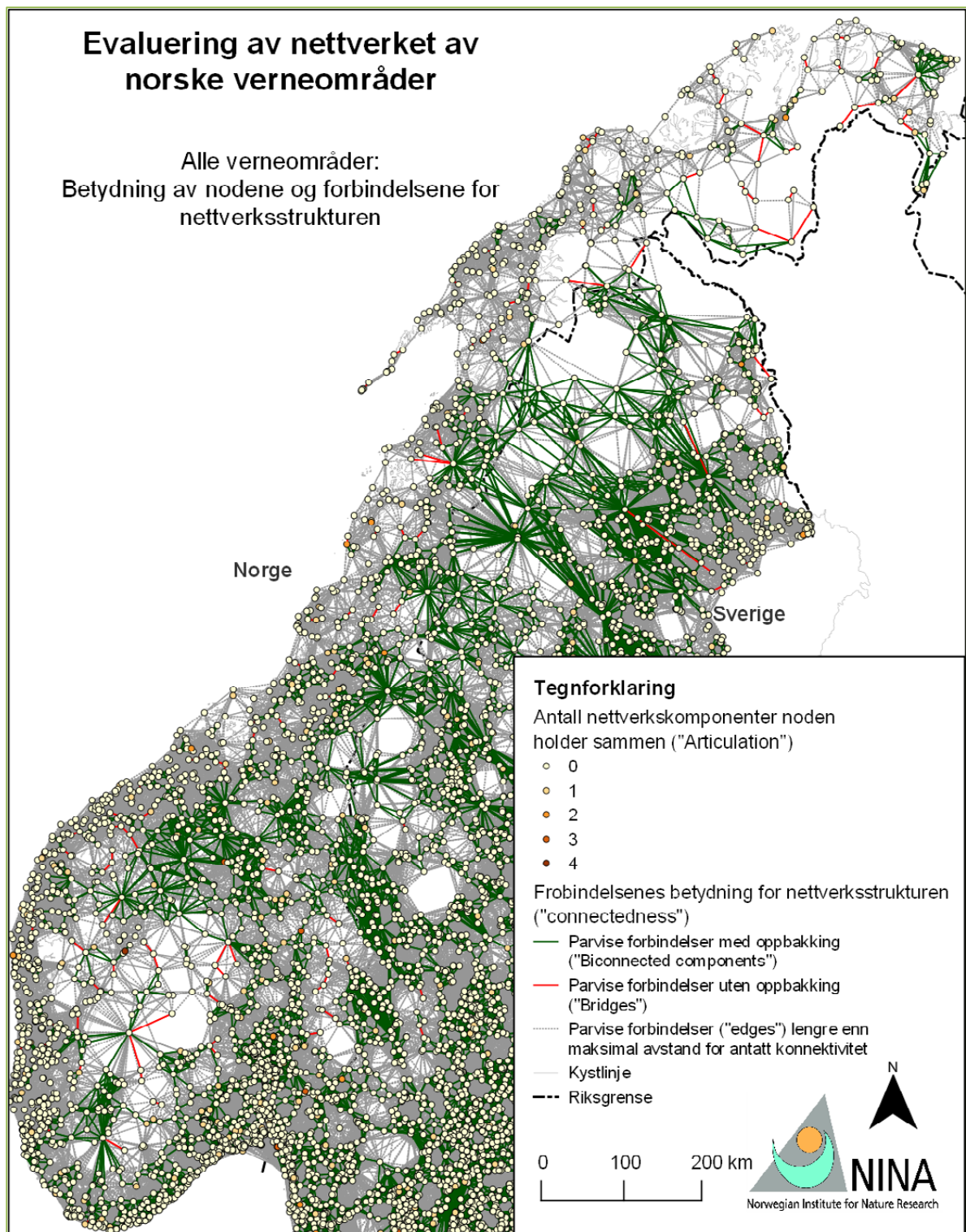
*Communities* er deler av et nettverk (grupper av knutepunkter) der knutepunktene har en relativt høy tetthet av forbindelser seg imellom, men færre forbindelser til andre slike deler av nettverket. Konnektivitet innenfor et *community* kan anses for å være forholdsvis robust, mens forbindelsene mellom *communities* er relativt sett mer sårbare. Algoritmen *Edge betweenness community* ble utviklet for å identifisere og skille mellom slike *communities*. Algoritmen går gjennom en hierarkisk prosess der forbindelsene mellom alle knutepunktene fjernes suksess-

sivt, med de svakeste forbindelsene først, til alle forbindelser er fjernet, og nettverket bare består av isolerte knutepunkter.

**Figurene 2.13a-d** viser kun forbindelser som er lengre enn antatt grenseverdi for konnektivitet (25 000 enheter i funksjonell avstand). Langs disse forbindelsene vil det være mulig å skape mer robusthet (og konnektivitet) i nettverket ved å lage alternative spredningsveier der det er flaskehalser (svake eller få forbindelser mellom *communities*) i dagens nettverk. Forbindelsene er rangert etter betydning. *Edge betweenness community* trekker dermed fram forbindelser som ligger sentralt i nettverket og som har mange knutepunkter (verneområder) i begge ender. Fordi *Edge Betweenness Community* algoritmen er veldig tid- og ressurskrevende (og behovet øker nesten eksponentielt med antall forbindelser), ble slike flaskehalser ikke identifisert for nettverket med alle verneområder.

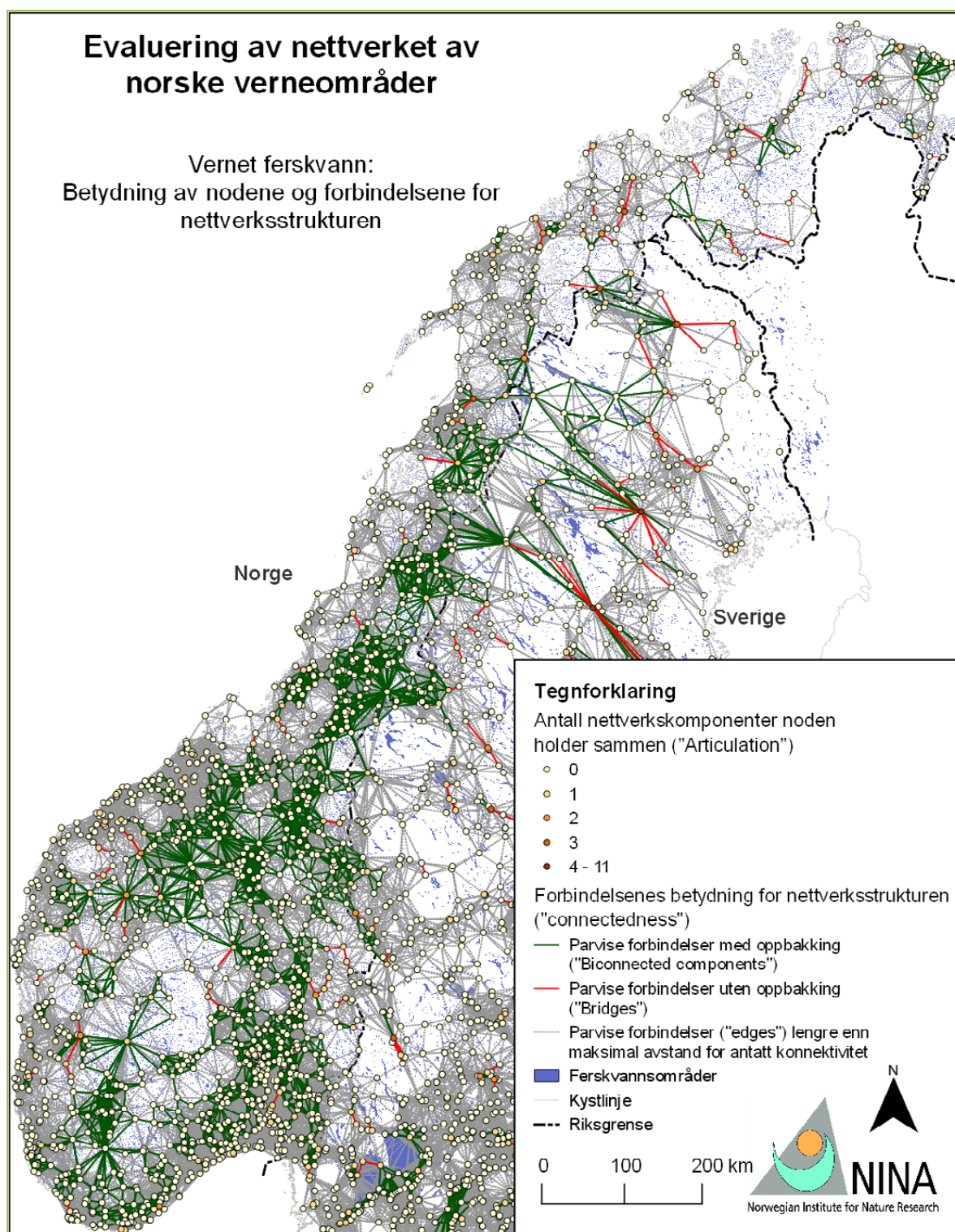
For alle hovednaturtypene er kun de 500 mest sentrale forbindelsene framhevet med en mørkere farge, noe som gjør at andelen forbindelser som er fargelagt på den måten i kartene er mye større for fjell (med 3420 forbindelser totalt) enn for skog (med 164832 forbindelser totalt) for eksempel. En sentral flaskehals og forbindelser som kan løse den opp finnes likevel for alle fire hovednaturtypene på høyde med (Nord-)Trøndelag. Tyngdepunktet for dette ligger for skog og ferskvann på svenskegrensen (med mesteparten på svensk side, særlig for skog), mens tyngdepunktet for fjell og myr i all hovedsak ligger på norsk side. Eksemplet med vernet fjell viser at det finnes flere (delvis enkle) forbindelser som kommer fram som muligheter for å styrke områder i nettverket som nå har en relativt svak forbindelsesintensitet, hvis en større andel forbindelser integreres i kartframstillingen.

Utover det ville resultatet for verneområder med fjell trolig ha sett litt annerledes ut, ved at flaskehalser ville blitt identifisert også lengre mot nord hvis verneområder i Finland og på Kola-halvøya hadde vært med i analysen. Da ville Finnmark og Troms ligget mer i sentrum av nettverket og ikke i utkanten som nå. I trolig litt mindre grad ville dette også være tilfellet for de andre tre hovednaturtypene.



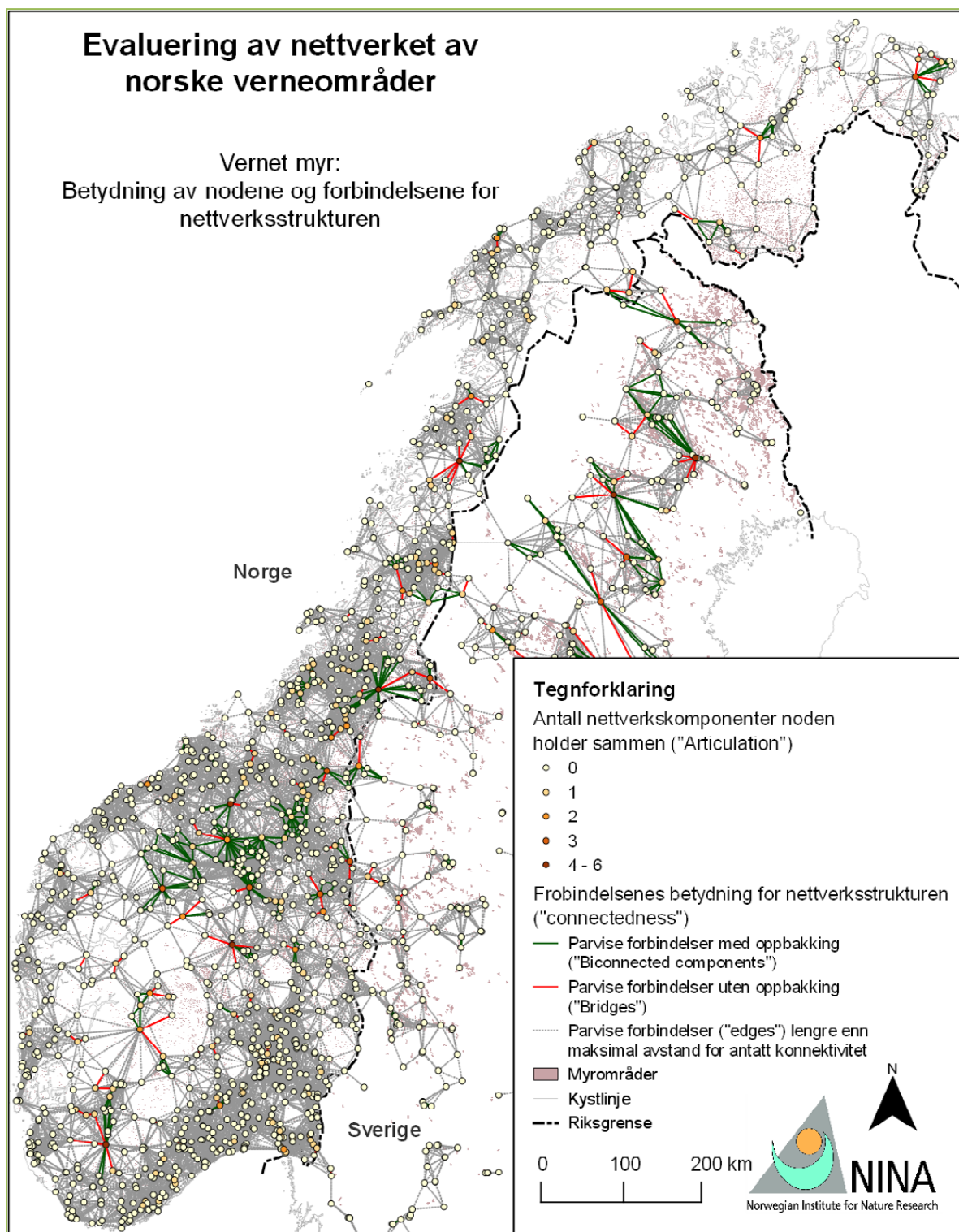
**Figur 2.12a** Betydning av knutepunkter (noder) og forbindelsene mellom dem for strukturen av nettverket av alle verneområder.



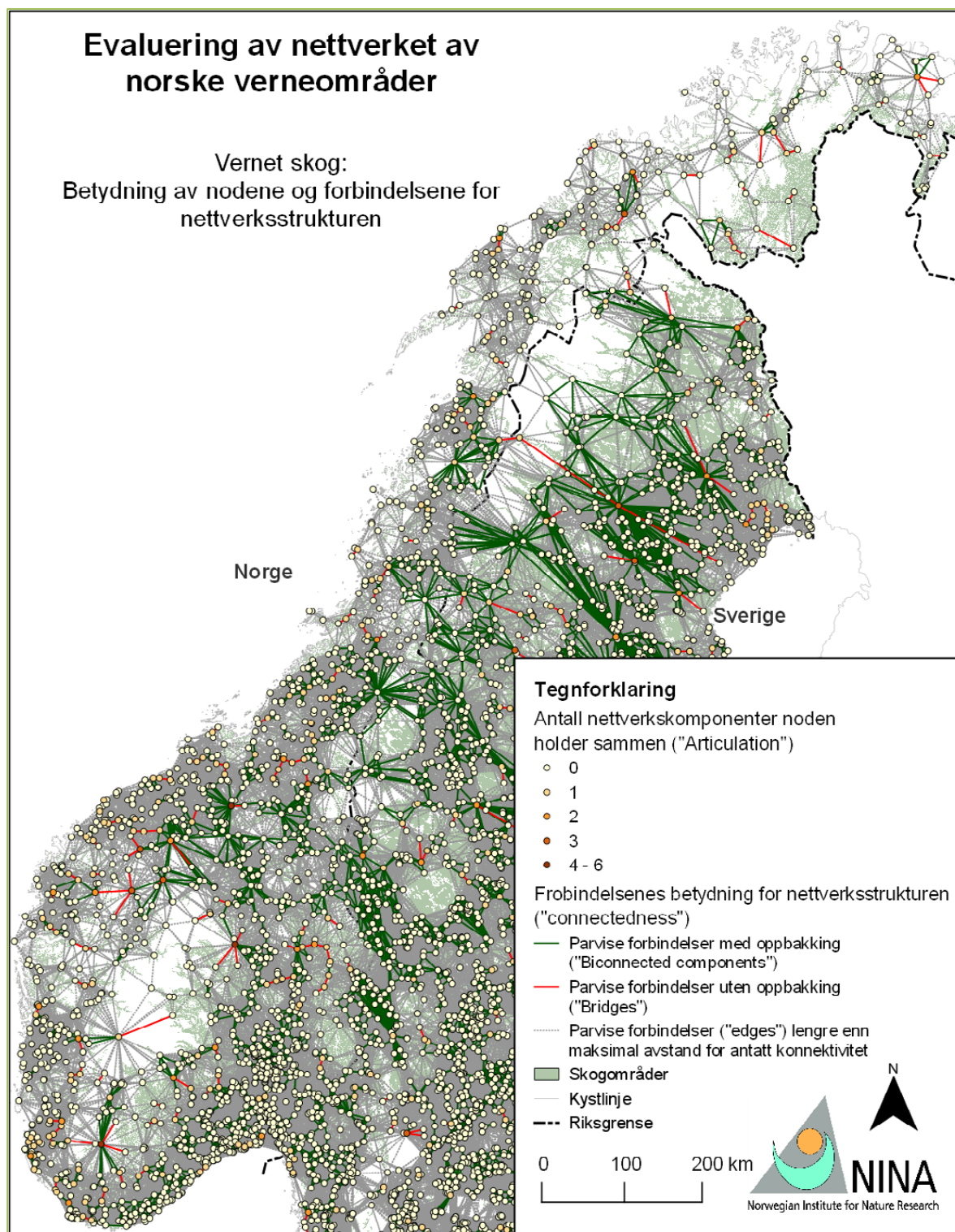


**Figur 2.12b** Betydning av knutepunkter (noder) og forbindelsene mellom dem for strukturen av nettverket av verneområder med ferskvann.



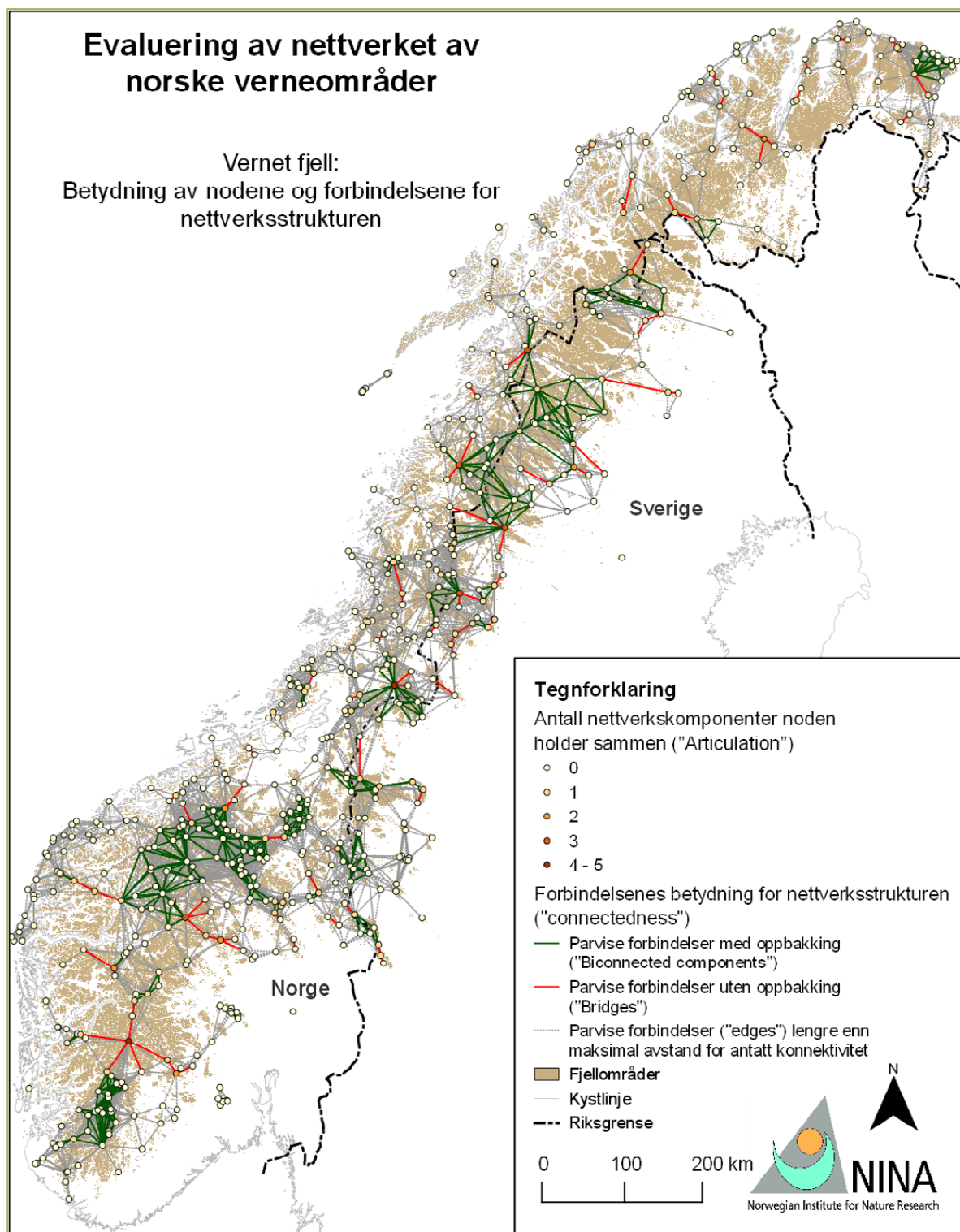


**Figur 2.12c** Betydning av knutepunkter (noder) og forbindelsene mellom dem for strukturen av nettverket av verneområder med myr.

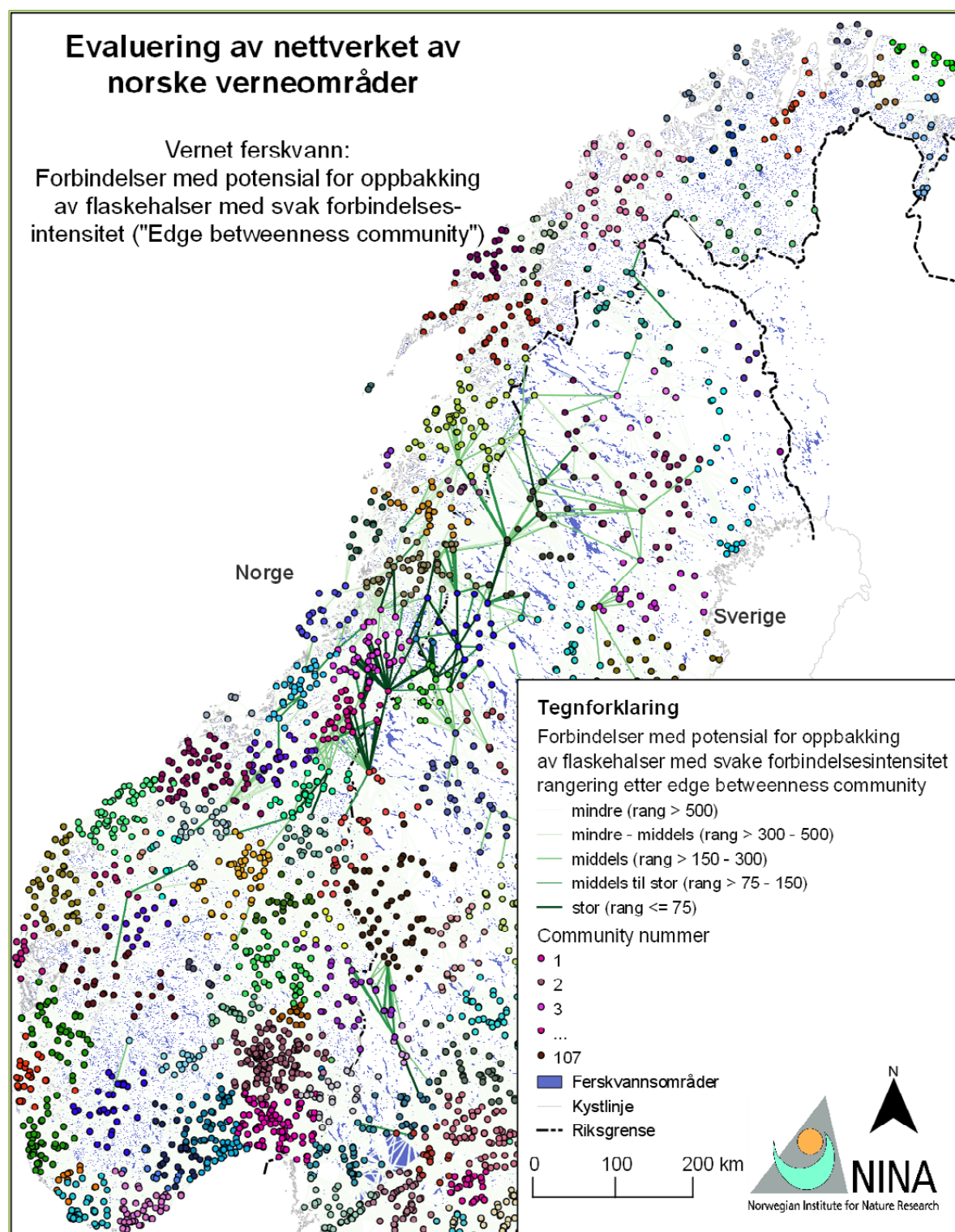


**Figur 2.12d** Betydning av knutepunkter (noder) og forbindelsene mellom dem for strukturen av nettverket av verneområder med skog.

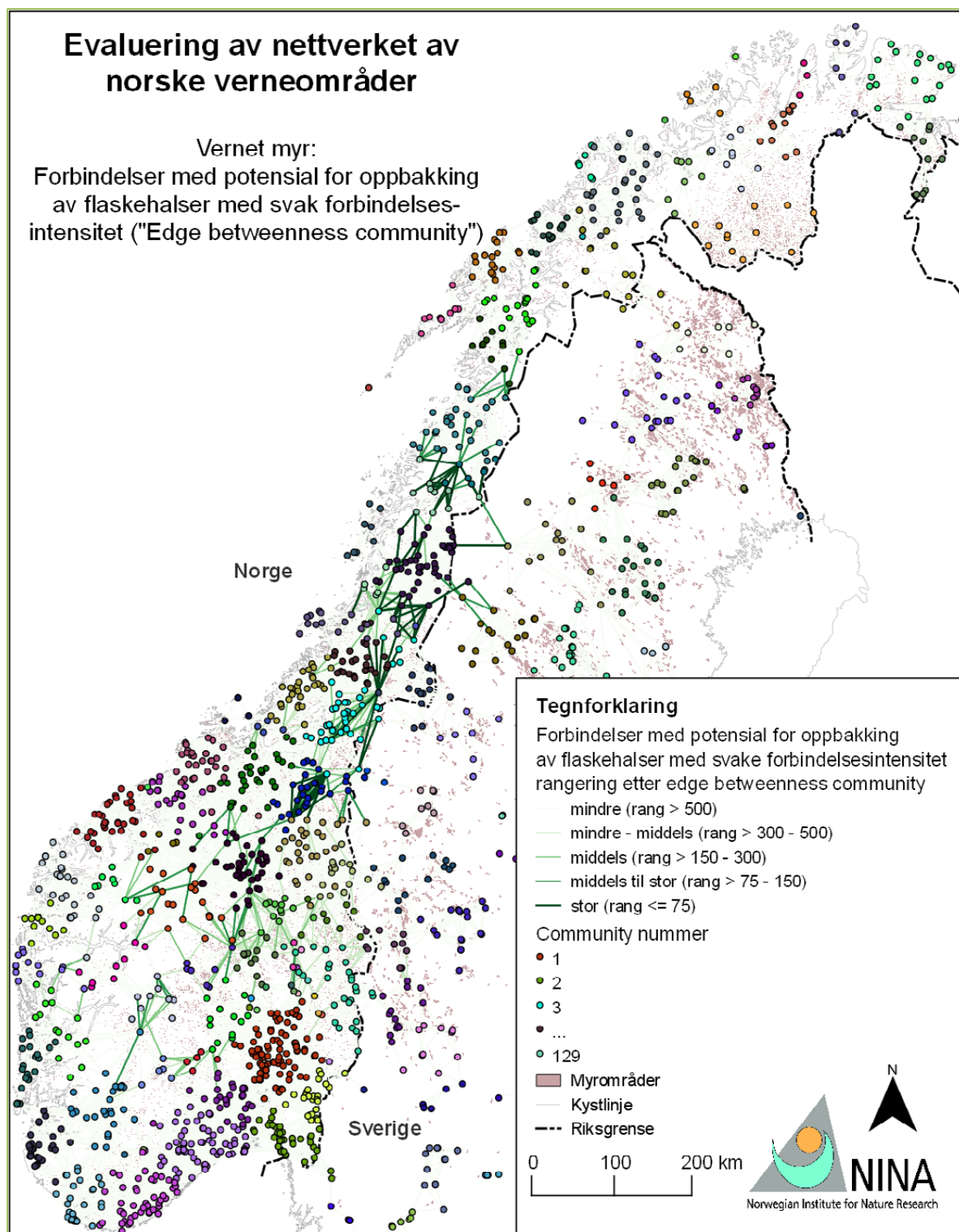




**Figur 2.12e** Betydning av knutepunkter (noder) og forbindelsene mellom dem for strukturen av nettverket av verneområder med fjell.

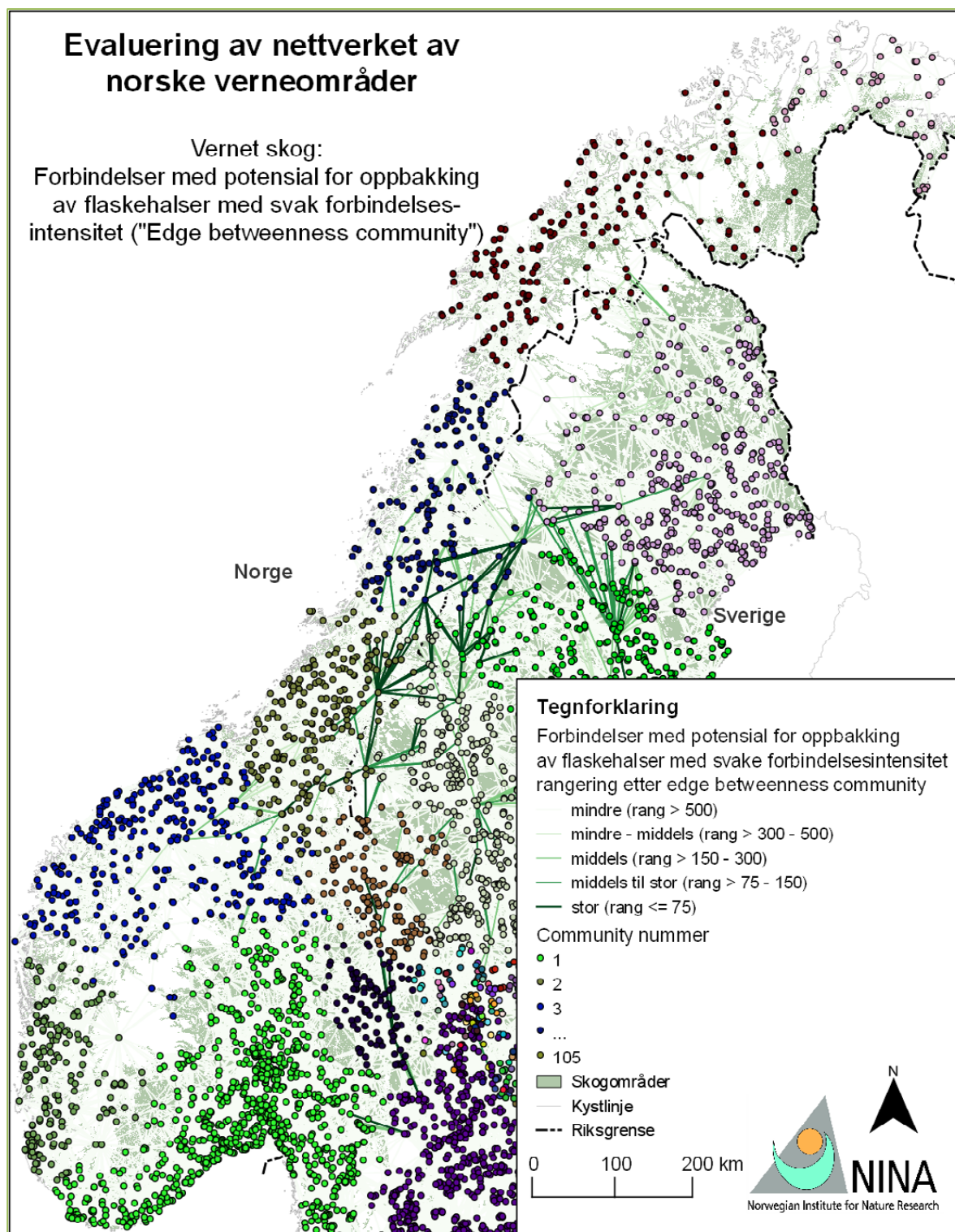


**Figur 2.13a** Forbindelser med potensial for oppbakking av flaskehalser med svak forbindelsesintensitet i nettverket verneområder med ferskvann.

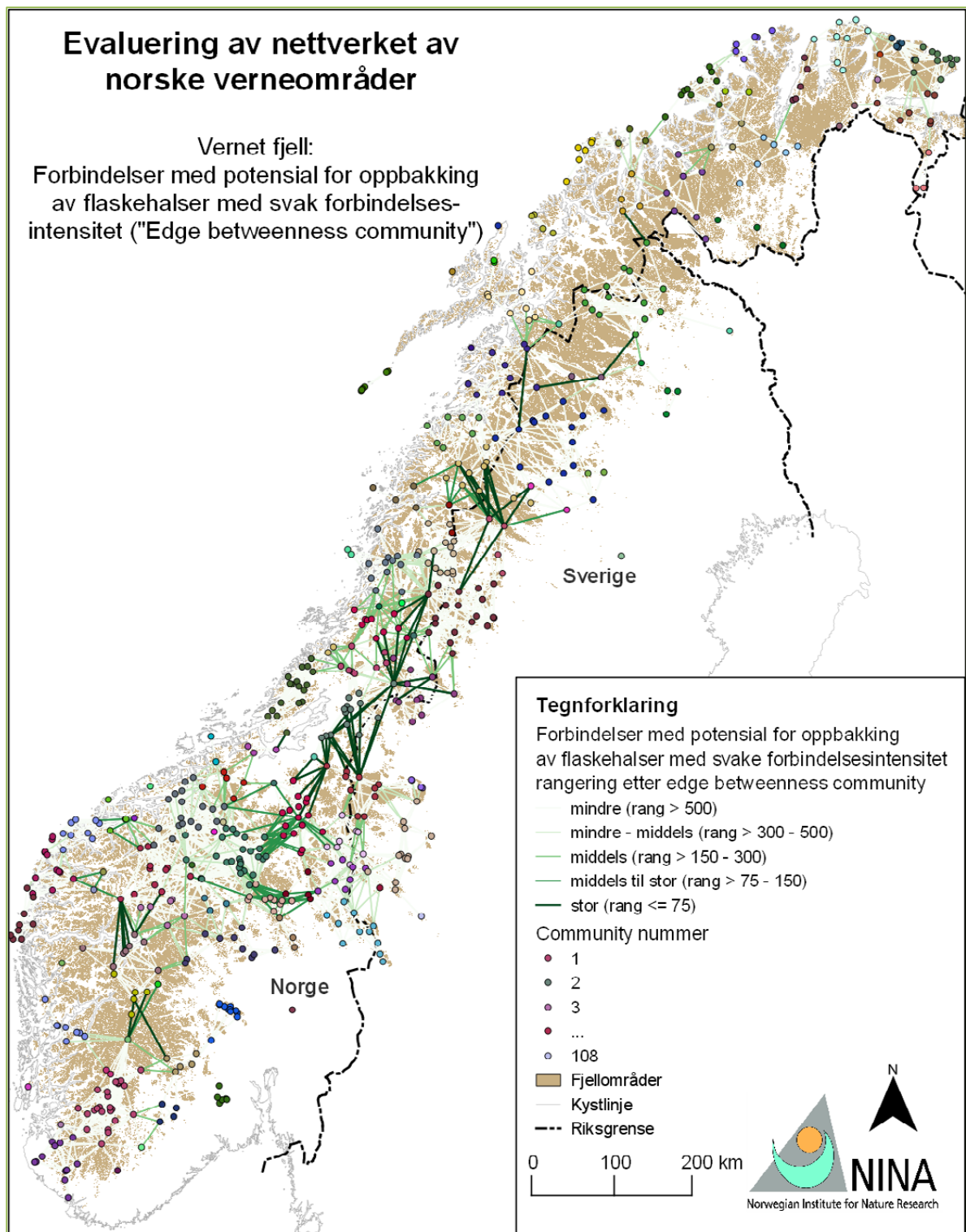


**Figur 2.13b** Forbindelser med potensial for oppbakking av flaskehalser med svak forbindelsesintensitet i nettverket verneområder med myr.





**Figur 2.13c** Forbindelser med potensial for oppbakking av flaskehalser med svak forbindelsesintensitet i nettverket verneområder med skog.



**Figur 2.13d** Forbindelser med potensial for oppbakking av flaskehalser med svak forbindelsesintensitet i nettverket verneområder med fjell.

## Hvor kunne nettverket styrkes mest effektivt?

Resultatene fra de foregående avsnittene viser steder som har en spesiell betydning for konnektivitet i nettverket eller deler av nettverket. Øvrige deler av nettverket kan da ha særlig behov for styrking.

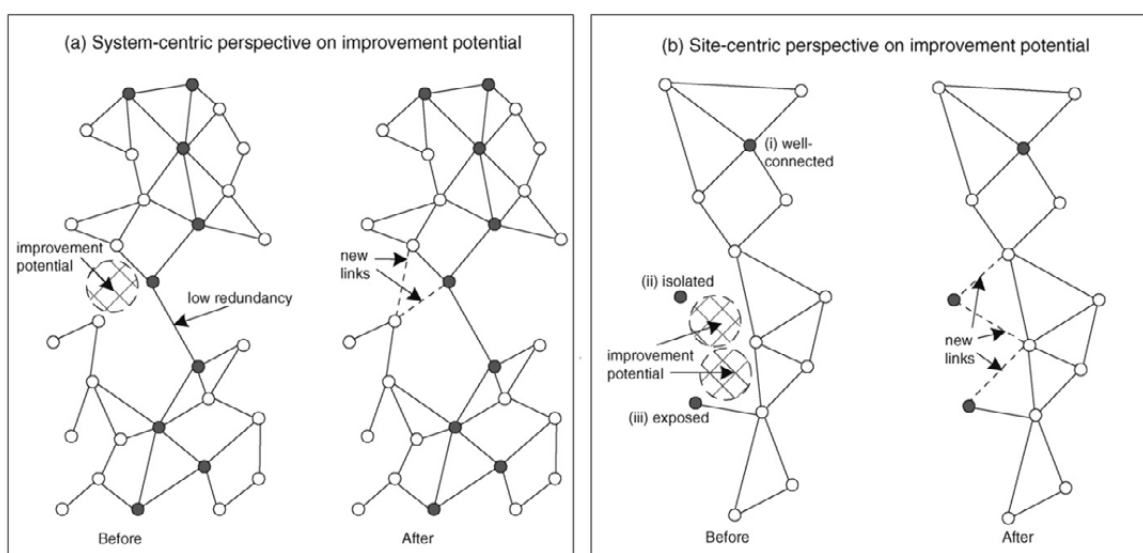
Å styrke nettverket kan skje på tre måter:

- 1) sikre eksisterende, viktige forbindelser
- 2) skape nye forbindelser der det mangler viktige forbindelser i dag (Zetterberg et al. 2010: 185)
- 3) skape nye forbindelser som alternative spredningsveier til flaskehalser og sårbare områder i nettverket (Zetterberg et al. 2010: 185)

Her kan fokuset enten ligge på nettverket i sin helhet (systemfokus) eller på enkelte knutepunkter (verneområder) (lokalitetsfokus) (**figur 2.14**, Zetterberg et al. 2010: 185).

Mangel på konnektivitet for enkelte verneområder (**figurene 2.5, 2.6, 2.7**), *Local betweenness centrality* (**figur 2.10**), *Bridges* og *Articulation points* (**figur 2.12**) kan være utgangspunkt for en lokalitetsfokustert tilnærming som tar for seg de enkelte verneområdenes konnektivitet (eller robusthet). De andre målene på konnektivitet og betydningen av knutepunktene og forbindelsene for nettverket adresserer en mer systemfokustert tilnærming, der nettverket i sin helhet trer i forgrunnen.

En mulighet for å oversette resultatene fra nettverksanalysen tilbake til landskapet er å identifisere korridorer som representerer viktige forbindelser. Korridorer er arealer med minst funksjonell avstand mellom to verneområder (A og B). Korridorene gjenspeiler dermed veien fra A til B med minst motstand og avstand, noe vi antar vil være den mest sannsynlige spredningsveien mellom områdene. Korridorene i denne rapporten er identifisert med *r.connectivity.corridors*-funksjonen. Korridorer mellom et par områder er i dette verktøyet definert som de arealene (pikslene i et grid) der summen av funksjonell avstand fra begge områdene er mindre eller lik den funksjonelle avstanden mellom områdene.



**Figur 2.14** Skjematisk oversikt over angrepsmåter for å finne potensial for forbedring av konnektivitet i nettverket, fra et systemperspektiv (venstre) og et områdeperspektiv (høyre). Områder med potensial for forbedring av sammenheng i nettverket er angitt som skraverte sirkler. (fra Zetterberg et al. 2010: 186)

Korridorene kan på den ene siden gi indikasjoner for mulig utvikling av vernenettverket (nyskaping av verneområder). På den andre siden viser de arealer som er viktige for nettverkets funksjon. Det å skape nye forbindelser betyr ikke nødvendigvis å skape nye verneområder. Dette kan også oppnås ved å redusere motstanden mellom områdene (f.eks. ved mindre intens arealbruk). Her kan man også sikre viktige forbindelser i nettverket ved å være ekstra observant på arealer som vil være viktige for konnektiviteten av vernenettverket, for eksempel i planlegging og konsekvensutredninger.

**Figurene 2.15a-d** viser et utvalg av de ca 1000 mest sentrale korridorene (dvs som representerer forbindelser med høyest *Edge Betweenness* verdi) som ligger langs ryggraden i nettverket (*Minimum spanning tree*) for verneområdene med dekning av de fire hovednaturtypene. Vi har ikke beregnet dette for alle verneområder samlet siden aktuelle korridorer trolig er mest meningsfylte for hver naturtype. Kartutsnittene er valgt for å vise mer detaljer i et område av landet der analysene identifiserer mulige flaskehalsar for flere naturtyper. Fargene gjenspeiler betydningen av den tilhørende forbindelsen for flyten i nettverket (*Edge betweenness*).

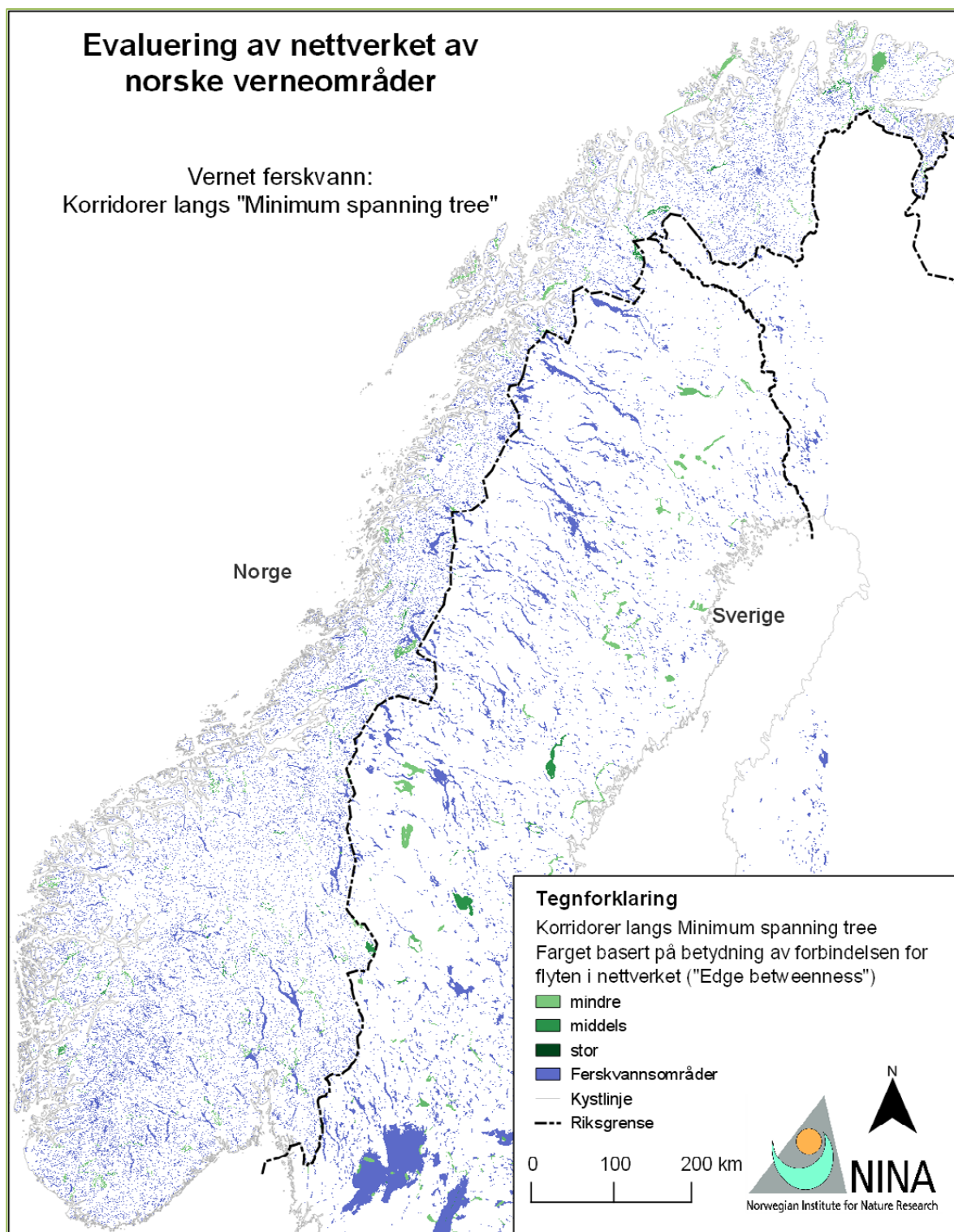
Korridorene for fjell og myr er tettere på norsk side fordi mesteparten av tyngdepunktet for nettverket ligger i Norge (basert på tilgjengelige data). Korridorene for skog og ferskvann ligger derimot mer spredt fordelt. Ellers gjenspeiler korridorene i stor grad konnektiviteten i nettverket ellers. Korridorer for verneområder med skog, der nettverket har best konnektivitet, er for eksempel forholdsvis korte. Korridorene for fjell og myr, som har mer fragmenterte nettverk, er derimot forholdsvis lange.

Beier et al. (2011: 888) anbefaler å utfigurere brede korridorer (*connectivity areas*) på nasjonal skala fordi dette gir (a) handlingsrom for en senere implementering og detaljplanlegging og (b) bygger mer robusthet inn i systemet, særlig for en habitatbasert tilnærming til konnektivitet, fordi enkeltarter kan reagere veldig forskjellige på landskapet omkring (og på motstanden det innebærer). **Figurene 2.15a-d** viser korridorer med til dels veldig forskjellig bredde. Dette har først og fremst to mulige årsaker:

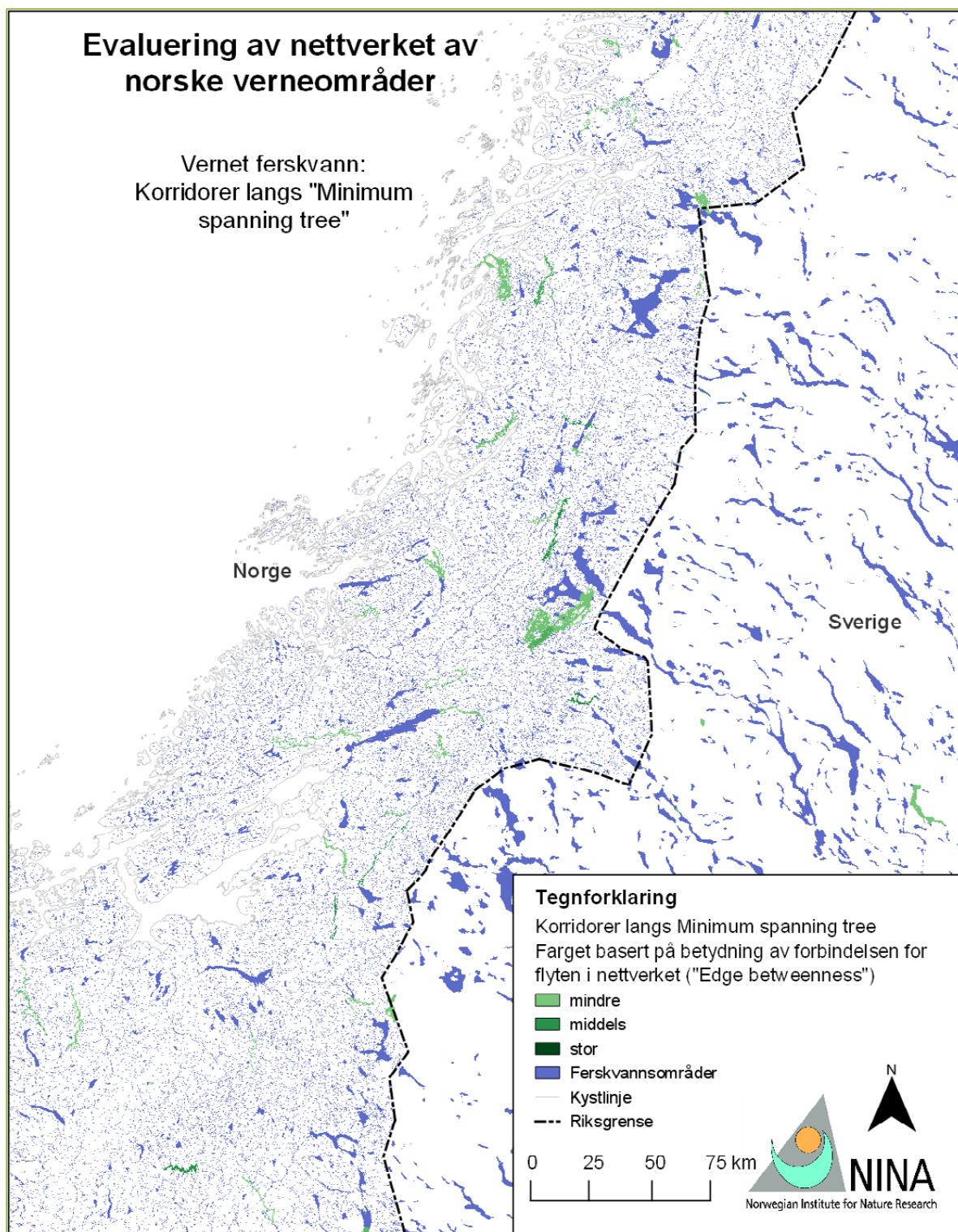
- 1) Motstanden i landskapet kan ha en kanaliserende effekt. I de brede korridorene på kartet finnes det mange alternative, omtrent like lange (og dermed gode eller dårlige) spredningsveier i landskapet. Der korridorene er smalere, er dette i mindre grad tilfellet, og landskapet har en mer begrensende effekt for eksempel på grunn av arealdekke (og topografi) eller infrastruktur.
- 2) Bredden på korridorene er (utover den mellomliggende motstanden i landskapet) også påvirket av størrelsen og topologien til verneområdene den ligger mellom. Korridorer mellom små verneområder er i utgangspunktet smalere, mens de bredeste korridorene finnes mellom store verneområder som har en ganske bred "kontaktflate".

Selv om korridorene for naturtypene i det store og hele er ganske forskjellige, så ligger korridorene på en del steder tett inntil hverandre. Dette indikerer mulige områder der tiltak ville ha effekt på flere naturtyper.

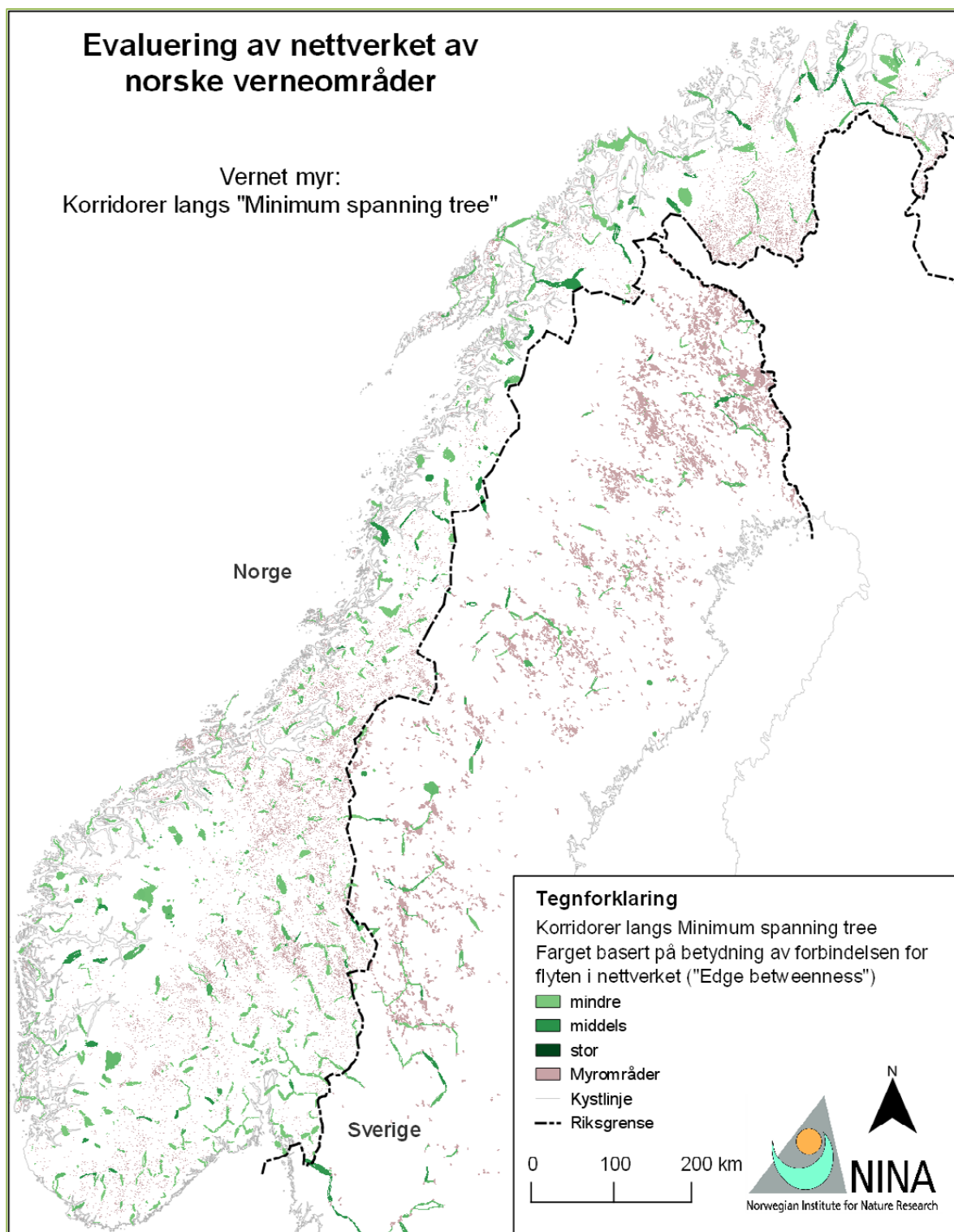




**Figur 2.15a** Korridorer langs ryggraden i nettverket (Minimum spanning tree) for verneområdene med ferskvann.

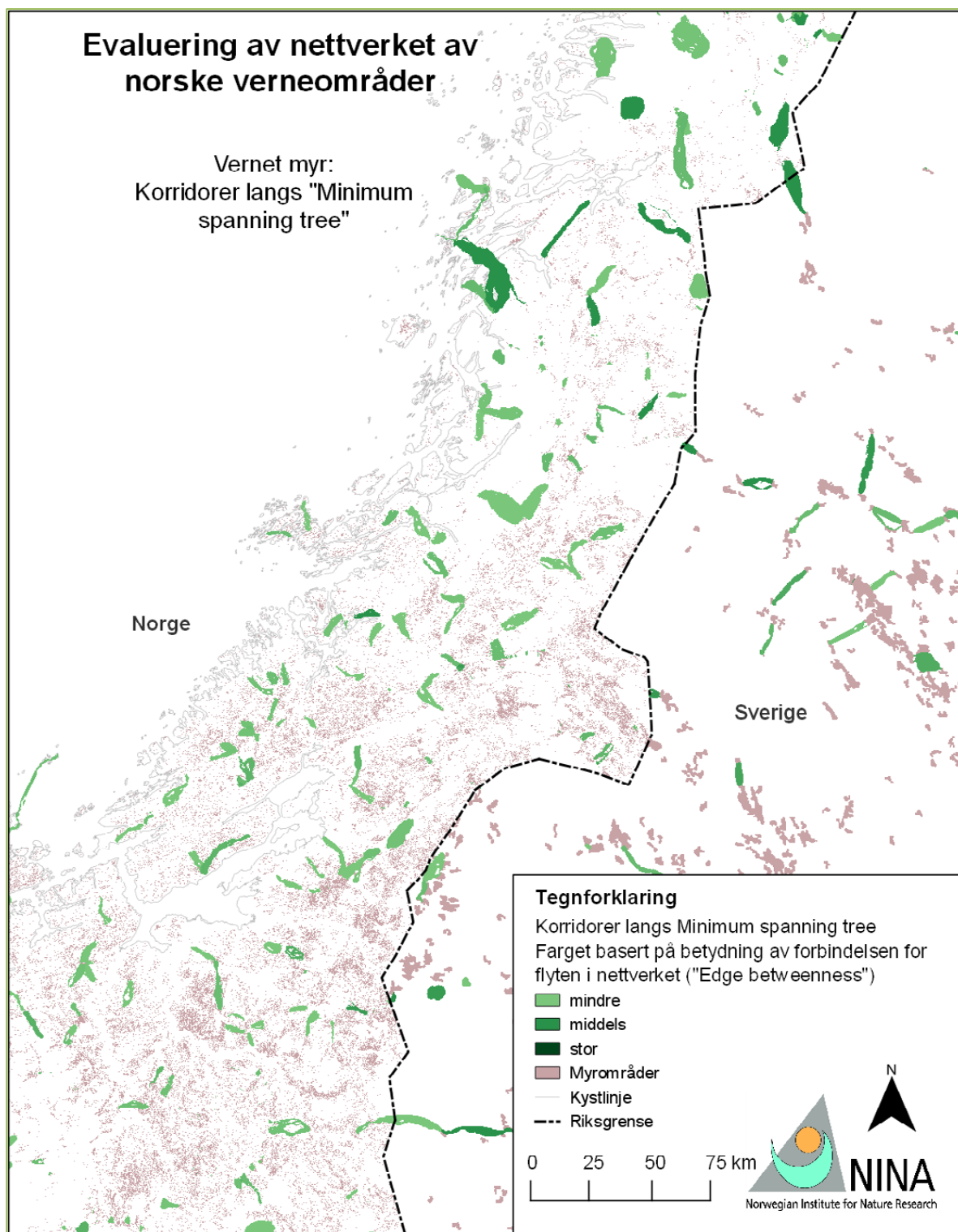


**Figur 2.15a (utsnitt)** Korridorer langs ryggraden i nettverket (Minimum spanning tree) for verneområdene med ferskvann.



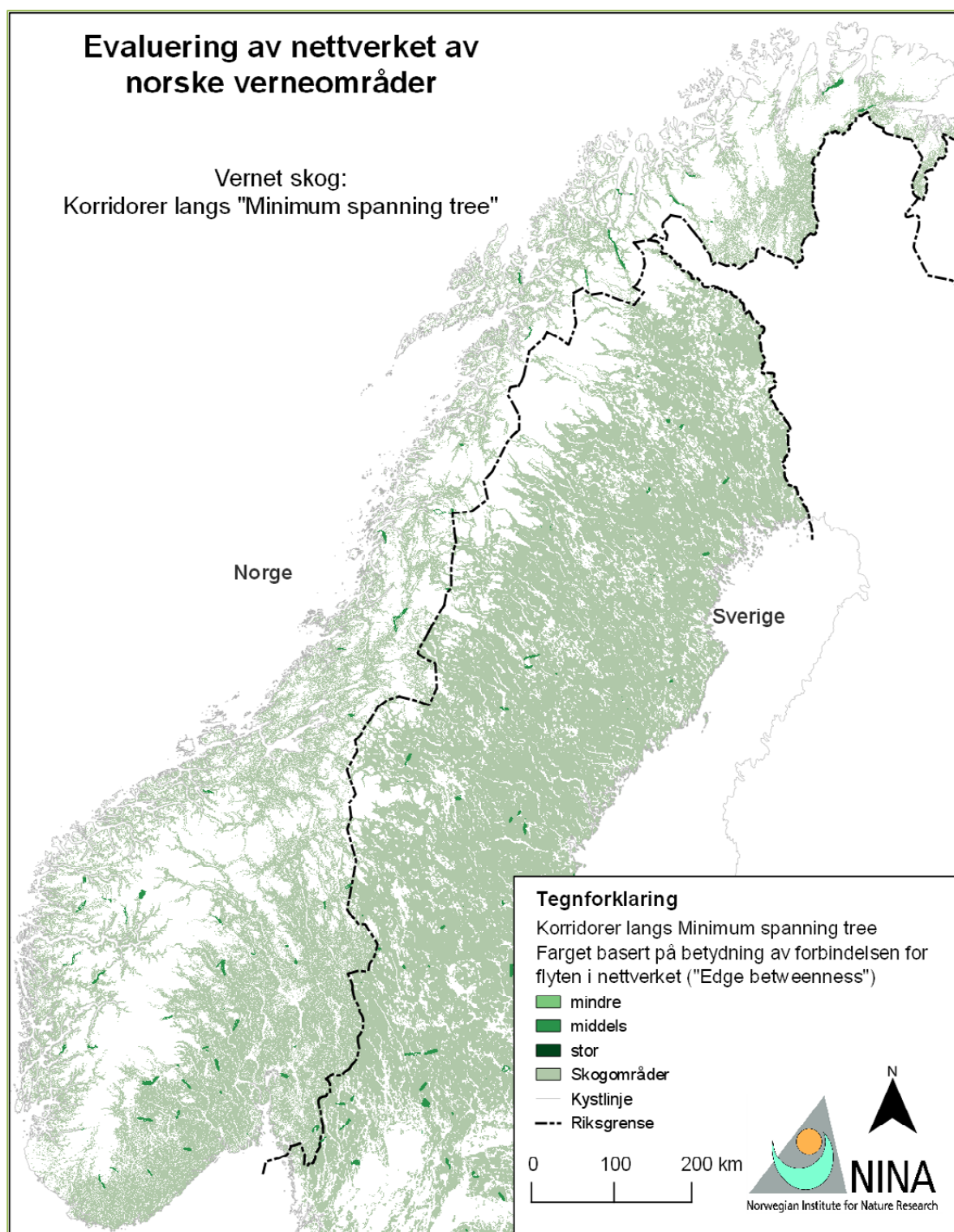
**Figur 2.15b** Korridorer langs ryggraden i nettverket (Minimum spanning tree) for verneområdene med myr.



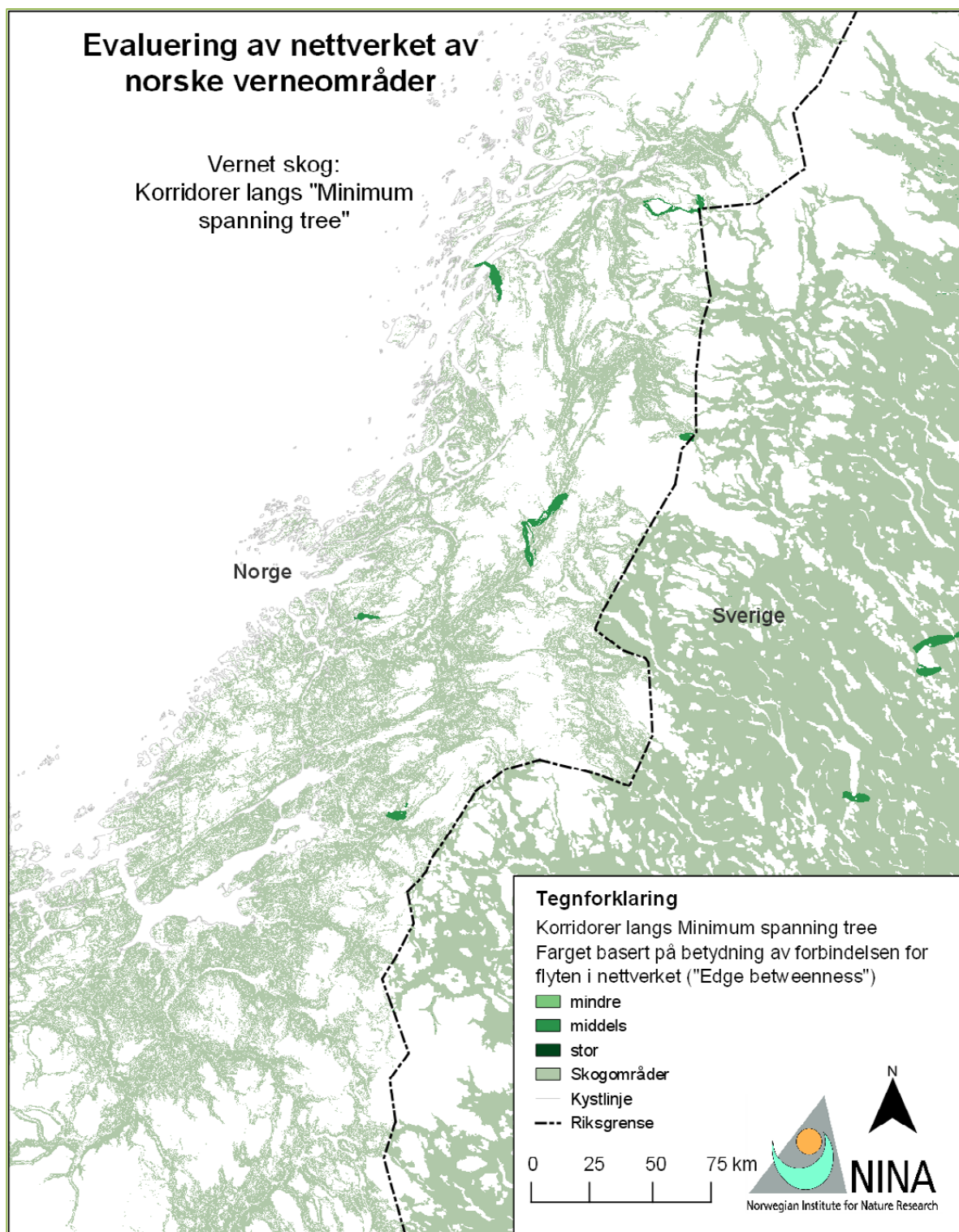


**Figur 2.15b (utsnitt)** Korridorer langs ryggraden i nettverket (Minimum spanning tree) for verneområdene med myr.

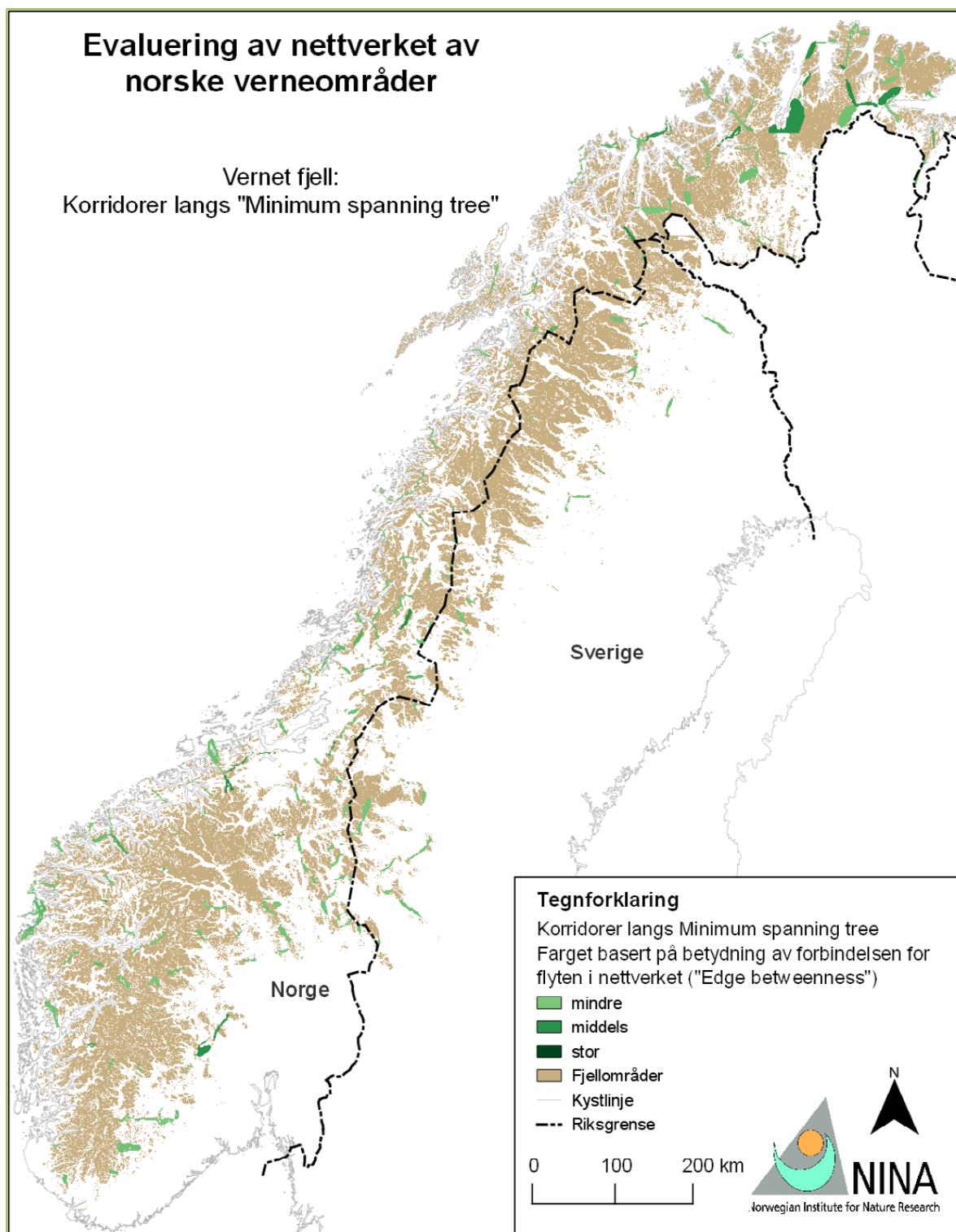




**Figur 2.15c** Korridorer langs ryggraden i nettverket (Minimum spanning tree) for verneområdene med skog.

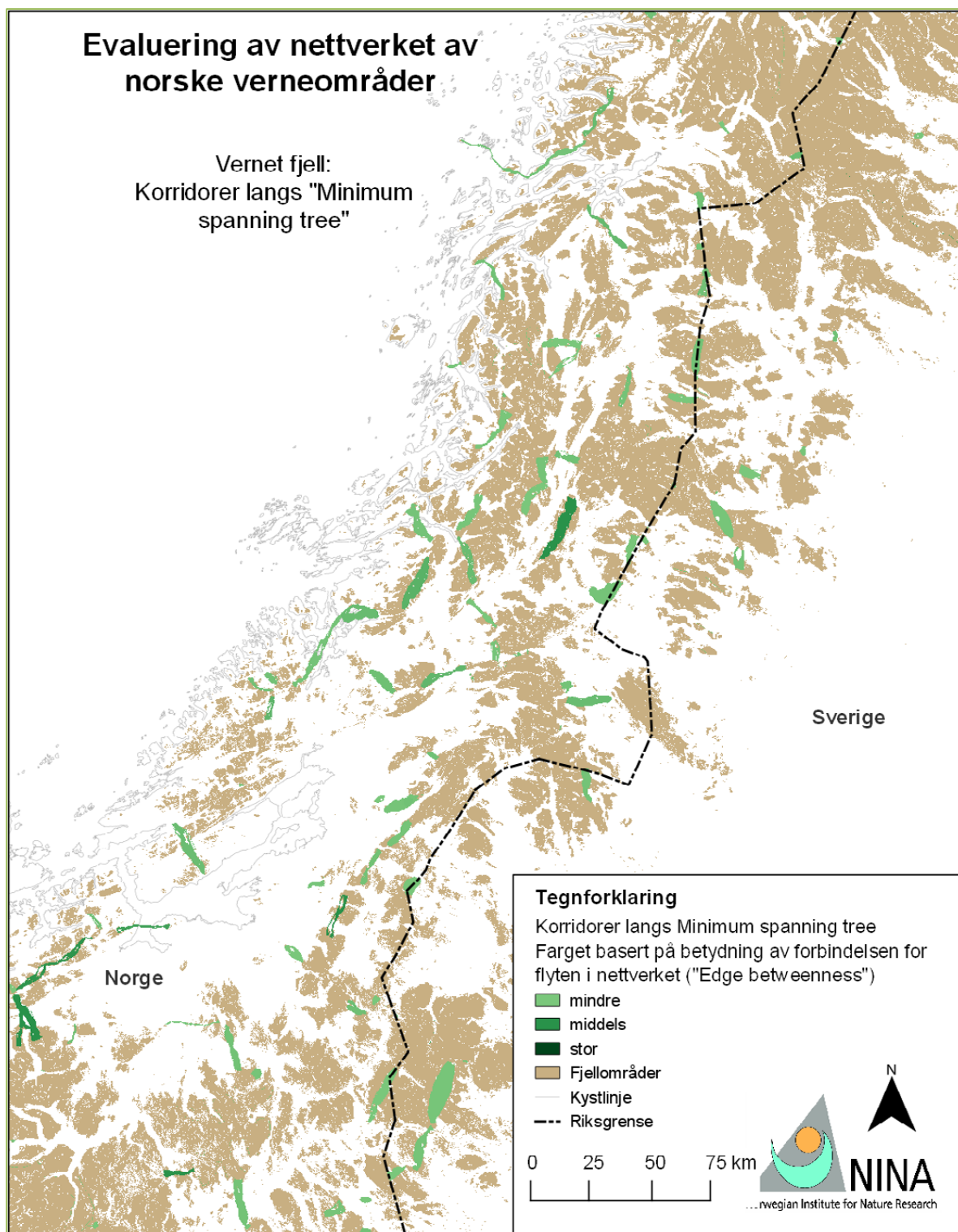


**Figur 2.15c (utsnitt)** Korridorer langs ryggraden i nettverket (Minimum spanning tree) for verneområdene med skog.



**Figur 2.15d** Korridorer langs ryggraden i nettverket (Minimum spanning tree) for verneområdene med fjell.





**Figur 2.15d (utsnitt)** Korridorer langs ryggraden i nettverket (Minimum spanning tree) for verneområdene med fjell.



## 2.4 Verneområdene som økologisk nettverk – konklusjon

### Tekniske utfordringer ved nettverksanalysene

Analysen av sammenheng og fragmenteringsgrad i nettverk av verneområder byr på en rekke utfordringer knyttet til målsettingene for vernenettverket så vel som til datagrunnlag og analysemetoder. I denne utredningen har vi forutsatt at god sammenheng mellom verneområdene, med god mulighet for spredning av arter mellom områdene, er et aktuelt mål for nettverket av verneområder og at dette ikke er i konflikt med andre mål for verneområdene. Spørsmålet er da om vår angrepsmåte, metoder og tilgjengelige data tillater oss å trekke robuste konklusjoner om nettverksstrukturen av norske verneområder. Generelt kan vi si at slike konnektivitetsanalyser i alle tilfeller innebærer en del usikkerhetsmomenter. Bruk av moderne analysemetoder, som de vi har brukt her, vil kreve bevisste valg og tydeliggjøring av forutsetninger, noe som vil bidra til å gi et litt mer realistisk bilde av analysene og forutsetningene for resultatene (Doerr et al. 2011).

Som diskutert innledningsvis (kap. 2.1-2.2), vil en generell analyse av verneområdenes nettverksstruktur måtte legge an en overordnet angrepsmåte. Det vil ikke være mulig å bygge opp en slik analyse basert på detaljert informasjon om for eksempel alle de enkeltartene som verneområdene skal bidra til å bevare. I stedet må vi legge generelle betraktninger om spredningsmuligheter til grunn. Dermed vil en grafteoretisk tilnærming være egnet (jf **tabell 2.1**), siden en slik tilnærming gir oss et kraftfullt analyseverktøy så vel som muligheten for å legge inn ulike forutsetninger om spredningsmodeller og effektene av ikke-vernet areal på spredningsmulighetene (jf motstanden fra ulike typer arealdekke, infrastruktur etc i **tabellene 2.2 og 2.3**).

Et grunnleggende valg i vurderingene av konnektivitet mellom verneområdene er hva slags funksjon man skal velge for organismers spredning fra et område. Her er det vanlig å velge en negativ eksponentiell funksjon som innebærer at spredningen avtar raskt med avstanden fra spredningskilden (**figur 2.3**). Dette bør være en realistisk funksjon for de fleste artene som ikke har svært god spredningsevne eller benytter aktivt trekk mellom ulike habitater til forskjellige årstider, noe som innebærer rettet forflytning over større avstander. Samtidig kan den negative eksponentielle funksjonen ikke bare tolkes som spredningsfunksjon for én art, dvs at antall spredningsenheter av selve arten avtar med avstanden. Den kan også tolkes på tvers av arter, dvs at også antallet arter som kan spre seg, avtar med økende avstand fra kilden. Vi har også lagt til grunn at forbindelser kun kan forekomme innenfor en maksimal søkeradius på 37,5 km fra et gitt verneområde, noe som i hovedsak er motivert som et kompromiss mellom maksimal spredningsavstand for flertallet av aktuelle organismer og en hensiktsmessig avstand for potensielt å fange opp aktuelle naboområder rundt et gitt verneområde. Disse valgene påvirker åpenbart hvilke forbindelser vi kan identifisere mellom ulike verneområder.

I mange tilfeller (og særlig når spredning foregår på bakken) vil enkel geografisk avstand være utilstrekkelig som mål på konnektivitet. Selv om det ligger en del usikkerhet i kvantifiseringen av funksjonell avstand og motstandsverdier, så kan det gi et mer nyansert og realistisk bilde av det som foregår i naturen. Våre valg av motstandsverdier (**tabell 2.2, 2.3**) er basert på en ekspertvurdering av potensiell effekt av ulike arealtypen, infrastruktur etc, knyttet til antatte spredningsmuligheter for organismer knyttet til de ulike naturtypene i vår analyse. Valg av motstandsverdier kan åpenbart diskuteres, og ulike verdier for ulike arealtypen og landskapselementer vil påvirke kvantifiseringen av funksjonell avstand og dermed hvilke forbindelser som vil realiseres i analysene.

Terrenget, spesielt egenskaper som topografi, helning og helningsretning, er også av potensielt stor betydning for organismers spredning i et landskap. Vi kan forestille oss at moderat helning vil gjøre det enklere for organismer å spre seg nedoverbakke enn oppover og ev. på flat mark. Dette er særlig viktig for organismer knyttet til ferskvann, der spredning nedstrøms vil være vesentlig lettere enn oppstrøms for organismer som ikke har svært aktiv egenspredning eller i hovedsak spres gjennom luft. Innenfor rammen av dette prosjektet har vi imidlertid ikke hatt mulighet for å utvikle detaljerte spredningsmodeller som også tar hensyn til terrengets

struktur og helning. Dette innebærer at spesielt nettverksanalysene for verneområder med ferskvann sannsynligvis undervurderer konnektiviteten mellom verneområder i samme vassdrag, som må forutsettes å ha større konnektivitet enn nærliggende verneområder i atskilte vassdrag. Dette er bare delvis fanget opp ved at analysene tar hensyn til variasjon i arealdekke og ikke til den funksjonelle sammenhengen i vassdragene. Siden ferskvannsforekomster i all hovedsak er knyttet til vassdrag som dermed har en annen topologi enn de øvrige naturtypene, vil en mer presis analyse av nettverksstrukturen for verneområder med ferskvann kreve modeller for spredningsmotstand som eksplisitt tar hensyn til vassdragenes struktur. Slike analyser har imidlertid ikke vært mulig å gjennomføre innenfor rammen av dette prosjektet.

Som nevnt innledningsvis i kapittel 2, har vi basert oss på grovere data for arealdekke og infrastruktur i Sverige enn i Norge, dvs GSD data med målestokk 1:1 million i Sverige og N50 i Norge. Dette har to konsekvenser for analysene. For det første innebærer en slik grovere generalisering av arealdekke at små arealenheter (*patches*) med de enkelte naturtypene ikke blir representert i kartdataene, men slås sammen med andre, mer dominerende naturtyper. I våre analyser gir dette trolig mest utslag for myr og ferskvann, som naturlig har lavere arealandel og mindre arealenheter enn skog og fjell. Dette vil føre til at det tilsynelatende er forholdsvis færre verneområder i Sverige med myr og ferskvann enn det som er reelt, og at konnektiviteten mellom slike verneområder dermed underestimeres i Sverige. Også forskjeller i representasjon av visse typer infrastruktur, som mindre veier etc kan spille en rolle. Siden slik infrastruktur i mindre grad vil bli fanget opp i de svenske dataene, vil også motstanden mellom verneområdene kunne bli mindre her og konnektiviteten mellom enkelte verneområder tilsynelatende bedre enn det som er reelt. Det er vanskelig å bedømme hvor store utslag disse forskjellene i datagrunnlaget har gitt, men noen av forskjellene i konnektivitetmålene mellom norske og svenske verneområder kan tolkes som resultat av slike forskjeller i datakvaliteten.

Det finnes knapt data for å vurdere holdbarheten av våre valg knyttet til spredningsmodell, maksimal spredningsavstand og motstand fra mellomliggende areal for noen organismer, langt mindre for den typen generell spredning vi har lagt til grunn her. Følgelig vil våre valg måtte vurderes som mer eller mindre rimelige basert på ekspertvurderinger. Innenfor rammene av dette prosjektet har det ikke vært rom for å konsultere andre eksperter eller å utføre noen sensitivitetsanalyse for å sjekke effektene av usikkerhet i de ulike parameterne. Imidlertid vil binære konnektivitetsmål (sammenheng, ikke sammenheng), f.eks. *Bridges* og *Articulation points*, være mer sårbare for feil i antakelser, fordi de er spesielt avhengige av valget av grenseverdi for antatt konnektivitet og bruker dette som et skarpt skille. Dette er ikke tilfellet for konnektivitetsmål som inkluderer en mer kontinuerlig representasjon for konnektivitet (som forbindelsesstyrke). Likevel vil også binære konnektivitetsmål indikere strukturer i nettverket som er relativt sett sårbare sammenlignet med andre deler.

En del resultater (som *Minimum Spanning Tree* eller *Betweenness Centrality*) er i veldig stor grad avhengige av hvordan "lengden" av en forbindelse måles (hva som brukes som *edge weight*). Her har vi brukt mengde potensiell utveksling mellom et områdepar, noe som gir et inntrykk av at de fleste viktige forbindelsene "mangler", dvs er lengre enn grenseverdien for antatt konnektivitet (selv om det er flere verneområder på veien mellom dem). Om dette er et mer økologisk meningsfylt og forvaltningsmessig nyttig resultat enn alternative forutsetninger, er ikke helt klart, og temaet er dessverre lite diskutert i litteraturen så langt. Resultatene for alle analysene, også basert på kun funksjonell avstand som *edge weight*, kan hentes fra elektronisk vedlegg ([stefan.blumentrath@nina.no](mailto:stefan.blumentrath@nina.no)).

Oversiktsfigurene (**figur 2.4a,b**) viser hva som ville være den generelle effekten på resultatene av å bruke andre grenseverdier enn de som ble valgt her, selv om figurene ikke tillater en rent geografisk tolkning. Det som kan tolkes fra nettverksstrukturen er at:

- For verneområder med ferskvann ville en større grenseverdi for antatt konnektivitet hatt liten effekt på konnektiviteten. Først når grenseverdien nærmest fordobles øker størrelsen på den største isolerte klyngen og diameteren signifikant. Kurven for antall isolerte klynger er imidlertid flatet ut og antall forbindelser øker lineært og proporsjonalt med funksjonell av-

stand. En grenseverdi for antatt konnektivitet som er redusert med omtrent 5000-7000 enheter i funksjonell avstand vil ha betydelig effekt på størrelsen til den største isolerte klyngen og diameteren til nettverket. Men antall forbindelser og antall isolerte klynger er også i den retningen forholdsvis robust (lineær og proporsjonal sammenheng med funksjonell avstand) fram til ca 15 000 enheter i funksjonell avstand.

- For verneområder med myr ser resultatene ut til å være ganske robuste i begge retninger. Selv store endringer av grenseverdien for antatt konnektivitet har nesten ingen effekt på størrelsen til den største isolerte klyngen i nettverket eller på diameteren. Antall isolerte klynger har en lineær og proporsjonal sammenheng med funksjonell avstand. Antall forbindelser i nettverket øker mindre enn halvparten så raskt som en økt grenseverdi for konnektivitet og er dermed enda mer robust for valg av grenseverdi.
- For verneområder med skog ville en lavere grenseverdi for antatt konnektivitet (ca 5000 enheter i funksjonell avstand mindre) hatt en merkbar effekt på størrelsen til den største klyngen i nettverket samt på nettverkets diameter. Ved en lavere grenseverdi for antatt konnektivitet ville nettverket dermed være mindre gjennomgående. Men effekten på antall forbindelser eller antall isolerte klynger ville være veldig liten likevel i og med at begge funksjoner har et veldig flatt forløp rundt den valgte grenseverdien.
- For verneområder med fjell ville til og med en halvering av valgt grenseverdi for antatt konnektivitet på den ene siden eller nærmest en fordobling på den andre siden hatt liten effekt på resultatene for diameteren eller størrelsen til den største nettverkskomponenten. Både antall isolerte klynger og antall forbindelser i nettverket har en lineær og proporsjonal sammenheng med funksjonell avstand i det nevnte verdi-intervallet.

Sammenfattende kan vi si at kun betydelige endringer av grenseverdien for antatt konnektivitet ville føre til betydelige endringer av resultatene for nettverksstrukturen. Men lokalt kan selvfølgelig avvik fra disse generelle mønstrene forekomme.

De tekniske valgene som er gjort i nettverksanalysen, er bare ett sett med usikkerhetsmomenter i vurderingen av resultatene. Et annet er knyttet til tolkningen av resultatene i forhold til variasjonen i naturforhold, nærmere bestemt biogeografiske forskjeller i betydningen av de ulike naturtypene for verneområdenes verneverdier og konnektivitet. Artsmangfoldet knyttet til for eksempel myr vil variere mellom nord og sør, og artene vil trolig ha ulik spredningsdynamikk. Dermed vil også en gitt landskapsstruktur for verneområdene kunne ha ulik effekt på den faktiske konnektiviteten avhengig av hvor i landet vernetnettverket ligger og hva slags biomangfold det skal ta vare på. Vi har her ikke hatt mulighet for å analysere slike forhold.

### **Verneområdenes nettverksfunksjon – viktigste mangler og forbedringsmuligheter**

Rudnick et al. (2012: 4) hevder i sin analyse av rollen konnektivitet har (eller burde ha) for prioritering og planlegging av vernestrategier, at konnektivitet over store arealer, på tvers av øko-regioner og over lange tidsperioder er grunnleggende for at artene skal ha mulighet til å tilpasse sin utbredelse til miljøforandringer over lang tid, ved for eksempel klimaendringer. Slik konnektivitet over store arealer fant vi kun for skog og delvis også for ferskvann. Vernenetverkene for fjell og særlig myr er mye mer oppbrutt i isolerte klynger.

Selv om det er forholdsvis mange verneområder i lavlandet i Sør-Norge og langs kysten, er disse gjennomgående små og fragmenterte. Denne vesentlige underdekningen av vernet arealer har også en negativ effekt på konnektiviteten av nettverket av verneområder i disse regionene.

Også for Nord-Norge, spesielt Finnmark, er ganske stor andel av verneområdene isolerte, selv om de gjennomgående er vesentlig større enn langs kysten av Sør-Norge. Her kan det ha en viss betydning at finske verneområder ikke er med i analysene. Imidlertid ligger verneområdene i Nord-Norge (særlig i Finnmark) ganske isolert uansett, for alle undersøkte naturtyper.

Nettverksanalysene understreker den sentrale rollen de store verneområdene (nasjonalparker, landskapsvernområder) har for vernet systemet. Både på grunn av sin størrelse (og dermed

store potensielle populasjoner) og sin geografiske utstrekning (mange mulige tilknytningspunkter) er de sentrale knutepunkter i nettverket. Trass i sin sentrale rolle i nettverkets overordnede struktur vil de store verneområdene i fjellet åpenbart ikke ha samme betydning for organismer knyttet til helt andre naturtyper i lavlandet. Her framstår verneområdene generelt som mer fragmentert. For verneområdene i lavlandet bekrefter dermed nettverksanalysen en del av de manglene som også er påpekt i tidligere evalueringer av verneområdene (Framstad et al. 2002, Framstad et al. 2010).

Fra et nasjonalt perspektiv finnes det flaskehalser i nettverket av verneområdene for de fleste naturtypene i grensestrøkene på høyde med Trondheim, sør for Børgefjell og på høyde med Lofoten og Vesterålen.

Utfordringen i en vernestrategi som tar hensyn til konnektivitet, er å finne en god balanse mellom det å øke konnektivitet (som ønsket spredning av organismer og forutsetning for overlevelse av småpopulasjoner) og begrense mulig uønsket spredning av for eksempel sykdommer eller invaderende arter (Minor & Urban 2008). Dette kan være et argument for å optimere konnektivitet innenfor større klynger (*communities/clusters*). Hanski (2012) anbefaler heller å satse på flere klynger av verneområder med god konnektivitet innen klyngene enn å satse på et stort sammenhengende nettverk.

Nettverksanalysen identifiserer strukturer som på en eller annen måte er viktige for nettverket. En prioritering i forhold til bevaring eller videre utvikling av nettverket burde, ved siden av områdenes lokale vernekvaliteter, også ta hensyn til trusselnivået for disse strukturene (for eksempel fare for nedbygging) (Zetterberg et al. 2010: 185). Forsterking av konnektiviteten mellom verneområdene kan oppnås både ved å etablere nye verneområder på strategiske steder, men kanskje betydelig lettere ved å sørge for en tilpasset arealforvaltning mellom verneområdene slik at motstanden mot spredning av organismer bli redusert.

Kartfigurene vist i denne rapporten er bare én av flere mulige representasjoner av resultatene. Rudnick et al. (2012: 1) påpeker at metodene og mål på konnektivitet burde velges ut fra konkrete formål og analysespørsmål for planleggingen av vernesystemet. Nettverksteorien og analyseverktøyet vi har brukt i denne rapporten, gir flere muligheter for å se på konnektivitet enn det som har vært mulig og meningsfylt å presentere her. Ytterligere resultater av nettverksanalysen og tilknytning for de enkelte verneområdene som kan være aktuelt å ta fram ved mer individuelle problemstillinger, kan finnes i elektronisk vedlegg (stefan.blumentrath@nina.no).

Selv om konnektivitet er en av de mest hyppig foreslåtte strategiene for å møte effekten av klimaendringer på verneområder, så er det veldig lite undersøkt hvordan konnektivitet i et verne-nettverk bidrar til å sikre artenes overlevelse ved klimaendringer (Rudnick et al. 2012: 17). Basert på enkle logiske antakelser beskriver derfor Rudnick et al. (2012: 18) tre strategier for å ta hensyn til klimaendringer under sikring og utvikling av et vernenettnettverk:

**Strategi 1:** Prioritere områder i forhold til det man kan forvente av klimaendringer, med forholdsvis god robusthet, dvs:

- a. Prioritere områder som forbedrer konnektivitet for aktuelle verneområder som er mest utsatt for raske endringer i klimaet, fordi her vil konnektivitet ha mest effekt.
- b. Øke klimatisk diversitet i nettverket fordi økt diversitet gir flere muligheter for tilpasning
- c. Prioritere områder med kaldere klima ved videreutvikling av nettverket.

**Strategi 2:** I noen tilfeller kan artene bare ha behov for små forflytninger. I slike tilfeller vil det antakelig være mer effektivt å øke størrelsen på eksisterende verneområder enn å skape nye forbindelser mellom verneområder.

**Strategi 3:** Elvenettverket og elvedalene omfatter en gradvis og kontinuerlig klima/høydegradient. Det å videreutvikle vernesystemet langs elvenettverket vil dermed gi artene mulighet for å forflytte seg langs denne klimagradienten.



De norske verneområdene er viktige for å ta vare på representative deler av norsk natur og spesielle forekomster av naturtyper og arter. Både de enkelte verneområdenes utforming og plassering i naturgeografiske gradienter, så vel som sammenhengen (konnektiviteten) mellom dem er viktig for at verneområdene totalt sett skal fungere best mulig. I dette kapitlet har vi fokusert spesielt på verneområdenes overordnede nettverksstruktur. Samtidig er det viktig å være bevisst at dette ikke er svaret på alle utfordringer ved verneområdenes funksjoner. Mange verneområders formål kan ivaretas på en utmerket måte i isolerte områder (f.eks. geologiske verneverdier). For mange av verneområdene vil det også være minst like viktig hvordan de enkelte verneområdene og deres umiddelbare omgivelser forvaltes.

For å sikre verneområdenes funksjon på lang sikt synes det likevel åpenbart viktig å ivareta en tilstrekkelig sammenheng (konnektivitet) mellom verneområdene. Det norske landskapet er på mange måter naturlig fragmentert, med dype daler, fjorder og en stor mengde øyer. Det byr derfor på ekstra utfordringer å skape en optimal funksjonell forbindelse mellom verneområdene. Her vil en rekke ulike tiltak være nødvendig for å oppnå bedre konnektivitet mellom verneområdene, som å utvide eksisterende verneområder, etablere nye verneområder på strategisk viktige steder, samt å forvalte landskapet mellom verneområdene slik at arter og økologiske prosesser kan fungere best mulig også utenom verneområdene. I norsk sammenheng vil særlig to tiltak kunne være viktige for å forbedre verneområdenes funksjon:

- I store deler av Norge er landskapet dominert av skarpe høydegradienter over korte geografiske avstander. Utvidelse av verneområdene i slikt terreng for å dekke mest mulig av den tilgjengelige høydegradienten vil gjøre disse verneområdene langt mer robuste overfor framtidige miljøendringer, spesielt klimaendringer. Her vil særlig utvidelser mot høyereliggende områder være viktige for å sikre tilpasning til kommende klimaendringer, noe som kan være mindre konfliktfylt i forhold til annen bruk av disse arealene.
- Vassdragene representerer en viktig gradient i naturforhold fra kilder i høyereliggende strøk til utløpet ved kysten. Elveløpene med nærliggende kantsoner byr dermed på potensielle spredningsveier som kan være særlig gunstige for å styrke den funksjonelle sammenheng mellom verneområder i samme nedbørfelt. Her kan en styrking av vernet for de varig vernet vassdragene være særlig viktig. Ved i større grad å forvalte disse vassdragene og deres nære omgivelser som deler av et bevaringsnettverk (uten at alle arealer vernes etter naturmangfoldloven) kan de i stor grad bidra til å øke verdien av nærliggende verneområder.

Avslutningsvis vil vi påpeke at analysen i denne rapporten i stor grad er utført i henhold til Beier et al. (2011) sin beskrivelse av en mulig "mønsterpraksis" for å lage konnektivitetsanalyser på nasjonal skala (unntatt en deltakelse av mulige interessegrupper som ikke var innenfor rammen av prosjektet). Fra beskrivelsen til Beier et al. (2011) ønsker vi å trekke fram to poenger:

- Formålet med konnektivitetsanalyser på nasjonal skala er ikke å produsere "ferdige løsninger" for å forbedre konnektivitet i natursystemer, men å vise til rom og potensial for mulige tiltak fra nasjonalt perspektiv, samt deskriptive statistikk på disse områdene for å gi en orientering og et informasjonsgrunnlag for implementering på mer lokal nivå.
- Mens konnektivitet på fin skala (lokalt) har vært et fokus i økologien ganske lenge finnes det forholdsvis lite erfaringer med konnektivitetsanalyser på nasjonal skala (som vi utførte her). Framgangsmåter for å plukke ut områder for mulige tiltak er beskrevet på nivået av enkelte case-studier (Beier et al. 2011), men en bredere, mer teoretisk fundert tilnærming mangler.

### 3 Verneområdenes toleranse for klimaendringer

#### 3.1 Mål for vurderingen av verneområdenes toleranse for klimaendringer

De enkelte norske verneområdene er etablert ut fra ulike verneformål der områdenes egenskaper er mer eller mindre eksplisitt vurdert mot et sett kriterier for verneverdi (jf kap. 1). Kriteriene og anvendelsen av dem varierer for de ulike verneområdene. Spesielt er mange naturreservater etablert for å ta vare på spesielle naturtyper eller leveområder for truede eller spesielle arter. Vurdering av et områdes verneverdi ut fra slike kriterier er i stor grad spesifikke i tid og rom, dvs de er foretatt for gitte områder i en gitt tidsperiode. Naturen er imidlertid dynamisk, slik at kvalitetene ved gitte områder kan endre seg over tid. Dette er ikke minst tilfelle i lys av globale eller regionale miljøendringer som klimaendringer og økte tilførsler av nitrogenforbindelser. Likevel er det et overordnet mål at de ulike verneområdene, enkeltvis og som nettverk, skal kunne ivareta målsettingene for områdevernet selv når naturen gjennomgår betydelige endringer.

I dette kapitlet vil vi gi en vurdering av norske verneområders robusthet overfor klimaendringer. Det foreligger en rekke ulike scenarioer for framtidige klimaendringer. Her forholder vi oss til en regional nedskalering av scenarioet Hadley B2 (Haugen & Iversen 2008, Engen-Skaugen et al. 2008). Dette scenarioet innebærer en middels befolkningsvekst, middels økonomisk og teknologisk utvikling, samt lokale tilpasninger, noe som antas å resultere i middels utslipp av klimagasser (IPCC 2000). I Norge er Hadley B2-scenariet forventet å føre til følgende endringer i klimaet fram mot 2100 sammenlignet med normalperioden 1961-90 (Hanssen-Bauer 2009):

- Årstemperaturen i Norge øker med rundt 3°C, noe mindre på Vestlandet og i Trøndelag og mer i Finnmark. Temperaturøkningen vil generelt være størst om høsten og vinteren (3-4°C) og lavest om sommeren (ca 2°C).
- Vekstsesongen forventes å øke med 30-60 dager i mye av landet, noe mindre i deler av Sørøst-Norge, langs kysten og i Finnmark, og opp mot 90 dager i fjellområdene i Sør-Norge. Snøsesongen vil bli kortere i hele landet og særlig i lavlandet (2-3 mnd).
- Årsnedbøren forventes å øke med ca 10% for hele landet, noe mindre om våren og sommeren og noe mer om høsten og vinteren. Sommernedbøren på Sør- og Østlandet kan bli noe lavere enn for 1961-90, men nedbøren vil ellers øke for alle regioner og årstider.

I Norge er det identifisert to klimatiske hovedgradienter av særlig økologisk betydning, én i hovedsak knyttet til temperatur og høyde over havet og én knyttet til nedbør og avstand fra havet. Disse er representert ved henholdsvis vegetasjonssoner og -seksjoner slik Moen (1998) har utlagt dem, i hovedsak basert på ulike ekspertvurderinger av biogeografiske og klimatiske mønstre. Bakkestuen et al. (2008) har foretatt en mer objektiv kvantitative analyse av geografiske mønstre i en rekke klimadata og kommet fram til hvordan disse klimadataene samvarierer i et mønster som i stor grad reflekterer Moens ekspertbaserte inndeling i soner og seksjoner. Beskrivelsen av den bioklimatiske variasjonen til Bakkestuen et al. (2008, 2009) er ofte referert til som *PCA-Norge*, siden metoden er basert på ordinasjon av de ulike klimavariablene for å få fram mønstrene i de sammensatte bioklimatiske gradientene. I vår vurdering av verneområdenes påvirkning av klimaendringer vil vi ta utgangspunkt i de bioklimatiske mønstrene representert ved Moens vegetasjonssoner og seksjoner, samt den mer sømløse representasjonen til Bakkestuen et al. (2008).

Når det gjelder påvirkningen av klimaendringer på verneområdene, dreier dette seg om to hovedspørsmål: (1) I hvilken grad vil klimaet i de enkelte verneområdene endre seg og hvordan påvirker dette hele settet av verneområder? (2) I hvilken grad vil de enkelte verneområdene allerede dekke et spenn i klimagradienter som kan gjøre det mulig for hvert enkelt verneområde å ivareta sine verneverdier selv under sannsynlige klimaendringer? I tillegg kunne vi spørre om hvordan disse klimaendringene vil påvirke verdiene som verneområdene skal ivareta, spe-

sielt forekomsten av naturtyper og leveområder for arter. Dette ville imidlertid kreve data og kunnskaper om et stort mangfold av naturverdier (ikke minst svært mange arter) som ikke er tilgjengelig i dag og heller ikke vil bli tilgjengelig med realistisk ressursinnsats i nær framtid. Vi vil derfor ikke gjøre noe forsøk på å vurdere klimaendringenes direkte effekter på verneområdenes ulike verdier.

Ut fra dette kan vi angi følgende mål for vår vurdering av verneområdenes robusthet overfor klimaendringer:

- Vurdere sannsynligheten for endringer i de enkelte verneområdenes plassering i viktige klimagrader under framtidige klimaendringer.
- Vurdere de enkelte verneområdenes mulighet for å dekke spennet i framtidige klimaendringer.
- Vurdere muligheten for at nettverket av verneområder kan dekke spennet i framtidige klimaendringer.

## 3.2 Angrepsmåte og metoder

### Verneområdenes plassering i viktige klimagrader

For å få fram en kvantitativ beskrivelse av den bioklimatiske variasjonen på regional skala, foretok Bakkestuen et al. (2008) en analyse basert på 54 kartfestete variabler som beskriver biogeoklimatisk variasjon i Norge: temperatur, nedbør, humiditet og innstråling (beregnet på grunnlag av terrengvariabler). Data for disse variablene er sammenstilt for et rutenett med 1 km oppløsning i den oppdaterte versjonen rapportert av Bakkestuen et al. (2009). Dette datasettet består av mer enn 300 000 ruter på 1 km<sup>2</sup>, der alle har fått tilordnet en verdi langs de viktigste aksene for variasjon, slik disse framkommer ved ordinasjon av datasettet (PCA). De to første aksene representerer henholdsvis vegetasjonsseksjonene (oseanitet – PCA-akse 1) og vegetasjonssonene (PCA-akse 2). De to aksene har en forklaringsgrad på til sammen 84%. Bakkestuen et al. (2008, 2009) gir en nærmere beskrivelse av datakilder og metoder for representasjonen av den bioklimatiske variasjonen i Norge som vi tar utgangspunkt i her.

Den bioklimatiske beskrivelsen i *PCA-Norge* er også brukt i evalueringen av norske verneområder fra 2009 (Framstad et al. 2010). Dette er gjort ved at alle PCA-rutene er representert med ett punkt (midtpunktet i hver rute) fordelt over hele landet. Alle punktene som er nærmere et gitt verneområde enn 500 m, ble så valgt ut. Summen av alle utvalgte punkter representerer de km<sup>2</sup>-rutene som berøres av dette verneområdet. Ved nærmere kontroll av de tidligere beregningene for *PCA-Norge* viser det seg at en feil i en egenutviklet rutine i statistikkprogrammet *R* fører til usikkerhet om resultatene av disse beregningene. Her har vi derfor valgt å ta utgangspunkt i de opprinnelige meteorologiske variablene som er sterkest korrelert med de to første PCA-aksene: middeltemperaturen for desember er omvendt korrelert med PCA-akse 1 (vegetasjonsseksjoner) og middeltemperaturen i august er direkte korrelert med PCA-akse 2 (vegetasjonssonene) (Bakkestuen et al. 2008). Som utgangspunkt for vår vurdering av verneområdenes robusthet overfor klimaendringer har vi følgelig tatt verneområdenes plassering i dagens klimagrader representert ved middeltemperaturene i henholdsvis desember og august.

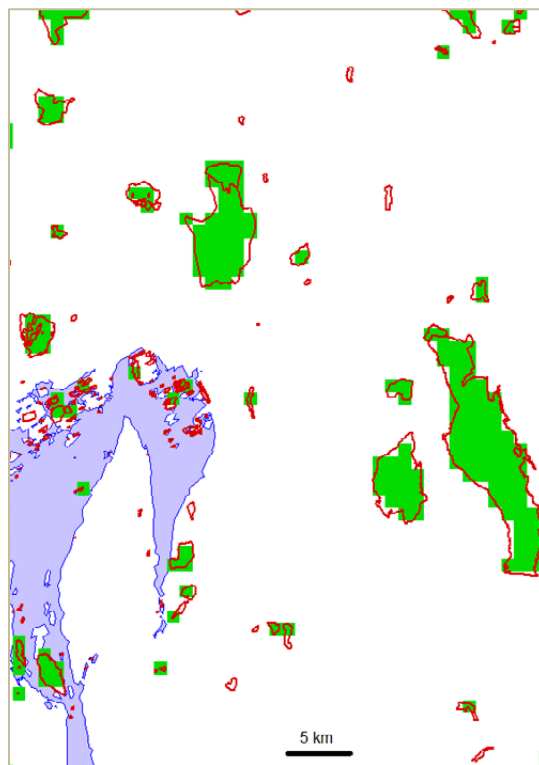
For å vurdere verneområdenes plassering i klimagrader under framtidige klimaendringer har vi tatt utgangspunkt i Hadley B2-scenariot for perioden 2071-2100 (jf kap. 3.1 over). Klimautviklingen basert på dette scenariot, er nedskalert til 1 km oppløsning fra data beregnet i den regionale klimamodellen HIRHAM (Haugen & Iversen 2008, Engen-Skaugen et al. 2008). Verneområdenes plassering langs gradientene gitt ved middeltemperaturene i desember og august under Hadley B2-scenariot kan så sammenlignes med deres tilsvarende plassering under normalperioden 1961-90.

For å knytte verneområdenes plassering i klimagradiene til vegetasjonssoner og -seksjoner har vi tatt dagens verdier for middeltemperaturene i henholdsvis desember og august og inndelt disse i seksjoner og soner etter den frekvensen seksjoner og soner har over landet (det vil si at vi har målt hvor mange ruter som er i hver seksjon og sone og delt opp temperaturverdiene etter dette, halve sone/seksjonsenheter er tatt på midten). Vi har funnet brekkpunktene i form av verdier for middeltemperaturene i henholdsvis desember og august, og disse har vi anvendt for en tilsvarende oppdeling i soner og seksjoner for Hadley B2-scenariet. Der Hadley B2-scenariet gir temperaturverdier som går ut over dagens skala, har vi ekstrapolert en inndeling med omtrent samme avstand som den vi har ellers mot slutten av skalaen. Siste sone/seksjon blir dermed litt grovere enn resten (1°C forskjell på klassene, ca 1,5°C på siste). Deretter har vi trukket verdiene for Hadley B2-scenariet fra verdiene for normalperioden 1961-90 og får dermed en indikasjon av endringer i seksjoner og soner. Positive endringer for seksjoner og soner innebærer endring mot henholdsvis mer oseanisk og mer sørlig klima. Det er noen artefakter i det detaljerte mønsteret (trappetrinn og kunstige rutemønstre), noe som kan tolkes som støy fra datasettet som er interpolert fra beregnede verdier på grovere romlig skala.

Vi har også laget statistikk for hele landet og for verneområder samt for arealet av skog og myr og verneområdenes dekning av disse arealtypene, sett i forhold til endringer i vegetasjonssoner og -seksjoner. Verneområder, skog- og myrpolYGONER er her gjort om til 1 km<sup>2</sup>-ruter for enkel beregning (se eksempel i **figur 3.1**). Dette gir noe for lav representasjon av små og smale områder.

### De enkelte verneområdenes dekning av klimagradienter

I evalueringen av norske verneområder fra 2009 (Framstad et al. 2010) ble de enkelte verneområdenes dekning av klimagradienter karakterisert ved deres dekning av vegetasjonssoner og vegetasjonsseksjoner i henhold til Moens inndeling (Moen 1998). Teknisk ble dette gjort ved å legge de enkelte verneområdenes geografiske avgrensning over henholdsvis vegetasjonssonene og -seksjonene i NINAs GIS, for så å beregne arealet av de respektive sonene og sek-



**Figur 3.1** Verneområder rundt Oslo (rød strek). Grønne firkanter viser kilometersruter som registreres.



sjonene innenfor hvert verneområde. Av regnetekniske grunner ble minste arealenhet for disse beregningene valgt som 25x25 m-ruter (dvs 625 m<sup>2</sup>). Dette innebærer en viss unøyaktighet i beregningen av arealdekningen av sonene og seksjonene, mest for små og uregelmessige verneområder med stor omkrets i forhold til arealet. Dessuten er det viktig å være oppmerksom på at Moens kartgrunnlag i seg selv er ganske grovt, noe som gjør at plasseringen av grensene for de ulike vegetasjonssonene og -seksjonene ikke vil bli helt presis. Dette er spesielt tilfellet for vegetasjonssoner i bratt terreng, som på Vestlandet, der den horisontale avstanden mellom sonegrensene vil være kort. Her kan analysen resultere i større høydegradienter og flere vegetasjonssoner innen verneområdet enn det som er reelt. Dette vil igjen medføre at vurderingen av verneområdenes robusthet overfor klimaendringer kan bli noe mer optimistisk enn det er reelt grunnlag for.

De enkelte verneområdenes dekning av klimagradienter vil vi her representere ved vegetasjonssoner og -seksjoner, ved dels å telle opp antallet av slike soner og seksjoner som dekkes av verneområdene. Dessuten vil det enkelte verneområdets arealfordeling på soner og seksjoner si noe om verneområdet har en balansert dekning av disse sonene og seksjonene, noe som antagelig vil gjøre verneområdet mer robust overfor klimaendringer enn om det meste av arealet ligger i én sone/seksjon. En balansert fordeling av verneområdenes areal på soner eller seksjoner kan uttrykkes ved Shannons diversitetsindeks  $H' = -\sum p_i \cdot \log(p_i)$ , summert over alle kategorier  $i$ , der  $p_i$  er andelen av forekomster (her areal) i kategori  $i$  (Magurran 2004). Verdien av  $H'$  vil variere med både antallet kategorier (her soner, seksjoner) med forekomster (areal) og fordelingen av forekomstene mellom disse. Jo flere kategorier med verdier og jo likere fordeling av verdiene, jo høyere blir indeksen. Beregnede  $H'$ -verdier må derfor sammenlignes med de maksimale verdiene som framkommer ved lik fordeling (av areal) på et gitt antall kategorier (soner/seksjoner), hvilket kan sammenfattes i et mål for *evenness*:  $J = H'/H'_{max}$ .

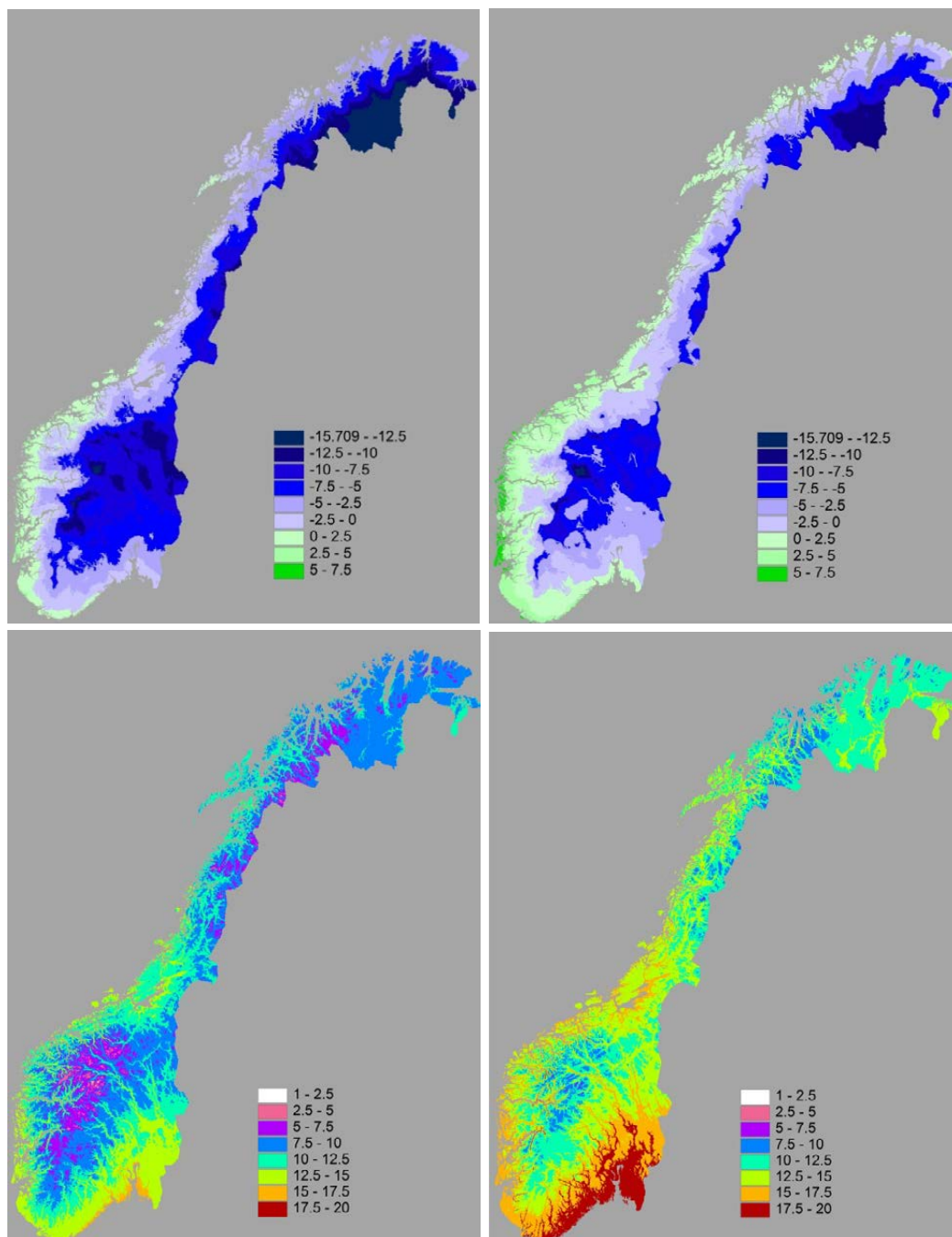
### 3.3 Verneområdenes plassering i klimagradienter

#### Klimagradienter i lys av framtidig klimaendring

I den opprinnelige ordinasjonen av klimavariabler brukt for å beskrive klimagradienter i Norge, representerer de to første aksene henholdsvis en gradient i oseanitet-kontinentalitet (vegetasjonsseksjonene til Moen (1998)) og en gradient for varmesum fra sør/lavland til nord/fjell (vegetasjonssonene hos Moen). Som nevnt over, representerer vi her disse gradientene ved de klimavariablene som er sterkest korrelert med dem, dvs middeltemperaturene i henholdsvis desember og august.

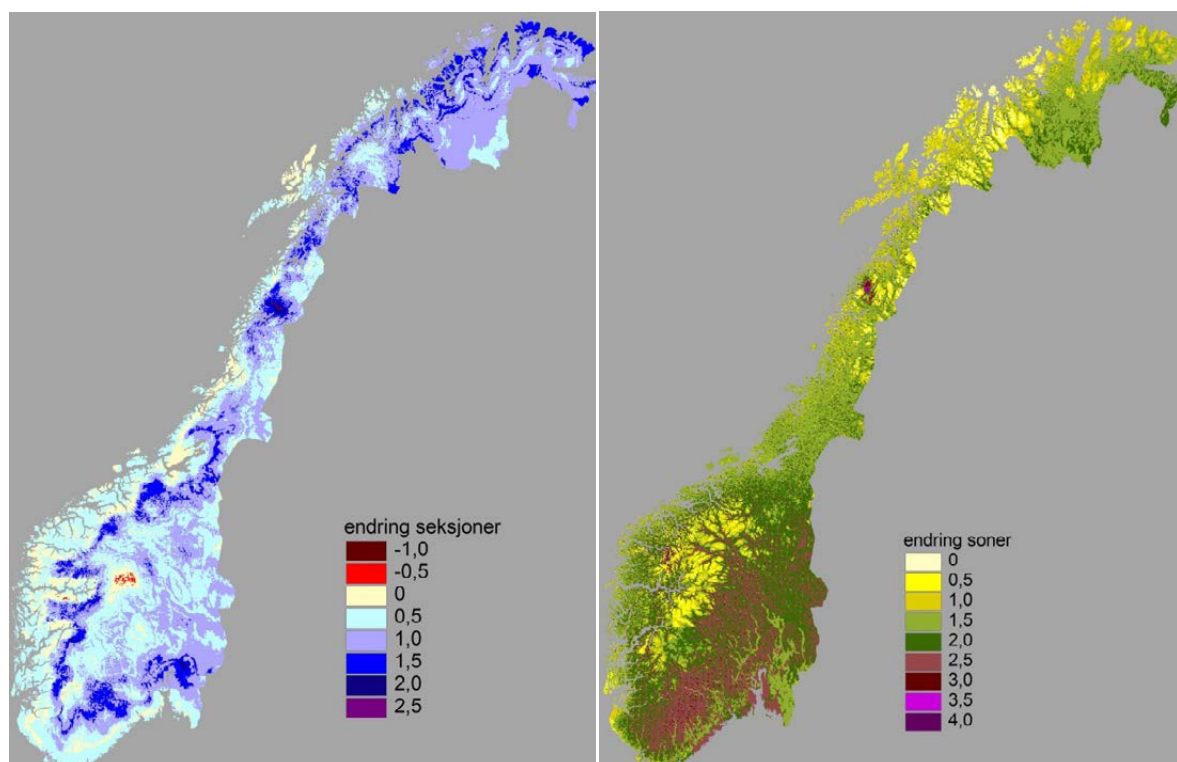
**Figur 3.2** viser hvordan middeltemperaturene i henholdsvis desember og august varierer over landet for normalperioden 1961-90 (til venstre) og under framskrivingen gitt ved Hadley B2-scenarioet (til høyre). Konsistent med de generelle klimakonsekvensene av Hadley B2-scenarioet (jf kap. 3.1) ser vi at desembertemperaturen øker over hele landet, der store områder langs kysten får middeltemperaturer over 0°C, mens store deler av indre Østlandet og Finnmark får vesentlig mildere desembertemperaturer enn i 1961-90. Også for middeltemperaturen i august gir Hadley B2-scenarioet vesentlig økning over hele landet, men kanskje spesielt på sørøstlandet og i indre Finnmark.

Hvis vi ser på hvordan endringene i desember- og augusttemperaturene påvirker fordelingen av henholdsvis vegetasjonsseksjoner og -soner (jf kap. 3.2), får vi et bilde som vist i **figur 3.3**. For vegetasjonsseksjonene (venstre del) er det størst forskyvninger (med 1,5-2 seksjonsenheter) mot mer oseaniske forhold i områdene litt inn fra kysten i midlere høydelag i Sørøst-Norge, i en smal sone i vestlige fjelltrakter, indre deler av Trøndelag og spredt både i indre og ytre deler av Nord-Norge. Ytre deler av kysten viser bare mindre forskyvninger i seksjoner, mens enkelte deler av indre fjellstrøk (bl.a. Jotunheimen) viser en svak forskyvning mot mer kontinentale forhold.



**Figur 3.2** Sammenligning av klimaet under normalperioden 1961-90 (venstre paneler) og under Hadley B2-scenariot i 2071-2100 (høyre paneler), for middeltemperaturene i desember (oppe) og august (nede) som representerer henholdsvis vegetasjonsseksjoner og -soner. Tallene i figurforklaringen angir temperaturintervaller i °C.

For vegetasjonssonene (**figur 3.3**, høyre del) er det størst forskyvninger (med 2,5-4 soneenheter) mot varmere soner for kysten av Sørøst-Norge, indre deler av Østlandet og spredt på indre deler av Vestlandet. I Trøndelag er endringene størst (2-2,5 enheter) i indre, sørlige deler av Sør-Trøndelag. I Nord-Norge er endringene generelt størst (med 1,5-2 soneenheter) i indre Finnmark og Pasvik, men merk også store endringer (opp til 3,5 soneenheter) for et mindre område rundt Svartisen i Nordland.



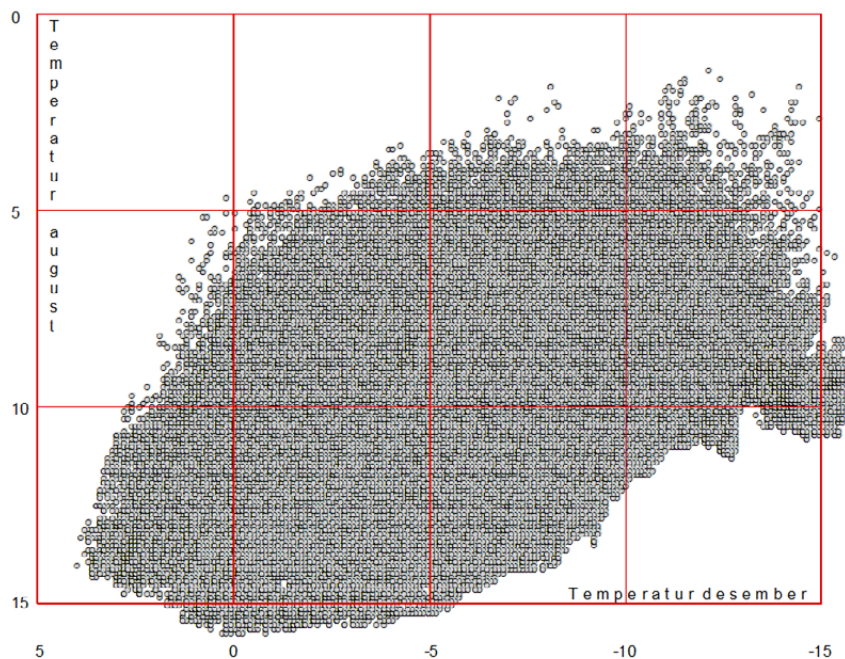
**Figur 3.3** Endringer vegetasjonsseksjoner (venstre) og -soner (høyre) fra normalperioden 1961-90 til Hadley B2-scenariot 2071-2100. Tallene er gitt som endringer i halve seksjons- og soneenheter beregnet ut fra seksjons- og sonegrensenes plassering for middeltemperaturene i henholdsvis desember og august (se nærmere forklaring i kap. 3.2).

Endringene i Norges plassering langs klimagradientene for oseanitet-kontinentalitet og sør/lavland-nord/fjell kan også illustreres ved å plassere alle 1 km<sup>2</sup>-ruter for Norge i et diagram der middeltemperaturene i henholdsvis desember og august representerer disse klimagradientene. **Figur 3.4** viser hvordan alle 1 km<sup>2</sup>-rutene plasserer seg i klimagradientene basert på data for normalperioden 1961-90, mens **figur 3.5** viser tilsvarende plassering i klimagradientene basert på Hadley B2-scenariot. Med dagens klima ser vi at oseanitets-kontinentalitetsgradienten dekker omtrent 20°C, mens sør-nord-gradienten dekker litt mindre enn 15°C. De mest oseaniske områdene (desembertemperatur >0°C) dekker mer av den sørlige delen av sør-nord-gradienten enn de mest kontinentale områdene (desembertemperatur <-10°C).

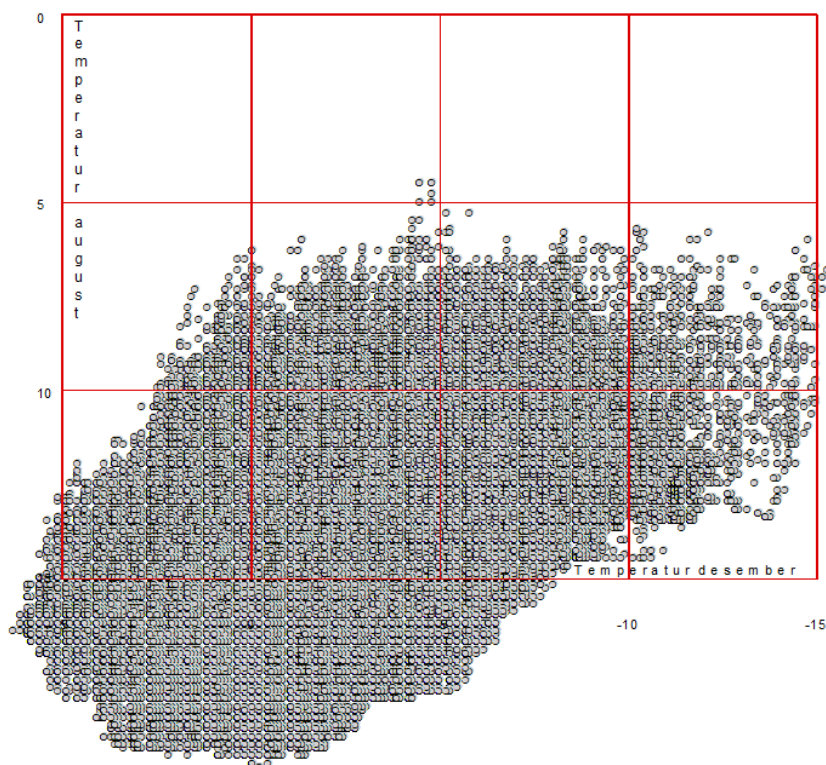
Sammenligner vi med fordelingen av alle norske 1 km<sup>2</sup>-ruter langs gradientene gitt ved Hadley B2-scenariot i **figur 3.5**, ser vi at det er en betydelig forskyvning langs gradienten for sør/lavland-nord/fjell, med omtrent 5°C mot sør/lavland. Det er mindre forskyvning langs gradienten for oseanitet-kontinentalitet, med vel 2°C for de mest oseaniske områdene og noe mindre for de mest kontinentale. Selv om hovedtrekkene i fordelingen langs disse klimagradientene er bevart, ser vi særlig en viss uttynning i den kontinentale enden av oseanitetsgradienten, i tillegg til en total forskyvning mot mer oseaniske og sørlige klimaforhold.

### Verneområdenes plassering i klimagradienter nå og under klimaendring

Vi kan nå illustrere verneområdenes plassering i klimagradientene oseanitet-kontinentalitet og sør/lavland-nord/fjell (representert ved middeltemperaturene for hhv desember og august) ved å tilordne verneområdenes areal til de 1 km<sup>2</sup>-rutene som dette arealet dekker (jf kap. 3.2). **Figur 3.6** viser hvordan arealet til en del kjente nasjonalparker og landskapsvernområder er plassert i disse klimagradientene (jf figur 3.9 hos Framstad et al. (2010)). Her ser vi at det meste av arealet til disse verneområdene ligger spredt over den øvre («nordlige») delen av diagrammet. Store og varierte verneområder som Jotunheimen nasjonalpark har et stort spenn i

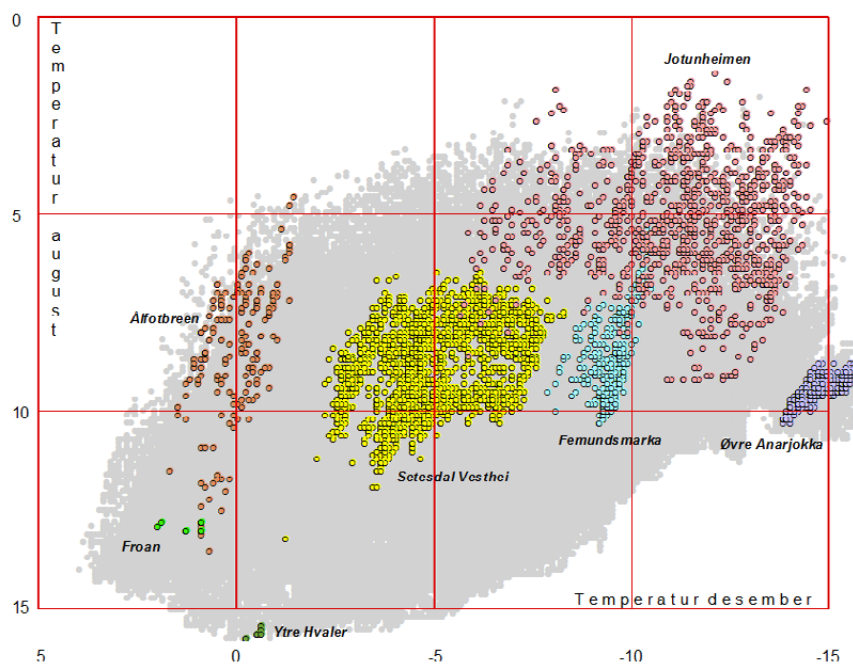


**Figur 3.4** Fordelingen av alle 1 km<sup>2</sup>-ruter i Norge fordelt på gradientene for oseanitet-kontinentalitet (temperatur desember) og for sør/lavland-nord/fjell (temperatur august), basert på klimadata for normalperioden 1961-90. Verdiene langs aksene er i °C, men invertert for å vise den vanlige geografiske retningen på gradientene (vest-øst, sør-nord).

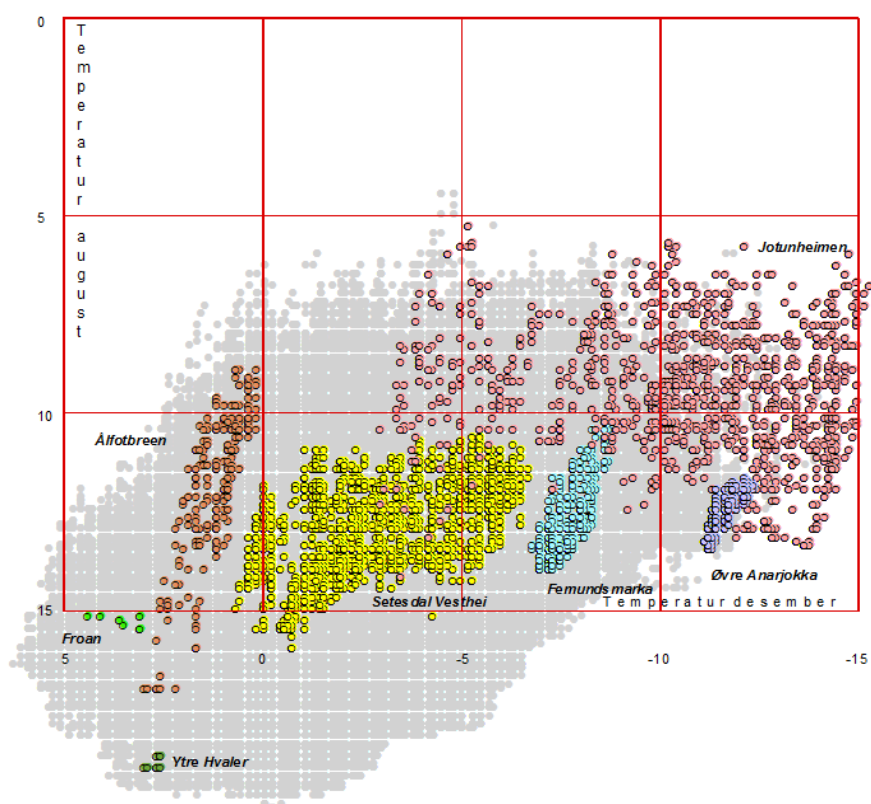


**Figur 3.5** Fordelingen av alle 1 km<sup>2</sup>-ruter i Norge fordelt på gradientene for oseanitet-kontinentalitet (temperatur desember) og for sør/lavland-nord/fjell (temperatur august), basert på framskrevne klimadata for Hadley B2-scenarioet. Verdiene langs aksene er i °C, men invertert for å vise den vanlige geografiske retningen på gradientene (vest-øst, sør-nord).





**Figur 3.6** Åtte kjente verneområders plassering i klimadiagrammet basert på middeltemperaturene for henholdsvis desember (oseanitet-kontinentalitet) og august (sør/lavland-nord/fjell) for normalperioden 1961-90. Skalaene er gitt ved inverterte °C.



**Figur 3.7** Åtte kjente verneområders plassering i klimadiagrammet basert på middeltemperaturene for henholdsvis desember (oseanitet-kontinentalitet) og august (sør/lavland-nord/fjell) basert på Hadley B2-scenariet. Skalaene er gitt ved inverterte °C.

dekningen, mens andre verneområder som Øvre Anarjokka nasjonalpark klumper sitt areal innen et mye mindre område i diagrammet.

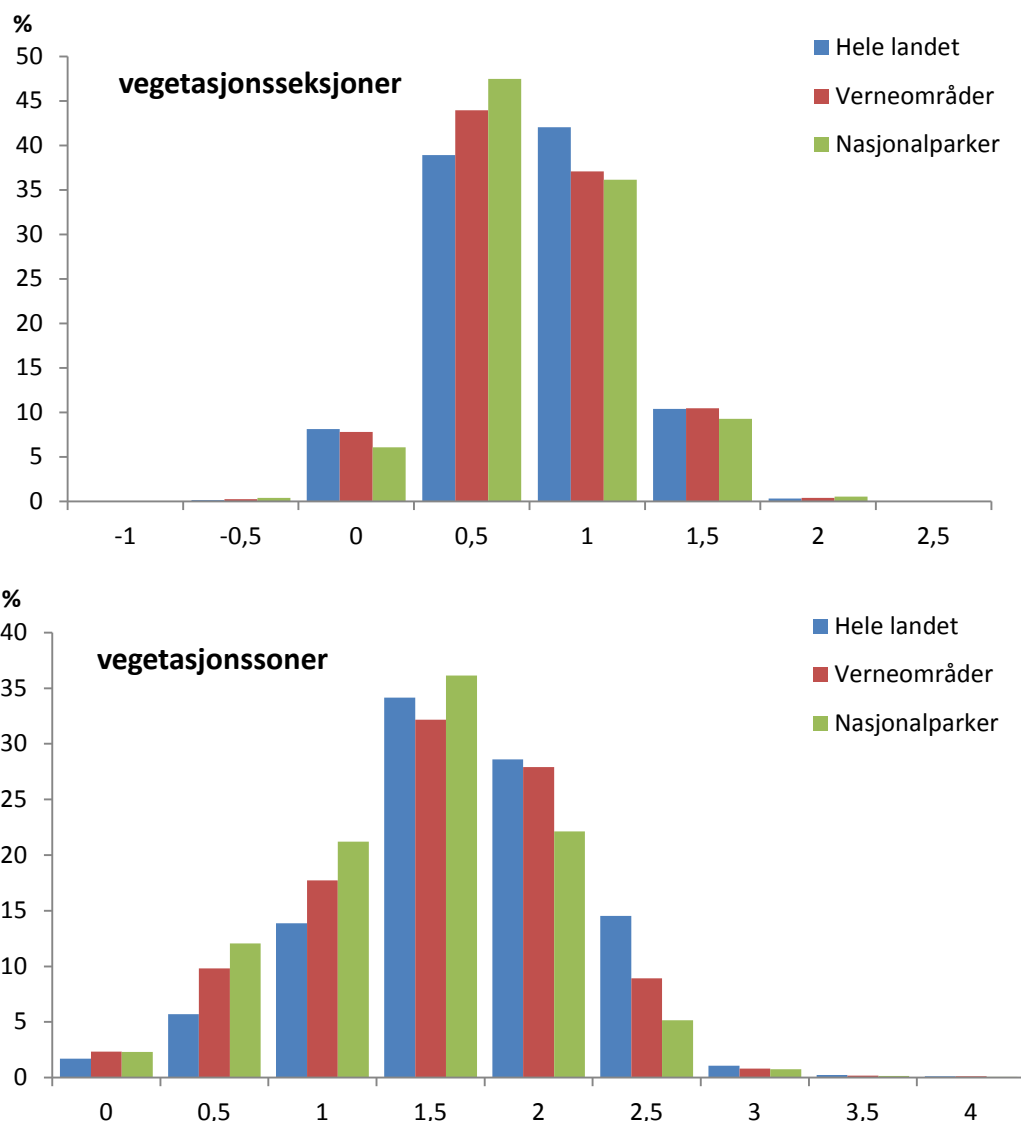
I diagrammet basert på framskriving av klimadata ut fra Hadley B2-scenariot, er den relative plasseringen av disse verneområdene omtrent den samme (**figur 3.7**). Som forventet forskyves disse verneområdene mot mer sørlig klima gitt ved økningen i augusttemperaturen, men deres relative plassering i sør-nord-gradienten er omtrent som før. Klimagradianten for oseanitet-kontinentalitet er mer utpreget under Hadley B2-scenariot, og her kan vi se at Jotunheimen nasjonalpark og Setesdal Vesthei landskapsvernområde nå dekker en større del av denne gradienten. Andre verneområder som Ålfotbreen, Femundsmarka og Øvre Anarjokka har imidlertid nokså uendret spredning langs oseanitetsgradienten, men er noe forskjøvet mot mer oseanisk klima (mest for Øvre Anarjokka).

For å få et inntrykk av i hvilken grad det er forskjeller i verneområdenes dekning av 1 km<sup>2</sup>-ruter mellom klimasituasjonen i 1961-90 og under Hadley B2-scenariot for 2071-2100, har vi forsøkt å anslå endringene i disse rutenes plassering langs gradientene for oseanitet-kontinentalitet og sør-nord/lavland-fjell (dvs middeltemperatur i henholdsvis desember og august) slik dette er reflektert for hele landet i **figur 3.3**. For hele landet og for verneområdene har vi her summert antall 1 km<sup>2</sup>-ruter som viser endringer langs disse to klimagradiantene.

**Figur 3.8** viser hvordan klimaendringene fra normalperioden 1961-90 til Hadley B2-scenariot slår ut i endret plassering av 1 km<sup>2</sup>-rutene langs klimagradiantene for henholdsvis hele landet, alle verneområdene og bare nasjonalparkene. Her er endringene langs gradienten for vegetasjonsseksjonene (oseanitet-kontinentalitet) vist øverst og gradienten for vegetasjonssonene (sør-nord/lavland-fjell) nederst. Her ser vi at det er betydelige endringer i rute-plasseringen langs disse klimagradiantene for hele landet, alle verneområdene og for nasjonalparkene. For hele landet er 53% av rutene forskjøvet med minst 1 seksjonssenhet i oseanisk retning, mens 45% av rutene er forskjøvet minst 2 soneenheter i sørlig retning. For arealet av alle verneområdene og bare nasjonalparkene har en noe mindre andel av rutene så stor endring som for landet som helhet (hhv 48% og 46% for vegetasjonsseksjoner og 38% og 28% for vegetasjonssoner). Ellers har verneområdene også en liten arealandel (0,26%) som endrer seg mot mer kontinentale forhold. At verneområdene generelt og nasjonalparkene spesielt har noe mindre endring i disse klimagradiantene enn totalarealet skyldes nok at mye av verneområdenes areal ligger i fjellet og nordpå, der klimaendringene ikke ser ut til å gi seg så store utslag i plasseringene langs vegetasjonsseksjoner og -soner (jf **figur 3.3**).

**Figur 3.9** viser tilsvarende endringer for dagens 1 km<sup>2</sup>-ruter med skog i hele landet sammenlignet med ruter i verneområdene med skog. Merk at det her ikke er tatt hensyn til ev. økning av skogarealet ved framtidige klimaendringer. Endringene i skogarealet langs vegetasjonsseksjonene reflekterer mønstret for totalarealet, både for landet som helhet og for verneområdene. Her vil 53% av rutene med skogareal forskyves minst 1 seksjonssenhet mot mer oseaniske forhold, mens andelen av skogareal i verneområdene med tilsvarende forskyvning er noe mindre (50%). For vegetasjonssonene er det imidlertid skog i verneområdene som har noe større arealandel (63%) med minst 2 soners forskyvning mot mer sørlig klima, sammenlignet med skogarealet som helhet (60%). Dette skyldes trolig at skog i verneområdene i noe mindre grad enn skog generelt ligger i områder med stor endring for vegetasjonsseksjoner, mens dette er omvendt for vegetasjonssonene (jf forholdsvis store endringer i sonene i høyereliggende skogstrakter der mye av vernet areal ligger).

Endringene langs klimagradiantene for arealet av myr for landet som helhet og i verneområdene går i samme retning som for skog (**figur 3.10**), men kontrastene mellom landet som helhet og verneområdene er litt større. For vegetasjonsseksjonene er det en forskyvning mot mer oseaniske forhold på minst 1 seksjonssenhet for 55% av myrarealet, mot 48% for myrareal i verneområdene. For vegetasjonssonene vil 56% av myrarealet forskyves minst 2 soner mot sørlig klima, mot 59% av myrarealet i verneområdene. Merk at her ikke har vurdert effekten av klimaendringene på myr som naturtype, dvs om klimaendringene vil føre til endringer i hydrolo-

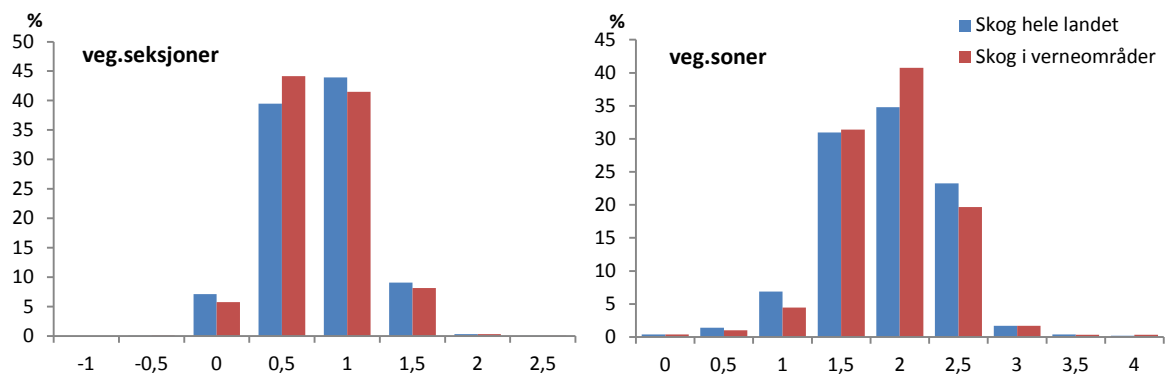


**Figur 3.8** Andelen av 1 km<sup>2</sup>-ruter som viser anslått endring i plassering i vegetasjonsseksjoner (øverst) og vegetasjonssoner (nederst) for henholdsvis hele landet, alle verneområder og kun nasjonalparkene, som konsekvens av framskrevet klimaendring i henhold til Hadley B2-scenariot sammenlignet med klimaet for normalperioden 1961-90. Endringene er oppgitt som halve enheter for seksjoner (øverst) og soner (nederst), der positive verdier indikerer henholdsvis mer oseanisk og mer sørlig klima.

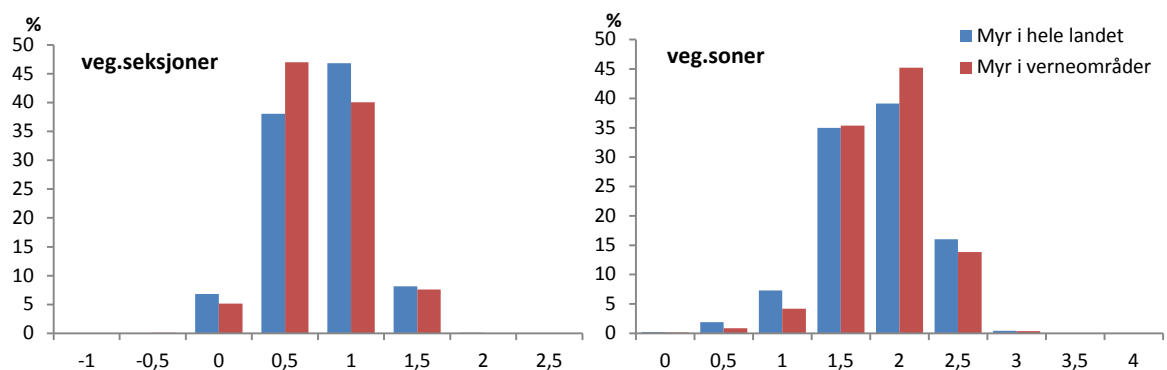
gi eller andre miljøforhold som påvirker om myr kan opprettholdes eller dannes. Et varmere klima kan føre til at en del myrer i de varmeste og tørreste delene av landet går over til skog.

### 3.4 Verneområdenes dekning av klimagradienter

Verneområdene i Norge dekker et stort spenn i størrelse og plassering langs geografiske og klimatiske gradienter. Hele 61% av alle norske verneområder er mindre enn 1 km<sup>2</sup>, mens bare 13% er på minst 10 km<sup>2</sup> (Framstad et al. 2010). Mens store verneområder kan tenkes å ha en romlig utstrekning som dekker flere vegetasjonssoner eller seksjoner, er dette svært usannsynlig for små verneområder. Et verneområde som dekker flere klimasoner, kan i prinsippet ha et spenn i miljøforhold som gjør det mulig for arter og naturtyper å tilpasse seg framtidige klima-



**Figur 3.9** Andelen av 1 km<sup>2</sup>-ruter som viser anslått endring i plassering i vegetasjonsseksjoner (venstre) og vegetasjonssoner (høyre) for henholdsvis hele landets areal med skog og alle verneområder med skog, som konsekvens av framskrevet klimaendring i henhold til Hadley B2-scenariet sammenlignet med klimaet for normalperioden 1961-90. Endringene er oppgitt som halve enheter for henholdsvis seksjoner (venstre) og soner (høyre).



**Figur 3.10** Andelen av 1 km<sup>2</sup>-ruter som viser anslått endring i plassering i vegetasjonsseksjoner (venstre) og vegetasjonssoner (høyre) for henholdsvis hele landets areal med myr og alle verneområder med myr, som konsekvens av framskrevet klimaendring i henhold til Hadley B2-scenariet sammenlignet med klimaet for normalperioden 1961-90. Endringene er oppgitt som halve enheter for henholdsvis seksjoner (venstre) og soner (høyre).

endringer innenfor grensene til verneområdet. Dermed kan antall klimasoner innenfor et verneområdet være et mål på dette verneområdets robusthet overfor klimaendringer. Dette kan spesielt være tilfellet dersom arealet av verneområdet er noenlunde jevnt fordelt mellom de ulike klimasonene, slik dette kan måles ved Shannons diversitetsindeks H' (jf kap. 3.2). Siden klimaendringene mest sannsynlig vil gi et varmere klima, vil dette i mindre grad gjelde for arter og naturtyper knyttet til de kaldeste vegetasjonssonene (nordboreal, alpin), med mindre verneområdet dekker en stor høydegradient i alpin sone.

Arealet av verneområdene er skjevt fordelt på de ulike klimasonene, med lavest vernedekning for de «varme» vegetasjonssonene (nemoral, boreonemoral, sørboreal: hhv 0,6%, 7,3%, 12,5%) og de mest oseaniske (sterkt oseanisk vintermild, sterkt oseanisk: hhv 0,7%, 5,3%) og kontinentale (9,2%) vegetasjonsseksjonene (Framstad et al. 2010). Dette innebærer bl.a. at mye av arealet av de største verneområdene ligger i nordboreal og alpine sone, der klimaendringene er forventet å gi størst utslag.

I **tabell 3.1** har vi angitt hvor mange verneområder (av ulik verneform) som har én eller flere av henholdsvis vegetasjonssoner og -seksjoner dekket innenfor sine grenser (beregnet som beskrevet i kap. 3.2). Blant de verneområdene som er angitt med dekning av vegetasjonssoner, har 22% dekning av minst to soner (**tabell 3.1**). Bare 42 av disse verneområdene dekker



**Tabell 3.1** Antall verneområder med dekning av et antall vegetasjonssoner og vegetasjonsseksjoner etter Moen (1998), fordelt på ulike verneformer. Dekningen av antall vegetasjonssoner er regnet ut fra registrerte varmeste og kaldeste sone, selv om enkelte av mellomliggende soner ikke er registrert (jf **tabell 3.2**). For 390 verneområder var det ingen kobling til vegetasjonssoner eller -seksjoner. Verneformene omfatter naturreservater (NR), nasjonalparker (NP), naturminner (NM), landskapsvernområder (ev. med dyrelivs- eller plantelivsfredning; LVO, LVOD, LVOP, LVOPD), ulik dyre- og plantelivsfredning inkl. biotopvern (D, DO, P, PD, PDO, PO, BVV), samt midlertidig vernet (MV) og ikke spesifisert verneform.

Verneform	Totalt	Ikke angitt	Antall vegetasjonssoner					Antall veg.seksjoner			
			1	2	3	4	5	1	2	3	4
NR	2118	317	1438	301	48	9	5	1692	108	1	
NP	39		4	16	13	5	1	12	18	8	1
NM	80	5	74	1				75			
LVO, LVOD, LVOP, LVOPD	200	3	106	52	19	15	5	134	58	4	1
D, DO, P, PD, PDO, PO, BVV	248	64	169	9	4	2	0	169	15	0	0
MV, uspesifisert	3	1	1	0	1	0	0	2	0	0	0
<b>Totalt</b>	<b>2688</b>	<b>390</b>	<b>1792</b>	<b>379</b>	<b>85</b>	<b>31</b>	<b>11</b>	<b>2084</b>	<b>199</b>	<b>13</b>	<b>2</b>

**Tabell 3.2** Antall verneområder med dekning av ulike vegetasjonssoner, fordelt på verneformer (se tabell 3.1 for koder). Dekning av vegetasjonssonene er angitt som intervaller eller som enkeltsoner (der en av de mellomliggende sonene mangler; med grå skrift). Kodene er NE nemorral, BN boreonemoral, SB sørboreal, MB mellomboreal, NB nordboreal og AL alpin.

Antall og type vegetasjonssoner	NR	NP	NM	LVO, LVOD, LVOP, LVOPD	D, DO, P, PD, PDO, PO, BVV	MV, uspes	Totalt
<b>5 vegetasjonssoner</b>							
BN-AL		1		5			6
BN, AL	5						5
<b>4 vegetasjonssoner</b>							
SB-AL	5	5		13	1		24
SB, MB, AL				1			1
SB, NB, AL				1			1
SB, AL	4				1		5
<b>3 vegetasjonssoner</b>							
BN-MB	3			1	1	1	6
BN, MB	3				1		4
SB-NB	8						8
SB, NB	5				1		6
MB-AL	21	13		17	1		52
MB, AL	8			1			9
<b>2 vegetasjonssoner</b>							
NE-BN	9			1	1		11
BN-SB	45		1	6	2		54
SB-MB	66			5	2		73
MB-NB	110	1		4			115
NB-AL	71	15		36	4		126
<b>1 vegetasjonssone</b>							
NE	50			9	13		72
BN	548	1	62	39	87	1	738
SB	320		8	18	53		399
MB	313		3	19	7		342
NB	176	3	1	14	6		200
AL	30			7	3		40

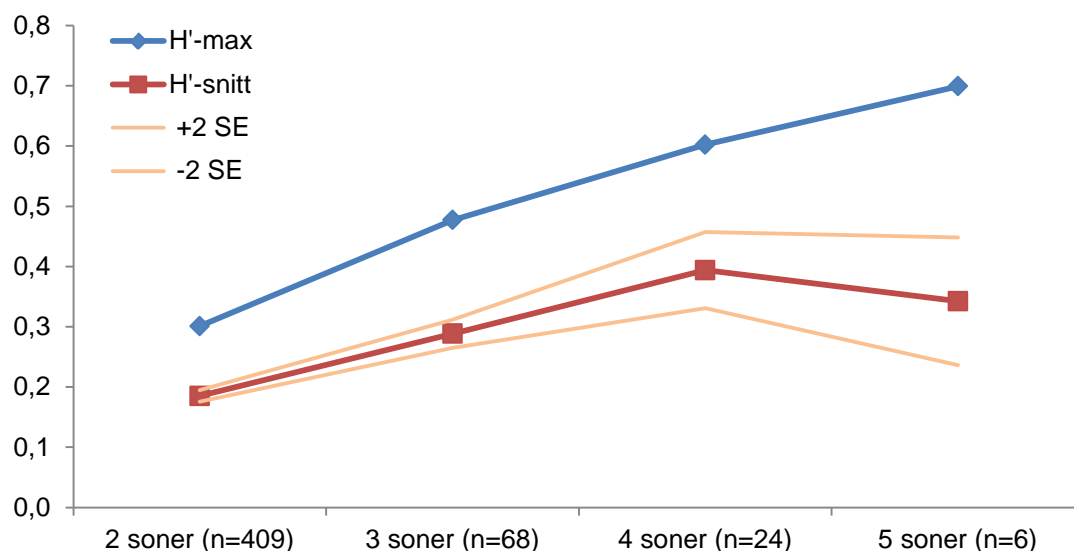
minst fire vegetasjonssoner. Dette gjelder 14 naturreservater, 6 nasjonalparker, 20 landskapsvernområder og 2 områder med henholdsvis biotopvern etter viltloven og dyrelivsfredning. For 10 av disse verneområdene (9 NR, 1 D) har analysemetoden ikke registrert vegetasjonssoner mellom ytterpunktene i gradienten (boreonemoral/sørboreal sone og alpine sone) (**tabell 3.2**). Alle disse områdene ligger på Vestlandet (Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal) og har nok i realiteten en mer begrenset dekning av vegetasjonssoner innen sine grenser, selv om de er omgitt av alpine områder. Alle de øvrige områdene ligger i tilknytning til fjellområdene i Sør-Norge, i hovedsak på Vestlandet eller dekker både Østlandet og Vestlandet (i alt 86% av alle områder som dekker minst fire soner). De dekker en stor høydegradient, med vegetasjonssoner fra boreonemoral eller sørboreal sone og helt opp til alpin sone (**tabell 3.2**), til dels med stor andel av arealet i nordboreal og alpin sone.

Blant de 85 verneområdene som dekker tre sammenhengende vegetasjonssoner (inkl. de som ikke har angitt én mellomliggende sone), dekker 10 gradientene boreonemoral-mellomboreal og 14 sørboreal-nordboreal, mens hele 61 dekker gradienten mellomboreal-alpin (**tabell 3.2**). De fleste av de 24 verneområdene som dekker boreonemoral og sørboreal sone, er naturreservater (19) og middels store ( $1 \text{ km}^2$ - $42 \text{ km}^2$ ), med unntak av Vinterguten NR ( $0,03 \text{ km}^2$ ) og Trillemarka-Rollagsfjell NR ( $148 \text{ km}^2$ ), begge i Buskerud. Alle disse verneområdene ligger nokså spredt over Sør- og Midt-Norge. De 61 verneområdene som dekker gradienten mellomboreal-alpin sone, omfatter i hovedsak nasjonalparker (13), landskapsvernområder (17) og naturreservater (21) og varierer svært mye i størrelse, fra Øyastøl NR i Rogaland (ca  $0,03 \text{ km}^2$ ) til vårt største verneområde Hardangervidda NP ( $3445 \text{ km}^2$ ), med spredning over det meste av landet. Verneområdene som dekker tre vegetasjonssoner, fordeler seg samlet sett med 27% på Østlandet og 28% i Nord-Norge og noe færre på Vestlandet og Trøndelag (16-17%), samt på flere regioner (1-3%).

De resterende 379 verneområdene som dekker to vegetasjonssoner (**tabell 3.1** og **3.2**), har hver for seg begrenset dekning av temperaturgradientene gitt ved vegetasjonssonene. Det er usikkert om slik variasjon vil være tilstrekkelig til å sikre tilpasning til framtidige klimaendringer innenfor de enkelte verneområdene. De aller fleste av disse områdene (63%) dekker mellom-nordboreal eller nordboreal-alpin sone. Områdene er ellers fordelt over landet på alle verneformer og varierer mye i størrelser, fra svært små områder (Sandågrota NR i Buskerud,  $0,04 \text{ km}^2$ ) til svært store (Varangerhalvøya NP,  $1817 \text{ km}^2$ ). Verneområdene som dekker nordboreal-alpin sone, er gjennomgående også størst.

Verneområder som dekker et gitt antall vegetasjonssoner, vil trolig være mest robuste overfor klimaendringer om verneområdets areal er noenlunde jevnt fordelt på de enkelte sonene. Shannons diversitetsindeks  $H'$  vil ha størst verdi for verneområder med lik andel av arealet på hver sone og kan dermed gi et inntrykk av hvor jevnt områdets areal er fordelt på sonene. **Figur 3.11** viser gjennomsnittsverdien av Shannons  $H'$  for verneområdene som dekker 2-5 vegetasjonssoner, sammenlignet med den maksimale verdien for  $H'$  (dvs når hver sone har like stor andel av arealet). Merk at vi her har brukt vegetasjonssoner med angitt areal større enn 0, dvs at ev. mellomliggende soner uten angitte verdier ikke er inkludert. Antall områder med 2-5 soner avviker derfor fra tallene i **tabell 3.1**. Gjennomsnittsverdien for  $H'$  er rundt 60% av den maksimale  $H'$ -verdien for alle grupper med 2-4 vegetasjonssoner, mens de seks områdene som dekker 5 soner, har lavere gjennomsnittlig  $H'$ -verdi (49% av maksimal  $H'$ -verdi). Disse områdene har  $H'$ -verdiene mellom 0,22 og 0,53, med laveste verdier for områder med størst andel av arealet i nordboreal og/eller alpin sone.

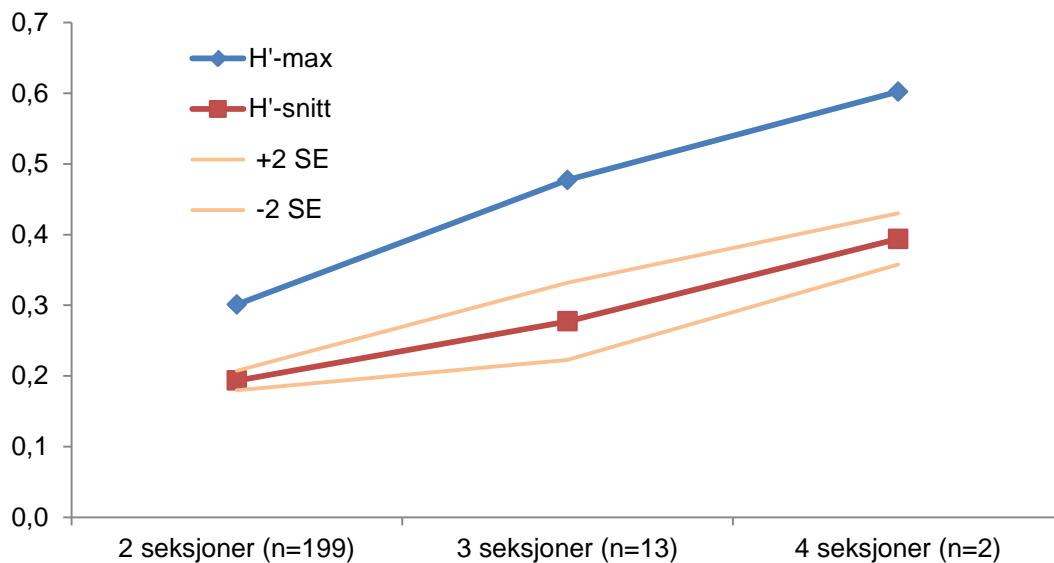
Blant de verneområdene som er angitt med dekning av vegetasjonsseksjoner, har 214 (9%) dekning av minst to seksjoner (**tabell 3.1** og **3.3**). Det er dermed langt færre verneområder som dekker mer enn én vegetasjonsseksjon enn som dekker mer enn én vegetasjonssone. Dette skyldes at vegetasjonsseksjonene i hovedsak dekker regional variasjon, mens vegetasjonssonene reflekterer en hovedgradient i temperatur som varierer både regionalt og med høyden over havet, dvs også med variasjon på lokal skala.



**Figur 3.11** Gjennomsnittsverdier for Shannons diversitetsindeks ( $H'$ -snitt) for verneområdenes arealfordeling på ulike antall vegetasjonssoner (2-5 av 6 mulige). Disse verdiene kan sammenlignes med maksimal  $H'$ -verdi for lik fordeling av areal på gitt antall soner. I tillegg er vist 2 standard feil for gjennomsnittsverdiene ( $\pm 2$  SE).

**Tabell 3.3** Antall verneområder som dekker et gitt antall vegetasjonsseksjoner, fordelt på verneformer (se tabell 3.1 for koder). Vegetasjonsseksjonene er angitt som intervaller dekket av verneområdene og følger Moen (1998): Ot3 sterkt oseanisk, vintermild, O3 sterkt oseanisk, O2 klart oseanisk, O1 svakt oseanisk, OC overgangsseksjon, C1 svakt kontinentalt.

Antall og type vegetasjonsseksjoner	NR	NP	NM	LVO, LVOD, LVOP, LVOPD	D, DO, P, PD, PDO, PO, BVV	MV, uspes	Totalt
<b>4 vegetasjonsseksjoner</b>							
O2-C1		1		1	0	0	2
<b>3 vegetasjonsseksjoner</b>							
O3-O1				1	0	0	1
O2-OC	1	5		3	0	0	9
O1-C1		3		0	0	0	3
<b>2 vegetasjonsseksjoner</b>							
Ot3-O3	5			1	4	0	10
O3-O2	12	1		10	4	0	27
O2-O1	35	7		11	4	0	57
O1-OC	38	5		24	2	0	69
OC-C1	18	5		12	1	0	36
<b>1 vegetasjonsseksjon</b>							
Ot3	65		1	1	6	0	73
O3	170		2	21	49	0	242
O2	541	1	4	38	28	1	613
O1	519	2	37	36	61	0	655
OC	335	5	30	36	25	1	432
C1	62	4	1	2	0	0	69



**Figur 3.12** Gjennomsnittsverdier for Shannons diversitetsindeks ( $H'$ -snitt) for verneområdenes arealfordeling på ulike antall vegetasjonsseksjoner (2-4 av 6 mulige). Disse verdiene kan sammenlignes med maksimal  $H'$ -verdi for lik fordeling av areal på gitt antall soner. I tillegg er angitt 2 standard feil for gjennomsnittsverdiene ( $\pm 2$  SE).

Det er bare 15 verneområder som dekker minst tre vegetasjonsseksjoner (**tabell 3.1**). Disse omfatter i hovedsak store (303-2102 km<sup>2</sup>) nasjonalparker og landskapsvernområder, foruten ett mindre naturreservat (Presteseter i Buskerud/Vestfold, 3 km<sup>2</sup>). De fleste av disse verneområdene ligger langs fjellkjeden fra Agder til Troms, der de fleste områdene i Sør-Norge ligger på begge sider av vannskillet vest-øst. Disse verneområdene dekker i hovedsak en gradient i vegetasjonsseksjoner (oseanitet-kontinentalitet) fra klart oseaanisk (O2) til overgangsseksjonen (OC) (**tabell 3.3**). Fem av områdene dekker også svakt kontinental seksjon (C1), mens ett (Dyraheio i Aust/Vest-Agder) dekker den mer oseaaniske delen av gradienten fra sterkt oseaanisk (O3) til svakt oseaanisk seksjon (O1).

Det er 199 verneområder som dekker to vegetasjonsseksjoner (**tabell 3.1**). Disse dekker i hovedsak de vanligst forekommende delene av oseaanitets-kontinentalitetsgradienten (O2-O1 og O1-OC, til sammen 63% av områdene med to vegetasjonsseksjoner) (**tabell 3.3**). De mest oseaaniske delene av gradienten (Ot3-O3 og O3-O2) og de mest kontinentale delene (OC-C1) dekkes hver av bare vel 18% av områdene som dekker to vegetasjonsseksjoner. Til sammen fordeler områdene med dekning av to vegetasjonsseksjoner seg på naturreservater (108), nasjonalparker (18), landskapsvernområder (58) og ulike dyre- og plantefredningsområder (15). De er spredt over det meste av landet og varierer fra svært små (0,02 km<sup>2</sup>) til svært store områder (3445 km<sup>2</sup>).

Gjennomsnittsverdien av Shannons diversitetsindeks  $H'$  viser at arealfordelingen mellom vegetasjonsseksjonene i hvert verneområde ligger på 64% og 65% av maksimal mulig verdi for verneområdene som dekker henholdsvis to og fire vegetasjonsseksjoner, og på 58% av maksimalverdien for de med tre vegetasjonsseksjoner (**figur 3.12**). Det er ingen spesielle sammenhenger med variasjonen i  $H'$ -verdier for verneområdenes dekning av seksjoner.



## 3.5 Diskusjon og konklusjon

### Vurderingenes usikkerhet

Vår analyse av verneområdenes respons på sannsynlige framtidige klimaendringer er beheftet med flere mulige feilkilder:

- Modelleringen av verneområdenes klimatilhørighet gitt dagens klima er ikke presis. Karakteriseringen av dagens klima er dels modellert på grunnlag av interpolerte verdier for 1 km<sup>2</sup>-ruter. Selv om interpolasjonen tar hensyn til både geografiske avstander mellom målestasjoner, høyde over havet, framherskende vindretning og annet, vil ikke de modellerte verdiene gi et helt presist bilde av klimaet for hver 1 km<sup>2</sup>-rute i (eller utenfor) verneområdene. Bruken av 1 km<sup>2</sup>-ruter for å beskrive klimaet i arealet av verneområdene, vil heller ikke fange opp alle deler av verneområdene eller alle små og/eller uregelmessige verneområder (jf **figur 3.1**). Også selve ordinasjonen av klimadataene gir en forenklet aggregert beskrivelse av klimaet for hver 1 km<sup>2</sup>-rute, noe som ikke vil fange opp all relevant klimavariasjon pr rute.
- Ved å tilordne verneområdenes areal til Moens (1998) vegetasjonssoner og -seksjoner vil vi operere med enda større unøyaktigheter, både fordi Moens soner og seksjoner opprinnelig er kartlagt på ganske grov og overordnet målestokk, og fordi vi av regnetekniske grunner har valgt å tilordne verneområdenes dekning av soner og seksjoner til 1 km<sup>2</sup>-ruter.
- I denne analysen har vi valgt å la de dominerende klimagradiene for henholdsvis oseanitet-kontinentalitet og sør/lavland-nord/fjell bli representert ved de klimavariablene (hhv desember- og august-temperatur) som viser sterkest korrelasjon med disse gradientene (dvs med de PCA-aksene som reflekterer gradientene). Disse klimavariablene vil ikke fange opp alle sider ved disse gradientene. Representert kun ved desember-temperaturen, vil oseanitet-kontinentalitet-gradienten reflektere klimavariasjon knyttet til milde vintre, ikke til høyere nedbør (selv om disse også i noen grad er korrelerte). Slik sett vil våre klimavariabler ikke gi et helt riktig bilde av endringene i klimagradiene over landet mot slutten av dette hundreåret.
- Vi har i denne analysen bare sett på verneområdenes forskyvning i klimagradiene og har ikke forsøkt å modellere hvordan klimaendringene vil påvirke ulike naturtyper som skog og myr. For verneområder med skog og myr i dag er det usikkert hvordan klimaendringene vil påvirke fordelingen av disse naturtypene i verneområdene. Muligens vil arealet av ulike skogtyper i verneområdene øke, mens arealet av myr vil avta.
- Når det gjelder framtidige klimaendringer, så vil disse åpenbart ha store usikkerheter. Våre beregninger er knyttet til ett valgt scenario. Framtidas utslipp av klimagasser og hvilke klimaendringer disse vil føre til globalt og regionalt, er svært usikkert. Det er også usikkerhet knyttet til selve nedskaleringen av disse globale og regionale klimaframskrivingene til de 1 km<sup>2</sup>-rutene som er brukt som geografisk enhet her.
- Endelig er det usikkerhet knyttet til hvor grensene for vegetasjonssoner og seksjoner faktisk vil ligge i forhold til vår representasjon av klimagradiene oseanitet-kontinentalitet (desember-temperaturen) og sør/lavland-nord/fjell (august-temperaturen), både gitt dagens og ikke minst framtidas klima.

Når vi skal vurdere verneområdenes robusthet overfor klimaendringer, har vi her dels basert oss på en forholdsvis enkel framskrivning av klimaforholdene for verneområdenes areal målt ved variablene for de to hovedklimagradiene oseanitet-kontinentalitet og sør/lavland-nord/fjell. Dessuten har vi forsøkt å knytte slik robusthet overfor klimaendringer til verneområdenes interne klimavariasjon gitt ved dekning av flere vegetasjonssoner og/eller -seksjoner. Det synes i utgangspunktet rimelig å anta at verneområder som enkeltvis har stor variasjon i vegetasjonssoner eller -seksjoner, potensielt vil kunne by på bedre muligheter for tilpasning til framtidige klimaendringer enn områder uten slik intern variasjon i klimagradienter. I den grad nettverket av verneområder samlet fortsatt dekker den opprinnelige variasjonen i klimaforhold, er det mulig at nettverket av verneområder kan tilby miljøforhold som tilfredsstiller de opprinnelige verneverdiene selv om enkeltområder ikke lenger måtte gjøre det. Der deler av den opprinnelige klimagradienen ikke lenger er representert blant verneområdene, kan dette føre til at enkel-

te verneverdier går tapt, f.eks. ved at permafrosten forsvinner, noe som vil gjøre det umulig å bevare palsmyrer.

Trass i ovennevnte usikkerhetsmomenter og mulige problemer med å tolke verneområdenes klimarobusthet ut fra vår representasjon av dagens og framtidens klimavariasjon i de enkelte verneområdene og i nettverket av slike områder, vil vi nedenfor likevel gjøre oss noen refleksjoner om verneområdenes robusthet overfor framtidige klimaendringer.

### Endring av verneområdenes plassering langs klimagradientene

Et overordnet inntrykk av hvordan sannsynlige klimaendringer fram til perioden 2071-2100 vil påvirke norske verneområder, kan vi få ved å sammenligne den geografiske plasseringen av verneområdene i **figur 1.1** med den geografiske fordelingen av endringene i klimaet illustrert i **figur 3.2**. Disse endringene kan oppsummeres slik:

- De mange, men stort sett små verneområdene langs kysten fra svenskegrensa til Finnmark vil få vesentlig mildere desembertemperaturer, dvs endring mot et mer oseanisk klima. Bortsett fra i Troms og Finnmark vil imidlertid disse verneområdene i begrenset grad forskyves mot mer oseaniske vegetasjonssesjoner (jf **figur 3.3**).
- Verneområdene langs kysten av Sørøst-Norge vil imidlertid oppleve en vesentlig økning i augusttemperaturen, dvs mot et generelt varmere, mer sørlig klima. Her vil endringene innebære en forskyvning på mer enn 2 vegetasjonssoner (**figur 3.3**), dvs mot nemoral sone eller til og med varm-temperert sone som i Sentral-Europa.
- Verneområdene langs kysten av Vestlandet og Midt-Norge vil oppleve lignende, men noe mindre økning i augusttemperaturen. Forskyvningen mot varmere vegetasjonssoner vil også her være betydelig, men mindre enn for Sørøst-Norge (**figur 3.3**). Disse endringene i vegetasjonssoner vil være enda mindre for verneområdene langs kysten av Nord-Norge.
- Verneområdene litt inn fra kysten i Sør-Norge vil oppleve endringer i både desember- og augusttemperaturer som fører til forskyvning mot mer oseaniske vegetasjonssesjoner så vel som mer sørlige vegetasjonssoner (**figur 3.3**). I Nord-Norge vil verneområdene litt inn fra kysten også oppleve forskyvning mot mer oseaniske sesjoner, men i mindre grad endring mot mer sørlige vegetasjonssoner.
- Verneområdene i indre strøk på Østlandet, inkludert østlige fjellstrøk og til dels indre Finnmark, vil få en økning i augusttemperaturen som innebærer en vesentlig forskyvning mot varmere, mer sørlige vegetasjonssoner, men i mindre grad forskyvning mot mer oseaniske vegetasjonssesjoner (**figur 3.3**).
- Verneområdene i vestlige fjelltrakter i Sør-Norge vil få et mer oseanisk klima med endring på inntil 2 vegetasjonssesjoner, men i mindre grad endring mot varmere vegetasjonssoner (**figur 3.3**).

Omfanget av klimaendringene for verneområdene vil bli betydelige, slik dette kan illustreres ved endringer av vernet areal i vegetasjonssesjoner og -soner (**figur 3.8**). Her ser vi at endringene for verneområdene i stor grad vil følge endringene for arealet som helhet (men med litt lavere arealandel for de mest ekstreme endringene). Nær halvparten av vernet areal vil få en forskyvning mot mer oseanisk klima på minst 1 vegetasjonssesjon, mens nær 40% av vernet areal vil få en forskyvning mot et varmere klima med minst 2 vegetasjonssoner. Dette innebærer at en svært stor andel av verneområdenes areal sannsynligvis vil få en så stor endring i klimaet fram mot slutten av dette hundreåret at mange verneområder etter hvert vil endre karakter ved en delvis utskifting av dominerende arter som treslagene. Slike endringer i arts-mangfoldet må imidlertid forventes å være betydelig forsinket i forhold til endringene i klimaet.

### Verneområdenes potensial for tilpasning til klimaendringene

I denne vurderingen av verneområdenes robusthet overfor klimaendringer har vi lagt vekt på to muligheter for tilpasninger til framtidige klimaendringer: (1) De enkelte verneområdene kan ha stor intern variasjon i klimaforhold og dermed gjøre det mulig for arter å finne livsmuligheter og for økosystemprosesser fortsatt å fungere innenfor verneområdene. (2) Nettverket av verneområder kan også være så tett sammenkoblet (ha så stor konnektivitet) at arter og økosystem-

prosesser kan fungere over flere nærliggende verneområder som til sammen dekker stor klimavariasjon. Dette siste alternativet er imidlertid ikke eksplisitt analysert, men kan gis en kvalitativ vurdering ut fra kunnskap om verneområdenes konnektivitet i ulike deler av landet (jf kap. 2).

Det er bare en begrenset andel (5%) av verneområdene som har en klimavariasjon over minst 3 vegetasjonssoner representert, og bare 8% av verneområdene har en klimavariasjon over minst 2 vegetasjonsseksjoner (**tabell 3.1**). Dette innebærer at nokså få av verneområdene vil ha mulighet til å fange opp en framtidig klimaendring med et omfang som sannsynligvis vil påvirke 40%-50% av verneområdenes areal. Verneområdene med stor variasjon i klimaforhold ligger i hovedsak i bratte områder på Vestlandet eller i grenseområdene mellom Østlandet, Vestlandet og Trøndelag (47% av områdene med minst 3 vegetasjonssoner, 30% av områdene med minst 2 vegetasjonsseksjoner). Disse områdene har en klimavariasjon internt som potensielt kan bidra til å møte framtidige klimaendringer, selv om andre miljøforhold, som vi ikke har vurdert her, også vil ha betydning for tilpasning til klimaendringer. Derimot vil verneområdene langs kysten og i innlandet på Østlandet, i Trøndelag og Nord-Norge knapt ha en klimavariasjon innen sine grenser som kan gi mulighet for å møte framtidige klimaendringer.

Spørsmålet er om nettverket av verneområder samlet kan gi muligheter for tilpasning til framtidige klimaendringer. I kapittel 2 har vi vist hvordan verneområdene er knyttet sammen i grupper av nettverk (basert på ulike mål for gruppering og nettverksforbindelser). Her har vi vist at verneområdene med skog og fjell har forholdsvis god sammenheng med hverandre (konnektivitet), i det minste ved at mange av disse verneområdene er gruppert i klynger med forholdsvis nære forbindelser mellom verneområdene i hver gruppe. Dette er i mindre grad tilfelle for verneområder med myr, mens verneområder med ferskvann er i en mellomstilling. Samtidig er det også mange verneområder (uavhengig av naturtype) som ikke har nære forbindelser til andre områder.

Det er mange verneområder som ligger geografisk inntil eller svært nær andre verneområder. Noen nærliggende verneområder er imidlertid skilt fra hverandre ved terrengforhold eller arealtyper som øker den økologiske avstanden mellom områdene, noe som f.eks. vil gjøre det vanskelig for arter med bestemte arealkrav å spre seg fra et område til et annet. Det avgjørende i vår sammenheng er likevel om nærliggende verneområder også dekker en større del av klimagradiene enn de enkelte verneområdene hver for seg. Dette har vi ikke analysert eksplisitt, men ut fra verneområdenes fordeling på vegetasjonssoner og seksjoner kan vi gjøre oss noen tanker om mulighetene for at nærliggende verneområder sammen kan utvide dekningen av klimagradiene.

Variasjon langs klimagradiene for oseanitet-kontinentalitet målt ved dekning av flere vegetasjonsseksjoner, vil i begrenset grad kunne dekkes av nærliggende verneområder, med mindre disse er forholdsvis store og ligger i overgangen mellom to seksjoner. Dette skyldes at denne klimagradiene i hovedsak varierer på regional skala. Dette er også reflektert i antallet verneområder som dekker mer enn én vegetasjonsseksjon. Ved å se flere geografisk nærliggende verneområder i sammenheng vil nok dekningen av flere vegetasjonsseksjoner øke en del. Disse nærliggende verneområdene vil dekke mye av den samme variasjonen i vegetasjonsseksjoner som verneområdene med intern dekning av flere seksjoner. Imidlertid øker da mulighetene for å dekke en større del av annen miljøvariasjon som kan ha betydning for tilpasningen til framtidige klimaendringer.

Nærliggende verneområder vil ha større muligheter til å dekke variasjon langs klimagradiene for sør/lavland-nord/fjell målt ved dekning av flere vegetasjonssoner. Dette skyldes at denne klimagradiene dekker variasjon på både regional og lokal skala (med høyden over havet). Her vil det særlig være nærliggende verneområder i terreng med variasjon i høydegradienter som kan dekke tilsvarende variasjon i vegetasjonssoner. Dette er også reflektert i antallet verneområder som enkeltvis dekker minst tre vegetasjonssoner, der særlig verneområder i indre deler av Vestlandet, langs vannskillet i Sør-Norge og deler av Nord-Norge har størst variasjon i

soner. Ved å se geografisk nærliggende verneområder i sammenheng vil det trolig være en vesentlig (men ikke kvantifisert) økning i antallet verneområder som sammen dekker klimavariasjon langs gradienten lavland-fjell. Et større utvalg av verneområder med dekning av denne klimagradianten vil høyst sannsynlig også bidra til å dekke mer av annen relevant miljøvariasjon og dermed øke mulighetene for at verneområdene kan bevare mer av sine verneverdier under framtidige klimaendringer.

Siden framtidige klimaendringer i særlig grad vil føre til en økning i temperaturen, vil særlig mulighetene for sammenheng med kaldere soner (dvs høyere høydelag) være viktige for tilpasning til klimaendringene. Gitt at lokalområdet dekker tilstrekkelig mye av hele høydegradienten (f.eks. opp til og med nordboreal eller alpin sone), bør det i Norge være gode muligheter for å få til dette. De høyereliggende områdene er i utgangspunktet mindre utnyttet til annen aktivitet, og konfliktpotensialet med andre interesser bør derfor være mindre. Samtidig ligger også en stor andel av vernet areal i høyere høydelag. Dette vil imidlertid ikke være tilstrekkelig for å sikre en tilpasning for de naturtypene (og tilknyttete arter) som er avhengige av de kaldeste klimaforholdene i dag. Arealer med slike kalde klimaforhold vil bli sterkt redusert eller forsvinne helt fra Norge. Her ville det imidlertid være interessant med mer detaljerte analyser av verneområdenes dekning av alpine naturtyper, for å se i hvilken grad omfanget av de alpine sonene vil bli redusert i verneområdene under framtidige klimaendringer.

En mer presis analyse av verneområdenes dekning av klimagradiantene og kapasitet for å tilpasse seg framtidige klimaendringer hadde vært mulig å gjøre. Vi har i utgangspunktet representert plasseringen av alle 1 km<sup>2</sup>-rutene i Norge i de viktigste klimagradiantene ved deres månedsmiddeltemperaturer for desember og august for normalperioden 1961-90. Ved å tilordne verneområdenes areal til de enkelte 1 km<sup>2</sup>-rutene som de dekker, kan vi få en beskrivelse av klimavariasjonen innen hvert verneområde. Tilsvarende kan vi beskrive endringer i disse klimavariablene for verneområdenes areal som følge av framtidige klimaendringer. Slike sammenstillinger er illustrert for et utvalg nasjonalparker og landskapsvernområder i **figurene 3.6 og 3.7**. De klimaendringene vi har illustrert for disse verneområdene, kan også gis et numerisk uttrykk for intern variasjon langs klimagradiantene og for endring i gradientplassering under klimaendringer. Tilsvarende kan beregnes for alle verneområder. Av tekniske og tidsmessige grunner har vi imidlertid ikke hatt mulighet for å foreta denne typen kvantitative beregninger for alle verneområdene. Dette vil bli fulgt opp i kommende analyser av variasjonen i klimavariabler og annen miljøvariasjon for landet generelt så vel som for verneområdene.



## 4 Referanser

- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H. & Matthysen, E., 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. – *Landscape and Urban Planning* 64: 233-247.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2008. Step-less models for regional biogeochemical variation in Norway. – *Journal of Biogeography* 35: 1906-1922.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2009. Klimaendringer og Norges vegetasjon. Hvordan påvirkes vegetasjonsmodeller av ulike klimascenarier? – NINA Rapport 524. 24 s.
- 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.
- Blumentrath, S. 2012a. `r.connectivity.distance`.  
[http://grass.osgeo.org/wiki/GRASS\\_AddOns/#r.connectivity.distance](http://grass.osgeo.org/wiki/GRASS_AddOns/#r.connectivity.distance)
- Blumentrath, S. 2012b. `r.connectivity.network`.  
[http://grass.osgeo.org/wiki/GRASS\\_AddOns/#r.connectivity.network](http://grass.osgeo.org/wiki/GRASS_AddOns/#r.connectivity.network)
- Blumentrath, S. 2012c. `r.connectivity.corridors`.  
[http://grass.osgeo.org/wiki/GRASS\\_AddOns/#r.connectivity.corridors](http://grass.osgeo.org/wiki/GRASS_AddOns/#r.connectivity.corridors)
- Bunn, A.G., Urban, D.L. & Keitt, T.H. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. – *Journal of Environmental Management* 59: 265-278.
- Calabrese, J.M. & Fagan, W.F. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. – *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 529-536.
- Doerr, V.A.J., Barrett, T. & Doerr, E.D. 2011. Connectivity, dispersal behaviour and conservation under climate change: a response to Hodgson et al. – *Journal of Applied Ecology* 48: 143-147.
- Engen-Skaugen, T., Haugen, J.E. & Hanssen-Bauer, I. 2008. Dynamically downscaled climate scenarios available at the Norwegian Meteorological Institute per December 2008. – DNMI Report Klima 24: 1-15.
- Framstad, E., Blindheim, T., Erikstad, L., Thingstad, P.G. & Sloreid, S.-E. 2010. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. – NINA Rapport 535. 214 s.
- Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. & Brandrud, T.E. 2002. Evaluering av skogvernet i Norge. – NINA Fagrapport 54. 146 s.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation ecology*. – Oxford University Press. 313 s.
- Hanski, I. 2012. Extinction threshold in fragmented landscapes. – Oral presentation at the European Congress of Conservation Biology, Glasgow, 28 Aug. – 1 Sep, 2012.
- Hanssen-Bauer, I. (red.) 2009. Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpassning. – Norsk klimasenter. 148 s.
- Haugen, J.E. & Iversen, T. 2008. Response in extremes of daily precipitation and wind from a downscaled multimodel ensemble of anthropogenic global climate change scenarios. – *Tellus* 60A: 411-426.
- IPCC 2000. IPCC Special report emissions scenarios. Summary for policy makers. - Intergovernmental Panel on Climate Change. 20 s.
- Jongman, R.H.G., Külvik, M. & Kristiansen, I. 2004. European ecological networks and greenways. – *Landscape and Urban Planning* 68: 305-319.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. – Blackwell Publishing. 256 s.
- Mattila, A., Duplouy, A.M.R., Kirjokangas, M., Lehtonen, R.J., Rastas, P. & Hanski, H. 2012: High genetic load in an old isolated butterfly population. – *PNAS* 109 (37): 1-10.
- Minor, E.S. & Urban, D.L. 2007. Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. – *Ecological Applications* 17: 1771-1782.
- Minor, E.S. & Urban, D.L. 2008. A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning. – *Conservation Biology* 22: 297-307.
- Moen, A. 1998. *Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon*. – Statens kartverk. Hønefoss.
- Opdam, P., Steingröver, E. & Rooij, S.v. 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. – *Landscape and Urban Planning* 75: 322-332.

- Rientjes, S. & Roumelioti, K. 2003. Support for Ecological Networks in European Nature Conservation, an Indicative Social Map. – ECNC technical report series, European Centre for Nature Conservation, Tilburg, NL. <http://www.ecnc.org/uploads/2012/10/2003-support-for-ecological-networks.pdf>
- Rudnick, D.A., Ryan, S.J., Beier, P., Cushman, S.A., Dieffenbach, F., Epps, C.W., Gerber, L.R., Hartter, J. Jenness, J.S., Kintsch, J., Merenlender, A.M., Perkl, R.M., Preziosi, D.V. & Trombulak, S.C. 2012. The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. – *Issue in Ecology* 16, 20 s.
- St.meld. nr 68 (1980-81) Vern av norsk natur. – Melding til Stortinget, Miljøverndepartementet.
- Zetterberg, A., Mörtberg, U.M. & Balfors, B. 2010. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. – *Landscape and Urban Planning* 95: 181-191.

## Vedlegg 1 Begreper i nettverksteori og økologisk forklaring

Begrep i nettverksteori	Knyttet til	Definisjon	Mulig økologisk forklaring / tolkning	Eksempel
Graph	graph	En "graph" $G$ er en matematisk beskrivelse av et nettverk som består av et sett av noder ("vertices" eller "nodes") $V(G)$ og parvise forbindelser dem imellom ("edges" eller "links") $E(G)$ . Forbindelsene (edges) (som knytter sammen nodene $V_i$ og $V_j$ ) kan angis uten retningsbestemthet ( $E_{ij} = E_{ji} = V_i \leftrightarrow V_j$ ) eller med retningsbestemthet ( $E_{ij} = V_i \rightarrow V_j$ eller $E_{ji} = V_j \rightarrow V_i$ , som forbindelsene $E_{cd}$ og $E_{dc}$ i eksemplet).	Å bruke nettverksteori på et økologisk nettverk betyr at landskapet deles inn i "habitat" ("patches") (=vertices) og "ikke-habitat" ("matrix") og at det etableres (romlige) relasjoner mellom patchene (forbindelser (=edges)) og et eller annet mål på forbindelsesstyrke ("edge weight") (Bunn et al. 2000: 268).	
Vertex (node)	graph	Både noder og forbindelser kan beskrives med attributter ("vertex attributes", "edge attributes") for å karakterisere nettverket og relasjonene innenfor nettverket nærmere. Slike egenskaper danner et viktig grunnlag som nettverksanalysen kan basere seg på. I eksemplet er slike attributter angitt adskilt fra node eller forbindelsesbetegnelsen med semikolon.	Det er mange mulige mål på romlige relasjoner mellom habitater som kan brukes for å beskrive forbindelsesstyrken og dermed brukes som "edge weight" i en nettverksanalyse. Det kan være euklidisk avstand, funksjonell avstand eller modellert mengde av mulig utveksling av organismer mellom et områdepar (se Calabrese & Fagan 2004). Det sistnevnte tar da også hensyn til et eller annet mål på "bestandsstørrelse" som egenskap ved habitatene / patchene. Denne egenskapen ville i en nettverksteoretisk forstand betegnes som "vertex attribute".	
Edge (link)	graph			
Vertex attributte	vertex			
Edge attribute / Edge weight	edge			

Begrep i nettverksteori	Knyttet til	Definisjon	Mulig økologisk forklaring / tolkning	Eksempel
Path / shortest path	graph	En "path" er en sekvens av noder eller forbindelser som beskriver en mulig veg gjennom nettverket. Den øker fokus fra parvise forbindelser (edges) til mer overordnede romlige relasjoner i nettverket og er et viktig konsept i mange av nettverksparameterne nedenfor. En "shortest path" beskriver den korteste vegen mellom et node-par og tar hensyn til "edge weights" (eller antall nødvendige steg, hvis ingen edge weight er angitt).	En path kan beskrive mulige spredningsveger i et nettverk av habitater.	
Density	graph	"Density" (tetthet) av et nettverk er definert som forhold mellom antall parvise forbindelser i nettverket (edges) og antall matematisk mulig forbindelser ( $\text{Density} = \frac{\text{antall forbindelser}}{(\text{antall noder} * (\text{antall noder} - 1))}$ ).	I prinsippet kan det sies at jo tettere nettverket er, jo større er konnektiviteten innen nettverket. Men et nettverk som strekker seg over et større geografisk areal har etter all sannsynlighet en lavere tetthet enn et nettverk som (under samme forutsetninger) strekker seg over et mindre geografisk område.	Se eksempel på cluster



Begrep i nettverksteori	Knyttet til	Definisjon	Mulig økologisk forklaring / tolkning	Eksempel
Cluster / component	graph	En "cluster" er en gruppe av noder (vertices) som har forbindelser mellom hverandre, men isolert fra andre (grupper av) noder i nettverket. En enkel, isolert node kan også være en "cluster". Dermed er det maksimal mulige antallet av slike klynger i et nettverk lik antallet av noder, mens antallet av slike klynger i et fullstendig sammenhengende nettverk er 1.	Antall isolerte klynger i et nettverk er et mål på fragmentering / connectedness av nettverket. Jo mindre antallet av slike klynger, jo bedre er konnektiviteten (og omvendt).	<p>Cluster 1: N: 4 Size: 9 Density: 0.33</p> <p>Cluster 2: N: 1 Size: 1 Density: -</p>
Cluster membership	vertex	Enhver node i et nettverk kan tilordnes en kluster i et nettverk. Denne tilordningen beskriver begrepet "cluster membership".	Grupperingen av nodene i klynger kan tolkes som en måte å ordne habitater i (isolerte) delpopulasjoner. Beliggenhet av et område i en slik klynge kan ha forskjellige økologiske konsekvenser knyttet til størrelsen av den delen av nettverket som er tilgjengelig fra en node (og dermed bestandstørrelsen og variabilitet innen klyngen). Grupperingen kan også brukes som romlig enhet for å analysere eventuelle økologiske felles trekk innenfor klyngen, og forskjeller klyngene imellom.	

Begrep i nettverksteori	Knyttet til	Definisjon	Mulig økologisk forklaring / tolkning	Eksempel
Potential cluster connector	edge	En "potential cluster connector" er en potensiell forbindelse mellom to isolerte klynger ("cluster"). Dvs. forbindelsesstyrken i den nåværende situasjonen er svakere enn at det antas at de to klynger den ligger imellom er forbundet ("connected"). Men langs denne forbindelsen kunne det knyttes sammen to isolerte klynger.	Forbindelser som er karakterisert som "potential cluster connector" er forbindelser som ville være relevant for en mulig videreutvikling av nettverket. Dette er fordi disse ville knytte sammen komponenter av nettverket som mangler konnektivitet i den aktuelle situasjonen (se Zetterberg et al. 2010: 185ff). Mangel på forbindelse kan skyldes naturlige forhold (fjellområder for eksempel kan være naturligvis fragmentert), menneskelig påvirkning (utbygging av infrastruktur og areabruk) eller en kombinasjon av disse to faktorene.	
Community	graph	En gruppe av noder kan ha mange forbindelser (god konnektivitet) seg imellom men lite forbindelser til andre noder i nettverket. En slik tett forbundet gruppe kalles "community".	I utgangspunktet ligner konseptet av "communities" og "clusters" på hverandre. Forskjellen er at identifikasjon av "communities" tar hensyn til flytende overganger (fra sterk til svak forbindelsesstyrke) mens "clusters" baserer seg på et klart skille mellom forbundet vs. isolert. Dermed er community-konseptet nærmere realiteten i naturen, men samtidig vanskeligere å håndtere fordi skillelinjen mellom communities er mindre klart.	

Begrep i nettverksteori	Knyttet til	Definisjon	Mulig økologisk forklaring / tolkning	Eksempel
Community membership	vertex	Enhver node i et nettverk kan tilordnes et "community" i et nettverk. Denne tilordningen beskriver begrepet "community membership".	Grupperingen av vertices i communities kan tolkes som en måte å ordne habitater i delbestander med begrenset utveksling dem imellom. Beliggenhet av et område i en community kan ha forskjellige økologiske konsekvenser knyttet til for eksempel størrelse av den delen av nettverket som har mye mulig utveksling seg imellom. Denne grupperingen kan også brukes som romlig enhet for analysere eventuelle økologiske fellestrekk innenfor communities og forskjeller communities imellom (for eksempel knyttet til effekter av isolasjon).	
Potential community connector	edge	En "potential community connector" er en potensiell forbindelse mellom to "communities". Denne forbindelsen er en del av de få / svake forbindelser to communities imellom. Forbindelsesstyrken av en "potential community connector" er i den nåværende situasjonen svakere enn at det antas at den bidrar til å knytte to communities til sammen. Men langs denne forbindelsen kan det skapes en ny (tillegg) forbindelse mellom to svak forbundete klynger i nettverket.	Forbindelser som er karakterisert som "potential community connector" er forbindelser som ville være relevant for en mulig videreutvikling av nettverket. Dette er fordi disse ville knytte sammen komponenter av nettverket som har lite konnektivitet i den aktuelle situasjonen. Å forbedre konnektiviteten til et nettverk langs en "potential community connector" vil øke antall alternative spredningsveger (redundans) der et nettverk er sårbart. På denne måten kan konnektiviteten til et nettverk gjøres mer robust (se Zetterberg et al. 2010: 185ff).	

Begrep i nettverksteori	Knyttet til	Definisjon	Mulig økologisk forklaring / tolkning	Eksempel
Articulation points	vertex	En node i et nettverk betegnes som "articulation point" hvis antall isolerte klynger i nettverket ville øke i tilfellet noden mister funksjonen eller blir borte fra nettverket.	"Articulation points" er noder som ikke har alternativer når det gjelder å holde nettverket sammen (redundans). De representerer dermed "flaskehalsen", dvs. steder der nettverket er sårbart. Det å skaffe alternative veger til slike noder kan være en strategi når man vil videreutvikle robustheten av et nettverk (se Zetterberg et al. 2010: 185f).	
Articulation	vertex	Articulation er en tallverdi som gjengir antallet av nye isolerte klynger som ville oppstå hvis en "articulation point" mister funksjonen eller blir borte fra nettverket.	Articulation er en måte å tallfeste betydningen av en node for at nettverket henger sammen og dermed opprettholdelse av spredningsveger mellom ellers isolerte delpopulasjoner.	



Begrep i nettverksteori	Knyttet til	Definisjon	Mulig økologisk forklaring / tolkning	Eksempel
Bridge	edge	En forbindelse i et nettverk betegnes som en "bridge" hvis antall isolerte klynger i nettverket ville øke hvis denne forbindelsen mister funksjonen eller blir borte fra nettverket.	Bridges er forbindelser som har ingen alternativer når det gjelder å holde nettverket sammen (redundans). De representerer dermed "flaskehals", dvs. steder der nettverket er sårbart. Det å skaffe alternative veier til slike forbindelser kan være en strategi når man vil videreutvikle robustheten av et nettverk (se Zetterberg et al. 2010: 185f).	
Minimum spanning tree (MST)	edge	En minimum spanning tree (MST) er et utvalg av forbindelser i et nettverk, som forbinder nodene i nettverket med minst mulig antall forbindelser (dvs. uten løkker) og slik at summen av avstand for dette settet av forbindelser er minimal (eller forbindelsesstyrken er maksimal). Hvis nettverket består av flere isolerte klynger ("clusters") som hver har sine MST, kalles dette en "minimum spanning forest".	MST kan anses som ryggrad i et nettverk (Bunn et al. 2000: 272). Forbindelsene innenfor et MST er de forbindelsene som er mest viktig for et nettverk hvis målet er å ha det sammenhengende. Fordi dette viser den mest effektive måten å knytte alle nodene sammen til et (mest mulig) sammenhengende nettverk.	

Begrep i nettverksteori	Knyttet til	Definisjon	Mulig økologisk forklaring / tolkning	Eksempel
Diameter	graph	Diameter av et nettverk er lengden av den lengste av de mulige korteste stiene mellom parvise vertices (inkludert forbindelser med mellomtrinn), der lengden er målt gjennom nettverket.	Diameter gir en indikasjon på hvor mye/langt nettverket strekker seg gjennom landskapet. Den er et mål på "Traversability" og kan dermed anses som en proxy for "spreading-of-risk" or "long distance rescue" (Bunn et al. 2000: 272)	Diameteren i eksemplet-nettverket er: 14.5 Se også eksemplet på shortest path
Degree centrality	vertex	"Degree centrality" er definert som antall forbindelser en node har til andre noder rundt omkring. I denne sammenheng tas det ikke hensyn til egenskaper av relasjonene mellom et node-par utover at de er enten forbundet eller ikke.	Verdien for "degree centrality" sier noe om robustheten og variasjon av mulig utveksling (tilføyning) av organismer i den forstand at det tallfester antall mulige refugier som er direkte tilgjengelig fra en node og som samtidig er mulige kilder for kolonisering.	
Weighted degree centrality	vertex	"Weighted degree centrality" er en variasjon av degree centrality der det tas hensyn til romlige relasjoner nodene imellom, basert på "edge weights". "Weighted degree centrality" er i denne rapporten definert som summen av forbindelsesstyrken en node har til nabo-nodene. Potensiell mengde av utveksling av organismer fra en node til en annen (gitt ved områdenes areal) er brukt for å definere forbindelsesstyrken. Dvs. "weighted degree centrality" tar hensyn til retningsbestemthet i nettverket.	"Weighted degree centrality" er et mål på konnektivitet som er mer differensiert enn "degree centrality". Her tas det både hensyn til parvise funksjonell avstander mellom habitater/områder, deres bestandsstørrelse (eller en proxy for dette) og samspill av disse to faktorer for konnektivitet. Weighted degree centrality kan tolkes som relativ mengde av potensiell tilførsel av organismer til et område fra områdene i nabolag.	
Closeness centrality	vertex	Closeness centrality er et mål på hvor mange trinn som trengs for å nå alle andre noder i et nettverk fra en gitt node.	Closeness centrality beskriver romlig beliggenhet av et habitat/område i et nettverk. Jo mindre closeness centrality, jo mer ligger en node i kanten av nettverket (desentral).	

Begrep i nettverksteori	Knyttet til	Definisjon	Mulig økologisk forklaring / tolkning	Eksempel
Vertex betweenness	vertex	Vertex betweenness er definert som antall korteste veger ("shortest paths") mellom alle kombinasjoner av nodene langs nettverket som går gjennom en node når selve noden ikke er begynnelsen eller slutten av vegen.	Vertex betweenness er en mulighet for å tallfeste hvor viktig en node (her et vernområde) er for "flyten" gjennom nettverket. Vertex betweenness anses som en mulighet for å identifisere "gatekeepers" eller "stepping stones" som kjernelementer i et nettverk (se Zetterberg et al. 2010: 185f).	
Local vertex betweenness	vertex	Local vertex betweenness er en variant av vertex betweenness der det kun tas hensyn til korteste veger innen et (lokalt) nabolag, dvs. der sammenlagt veglengde er mindre enn en definert nabolag størrelse (maksimal veg lengde).	Selv om en node kan ha mindre betydning for hele nettverket, så kan den likevel ha stor betydning for konnektivitet i det lokale nabolaget (se Zetterberg et al. 2010). Denne skalaeffekten kan fanges opp med målet "local vertex betweenness".	

Begrep i nettverksteori	Knyttet til	Definisjon	Mulig økologisk forklaring / tolkning	Eksempel
Edge betweenness	edge	Edge betweenness er definert som antall korteste veger ("shortest paths") langs nettverket som går gjennom en edge.	Edge betweenness er en mulighet for å tallfeste hvor viktig en forbindelse er for "flyten" gjennom nettverket.	
Local edge betweenness	edge	Local edge betweenness er en variant av edge betweenness der det kun tas hensyn til korteste veger innen et (lokalt) nabolag, dvs. der sammenlagt veglengde er mindre enn en definert nabolagstørrelse (maksimal veglengde).	Selv om en forbindelse kan ha mindre betydning for hele nettverket, så kan den likevel ha stor betydning for konnektivitet i det lokale nabolaget (se Zetterberg et al. 2010). Denne skalaeffekten kan fanges opp med målet "local edge betweenness".	



Begrep i nettverksteori	Knyttet til	Definisjon	Mulig økologisk forklaring / tolkning	Eksempel
Edge betweenness community	edge	Edge betweenness community er en algoritme for å identifisere "communities" med relativ høy tetthet av forbindelser og forbindelser mellom communities som har et mindre antall alternativer. Algoritmen fungerer slik: 1) beregn edge betweenness, 2) fjern forbindelsen med høyest verdi for edge betweenness, 3) beregn edge betweenness på nytt, 4) osv. I denne prosessen spores det hvordan nettverket nedbrytes til alle forbindelser er fjernet og nettverket bare består av isolerte noder. Resultatet er en matrise som gjenspeiler den hierarkiske strukturen i et nettverk.	Edge betweenness community er på den ene siden en mulighet for å identifisere mer eller mindre isolerte delpopulasjoner. På den andre siden kan delene av nettverket med færre alternative forbindelser anses som flaskehalser for spredning.	







*Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.*

*NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.*

*Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-2487-1

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

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

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

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger