

Modellering av utbredelse for vassdragstilknyttede moser og lav

En test av utbredelsesmodellering utført på et utvalg av
sjeldne og rødlistede arter

Vegar Bakkestuen, Lars Erikstad, Harald Bratli og Rune Halvorsen



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.

Modellering av utbredelse for vassdragstilknyttede moser og lav

En test av utbredelsesmodellering utført på et utvalg av sjeldne
og rødlistede arter

Vegar Bakkestuen
Lars Erikstad
Harald Bratli
Rune Halvorsen

Bakkestuen V., Erikstad, L., Bratli, H. & Halvorsen, R. 2016. Modellering av utbredelse for vassdragstilknyttede moser og lav. En test av utbredelsesmodellering utført på et utvalg av sjeldne og rødlistede arter – NINA Rapport 1110. 42 s.

Oslo, april 2016

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2731-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (PDF)

REDAKSJON

Vegar Bakkestuen

KVALITETSSIKRET AV

Marianne Evju

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

NVE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tor Carlsen

FORSIDEBILDE

Vettisfossen med sprutsone. Foto: Lars Erikstad

NØKKEWORD

Utbredelsesmodellering, rødlistet, vassdrag, Norge, moser, lav

KEY WORDS

Distribution modelling, red-listed species, river systems, Norway, bryophytes, lichens

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Bakkestuen V., Erikstad, L., Bratli, H. & Halvorsen, R. 2016. Modellering av utbredelse for vassdragstilknyttede moser og lav. En test av utbredelsesmodellering utført på et utvalg av sjeldne og rødlistede arter – NINA Rapport 1110. 42 s.

I denne rapporten har vi testet ut utbredelsesmodellering som metode for å øke kunnskap om vassdragstilknyttede rødlistede moser og lav, deres økologi og geografiske og topografiske tilhørighet.

Hele 68 rødlistede mosearter og 24 rødlistede lavarter ble i utgangspunktet vurdert som interessante som modelleringsobjekter. Etter flere sorteringsrunder med ulike kriterier (antall funn, tid siden siste funn, sikkerhet på artsbestemmelser osv.) ble utbredelsen til 32 mosearter og 23 lavarter modellert ved bruk av metoden MaxEnt. Gjennom en iterasjonsprosess fant vi ut at minst 11 funn av arten i ulike piksler á 100 x 100 meter (ruter langs elvenettverket) var nødvendig for at en utbredelsesmodell skulle bli økologisk tolkbar. I denne rapporten presenteres utbredelsesmodeller for 7 mosearter og 9 lavarter som tilfredsstillende disse kriteriene.

Det er utarbeidet økologiske grunnkart som grunnlag for modelleringen. Vi har fokusert på grunnkart for topografisk variasjon, terrengposisjon og solinnstråling (utledet fra en 100 x 100 m høydemodell), arealklasser (skog, dyrka mark og myr) og iboende egenskaper ved elvestrengen som elvestørrelse, vannføring, osv.

Evalueringen av MaxEnt-modellene ved hjelp av kryssvalidering (med AUC som kriterium for hvor gode modellene er) viste at modellene teknisk sett er gode til svært gode. Det er imidlertid tydelig at vi har svakheter i den reelle modellkvaliteten knyttet til artenes ulike responser på miljøegenskaper i ulik skala og kvaliteten på treningsdatasettene. Undersøkelsen avslører at det knytter seg en utfordring til valg av romlig oppløsning (vi brukte 100 x 100 m-piksler) ved modelleringen samt til kvaliteten på data som er tilgjengelige; både med hensyn til antall observasjoner av hver art, stedfesting av disse observasjonene og kvaliteten på de økologiske grunnkartene. Alle disse kvalitetsparametrene har betydelig forbedringspotensial.

Sikker informasjon om hvor gode modellene er forutsetter at modellene evalueres ved bruk av uavhengig innsamlede feltvalideringsdata. Innsamling av slike data var ikke mulig innenfor prosjektets ramme. Modellene viste at mange av artene responderer på regionale (bioklimatiske) gradienter, sjelden på lokale egenskaper ved elvestrengene. Bedre modellering av artenes respons på lokale forhold krever at modellering gjøres med data fra et mindre geografisk område og med høyere oppløsning. Modellområdet bør avgrenses spesielt for hver enkelt art.

Vår konklusjon er at utbredelsesmodellering kan bli et nyttig verktøy for prediksjon av elvetilknyttede arters utbredelse og lokale forekomst. For at dette målet skal nås må et betydelig arbeid legges ned i kvalitetsheving av stedfestingen av artsobservasjonene og kvalitet og oppløsning på relevante økologiske grunnkart for egenskaper som beskriver elvenettverket i Norge.

Vegar Bakkestuen (vegar.bakkestuen@nina.no), Lars Erikstad og Harald Bratli: Norsk institutt for naturforskning (NINA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo. Rune Halvorsen: Naturhistorisk museum (NHM), Universitetet i Oslo, Boks 1172 Blindern, 0318 Oslo.

Abstract

Bakkestuen V., Erikstad, L., Bratli, H. & Halvorsen, R. 2016. Modelling distribution of river related bryophytes and lichens. A test of distribution modelling on a number of rare and red-listed species. – NINA Report 1110. 42 pp.

We have tested distribution modelling as a method for better understanding of river-related red-listed bryophytes and lichens, their ecology, geographical distribution and relationship with topographic and other environmental variables.

A total of 68 red-listed bryophyte species and 24 red-listed lichen species were considered as modelling targets. Based upon selection criteria such as number of species observations, time since last recording, reliability of identifications, georeferencing accuracy, etc., we produced distribution models for 32 bryophyte species and 23 lichen species. Through an iteration process, we found that observations in 11 pixels of 100 × 100 m squares along river networks were a minimum required for obtaining an ecologically meaningful model. Only seven bryophyte species and nine lichen species fulfilled these criteria.

Ecological maps were created as basis for the modelling. Such maps were created for topographic, terrain position and sun radiation based upon a 100 × 100 m elevation model, and for land-use classes (forest, agricultural land and mires) and other attributes directly associated with the river system, such as river size, water flow, etc.

Evaluated by cross-validation (using AUC as goodness-of-fit criterion), the models were good to very good. Unfortunately, the state-of-the-art method for model evaluation by independently collected data could not be used due to lack of data. Many of the modelled species were found to respond to regional gradients rather than local conditions related to the river systems. Improved models of local distributions of the species may be obtained by use of a smaller geographical area (extent) which is defined for each species separately.

The resolution (we used 100 × 100 m pixels) to be used for modelling also needs further consideration. Improvements are needed with respect to the quality of species observation data and the quality of the ecological maps.

We conclude that distribution modelling may be a useful tool for prediction of the distribution and autecology of river-associated cryptogams. To reach this goal, considerable investments have to be made in increasing the quality of species information (notably the precision of georeferencing) and the quality of ecological maps describing Norwegian riverine systems.

Vegar Bakkestuen (vegar.bakkestuen@nina.no), Lars Erikstad and Harald Bratli: Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway.
Rune Halvorsen: Natural History Museum (NHM), University of Oslo, P.O. Box 1172 Blindern, NO-0318 Oslo, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning.....	7
1.1 Tidligere modelleringsforsøk	7
1.2 Ulike forutsetninger for vellykket modellering.....	8
2 Materiale og metoder	9
2.1 Økologiske grunnkart.....	9
2.2 Basisinformasjon	10
2.2.1 Basis lokal elveinformasjon	11
2.3 Artsdata.....	12
2.4 Utbredelsesmodellering.....	12
3 Resultater	15
3.1 Økologiske grunnkart for elvenettverket i Norge	15
3.2 Innsamlede artsdata	15
3.3 En analyse av kvaliteten på eksisterende data for modellering.....	17
3.4 Utbredelsesmodeller for et antall vassdragstilknyttede moser og lav i Norge	18
4 Diskusjon og konklusjon	35
4.1 Beskrivelse av de utvalgte artene	35
4.2 Utbredelsesmodellene	37
4.3 Kvaliteten på treningsdataene for utbredelsesmodellene	38
4.4 Økologiske grunnkart for elvenettverket.....	38
4.5 Konklusjon	39
5 Referanser.....	40

Forord

Prosjektet har vært et samarbeid mellom NINA (Norsk institutt for naturforskning) og NHM (Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo). Tor Carlsen har vært kontaktperson hos NVE.

Prosjektet springer ut av behovet å teste ut utbredelsesmodellering for vassdragstilknyttede rødlistede mose- og lavarter for å skaffe mer informasjon om disse artenes økologi, geografiske utbredelse og avhengighet av topografiske forhold. Videre har hensikten vært å knytte de ulike artenes avhengighet av elvenettverket i Norge til egenskaper som elvestørrelse, vannføring, terrengposisjon og andre økologisk viktige egenskaper.

Siden muligheten for å kunne lage gode utbredelsesmodeller for elvetilknyttede rødlistearter ble evaluert av Evju et al. (2011), har den økende mengden av artsregistreringer tilgjengeliggjort gjennom GBIF og Artsdatabanken økt betraktelig. Fortsatt gjenstår imidlertid mye digitaliseringsarbeid av for eksempel konsesjonsrapporter som kunne ha blitt brukt i modelleringene. Prosjektet har sammen med GBIF-Norge forsøkt å framskaffe så mye stedfestet informasjon om vassdragstilknyttede moser og lav som mulig høsten 2014.

Harald Bratli har hatt ansvaret for å velge ut kandidat-arter for modellering samt beskrivelse av artenes økologiske preferanser så langt disse er kjent og beskrevet. Ansvarlig for tilrettelegging av kartdata for modelleringen har vært Lars Erikstad. Utbredelsesmodelleringen følger prosedyre utviklet av geo-økologisk forskningsgruppe ved NHM-UiO (Sabrina Mazzoni og Rune Halvorsen). Rune Halvorsen har vært ansvarlig for modelleringsmetodikk, f.eks. valg av innstillinger og prosedyrer for modelleringen. Sabrina Mazzoni har gjort det praktiske modelleringsarbeidet. Prosjektleder har vært Vegar Bakkestuen.

Vi takker Dag Endresen og Christian Svindseth ved den norske GBIF-noden for uttak av all tilgjengelig stedfestete informasjon om de utvalgte mose- og lavartene. Videre takker vi Sabrina Mazzoni for kjøring av modellene ved NHM, og NVE for god dialog i løpet av prosjektperioden.

Oslo, april 2016

Vegar Bakkestuen
Prosjektleder

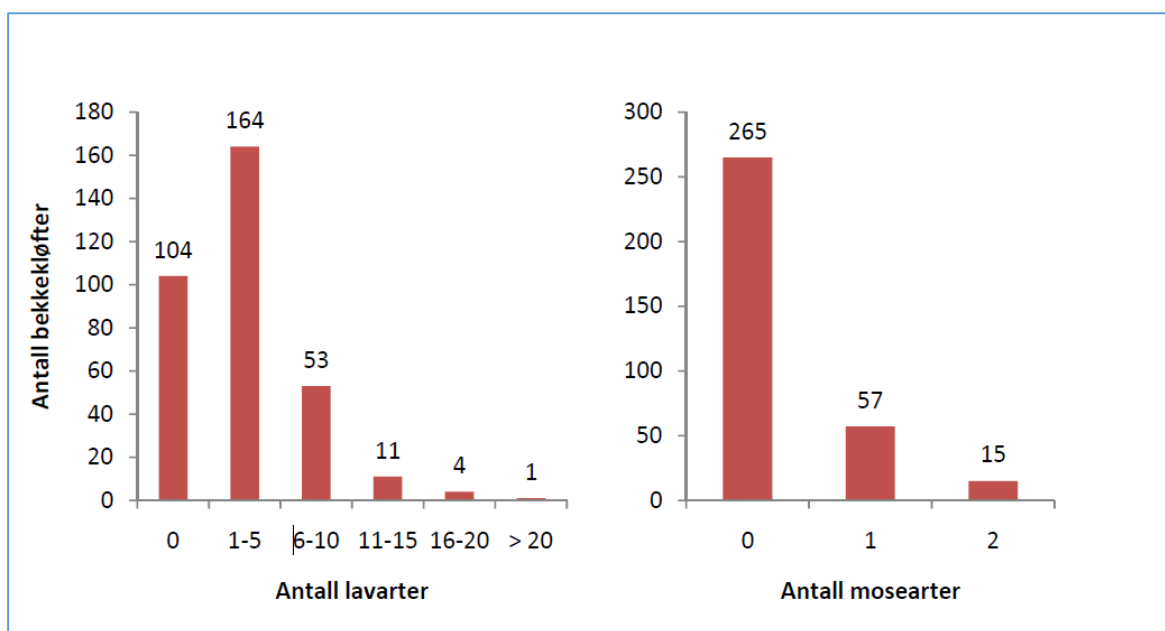
1 Innledning

Hovedmålet med dette oppdraget er å lage utbredelsesmodeller for et utvalg av vassdragstilknyttede moser og lav i Norge. Slike modeller, som kan 'oversettes' til utbredelseskart, er helt avhengig av gode økologiske grunnkart (prediktorer – miljøvariabler i GIS format) og gode treningsdata (observasjoner av arter med tilhørende koordinater). NINA har tidligere (Evju m.fl. 2011) gjort et forsøk på en tilsvarende modellering. Slik vi konkluderte da og slik vi ser det nå, er de to hovedutfordringene:

- Skala og tilgang på tilstrekkelige gode data. Særlig er den landsdekkende høydemodellen som nå er tilgjengelig litt for upresis fordi den er interpolert fra 20 meters koter i oppløsninger fra 25 × 25 m til 100 × 100 m. Dette kan være for grovt til modellering av miljøforhold i svært detaljerte målestokker. På den annen side kan det ikke utelukkes at de viktigste forholdene er fanget opp slik at modellene likevel kan gi verdifulle bidrag.
- Kunnskap om hvor artene vokser. Her trengs svært detaljert geografisk informasjon/observasjon av et antall voksesteder som kan brukes som treningsdatasett i en modellering.

1.1 Tidligere modelleringsforsøk

I tidligere modelleringsforsøk (Evju et al. 2011) var lavt antall kjente observasjoner med tilstrekkelig presis stedfesting et viktig hinder for god modellering. Selv om testområdet var valgt ut med omhu, og eksperter på lav og moser og deres voksesteder ble trukket inn, var det ikke mulig å sette sammen datasett som kunne gi gode modeller for utbredelse i fin målestokk (**figur 1**).



Figur 1. Frekvensfordeling over antall rødlistede arter av lav og moser funnet i bekkekløfter i bekkekløftprosjektet. (Figur fra Evju et al. 2011).

Mengden stedfestede artsdata øker stadig, både i omfang og presisjon. Til dette arbeidet har vi håndplukket en del antatt sjeldne og rødlistede og vassdragstilknyttede moser og lav for å se om datatilgangen er bedret slik at det nå er mulig å lage gode utbredelsesmodeller. I den forbindelse er artsutvalgskriteriene tilpasset tilgangen på nye artsobservasjoner (fra artsdatabanken.no). Et

tilleggskrav var at artenes økologi er tilstrekkelig kjent, slik at modelleringsresultatene kan tolkes og forstås økologisk.

1.2 Ulike forutsetninger for vellykket modellering

Artsdata levert fra Artsdatabanken inneholder opplysninger om hvor arter er funnet (kun tilstedeværelse – «presence only data»). Som utgangspunkt for utbredelsesmodellering har slike data den begrensingen at man mangler opplysninger om hvor arten *ikke* finnes. Dette påvirker modellenes kvalitet dersom datatilgangen er liten eller hvis observasjonene er skjevfordelt i forhold til naturlig utbredelse. Skjevfordeling kan oppstå både på regional skala og på lokal skala. Regional skjevhet kan oppstå for eksempel hvis arten bare er registrert i deler av landet, mens den faktisk også finnes andre steder. Lokalt kan tilsvarende skjevhet oppstå hvis datatilfanget er samlet inn ved spesialundersøkelser i bestemte naturtyper og dokumentasjon mangler fra andre naturtyper der arten også finnes.

Modellering forutsetter også at de observasjonene som benyttes, er korrekt bestemt til art. Størst usikkerhet er knyttet til artsobservasjoner som ikke f.eks. er belagt med foto eller herbariemateriale. Også i offentlige herbariesamlinger finnes det feilbestemt materiale og behov for kontrollbestemmelser. Det gjelder blant annet for arter der det har skjedd endringer i den taksonomiske oppfatningen uten at herbariemateriale er revidert. Feilbestemmelser av herbariebelegg av arter som er krevende å artsbestemme, kan også forekomme.

Utbredelsesmodellering er avhengig av gode økologiske grunnkart, det vil si kartfestet informasjon om relevante miljøvariabler som har, eller kan ha, betydning for hvor arten finnes. Dette kan være data for terrengvariasjon, geologisk variasjon, klimavariasjon og annen areal- eller arealbruksvariasjon. Forhold som bestemmer datakvaliteten, er god arealmessig dekning i området der modelleringen blir foretatt, samt at dataene er tilstrekkelig detaljerte for formålet. Terrengvariasjon er viktig fordi terrenget bestemmer lokal miljøvariasjon, f.eks. relatert til fuktighet og lokalklima. Terrengdata hentes fra nasjonale høydedatabaser. Heldekkende høydedatabaser er i Norge fremdeles konstruert ved interpolering fra koter (landsdekkende med 20 meters ekvidistanse, i lavlandet også med 5 meters ekvidistanse). Etter hvert er metoder med uavhengig registrering av terrenghøyde tatt i bruk (LIDAR). LIDAR-data finnes nå for store områder. Nasjonal dekning mangler imidlertid fortsatt. Brukes en høydedatabase med 100 m oppløsning interpolert fra koter med 20 meters ekvidistanse, kan man få et godt bilde av lokal overordnet terrengvariasjon, mens detaljene i terrenget (små knauser etc.) ikke kan ses.

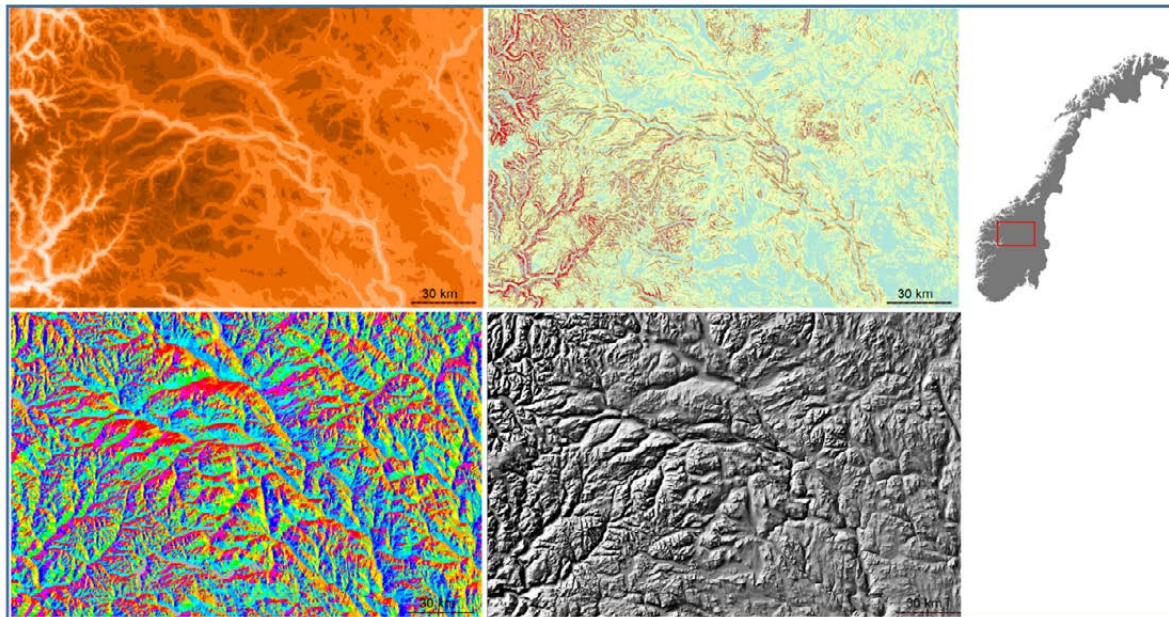
2 Materiale og metoder

2.1 Økologiske grunnkart

Økologiske grunnkart er en samlebetegnelse på kartmodeller som beskriver miljøvariasjon som antas å kunne forklare arters og naturtypers utbredelse. I forbindelse med utbredelsesmodellering ('prediksjonsmodellering') kalles slike økologiske grunnkart for prediktorer fordi variabler avledet fra informasjonen i grunnkartene brukes som forklaringsvariabler ('prediktorer') i modelleringen. I dette prosjektet er slike kart utviklet og tilrettelagt for elvenettverket (ELVIS – tilgjengelig via nve.no).

Vi har valgt å bruke rasterformat (også kalt GRID). Dette formatet er bygd opp av rektangulære celler, også kalt piksler, med en forhåndsbestemt størrelse (skala, 'kornstørrelse', 'oppløsning'). Et godt eksempel på et raster er en høydemodell interpolert fra f.eks. et kotegrunnlag (**figur 2**). Satellittbilde og flyfoto er også data som kommer på et rasterformat. En viktig grunn til at vi har brukt raster er blant annet at prediksjonsverktøyet som vi anvender, kun aksepterer dette formatet. For å kunne bruke rasterformatet må det først bestemmes hvilken skala (pikselstørrelse) som skal brukes i analysene. Dette kan være vanskelig å avgjøre. 25×25 m-piksler kan gi en mer presis beskrivelse av elvens bredde enn en oppløsning på 100×100 m, mens sistnevnte gir et riktigere bilde i forhold til dagens høydemodellkvalitet der høydetallene er interpolert fra koter med 20 m ekvidistanse.

Størrelsen på datafilene øker dramatisk når oppløsningen blir mer detaljert. Maskinkapasiteter og programvarebegrensninger legger derfor begrensninger for hvor store modeller vi kan håndtere. En 25×25 m-modell inneholder 16 ganger så mange piksler som en 100×100 m-modell, og filstørrelsen vil da også være bortimot 16 ganger så stor. Ved landsdekkende analyser på grunnlag av data med oppløsning 100×100 m og 25×25 m oppstår fort problemer med å håndtere de store datamengdene. Særlig gjelder dette for 25×25 m. Ettersom også den landsdekkende nasjonale høydemodellen er basert på 20 m-koter i deler av landet, særlig over skoggrensen, har vi valgt å bruke 100×100 m oppløsning som grunnlag for modellene. Vi vil understreke at en ny LIDAR-basert høydemodell (som er på trappene) gir store muligheter for forbedring av modeller (se Erikstad et al. 2013).



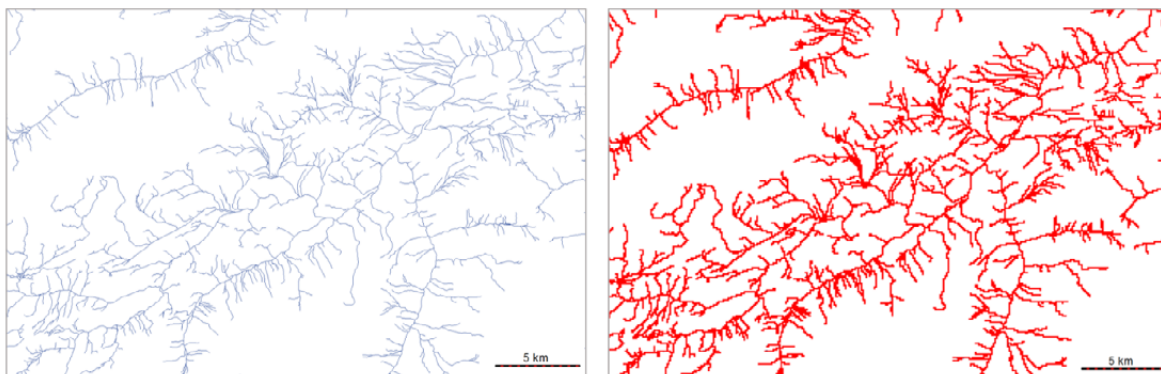
Figur 2. Et utsnitt av den norske høydedatabasen med 100 meters pikselstørrelse vist i fire forskjellige representasjoner fra øverst venstre til nederst høyre: Høyde over havet, skråning, hellingsretning og terrengskygge.

2.2 Basisinformasjon

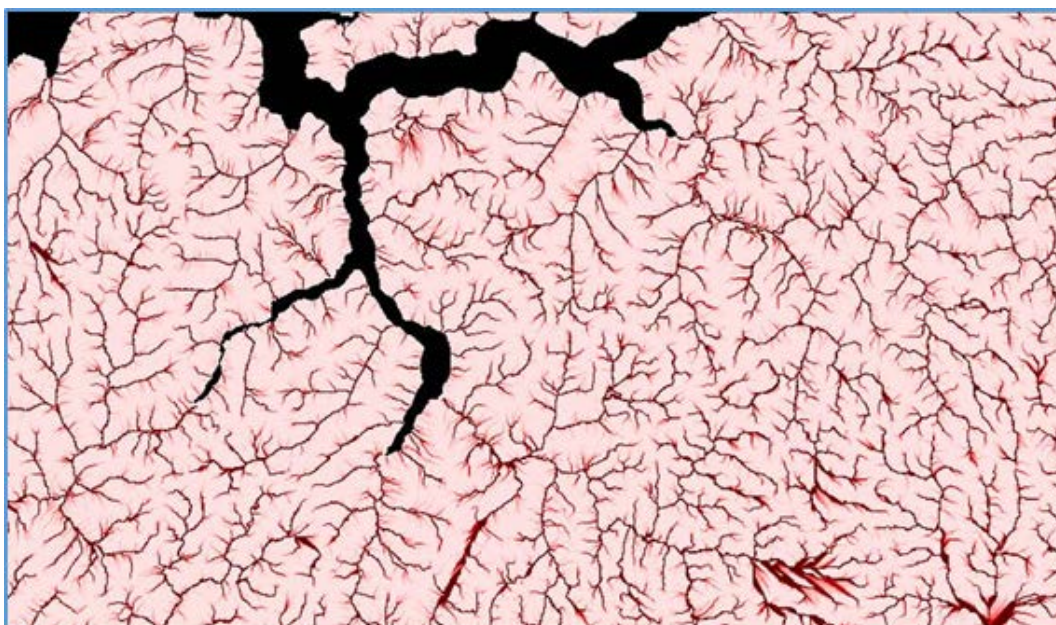
Som utgangspunkt for utvikling av økologiske grunnkart, har vi brukt elvenettverket (**figur 3**). Elvenettverket kan i sin helhet lastes ned i GIS-vektorformat fra NVE.no gjennom databasen 'Elvis' (nve.no). Hele elvenettverket ble konvertert fra vektorlinjer til et 100 x 100 m rasterdatasett.

Annen grunnlagsinformasjon som er ønskelig for modellering av elvetilknyttede kryptogamer er nedbørfeltinformasjon og avrenningsdata. NVEs nedbørfeltdatabase (REGINE) er den sentrale kilden til informasjon om nedbørfelt i Norge. Navngivningen av elvestrenger i elvenettverket er blant annet koblet til navn på nedbørfeltet strengen befinner seg i. Vi har foreløpig ikke klart å koble elvenettverket til REGINE på en måte som viser hvilke elvestrenger som ligger oppstrøms og nedstrøms for hverandre, eller hente ut informasjon om miljøforhold i nedbørfelt oppstrøms ulike lokaliteter i elvenettverket. Grunnen til at dette er komplisert, er at det i prinsippet kan lages selvstendige nedbørfelt for ethvert punkt langs elvenettverket.

Vi har imidlertid beregnet to andre hydrologiske variabler, vannopphopning (*flow accumulation*) og vannflytretning (*flow direction*) for hver 100 x 100 m-piksel i hele landet (**figur 4**). Disse variablene er beregnet i annen sammenheng for finere oppløsning og er tilpasset 100-meters oppløsning. Modellene er beregnet med programvaren GRASS. Med NVE sitt avrenningskart som grunnlag for informasjon om mengden vann som renner gjennom hver 1 km-rute i hele landet (Beldring et al. 2002), har det vært mulig å beregne omtrentlig vannføring og å dele elvesegmentene inn i ulike størrelsesklasser. Dette er foreløpig ikke gjort og dermed heller ikke inkludert i grunnlagsmaterialet for modellene.



Figur 3. Elvenettverket for elvene Bøvra og Leira i Jotunheimen vist i vektorisert (til venstre) og rastret form (til høyre) (pikselstørrelse 100 m).



Figur 4. Vannopphopning (flow accumulation) kartutsnitt for en del av Nordvestlandet (Geirangerfjorden, Nordalsfjorden). Avrenningsområdet øker med styrken i rødfargen. Steder med utflytende signatur er dekket av vann.

2.2.1 Basis lokal elveinformasjon

Flere av analysene av terrengvariasjon langs elvene er gjort ved å koble elvenettverket til 100 x 100 m-høydemodellen (se også Wong & Colleuille 2005). Ut fra denne høydemodellen (som blir betegnet DEM – *digital elevation model*) har vi avledet følgende andre terrengvariabler (**tabell 1**, jf. også **figur 2**).

Tabell 1. Prediktorvariabler som ble benyttet i romlig prediksjonsmodellering av rødlistede moser og lav langs elvenettverket i Norge.

Prediktor	Variabelnavn	Opprinnelse	Avledning
Arealklasser	Skog Dyrket mark Myr	Statens kartverk N50	Antall pixler av skog, dyrket mark eller myr talt opp i et nabolag 3 × 3 piksler (300 x 300 meter) rundt hvert elvenettspixel.
Høyde over havet (m)	HOH	Digital terrengmodell (DEM)	Terrengmodellen er avledet fra 20-meterskoter i N50 (Statens kartverk)
TPI	TPI 1 TPI 6	Avledet fra DEM (se over)	Topografisk posisjonsindeks som gir uttrykk for landform og posisjon i skråning (se Jenness 2006 og Bakkestuen et al. 2014) i nabolag (sirkel med 1 og 6 km diameter, henholdsvis for å identifisere kløfter (1 km) og daler (6 km)).
Helning	Slope	Avledet fra DEM (se over)	Maksimal høydeforskjell mellom midtpunktet i en gitt gridrute og en hvilken som helst naborute
Solinnstråling	Direkte innstråling Reflektert (diffus) innstråling	Avledet fra DEM (se over)	Utregnet etter standard algoritme i ArcGIS versjon 10.1.
Relativt relieff	Relativt relieff	Avledet fra DEM (se over)	Differansen mellom høyeste og laveste høydeverdi i nabolag 3 × 3 pixler (300 x 300 meter)

Dette er et utvalg variabler som kan tenkes å være relevant for modellering av elvetilknyttede kryptogamer (se f.eks. Erikstad et al. 2005). Ved videre testing, utvikling og evaluering av modellene vil det være aktuelt å inkludere flere variabler samt bruke data av høyere kvalitet. Alle disse datasettene fremkommer ved bruk av standard GIS-algoritmer. TPI er en enkel indeks som er definert ut fra forskjellen i høyde mellom en piksel og dens nabolag (Jenness 2006). I dette tilfellet er nabolaget 1 km valgt. Tidligere erfaringer tilsier at dette er en god løsning når formålet er å få fram lokal terrengvariasjon, mens målenabolag 6 km er mer egnet og ble valgt for å få fram overordnet topografisk variasjon (dal/ås) (Erikstad & Blumentrath 2011, Erikstad et al. 2013).

2.3 Artsdata

Som treningsdatasett for modelleringen har vi benyttet all tilgjengelig stedfestet artsinformasjon med tilstrekkelig presis stedfesting og beskrivelse av voksesteder for relevante og antatt sjeldne mose- og lavarter. Data er hentet fra museumssamlingene med tilgang via GBIF eller GBIF-Norge (www.gbif.no) og Artsdatabanken (Artsdatabanken 2014) og museumssamlinger. Bare observasjoner i 100 x 100 m-ruter med elv, med presis nok stedfesting (± 100 m) er inkludert. Vi har brukt kriteriedokumentasjonen i Artsdatabankens rødlistedatabase (se www.artsportalen.artsdatabanken.no) og andre kilder der tilgjengelig for å beskrive artenes økologi og forekomster.

2.4 Utbredelsesmodellering

I første sorteringsrunde ble totalt 68 sjeldne og rødlistede mosearter og 24 lavarter vurdert som å ha tilstrekkelig data for å være modellerbare. Etter å ha evaluert resultatet av alle disse modellene valgte vi i andre sorteringsrunde å modellere 32 mosearter og 23 lavarter. Erfaringen

etter var at artene måtte ha observert tilstedeværelse i minst 11 ulike 100 x 100 m piksler for å resultere i en økologisk tolkbar modell. Dette antallet er basert på erfaring fra utbredelsesmodellering og tilgang på dataforekomster (Halvorsen 2013). Således endte vi opp med 16 sjeldne og rødlistede mose- og lavararter som tilfredsstilte dette kravet. Modelleringen ble gjort for alle de 5939096 pikslene å 100 x 100 m som inneholdt elv som modelleringens definisjonsområde.

Utbredelsesmodelleringen ble gjort ved bruk av metoden *maximum entropy modelling* (MaxEnt), som er en statistisk metode som kan brukes til modellering av mange ulike typer data, inkludert utbredelsesdata. MaxEnt er en parallell til standard regresjonsmodelleringsmetoder som f.eks. generaliserte lineære modeller (GLM; Halvorsen 2013). Framgangsmåten i denne rapporten er lik den som er beskrevet i Norderhaug et al. (2012) og Bakkestuen et al. (2014).

MaxEnt-metoden tilpasser en funksjon til sammenhengen mellom en responsvariabel og et sett av forklaringsvariabler (prediktorvariabler). Dersom vi har mange miljøvariabler og velger å representere hver av dem med mange prediktorvariabler, vil modellene kunne bli svært komplekse. Komplekse modeller gir en svært presis beskrivelse av sammenhenger mellom responsvariabler og forklaringsvariabler i treningsdatasettet, men det er ikke gitt at de har bedre evne til prediksjon på steder der responsen er ukjent (Hastie et al. 2009, Norderhaug et al. 2012). Med økende modellkompleksitet øker også faren for at modellen blir en blåkopi av treningsdatasettet heller enn en oppsummering av generelt gyldige sammenhenger mellom responsvariabel og forklaringsvariabler. Den beste romlige prediksjonsmodellen er derfor den som har best prediksjons-evne på et uavhengig innsamlet evalueringsdatasett, uavhengig av modellens kompleksitet (Halvorsen 2011, 2013).

Det finnes en lang rekke modellseleksjonsmetoder (f.eks. Norderhaug et al. 2012). Fordi vi ønsket å tolke viktigheten av de ulike forklaringsvariablene, gjorde vi en forhåndsutvelgelse av forklaringsvariabler. Bare variabler som passerte denne forhåndsutvelgelsen, ble brukt i selve Maxent-modelleringen. Forhåndsutvelgelse blant forklaringsvariablene ble gjort på grunnlag av prinsippet om forlengs utvelgelse (*forward selection*; Crawley 2007). Forhåndsutvelgelsen ble utført på samme måte som i Norderhaug et al. (2012) og Bakkestuen et al. (2014), og er gjengitt under:

1. Hver forklaringsvariabel ble først brukt som eneste forklaringsvariabel i Maxent. Som mål på variabelens evne til å forklare variasjon i tilstedeværelse av artene, brukte vi AUC-verdier som ble beregnet i Maxent (AUC-T) på grunnlag av treningsdataene (se nedenfor og Halvorsen (2011, kapittel 4.2.2)).
2. For hver forklaringsvariabel ble variabelen med høyest AUC, nedenfor kalt 'best', valgt ut.
3. Nye Maxent-analyser, med to forklaringsvariabler, ble gjort for hver av gruppene av forklaringsvariabler. I disse analysene ble variabelen Best brukt i kombinasjon med en og en av de øvrige variablene.
4. Dersom det innenfor en variabelgruppe fantes variabler som sammen med Best resulterte i en Maxent-modell med en AUC-verdi som var mer enn 0,01 enheter høyere enn AUC-verdien til modellen som var basert på Best alene, ble variabelen som resulterte i størst økning av AUC valgt ut. Hvis ingen av variablene resulterte i en økning i AUC på minst 0,01 enhet, ble bare Best valgt fra denne gruppa.
5. Prosessen ble gjentatt innenfor hver gruppe til det ikke lenger fantes noen variabel som sammen med tidligere valgte variabler resulterte i en modell med mer enn 0,01 enhet høyere AUC enn modellen uten denne ekstra variabelen.

Som mål på hvor gode modellene er, brukte vi AUC og kryssvalidering (se Halvorsen 2011). En AUC på over 0,5 viser at modellens prediksjoner øker sjansen for å finne arten sammenliknet med rein gjetting (Elith et al. 2006). For hver modell ble det konstruert en ROC-kurve (*receiver operating characteristic curve*) (se Halvorsen 2011 for detaljer). Arealet under ROC-kurven, AUC (*area under curve*), ble benyttet som indikator på hvor god prediksjonsmodellen var. AUC-verdien er et estimat for sannsynligheten for at en modell vil tilordne en høyere relativ predikert

sannsynlighet for forekomst til en tilfeldig valgt tilstedeværelsesobservasjon enn til en tilfeldig valgt fraværsobservasjon (Halvorsen 2013). Prediksjonsmodeller karakteriseres ofte som meget gode når AUC-verdien er mellom 0,9 og 1,0, som gode når AUC er mellom 0,8 og 0,9, som akseptable når AUC er mellom 0,7 og 0,8 og som dårlige når som AUC er lavere enn 0,7. Denne karakteristikken er grov og ikke eksakt, særlig ikke når AUC er beregnet på grunnlag av kryss-validering og ikke på grunnlag av uavhengig innsamlede evalueringsdata (Halvorsen 2013).

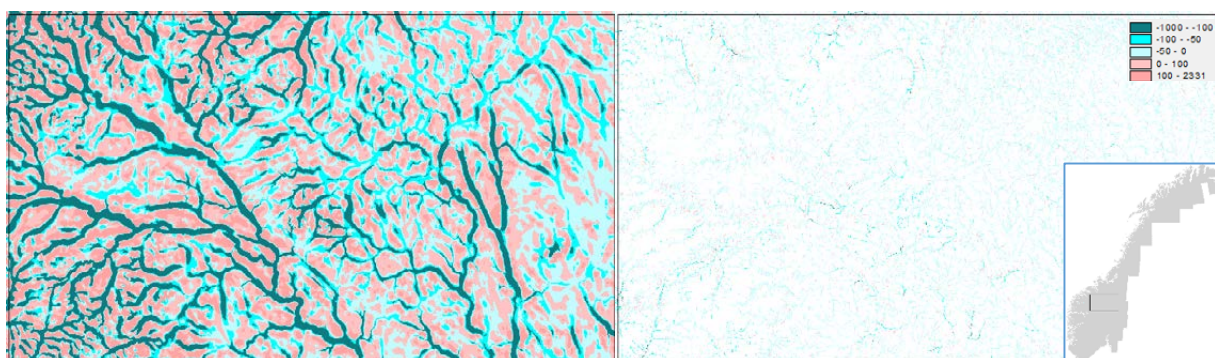
Modellprediksjonene er angitt som PRO (probability ratio output; Halvorsen 2013), det vil si verdier på en skala der gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. som i praksis betyr at økende PRO-verdi gir større sannsynlighet for å finne arten.

For å visualisere utbredelsesmodellene ble pikslene konvertert til punkter, og det ble satt en grenseverdi ('cut-off') for hvilken piksel-verdi (punktverdi) som kunne antas å representere et aktuelt habitat for hver enkelt modellert art. På dette grunnlaget ble kart som visualiserer modellene lagd for hver av artene. For de arter hvor alle PRO-verdien var under 0,025 for alle piksler har vi valgt å ikke vise noen punktverdier for prediksjonene da vi mener at modellen ikke tilfører noen ekstra informasjon i forhold til tilfeldige kartmodeller.

3 Resultater

3.1 Økologiske grunnkart for elvenettverket i Norge

Et sett av økologiske grunnkart er utarbeidet og videre tilrettelagt for utbredelsesmodellering gjennom dette prosjektet. Et eksempel på et heldekkende datasett er vist i **figur 5**. Tilretteleggingen har bestått i å trekke ut data for elvenettverksrasteret slik at modelleringen begrenses til hundremeterspikslers langs elvenettverket.



Figur 5. TPI målt i nabolag 6×6 km for pikslers med størrelse 100×100 m. Sterkt blå pikslers angir høyde betydelig mindre enn gjennomsnittshøyden i nabolaget og er en sterk indikasjon på en dal. Tilpasset elvenettverket til høyre dominerer derfor de blå fargene (negativ TPI).

3.2 Innsamlede artsdata

I første sorteringsrunde fant vi fram til 68 mosearter og 24 lavararter som står på gjeldende rødliste for arter (Kålås et al. 2010) og som er tilknyttet ferskvann, våtmark og/eller flomsone. Vi samlet først inn alle norske funn (observasjoner) av alle disse artene. Deretter sorterte vi funnene etter angitt økologi og sorterte vekk arter med få funn, arter som ikke har vært funnet i Norge på svært lenge og arter som ikke anses direkte vassdragstilknyttet. Etter denne sorteringen gjensto 32 mosearter (**tabell 2**) og 23 lavararter (**tabell 3**) som ble gjort gjenstand for utbredelsesmodellering.

Tabell 2. Oversikt over undersøkte mosearter og antall funn av disse fra GBIF.

Latinsk navn	Norsk navn	Rødlistekategori	Antall funn
<i>Anomobryum filiforme</i>	spiss-stråmose	DD	9
<i>Bryoerythrophyllum alpigenum</i>	tannfotmose	DD	3
<i>Bryum calophyllum</i>	holtannvrangmose	NT	142
<i>Bryum riparium</i>	kantknollvrangmose	VU	7
<i>Calliergon megalophyllum</i>	kjempetjernmose	EN	37
<i>Campylium radicale</i>	stjernekrøpmose	EN	5
<i>Cinclidotus fontinaloides</i>	strykmose	CR	40
<i>Didymodon rigidulus</i>	grynkurlemose	LC	183
<i>Drepanocladus sordidus</i>		VU	3
<i>Fissidens bryoides</i>	dverglommose	LC	14
<i>Fissidens crassipes</i>	elvelommose	CR	1
<i>Fissidens polyphyllus</i>	bekkelommose	EN	49
<i>Hageniella micans</i>	gløsbekkemose	EN	1
<i>Herbertus stramineus</i>	fossegrimemose	VU	107
<i>Heterocladium wulfsbergii</i>	kystflope	VU	24
<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	striglekrøpmose	NT	72
<i>Hygroamblystegium tenax</i>	nervekrøpmose	EN	6
<i>Hygrohypnum montanum</i>	huldrebekkemose	NT	115
<i>Hygrohypnum norvegicum</i>	svabekkemose	VU	27
<i>Hygrohypnum styriacum</i>	broddbekkemose	EN	3
<i>Hyocomium armoricum</i>	flommose	VU	94
<i>Isoetecium holtii</i>	vasshalemose	VU	69
<i>Meesia hexasticha</i>	kildesvanemose	EN	5
<i>Myrinia pulvinata</i>	skvulpmose	DD	115
<i>Physcomitrella patens</i>	muddermose	NT	21
<i>Platyhypnidium lusitanicum</i>	kystskeimose	VU	3
<i>Riccia canaliculata</i>	furegaffelmose	EN	20
<i>Riccia fluitans</i>	vassgaffelmose	VU	52
<i>Scapania apiculata</i>	fakkeltvebladmose	VU	87
<i>Scapania brevicaulis</i>	enkorntvebladmose	EN	2
<i>Scapania glaucocephala</i>	flomtvebladmose	CR	4
<i>Seligeria subimmersa</i>	øreblygmose	EN	4
Totalt			1324

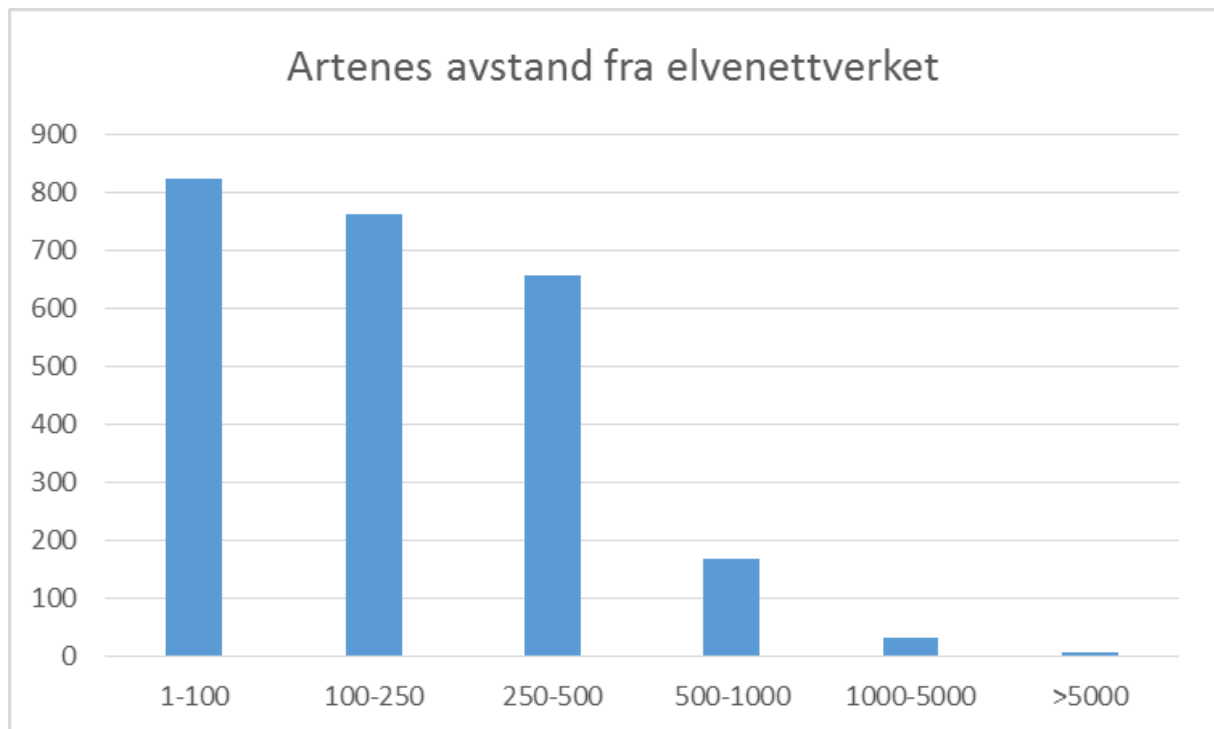
Tabell 3. Oversikt over undersøkte lavarter og antall funn av disse fra GBIF.

Latinsk navn	Norsk navn	Rødlistekategori	Antall funn
<i>Bacidina inundata</i>		NT	96
<i>Bunodophoron melanocarpum</i>	kystkoralllav	VU	344
<i>Chaenotheca cinerea</i>	huldrenål	EN	57
<i>Cladonia krogiana</i>	knauspolder	NT	79
<i>Dermatocarpon bachmannii</i>	årelær	VU	43
<i>Dermatocarpon deminuens</i>	smålar	VU	30
<i>Fuscopannaria confusa</i>	fossefjelllav	EN	180
<i>Lobaria hallii</i>	fossenever	VU	186
<i>Lobothallia melanaspiis</i>	bekkeskiferlav	NT	182
<i>Peltula euploca</i>	dvergskjold	VU	122
<i>Pertusaria flavocorallina</i>		CR	4
<i>Pilophorus cereolus</i>	grynkolve	VU	155
<i>Pilophorus dovrensis</i>	skorpekolve	VU	40
<i>Pilophorus robustus</i>	fjellkolve	VU	125
<i>Porpidia hydrophila</i>		VU	21
<i>Ramalina dilacerata</i>	småragg	EN	86
<i>Ramalina obtusata</i>	hjelmrugg	CR	69
<i>Ramalina thrausta</i>	trådrugg	VU	1175
<i>Rhizocarpon bolanderi</i>		CR	13
<i>Stereocaulon coniophyllum</i>	fingersaltlav	VU	127
<i>Stereocaulon delisei</i>	kystsaltlav	VU	74
<i>Usnea glabrata</i>	dvergstry	CR	10
<i>Usnea longissima</i>	huldrestry	EN	1682
Totalt			4900

Originalmaterialet besto av tilsammen 6224 observasjoner av de utvalgte artene, hentet ut fra GBIF-Norge og i tillegg Artsdatabankens databaser Artskart og Artsobservasjoner (Artsdatabanken 2014). Av disse var 725 helt uten koordinater, 46 angitt med koordinat 0.0 og 65 funn fra Svalbard. I alt 5453 observasjoner ble vurdert for videre analyser.

3.3 En analyse av kvaliteten på eksisterende data for modellering

En overlagshanalyse ('overlay') i GIS mellom det rastrede elvenettverket (**figur 3**) og alle observasjoner med koordinater viser at 1556 av registreringene er gjort i pikslar med elv (**figur 6**). Ytterligere 882 observasjoner ligger innenfor en 100 m buffersone rundt elvenettverket.



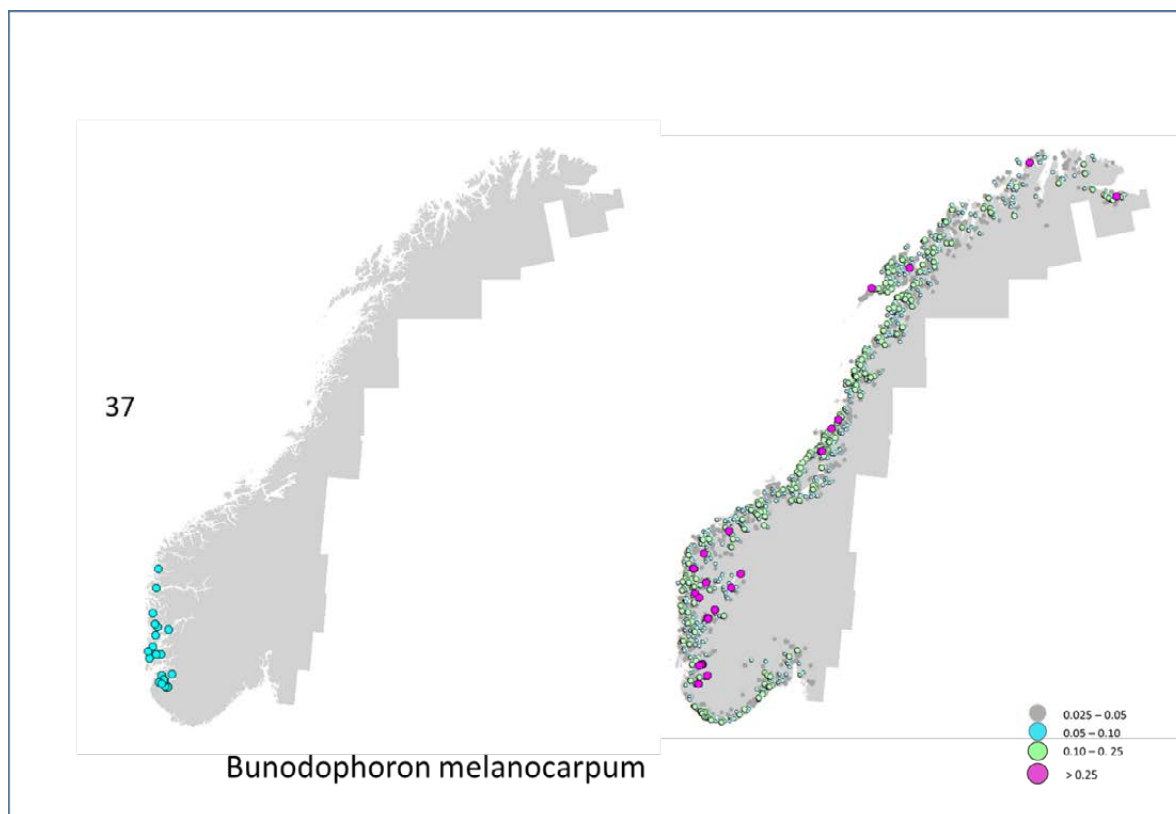
Figur 6. Av totalt 4333 innsamlede observasjoner faller 1883 innenfor elvepiksler. Figuren hvordan observasjonene fordeler seg i ulike avstander fra elv i meter (x-aksen).

De økologiske grunnkartene som er brukt, vurderes å være tilstrekkelig gode for modellering, men vi vil understreke at miljøegenskaper knyttet til detaljert terrengvariasjon, som små fosser, små gjel, mindre bergvegger osv., ikke fanges opp med den høydemodellen som er brukt.

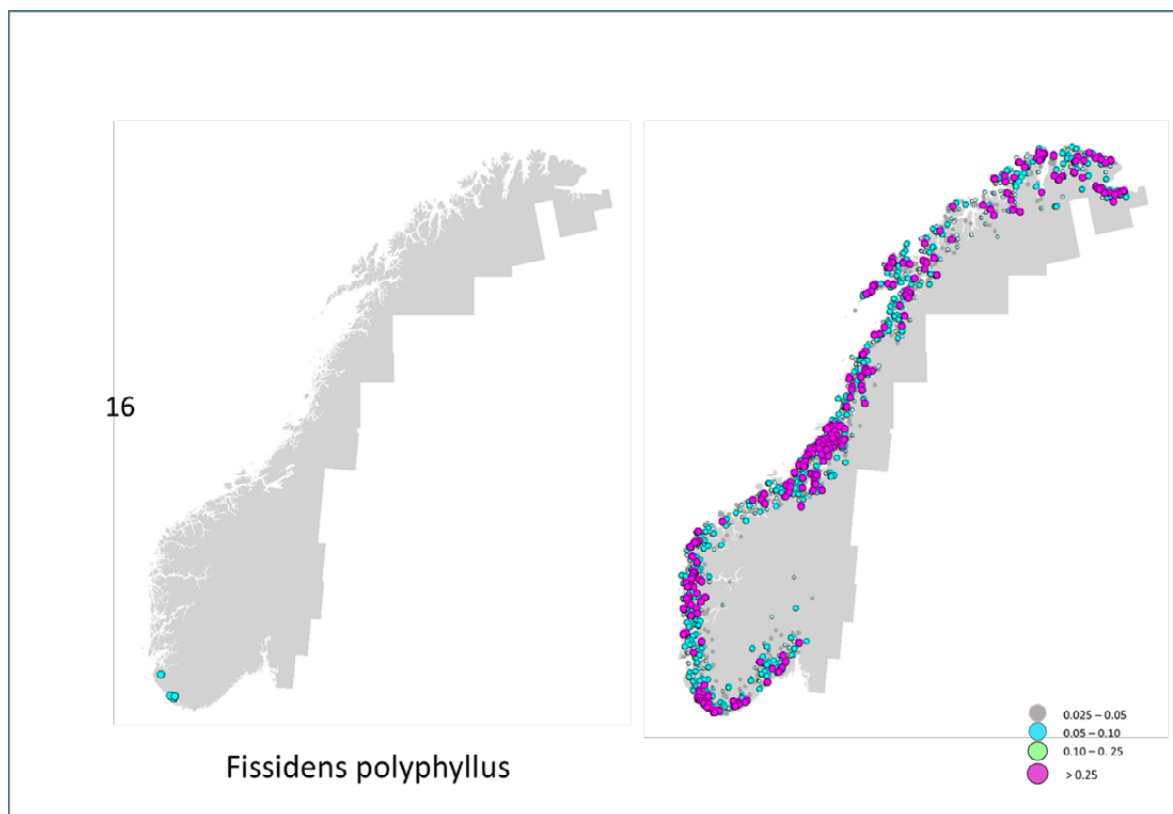
3.4 Utbredelsesmodeller for et antall vassdragstilknyttede moser og lav i Norge

Resultatene vises art for art i form av par av kart. Kartet til venstre i hvert par viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse for hver av de 16 rødlistede mose- og lavartene som minimum var observert i 11 piksler. Antallet observasjoner er oppgitt helt til venstre i figurene.

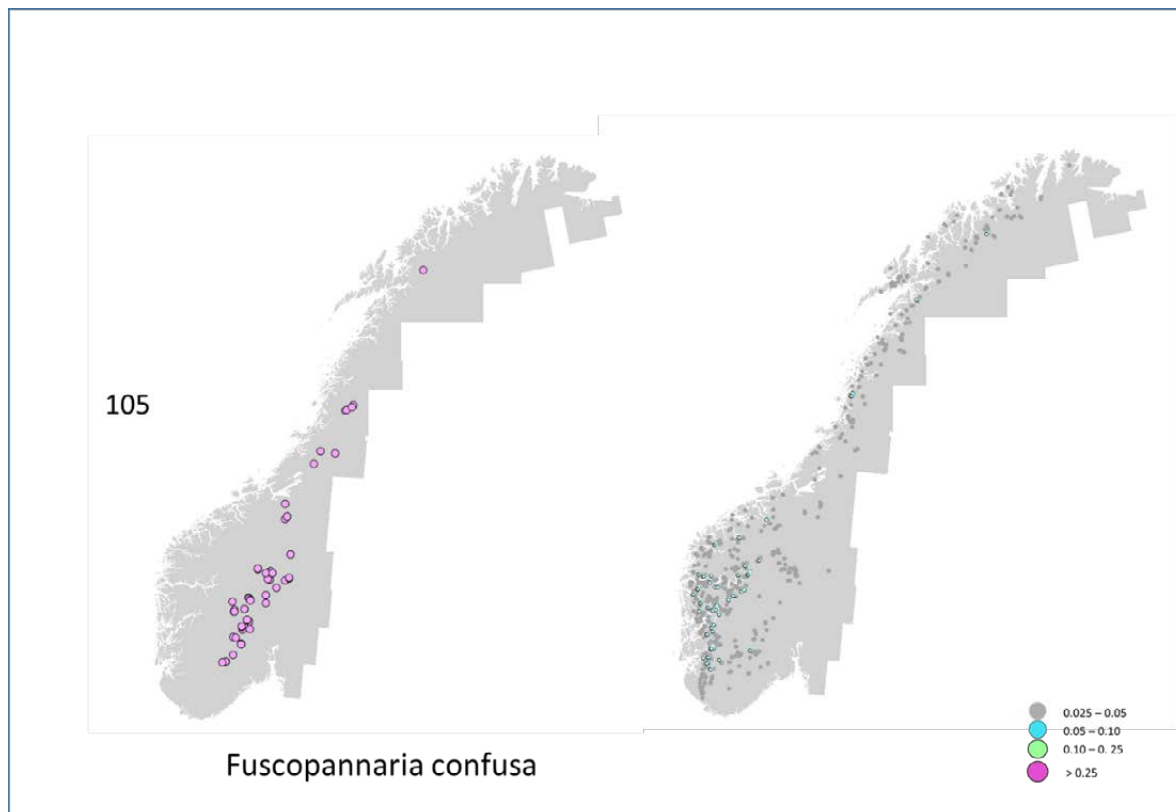
Artene som er modellert, er kystkoralllav (*Bunodophoron melanocarpum*, **figur 7**), bekkelomme-mose (*Fissidens polyphyllus*, **figur 8**), fossefiltlav (*Fuscopannaria confusa*, **figur 9**), kystfloke (*Heterocladium wulfsbergii*, **figur 10**), striglekrypmose (*Hygroamblystegium fluviatile*, **figur 11**), flommose (*Hyocomium armoricum*, **figur 12**), vasshalemose (*Isothecium holtii*, **figur 13**), fosse-never (*Lobaria hallii*, **figur 14**), skvulpmose (*Myrinia pulvinata*, **figur 15**), grynkolve (*Pilophorus cereolus*, **figur 16**), småragg (*Ramalina dilacerata*, **figur 17**), hjelmragg (*Ramalina obtusata*, **figur 18**), trådrag (*Ramalina thrausta*, **figur 19**), fakkeltvebladmoser (*Scapania apiculata*, **figur 20**), flatsaltlav (*Stereocaulon coniophyllum*, **figur 21**) og huldrestry (*Usnea longissima*, **figur 22**).



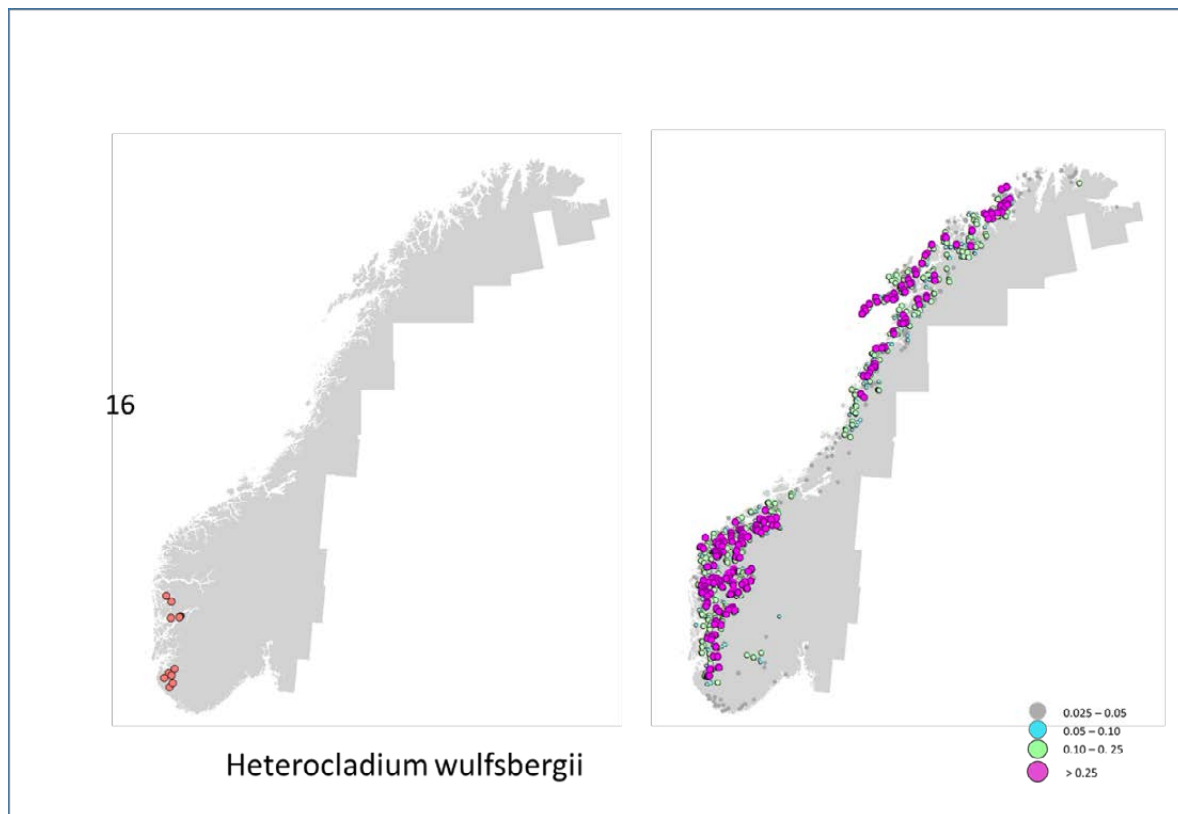
Figur 7. Kystkoralllav (*Bunodophoron melanocarpum*), rødlistekategori VU. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten, er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,9385. De fire viktigste forklaringsvariablene for denne arten er høyde over havet, direkte solinnstråling, mengde skog og grove terrengformer, det vil si store daler (TPI6). Antall funn i GBIF-Norge og Artskart var henholdsvis 344 og 299.



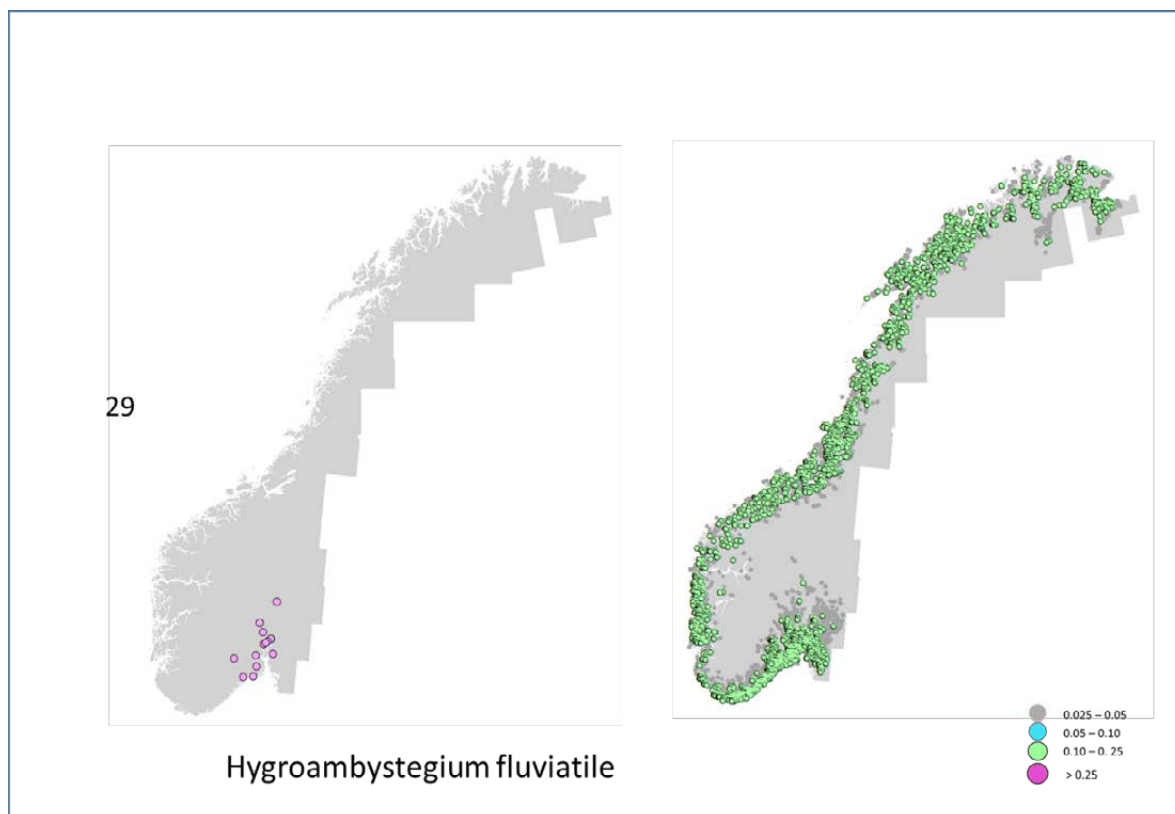
Figur 8. Bekkelommemose (*Fissidens polyphyllus*), rødlistekategori EN. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,9382. De fire viktigste forklaringsvariablene er reflektert sollys, relativt relieff, grove terrengformer, det vil si store daler (TPI6), og direkte sollys. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 49 og 53.



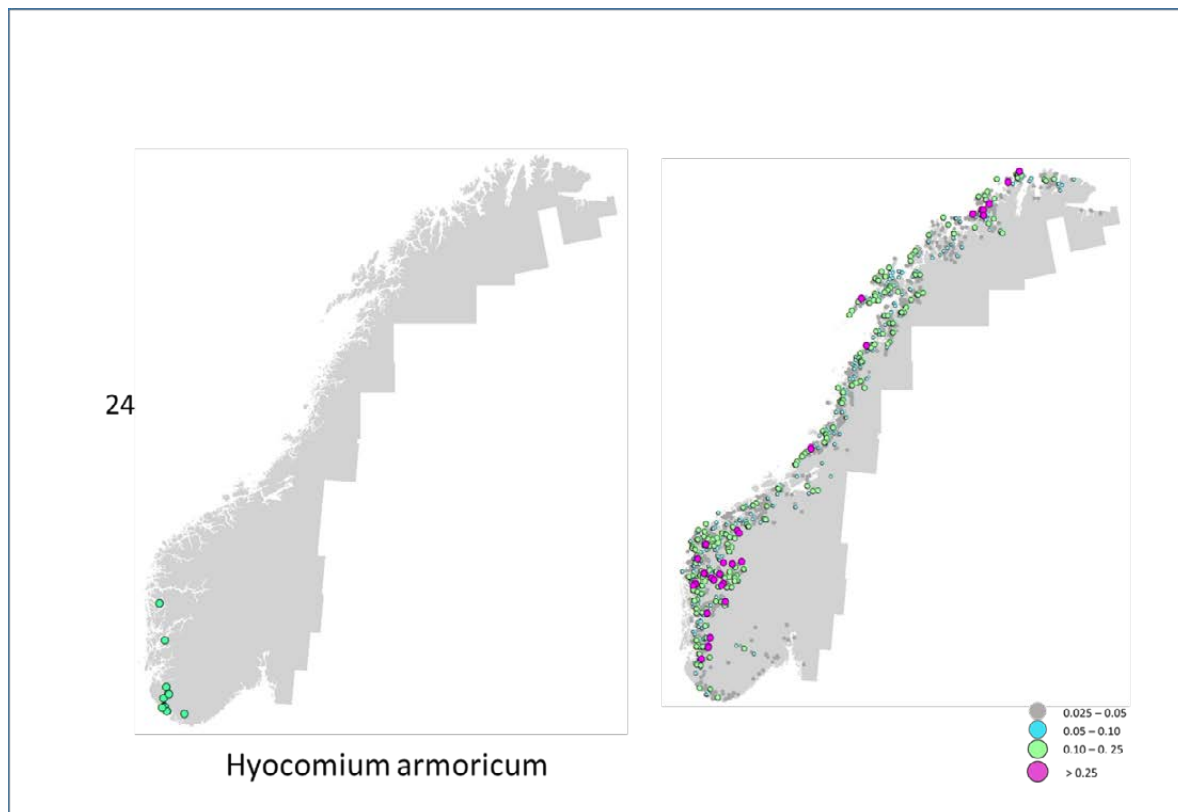
Figur 9. Fossefiltlav (*Fuscopannaria confusa*), rødlistekategori EN. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,8971. De fire viktigste forklaringsvariablene er små konkave terrengformer (bekkekløfter) (TPI1), mengde skog, grove terrengformer, det vil si store daler (TPI6), og relativt relieff. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 180 og 107.



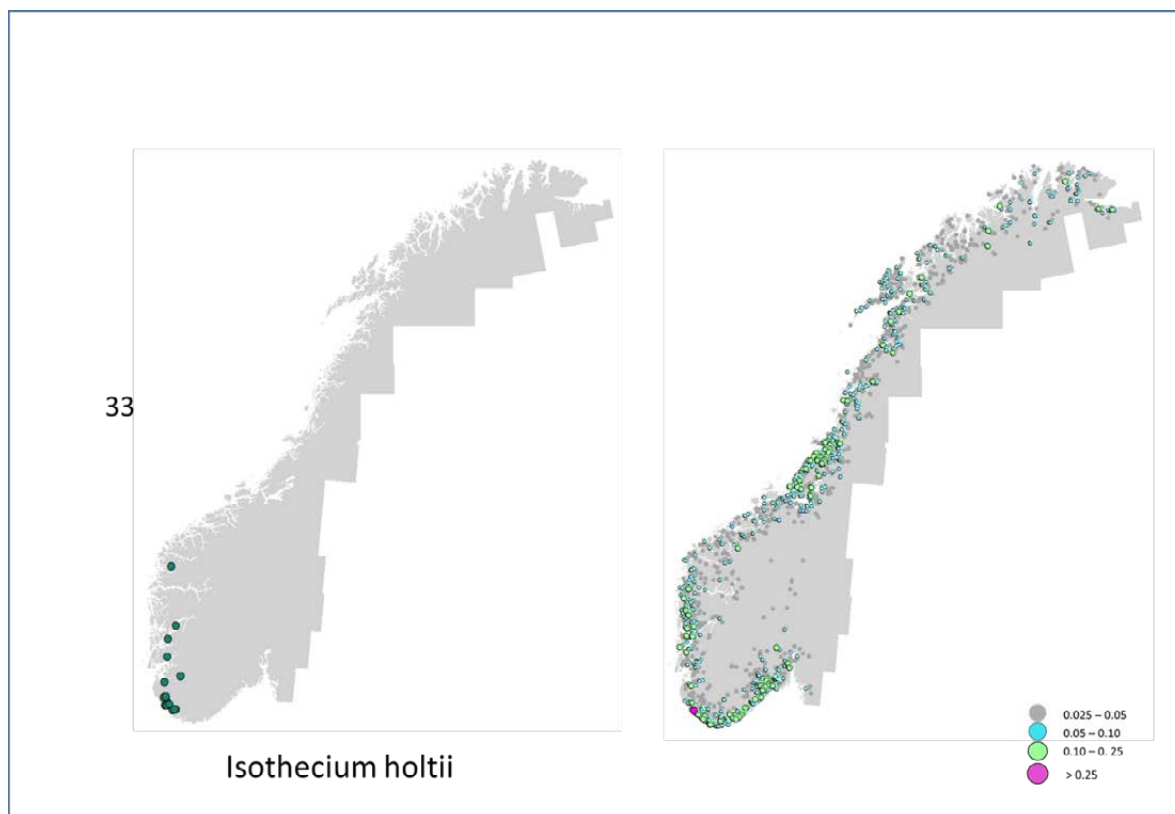
Figur 10. Kystflope (*Heterocladium wulfsbergii*), rødlistekategori VU. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,9774. De fire viktigste forklaringsvariablene er reflektert sollys, høyde over havet, relativt relieff og små konkave terrengformer (bekkekløfter) (TPI1). Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 24 og 37.



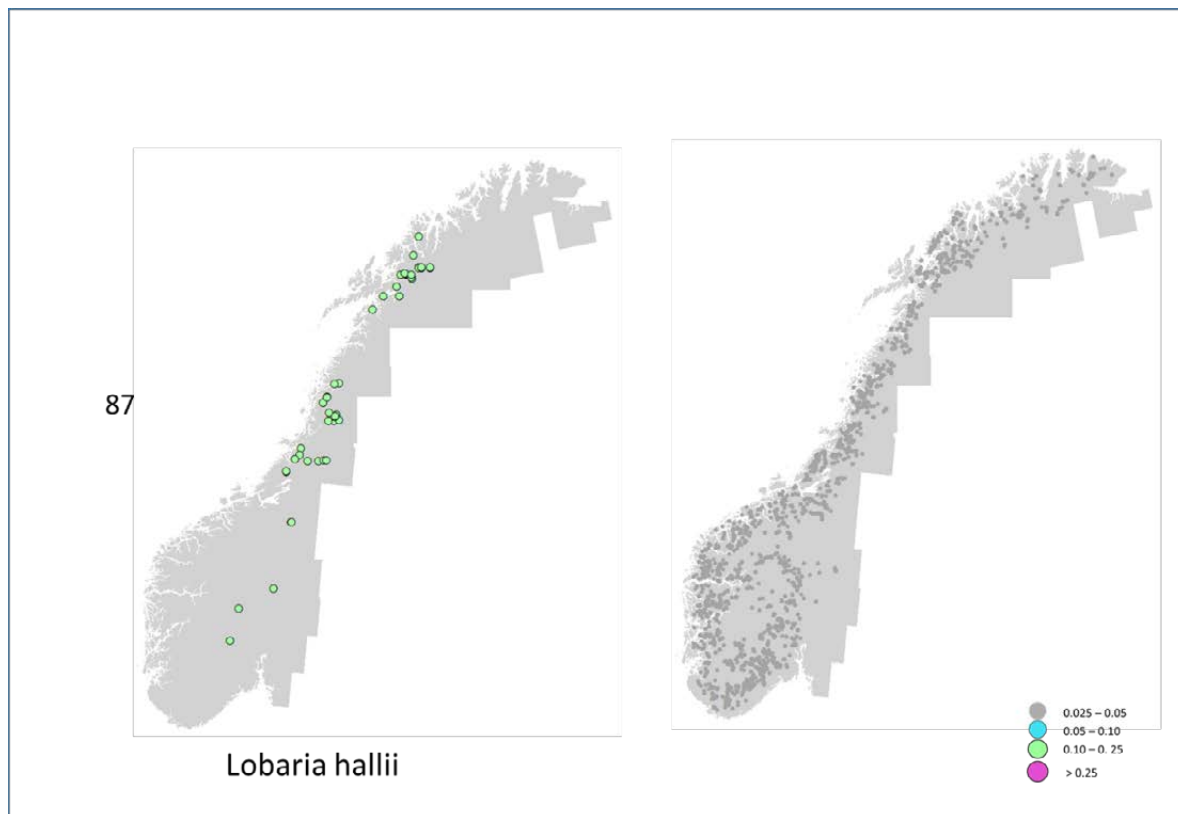
Figur 11. Striglekrypmose (*Hygroamblystegium fluviatile*), rødlistekategori NT. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,9265. De fire viktigste forklaringsvariablene er høyde over havet, små konkave terrengformer (bekkekløfter) (TPI1), mengde skog og relativt relieff. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 72 og 24.



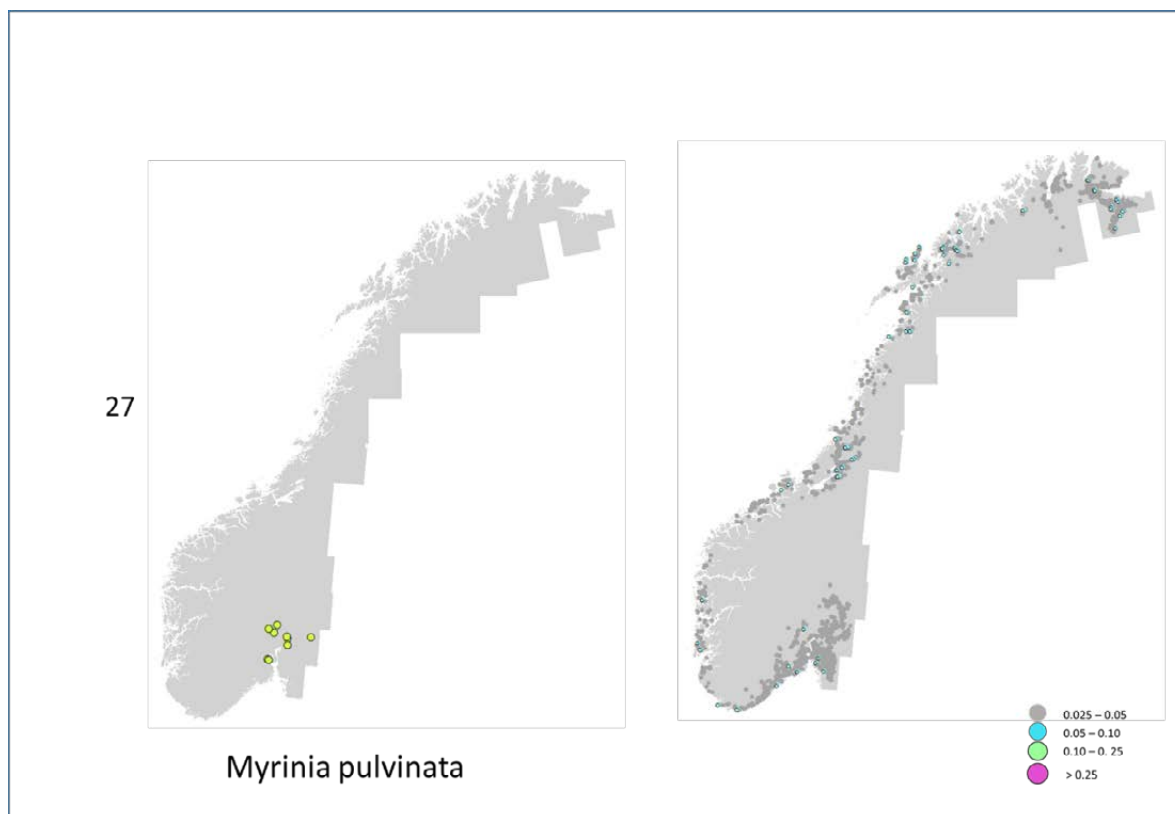
Figur 12. Flommose (*Hyocomium armoricum*), rødlistekategori VU. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,9567. De fire viktigste forklaringsvariablene er reflektert sollys, høyde over havet, helning og direkte sollys. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 94 og 106.



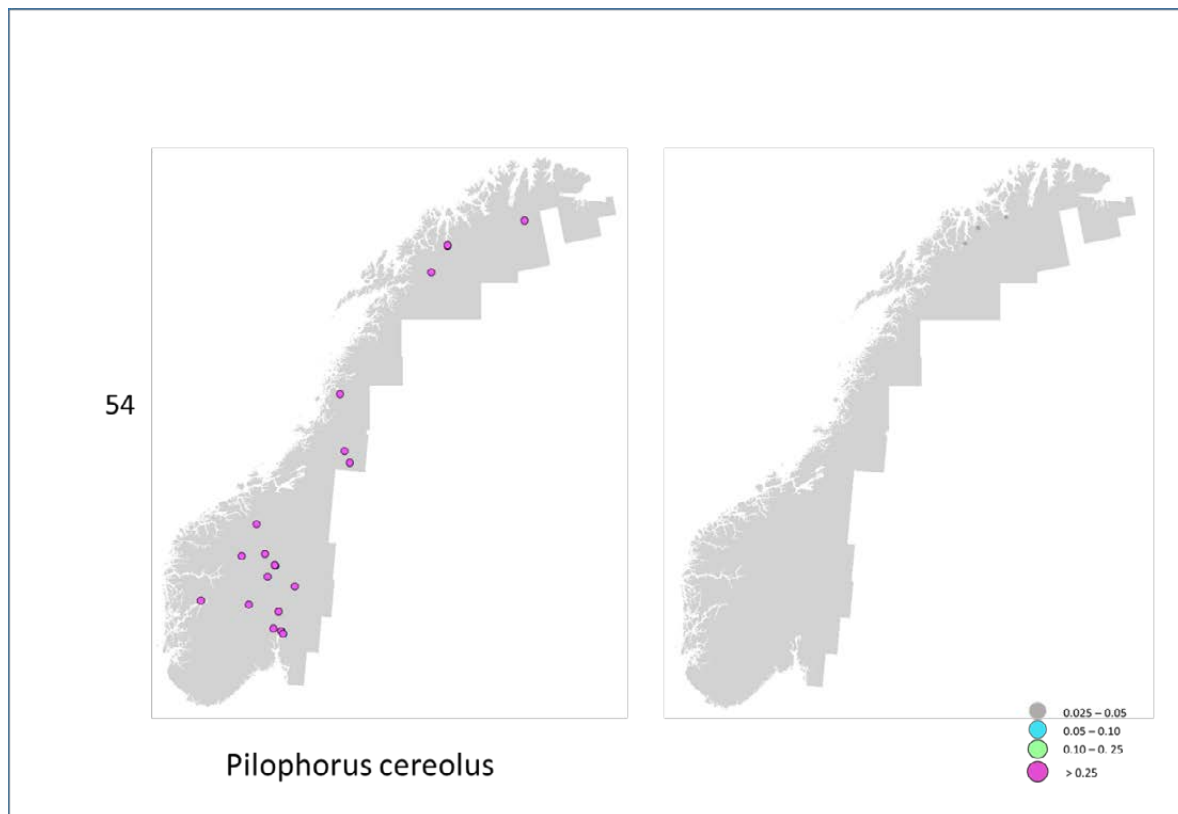
Figur 13. Vasshalemose (*Isothecium holtii*), rødlistekategori VU. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,9537. De fire viktigste forklaringsvariablene er reflektert sollys, relativt relieff, mengde skog og grove terrengformer, det vil si store daler (TPI6). Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 69 og 98.



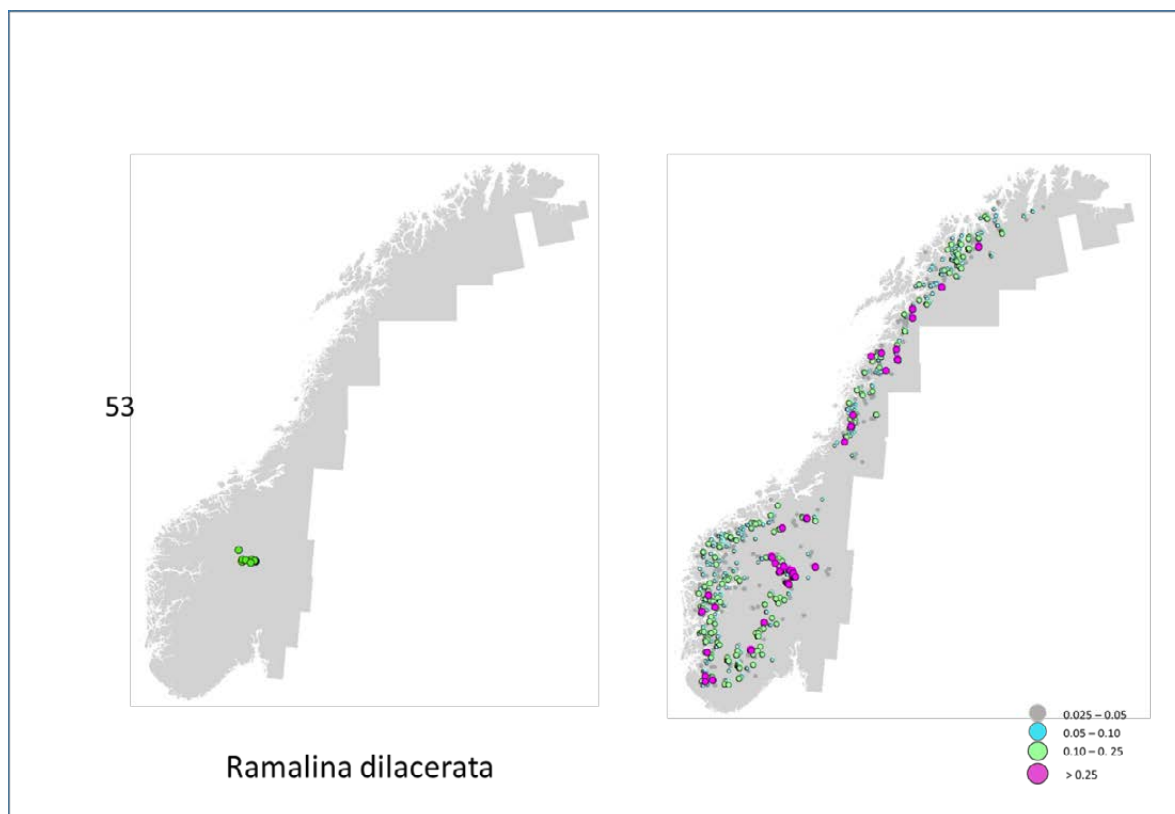
Figur 14. Fossenever (*Lobaria hallii*), rødlistekategori VU. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,8729. De fire viktigste forklaringsvariablene er små konkave terrengformer (bekkekløfter) (TPI1), reflektert sollys, grove terrengformer, det vil si store daler (TPI6), og mengde skog. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 186 og 279.



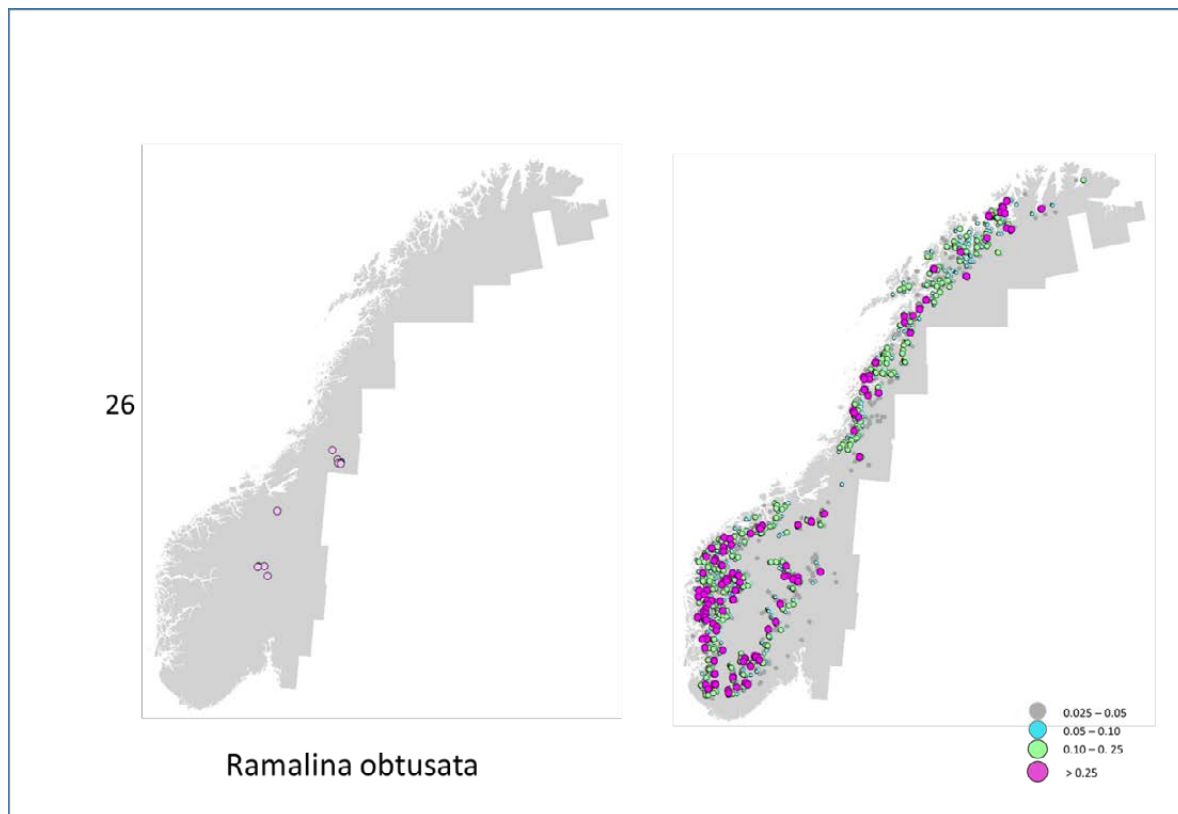
Figur 15. Skvulpmose (*Myrinia pulvinata*), rødlistekategori DD. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,9432. De fire viktigste forklaringsvariablene (prediktorene) er høyde over havet, grove terrengformer, det vil si store daler (TPI6), mengde skog og helning. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 115 og 106.



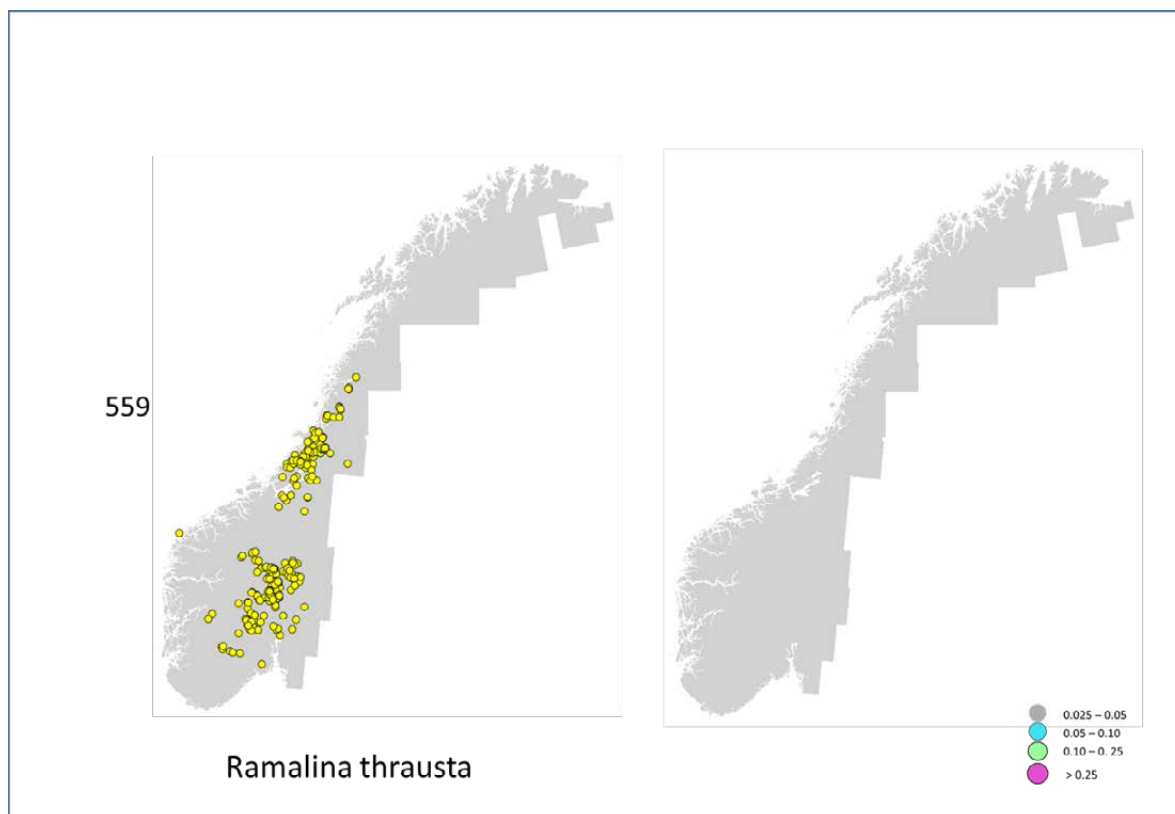
Figur 16. Grynkolve (*Pilophorus cereolus*), rødlistekategori VU. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,8808. De fire viktigste forklaringsvariablene er reflektert sollys, grove terrengformer, det vil si store daler (TPI6), mengde skog, relativt relieff. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 155 og 133. PRO-verdiene er under 0,025 for alle piksler, og derfor er det ikke visualisert noen potensielle utbredelsesområder i figuren til høyre.



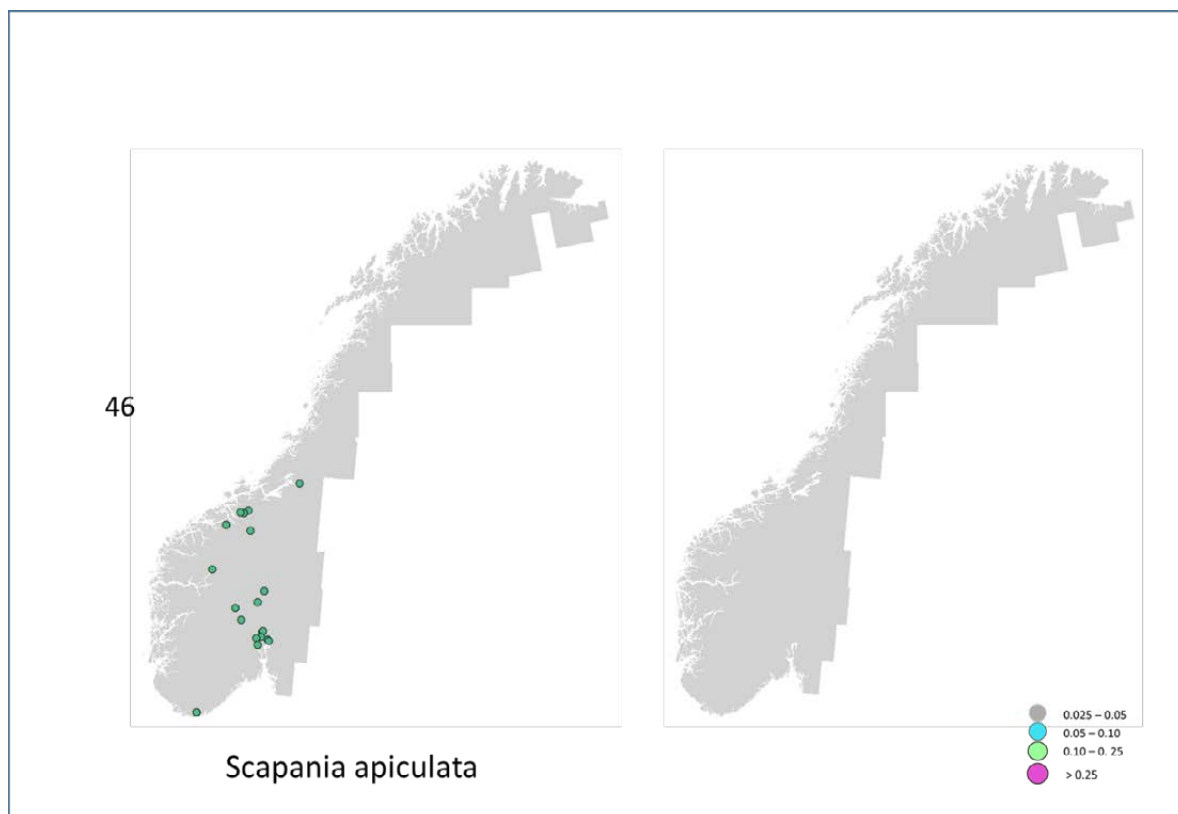
Figur 17. Småragg (*Ramalina dilacerata*), rødlistekategori EN. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,9903. De fire viktigste forklaringsvariablene er små konkave terrengformer (bekkekløfter) (TPI1), høyde over havet, grove terrengformer, det vil si store daler (TPI6), og relativt relieff. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 86 og 65.



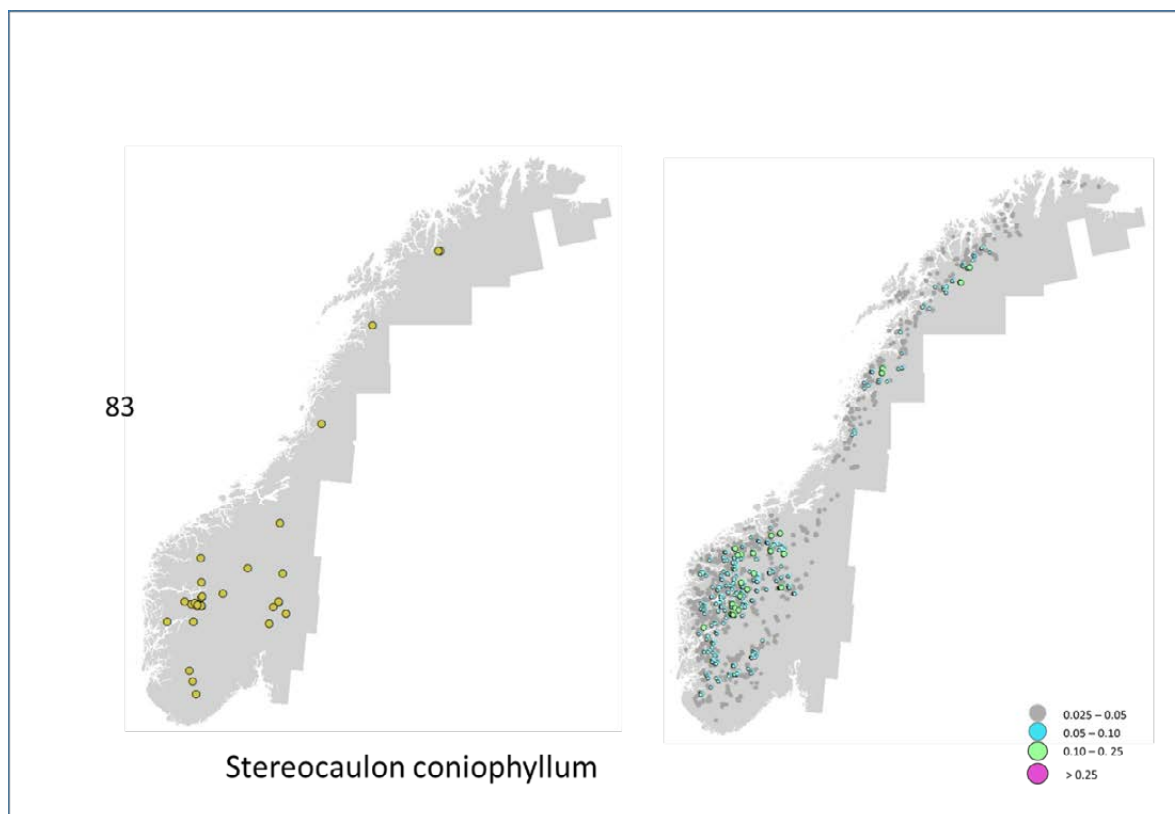
Figur 18. Hjelmragg (*Ramalina obtusata*), rødlistekategori CR. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,9512. De fire viktigste forklaringsvariablene er høyde over havet, grove terrengformer, det vil si store daler (TPI6), helning og små konkave terrengformer (bekkekløfter) (TPI1). Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 69 og 56.



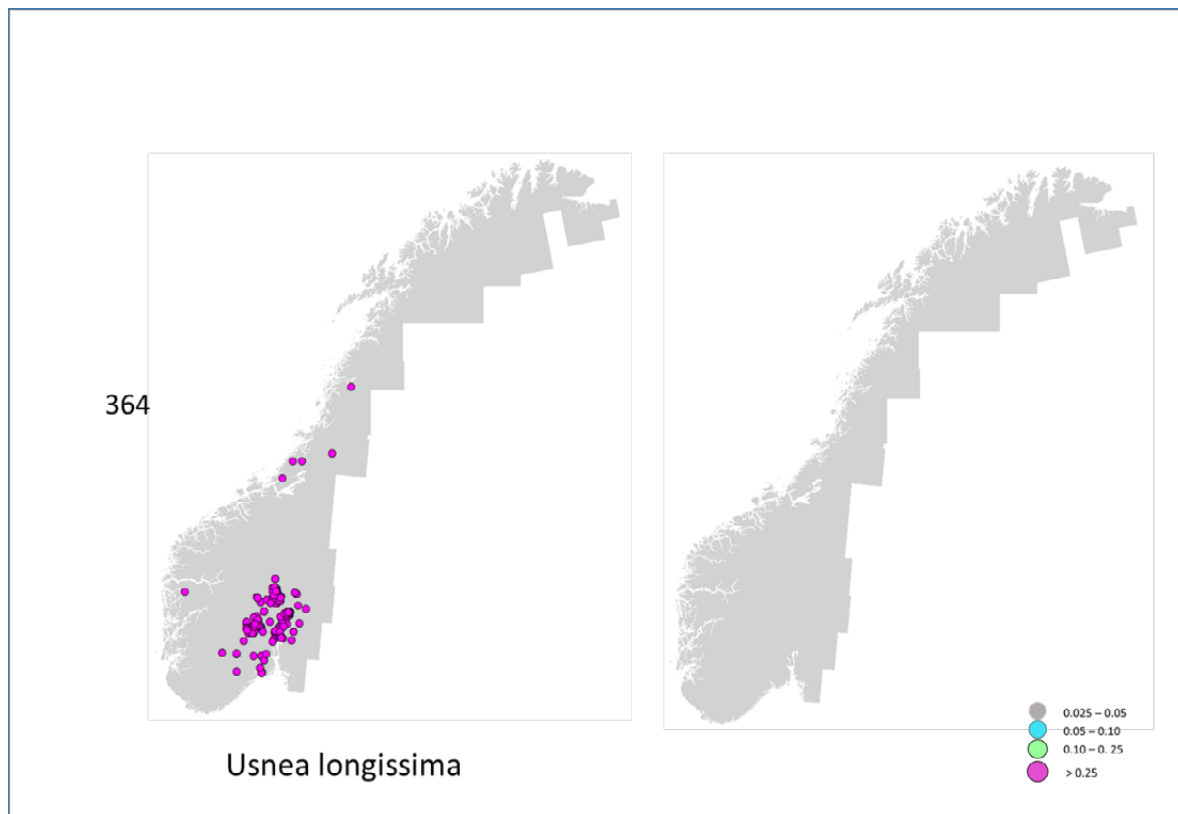
Figur 19. Trådragg (*Ramalina thrausta*), rødlistekategori VU. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,8394. De fire viktigste forklaringsvariablene er små konkave terrengformer (bekkekløfter) (TPI1), høyde over havet, mengde skog og relativt relieff. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 1175 og 1421. PRO-verdiene er under 0,025 for alle piksler, og derfor er det ikke visualisert noen potensielle utbredelsesområder i figuren til høyre.



Figur 20. Fakkeltvebladmose (*Scapania apiculata*), rødlistekategori VU. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,9246. De fire viktigste forklaringsvariablene er mengde skog, relativt relieff, høyde over havet og helning. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 87 og 122. PRO-verdiene er under 0.025 for alle piksler, og derfor er det ikke visualisert noen potensielle utbredelsesområder i figuren til høyre.



Figur 21. Flatsaltlav (*Stereocaulon coniophyllum*), rødlistekategori VU. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,8908. De fire viktigste forklaringsvariablene (prediktorene) er små konkave terrengformer (bekkekløfter) (TPI1), mengde skog, grove terrengformer, det vil si store daler (TPI6), og reflektert sollys. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 127 og 109.



Figur 22. Huldrestry (*Usnea longissima*), rødlistekategori EN. Kartet til venstre viser artens kjente utbredelse basert på observasjoner med god nok presisjon til å bli lagt til grunn for modellering. Kartet til høyre viser modellert utbredelse. Modellprediksjonene er angitt som PRO-verdier (probability ratio output; Halvorsen 2013) hvor gjennomsnittsverdien for prediksjonene for alle pikslene som er benyttet i modellberegningene, er 1. Antall unike 100 × 100 m ruter med elv eller bekk som inneholder observasjoner av arten er gitt til venstre i figuren. Kryssvaliderings-AUC for denne arten er 0,8334. De fire viktigste forklaringsvariablene er mengde skog, høyde over havet, direkte sollys og relativt relieff. Antall funn i GBIF og Artskart var henholdsvis 1682 og 1391. PRO-verdiene er under 0,025 for alle piksler, og derfor er det ikke visualisert noen potensielle utbredelsesområder i figuren til høyre.

4 Diskusjon og konklusjon

Til grunn for diskusjonen av utbredelsesmodelleringsresultatene er lagt kryssvalideringsresultatene på grunnlag av AUC, kvaliteten på treningsdatasettet (observasjonene av artene) og tilgangen på gode økologiske grunnkart (forklaringsvariabler).

4.1 Beskrivelse av de utvalgte artene

Kystkoralllav (*Bunodophoron melanocarpum*) (**figur 7**) finnes langs kysten fra Vest-Agder til Sogn og Fjordane. Den vokser på mosekledd bergvegger og dels bekkekløfter i områder med høy luftfuktighet. Arten er sjelden og anses som sårbar for hogst, treslagsskifte og andre inngrep som endrer fuktighetsforholdene på lokalitetene, samt for hus- og hyttebygging.

Bekkelommemose (*Fissidens polyphyllus*) (**figur 8**) er kjent fra to lokaliteter i Flekkefjord, Vest-Agder og en lokalitet i Lund, Rogaland. Mosen er funnet i bekk-, elv- og innsjøhabitat. Herbarieinformasjon tyder på at det er ganske store og levedyktige populasjoner på to av lokalitetene.

Fossefylllav (*Fuscopannaria confusa*) (**figur 9**) er i stor grad knyttet til fuktig granskog i bekkekløfter og nær fossefall, hvor den vokser på tynne grankvister, ofte i fossesprutsonen, sjelden også på berg og mosegrodde blokker inntil bekker og elver (Carlsen et al. 2012). Den opptrer også i fuktig granskog utenom bekkekløfter. Arten er truet av skogbruk, i nyere tid også av utbygging av minikraftverk.

Når det gjelder kystflope (*Heterocladium wulfsbergii*) (**figur 10**) så kan den lett forveksles med *H. heteropterum*. Arten antas å være i tilbakegang som resultat av utbygginger vannkraft (mini- og småkraftverk), og den negative effekten av vannkraftutbygginger antas å bli større i framtiden, dels som resultat av økt antall realiserte kraftutbygginger og dels som forsinkede effekter av eksisterende utbygginger på denne flerårige arten.

Habitatet for striglekrypmose (*Hygroamblystegium fluviatile*) (**figur 11**) er relativt stilleflytende låglandsbekker med næringsrikt vann. Den er antatt utsatt for endringer i vannføring ved utbygginger, kanalisering etc. i lavlandsstrøkene på Østlandet hvor arten har sitt tyngdepunkt. Sannsynligheten er svært liten for utdøing som norsk mose innen neste 60 år, men trolig vil den ha en tilbakegang.

Flommose (*Hycomium armoricum*) (**figur 12**) har sine hovedforekomster i bekkekløfter i lavlandet. Den er vurdert som trolig sterkt fragmentert på grunn av voksested og topografiske barrierer, og ved at arten meget sjelden forekommer med sporofytt i Norge.

Når det gjelder vasshalemose (*Isothecium holtii*) (**figur 13**), er sporofytter ikke kjent fra norsk materiale av (jfr. Størmer 1969). Arten danner ikke særegne grokorn, og all formering skjer da ved fragmentering og følgelig ved tunge diasporer. Dette forholdet, kombinert med artens voksestedkrav (bekkekløfter, ved små fosser) og stor avstand mellom kjente lokaliteter og egnede voksesteder, ligger til grunn for vurderingen som sterkt fragmentert. Arten er en lavlandsart hvor flere av de kjente lokalitetene ligger i vassdrag hvor vannløpsendringer og eventuelt forurensning er aktuelle trusselfaktorer. Dette, i tillegg til utbygging av småkraftverk i nåtid og nær framtid, ligger til grunn for å anta at arten er i tilbakegang og vil fortsette å være det. Arten danner tette matter, og de lokale populasjonene er relativt store, imidlertid er det ikke kjent større populasjoner enn i størrelsesorden 50–100 m².

Fossenever (*Lobaria hallii*) (**figur 14**) vokser primært i sumpskoger med gran- eller gråordominans fra Trøndelag til Troms, men forekommer ofte også i fossesprutsoner. Mørketallet for denne arten vurderes for som relativt lavt. Viktigste trusler for fossenever er trolig flatehogst, vedhogst, lokal endring av fuktighetsforhold og generell reduksjon i habitat.

Skvulpmose (*Myrinia pulvinata*) (**figur 15**), vokser på røtter og stammebasis av trær langs bekker og i sumpskog. Sytten av 21 kjente forekomster/funn er fra før 1900. Arten er antatt sårbar for uttørking og kan ha gått tilbake med tidligere flatehogster og drenering. Likevel anses mørketallene å være betydelige da arten vokser i et habitat som er mindre godt undersøkt og den er lett å gå forbi. Arten produserer ofte sporofytter, noe som taler for at arten ikke er fragmentert, men vi kan ikke se bort fra at habitatet er blitt fragmentert. Det er dog mangler på data på populasjonens trend og status.

Grynkolve (*Pilophorus cereolus*) (**figur 16**) er spredt over det meste av landet. Arten vokser på fuktige bergvegger i skog eller inntil bekker og elver. Arten er særlig truet av uttørking av habitatet.

Laven småragg (*Ramalina dilacerata*) (**figur 17**) vokser hovedsakelig på grener av løvtrær (gråor, selje, osp) og gran i skyggefull, fuktig gråor- og granskog, ofte nær elver og i bekkekløfter. Den er kjent fra få lokaliteter, og mørketallet er vurdert som lavt. Arten er truet av hogst og andre endringer som tørker ut habitatet, som f.eks. anlegg av småkraftverk. Populasjoner er vernet i bl.a. Liadalane naturreservat i Nord-Fron og Nordåa-Søråa naturreservat i Ringeby.

Hjelmragg (*Ramalina obtusata*) (**figur 18**) vokser på tynne grener av gran, mer sjelden gråor, rogn og selje, i fuktig, skyggefull granskog i bekkekløfter eller langs elver i Oppland og Trøndelag. Den er meget sjelden, og mørketallet er vurdert til å være lavt. Populasjonene der arten fremdeles finnes inneholder svært få individer. Arten er truet av hogst og andre endringer som tørker ut miljøet, som f.eks. anlegg av småkraftverk.

Trådrag (*Ramalina thrausta*) (**figur 19**) vokser hovedsakelig på grener av gran i fuktig granskog, og på skyggefulle, mosekledd bergvegger i bekkekløfter fjellet eller på klipper ved havet. Den forekommer hovedsakelig i granskogsområdene fra Telemark til Nordland, ellers spredt. Den er vanlig kun lokalt i Trøndelags kystgranskog, ellers sjelden. Arten trues av hogst og andre inngrep i som tørker ut habitatet.

Fakkeltvebladmose (*Scapania apiculata*) (**figur 20**) er kjent fra 36 lokaliteter i Vest Agder, Hordaland, Sogn og Fjordane, Oslo, Akershus, Buskerud, Oppland, Hedmark, Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag. Den vokser på dødved langs bekkedrag/bekkekløfter, og en aktuell trussel mot arten er den pågående småkraftverktbyggingen. I tillegg er arten utsatt for ordinær skogsdrift med flatehogster. Den vokser også på dødved som ligger fuktig og gjerne på litt rikt sige-grunnvann. Arten forekommer som regel i små mengder, er liten og lett å overse, men det er utvilsomt en sjelden art.

Flatsaltlav (*Stereocaulon coniophyllum*) (**figur 21**) vokser på fuktige berg, ofte i sprutsonen fra fosser eller på steiner i flomsonen ved elver. Den antas å være truet av vannkraftutbygging og andre inngrep som reduserer sprutsonen og flomregimet ved fosser og i elver.

Huldrestry (*Usnea longissima*) (**figur 22**) er hovedsakelig utbredt i åstrakter og dels bekkekløfter på Østlandet (Tønsberg et al. 1996). Nord for Dovre har den kjente forekomster i et fåtall lokaliteter i Trøndelag og Nordland. På Vestlandet var den lenge kjent fra kun én lokalitet, men nylig ble den funnet i en ny lokalitet i forbindelse med bekkekløftregistreringer i Hordaland (Ihlen & Eilertsen 2010). Arten har gått sterkt tilbake i løpet av de siste 50 årene, hovedsakelig på grunn av flatehogst og luftforurensning. Mye tyder på at tilbakegangen har akselerert de siste 10–15 årene. Dårlig spredningsevne forsterker sannsynligvis denne tendensen. Arten er knyttet til fuktige barskogsmiljøer, oftest eldre granskog i nordvendte baklier eller i bekkekløfter. Et eksempel er en av de nordligste forekomstene på Østlandet, i bekkekløfta Bergdøla i Gudbrandsdalen, der arten har rike forekomster i den nordvendte kløfta på begge sider av elva. Den forekommer også i tilknytning til større elvegjel, slik som langs Begna mellom Bagn og Aurdal.

4.2 Utbredelsesmodellene

Utbredelsesmodeller for 10 av de 16 artene ble vurdert som teknisk meget gode basert på en vurdering av AUC alene ($AUC > 0,9$, se Elith et al. 2006 og Halvorsen 2013). De seks siste modellene hadde alle AUC verdier over 0,8, og er derfor gode i henhold til kryssvalideringsmetoden for evaluering av modeller. AUC påvirkes imidlertid sterkt av hvordan studieområdet blir avgrenset og av antall observasjonsheter («presences»), og må ikke tolkes for bokstavelig (se Halvorsen 2013 og Halvorsen et al. 2014).

Selv om kryssvalideringsmetoden indikerer at modellene er gode vurdert ut fra deres AUC, kan modellene ha dårlig prediksjonsevne. Årsaken til dette er at de samme dataene er brukt både til å trene (parameterisere) og til å evaluere modellen. Svakheter ved modellen kan skyldes skjevheter i datautvalget og blir derfor ikke oppdaget. Ulik respons på lokale og regionale gradienter spiller også inn. Med dette menes at en modell kan beskrive artenes respons på regionale og/eller lokale forhold, men også at en modell kan beskrive ett av disse aspektene ved utbredelse bedre enn det andre. Det kan være nok at modellen beskriver ett av disse aspektene godt for at den skal skåre høyt på AUC. Det er dette vi sannsynligvis ser i våre resultater; at modellene får høy AUC fordi de er gode til å fange opp regionale utbredelsesmønstre selv om flere av dem er dårligere til å fange opp lokale mønstre. Også mange andre forhold påvirker modellenes prediksjonsevne, f.eks. kvaliteten på treningsdatasettet og de økologiske grunnkartene. For virkelig å teste hvor gode utbredelsesmodeller er, trengs det evalueringsdata som er samlet inn uavhengig av dataene som er brukt til å lage modellene, og som inneholder observasjoner både av tilstedeværelse og av fravær (Edwardsen et al. 2011, Halvorsen 2013, Bakkestuen et al. 2014). Ett eksempel på evaluering av utbredelsesmodeller på grunnlag av slike data er beskrevet i Edwardsen et al. (2011).

Modellene identifiserer ulike variabler som viktigst for ulike arter. Vi tolker dette som uttrykk for at artene responderer på ulike miljøfaktorer, gjennom ulike økologiske mekanismer. Tilfeller der reflektert sollys er en viktig variabel i modellene, gjenspeiler sannsynligvis en respons på regionale forskjeller, enten en vertikal- og temperaturgradient eller en vest-øst kontinentalgradient (se Moen 1998, Bakkestuen et al. 2008). Årsaken til dette er at reflektert sollys var den eneste variabelen med variasjon på regional skala som ble inkludert i denne undersøkelsen, fordi vårt fokus var på lokale variabler som egenskaper ved elvestrengen og topografisk variasjon. Resultatene viser mange eksempler på arter som sannsynligvis i stor grad responderer på regionale gradienter, f.eks. kystkoralllav (*Bunodophoron melanocarpum*, **figur 7**), bekkelommemose (*Fissidens polyphyllus*, **figur 8**), fossefylllav (*Fuscopannaria confusa*, **figur 9**), kystflope (*Heterocladium wulfsbergii*, **figur 10**), striglekrypmose (*Hygroamblystegium fluviatile*, **figur 11**), flommose (*Hyocomium armoricum*, **figur 12**) og vasshalemose (*Isothecium holtii*, **figur 13**). Resultatene tyder på at trinnløse biogeografiske klimamodeller (Bakkestuen et al. 2008, Carlsen et al. 2012) bør inkluderes som prediktorer i modellene for å fange opp regionale mønstre i utbredelsen hos mange av artene, også slik at variasjon relatert til regionale og lokale miljøvariabler på en best mulig måte skal separeres ved modelleringen.

Noen av artene har et meget begrenset utbredelsesområde så langt de er godt kjent og kartlagt nå, se **figur 15** skvulpmose (*Myrinia pulvinata*). Denne arten er godt kjent av kartleggere som har jobbet med den i forbindelse med vern og naturtypekartlegging i mange år, og utbredelsen er trolig reell. Dette illustrerer behovet for å trekke inn både økologisk og biogeografisk kunnskap når resultater av utbredelsesmodellering skal tolkes.

Andre arter, slik som fossenever (*Lobaria hallii*, **figur 14**), grynkolle (*Pilophorus cereolus*, **figur 16**) og flatsaltlav (*Stereocaulon coniophyllum*, **figur 21**), var mer vidt utbredte slik at deres utbredelsesområder sannsynligvis i større grad forklares av lokaltopografiske forhold og egenskaper ved elven/bekkene.

Noen av artene er epifyttiske eller epixyle, det vil si at de vokser på bark eller ved (levende eller død). Noen er endog avhengig av en bestemt treart eller en artsgruppe. Slike arter vil være

ekstremt vanskelige å modellere uten at den kjente utbredelsen av arten/artene disse artene lever på, blir inkludert som variabler i modellen. Modellering av arter som fortrinnsvis vokser epifyttisk i noen deler av landet, mens som kan være knyttet til bergvegger andre steder i landet, er særlig utfordrende. Et eksempel er trådragg som er en typisk barskogsepifytt i de fuktige og nedbørrike skogene i Midt-Norge, mens den oftest vokser på bergvegger i fuktige miljøer på Østlandet.

For arter med høyt antall observasjoner («presences»), jf. trådragg (*Ramalina thrausta*, **figur 19**) og huldrestry (*Usnea longissima*, **figur 22**), og arter med vid regional utbredelse som fakeltvebladmose (*Scapania apiculata*, **figur 20**), gir utbredelsesmodellene lite utslag i de predikerte verdiene. Det er verd å merke seg at desto videre utbredelse en art har, jo lavere AUC finner man. Årsaken til det er at slike arter fyller så stor del av det bioklimatiske rommet at de blir vanskelig å predikere (Halvorsen 2013).

4.3 Kvaliteten på treningsdataene for utbredelsesmodellene

Våre resultater viser at tilgjengeligheten på treningsdata (mange nok lokaliteter med tilstrekkelig presis stedfesting) fortsatt er en minimumsfaktor for modellering av rødlistede mose- og lavararter langs vassdrag (jf. Evju et al. 2011).

Situasjonen er imidlertid i ferd med å bedre seg. Tilfanget av treningsdata for disse artene vokser raskt, noe som vises av antallet observasjoner i databasene til GBIF og Artsdatabanken. Fortsatt finnes det et betydelig, uutnyttet potensiale for ytterligere datatilgang dersom artsregistreringer i inventeringsrapporter for konsesjonsbehandling etc. digitaliseres og gjøres tilgjengelig ved å innlemmes i offentlige databaser.

Det bør vurderes å gjøre modelleringer for mindre områder for en mer direkte kobling mellom treningsdataene og de forholdene og artsinventaret som kan forventes mer lokalt. Nasjonale modelleringer kan i iallfall for mange arter foreløpig virke litt for pretensiøst. Det bør også vurderes å modellere ikke bare antatt sjeldne og rødlistede arter, som er særlig utfordrende fordi det er få av dem. Sammen med naturtypemodellering vil dette gi et bedre grunnlag for å vurdere potensialet i modelleringsmetodene.

Bedre kunnskap om artenes økologiske krav og naturtypetilhørighet åpner også for direkte modellering av relevante naturtyper og modellering av artsrikdom, ikke bare enkeltartsmodellering (jf. Bakkestuen et al. 2014).

4.4 Økologiske grunnkart for elvenettverket

Modelleringen baserer seg på at et nytt datagrunnlag (økologiske grunnkart) er tilgjengeliggjort for utbredelsesmodellering. Disse økologiske grunnkartene kan også brukes til en rekke andre formål (for eksempel sumvirkningsanalyser). Utvikling av økologiske grunnkart for flere viktige miljøegenskaper vil kunne forbedre utbredelsesmodellene ytterligere. All tilgjengelig kunnskap om artenes miljøkrav (Erikstad et al. 2005) og miljøvariabler som bestemmer variasjon i arts-sammensetning innenfor elvetilknyttet natur (jf. dokumentasjonen av NiN-systemet; Halvorsen et al. 2009a, 2009b), må utnyttes når tema for nye økologiske grunnkart skal bestemmes. For mange av de aktuelle artene langs bekker og elver er egenskaper knyttet til substrat, og da særlig forekomst av nakent berg av ulike typer, av stor betydning.

Særlig viktige data som fortsatt mangler, er knyttet til nedbørfeltstørrelse og dermed elvas størrelse. Datasett for *flow-accumulation* for alle piksler i Norge i 10 x 10 m-piksler, skalert til 100 x 100 m-piksler, er utviklet innenfor prosjektet, men ble ikke ferdigstilt i tide til å bli benyttet i modelleringen. I tillegg vil en overordnet inndeling av elvenettverket i ulike landskapstyper som dal, ås/fjell, strandflate etc., trolig kunne forbedre modellene ytterligere. Økologiske grunnkart for

landskapstyper og natursystem-typer er under utvikling (Halvorsen et al. 2009a, 2009b, Anon 2013).

En annen type viktig informasjon som fortsatt ikke er systematisert, er overordnet informasjon om hvilke arealklasser som forekommer i hver elvestrengs nedbørfelt, og arealdekkende informasjon om egenskaper ved elveløpets umiddelbare nærhet (se f.eks. Smith-Meyer 1995). Det er grunn til å anta at egenskaper ved tilgrensende områder som påvirker vannkvaliteten, også kan bidra til å gjøre utbredelsesmodellene bedre. Vår hovedkonklusjon er at modellering av elvetilknyttede mose- og lavarters utbredelse er mulig, og at det fortsatt er stort potensial for å forbedre modellene ved å bedre datatilgang og -kvalitet og, særlig, ved å konstruere flere og mer relevante økologiske grunnkart (variabler) som beskriver artenes voksesteder.

Videre utvikling av økologiske grunnkart for modellering av utbredelsen til elvetilknyttede moser og lav, som vil inkludere variabler/grunnkart for elvestørrelse basert på avrenningskart og *flow-accumulation*-kart, vil øke kvaliteten på prediksjonsmodellene.

Ved eventuelle nye modelleringsforsøk mer lokalt eller regionalt bør det anvendes bedre datagrunnlag. Høydemodell med bedre horisontal og vertikal oppløsning (helst LIDAR-data) samt bedre arealklasseinformasjon er sentrale forbedringspunkter som da kan testes.

4.5 Konklusjon

Muligheten for å modellere naturtyper og arter vil være til stor nytte for forvaltningen. Modelleringen vil kunne utføres over store områder slik at det er større muligheter til å sammenligne en lokalitet med andre lokaliteter. Modelleringen vil også gi grunnlag for å forvente hva man vil finne i spesielle områder og dermed designe strategier for undersøkelse for eksempel i forbindelse med konsekvensanalyser og annen arealplanlegging.

Man må imidlertid være klar over at modeller ikke er feltobservasjon og tidvis kan gi misvisende informasjon hvis man ikke sørger for god feltvalidering og en edruelig og informert tolkning av resultatene. Et klart fokus på feilkilder og en bevisst holdning til hvordan resultatene brukes er derfor nødvendig.

Modellering bruker tilgjengelige miljøvariabler som grunnlag. Et av de viktigste datasettene som brukes er en høydemodell. I dette arbeidet ble det brukt en høydemodell med 100 m oppløsning. Denne modellen, som er lik for hele landet, er interpolert fra 20 meters koter fra topografisk kartverk. Artene som er forsøkt modellert, vokser gjerne i tilknytning til småskalige naturtyper som man ikke uten videre kan vente å fange ved hjelp av et så grovt datasett. De fleste av modellene som er laget i denne undersøkelsen, har dermed begrenset verdi. Det bør derfor gjøres videre forsøk med mer detaljert modellering for mer begrensede områder for å se det fulle potensialet i metoden. Her bør det brukes høydemodell av bedre kvalitet, helst nye datasett basert på LIDAR.

Treningsdatasett knyttet til kjent lokalisering av arter (ideelt både forekomst og fraværdata) er også en faktor som gjør denne type modellering vanskelig. Det bør derfor gjøres noen modelleringsforsøk med mer vanlige arter og naturtyper for å få fram et realistisk bilde av de mulighetene slik modellering har for forvaltningen.

5 Referanser

- Anon 2013. Ny metodikk for kartlegging av landskap. 2013. Miljødirektoratet, Artsdatabanken, Nordland fylkeskommune, Miljøverndepartementet. <http://www.artsdatabanken.no/Article/Article/133632>.
- Artsdatabanken. 2014. Data om moser og lav gjort tilgjengelig av Naturhistorisk museum, 18.09.2014.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Økland, R.H. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. – *Journal of Biogeography* 35: 1906-1922.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O., Molia, A. & Evju, M. 2014. Hotspot åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Beskrivelse av habitatet og forslag til overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. – NINA Rapport 1102. 47 s.
- Beldring, S., Roald, L.A. & Voksø, A. (2002). Avrenningskart for Norge. Årsmiddelverdier for avrenning 1961-1990. – NVE-Dokument 2. 49 s.
- Carlsen, T., Bendiksby, M., Hofton, T.H., Reiso, S., Bakkestuen, V., Haugan, R., Kauserud, H. & Timdal, E. 2012. Species delimitation, bioclimatic range, and conservation status of the threatened lichen *Fuscopannaria confusa*. – *The Lichenologist* 44: 565-575.
- Crawley, M. 2007. The R book. – Wiley, Chichester.
- Edwardsen, A., Bakkestuen V., & Halvorsen R. 2011. A fine-grained spatial prediction model for the red-listed vascular plant *Scorzonera humilis*. – *Nordic Journal of Botany* 29: 495-504.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. – *Ecography* 29: 129-151.
- Evju, M., Hassel, K., Hagen, D. & Erikstad, L. 2011. Småkraftverk og sjeldne moser og lav. Kunnskap og kunnskapsmangler. – NINA Rapport 696. 33 s.
- Erikstad, L., Bakkestuen, V. & Storeid, S.-E. 2005. Kartkarakterisering av nedbørfelt. I L'Abée-Lund, J.H. (red.) Miljøeffekter av små kraftverk - Erfaringer fra Telemark og Rogaland. – NVE Rapport 3 2005, s 12-29.
- Erikstad, L., Bakkestuen, V., Bekkby, T. & Halvorsen, R. 2013. Impact of scale and quality of digital terrain models on predictability of seabed terrain types. – *Marine Geodesy* 36: 2-21.
- Erikstad, L. & Blumentrath, S. 2011. Landskapstypekart for Norge, en ny infrastruktur for landskapsanalyse og modellering. I Rune Halvorsen (red.) 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge – grunnlagsundersøkelser. – Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, Rapport 11 – 2011, 1-221
- Erikstad, L., Blumentrath, S., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2013 Landskapstypekartlegging som verktøy til overvåking av arealbruksendringer. – NINA Rapport 1006. 43 s
- Halvorsen, R. 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy. – Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, Rapport 10. 117 s.
- Halvorsen, R. 2013. A maximum likelihood explanation of MaxEnt, and some implications for distribution modelling. – *Sommerfeltia* 36: 1-132.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009a. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0. – Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009b. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0. Artikkel 1. 210 s.

- Halvorsen, R., Mazzoni, S., Bryn, A. & Bakkestuen, V. 2014. Opportunities for improved distribution modelling practice via a strict maximum likelihood interpretation of MaxEnt. –*Ecography* 38: 172–183, 2015 doi: 10.1111/ecog.00565
- Hastie, T., Tibshirani, R. & Friedman, J. 2009. The elements of statistical learning. - Springer, New York.
- Ihlen, P. G. & Eilertsen, L. 2010. Bekkekløftprosjektet - naturfaglige registreringer i Hordaland 2009: Modalen kommune. – Rådgivende Biologer AS rapport 1379. 33 s.
- Jenness, J. 2006. Topographic Position Index (tpi_jen.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.2. Jenness Enterprises. Available at: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S., red. 2010. Norsk rødliste for arter 2010. – Artsdatabanken, Trondheim.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S., red. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. – Artsdatabanken, Trondheim.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. – Statens kartverk, Hønefoss.
- Norderhaug, A., Halvorsen, R., Johansen, L., Mazzoni, S., Bratli, H., Svalheim, E., Jordal, J.B. & Pedersen, O. 2012. Kulturmarkseng i Naturindeks - utvikling av kunnskapsgrunnlaget for overvåking og forvaltning. – Bioforsk Rapport 7: 129. 173 s.
- Smith-Meyer, S. 1995. Geofaglig klassifisering av norske vassdrag. – NVE Publikasjon nr 10 1995: 1-109.
- Størmer, P. 1969. Mosses with a western and southern distribution in Norway. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Tønsberg, T., Gauslaa, Y., Haugan, R., Holien, H. & Timdal, E. 1996. The threatened macrolichens of Norway - 1995. –*Sommerfeltia* 23: 1- 258.
- Wong, W.K & Colleuille, H. 2005. Elv og grunnvann. Estimering av grunnvannsbidrag til det totale avløpet ved hydrogramseparering. NVE Rapport 3 2005: 1 – 62.



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: 978-82-426-2731-5

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger