

Habitategnethetsmodell for lirype -

Basert på data fra linjetakseringer på Statskogs eiendommer

Revidert utgave

Mikkel Kvasnes & Erlend B. Nilsen

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 Kortrapport

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

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.

Habitategnethetsmodell for lirype -

Basert på data fra linjetakseringer på Statskogs eiendommer

Revidert utgave

Mikkel Kvasnes
Erlend B. Nilsen

Kvasnes, M. & Nilsen, E.B. 2017. Habitategnethetsmodell for lirype
– Basert på linjetakseringsdata fra Statskogs eiendommer. *Revi-
dert utgave* - NINA Kortrapport 55. 35 s.

Trondheim, februar 2017

ISSN: 2464-2797

ISBN: 978-82-426-3071-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Jenny Mattisson

ANSVARLIG SIGNATUR

Hans Chr. Pedersen (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Statskog

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Kristian Eiken Olsen

NØKKEWORD

- Norge
- Lirype
- Habitategnethetsmodell
- Linjetaksering
- Egnethetskart
- Prediksjoner

KEY WORDS

- Norway
- Willow ptarmigan
- Resource selection function
- Line transect survey
- Habitat suitability map
- Predictions

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

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Kvasnes, M. & Nilsen, E.B. 2017. Habitategnethetsmodell for lirype – Basert på linjetakseringsdata fra Statskogs eiendommer. *Revidert utgave* – NINA Kortrapport 55. 35 s.

Statskog er Norges største grunneier og forvalter en betydelig andel av den norske lirypebestanden. Som et ledd i å sikre en bærekraftig forvaltning av lirypa på sin eiendom ønsker Statskog bedre oversikt over ulike jaktfelts egnethet for lirype. Formålet med dette prosjektet var å utarbeide en habitategnethetsmodell basert på linjetakseringsdata. Modellen skal brukes til å utarbeide habitategnethetskart for lirype på jaktfeltnivå for alle områder hvor det bedrives rypejakt på Statskogs grunn. Kartene skal brukes som et objektivt kunnskapsgrunnlag for beslutninger som berører lirype (jaktuttak, jegerfordeling, inngrep mv.).

Vi utviklet en habitategnethetsmodell for lirype basert på linjetakseringsdata samlet inn i forbindelse med høsttakseringer av lirype fra Statskogs eiendommer i Norge. Alle data er tilgjengelige og tilrettelagt i Hønsefuglportalen. Vi hentet ut lirypeobservasjoner fra 40 takseringsområder for perioden 2013 til 2016. Innenfor det undersøkte området genererte vi tilfeldige kontrollpunkter som representerer tilgjengelig habitat i områdene. Kontrollpunktene ble fordelt tilfeldig innenfor en 200m buffer rundt takseringslinjene, og etter samme sannsynlighetsfordeling som lirypeobservasjonene. For hver observasjon og kontrollpunkt hentet vi ut informasjon om vegetasjon, terreng, og tregrense.

Vi brukte en logistisk mikset regresjonsmodell som tok høyde for romlig variasjon i tetthet for å beregne seleksjonskoeffisienter til habitategnethetsmodellen. Den beste modellen for å forklare sammenhengen mellom lirypeobservasjoner og habitat bestod av Vegetasjonstype (16 kategorier), avvik i høydemeter fra tregrensen, eksposisjon og helningsgrad samt annengradsfunksjon for helning. Blant vegetasjonstypene var de fire mest selekterte kategoriene høgstarmyr, gras- og urteenger, grasrabber og lyngrikelesider. Videre viste modellen seleksjon for områder nær tregrensa. I tillegg til dette selekterte lirypa for sør og sør-østvendte hellinger, og den selekterte i økende grad for hellinger opp til ca. 20°. Kryssvalidering, både mot internt testdatasett og uavhengige data viste at modellen hadde god prediksjonsevne og kunne således være egnet til å predikere habitategnethet også for de områdene hvor vi ikke har tilgang til takseringsdata.

Prediksjonene ble kategorisert til seks kategorier fra 1 - *uegnet* til 6 - *godt egnet* habitat for lirype. 12% av ca. 30 000 km² jaktfelt ble ikke kartlagt på grunn av manglende data (oftest areal med vann eller isbreer). Av kartlagt areal ble 42% kategorisert i *kategori 1 - uegnet* lirypehabitat og med økende relativ habitategnethet var 15 % i *kategori 2*, 16 % i *kategori 3*, 10 % i *kategori 4*, 8 % i *kategori 5* og 7 % i *kategori 6 - godt egnet* lirypehabitat.

Mikkel A.J. Kvasnes & Erlend B. Nilsen, Norsk institutt for naturforskning, postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim. mikkel.kvasnes@nina.no

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Sammendrag | 3 |
| Innhold | 4 |
| Forord | 5 |
| 1 Innledning..... | 6 |
| 1.1 Habitatseleksjon | 6 |
| 1.2 Formål..... | 6 |
| 2 Metode | 8 |
| 2.1 Studieområde | 8 |
| 2.2 Takseringsdata | 8 |
| 2.3 Forklaringsvariabler i modellen | 8 |
| 2.3.1 Vegetasjonsdata | 8 |
| 2.3.2 Terrengdata | 8 |
| 2.3.3 Avvik til tregrensen..... | 10 |
| 2.4 Analyser og statistikk | 10 |
| 2.4.1 Beregning av tilgjengelig habitat..... | 10 |
| 2.4.2 Modellutvikling | 12 |
| 2.4.3 Modellseleksjon og modellvalidering | 13 |
| 2.4.4 Kartprediksjoner..... | 14 |
| 3 Resultater | 15 |
| 3.1 Modellseleksjon | 15 |
| 3.2 Modellvalidering..... | 15 |
| 3.3 Variabeleffekter..... | 16 |
| 3.4 Kartprediksjoner..... | 17 |
| 4 Diskusjon..... | 19 |
| 5 Referanser | 21 |
| 6 Vedlegg..... | 23 |

Forord

En beskrivelse av hvilke habitattyper som benyttes av ulike pattedyr- og fuglearter under ulike faser av deres livssyklus og til ulike tider av året har en lang historie innenfor den økologiske forskningen. Utover det rent beskrivende har slike relasjoner også avstedkommet betydelige teoretiske diskusjoner, siden man forventer at «gode habitater» også er knyttet til høy overlevelse og/eller høy fekunditet og høye tettheter av den aktuelle arten. Nyere forskning har imidlertid vist at disse sammenhengene ofte er mer kompliserte, og at det ikke alltid er slik at de habitattyper som er preferert er avgjørende for artens overlevelse. Med dette bakteppet har vi her gjennomført en habitategnethetsmodellering for lirype på Statskog sine arealer i Norge. I tillegg til å gi økt innsikt i hvilke landskapsvariabler som prefereres av lirype håper vi dette arbeidet vil være direkte anvendbart for Statskog i deres forvaltning. Dette arbeidet er et resultat av et lengre samarbeid mellom FoU-institusjoner og rettighetshavere innenfor rammene av prosjektet «Hønsefuglportalen». Samarbeidet innenfor dette prosjektet vil fortsette og forventes å føre til et løft i vår forståelse av rypenes økologi og modeller for bærekraftig forvaltning i årene som kommer.

På grunn av en modellteknisk feil i den opprinnelige rapporten er dette en revidert versjon av den originale rapporten. Det er viktig at denne versjonen benyttes som grunnlag for videre faglig arbeid.

Trondheim, februar 2017

Erlend B. Nilsen

1 Innledning

1.1 Habitatseleksjon

Maksimalisering av overlevelse og reproduksjon innenfor de begrensninger livshistoriestrategien og naturmiljøet tillater er sentrale elementer når individer av en art velger habitat. Derfor er det viktig at forvaltningen har kunnskap om mengde og fordeling av egnet habitat for arten de forvalter. På den måten kan man ta hensyn til arten i saker som omhandler arealbruk og/eller områdevern. For jaktbare arter vil det i tillegg være nyttig å ha kunnskap om terrengenes egnethet ved verdisetting av eiendommer, beregning av jaktkvoter eller romlig fordeling av jaktinnsats.

Habitatseleksjon er definert som en disproporsjonal bruk av tilgjengelig habitat i et gitt dyrs leveområde. Dette kan undersøkes ved hjelp av såkalte habitategnethetsmodeller. I en habitategnethetsmodell bruker man forklaringsvariabler (habitatvariabler) med gitte verdier (eks. 980 meter over havet) eller kategorier (fjellbjørkeskog) på en lokalitet, utvikler en statistisk modell og predikerer habitategnetheten for den bestemte lokaliteten gitt forklaringsvariablene. Habitategnethetsmodeller er tidligere utviklet for flere jaktbare fuglearter, f.eks. lirype, *Lagopus lagopus* (Kastdalen m.fl. 2003, Pedersen m.fl. 2012), fjellrype, *Lagopus muta* spp. (Pedersen m.fl. 2007, Revermann m.fl. 2012, Bolme & Rohde 2014, Pedersen m.fl. 2014) og jerpe, *Bonasa bonasia* (Muller m.fl. 2009). Habitatvariablene i modellen er landskapsdata man mener har betydning for tilstedeværelse av arten man undersøker. Dette er ofte data knyttet til vegetasjon, fenologi, topografi og/eller geologi og lignende, avhengig av art. Har modellen en god prediksjonsevne, kan den brukes til å predikere artens forekomst utover et større område hvor det ikke foreligger data (Boyce m.fl. 2002, Manly m.fl. 2002). En viktig avveining man må ta ved utvikling av prediktive habitategnethetsmodeller er detaljnivået. Ønsker man en modell som er god til å predikere artens utbredelse på liten skala (for eksempel et jaktfelt) vil det være fornuftig å benytte svært detaljerte lokale data, men en slik modell vil antagelig være uegnet til å predikere over større regioner. Skal det predikeres over større regioner må man benytte habitatdata som er tilgjengelig på en større romlig skala. Dette går utover detaljeringsgraden, men modellen vil allikevel være et godt objektivt utgangspunkt for forvaltning av arten man undersøker.

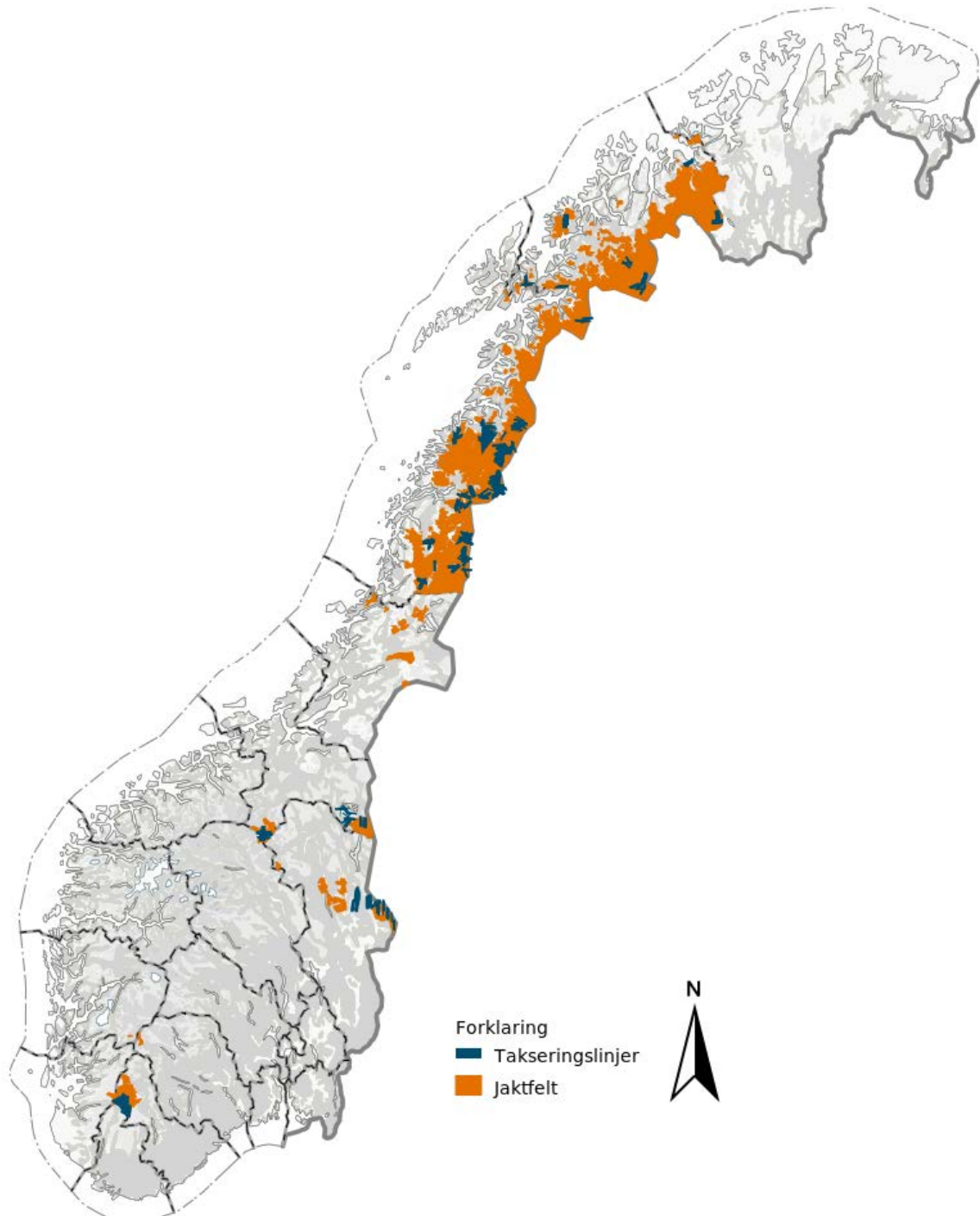
Høsten 2015 ble lirypa ført opp som «Nær truet (NT)» på den nasjonale rødlista for Norge (Henriksen & Hilmo 2015). Bakgrunnen for rødlistestatusen er lirypas negative populasjonsutvikling de siste årene. Nedgangen er av en slik art at lirypa kvalifiserer for rødlista etter A2 kriteriet (15-30 % nedgang siste 10-årsperiode). Klimaendringer, andre arter og høsting er angitt som påvirkningsfaktorer som har bidratt til den observerte bestandsnedgangen (Henriksen & Hilmo 2015). Lirypa er en svært viktig jaktbar art i Norge og den er kjent for karakteristiske sykliske populasjonssvingninger. Dette er mye av forklaringen på at det i alle år har vært stor interesse for lirypa, både fra forskning og forvaltning. Rødlistestatusen og usikkerhet rundt påvirkningsfaktorer gjør at det fortsatt er et uløst kunnskapsbehov knyttet til sikring av bærekraftig høsting av lirype.

1.2 Formål

Statskog er Norges største grunneier, og forvalter store deler av den norske lirypebestanden (Figur 1). I tillegg til å sikre bærekraftig høsting av lirype skal Statskog være med å sikre allmennhetens tilgang til lirypejakt og opplevelser knyttet til lirype. Som et ledd i dette ønsker Statskog større forståelse av sine områders egnethet for lirype slik at de på en bedre måte kan styre jakten utfra ressursens geografiske fordeling. For lirype er det behov for å utvikle habitatsegnethetsmodeller basert på objektive data, da dette i stor grad mangler i dag (Pedersen m.fl. 2012).

Formålet med denne rapporten å utvikle en habitategnethetsmodell for lirype basert på observasjoner fra lirypetakseringer og digitale landskaps- og vegetasjonsdata. I arbeidet benyttes anerkjente metoder for utvikling av habitategnethetsmodeller, og det benyttes vegetasjons- og landskapsdata som er relevante for lirype (Pedersen m.fl. 2012). Modellen skal danne grunnlag for et habitategnethetskart med prediksjoner for relativ egnethet for lirype på jaktfeltnivå på alle are-

alene til Statskog. Habitategnethetskartet skal være et praktisk forvaltningsredskap som Statskog kan bruke til å hente ut informasjon om jaktfeltenes egnethet for lirype. Habitategnethetskartet skal også være et objektivt utgangspunkt som kan anvendes til å fatte beslutninger relatert til rypejakt (f.eks. potensiale for uttak av rype, fordeling av jegere, tilgjengelig rypehabitat innenfor jaktfeltene mm.), inngrep/forstyrrelser forbundet med menneskelig aktivitet, skogdrift mv.



Figur 1 Oversiktskart over Statskogs takseringslinjer som er med i habitategnethetsmodellen, samt jaktfelt der modellen skal predikere habitategnethet for lirype.

2 Metode

2.1 Studieområde

Studieområdet omfatter samtlige av Statskog sine utmarkseiendommer i Nordland og Troms fylker, samt enkelte jaktfelt for lirype i Namsskogan kommune i Nord-Trøndelag, Røros og Oppdal kommuner i Sør-Trøndelag, Trysil og Rendalen kommuner i Hedmark, Dovre kommune i Oppland, Sirdal kommune i Vest-Agder, Valle og Bykle kommuner i Aust-Agder og Forsand kommune i Rogaland. Totalt inkluderer studieområdet 223 jaktfelt (**Figur 1**, **Vedlegg 4**).

2.2 Takseringsdata

I denne rapporten har vi brukt linjetakseringsdata, samlet inn i perioden 2013 til 2016 (**Vedlegg 1**) som utgangspunkt for habitategnethetsmodellene. I august hvert år gjennomfører en rekke større og mindre rettighetshavere i Norge bestandsregistreringer av lirype i form av linjetaksering med stående fuglehund. Takseringslinjer er i all hovedsak plassert systematisk med 500 meters mellomrom, og ofte enten i nord-sør eller øst-vest retning. En linjefører og en hundefører går en på forhånd bestemt linje, hvor linjeføreren sørger for at linjen følges og hundeføreren fører en stående fuglehund som søker på begge sider av linjen. Når det observeres fugler registreres antall fugl, kjønn og alder, avstand fra linja til den geografiske posisjonen i UTM der fuglene satt. Sammen med informasjon om selve takseringen (tidspunkt, temperatur, hundeforhold, mv.) registreres observasjonene elektronisk i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no/Innsyn/>) av takstmannskapet. Innsamlingen av data tar utgangspunkt i at man ønsker å beregne tetthet av ryper basert på «distance sampling» eller avstandsmetoden på norsk (Buckland m.fl. 2001, Brainerd 2005). Dette er regnet som en velegnet metode for å estimere tetthet av lirype (Pedersen m.fl. 1999).

Vi brukte en JDBC-forbindelse gjennom programmet Rstudio (R Core Team 2016) og pakken «RJDBC» (Urbanek 2014) for laste ned takseringsdata direkte fra databasen i Hønsefuglportalen som ligger på en SQL Server. Vi hentet i all hovedsak data fra Statskog sine egne områder, men i Trysil kommune benyttet vi takseringsdata både fra Statskog sine egne eiendommer og private eiendommer siden disse overlappet. Datamaterialet består av totalt av 2986 lirypeobservasjoner fra 712 takseringslinjer i 40 ulike takseringsområder.

2.3 Forklaringsvariabler i modellen

2.3.1 Vegetasjonsdata

Vegetasjonsdata for studieområdet ble hentet fra digitalt rasterkart (SatVeg, Johansen 2009) med oppløsning på 30*30 meter. Rasterkartet består i utgangspunktet av 25 vegetasjonstyper (Johansen m.fl. 2009) og dekker hele Norge. Vi reduserte de originale 25 vegetasjonstypene til 16 kategorier (**Tabell 1**). Vi slo sammen skogtypene som er forbundet med skog i lavlandet, men beholdt de tre kategoriene av bjørkeskog (6-8) som i studieområdet antas å være fjellbjørkeskog. Vegetasjonstyper i fjell (12-20) og myrvegetasjon (9-11) ble også analysert som originale vegetasjonstyper. Resterende kategorier (21-25) ble klassifisert som «ikke habitat» og fjernet før analyser (81 observasjoner og kontrollpunkter).

2.3.2 Terrengdata

Vi hentet terrengdata fra en digital terrengmodell (DTM) med oppløsning 10*10 meter (Statens kartverk: <https://kartkatalog.geonorge.no/>). DTM rasteret er en høydemodell (høyde over havet) som igjen ble brukt til å beregne terrengets helning (grader), terrengets eksposisjon (helningsretning i grader).

Eksposisjon er en sirkulær variabel som varierer med himmelretningene fra 0° til 360°. For å kunne modellere denne variabelen måtte vi først omregne eksposisjon til radianer (r_e):

$$r_e = \text{eksposisjon} * \left(\frac{2\pi i}{360}\right) \quad (1)$$

Deretter beregnet vi to variabler som betegner graden av nordvendt eksposisjon ($N_e = \cos(r_e)$) og østvendt eksposisjon ($\emptyset_e = \sin(r_e)$) (Pedersen m.fl. 2012). Som et alternativ beregnet vi også en kategorisk variabel for eksposisjon med fire nivåer som representerer nord (315°- 45°), øst (45°-135°), sør (135°-225°), vest (225° - 315°) og flatt (0°).

Tabell 1 Forklaringsvariabler vurdert i utviklingen av habitategnethetsmodell. Kategoriske variabler er angitt med antall kontrollpunkter og observasjoner i de ulike kategoriene. Kontinuerlige variabler er angitt med median (utstrekning) for kontrollpunkter og observasjoner. Tallene i parentes etter kategoriene i variabelen vegetasjonstype refererer til de originale vegetasjonstypene fra vegetasjonskartet SatVeg (Johansen m.fl. 2009).

| Forklaringsvariabel | Kategori | Enhet | Kontrollpunkt | Observasjon |
|----------------------------|-------------------------|--------|----------------|----------------|
| Vegetasjonstype | Lavland skog(1-5) | | 1030 | 276 |
| | Blåbærbjørkeskog (6) | | 492 | 166 |
| | Kreklingbjørkeskog (7) | | 391 | 109 |
| | Lavbjørkeskog (8) | | 154 | 44 |
| | Tuemyr (9) | | 407 | 151 |
| | Høgstarmyr (10) | | 152 | 60 |
| | Bløtmyr (11) | | 56 | 17 |
| | Barrabber (12) | | 147 | 24 |
| | Grasrabber (13) | - | 230 | 78 |
| | Lynggrabber (14) | | 1392 | 308 |
| | Lavhei (15) | | 111 | 13 |
| | Lyngrik leside (16) | | 395 | 144 |
| | Fjellhei (17) | | 2763 | 934 |
| | Gras- og urteenger (18) | | 249 | 95 |
| | Snøleier (19) | | 334 | 55 |
| | Ekstrem snøleie (20) | | 477 | 86 |
| | Ikke Habitat (21-25) | - | - | - |
| Tregrense | Over | - | 3649 | 989 |
| | Under | | 5131 | 1571 |
| Eksposisjon (kategorisk) | Øst | | 1881 | 632 |
| | Flatt | | 72 | 12 |
| | Nord | - | 2322 | 635 |
| | Sør | | 2250 | 667 |
| | Vest | | 2255 | 614 |
| Tregrense | | meter | 712 (338-1130) | 711(346-1120) |
| Avvik fra tregrense | | meter | 61 (0-359) | 60 (0-305) |
| Høyde over havet | - | meter | 690 (134-1424) | 681 (169-1351) |
| Eksposisjon (kontinuerlig) | | grader | 189 (0-360) | 186 (0-360) |
| Helning | | grader | 6.1 (0-56.1) | 6.5 (0-39.3) |

2.3.3 Avvik til tregrensen

Vi benyttet et rasterkart i 100*100 meters oppløsning som representerer regional empirisk tregrense (teoretisk tregrense) med vekt på klimatiske faktorer (Blumenrath & Hanssen 2010). Kartet dekker hele Norge og hver celle har en verdi som tilsvarer den regionale empiriske tregrensen i meter over havet. På grunn av den store geografiske spredningen (nord-sør og kyst-innland) i dataene er det komplisert å modellere direkte med høyde over havet. I stedet kombinerte vi høyde over havet og regional empirisk tregrense ved å beregne observasjonenes og kontrollpunktens beliggenhet som avvik i høydemeter fra tregrensen (**Tabell 1**). Siden man kan tenke seg at habitategnethet avtar med ulik rate avhengig av om man beveger seg oppover i terrenget (over tregrensen) eller nedover i terrenget (under tregrensen) beregnet vi to variabler; en som beskriver avvik over tregrensen (punkter under tregrensen settes til 0) og en som beskriver avvik under tregrensen (punkter over tregrensen settes til 0).

2.4 Analyser og statistikk

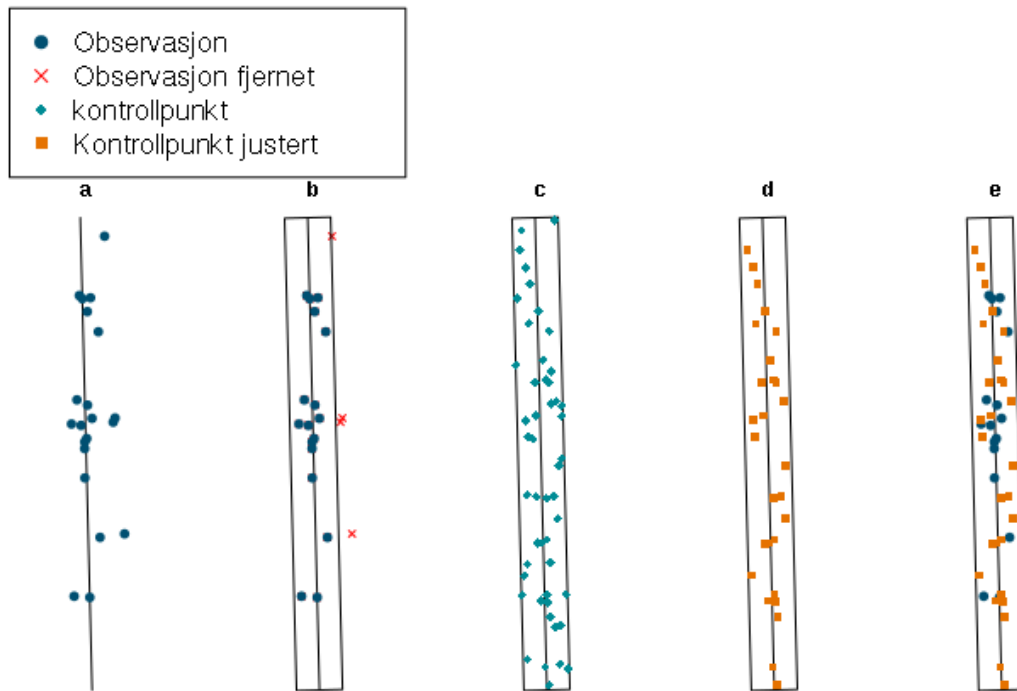
2.4.1 Beregning av tilgjengelig habitat

Det finnes to hovedtilnærminger som benyttes når man skal utvikle habitategnethetsmodeller: 1) Modeller som er basert på et sett med posisjoner der en art er observert og posisjoner der arten ikke er observert, såkalt «presence-absence» modeller, og 2) den tilnærmingen som vi benytter her og som kalles «presence-availability» modeller. Dette er modeller som i utgangspunktet kun benytter posisjoner der en art er observert (heretter benevnt «observasjoner»). Siden habitat-seleksjon handler om forholdet mellom habitatbruk og habitattilgjengelighet må man med denne tilnærmingen generere et sett med posisjoner der arten ikke er observert, såkalt «pseudo-absences» (videre benevnt «kontrollpunkter»). Disse punktene skal representere tilgjengelig habitat i området. Slike modeller benevnes ofte som «presence-availability» modeller, eller «presence only» modeller. En utfordring med slike modeller er at vi ikke vet om det var lirype på stedet vi definerer som kontrollpunkt. Dette betyr at «presence-availability» modeller er mer usikre og de kan ikke brukes til å predikere sannsynlighet for tilstedeværelse slik man kan med «presence-absence» modeller. Med «presence-availability» modeller predikeres «relativ sannsynlighet» eller «seleksjon». En annen utfordring med «presence-availability» modeller er å generere riktig antall, og geografisk fordeling, av kontrollpunkter. Hovedregelen er at observasjonene vi har antas å være ett sett med «stikkprøver» hentet fra settet med kontrollpunkter (Boyce m.fl. 2002). Det vil si at kontrollpunktene skal representere det som er av tilgjengelig habitat innenfor det undersøkte området (området der et er gjort eller potensielt kunne vært gjort observasjoner).

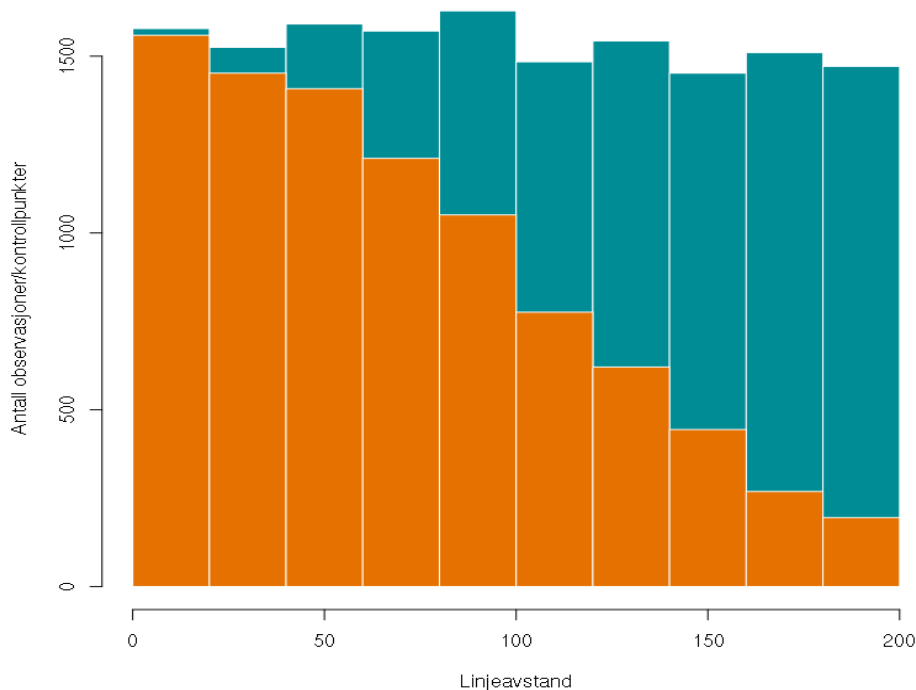
Vi begrenset det undersøkte området til en buffer på 200 meter på hver side av hver takseringslinjene i alle takseringsområdene (**Figur 2a & 2b**). En buffer på 200 meter ble valgt på bakgrunn av erfaringer med bruk av «avstandsmetoden» på lirype i Norge. Observasjoner som lå utenfor denne bufferen var enten beheftet med feil i koordinater eller ansett som «uteliggere» og ekskludert fra videre analyser. Denne operasjonen ekskluderte 426 observasjoner, slik at 2560 observasjoner av lirype ble med i videre analyser (**Figur 2b**). For å få en best mulig beskrivelse av det tilgjengelige habitatet (Boyce m.fl. 2002) fulgte vi følgende prosedyre (etter Kastdalen m.fl. 2003) for å generere kontrollpunkter: 1) Vi genererte tilfeldige kontrollpunkter (A_i) innenfor bufferene som beskrevet over (**Figur 2c**). Antallet kontrollpunkter ble satt ut fra innsatsen i de ulike områdene (antall kilometer taksert pr. linje multiplisert med antall år taksert) multiplisert med 3. Dette gav 20526 kontrollpunkter tilfeldig fordelt innenfor bufferne. 2) Vi brukte r-pakken «Distance» (Lawrence 2016) til å beregne «half-normal» oppdagbarhetsfunksjon (g_x) basert på de reelle observasjonene. Deretter ble g_x brukt til å beregne oppdagbarheten (O_i) for hvert punkt A_i basert på punktets avstand fra takseringslinja. Dette gir en O_i verdi mellom 0 og 1. 3) Videre genererte vi et tilfeldig tall mellom 0 og 1, kalt P_i og dersom $P_i < O_i$ beholdt vi kontrollpunktet A_i og dersom $P_i > O_i$ i forkastet vi kontrollpunktet A_i . Etter operasjonene i punkt 3 hadde vi et datasett bestående av 8780 kontrollpunkter og 2560 observasjoner (**Figur 2d og 2e**). Ved denne

tilnærmingen, kontra å kun fordele kontrollpunkter tilfeldig innenfor bufferavstanden fra linja, oppnår vi en bedre representasjon av tilgjengelig habitat siden kontrollpunktene følger samme sannsynlighetsfunksjon som rypeobservasjonene (**Figur 3**), dvs. vi er mere sikre på at vi har et utvalg av kontrollpunkt som ligger innenfor området som faktisk er undersøkt jf. Boyce m.fl. (2002).

Vi brukte GRASS (GRASS Development Team 2015) og pakken «r.what» gjennom programmet RStudio (R Core Team 2016) og R-pakken «rgrass7» (Bivand 2016) for å knytte rypeobservasjonene og kontrollpunktene til vegetasjon- og terrengrasterkart.



Figur 2 Eksempel på tilnærming ved fordeling av kontrollpunkter for linje nummer 415 på Helgeland. a) Viser linjen med de reelle observasjonene. b) Buffer på 200 meter legges rundt observasjonene. Rød kryss indikerer observasjoner over 200 meter fra linja og som ikke tas med i analysene. c) Tilfeldige kontrollpunkter generert innenfor bufferen på 200 meter. d) Justert fordeling av kontrollpunkter basert på fordelingen av de reelle observasjonene i b) (se avsnitt 2.4.1). e) Data (observasjoner og kontrollpunkter) som brukes i habitategnethetsmodellen (**Figur 3**).



Figur 3 Illustrasjon av fordelingen av kontrollpunkter som en funksjon av avstand fra takseringslinja. Turkis = fordeling av kontrollpunkter før prosedyre, oransje = fordeling av kontrollpunkter etter prosedyre (se avsnitt 2.4.1, **Figur 2**).

2.4.2 Modellutvikling

Vi brukte generaliserte lineære miksede modeller (Generalized linear mixed effects models, GLMMs) med R-pakken «lme4» (Bates m.fl. 2015) for å utvikle modellen for relativ habitategnethet for lirype. Parameterne ble estimert med logistisk regresjon, som er godt egnet for å analysere responsvariabler med to utfall (binær responsvariabel). I dette tilfellet er utfallene nettopp binære; rypeobservasjoner er gitt verdien 1 og kontrollpunkter er gitt verdien 0. Siden rypeobservasjonene og kontrollpunktene var knyttet til takseringsområder, bruke vi takseringsområde som random variabel i modellen. Dette gjør at modellen tar høyde for romlig variasjon i rype tetthet, og de estimerte parametrene (β_n) representerer et gjennomsnitt av takseringsområdene. Med denne tilnærmingen antar vi at forklaringsvariablene (seleksjonskoeffisientene) har lik effekt i de ulike takseringsområdene, selv om tetthet kan variere mellom områder. En alternativ tilnærming hadde vært å utvikle modeller for hvert område (40 modeller), men vi anser dette som uhensiktsmessig av tre grunner: 1) Det er få observasjoner i mange områder (min 105 obs), noe som gjør at modellene blir usikre og prediksjonene enda mere usikre. Ved bruk av en felles modell «låner» man informasjon fra de andre områdene slik at estimatet blir mindre usikkert. 2) Når vi skal predikere i områder vi ikke har data ville det blitt vanskelig å vite hvilken modell som skal legges til grunn for prediksjonene i de ulike områdene. 3) En modell for hvert område vil kun være gjeldende for dette området og kan ikke uten videre sammenlignes med andre områder.

De estimerte parameterverdiene (β_n) fra den logistiske modellen som beskrevet over tilsvarer odds for en hendelse (i dette tilfellet odds for observasjon av lirype) på logaritmisk skala. I for-

bindelse med habitatmodellering benevnes ofte parameterestimaterne (β_n) for seleksjonskoeffisienter (Boyce m.fl. 2002). Vi brukte seleksjonskoeffisientene til å beregne habitategnethet med følgende formel:

$$w(x) = \exp(\beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3 x_3 + \beta_4 x_4 \dots \beta_n x_n) \quad (2),$$

der $w(x)$ er habitategnethet i piksel x og β_1 til og med β_n er de estimerte parameterverdiene for forklaringsvariablene x_1 til og med x_n fra den logistiske modellen (i.e. seleksjonskoeffisienter).

På grunn av konvergeringsproblemer ble alle kontinuerlige forklaringsvariabler standardiserte og sentrerte slik at gjennomsnitt ble 0 og standardavvik 1. Seleksjonskoeffisientene (β_n) ble tilbaketransformert etter analysene slik:

$$\beta_n / \text{standardavvik}(x_n). \quad (3)$$

Vi vurdere alle kombinasjoner av forklaringsvariablene i utvikling av modellen. I tillegg testet vi annengradsfunksjon (x^2) for variabelen helning da det kan forventes kurvatur i effekten. I tillegg testet vi eksposisjon som kategorisk variabel.

2.4.3 Modellseleksjon og modellvalidering

Vi gjennomførte modellseleksjon basert på AIC (Akaike Information Criterion). I utgangspunktet er det modellen med lavest AIC som er å foretrekke, men modeller med $\Delta AIC < 2$ anses som statistisk likeverdige modeller (Burnham & Anderson 2002).

Modellseleksjon med hjelp av AIC er nyttig for å velge en habitategnethetsmodell blant et sett med alternative modeller, men nyttheten av en habitategnethetsmodell måles i dens evne til å predikere arter og individers utbredelse (Boyce m.fl. 2002). For å finne den modellen som predikerer best blant statistiske likeverdige modeller (jf. modeller med $\Delta AIC < 2$) brukte vi såkalt «K-fold» kryssvalidering til å vurdere modellenes evne til å predikere høy relativ habitategnethet der lirypene er observert (Boyce m.fl. 2002, Nielsen m.fl. 2004). Vi delte datasettet tilfeldig inn i 5 omtrent like store datasett (dvs. 5-folds) med R-pakken «Dismo» (Hijmans m.fl. 2016). Siden modellene inkluderte «random intercept» for område delte vi datasettet i forhold til antallet datapunkter i hvert område. For hver modell foregikk valideringen i fire steg og ble repetert fem ganger (en for hvert datasett): 1) Vi la til side et datasett (testdatasett) om gangen mens modellen ble kjørt med de fire gjenværende settene (treningsdatasett). 2) Modellparameterne fra den valgte modellen ble brukt til å predikere testdatasettet. 3) Testdatasettet ble delt inn i 10 fraktiler basert på prediksjonene. Disse ble rangert fra lav relativ sannsynlighet for rypeobservasjon (1), til høy relativ sannsynlighet for rypeobservasjon (10). En modell som predikerer godt har en tendens til å ha flere rypeobservasjoner i de høyest rangerte fraktile og få observasjoner i lavt rangerte fraktiler. 4) Som statistisk mål for prediksjonsevnen brukte vi Spearman rank-korrelasjon mellom rangering (1-10) og antallet observasjoner i hver fraktile. Modellen anses som prediktiv dersom korrelasjonen er positiv og signifikant (Boyce m.fl. 2002, Nielsen m.fl. 2004).

Bruk av «k-fold» kryssvalidering er en anerkjent metode for å validere prediktive habitategnethetsmodeller når man ikke har helt uavhengige data man kan bruke som testdatasett. I vårt tilfelle har vi også tilgang på takseringsdata fra en rekke områder utenfor Statskog. Dette gir oss muligheten til å validere modellene mot helt uavhengige data. Vi bruke takseringsdata fra Finnmarkseiendommen (FeFo) og statsallmenningene i Sør-Norge. Med disse områdene validerer vi modellene mot et stort geografisk område (FeFo nord og øst for Statskog og ulike statsallmenninger spredt utover hele Sør-Norge sør for Nordland). For å gjøre denne prosedyren måtte vi hente inn takseringsdata på samme måte som for Statskog sine data og fulgte nøyaktig samme prosedyrer som beskrevet fra **kapittel 2.2** til og med **kapittel 2.4.1**. Deretter gjennomførte vi kryssvalidering ved å predikere modellenes parameterverdier på data fra henholdsvis FeFo og

statsallmenningene. Videre fulgte vi valideringsprosedyren fra steg 3) til 4) i forrige avsnitt. Høy og signifikant korrelasjon indikerer at modellen predikerer godt i områdene.

For hver av de statistisk likeverdige modellene gir dette totalt 7 korrelasjoner (5 folds, og 2 for FeFo og Fjellstyrene). Gjennomsnittlig korrelasjon for modellene gir en pekepinn på hvilken modell som predikerer best. Med dette utgangspunktet velges den modellen med høyest gjennomsnittlig korrelasjon til å utvikle habitategnethetskart for lirype.

2.4.4 Kartprediksjoner

Kartproduktet ble utviklet fra den valgte modellen. Først brukte vi programmet GRASS og kommandoen «r.resamp.stats» (GRASS Development Team 2015), gjennom statistikkprogrammet RStudio (R Core Team 2016) med pakken «rgrass7» (Bivand 2016) til å konverterte alle kartdataene til samme oppløsning (30*30 meter). De nye kartene i 30*30 meters oppløsning ble så klippet etter Statskogs 223 jaktfelt for lirype (se **Figur 1** for en grov oversikt). Deretter beregnet vi den relative habitategnetheten for hver piksel ved å sette seleksjonskoeffisientene (β_1 til og med β_n) fra modellen og verdiene fra hvert enkelt rasterkart med forklaringsvariabler (x_1 til og med x_n) inn i formelen (2). Med denne prosedyren produseres et nytt rasterkart der hver enkelt piksel inneholder en verdi (prediksjon) som er pikselens relative habitategnethet. Prediksjonene ble bundet mellom 0 og 1 ved å dele hver enkelt prediksjon på den høyeste prediksjonen. Ideelt sett, i et forvaltningsmessig perspektiv, skulle vi hatt en metode som på en objektiv måte definerer skillet mellom «egnet» og «uegnet» habitat. ROC – kurver (Receiver Operating Characteristic) og lignende er metoder som ofte blir brukt til å dele data inn i egnet og uegnet kategori. Dette er en objektiv tilnærming som benytter klassifiseringssuksess i beregningene (evne til å skille mellom punkter med tilstedeværelse og punkter uten tilstedeværelse). Men når man benytter «presence-availability» data vet vi ikke om det var lirype i kontrollpunktene og når kontrollpunktene er fordelt etter samme sannsynlighetsfunksjon som observasjonene vil klassifiseringssuksessen bli lav siden mange kontrollpunkter vil havne på samme lokalitet som observasjonene (Boyce m.fl. 2002, Hijmans m.fl. 2016). Som en alternativ objektiv tilnærming delte vi prediksjonene fra modellen inn i fem fraktiler (dvs. deler med like mange observasjoner i hver) som vi kalte egnethetskategorier (Morris m.fl. 2016), der kategori 5 er fraktilen med høyest relativ egnethet og kategori 1 er fraktilen med lavest relativ egnethet. I neste steg beholdt vi kategori 2-5, men vi delte kategori 1 i to nye kategorier der de laveste 25 prosent prediksjonene ble plassert i ny kategori 1 og resterende i ny kategori 2. Dette ga til sammen seks kategorier fra 1 – uegnet til 6 – godt egnet. Det er verdt å merke seg at kategoriene er relative og gjelder for modellen som er brukt i rapporten. Verdien beskriver hverken tetthet av lirype eller sannsynlighet for å observere lirype i en gitt 30*30m rute.

3 Resultater

3.1 Modellseleksjon

Det var tre modeller innenfor 2 ΔAIC (**Tabell 2**). Det innebærer at modellene er statistisk likeverdige. Den høyest rangerte modellen, modell 1, inneholder variablene vegetasjonstype, avvik over og under tregrensen, helningsgrad, annengradsfunksjon av helningsgrad og eksposisjon som kategorisk variabel. Modell 2 er samme modell, men med to kontinuerlige variabler som beskriver eksposisjon. Modell 3 er uten den kontinuerlige variabelen eksposisjon øst-vest.

3.2 Modellvalidering

Vi gjennomførte kryssvalidering for de statistisk likeverdige modellene 1-3 (**Tabell 2**). Det var høye og signifikante korrelasjonskoeffisienter for alle modellene i k-fold kryssvalideringen (**Tabell 3a**). Dette betyr at de reelle observasjonene har en tendens til å ligge i høyt rangerte habitat og at modellene predikerer testdataene godt. Modellene predikerer også godt på de uavhengige dataene fra statsallmenningene og fra FeFo sine arealer i Finnmark, med høye og signifikante korrelasjoner. Modell 2 hadde høyest gjennomsnittlig korrelasjon (**Tabell 3c**) og ble valgt som modell for å predikere habitategnethet på Statskog sine jaktfelt.

Tabell 2 Modellseleksjonstabell med de tre høyest rangerte modellene ($< 2 \Delta AIC$).

| Nr | Modell | K | AIC | ΔAIC | AIC _{Wt} |
|----------------|---|----|---------|--------------|-------------------|
| 1 | Vegetasjonstype + Avvik over tregrense + Avvik under tregrense + Helning + Helning ² + Eksposisjon (kategorisk) | 25 | 11715.4 | 0 | 0.4 |
| 2 ¹ | Vegetasjonstype + Eksposisjon nord-sør + Eksposisjon øst-vest + Avvik over tregrense + Avvik under tregrense + Helning + Helning ² | 23 | 11716.0 | 0.63 | 0.29 |
| 3 | Vegetasjonstype + Eksposisjon nord-sør + Avvik over tregrense + Avvik under tregrense + Helning + Helning ² | 22 | 11716.1 | 0.77 | 0.27 |

¹ = Valgte modell, se avsnitt 2.4.3 og 3.2

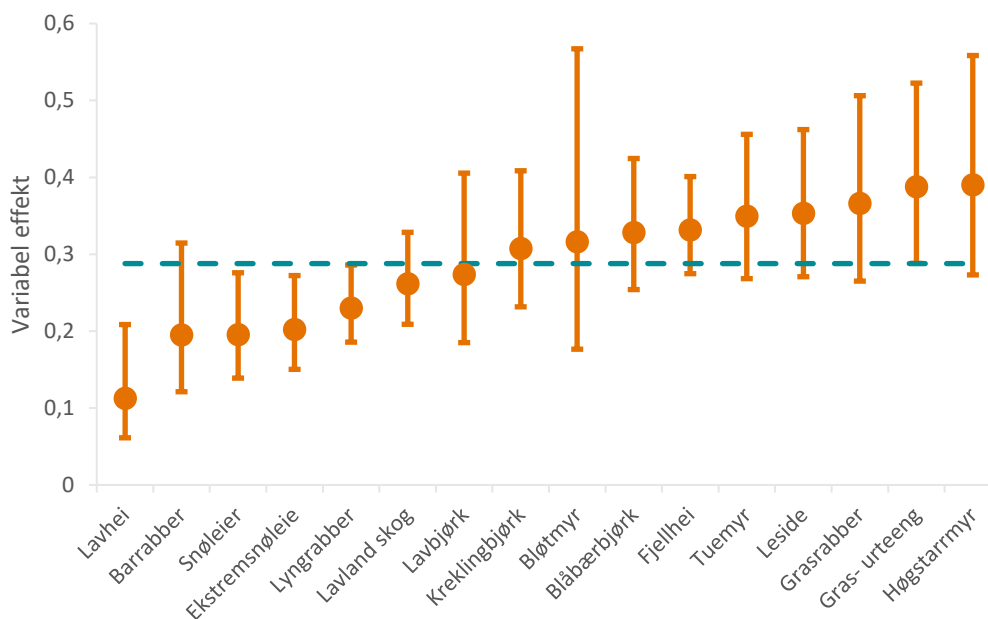
Tabell 3 Kryssvalideringsresultater for de tre modellene med $\Delta AIC < 2$. a) 5-fold kryssvalidering og et samleestimat for hele datasettet, b) validering mot data fra FeFo og statsallmenninger og c) gjennomsnittlig korrelasjonskoeffisient.

| a) | Fold | Modell # 1 | | Modell # 2 | | Modell # 3 | |
|----|------------|-------------|---------|-------------|---------|-------------|---------|
| | | korrelasjon | p-verdi | korrelasjon | p-verdi | korrelasjon | p-verdi |
| | 1 | 0.890 | 0.001 | 0.855 | 0.002 | 0.772 | 0.009 |
| | 2 | 0.842 | 0.002 | 0.952 | <0.001 | 0.927 | <0.001 |
| | 3 | 0.683 | 0.030 | 0.729 | 0.017 | 0.669 | 0.035 |
| | 4 | 0.855 | 0.002 | 0.845 | 0.002 | 0.828 | 0.003 |
| | 5 | 0.705 | 0.023 | 0.754 | 0.012 | 0.709 | 0.022 |
| b) | | | | | | | |
| | FeFo | 0.802 | 0.005 | 0.894 | <0.001 | 0.782 | 0.008 |
| | Fjellstyra | 0.903 | <0.001 | 0.891 | 0.001 | 0.879 | 0.001 |
| c) | | | | | | | |
| | Snitt alle | 0.812 | - | 0.846 | - | 0.795 | - |

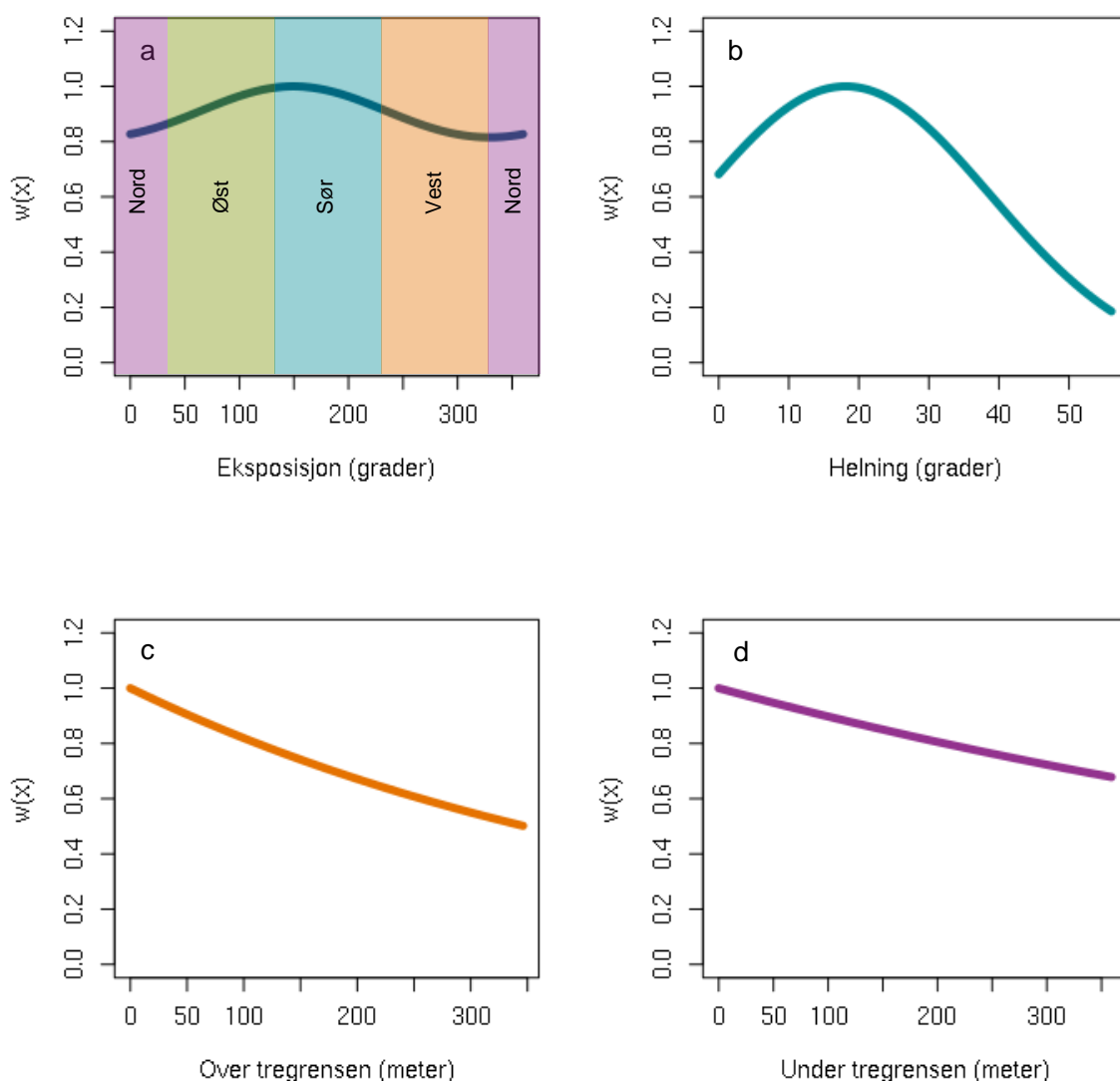
3.3 Variabeleffekter

For den kategoriske variabelen vegetasjonstype er det verdt å merke seg at parameterestimaterne til de ulike vegetasjonstypene er relative til hverandre. Ni vegetasjonstyper har parameterestimer over snittet mens sju vegetasjonstyper ligger under snittet (**Figur 4**). De fire høyest rangerte vegetasjonstypene er høgstarmyr, gras- og urteenger, grasrabber og lyngrike lesider. Blant de lavest rangerte vegetasjonstypene har Lavhei den klart laveste seleksjonsraten, men det er også lav seleksjonsrate for barrabber og snøleivevegetasjon. Overlappende konfidensintervaller gjør at det er vanskelig å skille seleksjonsraten for mange vegetasjonstyper med sikkerhet. Man kan imidlertid si med tørre sikkerhet at modellens referansekategori, barrabber har lavere seleksjonsrate enn blåbærbjørkeskog, fjellhei, tuemyr, lyngrik leside, grasrabber, gras- og urteenger og høgstarmyrer (alle p verdi < 0.05, se **Vedlegg 2** for modellens parameterestimer og modellstatistikk).

I tillegg til seleksjon for og mot ulike vegetasjonstyper selekterer rypene for områder ved tregrensen, og seleksjonen avtar både mot lavereliggende og høyereliggende områder, men noe raskere mot høyereliggende områder (**Figur 5c-d**). Videre er det en negativ effekt av nord-sør eksposisjon (seleksjon for sør) og positiv effekt av øst-vest eksposisjon (seleksjon for øst) på seleksjon. Når disse variablene tilbake-transformeres til grader ser man at lirypa selekterer for sørlig og til dels østlige eksponerte helninger (øst: 45°-135° sør: 135°-225°, **Figur 5a**). Videre inspeksjon av parameterestimaterne viser at lirypa selekterer for økt helning opp til om lag 20° helning. Når helningen blir brattere enn 20° vil lirypa i stadig mindre grad selektere disse områdene (**Figur 5b**).



Figur 4 Odds ± konfidensintervall for kategoriske variabler fra den beste modellen. Stiplet linje angir gjennomsnittet.



Figur 5 Habitategnethet $w(x)$ som en funksjon av a) helningsretning (eksposisjon) og b) terrengets helning. Effekten av terrengets helning forklares best av både lineær- og kvadratisk effekt. Nederst er habitategnethet som en funksjon av henholdsvis antall meter over (c) og under tregrensen (d).

3.4 Kartprediksjoner

Vi brukte koeffisientene (β_n) fra den beste modellen i vårt modellsett (modell 2 i **Tabell 2**) til å predikere relativ habitategnethet for alle piksler innenfor Statskogs jaktfelt med formelen (2). Modellprediksjonene ble delt i 6 kategorier som beskrevet i **2.4.4**. Antallet reelle observasjoner økte for hver kategori, fra 70 observasjoner i kategori 1 (uegnet) til 658 i kategori 6 (godt egnet). Deretter ble kartprediksjonene plassert i sine respektive kategorier; kartprediksjoner med verdier under 0.32 ble satt til kategori 1 – uegnet, prediksjoner fra 0.32 til 0.41 ble satt til kategori 2, prediksjoner fra 0.41 til 0.51 til kategori 3, 0.51 til 0.58 til kategori 4, 0.58 til 0.66 til kategori 5 (egnet) og de 20% høyeste verdiene fra 0.66 til 1 ble satt til kategori 6 – godt egnet.

I denne rapporten inngår alle jaktfelt i Nordland og Troms samt et utvalg jaktfelt i Sør-Norge og Trøndelag som anses som rypejaktfelt, med et samlet areal på 29 016 km². Av dette ble 3 641 km² ikke kartlagt, enten fordi det var definert som «ikke habitat» (hovedsakelig isbreer og vann, **vedlegg 4**) eller at kartdata manglet av andre årsaker (blant annet skyggeområder i SatVeg kartet, Johansen 2009). Av kartlagt areal ble 42 % kategorisert i *kategori 1 – uegnet*, 15 % i *kategori 2*, 16 % i *kategori 3*, 10 % i *kategori 4*, 8 % i *kategori 5* og 7 % i *kategori 6 – godt egnet*. Det var imidlertid store variasjoner blant jaktfeltene. Habitategnethetskart inndelt i regioner og samlestatistikk for de 223 jaktfeltene til Statskog følger som vedlegg (**Vedlegg 3 og 4**). Til sammenligning er den prosentvise fordelingen av rypeobservasjoner 3, 11, 17, 20, 23 og 26 i de ulike egnethetskategoriene. Omtrent 50% av observasjonene er gjort i de fire laveste kategoriene og omtrent 50 % i de to høyeste kategoriene.

4 Diskusjon

I denne rapporten har vi utviklet en habitategnethetsmodell for lirype basert på lirypeobservasjoner og landskapsvariabler i 40 takseringsområder på Statskog sine eiendommer i Norge. Vi fant ut at lirypa i August selekterer for områder nære tregrensen fremfor områder langt over eller langt under tregrensen. Modellen viser også en positiv effekt av helningsgrad opp til ca. 20°. Når helningen blir brattere enn 20° ser vi en økende negativ effekt på seleksjon. Våre analyser viser også at lirypene ser ut til å selektere sør- og sør-østvendte lier. Blant vegetasjonstypene er det vanskelig å skille mange vegetasjonstyper på grunn av stor overlapp i parameterestimatenes konfidensintervaller, men det generelt lavere seleksjon for vegetasjonstyper som kjennetegnes av sparsomt feltvegetasjonsdekke og sterkere seleksjon for fuktigere og rike vegetasjonstyper med tettere feltvegetasjonsdekke.

Flere studier har forsøkt å beskrive sammenhenger mellom tilstedeværelse av lirype og habitatet, og flere har funnet ut at lirypa, til forskjellige tider av året, har spesifikke habitatpreferanser (Andersen m.fl. 1984, Kastdalen m.fl. 2003, Henden m.fl. 2011, Lande 2011, Ehrich m.fl. 2012, Pedersen m.fl. 2012). Det er blant annet vist at vierkratt (*Salix* spp.), myr og dvergbjørk-kjerr (*Betula nana*) er habitatelementer som lirypa typisk selekterer for (Kastdalen m.fl. 2003, Henden m.fl. 2011, Ehrich m.fl. 2012). Til tross for dette fant ikke Kvasnes m.fl. (2017) noen klare sammenhenger mellom tettheten av ryper i ulike takseringsområder og habitatsammensetningen i sør-øst Norge. Siden de resultatene vi presenterer i denne rapporten kun evaluerer relativ habitategnethet for lirype og predikerer utover områder vi ikke har data, har vi bevisst valgt å se bort i fra tetthetsforskjeller mellom områder ved å bruke miksede regresjonsmodeller. Andre områdespesifikke faktorer kan forklare at Kvasnes m.fl. (2017) ikke fant klare effekter av habitat på tetthet. Det er kjent at romlig variasjon i predasjon og/eller jaktrykk kan skape romlig variasjon i tetthet og dette er prosesser som kan være uavhengig av habitatet (Marcstrom m.fl. 1988, Smith & Willebrand 1999, Sandercock m.fl. 2011). I tillegg kan romlig fordeling styres av sosiale interaksjoner (f.eks. conspecific attraction, Stamps 1988) uavhengig av habitatets utforming (Campomizzi m.fl. 2008). Mangelen på habitat-tetthetseffekter betyr imidlertid ikke at rypene på mindre skala ikke selekterer for spesifikke habitatelementer. Vegetasjonstypene vi benytter i denne studien er samlet på 30*30 meters nivå, og hver celle er definert til en vegetasjonstype. I den forbindelse er det verdt å merke seg to ting som kan være med å påvirke resultatene fra modelleringen: 1) I mange tilfeller vil det i realiteten være flere vegetasjonstyper innenfor en celle. Dette gjør at den «reelle» vegetasjonsstrukturen ikke vil komme frem. 2) Innenfor hver vegetasjonstype er det ytterligere gradienter og sub-kategorier. Det betyr at en vegetasjonstype kan ha en utforming ett sted og en annen utforming andre steder. Andre studier som har undersøkt sammenhengen mellom lirypelokaliteter og habitatet har samlet habitat på en finere skala enn vi har i dette studiet. Elementer ved habitatet som tidligere har vist seg å være viktig for tilstedeværelse av lirype, slik som vierkratt, myr og dvergbjørk-kjerr (Kastdalen m.fl. 2003, Henden m.fl. 2011, Ehrich m.fl. 2012) vil derfor finnes i flere av vegetasjonstypene vi har undersøkt. Blant annet finner man vierkratt og dvergbjørk-kjerr i større eller mindre mengder i kategoriene «fjellhei», «høgstarmyr» samt innslag i skogvegetasjonstypene. Alle myrtypene vi har vurdert har relativt høy seleksjonsverdi (**Figur 4**) noe som er i samsvar med tidligere studier (Kastdalen m.fl. 2003, Pedersen m.fl. 2012).

Modellvalideringen viser at modellen predikerer godt både på interne testdata (altså data fra Statskog sine områder) og på uavhengige data fra Finnmarkseiendommen og statsallmenningene i Sør-Norge. Dette er en god indikasjon på hvor godt modellen predikerer i jaktfeltene vi ikke har data. Det er allikevel viktig å påpeke at det ikke nødvendigvis betyr at modellen predikerer like godt i alle takseringsområder. Dette kan blant annet skyldes at antallet observasjoner i enkelte takseringsområder er lavt. Færrest observasjoner er det i rapporteringsnivået Ytre Salten (105 observasjoner) og flest i Helgeland 3 (378 observasjoner). Videre er det en ujevn fordeling av takseringsområder med flest fra Nordland og nordover, og flere i innlandet enn langs kysten. Modellens resultater blir et snitt blant områdene, og vil nødvendigvis påvirkes noe av datafordelingen.

En visuell inspeksjon av kartene i Vedlegg 3 gir indikasjoner på at modellen ikke «treffer» like godt i alle områder. Dette gjelder særlig området Njardarheim (**Vedlegg 3**, side 35), der kunnskap om området tilsier at modellen til en viss grad underestimerer viktige deler av området, og samtidig overestimerer habitatelementer som antas å være mindre viktige (Kristian Eiken Olsen, pers. med.). Det må understrekes at dette er subjektive betraktninger, men det er mulig at vegetasjonstyper som anses som viktige i modellen har en annen utforming i Njardarheim enn ellers på Statskog sine områder. Som nevnt over så kan en enkelt vegetasjonstype ha sub-kategorier som ikke fanges opp av vegetasjonskartet. Vi forventer forøvrig ikke at lirypa selekterer vesentlig annerledes i Njardarheim enn ellers i Norge.

Habitategnethetsmodellen som ble utviklet for Finnmarkseiendommen i 2012 predikerte at 41 % av Finnmark var uegnet for lirype (Pedersen m.fl. 2012). I denne rapporten predikerer vi at 42 % av kartlagt areal på Statskog sine rypejaktfelt var i kategori 1 «uegnet». Nå er det viktig å presisere at dette er to vidt forskjellige modeller og at kategoriene er relative og gjelder for de to modellene. I og med at takseringene hos Statskog presumtvt foregår i kjente lirypeområder vil en naturlig følge av dette være at vi predikerer habitategnethet i områder som i utgangspunktet er egnet for lirype. Når vi allikevel benevner kategori 1 som uegnet tar vi utgangspunkt i at det var svært få observasjoner i denne kategorien, kun 3 % av observasjonene fra takseringene lå i kategori 1. Observasjoner i slike habitater kan derfor anses som rent tilfeldige. Når takseringene foregår i områder man forventer å møte lirype blir det også færre data fra «utypiske» lirypeområder, f.eks. barskog og høyalpin (områder det er taksert lite i). Dette kan gjøre at prediksjonene i slike habitat blir mindre presise enn prediksjoner fra «typiske» lirypeområder.

Med habitategnethetskartet (**Vedlegg 3 og 4**) får Statskog et kart som viser fordelingen av de ulike egnethetskategoriene for hvert jaktfelt. Dette er relative kvalitetskategorier, dvs, at kategori 6 oftere er selektert enn for eksempel kategori 4. Kategoriene kan ikke direkte oversettes til sannsynlighet for å observere lirype innenfor de ulike kategoriene, og når man sammenlikner mellom jaktfelt kan man heller ikke relatere kategoriene direkte til forventet lirypetetthet. Det er med andre ord ikke gitt at det er høyere tetthet i et område med stor andel kategori 6 enn i et område med stor andel kategori 4. Sannsynlige årsaker til dette er diskutert i Kvasnes m.fl. (2017). Kartet burde likevel gi en god oversikt over potensialet for lirypetetthet i de ulike områdene. Habitategnethetskartet kan bli et viktig redskap for Statskog i forvaltningen av rype i sine områder, men det er viktig å presisere at dette kartet er utarbeidet på data innsamlet i begynnelsen av august. For en helhetlig forvaltning av lirype bør det på sikt å også vurderes om det er fornuftig å verdi-sette jaktfeltene basert på lirypas habitatseleksjon i andre deler av året.

5 Referanser

- Andersen, R., J. B. Steen, and H. C. Pedersen. 1984. Habitat selection in relation to the age of Willow Grouse *Lagopus l. lagopus* broods in Central Norway. *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* **7**.
- Bates, D., M. Machler, B. M. Bolker, and S. C. Walker. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* **67**:1-48.
- Bivand, R. 2016. rgrass7: Interface Between GRASS 7 Geographical Information System and R. R package version 0.1-9.
- Blumenrath, S., and F. Hanssen. 2010. Beregning av areal. Pages 8-19 in S. Nybø, editor. *Datagrunnlag for Naturindeks 2010, DN-utredning 4-2010*.
- Bolme, G., and T. Rohde. 2014. Spatial and temporal patterns in habitat selection by rock ptarmigan (*Lagopus muta muta*) in mainland Norway. Master Thesis. Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Boyce, M. S., P. R. Vernier, S. E. Nielsen, and F. K. A. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* **157**:281-300.
- Brainerd, S. 2005. Lokalførankret forvaltning og nasjonal overvåking av småvilt: en kunnskapsoppsummering med anbefalinger for framtidig satsing. NINA Rapport **38**:73.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, and L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Inc., New York.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York.
- Campomizzi, A. J., J. A. Butcher, S. L. Farrell, A. G. Snelgrove, B. A. Collier, K. J. Gutzwiller, M. L. Morrison, and R. N. Wilkins. 2008. Conspecific attraction is a missing component in wildlife habitat modeling. *Journal of Wildlife Management* **72**:331-336.
- Ehrich, D., J. A. Henden, R. A. Ims, L. O. Doronina, S. T. Killengren, N. Lecomte, I. G. Pokrovsky, G. Skogstad, A. A. Sokolov, V. A. Sokolov, and N. G. Yoccoz. 2012. The importance of willow thickets for ptarmigan and hares in shrub tundra: the more the better? *Oecologia* **168**:141-151.
- GRASS Development Team. 2015. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software. Open Source Geospatial Foundation.
- Henden, J. A., R. A. Ims, N. G. Yoccoz, and S. T. Killengreen. 2011. Declining willow ptarmigan populations: The role of habitat structure and community dynamics. *Basic and Applied Ecology* **12**:413-422.
- Henriksen, S., and O. Hilmo. 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge.
- Hijmans, R., S. Phillips, J. Leathwick, and J. Elith. 2016. R package dismo: species distribution modeling, version 1.1-1.
- Johansen, B. E. 2009. Vegetasjonskart for Norge basert på landsat TM/ETM+data (in Norwegian). 978-82-7492-213-6, Norut Tromsø, Tromsø.
- Kastdalen, L., H. C. Pedersen, G. Fjone, and H. P. Andreassen. 2003. Combining resource selection functions and distance sampling: an example with willow ptarmigan. Pages 52-59 in S. Huzurbazar, editor. *Resource selection methods and application*. Western EcoSystems Technology, Cheyenne.
- Kvasnes, M. A. J., H. C. Pedersen, T. Storaas, and E. B. Nilsen. 2017. Vegetation type and demography of low density willow ptarmigan populations. *Journal of Wildlife Management* **81**:174-181.
- Lande, U. S. 2011. Grouse - Habitat relationships: monitoring, scale and management. Doctoral thesis. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Manly, B. F. J., L. L. McDonald, D. L. Thomas, T. L. McDonald, and W. P. Erickson. 2002. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Kluwer Academic, Dordrecht.
- Marcstrom, V., R. E. Kenward, and E. Engren. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during the vole cycles - an experimental study. *Journal of Animal Ecology* **57**:859-872.
- Morris, L. R., K. M. Proffitt, and J. K. Blackburn. 2016. Mapping resource selection functions in wildlife studies: Concerns and recommendations. *Applied Geography* **76**:173-183.
- Muller, D., B. Schroder, and J. Muller. 2009. Modelling habitat selection of the cryptic Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. *Journal of Ornithology* **150**:717-732.

- Nielsen, S. E., M. S. Boyce, and G. B. Stenhouse. 2004. Grizzly bears and forestry I. Selection of clearcuts by grizzly bears in west-central Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management* **199**:51-65.
- Pedersen, A. O., M. A. Blanchet, M. Hornell-Willebrand, J. U. Jepsen, M. Biuw, and E. Fuglei. 2014. Rock Ptarmigan (*Lagopus muta*) breeding habitat use in northern Sweden. *Journal of Ornithology* **155**:195-209.
- Pedersen, A. O., J. U. Jepsen, N. G. Yoccoz, and E. Fuglei. 2007. Ecological correlates of the distribution of territorial Svalbard rock ptarmigan (*Lagopus muta hyperborea*). *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **85**:122-132.
- Pedersen, H. C., H. Steen, L. Kastdalen, W. Svendsen, and H. Brøseth. 1999. Betydningen av jakt på lirypebestander: framdriftsrapport 1996-1998. NINA oppdragsmelding **578**:43.
- Pedersen, Å. Ø., J. U. Jepsen, M. Biuw, and B. Johansen. 2012. Habitatmodell for lirype i Finnmark. NINA Rapport **845**:36.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Revermann, R., H. Schmid, N. Zbinden, R. Spaar, and B. Schröder. 2012. Habitat at the mountain tops: how long can Rock Ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) survive rapid climate change in the Swiss Alps? A multi-scale approach. *Journal of Ornithology* **153**:891-905.
- Sandercock, B. K., E. B. Nilsen, H. Brøseth, and H. C. Pedersen. 2011. Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. *Journal of Animal Ecology* **80**:244-258.
- Smith, A., and T. Willebrand. 1999. Mortality causes and survival rates of hunted and unhunted willow grouse. *Journal of Wildlife Management* **63**:722-730.
- Stamps, J. A. 1988. Conspecific attraction and aggregation in territorial species. *American Naturalist* **131**:329-347.
- Urbanek, S. 2014. RJDBC: Provides access to databases through the JDBC interface (2011). R package version 0.2-5.

6 Vedlegg

Vedlegg 1 Deskriptiv takseringsstatistikk for takseringsområder for lirype hos Statskog 2013-2016.

| Rapporteringsnivå ¹ | Antall områder | Antall år | Km taksert | Antall linjer | Antall obs ² | Antall obs brukt ³ | Antall kontrollpunkter ⁴ |
|--------------------------------|----------------|-------------|-------------|---------------|-------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|
| Helgeland 1 | 4 | 4 (2013-16) | 276 | 41 | 184 | 163 | 465 |
| Helgeland 2 | 4 | 4 (2013-16) | 603 | 86 | 307 | 240 | 975 |
| Helgeland 3 | 5 | 4 (2013-16) | 914 | 132 | 460 | 378 | 1563 |
| Indre Salten | 2 | 4 (2013-16) | 704 | 126 | 195 | 162 | 1222 |
| Indre Troms | 4 | 4 (2013-16) | 466 | 55 | 315 | 272 | 743 |
| Kongsvoll | 2 | 4 (2013-16) | 397 | 47 | 261 | 235 | 676 |
| Midtre Salten | 1 | 4 (2013-16) | 363 | 60 | 248 | 207 | 689 |
| Njardarheim | 10 | 4 (2013-16) | 271 | 37 | 238 | 219 | 468 |
| Statskog Røros | 1 | 3 (2014-16) | 393 | 56 | 228 | 207 | 685 |
| Trysil Fellesfor. | 2 | 3 (2014-16) | 244 | 48 | 146 | 124 | 385 |
| Ytre Salten | 1 | 4 (2013-16) | 207 | 30 | 119 | 105 | 335 |
| Ytre Troms | 4 | 4 (2013-16) | 343 | 42 | 285 | 248 | 574 |
| sum | 40 | | 5180 | 760 | 2986 | 2560 | 8780 |

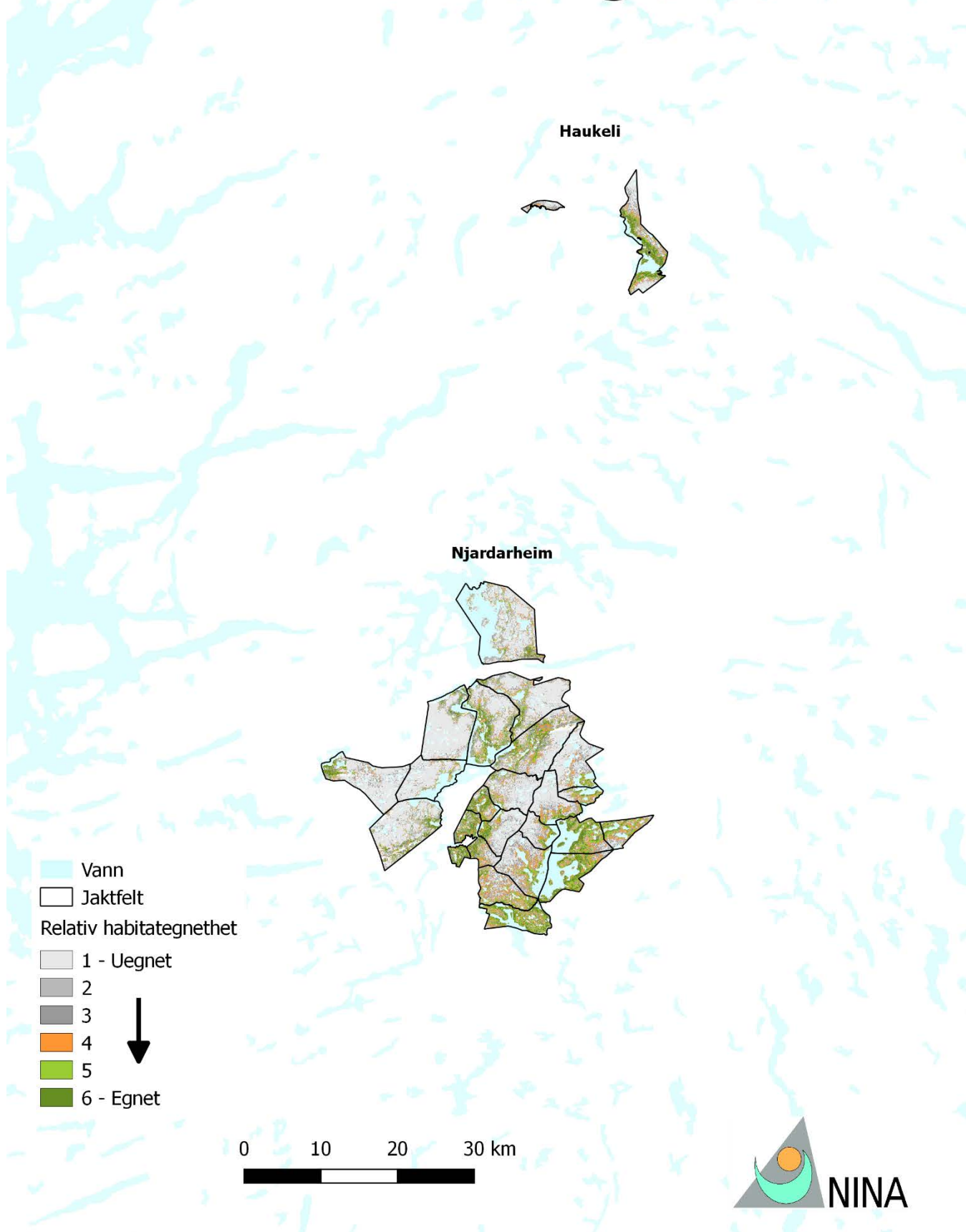
¹ = Rapporteringsnivå i Hønsefuglportalen. ² = Observasjoner lastet ned fra Hønsefuglportalen. ^{3,4} = Antall observasjoner og kontrollpunkter brukt i modelleringen.

Vedlegg 2 Estimer fra beste modell (modell 2, Tabell 2) med standardfeil og p-verdier. Estimer er oppgitt i log(odds). Referanseverdi for Vegetasjonstyper er Barrabber som inngår i Interceptet. For Vegetasjonstype er estimatene relative til referanseverdiene, for eksempel er estimatet for Blåbærbjørkeskog intercept (-1.633) + Blåbærbjørk (0.520) = -1.113 og p-verdien <0.05 indikerer at effekten av Blåbærbjørk er signifikant forskjellig fra Barrabber (dvs. sterkere seleksjon for Blåbærbjørkeskog)

| Variabel | Nivå | Esti- mat | Standard- feil | z- verdi | p-verdi |
|------------------------|-----------------|--------------|-------------------|----------|------------------|
| Intercept | (Barrabber) | -1.633 | 0.243 | -6.713 | <0.001 |
| Vegetasjonstype | Blåbærbjørk | 0.520 | 0.250 | 2.081 | 0.037 |
| | Bløtmyr | 0.483 | 0.365 | 1.321 | 0.187 |
| | Fjellhei | 0.530 | 0.231 | 2.297 | 0.022 |
| | Grasrabber | 0.629 | 0.263 | 2.388 | 0.017 |
| | Gras- urteenger | 0.687 | 0.260 | 2.645 | 0.008 |
| | Høgstarmyr | 0.693 | 0.280 | 2.476 | 0.013 |
| | Kreklingbjørk | 0.454 | 0.257 | 1.770 | 0.077 |
| | Lavbjørk | 0.339 | 0.291 | 1.163 | 0.245 |
| | Lavhei | -0.546 | 0.375 | -1.456 | 0.145 |
| | Lyngrik leside | 0.594 | 0.248 | 2.393 | 0.017 |
| | Lynggrabber | 0.166 | 0.236 | 0.702 | 0.482 |
| | Lavland skog | 0.294 | 0.242 | 1.213 | 0.225 |
| | Ekstremsnøleie | 0.035 | 0.256 | 0.138 | 0.890 |
| | Snøleier | 0.003 | 0.270 | 0.010 | 0.992 |
| | Tuemyr | 0.583 | 0.252 | 2.313 | 0.021 |
| <hr/> | | | | | |
| Eksposisjon nord-sør | | -0.063 | 0.025 | -2.554 | 0.011 |
| Eksposisjon øst-vest | | 0.036 | 0.024 | 1.467 | 0.142 |
| <hr/> | | | | | |
| Meter over tregrensen | | -0.088 | 0.031 | -2.825 | 0.005 |
| Meter under tregrensen | | -0.060 | 0.032 | -1.867 | 0.062 |
| <hr/> | | | | | |
| Helning | | 0.246 | 0.062 | 3.996 | <0.001 |
| Helning^2 | | -0.179 | 0.061 | -2.929 | 0.003 |

Vedlegg 3 Habitategnethetskart for Statskogs 223 jaktfelt (5 kart) fordelt på 6 egnethetskategorier, jf. avsnitt 2.4.4. Hvite områder innenfor jaktfeltene er arealer som ikke er kartlagte. Dette er for det meste isbreer, permanent snødekke eller skyggeområder (jf. Johansen m.fl. 2009)

Sør Norge



Sør-Øst Norge

Kogsvoll



Rørø



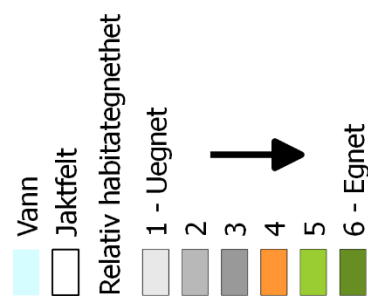
Sæterskogen



Rendalen



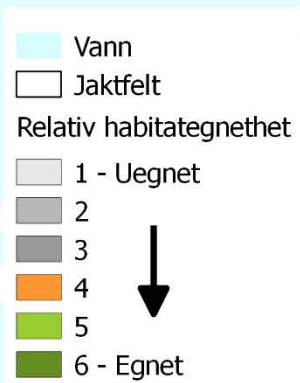
Trysil



HELGELAND OG TRØNDELAG

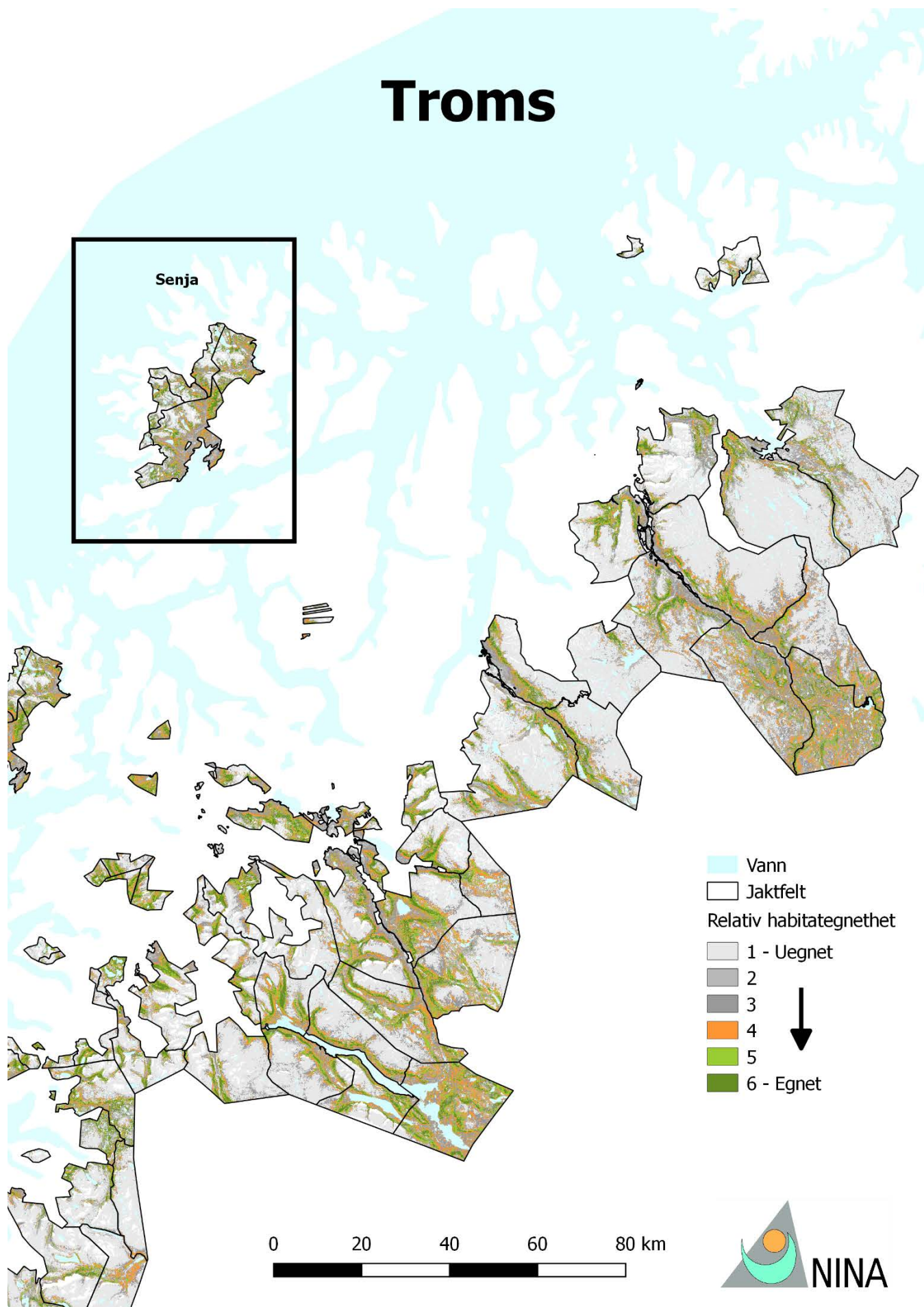


NORDLAND



0 20 40 60 80 km

Troms



Vedlegg 4 Samlestatistikk over egnethetskategorier for Statskogs jaktfelt. Kolonnene ytterst til høyre viser hvor mye av «ikke kartlagt» areal som utgjøres av henholdsvis bre/snø og vann. «Annet ikke kartlagt areal» er den delen av «ikke kartlagt» areal som ikke utgjøres av bre/snø eller vann. Skyggeområder utgjør en stor del av dette arealet.

| Jaktfelt | Lnr | 1 - Uegnet | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | | 6 - Godt egnet | | Ikke kart-lagt | | Total | Bre/ Snø | Vann | Annet ikke kart- lagt areal* |
|------------------------|-----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|-----------------|-----------------|--|
| | | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | km ² | km ² | km ² |
| Altevatn Nord | 170 | 124 | 58 | 16 | 7 | 25 | 12 | 19 | 9 | 13 | 6 | 10 | 5 | 8 | 4 | 216 | 3 | 4 | 2 |
| Anjavassdalen | 166 | 106 | 34 | 36 | 12 | 48 | 16 | 43 | 14 | 35 | 11 | 23 | 7 | 18 | 6 | 308 | 3 | 11 | 3 |
| Aurohorten | 15 | 33 | 66 | 4 | 8 | 2 | 4 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 8 | 16 | 50 | 0 | 6 | 2 |
| Ballangen saml | 175 | 3 | 34 | 3 | 27 | 1 | 14 | 1 | 6 | 1 | 6 | 0 | 2 | 1 | 10 | 10 | 0 | 1 | 0 |
| Balvatnet Faus | 118 | 101 | 40 | 44 | 17 | 36 | 14 | 23 | 9 | 16 | 6 | 14 | 6 | 21 | 8 | 255 | 1 | 17 | 3 |
| Balvatnet Salt | 136 | 164 | 38 | 66 | 15 | 50 | 12 | 35 | 8 | 36 | 8 | 29 | 7 | 49 | 12 | 429 | 1 | 46 | 3 |
| Bardu Midtre | 163 | 80 | 41 | 19 | 10 | 19 | 10 | 13 | 7 | 13 | 6 | 13 | 7 | 37 | 19 | 194 | 16 | 17 | 4 |
| Bardu Nordre | 195 | 77 | 43 | 15 | 8 | 18 | 10 | 14 | 8 | 14 | 8 | 14 | 8 | 28 | 16 | 180 | 11 | 14 | 3 |
| Beiarn Vest | 148 | 138 | 46 | 29 | 10 | 21 | 7 | 11 | 4 | 9 | 3 | 11 | 4 | 81 | 27 | 300 | 70 | 11 | 1 |
| Berg | 224 | 20 | 22 | 14 | 15 | 17 | 19 | 9 | 10 | 6 | 7 | 8 | 8 | 19 | 20 | 93 | 8 | 7 | 3 |
| Berg skog i Rendalen | 56 | 1 | 2 | 4 | 12 | 9 | 27 | 10 | 29 | 8 | 22 | 2 | 7 | 0 | 1 | 36 | 0 | 0 | 0 |
| Bjørnefjell | 168 | 85 | 65 | 8 | 6 | 8 | 6 | 5 | 4 | 4 | 3 | 3 | 2 | 18 | 14 | 131 | 8 | 7 | 2 |
| Bjørå Høylandet | 43 | 0 | 5 | 2 | 22 | 4 | 37 | 1 | 11 | 1 | 10 | 1 | 13 | 0 | 1 | 10 | 0 | 0 | 0 |
| Blåtinden | 221 | 9 | 22 | 6 | 14 | 9 | 20 | 5 | 12 | 4 | 9 | 5 | 11 | 5 | 13 | 42 | 4 | 0 | 1 |
| Bossfjell | 3 | 11 | 31 | 4 | 11 | 6 | 17 | 4 | 11 | 3 | 7 | 1 | 3 | 8 | 20 | 38 | 0 | 7 | 0 |
| Brattfjellet | 35 | 5 | 10 | 17 | 32 | 15 | 28 | 7 | 13 | 5 | 8 | 4 | 7 | 1 | 2 | 55 | 0 | 0 | 1 |
| Brønn 1 | 89 | 14 | 32 | 8 | 19 | 5 | 12 | 2 | 5 | 3 | 6 | 4 | 10 | 7 | 16 | 44 | 0 | 4 | 3 |
| Børsvatn-Melk | 160 | 23 | 17 | 20 | 15 | 29 | 21 | 18 | 13 | 14 | 11 | 15 | 11 | 15 | 11 | 135 | 0 | 13 | 1 |
| Cunojavri | 209 | 181 | 64 | 16 | 6 | 16 | 6 | 13 | 5 | 5 | 2 | 1 | 0 | 49 | 18 | 281 | 18 | 27 | 5 |
| Dividalen Vest | 183 | 111 | 34 | 53 | 16 | 59 | 18 | 36 | 11 | 26 | 8 | 21 | 6 | 24 | 7 | 329 | 2 | 17 | 5 |
| Dividalen Øst | 154 | 161 | 41 | 53 | 13 | 58 | 15 | 45 | 11 | 37 | 9 | 17 | 4 | 25 | 6 | 397 | 8 | 9 | 8 |
| Drevfjellet | 58 | 1 | 3 | 2 | 4 | 11 | 30 | 11 | 30 | 6 | 18 | 5 | 14 | 0 | 0 | 36 | 0 | 0 | 0 |
| Drevja | 26 | 9 | 14 | 31 | 48 | 20 | 31 | 4 | 6 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 65 | 0 | 0 | 0 |
| Drivstua Nord | 23 | 33 | 36 | 15 | 16 | 19 | 21 | 11 | 12 | 6 | 7 | 3 | 3 | 5 | 5 | 91 | 0 | 4 | 1 |
| Drivstua Sør | 24 | 10 | 20 | 9 | 19 | 12 | 26 | 8 | 16 | 6 | 13 | 2 | 5 | 1 | 2 | 48 | 0 | 1 | 1 |
| Dyrøy | 158 | 5 | 26 | 2 | 10 | 2 | 12 | 2 | 12 | 3 | 15 | 4 | 20 | 1 | 6 | 18 | 0 | 1 | 0 |
| Dødesskogen | 165 | 79 | 28 | 27 | 10 | 53 | 19 | 39 | 14 | 30 | 11 | 24 | 9 | 24 | 9 | 276 | 12 | 8 | 5 |
| Elsvasshei | 60 | 0 | 2 | 1 | 13 | 1 | 17 | 1 | 12 | 1 | 16 | 2 | 34 | 0 | 7 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Evenes | 190 | 8 | 42 | 3 | 15 | 2 | 10 | 1 | 7 | 1 | 6 | 1 | 4 | 3 | 16 | 20 | 0 | 3 | 0 |
| Faksfjellet | 28 | 6 | 12 | 18 | 34 | 14 | 28 | 6 | 11 | 4 | 8 | 3 | 7 | 1 | 1 | 52 | 0 | 0 | 1 |
| Faulvatnet | 127 | 13 | 17 | 15 | 20 | 13 | 18 | 6 | 8 | 6 | 8 | 8 | 11 | 15 | 20 | 76 | 0 | 13 | 2 |
| Finnvolla/Steinfjellet | 46 | 4 | 6 | 10 | 15 | 17 | 25 | 12 | 17 | 11 | 16 | 12 | 17 | 3 | 5 | 69 | 0 | 2 | 1 |
| Fjellfroskvatn | 215 | 10 | 17 | 14 | 24 | 17 | 29 | 8 | 14 | 3 | 5 | 2 | 4 | 4 | 6 | 58 | 1 | 0 | 2 |
| Flenlia-Tarven | 29 | 1 | 2 | 4 | 13 | 11 | 33 | 8 | 24 | 6 | 18 | 3 | 9 | 0 | 1 | 34 | 0 | 0 | 0 |
| Fomer/Falmår Grong | 42 | 2 | 4 | 9 | 20 | 16 | 34 | 7 | 16 | 6 | 14 | 5 | 12 | 0 | 1 | 46 | 0 | 0 | 0 |
| Fridalen | 114 | 3 | 10 | 6 | 18 | 8 | 26 | 5 | 15 | 4 | 11 | 5 | 14 | 2 | 5 | 32 | 0 | 1 | 0 |
| Frostisen-Sita | 220 | 149 | 57 | 25 | 10 | 13 | 5 | 7 | 3 | 5 | 2 | 4 | 1 | 60 | 23 | 264 | 22 | 36 | 2 |
| Fulufjellet/Brynflået | 27 | 12 | 13 | 31 | 33 | 23 | 25 | 13 | 14 | 8 | 8 | 6 | 6 | 1 | 1 | 94 | 0 | 0 | 1 |
| Geavdna | 186 | 47 | 27 | 14 | 8 | 21 | 12 | 18 | 11 | 16 | 10 | 17 | 10 | 39 | 23 | 172 | 1 | 28 | 9 |
| Gjerdalen | 123 | 56 | 42 | 20 | 15 | 19 | 14 | 8 | 6 | 6 | 5 | 6 | 4 | 18 | 13 | 133 | 1 | 13 | 4 |
| Gjersvik/Steinfjellet | 39 | 11 | 16 | 12 | 17 | 12 | 17 | 10 | 14 | 10 | 15 | 9 | 13 | 6 | 9 | 72 | 1 | 4 | 2 |
| Gjømmervatnet | 101 | 20 | 31 | 13 | 20 | 11 | 17 | 5 | 8 | 4 | 7 | 5 | 9 | 5 | 8 | 64 | 0 | 5 | 0 |
| Glomfjellet | 108 | 147 | 37 | 29 | 7 | 15 | 4 | 5 | 1 | 5 | 1 | 6 | 2 | 188 | 47 | 395 | 159 | 29 | 0 |
| Gran 12 | 100 | 52 | 26 | 27 | 14 | 31 | 15 | 21 | 10 | 20 | 10 | 20 | 10 | 31 | 15 | 203 | 0 | 26 | 4 |
| Gran 13 | 82 | 83 | 40 | 18 | 9 | 23 | 11 | 21 | 10 | 20 | 10 | 19 | 9 | 22 | 10 | 207 | 1 | 7 | 14 |

| Jaktfelt | Lnr | 1 - Uegnet | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | | 6 - Godt egnet | | Ikke kart-lagt | | Total | Bre/Snø | Vann | Annet ikke kart-lagt areal* |
|-----------------------|-----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|---------|------|-----------------------------|
| | | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | | | |
| Gran 14 | 68 | 59 | 45 | 11 | 8 | 13 | 10 | 9 | 7 | 10 | 8 | 11 | 9 | 17 | 13 | 130 | 3 | 1 | 12 |
| Gran 15 | 98 | 36 | 31 | 14 | 12 | 15 | 13 | 11 | 10 | 9 | 8 | 11 | 10 | 19 | 16 | 116 | 2 | 7 | 9 |
| Gran 16 | 75 | 21 | 13 | 41 | 24 | 48 | 28 | 24 | 14 | 18 | 10 | 15 | 9 | 3 | 2 | 171 | 0 | 2 | 2 |
| Gran 17 | 83 | 20 | 17 | 19 | 16 | 26 | 22 | 14 | 12 | 12 | 10 | 18 | 16 | 9 | 8 | 117 | 0 | 8 | 1 |
| Gran 18 | 67 | 7 | 7 | 22 | 22 | 33 | 33 | 18 | 18 | 11 | 11 | 8 | 8 | 1 | 1 | 100 | 0 | 1 | 1 |
| Gran 19 | 73 | 138 | 39 | 51 | 15 | 51 | 15 | 28 | 8 | 25 | 7 | 30 | 9 | 27 | 8 | 350 | 5 | 10 | 12 |
| Gran 20 | 81 | 25 | 16 | 21 | 14 | 30 | 19 | 26 | 17 | 25 | 16 | 23 | 15 | 5 | 3 | 155 | 0 | 3 | 2 |
| Gran Annet | 70 | 7 | 19 | 12 | 31 | 10 | 27 | 4 | 11 | 2 | 6 | 2 | 5 | 1 | 1 | 38 | 0 | 0 | 0 |
| Gratangen Vest | 169 | 16 | 32 | 5 | 11 | 5 | 9 | 4 | 8 | 5 | 11 | 7 | 13 | 8 | 16 | 50 | 1 | 7 | 1 |
| Gratangen Øst | 225 | 5 | 33 | 2 | 10 | 2 | 13 | 2 | 12 | 1 | 7 | 1 | 6 | 3 | 18 | 15 | 0 | 2 | 0 |
| Grautheller | 11 | 25 | 49 | 8 | 15 | 4 | 7 | 2 | 5 | 2 | 4 | 3 | 5 | 8 | 15 | 52 | 0 | 5 | 3 |
| Gressåmoen Lurudalen | 37 | 34 | 13 | 39 | 15 | 68 | 26 | 42 | 16 | 35 | 14 | 34 | 13 | 6 | 2 | 257 | 1 | 4 | 2 |
| Grovatnet | 146 | 1 | 8 | 2 | 14 | 4 | 31 | 2 | 16 | 2 | 11 | 2 | 16 | 0 | 4 | 14 | 0 | 0 | 0 |
| Grunnevatn fra 1. Sep | 18 | 2 | 14 | 2 | 13 | 3 | 19 | 3 | 17 | 3 | 17 | 1 | 8 | 2 | 13 | 16 | 0 | 2 | 0 |
| Grøndalen | 30 | 4 | 5 | 33 | 42 | 29 | 37 | 8 | 10 | 3 | 3 | 1 | 2 | 0 | 0 | 77 | 0 | 0 | 0 |
| Gråmannen | 16 | 14 | 55 | 3 | 10 | 2 | 8 | 2 | 8 | 1 | 5 | 1 | 4 | 2 | 9 | 26 | 0 | 2 | 0 |
| Gærbet | 180 | 300 | 53 | 107 | 19 | 62 | 11 | 23 | 4 | 17 | 3 | 15 | 3 | 42 | 7 | 566 | 3 | 20 | 20 |
| Hamarøy minus | 132 | 166 | 47 | 40 | 11 | 33 | 9 | 17 | 5 | 12 | 4 | 10 | 3 | 73 | 21 | 352 | 10 | 57 | 6 |
| Harstad | 212 | 4 | 15 | 3 | 13 | 6 | 23 | 4 | 16 | 3 | 13 | 4 | 15 | 1 | 5 | 25 | 0 | 1 | 0 |
| Hatt 1 | 92 | 16 | 13 | 17 | 14 | 23 | 19 | 18 | 15 | 17 | 14 | 20 | 16 | 11 | 9 | 122 | 0 | 4 | 6 |
| Hatt 10A | 80 | 49 | 34 | 13 | 9 | 16 | 11 | 16 | 11 | 18 | 13 | 14 | 10 | 18 | 13 | 143 | 8 | 2 | 8 |
| Hatt 10B | 86 | 25 | 20 | 31 | 24 | 32 | 25 | 14 | 11 | 10 | 8 | 9 | 7 | 7 | 5 | 130 | 1 | 2 | 4 |
| Hatt 11 | 94 | 41 | 22 | 19 | 10 | 36 | 19 | 31 | 17 | 28 | 15 | 22 | 12 | 10 | 6 | 188 | 1 | 6 | 3 |
| Hatt 2 | 66 | 35 | 15 | 22 | 10 | 39 | 17 | 38 | 16 | 32 | 14 | 30 | 13 | 33 | 14 | 230 | 1 | 16 | 16 |
| Hatt 3 | 99 | 32 | 15 | 29 | 13 | 35 | 16 | 35 | 16 | 35 | 16 | 31 | 14 | 20 | 9 | 217 | 0 | 10 | 11 |
| Hatt 4 | 88 | 18 | 9 | 31 | 16 | 46 | 24 | 30 | 16 | 23 | 12 | 23 | 12 | 25 | 13 | 196 | 0 | 20 | 5 |
| Hatt 5 | 74 | 27 | 11 | 34 | 14 | 51 | 21 | 40 | 16 | 39 | 16 | 41 | 17 | 13 | 5 | 244 | 1 | 7 | 6 |
| Hatt 6 | 96 | 1 | 2 | 3 | 7 | 9 | 23 | 11 | 28 | 9 | 24 | 6 | 15 | 0 | 1 | 39 | 0 | 0 | 0 |
| Hatt 7 | 91 | 150 | 43 | 29 | 8 | 55 | 16 | 45 | 13 | 33 | 10 | 17 | 5 | 22 | 6 | 350 | 2 | 9 | 11 |
| Hatt 8 | 85 | 58 | 41 | 19 | 13 | 15 | 11 | 14 | 10 | 14 | 10 | 11 | 8 | 12 | 8 | 143 | 2 | 5 | 5 |
| Hatt 9 | 97 | 78 | 46 | 20 | 12 | 13 | 7 | 14 | 8 | 16 | 10 | 9 | 5 | 18 | 11 | 169 | 3 | 7 | 8 |
| Hatt Annet | 76 | 4 | 6 | 19 | 30 | 26 | 41 | 9 | 14 | 3 | 5 | 1 | 1 | 2 | 3 | 64 | 0 | 1 | 1 |
| Haugfjell | 187 | 16 | 24 | 15 | 24 | 11 | 16 | 6 | 9 | 6 | 10 | 8 | 12 | 3 | 5 | 65 | 0 | 2 | 1 |
| Haukeli | 51 | 9 | 22 | 4 | 11 | 5 | 12 | 3 | 8 | 4 | 9 | 7 | 18 | 7 | 18 | 38 | 0 | 6 | 0 |
| Heggmovatnet | 102 | 36 | 43 | 7 | 8 | 7 | 8 | 6 | 7 | 4 | 5 | 4 | 5 | 20 | 23 | 84 | 1 | 18 | 1 |
| Helligskogen | 173 | 152 | 55 | 27 | 10 | 28 | 10 | 18 | 7 | 17 | 6 | 12 | 4 | 20 | 7 | 273 | 3 | 10 | 6 |
| Hemn 1 | 71 | 5 | 6 | 11 | 14 | 19 | 23 | 16 | 20 | 13 | 16 | 15 | 18 | 3 | 3 | 82 | 0 | 1 | 1 |
| Hemn 10 | 69 | 23 | 20 | 15 | 14 | 19 | 17 | 14 | 12 | 14 | 12 | 17 | 15 | 12 | 10 | 113 | 0 | 9 | 2 |
| Hemn 11 | 95 | 7 | 15 | 4 | 8 | 7 | 15 | 7 | 16 | 9 | 19 | 9 | 21 | 2 | 5 | 45 | 0 | 2 | 1 |
| Hemn 2 | 93 | 19 | 17 | 12 | 11 | 25 | 22 | 17 | 15 | 12 | 11 | 9 | 8 | 19 | 17 | 113 | 0 | 15 | 4 |
| Hemn 3 | 90 | 7 | 8 | 20 | 22 | 28 | 30 | 14 | 15 | 9 | 10 | 8 | 8 | 7 | 7 | 93 | 0 | 6 | 1 |
| Hemn 4 | 78 | 15 | 27 | 5 | 10 | 9 | 16 | 6 | 11 | 5 | 9 | 9 | 16 | 7 | 12 | 56 | 0 | 3 | 3 |
| Hemn 5 | 84 | 10 | 14 | 8 | 11 | 14 | 20 | 11 | 16 | 10 | 15 | 9 | 14 | 7 | 11 | 69 | 0 | 1 | 7 |
| Hemn 6 | 77 | 44 | 31 | 8 | 6 | 10 | 7 | 8 | 6 | 8 | 6 | 12 | 8 | 53 | 37 | 142 | 33 | 12 | 8 |
| Hemn 7 | 79 | 11 | 23 | 4 | 9 | 8 | 18 | 6 | 12 | 6 | 14 | 9 | 19 | 3 | 6 | 48 | 0 | 1 | 2 |
| Hemn 8 | 72 | 36 | 30 | 8 | 6 | 10 | 8 | 8 | 7 | 7 | 6 | 7 | 5 | 45 | 38 | 120 | 19 | 18 | 8 |
| Hemn 9 | 87 | 20 | 34 | 6 | 11 | 5 | 9 | 6 | 10 | 6 | 11 | 6 | 11 | 9 | 16 | 58 | 3 | 6 | 1 |
| Hennsyn | 65 | 0 | 3 | 1 | 11 | 2 | 41 | 1 | 27 | 1 | 11 | 0 | 6 | 0 | 1 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| Hestebeitet | 7 | 17 | 52 | 3 | 9 | 3 | 9 | 2 | 5 | 1 | 4 | 0 | 1 | 6 | 19 | 33 | 0 | 5 | 1 |
| Hjerkinnshøe | 63 | 2 | 8 | 3 | 10 | 5 | 17 | 4 | 16 | 7 | 27 | 6 | 21 | 0 | 0 | 27 | 0 | 0 | 0 |
| Holden | 38 | 0 | 1 | 5 | 13 | 11 | 29 | 7 | 19 | 6 | 15 | 3 | 9 | 6 | 16 | 39 | 0 | 6 | 0 |
| Holmevatn | 61 | 2 | 12 | 3 | 16 | 4 | 18 | 3 | 15 | 3 | 14 | 4 | 18 | 1 | 6 | 20 | 0 | 1 | 0 |

| Jaktfelt | Lnr | 1 - Uegnet | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | | 6 - Godt egnet | | Ikke kart-lagt | | Total | Bre/Snø | Vann | Annet ikke kart-lagt areal* |
|--------------------------|-----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|---------|------|-----------------------------|
| | | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | | | |
| Horndalsvatnet | 140 | 2 | 16 | 2 | 14 | 4 | 26 | 2 | 13 | 1 | 6 | 1 | 6 | 3 | 18 | 14 | 0 | 1 | 2 |
| Hovatn | 13 | 35 | 45 | 11 | 14 | 4 | 6 | 3 | 4 | 2 | 3 | 1 | 2 | 22 | 27 | 79 | 0 | 20 | 1 |
| Hytteheia statsskog | 45 | 1 | 2 | 2 | 7 | 3 | 11 | 3 | 13 | 5 | 21 | 6 | 23 | 6 | 22 | 25 | 0 | 5 | 0 |
| Håfjell | 157 | 1 | 4 | 4 | 13 | 8 | 25 | 5 | 16 | 5 | 15 | 7 | 21 | 2 | 7 | 34 | 0 | 2 | 1 |
| Femundsmarka øst | 48 | 27 | 9 | 44 | 15 | 106 | 35 | 59 | 20 | 27 | 9 | 8 | 3 | 28 | 9 | 300 | 0 | 27 | 1 |
| Femundsåsen/Fjøl-burøsta | 49 | 1 | 2 | 11 | 18 | 26 | 42 | 12 | 20 | 5 | 8 | 2 | 2 | 5 | 8 | 63 | 0 | 4 | 1 |
| Flensmarka | 50 | 5 | 5 | 22 | 24 | 34 | 37 | 12 | 13 | 8 | 9 | 2 | 2 | 10 | 11 | 92 | 0 | 9 | 0 |
| Jøkelfjorden | 196 | 22 | 24 | 9 | 10 | 9 | 10 | 5 | 5 | 3 | 4 | 2 | 3 | 41 | 45 | 90 | 34 | 1 | 5 |
| Katterat-Hunda | 164 | 96 | 58 | 17 | 10 | 10 | 6 | 6 | 4 | 6 | 3 | 6 | 4 | 24 | 15 | 165 | 10 | 12 | 2 |
| Kjelmoen Namsskogan | 40 | 2 | 7 | 8 | 31 | 9 | 39 | 3 | 14 | 1 | 4 | 1 | 4 | 0 | 2 | 25 | 0 | 0 | 0 |
| Kjemå | 116 | 5 | 9 | 15 | 29 | 11 | 22 | 9 | 18 | 6 | 11 | 4 | 7 | 2 | 4 | 53 | 0 | 2 | 0 |
| Kleggjadalsheli | 5 | 25 | 58 | 4 | 9 | 3 | 8 | 1 | 3 | 1 | 2 | 2 | 4 | 7 | 16 | 43 | 0 | 5 | 2 |
| Kletten-Kirkes | 181 | 187 | 55 | 27 | 8 | 26 | 8 | 18 | 5 | 16 | 5 | 14 | 4 | 53 | 15 | 341 | 22 | 25 | 6 |
| Koivassdalen | 217 | 71 | 39 | 15 | 8 | 20 | 11 | 21 | 12 | 18 | 10 | 15 | 8 | 21 | 12 | 180 | 5 | 14 | 1 |
| Kongsvold | 36 | 11 | 17 | 11 | 17 | 14 | 20 | 14 | 21 | 10 | 14 | 6 | 9 | 1 | 1 | 66 | 0 | 0 | 1 |
| Krøet | 6 | 2 | 20 | 1 | 10 | 1 | 10 | 1 | 12 | 1 | 12 | 1 | 7 | 3 | 28 | 10 | 0 | 3 | 0 |
| Kvitåsen | 32 | 1 | 1 | 11 | 23 | 19 | 40 | 10 | 21 | 5 | 11 | 1 | 3 | 0 | 0 | 47 | 0 | 0 | 0 |
| Kvæfjord | 176 | 18 | 34 | 8 | 15 | 7 | 14 | 4 | 8 | 4 | 8 | 6 | 11 | 6 | 11 | 53 | 2 | 3 | 0 |
| Kåfjord | 216 | 197 | 72 | 14 | 5 | 8 | 3 | 4 | 2 | 2 | 1 | 3 | 1 | 44 | 16 | 272 | 17 | 19 | 8 |
| Lavangen Nord | 207 | 4 | 51 | 1 | 13 | 1 | 10 | 0 | 5 | 1 | 6 | 0 | 5 | 1 | 10 | 9 | 1 | 0 | 0 |
| Lavangen Sør | 204 | 17 | 40 | 3 | 8 | 3 | 7 | 2 | 6 | 3 | 7 | 5 | 13 | 8 | 18 | 42 | 0 | 6 | 1 |
| Lavangen Øst | 185 | 13 | 69 | 2 | 9 | 1 | 8 | 1 | 6 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 5 | 18 | 0 | 0 | 0 |
| Leina | 155 | 25 | 7 | 42 | 11 | 87 | 23 | 77 | 20 | 57 | 15 | 34 | 9 | 55 | 15 | 377 | 0 | 50 | 5 |
| Lenvik | 222 | 16 | 16 | 14 | 14 | 22 | 22 | 13 | 13 | 9 | 9 | 9 | 9 | 16 | 16 | 100 | 7 | 6 | 2 |
| Lindsetmo | 41 | 2 | 4 | 9 | 20 | 17 | 38 | 7 | 16 | 4 | 9 | 4 | 8 | 2 | 4 | 45 | 0 | 2 | 0 |
| Ljosådal | 9 | 19 | 36 | 9 | 17 | 7 | 14 | 4 | 8 | 4 | 8 | 4 | 7 | 6 | 11 | 54 | 0 | 4 | 2 |
| Lødingen | 194 | 29 | 57 | 5 | 10 | 3 | 5 | 1 | 3 | 1 | 3 | 1 | 2 | 10 | 20 | 50 | 7 | 3 | 0 |
| Mauken | 223 | 12 | 12 | 11 | 11 | 21 | 21 | 16 | 16 | 17 | 17 | 17 | 17 | 5 | 5 | 99 | 3 | 0 | 2 |
| Moska | 156 | 60 | 43 | 18 | 13 | 15 | 11 | 19 | 14 | 9 | 6 | 2 | 2 | 15 | 11 | 138 | 6 | 3 | 6 |
| Målselv samle | 192 | 6 | 63 | 3 | 29 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 10 | 0 | 0 | 0 |
| Narvik Nord-Ø | 178 | 59 | 31 | 26 | 14 | 25 | 13 | 19 | 10 | 18 | 10 | 19 | 10 | 24 | 13 | 191 | 7 | 14 | 3 |
| Narvik samle | 182 | 10 | 42 | 3 | 14 | 2 | 8 | 1 | 3 | 1 | 4 | 2 | 7 | 5 | 22 | 24 | 0 | 4 | 1 |
| Navit | 199 | 320 | 63 | 55 | 11 | 37 | 7 | 20 | 4 | 15 | 3 | 12 | 2 | 47 | 9 | 505 | 6 | 26 | 15 |
| Nordalen | 189 | 176 | 56 | 31 | 10 | 22 | 7 | 13 | 4 | 11 | 4 | 8 | 3 | 51 | 16 | 311 | 22 | 24 | 5 |
| Nydalsheia | 147 | 2 | 4 | 9 | 14 | 18 | 28 | 15 | 23 | 10 | 16 | 8 | 12 | 2 | 3 | 63 | 0 | 2 | 0 |
| Olderfjorden | 213 | 5 | 40 | 2 | 12 | 1 | 7 | 1 | 4 | 0 | 4 | 1 | 5 | 4 | 28 | 13 | 1 | 0 | 2 |
| Oselegå | 20 | 12 | 53 | 2 | 11 | 2 | 11 | 1 | 5 | 1 | 5 | 1 | 6 | 2 | 9 | 22 | 0 | 2 | 0 |
| Paras-Riephi | 179 | 270 | 46 | 65 | 11 | 57 | 10 | 43 | 7 | 37 | 6 | 25 | 4 | 88 | 15 | 585 | 45 | 16 | 28 |
| Rago | 119 | 39 | 32 | 25 | 21 | 17 | 14 | 7 | 5 | 6 | 5 | 6 | 5 | 21 | 17 | 121 | 2 | 15 | 4 |
| Ran 1 | 134 | 12 | 16 | 12 | 16 | 14 | 19 | 10 | 13 | 10 | 13 | 12 | 15 | 6 | 8 | 76 | 0 | 5 | 1 |
| Ran 10 | 107 | 30 | 30 | 16 | 16 | 13 | 13 | 17 | 17 | 15 | 15 | 8 | 8 | 1 | 1 | 99 | 0 | 0 | 1 |
| Ran 11 | 111 | 55 | 44 | 14 | 12 | 17 | 14 | 12 | 9 | 12 | 9 | 14 | 11 | 1 | 1 | 125 | 0 | 0 | 1 |
| Ran 12 | 109 | 51 | 50 | 11 | 11 | 13 | 13 | 12 | 12 | 7 | 7 | 5 | 5 | 1 | 1 | 100 | 1 | 0 | 0 |
| Ran 13 | 105 | 152 | 57 | 25 | 10 | 21 | 8 | 18 | 7 | 17 | 7 | 22 | 8 | 8 | 3 | 264 | 2 | 5 | 1 |
| Ran 14 | 126 | 207 | 53 | 36 | 9 | 37 | 10 | 21 | 5 | 20 | 5 | 20 | 5 | 46 | 12 | 388 | 33 | 11 | 2 |
| Ran 15 | 130 | 176 | 49 | 26 | 7 | 21 | 6 | 12 | 3 | 10 | 3 | 14 | 4 | 99 | 28 | 356 | 89 | 10 | 0 |
| Ran 16 | 115 | 37 | 31 | 22 | 19 | 20 | 17 | 8 | 7 | 9 | 7 | 12 | 10 | 12 | 10 | 121 | 9 | 3 | 0 |
| Ran 17 | 151 | 90 | 28 | 31 | 10 | 19 | 6 | 7 | 2 | 9 | 3 | 13 | 4 | 146 | 46 | 315 | 128 | 18 | 0 |
| Ran 18 | 152 | 100 | 41 | 46 | 19 | 24 | 10 | 6 | 3 | 7 | 3 | 11 | 5 | 49 | 20 | 243 | 34 | 15 | 0 |
| Ran 19 | 121 | 1 | 3 | 6 | 24 | 10 | 41 | 4 | 17 | 3 | 10 | 1 | 3 | 0 | 1 | 25 | 0 | 0 | 0 |
| Ran 2 | 143 | 9 | 7 | 20 | 15 | 31 | 24 | 22 | 17 | 19 | 14 | 19 | 15 | 10 | 8 | 131 | 0 | 10 | 0 |
| Ran 20 | 149 | 0 | 4 | 2 | 28 | 3 | 40 | 1 | 13 | 1 | 8 | 0 | 7 | 0 | 1 | 7 | 0 | 0 | 0 |

| Jaktfelt | Lnr | 1 - Uegnet | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | | 6 - Godt egnet | | Ikke kart-lagt | | Total | Bre/Snø | Vann | Annet ikke kart-lagt areal* |
|----------------------------|-----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|----|-----------------|---------|------|-----------------------------|
| | | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | | | |
| Ran 3 | 125 | 40 | 27 | 21 | 14 | 25 | 16 | 18 | 12 | 18 | 12 | 23 | 15 | 5 | 3 | 149 | 0 | 4 | 0 |
| Ran 4 | 135 | 43 | 31 | 20 | 14 | 22 | 16 | 16 | 11 | 16 | 11 | 14 | 10 | 10 | 7 | 139 | 3 | 5 | 1 |
| Ran 5 | 138 | 7 | 11 | 12 | 19 | 16 | 26 | 10 | 15 | 8 | 12 | 9 | 15 | 2 | 3 | 63 | 0 | 1 | 1 |
| Ran 6 | 104 | 20 | 32 | 8 | 13 | 9 | 14 | 8 | 13 | 7 | 11 | 10 | 16 | 1 | 2 | 63 | 0 | 0 | 0 |
| Ran 7 | 128 | 58 | 35 | 25 | 15 | 22 | 13 | 17 | 10 | 16 | 10 | 20 | 12 | 7 | 4 | 165 | 3 | 2 | 1 |
| Ran 8 | 145 | 76 | 36 | 56 | 27 | 27 | 13 | 12 | 6 | 12 | 6 | 11 | 5 | 15 | 7 | 209 | 8 | 6 | 1 |
| Ran 9 | 129 | 15 | 13 | 20 | 17 | 21 | 18 | 21 | 18 | 22 | 19 | 12 | 11 | 4 | 4 | 115 | 0 | 3 | 0 |
| Reinvassallemn | 171 | 0 | 0 | 1 | 4 | 4 | 18 | 6 | 29 | 6 | 28 | 3 | 17 | 1 | 5 | 20 | 0 | 0 | 1 |
| Reisa Nord | 202 | 357 | 62 | 46 | 8 | 65 | 11 | 42 | 7 | 23 | 4 | 14 | 2 | 26 | 5 | 574 | 10 | 6 | 10 |
| Reisa NP | 162 | 97 | 23 | 97 | 23 | 101 | 24 | 60 | 14 | 34 | 8 | 16 | 4 | 11 | 3 | 417 | 0 | 4 | 7 |
| Reisa Vest | 198 | 130 | 49 | 27 | 10 | 25 | 10 | 14 | 5 | 16 | 6 | 16 | 6 | 36 | 14 | 263 | 21 | 3 | 12 |
| Reisa Øst | 193 | 149 | 42 | 61 | 17 | 67 | 19 | 40 | 11 | 22 | 6 | 9 | 3 | 9 | 3 | 357 | 0 | 5 | 4 |
| Reisa-Oksfjord | 172 | 131 | 42 | 40 | 13 | 34 | 11 | 11 | 4 | 12 | 4 | 15 | 5 | 70 | 22 | 313 | 29 | 15 | 26 |
| Reisavann | 218 | 16 | 4 | 74 | 21 | 106 | 30 | 77 | 22 | 48 | 14 | 21 | 6 | 14 | 4 | 355 | 0 | 8 | 5 |
| Risåna fra 1. Sep | 21 | 2 | 8 | 3 | 9 | 3 | 12 | 3 | 10 | 5 | 17 | 5 | 19 | 7 | 25 | 28 | 0 | 7 | 0 |
| Rosta Nord | 174 | 75 | 48 | 10 | 6 | 12 | 8 | 11 | 7 | 10 | 6 | 12 | 7 | 28 | 18 | 158 | 24 | 0 | 4 |
| Rostaallemnnin | 219 | 3 | 7 | 10 | 23 | 13 | 30 | 7 | 16 | 4 | 10 | 5 | 11 | 1 | 3 | 42 | 0 | 0 | 1 |
| Rød 1 | 117 | 15 | 68 | 1 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 26 | 23 | 5 | 1 | 0 |
| Rød 2 | 112 | 41 | 45 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 46 | 50 | 91 | 43 | 2 | 0 |
| Rønningsåsen | 31 | 6 | 20 | 12 | 40 | 8 | 25 | 3 | 10 | 1 | 3 | 0 | 1 | 0 | 1 | 31 | 0 | 0 | 0 |
| Røyrvatnet | 133 | 7 | 22 | 5 | 17 | 5 | 17 | 2 | 7 | 1 | 4 | 1 | 4 | 9 | 29 | 31 | 0 | 7 | 2 |
| Salangen Nord | 159 | 4 | 22 | 1 | 5 | 2 | 8 | 3 | 17 | 4 | 24 | 4 | 21 | 1 | 3 | 18 | 0 | 0 | 0 |
| Salangen samle | 214 | 19 | 35 | 6 | 12 | 4 | 8 | 4 | 7 | 5 | 9 | 5 | 10 | 11 | 20 | 54 | 0 | 9 | 1 |
| Salangsdalen V | 205 | 70 | 49 | 12 | 9 | 14 | 9 | 8 | 6 | 7 | 5 | 8 | 6 | 25 | 17 | 144 | 8 | 14 | 2 |
| Sandvatn | 8 | 27 | 56 | 7 | 15 | 4 | 8 | 3 | 6 | 2 | 5 | 2 | 3 | 3 | 7 | 47 | 0 | 3 | 1 |
| Saraelv | 211 | 169 | 43 | 71 | 18 | 63 | 16 | 31 | 8 | 19 | 5 | 18 | 4 | 21 | 5 | 391 | 5 | 6 | 10 |
| Semski-Stødi | 153 | 0 | 1 | 5 | 11 | 11 | 27 | 9 | 21 | 8 | 19 | 9 | 21 | 0 | 0 | 42 | 0 | 0 | 0 |
| Semskdalen | 142 | 152 | 67 | 25 | 11 | 21 | 9 | 9 | 4 | 5 | 2 | 4 | 2 | 9 | 4 | 225 | 6 | 2 | 1 |
| Simle og Vassbygda | 44 | 5 | 7 | 11 | 17 | 20 | 31 | 10 | 16 | 7 | 10 | 7 | 11 | 5 | 7 | 65 | 0 | 3 | 1 |
| Siso | 106 | 168 | 64 | 11 | 4 | 6 | 2 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 75 | 28 | 264 | 31 | 41 | 3 |
| Sjøli viltstellområde skog | 57 | 2 | 2 | 26 | 26 | 40 | 39 | 21 | 21 | 10 | 9 | 3 | 3 | 0 | 0 | 102 | 0 | 0 | 0 |
| Skaiti | 120 | 205 | 49 | 37 | 9 | 40 | 10 | 29 | 7 | 28 | 7 | 31 | 7 | 46 | 11 | 416 | 11 | 25 | 10 |
| Skardfjellet | 25 | 1 | 2 | 12 | 28 | 16 | 39 | 6 | 15 | 4 | 11 | 2 | 4 | 0 | 0 | 41 | 0 | 0 | 0 |
| Skjerevassheii | 17 | 5 | 18 | 4 | 16 | 5 | 20 | 5 | 19 | 4 | 15 | 2 | 6 | 2 | 6 | 26 | 0 | 1 | 0 |
| Skoaddjavri | 203 | 101 | 57 | 28 | 16 | 15 | 8 | 6 | 3 | 6 | 3 | 5 | 3 | 17 | 10 | 178 | 3 | 14 | 1 |
| Skoelvdalen | 201 | 10 | 22 | 4 | 9 | 6 | 13 | 6 | 14 | 8 | 17 | 8 | 18 | 4 | 8 | 46 | 0 | 3 | 1 |
| Skoibotn Nord | 206 | 101 | 48 | 25 | 12 | 26 | 12 | 15 | 7 | 12 | 6 | 13 | 6 | 17 | 8 | 210 | 10 | 2 | 6 |
| Skånland Vest | 208 | 39 | 34 | 12 | 11 | 16 | 13 | 10 | 9 | 8 | 7 | 10 | 9 | 21 | 18 | 117 | 2 | 17 | 1 |
| Skånland Øst | 184 | 12 | 19 | 8 | 13 | 14 | 23 | 9 | 15 | 6 | 10 | 8 | 12 | 5 | 8 | 61 | 1 | 3 | 1 |
| Smalevatn | 4 | 18 | 35 | 9 | 16 | 5 | 10 | 3 | 6 | 4 | 8 | 5 | 9 | 8 | 16 | 52 | 0 | 7 | 1 |
| Småtindan | 150 | 26 | 45 | 10 | 17 | 3 | 5 | 1 | 2 | 1 | 3 | 2 | 3 | 14 | 25 | 57 | 4 | 10 | 0 |
| Stordalen | 177 | 116 | 52 | 23 | 10 | 27 | 12 | 19 | 9 | 16 | 7 | 12 | 5 | 12 | 5 | 226 | 2 | 7 | 3 |
| Storevatn | 10 | 17 | 58 | 4 | 15 | 2 | 8 | 1 | 5 | 1 | 4 | 0 | 1 | 3 | 9 | 29 | 0 | 2 | 1 |
| Storvatnet i S | 103 | 29 | 34 | 11 | 13 | 13 | 15 | 5 | 6 | 3 | 3 | 2 | 2 | 22 | 26 | 85 | 1 | 14 | 8 |
| Stroplsjødalen | 1 | 43 | 61 | 9 | 13 | 9 | 13 | 5 | 7 | 2 | 3 | 0 | 0 | 3 | 4 | 71 | 0 | 1 | 2 |
| Stussjeller | 14 | 7 | 47 | 1 | 9 | 2 | 10 | 1 | 6 | 1 | 6 | 1 | 5 | 2 | 16 | 15 | 0 | 2 | 0 |
| Sulitjelma-Nor | 137 | 222 | 52 | 19 | 5 | 15 | 4 | 9 | 2 | 8 | 2 | 8 | 2 | 145 | 34 | 425 | 100 | 41 | 4 |
| Sundsfjordfjel | 113 | 64 | 28 | 47 | 20 | 33 | 14 | 16 | 7 | 16 | 7 | 21 | 9 | 34 | 15 | 230 | 8 | 26 | 0 |
| Svandalsflona | 34 | 2 | 48 | 1 | 20 | 1 | 18 | 0 | 9 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| Sæterskogen | 47 | 9 | 34 | 4 | 16 | 6 | 23 | 2 | 8 | 2 | 6 | 2 | 7 | 2 | 5 | 28 | 0 | 0 | 2 |
| Sørdalen | 161 | 169 | 64 | 23 | 9 | 21 | 8 | 11 | 4 | 9 | 3 | 8 | 3 | 24 | 9 | 265 | 14 | 6 | 3 |
| Sørdalen/Haro | 139 | 77 | 26 | 49 | 17 | 52 | 18 | 36 | 12 | 33 | 11 | 26 | 9 | 18 | 6 | 291 | 0 | 16 | 1 |

| Jaktfelt | Lnr | 1 - Uegnet | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | | 6 - Godt egnet | | Ikke kart-lagt | | Total | Bre/Snø | Vann | Annet ikke kart-lagt areal* |
|---------------------------|-----|-----------------|-----------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|-----------------|----------|-----------------|----------|-----------------|-----------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------------------|
| | | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | km ² | km ² | km ² |
| Sørfold minus | 122 | 69 | 48 | 18 | 13 | 10 | 7 | 5 | 3 | 4 | 3 | 3 | 2 | 36 | 25 | 145 | 6 | 27 | 3 |
| Sørreisa | 210 | 13 | 40 | 3 | 10 | 4 | 12 | 3 | 8 | 3 | 9 | 4 | 13 | 2 | 8 | 33 | 0 | 2 | 0 |
| Tamok | 226 | 32 | 33 | 7 | 7 | 9 | 10 | 7 | 7 | 6 | 6 | 11 | 11 | 26 | 27 | 97 | 12 | 2 | 13 |
| Taumevassletta | 19 | 1 | 11 | 2 | 14 | 1 | 13 | 2 | 14 | 2 | 16 | 2 | 22 | 1 | 10 | 11 | 0 | 1 | 0 |
| Tjeldsund | 167 | 3 | 32 | 1 | 14 | 1 | 13 | 1 | 10 | 1 | 8 | 2 | 18 | 0 | 4 | 10 | 0 | 0 | 0 |
| Tollådalen | 110 | 166 | 44 | 59 | 15 | 53 | 14 | 35 | 9 | 29 | 8 | 24 | 6 | 14 | 4 | 380 | 6 | 6 | 3 |
| Torsken | 197 | 12 | 24 | 10 | 19 | 8 | 15 | 3 | 6 | 3 | 6 | 5 | 10 | 10 | 20 | 51 | 5 | 4 | 1 |
| Tranøy | 188 | 30 | 14 | 43 | 20 | 58 | 27 | 28 | 13 | 17 | 8 | 19 | 9 | 18 | 8 | 214 | 8 | 6 | 3 |
| Tromsø | 191 | 5 | 34 | 1 | 10 | 2 | 15 | 2 | 11 | 1 | 4 | 1 | 5 | 3 | 22 | 15 | 2 | 0 | 1 |
| Tverrå | 12 | 19 | 57 | 3 | 7 | 1 | 4 | 1 | 3 | 1 | 2 | 0 | 0 | 9 | 27 | 33 | 0 | 8 | 1 |
| Tysfjord | 141 | 400 | 60 | 81 | 12 | 41 | 6 | 21 | 3 | 16 | 2 | 12 | 2 | 96 | 14 | 667 | 35 | 51 | 10 |
| Vamåsen | 64 | 1 | 7 | 2 | 15 | 4 | 35 | 2 | 17 | 2 | 13 | 2 | 14 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 |
| Vassbruna | 200 | 1 | 8 | 1 | 7 | 3 | 25 | 3 | 20 | 2 | 18 | 2 | 19 | 0 | 3 | 13 | 0 | 0 | 0 |
| Vefs 21 | 131 | 118 | 28 | 87 | 21 | 77 | 18 | 37 | 9 | 35 | 8 | 47 | 11 | 23 | 5 | 426 | 1 | 11 | 11 |
| Vefsn Annet | 124 | 11 | 31 | 7 | 20 | 8 | 22 | 3 | 9 | 2 | 6 | 2 | 5 | 3 | 7 | 36 | 0 | 1 | 2 |
| Veksen | 59 | 1 | 3 | 7 | 38 | 8 | 46 | 2 | 10 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 17 | 0 | 0 | 0 |
| Vestkjølen | 54 | 10 | 11 | 32 | 33 | 34 | 35 | 14 | 14 | 5 | 5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 96 | 0 | 0 | 1 |
| Viskis | 144 | 155 | 57 | 40 | 15 | 37 | 14 | 15 | 5 | 11 | 4 | 7 | 3 | 7 | 3 | 273 | 1 | 3 | 2 |
| Volla og Fiskvikrokkdalen | 52 | 7 | 25 | 15 | 53 | 6 | 20 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 28 | 0 | 0 | 0 |
| Vålåstøhø | 2 | 2 | 6 | 5 | 12 | 11 | 27 | 9 | 22 | 7 | 17 | 6 | 14 | 1 | 3 | 42 | 0 | 1 | 1 |
| Øvre Brokkehei | 55 | 3 | 8 | 2 | 7 | 3 | 9 | 3 | 9 | 4 | 14 | 6 | 19 | 11 | 34 | 32 | 0 | 10 | 0 |
| Åsmarka | 33 | 2 | 9 | 9 | 44 | 8 | 39 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 20 | 0 | 0 | 0 |
| Total | - | 11020 | 37 | 4025 | 13 | 4324 | 14 | 2750 | 9 | 2203 | 7 | 1952 | 7 | 3641 | 12 | 29916 | 1386 | 1643 | 613 |
| Kartlagt areal | - | - | 42 | - | 15 | - | 16 | - | 10 | - | 8 | - | 7 | - | - | 26275 | - | - | - |

* = Del av «ikke kartlagt» areal som ikke er vann og isbre, snødekt mark. Inkluderer skyggeområder og byer/tettsteder i SatVeg-kartet, og andre piksler som mangler verdi i kartene.

ISSN: 2464-2797
ISBN: 978-82-426-3071-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger