



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Storfuglens habitatvalg i en fjellkommune, Ål kommune, og modellering som supplerende verktøy for kartlegging

The habitat preferences of Capercaillies in a mountain municipality, Ål municipality, and modelling as supplying tool for mapping

Birgit Elise Arnegard

Naturforvaltning

FORORD

Denne masteroppgaven ble skrevet ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Masteroppgaven ble skrevet over to år ved siden av fulltidsjobb i Ål kommune, og er gjort som et forsøk på å skape et forvaltningsverktøy for praktisk bruk i viltkartleggingen i kommunen.

Jeg vil rette en stor takk til mine veiledere. Svein Dale, hovedveileder og professor ved NMBU, for ryddig, positiv og konstruktiv veiledning. Det har vært en trygghet å vite at spørsmål og utkast blir svart opp med raske og gode tilbakemeldinger. Håkon Gregersen (Norconsult) for superopplæring i felt, stort engasjement og alltid tilgjengelig for interessante diskusjoner. Ida Marielle Mienna (NINA) for superbrukerskills i R og tålmodig forklaring og hjelp med metodikken.

Videre vil jeg takke Ål kommune for tid til feltarbeid i arbeidstiden, håper arbeidet kommer til nytte. Takk til Martin som har vært med på feltarbeid, leiting etter leiker, overnatting på leiker, fiksing av viltkameraer og ellers støtte. Takk til Steinar for felthjelp, observasjoner og tips. Takk til Anna for felthjelp og overnatting på leik, og flere runder med gjennomlesing av diverse uforståelig tekst. Og ellers tusen takk til venner, familie og gode kollegaer som har bidratt på sin måte.

Til slutt vil jeg takke Tin Are Linderud som har testet prediksjonskartene i vår med gode resultater og bidratt med kalibreringsdata.

Birgit Elise Arnegard

15. mai 2024

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

SAMMENDRAG

Storfugl (*Tetrao urogallus*) er en god paraplyart og indikator på tilstanden til det biologiske mangfoldet i skogen, og gir en indikasjon på viktige områder å ivareta. De senere tiårene har bestanden gått ned, og en av hovedfaktorene er endrede og fragmenterte leveområder. Målet med masteroppgaven var å samle data om leikhabitatpreferansene til storfugl i Ål kommune for å utvikle et verktøy for forventet utbredelse av storfuglleiker i kommunen til bruk i videre kartlegging. Våren 2022 ble 11 storfuglleiker befart. Feltarbeidet viste at habitatene for storfuglleiker harmonerte med det som gjelder i andre deler av Norge og høyereliggende områder i Skandinavia. Det var eldre, glissen barskog, nok sjiktning til å gi sikt, men gode skjul i umiddelbar nærhet, og gjerne med innslag av fjellbjørk. Tilgang til myrkanter, sumpskog, høgstauder og næring i form av furukvister, blåbærlyng og myrull var viktig. Det ble satt opp tre prediksjonsmodeller med ulik oppløsning ved hjelp av metoden MIAMaxent, basert på totalt 21 verifiserte storfuglleiker i Ål og Gol kommuner, som ble tilpasset, trent og testet. Responskurvene viste at av miljøvariablene som til slutt ble selektert og transformert i sluttmodellene var bonitet den viktigste, deretter helningsretning. Treantall, trealder og markfuktighet hadde også en korrigerende effekt. 250×250-modellen ga best resultater. Den dekket større områder med egnet habitat, flere viktige miljøvariabler ble valgt inn i modellen, og den samsvarte godt med gamle registreringer. Det ble valgt ut fire testområder fra prediksjonskartene hvor modellene predikerte egnet leikhabitat som ble befart våren 2023, og overvåket ved hjelp av viltkamera i omtrent en måned. Alle fire områdene hadde spor tegn som indikerte at det var storfugl til stede, og på en lokalitet ble det funnet en ny leik. Det viste seg at modellene predikerte med forholdsvis gode resultater, og er et godt verktøy for å effektivisere og avgrense områder for kartlegging i felt, gitt nok inputdata av god kvalitet.

ABSTRACT

Capercaillie (*Tetrao urogallus*) is a good umbrella specie and an indicator of the state of the biological diversity in old-growth forest, which gives an indication of important areas to manage and protect. The population has declined in recent decades, and one of the main factors is fragmentation and change in habitats. The aim of the study was to sample habitat preferences at the capercaillie lek sites in Ål municipality in order to develop a tool for prediction of expected distribution of lek sites in the municipality, for further use in mapping. In the spring of 2022, 11 capercaillie lek sites were visited. The fieldwork showed that the habitats for capercaillie lek sites harmonize with what applies in other parts of Norway and higher-lying areas in Scandinavia. The forest was dominated by older, sparse coniferous forest, enough layering to provide visibility, good hiding places nearby, and often with elements of mountain birch. Access to marsh, swamp forest, tall perennials and food in the form of pine twigs, blueberries and cottongrass was important. Three prediction models were set up using the MIAMaxent method, based on a total of 21 verified lek sites in Ål and Gol municipalities, which were adapted, trained and tested across the municipality geographics. The response curves showed that of the environmental variables that were finally selected and transformed in the final models, site index was the most important, followed by slope direction. Number of trees, tree age and topographic wetness index also had a corrective effect. The 250×250 model gave the best results. The model covered larger areas of suitable habitats, several important environmental variables were included in the model, and it matched well with historic records. Four test areas were selected from the prediction maps for surveying where the models predicted suitable lek sites. These were visited in the spring of 2023 and monitored using wildlife cameras for approximately one month. All four areas had traces indicating that capercaillies were present, and in one locality a new lek site was found. It turned out that the models predicted with relatively high results, and are good tools for delimiting areas for mapping in the field and to make the mapping more efficient, given enough input data of good quality.

INNHold

FORORD.....	1
SAMMENDRAG.....	2
ABSTRACT.....	3
INNLEDNING.....	5
METODE.....	9
Studieområde – Ål og Gol.....	9
DEL 1 Kartlegging av storfuglleikhabitater i felt.....	11
DEL 2 Modelling av storfuglleikhabitater.....	12
Modelleringsmetode: MIAMaxent.....	13
Forekomstdata.....	14
Miljøvariabler.....	15
Modellinnstillinger og framgangsmåte.....	18
DEL 3 Nytt feltarbeid 2023.....	19
RESULTATER.....	21
DEL 1 Kartlegging av storfuglleikhabitater i felt.....	21
DEL 2 Modelling av storfuglleikhabitater.....	23
250×250.....	24
120×120.....	27
60×60.....	29
DEL 3 Nytt feltarbeid 2023.....	32
DISKUSJON.....	40
DEL 1 Kartlegging av storfuglleikhabitater i felt.....	40
DEL 2 Modelling av storfuglleikhabitater.....	42
Resultatene fra de ulike modellstørrelsene.....	42
Utvelgelsen av miljøvariablene.....	43
Modelleringen.....	44
DEL 3 Nytt feltarbeid 2023.....	47
Videre arbeid og mulige forbedringer:.....	48
Konklusjon.....	49
KILDER.....	51
VEDLEGG.....	59

INNLEDNING

En rekke studier viser at tap eller fragmentering av habitat, samt endring av habitatkvalitet som følge av menneskelig aktivitet er den største årsaken til den store nedgangen av naturmangfold på verdensbasis (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), helt ned på lokalt plan. Av alle de 44 000 artene som er registrert i Norge lever 60 % av disse i skog, og 48 % av de truede artene på den norske rødlista fra 2021 lever i skog (Artsdatabanken, 2021). En stor andel av disse lever i eldre barskog med naturskogpreg, som også er under press. Tidligere levde storfuglen (*Tetrao urogallus*) gjennom hele den europeiske boreale sonen, fra Skandinavia i vest, gjennom taigaen til Bajkalsjøen i Russland i øst (Johnsgard, 1983a; Seiskari, 1962). I vestlige og sentrale Europa har det vært en massiv nedgang i populasjonene, som har ført til at arten har forsvunnet helt fra visse områder, og er rødlistet i mange europeiske land (BirdLife International, 2021; Storch, 2001). I dag er kjerneområdene for storfuglen i Fennoskandia og vestlige deler av Russland. Arten er ikke rødlistet i Norge, men det er liten tvil om at populasjonen har gått kraftig ned også her de siste tiårene, blant annet ved å se på jaktstatistikk (Gregersen & Gregersen, 2009). Det er komplekse mekanismer og påvirkningsfaktorer som spiller inn i en populasjonsutvikling, som først blir synlige over tid. Naturlige svingninger i populasjonene er regelmessige populasjonssvingninger som følge av rovdyr/byttedyrdynamikk, og årlige svingninger i hekkesuksess som følge av lokalklima. For skogøkosystemer og storfuglen ansees direkte og indirekte konsekvenser av innføring av bestandsskogbruket å være en viktig årsak til bestandsnedgangen (Storch, 2000; Pakkala et al., 2003). Spesielt økningen i flatehogst har i vesentlig grad fragmentert skogbildet, og resultert i populasjonsnedgang for mange dyre- og plantearter i Fennoskandia (Essen et al., 1992; Edenius & Sjöberg, 1997; Thingstad et al., 2003). Samtidig er skogbruket regulert gjennom lover, forskrifter og standarder, og sammen med «Lov om naturmangfold» skal naturen hensyntas. Det finnes klare retningslinjer og anbefalinger for hvordan skogbruket skal hensynta storfuglleiker (Rolstad & Andersen, 2003), men det krever også tilpassing i tilliggende skogarealer, for å ta vare på det helhetlige landskapet og landskapskorridorer for forflytning mellom egnede leveområder.

Storfugl er den største av våre skogshøns her i Norge (Johnsgard, 1983b). Hovedsakelig lever storfuglen i eldre barskog (Rolstad & Wegge, 1987a; Pakkala et al., 2003), og leveområdene må bestå av arealer som dekker behovene for sommerbeiter, vinterbeiter, kyllinghabitater og leikområder, for begge kjønn og ulike aldersgrupper. Storfuglen er avhengig av sjiktning i skogen, som både gir oversikt og skjul, og næringstilgangen må være slik at den energetiske

kostnaden ikke er for stor (Gregersen et al., 2009). Selve leikområdet er gjerne plassert sentralt i slike områder. Storfuglen er en polygam art med et leikparingssystem hvor leiken foregår i april-mai (Höglund & Alatalo, 1995; Hjeljord, 2008). Tiuren (hannfugl) oppholder seg på og rundt leiken i hele perioden, mens røyene (hunnfugl) kommer først til leiken når de er paringsklare. En leik kan ha alt fra 1-2 spillende tiurer, til mer enn 15 individer, avhengig av habitatet rundt. Antallet øker med andel eldre skog i området (Wegge & Rolstad, 1986; Rolstad & Wegge, 1987b; Rolstad et al., 2009). Det er den dominante tiuren som står for de fleste paringene, og dermed blir paringssuksessen for tiurene på leiken skjevt fordelt mellom hannene (Hjorth, 1970; Wegge & Larsen, 1987; Höglund & Alatalo, 1995). Tilsynelatende kan det se ut som at leiktiden er den eneste tiden hvor det er interaksjoner mellom kjønnene (Johnsgard, 1983a; Wegge et al., 1992). Storfuglen har sterk kjønnsdimorfi, og lever i hver sine områder resten av året. Det har lenge vært en kjent teori at det er faste individer som hører til hver leik. Yngre tiurer beveger seg mye rundt i leikperioden og kan oppsøke flere ulike leiker (Wegge & Larsen, 1987; Storch, 1997; Eliassen & Wegge, 2007). I en viss frekvens er det også sannsynlig at røyene oppsøker flere leiker (H. Gregersen, personlig kommunikasjon). Leikens tilhørende tiurer lever i hvert sitt «kakestykke» omtrent en kilometer ut fra sentrum av leikområdet (Hjorth, 1982), men disse dagområdene kan overlappe (Dufseth & Fiskvik, 2010). Studier har vist at leikene er forholdsvis jevnt fordelt i landskapet, så lenge det sammenhengende habitatet har de kvalitetene storfuglen er avhengig av. Storfuglleikene har en gjennomsnittlig avstand på ca. 2 km (Wegge & Rolstad, 1986; Pakkala et al., 2003).

Tiurenes dagområder bør bestå av tettere skog for skjul. Hvileområdene på bakken er i områder med mindre sikt både horisontalt og vertikalt, med innhold av for eksempel skjørtegraner (Finne et al., 2000). Storfuglleikene er vanligvis lokalisert i eldre barskog, hogstklasse V eller eldre (Rolstad & Wegge, 1987a; Pakkala et al., 2003), men enkelte leiker og dagområder er også funnet i yngre skog som er skjøttet slik at forholdet mellom skjul og sjiktning er innenfor det storfuglen prefererer (Miettinen et al., 2005; Rolstad et al., 2007). Dette indikerer at skogstruktur kan være viktigere enn alder på skogen (Storch, 2001; Miettinen et al., 2008). De foretrukne vegetasjonstypene rundt leikområdet varierer noe med geografisk posisjon, men samlet sett er eldre skog med blåbærlyng, gode lysforhold og tilstrekkelig skjul i umiddelbar nærhet til leiksentrum av stor betydning (Gregersen & Gregersen, 2008, 2014; Johansson & Hellenberg, 2017).

Storfuglleiker er relativt enkle å identifisere, spesielt leikene som er brukt i årevis. Man kan også anta størrelse på leiken i forhold til antall tiurer og utbredelse i areal utfra sportegn og slitasje på leiken (Gregersen et al., 2009). Leiker beveger seg lite hvis de ikke blir berørt av hogst eller skogbrann. I og med at leiklokaliteten er den samme gjennom mange tiår (H. Gregersen, personlig kommunikasjon), er den godt egnet for overvåking over tid. Vitenskapelige studier viser at storfuglen er en velfungerende paraplyart (Suter et al., 2002; Pakkala et al., 2003; Segura et al., 2014; Mikoláš et al., 2015), spesielt ved større leiker (Johansson & Hellenberg, 2017). Begrepet paraplyart er godt etablert innen økologien, og en rekke studier har vist at overvåking av tilstand og populasjonsutvikling av en paraplyart er en god kilde til, og en av flere egnede strategier for, kunnskap om det generelle biologiske mangfoldet i økosystemet (Suter et al., 2002; Gregersen et al., 2009). Overvåkning av storfuglleiker vil kunne gi en indeks på populasjonsutviklingen for storfugl, men det kan også gi nyttig informasjon om utvikling og tilstand i habitatene til flere andre arter knyttet til barskogmiljøer. En studie fra Sveits (Suter et al., 2002) viste at dette særlig gjaldt ulike spette- og uglearter, blant annet tretåspett og spurveugle. En finsk studie (Pakkala et al., 2003), som økologisk ligner mer de norske forholdene, underbygger og viser at dette også gjelder orrfugl, jerpe og lirype, samt pattedyrarter med tilknytning til ulike skogmiljøer (hare, rødrev, ekorn, røyskatt, mår, jerv, gaupe, ulv, elg, rådyr). Storfuglen foretrekker områder med feltsjiktet skog med rikere buskvegetasjon og forekomster av bær (Suter et al., 2002). Rike bærforekomster av spesielt blåbær, har signifikant flere forekomster av insekter enn områder med annen type vegetasjon og busksjikt/feltsjikt (Stuen & Spidsø, 1988), noe som tilsier at storfuglen også kan brukes som paraplyart for insekter i barskog (Pakkala et al., 2003; Suter et al., 2002). Dette betyr at ved å sikre tilstrekkelig med egnet habitat for storfugl vil man også kunne sikre mange andre arters tilgang på egnet habitat.

Vi lever i en tid hvor det er erklært naturkrise (IPBES, 2019), og hvor naturmangfoldet får større og større fokus. For å hensynta naturen er vi avhengig av et kunnskapsgrunnlag og gode kartlegginger. Det ble gjort en stor jobb i mange kommuner i Norge tidlig på 2000-tallet med viltkartlegging, men disse er i liten grad fulgt opp og oppdatert. Det er derfor både behov for vedlikehold av tidligere kartlegginger og nye kartlegginger for å øke kunnskapen om, og ivareta, naturmangfoldet. Det fins flere verktøy for kartlegging, hvor én av disse er å bruke prediksjonsmodeller. Prediksjonsmodeller finner sammenhenger mellom kjente artsforekomster og variabler som karakteriserer miljøforholdene på de kjente lokalitetene, for så å bruke denne kunnskapen til å beregne sannsynligheten for forekomst i områder som ikke

er kartlagt. Modelleringen har stor nytte for bla. kartlegging av rødlistede arter, naturtypekartlegging og arealforvaltning (f.eks. verneområdeplanlegging og restaurering) (Stokland et al., 2008). Prediksjonsmodeller kan derfor brukes for å si noe om habitatpreferanser for storfugl og dermed også hvor de kan befinne seg geografisk.

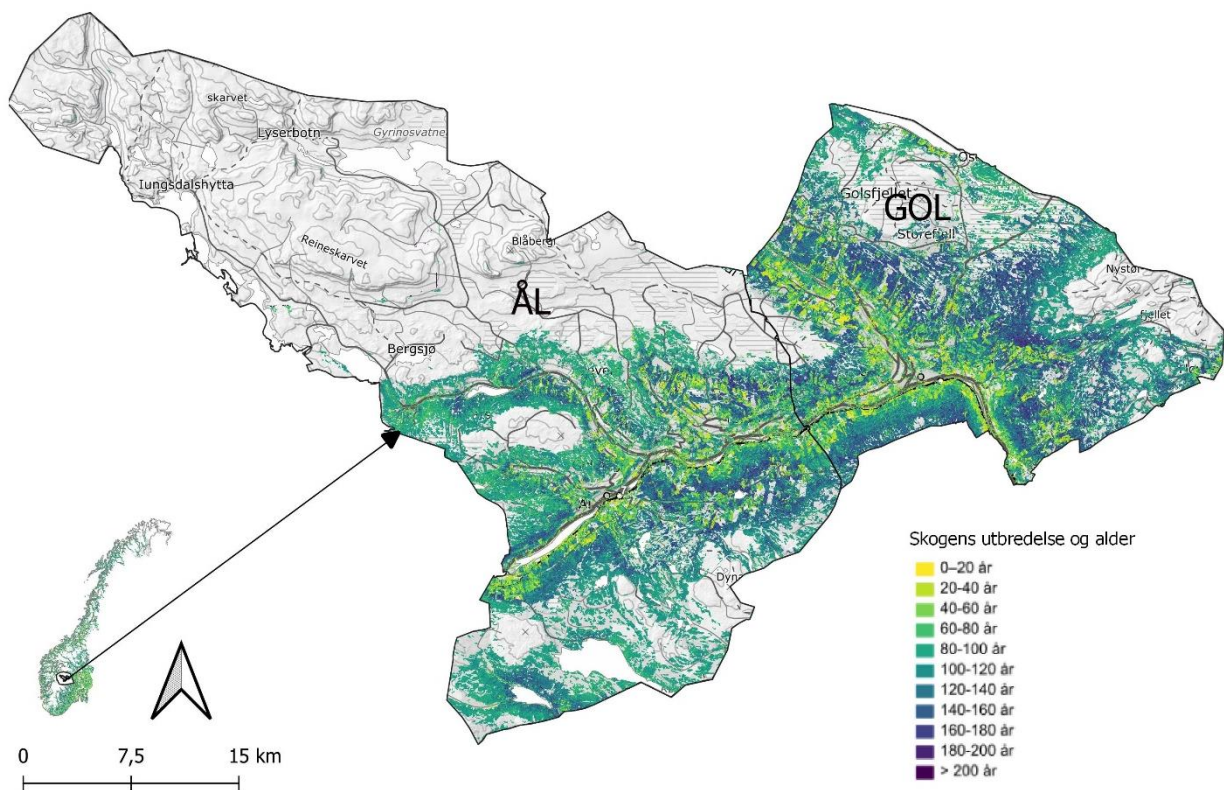
Både på grunn av mangel på kunnskap om storfuglleikene i seg selv, slik som størrelse, antall spillende tiurer, lokalisering osv., og at storfuglen er viktig som paraplyart, er det ønske i Ål kommune om å kartlegge storfuglleikene på nytt. Dette er viktig kunnskap med tanke på skogsdrift og annen arealendringer. Det er interessant å undersøke habitatvalg til storfuglen i en fjellkommune, da de foretrukne vegetasjonstypene rundt leikområdet varierer noe med geografisk posisjon (Gregersen & Gregersen, 2008). Denne masteroppgaven vil undersøke om det finnes muligheter for å bruke andre verktøy i tillegg til tradisjonell feltkartlegging for å finne leikområdehabitater en kommune hvor kartleggingen er relativt mangelfull. Thingstad et al. (2018) brukte modellering til å predikere leikområder for storfugl og undersøke deres begrensende faktorer i et forvaltet skogbrukslandskap i Midt-Norge (gamle Trondheim og Malvik kommuner). Undersøkelsen i Ål er inspirert av denne forskningen. Det er fortsatt usikkerhet rundt hvor storfuglleiker kan forekomme i Ål, da det er erfart at en del leiker trolig er utgått eller har flyttet på seg, og ikke lenger er der de er kartfestet. Det ble derfor kartlagt i felt for å bekrefte eller avkrefte de gamle registreringene av storfuglleiker i kommunen. Denne informasjonen ble brukt inn i en prediksjonsmodell for å estimere videre potensielle leikområder i kommunen. Inn i modelleringen ble også data fra den nylige kartlagte nabokommunen Gol brukt for å forsterke datagrunnlaget og trene modellen.

Målet med oppgaven var å undersøke hva slags habitater storfugl prefererer i Ål kommune, og hvordan denne informasjonen kunne brukes til å utvikle et verktøy for kartlegging og forventet utbredelse av storfugl i denne fjellkommunen.

METODE

Studieområde – Ål og Gol

Ål og Gol er nabokommuner som ligger i øvre del av Hallingdal i Viken fylke. Kommunene er typiske dal- og fjellkommuner med forholdsvis store arealer med fjell, myr og annen åpen fastmark. Landskapet strekker seg fra ca. 350-1800 moh., og er preget av bratte dalfører og slakere åspartier, dekket av jordbruksland, boreal barskog, myrer og fjellbjørkeskog (figur 1). Totalt er Gol sitt areal er 532 km² (Statistisk sentralbyrå, 2023a), hvorav 332 km² er skogkledde arealer (tabell 1). Ål kommune sitt areal er på 1175 km² (Statistisk sentralbyrå, 2023b), hvorav omtrent 359 km² er skogkledde arealer (tabell 2). Kommunene har et typisk stabilt innlandsklima med varme somre og kalde vintre. Vinteren varer gjerne fra november til april med gode snøforhold, i høyreliggende områder ligger gjerne snøen til mai.



Figur 1: Ål og Gol kommuner med skogens utbredelse og alder. Lysere farge indikerer lavere alder, mørkere farge indikerer høyere alder.

Berggrunnen er preget av sedimentære og til dels rike bergarter som amfibolitt, gabbro, kvartsitt, sandstein og ulike skifertyper. Kalkrike områder med fyllitt og leirskifer fins kun i fjellområdene, bortsett fra et stort felt som dekker Golsfjellet hvor noen storfuglleiker er

Tabell 1: Skoginformasjon Gol (AR5-data fra NIBIO, 2024a).

	Barskog	Blandingsskog	Lauvskog	Skog på myr	Totalt (daa)
Svært høy bonitet	0	0	0	0	0
Høy bonitet	21 965	1 181	1 007	0	24 152
Middels bonitet	46 528	938	222	17	47 704
Lav bonitet	106 551	5 526	0	0	112 077
Uproduktiv skog	43 529	55 424	48 184	937	148 074
Uklassifisert skog					0
Totalt	218 573	63 068	49 412	953	332 007

Tabell 2: Skoginformasjon Ål (AR5-data fra NIBIO, 2024b).

	Barskog	Blandingsskog	Lauvskog	Skog på myr	Totalt (daa)
Svært høy bonitet	0	0	0	0	0
Høy bonitet	10 360	403	464	0	11 227
Middels bonitet	48 445	2 677	2 964	10	54 097
Lav bonitet	77 229	11 656	47	86	89 018
Uproduktiv skog	21 372	47 117	133 837	1 463	203 789
Uklassifisert skog					1 523
Totalt	157 406	61 852	137 313	1 559	359 653

funnet. Disse gir rik vegetasjon som blant annet gjenspeiler seg i at beiteressursene på åsene og fjellområdene i kommunene er klassifisert som svært næringsrike. Det er dype morenemasser i dalførene, med stedvise innslag av store løsmasserygger med breelv- og bresjøsedimenter, med avsetninger fra disse i dalbunn. Høyere opp i dalførene er morenemassene generelt grunnere. Søndre og nedre del av dalbunnen ligger i vegetasjonssonen sørboreal, deretter skifter det gradvis til mellom- og nordboreal med høyden og baklier, mens det meste av kommunene ligger i vegetasjonssonen høgaltin sone (over tregrensa). Kommunene ligger i stor del i overgangsseksjonen mellom kontinental og oseanisk klimasone. Typisk her er at plantelivet er preget av østlig trekk, men med svake vestlige innslag. Bærlyngskog og rikt innslag av lav i heivegetasjonen er også typisk. Spesielt åspartiene har mye myrlandskap, og strengmyr er den vanligste typen (Larsen et al., 2012).

Få steder i landet har høyere skoggrense enn Hallingdal, i Gol finner man produktiv skog på 1000 meters høyde (Nesse, 2003). Kommunene har omtrent like store skogarealer, men Ål har mer uproduktiv lauvskog enn Gol. Kartet i figur 1 viser skogens alder i de to kommunene. Det vises svært tydelig at den yngste skogen, der det drives skogsdrift, er nede i dalbunn og oppover dalsidene hvor vegnettet er utbygd. Jo høyere opp i terrenget og lenger vekk fra

veger, dess eldre er skogen. I hvor stor grad den eldste skogen er naturskog¹ er ikke kartlagt. Det er en større del i topografisk mer utilgjengelige områder, slik som øverst i dalsidene og innover åsene. Det er også i disse barskogarealene i kommunene storfuglen i store trekk holder til i, så langt barskogen strekker seg.

DEL 1 Kartlegging av storfuglleikhabitater i felt

Viltkartet til Ål kommune fra 2003 inneholdt 17 storfuglleiker som ble kontrollert i perioden april-juni 2022 (alle er listet i Vedlegg 1), i tidsrommet det normalt er spillaktivitet. To av leikene ble også sjekket med viltkamera. Leikkoordinatene ble på forhånd sjekket opp mot flyfoto for å se på skogbildet omkring, og for å få en indikasjon på om leiken var blitt utsatt for inngrep de siste 20 årene. Ved hjelp av leikkoordinatene innlagt på en håndholdt GPS-enhet ble leiksentrum oppsøkt. Om ikke det fantes tegn til leikaktivitet eller ved usikkerhet rundt nøyaktigheten av koordinatene, ble det foretatt søk i en radius på opptil 300 meter ut fra referansen. Om det da ikke ble funnet tegn til leikaktivitet, ble ikke leiken regnet inn som modelleringsdata (men ble ikke nødvendigvis bekreftet utgått. Dette er nærmere beskrevet i Del 1 i diskusjonen). Om det ble funnet leik mellom omtrent 150-300 meter utfra referansen, ble leiken regnet som flyttet og data ble samlet inn (Gregersen et al., 2009).

En typisk leik i Norge kan ha en størrelse på ca. 5 hektar. Rolstad & Andersen (2003) har utarbeidet en sjekklister i forbindelse med skogbrukstiltak i nærheten av storfuglleiker. Det konkluderes med at bør det tas ekstra hensyn i en radius på 300 meter fra leiksentrum. Alle sportegn av leikaktivitet, beiting eller avføring, ble registrert med GPS-koordinater, både på veg til og fra leikkoordinatene og på selve referansen. Habitatet ble dokumentert gjennom vurderinger av vegetasjonstype, ulike skogvariabler (treslag, hogstklasse, alder, skogstruktur) og eventuelle inngrep (Gregersen et al., 2009). Skogbruksplanene for Ål og Gol kommune er gamle (fra 2003), og av såpass usikker kvalitet at SR16 og NIBIOs kart over aldersklasser for

¹ Det fins flere definisjoner av naturskog, som varierer med ulike kriterier. En anerkjent definisjon av naturskog i naturforvaltningen er: «skog framkommet ved naturlig foryngelse av stedegent genmateriale der menneskelig påvirkning har funnet sted i så liten utstrekning, for så lang tid tilbake, eller er utført på en slik måte, at skogens naturlige struktur, sammensetning, og økologiske prosesser ikke er endret i vesentlig grad» (Rolstad et al., 2002, sitert i NIBIO rapport 6/44/2020 s. 6). Denne definisjonen kan imidlertid tolkes i mange retninger. For å konkretisere denne generelle formuleringen til bruk i praktisk kartlegging og arealstatistikk, definerte Storaunet & Rolstad (2020) naturskog til skog som ikke har vært flatehogd etter år 1940, noe som utgjør 30 prosent av den produktive skogen. Landsskogtakseringen benytter en strengere definisjon hvor høy alder, stor variasjon i forekomst av død ved og/eller sjiktet skog, og ingen synlige spor av menneskelige inngrep er krav. Da utgjør slik skog under 2 prosent av skogarealet. Halvorsen et al. (2022) og Storaunet et al. (2024) beskriver problematikken rundt dette ulike arealomfanget, og at i det nye NiN 3 anbefales å bruke flere variabler for å beskrive skogens dynamikk og grad av naturlighet/ gradient i naturskogs nærhet mer presist.

den eldste skogen (NIBIO, 2021) ble brukt i skogbeskrivelsene. SR16 (versjon 20201105) er et heldekkende datasett for skogressursene i hele Norge, og oppdateres jevnlig med nye flybilder og laserscanninger. NIBIOs kart over aldersklasser for den eldste skogen er basert bestandsalder fra skogbruksplaner, men har framskrevet alder fra opprinnelsesåret. Det tar derimot ikke hensyn til gjennomførte skogbrukstiltak.

Totalt 11 av 17 registrerte storfuglleiker i Ål kommune ble befart (tabell 3). De siste seks var utilgjengelige på grunn av vanskelig terreng med utfordrende snøforhold og tining av myr og islagte vann. Det ble gjort grundigere dokumentasjon på leikene hvor det ble funnet leikaktivitet enn der det ikke var tegn til leikaktivitet.

Tabell 3: Perioden storfuglleikene ble oppsøkt og kartlagt i 2022.

Antall dager brukt	14 dager
Antall timer brukt	65 timer
Leik nr	Besøkt dato
1 Lurvestølen	24./28. april
2 Grostøllia	25./29. april
3 Votndalen	26. april
4 Trolltjønn	28. april
5 Nyssetvegen	30. april
6 Haganystølen	5./22. mai (viltkamera fra 5-22. mai)
7 Reshovda/Ridalen	6. mai (viltkamera fra 6-22. mai)
8 Langeset	3. juni
9 Brendemoen	3. juni
10 Snebakkhøgda	13. juni
11 Bergastølen	13. juni

DEL 2 Modellering av storfuglleikhabitater

Prediksjonsmodeller (også kalt utbredelsesmodeller), på engelsk species distribution models (SDM), har blitt stadig mer populære verktøy innen økologi og bevaringsbiologi (Guisan & Thuiller, 2005; Pearson, 2007). Generelt er konseptet for alle SDM-er det samme, men er

videre forklart med en art som eksempel. Det trengs to sett med data, et som inneholder data om arten som undersøkes (både observasjonsdata og bakgrunnsdata), og et sett med miljøvariabler. Basert på tilgjengelige data for forekomster av en spesifikk art, samt relevante lag av miljøvariabler, identifiserer modellen hvilke områder arten forekommer i, og hvor disse områdene er lokalisert i geografisk rom. I hvilken grad det er sannsynlig å finne arten i området, eller om området har egenskaper som arten foretrekker som habitat, bestemmer hvor egnet området er for arten. Modellen predikerer altså hvor det er sannsynlig at en art forekommer (Pearson, 2007), og produserer et prediksjonskart. Det vanlige er å modellere utbredelsen av en art, men det går like fint an å modellere naturtyper eller habitater, eller områder som en art bruker til visse tider, slik som *leikområdet* til storfuglen (Thingstad et al., 2018).

Det har blitt utviklet mange programvarer for modellering av utbredelse, slik som GARP, BIOCLIM, MARS og Maxent (Franklin, 2010). Hva slags utbredelse modellen predikerer, faktisk eller potensiell, avhenger av inputdataene i modellen (Pearson, 2007). Avhengig av hvilken metode som brukes, må modellen trenes og testes for å forsikre seg om at modellens algoritme gir optimale resultater. I tillegg til selve prediksjonskartet viser de fleste metodene også den relative viktigheten av ulike miljøfaktorer, og hvilke spesifikke verdier av miljøfaktorene som er fordelaktige for forekomst av arten. Dette er nødvendig kunnskap for å kunne si noe om hvordan endringer i miljøforholdene vil kunne påvirke arters utbredelse (Stokland et al., 2008). SDM-er blir blant annet brukt til å fylle «hull» rundt kjente forekomster (Anderson et al., 2002; Ferrier et al., 2002), eller for å predikere utbredelse av en art i nye områder eller andre tidsperioder. SDM-er brukes for eksempel mye for å predikere artsutbredelse ved fremtidige klimaendringer eller spredning av invasive arter (Peterson, 2003; Pearson & Dawson, 2003). Denne oppgaven vil vise potensiell utbredelse av leikområder for storfugl i Ål kommune.

Modelleringsmetode: MIAMaxent

Metoden som lå til grunn for prediksjonsmodelleringen i denne oppgaven var basert på Maxent. Det er som nevnt utviklet mange ulike tilnærminger til prediksjonsmodeller. Maxent, maximum entropy models, har blitt en svært populær tilnærming (Merow et al., 2013), og har vist seg å prestere godt sammenlignet med alternative metoder (Elith & Leathwick, 2009), selv når datastørrelsen er liten (Hernandez et al., 2006). Maxent er en «presence-only»-metode, som er spesielt designet for datasett kun med lokaliteter der arten faktisk er observert.

Maxent bruker bakgrunnsdata for miljøet i hele studieområdet, med fokus på hvordan miljøet der arten har kjente forekomster relaterer til det totale miljøet i studieområdet («bakgrunnen», som også inkluderer forekomstlokalitetene) (Philips et al., 2006).

Modellene ble tilpasset og variablene selektert ved hjelp av R-pakken MIAMaxent i R (RStudio, Vollering et al., 2019). Pakken inneholdt funksjoner for å klargjøre dataene, transformere og selektere miljøvariablene, modellevaluering og trening av modellen (Sillero et al., 2023). MIAMaxent gir en statistisk tilnærming til prediksjonsmodellering som ligner Maxents, men med «subset selection» i stedet for «lasso regularization». Subset selection lager enklere modeller som produserer mer overførbare prediksjoner, samsvarer bedre med prinsippene til maksimal entropi og er økologisk mer tolkbare. (Halvorsen et al., 2016; Vollering et al., 2019). Dette skjer ved at modellen transformerer variablene basert på det forventede forholdet mellom forekomstdata og miljø, for å fange opp forhold mellom forekomster og miljøet mer fleksibelt. Deretter kjører modellen en trinnvis variabelseleksjon for å balansere avveiningen mellom bias/skjevhet-varians/variasjon, i lys av kunnskap om det modellerte systemet (Vollering et al., 2019). I motsetning til Maxent, holder MIAMaxent variabeltransformasjonen, modelltilpasningen og modellvalget adskilt, slik at metodiske sammenligninger blir lettere og modellbyggingen kan gjøres mer fleksibel (Vollering et al., 2019).

Forekomstdata

For å modellere predikasjonskart for storfuglleiker trengtes et observasjons-datasett med kjente storfuglleik-posisjoner. På grunn av lite data fra Ål kommune, ble det innhentet data fra nabokommunen Gol kommune. Her ble det gjort en ny kartlegging, avsluttet i 2018, med totalt 19 verifiserte storfuglleiker (Walker, 2017, s. 4). Observasjonsdataene for modellen var dermed GPS-posisjonene til to storfuglleiker i Ål og 19 i Gol som ble lastet inn i R som gpx-filer. Dataene i Ål bestod av mange GPS-punkter i nærheten av leikområdet, som beskrevet tidligere i delkapittelet som feltkartleggingen. Alle registreringene innen 100 meter ble antatt å representere samme leikområde, og det ble derfor generert ett punkt med gjennomsnittskoordinaat for disse punktene for å representere leikområdet. Dataene i Gol var tegnet i kart som større polygoner. Alle leikområdene hadde oppgitte koordinater for leiksentrum, som ble brukt inn i modellen.

MIAMaxent, som er metoden/R-pakken som ble brukt, er designet for å kunne modellere både presence-only data og presence-absence data. I denne modellen er presence-only metodikken

brukt, og i stedet for absence-data bruker da MIAMaxent et sett med bakgrunnsdata som er tilfeldig valgt fra rundt omkring i landskapet til å skille på det generelle landskapsmiljøet og miljøet på leikområdene (Philips et al., 2006). Bakgrunnsdataene ble generert tilfeldig over skogkledde områder i studieområdet i Gol, hvor det ble tilfeldig generert 1000 punkter som representerte bakgrunnsdataene.

Miljøvariabler

I prediksjonsmodeller er det viktig å velge miljøvariabler som er økologisk relevante for arten det modelleres for, basert på eksisterende kunnskap om artens habitatpreferanser. Det lønner seg å velge færre og gode miljøvariabler for å styrke modellen. Brukes flere, men mindre viktige variabler, vil ikke modellen finne økologiske gode resultater. Spesielt ved små datasett er det en risiko for at modellen velger mindre relevante miljøvariabler (Mac Nally, 2000). Derfor er det viktig å teste modellen undervegs.

Ut fra dette ble flere miljøvariabler, både vegetasjon og topografisk, vurdert og valgt ut basert på kunnskap om storfuglens habitat- og leikområdepreferanser, se tabell 4. Alle datasett som ble brukt i modellen var rastersett. Til grunn i modelleringen lå en digital terrengmodell, DTM, med oppløsning på 10×10 meter, hentet fra høydedata.no. Helningsgrad (engelsk: slope) representerer helningsgraden for hver rastercelle på en DTM. Helningsretning (engelsk: aspect) er retningen til helningsgraden, og identifiserer maksimum endring i verdi fra en rastercelle til dens nabocelle (Esri, u.å.-a). Helningsretningen sier noe om hvor terrenget blir mest utsatt for vær, vind, erosjon, forvitring, ulike lysforhold og temperatur. Variabelen helningsretning ble transformert til to nye variabler, «northness» og «eastness». Skalaene gikk fra -1 til 1. Positive verdier mellom 0 og 1 viste hvor nordvendt eller østvendt noe var. Negative verdier viste det motsatte av variabelen, det vil si at verdier mellom -1 og 0 tilsa sørvendt eller vestvendt. Alle disse ble laget ut fra DTM-en. Det samme ble høyde over havet.

I tillegg ble det brukt en markfuktighetsindeks for å undersøke om modellen ga utslag på områder tilknyttet fuktig areal. Fuktige, sumpaktige skogområder er gode kyllingbiotoper (Hjeljord, 2008), og kan potensielt ligge i nærheten til leikområder. Markfuktighetsindeksen ble laget i QGIS (versjon 3.28.9-Firenze) ved hjelp av en DTM, og ble laget som en «topographic wetness index»-analyse (TWI). Verktøyene «flow direction» og «flow accumulation» beskriver henholdsvis hvilken retning vann vil flyte i en gitt rastercelle, og antall celler som flyter inn i hverandre (Esri, u.å.-b, u.å.-c). Disse to kalkuleres sammen og ga en indeks på hvor marka var mest fuktig.

AR5 er et arealressurskart utviklet av NIBIO som deler landskapet i fem kategorier. Datasettet AR5 bygger på AR5 klassifikasjonssystem, et nasjonalt klassifikasjonssystem for markslag, med vekt på produksjonsgrunnlaget for jord- og skogbruk. Alt landarealet er delt inn etter egenskapene arealtype, skogbonitet, treslag og grunnforhold (NIBIO, 2023a). I modellen ble variabelen for skog brukt for å si noe om det var skog til stede eller ikke. SR16 (versjon 20201105) er et heldekkende datasett for skogressursene i hele Norge. Det er utviklet av NIBIO gjennom automatiske prosesser som en kombinasjon av eksisterende kart (AR5), terrengmodeller, 3D fjernmålingsdata (fotogrammetri og laser) og Landskogtakseringen. SR16 rasterkartet har pikselstørrelse på 16×16 meter (NIBIO, 2023b). Det ble brukt fem variabler fra SR16 for å beskrive skogbildet i studieområdet; kronedekning, treantall, trealder, grunnflate og bonitet.

Kronedekning beskriver andelen av et areal som er dekket av trekronenes vertikale projeksjon, og kan for eksempel si noe om hvor mye lys som slipper ned til bakken. Treantall oppgir antall trær (større enn 8 cm i brysthøydiameter) per hektar. Trealder er skogens alder i antall år. Grunnflate beskriver hvor mye areal (m²) av en hektar som er dekket av trestammer. Bonitet beskriver jordas produksjonsevne for et gitt treslag. I Norge brukes H40-systemet, som er høyden på treet ved 40 års alder. Bonitet er delt opp i klasser; 6, 8, 11, 14, 17, 21, 23 og 26. Lavere høyde gir lavere bonitetsklasse og motsatt (Larsen, 2024).

Tabell 4: 11 miljøvariabler ble i utgangspunktet tatt inn i modelleringen. 8 variabler ble valgt videre etter en sjekk mot en forventet respons.

Miljøvariabel	Hierarkisk navn/annet navn	Enhet	Eier/kilde	Definisjon	Ble valgt inn i modell
Helning	Slope	grader	DTM	Repreterer helningsgraden for hver rastercelle på en DTM.	ja
Northness	Helningsretning (aspect)	grader	DTM, utviklet i R	Retningen til helningsgraden, identifiserer maksimum endring i verdi fra en rastercelle til dens nabocelle. Viser grad av nordlig retning.	ja
Eastness	Helningsretning (aspect)	grader	DTM, utviklet i R	Retningen til helningsgraden, identifiserer maksimum endring i verdi fra en rastercelle til dens nabocelle. Viser grad av østlig retning.	ja
Høyde over havet	Elevation	heltall med intervall 1	DTM	Høyde over havet i meter.	nei
AR5 skog	FKB-AR5, ARYPE30	1x1 m	NIBIO	Datasettet AR5 bygger på AR5 klassifikasjonssystem, et nasjonalt klassifikasjonssystem for markslag, ARYPE30 er skog.	ja
Markfuktighet	Topographic wetness index (TWI)		DTM, utviklet i QGIS	Markfuktighet er et datasett som angir høydeforskjellen i centimeter fra punkter til nærliggende vanntette punkter. Viser hvor det er størst sannsynlighet for økt fuktighetsinnhold i marka.	ja
Kronedekning	SRKRONEDEK	prosent	NIBIO	Andelen av arealet som er dekket av trekroneens vertikale projeksjon. Egenskapens usikkerhet er oppgitt i prosentuert standardfeil og et konfidensintervall.	nei
Treantall	SRTREANTALL_GR8	trær/ha	NIBIO	Antall trær (større enn 8 cm i brysthøydiameter) per ha. Egenskapens usikkerhet er oppgitt i prosentuert standardfeil og et konfidensintervall.	ja
Trealder	SRTREALDER	år	NIBIO	Skogens alder (antall år). Egenskapens usikkerhet er oppgitt i prosentuert standardfeil og et konfidensintervall.	ja
Grunnflate	SRGRFLATE, grunnflate	m ² /ha	NIBIO	Samlet grunnflate for trærne i et område. Egenskapens usikkerhet er oppgitt med prosentuert standardfeil og et konfidensintervall.	nei
Bonitet	SRBONITET, bonitet	heltall med intervall 1	NIBIO	Egenskapen viser H40-bonitet* for produktiv skog for gran, furu eller lauvskog. H40-bonitet er definert som overhøyde ved 40 års alder.	ja

Modellinnstillinger og framgangsmåte

Utarbeidelsen av modellen ble gjort i R (RStudio) med R-pakken MIAMaxent. Hele modelleringen er tilpasset, trent og testet på data fra Gol, for så å projisere modellene utover Ål.

Den digitale høydemodellen har i utgangspunktet 10×10 meters celler. De ble aggregert til 250×250 meter, som er omtrent størrelsen på en typisk storfuglleik i Norge (Thingstad et al., 2018). Innsamlet data for observasjoner og miljøvariablene ble lastet inn og klargjort.

Responsvariabelen (observasjonsdataene) fikk verdier for presence (1) og bakgrunn (NA). Miljøvariablene ble også aggregert til 250×250 metersceller og klippet ved kommunegrenser så kun Ål og Gol kommune ble inkludert. Alle dataene ble så rensert for manglende verdier, duplikater og slått sammen til en egen dataframe («stack») for å trenes på Gol.

Hver miljøvariabel ble plottet med responsvariabelen (leikposisjonene) for å se etter mønstre, slik at det kunne gjøres en vurdering av miljøvariablenes kvalitet og presisjon. Omtrent alle observasjonsdataene hadde samme verdier for høyde over havet (rundt 800-1000 høydemeter), og variabelen hadde derfor stort utslag på modellen. Det er topografien i Hallingdal som er grunnen til at så mange leiker befinner seg rundt denne høyden. Dalbunnen er trang og mye utbygd, og har lite egnet habitater for storfuglleiker. De sørvendte dalsidene er stort sett landbruksarealer med lite skog. De nordvendte dalsidene derimot er skogkledde og har mer egnet habitat, men kan i mange tilfeller være så bratt at de likevel er uegnet. Derfor er det naturlig at mange leiker befinner seg i det høydelaget hvor dalsidene begynner å flate utover åspartiene og skogen overtar landskapet. Det finnes imidlertid storfuglleiker også i dalsidene hvor terrenget og skogforholdene gir gode habitater, og derfor er ikke høyde over havet en riktig variabel å ha med i modellene. Variabelen treantall korrelerte med variablene grunnflate og kronedekke ($> 0,7$), og de to sistnevnte ble fjernet. Dermed var det åtte miljøvariabler som ble med inn i modelleringen.

Miljøvariablene ble deretter transformert og selektert gjennom MIAMaxent algoritmen, og modellen trent og testet for Gol med et sett observasjonsdata som ikke allerede var brukt. Så ble modellen projisert utover Ål, og flere modeller tilpasset. Da modellene med høyest AUC-verdi og høyest antall frihetsgrader var valgt ut, ble responskurver for hver av miljøvariabel som var med plottet. Responskurvene viste hvordan modellen fordelte seg og hvordan modellen kom til å predikere videre utover et område.

Samme prosess ble gjort for en oppløsning på 120×120 metersceller og 60×60 metersceller. Grunnen til at det ble brukt flere oppløsninger var for å undersøke eventuelle mindre leiker, om det var mulig å predikere mer nøyaktig leiksentrum, og også for å differensiere de større rastercellene for å se hvor hovedtyngden av høye miljøverdier lå.

DEL 3 Nytt feltarbeid 2023

Modellen ble kjørt for tre ulike størrelser, slik at pikselstørrelsen på rastersettet ble 250×250 meter, 120×120 meter og 60×60 meter. Disse ble lastet inn i QGIS (versjon 3.28.5-Firenze) for å designe prediksjonskartene. Hvert av rastersettene inneholdt pikselverdier, hvor høyere verdier ga større sannsynlighet for leikområder. Disse ble lagt på hverandre (overlapping), slik at kartene i sum viste hvor det var størst sannsynlighet for leikområder. Her ble også de gamle viltkartregistreringene for storfuglleiker i Ål fra 2003 satt inn i for å illustrere hvordan prediksjonskartet traff i forhold til disse.

Det ble plukket ut fire områder med stor sannsynlighet for leikområder for befaring.

Her var det flere rasterceller for hver modellstørrelse som predikerte leik. Et av områdene hadde ingen tidligere registreringer av storfugl. De tre andre var i nærheten (fra 300 meter til 1,5 km i avstand) av tidligere registrerte og befarte storfuglleiker. Områdene ble befart i april 2023, og viltkameraer satt opp (tabell 5). Rastercelleverdiene var utgangspunkt for utvelgelse av områdene, men kameraene blei satt opp der det var flest sportegn og/eller tegn til leikaktivitet. Dagen kameraene ble satt opp var det nysnø og gode forhold for sporing. Det ble gjort søk og habitatvurderinger i områdene på samme måte som beskrevet i Del 1. Viltkameraene stod ute fra 23. april til 27. mai (figur 2).



*Figur 2: Viltkamera ved Torkelstjørn.
Foto: Birgit Elise Arnegard.*

Tabell 5: Plassering av viltkameraer våren 2023. «Rastercelleverdi på prediksjons-kart» beskriver verdiene for den cellen som var utgangspunktet for at området skulle undersøkes. De høyeste verdiene for rastercellene for viltkameraposisjon i prediksjonskartene er markert gult. 250-kartet har en skala 0-13,35, 120-kartet har en skala fra 0-5,25 og 60-kartet har en skala fra 0-10,62.

Kamera	Stedsnavn	Koordinater (Sone 32V)	Rastercelleverdi på prediksjons-kart	Rastercelleverdi på posisjonen til viltkamera
1	Vats/Mjåvassbekken	Ø: 464872, N: 6727314	250×250: 6,84-11,94 120×120: 4,66-5,23 60×60: 6,98-9,94	250×250: 0,17 120×120: 1,13 60×60: 6,98
2	Votndalen/Torkelstjørn	Ø: 476238, N: 6728280	250×250: 5,34-13,35 120×120: 4,66-5,25 60×60: 6,98-10,50	250×250: 5,49 120×120: 5,25 60×60: 0,98
3	Veståsen/Svansettjørn	Ø: 480134, N: 6717720	250×250: 7,34-10,13 120×120: 3,47-4,90 60×60: 6,98	250×250: 0 120×120: 0,001 60×60: 0
4	Veståsen/Presttjørn	Ø: 478069, N: 6718874	250×250: 4,95-12,80 120×120: 4,17-5,20 60×60: 4,90-6,98	250×250: 1,96 120×120: 1,13 60×60: 6,98

RESULTATER

DEL 1 Kartlegging av storfuglleikhabiter i felt

Totalt 11 av 17 registrerte storfuglleiker i Ål ble befart, av disse ble kun to bekreftet fortsatt eksisterende ved overnatting på leikene og bilder fra viltkameraer (figur 3). De resterende ni viste ikke funn som tilsa leikaktivitet. Av disse ni kan noen ha flyttet seg, slik som Bergstølen og Snebakkhøgda, som mest sannsynlig har slått seg sammen med Finnesgard-leiken i Gol kommune. Andre er mest sannsynlig borte grunnet habitatødeleggelse. Liste med registreringer fra leikene sees i tabell 6. Områder hvor det ikke ble funnet leikaktivitet finnes i Vedlegg 2.



Figur 3: Spillende tiur og røy 9. mai 2022 i Ridalen. Foto: Birgit Elise Arnegard.

Tabell 6: Habitatvurderinger av leikene med bekreftet aktivitet i 2022.

Leik 1	Ridalen
Beskrivelse / skogstruktur	Furudominert. Selve spillplassen er forholdsvis glissen, men med gode skjul i umiddelbar nærhet. Hele spillplassen ligger på en høyde/furumo, med litt kupert terreng i dalsida. Lokaliteten ble befart ved overnatting. Uvisst antall røy til stede, da teltet stod noe feil i forhold til tiurene, men observerte gjennom lyd. Minst 4-5 tiurer. Området rundt leiken var preget av hogst, og store flater.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	80 % av det som står igjen (omtrent 15-20 % av arealet er hogd)
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	70 % av det som står igjen (omtrent 20 % av arealet er hogd)
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Flatehogst, skogsbilveg/traktorveg
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Flatehogst, skogsbilveg (vinterbrøyta)
Vegetasjonstype	Blåbær, reinlav, lyng = bærlyngskog med innslag av lav
Leik 2	Votndalen
Beskrivelse / skogstruktur	Spill på myr. Blanding av furu og gran rundt. Selve spillplassen var forholdsvis glissen, men med gode skjul i umiddelbar nærhet. Et par høyder inne på/i kanten av myra/rett ved spillplassen ble brukt. Lokaliteten ble befart ved overnatting. Det ble observert fire spillende tiurer. Av disse var det tre voksne og en ungtiur. Mest sannsynlig var det enda et individ på leiken. Det ble registrert tre røy på leiken. Området rundt leiken var preget av hogst, og store flater.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	60 % av det som står igjen (omtrent 50-60 % av arealet er hogd)

Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	60 % av det som står igjen (omtrent 50-60 % av arealet er hogd), illustrert i figur 4.
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Flatehogst, vinterbrøyta skogsbilveg/hytteveg
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Flatehogst, vinterbrøyta skogsbilveg/hytteveg, hyttefelt, bebyggelse (gårder/bygda)
Vegetasjonstype	Myr, myrgrass, blåbær, smyle, noe lav = blåbærskog



Figur 4: Illustrasjon av hvor lite som er igjen av skogbildet rundt leiken i Votndalen. Kartutsnitt fra Norgeskart (Kartverket, hentet 10.03.2024).

DEL 2 Modellering av storfugleikhabitater

Av de elleve miljøvariablene vist i tabell 4, ble åtte valgt videre i modelleringen, men ingen av modellene som til slutt ble valgt i hver størrelse hadde med AR5, helning eller northness. Modellene som til slutt ble valgt for hver av modellstørrelsene (250×250, 120×120, 60×60) hadde alle 1) høy AUC score (> 0.7), 2) hadde en devians som ikke var signifikant forskjellig fra modellen med lavest devians, og 3) hadde færrest variabler (var enklest).

Videre vises resultatene for hver av modelleringene. Responskurvene beskriver hvilke miljøvariabler og hvilke verdier miljøvariablene må ha, for å kunne skille punkter med storfugl fra tilfeldige plots ellers i kommunen.

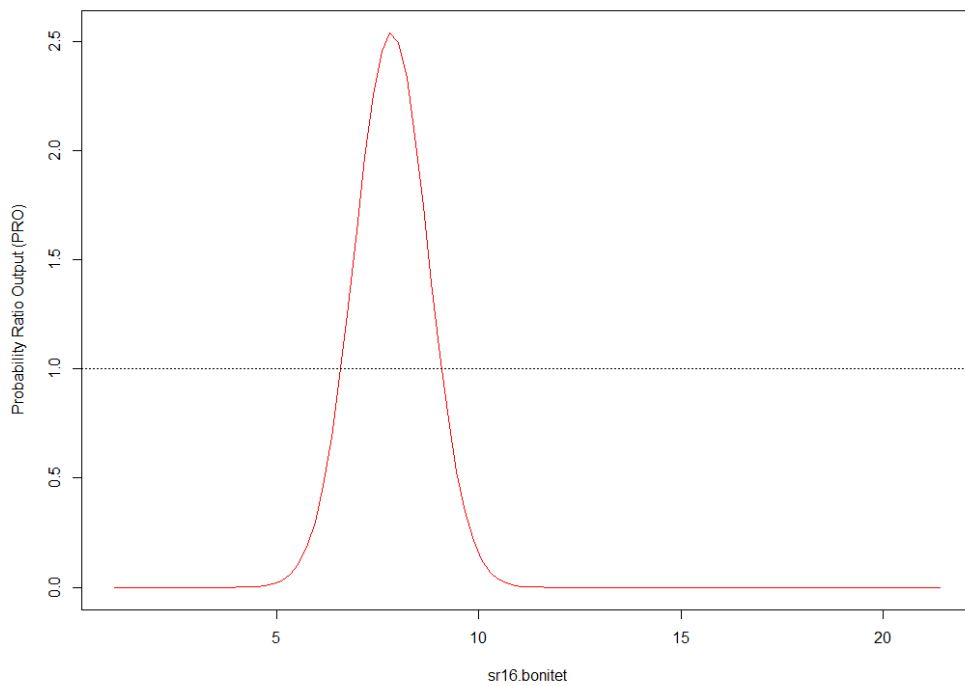
250×250

Den selekterte modellen med 250×250 m oppløsning bestod av fire variabler; bonitet, treantall, eastness og twi (markfuktighet). AUC-verdien var 0,764. FTVA (fraction of total variation accounted for) beskriver viktigheten av variablene og er vist i tabell 7.

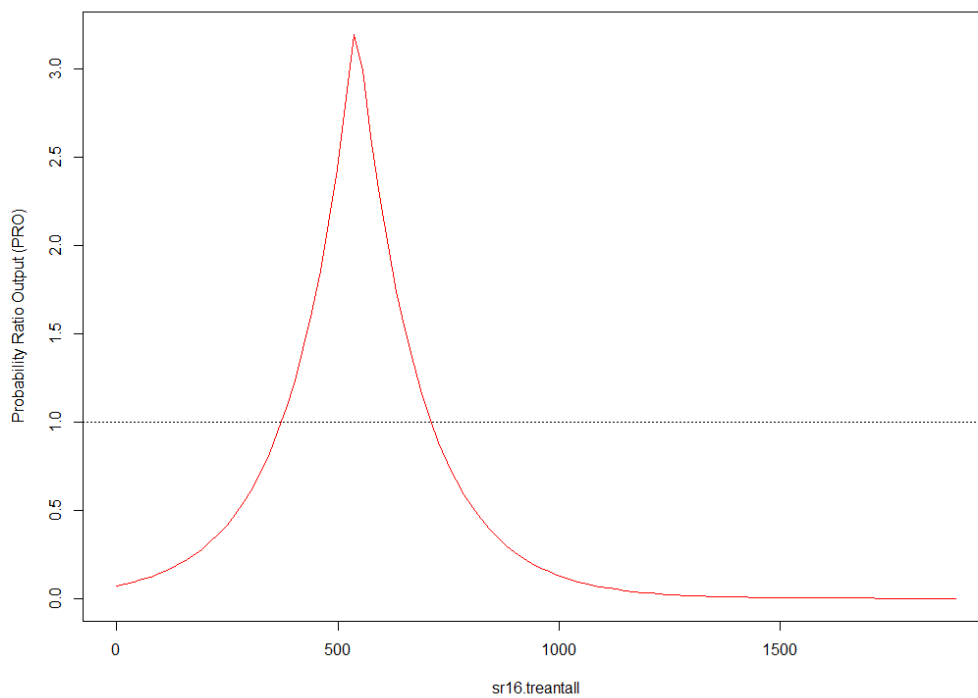
Tabell 7: FTVA-verdi for de fire valgte variablene til modellen.

Variabel	FTVA (fraction of total variation accounted for)
Bonitet	0,607
Treantall	0,222
Eastness	0,089
TWI	0,081

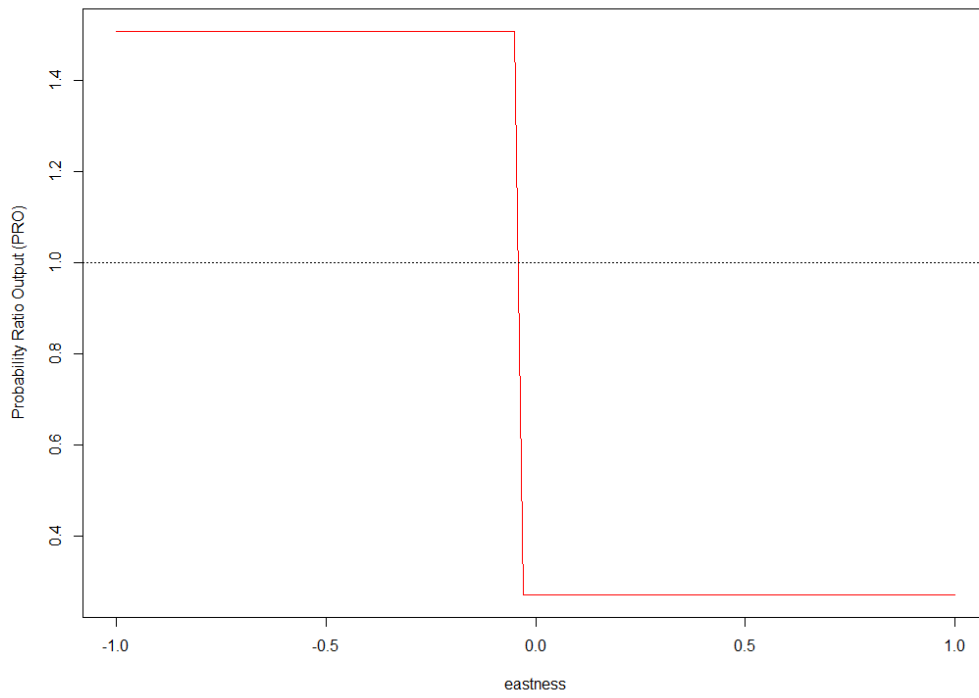
Responskurvene for variablene viser at områder som har bonitet mellom 6-9 har 2,5 ganger større sannsynlighet for å besitte et leikområde enn det gjennomsnittlige området med skog i Gol (figur 5). Videre har et treantall på rundt 550-600 trær/ha (=5,5-6 trær/daa) (figur 6), eastness på under 0 grader (vestvendt) (figur 7) og markfuktighet på 6,5-9,5 cm/m² (figur 8) har henholdsvis 3,25 ganger, 1,25 ganger og 1,5 ganger større sannsynlighet for å ha leikområder enn det gjennomsnittlige området med skog i Gol.



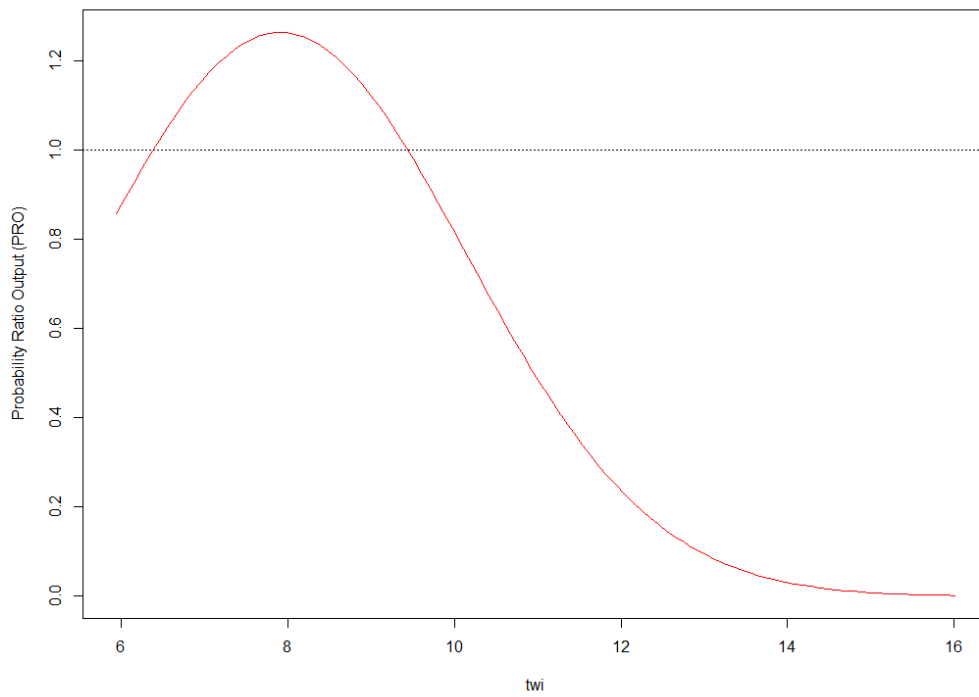
Figur 5: Responskurven for miljøvariabelen bonitet i 250x250-modellen.



Figur 6: Responskurven for miljøvariabelen treantall i 250x250-modellen.



Figur 7: Responskurven for miljøvariabelen eastness i 250×250-modellen.



Figur 8: Responskurven for miljøvariabelen markfuktighet (TWI) i 250×250-modellen.

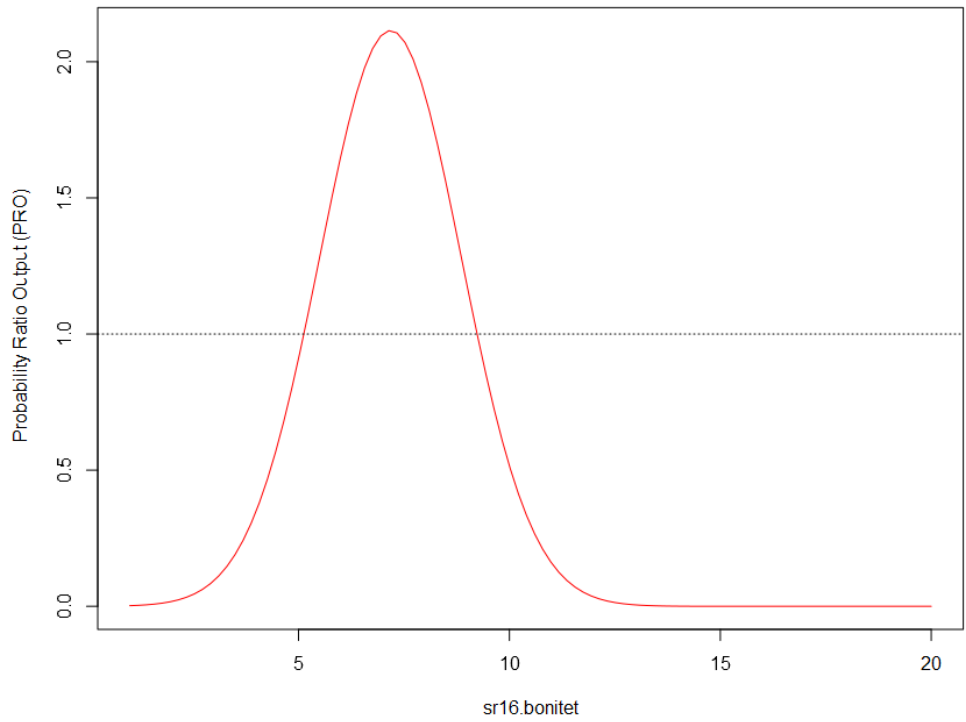
120×120

Den selekterte modellen med 120×120 m oppløsning bestod av to variabler; bonitet og eastness. AUC-verdien var 0,742. FTVA (fraction of total variation accounted for) beskriver viktigheten av variablene og er vist i tabell 8.

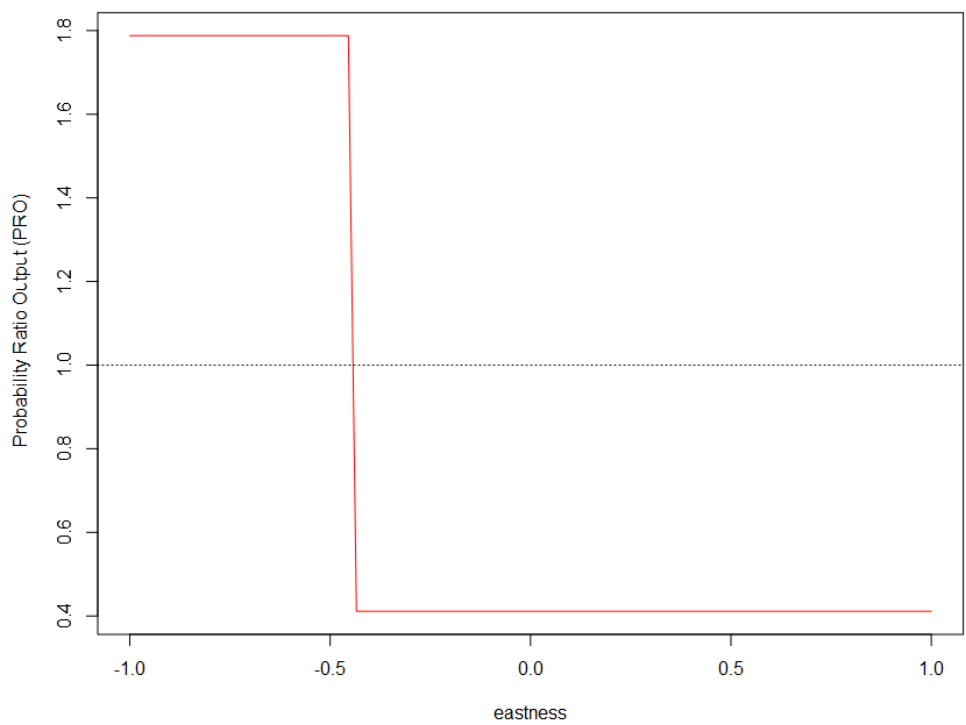
Tabell 8: FTVA-verdi for de fire valgte variablene til modellen.

Variabel	FTVA (fraction of total variation accounted for)
Bonitet	0,693
Eastness	0,307

Responskurvene for variablene viste at områder som hadde bonitet mellom 5-10 hadde 2,2 ganger større sannsynlighet for et leikområde enn det gjennomsnittlige området med skog i Gol (figur 9). Eastness med lavere verdi enn -0,45 grader (vestvendt) hadde 1,8 ganger større sannsynlighet for å ha leikområder enn det gjennomsnittlige området med skog i Gol (figur 10).



Figur 9: Responskurven for miljøvariabelen bonitet i 120×120-modellen.



Figur 10: Responskurven for miljøvariabelen eastness i 120×120-modellen.

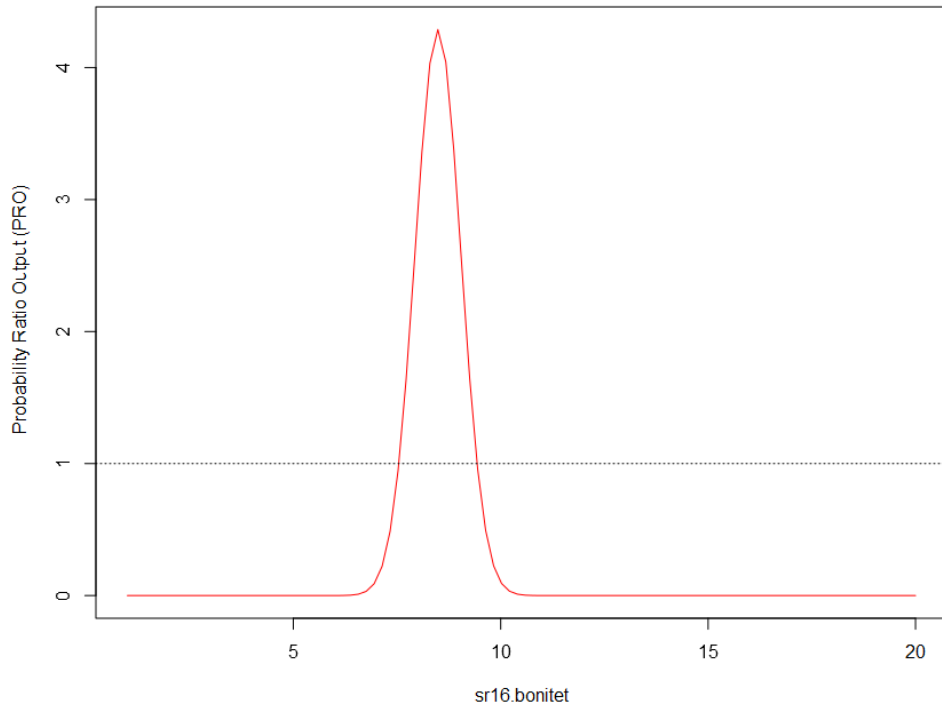
60×60

Den selekterte modellen med 60×60 m oppløsning bestod av tre variabler; bonitet, alder og eastness. AUC-verdien var 0,731. FTVA (fraction of total variation accounted for) beskriver viktigheten av variablene og er vist i tabell 9.

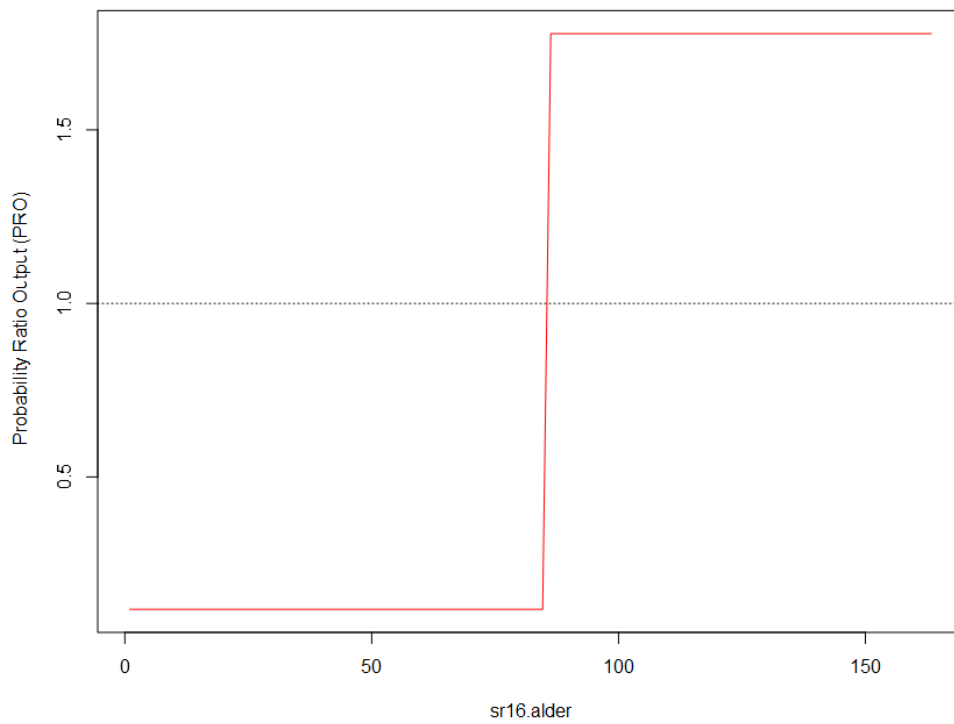
Tabell 9: FTVA-verdi for de fire valgte variablene til modellen.

Variabel	FTVA (fraction of total variation accounted for)
Bonitet	0,734
Alder	0,161
Eastness	0,105

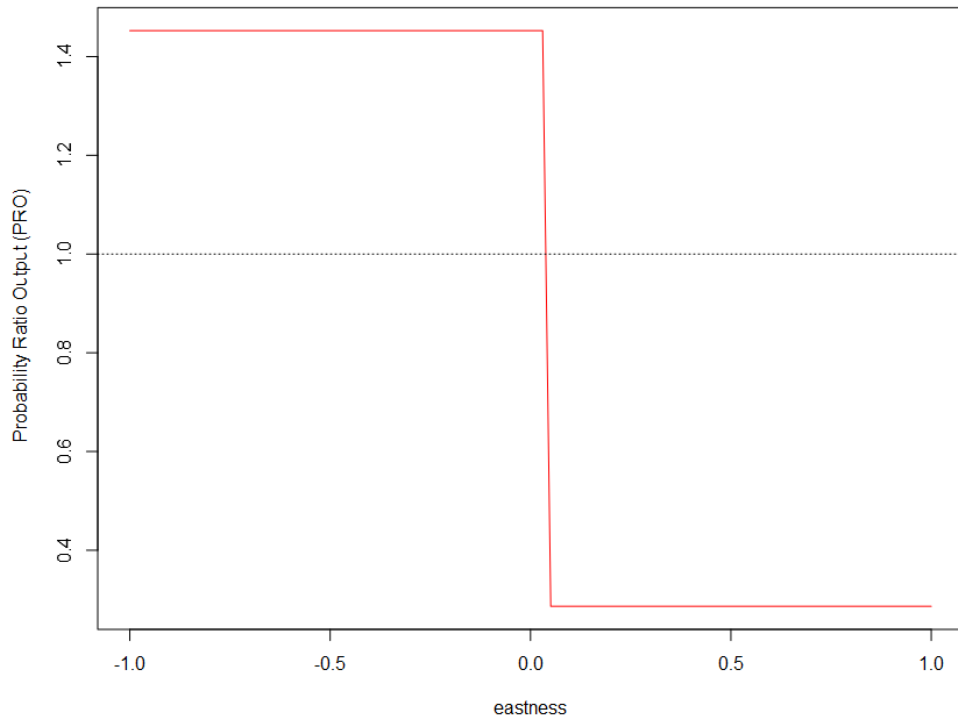
Responskurvene for variablene viste at områder som hadde bonitet mellom 7,5-10 hadde over 4 ganger større sannsynlighet for et leikområde enn det gjennomsnittlige området med skog i Gol (figur 11). Videre hadde trealder på > 80 år og eastness på under 0 grader (vestvendt) henholdsvis 1,8 og 1,5 ganger større sannsynlighet for å inneha leikområder enn det gjennomsnittlige området med skog i Gol (figur 12 og 13).



Figur 11: Responskurven for miljøvariabelen bonitet i 60×60-modellen.



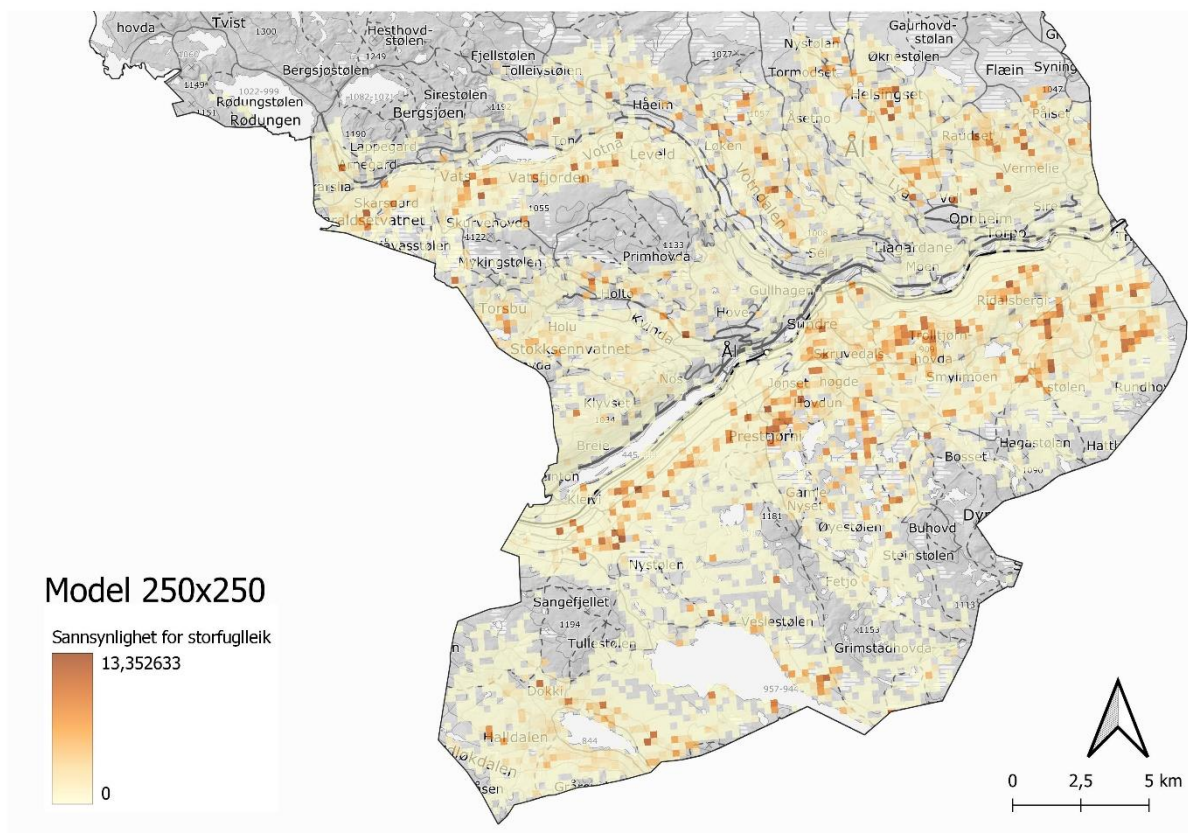
Figur 12: Responskurven for miljøvariabelen trealder i 60×60-modellen.



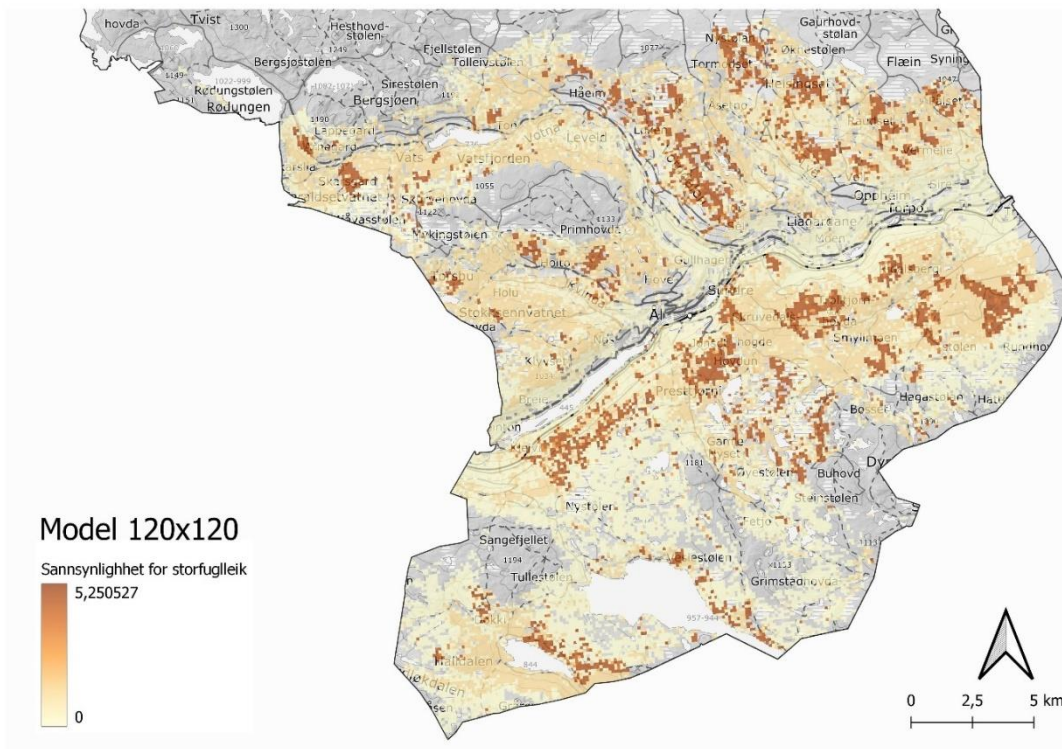
Figur 13: Responskurven for miljøvariabelen eastness i 60×60-modellen.

DEL 3 Nytt feltarbeid 2023

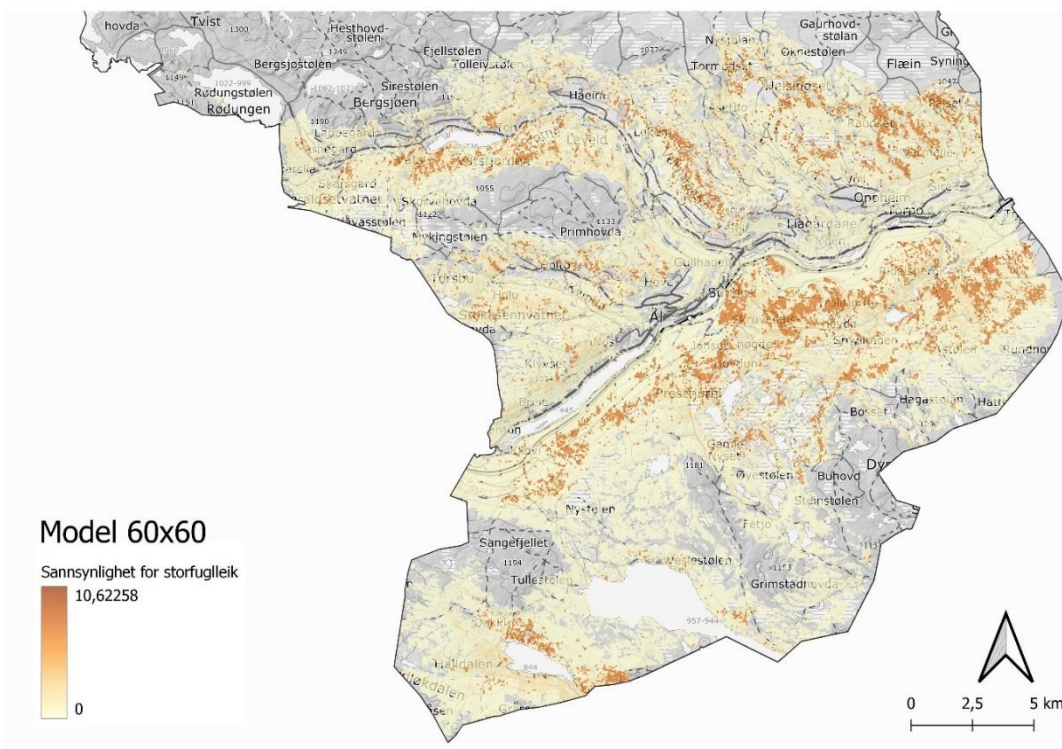
Det ble laget et prediksjonskart for den beste modellen for hver av de tre pikselstørrelsene for Ål kommune. Disse sees i figur 14, 15 og 16. Kartene illustrerte egnede habitater for storfuglleiker i forhold til det naturgitte miljøet innenfor kommunegrensene. Basert på variablene som ble valgt inn i modellene, ville områder i kartene vise mørkere farge desto mer de samsvarte med storfuglens preferanser. Alle tre kartene viste overlappende områder, og alle tre kartene overlappet med områder som var markert som leiklokaliteter på det gamle viltkartet for kommunen fra 2003. Videre viser figur 17 de 5 % høyeste verdiene for hver modell.



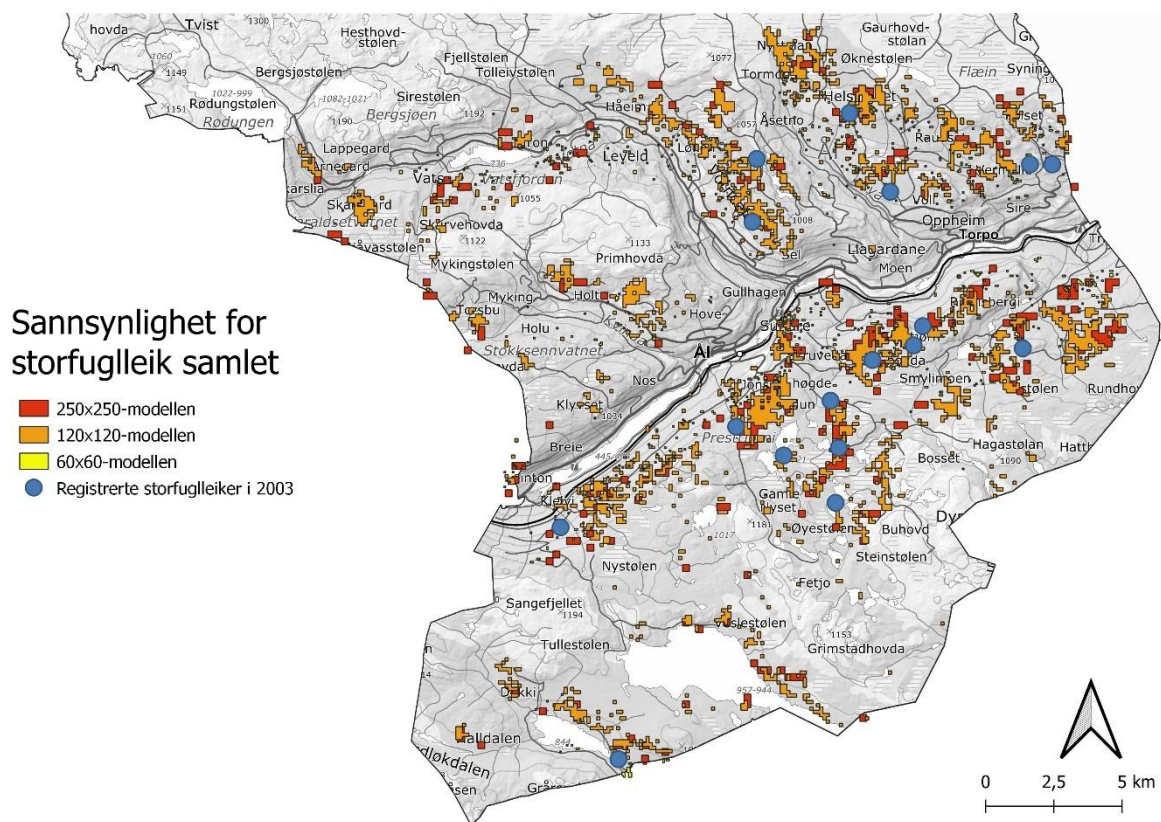
Figur 14: Prediksjonskart som viser egnede habitater for storfuglleiker i Ål kommune, generert fra 250×250-modellen. Områdene med størst sannsynlighet for storfuglleikhabitater har høyest verdi.



Figur 15: Prediksjonskart som viser egnede habitater for storfugleiker i Ål kommune, generert fra 120×120-modellen. Områdene med størst sannsynlighet for storfugleikhabitater har høyest verdi.

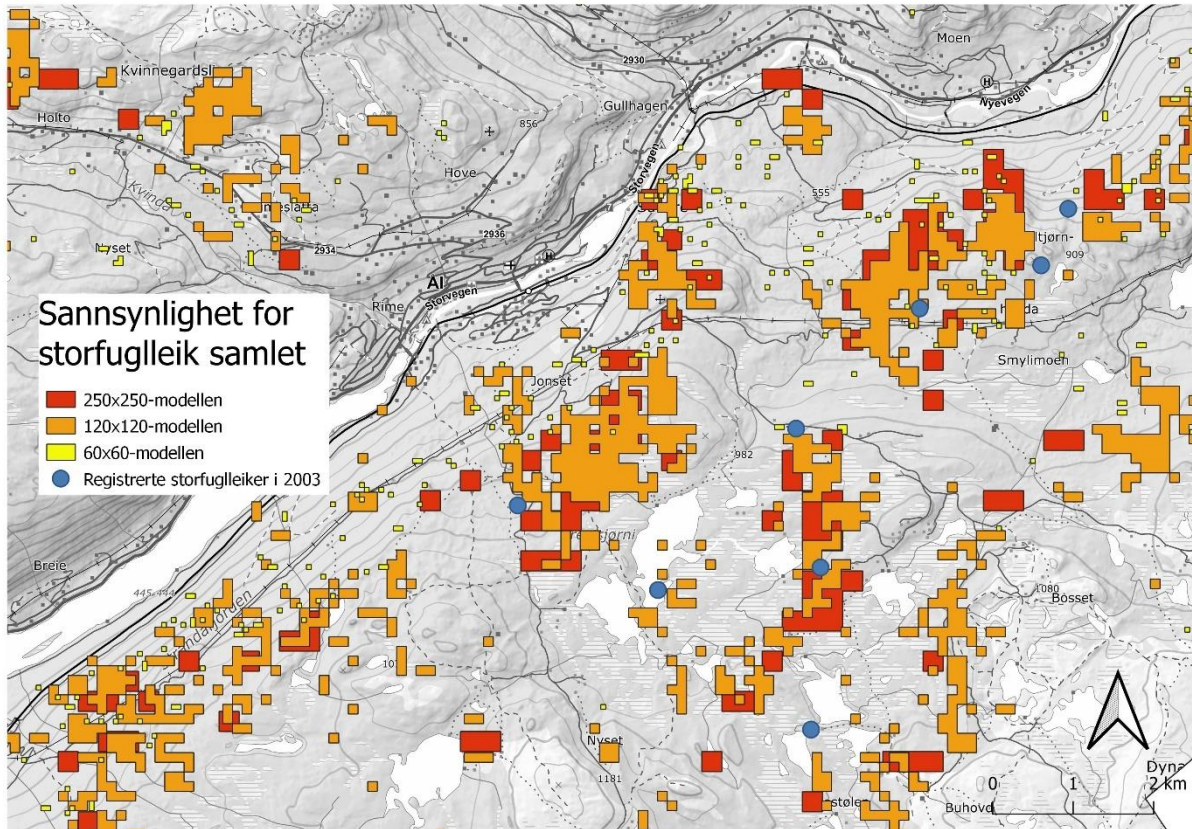


Figur 16: Prediksjonskart som viser egnede habitater for storfugleiker i Ål kommune, generert fra 60×60-modellen. Områdene med størst sannsynlighet for storfugleikhabitater har høyest verdi.



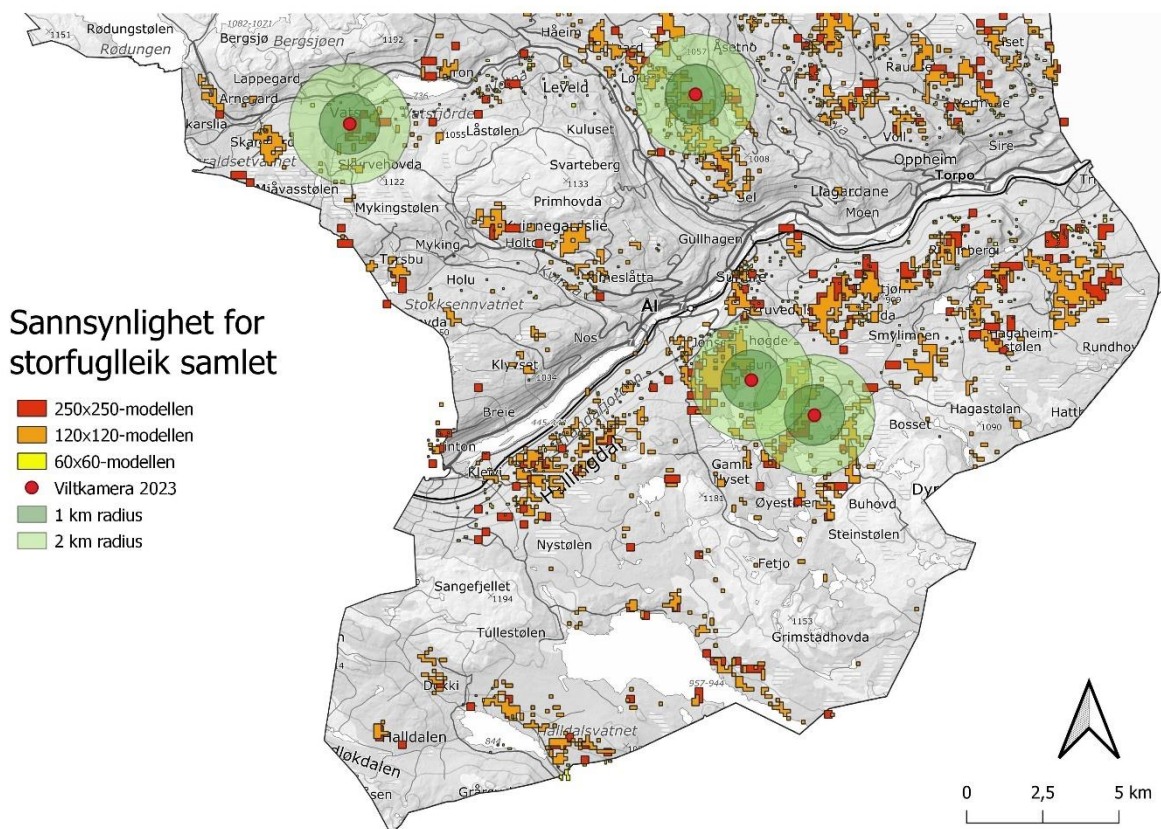
Figur 17: Prediksjonskart for storfugleik der alle tre modellstørrelsene (250, 120 og 60) er samlet. Her er også kartene filtrert slik at det kun er de 5 prosentene med høyest sannsynlighet for leikhabitater som vises. De gamle leiklokalitetene fra 2003 er satt inn i kartet for å illustrere hvordan prediksjonskartet treffer i forhold til disse.

Det samlede prediksjonskartet for de 5 prosentene med høyest sannsynlighet for leikhabitater (figur 17) overlappet i stor grad med gamle registreringer av leiklokaliteter fra viltkartleggingen i 2003 i Ål kommune. Utsnittet i figur 18 viser at det også var stor overlapp mellom de ulike modellstørrelsene. Høyest var overlappet mellom 250-modellen og 120-modellen. Mange steder overlappet også 250- modellen med 60-modellen, og 120-modellen med 60-modellen. Enkelte steder overlappet alle tre.

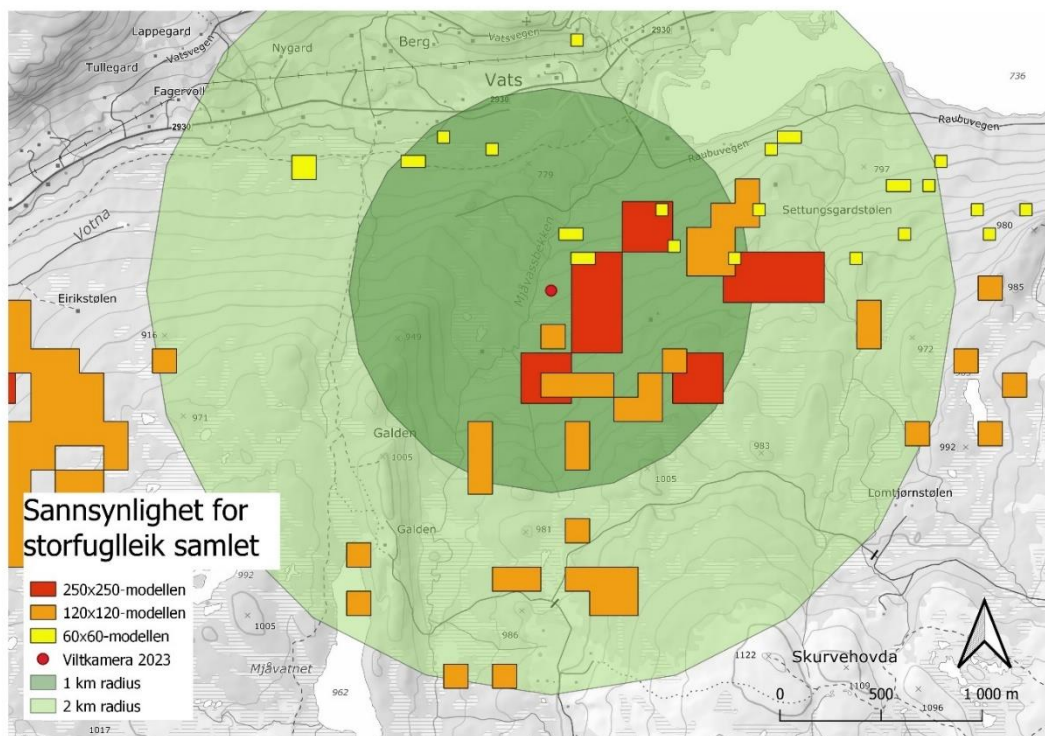


Figur 18: Utsnitt fra prediksjonskart for storfugleik der alle tre modellstørrelsene (250, 120 og 60) er samlet, filtrert slik at det kun er de 5 prosentene med høyest verdier/sannsynlighet for leikhabitat som vises. De gamle leiklokalitetene fra 2003 er satt inn i kartet for å illustrere hvordan prediksjonskartet treffer i forhold til disse.

Fire områder med stor sannsynlighet for leikområder ble befart i Ål. Plassering av viltkameraene vises i figur 19. Det var spor etter storfugl på alle fire områdene, og tydelig leikområde på den lokaliteten i Vats. Kameraene tok få bilder, og ingen viste bilder av tiur. Det var derimot noe røy. Sportegn, habitatvurderinger og bilder tatt 22-23. april (figur 21 og 22) ble lagt til grunn i resultatet. Liste med registreringer fra områdene vises i tabell 10. Buffersonene på 1 km (dagområder) og 2 km (gjennomsnittlig avstand til neste leiklokalitet) viste at mye egnet habitat lå innenfor disse (figur 20).



Figur 19: Prediksjonskart for storfugleik der alle tre modellstørrelsene (250, 120 og 60) er samlet, samt plassering av viltkameraer med buffersoner på 1 og 2 km radius.



Figur 20: Utsnitt fra prediksjonskartet for plasseringen av viltkameraet i Vats.

Tabell 10: Habitatbeskrivelser av testområdene til feltkartleggingen i 2023.

Område 1	Vats/Mjåvassbekken
Beskrivelse / skogstruktur	Tydelige tegn til leikaktivitet. Spillmøkk, mengder av slepespor. Aktiviteten hadde foregått i ei li med svak helning nord for et større myrområde avgrenset av furuskogsholt. Den antatte spillplassen var forholdsvis glissen, men med gode skjul i umiddelbar nærhet. Området hadde mer sjiktning enn myrene rundt. Stor furuskog, med innslag av gran og en del fjellbjørk i aktivitetsområdet. Urørt område. Området ligger i dalsida, og fjellbjørkeskogen tar over omtrent 600 meter sør for området/opp i lia.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	80 %
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	50 %, mye fjellbjørkeskog sørover
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Traktorveg i skog
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Skogsbilveg, fylkesveg, skiløype
Vegetasjon	Snødekt myr, blåbærlyng
Område 2	Votndalen/Torkelstjørn
Beskrivelse / skogstruktur	Ingen tegn til spillaktivitet, men mye tegn til storfugl i området. Mye møkk og beiting. Sjiktet skog, blanding gran og furu, stor skog, og noe fjellbjørk. Urørt område med ei myr i sør.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	40 %
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	25 %, mye fjellbjørkeskog nord- og østover
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Privat jaktbu (lite brukt).

Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Flatehogst, skogsbilveg, flere hyttefelt, skiløyper
Vegetasjon	Snødekt li, myr nedenfor, blåbærlyng, grass
Område 3	Veståsen/Svansettjørn
Beskrivelse / skogstruktur	Slepespor og mye tegn til storfugl generelt i området. Mye møkk og beiting. Tydelig hvileplass for tiur under skjørtegran. Sjøktet skog, mosaikk av fjellgran, noe kraggfuru og fjellbjørk på myrlendt terreng. Fjellskog preget av vær og vind.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m og 1 km radius	Ingen data
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Spredte hytter, vinterbrøytet hytteveg, skiløype
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Vinterbrøyta skogsbilveger/hytteveger, skiløyper, spredte hytter, hyttefelt
Vegetasjon	Myr, typiske myrplanter, noe blåbærlyng, innslag av småfjellbjørk
Område 4	Veståsen/Presttjørn
Beskrivelse / skogstruktur	Mye tegn til skogsfugl generelt med møkk og beiting, ingen tegn til spillaktivitet. Mosaikk av fjellbjørkeskog, gamle furutrær, gamle grantrær = fjellskog preget av vær og vind. Myrlandskap avløst av skogsholt.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius og 1 km radius	Ingen data
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Ei utleiehytte, skiløype
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Enkle hytter, skiløype
Vegetasjon	Blåbærlyng, noe myr, innslag av småfjellbjørk



Figur 21: Slepespor i Vats. Foto: Birgit Elise Arnegard.



Figur 22: Masse tråkk der den ene tiuren har spilt. Foto: Birgit Elise Arnegard.

DISKUSJON

DEL 1 Kartlegging av storfuglleikhabitater i felt

Feltarbeidet i Ål våren 2022 viste at habitatene for de kartlagte storfuglleikene med bekreftet leikaktivitet harmonerte med det som er beskrevet i en rekke studier (Rolstad & Wegge, 1987a; Pakkala et al., 2003; Storch, 2001; Miettinen et al., 2008; Gregersen & Gregersen, 2008, 2014; Johansson & Hellenberg, 2017; Gregersen et al., 2009), med eldre, glissen barskog, nok sjiktning til å gi sikt, men gode skjul i umiddelbar nærhet. I likhet med andre høyereliggende områder i Skandinavia var leiklokalitetene gjerne i områder med større eller mindre innslag av fjellbjørk (Gustafsson, 2008). Spesielt leiklokalitetene på Veståsen hadde mer «fjellskog» med mye fjellbjørkeskog og bjørkekratt. Tilgang til innslag av myrkanter, sumpskog, høgstauder og næring i form av furukvister, blåbærlyng, gode beitetrær og myrull i området rundt leiken er viktig (Hjeljord, 2008). Både beskrivelsen av skogen og overnevnte vegetasjon ble registrert og dokumentert på hver lokalitet. I Ridalen var det store hogstflater tett opptil leiksentrum, men den resterende skogen var i stor grad (> 70 %) eldre skog (over 100 år). Selve spillplassen var forholdsvis glissen, med store furuer på ei høyde i terrenget i dalsida. Det var gode skjul i umiddelbar nærhet i form av mye graninnslag i området rundt. Vegetasjonen på spillplassen var preget av en blanding av en lyng- og lavmatte, samt mosedekke. Blåbærlyng og frodigere områder med god næring omkranset leiken. I Votndalen spilte tiurene delvis på myr og delvis på furumoer i terrenget rundt. Selve myra var åpen, men omkranset av en blanding av gran- og furutrær, samt noe bjørk. Skogen nord for leiken var en stor hogstflate med kun en smal kantsone mot myra. Resterende arealer var skogsatt med en mosaikk av eldre og yngre barskog. Det rant en bekk gjennom myra som videre sørover var omkranset av lauvtrær og sumpskog.

Begge leikene var delvis snøklede tidlig i leikperioden, slik at vegetasjonen på selve spillplassene var lite synlig. Det smeltet fram mer utover i leikperioden. Siden vegetasjon varierer noe med geografi (Gregersen & Gregersen, 2008), var det interessant å se om det var forskjell i en fjellkommune i forhold til vegetasjonen i lavereliggende områder. Det ser imidlertid ut til at de samme faktorene var til stede i alle elementer av habitatet, så vegetasjonen er nok like viktig også i høyereliggende strøk. Tilgjengelige næring i feltsjiktet er viktig for å unngå å måtte bruke energi på forflytning og utsette seg for predasjon. Det som heller er sannsynlig er at «høneuka», tidsrommet hvor parringsfrekvensen er størst, er noe

senere i høyereliggende strøk, siden de klimatiske forholdene og næringstilgangen tilsier dette.

Totalt ble 11 av 17 storfuglleiker fra det gamle viltkartet i Ål fra 2003 befart. På grunn av vanskelige forhold for kartlegging, utfordrende snøforhold og tining av myrer og islagte vann, var det seks storfuglleiker som ikke ble besøkt. Det ble ikke funnet sportegn som indikerte leikaktivitet på ni av lokalitetene. To av lokalitetene var flatehogd og tydelig ikke lenger i bruk. De resterende sju hadde passende habitater, så hvorvidt disse lokalitetene ikke lenger brukes eller er utgått er vanskelig å vurdere. Flere hadde eldre sportegn (fortsatt hardtråkka hauger for tiurene fra flere år tilbake, gamle beitetrær osv.), men uten ferske tegn til leikaktivitet. Mange sportegn ble også funnet lengre vekk og mellom lokaliteter. En del av de befarte områdene var preget av skogsdrift gjennom mange år, og det er sannsynlig at enkelte leiker har flyttet på seg som følge av dette. Siden storfuglleikene har en gjennomsnittlig avstand på ca. 2 km (Wegge & Rolstad, 1986), vil det kunne skje at leiker som flytter på seg kommer for nær en annen leik, og enten slår seg sammen, spres ut på andre leiker eller utgår. Storfugl bruker de samme spillplassene over tiår, sannsynligvis over tusen år ettersom de er optimalisert i forhold til topografisk preferanser og spesiell naturutforming. Når habitatet blir påvirket, opprinnelig av skogbrann, i nåtid av menneskelig påvirkning som hogst og infrastruktur, kan leiken flytte på seg til en mindre optimal plass innenfor leikpopulasjonens leveområde, eller i verste fall utgå. Man har sett eksempler på at gamle lokaliteter tas i bruk igjen når naturforholdene vender tilbake til utgangspunktet, eller ved naturrestaurering. Restaurering for å gjenvinne sumpskog og myr er avgjørende for å få tilbake skogsfuglen, spesielt i lavereliggende arealer, der den har forsvunnet. (H. Gregersen, personlig kommunikasjon). Rolstad & Wegge (2008) og Thingstad (2006) gjorde funn på at aktiviteten på leiken også kan forskyves naturlig som følge av at spillet på leiken vil trekkes mot den dominerende tiuren, og at leiker på denne måten kan flytte seg dynamisk i terrenget innenfor områder som inneholder leikhabitater. Andre naturlige årsaker kan være stormfelling og skogbranner som inntreffer stokastisk.

Det kan også være vanskelig å oppdage leiklokaliteter, spesielt nyetablerte, med få spillende tiurer (evt. solitærspill). De ni leiklokalitetene hvor det ikke ble funnet tegn på spillaktivitet innen 300 meters radius, ble i denne sammenheng betegnet som ikke-aktive, men ikke nødvendigvis utgått. Det er en uvisshet rundt om leikene fullstendig var utgått, og kan ikke betraktes som en fasit. Både beskrivelsen av skogen og vegetasjon ble registrert og dokumentert på alle leikene som ble befart i felt, også de ikke-aktive. Det var tydelige tegn til

at det var storfugl i nærheten på mange av lokalitetene, og at området inneholdt egnet habitat, men selve leiksentrum forble ukjent. Derfor ble ikke disse lokalitetene tatt med videre, da observasjonsdataene ikke kunne bekreftes sikkert. Resultatene fra habitatvurderingene i felt i Ål ga derfor for liten mengde data for videre analyser. Data fra Gol var derfor avgjørende for å ha tilstrekkelig materiale å jobbe videre med.

DEL 2 Modellering av storfuglleikhabitat

Resultatene fra de ulike modellstørrelsene

Det ble laget tre modeller med ulik oppløsning, 250×250, 120×120 og 60×60 metersceller. Dette for å undersøke eventuelle mindre leiker, og om det var mulig å predikere mer nøyaktig leiksentrum. Thingstad et al., (2018) gjorde modelleringen for 250×250 (gjennomsnittlig leikstørrelse) og 600×600 (dagområder). Det kunne vært aktuelt og gjort denne modelleringen også for 600×600 for å forsøke å kartlegge og skaffe kunnskap om det generelle habitatet og dagområdene til storfuglen i Ål. Dagområdene har fått høyere hensynsgrad den senere tiden, for eksempel gjennom Norsk PEFC Skogstandard. Men det som var viktig i denne masteroppgaven var å identifisere områder egnet for leikaktivitet, nettopp fordi det er leikområdene som har høyest hensynsprioritet i forvaltningen (skogforvaltning, arealplanlegging osv.). Dagområdene vil man automatisk finne utfra utbredelsen storfuglleikene.

250×250-modellen hadde flest miljøvariabler med i sluttmodellen. Bonitet var vektlagt mest i modellen, men treantall hadde høyest Probability Ratio Output (PRO)-verdi. Områder med et treantall på 5,5-6 trær/daa hadde 3,25 ganger større sannsynlighet for leikområder enn det gjennomsnittlige området i modellen. Etter bonitet var det treantall som hadde størst FTVA-verdi (0,222). Vestvendt retning og noe større markfuktighet enn gjennomsnittet ga også utslag. 120×120-modellen hadde kun to miljøvariabler og var vektet tungt på bonitet. Bonitet var også viktigst i 60×60-modellen. Videre ga verdier for trealder > 80 år og vestvendt helning også utslag i denne modellen.

Alle de tre modellstørrelsene ga høye verdier for PRO på bonitet 6-8 og FTVA-verdier > 0,6. PRO og FTVA for bonitet ble høyere dess mindre oppløsning modellene hadde, og responskurven for 60×60-modellen viste at bonitet 8 hadde over 4 ganger større sannsynlighet for et leikområde enn det gjennomsnittlige området i modellen. I denne modellen var bonitet vektlagt med over 73 %. Middels og gode boniteter, som i øvre del av Hallingdal vil si klasse

11, 14, 17, 20 og 23, er de arealene hvor skogbruket er mest intensivt. På dårlige boniteter, klasse 6 og 8, er omløpstiden til skogen lengre, skogen blir drevet mer ekstensivt, og på sine plasser er skogen nærmest urørt. Derfor vil lavere boniteter fortelle noe om marginale strøk, hvor skogen gjerne får en høyere alder, får stå urørt i lengre tid, og ofte utvikler en mer «naturskog»-lignende tilstand (Larsen & Nilsen, 1992). Denne variabelen er derfor en viktig faktor i et egnet storfuglhabitat, og det at modellene vektlegger denne tungt, bekrefter at modelleringen var vellykket. Det er imidlertid viktig å huske på at bonitet ikke forteller om det fortsatt står skog på arealet. Om området nylig er hogd eller i tidlig suksesjonsstadier, vil det ikke oppfylle storfuglens preferanser ene og alene.

I prediksjonskartene var det 250- og 120-modellene som hadde høyest overlapp i områdene hvor de høyeste 5 % av miljøverdiene befant seg. 120-modellen predikerte imidlertid for et mye større areal enn 250×250-modellen og 60×60-modellen fordi den inneholdt få variabler, og bonitet var vektet tungt. Denne modellen var derfor mindre presis. 250- og 60-modellen predikerte ofte for det samme området generelt. De hadde begge med variablene bonitet og eastness. Det kan tenkes at disse modellene predikerte for mye av de samme områdene på grunn av at også variablene treantall (i 250×250-modellen) og trealder (i 60×60-modellen) kan gi et forholdsvis likt bilde av skogstrukturen. Høy alder på trær gjenspeiler gjerne en lavere tetthet i skogbestanden (suksesjonen har kommet langt). Lav bonitet sammen med forholdsvis lavt treantall per dekar (tetthet) gir et bilde av at skogen er glissen på potensielle leiklokaliteter. Siden det var stor forskjell i oppløsningen overlappet de derimot ikke like ofte i de høyeste 5 % av verdiene. Dette kan ha sammenheng med at 250-modellen i tillegg viste fuktigere områder som er viktige næringsbiotoper for røyene og kyllingene, og trengs i områdene rundt leiksentrum (Hjeljord, 2008). Thingstad et al., (2018) fant at 250×250 m² oppløsning ga best resultater når det gjaldt å modellere utbredelse av storfuglleiker i studieområdet. Det samme konkluderes det med i denne masteroppgaven.

Utvelgelsen av miljøvariablene

Tabell 4 beskriver de 8 miljøvariablene (eller 9 fordi helningsretning ble til «northness» og «eastness») som var utgangspunktet for modelleringen. Omtrent alle leiklokalitetene hadde samme verdier for høyde over havet, og modellene vektla denne variabelen i stor grad.

Variabelen ble derfor fjernet, som beskrevet i metodedelen.

Variabelen treantall korrelerte med variablene grunnflate og kronedekke (> 0,7), og de to sistnevnte ble fjernet. Grunnflate beskriver hvor mye areal (m²) av en hektar som er dekket av

trestammer (NIBIO, 2023b). Dette kan gi en indikasjon på tetthet i skogen, men man vet ikke om høy grunnflatesum betyr tett ungskog eller færre store trær. Kronedekke, som er andelen av arealet (i %) som er dekket av trekronenes vertikale projeksjon (NIBIO, 2023b), kan også til en viss grad si noe om tetthet, men kun i de tilfeller hvor skogen er glissen. Store trær kan dekke omtrent hele arealet selv om de er få i antall. Treantall beskriver antall trær større enn 8 cm i brysthøydiameter (1,3 m) per hektar (NIBIO, 2023b), og gir således en god indikasjon både på tettheten og samtidig antall trær. Det er kjent at selve leikområdet gjerne er noe mer åpent (Hjorth, 1982; Finne et al., 2000; Miettinen et al., 2008), ofte med færre og grøvre trær. Treantall vil ikke gi informasjon om trærnes størrelse, høyde eller diameter, men i mange tilfeller vil disse trærne være av en viss størrelse om de står i et område preget av eldre skog. Skog med lavere tetthet prefereres av tiuren ved at det gjør det mulig å fly under kronesjiktet (Bollmann et al., 2005). En kombinasjon av skjul og sjiktning gir redusert predasjonsrisiko (Rolstad & Wegge, 1987ath).

De seks miljøvariablene som ble tatt videre i selve modelleringen for hver av modellstørrelsene (250×250, 120×120, 60×60) viste at bonitet og eastness/helningsretning (med verdier for vestvendte områder) var de viktigste miljøvariablene, fordi de ble valgt inn i alle tre modellstørrelsene. I 250×250-modellen ble i tillegg treantall og markfuktighet valgt inn, og i 60×60-modellen ble trealder valgt inn som en tredje miljøvariabel. Helning ble ikke valgt inn i noen modeller, ei heller AR5 eller «northness».

Modelleringen

Forekomstdataene

Modelleringen baserte seg på 21 verifiserte storfuglleiker, hvorav bare 2 leiker befant seg i Ål. Ideelt sett skulle det gjerne vært med flere leiker fra Ål for å fordele observasjonsdataene mer utover studieområdet. Det er en risiko at modellen velger mindre relevante miljøvariabler når datasettet er for lite, noe som kan påvirke prediksjonsresultatene (Austin, 2002). Det er imidlertid gjort andre studier med mindre datasett som har gitt gode resultater. Thingstad et al. (2018) gjorde en lignende studie i gamle Trondheim kommune og Malvik kommune. De brukte også Maxent-metoden med 15 aktive (og 12 ikke-aktive) leiklokaliteter som observasjonsdata. Maxent har en rekke fordeler og presterer godt sammenlignet med andre metoder, selv når datastørrelsen er liten (Hernandez et al., 2006). Det er en av grunnene til at metoden ble valgt.

Observasjonsdataene (de fysiske leikposisjonene) er en av to faktorer i forekomstdataene som brukes i modelleringen. Det andre er bakgrunnsdata. Maxent antar at arten er i likevekt med omgivelsene som bakgrunnsdataene blir tilfeldig trukket fra. At en art er i likevekt med omgivelsene vil si at det er en balanse mellom passende leveområder og antall individer av arten. En art er i likevekt med det fysiske miljøet hvis den opptrer i alle passende leveområder, mens den er fraværende i ikke-passende områder. I hvilken grad en art er i likevekt med omgivelsene, og i hvilken grad den faktiske utbredelsen er kartlagt, er viktig å vurdere når man lager prediksjonsmodeller. Den potensielle utbredelsen kan bli underestimert om den okkuperte nisjen bare dekker en del av den grunnleggende nisjen, eller bare en del av den faktiske utbredelsen er samlet. Da vil modellen kun være en tilnærming, og ikke være i stand til å predikere det fulle omfanget av verken den faktiske eller potensielle utbredelsen (Pearson, 2007). Det antas at bakgrunnsdataene i Ål var tilsvarende det som fantes i Gol, da topografien, klimaet og skogbildet flyter over kommunegrensen. Det antas også at storfuglen var i likevekt med omgivelsene i Gol, med tanke på den nylige kartleggingen og jevne fordelingen i leikene utover hele kommunen, samt at hele kommunen ble dekt under kartleggingen. Det er videre flere ulike måter å tilpasse og tolke modeller. Et alternativ til den tilfeldige trekningen av bakgrunnsdata («background»-data/BG) fra hele det generelle tilgjengelige miljøet, er å bruke «target-group background»-data (TGB). Denne modellen estimerer passende habitater med bakgrunnsdata trukket fra de områdene som er spesifikt passende for arten det modelleres for, i dette tilfelle storfugl – altså hvor observasjonsdataene er hentet fra. Ved å bruke TGB-data vil modellene dermed inneholde både observasjonsdata og bakgrunnsdata i bakgrunnsdataene (Ponder et al., 2001). Det har vist seg at TGB-modeller kan ytterligere forbedre prediksjonene, (Philips & Dudík, 2008; Wangen, 2015), fordi modellen sannsynligvis kan vise et enda mer riktig bilde av miljøet storfuglen oppholder seg i. I tillegg er det funnet at bruken av TGB kan bidra til å korrigere prøveskjevheten, siden den trolig reflekterer den samme prøveskjevheten som observasjonsdataene (Philips et al., 2009). På den annen side er det vanskeligere for denne modellen å predikere presence vs. absence (Elith et al., 2011), men det var uansett ikke relevant i denne oppgaven. Det ville imidlertid vært interessant å kjøre den samme modellen med en TGB-tilpasning for å sett utslaget på dette.

Sample bias - prøveskjevhet

Observasjonsdata som er ujevnt fordelt i miljøet kan reflektere en riktig fordeling, men skyldes ofte sample bias/skjevhet i kartleggingsdekningen. Det kan resultere i at de miljøene

hvor det er kartlagt leiker vil bli overrepresentert i modellen, og underrepresentert der kartleggingen var tynn. Dette kan påvirke prediksjonsresultatet til modellen i stor grad (Elith et al., 2010). I denne studien ble registreringer av observasjoner innenfor 100 meter filtrert sammen til samme cluster i Ål. Deretter ble det generert et punkt i sentrum av clusterne i Ål og polygonene i Gol som representerte leiksentrum. På denne måten er observasjonsskjvheten korrigert noe. På den annen side er det mange flere leiker som er kartlagt i Gol enn i Ål, og et stort «tomrom» i miljøet i Ål i kartleggingen. Det vil imidlertid være naturlige opphold mellom hver leik, siden de er organisert med omtrent 2 km avstand (Wegge & Rolstad, 1986). Derfor vil man kunne bruke denne kunnskapen til å legge til eller trekke fra sannsynligheten for leiker etter modellering ved å bruke prediksjonskartene.

Miljøvariablene

Det er viktig at miljøvariablene som velges til modelleringen påvirker fordelingen av observasjonsdataene direkte. Variabler som kun påvirker dette indirekte vil kunne lede til store feil i modelleringen om korrelasjonen til de direktepåvirkende variablene varierer i tid og rom (Austin, 2002). Det er også anbefalt å unngå å bruke variabler som korrelerer mye, selv om maskinlæringsmetoder som Maxent håndterer dette relativt godt (Merow et al., 2013), derfor ble grunnflate og kronedekning tatt ut av den videre modelleringen. MIAmaxent-metoden lager enkle modeller og ønsker å plukke ut modellen med færrest mulig miljøvariabler (Halvorsen et al., 2016; Vollering et al., 2019). Dette må likevel ikke gå på bekostning av antall miljøvariabler som må være til stede for å kunne beskrive kompleksiteten i habitatet til arten, såkalt undertilpasning. Å bruke en for enkel modell, kan gi store systematiske feil. Det kan også skje om man har et utvalg hvor miljøvariablene viser lite variasjon (slik som høyde over havet i dette tilfellet). Et typisk tegn på undertilpasning er at man har en stor andel variasjon i responsvariabelen som ikke er forklart av modellen. Maxent derimot, har en tendens til å gjøre en overtilpasning til de spesifikke observasjonene i datasettet, så lenge mengden og kvaliteten av miljøvariabler er god. Dette skjer fordi metoden finner en sannsynlighetsfordeling som er nært tilpasset observasjonsdataene. Dette reduseres ved å justere reguleringsparameterne (Stokland et al., 2008).

Videre er trening og testing av modellen svært viktig for et godt resultat. Et sett (for eksempel 80 %) av observasjonsdataene brukes til å trene og tilpasse modellen. Det gjenværende settet (20 %) holdes utenfor modelleringen, og brukes som selvstendige testdata. Ved hjelp av en passende teststatistikk vurderes modellens evne til å predikere de selvstendige testdataene (Pearson, 2007). Modellen ble tilpasset, trent og testet på data fra Gol, så ble modellen

prosjisert utover Ål. Modellen ble også «testet» manuelt for Ål ved å sammenligne modellens prediksjonskart med det gamle viltkartet fra 2003. De predikerte arealene hadde god overlapp med gamle leikposisjoner, noe som tyder på at modellen finner egnede habitater der hvor skogen og landskapet har samme struktur som i 2003.

Responskurvene ga resultater som forventet, både utfra litteraturen og kurvene som ble vist under modelleringen ved funksjonen «plotFOP». «plotFOP» er kurver som viser hvordan miljøvariablene fordeler seg, og gir informasjon om variablene er gode å ta inn i en modell. «plotFOP» ble gjort før selve modelleringen, men viste en forventet kurve, og målet var å få en responskurve («plotRESP») til å bli forholdsvis lik. Responskurvene viser hvordan modellene kommer til å predikere utover et videre område (Vollering, 2020). Utfra kunnskap vi allerede hadde, og habitatvurderingene gjort i felt, ga miljøvariablene og verdiene de fikk i modelleringen mening, og så ut til å være egnet for formålet.

DEL 3 Nytt feltarbeid 2023

250×250- og 60×60-modellen var utgangspunktet for feltkartleggingen våren 2023.

Testlokalitetene ble valgt ut der 250×250-modellen og/eller 60×60-modellen predikerte for leik, i tillegg til 120×120-modellen. Viltkameraene ble satt opp der det var flest spor tegn i området som modellene predikerte for. Det kan da diskuteres om resultatene ble helt riktig i forhold til rastercelleverdiene, men i praksis viste dette at modellene tydelig viste områder hvor storfuglen oppholdt seg, og at prediksjonskartene kan brukes som en første tilnærming og avgrensing for hvilke områder som bør undersøkes nærmere i felt. I QGIS ble det satt inn buffersoner på 1 km (dagområder) og 2 km (gjennomsnittlig avstand til neste leiklokalitet) for å undersøke hvor mye egnet habitat som lå innenfor disse, med tanke på potensiale for en naboleik. Ved alle fire viltkameraene var det nok av egnet habitat innen buffersonen på 1 km, og også innenfor 2 km, til at naboleiker var sannsynlig. Videre viste det seg at kameraene ikke hadde fungert optimalt og tok få bilder. Ingen av kameraene hadde fanget bilde av tiur eller leikaktivitet, men røy ble fotografert på den ene lokaliteten. De tydelige spor tegnene som viste seg i nysnøen dagen da viltkameraene ble satt opp var derfor avgjørende for resultatet. Det var liten tvil om at alle lokalitetene var storfuglområder, med mye møkk og beitetrær. Videre var det ikke til å ta feil av leiklokaliteten i Vats, hvor slepespor, tråkk og spillmøkk dekket et større område.

Hvordan stemte modellprediksjonen med habitatet i felt?

Alle de fire testområdene som ble befart i felt våren 2023 hadde habitater som forventet utfra prediksjonsmodellene/kartene. Vats var furudominert, med innslag av gran, og de tre andre lokalitetene hadde en ganske lik fordeling avhengig av hvor i området man gikk. Begge lokalitetene på Veståsen hadde større innslag av fjellbjørkeskog. Vegetasjonen var preget av fuktige myrområder avløst av mer tørre flekker med blåbærlyng, lav, myrgrass, mose osv. I Vats og Votndalen var skogen stor (høy og kraftig). I Vats var det mer sjiktet skog, med innslag av tettere områder, i Votndalen motsatt. På Veståsen var all skog og vegetasjon noe mer fjellpreget, og fjellbjørka var godt representert. Godt sjiktet fjellgran og kraggfuruer dominerte barskogen. Selv om det bare ble funnet leikaktivitet på en lokalitet viste alle sportegn til at storfuglen brukte områdene, og det konkludertes med at modellene predikerte riktige typer habitater.

Videre arbeid og mulige forbedringer:

Selv om Maxent-metoder predikerer godt for mindre datasett, vil modellen alltid bli sterkere ved et større datagrunnlag. Viken Skog SA har satt i gang et prosjekt med å kartlegge storfuglleiker innen sitt geografiske område, det vil si 80 kommuner inkludert Ål kommune (Viken Skog SA, 2023). Det ville være interessant å sammenligne resultater fra denne masteroppgaven med kartleggingen til Viken Skog når den blir ferdig. Det ville også styrket mine modeller å kunne inkludere dataene deres. Modellene baserer seg på dagens spillplasser, hvor de fleste er funnet i høyereliggende, mer marginale områder. Forekomstdata fra høyere boniteter, som i Ål gjerne finnes lenger ned i dalsidene, ville tilført mer variasjon til modellene som potensielt kunne gitt andre prediksjonsverdier. En kalibrering med kartleggingsdata kan videre brukes for å predikere utover nye areal, og på denne måten predikere stadig nye og større områder samtidig som man styrker modellen med kartleggingsdata i ettertid. Målet er å kunne bruke modellering og prediksjonskart til å finne egnede storfuglhabitat, slik at feltkartleggingen kan gjøres mer effektivt og presist. På sikt kan en slik modell til slutt dekke hele Norge ved å tilpasse modellene for de geografiske forholdene. Dette vil selvfølgelig kreve mye kalibrering og godt oppdaterte datasett og miljøvariabler.

I et videre arbeid hadde det også vært interessant å bruke flere miljøvariabler. I denne masteroppgaven er det skogstrukturen som har vektet modellene. Vegetasjon kunne med

fordel vært bedre representert i modelleringen. Spesielt blåbærlyng er et svært viktig næringsgrunnlag, og burde vært med inn i modellene. Dessverre er ikke dette fullt ut kartlagt ennå, og er en begrensende faktor. Det som imidlertid kunne gitt et bilde av forventet vegetasjon er berggrunnen. Berggrunnskart hadde for eksempel vært en god kilde til kalkrike områder som kreves for lågurt- og høgstaudeskoger (Miljødirektoratet, u.å.). Enkelte av disse naturtypene er viktige storfuglbiotoper (H. Gregersen, personlig kommunikasjon), også i bjørkeskog. Klima- og miljødepartementet ga i februar 2024 Miljødirektoratet i oppdrag å etablere et offentlig tilgjengelig kart over naturskog (Klima- og miljødepartementet, 2024). Dette vil være et datasett som vil være aktuelt å ta inn i storfuglmodelleringer framover.

For å ta modelleringen et steg videre ville det være interessant å undersøke om det er mulig å ta inn informasjon om antall tiurer på lokalitetene. Det er mulig man kan vekke observasjonsdataene etter antall spillende tiurer på hver leik. Solitærspill kan reflektere habitater som er suboptimale, og også i noen tilfeller foregå på steder som besitter endringsgjeld (H. Gregersen, personlig kommunikasjon). Endringsgjeld vil i denne sammenheng bety at et område hvor et inngrep eller andre forstyrrelser har skjedd, vil gi opphav til endringer framover som ennå ikke kan måles i naturen (Halvorsen, medarbeidere og samarbeidspartnere, 2016). En endringsgjeld oppstår for eksempel ved hogst, deretter vil den innfris etter en gradvis tilpasning av artssammensetning (suksesjon) fram til skogen er tilbake med de kvalitetene som fantes der før hogsten. Det kan også være at arealer med endringsgjeld kan inneholde midlertidige suboptimale habitater for storfugl. Spill på slike områder vil på et tidspunkt utgå. Slike suboptimale spillplasser vil også gi en suboptimal respons i prediksjonene, og kan være viktig informasjon i en kartlegging eller i forvaltningssammenheng. Antall spillende tiurer vil også være viktig for å predikere større tiurleiker. Store leiker indikerer svært god kvalitet på habitatet rundt (Wegge & Rolstad 1986, Rolstad & Wegge 1987b, Rolstad et al. 2009), og er dermed enda mer viktig også for andre arter – jf. paraplyart. Større leiker (> 15 spillende tiurer) har også egne forvaltningsregler i skogbruket (PEFC Norge, 2022).

Konklusjon

Kartleggingen i felt viste at habitatene for de aktive storfuglleikene harmonerte med det som er beskrevet i en rekke studier. Denne erfaringen ble brukt for å modellere forventet utbredelse av storfuglleikhabitater videre i området. Bonitet var den viktigste miljøvariabelen,

deretter helningsretning/eastness. Treantall, trealder og markfuktighet hadde også en korrigerende effekt. 250×250-modellen ga best resultater. Den ga en riktig størrelse på leikområdet, flere viktige miljøvariabler ble valgt med i modellen, den samsvarte godt med gamle registreringer, og stemte best med det nyoppdagede leikarealet i Vats.

Denne masteroppgaven viser at prediksjonsmodellering er et fungerende verktøy for prediksjon av forventet utbredelse av storfuglleikhabitater på lokal skala, også med lite tilgjengelig data på forekomst. Forekomstdataene må være sikre og nøyaktige. Ved å velge relevante miljøvariabler av god kvalitet, basert på erfaring fra det geografiske området, vil modellering kunne predikere egnede lokaliteter og habitater med gode resultater.

Prediksjonsmodellering er derfor et godt verktøy for å avgrense områder for kartlegging i felt slik at kartleggingen effektiviseres.

KILDER

- Anderson, R.P., M. Gomez-Laverde, & A.T. Peterson. (2002). Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: Insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography*, 11, 131-141.
https://www.researchgate.net/publication/311969931_Geographical_distributions_of_spiny_pocket_mice_in_South_America_Insights_from_predictive_models
- Artsdatabanken. (2021). *Norsk rødliste for arter 2021*.
<http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/>
- Austin, M. (2002). Spatial prediction of species distribution: An interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157, 101–1.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00205-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3)
- BirdLife International. (2021). *Tetrao urogallus (Europe assessment)*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*. <https://www.iucnredlist.org/species/22679487/166188330>
- Bollmann, K., Weibel, P. & Graf, R.F. (2005). An analysis of central Alpine capercaillie spring habitat at the forest stand scale. *Forest Ecology and Management*, 215, 307-318. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.019>
- Dufseth, C. & Fiskvik, A. (2010). *Tiurens (Tetrao urogallus) habitatbruk og atferd på dagtid under leikperioden* [Masteroppgave]. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. NMBU Brage. <http://hdl.handle.net/11250/186682>
- Edenius, L. & Sjöberg, K. (1997). Distribution of birds in natural landscape mosaics of old-growth forests in northern Sweden: relations to habitat area and landscape context. *Ecography*, 20, 425–431. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1997.tb00410.x>
- Eliassen, S. & Wegge, P. (2007). Ranging behavior of male capercaillie *Tetrao urogallus* outside the lekking ground in spring. *Journal of Avian Biology*, 38, 37-43.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.2006.0908-8857.03764.x>
- Elith, J. & Leathwick, J.R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677-697. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Elith, J., Kearney, M. & Phillips, S. (2010). The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 330–342.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00036.x>
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. & Yates, C.J. (2011). A statistical explanation of Maxent for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43–57.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- Esri. (u.å.-a). *How Aspect works*. Hentet 09.07.2023 fra
<https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/how-aspect-works.htm>
- Esri. (u.å.-b): *Flow Accumulation (Spatial Analyst)*. Hentet 05.03.2024 fra

<https://pro.arcgis.com/en/pro-app/3.1/tool-reference/spatial-analyst/flow-accumulation.htm>

- Esri. (u.å.-c): Flocc Direction (Spatial Analyst). Hentet 05.03.2024 fra <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/3.1/tool-reference/spatial-analyst/flow-direction.htm>
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1992). Boreal forest. *Ecological Bulletins*, 46, 16-47.
https://www.researchgate.net/profile/Per-Anders-Esseen/publication/257104154_Boreal_forests/links/560f9ea608ae0fc513ef2a21/Boreal-forests.pdf
- Ferrier, S., G. Watson, J. Pearce, & Drielsma. (2002). Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation*, 11, 2275-2307.
<https://doi.org/10.1023/A:1021302930424>
- Finne, M. H., Wegge, P., Eliassen, S. & Odden, M. (2000). Daytime roosting and habitat preference of capercaillie Tetrao urogallus males in spring – the importance of forest structure in relation to anti-predator behaviour. *Wildlife Biology*, 6, 241-249.
<http://dx.doi.org/10.2981/wlb.2000.022>
- Franklin, J. (2010). Mapping species distributions: Spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gregersen, H. & Gregersen, F. (2008). Old bilberry forest increases likelihood of capercaillie (Tetrao urogallus) lek occupancy in Southern Norway. *Ornis Norvegica*, 31, 105–115.
<https://doi.org/10.15845/on.v31i0.172>
- Gregersen, F. & Gregersen, H. (2009). Ongoing population decline and range contraction in Norwegian forest grouse. *Ornis Norvegica*, 32, 179-189.
<http://dx.doi.org/10.15845/on.v32i0.163>
- Gregersen, H., Drageset, O.M., Olstad, T. (2009). Kontroll av storfuglleiker som verktøy i overvåkning av biologisk mangfold i skyte- og øvingsfelt. *Futura rapport 18/2009*.
https://www.forsvarsbygg.no/contentassets/aec67d73c2674fa1a6429b31c9b1bcd6/storfugl_rapport.pdf
- Gregersen, H. & Gregersen, F. (2014). Wildlife cameras effectively survey Black Grouse Lyrurus tetrix leks. *Ornis Norvegica*, 37, 1-6. <https://doi.org/10.15845/on.v37i0.595>
- Guisan, A. & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993–1009.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Gustafsson, P.J. (2008). *Distribution and structure of Capercaillie (Tetrao urogallus) leks in a Scandinavian mountain range area* [Examensarbete i ämnet biologi]. Sveriges Lantbruksuniversitet.

- Halvorsen, R., Mazzoni, S., Dirksen, J. W., Næsset, E., Gobakken, T., & Ohlson, M. (2016). How important are choice of model selection method and spatial autocorrelation of presence data for distribution modelling by Maxent? *Ecological Modelling*, 328, 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.02.021>
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere (2016). NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. *Natur i Norge*, 3, 1–528.
[https://artsdatabanken.no/Files/14539/Artikkel_3_Natursystemniv_ et_typeinndeling_og_beskrivelsessystem_\(versjon_2.1.0\).pdf](https://artsdatabanken.no/Files/14539/Artikkel_3_Natursystemniv_ et_typeinndeling_og_beskrivelsessystem_(versjon_2.1.0).pdf)
- Halvorsen, R., Brenn, O.A., Framstad, E., Gaarder, G., Gjerde, I., Høistad Schei, F., Skarpaas, O., Storaunet, K.O. & Sverdrup-Thygeson, A. (2022). Kapittel 6 av *Skogens dynamikk, struktur og arts mangfold - bakgrunnskunnskap for en ny beskrivelse av skogbestandsdynamikk i NiN* (NHM Rapport 111). Naturhistorisk museum.
<https://www.nhm.uio.no/forskning/ressurser/publikasjoner/nhm-rapporter/nhm-rapport-111-2022.pdf>
- Hernandez, P. A., Graham, C.H., Master, L.L. & Albert, D.L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773–785.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x>
- Hjeljord, O. (2008). *Viltet – biologi og forvaltning* (1. opplag). Tun Forlag.
- Hjorth, I. (1970). Reproductive behaviour in Tetraonidae with special reference to males. *Viltrevy*, 7, 184-588.
- Hjorth, I. (1982). Attributes of capercaillie display grounds and the influence of forestry. *Proceedings of the International Grouse Symposium*, 2, 26-33.
- Höglund, J. & Alatalo, R.V. (1995). *Leks*. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (Versjon 1). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>
- Johansson, C. & Hellenberg, J. (2017). Tjädern – En kunskapssammanställning. Sveriges Ornitologiska Förening – Birdlife Sverige.
<https://cdn.birdlife.se/wp-content/uploads/2019/01/Tj%c3%a4dern-en-kunskapssammanst%c3%a4llning.pdf>
- Johnsgard, P. A. (1983a). *Grouse and quails of North America*. University of Nebraska Press, Lincoln.
- Johnsgard, P. A. (1983b). *The grouse of the world* (1. opplag). University of Nebraska Press, Lincoln.
- Klima- og miljødepartementet. (2024). *Lager kart over norsk naturskog*. Regjeringen.no.
<https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/lager-kart-over-norsk-naturskog/id3025807/>

- Larsen, B.H., Flynn, K.M., Michelsen, F. & Solvang, R. (2012). *Kvalitetssikring og oppdatering av naturtypelokaliteter i Ål kommune i 2010*. Asplan Viak og Miljøfaglig utredning AS.
https://www.aal.kommune.no/innhold-fra-gammel-losning/teknisk-eigedom-og-naring/aal/ukl-leveld/oppdatering-naturtypelokaliteter2012_biological-mangfold-kartlegging_al.pdf
- Larsen, Ø.S. (2024). *Bonitet*. [bonitet – Store norske leksikon \(snl.no\)](https://snl.no)
- Larsson, J.Y. & Nilsen, P. (1992). Bonitering av skog ved hjelp av vegetasjonstype og egenskaper ved voksestedet. *Skogforsk*, 22/92. <https://hdl.handle.net/11250/2677459>
- Mac Nally, R. (2000). Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between—and reconciliation of—'predictive' and 'explanatory' models. *Biodiversity & Conservation* 9(5), 655–671.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1008985925162>
- Merow, C., Smith, M.J. & Silander, J.A. (2013). A practical guide to Maxent for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36, 1058–1069. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>
- Miettinen, J., Helle, P. & Nikula, A. (2005). Lek area characteristics of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in eastern Finland as analysed from satellite-based forest inventory data. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20, 358-369.
<http://dx.doi.org/10.1080/02827580500201619>
- Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A. & Niemelä, P. (2008). Large-scale landscape composition and capercaillie (*Tetrao urogallus*) density in Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 45, 161-173. <http://dx.doi.org/10.5735/086.045.0301>
- Mikoláš, M., Svitok, M., Tejkal, M., Leitão, P.J., Morrissey, R.C., Svoboda, M., Seedre, M. & Fontaine, J.B. (2015). Evaluating forest management intensity on an umbrella species: Capercaillie persistence in central Europe. *Forest Ecology and Management*, 354, 26–34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.001>
- Miljødirektoratet. (u.å.). *Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks*. Hentet 15.04.2024 fra <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/naturkartlegging/naturtyper/>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystem and human well-being: Biodiversity synthesis*. World Resources Institute, Washington DC.
<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>
- Nesse, H.I. (2003). *Kartlegging av naturtyper (Biologisk mangfold) i Hallingdal – Rapport frå kartlegging i kommunane Flå, Nes, Gol, Hemsedal, Ål og Hol etter DN-handbok 13 - 1999*.
<https://www.gol.kommune.no/siteassets/landbruk-og-miljo/natur-og-miljo/rapport-kartlegging-av-bm-i-hallingdal.pdf>

- NIBIO. (2021, 20. juli). *Aldersklasser – eldste skogen*.
<https://www.nibio.no/tjenester/kilden/aldersklasser-eldste-skogen>
- NIBIO. (2023a). AR5.
<https://www.nibio.no/tema/jord/arealressurser/arealressurskart-ar5/klassifikasjonssystem-ar5>
- NIBIO. (2023b). Produktark: Skogressurskartet SR16.
https://www.nibio.no/tema/skog/kart-over-skogressurser/skogressurskart-sr16/_attachment/inline/b1351797-d448-4a67-b099-961efaa6bf80:a264ffa49ee747962ed035247a926b42d125f7da/SR16_produktark.pdf
- NIBIO. (2024a). Arealressursstatistikk 3324 Gol.
https://kart13.nibio.no/arealressursstatistikk/xml_filer/2023/3324_arstat_2023.xml
- NIBIO. (2024b). Arealressursstatistikk 3328 Ål.
https://kart13.nibio.no/arealressursstatistikk/xml_filer/2023/3328_arstat_2023.xml
- PEFC Norge. (2022). *Norsk PEFC Skogstandard* (PEFC N 02:2022).
<https://cdn.pefc.org/pefc.no/media/2023-04/191010dd-81a3-41ec-9aeb-76a67effda24/b877f9c0-47fa-5a50-b9ab-b82536994907.pdf>
- Pakkala, T., Pellika, J. & Linden, H. (2003). Capercaillie Tetrao urogallus – a good candidate for an umbrella species in taiga forests. *Wildlife Biology*, 9(4).
<http://dx.doi.org/10.2981/wlb.2003.019>
- Pearson, R.G., & T.P. Dawson. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12, 361-371. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>
- Pearson, R.G. (2007). Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *Lessons in Conservation*, Vol. 3, 54-89.
<https://www.amnh.org/content/download/141368/2285424/file/species-distribution-modeling-for-conservation-educators-and-practitioners.pdf>
- Peterson, A.T. (2003). Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Quarterly Review of Biology*, 78(4), 419-433.
<http://dx.doi.org/10.1086/378926>
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Phillips, S.J. & Dud'ík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161–175.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- Phillips, S.J., Dud'ík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J. & Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: Implications for

- background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19, 181–197.
<https://doi.org/10.1890/07-2153.1>
- Ponder, W., Carter, G., Flemons, P. & Chapman, R. (2001). Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. *Conservation Biology*, 15, 648–657.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015003648.x>
- Rolstad, J. & Wegge, P. (1987a). Habitat characteristics of capercaillie (*Tetrao Urogallus*) display grounds in Southeastern Norway. *Holarctic Ecology*, 10, 219-229.
https://www.researchgate.net/publication/279711732_Habitat_characteristics_of_capercaillie_Tetrao_urogallus_display_grounds_in_southeastern_Norway
- Rolstad, J. & Wegge, P. (1987b). Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation. *Oecologia*, 72, 389-394. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00377569>
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K.O. (2002). Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning. *Skogforsk*, 1/02.
<http://hdl.handle.net/11250/2567761>
- Rolstad, E. & Andersen, J. (2003). Storfugløkologi og skogbehandling. *Skogforsk*, Glimt fra skogforskningen, 3. <https://hdl.handle.net/11250/2767549>
- Rolstad, J., Rolstad, E. & Wegge, P. (2007). Capercaillie *Tetrao urogallus* lek formation in young forest. *Wildlife Biology*, 13, 59-67.
[http://dx.doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[59:CTULFI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[59:CTULFI]2.0.CO;2)
- Rolstad, J. & Wegge, P. (2008). Unyansert om tiurleiker. *Jakt og Fiske*, årg. 137, 78-79.
- Rolstad, J., Wegge, P., Sivkov, A. V., Hjeljord, O. & Storaunet, K. O. (2009). Size and spacing of grouse leks: comparing capercaillie (*Tetrao urogallus*) and black grouse (*Tetrao tetrix*) in two contrasting Eurasian boreal forest landscapes. *Canadian Journal of Zoology*, 87(11), 1032-1043. <http://dx.doi.org/10.1139/Z09-093>
- Segura, A., Castaño-Santamaría, J., Laiolo, P. & Obeso, J.R. (2014). Divergent responses of flagship, keystone and resource-limited bio-indicators to forest structure. *Ecological Research*, 29, 925–936. <http://dx.doi.org/10.1007/s11284-014-1179-5>
- Seiskari, P. (1962). *On the winter ecology of the capercaillie, Tetrao Urogallus, and the black grouse, Lyrurus Tetrix, in Finland*. Riistatieteellisix Julkaisuja, Papers on Game Research, 22.
- Sillero, N., Arenas-Castro, S., Barbosa, A.M., & Campos, J.C. (2023). A curated list of R packages for ecological niche modelling. *Ecological Modelling*, 476(1).
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110242>
- Statistisk sentralbyrå. (2023a). *Gol (Buskerud)*. <https://www.ssb.no/kommuneareal/gol>
- Statistisk sentralbyrå. (2023b). *Ål (Buskerud)*. <https://www.ssb.no/kommuneareal/al>
- Stokland, J.N., Bakkestuen, V., Bekkby, T., Rinde, E., Skarpaas, O., Sverdrup-Thygeson, A., Yoccoz, N.G. & Halvorsen, R. (2008). Prediksjonsmodeller som verktøy for

- kartlegging, overvåking og forvaltning av biologisk mangfold – anvendelse, utviklingspotensial og utfordringer. *Naturhistorisk museum, Rapport 1*. [nhm-rapport-001-2008.pdf](https://nrm-rapport-001-2008.pdf) (uio.no)
- Storaunet, K.O., & Rolstad, J. (2020). Naturskog i Norge. En arealberegning basert på bestandsalder i Landsskogtakseringens takstomdrev fra 1990 til 2016. *NIBIO-rapport* 6(44). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2650496>
- Storaunet, K.O., Sverdrup-Thygeson, A., Halvorsen, R., & Rolstad, J. (2024, 13. april). Naturskog og gammelskog: Hva er hva, og hva er staa? Kronikk på Forskersonen.no. <https://www.forskersonen.no/kronikk-meninger-natur/naturskog-og-gammelskog-hva-er-hva-og-hva-er-staa/2350470>
- Storch, I. (1997). Male territoriality, female range use, and spatial organisation of capercaillie *Tetrao urogallus* leks. *Wildlife Biology*, 3, 149-161. <https://doi.org/10.2981/wlb.1997.019>
- Storch, I. (2000). *Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004*. WPA/Birdlife/SSC Grouse Specialist Group, IUCN.
- Storch, I. (2001). *Tetrao urogallus* Capercaillie. *BWP Updata*, 3(1), 1–24. https://www.researchgate.net/publication/287635311_Tetrao_urogallus_Capercaillie
- Stuen, O.H., & Spidsø, T.K. (1988). Invertebrate abundance in different forest habitats as animal food available to capercaillie (*Tetrao urogallus*) chicks. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 3, 527–532. <https://doi.org/10.1080/02827588809382537>
- Suter, W., Graf, R.F. & Hess, R. (2002). Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: Testing the umbrellaspecies concept. *Conservation Biology*, 16(3), 778–788. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01129.x>
- Thingstad, P.G., Skjeggedal, T. & Markhus, G. (2003). Human-induced alteration of two boreal forest landscapes in central Norway, and some possible consequences for avian fauna. *Journal for Nature Conservation*, 11(3), 157–170. <http://dx.doi.org/10.1078/1617-1381-00048>
- Thingstad, P.G. (2006). Sårbarhetsanalyse Bjørkåsen. Storfugl og hogst. *NTNU Vitenskapsmuseets Zoologisk Notat* 2006, 3, 1-35. <http://hdl.handle.net/11250/272049>
- Thingstad, P.G., Daverdin, M. & Speed, J.D.M. (2018). Modelling Capercaillie *Tetrao urogallus* lek sites distribution and their limiting factors in a central Norwegian managed forest landscape. *Ornis Norvegica*, 41, 1-12. <http://dx.doi.org/10.15845/on.v41i0.1465>
- Viken skog SA. (2023, 20. april). 700 000 til kartlegging av tiurleiker. Viken Skog. <https://www.viken.skog.no/aktuelt/artikler/700-000-kroner-til-kartlegging-av-tiurleiker>
- Vollering, J., Halvorsen, R., & Mazzoni, S. (2019). The MIAMaxent R package: Variable transformation and model selection for species distribution models. *Ecology and Evolution*, 9(21), 12051-12068. <https://doi.org/10.1002/ece3.5654>

- Vollering, J. (2020, 4. mai). *A modelling example*.
<https://cran.r-project.org/web/packages/MIAMaxent/vignettes/a-modeling-example.html>
- Walker, E. (2017). *Sluttrapport 2011-2017 – spillplass for Storfugl i gol kommune*.
- Wangen, K. (2015). *Understanding the Ecology of Three Mixed Northern Hepatic Mat Species at Regional Scale through Species Distribution Modelling, and Local Scale through Growth Measurements and Micro-Climatic Assessment* [Masteroppgave]. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. NTNU Open.
<http://hdl.handle.net/11250/2358879>
- Wegge, P. & Rolstad, J. (1986). Size and spacing of capercaillie leks in relation to social behavior and habitat. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 19(6), 401-408.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00300542>
- Wegge, P. & Larsen, B.B. (1987). Spacing of adult and subadult male common capercaillie during the breeding season. *The Auk*, 104(3), 481-490.
<http://dx.doi.org/10.2307/4087547>
- Wegge, P., Rolstad, J. & Gjerde, I. (1992). Effects of forest fragmentation on capercaillie grouse: empirical evidence and management implications. *Wildlife 2001: Populations*, 738-749. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-2868-1_55

VEDLEGG

Vedlegg 1: Oversikt over alle registrerte storfuglleiker i Ål kommune, dato for befaring og evt. funn av leiklokalitet. Leik nr. 1-17 er registreringer fra 2023, leik nr. 18 og 19 er nye leiklokaliteter som er funnet og bekreftet vha prediksjonsmodellen og prediksjonskartene i denne masteroppgaven. Leiklokalitetene markert i oransje er med inn i modelleringen.

Leik nr.	Besøkt dato
1 Votndalen	Bekreftet leiklokalitet 24. april 2022
2 Reshovda/Ridalen	Bekreftet leiklokalitet 25. april 2022
3 Lurvestølen	Befart 26. april 2022
4 Trolltjønnhovda	Befart 28. april 2022
5 Nysetvegen	Befart 30. april 2022
6 Haganystølen	Befart 5./22. mai 2022 (viltkamera fra 5-22. mai)
7 Grostøllia	Befart 6. mai 2022 (viltkamera fra 6-22. mai)
8 Langeset	Befart 3. juni 2022
9 Brendemoen	Befart 3. juni 2022
10 Snebakkhøgda	Befart 13. juni 2022
11 Bergastølen	Befart 13. juni 2022
12 Skrindetjønn	-
13 Sangelie	- (har tidligere år skremt ut tiur her)
14 Halldalen	-
15 Kroktjønn	- (har tidligere år sett mye spor i området)
16 Prestjønn/Hellehovda	- (mistenker feil plassering av gammel koordinat)
17 Nubbegardslii	-
Nye funn	
18 Vats	Funnet og bekreftet leiklokalitet 22. april 2023 utfra prediksjonsmodell/kart
19 Nasalie	Funnet og bekreftet leiklokalitet 21. april 2024 utfra prediksjonsmodell/kart
20 Haugsnatten	Funnet og bekreftet leiklokalitet 27. april 2024 utfra prediksjonsmodell/kart

Vedlegg 2: Habitatvurderinger av leiklokalitetene hvor det ikke ble bekreftet aktivitet i 2022.

Leik 3	Lurvestølen
Beskrivelse / skogstruktur	Barblandingsskog, mest furu. Der spillplassen var markert i kartet var terrenget ganske flatt/så vidt småkupert, nesten delvis litt «nedi» noen søkk. Skogen var forholdsvis åpen, med gode skjul i umiddelbar nærhet. Noe lauvskog, mest fjellbjørk.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	50%
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	50 %
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Skogsbilveg, traktorveg strømmast/høyspent
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Flatehogst, skogsbilveg, traktorveg strømmast/høyspent
Vegetasjonstype	Noe fuktig områder med mer gras, bærlyng, moser, noe småbregner
Leik 4	Trolltjønnhovda
Beskrivelse / skogstruktur	Furudominert. Hele spillplassen lå oppe på hovda – en høyde/furumo med åpen/glissen skog, og med gode skjul i skogen nedenfor/rundt hovda. Store kraggfuruer, mye lav/lyngvegetasjon. Mye spor etter gammel beiting, beitetrær, møkk osv., men ingen ferske spor på leikaktivitet. Bør likevel følges opp senere år.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	80 %
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	60 % (omtrent 10 % av arealet er hogd)
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Flatehogst
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Flatehogst, skogsbilveg, strømmast/høyspent

Vegetasjonstype	Lav, mose, blåbærlyng, bærlyng generelt
Leik 5	Nysetvegen
Beskrivelse / skogstruktur	Ingen spor tegn der den gamle markeringen i kartet var. Myr, og noe glissen barblandingskog. Det står at leiken har flyttet seg på hver sin side av vegen flere ganger. Høyst sannsynlig er den nå på østsiden av vegen, mellom svingen Prestehytta (eller helt motsatt veg mot Mebrotet). Det ble ikke gjort søk der.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	40 %
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	60 %
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Nysetvegen/bilveg
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Nysetvegen/bilveg, grustak
Vegetasjonstype	Myr, myrgras/smyle, noe bærlyng, moser
Leik 6	Haganystølen
Beskrivelse / skogstruktur	Masse spor tegn; møkk og beitetrær overalt. Satt opp kameraer to plasser, men uten resultat. Helt tydelig noe rett i nærheten, men klarte ikke å finne sentrum av leiken/området. Mye gammel furkragg og fjellgranskog. Stedvis tett, så mer glissent. En del fjellbjørk. Omkranset av myrer og vatn.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	80 %
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	60 %
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Hytte, hytteveg
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Hytter, hytteveg - vinterbrøya, dyrka mark med tilførselsveg
Vegetasjonstype	Myr, blåbærskog, blokkebærskog, bærlyng, moser

Leik 7	Grostøllia
Beskrivelse / skogstruktur	Der spillplassen var markert i kartet var skogen hogd. Stod ung skog, hkl. 2-3 der, Contortafuru. Noe møkk etter storfugl i området, men mest sannsynlig bare fra sporadisk beiting. Utgått – mulig flyttet.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	50 % av det som står igjen (mye hogst i området)
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	70 % av det som står igjen (mye hogst i området av så nye dato at det er vanskelig å estimere ved bruk av kart/flyfoto)
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Flatehogst, bilveg (vinterbrøyta), støl – Grøstølen
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Flatehogst, bilveg (vinterbrøyta), flere støler/hytter
Vegetasjonstype	Hogstflate, smyle, noe blåbærlyng
Leik 8	Langeset
Beskrivelse / skogstruktur	Selve leikområdet der det var markert på det gamle kartet var forholdsvis intakt og har kvaliteter som tilsier leikplass. Men området rundt/dagområdet var sterkt preget av ulike inngrep. Tror ikke lenger det er forhold til en leikplass her, selv om det var noe tegn på at storfugl oppholdt seg i området, sportegn møkk. Furudominert eldre skog, noe skjortegran. Forholdsvis flatt/småkupert.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	80 %
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	40 % av det som står igjen (omtrent 50 % av arealet er hogd)
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Flatehogst, bilveg (vinterbrøyta), stølsgrend, dyrka mark,
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Flatehogst, bilveg (vinterbrøyta), støl og dyrka mark

Vegetasjonstype	Blåbærlyng, bærlyngskog, moser, noe småbregner i våte søkk
Leik 9	Brendemoen
Beskrivelse / skogstruktur	Utgått. Området rundt/dagområdet var sterkt preget av ulike inngrep. Ikke lenger forhold til en leikplass eller dagområder her. Tett granskog med noen lysninger.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	40 % av det som står igjen (mye er hogd)
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	50 % av det som står igjen (omtrent 70 % av arealet er hogd/dyrket)
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Flatehogst, bilveg (vinterbrøyta), dyrka mark, beiter
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Flatehogst, bilveger (vinterbrøyta), gardsdrift, landbruksarealer, hus, dyrka mark, beiter
Vegetasjonstype	Blåbærlyng, men så tett skog at det bare var flekker av vegetasjon under trærne, noen gressarter
Leik 10	Snebakkhøgda
Beskrivelse / skogstruktur	Furudominert hovde/høyde. Stor, åpen skog. Skjul og tettere skog i området rundt. Kvaliteter som tilsa leiklokalitet, men ingen sportegn. Området rundt leiken var preget av hogst. Den gamle registreringen av spillplassen lå under 1 km fra den gamle registreringen av Bergastøl-leiken. Usikker på om begge har eksistert på likt.
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	30 %
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	50 %
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Flatehogst, bilveg (vinterbrøyta)
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Flatehogst, bilveg (vinterbrøyta), støl med dyrka mark
Vegetasjonstype	Lavskog, bærlyngskog, blåbær, lav

Leik 11	Bergastølen
Beskrivelse / skogstruktur	<p>Der spillplassen var markert i kartet var skogen hogd, noe stod igjen mot vest. Furudominert hovde/høyde. Stor, åpen skog. Skjul og tettere skog i området rundt. Kvaliteter som tilsa leiklokalitet, men ingen sportegn. Den gamle registreringen av spillplassen lå under 1 km fra den gamle registreringen av Snebakkhøgda-leiken. Usikker på om begge har eksistert på likt. Den lå også kun 500 meter øst fra der det nylig er registrert leik i Gol kommune. Stor sannsynlighet for at Bergastølleiken har flyttet seg og slått seg sammen med Finnesgardleiken i Gol.</p> <p>Gikk rett på ei stressa elgku med kalv på ma^x et døgn.</p>
Estimert % skog eldre enn 100 år < 300 m radius	70 %, mot vest
Estimert % skog eldre enn 100 år < 1 km radius	50 %
Inngrep/hogst/annet på leiken (opptil 300 m radius)	Flatehogst, bilveg (vinterbrøyta), støl med dyrka mark
Inngrep/hogst/annet i dagområdet (opptil 1 km radius)	Flatehogst, bilveger (vinterbrøyta), støler med dyrka mark
Vegetasjonstype	Blåbær, moser, lav



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway