



SLU Grimsö forskningsstation
Institutionen för ekologi
Sveriges lantbruksuniversitet



Høgskolen
i Innlandet

Elgvandringer i grenseland med følger for skogbruk, jakt og rovdyr

Barbara Zimmermann, Karen Marie Mathisen, Giorgia Ausilio,
Håkan Sand, Camilla Wikenros, Ane Eriksen, Kristoffer Nordli,
Petter Wabakken, Malin Aronsson, Jens Persson, Irene
Garcia Cuesta, Paige Hellbaum, Ruben Leroy, Anne Loosen,
Oliver de Marcenac, Rebecca Partemi, Sara Skybak, Jonas
Sveum, Miwa Tajima & Erik Versluijs



Interreg
Sverige-Norge
Europeiska regionala utvecklingsfonden



EUROPEISKA UNIONEN



Elgvandringer i grenseland med følger for skogbruk, jakt og rovdyr

Författare: Barbara Zimmermann¹, <https://orcid.org/0000-0001-5133-9379>
Karen Marie Mathisen¹, <https://orcid.org/0000-0001-5166-8009>
Giorgia Ausilio¹, <https://orcid.org/0000-0003-0927-8829>
Håkan Sand², <https://orcid.org/0000-0002-2646-022X>
Camilla Wikenros², <https://orcid.org/0000-0002-2825-8834>
Ane Eriksen¹, <https://orcid.org/0000-0002-9073-8812>
Kristoffer Nordli¹, <https://orcid.org/0000-0003-1396-4637>
Petter Wabakken¹, <https://orcid.org/0000-0002-3882-924X>
Malin Aronsson², <https://orcid.org/0000-0002-9026-3765>
Jens Persson², <https://orcid.org/0000-0003-1405-7561>
Irene Garcia Cuesta¹
Paige Hellbaum¹
Ruben Leroy¹
Anne Loosen¹, <https://orcid.org/0000-0002-6145-4044>
Oliver de Marcenac¹
Rebecca Partemi²
Sara Skybak¹
Jonas Sveum¹
Miwa Tajima¹
Erik Versluijs¹

¹Høgskolen i Innlandet, Institutt for skog- og utmarksfag

²Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi

Utgivare: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi
Utgivningsår: 2022
Utgivningsort: Grimsö
Omslagsbild: Elgbeiteskader i Finnskogen. © Barbara Zimmermann

ISBN: 978-91-576-9941-1

Nyckelord: aktivitetsområde, elgbeitetakst, elgforvaltning, elgmøkkelling, elgtrekk, jaktuttak, Solbraa, ulverevir, Äbin

© 2022 Barbara Zimmermann, Karen Marie Mathisen, Giorgia Ausilio, Håkan Sand, Camilla Wikenros, Ane Eriksen, Kristoffer Nordli, Petter Wabakken, Malin Aronsson, Jens Persson, Irene Garcia Cuesta, Paige Hellbaum, Ruben Leroy, Anne Loosen, Oliver de Marcenac, Rebecca Partemi, Sara Skybak, Jonas Sveum, Miwa Tajima, Erik Versluijs

Interreg
Sverige-Norge

Europeiska regionala utvecklingsfonden



EUROPEISKA UNIONEN



Høgskolen
i Innlandet



Sammendrag

Forvaltning av elg i områder med en delvis trekkende elgbestand byr på utfordringer, fordi kostnadene i form av beiteskader på skogen og goder i form av elgjakt ofte berører forskjellige grunneiere. Dette blir ytterligere komplisert når elgtrekket går på tvers av forvaltningsinndelinger eller til og med over riksgrensen. GRENSEVILT har studert samspillet mellom elg, ulv, skogbruk og jakt i nordre Finnskogen, et stort barskogsområde som er delt av riksgrensen. For å berenge størrelsen på elgbestanden og beskrive den romlige fordelingen av elg for vintrene 2019/20 og 2020/21, samt somrene 2020 og 2021, har vi gjennomført elgmøkktelegninger over et areal på mer enn 3500 km². Vi ønsket også å studere hvordan elgtrekket påvirker ulvens områdebruk, beite på furu, og jaktuttaket. Derfor har vi ved hjelp av GPS-halsbånd analysert områdebruken til fire ulveflokker i samme område. Dessuten gjennomførte vi på våren 2021 en stor beitetakst som kombinerte den norske Solbraa- og den svenske Äbin-metoden. Til slutt har vi sammenstilt jaktdata fra norske vald og svenske älgjaktområder for jaktårene 2019/20 og 2020/21.

Vi beregnet elgens tetthet for tidsserien vinter 2019/20, sommer 2020, vinter 2020/21, og sommer 2021 til henholdsvis 1,18, 1,37, 1,01, og 1,70 dyr/km². Om sommeren var elgen nokså jevnt fordelt over hele studieområdet, og om vinteren stod elgen mer konsentrert i de snøfattige områdene, mens det var lite elg i de nordlige, snørike områdene. Til tross for at elgens fordeling endret seg mellom sommer og vinter, opprettholdt ulveflokkene de samme revirgrensene gjennom hele året. Derimot tilpasset de sine aktivitetsområder innenfor revirgrensene til endringen i elgfordelingen. Elgens vinterkonsentrasjonsområder var kjennetegnet ved et større beitetrykk på furu. Skader på produksjonstrær var mest hyppig langs dalbunnen og i områder med mye lauvkratt, men vi fant ikke noe tydelig sammenheng mellom skadegrad og elgens vinterfordeling. Elgens effekt på skogbruk målt med den norske Solbraa-metoden viste at beitegraden på furu var stort sett liten. Den svenske Äbin-metoden tegnet et helt motsatt bilde, og bedømte skadegraden på de samme prøveflatene som svært alvorlig. Jaktuttaket i jaktområdene gjenspeilet fordelingen av elg sommerstid i Norge, men ikke i Sverige, der det ble skutt mest elg i områdene med lavest sommertetthet. De hardest beskattede jaktområdene i Sverige hadde en lavere elgtetthet vinteren etter jakt. Vi fant ikke noen sammenheng mellom beite- eller skadegrad på furu og jaktuttak i jaktområdene.

I den østlige delen av studieområdet som har et stort innslag av trekkelg som oppholder seg på norsk side på sommeren og under jakta, men trekker til Sverige når snøen hopper seg opp lenger nord, var det en tydelig mismatch i forvaltningen av elg mellom de to landene. Mens man i Sverige satset på et høyt jaktuttak for å få bukt med beiteskader, og i tillegg beskattet trekkelg ved januarjakt, sparte man på avskytingen på norsk side fordi beitegraden ikke var bekymringverdigg og elgens sommerbestand også ble utsatt for ulvens uttak i tillegg til vinterjakt på svensk side.

Vi foreslår en bedre samordning av elgforvaltningen på tvers av riksgrensen. Det krever dialog og samarbeid mellom rettighetshaverne. Et felles elgforvaltningsområde som strekker seg over grensen og dekker trekkelgens helårsområde hadde gjort et slikt samarbeid enklere. Dessuten foreslår vi en samordning av beitetakstmetoden og en felles trafikklysmodegg som baserer seg på tetthet av uskadede produksjonstrær heller enn beite- eller skadegraden.

Nyckelord: aktivitetsområde, elgbeitetakst, elgforvaltning, elgmøkktelegning, elgtrekk, jaktuttak, Solbraa, ulverevir, Äbin

Sammanfattning

Förvaltning av älg i områden med delvis vandrande älgstam innebär utmaningar, eftersom kostnaderna i form av betesskador på skogen och intäkter i form av älgjakt ofta drabbar olika markägare. Detta blir ännu mer komplicerat när säsongsvandringen hos älg går över administrativa gränser eller till och med över riksgränsen. GRENSEVILT har studerat samspelet mellan älg, varg, skogsbruk och jakt i norra Finnskogen, ett stort barrskogsområde som delas av riksgränsen. För att beräkna storleken på älgstammen och beskriva älgens rumsliga fördelning för vintrarna 2019/20 och 2020/21 samt somrarna 2020 och 2021 har vi genomfört älgspillningsinventeringar över ett område av mer än 3 500 km². Vi har även använt GPS-halsband för att analysera områdesutnyttjandet av fyra vargflockar i samma område. Dessutom genomförde vi våren 2021 en stor betesinventering som kombinerade den norska Solbraa- och den svenska Äbin-metoden. Slutligen har vi sammanställt jaktdata från norska vald och svenska älgjaktområden för jaktåren 2019/20 och 2020/21.

Vi beräknade älgtätheten för tidsserierna vintern 2019/20, sommaren 2020, vintern 2020/21 och sommaren 2021 till 1,18, 1,37, 1,01 respektive 1,70 djur/km². På sommaren var älgarna relativt jämnt fördelade över undersökningsområdet och på vintern var dessa mer koncentrerade till de snöfattiga områdena medan det fanns få älgar i de norra, snörika områdena. Trots att älgarnas utbredning förändrades mellan sommar och vinter behöll vargflockarna samma revirgränser under hela året. Däremot anpassade man sina aktivitetsområden inom revirgränserna till förändringen i älgarnas rumsliga fördelning. Älgarnas vinterkoncentrationsområden präglades av ett större betestryck på tall. Skador på produktionsträd var vanligast längs dalbottnar och i områden med mycket lövträd, men vi hittade inget tydligt samband mellan skadegrad och älgarnas fördelning i landskapet under vintern. Älgarnas påverkan på skogsbruket mätt med norska Solbraa-metoden visade att betesgraden på tall i stort sett var liten. Tvärtom tecknade den svenska Äbin-metoden, där vi bedömde graden av skada på samma provytor, en allvarlig bild. Jaktuttaget i jaktområdena speglade fördelningen av älg på sommaren i Norge, men inte i Sverige, där de flesta älgarna sköts i områdena med lägst sommartäthet. De hårdast beskattade jaktområdena i Sverige hade lägre älgtäthet på vintern efter jakt. Vi hittade inget samband mellan bete eller skador på tall och storleken på jaktuttaget i jaktområdena.

I den östra delen av undersökningsområdet, som har en stor andel säsongsvandrande älgar som vistas på norska sidan sommartid och under jakttiden, men vandrar till Sverige när snön ökar längre norrut, var det en tydlig missmatchning i skötseln av älg mellan de två länderna. Medan man i Sverige satsade på en högt jaktuttag för att bli av med betesskador och dessutom beskattade migrerande älg under januarijakten, sparade man på avskjutningen på norska sidan, eftersom betestrycket inte var ett bekymmer och att älgens sommarbestånd var, förutom vinterjakt på svenska sidan, även utsatt för vargens predation.

Vi föreslår bättre samordning av älgförvaltningen över riksgränsen. Det kräver dialog och samarbete mellan jakträttsinnehavarna. Ett gemensamt älgskötselområde som sträcker sig över gränsen och täcker vandringsområdets åretruntområde hade underlättat ett sådant samarbete. Dessutom föreslår vi en samordning av älgbetesmetoderna och en gemensam trafikljusmodell som bygger på tätheten av oskadade produktionsträd snarare än betes- eller skadefrekvensen.

Nyckelord: aktivitetsområde, älgbetesgrad, älgförvaltning, älgspillningsräkning, älgvandring, jaktuttag, Solbraa, vargrevir, Äbin

Abstract

The management of moose in areas with partially migratory moose populations is challenging because costs from browsing damage on forest production and benefits from moose harvest are unevenly distributed among landowners. More complications arise if animals migrate across management units and even more across national borders. GRENSEVILT has studied interactions between moose, wolves, forestry and moose harvest in northern Finnskogen, a vast boreal forest area divided by the national border between Norway and Sweden. To estimate the size of the moose population and map the spatial distribution of moose during two winters and summers 2019- 2021, we conducted fecal pellet counts in a study area of >3500 km². We also analysed the area use of four wolf packs. In spring 2021, we conducted a large browsing survey that combined the Norwegian Solbraa and the Swedish Äbin method. Finally, we compiled harvest data from Norwegian and Swedish moose management units for the hunting years 2019/20 and 2020/21.

We estimated moose densities in winter 2019/20, summer 2020, winter 2020/21 and summer 2021 to 1.18, 1.37, 1.01, and 1.70 moose/km², respectively. Moose were more evenly distributed throughout the study area during summer. During winter, moose concentrated in areas with little snow, while snow-rich areas in the north had very little moose. Although moose distribution changed between summer and winter, the wolf packs kept stable territory borders throughout the year. However, they adjusted their activity inside the territories to the seasonal changes in moose distribution. The winter concentration areas of moose were characterized by an increased browsing pressure on pine shoots. Damage on production trees was most common in the valley bottoms and on stands with a lot of deciduous trees, but was not related to moose winter density. The effect of moose on forestry measured with the Norwegian Solbraa method showed that the browsing pressure on pine was mainly insignificant. In contrast, the Swedish Äbin method indicated a very serious state for the forest on the same sampling areas, based on the proportion of damaged pine stems. Hunter harvest in moose management units mirrored the summer distribution of moose in Norway, but not in Sweden, where harvest rates were highest in areas with lowest summer densities of moose. Areas with high harvest rates had lower moose densities during the following winter. We did not find any correlation between browsing pressure or damage and harvest among moose management units.

In the eastern part of the study area where a large proportion of moose spent the summer and most of the hunting season in Norway, but migrated to Sweden when snow accumulated, there was a clear mismatch in the management of moose between the two countries. In Sweden, the management responded with high harvest rates to the high rate of browsing damage during previous winters and in addition prolonged the moose hunting period to the end of January in order to harvest migratory moose. In Norway, harvest rates were reduced because browsing pressure was of no concern and moose were in addition exposed to predation by wolves.

We propose improved coordination of moose management across the border. This requires a dialogue and collaboration between stakeholders. A joint moose management unit that extends across the border and covers the annual range of migratory moose would enhance such collaboration. In addition, we propose calibration of browsing surveys and a joint traffic light model that is based on the density of undamaged pine stems rather than browsing pressure or degree of damage.

Keywords: Äbin, activity area, hunter harvest, moose browsing survey, moose management, moose migration, Solbraa, wolf territory

Förord

GRENSEVILT är ett samarbetsprojekt mellan Sveriges lantbruksuniversitet och Høgskolen i Innlandet och är finansierat av Interreg Sverige-Norge, Hedmark fylkeskommune, Formas och Naturvårdsverket. Projektet har utarbetat sex vetenskapliga rapporter, ett flygblad som sammanfattar svensk och norsk förvaltning av älg, varg och järv, och en digital tidslinje om svensk och norsk viltförvaltning bakåt i tiden. Dessutom har projektet publicerat animeringar av GPS-sändarförsedda älgar, vargar och järvar i projektets [Youtube-kanal](#). Under projektets gång har flera vetenskapliga och populärvetenskapliga publikationer publicerats. En översikt och länkar till dessa för nedladdning finns på [projektets hemsida](#). Utöver detta finns två överordnade rapporter där den första är slutrapporteringen till Interreg Sverige-Norge där vi redogör för alla aktiviteter inom GRENSEVILTs verksamhet. Den andra rapporten summerar de viktigaste forskningsresultaten, arbetet med resursgruppen och kommunikationsarbetet inom GRENSEVILT.

Rapporter, flygblad och digital tidslinje

[GRENSEVILT – slutrapport till Interreg Sverige-Norge](#)

Camilla Wikenros, Barbara Zimmermann, Malin Aronsson, Ane Eriksen, Karen Marie Mathisen, Jens Persson, Håkan Sand & Petter Wabakken

[GRENSEVILT – reduksjon av grensebarrierer for skandinavisk viltforvaltning](#)

Barbara Zimmermann, Camilla Wikenros, Ane Eriksen, Malin Aronsson, Giorgia Ausilio, Karen Marie Mathisen, Kristoffer Nordli, Jens Persson, Håkan Sand & Petter Wabakken

[Forvaltning på tvers – en oversikt over viltforvaltning og -overvåkning i Norge og Sverige](#)

[Viltforvaltning i Sverige og Norge tilbake i tid – digital tidslinje](#)

[Vandringsmønster hos GPS-försedda älgar i GRENSEVILT – konsekvenser för förvaltningen](#)

Håkan Sand, Barbara Zimmermann, Erik Berg, Beata Bramorska, Ane Eriksen, Camilla Wikenros, Giorgia Ausilio, Cecilia Miltz, Laura Niccolai & Petter Wabakken

Elgvandringer i grenseland med følger for skogbruk, jakt og rovdyr

Barbara Zimmermann, Karen Marie Mathisen, Giorgia Ausilio, Håkan Sand, Camilla Wikenros, Ane Eriksen, Kristoffer Nordli, Petter Wabakken, Malin Aronsson, Jens Persson, Irene Garcia Cuesta, Paige Hellbaum, Ruben Leroy, Anne Loosen, Oliver de Marcenac, Rebecca Partemi, Sara Skybak, Jonas Sveum, Miwa Tajima & Erik Versluijs

Avskjutting av älg över tid och rum – effekter av rovdjur och skogsbruk

Camilla Wikenros, Barbara Zimmermann, Håkan Sand, Ane Eriksen, Petter Wabakken & Cecilia Di Bernardi

Predationsstudier på varg inom projekt GRENSEVILT – en jämförelse mellan nya och tidigare studier

Håkan Sand, Barbara Zimmermann, Camilla Wikenros & Petter Wabakken

Järven i Inre Skandnaviens skogslandskap – områdesbruk, födoval och reproduktion

Malin Aronsson, Jens Persson, Barbara Zimmerman, Johanna März, Petter Wabakken, Rick Heeres & Kristoffer Nordli

Interaktioner mellan järv, varg och människa – nyttjande av vargdödade klövdjur och slaktrester från älgjakten

Camilla Wikenros, Malin Aronsson, Kristoffer Nordli, Giulia Amato, Giorgia Ausilio, Erik Versluijs & Jens Persson

Innholdsfortegnelse

1. Innledning	10
2. Metoder	14
2.1. Studieområde	14
2.2. Elgens fordeling	18
2.2.1. Elgmøkk telling.....	18
2.2.2. Fordeling av elgmøkkhauger	19
2.2.3. Fra møkketetthet til elgtetthet og antall elg.....	20
2.3. Områdebruk til ulv	21
2.3.1. GPS-merking av ulv	21
2.3.2. Beregning av ulvens områdebruk	21
2.4. Elgbeite	22
2.4.1. Elgbeiterregistrering	22
2.4.2. Beregning av beitegrad og skadegrad	22
2.4.3. Nasjonale terskler	24
2.5. Elgjakt	25
2.5.1. Jaktstatistikk.....	25
2.5.2. Sammenligning av fellingstall med elgtetthet, beitegrad og skadegrad	
26	
3. Resultat	27
3.1. Elgens fordeling endrer seg med årstid.....	27
3.2. Hvordan påvirkes ulv av elgtrekket?	31
3.3. Elgtrekk påvirker fordelingen av beitetrykk og beiteskader	34
3.4. Elgjakt i en trekkende elgbestand	38
4. Diskusjon	42
4.1. Elgbestandens puls i studieområdet	42
4.2. Fordelingen av elg endrer seg med årstid	43
4.3. Ulven holder stabile revirgrenser, men tilpasser aktiviteten til elgens	
vinterfordeling	44

4.4. Elgens regionale ansamlinger om vinteren forklarer beitegraden, men ikke skadegraden på furu	45
4.5. Lite beitegrad eller et skogbruk i alvorlig krise?	45
4.6. Bestandsregulering gjennom jakt utfordres av ulike målsetninger, elgvandringen og ulv	46
4.7. Forvaltningsimplikasjoner	47
Referanser	49
Takk	53
Vedlegg	54

1. Innledning

Tenk deg Finnskogen for 10.000 år siden: tørre furumoer på lavmark vekslet med store myrer, og på de frodigere plassene var det et åpent skoglende med store grassletter. Mange forskjellige klauvviltarter både levde av og formet barskogen: villreinen (*Rangifer tarandus*) kom trekkende til det snøfattige innlandet om høsten for å beite på lavmark, graseterne mammut (*Mammuthus primigenius*), villhest (*Equus ferus*), urokse (*Bos primigenius*), visent (*Bison bonasus*) og kronhjort (*Cervus elaphus*) holdt skogen åpen, og kvisteterne elg (*Alces alces*) og rådyr (*Capreolus capreolus*) forsynte seg av lauvkrattet langs vassdrag og bever- (*Castor fiber*) dammer¹⁻³. Det nordlige klimaet satt en tydelig puls på dyrenes forflytninger: Når snøen dekket til landskapet, måtte bakkespiserne trekke til snøfattige områder lenger sør og øst. Den eneste klauvviltarten som klarte seg i Finnskogens vinterlandskap var elgen. Med sine lange bein og en fordøyelsestrakt som tålte mange kilo kvist om dagen, var det nok å trekke ned til dalbunner og lokale områder med mindre snø for å finne mat. For ulven (*Canis lupus*) som hevder samme revir sommer og vinter, var dermed elgen den viktigste vinterføden.

I dag er det bare elgen igjen av klauvviltet i Finnskogen, og lokalt litt hjort og rådyr. Det er ikke lenger klauvviltet som former barskogen, men vi mennesker som bruker skogen til egen nytte. Barskogen i dag er i all hovedsak produksjonsskog, med tette bestand av furu og gran. Etter innføring av bestandsskogbruket på midten av 1900-tallet har barskogen blitt et lappeteppe av ensaldrede bestand som i skogbruket deles inn etter hogstklasser, fra hogstflater til ungskog, tynningsbestand og hogstmoden skog før avvirkning. For elgen, som så vidt slapp unna utryddelsen på begynnelsen av 1900-tallet⁴, er den ”nye” barskogen full av mat: De åpne ungskogflatene gir gode vekstvilkår for lauvkratt, i hogstmodne bestand finnes det mye blåbærlyng, og når snøen dekker til, klarer elgen seg også på furuskudd som er i tilgjengelig høyde. Omlegging av skogbruket fra plukk- til flatehogst regnes som en viktig forklaring for elgens eksplosive bestandsutvikling etter 1950⁵, i tillegg til innføring av rettet avskyting som verktøy til å bevare viltarter og regulere høsting av disse⁶.

Denne dynamikken har gjort at elg har blitt en viktig tilleggsnæring for noen grunneiere og en kulturbærer for folk lokalt, knyttet til jakt-, mat- og naturopplevelser⁷. Elgen brukes i regionens markedsføring for å lokke turister og jegere fra nært og fjernt. Men elgen har også blitt en kilde for konflikt med utspring

i beiteskader på produksjonstrær og økt fare for påkjørsler med til dels alvorlige konsekvenser for folks liv og helse.

Interessekonflikten rundt elgjakt og skogbruk er sammensatt: Mens grunneieren har eiendomsrett over trærne på sin eiendom, eier den ikke viltet, men bare jaktrettighetene på det. Verdien av et tre blir først løst ut etter 80-100 år, når det blir til tømmer, mens avkastning og opplevelser fra elgjakt skjer årlig. Trærne står på samme plass, mens elgen beveger seg på tvers av eiendomsgrenser. Om høsten, når jakta er i gang, har elgen fortsatt tilgang til bærlyng og vil ikke forsyne seg av furubar. Skadene på produksjonstrær oppstår hovedsakelig i elgens vinterområder, når jakten er over eller er vanskelig å gjennomføre. Dermed er det ikke nødvendigvis den samme grunneier som har både kostnaden med elg i form av beiteskader og goder fra elg i form av høsting. Grunneieren er derfor nødt til å samarbeide med naboene om elgforvaltningen. Grunneiernes motivasjon, verdsett og interesser kan være nokså ulike og vil avhenge av eiendomsstørrelse, produktivitet, tradisjoner og mye mer.



Figur 1. Om vinteren trekker elgen til mer snøfattige områder og beiter på unge produksjonstrær av furu når det ikke er nok lauvkratt tilgjengelig. Til tross for at elgen regnes som en solitær art, kan den finnes i større flokker om vinteren, slik som her i en furubestand på svensk side i studieområdet. Bilde: Jon M. Arnemo

Midt opp i dette har ulv og bjørn (*Ursus arctos*) kommet tilbake til Finnskogen⁸. Rovdyrene tar sin del av elgbestanden⁹⁻¹¹, og derfor må forvaltningen ved tildeling av elgkvoter ta hensyn til rovdynenes tetthet^{12,13}. Til tross for at rovdynene kan hjelpe til med å redusere elgbestanden og beiteskadene i skogen, er ofte

jaktrettighetshaverne ikke særlig fornøyd med å måtte dele elgen med ulv og bjørn. I tillegg er ulven en fare for jakthunder.

Forvaltningens oppgave er å avhjelpe med disse interessekonfliktene og samtidig ta vare på viltbestander og et fungerende skogøkosystem. Det krever at man legger til rette for samarbeid mellom ulike aktører, utvikler og gjennomfører systematisk overvåking av skog, elg og rovdyr, setter regulerende jaktkvoter, utarbeider avbøtende tiltak mot beiteskader utover jakt, og veileder grunneiere og deres sammenslutninger. Denne prosessen skal være dynamisk og tilpassningsdyktig ved å sørge for at ny kunnskap og endringer påvirker forvaltningsbeslutningene, som i sin tur skal overvåkes for å kontinuerlig forbedre og tilpasse forvaltningen. Dette kalles adaptiv forvaltning.

Et viktig grep i elgforvaltningen er å avgrense samarbeidsområder slik at de i størst mulig grad omfavner en hel elgbestand. En slik avgrensning følger i dag ofte eksisterende administrative grenser, slik som riks-, läns- og kommunegrenser, fordi det her allerede finnes et tilrettelagt system og en kultur for styring og samarbeid. Disse administrative inndelingene er ikke nødvendigvis optimale i forhold til elgens områdebruk. Riksgrensen mellom Norge og Sverige for eksempel følger for det meste høydedragene, ikke dalførene som hadde vært et mer naturlig skille mellom lokale elgbestander¹⁴. Dette er veldig tydelig i Finnskogen, hvor riksgrensa og länsgransen mellom Värmland og Dalarna ligger midt på kjølen, som streket opp med lineal i stedet for at de følger landskapet.

Sverige og Norge har bygget hver sitt forvaltningssystem for skog og elg, basert på hver deres historikk, økonomi, eiendomsstruktur og mye mer. Mens for eksempel kommunene har et viktig ansvar for elgforvaltningen i Norge, er det blitt dannet Älgforvaltningsområder (ÄFO) under länsstyrelsene som har en lignende funksjon på svensk side¹⁵. De to landene har utviklet hver sin metode for å overvåke elgens påvirkning på skog og bruker ulike målinger og terskelverdier i elgforvaltningen. Mens man i Norge hovedsakelig bruker Solbraa-metoden¹⁶ og konkluderer ut ifra elgens utnyttelse av beitegrunnet (beitetrykk på tilgjengelige skudd), fokuserer man i den svenske Äbin-metoden på skader på trestammen til produksjonstrær¹⁷.

I denne rapporten har vi tatt for oss et sammenhengende område i nordre Finnskogen, begrenset av Glomma i vest, Trysilelven-Klarälven i øst, og riksvei 25 mot nord. Avgrensningen er begrunnet i at dette området omfatter store deler av en lokal elgbestand, ifølge lokal kunnskap, et tidligere merkeprosjekt¹⁸ og GPS-merking i prosjektet GRENSEVILT. Området har en utpreget nord-sør gradient med avtagende snødybde, noe som gjør at elg som har sine sommerområder lengst nord, trekker til vinterbeiteområder lenger sør. Vi kartla elgens fordeling og tetthet i dette området for både vinter og sommer ved hjelp av elgmøkkteillinger.

Hovedmålet med denne rapporten var å studere hvordan elgen og dens vandring påvirker rovdyr, skogbruket og jakt. Hvordan påvirker elgvandringen

rovdyrenes områdebruk? Hvorvidt kommer elgens sesongvandring til uttrykk i beiting på ungsjogsflater? Hvordan er fordelingen mellom kostnader og goder forbundet med elg?

Vi hadde følgende delmål:

- 1) Forstå hvilke landskaps- og klimatiske faktorer som påvirker elgens fordeling sommer og vinter;
- 2) Finne ut om ulven endrer sin områdebruk i takt med endringen i elgfordelingen sommer og vinter.
- 3) Kartlegge beite- og skadegraden på furu over hele arealet og forstå hvorvidt lokale variasjoner kunne forklares med årstidsavhengig elgtetthet og andre faktorer;
- 4) Sammenligne utfallet av de to nasjonale beitetakstmetodene med hver sine indikatorer og terskler på elgforvaltningen
- 5) Undersøke hvorvidt variasjon i jaktuttaket kunne forklares med elgens sommertetthet, og om elgens vintertetthet ble gjenspeilet av høstens jaktuttak
- 6) Finne ut om det var en sammenheng mellom jaktuttaket og beite- og skadegraden på furu mellom ulike jaktområder
- 7) Diskutere hvordan elgforvaltningen kan forbedres i lys av interessekonfliktene.

2. Metoder

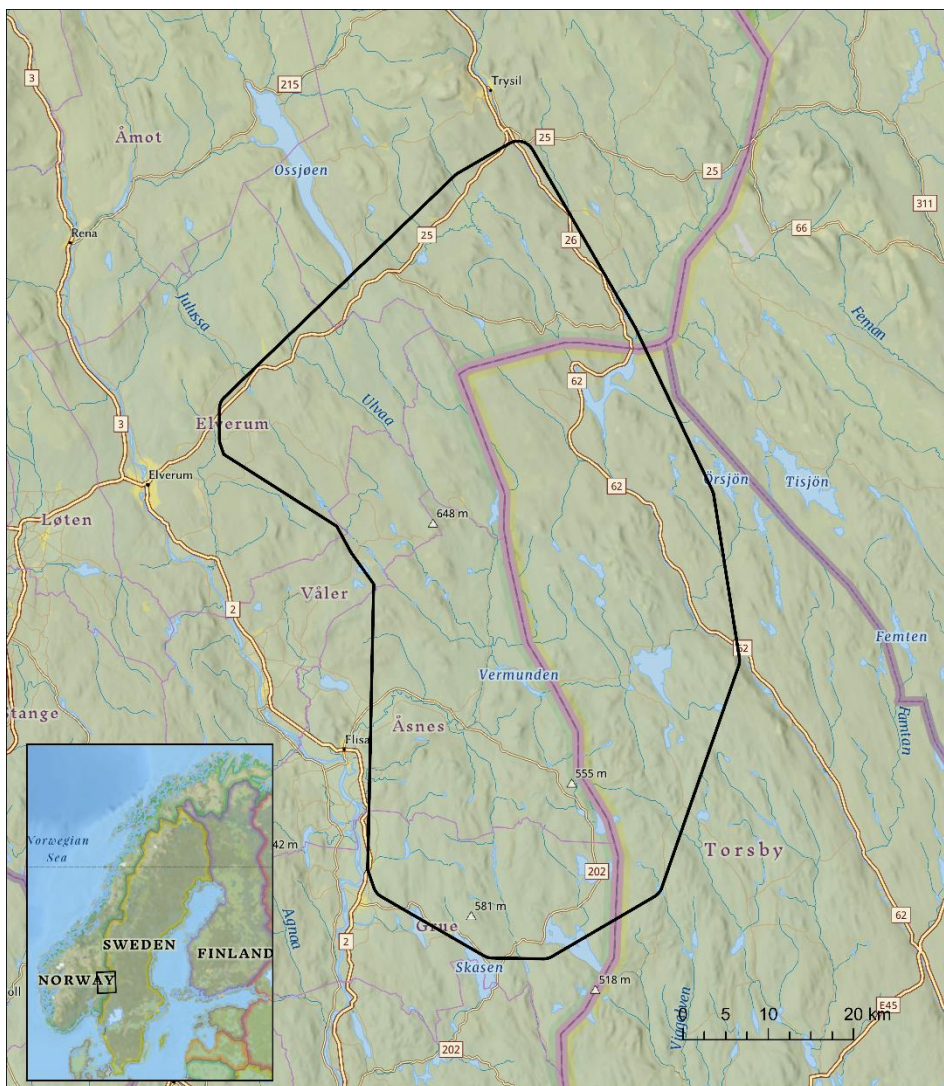
2.1. Studieområde

Studieområdet i nordre Finnskogen hadde et totalareal på 3530 km², hvorav to tredjedeler (2280 km², 64,5%) lå i Innlandet fylke i Norge og 1250 km² i Värmlands län i Sverige (Figur 2). Arealet var fordelt på de norske kommunene Grue (10,5% av studieområdets areal), Åsnes (20,4%), Våler (8,4%), Elverum (10,4%), Trysil (14,8%), og svenske Torsby kommune (35,5%). Det var begrenset mot øst av Trysilelven på norsk side, og strekte seg over Klarälven og nesten til Länsgrensen mellom Värmland og Dalarna på svensk side av grensen. Mot vest gikk studieområdet nesten til Glomma. Mot nord var riksvei 25 mellom Elverum og Trysil avgrensningen og mot sør Fylkesvei 201 og innsjøen Røgden.

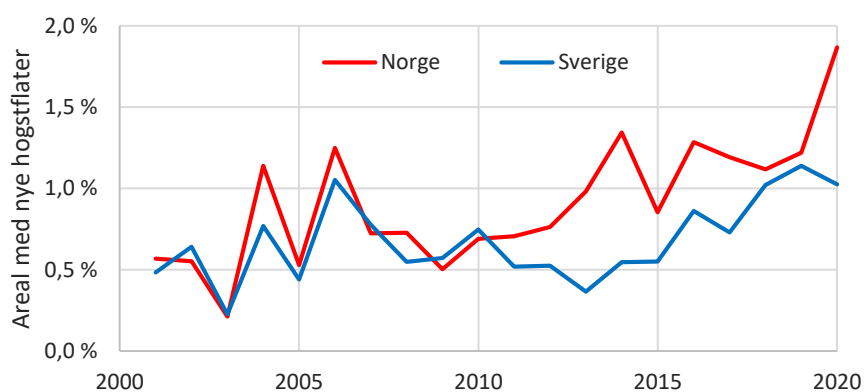
Studieområdet bestod av 81,1% skog (2857 km²), 13,3% myr (469 km²), 3,1% innsjø (110 km²), 1,7% dyrket mark (59 km²) og 0,8% bebyggelse og andre arealtyper (28 km²). Skogen var dominert av bartreartene furu og gran, med innslag av bjørk som den hyppigste lauvtrearten, fulgt av selje, rogn, osp og or. Skogen var i all hovedsak produksjonsskog.

Skog dekket 79,2% av den norske og 84,7% av den svenske delen av studieområdet. For å beskrive andelen ungskog benyttet vi oss av et årlig oppdatert, globalt datasett på reduksjon av trekronedekning¹⁹. Rundt en sjettedel av skogen (471 km², 16,5%) var ungskog på 20 år eller mindre i 2020, og andel ungskog var 4,7 prosentpoeng høyere i Norge (18,2% av skogarealet) enn i Sverige (13,5%) (Figur 3, Figur 4). Arealet med nye hogstflater mer enn doblet seg fra 2,8% i perioden 2001 - 2005 til 6,0% i perioden 2016 – 2020, men økningen var mer markant i Norge (6,7%) enn i Sverige (4,8%). Med andre ord var det mer hogstaktivitet i Norge enn i Sverige gjennom de siste 20 år (Figur 3).

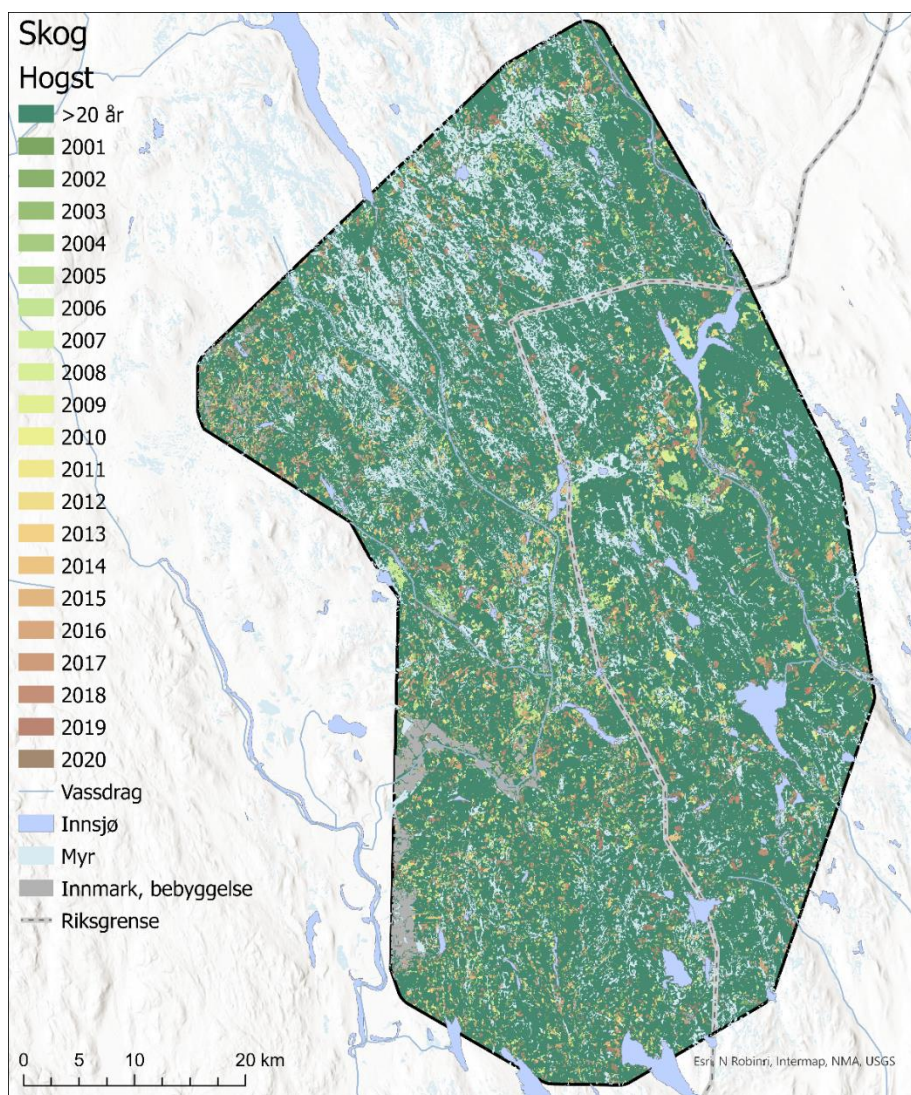
Studieområdet hadde et utstrakt nett med skogsbilveier (0,92 km/km²). Derimot var det lite asfalterte veier (0,23 km/km²) og bygninger (alle typer hus, hytter og koier, 2,77/km²).



Figur 2. Studieområdet avgrenset som svart polygon dekket den nordlige Finnskogen på begge sider av riksgrensen mellom Norge og Sverige.

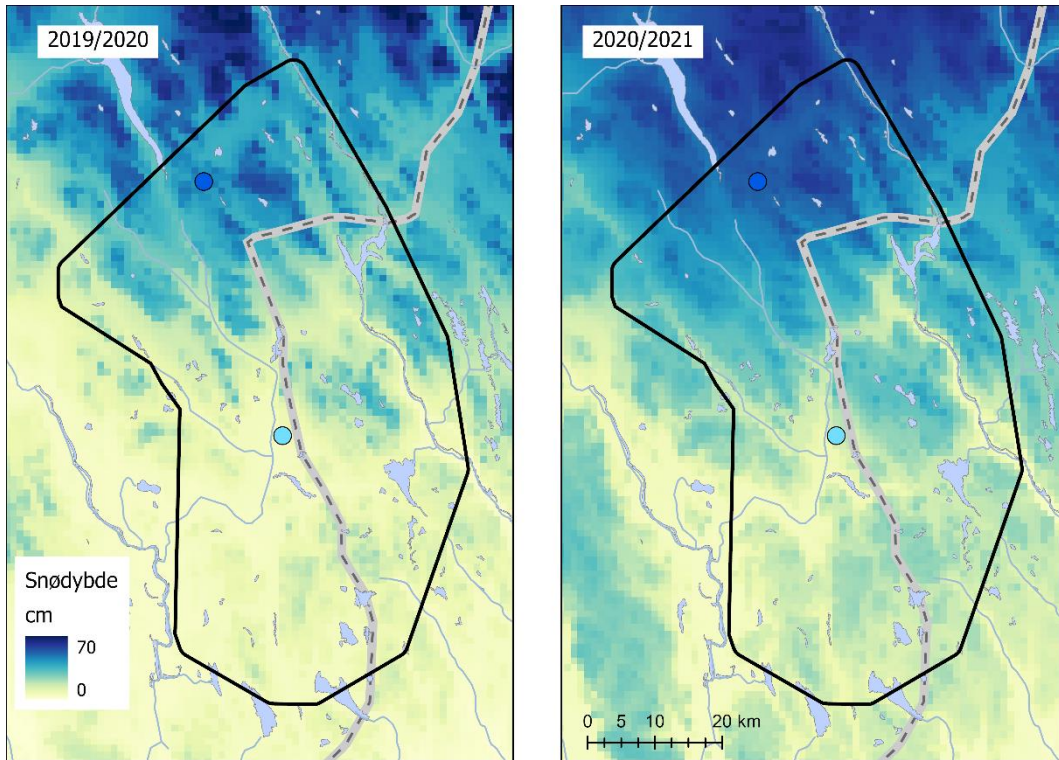


Figur 3. Prosent av skogarealet som ble avvirket hvert år i perioden 2001-2020 for den norske og svenske delen av studieområdet i Nordre Finnskogen. Beregningen er basert på kart over årlig tap av kronedekke¹⁹.

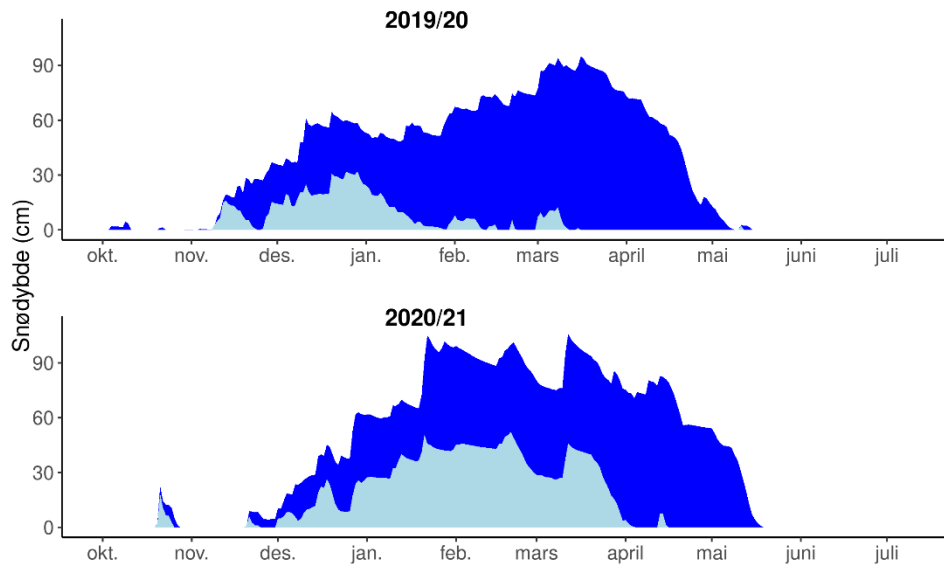


Figur 4. Hogst gjennomført i studieområdet i tidsrommet 2001-2020. Ungskog 20 år eller yngre utgjorde 16,5% av skogarealet i 2020. Dataene er hentet fra Global Forest Watch¹⁹.

Laveste punkt i studieområdet var på 125 m over havet lengst sørvest, mens høyeste punkt på 743 m over havet var lengst nord. Den markante endringen i høyde over havet fra nord til sør var også opphav for en utpreget klimatisk nord-sør gradient med snørike områder lengst nord og snøfattige områder fra midten av studieområdet og sørover (Figur 5). I begge de to vintrene 2019/20 og 2020/21 la snøen seg for godt i midten av november (Figur 6). Den første vinteren var snøfattigere enn andre vinter. Allerede i slutten av januar var nesten all snøen borte i de sørligste to tredjedeler av studieområdet, og det ble borte fra midten av mars, mens snøen holdt seg til begynnelsen av mai lengst nord. Vinteren 2020/21 var snørik, og barmarksperioden begynte ikke før i begynnelsen av april i den sørlige delen av studieområdet, og langt ut i mai lengst nord (Figur 6).



Figur 5. Gjennomsnittlig snødybde i perioden 15. oktober til 15. mai for vintrene 2019/20 og 2020/21. Snømodell-data fra NVE²⁰. Markørene viser måleplassene for utviklingen i Figur 6.

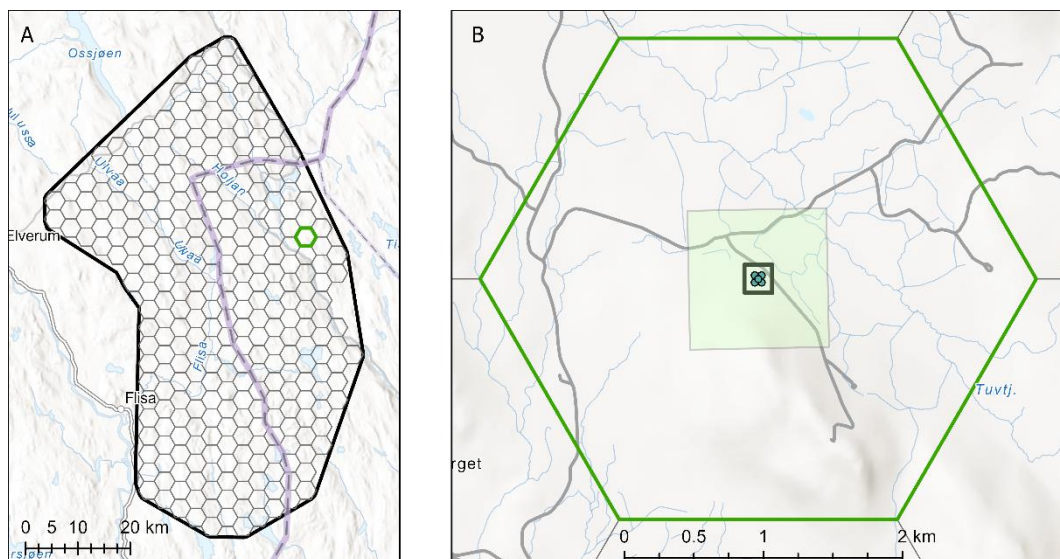


Figur 6. Utviklingen i snødybde for vinter 2019/20 og 2020/21. Mørkeblå er lengst nord i studieområdet, og lyseblå er i sør, se markører i Figur 5.

2.2. Elgens fordeling

2.2.1. Elgmøkkteiling

Vi gjennomførte elgmøkkteilinger på våren 2020 og 2021 for beregning av vintertetthet, og høsten 2020 og 2021 for beregning av sommertetthet av elg. For dette delte vi studieområdet inn i et nettverk av sekskanter med 2 km sidelengde (Figur 7). Senterpunktet i hver sekskant var den sentrale prøveflaten i en klynge på fem prøveflater. De fem prøveflatene var ordnet som femmeren på en terning, og sidelengden på kvadratet som ble dannet av de fire ytre prøveflatene var 50 m. Klyngen av fem prøveflater er heretter kalt «rute» (Figur 7). Hvis noen av prøveflatene i ruten befant seg i vann eller på vei, ble hele ruten forskjøvet 50 m i nordlig, østlig, sørlig eller vestlig retning. Hvis plasseringen fortsatt var uegnet, ble ruten forskjøvet om 100 m, 150 m eller 200 m, med samme rekkefølge på retningen. Uten forskyving var avstanden mellom rutene 3,5 km.



Figur 7. Studiedesign for møkkteiling og beitetakst. Studieområdet var delt inn i sekskant med 2 km sidelengde (A). I sentrum av sekskanten (B) lå ruten på 50*50 m med de fem prøveflatene på 100 m² for elgmøkkteiling. Summen av elgmøkkhaugene per rute ble deretter sammenlignet med habitatet i kvadratet på 200*200 m (svart rektangel). For beitetaksten ble ungskogsflater i de midterste 1 km² (lysegrønt kvadrat) undersøkt

Sentrumskoordinaten til prøveflatene ble lagt inn i en GPS, oppsøkt i felt og merket med et malt bambusstikk. Vi festet en snor på 5,64 m på senterpunktet for å avgrense prøveflaten på 100 m². Vi talte opp antall elgmøkkhauger ved å gå i sikksakk mellom sentrum og grensen, først med og deretter mot klokken. Etter optelling ble haugene fjernet fra prøveflaten, slik at den i neste telleperiode kun inneholdt møkk fra foregående halvår. Ved første teiling på våren 2020 var flatene ikke rensset høsten før. Her skilte vi vinterens møkk fra eldre møkkhauger ved en

visuell bedømming av haugens posisjon i forhold til vegetasjon, hvor mye den var inngrodd, perlenes overflate og deres innvendige farge.

2.2.2. Fordeling av elgmøkkhauger

For å beregne fordelingen av elgmøkkhauger i rom laget vi først en modell som forklarte hvor mange møkkhauger vi fant på rutene, og deretter brukte vi denne modellen for å forutsi møkketettheten over hele studieområdet.

Forklaringsvariablene som ble tatt med i modelleringsprosessen var tatt fra digitale kart (Tabell 1). Vi beregnet gjennomsnittet eller arealandelen for disse i et forstørret kvadrat på 200*200m rundt rutene på 50*50m (Figur 7). Vi valgte et litt større utsnitt enn rutenes areal, da vi forventet at landskapet rundt ruten også ville ha en påvirkning på hvor mye tid elgen brukte på et spesifikt sted. I vintermodellen var snødybde og Y-koordinat sterkt korrelert ($r > 0,6$), og derfor ble Y-koordinat ikke tatt med som en forklaringsvariabel i disse modellene. I sommermodellene testet vi effekten av interaksjonen mellom X- og Y-koordinatene, samt enkeltvis.

Tabell 1. Forklaringsvariabler brukt i modelleringen av antall møkkhauger per rute. Beregninger ble gjennomført i ArcGIS Pro 2.8.

Kategori	Variabel	Beskrivelse	Kilde
Rom	X-koordinat (m)	Vest-øst-koordinat i UTM sone 33, WGS 84	
	Y-koordinat (m)	Sør-nord-koordinat i UTM sone 33, WGS 84	
Landskap	Relativ høyde over havet (m)	Avviket fra gjennomsnittlig høyde over havet (polynomial trend i digital høydemodell)	Digital høydemodell EU-DEM v1.1 fra Copernicus, 25 m pixelstørrelse
	Helning (grad)	Helningsgrad beregnet fra høydemodellen	EU-DEM v1.1
	Solinnstråling sommer (kWt/m ²)	Teoretisk mengde solenergi i jun-aug gitt skyfri himmel, beregnet fra høydemodellen.	EU-DEM v1.1
	Solinnstråling vinter (kWt/m ²)	Teoretisk mengde solenergi i des-feb gitt skyfri himmel, beregnet fra høydemodellen.	EU-DEM v1.1
Habitat	Andel ungskog (0-1)	Arealandel dekket med ungskog <16 år	Global Forest Watch ¹⁹ , 25 m pixelstørrelse
	Andel myr (0-1)	Arealandel dekket med myr	N50 arealdekke i Norge, GSD terrängkartan i Sverige, vektor 1:50 000
Infrastruktur	Avstand til vei	Avstand til nærmeste vei	Kategoriene R,F,K,P fra N50-kart Norge, Allmäna og Enskilda vägar i Sveriges kart 1:100 000
	Bygningstetthet (bygninger per km ²)	Gjennomsnittlig antall bygninger innenfor 1 km radius	Alle bygninger i matrikkeldata Norge og Lantmäteriet
Klima	Snødybde	Gjennomsnittlig snødybde 15. okt-15. mai	Beregnet fra snømodellen fra NVE ²⁰ , 1 km pixelstørrelse

For hvert år og årstid brukte vi generelle additive modeller (GAM) for å forklare variasjonen i antall møkkhauger per rute. Telleperiodens varighet ble lagt til som offset-variabel, for å korrigere for hvor mange dager elgen hadde tilgang til prøveflatene mellom siste og innværende telling. Fordi det var en overvekt av ruter med ingen eller få møkkhauger, passet en negativ-binomial fordeling best for responsvariabelen. Vi brukte AIC-modellseleksjon for å finne fram til den beste modellen, dvs. modellen som har høy forklaringsgrad og lav kompleksitet. Det innebærer også hvorvidt sammenhengen mellom respons- og forklaringsvariabler er lineær eller ikke-lineær.

For å beregne elgmøkk tettheten for hele arealet basert på den beste modellen delte vi studieområdet i kvadrater på 200*200 m, beregnet gjennomsnittet eller arealandel av de samme variablene (Tabell 1) for hvert kvadrat, og brukte disse verdiene for å forutsi antall møkkhauger per dag for hvert kvadrat. Vi interpolerte deretter den beregnede møkk tettheten ved å for hvert sted i studieområdet inkludere de nærmeste 15 kvadratene i en omvendt avstandsvektet gjennomsnittsberegning (IDW). Dette resulterte i en noenlunde glattet fordeling som tar høyde for at elgen beveger seg mellom ulike habitatflekker i løpet av et døgn.

2.2.3. Fra møkk tetthet til elg tetthet og antall elg

Tetthet av elgmøkkhauger på en liten romlig skala er en god indeks for hvor lenge en rute har hatt besøk av elg, og man kan på denne måten si noe om hva som er foretrukket eller ikke-foretrukket habitat²¹. Men man kan ikke si noe om hvor mange elger som har vært på ruten, da det like godt kan være én elg som har vært der mye, som flere elger som har vært der litt. Å regne om fra tetthet av hauger til tetthet av elg kan derfor bare gjøres for større arealer på flere titalls kvadratkilometer. Tidligere studier har vist at elgmøkk tellinger utført på våren egner seg godt for å beregne antall elg som hadde tilhold i slike områder gjennom vinteren²². For omregningen anvendes det en defekasjonsrate, dvs. hvor ofte elgen skiter i løpet av et døgn. Den er estimert til et gjennomsnitt på 14 hauger per døgn på vinteren^{22,23}. Det mangler gode estimat for defekasjonsraten på sommeren. Vi har anvendt samme rate også for sommeren, men det er viktig å påpeke at sommerestimatene er mer usikre enn vinterestimatene.

2.3. Områdebruk til ulv

2.3.1. GPS-merking av ulv

Ulv ble bedøvet fra helikopter og deretter merket med GPS-halsbånd av merke Vertex Plus (Vectronic GmbH). Merkingen ble gjennomført etter fast prosedyre ²⁴ og var godkjent av Mattilsynet i Norge (vedtak nr. 15370) og Djurförsöksetisk nämnd i Sverige (Dnr: 5.8.18-18473/2020). Vi programmerte GPS-halsbåndene til å ta posisjoner i faste 4-timers intervaller gjennom hele året. Noen ganger ble posisjonering intensivert for spesifikke studier, men i denne rapporten har vi bare anvendt oss av firetimers-posisjonene.

2.3.2. Beregning av ulvens områdebruk

Vi ønsket å teste hvorvidt ulvene tilpasset sin arealbruk til endringer i elgfordelingen fra sommer til vinter.

Vi beregnet helårsreviret til ulvene for tidsperioden 1. oktober til 30. september. For dette brukte vi metoden minimum konveks polygon MCP som inkluderer samtlige posisjoner og lager et polygon med de ytterste posisjonene som hjørnepunkter. Vi beregnet også kvartalsvise leveområder ved bruk av MCP-metoden, for oktober-desember, januar-mars, april-juni, og juli-september. I tillegg beregnet vi ulvenes kvartalsvise aktivitetsområder, definert som området med de 50% av posisjonene som ligger nærmest til hverandre. Det kan tolkes som området der ulvene har tilbrakt minst 50% av sin tid. For dette anvendte vi kernel-metoden med individuell referanse-båndvidde, og avgrenset aktivitetsområdet med 50%-isopleten.

For helårsreviret og de kvartalsvise områdene beregnet vi arealet og gjennomsnittlig elgmøkketthet fra fordelingskartene generert i kap. 2.2. Dette regnet vi så om til antall elg per område ved å bruke elgens gjennomsnittlige defekasjonsrate på 14 hauger per døgn. Deretter sammenlignet vi andelen av arealet med andelen av elg i aktivitetsområdet for hver flokk. Den begrensede datamengden tillot ikke noe form for statistisk testing.

2.4. Elgbeite

2.4.1. Elgbeiteregistrering

I mai og juni 2021 gjennomførte prosjektet en storstilt elgbeitetakst i studieområdet i nordre Finnskogen. For utvelgelse av prøvebestand ble det først laget et digitalt kart over ungskogbestand, basert på AR-16 ressurskart, datasettet Global Forest Watch som beskriver årlig tap av kronedekke, samt satellittbildetolkning. Deretter ble det lagt et rutenett på 80*80 m over et kvadrat på 1 km², med ruten for elgmøkkellingen som sentrum (Figur 7). Alle hjørnepunktene som falt innenfor ungskogbestand ble identifisert som mulige prøveflater. Prøveflatene ble oppsøkt i felt og vurdert om de var egnet til beitetakst. Kravene var at det skulle være furuforyngelse, og at furutrærnes gjennomsnittshøyde skulle ligge mellom 0,5 – 4 m. Flere flater viste seg å ikke være egnet da de lå utenfor ungskogbestand, fordi bestanden var eldre/yngrer enn antatt, eller fordi det var granbestand.

Prøveflatene hadde en radius på 3,5 m, som tilsvarer et areal på 38,5 m². På prøveflatene ble det anvendt en kombinert metode av den norske Solbraa- og den svenske Äbin-metodikken. Tabell 2 viser variablene som ble registrert i et elektronisk skjema på nettbrett og i tillegg delvis dokumentert med fotografier.

2.4.2. Beregning av beitegrad og skadegrad

For beitegraden benyttet vi oss av beiteprosenten (Tabell 2), dvs. andel tilgjengelige skudd per furutre som var beitet i løpet av den siste vinteren. Vi summerte antall beitede og ikke-beitede skudd per sekskant, beregnet prosentandel beitede skudd og visualiserte beitetrykket i kart.

For å forklare variasjonen i beiteprosenten mellom ulike trær, ulike prøveflater og sekskant brukte vi generelle lineære kombinerte regresjonsmodeller (GLMM), der andel beitede skudd per tre var responsvariabelen. Modellene ble vektet med antall skudd per tre for å korrigere for ekstremverdier som kan oppstå for trær som har få skudd. Fordi trær på samme prøveflate og prøveflater i samme sekskant var sterkere korrelert med hverandre enn trær på ulike flater eller sekskant, inkluderte vi flaten ordnet i sekskant som tilfeldige variabler. Forklaringsvariablene kunne deles inn i tre nivåer: målinger utført på selve treet, målinger på prøveflate-nivå, og landskapsvariabler på sekskant-nivå. På tre-nivå inkluderte vi furutrees høyde som forklaringsvariabel. På flate-nivå var gjennomsnittlig trehøyde av de målte furutrær, tetthet av lauvtrær, og vegetasjonstype forklaringsvariablene. På sekskant-nivå inkluderte vi den beregnede gjennomsnittlige tettheten av elgmøkkhauger sommeren før og vinteren før beitetaksten, den relative høyden over havet, tetthet av skogsbilveier, tetthet av bygninger, og land (Tabell 1).

Tabell 2. Variabler registrert i den store beitetaksten gjennomført våren 2021 i nordre Finnskogen. Under variabelnavnet er det oppgitt om målingen inngår i Äbin- og/eller Solbraa-metoden.

Variabel	Beskrivelse	Klasser
Tynning Äbin	Rydding/tynning gjennomført	Ja/Nei
Vegetasjonstype Äbin	6 hovedtyper	Lav/mose: Furudominert, bunnskikte lavdominert, noe krekling, tørt, steinete Lyng: furudominert, bunnskikte lyngdominert, noe bærlyng Myr: fuktige myrområder, lite trær, noe lyng og multer Tyttebær: Blandingsskog furu/gran, bærlyng dominerer bunnskikte Blåbær: Blandingsskog furu/gran, blåbærlyng dominerer bunnskikte, mose Grass/urter: Grandominert, mye innslag av lauvtrær, bunnskiktet dominert av grassarter og mose.
Antall trær Äbin, Solbraa	Alle trær av furu, gran, rogn, pilbjørk, bjørk, osp, selje/vier på flaten	Antall per art
Trehøyde Äbin, Solbraa	Høyde på inntil 10 trær per art, hvis >10 trær på flaten, så måles trærne nærmest sentrum	I meter
For hvert av inntil 10 furutrær nærmest sentrum:		
Toppskudd beitet Äbin, Solbraa	Er toppskuddet beitet?	Ja, beitet i vinter Ja, beitet sist sommer Ja, beitet både sist sommer og i vinter Ja, bare gammel skade Nei, ingen skader Nei, men skader fra hare, smågnagere eller sykdom
Stamme knekt Äbin, Solbraa	Er stammen knekt?	Ja Nei Kommenter om det kan skyldes noe annet enn hjortevilt
Barkgnag Äbin, Solbraa	Bare gnag, skade fra feing er ikke inkludert. Barken må mangle på minst 25% av stammens omkrets	Ja, gnag fra i vinter Ja, gnag fra tidligere Nei Kommenter andre barkskader
Akkumulert beite Äbin, Solbraa	Treets samlede eksponering til beite over tid, inkludere både nye og gamle tegn etter beiting	Ikke beitet Lett beitet: Beiting bare på sideskudd Moderat: Beiting på toppskudd, ev sideskudd Intens: Beiting har ført til unormal eller endret trevekst Ødelagt: Treet står fortsatt, men er død eller døende av skadene Andre skader: Tegn på andre årsak enn beiting som endret veksten, f.eks. sykdom, smågnagere, hare
Beiteprosent Solbraa	Andel skudd (side og topp) per tre som er beitet. Bare skudd mellom 0,5 og 3 m over bakken. Beiting må være fersk, fra sist vinter.	Antall beitede skudd Antall ikke-beitede skudd
Land	I hvilket land ligger flaten?	Norge Sverige

For noen forklaringsvariabler testet vi også for en kvadratisk sammenheng, som betyr at den forventede sammenhengen mellom beitegrad og forklaringsvariabelen ikke er lineær, men heller hump- eller u-formet. Det gjaldt følgende variabler: Høyde på det målte treet, høyde på alle målte furutrær på prøveflaten, og tetthet av lauvtrær, skogsbilveier og bygninger. Vi testet først hver forklaringsvariabel enkeltvis, og bygget deretter opp en mer kompleks modell ved å legge til flere forklaringsvariabler, helt til modellen ikke lenger ville konvergere. Vi brukte AIC modellseleksjon til å finne fram til den beste modellen.

For andel skadde stammer tok vi bare med ferske skader av toppbeite, knekt stamme og barkgnag, ikke eldre skader. Vi summerte antall skadde trær og antall målte trær per sekskant og beregnet prosentandel trær med skader, for deretter å visualisere det i et kart.

For å forklare variasjonen i forekomst av stammeskade mellom ulike trær, prøveflater og sekskanter brukte vi generelle kombinerte regresjonsmodeller, der skadeforekomst var responsvariabelen (1 for skadet, 0 for ikke skadet). Vi brukte den samme modellstrukturen, de samme forklaringsvariablene og fremgangsmåten som for andel beitede skudd, se forrige avsnitt.

2.4.3. Nasjonale terskler

Norge og Sverige bruker ulike metodikk og ulike variabler når de anvender beitetakst i skog- og elgforvaltningen. I Norge er det beitegraden som er viktigst ¹⁶, mens det i Sverige er skadegraden, dvs. andel stammer med ferske skader. Begge de to metodene peker på viktigheten av å gjenta beitetaksten over flere år og se på gjennomsnittet heller enn å sammenligne enkelte år. Men de oppgir også retningslinjer for resultatene fra enkelte år, slik vi har fått det med den gjennomførte beitetaksten. Basert på ulike terskelverdier har de to metodene utviklet en trafikklysmoell med fire nivåer (her grønt, gult, rødt og svart, Tabell 3).

I Norge bygger trafikklysmoellen på andel beitede skudd i % av tilgjengelige, beitbare skudd. Andelen kategoriseres i beiteklassene Lite, Moderat, Betydelig og Overbeiting (Tabell 3).

I Sverige skriver Skogsstyrelsen for bedømming av resultatene fra beitetaksten for et enkelt år ²⁵: ”Skogsstyrelsen har angivit tolerabla och icke tolerabla skadenivåer i form av intervall för ett enstaka år.

- Under 5 procent skador (grön nivå) är en tolerabel nivå om skadorna ligger där över flera år.

- Mellan 5 och 10 procent skador (gul nivå) kan accepteras enstaka år om man långsiktigt hamnar under 5 procent i genomsnitt.

- Mellan 10 och 20 procent skador (röd nivå). Här är skadorna så svåra att det inte räcker med att man ligger nära 5 procent under flera år för att få ett tolerabelt flerårsmedelvärde. Balansen mellan älg och skog är här i allvarlig kris och betydande åtgärder behöver sättas in.

• *Ligger skadorna over 20 prosent (svart nivå) går det i princip inte bedriva tallskogsbruk langsiktig. Rent matematisk måste området ha flera år næstan helt utan skador for att langsiktig nå 5 prosent. På denna nivå finns egentligen inte något att diskutera. Älgstammen måste minskas kraftigt och omgående och hållas på en låg nivå under flera år.”*

Vi har brukt trafikklysmoellene til å framstille resultatene fra beitetaksten sett fra Solbraa- og fra Äbin-metodikken i kart.

Tabell 3. Trafikklysmoellen i elgforvaltningen basert på beitetakst i Norge og Sverige.

	Norge	Sverige
Trafikklys:	% beitede skudd (Solbraa)	% skadde stammer Äbin
Grønt	0-20% Lite beiting	0-5% Tolerabel
Gult	20-30% Moderat beiting	5-10% Akseptabel enkelte år
Rødt	30-40% Betydelig beiting	10-20% Alvorlig krise
Svart	>40% Overbeiting	>20% Skogbruk umuliggjort

2.5. Elgjakt

2.5.1. Jaktstatistikk

Vi fikk tilgang til jaktstatistikk (felt elg, fellingstetthet per jaktareal) for jaktårene 2019/20 og 2020/21 fra Hjorteviltregisteret og Viltrapporten på norsk side, og for Värmland fra Länsstyrelsernes database Älgdata (www.algdata.se) med valget «Historiska gränser» på svensk side. Som forvaltningsenhet brukte vi norske vald og svenske älgjaktområder, som er et samlebegrep for älgskötselområder (ÄSO) og lisensområder. Videre i teksten bruker vi ordet «jaktområder» som felles betegnelse for vald og älgjaktområder.

I den norske delen av studieområdet fikk vi tilgang til digitale kart over vald for kommunene Åsnes, Våler og Elverum, samt på Statskogs eiendom. Derimot måtte vi digitalisere valdgrensene lengst sør i studieområdet (Grue kommune) og i sørlige Trysil kommune, basert på papirkart. Det største valdet (Sve-Nor Elg) overlappet med både Våler og Trysil kommune, og for å oppnå en mer sammenlignbar størrelse med de andre jaktområdene, delte vi dette valdet i to langs kommunegrensen.

På svensk side fikk vi tilgang til digitale kart over älgjaktområder hos Länsstyrelsen i Värmland. Fordi jaktområdegrensene endret seg noe fra jaktår 2019/20 til 2020/21, laget vi et separat kart for hvert jaktår, og la til de norske valdgrensene.

2.5.2. Sammenligning av fellingstall med elgtetthet, beitegrad og skadegrad

Vi beregnet elgtetthet per jaktområde ved å trekke ut gjennomsnittlig tetthet av elgmøkkhauger fra elgfordelingskartene for hvert elgjaktområde og årstid. Fra tettheten av elgmøkkhauger (hauger/ha/dag) beregnet vi elgtetthet (elg/km²) ved å dele med 14 (defekasjonsrate, dvs. hvor ofte en elg skiter per dag) og gange med 100. For hvert jaktområde beregnet vi også antall registrerte, beitede og ubeitede furuskudd, og antall furutrær med og uten ferske stammeskader (toppbeite, knekt stamme, barkgnag). Dermed kunne vi for hvert jaktområde beregne gjennomsnittlig beitegrad (andel beitede skudd) og skadegrad (andel skadde stammer).

Vi undersøkte sammenhengen mellom fellingstetthet og elgtetthet ved å sammenligne (A) tetthet av elg vinteren 2019/20 med fellingstetthet høsten før for å teste om tettheten var lavere i områder med mer jakt; (B) fellingstetthet høsten 2020 med elgtetthet på sommeren 2020, for å teste om det var en positiv sammenheng mellom antall tilgjengelig elg og uttaket; og (C) tetthet av elg vinteren 2020/21 med fellingstetthet høsten 2020, for å igjen finne en effekt av jaktuttaket på bestanden i den påfølgende vinter. Vi brukte lineære regresjonsmodeller og testet forklaringsvariablene i kombinasjon med land (Norge, Sverige). Vi sammenlignet AIC til modellene og nullmodellen (ingen forklaringsvariabler) for å finne den beste modellen. På samme måte sammenlignet vi fellingstetthet høsten 2020 med andel beitede skudd og andel skadde trær gjennom vinteren 2020/21. Ideelt sett burde vi ha sammenlignet beitetakst-dataene med avskytingen i den påfølgende høsten 2021, men i skrivende stund er ikke jaktdata tilgjengelige for 2021. I regresjonsmodellene der vi sammenlignet jakt med beitegrad og skadegrad vektet vi jaktfelt med antall undersøkte prøveflater, fordi flere flater betyr at estimatet er sikrere.

3. Resultat

3.1. Elgens fordeling endrer seg med årstid

Studieområdet var dekket med totalt 308 ruter med fem prøveflater hver. Samtlige 1540 prøveflater ble oppsøkt i felt i de første tre elgmøkkteillingene. I den siste tellingen besøkte vi 210 av de totalt 308 rutene (Tabell 4). Vårtellingen begynte etter snøsmeltingen i mai lengst sør, og ble avsluttet lengst nord i juni. Høsttellingen foregikk gjennom september og ble avsluttet på norsk side rett før elgjakta 25. september, og i første halvdel av oktober i Sverige. Totalt fant vi 1937 møkkhauger fra elg, 112 hauger fra hjort og 65 hauger fra rådyr. Rådyrhauger ble bare talt opp i de innerste 10 m² til prøveflaten, mens elg og hjort ble registrert på hele flaten på 100 m². Den gjennomsnittlige tettheten av elgmøkkhauger per dag og rute var høyere om sommeren enn om vinteren, og vi fant den samme gjennomsnittlige tettheten i de to sommertellingene (Tabell 4).

Tabell 4. Oversikt over antall ruter undersøkt under møkkteillingen i Nordre Finnskog, med gjennomsnittlig telledato, varigheten på studieperiodene, antall elgmøkkhauger funnet og tetthet av hauger ± 2 standardfeil (SE).

Årstid	Ruter	Telldato	Studieperiode		Hauger			Elghauger $\pm 2SE$
	n	gj.	gj.dager	min-maks	Elg	Hjort	Rådyr	n/ha/dag
Vinter 19/20	308	20.05.2020	223	204-251	598	17	21	0,18 \pm 0,03
Sommer 20	308	29.09.2020	110	84-137	365	28	10	0,22 \pm 0,04
Vinter 20/21	308	26.05.2021	258	229-287	663	24	24	0,14 \pm 0,03
Sommer 21	210	14.09.2021	100	68-153	311	43	10	0,22 \pm 0,05
Sum					1937	112	65	

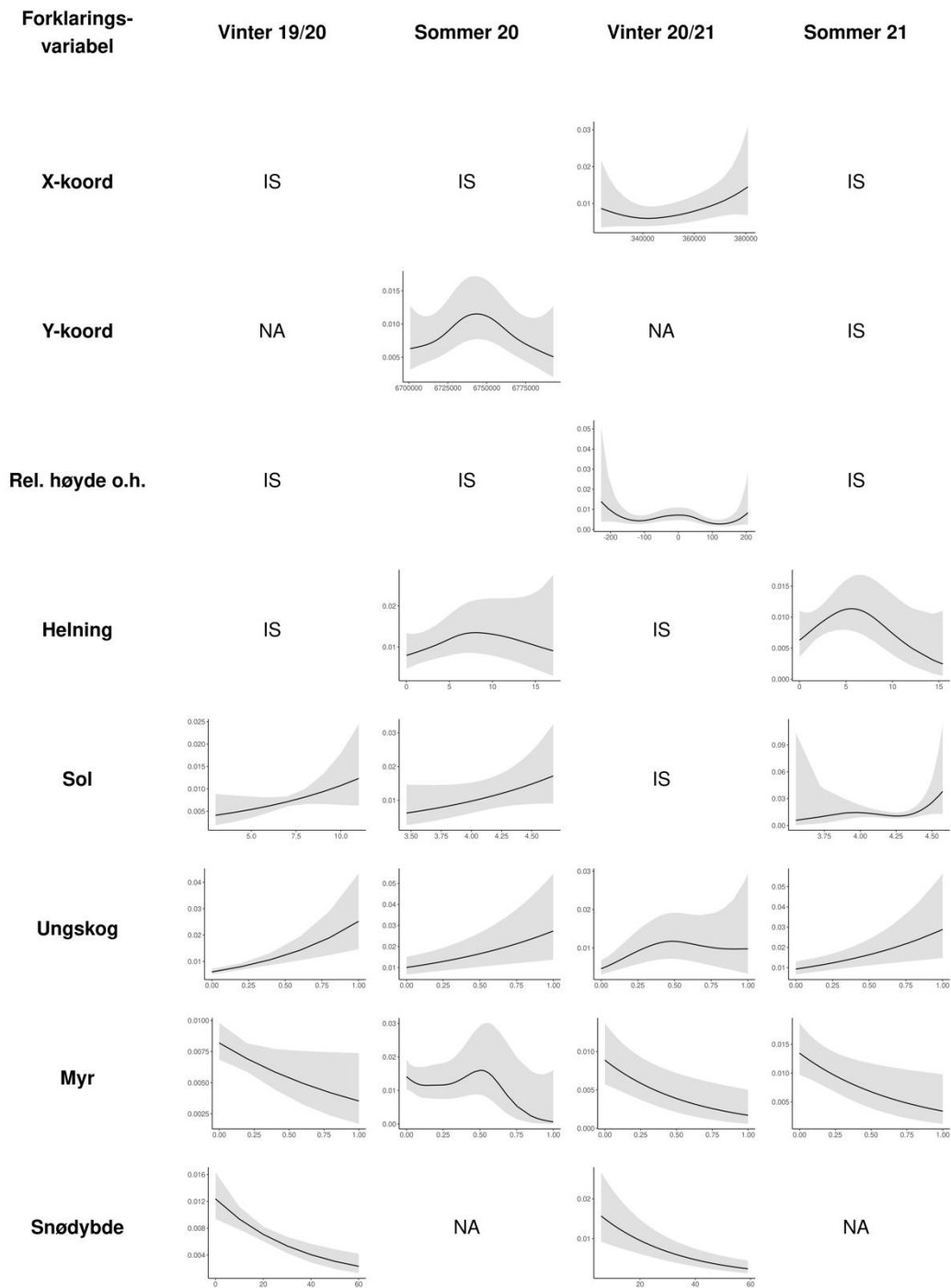
For modelleringen ekskluderte vi en rute som hadde en uforholdsmessig stor innflytelse. Denne ruten var plassert rett ved et gårdsbruk som tiltrakk elg til siloballer. Det resulterte i mellom 22 - 52 møkkhauger per telling.

Modellene som best forklarte antall elgmøkkhauger per rute hadde en del likheter, men varierte også noe fra år til år og mellom sommer og vinter (Figur 8, Appendiks 1). Om vinteren var gjennomsnittlig snødybde den variabelen som

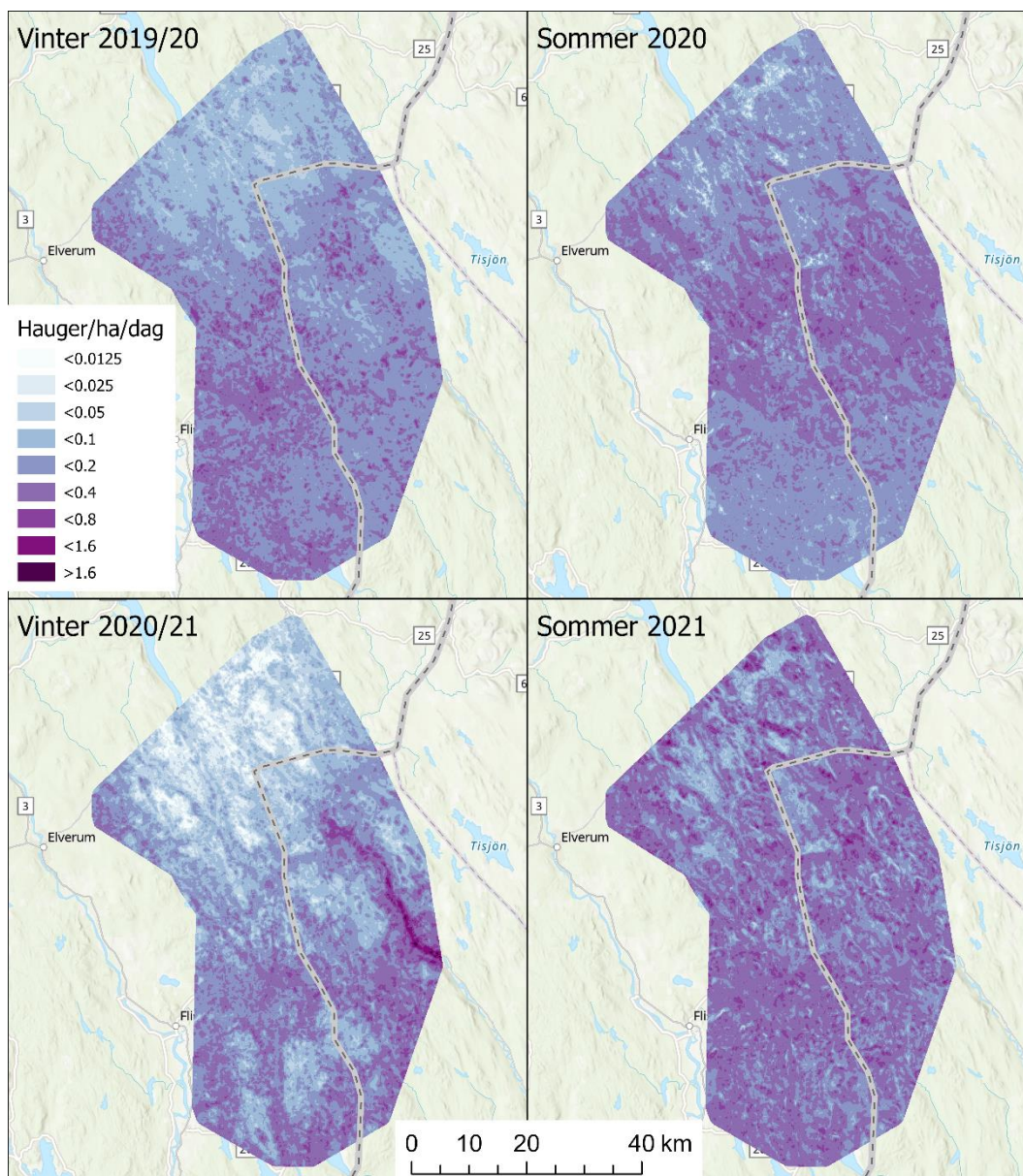
forklarte mest av variasjonen, med betydelig mer elgmøkk i områder med lite snø enn i områder med mye snø. Begge de to habitatsvariablene var viktige for å forklare møkktetthet. Vi fant flere elgmøkkhauger på ungskogsflater eller i områder med en høy andel ungskog. Samtidig fant vi mindre elgmøkkhauger i områder med mye myr. Solinnstråling spilte også en rolle både om vinteren 2019/20, sommer 2020 og sommer 2021, med noen flere møkkhauger i mer solvendte områder. Om sommeren var det flere elgmøkkhauger i områder med litt helning (5-10 grader) enn i flatt eller bratt terreng. Relativ høyde over havet viste en svak, ikke lineær sammenheng med elgmøkketthet på vinteren 2020/21. Utover disse variablene var det et svakt romlig mønster i vest-øst-retning på vinteren 2020/21, og i sør-nord-retning på sommeren 2020 (Figur 8).

Fordelingen av elgmøkk beregnet ut fra modellene viste en tydelig sør-nord gradient for de to vintrene (Figur 9). Dette skyldtes for det meste den negative sammenhengen mellom elgmøkketthet og snødybde, med mye snø i de nordlige og lite snø i de sørlige områdene, og da spesielt langs dalgangene. Om sommeren var det også store områder lengst nord som i beregningen endte opp med lav møkktetthet. Dette kan forklares med de store myrene sør for riksvei 25. Fordi myr og ungskog var viktige variabler for å forklare variasjonen i elgmøkketthet, og fordi disse habitattypene ligger som mindre flekker fordelt i landskapet, viste også de predikerte kartene stor variasjon på liten romlig skala (Figur 9).

Med utgangspunkt i de predikerte kartene var gjennomsnittlig tetthet av elgmøkkhauger per ha og dag på 0,16 og 0,14 i vintrene 2019/20 og 2020/21 (Tabell 5). Dette tilsvarer en gjennomsnittlig elgtetthet på 1,18 og 1,01 elg/km² eller en vinterbestand på rundt 4100 og 3600 dyr (avrundet til nærmeste 100). Om sommeren var den beregnede elgtettheten på 1,37 og 1,70 elg/km² i henholdsvis 2020 og 2021, som tilsvarer en sommerbestand på rundt 4800 og 6000 elg. I forhold til vinterbestand 2019/20 var sommerbestanden i 2020 beregnet til å være 16% høyere, og i 2021 var sommerbestanden beregnet til å være 68% høyere enn vinteren før.



Figur 8. Beregnet sammenheng mellom tetthet av elgmøkk og ulike forklaringsvariabler for de fire årstidsperiodene fra oktober 2019 – september 2021 i nordre Finnskogen. Variablene er forklart i Tabell 1. IS betyr at variabelen ikke hadde en signifikant sammenheng med elgmøkketetthet, og NA betyr at variabelen ikke inngikk i modelleringsprosessen.



Figur 9. Beregnet tetthet av elgmøkkhauger i studieområdet i nordre Finnmark, på tvers av grensen (grå stiplet linje) mellom Norge og Sverige, for vinter 2019/20, sommer 2020, vinter 2020/21 og sommer 2021.

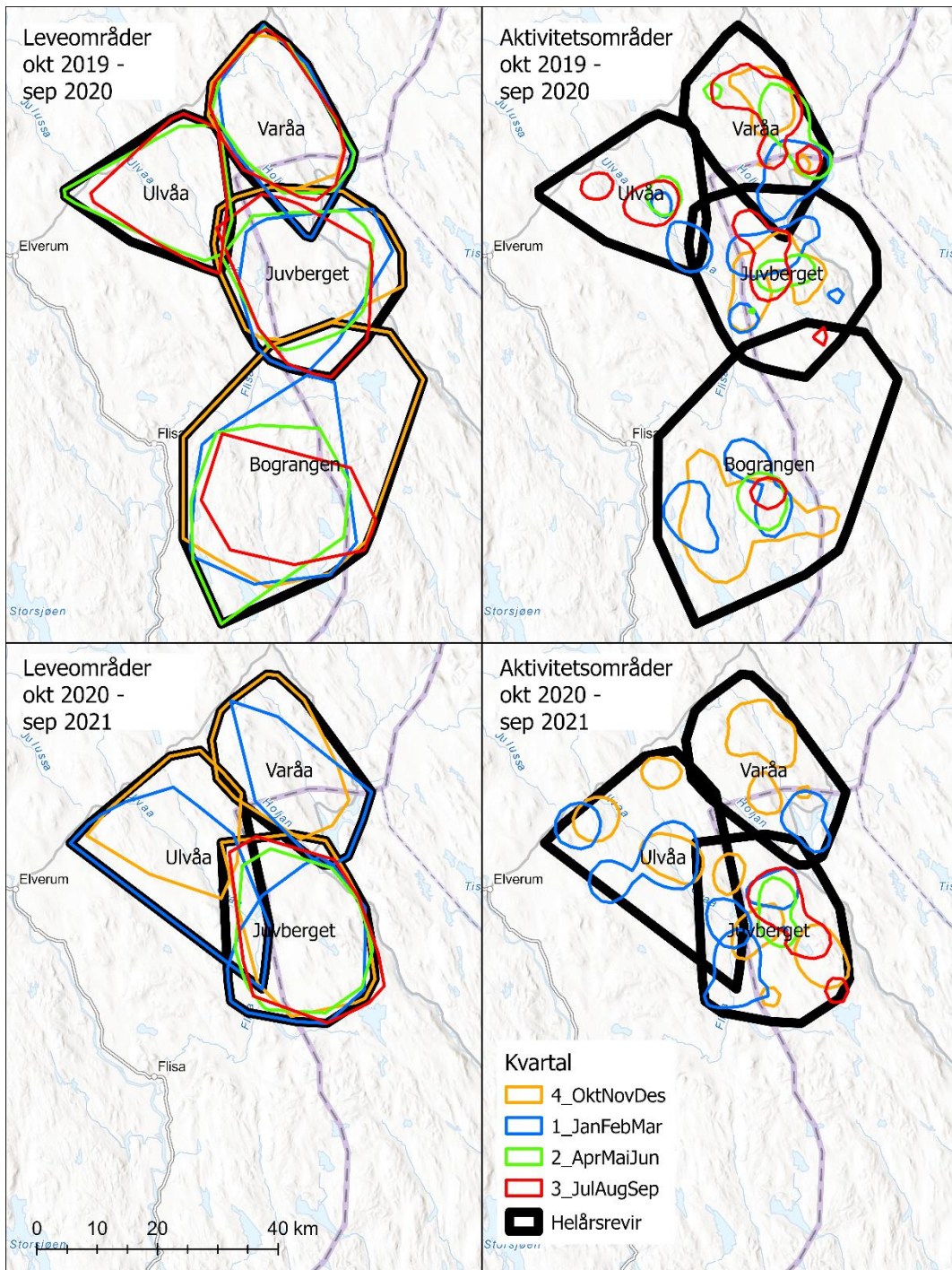
Tabell 5. Beregnet tetthet av møkkhauger og elg samt antall elg for hele studieområdet og per årstid. Fordi dette er modellberegninger og ikke totaltelling, følger det en stor usikkerhet med tallene.

Årstid	Møkketthet hauger/ha/dag	Elgetthet elg/km ²	Elg
Vinter 2019/20	0,16	1,18	4149
Sommer 2020	0,19	1,37	4830
Vinter 2020/21	0,14	1,01	3575
Sommer 2021	0,24	1,70	5995

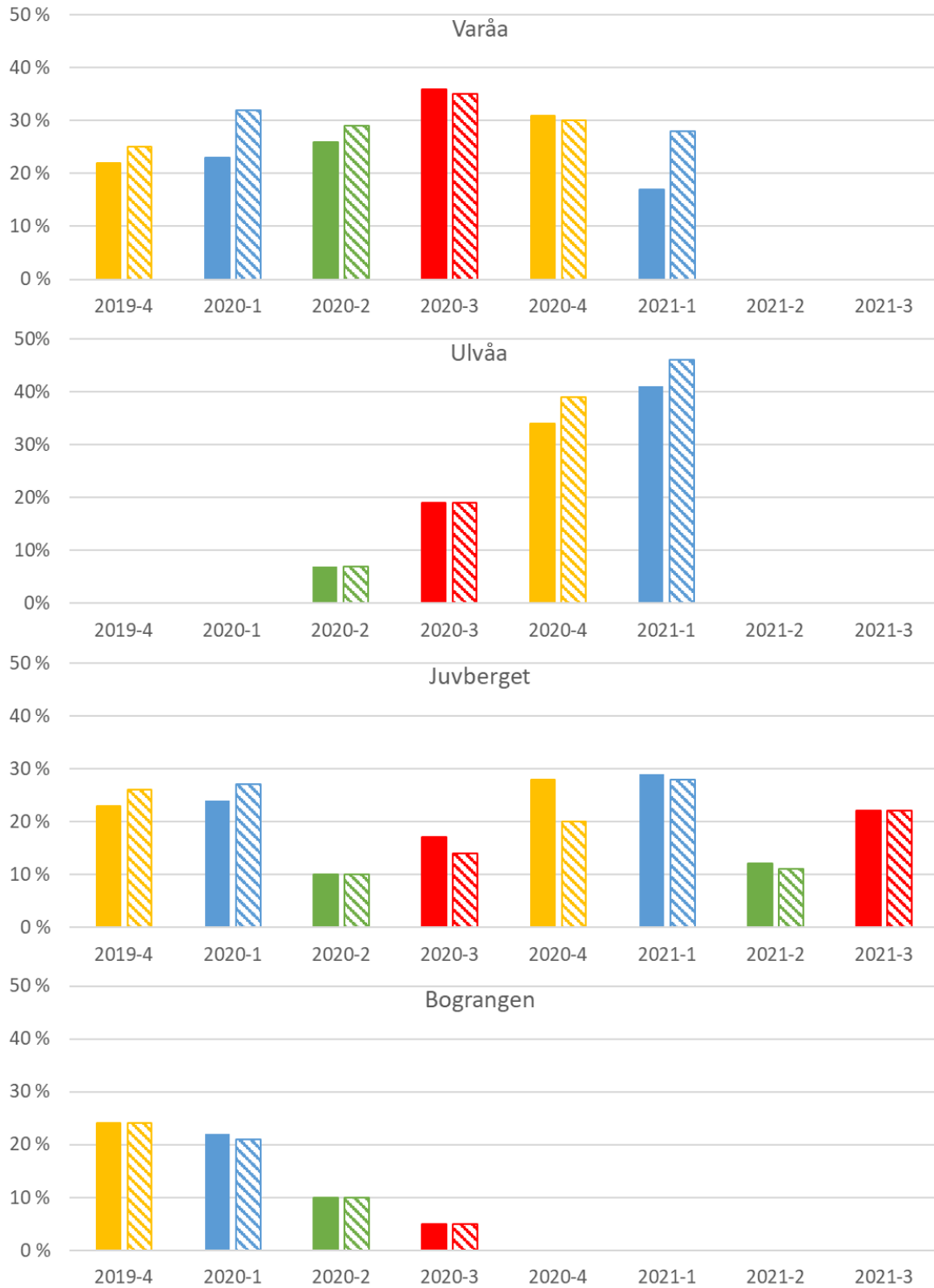
3.2. Hvordan påvirkes ulv av elgtrekket?

I studieperioden og studieområdet for elgmøkkellingen var voksne, revirhevdende ulver i Varåa-, Ulvåa-, Juvberget- og Bograngen-flokken merket med GPS (Figur 10). Deres helårsrevir varierte mellom 440 og 1270 km² (Appendiks 2). Ulvene brukte stort sett hele reviret i hvert kvartal (Figur 10), med to unntak: 1) Bograngen-ulvene flyttet arealbruken på senhøsten 2019 i vestlig retning, trolig på grunn av at et nytt ulvepar etablerte seg øst for Bograngen. Denne endringen gjør at helårsreviret målt fra oktober 2019 til september 2020 blir stort sammenlignet med ulvenes arealbruk i 2020. 2) Ulvåaflokken utvidet sitt revir i første kvartalet i 2021 etter at en naboflokk sørvest for Ulvåareviret ble skutt under lisensjakt. Denne dynamikken kan også ha påvirket Juvbergetflokkens arealbruk i første kvartal i 2021.

Aktivitetsområdene, dvs. områdene der ulvene oppholdt seg mest, utgjorde mellom 5 – 41% av deres leveområde (Figur 11). Arealandelen var minst for de to sørlige og største revirene Bograngen og Juvberget, og størst for de to minste revirene Varåa og Ulvåa. Generelt var ulvenes aktivitetsområdene minst i andre kvartalet, som sammenfaller i tid med yngleperioden. I de to sørlige områdene overlappet aktivitetsområdet i første kvartalet sterkt med de øvrige aktivitetsområdene, men det var ikke slikt i de to nordlige områdene. I Varåa oppholdt ulvene seg for det meste av vintermånedene lengst sør i reviret, og i Ulvåa både lengst sør og lengst vest (Figur 10). Disse områdene sammenfaller med vinterkonsentrasjonsområder for elg (Figur 9), og derfor er også andelen av elg i disse aktivitetsområdene høyere enn man hadde forventet ut ifra andelen av arealet i forhold til leveområdet.



Figur 10. Helårsrevir, kvartalsvise leveområder og kvartalsvise aktivitetsområder til de GPS-merkede ulvene i Varåa-, Ulvåa-, Juvberget- og Bograngen-revirene, for oktober 2019-september 2020, og oktober 2020 – september 2021. Aktivitetsområdene er beregnet med 50% Kernel-metoden og viser hvor ulvene har oppholdt seg mest.



Figur 11. Arealet (fylt) og antall elger (skravert) i ulvenes aktivitetsområdene, oppgitt som prosent av deres hjemmeområdet for samme kvartal. Hvis prosentandel elg er høyere enn prosentandel areal, betyr det at ulvene valgte aktivitetsområdet i områder med høyere elgtetthet enn det som er gjennomsnittet for hele leveområdet. De kvartalsvise fargene er de samme som i Figur 10.

3.3. Elgtrekk påvirker fordelingen av beitetrykk og beiteskader

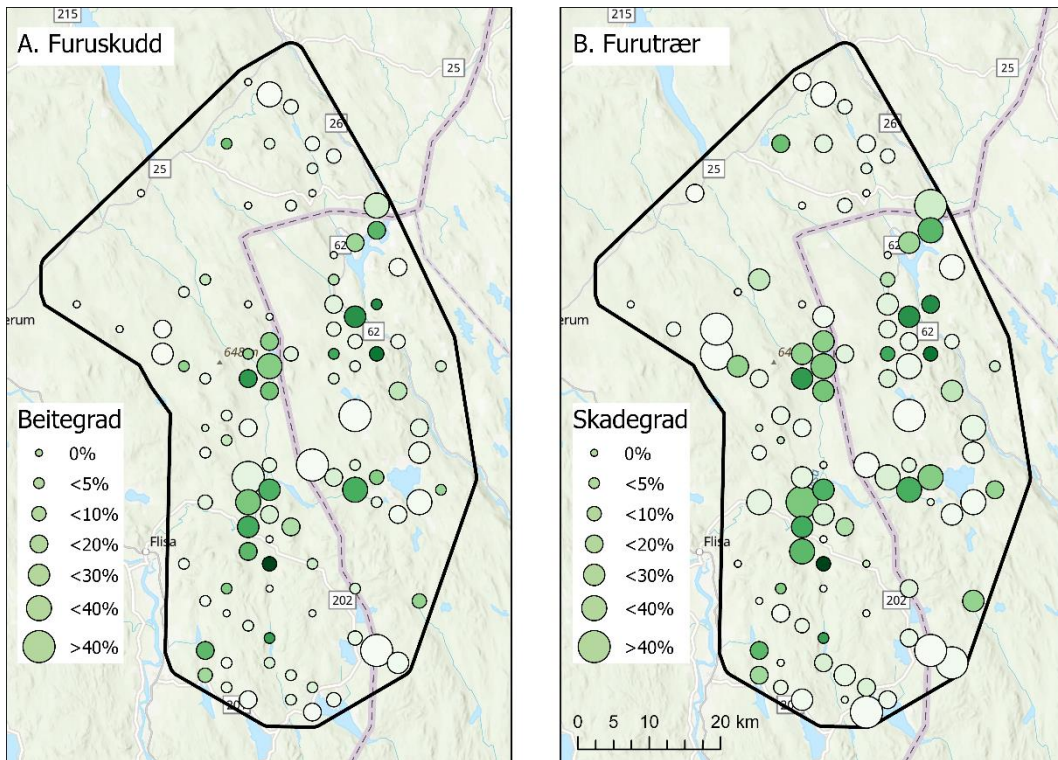
Under beitetaksten besøkte vi totalt 1161 prøveflater fordelt på 170 sekskanter. På 697 prøveflater i 121 sekskanter fant vi unge furutrær som var store nok til å bli undersøkt. Totalt ble 3120 furutrær undersøkt for beitegrad og skader, og vi talte opp så mange som 108 585 skudd, hvorav 9376 (9,5%) var beitet.

Av de 3120 undersøkte trærne var to tredjedeler (66,1%) uskadde, mens 31,7% hadde én type skade, 2,1% hadde to typer og 0,1% hadde alle tre typer skade av toppbeiting, barkgnag og knekt stamme. Toppbeiting var den hyppigste skaden med 30,6% av alle undersøkte trær, hvorav litt over halvparten (17,5% av samtlige 3120 undersøkte furutrær) hadde ferske skader fra sommer 2020 – vår 2021. Stammen var knekt på 2,3% av trærne, fordelt på 61% gamle og 39% ferske knekkskader. Det var spor etter skadelig barkgnag på 3,2% av trærne, hvorav en tredjedel (1,2% av alle undersøkte trær) var ferske barkgang-skader. Totalt hadde 19,0% av furutrærne ferske årsskader, eller 17,3% av trærne i Norge og 21,7% av trærne i Sverige. Prosentandel av trærne som var skadefrie, som altså hadde verken nye eller eldre skader, var total 66,1% (64,2% på norsk og 69,4% på svensk side).

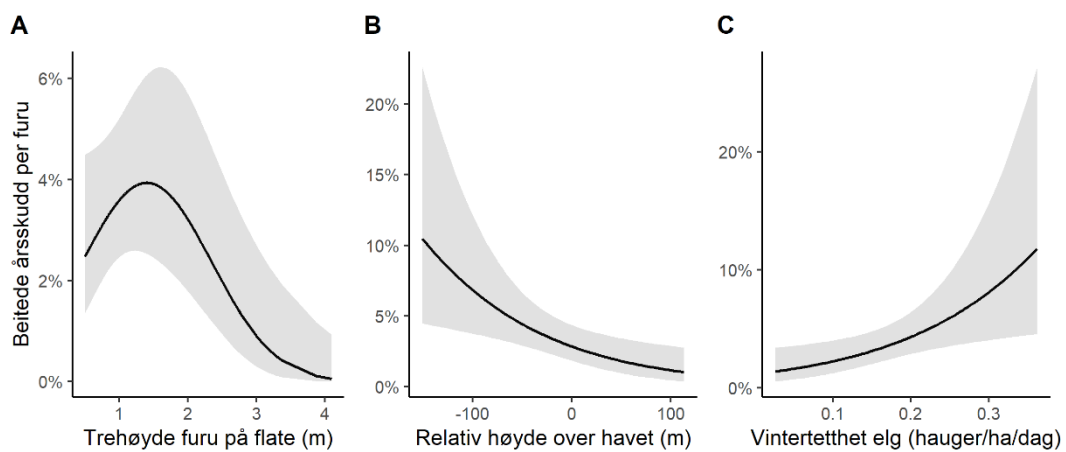
For å beregne den romlige fordelingen av beitegraden og skadegraden tok vi bare med sekskanter der minst fem unge furutrær var undersøkt (Figur 12). Den nordvestlige delen av studieområdet og området lengst nordvest i Sverige består av store myrområder som var uegnet for beitetakst. Andel beitede skudd per sekskant var gjennomsnittlig $10,9\% \pm 3,1\%$ (95% konfidensintervall), og høyeste beitegrad i sekskant med minst 10 målte trær var 40,3% (88,2% i en sekskant med seks trær). Beitegraden var høyest i de sentrale delene av studieområdet (Figur 12).

Variasjonen i beitegraden var best forklart med gjennomsnittlig trehøyde, vintertetthet av elg og relativ høyde over havet. Trær i bestand med gjennomsnittlig trehøyde på mellom en og to meter hadde den høyeste beiteprosenten (Figur 13A). På landskapsnivå var beitegraden høyest i de lavest liggende områdene (Figur 13B), med andre ord i dalbunnene. Dessuten var det som forventet en tydelig positiv sammenheng med vintertetthet av elg, med høyest beitegrad i områder der det ble funnet mest elgmøkk (Figur 13C).

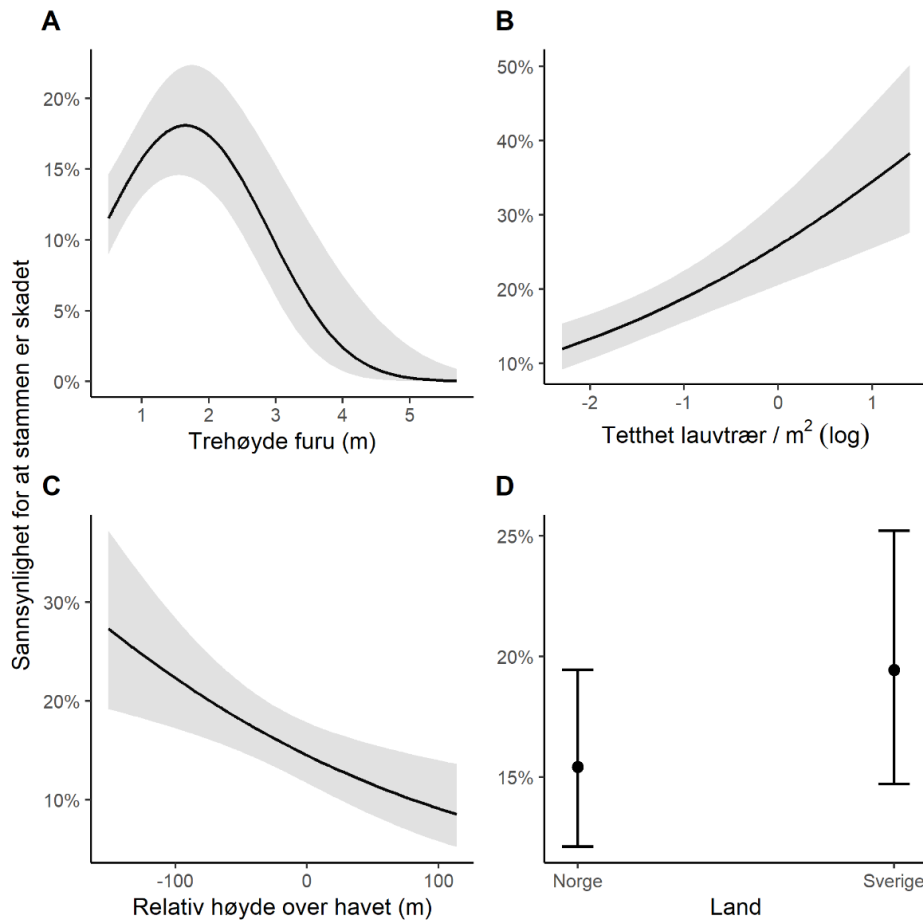
Skadegraden var også avhengig av trehøyde, og trær på mellom en og to meter hadde størst sannsynlighet for å være skadet (Figur 14A). Med økende tetthet av lauvtrær på prøveflaten økte også sannsynligheten for stammeskade på furu (Figur 14B). På lik linje som med beitegraden var også skadegraden høyest i dalbunnene (Figur 11C), men derimot fant vi ingen sikker sammenheng mellom skadegrad og tetthet av elgmøkk om vinteren eller sommeren. Skadegraden var noe høyere i Sverige enn i Norge (Figur 11D).



Figur 12. Elgbeite på unge furutrær registrert på våren 2021: Andel av samtlige undersøkte skudd (A) og andel undersøkte trær med ferske årsskader på stammen (B). Størrelsen på ringene angir prosentandel beitet/skadet, og fyllfargen korresponderer med antall trær som ble undersøkt per kvadrat, fra lyst til mørkegrønn (5 - 232 trær).



Figur 13. Beiteprosenten, dvs andelen av årsskuddene som var beitet per furutre, var best forklart med gjennomsnittlig trehøyde på prøveflaten (A), relativ høyde over havet (B), og tetthet av elg vinterstid (C).



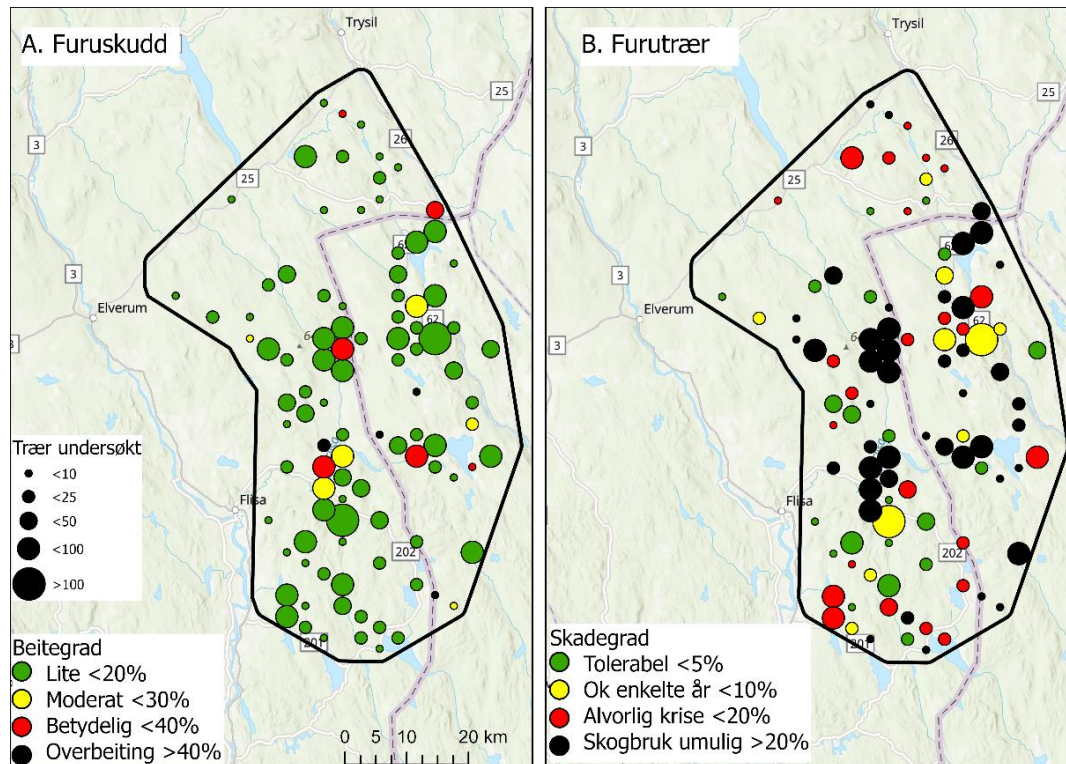
Figur 14. Sannsynligheten for at furustammen hadde årsskader fra hjortevilt (toppbeite, toppbrekk og/eller barkgnag) var best forklart av hvor høyt treet var (A), tettheten av lauvtrær på prøveflaten (B), relativ høyde over havet (C) og om treet stod i Norge eller Sverige (D).

Vi anvendte den norske og den svenske trafikklysmodellen for bedømming av beitetakstresultatene fra et enkelt år (Tabell 3). Utfallet var veldig ulikt (Figur 15) for de to modellene: Beitegraden ble kategorisert som liten (grønn) for 83 (84%) av de 99 sekskantene med minst fem undersøkte trær. Seks sekskanter (6%) var moderat beitet (gul), seks sekskanter (6%) ble betegnet som betydelig beitet (rød), og fire sekskanter (4%) var overbeitet (svart).

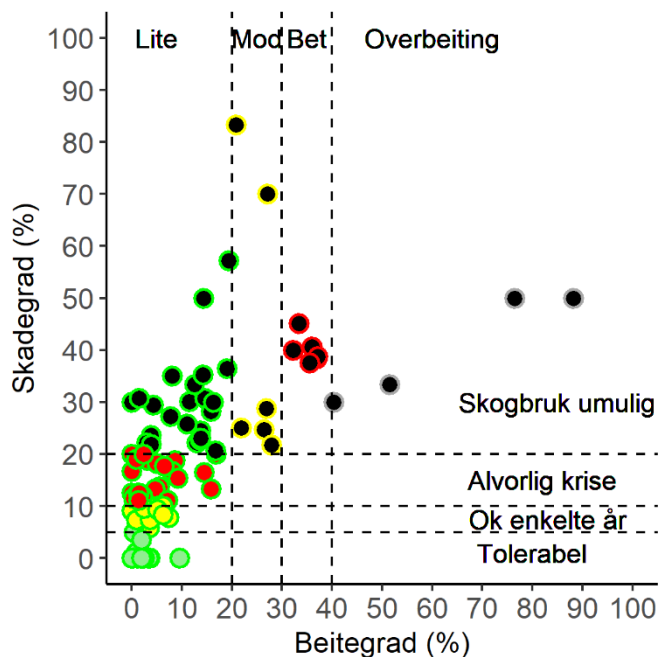
Ved anvendelse av Äbin-kategoriseringen for skadegraden derimot hadde bare 22 sekskanter (22%) tolerable skader (grønn). Tretten sekskanter (13%) havnet i gul kategori (ok for enkelte år), 23 (23%) i rød (alvorlig krise), og 41 (41%) i svart, som beskrives som så store skader at skogbruk i realitet ikke er mulig. Mens de røde sekskantene for fordelt over hele studieområdet, var de svarte mest konsentrert i de midtre delene, i Åsnes kommune, ved Höljessjøen og rundt Bograngen.

Vi fant en positiv sammenheng mellom skadegrad og beitegrad per sekskant ($r = 0,66$, $P < 0,001$, Figur 16). Sammenhengen var ikke lineær, men heller logaritmisk: De 83 sekskantene med liten beitegrad (<20% av årsskuddene beitet)

kunne ha alt fra grønt (tolerabel) til svart nivå (skogbruk umulig) på skadegradskalaen. Samtlige 16 sekskanter med en beitegrad over 20% hadde også en skadegrad over 20%. På de 35 sekskantene med en skadegrad på 10% eller mindre (tolerabel og ok enkelte år) var alltid også beitegraden under 10% (Figur 16).



Figur 15. Beitegrad og skadegrad på furu registrert på våren 2021. Størrelsen på symbolene tilsvareer antall undersøkte trær per sekskant; jo større, desto sikrere er beregningen. Fargene korresponderer med den norske (A) og den svenske (B) trafikklysmodellen (Tabell 3) for henholdsvis beitegraden på skudd som ligger minst en halv meter over bakken, og skadegrad, dvs. andel trær med stammeskader oppstått i løpet av 2020/2021.



Figur 16. Sammenheng mellom registrert skadegrad (% av furu med ferske årsskader) og beitegrad (andel beitede årsskudd furu) for $n = 99$ sekskanter med minst fem undersøkte trær (Figur 15). Fyllfargen korresponderer med trafikklysmodellen for skadegraden, og ringfargen korresponderer med trafikklysmodellen for beitegraden (grå i figuren for nivå svart). Mod = moderat, Bet = betydelig.

3.4. Elgjakt i en trekkende elgbestand

I jaktåret 2019/20 var uttak av elg beregnet til gjennomsnittlig $0,26$ elg/km² for hele studieområdet, som tilsvarer rundt 907 elg. Uttaket varierte mellom jaktområder: Laveste avskyting var $0,17$ og høyeste $0,45$ elg/km² (Figur 17). Gjennomsnittlig fellingstetthet per jaktområde var noe høyere i Sverige ($0,30 \pm 0,05$ elg/km²) enn i Norge ($0,24 \pm 0,03$ elg/km²).

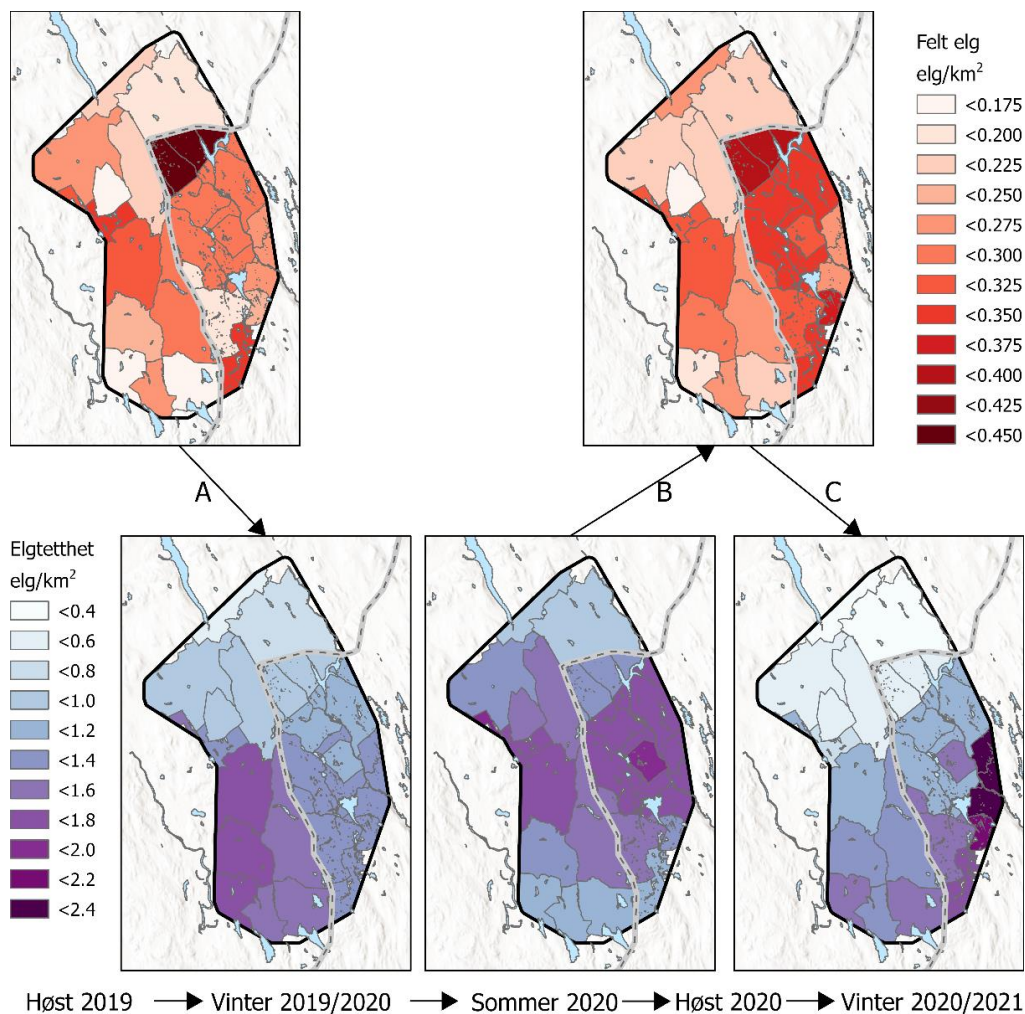
Sammenhengen mellom fellingstettheten om høsten og elgtettheten den påfølgende vinter kan forventes å være enten negativ, fordi avskytingen vil begrense elgbestanden, eller positiv, fordi avskytingen er høyere i områder med store vinterkonsentrasjoner av elg (sammenligning A i Figur 17). For jaktåret 2019/20 var det ingen slik sammenheng med elgtettheten på vinteren 2019/20 (Figur 18A).

I jaktåret 2020/21 ble det gjennomsnittlig felt $0,27$ elg/km², som tilsvarer 961 elg for hele studieområdet. Fellingstettheten varierte mellom $0,16$ – $0,40$ elg/km² per jaktområde (lavest – høyest, Figur 17). Uttaket i Sverige økte noe fra 2019/20 ($0,30 \pm 0,05$ elg/km²) til 2020/21 ($0,33 \pm 0,03$ elg/km²) og var dermed i jaktåret 2020/21 1.3 ganger høyere enn i Norge ($0,25 \pm 0,03$ elg/km²). Fordi vi hadde beregnet sommertetthet av elg i jaktområdene ved hjelp av elgmøkkellingen, kunne

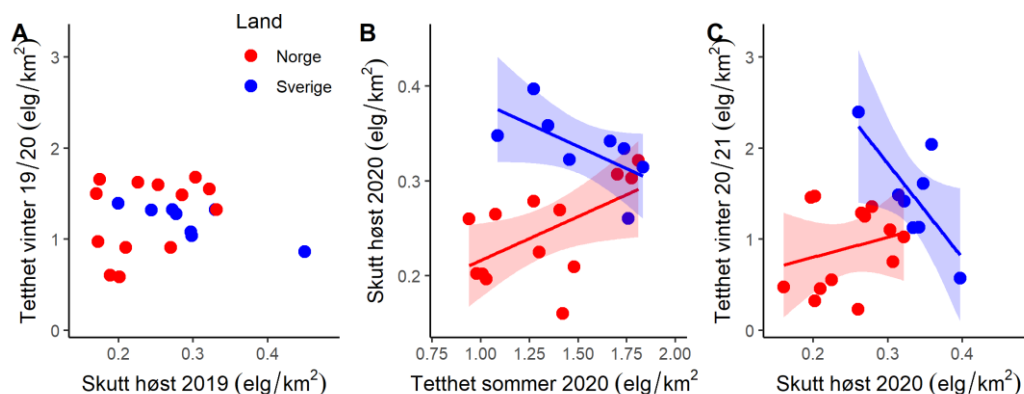
vi nå se på andel av sommerbestanden som ble felt i jaktåret 2020/21. Gjennomsnittlig uttak av elg per jaktområde var $20,6 \pm 2,3\%$ av sommerbestanden, og dette varierte fra 11,3 – 32,0% (lavest – høyest). Jakttrykket var litt høyere i Sverige ($23,8 \pm 4,8\%$) enn i Norge ($19,1 \pm 2,3\%$). Den beregnede avskytingen på 961 elg i jaktåret 2020/21 utgjør 77% av differansen mellom den beregnede sommerbestanden i 2020 (4830 elg, Tabell 5) og vinterbestanden i 2021 (3575 elg).

Vi forventet en positiv sammenheng mellom fellingstetthet i jaktåret 2020/21 og elgtetthet gjennom sommeren 2020, fordi elgene vanligvis forblir i sommerområdet gjennom hele jakttiden (sammenligning B i Figur 17). Som forventet fant vi en positiv sammenheng mellom fellingstetthet i jaktåret 2020/21 og elgtetthet i samme sommer i Norge. Derimot var denne sammenhengen negativ for de svenske älgjaktområdene (Figur 18B). Elgtetthet og land forklarte til sammen 61% av variasjonen i fellingstettheten (Appendiks 3).

Den siste sammenligningen tar for seg fellingstettheten i jaktåret 2020/21 og elgtettheten i den påfølgende vinter (C i Figur 17). Her fant vi en negativ sammenheng mellom elgtetthet og fellingstetthet i Sverige, og ingen sammenheng i Norge (Figur 18C). Fellingstetthet og land forklarte til sammen 36% av variasjonen i elgtettheten (Appendiks 3).

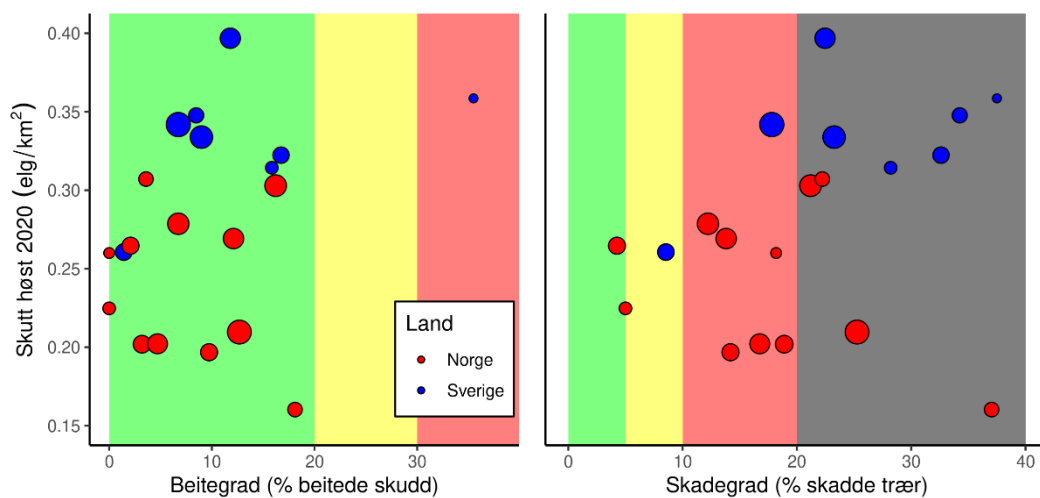


Figur 17. Sammenligning av fellingstetthet i jaktårene 2019/20 og 2020/21 (rød fargeskala) med elgtetthet vinter 2019/20, sommer 2020 og vinter 2020/21 (lilla fargeskala) i norske vald og svenske elgjaktområder i nordre Finnskogen. Bokstavene A-C betegner de tre sammenligningene og korresponderer med delfigurene i Figur 18.



Figur 18. Vintertetthet av elg 2019/20 sammenlignet med fellingstetthet høsten 2019 (A), fellingstetthet høsten 2020 sammenlignet med sommertetthet av elg 2020 (B), og vintertetthet av elg 2020/21 sammenlignet med fellingstetthet høsten 2020 (C). Delfigurene korresponderer med pilene vist i Figur 17.

Vi sammenlignet fellingstettheten i jaktåret 2020/21 med gjennomsnittlig beitegrad og skadegrad på furu målt på våren 2021. Her fant vi ingen signifikante sammenhenger (Figur 19). Ved anvendelse av den norske trafikkllysmodellen basert på beitegraden (Tabell 3) var alle jaktområder med ett unntak grønne (beitegrad < 20%). Det siste var rødt (beitegrad 35%), men beregningen er svært usikker, da bare to flater ble undersøkt her. Ved anvendelse av den svenske trafikkllysmodellen var to jaktområder (10%) grønne, ett gult (5%), sju røde (35%), og de resterende 10 (50%) var svarte. Seks av de åtte svenske jaktområdene havnet i den svarte sonen.



Figur 19. Fellingstetthet i ulike jaktområder for jaktåret 2020/21 i forhold til gjennomsnittlig beitegrad (venstre) og skadegrad (høyre) på furu. Sirklene er farget etter land, og størrelsen på sirklene samsvarer med antall undersøkte prøveflater per jaktområde. Jo større sirkel, desto sikrere er beregningen. Bakgrunnsfargene viser terskelintervallene for den norske og den svenske trafikkllysmodellen for bedømming av beitegraden (venstre) og skadegraden (høyre).

4. Diskusjon

Elgmøkkellingen i nordre Finnskogen har gitt oss innblikk i hvordan tetthet av elg endrer seg med årstidene, både for hele studieområdet og lokalt. Om sommeren var elgen jevnere fordelt over hele studieområdet enn om vinteren, når elgen stod mer konsentrert i de sentrale, snøfattige områdene, mens det var lite elgmøkk å finne i de nordlige, snørike områdene. Til tross for at elgens fordeling endret seg mellom sommer og vinter, opprettholdt ulveflokkene de samme revirgrensene gjennom hele året. Derimot tilpasset de sine aktivitetsområder innenfor revirgrensene til endringen i elgfordelingen. Elgens vinterkonsentrasjonsområder var kjennetegnet av et større beitetrykk på furu. Skader på produksjonstrær var mest vanlig langs dalbunnen og i områder med mye lauvkratt, men vi fant ikke noen tydelig sammenheng mellom fersk skadegrad og elgens vinterfordeling. Elgens effekt på skogbruk målt med den norske Solbraa-metoden viste at beitegraden på furu var stort sett liten. Helt motsatt tegnet den svenske Äbin-metoden som bedømmer skadegraden på de samme prøveflatene, et alvorlig bilde. Jaktuttaket i jaktområdene gjenspeilet fordelingen av elg sommerstid i Norge, men ikke i Sverige, der det ble skutt mest elg i områdene med lavest sommertetthet. De hardest beskattede jaktområdene i Sverige hadde en lavere elgtetthet vinteren etter jakt. Vi fant ingen sammenheng mellom beite- eller skadegrad på furu og jaktuttak i jaktområdene. I følgende tekst diskuterer vi resultatene fra studien mer inngående og avslutter med anbefalinger for forvaltningen av trekkende elg i grenseregionen.

4.1. Elgbestandens puls i studieområdet

Arter som reproducerer én gang per år med felles tidspunkt for yngling gjennomgår en brå bestandsøkning i yngleperioden, med påfølgende bestandsnedgang gjennom faktorer som påvirker overlevelse og utvandring, helt fram til neste yngleperiode begynner. Elg er et typisk eksempel for en art som kalver i en snever tidsperiode på tidlig sommer²⁶, når planteskuddene er på sitt mest energirike. Med én til to kalver for de fleste kyr blir det et stort hopp i elgbestanden i kalvingsperioden. De nyfødte kalvene er utsatt for predasjon fra ulv og bjørn, men når kalvene har nådd vinterstørrelse, avtar risikoen for å bli tatt^{11,27}. Derimot øker risikoen for å dø av sult mot slutten av vinteren, når beitetilgangen er redusert^{22,28}. I en elgbestand som reguleres gjennom jakt skjer den høyeste dødeligheten i elgbestanden om høsten¹⁰,

med en betraktelig bestandsreduksjon som er styrt av målsetninger for skogbruket og utnyttelse av elg som ressurs.

Ved hjelp av elgmøkkteillingene forsøkte vi å beskrive denne pulsen i nordre Finnskogen. Studieområdet avgrenser ikke en lukket elgbestand, og fra GPS-merking vet vi at enkelte elger som ble merket i studieområdet om vinteren har sine sommerområder nord for studieområdet²⁹. Studieområdet omfatter fire naborevir av ulv, fordi vi var interessert i å forstå samspillet mellom elg, rovdyr og jakt³⁰. Våre beregninger viser en tydelig puls i bestandsstørrelsen langs tidsaksen vinter 2019/20 – sommer 2020 – vinter 2020/21 – sommer 2021, på rundt 4100 – 4800 – 3600 – 6000 elg. Avskytingen beregnet til 961 elg høsten 2020 utgjorde 77% av den beregnede nedgangen i antall elg fra sommer 2020 til vinter 2020/21 (1256 elg). Resttapet på 294 elg kan til dels tilskrives ulv i kombinasjon med variasjoner i elgens fordeling mellom år. Ulvenes sommeruttak er tidligere beregnet til 66 elg per flokk i sommermånedene juni-september¹¹. De fire ulveflokkene kunne dermed teoretisk ha tatt 264 elg i løpet av sommer og høst 2020, men trolig er uttaket fra ulv noe lavere, som vist i predasjonsstudiene utført i 2018 og 2019 i samme studieområde³⁰. Andre mulige tapsårsaker er predasjon fra bjørn og sykdom.

Det store hoppet fra 3600 til 6000 elg fra vinteren 2020/21 til sommeren 2021 kan ikke tilskrives reproduksjonen alene. Det regnes med en årlig rekruttering på rundt 30% kalv i en jaktregulert elgbestand¹³, mens hoppet her utgjør 68%. Elgmøkkteillingen på høsten 2021 omfattet ikke alle tidligere undersøkte ruter, noe som gjør bestandsberegningen mer usikker. Dessuten kan det også skyldes andre faktorer, slik som et tilsig av elg til studieområdet under vårtrekket, variasjon i feltpersonalets nøyaktighet, eller værbeinget variasjon i møkkens nedbrytingsrate. Vi vil også minne om at vi i våre beregninger har antatt at elgens defekasjonsrate er den samme uansett årstid, i mangel av studier som har målt elgens defekasjon om sommeren. En endret diett vil også endre fordøyelsen og tarmaktiviteten, og det er derfor stor usikkerhet rundt beregningene av antall elg gjort for sommerhalvåret. Møkkteillingene kan likevel brukes til å si noe om fordelingen av elg i landskapet.

4.2. Fordelingen av elg endrer seg med årstid

I den nordre halvdelen av studiområdet var det en tydelig omfordeling av elg mellom sommer og vinter, med lave vintertettheter lengst nord og høye vintertettheter midt i studieområdet, spesielt langs dalgangene. Om sommeren var elgen mer jevnt fordelt i hele studieområdet. Trekket fra sommerområder i nord til vinterområder lenger sør skyldes i all hovedsak topografien og nedbørsmønsteret i landskapet, som bestemmer den romlige variasjonen i snødybde²⁹. Elgtrekket tidlig på vinteren utløses av at næringstilgangen reduseres når snøen hopper seg opp^{31,32}.

Vi hadde muligheten til å studere dette mønsteret to år på rad, og det ga forskjellig utslag: Omfordelingen var mye tydeligere i andre enn første vinter. Det

skyldes trolig at den første vinteren var snøfattig, mens vinterhalvåret 2020/21 hadde store snømengder og sen vårløsning. ElgmøkkteLLinger gjennomført for vinterhalvåret dekker ikke bare elgens opphold i vinterområdene, men også noe av deres opphold i sommerområdet på senhøsten før trekket til vinterområdet starter, og på våren etter vårtrekket og fram til telledato. Det er noe som bør tas hensyn til når elgmøkkteLLinger brukes som forvaltningsverktøy i områder med en delvis trekkende elgbestand. Sommertellinger derimot dekker kun elgens opphold i sommerområdet og gir et mer enhetlig bilde av elgens fordeling.

På mer lokalt nivå var elgens fordeling uansett årstid best forklart med andel ungskog og myr. På ungskogsflater er næringstilgangen størst, og elgen er kjent for å foretrekke denne habitatstypen^{33,34}. Derimot er det lite næringstilgang i myrer, og tidligere studier har også vist at denne habitatstypen ikke er foretrukket av elg³⁵. Elgen brukte gjerne solvendte områder, og om sommeren valgte den også områder med moderat helning heller enn flate eller bratte områder.

4.3. Ulven holder stabile revirgrenser, men tilpasser aktiviteten til elgens vinterfordeling

To av de undersøkte ulveflokkene (Ulvåa og Varåa) hadde revirene sine lengst nord i studieområdet, hvor også omfordeling av elg fra sommer til vinter var tydeligst. Til tross for lite elg lengst nord i deres revir patruljerte de den nordlige revirgrensen også i vinterkvartalet januar til mars. Ulven markerer sine revirgrenser med urin, skit og skrapemerker, og slike duftmerker har blitt målt til å vare i to til tre uker³⁶. De trenger derfor fornyelse fra tid til annen, slik at ulvene klarer å holde på grensen mot naborevir og inntrengere også for sommer.

Ulvenes aktivitetsområde var minst i sommerkvartalet juni til august, når de brukte mye tid med valpene i nærheten av hiet. Elgtettheten i sommeraktivitetsområdet var ikke høyere enn i andre deler av reviret, noe som kan forklares med at elg var nokså jevnt fordelt i hele studieområdet om sommeren. Viktigere for valg av hieområdet var trolig menneskelig forstyrrelse. Ulven velger gjerne hieområdet sitt i avsidesliggende områder med minst mulig forstyrrelse fra folk^{37,38}.

I de to nordlige revirene Ulvåa og Varåa skiftet ulvene aktivitetsområdet om vinteren til områder med høyere elgtetthet enn gjennomsnittet for hele reviret. Tilgang til elg er viktig når ulvevalpene er nesten utvokst og trenger mer energi³⁹. Samtidig er det lettere å finne elg når den står konsentrert⁴⁰. I de andre to revirene Juvberget og Bograngen var det stort overlapp mellom de kvartalsvise aktivitetsområdene, trolig fordi tilgangen til elg om vinteren var stor i større deler av reviret enn det som var tilfelle for de nordlige ulverevir.

4.4. Elgens regionale ansamlinger om vinteren forklarer beitegraden, men ikke skadegraden på furu

Med beitetaksten undersøkte vi beitegraden på furu, dvs. andel av furuskudd i tilgjengelig høyde som var beitet av elg, og skadegraden, dvs. andel av tilgjengelige furutrær som hadde ferske stammeskader. Både beitegraden og skadegraden var størst på ungskogsfletter i dalbunnen med trær i en til to meters høyde. Variasjonen i beitegraden var dessuten godt forklart med den regionale vinterfordelingen av elg (gjennomsnittlig elgtetthet per sekskant). Derimot fant vi ikke noen tydelig sammenheng mellom skadegrad og den regionale tettheten av elg. Trolig er elgens habitatseleksjon innenfor dens leveområde viktigere for skadegraden enn den regionale elgtettheten. Dette blir underbygget av sammenhengen mellom skadegraden og tilgang til lauvtrær på prøveflaten: Prøveflater med høy tetthet av lauvtrær hadde høyere skadegrad enn flater med lite tilgang til lauvkratt. Vi har ikke skilt på lauvtreart i analysene, men det meste av lauvkrattet på våre undersøkte prøveflater var bjørk. Også andre studier har funnet at unge furubestand med høy tetthet av bjørk kan ha økt skadegrad på furu⁴¹. Det kan skyldes at slike bestand har stor mattilgang og dermed tiltrekker elg lokalt, men fordi elgen ikke foretrekker bjørk over furu som vintermat^{42,43}, blir det store skader på furu. En annen forklaring er at furu som står i bjørkens skygge om sommeren er mer attraktiv mat for elg om vinteren⁴⁴.

4.5. Lite beitegrad eller et skogbruk i alvorlig krise?

Mens man i den norske Solbraa-metoden framhever betydningen av tilgjengelig beite og hvor stor andel av årsskuddene som er spist i løpet av vinteren, er det i den svenske Äbin-metoden andel furu med årsskader og andel uskadde furu som er viktigst for bedømming av elgens påvirkning på skogen^{16,17}. Vi brukte begge metodene og fant sterkt sprikende bedømminger: Mens beitegraden stort sett falt i grønn sone (lite beiting), var skadegraden mest i rød sone (alvorlig krise) eller svart sone (skogbruk umuliggjort). Konklusjonen for elgforvaltningen blir dermed veldig forskjellig. Med norske øyne vil man kunne beholde elgbestanden på samme nivå, eller til og med øke den litt, da beitegraden lå på gjennomsnittlig 9,5%. I en elgbeitetakst gjennomført i Våler og Åsnes kommune i 2018 anbefales det en 30% økning av elgens vinterstamme, eller altså en tilsvarende reduksjon i avskytingen, da beitegrunnet regnes som stort nok og beitegraden var på 19% for hele det undersøkte arealet⁴⁵. Det undersøkte arealet dekker delvis vårt studieområde (Figur 2). Sett med svenske øyne er derimot skogbruket i de samme områdene i stor fare, og det vil kreves en umiddelbar reduksjon av elgbestanden for å få skadegraden ned på et akseptabelt nivå. Resultatet fra vår beitetakst med 19,0% årsskader (21,7% bare på svensk side) er litt mindre drastisk enn resultatet funnet i den offisielle

Äbin-taksten gjennomført av Skogsstyrelsen i Finnskogens ÄFO⁴⁶, som den svenske delen av studieområdet hører til. Der ble det for hele ÄFO, som også omfatter arealer lenger sør enn vårt studieområde, funnet årsskader på 36,7% av furustammene i 2021. I de seks foregående årene lå årsskadenivået på mellom 14,3% og 16,6% i samme område. En annen indikator som brukes i Äbin er andel uskadde furu. Vår beitetakst viste 66,2% uskadde trær (Sverige 69,4%), mens Äbin-taksten viste 9,8% uskadde trær i 2021 og mellom 43,3 og 62,9% uskadde trær i de seks foregående årene. Äbin-taksten viser de største skadene i den sentrale delen samt i et område sør for vårt studieområde⁴⁶. Uansett Skogsstyrelsens tidligere eller nåværende takst og våre takstresultater ligger årsskadenivået langt over det som regnes som tolerabel (maksimalt 5% årsskader, minst 85% uskadde stammer) i Äbin-metodikken, og dette tilsvarer anbefaling om sterk reduksjon av elgbestanden.

4.6. Bestandsregulering gjennom jakt utfordres av ulike målsetninger, elgvandringen og ulv

Fellingstettheten i vårt studieområde var på gjennomsnittlig 0,26 – 0,27 elg/km² i de to jaktårene 2019/20 og 2020/21, og dette er sammenlignbart med fellingstettheten i områder med ulv i resten av indre Skandinavia⁴⁷. Vi beregnet at jakten i 2020/21 reduserte elgens sommerbestand i studieområdet med 20,6% (19,1% på norsk og 23,8% på svensk side). Det er litt høyere enn tidligere beregninger på 15,1% – 18,8% for enkelte ulvrevir i tidsperioden 2000 – 2017¹⁰. I samme rapport beregnet vi at jaktuttaket var i snitt 2,4 – 3,5 ganger høyere enn ulvens uttak. Hvis vi legger til 10% dødelighet fra ulv som et konservativt mål, dvs. at vi antar en dobbelt så høy dødelighet fra jakt som fra ulv, samt 5% annen dødelighet^{22,28,48}, ville den totale dødeligheten i elgbestanden ha ligget på rundt 35% og dermed litt høyere enn den antatte årlige rekrutteringen på 30%¹³. Det vil føre til en reduksjon i elgbestanden, trolig som en målstyrt forvaltning for å få ned beiteskadene. I ikke-jaktede elgbestander i Alaska har man funnet at årlig predasjon fra bjørn og ulv stod for en reduksjon på 31 – 41% av elgens sommerbestand etter kalving⁴⁹. Jakt kan ikke direkte sammenlignes med predasjon, da ulv og bjørn i all hovedsak tar kalver, som gir liten effekt på elgens rekruttering i neste kalvingsperiode, mens det under jakten felles en større andel voksne dyr, med en påfølgende større negativ effekt på bestandsveksten⁵⁰.

Vandringselgen beskattes først og fremst i deres sommerområder, da det meste av jakta foregår i den snøfrie perioden av høsten, før elgen har begynt å trekke. Vi forventet å finne en positiv sammenheng mellom fellingstettheten og elgens sommertetthet. Dette var tilfelle for de norske valdene, men var motsatt enn forventet i de svenske jaktområdene. For å forstå dette, må vi sette søkelyset på den østlige delen av vårt studieområde, med Norge i nord og Sverige i sør. På svensk

side varer jakta fram til slutten av januar, altså etter at vandringselgen har ankommet vinterområdene. Vandringselgen blir dermed beskattet to ganger, først i dens sommerområde i Norge, og deretter i dens vinterområde på svensk side. Jakten som foregår før vandringselgen ankommer i vinterområdene i Sverige beskatter i all hovedsak stasjonær elg. Ved hard beskatning i den snøfrie perioden vil derfor den stasjonære andelen av elgbestanden bli ekstra sterkt redusert. På svensk side så vi en tydelig negativ sammenheng mellom hvor mye elg som ble skutt om høsten 2020, og hvor stor elgtettheten var vinteren etter i de samme jaktområdene. Hard beskatning var etterfulgt av relativt lavere elgtetthet og ble ikke tilstrekkelig kompensert med vandringselg, da denne først ble beskattet før trekk på norsk side, og etter ankomst under vinterjakt på svensk side. Dessverre har vi ikke tall på hvordan avskytingen fordelte seg på de ulike jaktmånedene. En tidligere sammenstilling av mer enn 40 000 fellingene over fire år i Sverige viste at bare 4% og 2% av fellingene skjedde i henholdsvis desember og januar⁵¹.

Fra et svensk perspektiv vil man med høy felling oppnå den Äbin-motvierte målsetningen om en redusert elgbestand for å få bukt med beiteskadene i de hardest rammede områdene. Fra et norsk Solbraa-perspektiv ødelegges på denne måten målsetningen om en noe høyere elgbestand i de nordlige områdene. Mens ulven bidrar til den svenske målsetningen om redusert elgbestand når den konsentrerer sin aktivitet til vinterbeiteområdene, må dens områdebruk om sommeren og om vinteren i mye sterkere grad tas hensyn til på norsk side, hvis målet er å beholde elgbestanden på dagens nivå eller øke den.

4.7. Forvaltningsimplikasjoner

Å forvalte en delvis trekkende elgbestand er utfordrende, fordi rettighetshaverne opplever en urettmessig fordeling av kostnader og goder forbundet med elg. Man har derfor opprettet elgforvaltningsområder i Sverige, og på mer frivillig basis også i deler av Norge, som omfavner både vinter- og sommerområder til vandringselgen. Disse elgforvaltningsområdene danner et forum for dialog og samarbeid, for å finne fram til en forvaltning som er en avveining av de ulike interessene. Dessverre stopper de eksisterende elgforvaltningsområdene ved riksgrensen, og elgen forvaltes uten at det tas mye hensyn til målsetninger på andre siden av grensa. Samarbeidet er vanskeliggjort av at rettighetshaverne styres av forskjellige forvaltningsstrukturer og lovverk. Nordre Finnskogen er ikke unik, men er en godt undersøkt case som trolig er representativ for det meste av den barskogkledde grenseregionen mellom Norge og Sverige

Vi anbefaler at det lages forpliktende **samarbeidsfora** på tvers av riksgrensen. Det kan være alt fra tilrettelagte møter mellom rettighetshavere til elgforvaltningsområder som strekker seg på tvers av grensa.

Vi anbefaler også at **beitetakstmetoden** gjøres mer universell for de to landene, slik at de samme indeksene måles på begge sider av grensen. På norsk side trengs en systematisering av beitetaksten samt opprettelse av en felles database, for eksempel i Hjorteviltregisteret, slik at resultatene fra beitetakstene kan sammenlignes over større arealer og over tid. Vi anbefaler også at indeksene som brukes nå (andel årsskudd beitet i Norge; andel trær med årsskader eller andel uskadde trær i Sverige) revurderes. Tetthet av uskadde trær kan være en nokså verdifull indikator for skogbruket.

Elgforvaltning kan også til en viss grad løses med **tiltak i skogbruket**. Det kan være toppkapping av furu under tynning, tilgjengeliggjøring av hogstavfall etter sluttavvirkning, intensivt markberedning, midlertidig inngjerding av plantefelt, eller vierproduksjon langs skogsbilveier og kraftgater. Det finnes mange gode erfaringer⁵²⁻⁵⁵, men det mangler at slike tiltak implementeres på stor skala.

Til slutt anbefaler vi at rettighetshaverne og jegerne på norsk side også tar i bruk **elgmøkkteilinger** på lik linje med de årlige tellingene organisert av det svenske Jägareförbundet, og at dataene registreres sentralt. Vi anbefaler dessuten at de årlige vårtellingene suppleres med høstteilinger, for å få bedre oversikt over elgens fordeling i sommerhalvåret. Er elgens fordeling i de to årstidene kartlagt, har forvaltningen og rettighetshaverne et bedre grunnlag til å forvalte elg og skog på en bærekraftig og inkluderende måte.

Referenser

- 1 Lorenzen, E. D. *et al.* Species-specific responses of Late Quaternary megafauna to climate and humans. *Nature* **479**, 359-364 (2011).
- 2 Kuemmerle, T., Hickler, T., Olofsson, J., Schurgers, G. & Radeloff, V. C. Reconstructing range dynamics and range fragmentation of European bison for the last 8000 years. *Diversity and Distributions* **18**, 47-59 (2012).
- 3 Crees, J. J., Carbone, C., Sommer, R. S., Benecke, N. & Turvey, S. T. Millennial-scale faunal record reveals differential resilience of European large mammals to human impacts across the Holocene. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **283**, 20152152 (2016).
- 4 Bergman, M. & Akerberg, S. Moose hunting, forestry, and wolves in Sweden. *Alces* **42** (2006).
- 5 Milner, J. M., Van Beest, F. M. & Storaas, T. Boom and bust of a moose population: a call for integrated forest management. *European Journal of Forest Research* **132**, 959-967, doi:10.1007/s10342-013-0727-9 (2013).
- 6 Lavsund, S., Nygrén, T. & Solberg, E. J. Status of moose populations and challenges to moose management in Fennoscandia. *Alces* **39**, 109-130 (2003).
- 7 Storaas, T., Gundersen, H., Henriksen, H. & Andreassen, H. P. The economic value of moose in Norway - a review. *Alces* **37**, 97-107 (2001).
- 8 Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjärvall, A. The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology* **79**, 710 - 725 (2001).
- 9 Sand, H. *et al.* Assessing the influence of prey-predator ratio, prey age structure and packs size on wolf kill rates. *Oikos* **121**, 1454-1463 (2012).
- 10 Zimmermann, B., Wikenros, C., Sand, H., Eriksen, A. & Wabakken, P. Elg i ulverevir: Predasjon og elgjakt. Utredning om ulv og elg del 2. 1-50 (Høgskolen i Innlandet, 2019).
- 11 Sand, H. *et al.* Summer kill rates and predation pattern in a wolf-moose system: can we rely on winter estimates? *Oecologia* **156**, 53-64 (2008).
- 12 Wikenros, C., Sand, H., Bergström, R., Liberg, O. & Chapron, G. Response of Moose Hunters to Predation following Wolf Return in Sweden. *PLoS one* **10** (2015).
- 13 Jonzén, N. *et al.* Sharing the bounty—Adjusting harvest to predator return in the Scandinavian human-wolf-bear-moose system. *Ecological Modelling* **265**, 140-148 (2013).
- 14 Bartzke, G., May, R., Solberg, E. J., Rolandsen, C. M. & Røskaft, E. Differential barrier and corridor effects of power lines, roads and rivers on moose (*Alces alces*) movements. *Ecosphere* **6**, 1-17 (2015).

- 15 GRENSEVILT. Forvaltning på tvers – en oversikt over viltforvaltning og
 16 overvåkning i Norge og Sverige. 8 (2022).
- 16 Solbraa, K. Elgbeitetaksering. (Skogbrukets kursinstitutt, Biri, 2008).
- 17 Skogsstyrelsen. *Äbin och andra skogliga betesinventeringar*,
 18 <<https://www.skogsstyrelsen.se/abin>> (2021).
- 18 Sæther, B.-E., Solbraa, K., Sødal, D. P. & Hjeljord, O. Sluttrapport Elg-
 19 Skog-Samfunn. *NINA forskningsrapport* **28**, 1-153 (1992).
- 19 World Resources Institute. *Global Forest Watch*,
 20 <<http://www.globalforestwatch.org>> (2014).
- 20 Saloranta, T. Simulating snow maps for Norway: description and statistical
 21 evaluation of the seNorge snow model. *The Cryosphere* **6**, 1323-1337
 22 (2012).
- 21 Månsson, J., Andrén, H. & Sand, H. Can pellet counts be used to accurately
 22 describe winter habitat selection by moose *Alces alces*? *European Journal
 23 of Wildlife Research* **57**, 1017-1023, (2011).
- 22 Rönnegård, L., Sand, H., Andrén, H., Månsson, J. & Pehrson, Å. Evaluation
 23 of four methods used to estimate population density of moose *Alces alces*.
 24 *Wildlife Biology* **14**, 358-371, (2008).
- 23 Persson, I.-L., Danell, K. & Bergstrom, R. Disturbance by large herbivores
 24 in boreal forests with special reference to moose. *Annales Zoologici Fennici*
 25 **37**, 251-263 (2000).
- 24 Arnemo, J. M. & Evans, A. Biomedical protocols for free-ranging brown
 25 bears, wolves, wolverines and lynx. 1-16 (Inland Norway University of
 Applied Sciences, Campus Evenstad, 2017).
- 25 Skogsstyrelsen. *Därför varierar Äbin-resultat mellan år*,
 26 <[https://www.skogsstyrelsen.se/statistik/statistik-efter-amne/abin-och-
 27 andra-skogliga-betesinventeringar/varierande-abin-resultat/](https://www.skogsstyrelsen.se/statistik/statistik-efter-amne/abin-och-andra-skogliga-betesinventeringar/varierande-abin-resultat/)> (2022).
- 26 Bowyer, R. T., Van Ballenberghe, V. & Kie, J. G. Timing and synchrony of
 27 parturition in Alaskan moose: long-term versus proximal effects of climate.
 28 *Journal of Mammalogy* **79**, 1332-1344 (1998).
- 27 Swenson, J. E. *et al.* Predation on moose calves by European brown bears.
 28 *Journal of Wildlife Management* **71**, 1993-1997 (2007).
- 28 Broman, E., Wallin, K., Steén, M. & Cederlund, G. `Mass` deaths of moose
 29 *Alces alces* in southern Sweden: population level characterisation. *Wildlife
 30 Biology* **8**, 219- 228 (2002).
- 29 Sand, H. *et al.* Vandringsmönster hos GPS-försedda älgar i GRENSEVILT
 30 – konsekvenser för förvaltningen. (2022).
- 30 Sand, H., Zimmermann, B., Wikenros, C. & Wabakken, P.
 31 Predationsstudier på varg inom projekt GRENSEVILT – en jämförelse
 32 mellan nya och tidigare studier (2022).
- 31 Gundersen, H., Andreassen, H. P. & Storaas, T. Spatial and temporal
 32 correlates to Norwegian moose-train collisions. *Alces* **34**, 385-394 (1998).
- 32 Van Moorter, B. *et al.* Understanding scales of movement: animals ride
 33 waves and ripples of environmental change. *Journal of Animal Ecology* **82**,
 770-780 (2013).
- 33 Lone, K. *et al.* Improving broad scale forage mapping and habitat selection
 analyses with airborne laser scanning: the case of moose. *Ecosphere* **5**, 1-
 22 (2014).

- 34 van Beest, F. M., Van Moorter, B. & Milner, J. M. Temperature-mediated habitat use and selection by a heat-sensitive northern ungulate. *Animal Behaviour* **84**, 723-735, doi:10.1016/j.anbehav.2012.06.032 (2012).
- 35 Bjørneraas, K. *et al.* Moose *Alces alces* habitat use at multiple temporal scales in a human-altered landscape. *Wildlife Biology* **17**, 44-54 (2011).
- 36 Mech, L. D. & Boitani, L. in *Wolves: behavior, ecology and conservation* (eds L. D. Mech & L. Boitani) Ch. 1, 1-34 (The University of Chicago Press, 2003).
- 37 Schmidt, K. *et al.* Reproductive behaviour of wild-living wolves in Bialowieza Primeval Forest (Poland). *Journal of Ethology* **26**, 69-78 (2008).
- 38 Zimmermann, B., Nelson, L., Wabakken, P., Sand, H. & Liberg, O. Behavioral responses of wolves to roads: scale-dependent ambivalence. *Behavioral Ecology* **25**, 1353-1364, (2014).
- 39 Zimmermann, B., Sand, H., Wabakken, P., Liberg, O. & Andreassen, H. Predator-dependent functional response in wolves: From food limitation to surplus killing. *Journal of Animal Ecology* **84**, 102-112 (2015).
- 40 Tallian, A. *et al.* Of wolves and bears: Seasonal drivers of interference and exploitation competition between apex predators. *Ecological Monographs*, e1498 (2022).
- 41 Wallgren, M., Bergström, R., Bergqvist, G. & Olsson, M. Spatial distribution of browsing and tree damage by moose in young pine forests, with implications for the forest industry. **305**, 229-238, (2013).
- 42 Månsson, J., Kalén, C., Kjellander, P., Andrén, H. & Smith, H. Quantitative estimates of tree species selectivity by moose (*Alces alces*) in a forest landscape. *Scandinavian Journal of Forest Research* **22**, 407-414 (2007).
- 43 Shipley, L., Blomquist, S. & Danell, K. Diet choices made by free-ranging moose in northern Sweden in relation to plant distribution, chemistry, and morphology. *Canadian Journal of Zoology* **76**, 1722-1733 (1998).
- 44 Danell, K., Edenius, L. & Lundberg, P. Herbivory and tree stand composition: moose patch use in winter. *Ecology* **72**, 1350-1357 (1991).
- 45 Hårstad, G. A. Elgbeitetakst for Åsnes og Våler utført i april, mai og juni 2018. 1-48 (Hårstad Naturforvaltning, 2018).
- 46 Skogsstyrelsen. *Resultat från Äbin och foderprognoser. Område: Finnskogens ÄFO, Värmlands län*, <https://skobi.skogsstyrelsen.se/AbinRapport/#/abin-rapport?landsdel=3&lan=17&afo=2&delomrade=alla>, (2021).
- 47 Wikenros, C. *et al.* Avskjutning av älg över tid och rum – effekter av rovdjur och skogsbruk (2022).
- 48 Ericsson, G. & Wallin, K. Age-specific moose (*Alces alces*) mortality in a predator-free environment: Evidence for senescence in females. *Ecoscience* **8**, 157-163 (2001).
- 49 Boertje, R. D., Keech, M. A. & Paragi, T. F. Science and values influencing predator control for Alaska moose management. *The Journal of Wildlife Management* **74**, 917-928 (2010).
- 50 Gervasi, V. *et al.* Predicting the potential demographic impact of predators on their prey: a comparative analysis of two carnivore–ungulate systems in Scandinavia. *Journal of Animal Ecology* **81**, 443-454 (2012).

- 51 Wikenros, C., Sand, H., Ahlqvist, P. & Liberg, O. Biomass flow and scavengers use of carcasses after re-colonization of an apex predator. *PLoS ONE* **8**, e77373 (2013).
- 52 Loosen, A. E. *et al.* Ungulate-adapted forestry shows promise for alleviating pine browsing damage. *Forest Ecology and Management* **482**, 118808 (2020).
- 53 Edenius, L., Roberge, J.-M., Månsson, J. & Ericsson, G. Ungulate-adapted forest management: effects of slash treatment at harvest on forage availability and use. *European journal of forest research* **133**, 191-198 (2014).
- 54 Saurasunet, M., Mathisen, K. M. & Skarpe, C. Effects of increased soil scarification intensity on natural regeneration of scots pine *Pinus sylvestris* L. and birch *Betula* spp. L. *Forests* **9**, 262 (2018).
- 55 Månsson, J., Bergström, R., Pehrson, Å., Skoglund, M. & Skarpe, C. Felled Scots pine (*Pinus sylvestris*) as supplemental forage for moose (*Alces alces*): browse availability and utilization. *Scandinavian Journal of Forest Research* **25**, 21-31 (2010).

Takk

Vi takker Interreg Sverige-Norge, Fylkeskommunen i Innlandet, FORMAS og Naturvårdsverket for støtte av prosjektet GRENSEVILT. Støtten har gjort det mulig å jobbe på tvers av grensen, å diskutere forskningsresultatene fortløpende med forvaltningen og interesseorganisasjoner gjennom GRENSEVILTs ressursgruppe, og å gå i dybden på denne innviklede problematikken som kommer av at administrative inndelinger ikke følger biologisk meningsfulle grenser.

En stor takk til merketeamet for deres stor innsats under merking av ulv: Alexandra Thiel, Alina Evans, Amanda Høyner Boesen, Andrea Miller, Boris Fuchs, David Ahlqvist, Jon M. Arnemo, Marianne Lian, Per Larsson, Simen Bredvold, og ikke minst Skandinavias dyktigste helikopterpiloter Marcus Göransson fra HeliScan og André Arvidsson fra Kallax Flyg. Merkingene hadde ikke vært mulig uten innsats fra ulvesporene Erling Maartmann, Frode Holen, May Britt Tryland, Erlend Furuhovde, Rune Elnan og flere.

Dette prosjektet har engasjert veldig mange praksisstudenter fra nært og fjernt. I elgmøkkteilingene og beitetaksten har utenom forfatterne av rapporten følgende personer deltatt: Adam Norton, Aenne Douwes, Anne Lenters, Arnaud Francois de Fooz, Blandine Stern, Bruno Menghini, Carlos Villora Garcia, Desirée Guidobaldi, Dominika Krajíčková, Eduard Caballol Bachs, Elias Frans M. De Rodder, Famke van der Wal, Franka Bernhardt, Freke Vermeiren, Gadea Fernández Gil, Gregor Hartnack, Hannah Sophie Markant, Herwin Jut, Hugo Vincent Pierrick Epiard, Isabelle Demange, Jenna Heikkinen, Joey Tom Randy Théo Baron, Johanna Türk, Juuli Vänni, Kirsten van der Pas, Klara Isermann, Laura Niccolai, Lucile Juliette Isabelle Morcelet, Luisa Steinmeyer, Malena Diaz, Marc Ruiz i Sagalés, Marion Barbara Verschueren, Matej Zabret, Michele Bertelle, Peder Remmen, Rienk Schootstra, Rune Elnan, Sanne van Haarlem, Suzanne Kerstens, Tom Graillot, Tuur De Wulf, Wout Fahy, Wouter Sturtewagen, Yani Vandenplas, og Yannick van Eenennaam.

Takk også til Jérémy Monsimet som hjalp med noen flotte figurer i R.

En stor takk til folk lokalt som har hjulpet med smått og stort, åpnet sine hus for kalde studenter, dratt biler ut av grøfta og åpnet veiene.

Vedlegg

Appendiks 1. Sammen drag av de generelle additive modellene som best forklarer variasjonen i antall elgmøkkhauger per dag og rute.

Årstid	Variabel	Koeffisient	SE	z-verdi	P
Vinter 2019/20	Krysningspunkt	-5.462926	0.63547	-8.597	<0.001
	Snødybde	-0.027865	0.006824	-4.083	<0.001
	Myr	-0.842903	0.418384	-2.015	0.044
	Ungskog	1.429666	0.313694	4.558	<0.001
	Sol	0.137319	0.090591	1.516	0.130
Sommer 2020		Koeffisient	SE	z-verdi	P
	Krysningspunkt	-8.3846	2.2149	-3.786	<0.001
	Ungskog	1.0019	0.3217	3.114	0.002
	Sol	0.8355	0.5258	1.589	0.112
		edf	Ref.df	Chi.sq	P
	s(Y-koord)	2.881	3.616	8.13	0.069
	s(Myr)	3.444	4.276	5.335	0.299
s(Helning)	2.081	2.612	3.966	0.188	
Vinter 2020/21		Koeffisient	SE	z-verdi	P
	Krysningspunkt	-4.108581	0.21368	-19.228	<0.001
	Snødybde	-0.035259	0.007393	-4.769	<0.001
	Myr	-1.653693	0.561672	-2.944	0.003
		edf	Ref.df	Chi.sq	P
	s(X-koord)	2.224	2.815	6.168	0.075
	s(Ungskog)	2.357	2.918	17.603	<0.001
s(Rel. hoh)	5.04	6.172	13.393	0.038	
Sommer 2021		Koeffisient	SE	z-verdi	P
	Krysningspunkt	-8.3846	2.2149	-3.786	<0.001
	Ungskog	1.1313	0.3737	3.027	0.002
	Myr	-1.3803	0.575	-2.4	0.016
		edf	Ref.df	Chi.sq	P
	s(Helning)	2.539	3.201	6.544	0.100
s(Sol)	3.168	4.057	6.745	0.154	

Appendiks 2. De fire ulveflokkene som var GPS-merket i studieperioden, med helårs-revirstørrelse oppgitt i første kolonne. Kolonne 4-8 oppgir areal og beregnet antall elg i de kvartalsvise leveområdene og aktivitetssentrene. De siste to kolonnene viser andelen areal og elg i aktivitetssentrene. Fargene korresponderer med de kvartalsvise avgrensninger av leveområder og aktivitetssentre i Figur 10.

Revir	Leveområde		Aktivitetssenter		% i aktivitetssenter			
	Areal	År	Kvartal	Areal	Elg	Areal	Elg	
Bogranget 1270 km ²	2019	okt-des	1228	1829	289	432	24 %	24 %
	2020	jan-mar	713	1092	156	229	22 %	21 %
	2020	apr-jun	560	646	58	61	10 %	10 %
	2020	jul-sep	440	488	22	22	5 %	5 %
Juvberget 732 km ² 656 km ²	2019	okt-des	600	661	136	172	23 %	26 %
	2020	jan-mar	483	578	114	154	24 %	27 %
	2020	apr-jun	432	734	42	74	10 %	10 %
	2020	jul-sep	522	865	90	117	17 %	14 %
	2020	okt-des	543	506	152	102	28 %	20 %
	2021	jan-mar	470	490	137	135	29 %	28 %
	2021	apr-jun	480	799	57	85	12 %	11 %
2021	jul-sep	558	925	120	203	22 %	22 %	
Ulvåa 440 km ² 676 km ²	2020	apr-jun	376	462	28	31	7 %	7 %
	2020	jul-sep	359	434	70	81	19 %	19 %
	2020	okt-des	391	123	131	48	34 %	39 %
	2021	jan-mar	526	290	217	135	41 %	46 %
Varåa 484 km ² 500 km ²	2019	okt-des	384	231	84	57	22 %	25 %
	2020	jan-mar	447	310	104	100	23 %	32 %
	2020	apr-jun	392	407	102	116	26 %	29 %
	2020	jul-sep	399	411	142	145	36 %	35 %
2020	okt-des	398	143	125	42	31 %	30 %	
2021	jan-mar	327	175	55	48	17 %	28 %	

Appendiks 3. Sammendrag av modellene som best forklarer sammenhengene mellom fellingstetthet og elgtetthet per vald eller älgjaktområde i nordre Finnskog.

Modell	Respons	Forklaringsvariabel	Estimat	Std.feil	t-verdi	P	adj. R ²
B	Fellingstetthet 2020/21	Intercept	0.12365	0.0502	2.463	0.025	0.61
		Elgtetthet so2020	0.09257	0.03702	2.5	0.023	
		Land(S)	0.35357	0.09936	3.559	0.002	
		Elgtetthet*Land(S)	-0.18654	0.06688	-2.789	0.013	
C	Elgtetthet vi 2020/21	Intercept	0.3691	0.6478	0.57	0.576	0.36
		Fellingstetthet 20/21	2.1758	2.5831	0.842	0.411	
		Land(S)	4.5592	1.5975	2.854	0.011	
		Fellingstetthet*Land(S)	-12.5076	5.0502	-2.477	0.024	