



Älgjur åter upp sig inför brunsten. Foto: Fredrik Widemo.

RAPPORT SKOG

Utvärdering av de kvantitativa målen inom den svenska älgförvaltningen

Författare: Fredrik Widemo, Kjell Leonardsson, Ciarán Ó Cuív, Joseph Anderson & Carolin Berndt
Inst. för vilt, fisk & miljö, Sveriges lantbruksuniversitet. Nr 2 | 2025

Rapport Skog 2025:2

Författare: Fredrik Widemo, Kjell Leonardsson, Ciarán Ó Cuiv, Joseph Anderson & Carolin Berndt

Vid citering uppge: Widemo, F., Leonardsson, K., Ó Cuiv, C., Anderson, J. & Berndt, C.

Utvärdering av de kvantitativa målen inom den svenska älgförvaltningen. Rapport Skog 2025:2. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå. 78 sidor.

DOI: [org/10.54612/a.4co3ohmkvd](https://doi.org/10.54612/a.4co3ohmkvd)

Utgivningsår: 2025, Umeå.

Utgivare: Fakulteten för skogsvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

Ansvarig utgivare: Göran Ericsson, dekan, Fakulteten för skogsvetenskap, SLU.

Redaktör: Ylva Melin, SLU.

Layout: Grafisk service, SLU.

Grafisk form: Michael Kwick, SLU.

Omslagsfoto: Älgtjurarna åter upp sig inför brunsten.

Foto: Fredrik Widemo.

DOI: [org/10.54612/a.4co3ohmkvd](https://doi.org/10.54612/a.4co3ohmkvd)

ISSN: 3035-9465

Förord

Samförvaltningen av älg, jord och skog bygger på samverkan mellan forskning, förvaltning och samhälle. SLU har en utpekad roll inom älgförvaltningen som den aktör som validerar inventeringsmetoder, samt har i uppdrag att årligen skatta älgstammens täthet. Vidare utför SLU andra uppdrag inom viltförvaltningen på uppdrag av Naturvårdsverket, som är nationellt ansvarig myndighet för viltförvaltningen.

Inom regeringsuppdraget Skog och klövvilt som lämnades in av Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen till regeringen hösten 2023 uttrycktes ett behov av en konsekvensutredning av de nuvarande målen inom älgförvaltningen, som definierats i ett tidigare regeringsuppdrag 2018. År 2024 fick SLU i uppdrag att ta fram en konsekvensutredning av måltalen, och resultaten presenteras i föreliggande rapport. Analyserna bygger på en kombination av förvaltningsdata, data från SLU Riksskogstaxeringen, data från avslutade och pågående forskningsprojekt samt teoretiska modeller som utgår från empiriska data.

Utredningen har genomförts av forskare och forskarstuderande vid Institutionen för vilt, fisk & miljö. Författarna svarar gemensamt för hela innehållet, men har arbetat med olika mål. Fredrik Widemo har koordinerat arbetet, sammanställt rapporten samt genomfört analyser av målen för kalvvikter och för kalvproduktion tillsammans med Carolin Berndt. Ciarán Ó Cuív har genomfört analyser av skador på gran och skador på tall, medan Joseph Anderson genomfört analyser av tätheter av rönn, asp, sälg och ek (RASE) samt konkurrenskraft för RASE. Kjell Leonardsson har modellerat hur älgar konsumerar toppskott av tall, samt skrivit kapitlet där vi teoretiskt utvärderat skador på tall. Analyser och resultat har diskuterats gemensamt inom författargruppen, och genomförts med statistiskt stöd från Institutionen för skoglig resurshushållning. Rapporten har granskats av Magnus Löf, Institutionen för sydlig skogsvetenskap, Magnus Ekström, Institutionen för skoglig resurshushållning, samt Wiebke Neumann och Karin Nilsson från Institutionen för vilt, fisk & miljö.

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	7
Summary	9
Bakgrund	11
Metoder	14
Uppdragets genomförande	14
SMAR(R)Ta förvaltningsmål	14
Empiriska data vilt, skog & attityder	14
Ekologisk beteendemodell	15
Statistiska analyser	15
Resultat & Diskussion	17
Kalvvikter	19
Kalv per hondjur	23
Andel tjur av vuxna djur	28
Skador på gran	31
Rekrytering av rönn, asp, sälg & ek (RASE)	34
Skador på tall	43
Sammanfattande slutsatser och förslag på alternativa lösningar	61
Tack	66
Referenser	67
Bilaga 1 Naturvårdsverkets uppdrag	71
Bakgrund	71
Syfte	71
Frågeställningar	71
Metodik	72
Uppdragets utförande	72
Bilaga 2 Datakällor och datahantering	73
Bakgrund	73
Syfte	73
Frågeställningar	73
Älgstammens kvalitet	73
En älgstam i balans med betesresurserna	73
Övergripande principer för jämförelser	74
Älgtätheter	74
Tätheter övrigt hjortvilt & hjortviltets energibehov	74
Kalv per hondjur och andel handjur bland vuxna älgar	75
Kalvvikter	75
Skador på ungskog, sammansättningen av unga bestånd och andelen ungskog.	76
Temperatur, nederbörd och snödjup	76
Höjdtillväxt och rekrytering av RASE	76
Attityder till älgstammen och älgförvaltningen	77

Sammanfattning

Älgen är det viktigaste jaktbara viltet i Sverige och kan närmast ses som en nationalsymbol. Samtidigt står älgen för huvuddelen av betesskadorna på skog, och för majoriteten av viltolyckor med dödlig utgång i trafiken. Förvaltningen av älgstammen ställer därmed krav på ett välutvecklat förvaltningssystem, med inriktning på adaptiv samförvaltning av ekosystemtjänster och –otjänster för att finna goda avvägningar mellan olika intressen. I den föreliggande rapporten gör SLU på uppdrag av Naturvårdsverket en utvärdering av de befintliga målen inom förvaltningen, samt en konsekvensbeskrivning av vad som skulle krävas för att nå målen.

Sedan 2018 finns tre fastställda, kvantitativa mål för älgstammen inom den svenska älgförvaltningen: landsdelsvisa mål för slaktvikt på älgkalv respektive för kalvproduktion mätt som antalet kalvar per hondjur, samt ett nationellt mål för andelen tjur bland vuxna älgar. Vidare finns tre skogliga mål inom samförvaltningen av älg-skog: ett tak för kvalitetsnedsättande årsskador på tall i ungskogar, ett motsvarande tak för skador på gran samt miniminivåer för stamtäthet och konkurrenskraft för RASE (rönn, asp, sälk och ek) i ungskog. SLU har utvärderat måluppfyllnaden för samtliga sex kvantitativa mål inom älgförvaltningen, undersökt vilka förvaltningsåtgärder som skulle kunna leda till ökad sannolikhet att nå målen samt gjort konsekvensanalyser i form av vad måluppfyllnad skulle kunna få för konsekvenser. Målen har utvärderats utifrån hur väl de uppfyller kriterierna att vara Specifika, Mätbara, Accepterade, Realistiska, Relevanta och Tidsatta (SMARRTa).

Samtliga mål är kvantitativt definierade och därmed Specifika, samt Mätbara även om vi ger rekommendationer om hur mätbarheten skulle kunna ökas i en del fall. Det gör att måluppfyllnaden kan utvärderas. Attityderna till målen undersöktes för jaktkortslösare och för enskilda skogsägare, och det fanns inga starka attityder mot något av målen. Vi anser därmed att själva målen är Accepterade. Samtidigt var det bara enstaka procent av jaktkortslösarna och drygt tio procent

av de enskilda skogsägarna som ville ha färre älgar på sin jaktmark respektive fastighet. Det innebär att många markägare och jägare sannolikt motsätter sig kraftiga sänkningar av älgstammen, vilket är en tänkbar åtgärd för att nå skademålen. Inga av målen är uttalat Tidsatta, men hanteringen av målen innebär i praktiken att de löpande ska vara uppnådda.

Därmed kvarstår bedömningarna av om de olika målen är Realistiska respektive Relevanta. Jaktkortslösarna såg i genomsnitt målen för kalvvikt och för kalvproduktion som viktiga, jämfört med övriga mål. Såväl den vetenskapliga litteraturen som praktisk erfarenhet stöder att kalvvikt och kalvproduktion är goda indikatorer på älgpopulationers status. Med dagens utveckling finns det dock ingenting som tyder på att målen för kalvvikter respektive kalvproduktion kommer att nås, varken på kort eller på lång sikt, med mindre än att vi inte bara bryter utan vänder den negativa utvecklingen för klimatet. Vår bedömning är därmed att nuvarande mål för kalvvikter respektive kalvproduktion inte kommer vara möjliga att nå. Även om målen speglar relevanta faktorer, är de inte realistiska givet den pågående klimatförändringen. Tjurandel bland vuxna är jämförelsevis enkelt att påverka genom anpassad avskjutning, och målet är uppnått eller nära att nås. Vi ser målet som Relevant och Realistiskt, men det utgör inte en ”kvalitetsindikator” på samma sätt som kalvvikter och kalvproduktion. En hög andel tjur kommer även att begränsa antalet kalvar som föds, eftersom det i absoluta tal finns färre kor för en given älgtäthet. Här behöver man finna accepterade avvägningar inom den lokala förvaltningen.

Bland de skogliga målen är målet för skador på gran nära att nås, och vi ser målet som Realistiskt. Samtidigt ser vi inga starka samband mellan andel skador på gran och de andra skogliga målen, och det finns inte heller tydliga samband med hjortviltsamhällets energibehov. Vi anser därmed inte att målet för granskador är Relevant som en indikator för ”obalans mellan fodertillgång och

foderbehov”. Målen för täthet av RASE i ungs-
og är nära att nås, och vi ser dem som Realistiska.
Samtidigt visar våra analyser av konkurrensstatus
för RASE att produktionsstammarna av barrträd
växer förbi RASE även i avsaknad av bete från
klövvilt i det höj dintervall där mätningarna sker.
Därmed anser vi inte att målet för konkurrens-
kraft för RASE är Relevant, så som det mäts och
tillämpas. Våra analyser tyder inte på att målet
om årsskada av tall kommer att kunna nås, med
mindre än att stammarna av älg och annat hjortvilt
skjuts ned mycket kraftigt. Attityderna till älgstam-
mens storlek antyder att det är osannolikt att så
kommer ske. Samtidigt måste föryngringen med
tall ökas kraftigt om målen ska nås. Sammantaget
anser vi inte att målet är Realistiskt. Vidare anser vi
att andelen skadade tallstammar enbart är rele-
vant om man samtidigt tar hänsyn till beståndens
sammansättning; vid en låg andel tall i bestånden
kommer inte en hög skadeandel på ett litet antal
tallar att begränsa den framtida avkastningen
nämnavert för skogsägaren. Vi anser därmed inte att
målet för skador på tall heller är Relevant, så som
målet hanteras idag. Det vore bättre att lägga fokus
på antalet oskadade respektive skadade produk-
tionsstammar, oavsett trädslag. Ett annat alternativ
är andelen oskadade produktionsstammar.

Våra analyser av vilka faktorer som påverkar
de olika målvariablerna visar på olika mönster i
olika landsdelar, men även på förändringar över
tid. Vid tolkningen av resultaten är det viktigt att
vara medveten om att vi studerar faktorer som
är föremål för riktade förändringar genom olika
förvaltningsåtgärder. Detta påverkar såväl me-
delvärdena som variationen kring dem, vilket i sin
tur påverkar möjligheten att påvisa statistiska sam-
band. I ett extremfall där älgtätheterna reglerades
så att alla ÄFO:n hade samma älgtäthet så skulle
det inte finnas någon variation i älgtäthet och
därmed skulle inte heller dagens älgtäthet kunna
förklara mängden skador. Det säger dock ingen-
ting om vad som skulle hända om vi ökade eller
minskade älgtätheten. Även om situationen inte är
så extrem så gäller samma princip alla empiriska
undersökningar av svenska älgpopulationer, såvida
inte regelrätta, kontrollerade experiment genom-
förs.

Under tidsperioden för våra jämförelser har
vi sänkt älgtätheten och ökat talltätheten i stora
delar av Sverige, i syfte att minska skadorna på
tall. I delar av Sverige ser vi även en förväntad
förändring i skadebilden. Samtidigt har vi minskat
variationen i bägge variablerna, och därmed gjort
det svårare att visa på signifikanta samband med
mängden skador i nuläget. Sammantaget anser vi
att det är ställt utom allt tvivel att mängden skador
minskas mest effektivt genom att samtidigt öka
mängden foder och reglera hela klövviltssamhäl-
let genom jakt. Förhållandet mellan estimaten
för de olika variablerna bör tillmätas mindre
vikt, eftersom de är starkt beroende av tidigare
och pågående förvaltning samt variation i lokala
förhållanden. Det betyder inte att generella sam-
band saknas – våra teoretiska modeller visar tvär-
tom på tydliga mönster för hur älgar konsumerar
tallplantor och att både talltätheten och tätheten
av betande hjortdjur är betydelsefull. Våra
analyser av empiriska data från älgförvaltningen
stöder de teoretiska resultaten.

Summary

The moose is regarded as a national symbol of Sweden and is the most important game species for Swedish hunters. At the same time, the moose is responsible for the majority of the browsing damage to forests and the majority of fatal wildlife-related traffic accidents. Thus, management of the moose population requires a well-developed management system focused on adaptive co-management of ecosystem services and disservices, aiming to strike a balance between different interests. The Swedish University of Agricultural Sciences (SLU) has evaluated the current goals within the moose management by commission from the Swedish Environmental Protection Agency. Here, we report on the goal fulfilment and provide analyses of the requirements for reaching the goals.

Since 2018, there are three established quantitative goals for the moose population in Sweden: regional targets for weights of moose calves and for calf production, as well as a national target for the proportion of bulls amongst adult moose. In addition, there are three forestry-related goals within the co-management of moose and forests: an upper limit for annual quality-reducing damage to young pine, a similar limit for damage to spruce, and minimum thresholds for recruitment of RASE (rowan, aspen, goat's willow, and oak) in young forest stands. SLU has evaluated all six quantitative goals according to the SMART criteria, specifying that goals should be Specific, Measurable, Accepted, Realistic, Relevant, and Time-bound. Furthermore, we investigated what management actions have a potential to increase the likelihood of reaching the goals, and analysed the potential consequences of goal fulfilment.

All goals are quantitatively defined and thus Specific and Measurable. This allows for evaluation of goal fulfilment, but we provide recommendations on how accuracy and precision in measurement could be improved in some cases. Attitudes toward the goals were surveyed among hunting permit holders and individual forest owners, and there were no strong objections to any of the goals. We therefore consider the goals to be Accepted.

However, only a small percentage of hunters and just over ten percent of private forest owners wanted fewer moose on their hunting grounds or properties, respectively. This suggests that many landowners and hunters likely would oppose significant reductions in the moose population—one possible measure to meet the damage targets. None of the goals are explicitly Time-bound, but are expected to be continuously met.

This leaves the assessment of whether the goals are Realistic and Relevant. Hunters generally viewed the goals for calf weight and calf production as more important than the other goals. Both scientific literature and practical experience support that calf weight and calf production are good indicators of moose population health. However, current trends indicate that neither the calf weight nor the calf production targets will be met in the short or long term unless we not only halt but reverse the negative trend of climate change. Therefore, we judge the current targets for calf weight and calves production as unattainable. While they reflect relevant factors, the current goals are not realistic under ongoing climate change.

The proportion of bulls among adults is comparatively easy to influence through adapted harvest strategies, and the target is either met or close to being met. We see this goal as both Relevant and Realistic, although it does not serve as a “quality indicator” in the same way as calf weight and calf production do. A high bull proportion also limits the number of calves born, since it means fewer cows in absolute terms. Thus, trade-offs between effects from adult sex ratios and other effects must be found.

Among the forestry-related goals, the spruce damage goal is close to being met, and we consider it as Realistic. However, we neither found strong correlations between spruce damage and the other forest goals, nor clear links with the forage availability of ungulate communities. We therefore do not consider the spruce damage goal to be Relevant as an indicator of ‘imbalance between forage availability and requirements’ as suggested in management.

The RASE density goals in young forests are also close to being met and we consider them as Realistic. However, our analysis of RASE competitiveness shows that conifer stems outgrow RASE even in the absence of browsing by deer in the height range where measurements are made. Therefore, we do not consider the competitiveness goal for RASE to be Relevant as currently measured and applied.

Our analyses suggests that the goal for pine damage is unlikely to be met unless moose and other deer populations are dramatically reduced. The attitudes toward moose numbers suggest this is unlikely to happen. At the same time, pine regeneration would need to increase substantially for the goals to be met. Overall, we judge this goal as not being Realistic. Furthermore, we consider the proportion of damaged pine stems relevant only if stand composition also is considered. In stands with low pine density, even a high proportion of damaged pine may not significantly affect future yields from forestry. We therefore also do not find the pine damage goal to be Relevant in the way it is currently applied. A better focus might be on the number of undamaged vs. damaged productive stems, regardless of tree species. An alternative could be the proportion of undamaged production stems.

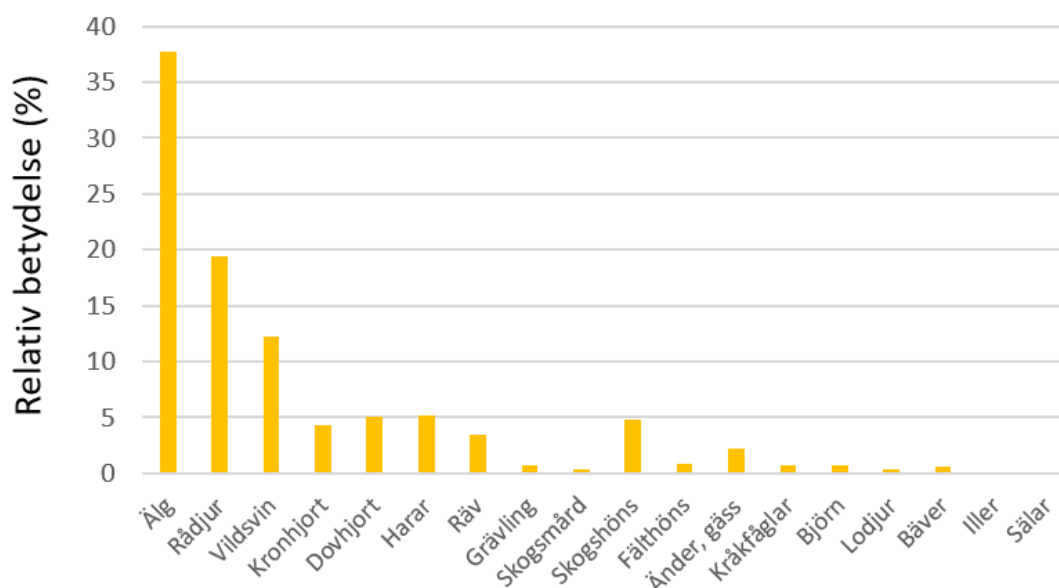
Our analyses of factors influencing the various target variables show different patterns across regions and over time. When interpreting the results, it is important to recognize that we are studying variables subject to changes through various management actions. These actions affect both the means and the variance, which in turn impact the ability to reveal biological relationships. In an extreme scenario where moose density is regulated so that all Moose Management Areas (ÄFO) have the same density, there would be no variation in density, and hence density could not explain damage levels. This, however, says nothing about what would happen if the density was increased or decreased. Although the current situation is not this extreme, the same principle applies to all empirical studies of managed Swedish moose populations unless true controlled experiments are conducted.

During the period of our comparisons, moose densities have been reduced and pine density increased in many parts of Sweden, aiming to reduce pine damage. In some areas, we are now observing the expected changes in damage patterns. At the same time, we have reduced variation in both variables, making it more difficult to demonstrate significant correlations with damage levels. Overall, we believe it is beyond doubt that the most effective way to reduce damage is through simultaneously increasing forage availability and regulating the entire deer community through hunting. The relative differences between estimates of the different variables should be given less weight, as they are strongly influenced by past and ongoing management as well as variation in local conditions. This does not mean that general relationships are absent—our theoretical models clearly show consistent patterns in how moose consume pine seedlings and that both pine and deer density matters. This is corroborated by our empirical findings, using data from the moose management.

Bakgrund

Älgen (*Alces alces* L.) har en särställning som jaktlig resurs och värde för de svenska jägarna (Fig. 1). Samtidigt står älgen för majoriteten av skogsskadorna som orsakas av klövvilt (Skogsstyrelsen u.å.), liksom majoriteten av viltolyckor i trafiken med dödlig utgång (Niemi m.fl. 2017, Neumann m.fl. 2019). En fungerande samförvaltning av älgen bygger därmed på att finna accepterade avvägningar mellan olika intressen, eller om man

så vill ekosystemtjänster och –otjänster (Widemo m.fl. 2019). Samma grundprinciper finns generellt inom viltförvaltningen, och uttrycks exempelvis i Naturvårdsverkets Viltstrategi (Naturvårdsverket u.å.), enligt vilken viltet ska bevaras i livskraftiga populationer samtidigt som viltet brukas som resurs och negativa effekter begränsas (Bevara–Bruka–Begränsa).



Figur 1. Nationella genomsnitt för jaktkortslösarnas upplevda betydelse av olika jaktbara arter jaktåret 2024/25. Jaktkortslösarna har fördelat betydelsen av all deras jakt, uttryckt som sammanlagt 100 % relevans, mellan de viltarter de prioriterar. Älgen står följaktligen för ungefär 38 % av den totala jaktliga betydelsen för en genomsnittlig jägare, och rådjuret för ungefär hälften av älgens värde. Se Metoder för en mer detaljerad metodbeskrivning.

Viltförvaltningen i Sverige genomsyras idag av fokus på adaptivitet (Cromsigt m.fl. 2023), med beslut om förvaltningsmål samt åtgärder för att nå målen. Måluppfyllnad och åtgärdernas effektivitet utvärderas löpande, vilket skapar bättre kunskapsunderlag inför beslut om nya mål och nya åtgärder (Dressel m.fl. 2019). På så vis uppnås en lärandeprocess samtidigt som det skapas en flexibel förvaltning som löpande anpassas till en föränderlig omvärld. Detta är nödvändigt i takt

med att klövviltsamhällena och markanvändningen förändras (Cromsigt m.fl. 2023), delvis som en effekt av klimatförändringar (Holmes m.fl. 2021, Felton m.fl. 2024) och delvis på grund av ändrad förvaltning (Linnell m.fl. 2020). Utöver detta påverkas klövviltsamhällena och möjligheterna till jakt av förekomsten av olika rovdjursarter (ex. Bischof m.fl. 2020, Sand m.fl. 2025).

Älgstammen tillväxte allt snabbare under slutet av 1900-talet (*Viltdata*; Svenska Jägarförbundet

u.å.a), fram till ”älgexplosionen” under tidigt 80-tal. Därefter sänktes älgtätheten genom reglerande jakt, men under 00-talet började älgstammen åter växa i Götaland och Svealand (Älgdata; Länsstyrelserna u.å). Därmed kom krav på en målstyrd älgförvaltning, med större inflytande för markägarna som bär kostnaderna för skogsskadorna som älgen orsakar. Frågan utreddes genom SOU:n *Uthållig älgförvaltning i samverkan* (SOU 2009: 54), vilket resulterade i att Riksdagen fattade beslut om en ny älgförvaltning i syfte att uppnå en ekosystembaserad lokal älgförvaltning (Regeringens proposition 2009/10:239). I propositionen specificerades att älgförvaltningen ska ha fokus på en livskraftig älgstam av hög kvalitet, en produktionsanpassad älgjakt och en älgstam i balans med betesresurserna. Varken balansmålet eller begreppet ”produktionsanpassad älgjakt” specificerades dock närmare.

Inför att den nya älgförvaltningen infördes jaktåret 2012/13 delades de delar av Sverige som hyser en älgstam in i 149 älgförvaltningsområden (ÄFO). Inom varje ÄFO finns en älgförvaltningsgrupp (ÄFG) bestående av sex personer, som tar fram en förvaltningsplan med mål för populationstätheten och en planerad avskjutning för att nå målen (Naturvårdsverket 2011). Sedan dess har en del ÄFO:n slagits samman, samtidigt som gränser i en del fall ändrats, så att det idag finns 130 ÄFO:n. ÄFG består av tre markägarrepresentanter och tre jägarrepresentanter, alternativt två jägarrepresentanter och en representant för rennäringen i ÄFO:n där medlemmar i sameby har jakträtt (SFS 1989:905).

Inom varje ÄFO tar ÄFG fram treåriga älgförvaltningsplaner, som fastställs av respektive länsstyrelse. Ursprungligen gjorde ÄFG bedömningar av dagens täthet för älgstammen utifrån befintliga inventeringsunderlag, men sedan jaktåret 2020/21 skattar SLU tätheten årligen på uppdrag av Naturvårdsverket (NV) (Widemo & Leonards-son 2024). Utifrån skattningarna sätter ÄFG mål för tätheten år för år under planperioden, samt specificerar åtgärder i form av avskjutningsmål för att nå täthetsmålen (Naturvårdsverket 2011). ÄFG:s hantering av planerna skiljer sig mellan ÄFO:n och mellan länen; i en del fall uppdateras planerna årligen, men i andra fall löper de hela treårsperioden om inget oförutsett inträffar (Dressel m.fl. 2019, Cromsigt m.fl. 2023). Mål-

uppfyllnaden inom förvaltningen har i huvudsak utvärderats genom att beräkna i vilken utsträckning avskjutningsmålen nåtts, medan mindre fokus lagts på att följa upp populationsmålen (Widemo m.fl. 2022).

År 2018 fick Naturvårdsverket ett regeringsuppdrag att utvärdera måluppfyllnaden inom älgförvaltningen, samt att konkretisera riksdagens målsättning om en livskraftig älgstam av hög kvalitet i balans med betesresursen och en produktionsanpassad älgjakt. Uppdraget utfördes i samverkan med Skogsstyrelsen. Naturvårdsverkets utvärdering och analys visade att riksdagens övergripande målsättningar inte nåtts, och att betesskadorna i skogen inte minskat utan ökat sedan införandet av den nya förvaltningen. Myndigheterna drog slutsatsen att en viktig anledning var att avskjutningsmålen inte uppnåts (Naturvårdsverket 2018). Inom ramen för regeringsuppdraget togs även tre kvantitativa mål för älgstammens kvalitet fram: landsdelsvisa mål för **slaktvikt** på älgkalv och för kalvproduktion mätt som **antalet kalvar per hondjur**, samt ett nationellt mål för **andelen tjur bland vuxna älgar**. Vidare togs tre nationella mål för det skogliga tillståndet i ungskogar fram: ett tak för kvalitetsnedsättande **färska skador på tall**, ett motsvarande tak för **skador på gran** samt miniminivåer för **stamtäthet** och **konkurrenskraft** för **RASE** (rönn, asp, sälk och ek) i ungskog (Naturvårdsverket 2018).

För tydlighetens skull påpekar vi här att i avrapporteringen av regeringsuppdraget använder Naturvårdsverket begreppet ”kvalitativa mål” för vad vi i denna rapport benämner ”kvalitetsmål”. Vi använder begreppet ”kvalitativ” för att beskriva relativa tillstånd och ”kvantitativ” för absoluta; därmed finns det både kvalitativa och kvantitativa kvalitetsmål. Ett kvalitativt kvalitetsmål kan exempelvis uttrycka att kalvvikterna ska öka, medan ett kvantitativt mål kan vara att kalvvikterna ska ligga över 70 kg. I samtliga fall är målen definierade som genomsnitt på ÄFO-nivån.

Parallellt med genomförandet av den nya älgförvaltningen har allt större fokus kommit att riktas mot betydelsen av flerarts- och samförvaltning av klövvilt, vilket bland annat utmynnat i de avslutade forskningsprogrammen *Beyond moose* och *Governance* (Cromsigt m.fl. 2023) som finansierats av Naturvårdsverket. Resultaten från *Beyond moose* pekar på betydelsen av att ta hänsyn

till hela klövviltssamhällets energibehov inom samförvaltningen klövvilt-jord-skog, och lyfter särskilt fram fodertillgången som en ofta förbisedd eller undervärderad faktor som påverkar skadebilden på både grödor och skog. Inom *Governance* fokuserade forskarna på hur förvaltningen av klövvilt styrs, och lyfte särskilt betydelsen av att sätta tydliga mål som är möjliga att nå och där måluppfyllnaden utvärderas enligt överenskomna metoder. Vidare betonades vikten av att bygga tillit mellan aktörerna.

Efter tio år med den nya älgförvaltningen hade älgstammen sänkts med i genomsnitt cirka 30 % på nationell nivå (Widemo m.fl. 2022), men trots detta hade betesskadorna på skog inte minskat. Därmed fick Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen ett nytt regeringsuppdrag, som den här gången tydligare omfattade de nya rönen om vikten av en adaptiv och integrerad flerarts- och samförvaltning. Regeringsuppdraget utmynnade bland annat i ståndpunkten att måluppfyllanden av de kvantitativa målen från RU 2018 borde utvärderas (Naturvårdsverket 2023). Naturvårdsverket gav 2024 Sveriges lantbruksuniversitet SLU i uppdrag att utvärdera måluppfyllnaden, samtidigt som konsekvenserna av de åtgärder som skulle krävas för att nå målen beskrivs (Bilaga 1). Den föreliggande rapporten utgör SLU:s avrapportering av uppdraget till Naturvårdsverket.

Metoder

Uppdragets genomförande

Uppdraget att utvärdera målen inom älgförvaltningen har dels genomförts genom att beskriva nuläget i förvaltningen, dels genom analyser av data på förändringar i måluppfyllnad till följd av förvaltningsåtgärder eller av ändrade omvärldsfaktorer. Vi har kombinerat offentliga data från förvaltningen med data från pågående forsknings- och miljöanalysprojekt vid SLU för att besvara frågeställningarna. Vidare har en ekologisk beteendemodell använts för att analysera sambanden mellan skador på tall och olika förklaringsvariabler. Utöver ekologiska analyser har även attityderna till förvaltningsmålen hos jägare respektive enskilda skogsägare analyserats, för att kunna avgöra hur dessa intressegrupper prioriterar mellan dagens förvaltningsmål. Uppdraget har genomförts av forskare och forskarstuderande vid SLU. Naturvårdsverkets samverkansorgan Nationella klövviltsrådet har utnyttjats som referensgrupp för arbetet, och därutöver har enskilda möten hållits med Naturvårdsverket, Skogsstyrelsen, Länsstyrelserna, Svenska Jägarförbundet och företrädare för Skogsbrukets viltgrupp.

SMART(R)Ta förvaltningsmål

Det är viktigt att reflektera över hur förvaltningsmål definieras för att nå hög måluppfyllnad, och inom den adaptiva förvaltningen rekommenderas att målen ska vara Specifika, Mätbara, Accepterade, Relevanta och Tidsatta (SMARTa) (Dressel m.fl. 2019). Ibland ser man att Relevant ersätts med Realistisk, och på engelska förekommer det att *Accepted* ersätts med *Achievable*. I de alternativa valen inkluderas följaktligen även att målen ska vara möjliga att nå, vilket möjligen kan ses som en delmängd av att målen ska vara Relevanta. Vi har valt tillämpa teorin om SMART(R)Ta mål på vår analys av målen inom älgförvaltningen, och har följaktligen gjort bedömningar både av och om målen är relevanta och om det är realistiskt att de kan nås.

Genomförande av åtgärder för att nå effekt-

målen inom förvaltningen kan i sin tur bygga på ”genomförandemål”. Exempelvis kan en förvaltningsplan ha effektmålet att andelen skadade tallstammar ska minskas till fem procent färskå årsskador bland annat genom att älgtätheten sänks. Sänkningen av älgstammen bygger i sin tur på ett mål som uttrycker att avskjutningen ska öka till en viss nivå. Det räcker inte att undersöka huruvida målnivån fem procent färskå skador på tall accepteras, utan det är även viktigt att undersöka om målen för avskjutningen och för älgtätheten accepteras för att bedöma hur sannolikt det är att åtgärderna kommer att utföras. På motsvarande sätt måste åtgärderna vara specifika, mätbara, realistiska och tidsatta. Ofta behöver därmed såväl effektmålen som åtgärderna utvärderas från ett SMART-perspektiv.

Samtliga sex mål är kvantitativt definierade och uppfyller därmed kravet på att vara specifika, för två av älgmålen med landsdelvisa skillnader i målnivåer och för två av de skogliga målen med skillnader i målnivå beroende på genomsnittlig bonitet inom ÄFO:t. Däremot är inget av målen Tidsatt, vilket man kan se som att målnivåerna i princip förväntas vara uppnådda i dagens löpande förvaltning eller nås så snabbt som möjligt. Detta kan vara problematiskt i de fall dagens situation skiljer sig starkt från målen, och det saknas en positiv utvecklingstrend.

Empiriska data vilt, skog & attityder

Data på Älgobs och Rovdjursobs liksom avskjutning av annat hjortvilt än älg tillhandahålls av Svenska Jägarförbundets (SJF) Viltövervakning. Vi använde de älgtätheter som SLU beräknar årligen (Widemo och Leonardsson 2024) i analyserna. Skogsstyrelsen bistod med skogliga data från ÄlgBetesINventeringarna (ÄBIN; Skogsstyrelsen u.å.). Data på jaktkortslösares respektive enskilda skogsägars attityder till älgstammen och älgförvaltningen samlades in genom attitydundersökningar (ej finansierade genom uppdraget från NV), och jämfördes med resultat

från motsvarande tidigare undersökningar. Vidare utnyttjades väderdata från Statens Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) som förklaringsvariabler, eftersom de kan påverka tillgång till foder och skadebilden (ex. Pfeffer m.fl. 2021). Tillgängligheten på data skiljde mellan variablerna, och i bilaga 2 redovisar vi vilka tidsperioder som analyserades samt detaljer om hur de olika dataunderlagen hanterades.

Ekologisk beteendemodell

I Widemo m.fl. (2022) redovisade vi en ekologisk modell som bygger på funktionell respons, dvs. hur ett djurs födointag varierar med tillgången på föda, där älgar konsumerar toppskott av tall. I uppdraget från NV ingick att göra en fördjupad analys med samma angreppssätt, men med fler förklaringsvariabler. Analyserna redovisas under kapitlet om målet för tallsador, som upptar en jämförelsevis stor del av rapporten.

Statistiska analyser

Vårt uppdrag har varit att analysera samband på ÄFO-nivå, vilket är den nivå där förvaltningssmålen är satta. I de flesta fallen finns inte heller en större upplösning på data. Analyserna omfattar alla ÄFO:n i Sverige, och utgör därmed inte ett stickprov (n) utan hela populationen (N). Jämförelser inom landsdelarna Götaland (54 ÄFO:n med data), Svealand (43 ÄFO:n med data) och Norrland (29 ÄFO:n med data) innebär att modellerna baseras på jämförelsevis få datapunkter. Detta begränsar normalt hur många variabler som kan inkluderas i statistiska modeller för att undvika överanpassning (overfitting). Datapunkterna utgör dock inte ett stickprov av den totala populationen, vilket innebär att det inte finns någon risk för att datapunkterna inte är representativt utvalda; de utgör helheten vi försöker beskriva och förklara. Däremot kvarstår självfallet exempelvis problem med mätfel och slumpmässig variation för de enskilda datapunkterna, där få observationer innebär att varje datapunkt får en större inverkan på resultatet. I våra analyser har vi uteslutit enstaka extremvärden som avvek med mer än tre standardavvikelser från medelvärdet.

För resultat från ÄBIN rekommenderar SKS att treårsmedelvärden används inom förvaltningen (Skogsstyrelsen u.å.). ÄFO:na inventeras dock inte varje år, utan trepunktsmedelvärden för de tre sen-

aste inventeringarna används. Därmed är inventeringsåren för ÄBIN gränssättande för vilka år som ingår i jämförelserna. Vi har beskrivit ”nuläget” i förhållande till förvaltningsmålen baserat på trepunktsmedelvärden från de senaste tillgängliga inventeringstillfällena, om de inföll under perioden 2020–2024. Vidare undersöktes hur olika förklaringsvariabler samvarierar med målvariablerna i nuläget; dels för att skapa förståelse för de ekologiska sambanden, dels för att kunna föreslå förvaltningsåtgärder som kan leda mot målen. Här matchades inventeringsåren för övriga variabler mot ÄBIN-åren, så att data från samma år jämfördes inom varje ÄFO.

Olika variabler bedömdes relevanta för de olika målen; se Bilaga 2 för en diskussion om vilka variabler som inkluderades och varför. Därutöver genomfördes även en analys av förändringen i förklaringsvariablerna mellan de första och de sista tre mätpunkterna sedan den nya älgförvaltningen infördes, samt hur förändringarna samvarierade med medelförändringen i målvariablerna per år mellan samma tillfällen. Förändringsanalyserna har en större potential att visa på orsakssamband och på möjliga effekter av genomförda förvaltningsåtgärder än analyserna av nuläget, exempelvis genom att se om skogsskadorna minskat när älgstammen eller fodermängden ändrats. Bägge analysstrategierna begränsas dock av graden av variation i variablerna som undersöks; om exempelvis variationen i älgtäthet mellan ÄFO:n är låg, så kommer det vara svårt att visa på den potentiella betydelsen av älgtätheten i nulägesanalyser. På motsvarande sätt går det inte att hitta samband i förändringsanalyser för faktorer som inte förändrats.

Vi använde variansanalys för att jämföra tidsperioder och landsdelar, samt generaliserade linjära modeller för att analysera samband mellan förklarings- och responsvariabler. Vi standardiserade de förklarande variablerna genom att Z-transformera dem (till medelvärde = 0 och standardavvikelse = 1) för att estimatstorlek och förklaringsgrad ska kunna jämföras mellan olika variabler inom modellerna.

Vi har begränsat antalet förklaringsvariabler vi undersökte genom att inkludera variabler stegvis i modellerna (forward stepwise GLM), alternativt genom att välja den enklaste modellen bland modeller som bäst förklarar variationen baserat

på jämförelser av Akaikes Information Criterion (AIC; $\Delta AIC < 2$) (Best subset GLM). Förklaringsvariabler som var starkt korrelerade till varandra ($r > 0,7$) har inte inkluderats i samma modeller, utan vi undersökte deras betydelse i separata modeller.

Analyserna genomfördes med R Studio (2020) respektive Statistica 18.0 (TIBCO 2023), med $\alpha = 0,05$ som gräns för att betrakta samband som signifikanta. Vi redovisar $0,1 > p > 0,05$ som icke-signifikanta trender. Mathematica 14.2 (Wolfram Research Inc., 2024) användes för analyser med modellselektion för den ekologiska modellen, där Akaikes index (Akaike 1974) användes istället för p-värden.

Resultat & Diskussion

Vi har valt att kombinera Resultat och Diskussion, för att kunna presentera och diskutera resultaten mål för mål. Avslutningsvis för vi en övergripande, generell diskussion om målen inom älgförvaltningen. Vi har ovan slagit fast att samtliga mål är Specifika, medan inga är Tidsatta. Nedan utvärderar vi måluppfyllnaden, analyserar hur sannolikt det är att olika förvaltningsåtgärder leder mot målen samt ger vår bedömning av om målen är Mätbara, Relevanta och Realistiska mål för mål. Attityderna till målen jämförs dock i en gemensam, inledande avdelning.

Attityder till förvaltningsmålen

Viltförvaltning handlar minst lika mycket om att förvalta människor som att förvalta vilt. Huruvida målen och åtgärderna verkligen är Accepterade av de olika intressenterna är därmed av avgörande betydelse för huruvida åtgärder utförs som tänkt och om målen nås (Dressel m.fl. 2019, Croomsigt m.fl. 2023).

Vi genomförde en attitydundersökning riktad till jaktkortslösare och en undersökning riktad till enskilda skogsägare för att undersöka deras attityder till målen inom älgförvaltningen, parallellt med utredningsuppdraget. Bägge undersökningarna genomfördes under jaktåret 2024/25. Undersökningen av jägarnas attityder skickades till 300 jaktkortslösare per län, totalt

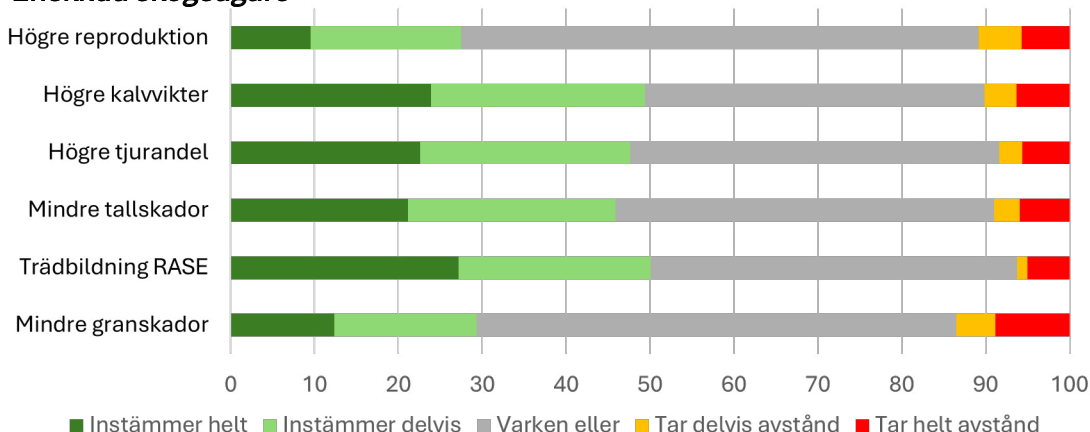
6300 potentiella respondenter. Jaktkortslösarna valdes utifrån sin bostadsadress, men deras svar har analyserats utifrån det län där de uppgivit att deras huvudsakliga jaktmark är belägen. Jägare med huvudsaklig jaktmark på Gotland ingår inte i urvalet som analyserades. Skogsägarna valdes ut bland dem som äger minst 10 hektar skog, och urvalet baserades på var fastigheten är belägen. Ingen viktning har utförts av län eller landsdel beroende på antal invånare eller areal. Vi jämförde även attityderna för jaktkortslösarna med en tidigare undersökning som genomfördes 2013, och attityderna för enskilda skogsägare med en undersökning som genomfördes 2014. De tidigare genomföra undersökningarna hade motsvarande försöksupplägg, och samma frågor återanvändes vid jämförelser över tid.

Bland jaktkortslösarna ansåg fler respondenter att det var viktigt att uppnå högre reproduktion och högre kalvvikter, medan mindre granskador ansågs minst viktigt (Fig. 2). Bland enskilda skogsägare fanns inga tydliga skillnader i attityder till målen, och det var ungefär samma attityder till älgmålen som till de skogliga målen. Bland jaktkortslösarna var det 37 % som även var markägare bland dem som svarat, och bland skogsägarna var 41 % även jägare.

Jaktkortslösare



Enskilda skogsägare



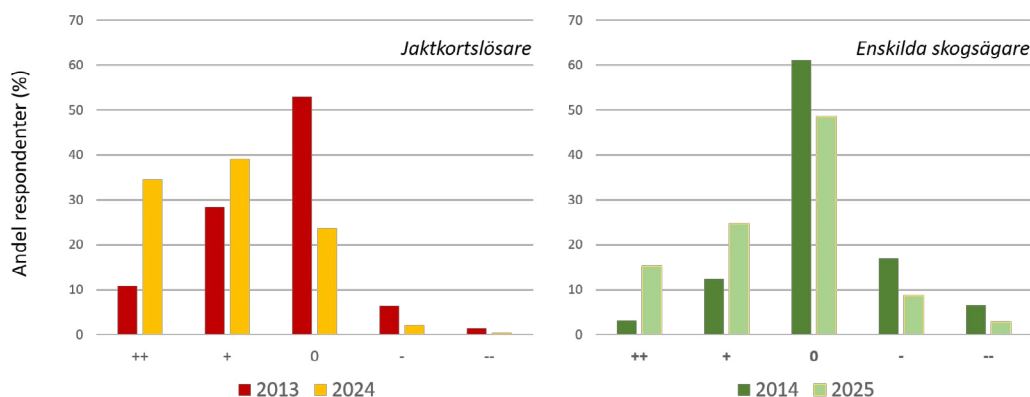
Figur 2. Jaktkortslösares respektive enskilda skogsägares attityder till målen inom älgförvaltningen. Målen har förenklats till att fråga respondenterna om de tycker att det är viktigt att nå en viss förändring i linje med de kvantitativa målen.

Mål för älgavskjutning och för älgstammens täthet är de enda tidsatta målen inom älgförvaltningen, och bygger på treåriga förvaltningsplaner. Avskjutningen är dock en åtgärd för att nå populationsmålen, där regleringen av populationstätheten i sin tur är ett verktyg för att reglera effektmålen och särskilt skador på tall. Ofta är det målet styrande vid framtagandet av förvaltningsplanerna. Fokus för utvärderingen av förvaltningen ligger dock ofta på huruvida avskjutningsmålen nås (Widemo m.fl. 2022). Utvärderingen av älgjakten 2023/24 visade att jägarna minskat antalet jaktdagar, samtidigt som viljan att skjuta de

älgar som sågs minskade (Widemo & Leonardsson 2024). Detta är en fortsättning på det trendbrott som inleddes jaktåret 2020/21, som innebär att älgstammen nu har börjat öka igen (Widemo & Leonardsson 2024, 2025).

Vi undersökte attityderna till älgstammens storlek bland jaktkortslösarna, och andelen jägare som ansåg att älgstammen var lagom hade halverats sedan 2013 (Fig. 3). Bland skogsägarna ansåg nästan hälften att älgstammen var lagom, men även bland dem hade attityderna förändrats sedan 2014 mot att vilja ha fler älgar.

Jägarkåren uppvisade starkare preferenser



Figur 3. Jaktkortslösares respektive enskilda skogsägares attityder till älgstammens storlek, baserat på attitydundersökningar. ++ visar att respondenten anser att stammen är alldeles för liten, += något för liten, 0= lagom, -= något för stor och --= alldeles för stor.

för Jägarkåren uppvisade starkare preferenser för en tätare älgstam än vid något annat undersökningstillfälle sedan vi började mäta attityderna jaktåret 2005/06 (Widemo, opublicerade data), vilket överensstämmer med jägarnas förändrade beteenden de senaste åren. Även om acceptansen för de sex nationella effektmålen är förhållandevis god, så förefaller det inte som om acceptansen för att sänka älgstammen ytterligare är stor. Andelen jägare som vill ha en mindre älgstam var mindre än fem procent, och motsvarande andel var bara drygt tio procent bland enskilda skogsägare.

Kalvvikter

Kalvvikter är en av de vanligare "kvalitetsindikatorerna" inom förvaltningen av klövvilt, och kalvvikter samvarierar med vikten för vuxna djur. Stora kor med tillgång till stora tjurar föder stora kalvar tidigt (Solberg m.fl. 2008), vilket ger dem mer tid att växa inför sin första vinter. Stora kalvar blir dessutom stora vuxna älgar (Sæther m.fl. 2003). Samtidigt påverkas kalvvikterna av fodertillgången och även av vädret, vilket skapar en mellanårsvariation (Holmes m.fl. 2021, 2023).

Mätbarhet

Totalvikt mäts i princip aldrig för älg, utan vad som anges är slaktvikt utan huvud, hud och nedre delen av benen (Danell m.fl. 2019). Slaktkroppen bör vägas så snart som möjligt efter att kroppen flåtts, eftersom kroppen torkar ut och tappar

vikt under hängningen. Data på kalvvikter kan rapporteras i Viltdata och Jaktrapport, och finns i sammanställd form i plattformen Älgdata. Det är fortfarande möjligt att ange bedömda vikter; detta bör dock helt undvikas. En annan felkälla är om slaktkroppen vägs efter skottrensningen, och de delar som putsats bort inte vägs. I Älgdata redovisas endast inrapporterade vägda vikter, men de är inte korrigerade för tid på säsongen. Älgkalvarna fortsätter att växa ungefär till den första oktober; i och med att älgjakten börjar den första september i norra Sverige men åttonde oktober i mellersta och södra Sverige kommer jämförelser av ojusterade kalvvikter mellan norra och södra Sverige att bli missvisande. Efter vegetationsperiodens slut begränsas tillgången till foder, vilket gör att kalvarna kan minska något i vikt under vintern. I våra analyser har vi använt genomsnittliga samband mellan datum och kalvvikt inom varje län för att justera kalvvikterna, så att kalvar skjutna i september "justerats fram" till förväntad vikt 1/10 och de som skjutits senare "justerats tillbaka". Tjurkalvar är i genomsnitt tyngre än kvigkalvar (ex. Cedertlund m.fl. 1991), vilket gör att medelkalvvikt kommer att påverkas av könskvoten bland de skjutna djuren. Vi har dels justerat vikterna till 1/10 utifrån separata analyser för tjur- respektive kvigkalvar, dels viktat medelkalvvikten utifrån könskvoten inom varje ÄFO i våra analyser.

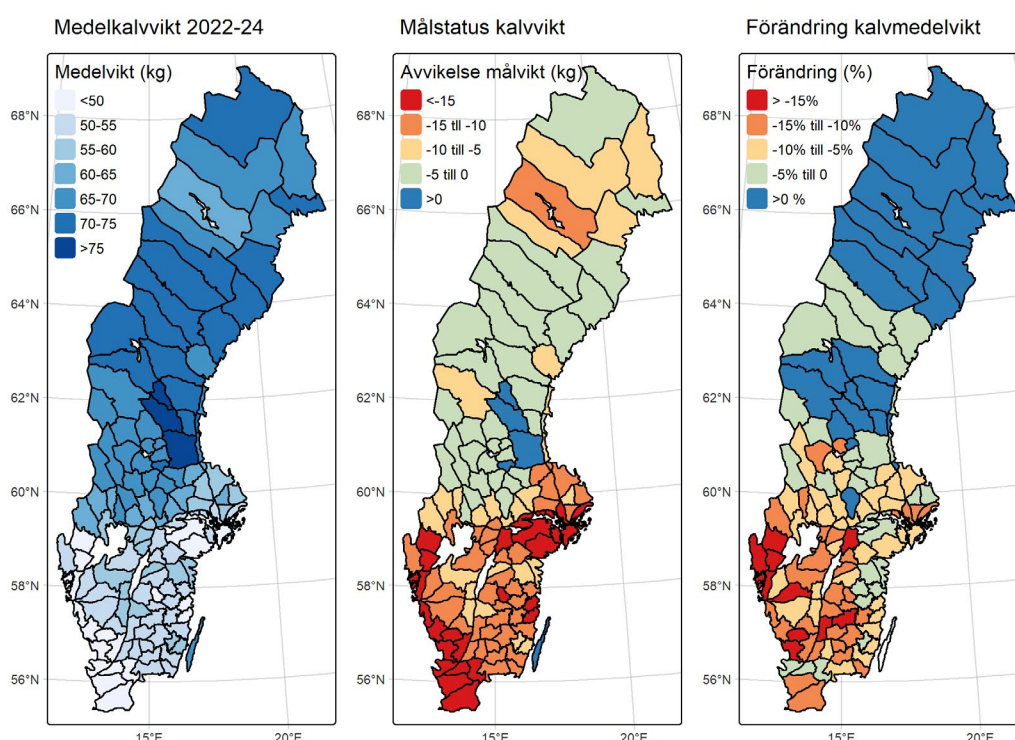
Det finns idag ett välutvecklat system för att rapportera slaktvikter. Det vore dock önskvärt att ännu fler rapporterade in vägda vikter, och att slaktkropparna vägs på ett enhetligt sätt inklusive

delar som putsats bort vid skottrensningen. Vidare borde data och resultat presenteras i Älgdata tillsammans med information om att slaktvikter inte kan jämföras mellan södra och norra Sverige, alternativt borde vikterna presenteras justerade för fälldatum.

Relevans och måluppfyllnad

Kalvvikterna uppvisade en tydlig geografisk

variation, med lättare kalvar i södra och mellersta Sverige jämfört med i Norrland (Fig. 4). Målen för kalvvikter är differentierade mellan landsdelarna, med måltal på 65 kilo för Götaland, 70 kilo för Svealand och 75 kilo för Norrland. Sett till ÄFO-nivå så var det bara tre ÄFO:n i Norrland som låg över målen, och två av dem hade inte legat över om vi inte korrigerat vikterna för tidpunkt då kalvarna fölldes (Fig. 4).



Figur 4. Variationen i genomsnittlig kalvvikt på ÄFO-nivå 2022-24, skillnad mellan medelkalvvikt och de landsdelsvisa måltalen ("målstatus") 2022-24 och förändring i kalvvikt mellan 2012-14 och 2022-24. Målen för kalvvikter är 65 kg i Götaland, 70 kg i Svealand och 75 kg i Norrland.

Våra analyser visar att nuläget avviker från målen i alla tre landsdelarna, med signifikanta skillnader mellan landsdelarna¹ och en signifikant minskning mellan 2012-14 och 2022-24 i Götaland² och Svealand³. Tidigare har Holmes m.fl. (2021) visat på minskningar i Götaland delvis utifrån samma data och trenden fortsätter. Måltalen är satta utifrån resultat så som de redovisas i

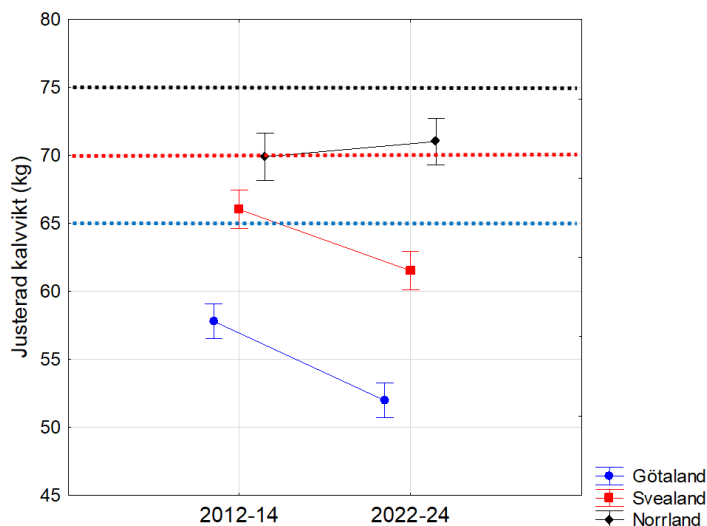
Älgdata.

Våra analyser bygger dock på justerade vikter, för att göra landsdelarna jämförbara. Avvikelsen från förvaltningsmålet i Norrland är därmed egentligen större än som visas i figuren (Fig. 5), eftersom många kalvar skjuts tidigt under september när de fortfarande växer.

¹ ANOVA $F_{2,117} = 130,6; p > 0,0001$

² Tukey post-hoc test $p = 0,00012$

³ Tukey post-hoc test $p = 0,00012$



Figur 5. Jämförelser av justerade medelslaktvikter för älgkalvar på ÄFO-nivå mellan landsdelar för tidsperioderna 2012-14 respektive 2022-24. Blå streckad linje anger förvaltningsmålet för Götaland, röd linje anger målet för Svealand och svart linje anger målet för Norrland. Spridningsmått visar 95 % konfidensintervall.

Vi undersökte även sambanden mellan nuläget för kalvvikter och utvalda förklaringsvariabler, samt om förändringar i förklaringsvariablerna mellan 2012-14 och 2022-24 sammanfallit med en förändring i kalvvikterna. Variablerna valdes dels utifrån våra bedömningar av deras potentiella betydelse för kalvvikter utifrån den vetenskapliga litteraturen, dels utifrån bedömningar om det går att påverka faktorerna genom en aktiv förvaltning. Våra val av variabler styrdes även av att vi var tvungna att begränsa antalet variabler som vi inkluderade på grund av lågt antal observationer i analyserna på landsdelsnivå, samt i de fall variabler var starkt korrelerade. I de fallen redovisade vi separata modeller.

Det finns en omfattande vetenskaplig litteratur som visar att medelåldern hos både kor och tjurar har stor betydelse för kalvvikterna (t.ex. Garel m.fl. 2009, Sæther m.fl. 2003). Medelåldern kan dessutom påverkas aktivt genom olika avskjutningsstrategier, till exempel genom att skjuta fler kalvar, spara kor som för kalv eller införa taggrestrukturer för tjurar. Vi valde därför att ta med genomsnittlig ko- respektive tjurålder från inrapporterade åldrar från fällda djur i Älgdata i de nationella analyserna.

Däremot är det svårare att i en jaktsituation se-

lektera på kroppsvikt bland vuxna älgar, även om kroppsvikten indirekt kommer att öka om man lyckas öka medelåldern genom aktiva åtgärder. Vidare var kalvvikt, kovikt och tjurvikt starkt korrelerade, vilket gjorde att de inte kunde inkluderas i samma statistiska modeller. Vi valde därför att inte inkludera ko- eller tjurvikt i våra modeller.

Tjurandelen bland vuxna älgar har i en experimentell studie visats påverka korna så att de sköt upp sin brunst och födde sina kalvar senare när det var brist på kapitala tjurar (Sæther m.fl. 2003). Detta får även konsekvenser för kalvvikterna, eftersom kor som betäcks senare föder sina kalvar senare. Därmed minskar sannolikheten att kalvningen sker i optimal tid för att utnyttja

den höga foderkvaliteten i samband med vårens knoppsprickning (framför allt i södra Sverige, Neumann m.fl. 2020). De negativa effekterna förväntas öka i takt med klimatet ändras, eftersom knoppsprickningen sker allt tidigare (Holmes m.fl. 2021). Vi inkluderade därför andel tjur från jägarnas älgobservationer i analyserna.

Betetrycket och foderkonkurrensen kommer både att påverkas av hur mycket foder som finns, och hur många betande djur som ska dela på det. Hjortviltets energibehov kommer därmed potentiellt att påverka kalvvikterna genom konkurrens, och vi inkluderade älgtäthet vid jaktstart samt ett index på hjortviltets energibehov beräknat utifrån avskjutningsdata i analyserna för att undersöka betydelsen av foderkonkurrens (se Bilaga 2 för detaljerad beskrivning av hur "hjortindex" beräknats).

Vi inkluderade även andelen av ÄFO-arealen som täcktes av ungskog av åldern 5-15 år, som ett mått på mängden tillgängligt kvistfoder (Bilaga 2). Det fanns inga signifikanta samband mellan vargtäthet⁴ (*Canis lupus*) (utifrån länsstyrelsernas varginventeringar) respektive björntäthet⁵ (*Ursus arctos*) och slaktvikter för kalv, så vi inkluderade varken varg- eller björntäthet i modellerna.

⁴ n= 113; r²= 0,01; p= 0,15

⁵ n=34; r²= -0,005; p= 0,38

Tabell 1. Samband mellan förklaringsvariabler och kalvvikt 2022-24 (slaktvikter inrapporterade till Älgdata) respektive förändring i kalvvikt (δ -Kalvvikt) inom ÄFO:n mellan 2012-14 och 2022-24. Hjortindex uttrycker energibeholdet för vilda hjortdjur utöver älg, och indikerar graden av konkurrens om föder. Variabler som inte undersökts i landsdelsvisa modeller är markerade med * och variabler som ej inkluderades i de slutgiltiga modellerna är markerade med -.

Kalvvikt	Nationellt n=99			Götaland n=43			Svealand n=30			Norrland n=26		
	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p
Koålder	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Tjurålder	-0,022	3,03	0,079	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Tjurandel	-0,034	6,9	0,0085	0,009	2,6	0,108	-	-	-	-	-	-
Älgräthet	-0,044	11,6	0,0006	-0,019	9,9	0,002	-	-	-	-	-	-
Hjortindex	-0,091	58,9	0,0000	-	-	-	-0,060	61,5	0,0000	-0,338	8,5	0,0036
Andel ungskog	0,034	7,5	0,0061	0,019	6,5	0,011	-	-	-	0,024	11,3	0,0008
Modell	AIC	χ^2	p	AIC	χ^2	p	AIC	χ^2	p	AIC	χ^2	p
	655,2	70,5	0,0000	270,1	13,5	0,004	232,4	37,3	0,0000	148,3	10,9	0,004
δ -Kalvvikt	Nationellt n=94			Götaland n=41			Svealand n=27			Norrland n=26		
	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p
δ -Koålder	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*
δ -Tjurålder	0,006	2,2	0,136	*	*	*	*	*	*	*	*	*
δ -Tjurandel	-0,013	3,6	0,057	0,018	3,0	0,082	-	-	-	-	-	-
δ -Älgräthet	-0,004	3,1	0,080	-	-	-	-0,008	12,3	0,0005	-	-	-
δ -Hjortindex	-0,016	5,9	0,015	-	-	-	-0,024	20,5	0,0000	-	-	-
δ -Andel ungskog	0,019	11,1	0,0009	0,012	3,9	0,049	-	-	-	0,029	5,3	0,021
Modell	AIC	χ^2	p	AIC	χ^2	p	AIC	χ^2	p	AIC	χ^2	p
	523,7	31,4	0,0000	256,9	6,3	0,04	188,0	18,7	0,0001	142,0	4,90	0,027

Analyserna genomfördes som generaliserade linjära modeller med gammafördelning och selektion av bästa modell utifrån Akaiikes Information Criterion (AIC).

Våra analyser av förklaringsvariabler till kalvvikter och den observerade förändringen av kalvvikter över tid visar att både fodertillgång och konkurrens förefaller spela roll, och att betydelsen av konkurrens från annat hjortvilt är viktigare än inomartskonkurrens hos älg (Tab. 1). Resultaten stöder tidigare resultat som visar att kalvvikter ger värdefull information om den genomsnittliga statusen för individer i en population utifrån resurstillgång och ett hälsoperspektiv, eftersom kalvvikterna både påverkas indirekt av kon och direkt av miljön. Kalvvikterna är höga där vuxenvikterna är höga, och det är vanligast i områden med jämförelsevis få konkurrerande individer av annat hjortvilt och där andelen ungskog är hög. Kalvvikterna ligger dock långt under målen, och trenderna är negativa både i Götaland och i Svealand. I Norrland ligger kalvvikterna relativt stabilt, men i alla landsdelar påverkas kalvvikterna negativt av varma och torra somrar (Holmes m.fl. 2021). De negativa effekterna beror mer på direkta effekter av värmen än av nedsatt foderkvalitet (Holmes m.fl. 2023), och kan därmed inte helt motverkas genom att skapa större tillgång till ungskogar och annat foder. Samtidigt visar våra analyser och litteraturen att fodertillgång är viktigt.

Foderarealerna har gått ned under den period vi studerat, men ska öka framgent enligt Skogsstyrelsens foderprognoser. Vidare kommer sannolikt föryngring med tall och blandskogar att öka, vilket skapar större tillgång till foder än som finns i grandominerade landskap. Ökat fokus på att hålla kvar vatten längre i landskapet kommer också göra det enklare för viltet att finna svalka, samtidigt som foderkvaliteten ökar (Laforge m.fl. 2016). Vidare behöver älgarna kunna söka skydd från värme och solljus i slutna skog dagtid, medan de utnyttjar svala, öppna landskap nattetid (van Beest m.fl. 2014, McCann m.fl. 2016). Mer varierade skogslandskap där vatten hålls kvar längre än idag kommer sannolikt att bidra till att öka kalvvikterna, eller åtminstone göra att en minskning till följd av climateffekterna går långsammare.

Den nationella modellen antyder att den negativa effekten av konkurrens är större än effekten av fodertillgången, och att övrigt hjortvilt spelar klart större roll än älgtätheten. Sänkta stammar av övrigt hjortvilt i områden med höga betestryck är därmed en förvaltningsåtgärd som på kort sikt förefaller mest sannolik att ge positiva effekter

på kalvvikterna för älgen. På längre sikt kommer klimatarbetet vara en avgörande faktor för älgens utbredning och hälsa, åtminstone i delar av Sverige.

Sammantaget stöder våra resultat tidigare undersökningar som föreslagit att kalvvikt är en bra indikator på genomsnittlig hälso- och näringsmässig status i älgpopulationer. Vi ligger dock idag långt från de uppsatta målen, med sjunkande kalvvikter i Götaland och Svealand. Även om det skulle vara möjligt att bromsa den negativa utvecklingen genom olika förvaltningsåtgärder förefaller det inte realistiskt att dagens mål nås med mindre än att vi lyckas vända klimatförändringarna.

Kalv per hondjur

Hur många kalvar en ko producerar i genomsnitt har stor betydelse för populationstillväxten, och är därmed en variabel som ofta följs noggrant inom viltförvaltningen. Kalvproduktionen per hondjur ger en bild av potentialen till populationstillväxt och jaktmässigt uttag, samtidigt som förändringar i kalvproduktionen kan användas som en indikation på förändringar i åldersstruktur eller fodertillgång och habitatkvalitet. Kalvproduktionen utvärderas ofta tillsammans med kalvvikterna, eftersom det finns en klassisk avvägning mellan flera små avkommor respektive få stora. Det är också väl belagt hos älg att tvillingkalvar är mindre än enkelkalvar (Sæther & Heim 1993). Samtidigt får medelålders kor i god näringsmässig status oftare tvillingkalvar, och deras kalvar tenderar att vara tyngre än genomsnittet, allt annat lika.

Mätbarhet

Kalv per hondjur mäts genom jägarnas observationer av älgar vid älgjakt, och samlas in på jaktlagsnivå under de första sju jaktdagarna om de infaller under de första 30 dagarna räknat från första tillåtna jakttag. Inrapporteringen är frivillig, men många större markägare kräver att jaktlag som jagar på upplåten mark rapporterar in älgobservationer. Utöver att utgöra en kvalitetsindikator för älgstammen så ingår kalv per hondjur i älgskattningarna som SLU årligen utför, vilka ligger till grund för förvaltningsplanerna på ÄFO-nivå. Sedan 2020 har antalet inrapporterade observationstimmar sjunkit, möjligen till följd av att älgstammens sänkts. Detta är oroande,

eftersom det krävs fler observationstimmar för att upprätthålla samma precision och noggrannhet på inventeringsmått vid lägre jämfört med högre populationstätheter. Det är mycket viktigt att älgobservationerna samlas in enligt instruktionerna enligt metoden Älgobs (Ericsson & Kindberg 2019), vilket innebär att alla älgar ska räknas även om man är övertygad om att det är samma individ som setts av jägare på olika pass. Det enda undantaget är om två eller flera jägare ser varandra och samtidigt ser en älg; då räknas det bara som en observation. Om alla följer anvisningarna och gör på samma sätt så ger Älgobsen bra resultat, men det krävs cirka 5000 observationstimmar för att få stabila värden. Därmed är det ofta bara i stora älgskötselområden eller älgförvaltningsområden, som man får säkra resultat.

Ett alternativt mått som ibland används är andelen kor med tvillingkalv av kor med kalv. Detta mått är dock känsligt för avskjutningsstrategier där man selektivt bara skjuter kalv från dubbelkalv, vilket är en relativt vanligt förekommande strategi för att skydda reproduktivt aktiva kor i delar av landet.

Eftersom kalvproduktionen mäts genom Älgobs så påverkas värdet av överlevnaden från födseln till inledningen av jaktsäsongen. Därmed är det inte antalet kalvar som föds per hondjur vi mäter, utan hur många som fötts och överlevt. I områden med förekomst av brunbjörn och varg påverkas därmed

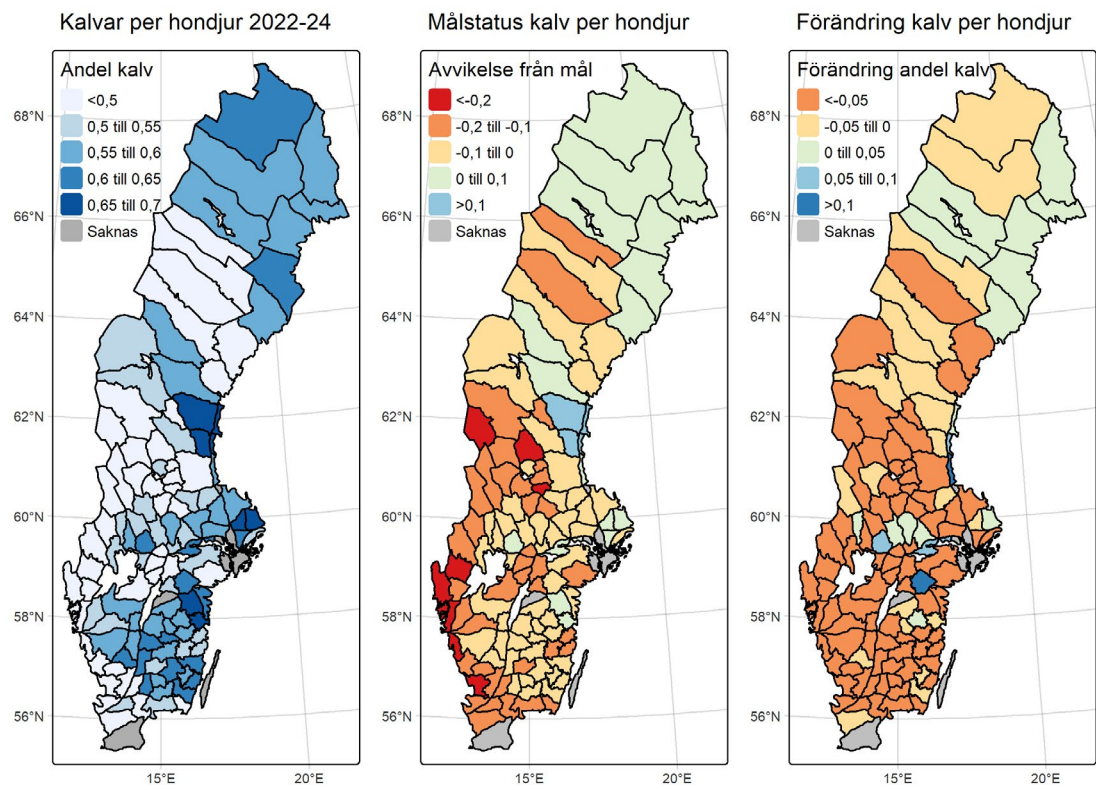
den uppmätta kalvproduktionen av predationen, som kan vara avsevärd (Tallian m.fl. 2021). Vidare finns det en kompensatorisk effekt, där hondjur som förlorat sin kalv tidigt under säsongen i genomsnitt föder något fler kalvar året efter (Swenson m.fl. 2007).

Måloppfyllnad och relevans

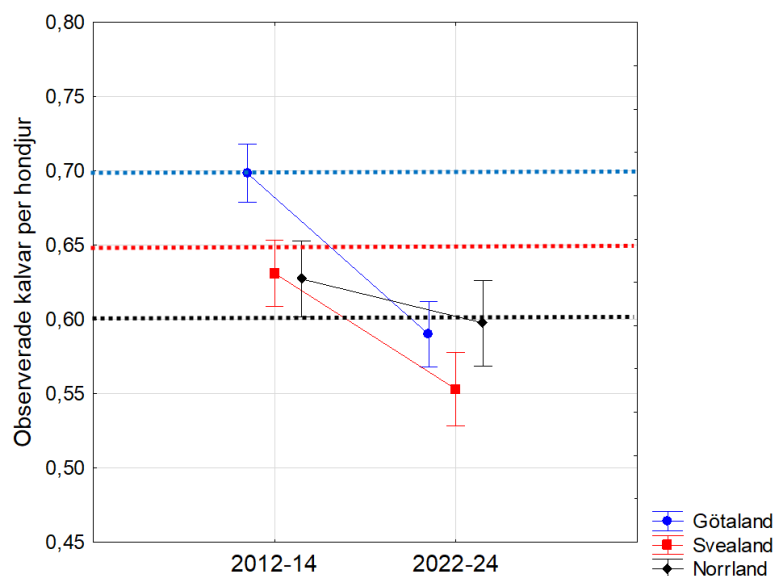
Måltalen är satta utifrån resultat som redovisas i Viltdata och speglas i Älgdata. Målen för kalv per hondjur är differentierade mellan landsdelarna, med måltal på 70 kalvar per 100 hondjur för Götaland, 65 kalvar per 100 hondjur för Svealand och 60 kalvar per 100 hondjur för Norrland. Relevansen av målet för kalv per hondjur påverkas av eventuell predation, eftersom den observerade kalvproduktionen delvis påverkas av andra faktorer än resurstillgång och älgpopulationens sammansättning. Därmed begränsas möjligheten att använda kalv per hondjur som indikator på älgstammens "kvalitet". Samtidigt är det fortfarande ett viktigt mått på potentiell tillväxttakt för populationen och möjligheten att utnyttja älgen som resurs.

Nuläget för kalv per hondjur uppvisade inte samma geografiska uppdelning som kalvvikterna (Fig. 6). På ÄFO-nivå förekommer ibland stora skillnader mellan angränsande ÄFO:n, och flest ÄFO:n uppfyller målen i Norrland.

Våra analyser visar att kalvproduktionen låg



Figur 6. Variationen i genomsnittligt antal kalvar per hondjur på ÄFO-nivå 2022-24, avvikelser i förhållande till de landsdelsvisa måltalen samt förändring i andelen kalvar per hondjur. Kalv per hondjur beräknas som kvoten mellan antalet kalvar och antalet vuxna hondjur som observerats under de första 30 dagarna sedan älgjaktspremiären.



Figur 7. Jämförelser av medelantalet observerade kalvar per vuxet hondjur på ÄFO-nivå mellan landsdelar för tidsperioderna 2012-14 respektive 2022-24. Observationerna är insamlade av jägare under älgjaktens första månad. Blå streckad linje anger förvaltningsmålet för Götaland, röd linje anger målet för Svealand och svart streckad linje anger målet för Norrland. Spridningsmåttan visar 95 % konfidensintervall.

signifikant lägre än målnivåerna i Götaland och Svealand, och att landsdelarna skilde sig åt signifikant⁶. I Götaland⁷ och Svealand⁸ har kalvproduktionen minskat signifikant mellan 2012–14 och 2022–24, medan nedgången i Norrland inte var signifikant (Fig. 7). Tidigare har Holmes m.fl. (2021) visat på minskningar i alla tre landsdelarna sedan 2000. I Norrland ligger medlet på målnivån, men målet är satt på ÄFO-nivån och det innebär att ungefär hälften av ÄFO-na ligger under målet.

Vi undersökte sambanden för kalv per vuxet hondjur med samma förklaringsvariabler som för kalvvikter (se ovan). Predation av björn och varg skulle kunna påverka antalet kalvar per hondjur, men vi hittade inga samband mellan kalvproduktion mätt med Älgobs och björntäthet mätt som Björnobs vid jakt⁹. Däremot fanns det ett signifikant positivt samband mellan vargtäthet mätt som vargrevir per 100 000 hektar¹⁰ och kalvvikter, om än med låg förklaringsgrad. Vargtätheten inkluderades i statistiska modeller med flera faktorer, men ingick inte i några av modellerna med bäst förklaringsgrad. Därmed exkluderades vargtäthet från de slutgiltiga modellerna för att kunna inkludera fler variabler som uppvisade starkare samband. Samtidigt finns det studier som visar på signifikanta effekter av både björnpredation och vargpredation på antalet kalvar som observeras; vår tolkning av resultaten i förhållande till den vetenskapliga litteraturen är att den tillgängliga statistiken från förvaltningsinventeringar på ÄFO-nivå inte ger tillräcklig statistisk styrka för att visa på signifikanta samband.

Jämfört med analyserna av kalvvikter så fanns betydligt färre signifikanta samband för kalv per hondjur (Tab. 2). Generella mönster saknades, men nationellt fanns ett positivt samband mellan hjortindex och antal kalvar per hondjur. Därutöver fanns ett positivt samband med andel ungskog i Götaland, och positiva samband mellan förändring i hjortindex och förändring i kalv per hondjur i Norrland. Medan resultaten för kalvvikter i de flesta fallen uppvisade negativa samband med konkurrensvariabler, och särskilt övrigt hjortvilt, visar resultaten för kalv per hondjur i de flesta fallen inte på några samband. I tre fall finns istället positiva samband (Tab. 2).

⁶ ANOVA $F_{2,117} = 7,4$; $p = 0,001$

⁷ Tukey post-hoc test $p = 0,00012$

⁸ Tukey post-hoc test $p = 0,00012$

⁹ $n = 34$; $r_2 = -0,03$; $p = 0,88$

¹⁰ $n = 110$; $r_2 = 0,04$; $p = 0,04$

Tabell 2. Samband mellan förklaringsvariabler och kalv per hondjur 2022-24 (inrapporterade i Älgöbs) respektive förändring i kalv per hondjur (δ-Kalv per ko) mellan 2012-14 och 2022-24. Hjortindex uttrycker energibehovet för vilda hjortdjur utöver älg, och indikerar graden av konkurrens om föder. Variabler som inte undersökts i landsdelsvisa modeller är markerade med * och variabler som ej inkluderades i de slutgiltiga modellerna är markerade med -.

Kalv per ko	Nationellt n=99			Götaland n=43			Svealand n=30			Norrland n=26		
	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p
Koålder	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Tjurålder	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Tjurandel	-0,021	2,14	0,14	-0,032	3,41	0,065	-	-	-	-	-	-
Älgtäthet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hjortindex	0,041	9,6	0,002	0,02	2,54	0,111	-	-	-	0,4770	2,1	0,150
Andel ungskog	0,021	2,28	0,13	0,076	10,3	0,001	0,042	2,24	0,134	-	-	-
Modell	AIC	χ ²	p	AIC	χ ²	p	AIC	χ ²	p	AIC	χ ²	p
	-225,3	12,5	0,006	-117,0	15,2	0,002	-96,6	2,10000	0,145	-55,1	1,9	0,166

δ-Kalv per ko	Nationellt n=94			Götaland n=41			Svealand n=27			Norrland n=26		
	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p
δ-Koålder	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*
δ-Tjurålder	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*
δ-Tjurandel	-0,011	3,42	0,064	-	-	-	-	-	-	-	-	-
δ-Älgtäthet	0,003	4,24	0,039	0,004	2,61	0,106	-	-	-	0,008	8,5	0,003
δ-Hjortindex	-	-	-	0,01	4,4	0,04	-0,080	1,5	0,221	0,330	4,0	0,04
δ-Andel ungskog	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Modell	AIC	χ ²	p	AIC	χ ²	p	AIC	χ ²	p	AIC	χ ²	p
	-222,6	5,8	0,056	-116,1	5,2	0,07	-96,6	2,1	0,145	-68,8	7,9	0,02

Generaliserade linjära modeller med gammafördelning och selektion av bästa modell utifrån Akaiikes Information Criterion (AIC).

I de fall vi alls ser signifikanta samband är kalvproduktionen högre i områden med större beteskonkurrens. Vår bedömning är dock att resultaten inte är entydiga nog för att dra några generella slutsatser om betydelsen av konkurrens för antalet kalvar per hondjur. Däremot visar våra analyser tydligt på skillnader mellan kalv per hondjur respektive kalvvikter när det gäller sannolikhet att påverka måluppfyllnaden genom anpassade förvaltningsåtgärder. Både i Götaland och i Svealand ligger vi ungefär 15 % under målen, med en negativ trend under de senaste 25 åren (Holmes 2021 i kombination med denna rapport). Det förefaller därmed inte sannolikt att vi kommer att nå målen för kalvproduktion på kort eller medellång sikt, men samtidigt finns ett behov av mer forskning i områden med mycket rik tillgång till foder. Antalet kalvar per hondjur låg länge mycket högt i Götaland, möjligen tack vare stormarna Gudrun (2005) och Per (2007) som skapade ovanligt stor tillgång till ungskog och foder med några års eftersläpning. Även om vi hittat begränsat stöd för samband med andel ungskog i våra analyser kan det finnas ickeelinjära effekter med tröskelvärden och positiva effekter vid en mer extrem fodertillgång.

Kalvvikterna uppvisar oftare samband med variabler som är möjliga att påverka genom en aktiv förvaltning jämfört med kalv per hondjur. Sammantaget gör vi därmed bedömningen att kalvvikter sannolikt är ett mer användbart mål än kalv per hondjur, men ingendera av målen kommer sannolikt vara möjliga att nå i Götaland eller Svealand utifrån dagens situation och utveckling.

Andel tjur av vuxna djur

Till skillnad från kalvvikt och kalv per hondjur är andel tjur av vuxna en faktor som är enkel att reglera genom anpassad avskjutning (under förutsättning att det finns acceptans för en sådan åtgärd). Så har också skett historiskt; en viktig förklaring till ”älgexplosionen” i Sverige var att delar av avskjutningen flyttades från reproduktiva hondjur till kalvar, vilket ökade andelen hondjur bland vuxna älgar under 1960-talet. En högre andel hondjur innebär för en given populationstäthet att det finns fler hondjur som kan föda kalvar, vilket innebär en högre potential för populationstillväxt. Samtidigt finns det dock studier som visar på betydelsen av att det finns tillräckligt med kapitala (>4,5 år) tjurar för att de vuxna hondjuren ska gå i brunst och

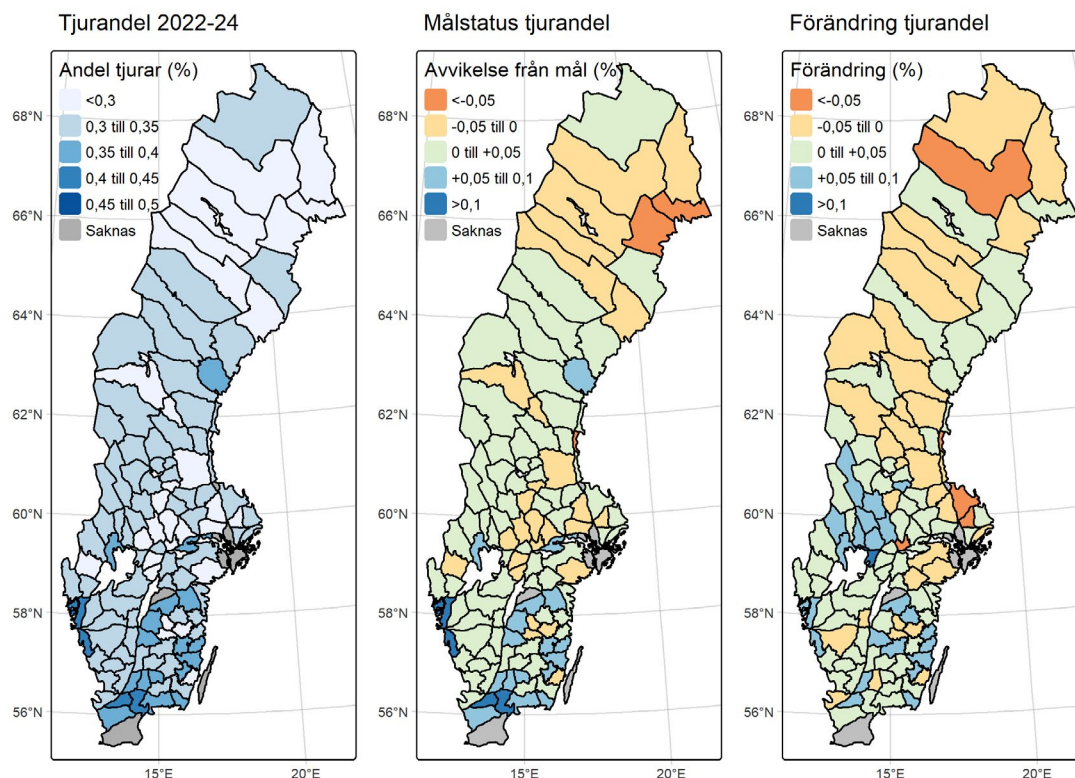
gör det tidigt nog för att kalvarna ska födas vid en optimal tidpunkt i förhållande till mängden foder i samband med knoppbristningen på våren (Sæther m.fl. 2003). Vidare investerar tjurarna så mycket i reproduktionen vid skeva könskvoter att tjurarna inte klarar att återhämta sig mellan år (Mysterud m.fl. 2005). Vill man ha stora tjurar som klarar av att hålla sin storlek livet ut bör man följaktligen inte ha alltför skeva könskvoter.

Mätbarhet

Andel tjur av vuxna mäts liksom antal kalvar per hondjur genom jägarnas observationer av älgar vid älgjakt. Både för andel tjur av vuxna och för kalv per hondjur gäller att det kan förekomma systematiska fel i resultaten, i och med att de olika kategorierna av djur har olika observerbarhet. Det kan exempelvis bero på att tjurar rör sig mer eller exponerar sig mer eller mindre gärna jämfört med kor, men även att det kan vara enklare att upptäcka kor som åtföljs av kalvar än ensamma djur (Ericsson & Wallin 1994, Neumann m.fl. 2024). Systematiska fel behöver inte leda till problem, exempelvis om man bara vill följa den relativa utvecklingen av könskvoten över tid. Vill man däremot räkna på hur många kor det finns som producerar kalvar kan samma systematiska fel plötsligt spela roll. I huvudsak följs dock förvaltningsmålen upp genom jämförelser inom områden över tid, och ur det perspektivet har de systematiska felen mindre betydelse. Målet är satt till 35 % tjur av vuxna i Älgobs; hur stor andelen faktiskt är spelar därmed ingen roll för uppföljningen av måluppfyllnaden. Däremot blir det mer problematiskt med eventuella systematiska fel om det finns en geografisk variation i avvikelserna från målet. Vidare används andelen tjur bland vuxna inom SLU:s årliga beräkningar av älgstätheterna på ÄFO-nivå, och där har den faktiska könskvoten betydelse. Därmed vore det önskvärt med ett mått utan systematiska fel, eller kunskap om felens storlek.

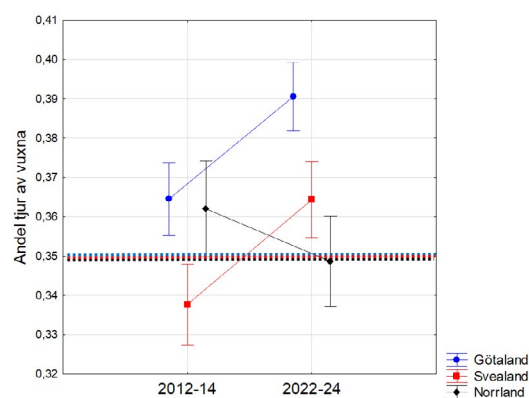
Måluppfyllnad och relevans

Tjurandelen var högst och ökande i södra och mellersta Sverige (Fig. 8-9). Målet för andel tjur på minst 35 % av vuxna är gemensamt för hela Sverige. Svenska Jägareförbundet har dock satt ett mål på 40 % i sin Handlingsplan älg (Svenska Jägareförbundet uå), och det finns flera län som satt detta som sitt mål.



Figur 8. Variationen i andel tjur av vuxna inom älgförvaltningsområden 2022-24, samt andelen i förhållande till det nationella målet och förändringen mellan 2012-14 respektive 2022-24. Andelen tjur beräknas som kvoten mellan antalet tjuror och antalet vuxna älgar som observerats under de första 30 dagarna sedan älgjaktspremiären inom varje älgförvaltningsområde.

Samtliga landsdelar ligger idag i medeltal på eller över det nationella målet (Fig. 9), med signifikanta förändringar över tid¹¹ i Götaland¹² och Svealand¹³. Samtidigt är det viktigt att ta i beaktande att tjurandel är ett mål där det sannolikt finns en optimal nivå, där fördelar med lägre respektive högre tjurandel balanseras. Därmed är det inte givet att målnivån bör sättas som ”större än X”, utan kanske som ”mellan X och Y”. Här liksom för övriga mål är det viktigt att fundera över vad som avses med måluppfyllnad, som mäts med ett mätfel och med en slumpmässig variation mellan år.



Figur 9. Jämförelser av andelen tjur av vuxna mellan landsdelar för tidsperioderna 2012-14 respektive 2022-24. Observationerna är insamlade av jägare under älgjaktsens första månad, och visas som genomsnitt för älgförvaltningsområdena som ingår i varje landsdel. Förvaltningsmålet är gemensamt för hela Sverige, och visas med blå, röd och svart linje. Spridningsmått visar 95 % konfidensintervall.

¹¹ RM ANOVA, F2, 113= 16,84; p< 0,001

¹² Tukey post-hoc test; p= 0,00012

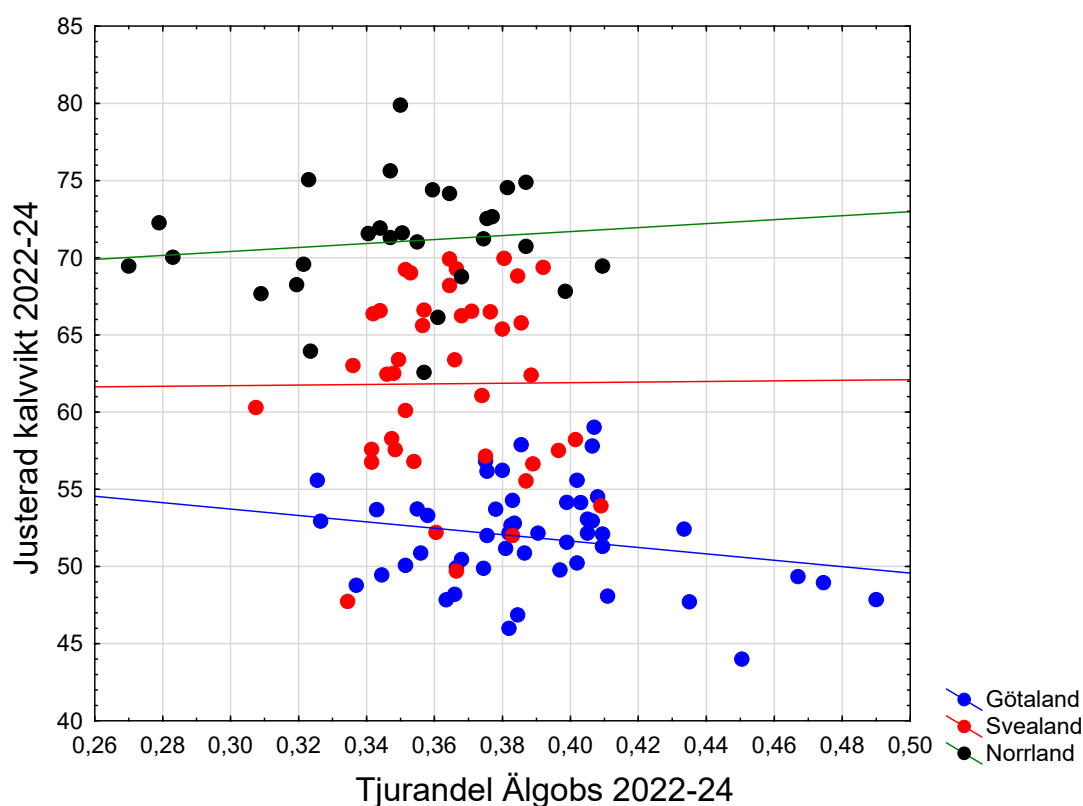
¹³ Tukey post-hoc test; p= 0,00015

Höga kalvvikter och en hög kalvproduktion har egenvärden inom älgförvaltningen, eftersom båda faktorerna indikerar populationens potential för tillväxt samt leverans av ekosystemtjänster. Bägge faktorerna är relativt svåra att påverka genom direkta förvaltningsåtgärder (se diskussioner under respektive avsnitt ovan). Könskvoten bland vuxna är däremot enkel att påverka genom jakt, och har inte samma tydliga egenvärde. Den kan snarare ses som ett verktyg för att påverka kalvproduktionen och kalvvikterna, eller om man så vill snarare som en förklaringsvariabel än en responsvariabel.

Tjurandelen bland vuxna älgar bestäms främst av inriktningen på avskjutningen, och vi utförde därför inte samma analyser med olika förklaringsvariabler som för kalvvikter och kalv per hondjur. I våra analyser med tjurandel som förklaringsvariabel till kalvvikt respektive kalv per hondjur

fanns bara ett signifikant samband: ett negativt samband mellan tjurandel och kalvvikt på nationell nivå (Tab. 1). Sambandet är även signifikant i en enkel linjär regression¹⁴, men studerar man sambandet mer noggrant finner man att det drivs av att det finns en storleksgradient från söder till norr samtidigt som könskvoten skiljer. Inom de tre landsdelarna fanns inga signifikanta samband; skillnader mellan landsdelarna i tjurandel respektive kalvvikt gör därmed att det förefaller finnas ett biologiskt samband på nationell nivå, men så är inte fallet (Fig. 10).

¹⁴ $n = 119$; $r^2 = 0,18$; $p < 0,00001$



Figur 10. Sambandet mellan andelen tjur bland vuxna älgar mätt genom jägarnas älgobservationer vid jakt och slaktvikten för kalvar justerad för könskvoten bland skjutna kalvar och för tid på säsongen.

Motsvarande signifikanta, negativa korrelationer finns även för tjurvikt¹⁵ och kovikt¹⁶. Tolkning av sambanden med tjurandel är komplexa. Å ena sidan finns det studier som visar på betydelsen av att det finns tillräckligt med kapitala tjurar (ex Sæther m.fl. 2003), och den sannolikheten ökar med ökande tjurandel (allt annat lika). Å andra sidan innebär en aktiv åtgärd för att öka tjurandelen att avskjutningen av vuxna hondjur behöver öka. Det leder sannolikt till en minskad medelålder och vikt för hondjuret, vilket i sin tur innebär att färre och lättare kalvar föds (Solberg m.fl. 2008). Därmed kan motverkande effekter av en ökad tjurandel uppstå.

Sammantaget så är förvaltningsmålet för andel tjur av vuxna uppnått i Götaland och Svealand, möjligen med en fortsatt utveckling mot ännu högre tjurandel. I Norrland ligger medelvärdet för ÄFO:na på målnivån, men ungefär hälften av dem ligger därmed under målet. Utifrån den befintliga variationen går det inte att påvisa några signifikanta effekter av tjurandel, eller några fördelar med att öka tjurandelen ytterligare. Det skulle kunna bero på att våra inventeringsmetoder inte har tillräcklig precision och noggrannhet för att påvisa befintliga samband, att samband saknas eller är svaga, eller att vi ligger ”rätt” i nuläget.

Skador på gran

Gran är inte en föredragen foderart för Sveriges hjortvilt, utom möjligen under våren (Spitzer m.fl. 2021) då det finns färska skott. Rådjur kan beta toppskott på mindre granar, och det förekommer även mer eller mindre omfattande barkgnag och -flängning (barken rivs loss med tänderna) i äldre granbestånd. Ofta är det kronhjort (*Cervus elaphus*) som står för dessa skador, men älg kan också gnaga granbark exempelvis för att balansera en kost som domineras av mogen spannmål. Målet för gran-skador är dock satt utifrån ÄBIN-inventeringarna, och höjdintervallet gör att varken rådjurens bete av toppskott eller kronhjortens barkgnag faller in under definitionen. Målet på maximalt 1 % årsskadade granar används inte heller på samma sätt som skademålet för tall, utan ses främst som en indikator på att det råder obalans mellan energibehovet för klövviltsamhället och fodertillgången

(Skogsstyrelsen u.å.; Naturvårdsverket 2023).

Gran är helt enkelt så pass osmaklig att man gör antagandet att det bara är vid foderbrist som mer än en 1 % av granstammarna uppvisar en skada på stamaxeln som uppkommit den senaste vintern.

Mätbarhet

Skador på gran mäts som en del av ÄBIN, och har därmed potentiellt samma begränsningar som mätningar av skador på tall respektive konkurrensstatus och täthet för RASE. Stor mellanårsvariation som beror på representativiteten för de bestånd som väljs ut kan tänkas förekomma för skador på gran, men detta är inte lika välutrett som för skador på tall. Eftersom gran inte utgör ett föredraget foder som potentiellt överutnyttjas vid låg jämfört med hög förekomst, som RASE (Edenius m.fl.) och tall (Widemo m.fl. 2022), så vore det logiskt att anta att representativiteten när det gäller beståndens sammansättning är mindre viktig för att ge ett korrekt mått på andelen granskador.

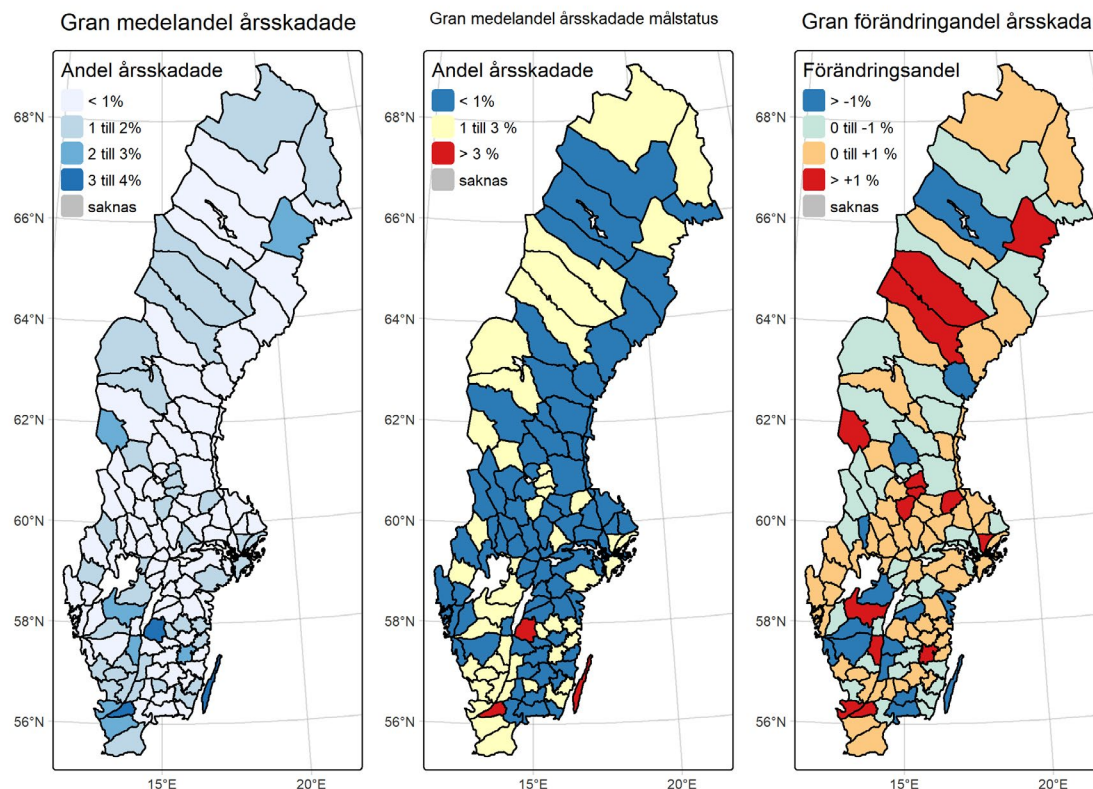
Det är viktigt att vara medveten om att fejningsskador är relativt vanliga på unggranar, och de räknas in i ÄBIN-inventeringen. Det gör kopplingen mellan målet för granskador och eventuell foderbrist mindre tydlig.

Måluppfyllnad och relevans

Målet för färska skador på stamaxeln på gran är satt till 1 %, och gäller nationellt. ÄFO:n med skadenivåer över målet var relativt jämnt spridda över landet, och omfattar såväl Sveriges sydligaste som nordligaste ÄFO:n (Fig. 11).

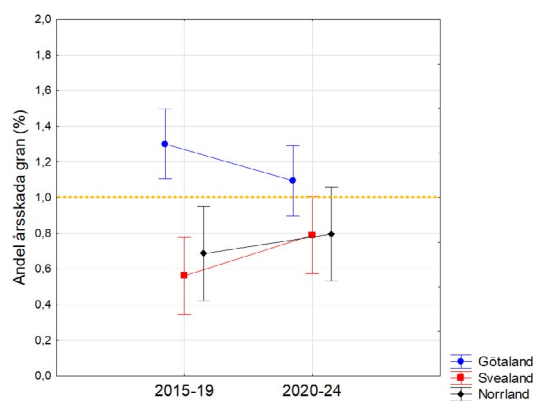
¹⁵ n= 118; r²= 0,05; p= 0,006

¹⁶ n= 112; r²= 0,11; p= 0,0002



Figur 11. Variationen i andel granstammar med färska skador på stamaxeln på älgförvaltningsområdesnivå 2020-24, andelen i förhållande till de nationella måltalen, samt förändring i skadeandel mellan 2015-19 och 2022-24.

Det fanns ingen signifikant förändring i andelen skadade granar över tid¹⁷, men en signifikant skillnad mellan landsdelarna 2020-24¹⁸. För Norrland och Svealand låg medelandelen skador under taket, och konfidensintervallet överlappade nästan inte med målnivån (Fig. 12). Medlet för Götaland låg däremot över målet, och totalt hade 33 % av ÄFO:na skadenivåer över taket.



Figur 12. Jämförelser av andelen skadade granar mellan landsdelar för tidsperioderna 2015-19 respektive 2022-24. Data kommer från den nationella älgbetesinventeringen ÄBIN, och baseras på trepunktsmedelvärden. Den streckade linjen visar det nationella förvaltningsmålet.

¹⁷ RMANOVA; $F_{2,121} = 0,26$; $p = 0,61$

¹⁸ ANOVA; $F_{2,121} = 3,2$; $p = 0,04$

Tabell 3. Samband mellan förklaringsvariabler och andel granar skadade under vinterhalvåret. Data utgörs av trepunktsmedelvärden för älgförvaltningsområden från tidsperioden 2020-24. Hjortindex uttrycker energibehovet för vilda hjortdjur utöver älg, och indikerar graden av konkurrens om föder. "Ungskog" anger andelen av arealen som är ungskog och "Snöddagar" anger andelen dagar med snödjup över 30 cm. Variabler som inte inkluderats i modellerna på grund av att de var starkt korrelerade är markerade med *, medan variabler som valts bort under selektionen är markerade med -.

Granskador	Nationellt n=124			Götaland n=52			Svealand n=43			Norrbland n=29		
	Estimat	Statistic	p	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p
Älgräthet	-	-	-	-	-	-	-0,16	-2,01	0,045	-	-	-
Hjortindex	-	-	-	*	*	*	-	-	-	-	-	-
Grantäthet	0,15	2,69	0,007	0,2	2,24	0,025	-0,14	-1,76	0,079	0,18	1,54	0,12
Björktäthet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	*
Ungskog	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Snöddagar	*	*	*	0,15	1,97	0,049	-	-	-	-	-	-
AIC				AIC			AIC			AIC		
R2				R2			R2			R2		
Modell				Modell			Modell			Modell		
-953,15				0,109			-353,449			-226,435		
0,127				0,117			0,304					

Generaliserade linjära modeller med gammelfördelning och val av bästa modell genom "forward stepwise selection" utifrån Akaiikes Information Criterion.

Våra analyser av hur olika förklaringsvariabler samvarierar med andelen granskador visade på ett positivt samband mellan grantäthet och andelen skadade granar nationellt och i Götaland (Tab. 3). Tidigare studier har visat på motsvarande positiva samband mellan täthet och andel skadade stammar för asp och björk (Bergqvist m.fl. 2014). Nationellt fanns ett negativt samband mellan energibehovet för övrigt hjortvilt och skadorna, och det fanns ett motsatt samband med älgräthet i Svealand. Andelen ungskog var negativt korrelerad till andelen skadade granar, men bara i en nationell modell som inkluderade konkurrens från övrigt hjortvilt men inte grantäthet (som var starkt korrelerade). Andelen skadade granar ändrade sig inte mellan tidsperioderna, och signifikanta samband mellan förändring i granskador och förändring i potentiella förklaringsvariabler saknades helt. Därmed visar vi inte någon tabell över förändringsanalyser.

Andelen skadade granar var inte signifikant korrelerad till gynnsam konkurrensstatus för RASE¹⁹, men det fanns en trend till signifikant samband med andel skadade tallar²⁰. Sambandet hade dock en mycket låg förklaringsgrad, och andel skadade granar förefaller inte vara en god indikator på skador på tall eller begränsningar på trädbildningen för RASE.

Positiva samband mellan granskador och älgräthet respektive hjortindex saknades, och det fanns bara en ickesignifikant trend till samband med låg förklaringsgrad mellan tall- och granskador²¹. Sammantaget anser vi inte att våra resultat stöder att andelen skadade granar skulle indikera en obalans mellan fodertillgång och hjortviltsamhällets energibehov.

¹⁹ n=124; r2= 0,006; p= 0,18

²⁰ n=124; r2= 0,02; p= 0,052

²¹

Rekrytering av rönn, asp, sälg & ek (RASE)

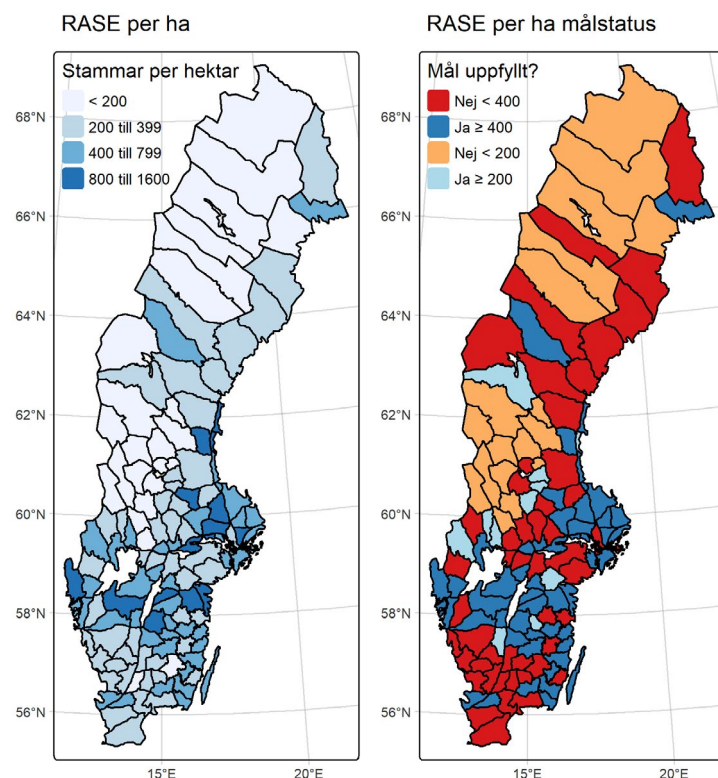
Rönn, asp, sälg och ek (RASE) hör till de trädslag som ligger nära älgens näringsmässiga optima ur ett foderperspektiv, och är mycket betesbegärliga (ex. Spitzer m.fl. 2023). Det innebär att tillgång till RASE i betningsbar höjd är en viktig potentiell resurs för älgen, men samtidigt att älgen kan begränsa rekryteringen av RASE. Vidare är alla fyra trädslagen viktiga bärare av biologisk mångfald, men framför allt när individerna blivit trädformiga och uppnått en hög ålder. Därmed lyfts ibland älgens potentiella begränsande effekt på rekrytering av RASE till trädbildande individer fram som ett hot mot den biologiska mångfalden.

Mätbarhet

RASE inventeras inom ramen för ÄBIN, dels som antal stammar per hektar och dels genom att bedöma om någon RASE-individ är lika hög

eller högre än de högsta produktionsstammarna. Om så är fallet definieras det som att RASE har ”gynnsam konkurrensstatus”. Ingen åtskillnad görs mellan arterna, utan de inventeras som en gemensam grupp. Genom ÄBIN inventeras RASE därmed i ungskog i höjdintervallet 1–4 meter, men det saknas förvaltningsmässiga inventeringar under senare delar av omloppstiden. SLU:s Riksskogstaxering följer bland annat förekomst och trädbilning av RASE, men det sker på en alltför hög geografisk skala för att kunna ge beslutsunderlag till älgförvaltningen på ÄFO-nivå.

Inventeringen av RASE har potentiellt samma begränsningar som mätningar av skador på tall respektive skador på gran. Stor mellanårsvariation som beror på representativiteten för de bestånd som väljs ut för att inventeras kan tänkas förekomma även för RASE-inventeringarna, men detta är inte lika välutrett som för skador på tall.

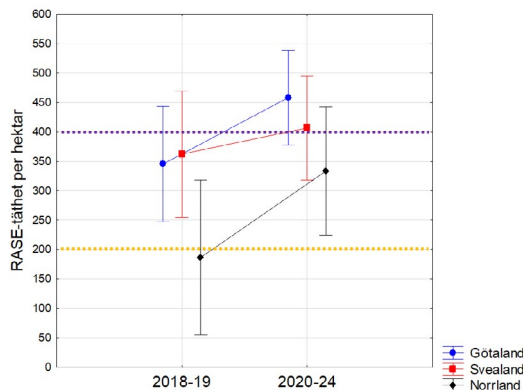


Figur 13. Variationen i täthet av RASE på ÄFO-nivå 2020-24, samt täthet i förhållande till de nationella måltalen om 200 respektive 400 stammar per hektar beroende på bonitet. Tätheten mäts vid älgbetesinventeringen ÄBIN i ungskogar i höjdintervallet 1-4 meter.

Måluppfyllnad och relevans

För att säkerställa rekrytering och trädbildning har två förvaltningsmål definierats, ett för täthet av RASE och ett för konkurrensmässig status. Bägge mäts genom ÄBIN-inventeringen, som i genomsnitt utförs i oröjda bestånd av 1,5–2 meters höjd. Målen är differentierade beroende på markens produktionsförmåga (bonitet); på magra marker med låga boniteter ska det finnas minst 200 RASE-stammar per hektar och minst 5 % av de inventerade ytorna ska ha RASE i gynnsam konkurrensmässig status, medan motsvarande tal för medelgod och goda boniteter är 400 stammar per hektar respektive 10 % ytor med gynnsam status.

Tätheten av RASE är högre i södra och mellersta Sverige än i norra Sverige, och tätheten av RASE är lägre i inlandet än vid kusten (Fig. 13).



Figur 14. Jämförelser av tätheten av RASE per hektar mellan älgförvaltningsområden i olika landsdelar för tidsperioderna 2018-19 respektive 2020-24. Data kommer från den nationella älgbetesinventeringen ÄBIN, och baseras på trepunktsmedelvärden. Blå, streckad linje visar förvaltningsmålet för medelgoda och goda boniteter, medan den gula linjen visar målet för svaga boniteter.

Tätheten av RASE mättes inte under de första åren efter att ÄBIN-metoden likriktades för hela landet 2015, så det går bara att undersöka förändringar från 2018 och framåt. Tätheten av RASE ökade signifikant nationellt sett²², men även om ökningar skett inom alla tre landsdelarna är förändringarna för små för att vara signifikanta var för sig²³. För Götaland och Svealand ligger medeltätheten över målet, men enskilda ÄFO:n ligger under målet i bägge landsdelarna (Fig. 14). Medlet för Norrland ligger under 400 stammar per ha, men i Norrland gäller istället 200 stammar som målsättning för delar av arealen. Totalt låg 72 % av ÄFO:na under respektive mål i Norrland, 52 % låg under målen i Svealand och 43 % låg under målen i Götaland.

Andelen ytor där RASE hade gynnsam konkurrensstatus följde samma geografiska mönster som tätheten för RASE (Fig. 15), och det fanns en stark korrelation mellan täthet och konkurrensstatus²⁴.

Konkurrensstatus för RASE har mätts sedan 2015, vilket gör det möjligt att jämföra över en längre tidsperiod än för tätheten av RASE. Andelen ytor med gynnsam konkurrensstatus ökade signifikant nationellt sett²⁵, men det var bara i Götaland det fanns en signifikant ökning²⁶ (Fig. 16). I Norrland låg andelen på en stabil nivå hela perioden. För Götaland ligger medeltätheten på målet, men ungefär hälften av ÄFO:na ligger därmed under målet. Svealand och framför allt Norrland ligger lägre än så, men för en del av ÄFO:na är målnivån 5 % istället för 10 % i och med en låg bonitet. Totalt låg 76 % av ÄFO:na under målen i Norrland, 50 % låg under målen i Svealand och 57 % låg under målen i Götaland.

Vi undersökte sambanden mellan olika förklaringsvariabler och andelen ytor med RASE-täthet och gynnsam konkurrensstatus på motsvarande sätt som för kalvvikt och kalv per hondjur. Tätheten av RASE har mätts under en kortare tidsperiod än konkurrensstatusen, och vi utförde därför ingen förändringsanalys för tätheten. Vi inkluderade andelen ungskog i ÄFO:t samt tall-, gran- och björktäthet i ungskogen som variabler för att beskriva skogens sammansättning och fodertillgången. Vidare inkluderade vi älgäthet och hjortindex för att beskriva foderbehovet och -konkurrensen, samt andelen av de inventerade bestånden som var röjda respektive andelen dagar under vinterhalvåret med mer än 30 centimeter snö.

Resultaten visade att älgäthet, talläthet och andel snödagar hade ungefär lika starka negativa samband med täthet respektive gynnsam konkurrensstatus i de nationella modellerna, medan andelen ungskog uppvisade ett positivt samband av motsvarande styrka (Tab. 4). Björktäthet uppvisade ett signifikant positivt men svagare samband nationellt. Regionalt fanns starka negativa samband med snödagar i Svealand och Norrland. Sambanden för tall och björk i Norrland motsvarade de

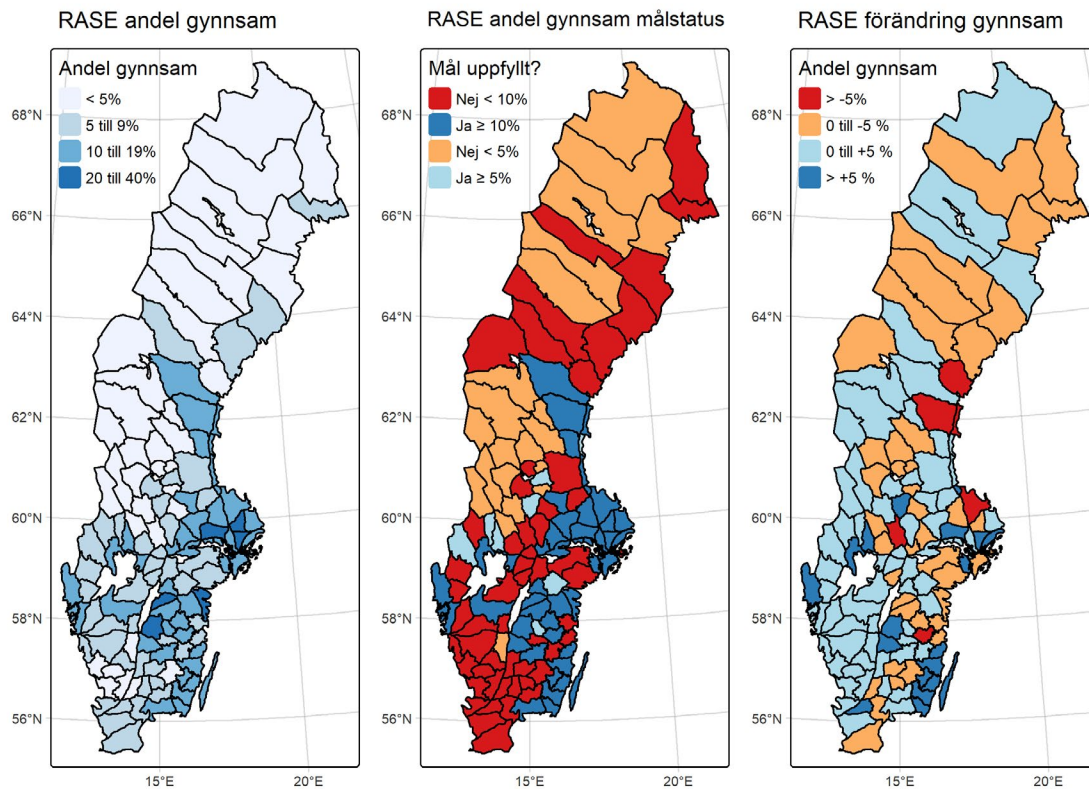
²⁴ $n = 124$; $r^2 = 0,84$; $p < 0,00001$

²⁵ RMANOVA; $F_{2,123} = 7,83$; $p = 0,006$

²⁶ Tukey post-hoc test; $p = 0,002$ för Götaland men $> 0,20$ för Svealand och Norrland

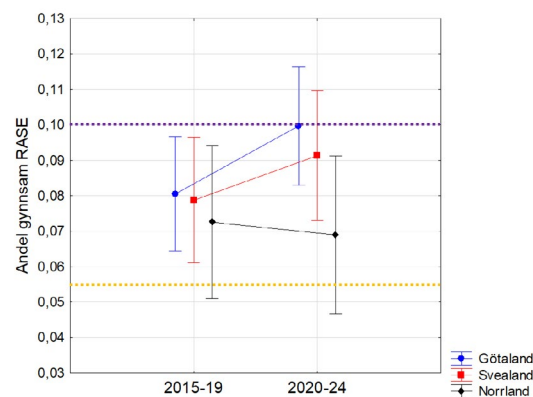
²² RMANOVA; $F_{2,123} = 11,32$; $p = 0,001$

²³ Tukey post-hoc tester; alla $p > 0,12$



Figur 15. Variationen i andel ytor med gynnsam konkurrensstatus för RASE på ÄFO-nivå 2020-24, förändringen mellan 2015-19 och 2022-24, samt andelen i förhållande till de nationella måltalen.

nationella resultaten, men sambanden med björk var starkare. Hjortindex uppvisade inte signifikanta samband med RASE nationellt eller för Götaland respektive Svealand. I alternativa modeller för Norrland utan variablerna snödjup och röjning (som var starkt korrelerade med hjortindex) fanns dock positiva samband mellan hjortindex och såväl täthet av RASE som konkurrensförmåga, med motsvarande estimatstorlek som för täthet av björk. Vår tolkning är att de sambanden sannolikt förklaras av att övrigt hjortvilt är vanligare i områden med högre bonitet som även har högre förekomst av RASE. Förändringsanalysen för konkurrensstatus gav stöd för grundanalysen, utom för älgtäthet där det fanns ett positivt samband.



Figur 16. Jämförelser av konkurrensstatusen för RASE mellan ålgrönsomsområden i de olika landsdelarna för tidsperioderna 2015-19 respektive 2022-24. Data kommer från den nationella ÄBIN-inventeringen, och baseras på trepunktsmedelvärden. Blå, streckad linje visar förvaltningsmålet för medelgoda och goda boniteter, medan den gula linjen visar målet för svaga boniteter.

Tabell 4. Samband mellan förklaringsvariabler och täthet av RASE, andel gymnsam konkurrensstatus för RASE 2020-24, respektive förändring (δ -) i andel gymnsam konkurrensstatus mellan 2015-19 och 2022-24. Hjortindex uttrycker energibehovet för vilda hjortdjur utöver älg, och indikerar graden av konkurrens om föder. "Ungskog" anger andelen av arealen som är ungskog, "Röjning" anger andelen av den inventerade arealen som var röjd och "Snöddagar" anger andelen dagar med snödjup över 30 cm. Variabler som inte inkluderats i modellselektionen på grund av stark kolinearitets är markerade med *, medan variabler som valts bort under selektionen är markerade med -.

RASE-täthet	Nationellt n=124				Götaland n=52				Svealand n=43				Norrland n=29			
	Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p	
Älgtäthet	-0,17	-2,45	0,014		*	*	*		-	-	-		-	-	-	
Hjortindex	-	-	-		-	-	-		-	-	-		*	*	*	
Talltäthet	-	-	-		*	*	*		-0,46	-3,25	0,001		-	-	-	
Grantäthet	*	*	*		-0,12	-1,53	0,126		*	*	*		*	*	*	
Björktäthet	0,25	3,47	0,001		-	-	-		0,39	2,44	0,015		0,62	6,1	0,001	
Ungskog	0,13	1,75	0,081		-	-	-		-	-	-		-	-	-	
Röjning	-	-	-		-	-	-		-	-	-		0,28	2,1	0,035	
Snöddagar	-0,32	-4,24	0,001		-	-	-		-0,39	-2,22	0,027		-0,41	-3,07	0,002	
AIC					AIC					AIC					R ²	
1700,8					-173,9					572,1					368,5	
0,302					0,06					0,68					0,77	

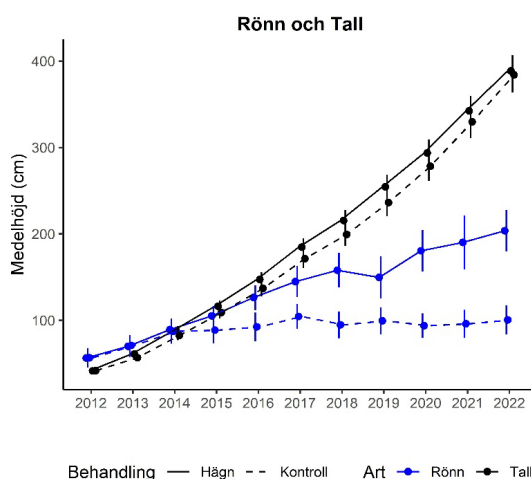
Nationellt n=124				Göteborg n=52				Svealand n=43				Norrbotten n=29			
Konkurrens	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p	
Älgthäthet	-0,19	-3,19	0,001	★	★	★		-	-	-		-	-	-	
Hjortindex	-	-	-	-	-	-		-	-	-		★	★	★	
Tallthäthet	-0,17	-2,43	0,015	★	★	★		-	-	-		-0,17	-1,8	0,073	
Grantäthet	★	★	★	-0,19	-2,66	0,01		★	★	★		★	★	★	
Björktäthet	0,11	1,72	0,085	-	-	-		-	-	-		0,33	3,72	0,001	
Ungskog	0,2	3,18	0,001	-	-	-		-0,21	-2,05	0,04		0,21	1,69	0,091	
Röjning	-	-	-	-	-	-		0,23	2,37	0,02		-	-	-	
Snödaggar	-0,25	-2,78	0,006	-	-	-		-0,86	-5,18	0,001		-0,43	-3,92	0,001	
AIC				AIC	R ²			AIC	R ²			AIC	R ²		
Modell				-422,2 0,4				-173,9 0,1				-161,1 0,6			

Nationellt n=124				Göteborg n=52				Svealand n=43				Norrbotten n=29			
<i>δ-Konkurrens</i>	Estimat	Wald	p	Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p	
<i>δ</i> -Älgthäthet	0,01	2,8	0,005	0,01	1,45	0,15		0,01	1,4	0,16		-	-	-	
<i>δ</i> -Hjortindex	-	-	-	-	-	-		-	-	-		-	-	-	
<i>δ</i>	-	-	-	-	-	-		-	-	-		-	-	-	
<i>δ</i> -Grantäthet	-	-	-	-	-	-		-	-	-		-	-	-	
<i>δ</i> -Björktäthet	0,01	2,17	0,03	0,01	2,29	0,02		-	-	-		-	-	-	
<i>δ</i> -Ungskog	-	-	-	-	-	-		0,01	2,74	0,01		-	-	-	
<i>δ</i> -Röjning	-	-	-	-	-	-		-	-	-		0,02	2,19	0,028	
AIC				AIC	R ²			AIC	R ²			AIC	R ²		
Modell				-469,2				-207,2				-164,2			

T Generaliserade linjära modeller med gammafördelning (RASE-täthet & betafördelning och val genom "forward stepwise selection" av bästa modell utifrån Akaikes Information Criterion.

Sammanfattningsvis så har långt ifrån alla ÄFO:n nått målen, men utvecklingen för täthet och konkurrensstatus för RASE har varit positiv under studieperioden. I nuläget finns ett negativt samband mellan älgstäthet och gynnsam konkurrensstatus respektive täthet av RASE, men i förändringsanalysen fanns istället ett positivt samband mellan älgstäthet och konkurrensstatus (Tab. 4). Älgstätheten är en förklaringsvariabel som verkligen ändrats under studieperioden, och därmed borde förändringsanalysen visa på eventuella samband med RASE. Ett signifikant, positivt samband antyder att det inte är sannolikt att en ökad älgavskjutning kommer att leda till stora positiva effekter på konkurrensstatusen för RASE. De negativa sambanden för täthet respektive konkurrensstatus skulle däremot kunna bero på att det finns mer älg där tätheten och konkurrenskraften för RASE är lägre av andra anledningar.

Rönn och sälj blir sällan högvuxna, och normalt växer produktionsstammarna i ett bestånd om dem någon gång under ungskogsfasen. Även eken växer långsamt, medan aspen växer jämförelsevis snabbt. Införandet av gynnsam konkurrensstatus som ett mål inom älgförvaltningen byggde på antagandet att betetrycket begränsar rekryteringen till trädbyggande individer, men för relevansen är det även viktigt att visa att så är fallet.



Figur 17. Jämförelser av tillväxten för tall och rönn i uthägnader respektive kontrolltytor i talldominerade bestånd under 10 år efter föröngring.

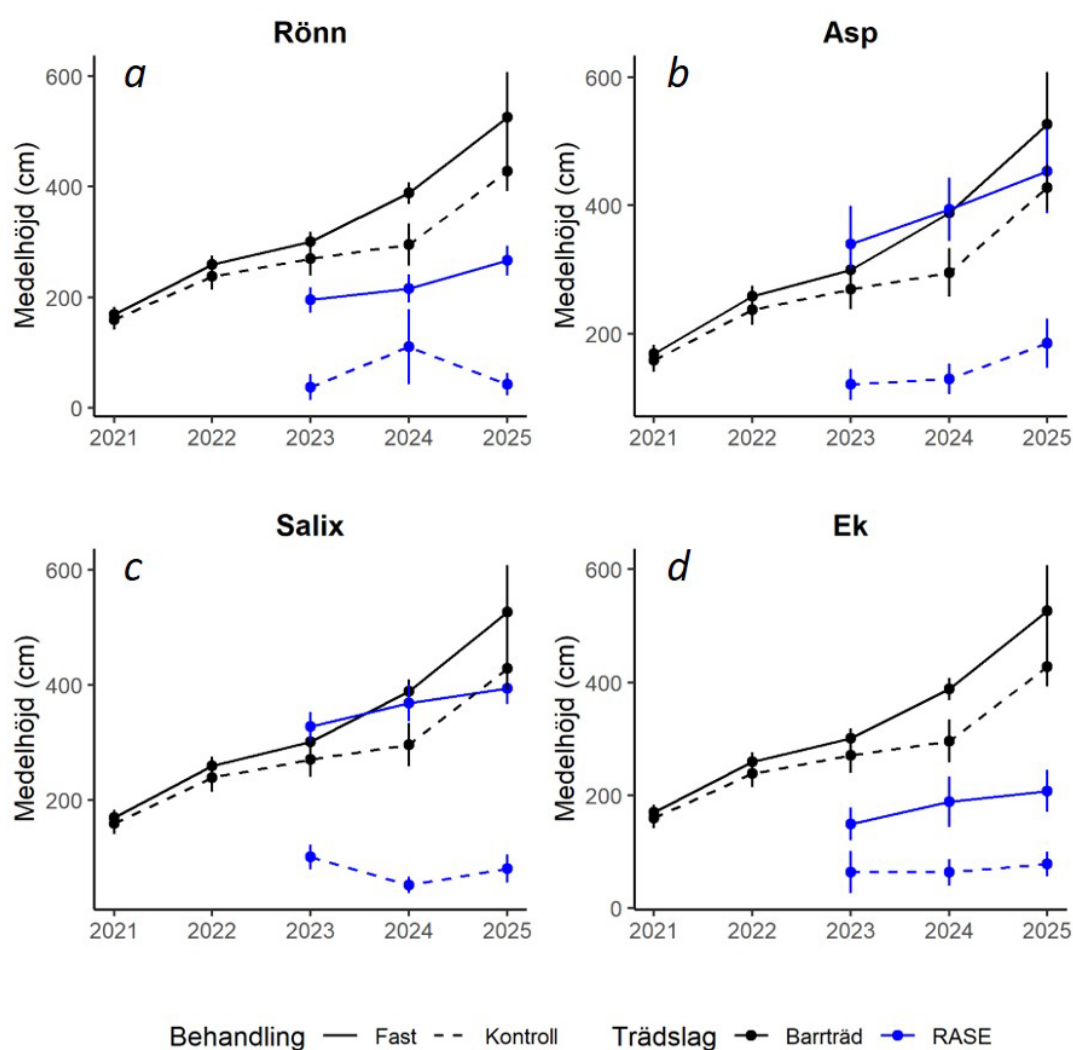
Vi har utnyttjat data från två av våra pågående hägnförsök för att jämföra tillväxt hos RASE och produktionsstammar av tall och gran. I det första försöket ingår hägn i 30 bestånd i en latitudgradient från Östergötland till Västerbotten. Samtliga bestånd är föröngrade med tall på medelboniteter, och hägn uppfördes 2012 i samband med etableringen av bestånden. Inom varje bestånd valdes två ytor med matchande egenskaper i form av jordmån och föröngring ut, varefter en slumpmässigt vald yta hägnades och den andra märktes ut som kontrolltyta. Höjd har mätts i hägn och kontrolltytor i samma bestånd årligen 2012–22 för de fem högsta individerna av varje trädslag, samtidigt som vi kvantifierat betetryck och skador. I den försöksupställningen har vi bara tillräckligt med individer av rönn för att jämföra med tillväxten med produktionsstammarna. Resultaten visar att tillväxten på rönn hämmas i de betade kontrolltytorna jämfört med hägnen, men visar samtidigt att tallarna i genomsnitt växer om rönnen vid c:a 1,5 meters höjd även inne i uthägnaderna (Fig. 17). Tätheterna av asp, sälj och ek var för låga i bestånden för att göra motsvarande analyser för de trädslagen.

I den andra studien följer vi trädindivider i tio bestånd med uthägnader och kontrolltytor som anlagts på motsvarande sätt som i studien ovan men i centrala Södermanland. Området hyser de tätaste klövviltstammarna i Sverige, och har studerats intensivt sedan 2012 (Edenius m.fl. 2019, Cromsigt m.fl. 2023). De studerade bestånden anlades 2013–14, och uthägnaderna uppfördes 2015. Gran har varit det dominerande produktionssträdslaget i området, och bestånden har alla medelgod bonitet; åtta av tio bestånd är planterade med gran (2014), ett föröngrades med en kombination av plantering med tall (2014) och fröträdställning medan ett föröngrades helt genom självföröngring med tall (2013) (Pfeffer m.fl. 2021b). Sedan dess har rekrytering och tillväxt av trädindivider följts vår och höst. Försöksupställningen har bland annat använts för att visa hur betetryck och konkurrens sammantaget formar framtida produktionsbestånd genom analyser av tillväxt för tall och gran i konkurrens med björk (Pfeffer 2021b). Sedan 2023 har vi lagt till samma metod som i hägnstudien ovan, där vi mäter höjden på de fem högsta individerna även av RASE i varje yta. Sälj och andra *Salix*-arter är svåra att artbestämma, framför

allt innan de börjat reproducera sig, och hybridiserar dessutom. I våra inventeringar skiljer vi dem därmed inte till art.

Inom ramen för utredningsuppdraget analyserade vi data på tillväxt för RASE i jämförelse med produktionsstammarna av barrträd. Eftersom bestånden har olika produktionsträdslag kombinerade vi data för höjder på gran och tall och

redovisar resultat för de fem högsta barrstammarna jämfört med de fyra RASE-arterna. Vi har följt tillväxten för enskilda individer av RASE under hela perioden sedan hägnen uppfördes, men inte fokuserat på de fem högsta individerna för året. Därmed kan vi bara göra motsvarande jämförelser som i den andra hägnstudien från 2023 och framåt.



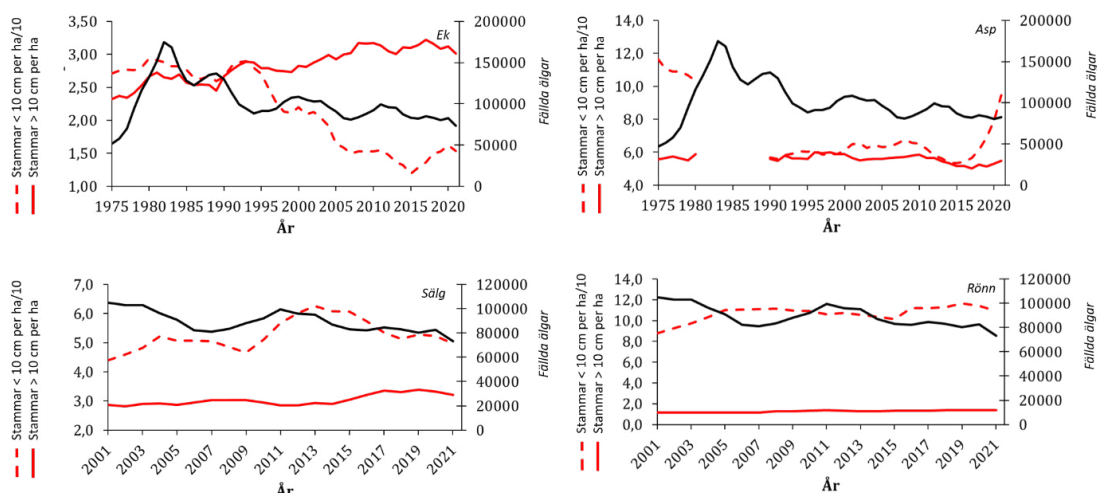
Figur 18. Jämförelser mellan tillväxten av rönn (a), asp (b), sälg/Salix (c) och ek (d) (RASE) och produktionsstammar av barrträd i uthägnader respektive kontrolltytor i centrala Södermanland. De fem högsta individerna för RASE-arterna samt för gran och tall mättes inom varje yta i tio bestånd av medelgod bonitet.

Resultaten från det andra hägnförsöket visar att RASE-arterna inte begränsas på samma sätt av klövviltets bete, kvantitativt sett. Asp och Salix håller har hållit jämn takt med produktionsstammarna fram till c:a 4 meters höjd i avsaknad av klövvilt. Sälgt hör till de mest högväxta Salixarterna, och vi håller det för sannolikt att de högsta Salixindividerna huvudsakligen utgörs av sälgt. Därremot har barrträden vuxit ifrån rönn och ek redan vid 1–2 meters höjd i uthägnaderna. Därmed överensstämmer resultaten för rönn helt mellan de två studierna, det vill säga vid olika boniteter i en latitudgradient. Alla fyra arterna begränsas dock av betetryck i kontrolltyterna. Begränsande bete av harar och sorkar kan bidra till resultaten, eftersom de inte stängs ute av uthägnaderna.

Vår slutsats är att ”gynnsam konkurrensstatus” inte huvudsakligen begränsas av klövviltets bete för två av RASE-arterna i bestånd i höjdintervallet då de flesta ungskogar mäts genom ÄBIN. Antingen bör arterna redovisas separat, eller så bör inte andelen ytor som uppvisar gynnsam bevarandestatus användas som verktyg för att sätta mål inom älgförvaltningen eller för dess utvärdering.

Resultaten ovan sätter fokus på frågan i vilken utsträckning älgens bete i ungskogsfasen verkligen begränsar trädbildningen i bestånden senare under omloppstiden. Ett sätt att undersöka detta är att utnyttja Riksskogstaxeringen data på hur RASE rekryterar in i trädsmåhållena, och jämföra med

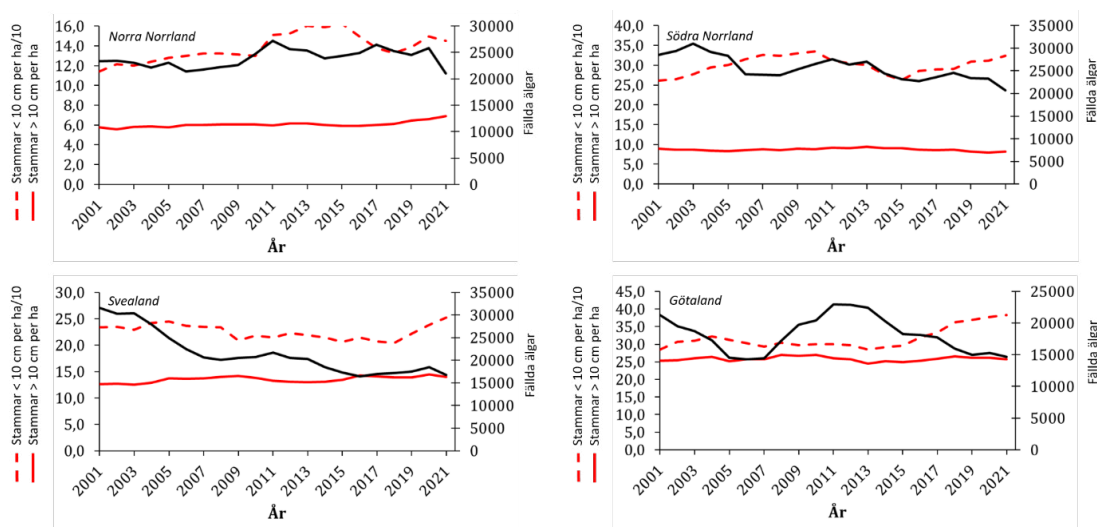
älgens populationsutveckling. Vi har analyserat hur tätheten av RASE i dimensionen 1–99 mm respektive 100+ mm diameter i brösthöjd (DBH; 1,3 meter) utvecklats över tid, jämfört med hur älgstammen utvecklats (Fig. 19 a,b). De stammar som finns i betningsbar höjd ligger i kategorin 1–99 mm, men det är inte självklart att en begränsande effekt på trädbildningen kan undersökas genom att enbart fokusera på dem. Exempelvis är en tänkbar tolkning av mönstret mellan ek < 99 mm i diameter och älg i figur 19 att älgstammens täthet inte begränsar ektätheten. En alternativ hypotes är att betetrycket från älgen håller kvar ekarna i betningsbar höjd, med liten diametertillväxt och höga tätheter som följd. För att undersöka detta utnyttjade vi data från Riksskogstaxeringen även för grövre stammar av RASE. Analyserna visar att tätheten av grov ek ökat oberoende av hur älgstammen utvecklats under tidsperioden. Sälgen uppvisar ett likartat mönster som eken, men med en svagare ökning av grov sälgt. För aspen saknas data 1980–90, men sedan 1990 har aspen legat relativt stabilt, men med en kraftig ökning av liten asp på senare år. Både liten och grov rönn ligger relativt stabilt under hela perioden där det finns data. Vid tolkningen av dessa data är det viktigt att komma ihåg att vi under samma period har fått nya rönjningsinstruktioner, som kräver att de skogsägare som är certifierade enligt FSC eller PEFC sparar RASE när de röjer sina skogar.



Figur 19. Nationella jämförelser av tätheten för rönn, asp, sälgt och ek i dimensionerna upp till 99 mm (röd streckad linje) respektive 100+ mm diameter i brösthöjd (heldragen röd linje) jämfört med älgstammens utveckling mätt som avskjutning (svart linje). Data kommer från SLU Riksskogstaxeringen, Svenska Jägarförbundet och Länsstyrelserna. Antalet stammar upp till 99 mm har dividerats med 10 för att få dem på samma skala. Förr rönn och sälgt saknas data innan år 2001.

Vid diskussioner om trädbildning av RASE är det viktigt att ha i åtanke att RASE potentiellt kan rekrytera in senare i redan anlagda bestånd, om förutsättningarna så medger. Vidare är det viktigt att följa utvecklingen under omloppstiden i produktionsskogar som idag normalt sköts genom trakthyggesbruk i Sverige. Täthet av RASE i betningsbar höjd kan begränsas av hjortviltets betetryck, men det är samtidigt viktigt att även studera andra faktorer som begränsar trädbildningen. Exempelvis kommer konkurrenssvaga trädslag som rönn, sälg och ek att ha svårt att bli trädbildande i produktionsskogar med mer snabbväxande barrträd som konkurrerar ut dem. Huvuddelen av rekryteringen sker sannolikt samtidigt som produktionsstammarna planteras eller sås, men trädbildning är på inget vis säkerställd bara för att RASE-stammarna klarar av att växa ut betesfönstret. Det uttalade effektmålet är tio trädbildande RASE per hektar (Naturvårdsverket 2023); våra analyser visar att tätheten ligger över 10 stammar RASE > 10 cm per hektar på nationell nivå, och i alla landsdelar utom Norra Norrland där dock utvecklingen är positiv.

Sammantaget gör vi bedömningen att älgförvaltningens mål för RASE i ungskog sannolikt är möjliga att nå på sikt, genom ändrade trädslagsval i kombination med reglering av hela hjortviltsamhället. Däremot är kopplingen mellan täthet och konkurrensstatus vid i genomsnitt 2 meters höjd och framtida trädbildning ytterst osäker, särskilt vad gäller i vilken utsträckning hjortviltet begränsar trädbildningen. Vidare är det viktigt att väga in även andra effekter på biologisk mångfald; även om RASE möjligen missgynnas så finns det andra artgrupper (ex. skalbaggar, kärlväxter) som gynnas av den störning som betetrycket innebär (ex. Melis m.fl. 2007, Hegland m.fl. 2013, Faison m.fl. 2016). Relevansen för RASE-målen är därmed tveksam, och kräver åtminstone mer kunskapsunderlag. I stora delar av Sverige är effektmålet i genomsnitt redan uppnått.



Figur 20. Regionala jämförelser av tätheten för rönn, asp, sälg och ek i dimensionerna upp till 99 mm respektive 100+ mm diameter i brösthöjd jämfört med älgstammens utveckling mätt som avskjutning. Data kommer från SLU Riksskogstaxeringen, Svenska Jägarförbundet och Länsstyrelserna. Antalet stammar upp till 99 mm har dividerats med 10 för att få dem på samma skala.

Skador på tall

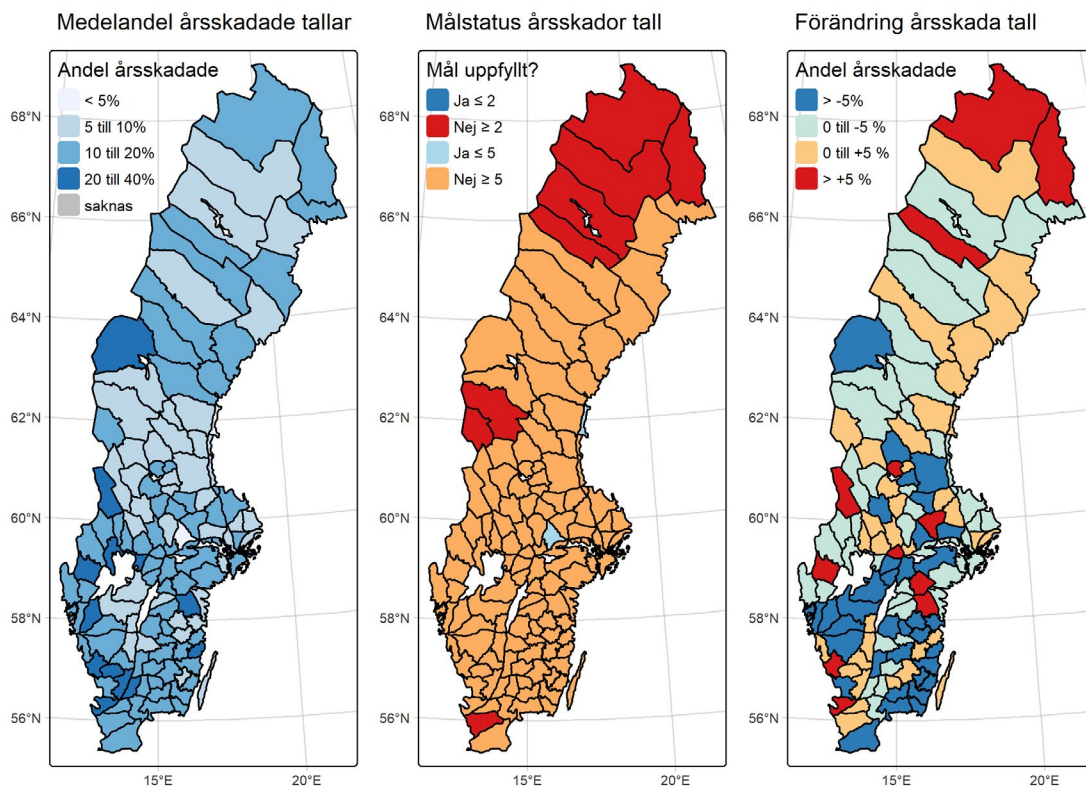
Tall hör inte till det mest föredragna fodret för älg (ex. Månsson m.fl. 2007), men utgör ofta stapelfödan vintertid när goda alternativ saknas i tillräcklig mängd (Spitzer m.fl. 2022). Därmed kan de lokala betestrycken bli höga, och skador på tall orsakade av älg är sedan länge den största utmaningen inom samförvaltningen av klöv-vilt-skog. Tolkning av resultat och utvärdering av åtgärder kompliceras av att fodervalet påverkas av konkurrens av hela hjortviltssamhället om övrigt foder, samt av tillgången till såväl tall som alternativa foderkällor (Spitzer m.fl. 2021). Därmed påverkas betestrycket och andelen skadade tallar såväl av förekomsten av annat hjortvilt (Pfeffer m.fl. 2021a) som av fodertillgången (Cromsigt m.fl. 2023).

Mätbarhet

Runt millennieskiftet tog SLU på uppdrag av Skogsstyrelsen fram ÄBIN som ett verktyg att följa andelen skadade tallar inom samförvaltningen älg-skog. Inom ÄBIN inventeras endast kvalitetsnedsättande skador på stamaxeln, i form av toppskottsbete, barkskada på stam respektive stambrott. Metoden tillämpades till att börja med enbart i höjdintervallet 1–4 meter och enbart i talldominerade bestånd. ÄBIN utvärderades 2007 (Kjellander 2007), och anpassades senare till förhållandena i södra Sverige där klövviltssamhällena domineras av mindre hjortvilt. I "SydÄBIN" inventerades bestånd i höjdintervallet till 0,5–3 meter, oavsett sammansättning. Från 2015 likriktades ÄBIN till att omfatta höjdintervallet 1–4 meter i hela landet, utifrån ett stickprov av alla ungskogar oavsett beståndssammansättning. Om andelen skador samvarierar med beståndssammansättningen kommer det krävas ett större stickprov om variationen i sammansättningen ökar. Därmed uppstod samtidigt ett potentiellt behov av fler inventerade ytor jämfört med när endast talldominerade bestånd inventerades, för att nå samma precision och noggrannhet inom inventeringen.

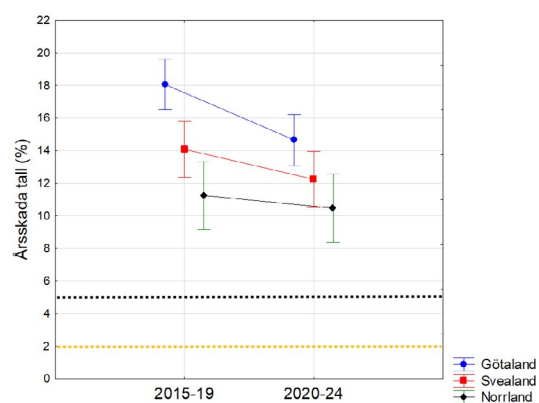
Inventeringen vår och sommar 2015 redovisar skador som uppkommit vintern 2014–15, samt för tall även toppskottsbete under växtsäsongen 2014. Därmed utgör 2015 startpunkten för när det går att jämföra ÄBIN-data från hela Sverige. I Götaland och Svealand inventeras ÄFO:na dock bara vartannat år, vilket gör att 2016 är första samordnade inventeringsåret för hälften av ÄFO:na i södra hälften av landet.

ÄBIN-skattningarna uppvisar en jämförelsevis stor mellanårsvariation (Widemo m.fl. 2022), vilket huvudsakligen beror på vilka bestånd som inventerats och inte variationer i betestrycket (Pfeffer 2021). Skogsstyrelsen rekommenderar därför idag att trepunktsmedelvärden används för att följa utvecklingen för andelen skadade tallstammar, vilket reducerar variation genom att fler ytor inventerats för varje skattat värde. Det innebär dock att det tar sex år innan man har ett inventeringsresultat med tillräcklig noggrannhet för att basera förvaltningsbeslut på i den södra hälften av Sverige. Under planarbetet inför kommande planperiod har dessutom ÄFG i norra Sverige en ÄBIN-skattning som bygger på två mätningar från den senaste planperioden, medan ÄFG i Götaland och Svealand har ÄBIN-skattningar som bara bygger på ett inventeringstillfälle från den senaste perioden. Hälften av dem har till och med en ÄBIN-skattning som bygger på ett inventeringsår från förrförra planperioden (Fig. 21). Detta skapar stora tidseftersläpningar och försvårar en adaptiv förvaltning där beslut om mål och åtgärder baseras på en utvärdering av måluppfyllnaden och vilken effekt genomförda åtgärder fått.



Figur 22. Andelen årsskadade tallar på älgförvaltningsområdesnivå (ÅFO), förändringen i skador mellan 2015-19 och 2022-24 samt huruvida ÅFO:n överskridit taket för acceptabla skador. Kartan över förändring i andel skador visar förändringen i procentenheter.

Våra analyser visar att årsskadorna på tall skiljer signifikant mellan landsdelarna²⁷ och har minskat signifikant mellan de två tidsperioderna²⁸ på nationell nivå, men det var bara minskningen i Götaland som var signifikant²⁹ på landsdelsnivå (Fig. 23).



Figur 23. Andelen årsskadade tallar på älgförvaltningsområdesnivå (ÅFO), förändringen i skador mellan 2015-19 och 2022-24 samt huruvida ÅFO:n överskridit taket för acceptabla skador. Spridningsmått visar 95 % konfidensintervall.

²⁷ RMANOVA; $F_{2,121} = 12,74$; $p < 0,001$

²⁸ RMANOVA; $F_{2,121} = 13,47$; $p < 0,001$

²⁹ Tukey post-hoc test; Götaland $p = 0,00004$ övriga $p > 0,31$

Vi undersökte även sambanden mellan nuläget för andelen årsskada på tall enligt ÄBIN och utvalda förklaringsvariabler, samt om förändringar i förklaringsvariablerna mellan 2015–19 och 2020–24 sammanfallit med en förändring i andelen skadade tallar. Variablerna valdes dels utifrån våra bedömningar av deras potentiella betydelse för tallskador utifrån den vetenskapliga litteraturen, dels utifrån bedömningar om det går att påverka faktorerna genom en aktiv förvaltning (Tab. 5). Våra val av variabler styrdes även av att vi var tvungna att begränsa antalet variabler som vi inkluderade i våra statistiska modeller på grund av lågt antal observationer i form av ÄFO:n. En del variabler var dessutom alltför starkt korrelerade för att inkluderas i samma statistiska modeller.

Våra statistiska analyser visade på ungefär lika stora positiva samband mellan tallskador och älgtäthet, det övriga hjortsamhällets energibehov respektive mängden snö baserat på estimatstorlekarna, medan talltätheten uppvisade ett motsvarande negativt samband i den nationella modellen. Björk uppvisade ett positivt men mindre starkt samband. Älgtäthet var positivt korrelerad till tallskador även i Götaland och Svealand, men inte i Norrland. Talltäthet var istället negativt korrelerad till tallskador i Götaland och Norrland, men inte i Svealand. Det övriga hjortsamhällets energibehov uppvisade positiva samband med skadorna i Svealand, utöver i den nationella modellen. För Götaland och Norrland undersökte vi även modeller med hjortindex istället för Älgtäthet respektive Snödagar, som var starkt korrelerade till hjortindex, men hjortindex förklarade ingen signifikant variation i de modellerna. Förändringsanalysen gav få signifikanta samband, men ökad tallandel var signifikant korrelerat till minskade tallskador i Götaland. Där fanns även ett signifikant negativt samband mellan ökad älgtäthet och skador. Därmed finns stöd för att ökad tallandel under perioden samvarierar med minskad andel skadade tallar, medan sambandet mellan ändrad älgtäthet och skador var det motsatta jämfört med förväntat.

Sammantaget så varierar betydelsen av talltäthet och älgtäthet över landet; det finns såväl landsdelar där talltätheten inte signifikant förklarar delar av dagens variation, som landsdelar där motsvarande gäller för älgtätheten. Samtidigt hade annat hjortvilt lika stor betydelse som älgtätheten i den nationella modellen. Resultaten stöder tidigare studier som lyft fram betydelsen av att förvalta både foder och klövviltsamhället aktivt (Pfeffer m.fl. 2021, Widemo m.fl. 2022, Cromsigt m.fl. 2023.)

Andelen skadade tallar säger dock ingenting om det faktiska antalet skadade stammar, såvida inte hänsyn tas till sammansättningen i bestånden. Därmed begränsas relevansen av målet kraftigt så som det används idag, utom i helt talldominerade ÄFO:n. Andelen av alla produktionsstammar som skadats av vilt skulle ge en bättre bild av kostnaderna för viltskadorna, medan *antalet* oskadade produktionsstammar skulle ge den bästa bilden av hur skogsbruket begränsas.

Tabell 5. Samband mellan förklaringsvariabler och andel tallar skadade under det senaste året, samt samband mellan förändring (δ) av tallskador och förändring i förklaringsvariabler. Data utgörs av trepunktsmedelvärden från tidsperioden 2020-24. Hjärtindex uttrycker energibehovet för vilda hjortar utöver älg, och indikerar graden av konkurrens om foder. "Ungskog" anger andelen av arealen som är ungskog och "Snöddagar" anger andelen dagar med snödjup över 30 cm. Variabler som inte inkluderats i modellselektionen är markerade med *, medan variabler som valts bort under selektionen är markerade med -.

	Nationellt n=124				Götaland n=52				Svealand n=43				Norrland n=29			
	Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p	
Tallskador																
Älgtäthet	0,14	3,53	0,001		0,09	2,03	0,042		0,27	3,76	0,001		-	-	-	
Hjärtindex	0,14	3,20	0,001		*	*	*		0,19	3,13	0,002		*	*	*	
Talltäthet	-0,16	-3,79	0,001		-0,22	-4,34	0,001		-	-	-		-0,16	-2,91	0,004	
Björktäthet	0,11	3,12	0,002		-	-	-		0,15	2,77	0,006		0,08	1,50	0,132	
Ungskog	-	-	-		-	-	-		-0,1	-1,69	0,091		-	-	-	
Snöddagar	0,13	2,87	0,004		0,14	3,08	0,002		-	-	-		0,24	3,84	0,001	
AIC			p		AIC	r ²	p		AIC	r ²	p		AIC	r ²	p	
Modell	-441,1	0,37			-172,7	0,3			-152,7	0,36			-117,760	0,459		
	Nationellt n=124				Götaland n=52				Svealand n=43				Norrland n=29			
	Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p		Estimat	Wald	p	
δ-Tallskador																
δ -Älgtäthet	-	-	-		-0,022	-2,3494	0,019		-	-	-		0,01	1,5413	0,123	
δ -Hjärtindex	-	-	-		-	-	-		-	-	-		-	-	-	
δ -Talltäthet	-0,01	-1,72	0,086		-0,021	-2,2222	0,026		-	-	-		-	-	-	
δ -Björktäthet	-	-	-		-	-	-		-	-	-		-	-	-	
δ -Ungskog	-	-	-		-	-	-		-	-	-		-	-	-	
AIC					AIC				AIC				AIC			
Modell	-345,2				-130,8				-125,4				-99,4			

Generaliserade linjära modeller med betafördelning (tallskador) respektive gammalfördelning (förändring tallskador) och val genom "forward stepwise selection" av bästa modell utifrån Akaikes Information Criterion.

Analys av älgarnas bete på toppskott av tall med hjälp av funktionell respons

I linje med uppdraget från NV har vi utvärderat vad som skulle krävas för att nå målet för årsskada på tall genom en teoretisk modell, på motsvarande sätt som i rapporten *Samförvaltning av älg och skog – analyser av den nya älgförvaltningen under perioden 2012-2021* (Widemo m.fl. 2022).

Inom ekologin har man under lång tid använt sig av sambandet mellan rovdjurens per capita byteskonsumtion och bytespopulationens storlek för att modellera dynamiken i rovdjur-bytespopulationer. Detta samband kallas funktionell respons och dess form har härletts och delats in i flera olika typer varav typ-I, II och III är de klassiska formerna (Holling 1959 a, b). Typ-I responsen är linjär och förekommer när hanteringstiden för ett enskilt byte är försumbar. I Typ-II responsen ökar byteskonsumtionen med bytestätheten men avtar mot en maximal byteskonsumtion på grund av mättnad då rovdjuret inte hinner eller kan äta mer per tidsenhet eftersom all tid då går åt till att hantera bytena. Denna hantering inkluderar även matsmältningen. Typ-III responsen påminner om typ-II, men ökar exponentiellt vid låga bytestätheter. En förklaring till denna typ av respons skulle kunna vara att det vid låga bytestätheter av art A är lönsammare att fokusera på andra bytesarter, men i takt med ökande täthet av art A blir det mer lönsamt.

Det finns ett stort antal vetenskapliga studier som ägnats åt funktionell respons. I publikationen av Rosenbaum m.fl. (2024) ges en uppdatering inom ämnet. Även växtätare har någon typ av

funktionell respons, antingen genom att den enskilda växtindividen inte överlever betningen, eller vid partiell byteskonsumtion där betet uttrycks i termer av biomassa istället för antal bytesindivider. Ett exempel är Lundberg och Danells (1990) experimentella studie där en typ-II respons bäst förklarade resultaten för älg som betade på björk. I den studien uttrycktes responsen som antal björkar som betades i förhållande till antal tillgängliga björkar.

I det här avsnittet av rapporten utvärderas älgars bete på talltoppskott med hjälp av funktionell respons och eftersom en tall endast har ett toppskott blir betet definitivt, antingen betar älgan toppskottet eller inte. Fördelen med att använda funktionell respons i detta sammanhang är att den formeln är enkel att modifiera för att inkludera flera bytesarter och såväl inom- som mellanartskonkurrens.

Analysen avser en enskild säsong, vilket innebär att de dynamiska effekterna av bete på talltätheten i ungskogarna inte hanteras. För att få så tillförlitligt underlag som möjligt till analyserna har endast icke överlappande treårsmedelvärden använts för samtliga analyserade variabler (Tab. 6).

I analysen utgörs grundformen för den funktionella responsen, $f(Tall)$, som ger antal betade toppskott av tall per älg:

$$f(Tall) = \frac{T_t * a * Tall^{\beta_1}}{1 + a * h * Tall^{\beta_1}},$$

där $Tall$ är antalet unga tallar i älgförvaltningsområdet, T_t är totalt antal dagar som betet pågår, a är sökhastigheten (attack rate på engelska), h är hanteringstiden och β_1 är en exponent som i kombination med hanteringstiden möjliggör alla

Tabell 6. Variabler med empiriska treårsmedelvärden från de svenska älgförvaltningsområdena som används i analysen. Andel årsskada, talltäthet, älgstäthet, varg och snödjup har även använts i analyser med årsvärden.

Andel årsskada på tall (ÄBIN)
Talltäthet i ungsogar (ÄBIN)
Älgstäthet i älgförvaltningsområdena (SLU)
Täthet av björk (ÄBIN)
Täthet av gran (ÄBIN)
Täthet av RASE (ÄBIN)
Älgekvaliteter, sammanvägt för övriga klövviltsarter (SJF+SLU)
Vargrevirsekvaliteter per 100 000 hektar. En ensam stationär varg= 0,5 revirsekvaliteter (Lst+SLU)
Medelsnödjup (cm) (SMHI)
Arealer som använts vid datasammanställningen är ÄFO-arealer samt ungsogsarealer (Lst+SKS)

traditionella funktionella responstyper. När $h=0$ och $\beta_1=1$ erhålls en typ-I respons. När $h>0$ och $\beta_1=1$ erhålls en typ-II respons och med $0<\beta_1<2$ erhålls en typ-II-liknande respons. När $h>0$ och $\beta_1=2$ erhålls en typ-III respons och med $\beta_1>2$ erhålls en typ-III-liknande respons.

För att erhålla totalt antal betade toppskott multipliceras $f(Tall)$ med antal älgar, men eftersom älgtätheten skulle kunna påverka betningen behöver vi även göra sökhastigheten beroende av antal älgar som här ges med en exponent, β_2 . Det innebär att vi har $a=a_0 \cdot \text{Älg}^{\beta_2}$. Om den exponenten blir mindre än 0 i den statistiska analysen innebär det att antal betade tallar per älg avtar vid ökande älgtäthet vid en och samma talltäthet.

När det gäller alternativa bytesarter, som björk, sälg, etc., är det traditionella angreppssättet att man adderar motsvarande term(er), $a_x \cdot h_x \cdot X^{\beta_x}$, för den/de alternativa bytesarterna, X , i nämnaren. Det tillägget påverkar den tid som finns för älgarna att söka efter tall eftersom de då ägnar tid åt att söka och hantera även andra födoslag. Nackdelen med ett sådant angreppssätt när man har relativt få observationer är att det blir fler nya koefficienter att skatta i den statistiska analysen. Ett alternativt sätt är att modifiera älgarnas sökhastighet efter tall. Om de ägnar tid åt andra födoslag kommer sökhastigheten efter tall att bli lägre. Det sistnämnda kan åstadkommas genom att modifiera älgarnas sökhastighet för tall på samma sätt som den modifierades för inomartskonkurrensen, vilket ger $a=a_0 \cdot \text{Älg}^{\beta_2} \cdot X^{\beta_x}$. Även effekten av konkurrerande klövvilt och förekomst av rovdjur kan analyseras med motsvarande modifiering av älgarnas sökhastighet.

Det här sättet att modifiera sökhastigheten är att betrakta som fenomenologiskt, men fungerar för att kunna svara på frågor om huruvida alternativa bytesarter, konkurrerande klövviltsarter eller rovdjur har en positiv eller negativ inverkan på älgarnas betning av talltoppskott. Om sambanden förklarar en stor del av variationen i andel årsskada på tall kan det även användas för att avgöra hur betesskadorna förändras med talltäthet och älgtäthet och ger även en förklaring till varför sambanden ser ut som de gör.

I ÄBIN anges andel årsskada, därför behöver den funktionella responsen som ger antal betade toppskott divideras med antalet tallar för att få jämförbara resultat. Det innebär att den generella

formuleringen för den sammanlagda funktionella responsen för älgpopulationen, utan alternativa bytesarter eller konkurrerande arter ges av:

$$g(\text{Älg}, Tall) = \frac{\text{Älg} \cdot f(\text{Älg}, Tall)}{Tall} = \frac{\text{Älg} \cdot T_t \cdot a_0 \cdot \text{Älg}^{\beta_2} \cdot Tall^{\beta_1} / Tall}{1 + a_0 \cdot \text{Älg}^{\beta_2} \cdot h \cdot Tall^{\beta_1}} \\ = \frac{T_t \cdot a_0 \cdot \text{Älg}^{(1+\beta_2)} \cdot Tall^{(\beta_1-1)}}{1 + a_0 \cdot \text{Älg}^{\beta_2} \cdot h \cdot Tall^{\beta_1}} = \frac{T_t \cdot a_0 \cdot \text{Älg}^{(1+\beta_2)} \cdot Tall^{(\beta_1-1)}}{1 + a_0 \cdot \text{Älg}^{\beta_2} \cdot h \cdot Tall^{\beta_1}},$$

Varje tidssteg är en dag, vilket innebär att det totala betet behöver summeras upp för hela året, eller vinterperioden om det är den period när merparten av betet sker i ungskogarna. Ett problem som kan uppstå i samband med en sådan summering är om antal obetade tallar hinner minska så pass mycket att summan blir felaktig om man inte justerar för den kontinuerliga minskningen. I detta fall är dock den funktionella responsen så pass flack att skillnaderna är marginella, vilket verifierades genom att jämföra utfallet från när formeln användes i en differentialekvation med kontinuerlig förändring under betessäsongen jämfört med när formeln applicerades i ett enda tidssteg för hela säsongen.

En annan aspekt som har potential att påverka resultatet så att det avviker från $g(\text{Älg}, Tall)$ är den rumsliga fördelningen av älg och ungtallar. Den funktionella responsen fungerar när förekomsten är slumpmässig, men ju mer aggregerade populationerna är desto större avvikelser kan uppstå om man inte explicit hanterar heterogeniteten. Ett sätt att ta hänsyn till heterogeniteten är göra en Taylorexansion. Det är en matematisk metod som gör det möjligt att förbättra skattningarna genom att grundfunktionen skrivs om på ett sätt som justerar för icke-linjäriteten, bland annat med hjälp av varianskomponenter. Genom numerisk utvärdering med empiriska data kunde vi konstatera att resultaten med respektive utan Taylorexansion var nästintill identiska, vilket innebär att vi inte specifikt behövde hantera heterogeniteten i våra analyser.

De statistiska analyserna underlättas avsevärt genom att den funktionella responsen kan användas rakt av i de statistiska analyserna. En knepig variabel att utvärdera är dock storleken på den totala tiden som älgarna tillbringar i ungtallskogar under ett år. Antalet dagar kan bero på arealen av ungskogar, men även beroende på snöperiodens längd i relation till snödjupet. Även förekomst av andra klövviltsarter skulle kunna påverka den

totala tiden i ungskogarna om älgarna blir undanträngda från områden med alternativa bytesarter. I praktiken visar det sig att dessa aspekter inte påverkar utfallet av de statistiska analyserna i någon nämnvärd omfattning eftersom hanteringstiden för ett talltoppskott är väldigt kort i kombination med att älgarna inte uppnår mättnad, dvs där den funktionella responsen når taket. Ett annat sätt att uttrycka det är att varje talltoppskott utgör en mycket liten del av älgarnas totala födointag. Eftersom hanteringstiden är försumbar kan sökhastigheten, a_0 , omtolkas så att den innefattar tidsaspekten, alternativt att T_i sätt till 1 så att tiden motsvarar en betessäsong. Om man skulle hålla isär a_0 och T_i blir det nödvändigtvis en samvariation mellan den totala tiden och sökhastigheten som försvårar analysen och tolkningen av resultaten. Med en sammanslagning av de två parametrarna behöver man ha i åtanke att eventuella skillnader i sökhastigheten mellan t ex Norrland och Götaland därför skulle kunna återspegla skillnader i den tid älgarna befinner sig i tallungskogar på grund av snöförhållandena. Samtidigt skulle en eventuell skillnad kunna motverkas av en högre täthet av konkurrerande klövviltsarter i Götaland, om det får älgarna att föredra tallungskogarna.

De statistiska analyserna gjordes med hjälp av icke-linjär regression i Mathematica v.14.2 (Wolfram Research Inc., 2024). I regressionsanalyserna inkluderades även osäkerheten i data, medelfelen, för de variabler där medelfelen var tillgängliga. Flera olika modellformuleringar som utgjordes av den kompletta grundmodellen samt förenklingar av denna analyserades för att undersöka vilken modell som bäst förklarade data. AICc-värdena från de olika modellvarianterna som baserades på samma underlagsdata, inom respektive region, jämfördes för att dra slutsatser om vilken modell som bäst beskriver data (modellselektion).

Tre varianter av modellselektion utfördes. I den första varianten användes data med treårs-medelvärden och modellselektionen syftade till att undersöka vilken modellkomplexitet som bäst förklarade variationen i data. I dessa analyser ingick andel årsskada, älgtäthet och talltäthet. I den andra varianten utgjordes grundmodellen av den bästa modellen från den första varianten av modellselektion. Utöver de variabler som ingick i grundmodellen inkluderades täthet av björk, gran och RASE, samt varg och medelsnödjup. I den

tredje varianten användes årsvärden där älgtäthet, talltäthet, varg och snödjup ingick. Anledningen till att årsvärden användes för detta urval av variabler var att antal vargrevir och medelsnödjupet uppvisar stor mellanårsvariation samtidigt som älgarna påverkas av hur förhållandet var samma år snarare än av vad som skedde ett till två år tidigare. Älgtätheten och talltätheten uppvisar visserligen inte samma stora mellanårsvariation, men årsvärden för dessa variabler behövdes för att kunna jämföra mot resultaten där varg respektive snödjup infogats i modellen.

Eftersom betesskadorna mäts i tallungskogar är älgtätheten i tallungskogarna av störst intresse i samband med analysen. Ytterligare en anledning till att använda älgtätheterna i ungskog i den ekologiska modellen är för att resultaten ska möjliggöra en kvantifiering av betet på toppskotten. Älgtätheterna är skattade för hela älgförvaltningsområdena men med hjälp av spillningsinventeringar från 12 referensområden från Råneå i norr till Växjö i söder har det gått att beräkna hur mycket högre den relativa älgtätheten var i genomsnitt i ungskogarna jämfört med utanför. I den beräkningen gjordes antagandet att antal spillningshögar som produceras per dygn är detsamma i ungskog som utanför ungskogarna. I genomsnitt var den relativa tätheten ca 3,8 gånger högre i ungskogarna jämfört med i områdena utanför. Baserat på den informationen går det att räkna om älgtätheten i älgförvaltningsområdena till de förväntade älgtätheterna i ungskogarna.

$$\text{Älg t ä t h e t}_{\text{ÄFO}} \star \text{A r e a l}_{\text{ÄFO}} = \text{Älg t ä t h e t}_{\text{Ungskog}} / 3.8 \star (\text{A r e a l}_{\text{ÄFO}} - \text{A r e a l}_{\text{Ungskog}}) + \text{Älg t ä t h e t}_{\text{Ungskog}} \star \text{A r e a l}_{\text{Ungskog}}$$

vil ket ger

$$\text{Älg t ä t h e t}_{\text{Ungskog}} = \frac{3.8 \star \text{Älg t ä t h e t}_{\text{ÄFO}}}{1 + 2.8 \star \text{AndelUngskogsAreal}}$$

Inte oväntat kommer en och samma älgtäthet att ge en lägre täthet i ungskogarna i ÄFO:n där andelen ungskogar är högre. ÄFO 1 i Norrbotten har mycket låg andel foderareal samtidigt som älgtätheten är låg och båda dessa förklaras av att den totala arealen är mycket stor. Där hamnar betesskadorna på närmare 20 % i genomsnitt, trots att älgtätheten bara är ca 2 älgar/1000 ha. Det finns därför anledning att misstänka att en

stor del av den angivna totala arealen är miljöer som inte är lämpliga för älg under vintertid. Med anledning att resultaten från detta ÄFO sticker ut i flera avseenden har det uteslutits ur de statistiska analyserna. De faktiska resultaten för Norrbottens ÄFO 1 visas dock i några av figurerna för att man ska kunna se hur området avviker jämfört med övriga områden.

Resultat nationella analyser

I den första analysomgången inkluderades endast älgthet i ungskogarna, talltheten och andelen årsskada på tall för att undersöka vilken komplexitet i ursprungsmodellen som ger bäst förklaring till variationen i data. Den analysen syftade till att få klarhet i vad som orsakar det icke-linjära

sambandet mellan antal betade tallar, älgthet och tallthet. De alternativa hypoteserna som undersöks är om det är älgarnas hanteringstid eller interferens/interaktioner mellan älgarna som ger bäst förklaring till att betetrycket per älg avtar med ökad älgthet och ökad tallthet.

De modellformuleringar som jämfördes var med och utan hanteringstid i kombination med närvaro/frånvaro av interferens mellan älgarna. Även möjlighet till icke-linjeartitet i tätheten av tall inkluderades i modellerna. Modellformuleringarna som användes ges i tabell 7, där också resultaten i form av AICc-värden anges. Den bästa modellen är den med det lägsta AICc-värdet, vilket ges $\Delta AICc=0.0$.

Tabell 7. I tabellen ges modellformuleringar som ingick i analyserna med modellselektion för att avgöra varför betetrycket per älg tycks minska med ökad tallthet och ökad älgthet. Underlagsdata utgjordes av ÄBIN:s treårsmedelvärden och medelvärden för älgtheterna motsvarande år. I urvalet tilläts inga treårsmedelvärden överlappa mellan år, $N=146$. De gråmarkerade raderna visar de modeller som bäst förklarade variationen i data. Därefter ges modellerna i fallande ordning med minskande andel av variationen i data som förklaras

Modell	AICc	$\Delta AICc$	Kommentar
$a * \text{Älg}^{(\beta_2+1)} * \text{Tall}^{(\beta_1-1)}$	-706,5	0,0	$h=0$
$a * \text{Älg}^{(\beta_2+1)} * \text{Tall}^{(\beta_1-1)} / (1 + a * h * \text{Älg}^{\beta_2} * \text{Tall}^{\beta_1})$	-704,9	1,6	$h \approx 0$
$a * \text{Tall}^{(\beta_1-1)}$	-672,2	34,3	
$a * \text{Älg}^{(\beta_2+1)}$	-647,7	58,8	
$a * \text{Älg} * \text{Tall}^{(\beta_1-1)}$	-626,2	80,3	$h=0$
a	-625,7	80,8	Konstant andel årsskada
$a * \text{Älg}$	-609,7	96,8	Klassisk typ-I, $h=0$
$a * \text{Älg}^{(\beta_2+1)} / (1 + a * h * \text{Älg}^{\beta_2} * \text{Tall})$	-492,6	213,9	$h \approx 0$
$a * \text{Älg} * \text{Tall}^{(\beta_1-1)} / (1 + a * h * \text{Tall}^{\beta_1})$	-484,1	222,4	$h \approx 0$, ingen interferens
$a * \text{Älg} / (1 + a * h * \text{Tall})$	-482,9	223,6	Klassisk typ-II, $h \approx 0$

De enskilda älgarnas bidrag till skadorna minskade med ökande älgthet samtidigt som betesintensiteten avtog med ökande tallthet i den bästa modellen som förklarade ca 89 % av variationen i data. Den näst bästa modellen i analysen är egentligen identisk med den bästa modellen eftersom hanteringstiden, h , blev noll.

Förklaringen till varför den modellen fick något sämre $\Delta AICc$ -värde trots att det egentligen är samma modell är för att den straffas för att den har en parameter mer än den bästa modellen. Justeringen i AICc för antal parametrar tar inte hänsyn till de faktiska parametervärdena. Parametervärdena för den bästa modellen redovisas i tabell 8.

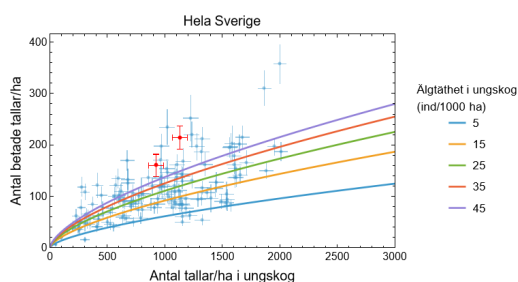
Tabell 8. Parametervärden för den bästa modellen, där a är älgarnas sökhastighet, β_1 är tallexponenten som anger hur älgbetet påverkas av talltheten och β_2 är älgexponenten som anger hur älgbetet på talltoppskotten påverkas av älgtheten.

Parameter	Estimat	Standardfel	T-värde	p	Konfidensintervall
a	4,82	0,433	11,1	< 0,0001	3,96 – 5,68
β_1	0,64	0,004	150,6	< 0,0001	0,63 – 0,65
β_2	-0,63	0,014	-43,4	< 0,0001	-0,66 – -0,60

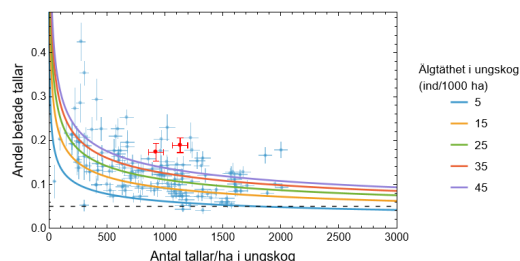
Ett tydligt resultat från modellselektionen var att älgarnas hanteringstid verkar vara försumbar, vilket inte är märkligt eftersom en älg processar ett enskilt toppskott på kort tid. Men det är inte uppenbart att tiden det tar att hantera de övriga skotten på samma tall inte skulle ingå i hanterings-tiden.

De klassiska funktionella responstyperna visade sig inte vara användbara för att förklara älgbetet på talltoppskotten. Icke-linjäriteten i betesskadorna verkar snarare bero på att älgarnas beteende påverkas av talltäteten, $\beta_1 > 0$, men även av interferens mellan älgarna, $\beta_2 < 0$. De enskilda älgarnas betesbeteende skulle kunna påverkas av talltäteten till exempel genom att bli mer selektiva vid hög talltätet. Men det skulle också kunna vara så att väldigt hög talltätet inte "tilltalar" älgarna. Älgtäteten påverkar förekomsten av redan betade tallar, men skulle även kunna påverka den tid älgarna stannar i ungskogen.

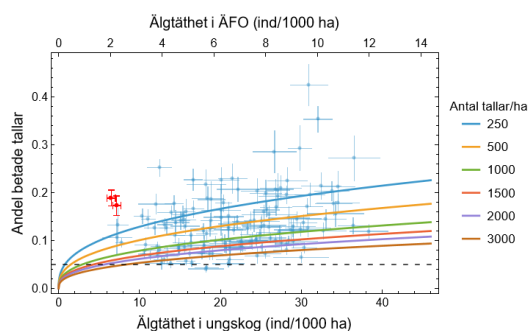
Eftersom modellen innehåller två förklaringsvariabler redovisas resultaten i tre figurer för överskådliggörelsen skull (Fig. 24a–c). Sambandet mellan bete och talltätet redovisas i två figurer, en där antal betade tallar per hektar i ungskog ges på y-axeln och en figur där andelen betesskada ges på y-axeln. Den första av dessa motsvarar älgarnas sammanlagda funktionella respons. Den tredje figurtypen visar andel betesskada på y-axeln i relation till älgtäteten i vinterstam.



Figur 24a. Figuren visar förväntat antal betade tallar och talltätet för fem olika älgtätheter. Treårsmedelvärden från ÄBIN visas med punkter och tillhörande medelfel, röd=ÄFO 1 i Norrbotten, blå=övriga ÄFO. För omräkning till älgtätet i ÄFO kan man dividera älgtäteten i ungskog med ca. 4.



Figur 24b. Figuren visar förväntad andel betade tallar i relation till talltätet för fem olika älgtätheter. Treårsmedelvärden från ÄBIN visas med punkter och tillhörande medelfel, röd=ÄFO 1 i Norrbotten, blå=övriga ÄFO. För omräkning till älgtätet i ÄFO kan man dividera älgtäteten i ungskog med ca. 4. Den svarta streckade linjen visar 5 %-målet i ÄBIN.

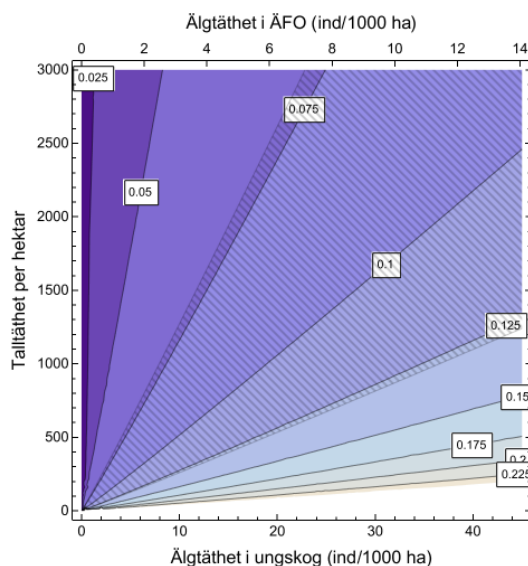


Figur 24c. Figuren visar förväntad andel betade tallar i relation till älgtäteten i vinterstam för sex olika talltätheter i ungskog. Treårsmedelvärden från ÄBIN och LST Moose visas med punkter och tillhörande medelfel, röd=ÄFO 1 i Norrbotten, blå=övriga ÄFO. Den svarta streckade linjen visar 5 %-målet i ÄBIN.

Ett annat sätt att åskådliggöra sambanden är med hjälp av en konturplot (Fig. 25). I denna analys erhöles i det närmaste linjära konturlinjer för andel årsskada på tall. I en tidigare analys böjde konturlinjerna av påtagligt (Widemo m.fl. 2022). Den stora skillnaden mellan den nya analysen och den gamla är att här används treårsmedelvärden istället för årsvärden, vilket lett till att de högsta värdena för både talltätet och älgtätet är lägre i denna analys. Dessutom har medelfelen för samtliga variabler inkluderats i denna analys, vilket inte var fallet i Widemo m.fl. (2022). I resultaten för Götaland i denna rapport böjde dock konturlinjerna av som i Widemo m.fl. (2022).

I en konturplot är det svårt att åskådliggöra osäkerheten i responsvariabel. I figur 25 ges dock ett exempel för att få en uppfattning om hur osäker-

heten i treårsmedelvärdena för andel årsskada på tall kan ta sig i uttryck. Den snedstreckade regionen i figuren motsvarar konfidsensintervallet för ett treårsmedelvärde på 10 %, dvs andel årsskada = 0,10.



Figur 25. Konturlinjerna i figuren visar andel årsskada på tall i relation till älg- och talltättheten i vinterstam respektive talltättheten i ungskog. Det streckade partiet som omger konturlinjen = 0,1 visar utrymmet för ett genomsnittligt konfidsensintervall för ett treårsmedelvärde som beräknats för andel årsskada till 0,1 (10 %).

Det som avgör om konturlinjerna böjer av som i Widemo m.fl. (2022) är formen på sambandet som beskriver betesintensiteten som en funktion av talltättheten, β_2 , och formen på sambandet som beskriver interferensen som en funktion av älg- och talltättheten, β_1 . Konturlinjerna blir linjära när $\beta_1 = |\beta_2|$ och böjer av, dvs avtagande ökning, med ökande älg- och talltätthet när $\beta_1 > |\beta_2|$. Med Norrbottens ÄFO 1 med i analysen minskar interferenstermen från -0,62 till -0,70, vilket gör att resultaten hamnar i den region som ger konturlinjer som böjer av. Men det viktiga är inte huruvida konturlinjerna böjer av eller inte. Det är storleken på β_1 respektive β_2 som är av betydelse för älgförvaltningen.

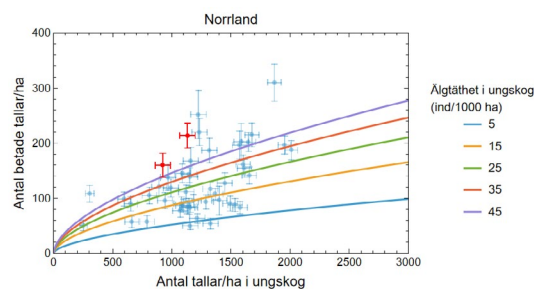
Interferenstermen, β_2 , avgör vilken effekt minskad älg- och talltätthet kommer att få på andelen betesskador. En mer ingående analys av interferenstermen görs i slutet av detta kapitel, för att försöka komma åt de kritiska älg- och talltättheterna som skulle krävas för att nå ÄBIN:s femprocentmål. Tallexponenten, β_1 , avgör hur betesskadorna förändras med talltättheten och skulle därför kunna användas för att göra en

ekonomisk analys av optimalt antal tallplantor i samband med plantering av tall. En sådan analys blir dock mer komplicerad än analysen av den kritiska älg- och talltättheten eftersom det även finns mål kopplat till biologisk mångfald. Högre talltättheter skulle bidra till att minska andelen betade tallar, men i gengäld finns då mindre utrymme för andra trädslag och icke-vedartade växter. Den problematiken ligger utanför det uppdrag som legat till grund för denna rapport.

Motsvarande modellselektion som den ovan skulle kunna göras för varje enskild landsdel, men antal observationer blir kraftigt reducerade; Norrland N=47, Svealand N=39 och Götaland N=56. Därför gjordes analyser av data från dessa landsdelar endast med hjälp av den bästa förklaringsmodellen för att undersöka om det fanns tendenser till skillnader i betesmönster mellan områdena.

Resultat från analys av landsdelar

Den största skillnaden i data från de olika landsdelarna utgörs av talltättheterna där speciellt Götaland skiljer ut sig med lägre talltätthet än i de övriga landsdelarna (Fig. 26).



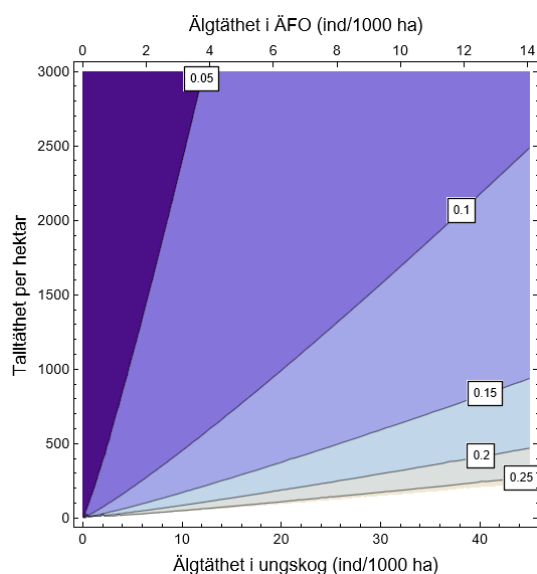
Figur 26. Andel betade tallar avtar med ökande talltätthet i samtliga landsdelar. Götaland skiljer ut sig med överlag lägre talltättheter än i Svealand och Norrland. Osäkerhetsintervallen avser variablernas medelfel.

Norrland

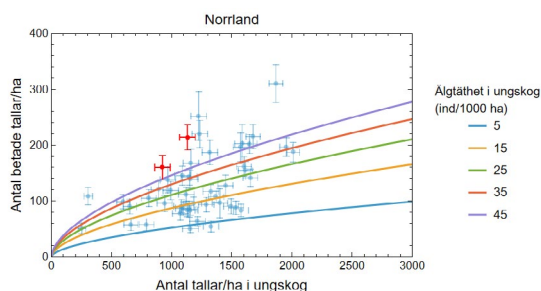
Resultaten från analyserna med data från Norrland var i stora drag överensstämmande med de från hela Sverige (Fig. 26–27), men med nästan dubbelt så högt värde för älgarnas sökbarhet (Tab. 9). En möjlig förklaring till det är att snöförhållandena i norr ger mindre möjligheter till alternativt foder för älgarna. Resultatet skulle därför kunna tolkas som att älgarna i norr, jämfört med i söder, tillbringar en större del av tiden i ungskogarna som vanligen är mer talldominerade i norra Sverige.

Tabell 9. Parametervärden för grundmodellen vid anpassning till data från Norrland, där a är älgarnas sökhastighet, β_1 är tallexponenten som anger hur älgbetet påverkas av talltäteten och β_2 är älgexponenten som anger hur älgbetet på talltoppskotten påverkas av älgtätheten.

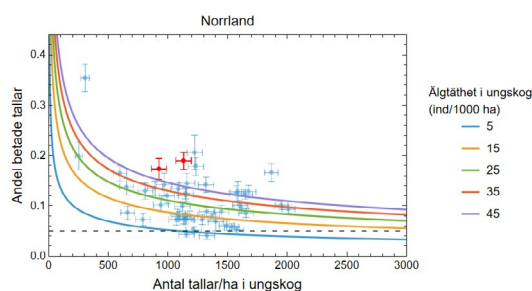
Parameter	Estimat	Standardfel	T-värde	p	Konfidensintervall
a	7,54	1,82	4,14	0,0002	3,87 – 11,21
β_1	0,58	0,02	36,82	< 0,0001	0,55 – 0,62
β_2	-0,53	0,02	-24,50	< 0,0001	-0,57 – -0,49



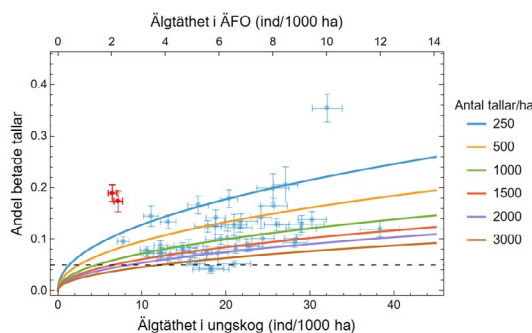
Figur 26. Konturlinjerna i figuren visar andel årsskada på tall i relation till älgtheten i vinterstam respektive talltäteten i ungskog. Figuren avser resultat från modellanpassning till data från Norrland och är snarlik den för hela Sverige.



Figur 27a. Figuren visar förväntat antal betade tallar i relation till talltätet för fem olika älgtheter i vinterstam. Treårsmedelvärden från ÄBIN visas med punkter och tillhörande medelfel, röd=ÄFO 1 i Norrbotten, blå=övriga ÄFO. För omräkning till älgthet i ÄFO kan man dividera älgtheten i ungskog med ca. 4.



Figur 27b. Figuren visar förväntad andel betade tallar i relation till talltätet för fem olika älgtheter i vinterstam. Treårsmedelvärden från ÄBIN visas med punkter och tillhörande medelfel, röd=ÄFO 1 i Norrbotten, blå=övriga ÄFO. För omräkning till älgthet i ÄFO kan man dividera älgtheten i ungskog med ca. 4. Den svarta streckade linjen visar 5%-målet i ÄBIN.



Figur 27c. Figuren avser resultat för Norrland och visar förväntad andel betade tallar i relation till älgtheten i vinterstam för sex olika talltäteter i ungskog. Treårsmedelvärden från ÄBIN och LST Moose visas med punkter och tillhörande medelfel, röd=ÄFO 1 i Norrbotten, blå=övriga ÄFO. Den svarta streckade linjen visar 5%-målet i ÄBIN.

Notera dock att sökhastigheten är per capita, vilket innebär att det är de enskilda älgarnas sökhastighet som är högre i norra Sverige.

Avvikelsen i Norrbottens ÄFO 1 (röda symboler i figuren ovan) jämfört med övriga ÄFO i Norrland beror med största sannolikhet på att den angivna totalarealen som använts vid beräkning av andel av arealen som utgörs av ungskog. Detta aktualiserar frågan om att ha separata arealangivelser för varje ÄFO som anger arealer med lämp-

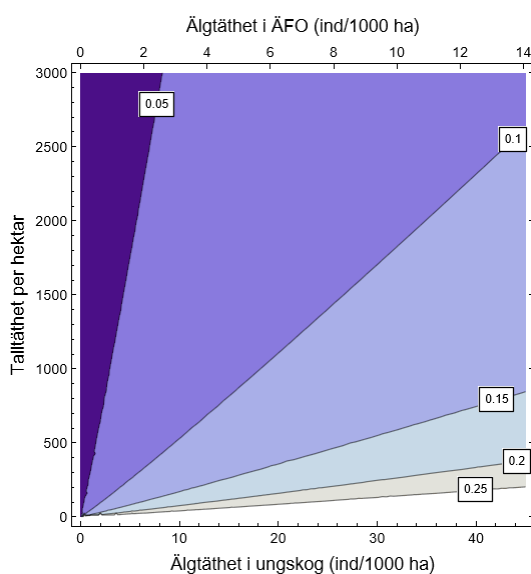
liga älgmarker, vilket i detta sammanhang skulle behöva avgränsas till situationen vintertid.

Svealand

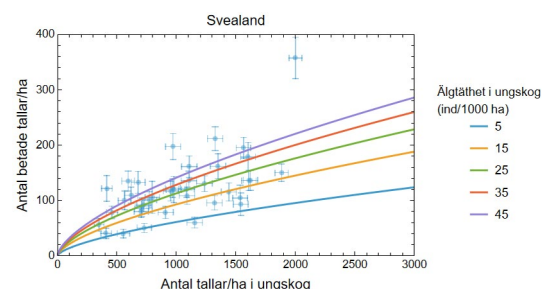
Resultaten från analyserna med data från Svealand var i stora drag överensstämmande med de från hela Sverige (Fig. 26–27), men en sökhastighet för älgarna som låg ungefär mitt emellan sökhastigheten för Norrland respektive Götaland (Tab. 10).

Tabell 10. Parametervärden för grundmodellen vid anpassning till data från Svealand, där a är älgarnas sökhastighet, är tallexponenten som anger hur älgbetet påverkas av talltäteten och β_2 är älgexponenten som anger hur älgbetet på talltoppskotten påverkas av älg-täteten.

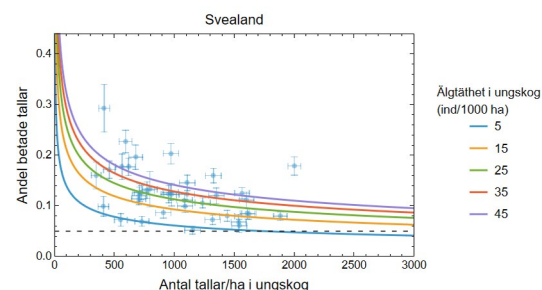
Parameter	Estimat	Standardfel	T-värde	p	Konfidensintervall
a	4,64	1,14	4,08	0,0002	2,34 – 6,95
β_1	0,64	0,02	38,80	< 0,0001	0,61 – 0,68
β_2	-0,62	0,02	-24,63	< 0,0001	-0,67 – -0,57



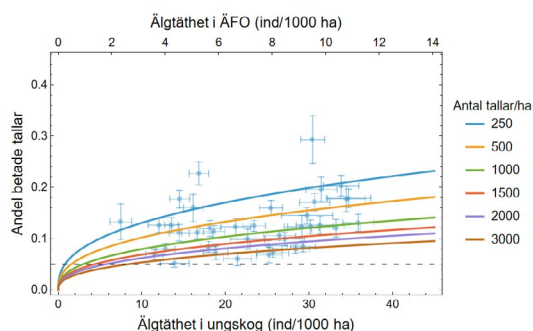
Figur 28. Konturlinjerna i figuren visar andel årsskada på tall i relation till älg-täteten i vinterstam respektive talltäteten i ungskog. Figuren avser resultat från modell-anpassning till data från Svealand och är snarlik den för hela Sverige.



Figur 29a. Figuren visar förväntat antal betade tallar i relation till talltätet för fem olika älg-tätheter i vinterstam. Treårsmedelvärden från ÄBIN visas med punkter och tillhörande medelfel. För omräkning till älg-tätet i ÄFO kan man dividera älg-tätheten i ungskog med ca. 4.



Figur 29b. Figuren visar förväntad andel betade tallar i relation till talltätet för fem olika älg-tätheter i vinterstam. Treårsmedelvärden från ÄBIN visas med punkter och tillhörande medelfel. För omräkning till älg-tätet i ÄFO kan man dividera älg-tätheten i ungskog med ca. 4. Den svarta streckade linjen visar 5%-målet i ÄBIN.



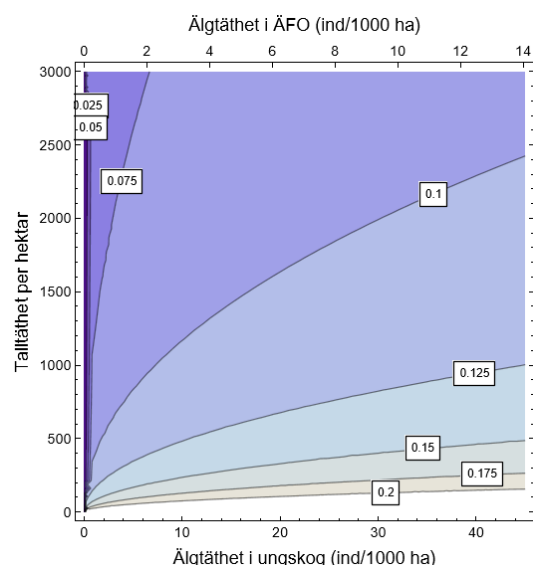
Figur 29c. Förväntad andel betade tallar i relation till älgtätheten i vinterstam för sex olika talltätheter i ungskog i Svealand. Treårsmedelvärden från ÄBIN och LST Moose visas med punkter och tillhörande medelfel. Den svarta streckade linjen visar 5%-målet i ÄBIN.

Götaland

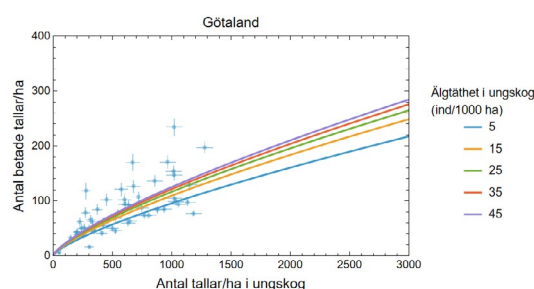
En påfallande skillnad i resultaten för Götaland jämfört med för övriga Sverige var att de förväntade betesskadorna uppvisade mindre variation med koppling till älgtätheten. Det är oklart vad det beror på, men det skulle till viss del kunna förklaras av att variationen i älgtäthet och talltäthet var lägre i Götaland än i övriga Sverige. Ytterligare en skillnad mot övriga Sverige var att konturlinjerna i konturplotten böjde av som i Widemo m.fl. 2022 (Fig. 30). Det som gör att konturlinjerna böjer av är att $\beta_1 = |\beta_2|$ för Götaland medan förhållandet mellan dessa parametervärden var $\beta_1 = |\beta_2|$ för hela Sverige. Jämfört med resultaten från Norrland var sökhastigheten nästan en tredjedel. Frånvaro av snö och god tillgång till alternativt foder skulle kunna

Tabell 11. Parametervärden för grundmodellen vid anpassning till data från Götaland, där a är älgarnas sökhastighet, är tallexponenten som anger hur älgbetet påverkas av talltätheten och β_2 är älgexponenten som anger hur älgbetet på talltoppskotten påverkas av älgtätheten.

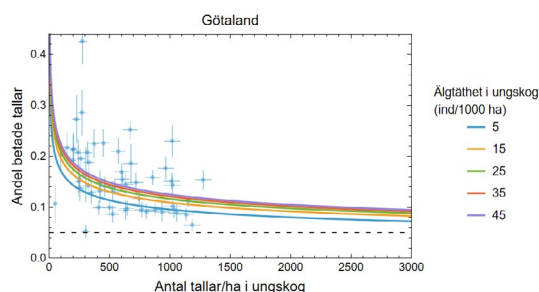
Parameter	Estimat	Standardfel	T-värde	p	Konfidensintervall
a	2,56	0,17	14,82	< 0,0001	2,21 - 2,91
β_1	0,75	0,004	166,10	< 0,0001	0,74 - 0,76
β_2	-0,88	0,007	-122,38	< 0,0001	-0,89 - -0,86



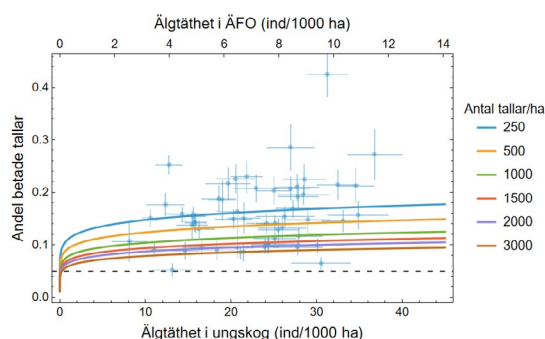
Figur 30. Konturlinjerna i figuren visar andel årsskada på tall i relation till älgtätheten i vinterstam respektive talltätheten i ungskog. Figuren avser resultat från modell Anpassning till data från Götaland och skiljer sig markant från figuren för hela Sverige. Det som gör att konturlinjerna böjer av är att $\beta_1 = |\beta_2|$ för Götaland medan förhållandet mellan dessa parametervärden var $\beta_1 = |\beta_2|$ för hela Sverige.



Figur 31a. Figuren visar förväntat antal betade tallar i relation till talltäthet för fem olika älgtätheter i vinterstam. Treårsmedelvärden från ÄBIN visas med punkter och tillhörande medelfel. För omräkning till älgtäthet i ÄFO kan man dividera älgtätheten i ungskog med ca. 3.



Figur 31b. Figuren visar förväntad andel betade tallar i relation till talltätthet för fem olika älgtätheter i vinterstam. Treårsmedelvärden från ÄBIN visas med punkter och tillhörande medelfel. För omräkning till älgtäthet i ÄFO kan man dividera älgtätheten i ungskog med ca. 3. Den svarta streckade linjen visar 5%-målet i ÄBIN.



Figur 31c. Figuren avser resultat för Svealand och visar förväntad andel betade tallar i relation till älgtätheten i vinterstam för sex olika talltätheter i ungskog. Treårsmedelvärden från ÄBIN och LST Moose visas med punkter och tillhörande medelfel. Den svarta streckade linjen visar 5%-målet i ÄBIN.

vara några förklaringar till skillnaden i resultat jämfört med dem från Norrland.

Sammanfattning av resultat från analyserna med 3-årsmedelvärden

Energibehovet för övrigt hjortvilt tillsammans med älg och tall var de variabler som ingick i den bästa modellen när treårsmedelvärden användes i dataunderlaget, tätt följd av modellen som även inkluderade RASE. (Tab. 12). Högre energibe-

hov för övrigt hjortvilt liksom tätheten av björk bidrog till ökning av betesskadorna när tätheten av dessa ökade. Positiva värden för β -koefficienterna innebär att betesskadorna ökar med täthet för den aktuella variabeln, men storleken på koefficienternas numeriska värden för olika variabler kan inte jämföras rakt av eftersom det kan vara stora täthetsskillnader mellan de olika arterna/grupperna. Däremot kan man jämföra koefficienternas storlek för att avgöra vilken effekt olika arter

Tabell 12. Resultat från modellselektionen med treårsmedelvärden där alternativa födoarter eller konkurrerande klövvilt (hjortindex) ingick i de olika modellerna. Parameterskattningarna för koefficienterna β_1 β_2 och β_x ges i tabellen för att visa hur dessa påverkades av de olika modellalternativen jämfört med grundmodellen där enbart älg och tall ingick.

Modell	AICc	Δ AICc	β_1	β_2	β_x
3-årsmedelvärden, N=144					
$a \cdot \text{Älg}(\beta_2+1) \cdot \text{Tall}(\beta_1-1) \cdot (\text{Hjortindex}+1) \beta_7$	-720,3	0,0	0,72	-0,57	0,17
$a \cdot \text{Älg}(\beta_2+1) \cdot \text{Tall}(\beta_1-1) \cdot (\text{Rase}+1) \beta_5$	-719,1	1,2	0,61	-0,63	-0,04
$a \cdot \text{Älg}(\beta_2+1) \cdot \text{Tall}(\beta_1-1) \cdot (\text{Björk}+1) \beta_7$	-712,6	7,7	0,67	-0,68	0,07
$a \cdot \text{Älg}(\beta_2+1) \cdot \text{Tall}(\beta_1-1)$	-706,5	13,8	0,65	-0,63	-
$a \cdot \text{Älg}(\beta_2+1) \cdot \text{Tall}(\beta_1-1) \cdot (\text{Gran}+1) \beta_4$	-706,0	14,3	0,64	-0,62	-0,01
$a \cdot \text{Älg}(\beta_2+1) \cdot \text{Tall}(\beta_1-1) \cdot (\text{Hjortindex}+1) \beta_7 \cdot (\text{RASE} + 1)$	-699,0	21,3	0,70	-0,58	0,20/-0,05

skulle förväntas få på betesskadorna vid en och samma relativa täthetsförändring.

Sammanfattning av resultat från analyserna med årsvärden

Modellselektionen som baserades på årsvärden omfattade variabler som kan uppvisa stor mellanårsvariation. De variabler som ingick i dessa analyser var medelsnödjupet och antal vargar (revirekvivalenter per 100000 ha), utöver älg och tall. Modellen med älg och tall framstod som den bästa

Tabell 13. Resultat från modellselektionen med årsvärden där snödjup eller varg (antal revirekvivalenter per 100 000 ha) ingick i de olika modellerna. Den bästa modellen var grundmodellen med enbart älg och tall, Parameterskattningarna för koefficienterna β_1 , β_2 och β_x ges i tabellen för att visa hur dessa påverkades av de olika modellalternativen jämfört med grundmodellen där enbart älg och tall ingick.

Modell	AICc	$\Delta AICc$	β_1	β_2	β_x
Årsvärden, N=663					
$a \cdot \text{Älg}(\beta_2+1) \cdot \text{Tall}(\beta_1-1)$	-2592,4	0,0	0,61	-0,61	-
$a \cdot \text{Älg}(\beta_2+1) \cdot \text{Tall}(\beta_1-1) \cdot (\text{Snödjup}+1)\beta_s$	-2554,3	38,1	0,50	-0,79	0,10
$a \cdot \text{Älg}(\beta_2+1) \cdot \text{Tall}(\beta_1-1) \cdot (\text{Varg}+1)(\beta_6)$	-2500,6	91,8	0,63	-0,74	-2,96

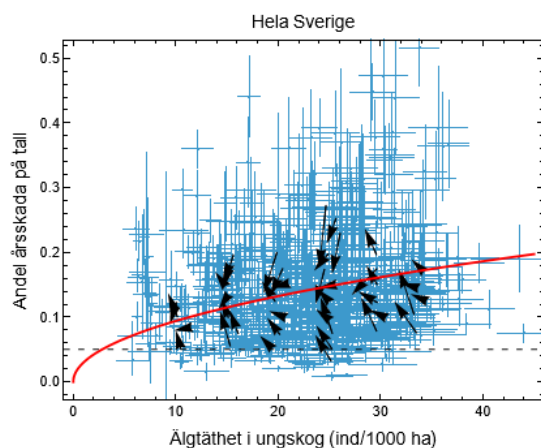
modellen. Modellerna med snödjup och varg hade mycket sämre AICc-värden jämfört med modellen med enbart älg och tall (Tab. 13).

Vilken älgtäthet skulle krävas för att nå 5 %-målet i ÄBIN?

En förutsättning för att kunna använda de samband som erhållits i de statistiska analyserna för att extrapolera mot den femprocentiga skadenivån är att de statistiska resultaten beskriver orsakssamband. I tolkningen av analysresultaten har antagandet varit att den variation som förekommer mellan områden är en följd av de underliggande ekologiska processerna och att dessa är likartade i alla områden. Det skulle dock kunna vara så att egenskaperna i de olika områdena skiljer sig i så pass många avseenden att de mönster vi ser i figurerna ovan har helt andra orsaker än gemensamma underliggande ekologiska processer. Om de ekologiska sambanden är unika för varje enskilt ÄFO blir det svårt att beräkna vilka älgtätheter som krävs för att nå femprocentmålet eftersom dataunderlaget är för litet för att kvantifiera lokala samband. Samtidigt skulle det innebära att det inte går att komma med generella slutsatser och råd om åtgärder för att minska skadorna.

Det går dock att analysera underlaget till figurerna där andelen betesskador plottats mot älgtätheterna för att undersöka hur betesskadorna

ändras när älgtätheten minskar. Den relativt stora mängden årsdata gör det möjligt att aggregera data för att få flera starttätheter med likartad andel betesskada. I den analysen aggregerades data för att kunna visa hur förändringarna tar sig i uttryck med hjälp av riktningspilar i ett diagram. Underlaget till varje enskild pil beräknades med hjälp av minst 5 årsvärden från ett och samma eller olika områden som hade det gemensamt att älgtätheten i ungskog var högre där pilen började än där den slutade. Urvalskriterierna för pilens startpunkt var att älgtätheterna i ungskog inte fick avvika mer än $\pm 2,5$ älgar per 1000 hektar och andelen årsskada fick inte avvika mer än $\pm 0,0125$. Rent tekniskt gjordes aggregeringen på älgtätheter som avrundats till närmaste 5-tal och på årsskador som avrundats till närmaste 2,5-tal. Underlaget för pilarnas ändkoordinater utgjordes av den närmast lägre älgtätheten, och tillhörande betesskada, för vart och ett av områdena som erhöll samma startkoordinat. Ändkoordinaterna beräknades som medelvärdet för älgtäthet och årsskada för varje aggregerad grupp. Av 663 årsvärden erhölls startkoordinater för 40 pilar. I 18 av grupperna fanns det minst 10 par med årsvärden och i fyra av grupperna fanns det minst 20 par med årsvärden. Resultatet visas i figur 32 tillsammans med samtliga årsvärden för älgtäthet och årsskada. Pilarnas riktningar framstod inte som slumpmässiga utan verkar dras mot en gemensam linje, som ritats in



Figur 32. Osäkerhetsintervallen visar medelfelen i data från ÄBIN och LST Moose. Riktningspilarna visar hur betesskadorna förändrats när älgtätheterna i underlaget minskade till den närmast lägre älgtätheten. Den svarta streckade linjen visar ÄBIN:s femprocentsmål. Den röda linjen utgör gränsen där majoriteten av pilarna över linjen är riktade nedåt och omvänt, att pilarna under linjen är riktade uppåt.

i figuren. Formen på den kurvan påminner om de kurvor som erhöles från de statistiska analyserna med hjälp av den funktionella responsen som hanterade interferens mellan älgarna och beteende förändring i relation till taltätheten.

Resultatet från denna analys ger stöd för att de mönster som finns för betesskadorna i relation till älgtätheterna är ett resultat av de ekologiska processerna och att dessa verkar vara likartade i de flesta områdena. Ett annat sätt att uttrycka det är att spridningen av värden från de olika områdena tycks beskriva olika tillstånd i den dynamik som ligger till grund för de befintliga älg- respektive taltätheterna. Smärre avvikelser torde förekomma mellan områden på grund av skillnad i förekomst av andra arter och klimatförhållanden, men i det stora hela tycks bilden klar. Något som skulle kunna förklara en del av mönstret med pilarnas riktningar i figuren är att en obalans kan uppstå när man förflyttar jämvikten i ett system genom regleringen av en eller flera arter över tid. I detta fall torde regleringen gälla både älgtäthet och taltäthet/foderarealer. Det faktum att merparten av pilarna under den röda linjen är riktade uppåt avviker dock från vad man skulle förvänta sig utifrån den ekologiska modellen. Pilarna borde snarare löpa parallellt med den röda linjen. Den avvike-

lsen skulle kunna förklaras som en konsekvens av utfallen från stickproven i ÄBIN. Konfidenstervallen i ÄBIN är i stort sett symmetriska, vilket innebär att medelvärdet för en upprepad stickprovssampling har lika stor chans att hamna över som under det först uppmätta medelvärdet. Men, om det första medelvärdet hamnade en bit under det sanna medelvärdet för ÄFOt kommer nästa medelvärde att hamna över det första med mer än 50 % sannolikhet. I praktiken innebär det att många av de låga skadenivåerna som uppmätts skulle kunna vara underskattningar av skadenivåerna. Det är en av flera anledningar till att det är vanskligt att välja ut ett antal områden med låga skadenivåer för att försöka hitta förklaringar till varför just dessa områden har låga skadenivåer. Oavsett förklaring till pilarnas riktning under linjen så tenderar skadenivåerna att närma sig den röda linjen i takt med att älgtätheten sjunker.

Resultatet från ovanstående analys ökar möjligheten att göra en trovärdig prognos av vilken älgtäthet som skulle krävas för att nå ÄBIN:s femprocentsmål. Resultatet av den prognosen kan läsas av där den röda kurvan korsar 5%-linjen i figur 32, vilket ger ca 3 älgar per 1000 hektar ungskog som omräknat till tätheten i hela ÄFOt blir ca 1 älg per 1000 ha. Om man lägger till en viss osäkerhet i extrapoleringen på grund av att vi inte vet exakt hur kurvan böjer av utanför området där det finns data hamnar vi på 1-2 älgar per 1000 ha på ÄFO-nivå.

Ett alternativ är att använda koefficienten som beskriver interferensen mellan älgarna för att beräkna den kritiska älgtäthet som krävs för att nå ÄBIN:s femprocentmål med hjälp av den modell som framstod som bäst i modellselektionen. I den här beräkningen spelar det ingen roll om sökhas-tigheten, taltätheten eller tätheten av andra arter i modellen skiljer mellan olika ÄFO eftersom dessa förkortas bort i analysen. Modellen ger andel betesskada, vilket innebär att vi kan använda modellen för att beräkna den kritiska älgtätheten. Vi låter X vara den okända nedskalningen av älgtätheten som vi söker för att nå 5%-målet i ÄBIN, vilket ger:

$$a * (X * \text{Älg})^{(\beta_2+1)} * \text{Tall}^{(\beta_1-1)} = 0.05$$

I dagsläget har vi:

$$a * \text{Älg}^{(\beta_2+1)} * \text{Tall}^{(\beta_1-1)} = \text{aktuell andel betesskada}$$

Om vi dividerar dessa två uttryck i vänsterledet respektive högerledet erhålls:

$$\frac{a * (X * \text{Älg})^{(\beta_2+1)} * \text{Tall}^{(\beta_1-1)}}{a * \text{Älg}^{(\beta_2+1)} * \text{Tall}^{(\beta_1-1)}} = \frac{0.05}{\text{aktuell andel betesskada}}$$

Efter förenkling får vi

$$\frac{(X * \text{Älg})^{(\beta_2+1)}}{\text{Älg}^{(\beta_2+1)}} = X^{\beta_2+1} = \frac{0.05}{\text{aktuell andel betesskada}}$$

$$\text{Vilket ger } X = \left(\frac{0.05}{\text{aktuell andel betesskada}} \right)^{\frac{1}{\beta_2+1}} \text{ och}$$

$$\text{kritisk älgthet} = \left(\frac{0.05}{\text{aktuell andel betesskada}} \right)^{\frac{1}{\beta_2+1}} * \text{aktuell älgthet}.$$

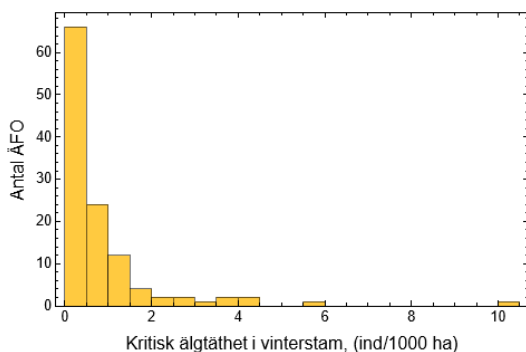
Notera att den slutgiltiga formeln skulle blivit densamma även om vi inkluderat flera arter i modellen. När denna formel tillämpades på andel betesskador och beräknade älgtheter med hänsyn taget till medelfelen i data samt osäkerheten i β_2 erhöles älgtheter i vinterstam på ÄFO-nivå i intervallet 0-10 älgar/1000 hektar (Fig. 33). Totalt ingick data från 117 ÄFO:n i dessa beräkningar. Det var få ÄFO:n som fick en kritisk täthet över fyra älgar/1000 ha. Den absoluta majoriteten hamnade under 1,5 älgar per 1000 ha. De områden där de kritiska tätheterna blev högre var i områden där dagens skadenivå redan ligger nära femprocentmålet. Ett intressant resultat från

denna analys var att det som avgör hur betesskadorna påverkas av förändring av älgtheten kan reduceras till storleken och formen på interferensen mellan älgarna. Med ytterligare års data går det att få säkrare skattningar av den koefficienten. Medelvärde för koefficienten β_2 som erhöles i samband med modellsektionerna med grundmodellen med älg och tall var:

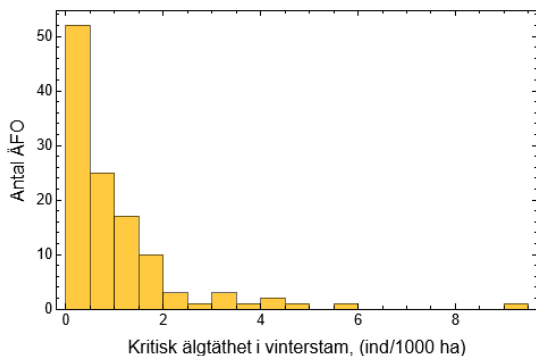
$$\beta_2 = 0,66 \text{ med ett medelfel på } 0,06.$$

I samband med att ytterligare variabler inkluderades i modellsektionen framstod modellen där även övriga klövvilt inkluderades som något bättre än andra alternativ. Den modellen gav ett högre värde för interferenskoefficienten, -0,60 jämfört med -0,66, men skillnaden i den kritiska älgtheten påverkas inte nämnvärt (Fig. 34). Den absoluta majoriteten av ÄFO:na skulle behöva reducera älgtheten till under två älgar per 1000 hektar för att kunna nå ÄBIN-målet på 5 % årsskador på tall. Mer än hälften av ÄFO:na skulle behöva ligga under tätheter på 1 älg per 1000 hektar.

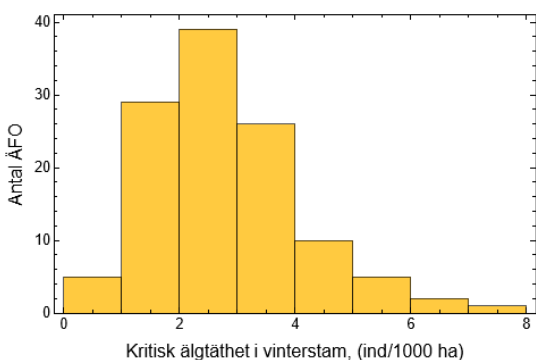
Interferenskoefficienten skulle behöva vara 0 eller högre för att de flesta ÄFO:n ska ha älgtheter över 2 älgar per 1000 hektar för att kunna nå målet med betesskadorna (Fig. 35). Det finns dock inget i data som tyder på att interferenskoefficienten skulle vara i närheten av 0 eller högre.



Figur 33. Kritisk älgthet i vinterstam på ÄFO-nivå med interferenskoefficienten från grundmodellen med älg och tall, $\beta_2 = -0,66$.



Figur 34. Kritisk älgthet i vinterstam på ÄFO-nivå med interferenskoeficienten från den bästa modellen där även övriga klövvilt inkluderats, $\beta_2 = -0.60$.



Figur 35. Kritisk älgthet i vinterstam på ÄFO-nivå, med interferenskoeficienten $\beta_2 = 0$ för att nå de femprocentiga målen i ÄBIN.

Vi har modellerat älgars konsumtion av toppskott, och därmed gjort antagandet att konsumtionen är noll när det saknas älgar. Både empiriska studier och våra teoretiska analyser visar att den absoluta majoriteten av skador på tall orsakas av älg, men i praktiken kan låga skadenivåer finnas även utan älg genom skador orsakade av annat klövvilt och genom mätfel. Det innebär i så fall att en ytterligare sänkning av älgstammen nära noll kommer ha mindre effekt på betesskadorna, än i våra analyser.

Sammanfattande slutsatser och förslag på alternativa lösningar

Vi har utvärderat måluppfyllnaden för de sex kvantitativa målen inom älgförvaltningen, undersökt vilka förvaltningsåtgärder som skulle kunna leda till ökad sannolikhet att nå målen samt gjort konsekvensanalyser i form av vad åtgärder

för att nå måluppfyllnad skulle kunna få för konsekvenser. Vi sammanfattar våra bedömningar av målen ur ett SMAR(R)T-perspektiv (Dressel m.fl. 2019) i figur 36, och har valt att använda grön färg för att indikera att målet uppfyller kraven, gult för att indikera att kraven delvis är uppfyllda och rött för att indikera att kraven varken är uppfyllda eller förväntas bli det på kort eller medellång sikt. I några fall finns skillnader mellan landsdelarna när det gäller hur väl målen uppfyller SMAR(R)T-kriterierna; i de fallen har vi specificerat detta i den löpande texten.

Alla mål är Specifika, medan inga är Tidsatta. För Mätbarhet har vi givit målen grön färg om måluppfyllnad kan mätas och så sker idag inom förvaltningen med vad vi bedömer vara acceptabel riktighet och god effektivitet. Vi har givit de skogliga målen gul färg eftersom ÄBIN med dagens upplägg är förenad med stor mellanårsvariation. Därmed krävs (minst) trepunktsmedelvärden, vilket ger en lång tidsmässig eftersläpning innan förändringar kan verifieras. Vid arbetet med att ta fram nya förvaltningsplaner kan därmed inte effekterna av åtgärderna inom den senaste planperioden utvärderas med säkerställd precision och noggrannhet. Respondenterna visade inte starka attityder mot något av målen; vi har valt att markera kalvvikt respektive kalv per ko med mörkgrönt eftersom mer än 50 % av jaktkortslösarna ansåg sådana förändringar som önskvärda. Övriga mål har markerats som ljusgröna eftersom de inte förefaller prioriterade, samtidigt som det saknas tydliga attityder mot dem. Med dagens utveckling finns det inget som tyder på att målen för kalvvikter respektive kalv per hondjur kommer att nås, varken på kort eller på lång sikt med mindre än att vi inte bara bryter utan vänder den negativa utvecklingen för klimatet. Utvecklingen kalvvikter och kalv per hondjur är negativ i södra och mellersta Sverige, men mer stabil i Norrland. Även där finns dock negativa effekter under varma och torra år, vilket antyder att en negativ utveckling sannolikt kommer inträda i takt med de pågående klimatförändringarna. Vår bedömning är att nuvarande mål för kalvvikter respektive kalv per hondjur inte kommer nås, och vi har därmed markerat dem med rött i kolumnen som visar om målen är realistiska.

Mål	Specifikt	Mätbart	Accepterat	Realistiskt	Relevant	Tidsatt
Kalvvikter						
Kalv per ko						
Tjurandel						
Tallskador						
Granskador						
Rekrytering RASE						

Figur 36. Kvalitativ beskrivning av de olika målen inom älgförvaltningen ur ett SMART-perspektiv. Uppfyllda krav markerade med grönt, delvis uppfyllda krav eller sannolikhet att målen uppfylls markerade med gult och avsaknad av uppfyllda krav markerade med rött. Mål som varken uppvisar tydliga attityder för eller mot har markerats med ljusgrönt.

Våra analyser tyder inte heller på att målet om årsskada av tall kommer att nås, med mindre än att stammarna av älg och annat hjortvilt skjuts ned mycket kraftigt samtidigt som ökad tillgång till tallfoder skapas. Attityderna till älgstammens storlek antyder att det är osannolikt att så kommer ske. Målen för årsskada av gran respektive rekrytering av RASE bedömer vi kan nås i delar av landet, och vi har därför markerat dem med gult. Vi gör bedömningen att alla tre älgmålen är relevanta. Vi anser inte att målet för andel årsskadad tall är relevant utan att hänsyn samtidigt tas till andelen tall i beståndet. ÄFO:n i Norrland har ofta en lägre variation i beståndssammansättningen än ÄFO:n i resten av landet, men variationen är fortfarande så stor att det blir missvisande att enbart fokusera på andelen årsskadade tallar. Vidare är kopplingen mellan årsskada, andel oskadade tallstammar och effektmålet 70 % oskadade tallstammar vid 5 meters höjd inte tydliggjorda. Vi har därför markerat målet som gult med dagens hantering. Andelen granskador är tänkt att indikera obalans i fodertillgång i förhållande till hjortviltets energibehov, men vi hittar inga tydliga samband mellan granskador och andra mål eller med tätheter av älg eller övrigt hjortvilt. Vi anser därmed inte målet för granskador som relevant för det utpekade syftet. Vi anser inte heller att RASE-målen är relevanta med dagens utformning, då tydliga kopplingar saknas såväl till betetryck som till trädbildning. Vidare förefaller effektmålet om antal vuxna, trädbildande individer per hektar vara uppnått och stabilt över tid, utan samvariation med viltstammar och betetryck.

Målformuleringar och deras utvärdering

Riksdagens effektmål för älgförvaltningen formulerades 2009 (Proposition 2009/10: 239) som "en livskraftig älgstam av hög kvalitet, en produktionsanpassad älgjakt samt en älgstam i balans med betesresurserna på lång sikt". Sedan dess har denna kvalitativa formulering specificerats kvantitativt, där Naturvårdsverket (2018) i samverkan med Skogsstyrelsen i stor utsträckning följt rekommendationerna i Svenska Jägarförbundets *Handlingsplan älg* för älgmålen och anammat skogsbrukets uttryckta toleransmål för de skogliga skademålen. För RASE-målen har Skogsstyrelsen själv satt mål, som är tänkta att syfta mot Skogsstyrelsens befintliga mål om tio trädbildande stammar av RASE per hektar. Riksdagens formulering "på lång sikt" har dock inte specificerats, men skulle potentiellt kunna tolkas som att "balans" är ett inriktningsmål som med tiden ska nås. En alternativ tolkning är att ÄFO:na stabilt över tid ska ligga på rätt sida om målnivån. Hur ofta ett ÄFO får missa målet är en viktig information för att kunna utvärdera målen; om ambitionen är att aldrig missa målet krävs en säkerhetsmarginal under "normala" år, eftersom det exempelvis finns mellanårsvariation i väder som påverkar såväl skadenivåer som kalvvikter respektive kalvöverlevnad. Det är tydligt att målen är satta på ÄFO-nivån, och det uttrycks av Naturvårdsverket (2018) att variation tillåts inom ÄFO:n utifrån lokala förhållanden. Däremot framgår inte om värdena ska beräknas som medelvärden, eller arealviktade medelvärden, utifrån ingående skötselområden, alternativt om data aggregeras och värden enbart beräknas på ÄFO-nivån.

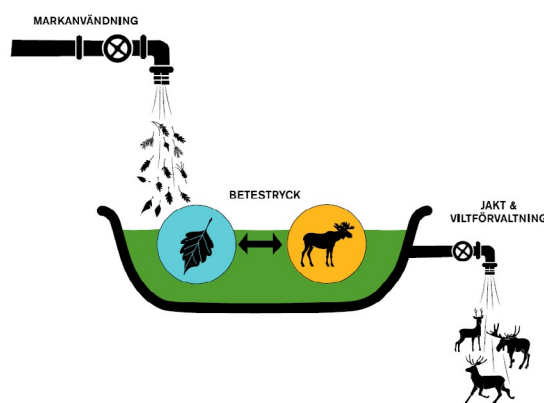
Stickprovsstorlek, variation och statistisk styrka

Älgförvaltningen har länge strävat efter att nå målet för tallskador, främst genom att sänka älgstammen men i södra och mellersta Sverige även genom att öka föryngringen med tall. En konsekvens av detta är att variationen i älgtäthet har minskat, men även variationen i talltäthet. Minskad variation i förklaringsvariablerna innebär att det antingen krävs starkare biologiska samband eller en större stickprovsstorlek för att påvisa signifikanta samband. I ett teoretiskt extremfall där alla ÄFO:n exempelvis skulle ha en älgtäthet på 6 älgar per tusen hektar skulle statistiska analyser av sambandet mellan älgtäthet och skador inte kunna påvisa något biologiskt samband. Det skulle samtidigt inte säga någonting om huruvida man skulle få en effekt om älgstammen istället sänktes till 3 eller höjdes till 9 älgar per tusen hektar. Tanken med våra förändringsanalyser har varit att komplettera analyser av nuläget, potentiellt med låg variation i förklaringsvariabler, med att kritiskt utvärdera om förändringar i förklaringsvariabler över tid lett till en förändring i responsvariabeln. Samtidigt är det flera av förklaringsvariablerna som inte ändrats signifikant, och då finns det inte heller någon anledning att tro att de ska falla ut som signifikanta även om det skulle finnas underliggande biologiska samband. Vidare finns det många tänkbara förklaringsvariabler, samtidigt som separata analyser av nuläge och förändring ger få observationer för analyserna särskilt för landsdelsvisa analyser. Sammantaget bör resultaten från de statistiska analyserna på landsdelnivå tolkas med försiktighet.

Fodertillgång och vilttäthet- två kranar

Vår ekologiska modell av funktionell respons kompletterar de statistiska analyserna av orsaks-samband med andelen tallskador, och ger samtidigt bättre möjligheter att komma med förutsägelser om effekter utanför dagens variation i älgtäthet, talltäthet respektive energibehov för övrigt hjortvilt. Våra ekologiska modeller visar genomgående på flacka samband mellan älgtäthet och andel skadade tallar. Därmed krävs stora minskningar i älgtäthet för att nå tydliga minskningar i mängden tallskador. Resultaten från våra två tillvägagångssätt stöder varandra, och ger en enhetlig bild av att mängden tallfoder och ener-

gibehovet för hela hjortviltssamhället (inklusive älg) spelar roll för betetrycket och skademängden på tall. Resultaten varierar mellan landsdelarna när det gäller vilka faktorer som faller ut som signifikanta, vilket överensstämmer med tidigare undersökningar (Pfeffer m.fl. 2021, Widemo m.fl. 2022, Crooms m.fl. 2023). Det gäller även vilken, eller vilka, faktorer som förklarar mest av variationen bland de signifikanta sambanden. Fokus bör inte ligga på vilken av de olika faktorerna som har störst förklaringsgrad i ett visst område eller under en viss tidsperiod, utan på att ta ett helhetsgrepp. Genom att samtidigt öka mängden foder och reglera hela klövviltssamhället kommer vi att nå längre mot de uppsatta målen för tallskador; systemet kan visualiseras som ett kar där betetrycket utgör en nivå som bestäms av ett inflöde av foder och ett utflöde av betande hjortdjur. Flödena kan ses som en foderkran som påverkas genom markanvändningen, och en viltkran som påverkas genom jakt. Foderkranen förvaltas av markägarna och viltkranen förvaltas av jägarna; störst effektivitet i hanteringen av betesskador fås om aktörerna kommer överens om att reglera bägge kranarna samtidigt (Fig. 37).



Figur 37. Schematisk bild av hur betetrycket och mängden skador bestäms av både mängden foder och mängden betande djur. För att sänka betetrycket mest effektivt bör man samtidigt öka fodermängden och reglera hela klövviltssamhället, inte fokusera ensidigt på att reglera älgstammen.

Samtidigt är det viktigt att ha klart för sig att målen för tallskador är mycket ambitiöst satta. Vi ser det inte som sannolikt att dagens mål kan uppnås långsiktigt för merparten av Sveriges ÄFO:n, med mindre än att tallandelen och tillgången till annat foder ökas och älgstammen reduceras till en täthet under två älgar per tusen hektar samtidigt som tätheterna av övrigt hjortvilt regleras ned. För Götaland ligger den kritiska älgtätheten snarare under 1 älg per tusen hektar. Så låga älgtätheter kommer sällan medge någon älgjakt i områden med starka stammar av björn och varg, och även i avsaknad av rovdjur betydligt lägre möjligheter till avskjutning än idag. Älgens jaktliga värde skulle därmed reduceras dramatiskt. Samtidigt skulle finansieringen av älgförvaltningen, som idag bygger på fällavgifter, urholkas ytterligare. Det finns inget som tyder på att jägarkåren skulle acceptera så låga älgtätheter, och även bland enskilda skogsägare är det mindre än fem procent som anser att det finns alldeles för många älgar.

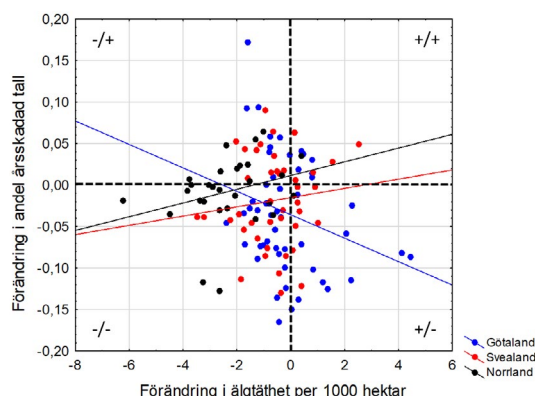
Variation i måluppfyllnad

Förvaltningsmålen måste sättas efter generella principer, som grundar sig på en kritisk analys av tillgänglig kunskap om de ekologiska processerna och vilka faktorer som påverkar dem. Detta behöver ske på en relevant geografisk skala, som medger anpassningar till lokala och regionala förhållanden. Vidare behöver tidsskalan vara relevant. Detta gäller såväl inom vilken tidsperiod det bedöms vara viktigt att nå målen, som för hur snabbt en förändring kan förväntas av en given åtgärd och hur snabbt vi hinner fånga upp den med tillgängliga inventeringsmetoder. Till detta kommer samhällsvetenskapliga och psykologiska insikter, som kan vara väl så viktiga för att nå måluppfyllelse.

För att kunna fatta välgrundade beslut om förvaltningsåtgärder är det nödvändigt att skaffa sig kunskap om vilka konsekvenser olika åtgärder får, och för att förstå vilka faktorer som påverkar de olika processerna är det nödvändigt att studera helheten. Vill vi förstå vilken effekt en viss åtgärd har på ÄFO-nivån måste vi undersöka det för alla ÄFO:n, eller möjligen ett slumpmässigt urval av dem. Ibland hör man istället påståenden om att vi måste fokusera vår forskning på de ÄFO:n, eller län, där vi når målen. Det är inte ett vetenskapligt angreppssätt. Det kan absolut vara en klok strategi

att studera goda exempel; vi vet dock inte om de är goda, eller vad som gör dem goda, utan att även studera övriga exempel. Målsättningen måste vara att finna generella mönster, där vi med en god sannolikhet kan säga att om vi utför förvaltningsåtgärd A så kan vi förvänta oss en önskad effekt B.

Vi kan illustrera detta med sambandet mellan förändring i älgtäthet mellan perioden 2015–19 och 2020–24, och förändringen i årsskada på tall under motsvarande period. Vi kan sätta upp en hypotes om att skadenivån är positivt korrelerad till älgstammens täthet, vilket ger oss prediktionen att i de ÄFO:n där vi sänkt älgstammen har skadorna minskat, och i de ÄFO:n där stammen ökat så har skadorna ökat. Större minskning av älgstammen borde dessutom leda till en större minskning av skadorna, och tvärtom. En regressionsanalys av sambandet för hela Sverige visar dock inte på något signifikant samband³⁰, och plottar vi sambandet får vi en ”hagelsvärm” (Fig. 38).



Figur 38. Sambandet mellan förändring i älgtäthet samt förändringen i tallskador mellan perioden 2015–19 och 2020–24. Fördelningen har delats upp i kvadranter, som namngivits utifrån om förändring på x-axeln respektive y-axeln är positiv eller negativ.

Analyserar vi landsdelarna var för sig ser vi att sambandet i Götaland istället är negativt (Fig. 38), och det är till och med mycket nära att vara signifikant³¹. Sambanden i Svealand och Norrland går däremot i förväntad riktning, men är inte signifikanta³². Vår hypotes gav prediktionen att de flesta ÄFO:na borde finnas i rutorna ++ och --, vilket skulle ge ett positivt samband. Så är inte fallet, vilket innebär att vi förkastar hypotesen att

³⁰ n = 124; r² = 0,01; p = 0,14

³¹ n = 52; r² = 0,06; p = 0,052

³² n = 43; r² = 0,01; p = 0,44 respektive n = 29; r² = 0,04; p = 0,14

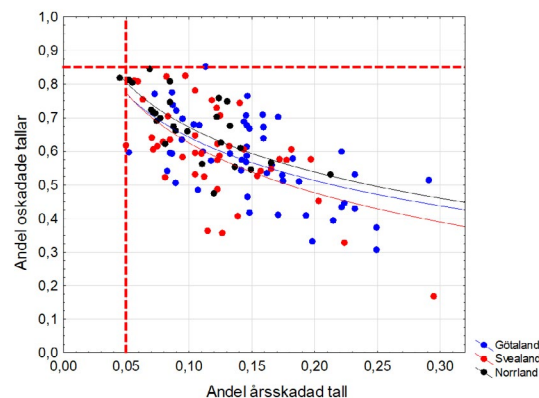
det finns ett statistiskt säkerställt positivt samband mellan förändring i älgtäthet och förändring i tallskada. De ÄFO:n som faller inom $+/+$ och $-/-$ har betett sig som vi förväntade oss, men kan vi lära oss något om vad som förklarar uppkomsten av tallskador bara genom att studera dem? Nej, för då bortser vi från alla ÄFO:n som inte följer det mönstret. Detta vore vad man skulle kalla ”cherry picking” på engelska. Exakt samma resonemang gäller för att studera bara de ÄFO:n där man över tid ser ett positivt samband mellan variablerna, men ignorera alla dem där så inte är fallet. Vilket är majoriteten.

Skadade eller oskadade stammar

Mycket av vår rapport tar upp målet för skador på tall; anledningen är att det målet behandlas som överordnat övriga, vilket även får stöd i Naturvårdsverkets (2018) avrapportering av regeringsuppdraget. Vår bedömning är att kunskapen om hur skador ackumuleras inom betesfönstret för ungskogen är begränsad, och det är inte självklart vilket mål man bör fokusera på. Vi har utvärderat målet utifrån delmålet om andel årsskadade tallstammar. Det finns dock ett parallellt mål om andelen oskadade stammar, och kombinationen av de två målen förväntas leda mot målet 70 % tallstammar oskadade av vilt vid 5 meters höjd. Överensstämmelsen mellan målen är dock inte god, och sambandet illustrerar ännu en gång hur långt vi är från att nå de väldigt ambitiöst satta målen (Fig. 39).

Förslag på alternativa vägar att gå framgent

Vad som har störst betydelse för skogsägaren är dock inte andelen skadade stammar, eller oskadade, av ett trädslag, utan antalet oskadade produktionsstammar av alla trädslag. Utöver modeller med andel årsskadad tall har vi även analyserat modeller med andel oskadade stammar, vilket delvis gav annorlunda resultat. Vi har även analyserat modeller med antal oskadade stammar av gran och tall som responsvariabel, och där fann vi en tredje uppsättning av signifikanta förklaringsvariabler. Det är viktigt att reflektera över vad som egentligen bör vara målsättningen för kvalitetsnedsättande skador. I takt med att alltmer fokus hamnar på andra skötselstrategier och blandskogar bör även skador på björk sannolikt inkluderas. Vår bedömning är att det aldrig varit klokt att enbart



Figur 39. Sambandet mellan andel årsskadad tall och andelen oskadad tall vid inventeringstillfället i ÄlgBetesINventeringen (ÄBIN). Varje punkt är ett älgförvaltningsområde (ÄFO); målsättningen är att alla ÄFO:n ska ha maximalt 5 % skador på tall (för svaga boniteter 2 %) och minst 85 % oskadade stammar. Inga ÄFO:n uppfyller idag bägge kraven och bara enstaka ÄFO:n uppfyller något av dem.

fokusera på andelen skadade stammar av ett visst trädslag, i all fall inte så länge inventeringarna inte enbart gäller bestånd dominerade av det trädslaget (såsom ursprungligen var fallet för ÄBIN). Ett första steg vore att titta på andelen skadade stammar av alla produktionssträdslag, men bättre vore att sätta fokus på antalet oskadade stammar. Så sker exempelvis i den finska inventeringsmodellen, där en skadad stam bara räknas som en skada om det inte finns en alternativ produktionsstam inom en meter.

Mer generellt så har vi konstaterat att flera av målen sannolikt inte är möjliga att nå, på kort eller medellång sikt. Det är viktigt att mål är realistiska för acceptansen inom förvaltningen, men ett första steg kan vara att sätta som mål att bryta en negativ utveckling, eller i bästa fall skapa eller förstärka en positiv trend. Inom en adaptiv förvaltning ska inte bara beslut om åtgärder ses över löpande, utan det är även möjligt att målen behöver ses över.

Data för utvärdering och kunskapsuppbyggnad

Förvaltningen är beroende av inventeringsdata av tillräcklig kvalitet och geografisk upplösning för att kunna följa upp hur åtgärder utförts och vilken måluppfyllnad som uppnåtts. Detta är särskilt viktigt under de år då nya planer ska tas fram. De huvudsakliga datakällorna inom älgförvaltningen

utgörs av avskjutningsrapportering, Älgobs, spillningsinventering och ÄBIN. Data på älgar samlas in på frivillig basis på gräsrotsnivå, där en enskild slaktvikt, älgobservation eller inventeringstrakt har ett ytterst begränsat värde. Användbarheten inom förvaltningen bygger på att stora mängder data aggregeras till högre geografiska nivåer. För en fungerande helhet krävs därmed en stor, ideell insats. Jägarna tillmäter dock idag de olika inventeringsmetoder mindre betydelse än tidigare (Widemo, opublicerade data), samtidigt som antalet observationstimmar sjunker. Detta är en mycket oroande trend. Även om tekniska hjälpmedel som viltkameror och drönare erbjuder nya möjligheter är vi långt ifrån att kunna få någon heltäckande bild med hjälp av dem. För den lokala förvaltningen kan de dock ge värdefulla kunskapsunderlag.

ÄBIN samlas in genom Skogsstyrelsens försorg, och ger årligen en heltäckande bild på ÄFO:nivå i Norrland och i de flesta fallen vartannat år i Götaland och Svealand. Den stora mellanårsvariationen gör dock att trepunktsmedelvärden bör användas, vilket skapar tidsmässiga eftersläpningar för utvärdering av såväl nuläge som förändring. Ett alternativ vore att inventera inför arbetet med att revidera förvaltningsplanerna, med en ökad insats vart tredje år. På så vis skulle ÄFG kunna fatta beslut baserade på mer aktuella förhållanden och det vore möjligt att snabbare få ett kvitto på om åtgärder givit önskat resultat.

En adaptiv samförvaltning av älg ur ett flerarts-perspektiv

Den svenska älgförvaltningen hör till de mest välorganiserade viltförvaltningsystemen i världen, och genomsyras sedan nästan 20 år av tankar om en adaptiv förvaltning med ett stort mått av flexibilitet och successiv anpassning utifrån praktiska erfarenheter. Under de senaste tio åren har adaptiviteten kombinerats med ökad förståelse för betydelsen av flerartsförvaltning av hela klövviltssamhällen, samt samförvaltning av viltet i förhållande till andra intressen inom ramen för en väldefinierad förvaltningsstruktur som inkluderar ett underifrånperspektiv. Samtidigt finns välutvecklade inventeringsprogram, och omfattande naturvetenskaplig respektive samhällsvetenskaplig forskning som tillhandahåller beslutsunderlag och förståelse såväl för viltet som för förvaltningssystemet. Älgförvaltningen står därmed väl rustad för

att hantera en föränderlig omvärld.

Vår ambition är att rapporten ska ge ytterligare inspel i den adaptiva lärandeprocessen, där vi ”skruvar” på systemet för att nå längre mot samhällets gemensamma mål. Den svenska älgförvaltningen står stark men kan bli starkare, och kan även behöva anpassas för att behålla sin kvalitet och förankring.

Tack

Författarna vill tacka Skogsstyrelsen, SLU:s Riksskogstaxering, SMHI och Svenska Jägarförbundet för hjälp med data, samt alla som gjort analyserna möjliga genom att samla in data och besvara attitydundersökningar. Vidare vill vi tacka representanter för Naturvårdsverket, Skogsstyrelsen, Länsstyrelserna, Skogsbrukets viltgrupp, Svenska Jägarförbundet samt hela Naturvårdsverkets klövviltsråd som fungerat som referensgrupp för arbetet med att granska målen inom älgförvaltningen. Slutligen vill vi tacka Anders Alanärä, Magnus Ekström, Göran Ericsson, Magnus Löf, Wiebke Neumann och Karin Nilsson som faktagranskat olika delar av rapporten, samt Ylva Melin som redaktör för Rapport Skog.

Referenser

- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19 (6): 716–723. doi:10.1109/TAC.1974.1100705
- Beest, van, F.M., Van Morter, B. & J. Milner. 2012. Temperature-mediated habitat use and selection by a heat-sensitive northern ungulate. *Animal Behaviour* 84:723–735. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.06.032>
- Bergqvist G., Bergström R., Wallgren M. (2014). Recent browsing damage by moose on Scots pine, birch and aspen in young commercial forests – effects of forage availability, moose population density and site productivity. *Silva Fennica vol. 48*(1): id 1077. <https://doi.org/10.14214/sf.1077>
- Bergström, R., Månsson, J., Kindberg, J., Pehrson, Å., Ericsson, G. & K. Danell. Inventering för adaptiv älgförvaltning i älgförvaltningsområden (ÄFO) – Spillningsinventering av älg. *Adaptiv älgförvaltning Manual 3*. www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/algforvaltning/manualer/adaptiv-algforvaltning-2019/m3_spillningsinventering_2019.pdf
- Bischof, R., Milleret, C., Dupont, P., Chipperfield, J., Tourani, M., Ordiz, A., de Valpine, P., Turek, D., Royle, J.A., Gimenez, O., Flagstad, Ø., Åkesson, M., Svensson, L., Brøseth, H. & J. Kindberg. 2020. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117 (48): 30531–30538. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011383117>
- Cederlund, G. N., Sand, H. K. G., & A. Pehrson. 1991. Body mass dynamics of moose calves in relation to winter severity. *Journal of Wildlife Management*, 55(4), 675–681. <https://doi.org/10.2307/3809517>
- Cromsigt, J., Dressel, S., Ericsson, G., Felton, A., Johansson, M., Neumann, W., Pfeffer, S., Sandström, C., Singh, N., Sjölander-Lindqvist, A., Spitzer, R., Widemo, F. & A. Widén. 2023. Adaptiv sam- och flerartsförvaltning av klövvilt. Gemensam rapport för forskningsprojekten Beyond Moose och Governance. *Naturvårdsverkets rapportserie* 7108. <https://www.naturvardsverket.se/49bec9/globalassets/media/publikationer-pdf/7100/978-91-620-7108-0.pdf>
- Danell, K., Ball, J.P., Bergström, R., Ericsson, G., Kindberg, J. & H. Sand. 2019. Inventering för adaptiv älgförvaltning i älgförvaltningsområden (ÄFO) – Älgkalvvikter. *Adaptiv älgförvaltning Manual nr 4* www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/algforvaltning/manualer/adaptiv-algforvaltning-2019/m4-kalvvikt_2019.pdf
- Dawes, J.H.P., and M.O. Souza. 2013. “A derivation of Holling’s type I, II and III functional responses in predator–prey systems”. *Journal of Theoretical Biology* 327: 11–22. doi:10.1016/j.jtbi.2013.02.017.
- Edenius, L., Månsson, J., Jansson, G., Dahl, F. & F. Widemo. 2019. Referensområden som underlag för viltförvaltning. Fakta Skog 2011: 18, reviderad 2019
- Ericsson, G., & J. Kindberg. 2019. Inventering för adaptiv älgförvaltning i älgförvaltningsområden (ÄFO) – Älgobservationer (Älgobs). *Adaptiv älgförvaltning Manual 2*. www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/algforvaltning/manualer/adaptiv-algforvaltning-2019/m2-algobs_2019_red-feb-2024.pdf
- Ericsson, G. & K. Wallin. 1994. Antalet älgar som ses – bara en fråga om hur många som finns? SLU-rapport (stencil).
- Faison, E.K., DeStefano, S., Foster, D.R., Motzkin, G. & J.M. Rapp. 2016. Ungulate browsers promote herbaceous layer diversity in logged temperate forests. *Ecology and Evolution* 6 (13): 4591–4602. <https://doi.org/10.1002/ece3.2223>
- Felton, A.M., Wam, H.K., Borowski, Z., Granhus, A., Juvany, L., Matala, J., Melin, M., Wallgren, M. & A. Mårell. 2024. Climate change and deer in boreal and temperate regions: From physiology to population dynamics and species distributions. *Global Change Biology* 30(9): e17505. <https://doi.org/10.1111/gcb.17505>

- Garel, M., Solberg, E.J., Sæther, B.E., Grøtan, V., Tufte, J. M. Heim. Age, Size, and Spatiotemporal Variation in Ovulation Patterns of a Seasonal Breeder, the Norwegian Moose (*Alces alces*). *The American Naturalist* 173 (1): 89–104. Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/10.1086/593359>.
- Grafström, A. & P. Lundqvist. 2024. Utvärdering av design för Äbin. Sveriges lantbruksuniversitet. <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/nyheter/rapport-utvardering-av-design-av-abin-20240105.pdf>
- Hegland, S.J., Lilleeng, M.S. & S. R. Moe. 2013. Old-growth forest floor richness increases with red deer herbivory intensity. *Forest Ecology and Management* 310: 267–274. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.031>
- Holmes, S. Croomsigt, J.P.G.M., Danell, K., Ericsson, G., Singh, N.J. & F. Widemo. 2021. Declining recruitment and mass of Swedish moose calves linked to extreme weather events. *Global Ecology and Conservation*, online 16 April 2021, e01594, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01594>
- Holmes, S.M., Dressel, S., Morel, J., Spitzer, R., Ball, J.P., Ericsson, G., Singh, N.J., Widemo, F., Croomsigt, J.P.G.M., & K. Danell. 2022. Increased summer temperature is associated with reduced calf mass of a circumpolar large mammal through direct thermoregulatory and indirect, food quality, pathways. *Oecologia* 201: 1123–1136. doi: 10.1007/s00442-023-05367-0
- Kindberg, J., Ericsson, G. Bergström, R. & K. Danell. 2019. Inventering för adaptiv älgförvaltning i älgförvaltningsområden (ÄFO) – Avskjutningsstatistik för älg. *Adaptiv älgförvaltning Manual 1*. www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/algforvaltning/manualer/adaptiv-algforvaltning-2019/m1-avskjutningsstatistik_2019.pdf
- Kjellander, P. 2007. *Utvärdering av Äbin*. Skogsstyrelsen Rapport 2007: 1.
- Kleiber, M. 1947. Body size and metabolic rate. *Physiological Reviews* 4: 511–41.
- Laforge, M., Michel, N.L., Wheeler, A.L. & R. K. Brook. 2016. Habitat Selection by Female Moose in the Canadian Prairie Ecozone. *The Journal of Wildlife Management* 80(6):1059–1068. DOI: 10.1002/jwmg.21095
- Lundberg, P. and K. Danell 1990. Functional Response of Browsers: Tree Exploitation by Moose. *Oikos* 58(3): 378–384.
- Länsstyrelserna u.ä. Älgdata. www.algdata.se.
- McCann, N.P., Moen, R.A., Windels, S.K. & T.R. Harris. 2016. Bed sites as thermal refuges for a cold-adapted ungulate in summer. *Wildlife Biology* 22: 228–237. doi: 10.2981/wlb.00216
- Melis, C., Sundby, M., Andersen, R., Moksnes, A., Pedersen, B. & E. Røskaft. 2007. The role of moose *Alces alces* L. in boreal forest – the effect on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) abundance and diversity. *Biodiversity and Conservation* 16:1321–1335. DOI 10.1007/s10531-005-6230-y
- Månsson, J., Kalén, C., Kjellander P., Andrén, H. & H. Smith. 2007. Quantitative estimates of tree species selectivity by moose (*Alces alces*) in a forest landscape. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22 (5): 407–414.
- Naturvårdsverket u.ä. *Strategi för svensk viltförvaltning 2022–29*. <https://www.naturvardsverket.se/publikationer/8800/978-91-620-8889-7/>
- Naturvårdsverket. 2011.
- Neumann, W., Ericsson, G. & A. Seiler. 2019. *Adaptiv älgförvaltning #12: Älg och trafik*. Fakta Skog 21. www.slu.se/globalassets/ew/ewcentrala/forskn/popvetdok/faktaskog/faktaskog11/fakta-skog_21_2011_2019.pdf
- Neumann, W., Stenbacka, F., Sand, H. Kindberg, J. & K. Leonardsson. 2024. *Älgarnas observerbarhet under älgjakten : rörelseaktivitet och livsmiljöval av älgdjur och älgkor med och utan kalv*. SLU-rapport. <https://publications.slu.se/?file=publ/show&id=132878&lang=se>
- NFS 2011: 07. *Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om jakt efter älg och kronhjort*. Naturvårdsverkets författningssamling. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/nfs/2011/nfs-2011-07.pdf>
- Niemi, M., Rolandsen, C.M., Neumann, W., Kukko, T., Tiilikainen, R., Pusenius, J., Solberg, E.J. & G. Ericsson. 2017. Temporal patterns of moose-vehicle collisions with and without personal injuries. *Accident*

- Analysis and Prevention* 98: 167–173. <https://doi.org/10.1016/j.aap.2016.09.024>
- Pfeffer, S. E., Singh, N. J., Cromsigt, J. P. G. M., Kalén, C. & F. Widemo. 2021a. Predictors of deer damage on commercial forestry – a study linking management data. *Forest Ecology & Management* 479. doi. [org/10.1016/j.foreco.2020.118597](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118597)
- Pfeffer, S. E., Singh, N. J., Cromsigt, J. P. G. M. & F. Widemo. 2021b. Summer and winter browsing affect conifer growth differently: an experimental study in a multi-species ungulate community. *Forest Ecology and Management* 494: 119314. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119314>
- Pfeffer, S. 2021. Impacts of multi-species deer communities on boreal forests across ecological and management scales. PhD Dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- RStudio Team. 2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>
- Rosenbaum, B., J. Li, M. R. Hirt, R. Ryser, and U. Brose. 2024. Towards understanding interactions in a complex world: Design and analysis of multi-species functional response experiments. *Methods in Ecology & Evolution* 15:1704–1719. DOI: 10.1111/2041-210X.14372
- Sand, H., Zimmermann, B., Wabakken, P., Eriksen, A. & C. Wikenros. 2025. Quantifying large carnivore predation relative to human harvest on moose in an intensively managed boreal ecosystem. *Ecological Applications* 2025: 35:e70000. doi.org/10.1002/eap.70000
- Sæther, B. E., & M. Heim. 1993. Ecological correlates of individual variation in age at maturity in female moose (*Alces alces*) – the Effects of Environmental Variability. *Journal of Animal Ecology* 62(3): 482–489. <https://doi.org/10.2307/5197>
- SFS 1987–905. Jaktförordningen. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/jaktforordning-1987905_sfs-1987-905/
- Skogsstyrelsen u.å. Älgbetesinventering (Äbin) och foderprognos. <https://www.skogsstyrelsen.se/statistik/skogsskador/abin-och-foderprognos/>
- Skogsstyrelsen. 2024a. Äbin Lottningsinstruktion 2024. www.skogsstyrelsen.se/globalassets/statistik/abin-och-andra-betesinventeringar/abin-lottningsinstruktion-2024.pdf
- Skogsstyrelsen. 2024b. Äbin Fältinstruktion 2025. www.skogsstyrelsen.se/globalassets/statistik/abin-och-andra-betesinventeringar/abin-faltinstruktion-2025.pdf
- Solberg, E. J., Garel, M., Heim, M., Grøtan, V. & B.-E. Sæther. 2008. Lack of compensatory body growth in a high performance moose *Alces alces* population. *Oecologia* 158:485–498. DOI 10.1007/s00442-008-1158-z
- SOU 2009: 54. 2009. Uthållig älgförvaltning i samverkan. <https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/statens-offentliga-utredningar/2009/06/sou-200954/>
- Spitzer, R., Coissac, E., Felton, A. M., Fohringer, C., Landman, M., Singh, N. J., Taberlet, P., Widemo, F. & J. P. G. M. Cromsigt. 2021. Small shrubs with large importance? Smaller deer may increase the moose-forestry conflict through feeding competition over *Vaccinium* shrubs in the field layer. *Forest Ecology and Management* 480 118768. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118768>
- Spitzer, R., Felton, A., Landman, M., Singh, N. J., Widemo, F. and J. P. G. M. Cromsigt. 2020. Fifty years of European ungulate dietary studies: a synthesis. *Oikos* 00: 1–13. doi: 10.1111/oik.07435
- Spitzer, R., Coissac, E., Cromsigt, J. P. G. M., Felton, A. M., Fohringer, C., Landman, M., Neumann, W. Raubenheimer, D., Singh, N. J., Taberlet, P. & F. Widemo. 2023. Macro-nutritional balancing in a circumpolar boreal ruminant under winter conditions. *Functional Ecology* 00: 1–13. DOI: 10.1111/1365-2435.14296.
- Sæther, B.-E., Solberg, E. J. & M. Heim. Effects of altering sex ratio structure on the demography of an isolated moose population. *The Journal of Wildlife Management* 67(3): 455–466.
- Svenska Jägareförbundet u.å.a. Viltdata. www.viltdata.se
- Svenska Jägareförbundet u.å.b. <https://jagareforbundet.se/verktygslada-algforvaltning-2020/>
- Swenson, J. E., Dahle, B., Busk, H., Opseth, O., Johansen, T., Söderberg, A., Wallin, K. & G. Cederlund. 2007. Predation on moose calves by European brown bears. *Journal of Wildlife Management* 71:1993–1997.

- Tallian, A., Ordiz, A., Wikenros, C., Zimmermann, B., Wabakken, P., Bergqvist, G., Sand, H. & J. Kindberg. 2021. The return of large carnivores: Using hunter observation data to understand the role of predators on ungulate populations. *Global Ecology and Conservation* 27 (2021) e01587. doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01587
- TIBCO. 2023. Statistica. <https://docs.tibco.com/products/tibco-statistica-14-1-0>
- Widemo, F., Leonardsson, K. & G. Ericsson. 2022. *Samförvaltning av älg och skog – analyser av den nya älgförvaltningen under perioden 2012-2021*. Naturvårdsverkets rapport 7044. <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/publikationer/7000/978-91-620-7044-1/>.
- Widemo, F. & K. Leonardsson. 2024. *Älgstammens utveckling och älgförvaltningen i siffror- årsrapport för jaktåret 2023/24*.
- Widemo, F. & K. Leonardsson. 2025. *Älgstammens utveckling och älgförvaltningen i siffror- årsrapport för jaktåret 2024/25*.
- Wiklund, E. & G. Malmfors. Viltkött som resurs. *Naturvårdsverket rapport 6635*. www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1610463/FULLTEXT01.pdf
- Wolfram Research, Inc. 2024. *Mathematica*, Version 14.2, Champaign, IL.

Bilaga 1 Naturvårdsverkets uppdrag

Bakgrund

Adaptiv viltförvaltning innebär förenklat att man sätter upp mål, utför åtgärder, observerar effekterna av åtgärderna och utvärderar om åtgärderna leder till att målen uppnås. Vid behov kan åtgärder eller mål behöva justeras, baserat på eventuellt ny kunskap som uppstått under själva processen. Att förändra förvaltningen utifrån nytillkommen kunskap är det som är den adaptiva delen i förvaltningen.

Nuvarande nationella målnivåer för älgförvaltningen avseende en älgstam av hög kvalitet i balans med betesresurserna har tagits fram inom ramen för ett regeringsuppdrag till Naturvårdsverket. Vid framtagandet av dessa mål genomfördes ingen konsekvensanalys för vilka effekter de uppsatta mål skulle kunna ha på exempelvis älgstammens storlek, mål för hållbar tillväxt, kolinlagring, miljömålsuppföljning, ekonomiska effekter för den enskilde skogsägaren eller andra mål och faktorer som påverkar eller påverkas av dessa målnivåer.

Efter fem år med rådande målnivåer och då åtgärder genomförts samtidigt som metoder utvecklats för att beräkna älgstammens kvantitativa utveckling ges nu möjligheter till att göra konsekvensanalyser avseende målens effekter på älgstammens kvalitet och storlek.

Inom ramen för det av Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen nyligen redovisade regeringsuppdraget Skog och klövvilt har behovet av att analysera och beskriva konsekvenserna av nuvarande nationella målnivåer för älgförvaltningen identifierats som en nödvändig åtgärd (bilaga 1, utdrag från RU).

Naturvårdsverket önskar därför låta genomföra en vetenskapligt baserad konsekvensanalys av kvantitativa och kvalitativa effekter av de nuvarande nationellt framtagna målnivåerna för älgförvaltningen.

Syfte

Att analysera konsekvenserna för älgstammen i Sverige ifall de konkretiserade målnivåerna för ”En älgstam av hög kvalitet och i balans med betesresurserna” uppnås.

Genomförande/Omfattning

Frågeställningar

Uppdraget i fråga behöver avgränsas vilket innebär att uppdraget avser två olika områden. 1) älgstammens kvalitet och 2) en älgstam i balans med betesresurser.

Älgstammens kvalitet

Indikatorer för älgstammens kvalitet har konkretiserats av Naturvårdsverket i det nämnda regeringsuppdraget från 2018 i form av målnivåer för reproduktion (kalv/ko), tjurandel och kalvvikt. Olika målnivåer har satts för olika landsdelar (Götaland, Svealand och Norrland)

Naturvårdsverket önskar nu få en analys av nuvarande indikatorer och målnivåer för en älgstam av hög kvalitet genomförd. Analysen ska undersöka under vilka förutsättningar de uppsatta målnivåerna kan nås baserat på täthet av älg, täthet av övrigt klövvilt, täthet av predatorer, tillgång på foder och andra relevanta faktorer.

Analysen ska även innehålla utlåtande om de indikatorer som används bedöms vara lämpliga för att beskriva älgstammens kvalitet, dels om de målnivåer som används beskriver en älgstam av hög kvalitet.

Analysen kan också leda till förslag på nya indikatorer för att mäta älgstammens kvalitet med hänsyn till nuvarande basmetoder och praktisk genomförbarhet.

En älgstam i balans med betesresurserna

I det nämnda regeringsuppdraget från 2018 togs det även fram mål för att beskriva ”en älgstam

i balans med betesresurserna”. Dessa målnivåer baseras på betesskador på tall, gran samt konkurrensstatus för RASE (rönn, asp, sälk och ek).

Naturvårdsverket önskar få en konsekvensanalys genomförd avseende de aktuella målnivåerna för ”en älgstam i balans med betesresurserna”. Analysen förväntas innehålla beräkningar av vilken älgtäthet ett givet område kan bära och samtidigt uppnå målnivåerna för betesskador på tall, gran och trädbildning hos RASE. Då såväl älg- som talltäthet samt generell fodermängd påverkar betesskadenivåerna ska analysen inkludera beräkningar av betesskadenivåer vid olika älg- och tallantal samt ungskogsareal. Hänsyn ska om möjligt också tas till övriga hjortdjurs inverkan på älgens skador i tallungskogen.

I första hand bör beräkningarna redovisas på älgförvaltningsområdesnivå. Om det inte är möjligt är länsnivå godtagbart. Då förutsättningarna skiljer sig inom landet bör analysen även presentera i geografiskt fyra delar, norra Norrland, södra Norrland, Svealand och Götaland i enlighet med den indelning som görs inom den skogliga älgbetesinventeringen (Äbin).

Såväl skattningar av såväl älgpopulationens storlek som betesskadornas omfattning uppvisar statistisk variation. Det finns därför skäl att om möjligt även redovisa ett statistiskt osäkerhetsintervall för beräkningarna.

Metodik

Naturvårdsverket bedömer att analyserna kommer att behöva baseras på en kombination av teoretiska modeller och empiriska analyser. I Naturvårdsverkets rapport 7044 (Samförvaltning av älg och skog – analys av den nya älgförvaltningen under perioden 2012–2021) redovisas en ekologisk modell som syftar till att beskriva sambandet mellan antal tallar, älgtäthet och skador. Däremot saknades i denna modell effekten av övriga hjortdjur och total fodermängd, faktorer som om möjligt bör inkluderas i kompletterande analyser.

Naturvårdsverket ser fördelar med att konsekvensanalyserna utgår från dessa tidigare modelleringsarbeten och att de utvecklas vidare efter behov. Det kan samtidigt finnas skäl att ta in andra nytillkomna underlag i syfte att bättre förstå möjliga konsekvenser av dagens mål.

Det finns idag ett omfattande underlag över hur många tallar som årligen skadas av älg i Äbin, samt

etablerade modellskattningar av älgtätheten. Dessutom finns underlag, om än med vissa kvalitetsbrister, över ungskog med mark som lämpar sig för tall. Dessa underlag kan utgöra lämplig utgångspunkt för arbetet och Skogsstyrelsen kan leverera aktuella underlag.

Naturvårdsverket ser stora fördelar med att undersöka möjligheten och vid behov involvera lämplig expertis från olika forskningsmiljöer inom och utanför SLU såväl avseende vilt som skog i syfte att nyttja bästa tillgängliga kompetens för arbetet.

Uppdragets utförande

SLU ansvarar för att arbetet utförs i enlighet med beskrivningen ovan. Arbetet ska genomföras som ett projekt med för uppgiften lämplig arbetsgrupp. En bred sammansättning av arbetsgruppen med kompetens från relevanta institutioner (vilt och skog) ska eftersträvas.

Till projektet kopplas en referensgrupp. Referensgruppen bör bestå av representanter med erfarenhet från både relevant forskning och förvaltning. I referensgruppen ska såväl vilt- som skoglig kompetens representeras.

Arbetet ska genomföras under 2024 och en skriftlig rapport ska vara Naturvårdsverket tillhanda senast 2025-03-31.

Bilaga 2 Datakällor och datahantering

Bakgrund

Adaptiv viltförvaltning innebär förenklat att man sätter upp mål, utför åtgärder, observerar effekterna av åtgärderna och utvärderar om åtgärderna leder till att målen uppnås. Vid behov kan åtgärder eller mål behöva justeras, baserat på eventuellt ny kunskap som uppstått under själva processen. Att förändra förvaltningen utifrån nytillkommen kunskap är det som är den adaptiva delen i förvaltningen.

Nuvarande nationella målnivåer för älgförvaltningen avseende en älgstam av hög kvalitet i balans med betesresurserna har tagits fram inom ramen för ett regeringsuppdrag till Naturvårdsverket. Vid framtagandet av dessa mål genomfördes ingen konsekvensanalys för vilka effekter de uppsatta mål skulle kunna ha på exempelvis älgstammens storlek, mål för hållbar tillväxt, kolinlagring, miljömålsuppföljning, ekonomiska effekter för den enskilde skogsägaren eller andra mål och faktorer som påverkar eller påverkas av dessa målnivåer.

Efter fem år med rådande målnivåer och då åtgärder genomförts samtidigt som metoder utvecklats för att beräkna älgstammens kvantitativa utveckling ges nu möjligheter till att göra konsekvensanalyser avseende målens effekter på älgstammens kvalitet och storlek.

Inom ramen för det av Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen nyligen redovisade regeringsuppdraget Skog och klövvilt har behovet av att analysera och beskriva konsekvenserna av nuvarande nationella målnivåer för älgförvaltningen identifierats som en nödvändig åtgärd (bilaga 1, utdrag från RU).

Naturvårdsverket önskar därför låta genomföra en vetenskapligt baserad konsekvensanalys av kvantitativa och kvalitativa effekter av de nuvarande nationellt framtagna målnivåerna för älgförvaltningen.

Syfte

Att analysera konsekvenserna för älgstammen i Sverige ifall de konkretiserade målnivåerna för ”En älgstam av hög kvalitet och i balans med betesresurserna” uppnås.

Genomförande/Omfattning

Frågeställningar

Uppdraget i fråga behöver avgränsas vilket innebär att uppdraget avser två olika områden. 1) älgstammens kvalitet och 2) en älgstam i balans med betesresurser.

Älgstammens kvalitet

Indikatorer för älgstammens kvalitet har konkretiserats av Naturvårdsverket i det nämnda regeringsuppdraget från 2018 i form av målnivåer för reproduktion (kalv/ko), tjurandel och kalvvikt. Olika målnivåer har satts för olika landsdelar (Götaland, Svealand och Norrland)

Naturvårdsverket önskar nu få en analys av nuvarande indikatorer och målnivåer för en älgstam av hög kvalitet genomförd. Analysen ska undersöka under vilka förutsättningar de uppsatta målnivåerna kan nås baserat på täthet av älg, täthet av övrigt klövvilt, täthet av predatorer, tillgång på foder och andra relevanta faktorer.

Analysen ska även innehålla utlåtande om de indikatorer som används bedöms vara lämpliga för att beskriva älgstammens kvalitet, dels om de målnivåer som används beskriver en älgstam av hög kvalitet.

Analysen kan också leda till förslag på nya indikatorer för att mäta älgstammens kvalitet med hänsyn till nuvarande basmetoder och praktisk genomförbarhet.

En älgstam i balans med betesresurserna

I det nämnda regeringsuppdraget från 2018 togs det även fram mål för att beskriva ”en älgstam

Övergripande principer för jämförelser

De statistiska analyserna i rapporten bygger dels på jämförelser av offentliga data på den geografiska skalan Älgförvaltningsområde (ÄFO), dels på analyser av data från forskningsprojekt och miljöövervakningsprojekt som genomförs vid SLU. Analyserna på ÄFO-nivå utgår huvudsakligen från samma grunddata som Älgförvaltningsgrupperna använder som beslutsunderlag, men i en del fall behandlar vi data annorlunda än de ansvariga förvaltningsmyndigheterna gör. Exempelvis beräknar vi trepunktsmedelvärden för ÄBIN-inventeringarna på ett annat sätt än SKS gör. I denna bilaga ger vi en kort beskrivning av hur data samlats in, samt hur vi behandlat och analyserat data. Vi redogör i detalj för eventuella skillnader mellan vår datahantering och den som andra myndigheter gör.

Vårt uppdrag från Naturvårdsverket (NV) var att om möjligt beskriva mönster och skillnader på ÄFO-nivån, samt att redovisa dem landsdelsvis uppdelat på Götaland, Svealand, Södra Norrland och Norra Norrland (Bilaga 1). I Norrland är dock ÄFO:na få och stora, vilket gör att statistiska jämförelser på ÄFO-nivå får så svag statistiska styrka att de blir meningslösa att utföra om Norrland delas upp. Det gäller såväl analyser av samband inom Södra respektive Norra Norrland, som jämförelser av de fyra landsdelarna. Vidare är alla mål satta på ÄFO-nivå, men i en del fall med differentierade målnivåer mellan landsdelar. Där är dock målen gemensamma för hela Norrland. Vi har därmed valt att inte dela upp Norrland.

Målen inom älgförvaltningen är satta på ÄFO-nivån; syftet med rapporten är att visa genomsnittlig måluppfyllnad och den genomsnittliga betydelsen av olika processer som påverkar möjligheterna att nå målen i ett genomsnittligt ÄFO. Vi har därför jämfört ÄFO:n utan att vikta dem för areal eller andra variabler. Därmed har exempelvis ett litet ÄFO i södra Sverige med få älgar i absoluta tal, med hög bonitet och med många jägare samma vikt i analyserna som ett stort, glesbefolkat ÄFO i Norrlands inland i de nationella jämförelserna. Våra analyser beskriver därmed förhållanden och samband för genomsnittliga ÄFO:n, på samma sätt som i NV:s rapport 7044 (Widemo m.fl. 2022). Resultaten från en jämförelse av älgtätheter mellan landsdelarna visar därmed exempelvis älgtätheten för ett genomsnittligt ÄFO

inom varje landsdel, men inte den genomsnittliga älgtätheten inom landsdelen. För den senare typen av analys skulle ÄFO:na behöva viktas för areal. Genomsnittliga älgtätheter respektive skadenivåer på andra geografiska skalor redovisas redan genom andra analyser och sammanställningar (Widemo & Leonardsson 2025, Älgdata.se, Viltdata.se, skobi.skogsstyrelsen.se). På motsvarande vis visar exempelvis inte figurerna kalvvikt som ett genomsnitt av alla kalvar som skjutits inom en landsdel, utan som genomsnittet av den genomsnittliga kalvvikten för de ÄFO:n som ingår i landsdelen.

Älgtätheter

SLU har NV:s uppdrag att årligen skatta älgstammens täthet på ÄFO-nivån, utifrån inventeringsunderlag från inrapporterad avskjutningsstatistik (Älgdata.se; Kindberg m.fl. 2019), observationer gjorda i samband med älgjakt (Älgobs; Kindberg & Ericsson 2019), spillningsinventering (Bergström m.fl. 2019) samt viltolyckor och antal vargrevir som omfattar ÄFO:t. Data på viltolyckor och antal vargrevir erhålls från Länsstyrelserna i respektive län. Se Widemo & Leonardsson (2024) för en mer detaljerad beskrivning av hur beräkningarna utförs. SLU beräknar dels en älgtäthet i samband med att älgjakten inleds, dels älgtätheten efter avslutad jakt genom att subtrahera antalet älgar fällda vid jakt samt antalet trafikdödade älgar.

Älgstammens täthet och sammansättning vid jaktstart sammanfaller ungefär med brunsten, och påverkar därmed med större sannolikhet kornas partnerval, tjurarnas konkurrens om kor och kornas reproduktiva investering jämfört med älgtätheten och älgstammens sammansättning efter jakt. Merparten av skogsskadorna uppstår däremot senare under vintern. I våra analyser har vi använt älgtätheten vid jaktstart för analyser av målen för kalvvikt, kalv per hondjur och andel tjurar bland vuxna, medan älgtätheten efter jakt använts för de skogliga målen.

Tätheter övrigt hjortvilt & hjortviltets energibehov

Alla betande hjortdjur konkurrerar om tillgängligt foder, med olika grad av överlapp i föredragna foderväxter (ex. Spitzer m.fl. 2020). Därmed påverkas det totala foderintaget både av klövviltssamhällets sammansättning och av tätheterna för de olika hjortvilten. Vidare kom-

mer mängden foder som konsumeras för varje art bero på hur stora individerna i genomsnitt är, där djurs energibehov enligt "Kleibers lag" är proportionella mot kroppsvikten upphöjt till 0,75 (Kleiber 1947). Med hjälp av genomsnittliga kroppsvikter (Wiklund & Malmfors 2014) är det därmed möjligt att beräkna att energibehovet för en älg ungefär motsvarar energibehovet för två kronhjortar, fyra dovhjortar respektive sju rådjur. Genom att beräkna sådana "älgekvivalenter" kan alla vilda hjortdjurs energibehov grovt jämföras "på samma skala", men det är självfallet viktigt att hålla i minnet att deras foderpreferenser skiljer sig och att växtsamhällets sammansättning och foder-tillgången också spelar roll för dieten (ex. Spitzer m.fl. 2023).

Älgstammens täthet och sammansättning inventeras genom välutvecklade metoder, men för övrigt hjortvilt finns inte samma detaljerade kunskap. Vi utnyttjade avskjutningsdata för att beräkna ett kompletterande index för energibehovet för kronhjort, dovhjort och rådjur. Vi erhöll avskjutningsdata uppdelade per jaktvårdskrets från SJF från jaktåren 2014/15–2023/24, samt Shapefiler som beskrev jaktvårdskretsarnas geografiska omfattning. Med hjälp av motsvarande Shapefiler för ÄFO:n jämförde vi överlappet mellan jaktvårdskretsar och ÄFO:n, samt fördelade avskjutning av kronhjort, dovhjort och rådjur till ÄFO-nivån i förhållande till graden av överlapp. Avskjutningen för varje art korrigerades därefter till älgequivivalenter genom att multiplicera med två (kronhjort), fyra (dovhjort) respektive sju (rådjur), och summerades till ett relativt index för energibehovet för övrigt hjortvilt (utöver älg) inom varje ÄFO. Detta "hjortindex" inkluderades som förklarande variabel i våra statistiska modeller jämte älgtätheten.

Kalv per hondjur och andel handjur bland vuxna älgar

Under 1900-talet infördes övervakningssystemet Älgobs i Sverige, som en vidareutveckling av det befintliga norska systemet "Sett elg". Sedan dess har endast mindre förtydliganden gjorts i inventeringsmanualen, och jämförbara data finns för hela landet från år 2000. Älgobsen samlas in på jaktlagsnivå under de första sju jaktdagarna för laget, om de infaller under de första 30 dagarna efter att älgjakten inletts. Jägarna noterar hur många

kalvar, vuxna hondjur respektive vuxna handjur de sett, liksom om hondjuren åtföljdes av kalvar. Samtidigt noteras även antalet observationstimmar som ett mått på inventeringsinsatsens omfattning. Utifrån inrapporterade data beräknas antalet älgar som observerats per timme, antalet kalvar som setts per hondjur och andelen tjurar bland vuxna älgar (Kindberg & Ericsson 2019).

Inrapporteringen är frivillig, men det är vanligt att större markägare kräver att jaktlag som jagar på upplåten mark lämnar in Älgobs. SJF är datavärdar, men det går även att rapportera Älgobs i skogsbolagens system Jaktrapport. De sammanlagda resultaten redovisas i SJF:s system Viltdata, men speglas i Länsstyrelsernas system Älgdata genom avstämningar mot Viltdata varje dygn.

Vi erhöll Excelfiler med observationsdata på ÄFO-nivån från SJF för jaktåren 2012/13–2023/24 och beräknade treårsmedelvärden för perioderna 2012/13–2014/15 och 2020/21–2023/24, samt förändringen mellan perioderna. Vi inkluderade bara ÄFO:n där antalet observationstimmar översteg 5000 (Kindberg & Ericsson 2019).

Kalvvikter

Inrapportering av kalvvikter är frivillig, men markägare kan kräva att sådan inrapportering sker. Vikter rapporteras in genom plattformarna Viltdata.se eller Jaktrapport.se, och inrapporterade data samlas i Älgdata.se. Vi har extraherat alla data från Älgdata.se för perioden 2012/13–2024/25, och utnyttjat dem i våra analyser av målen för kalvvikt och kalv per hondjur.

Vikten för slaktkropp definieras som vikt utan inälvor, skinn, huvud och nedre delen av benen (skånk/skank) (Danell m.fl. 2019). Det är möjligt att rapportera in bedömda vikter, men endast de vikter som uppges vara vägda presenteras i den offentliga resultatrapporteringen. Älgkalvarna ökar fortfarande i vikt under september, vilket innebär att jämförelser mellan uppgivna slaktkvikterna i län med septemberjakt och län där jakten börjar i oktober inte blir korrekta (ex. Holmes m.fl. 2021). Vi har därför korrigerat vikterna inom varje län, baserat på sambanden mellan datum och vikt. Tjurkalvar är tyngre än kvigkalvar, och vi har därför beräknat viktade medelvärden för kalvvikter inom varje ÄFO baserat på de inrapporterade vikterna och könskvoten för de skjutna

kalvarna. Enligt Danell m.fl. (2019) bör analyser av kalvvikter baseras på minst 50 vägda kalvar, men vi har inkluderat alla ÄFO:n där minst 20 tjurkalvar och 20 kvigkalvar rapporterats inom ett år. Kalvvikterna påverkas bland annat av vädret (Holmes m.fl. 2019), och vi använder treårsmedelvärden i våra analyser för att finna generella samband.

Vi har valt att analysera samband mellan förklaringsvariabler och kalvvikter för hela tidsperioden sedan den nya älgförvaltningen inleddes 2012/13.

Skador på ungskog, sammansättningen av unga bestånd och andelen ungskog.

Viltskador på skog inventeras systematiskt genom SKS försorg i bestånd i höj dintervall 1–4 meter (Skogsstyrelsen u.å.). Inom varje ÄFO (i några fall delområden av ÄFO) väljs 45 kvadratkilometerutredningar med skog slumpmässigt (Skogsstyrelsen 2024a), och inom rutorna inventeras upp till fem ungskogar i rätt höj dintervall. Detta sker i provvytor med en radie av 3,5 meter utlagda med 80 meters förband (Skogsstyrelsen 2024b). Inom provvytorna kvantifieras antalet stammar av olika träslag som är högre än halva höjden av de två högsta produktionsstammarna. På detta sätt läggs fokus på de stammar som har goda förutsättningar att bli trädbildande i det framtida beståndet. Skador på stamaxeln i form av skada på toppskott, skada på stammens bark och stambrott registreras för tall och gran om skadan uppstått högre upp på stamaxeln än 30 centimeter från marken, tillsammans med information om skadan bedöms ha orsakats av klövvilt eller inte. Vidare mäts höjden för den högsta individen av rönn, asp, sälg eller ek (RASE), och antalet stammar av RASE högre än medelhöjden av de två högsta produktionsstammarna mäts. Om höjden för någon RASE-individ överstiger medelhöjden för de två högsta produktionsstammarna definieras detta som att RASE har positiv konkurrensstatus inom ytan.

I Norrland genomförs ÄBIN-inventeringar årligen, medan ambitionen är att inventera vartannat år i Götaland och Svealand. Där inventerades hälften av ÄFO:na från och med 2015 och hälften från och med 2016. I en del fall har dock inventeringar inte genomförts, exempelvis om tillräckliga ekonomiska medel saknats på länsnivå. Mellanårsvariationen i ÄBIN-resultaten är stor (Wi-

demo m.fl. 2022), och SKS rekommenderar att medelvärden av tre inventeringar används för att minska den slumpmässiga variationen i resultaten. I Norrland kan treårsmedelvärden beräknas, men i Götaland och Svealand är det nödvändigt att använda trepunktsmedelvärden eftersom ÄFO:na inventeras vartannat år med en tidsmässig förskjutning. Dessutom saknas data från enstaka år utöver detta. Därmed finns det skillnader i vilka år som inkluderas i analyserna mellan de olika ÄFO:na.

Vi erhöLL ÄBIN-data på ÄFO-nivå från Skogsstyrelsen för åren 2015–2024 och har beräknat egna trepunktsmedelvärden för de senaste tre inventeringstillfällena. Vi har valt att använda medelvärdet av proportionerna från de tre mättillfällena för variabler som anges som andelar, som exempelvis andelen tallstammar med årsskada. På så vis bidrar varje enskilt år lika mycket till trepunktsmedelvärdet. SKS beräknar istället trepunktsmedelvärden för variabler som uttrycks som andelar genom att lägga samman data för alla tre åren och sedan beräkna proportionen. Det innebär att årens bidrag till medelvärdet blir olika, och det relativa bidraget bestäms av antalet stammar som inventerats enskilda år. På så vis kommer år då talldominerade bestånd inventerats bidra mer till trepunktsmedelvärdet för andel årsskadade tallar än år då grandominerade bestånd utgör en större andel av de inventerade ungskogarna. Eftersom beståndssammansättningen i de ungskogar som inventerats varierar relativt kraftigt mellan åren (Widemo m.fl. 2022) kan detta påverka utfallet.

Temperatur, nederbörd och snödjup

Vi beställde data på medeltemperatur, nederbörd och snödjup från Sveriges alla väderstationer från Statens Meteorologiska och Hydrologiska Institut SMHI. Väderstationerna fördes till respektive ÄFO utifrån de geografiska koordinaterna, och vi beräknade medelvärden för väderstationer inom respektive ÄFO. De olika vädervariablerna var starkt korrelerade till varandra, och kunde inte inkluderas i samma modeller. Vi valde att inkludera andelen dagar med snötäcke över 30 cm i modellerna för granskador, RASE och tallskador, på motsvarande sätt som Pfeffer m.fl. 2021a).

Höjdtillväxt och rekrytering av RASE

Vi har utnyttjat data från två hägnstudier för att jämföra tillväxten för RASE med tall respektive

gran. I den ena studien upprättades ett hägn och en kontrollyta i trettio bestånd från Östergötland i söder till Västerbotten i norr, i samarbete med skogsbolaget Holmen. Samtliga bestånd var planterade med tall på medelgoda boniteter. Ytorna var 7 x 7 meter, och de fem högsta stammarna av olika trädslag mättes årligen under perioden 2012–2022. I den andra hägnstudien anlades hägn av storleken 14 x 14 meter i tio bestånd i Södermanland 2015. Gran är det dominerande produktionsträdslaget i åtta av tio bestånd, som följts årligen fram till idag. Sedan 2022 har vi tillämpat samma princip att mäta höjden för de fem högsta stammarna även i Södermanland. Därmed har vi möjligheten att jämföra höjdtillväxten, och skillnader i höjd, mellan RASE och produktionsstammarna.

Genom att utnyttja data från Riksskogstaxeringen så har vi även kunna analysera hur tätheten av RASE förändrats över tid i Sverige. Vi har valt att dela upp stammarna i individer under 10 cm diameter i brösthöjd, respektive över 10 cm. På så vis är det möjligt att dra slutsatser om trädbildning, vilket är en förutsättning för mycket av den biologiska mångfald som bärs av RASE.

Attityder till älgstammen och älgförvaltningen

Jägarkårens attityder till målen för älgförvaltningen och till älgstammens storlek undersöktes genom att en enkätundersökning skickades till 300 slumpvis utvalda jaktkortslösare per län baserat på bostadsadress, totalt 6300 potentiella respondenter. Undersökningen genomfördes i augusti–september 2024. Attityderna hos enskilda skogsägare undersöktes på motsvarande vis, genom att en undersökning skickades till 300 personer som ägde minst 10 hektar skog per län baserat på fastighetens belägenhet. Gotlands län uteslöts eftersom älg saknas på Gotland, vilket gav 6000 potentiella respondenter bland enskilda skogsägare. Jaktkortslösare som uppgav att deras huvudsakliga jaktmark var belägen på Gotland exkluderades också från urvalet. Kontaktuppgifter för jaktkortslösare erhöles från Naturvårdsverket och kontaktuppgifter för skogsägare erhöles från Lantmäteriet. Utformningen av frågorna och analyserna genomfördes av SLU, medan företaget Institutet för kvalitetsindikatorer svarade för genomförandet av datainsamlingen på uppdrag av SLU. Respondenter kunde välja att besvara

undersökningarna digitalt via nätet, eller genom att fylla i ett pappersformulär. Majoriteten av dem som svarade utnyttjade möjligheten att svara digitalt i bägge grupperna. Svarsfrekvensen för jaktkortslösare och för enskilda skogsägare var 50,3 %, respektive 46,3 %.



SCIENCE AND
EDUCATION **FOR**
SUSTAINABLE
LIFE