

Samförvaltning av älg och skog – analyser av den nya älgförvaltningen under perioden 2012–2021

Co-management of the Swedish moose population and Swedish forests – analyses at the level of moose management areas during 2012–2021

Fredrik Widemo, Kjell Leonardsson,
Göran Ericsson

RAPPORT 7044 | APRIL 2022



Samförvaltning av älg och skog – analyser av den nya älgförvaltningen under perioden 2012–2021

*Co-management of the Swedish moose population
and Swedish forests – analyses at the level of moose
management areas during 2012–2021*

av Fredrik Widemo, Kjell Leonardsson och Göran Ericsson

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7044-1

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2022

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2022

Omslagsfoto: Fredrik Widemo



Förord

Älgen orsakar skador på skog. Ett syfte med älgförvaltningen är att bidra till att minska dessa skador. Ett antal faktorer påverkar skadebilden, bland annat älgstammens storlek och sammansättning samt den tillgängliga fodermängden, främst avseende mängden tall. För att kunna utvärdera målen och hur väl älgförvaltningen har fungerat behövs kunskap om hur älgpopulationen storlek och förändring i förhållande till de populationsmål som satts samt i vilken grad denna förändring bidragit till att nå de skogliga målen.

SLU har tidigare fått i uppdrag av Naturvårdsverket att ta fram en modell för att skatta älgstammens täthet med högre säkerhet än tidigare. I denna rapport jämförs den nya modellen med de metoder som använts tidigare, hur väl älgförvaltningsområden uppfyller sina populationsmål, samt sambanden mellan älgstammens täthet och skador på skog mätta med älgbetesinventeringen ÄBIN. Rapporten har tagits fram efter ett uppdrag från Naturvårdsverket till Sveriges lantbruksuniversitet, SLU och ska utgöra ett kunskapsunderlag till arbetet med den nationella förvaltningsplanen för älg och kronhjort.

Rapporten är skriven av Fredrik Widemo, Kjell Leonardsson och Göran Ericsson. Samtliga är anställda vid SLU, Institutionen för vilt, fisk och miljö. Författarna ansvarar själva för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer i rapporten. Urban Johansson och Anders Broby har fungerat som redaktörer på Naturvårdsverket under processen. Arbetet har finansierats via Naturvårdsverkets anslag för åtgärder för värdefull natur.

Stockholm 7 april 2022

Claes Svedlindh
Avdelningschef Naturavdelningen

Innehåll

Förkortningar	7
1. Inledning	8
2. Material och metoder	10
2.1 Jaktår och avskjutningsstatistik	10
2.2 Mål, åtgärder och älgtätheter i ÄFO-planer	10
2.3 Älgobs	10
2.4 Beräkning av populationstäthet	11
2.5 Älgbetesinventeringen ÄBIN	11
2.6 Data	12
2.7 Analyser	13
3. Resultat och diskussion	15
3.1 Variation mellan år i skogsskador och älgtäthet	15
3.2 Täthet och täthetsmål	16
3.3 Avskjutningsmål, nyttjandegrad och täthet	19
3.4 Avskjutning, älgtäthet och skogsskador	25
3.5 Talltäthet och mängden skador på tall	29
3.6 Den relativa betydelsen av älgtäthet och av mängden tall för mängden skador på tall	31
3.7 Uppföljning av mål och åtgärder	34
3.8 Hur SMARTa är målen?	34
3.8.1 Specifika	34
3.8.2 Mätbara	35
3.8.3 Accepterade	35
3.8.4 Realistiska	36
3.8.5 Tidsatta	36
4. Slutsatser	37
Referenser	39
Tack	41
Bilaga 1 Kompletterande tabeller och figurer	42
Bilaga 2 Länsvisa jämförelser	46
Bilaga 3 Ekologisk modell	47

Sammanfattning

Här undersöker vi hur älgpopulationens storlek förändrats sedan den nya älgförvaltningen infördes jaktåret 2012/13, samt hur populationsmålen, avskjutningsmålen och avskjutningen förhållit sig till varandra. Vidare undersöker vi hur antalet tallar per hektar och andelen tallar som skadats av vilt förändrats sedan den enhetliga älgbetesinventeringen infördes jaktåret 2014/15, samt sambanden mellan älgtäthet, talltäthet och andel skadade tallar. Vi använde data från Skogsstyrelsens Älgbetesinventering ÄBIN och en ny skattningsmetod för älgtäthet som bygger på avskjutningsdata och de älgobservationer som jägarna samlar in under älgjakten.

Den svenska älgpopulationen minskade från c:a 287 000 till c:a 260 000 älgar efter jakt under 2014/15–2020/21. Populationsmålen på älgförvaltningsområdesnivå nåddes med 3–6 års eftersläpning. Sambanden mellan nyttjandegraden av avskjutningsmålen och måluppfyllnad av täthetsmålen var svaga. Jämförelser mellan populationstätheter skattade med den nya metoden och bedömda populationstätheter från älgförvaltningsplanerna visar att älgförvaltningen tenderat att överskatta populationen vid låga tätheter och underskatta populationen vid höga tätheter. Den nya beräkningsmodellen medger enhetliga underlag och en större precision och noggrannhet i planarbetet inom älgförvaltningen.

Talltätheten i inventerade bestånd ökade i södra Sverige under perioden och där minskade även skadorna. Jämförelser av den relativa betydelsen av älgtäthet och talltäthet för andelen skadade tallar visade att talltätheten genomgående hade större betydelse för skadebilden än älgtätheten på lokal, regional och nationell skala.

Resultaten visar på en avsevärt större slumpmässig mellanårsvariation i antal tallar per hektar och i andelen årsskadade tallar, jämfört med variationen i älgtäthet. Den stora mellanårsvariationen i andelen skadade tallar gör att det kan ifrågasättas om det är lämpligt att fastställa förvaltningsmål för älgpopulationens storlek enbart baserat på andel skadade tallstammar enligt ÄBIN, mätt med dagens metod och inventeringsinsatser. Särskilt som sambanden mellan älgtäthet och skador är svaga.

Lämplig tidsmässig och rumslig skala för både ÄBIN och för inventeringsmetoder för älgtäthet bör utvärderas parallellt och anpassas inom samförvaltningen av älgskog. Samtidigt bör konkurrens om foder mellan olika hjortvilt och skador på skog studeras vidare i ett landskapsperspektiv och definitionen av ekosystembaserad förvaltning ses över.

Nyckelord: Älg, jakt, tall, skogsskador, viltskador, ÄBIN

Abstract

Here, we investigate how the size of the Swedish moose population has changed since the new moose management was introduced in 2012/13. We examine how population targets, quotas and actual harvest relate to each other during 2012/13–2020/21. Furthermore, we examine how pine density and levels of pine damage caused by ungulates has changed since the uniform moose browsing inventory was introduced in the hunting year 2014/15. Also, we investigate the relationships between moose density, pine density and proportion of damaged stems. We used data from the national moose browsing monitoring (ÄBIN) and a new method for estimating moose density using harvest data and hunters' observations of moose.

The Swedish moose population decreased from about 287,000 to about 260,000 moose (after hunting). The population targets of the moose management areas were reached with a lag of 3–6 years. Relationships between the utilization rate of the quotas and fulfillment of the population targets were weak. Comparisons between population estimates from the new method and densities from existing management plans showed that densities have been overestimated at low densities and underestimated at high densities. The new method allows for a uniform basis of decision and greater precision and accuracy within the moose management.

The pine density in monitored stands increased and the damage decreased in southern Sweden. Comparisons of the relative importance of moose density and pine density for levels of damage showed that pine density consistently was more important than moose density on a local, regional and national scale.

There was a large random component of variation between years in damage levels, making it difficult to assess the strength of biological relationships between moose density and pine damage. Furthermore, the variation raises concerns about the procedure of setting management goals based solely on the results from the moose browsing survey, using current methodology and sampling effort. Especially as the relationships between moose density and levels of damage were weak.

In order to strengthen the co-management of moose and production forests, methods and appropriate temporal and spatial scales for monitoring moose and damage from moose should be evaluated. In parallel, competition over forage between deer species and the resulting browsing pressure and patterns of forest damage should be studied at the landscape level. Furthermore, the definition of ecosystem-based management used in moose management should be broadened.

Keywords: Moose, pine, forest damage, browsing

Förkortningar

ANOVA	Variansanalys
SLU	Sveriges lantbruksuniversitet
SKS	Skogsstyrelsen
ÄBIN	Älgbetesinventering
ÄFG	Älgförvaltningsgrupp
ÄFO	Älgförvaltningsområde

1. Inledning

Den svenska älgpopulationen var mycket svag under 1800-talet och början av 1900-talet (Danell & Bergström 2016 a,b), men började tillväxa från 1950-talet med en topp under tidigt 1980-tal (Svenska Jägareförbundet 2021). Anledningen till populations-tillväxten var en kombination av minskad konkurrens från tamdjur i skogen, införande av trakthyggesbruk och att jägarna sparade en väsentligt större andel av de reproduktiva hondjuren i populationen (Kardell 2016, Widemo m.fl. 2019). År 1982 sköts cirka 175 000 älgar i Sverige, vilket kan jämföras med dagens avskjutning på drygt 80 000 älgar med en fortsatt minskande population (Länsstyrelsen 2021). Våra grannländer Finland (Luke 2021) och Norge (SSB 2021) uppvisar motsvarande mönster.

Efter att älgpopulationens storlek minskats genom ökad avskjutning under 1980- och 90-talen stod det klart att populationen åter växte i Götaland och Svealand under 00-talet. Därmed restes krav på att älgförvaltningssystemet skulle utredas i syfte att nå en tydligare målstyrning, vilket utmynnade i att en ny älgförvaltning infördes från jaktåret 2012/13. Målsättningen för den nya älgförvaltningen var och är en ekosystem-baserad förvaltning med en älgpopulation i balans med foderresurserna, samtidigt som förvaltningen ska utgå från en lokal och regional nivå (SOU 2009:54).

En fungerande viltförvaltning bygger på att sätta mål, samt fatta beslut om åtgärder för att nå målen. Såväl fastställande av mål som beslut om åtgärder ska bygga på kunskap om ekosystemet och förvaltningen, och förvaltningen bör vara *adaptiv*. Det uppnås genom att löpande utvärdera om åtgärder utförts och vilka effekter de givit, samt att uppdatera kunskapen om systemet med praktiska erfarenheter från förvaltningen och ny kunskap från forskningen (Carlsson m.fl. 2010). Förvaltningsmålen bör vara SMARTa, det vill säga Specifika, Mätbara, Acceperade, Realistiska och Tidsatta (Dressel m.fl. 2019).

Mål inom viltförvaltningen kan se ut på många olika sätt, men består ofta av en önskad populationsutveckling. För älgen är ambitionen att förvalta älgstammen i balans med foderresursen, med acceptabla betesskador på skogen (SOU 2009: 54). För att skapa delaktighet och för att möjliggöra en adaptiv förvaltning infördes från jaktåret 2012/13 en ny förvaltningsnivå, bestående av 149 älgförvaltningsområden (ÄFO) som var tänkta att omfatta egna älgpopulationer. För varje ÄFO tillsattes en älgförvaltningsgrupp (ÄFG) bestående av tre markägarrepresentanter och tre jägarrepresentanter, där en markägarrepresentant är ordförande och har utslagsröst (NFS 2011:7). I de fall sameby har jakträtt inom ÄFO:t erhåller representant för sameby ett av jägarmandaten. ÄFG ansvarar för att i dialog med jaktlag och älgskötselområden ta fram en älgförvaltningsplan för hela ÄFO:t, som sedan fastställs av länsstyrelsen. Här anges mål för älgpopulations storlek, samt mål för den avskjutning som man bedömt behövs under en treårsperiod för att nå populationsmålet vid periodens slut.

ÄFG sätter populationsmål för älgstammen genom förvaltningsplanerna, som även uttrycker mål för den högsta acceptabla nivån för viltskador på ungskog. Förvaltningen utvärderas främst genom att stämma av i vilken utsträckning avskjutningsmålen uppnåtts, vilket ofta benämns ”nyttjandegrad”, samt om målen för skogsskador uppnåtts. För att fastställa avskjutningsmål som faktiskt leder mot populationsmålen, och för att följa upp täthetsmålen, är det dock även nödvändigt att känna till populationstätheten.

Ofta används antalet skjutna djur som ett indirekt mått på viltpopulationers storlek, vilket bygger på antagandet att jägarna anpassar sin avskjutning efter tillgången på vilt. Det svarar dock inte på frågan hur många individer som finns. Det finns en mängd kompletterande inventeringsmetoder utöver avskjutningsstatistik för att följa olika aspekter över älgstammens kvantitet och kvalitet (SLU 2021a). En av de viktigare är den formaliserade *Älgobsen* (se nedan; Ericsson & Kindberg 2019), där jägare samlar in observationer vid älgjakten. Inte heller denna metod ger svar på hur stor älgtätheten är, men den ger ett index för populationsutvecklingen. Nyligen har en ny metod tagits fram som skattar populationstätheten av älg genom att kombinera data från inrapporterad avskjutning med data från *Älgobsen* (se nedan; Leonardsson m.fl. 2020). Metoden kommer att bli ett viktigt verktyg i arbetet med att ta fram älgförvaltningsplaner framgent genom att ÄFG kommer ha tillgång till populationstätheter skattade med enhetliga metoder.

Svenskt skogsbruk är huvudsakligen inriktat på tall och gran som produktions-trädslag. Skador på tall är betydligt vanligare än skador på gran, och det är huvudsakligen älg som betar på tall. Därmed har den svenska debatten om viltskador på skog i princip helt fokuserat på älgens effekter på tall, även om skador av kronvilt på gran ökat på senare år.

Metoder för att skatta betetrycket och mängden skador på tall började tas fram under 1990-talet inom forskningsprojekt som *Balanserad älgstam* och har sedan vidareutvecklats parallellt av Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) i forsknings-syfte och av Skogsstyrelsen (SKS) i förvaltnings-syfte. Sedan 2015 låter SKS utföra *ÄlgBetesINventeringar* (ÄBIN) med samma metodik över hela Sverige, och skadenivåerna på tall är en viktig del i beslutsunderlaget för att avgöra om det råder balans mellan älgpopulationens täthet och fodertillgången. Andelen tallstammar med färsk betesskador enligt ÄBIN har därmed ofta varit styrande i arbetet med att ta fram målnivåer för älgstammen i älgförvaltningsplanerna.

Det är av avgörande betydelse att förstå de ekologiska sambanden mellan klöv-viltsamhällenas sammansättning och fodertillgången, respektive förekomsten av skogsskador, för att nå målen om acceptabla skadenivåer i samförvaltningen av älg och skog. Förekommande studier från Sverige (t.ex. Andrén & Angelstam 1993), Norge (Díaz-Yáñez m.fl. 2017) och Finland (Nevalainen m.fl. 2016) visar att andelen skadade tallstammar minskar med ökande förekomst av tall i landskapet. Studier som även undersökt betydelsen av viltstammarnas täthet visar att betydelsen av älgpopulationens täthet ofta är mindre än betydelsen av tillgången på tall (Månsson m.fl. 2007, Bergqvist m.fl. 2014, Pfeffer m.fl. 2021), samt att tätheten av andra hjortvilt dessutom kan ha större betydelse än älgtätheten eftersom det påverkar konkurrensen och därmed vilka foderväxter som betas av älgen (Pfeffer m.fl. 2021).

Här undersöker vi:

- hur väl älgförvaltningens bedömningar av älgstammens täthet överensstämmer med skattad älgtäthet framtagen med den nya beräkningsmetoden
- hur väl bedömda respektive skattade älgtätheter överensstämmer med populationsmålen
- hur väl den planerade avskjutningen leder mot populationsmålen
- sambanden mellan nyttjandegraden av avskjutningsmålen och betesskador på tall
- sambanden mellan älgtätheten och betesskador
- sambanden mellan avvikelsen från populationsmålen och betesskador
- sambanden mellan mängden tallfoder och betesskador.

2. Material och metoder

Vi utnyttjar förvaltningsdata som tagits fram för att sätta mål inom samförvaltningen av älg och skog för att utvärdera möjligheten att påverka skadenivåerna genom att reglera älgtätheten samt tillgången till tallfoder.

2.1 Jaktår och avskjutningsstatistik

Inom vilthförvaltningen används normalt jaktår, som löper 1/7–30/6, istället för kalenderår. I rapporten skrivs jaktår på formatet År1/år2, så att exempelvis jaktåret från 200701 till 210630 skrivs som 2020/21.

Svenska Jägareförbundet har haft statens uppdrag att samla in avskjutningsstatistik sedan 1939, men för älgen har ansvaret på senare år flyttats över till länsstyrelserna. Det är obligatoriskt att anmäla kön, ålder (kalv/vuxen) samt datum när en älg fällts, och sedan införandet av den nya älgförvaltningen jaktåret 2012/13 ska det ske inom två veckor från att en älg fällts. Det finns flera olika system för inrapportering, men plattformen Älgdata (algdata.se) som ägs av länsstyrelserna är datavärd och andra system levererar sina data dit. Det finns även möjligheter att rapportera biologiska data som ålder och slaktvikt, men det är frivilligt.

2.2 Mål, åtgärder och älgtätheter i ÄFO-planer

Inom ett tidigare projekt har vi redan sammanställt populationsmål, avskjutningsmål och bedömda populationstätheter för samtliga ÄFO:n för jaktåren 2012/13 till 2018/19. I augusti 2021 begärde vi ut samtliga älgförvaltningsplaner från jaktåret 2019/20 till och med nu gällande planer från länsstyrelserna. Vi extraherade motsvarande data från de senare planerna, och kombinerade dem med tidigare data. I de fall planer reviderats använde vi data från de senaste planerna. På motsvarande sätt använde vi de senaste bedömda populationstätheterna i de fall planer reviderats.

I Södermanland har nio ÄFO:n slagits samman till två från och med jaktåret 2020/21; värden för tidigare år beräknades genom att ta fram viktade medelvärden baserat på relativ areal för de ursprungliga ÄFO:na (Äfo 1–5=ÄFO N1; ÄFO 6–9=ÄFO N2) vid beräkning av medelvärden.

2.3 Älgobs

Från 1985 och framåt utvecklades Älgobs som ett system där jägare registrerar observationer av älgar under älgjakten (Ericsson & Kindberg 2019). Observationer samlas endast in för den första månaden från den dag då älgjakten inleds för året, och endast för ett jaktlags första sju jakt dagar om jaktlaget jagar fler än sju dagar den månaden. Jaktlagen uppger jakt datum och antal älgar som observerats, samt ålder (kalv/vuxen) och kön för vuxna djur (kviga/ko respektive tjur). Varje enskild observation av en älg räknas, utom om två eller flera jägare ser samma älg samtidigt som jägarna ser

varandra. Från 1997 har observationsansträngningen i form av antalet observations-timmar per jakt dag noterats. Svenska Jägareförbundet och deras system Viltdata är datavärd för all Älgobs, men de levererar dagligen uppdaterade resultat till länsstyrelsens system Älgdata. Vi använde Älgobsdata från Svenska Jägareförbundet för att beräkna älgtätheter.

2.4 Beräkning av populationstäthet

Beräkningen av älgstäthet för enskilda områden, här ÄFO, grundar sig på den metod som utvecklats av SLU inom ett projekt som finansierats av Länsstyrelsen i Västerbottens län och Naturvårdsverket (Leonardsson, m. fl. 2020). Beräkningsmodellen utgår från grundläggande biologiska processer som födslar och ”dödslar”, där jakten står för den dominerande delen av dödligheten. Data från Älgobsen (var och en av kategorierna kor/kvigor, tjurar och kalvar) och antal fällda av respektive kategori utgör underlag i beräkningarna. Grunden i modellen utgörs av en populationsmodell som för kor/kvigor förenklat kan beskrivas som att antal kor/kvigor nästa år är en följd av hur många kor/kvigor det finns innevarande år plus antal kvigkalvar som föds i år minus antal fällda och trafikdödade kor/kvigor och kvigkalvar minus antal som bortfaller/tillkommer utöver jakt och födslar. Reproduktionen som inkluderas i modellen omfattar endast de kalvar som överlevt till jaktstarten (antal kalvar per ko från Älgobs), vilket innebär att eventuell predation från varg och björn som förekommer under sommaren inte påverkar beräkningarna och osäkerheten i resultaten.

Motsvarande beräkningar görs också för tjurar, medan antalet kalvar erhålls genom att multiplicera antal kor/kvigor med antal observerade kalvar per ko/kviga. Beräkningarna ger också mått på osäkerheten i skattningarna.

Vid beräkningar för områden som har eller haft vargrevir redovisas resultaten för kategorin övrig dödlighet tillsammans med förväntad predation av varg utifrån de schablonberäkningar som tillämpas inom älgförvaltningen baserat på hur antalet vargrevir varierar över tid. Björnpredationen på älg består i huvudsak av predation på kalvar under försommaren, och den är redan hanterad eftersom älgobsen utförs på hösten. Ingen ytterligare korrigering behövs därför.

Generellt uppvisar resultaten från den nationella beräkningsmetoden god överensstämmelse med data från flyginventeringar och spillningsinventeringar. För de flesta älgförvaltningsområdena är också överensstämmelsen relativt god vid jämförelse med älgförvaltningens egna bedömningar.

I rapporten används begreppet ”skattad täthet” genomgående för tätheter som beräknats med den nya metoden, medan ”bedömd täthet” används för tätheter som hämtats från de fastställda ÄFO-planerna.

2.5 Älgbetesinventeringen ÄBIN

Inom ÄBIN-inventeringen bestäms andelen viltskadade stammar på ÄFO-nivå med samma metod över hela Sverige sedan 2015. I södra och mellersta Sverige inventeras ÄFO:n vartannat år, medan inventeringar sker årligen i Norrland. Bestånd i höjd-intervallet 1–4 meter inventeras (SKS 2018), och viltskador över 30 cm noteras på tall och gran. Enbart stammar som är högre än halva medelhöjden för de två högsta stammarna av det beståndsbildande trädslaget tas med, eftersom lägre stammar

har liten sannolikhet att utgöra produktionsstammar i det framtida beståndet. Till viltskador räknas toppskottsbyte, barkskada på stam och stambrott orsakat av klövvilt. Andelen stammar som skadats av vilt under det senaste året benämns andel stammar med årsskada, och skogsbruket har satt 5 % skador som den högsta skadenivån de kan acceptera för tall. På marker med svaga boniteter är den acceptabla skadenivån istället satt till maximalt 2 % för tall. Gran är betydligt mindre begärlig för klövviltet och här är den maximala skadenivån satt till 1 %, oavsett bonitet. Högre andel skador på gran ses i första hand som en indikation på kraftig obalans mellan vilt och foder; skillnaden i maximala måltal för tall respektive gran speglar sannolikt inte attitydskillnader till skador på de båda trädslagen. Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen (2018) uttryckte gemensamt i regeringsuppdraget *Uppföljning av mål inom älgförvaltningen Redovisning av regeringsuppdrag* att skogsbrukets målnivå är en lämplig uttolkning för när en älgpopulation är i balans med foderresurserna. Myndigheterna slår fast att skadenivån ska mätas med ÄBIN, och kan baseras på ett medelvärde omfattande de tre senaste mätningarna.

2.6 Data

Rapporteringen av avskjutningsmål på ÄFO-nivån är inte komplett förrän under planperioden 2018/19–2020/21, medan avskjutningsmålen på älgjaksområdesnivå (ÄJO) finns redovisad sedan den nya älgförvaltningen infördes 2012/13 (Älgdata 2022). Överensstämmelsen mellan nyttjandegraden på ÄFO och ÄJO-nivån under den senaste planperioden var relativt god¹ men de sammanlagda avskjutningsmålen på ÄJO-nivån inom ÄFO:n är c:a 5 % högre än målen för ÄFO:n (Älgdata 2022). I analyserna i rapporten används genomgående avskjutningsmålen för ÄFO-nivån, utom i jämförelsen av avskjutningsmål mellan planperioderna. I och med att det i många fall saknas redovisade avskjutningsmål på ÄFO-nivån under 2012/13–2017/18 är det inte heller möjligt att beräkna nyttjandegraden i förhållande till ÄFO-planerna, medan nyttjandegraden av målen på ÄJO-nivån däremot redovisas i Älgdata (algdata.se). På motsvarande sätt som för avskjutningsmålen bygger alla analyser i rapporten på nyttjandegrad enligt ÄFO-planerna, utom i jämförelsen av hur nyttjandegraden förändrats sedan den nya älgförvaltningen infördes.

Idag finns en tumregel om att det krävs minst 5 000 timmars observationer enligt Älgobs för att få ett tillförlitligt index för antal älgar i ett område (Ericsson & Kindberg 2019, SLU 2021b). Känslighetsanalyser visar att det finns ett asymptotiskt samband mellan antalet observationstimmar i Älgobs och konfidensintervallet för skattningarna med den nya metoden. Dagens tumregel om minst 5 000 observationstimmar ger ett genomsnittligt konfidensintervall på c:a $15 \pm 7,5\%$ för skattningarna, medan 10 000 timmar ger ett konfidensintervall på c:a $10 \pm 5\%$ (Leonardsson, opublicerade data). Åtta ÄFO:n med färre än 5 000 observationstimmar uteslöts ur analyserna av älgtätheter. Sedan 2012/13 har flera ÄFO:n slagits samman; analyserna utgår från indelningen under jaktåren 2018/19–2020/21, men för de analyser som bygger på upprepade mätningar (med repeated measures ANOVA) ingår endast ÄFO:n som funnits under alla tre treårsperioderna (2012/13–2014/15, 2015/16–2017/18, 2018/19–2020/21).

¹ $r^2 = 0,83$; $n = 138$; $p < 0,000001$

För att beräkna den nationella älgpopulationens storlek multiplicerades den skattade älgtätheten per 1 000 hektar med arealen registrerad älgmark för varje ÄFO och år. För områden där älgtätheten inte kunnat skattas med den nya beräkningsmetoden beräknades älgtätheten genom att använda sambandet (linjär regression) mellan beräknad älgtäthet och bedömd älgtäthet.

Eftersom ÄBIN-inventeringar inte utförs årligen i hela Sverige skiljer antalet år mellan första och sista mätningen mellan ÄFO:n, och det är inte genomgående samma år som jämförs. Alla ÄFO:n utom fem (96 %) hade dock antingen inventerats 2015 eller 2016 och alla utom åtta (94 %) hade antingen inventerats 2020 eller 2021. I analyserna av förändringar i årsskada används det första året med data inom intervallet som startår och det sista året med data som slutår. I genomsnitt var det 5,1 (intervall 1–6) år mellan första och sista ÄBIN-mätningen inom perioden 2014/15–2020/21. Genomsnittlig årsskada har beräknats genom att ta medelvärdet av de tre senaste mätningarna, alternativt av de två existerande mätningarna (fyra ÄFO:n). För ett ÄFO fanns endast en ÄBIN-inventering; ÄFO:t inkluderades i analyserna av samband mellan älgtäthet och genomsnittlig årsskada, men kunde inte användas i analyser av förändring i skadenivåer. Äbininventeringarna utförs under våren, och visar på skadorna under det senaste året. Inventeringen som utfördes våren 2021 visar följaktligen exempelvis på de skador som uppkommit i närvaro av den älgpopulation som fanns under jaktåret 2020/21.

Jämförelser av älgtätheter gjordes för alla år med skattningar baserade på minst 5 000 timmar älgobservationer, medan antal tallar per hektar respektive andelen årsskadade tallar jämfördes för alla år med ÄBIN-inventeringar. Vid jämförelser av älgtäthet och andel årsskadade tallar användes älgtätheter för de år då ÄBIN-inventeringarna utfördes, vilket i en del fall inte är samma år som vid jämförelsen av älgtätheter.

Skattningarna av älgtäthet är beräknade som population efter jakt. I analyserna av avskjutningens storlek respektive nyttjandegraden i förhållande till älgtätheten har dock avskjutningen uttryckts som andel av stammen *innan* jakt, genom att addera den faktiska avskjutningen till skattningen efter jakt inom varje jaktår.

2.7 Analyser

Analyserna har med ett undantag genomförts med ÄFO som enhet, för att resultaten ska ge en genomsnittlig bild av förhållanden i Sveriges ÄFO:n. Alla analyser är utförda per 1 000 hektar registrerad älgareal och är därmed jämförbara. Eftersom stora ÄFO:n är vanligare i Norrland där älgtätheterna är låga går det dock inte att uttala sig om nationella medelvärden för exempelvis älgtäthet utifrån den genomsnittliga tätheten för alla ÄFO:n, utan att vikta för ÄFO-storlek. I analysen av nationella medelvärden (Bilaga 2; Tabell B2-1) har värdena viktats, men övriga analyser är oviktade. Därmed påverkar varje ÄFO, och besluten fattade inom varje ÄFG, resultaten lika mycket, oavsett storlek på ÄFO:t.

ÄFO:n har i flera fall slagits ihop sedan den nya älgförvaltningen infördes, och det har ibland funnits andra skäl att revidera planerna. Därmed är det relativt många ÄFO:n där planerna inte löper i jämna treårscykler; för varje ÄFO har genomsnittliga värden beräknats för perioderna 2012/13–2014/15, 2015/16–2017/18 och 2018/19–2020/21. Treårsmedelvärden används genomgående i analyserna om inget annat uppges, med undantag för de genomsnittliga tätheterna för den första treårsperioden där

data saknas för 2012/13. Om inget annat uppges görs jämförelser som enbart bygger på data för älgar inom perioden 2018/19–2020/21. Jämförelser som bygger på skogliga data görs under perioden 2014/15–2020/21, beroende på när ÄBIN-data finns tillgängliga inom varje ÄFO.

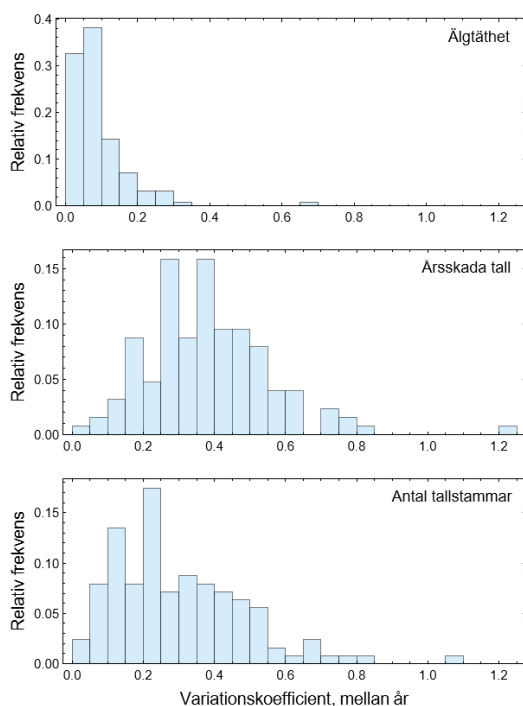
Skattningarna av älgtäthet var genomgående log-normalfördelade, men antal tallstammar kvadratrottransformerades och andel årsskadad tall arcsintransformerades före bivariata analyser. Levenes test användes för att säkerställa homogenitet av varianser mellan jämförda grupper vid variansanalyser (ANOVA), medan Cook's distance användes för att identifiera potentiella extremvärden i regressionsanalyser. Den relativa betydelsen av faktorer för andelen årsskadade tallar utfördes som beta-regression med andel årsskadade tallar som responsvariabel och standardiserade förklaringsvariabler för att möjliggöra jämförelser av estimaten.

Skattningarna av älgtätheter utfördes i Mathematica 12.3 (Wolfram Research, Inc. 2021). Analyserna av skattade älgtätheter i rapporten baseras på resultat från den senaste modellversion som fanns tillgänglig i samband med uppdraget (november 2021). Förändringen över tid och samband mellan variabler analyserades med parametriska tester i Statistica 14.0 (TIBCO 2020). Signifikansnivån $\alpha = 0,05$ användes som kriterium för att avgöra om en skillnad eller ett samband var signifikant eller inte. För $0,1 > p > 0,05$ används begreppet ickesignifikant trend.

3. Resultat och diskussion

3.1 Variation mellan år i skogsskador och älgtäthet

Mellanårsvariationen i andelen årsskadade tallar enligt ÄBIN mätt som variationskoefficient (CV= standardavvikelse/medelvärde) var $0,39 \pm 0,03^2$ på ÄFO-nivån (Figur 1; Bilaga 1, Figur B1-1). Motsvarande variation i älgtäthet var i genomsnitt $CV = 0,09 \pm 0,01^3$, och därmed betydligt lägre; medelvärdet för kvoten $CV_{\text{årsskada tall}} / CV_{\text{älgtäthet}}$ var $6,6 \pm 1,0^4$ gånger större än mellanårsvariationen i skattad älgtäthet. Även mellanårsvariationen i antal tallstammar per hektar var hög, $CV = 0,30 \pm 0,03^5$, men borde vara låg eftersom sammansättning av ungsogsbeståndet inom varje enskilt ÄFO inte hinner ändras speciellt mycket mellan år. Storleken på variationskoefficienten för beståndens sammansättning indikerar att ungsogsbestånden som ingår i ÄBIN för ett enskilt år sannolikt inte motsvarar det genomsnittliga ungsogsbeståndet i området. På motsvarande sätt finns det en risk att skadenivåerna inte är representativa för genomsnittliga bestånd inom ÄFO:t.



Figur 1. Jämförelse av mellanårsvariationen (mätt som variationskoefficient) mellan älgtäthet, årsskada på tall och antal tallstammar under tidsperioden 2015–2021.

² Medel \pm 95 % CI; median= 0,37; N= 126

³ Median= 0,07

⁴ Medel \pm 95 % CI; median= 5,1; N= 126

⁵ Median= 0,25

En variationskoefficient på 0,09 (som för den skattade älgtätheten) gör det möjligt att i en statistisk analys påvisa en verklig förändring med 5 % per år med 81 % säkerhet inom 7 år. En variationskoefficient på 0,39 (som för andelen skadade tallar) i motsvarande situation gör det endast möjligt att påvisa förändringen med 15 % säkerhet inom samma tidsrymd. Det innebär att det med den höga variationskoefficienten för dagens ÄBIN-inventeringar krävs betydligt längre tidsserier för att visa på förändringar i andel årsskadad tall jämfört med att visa på trender i älgtäthet.

Tidigare analyser av ÄBIN-data har visat att variationen mellan år i större utsträckning förklaras av att olika bestånd mätts inom varje ÄFO, än av att skadenivåerna faktiskt skiljer mellan år inom samma bestånd (Pfeffer 2021). Lämpliga metoder för att tillämpa ÄBIN på landskapsnivå bör utredas vidare, med särskilt fokus på att säkerställa att resultaten är representativa för den geografiska skala där förvaltningsbeslut ska fattas.

Skattningarna av älgtäthet förefaller betydligt mer robusta, och korrelerar även väl till andra metoder för att skatta täthet genom flyg- och spillningsinventeringar (Leonardsson, opublicerade data). Älgobs har svagheten att observerbarheten mellan områden kan skilja sig åt, vilket gör det svårt att jämföra Älgobsvärden mellan områden. Den nya metoden vi använder för att beräkna älgtäthet lider inte av dessa svagheter, eftersom Älgobsen endast används i beräkningarna för att bestämma frekvenserna av kor, tjurar och kalvar i populationen och hur trenderna för dessa kategorier förändras över tiden.

Sammanfattningsvis uppvisade andelen skadade tallstammar och antalet tallar per hektar mätt med ÄBIN en stor mellanårsvariation, som gör det svårt att visa på förändringar och orsakssamband. Den skattade älgtätheten hade betydligt lägre mellanårsvariation.

3.2 Täthet och täthetsmål

Den svenska älgstammen uppgick i genomsnitt till c:a 287 000 individer efter jakt under jaktåret 2013/14, baserat på all registrerad areal för älgjakt och de älgtätheter som skattats med den nya metoden. ÄFO-målen för älgpopulationens täthet var lägre än de genomsnittliga älgtätheterna⁶ under planperioden 2012/13–2014/15. Efter tre planperioder med den nya älgförvaltningen hade de genomsnittliga älgtätheterna minskat⁷ med $7,6 \pm 4,0$ % i de ÄFO:n där tätheten skattats med den nya metoden, men samtidigt hade täthetsmålen minskat⁸ med $7,8 \pm 3,6$ %. Jämförelser av tätheter viktade för storleken på ÄFO:n visade att tätheten nationellt minskat med 9,7 % sedan 2014/15 (Bilaga 2, Tabell B2-1) De nationella avskjutningsmålen på älgjaktområdesnivå minskade totalt med 11,5 % under samma tidsperiod, medan den faktiska avskjutningen minskade med 11,3 % (alla ÄFO:n, även de där skattningar inte kunnat genomföras med den nya metoden). Älgtätheterna under planperioden 2018/19–2020/21 var i genomsnitt $11,7 \pm 5,9$ % högre än nuvarande mål⁹, och 70 % av gällande förvaltningsplaner har ambitionen att sänka stammen jämfört med dagens nivå. Älgstammen uppgick vid utgången av planperioden 2018/19–2020/21

⁶ ANOVA; $F_{1,255} = 4,2$; $p = 0,04$

⁷ Repeated measures ANOVA; $F_{2,265} = 17,3$; $p < 0,00001$

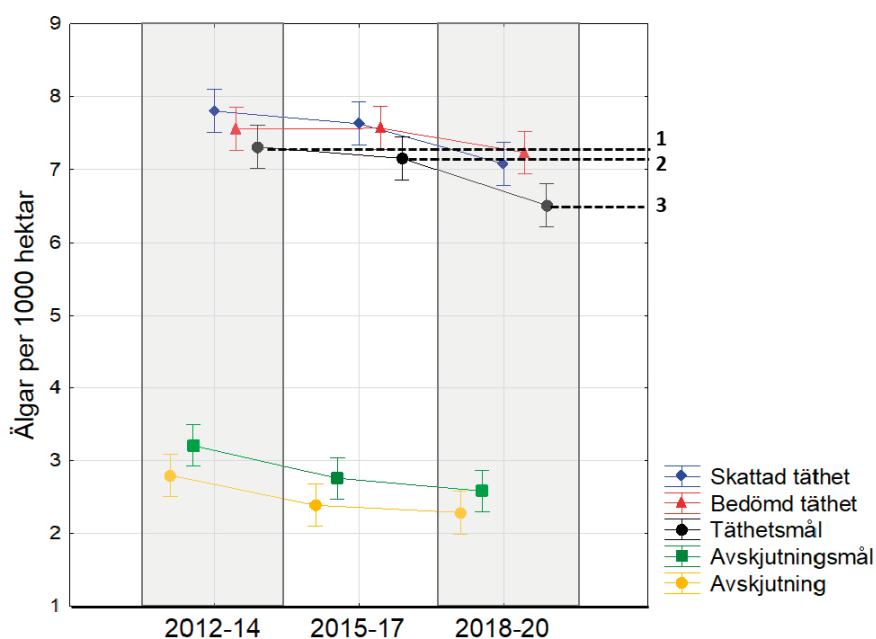
⁸ Repeated measures ANOVA; $F_{2,175} = 23,2$; $p < 0,00001$

⁹ ANOVA; $F_{1,245} = 5,9$; $p = 0,02$

till c:a 260 000 älgar efter jakt för all registrerad älgmark. Det innebär att den sammanlagda nationella avskjutningen motsvarade 24,1 % av stammen innan jakt. Tätheten efter jakt per 1 000 hektar registrerad älgmark var 7,1 älgar.

Förändringen i älgtäthet mellan första och tredje planperioden skiljde sig signifikant mellan landsdelarna¹⁰, där tätheterna sjönk i Götaland¹¹ och Norrland¹² men inte i Svealand.¹³ Förändringarna uppvisade motsvarande mönster vid jämförelser mellan andra och tredje planperioden, vilket är den tid för vilken det även finns ÄBIN-data.¹⁴ Älgtätheterna efter jakt 2020/21 skiljde sig signifikant mellan Norrland och Svealand¹⁵, men inte mellan övriga landsdelar.¹⁶ Inom samtliga landsdelar varierade tätheterna kraftigt mellan ÄFO:n och län, och tätheterna hade ökat inom vissa ÄFO:n och minskat inom andra (Bilaga 2; Tabell B2-1). Värmlands län avvek tydligt från mönstret, med en klart ökad täthet på länsnivå under perioden.

Älgtätheten har följaktligen minskat sedan den nya älgförvaltningen infördes, men samtidigt har målen för älgtätheten sänkts (Figur 2). Älgtätheten ligger därmed i genomsnitt fortfarande på en signifikant högre nivå än populationsmålet. Dagens tätheter motsvarar i genomsnitt ungefär målen för första eller andra planperioden, det vill säga målen har så långt nåtts med en tidsmässig eftersläpning i måluppfyllnaden. En tänkbar förklaring är att planerna ofta reviderats, och att täthetsmålen då sänkts vilket gör att man kommer ”ligga efter”. Under samma period har även avskjutningsmålen och avskjutningen minskat (Figur 2).



Figur 2. Förändringen i mål för älgpopulationens täthet, älgtätheten skattad med den nya metoden, den bedömda älgtätheten i ÄFO-planerna, mål för avskjutningen samt den faktiska avskjutningen för de tre planperioderna (jaktåren 2012/13–2014/15, 2015/16–2017/18).

¹⁰ Repeated measures ANOVA; $F_{2,128} = 8,28$; $p = 0,004$

¹¹ Repeated measures ANOVA; $F_{2,102} = 17,5$; $p < 0,00001$

¹² Repeated measures ANOVA; $F_{2,66} = 22,1$; $p < 0,00001$

¹³ Repeated measures ANOVA; $F_{2,90} = 0,28$; $p < 0,75$

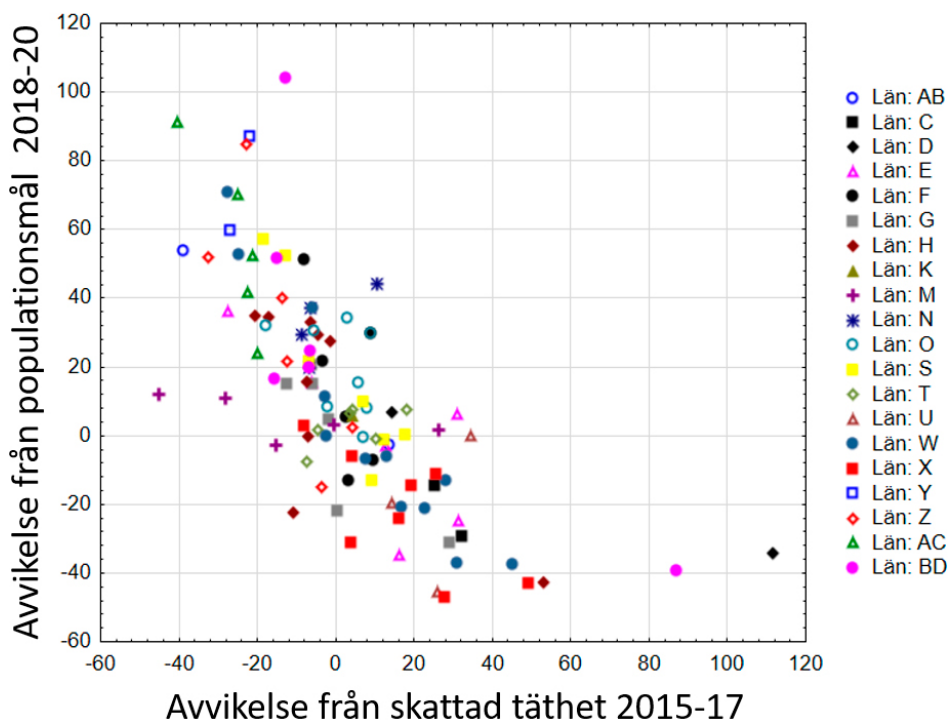
¹⁴ Repeated measures ANOVA; Götaland: $F_{1,51} = 14,1$; $p = 0,004$; Svealand: $F_{1,45} = 0,08$; $p = 0,77$ Norrland: $F_{1,32} = 29,4$; $p = 0,00001$

¹⁵ Tukey post-hoc test; $p = 0,02$

¹⁶ Tukey post-hoc tester, $p > 0,20$

Både planmålen¹⁷ och älgtätheterna¹⁸ var högre inom ÄFO:n som överlappade med vargrevir än i ÄFO:n utan vargrevir, samtidigt som avskjutningsmålen utgjorde en mindre andel av stammen innan jakt.¹⁹ Följaktligen förefaller ÄFG i genomsnitt ta höjd för förekomsten av varg i planarbetet. Avvikelsen från täthetsmålet var mindre²⁰ i ÄFO:n med etablerade vargar än i ÄFO:n utan revir.

Avvikelsen mellan bedömd täthet i ÄFO-planerna och skattad täthet under perioden 2015/16–2017/18 spände mellan –45 % och +111 % (i det senare fallet ÄFO 1 i Södermanland, som bedömt tätheten till 6,8 älgar per 1 000 hektar men hade en skattad täthet på 3,2). Det fanns ett starkt negativt samband mellan avvikelsen mellan bedömd och skattad täthet under den andra planperioden och avvikelsen mellan den skattade tätheten och täthetsmålet under den tredje perioden²¹ (Figur 3). ÄFO:n med en lägre skattad täthet än den bedömda tätheten vid slutet av period 2 tenderade följaktligen att ligga under täthetsmålet vid utgången av period 3. Ett negativt samband bör förväntas; grafen visar variationen i kvalitet på skattningar och betydelsen av en enhetlig metod för att skatta tätheter med hög riktighet.



Figur 3 Jämförelse mellan avvikelsen mellan skattad och bedömd älgtäthet enligt förvaltningsplanen under perioden 2015/16–2017/18 samt avvikelsen från populationsmålet under perioden 2018/19–2020/21. Jämförelserna har uttryckts som andel av täthet skattad med den nya beräkningsmetoden. Varje punkt är ett älgförvaltningsområde, som redovisas uppdelat på län.

¹⁷ ANOVA; $F_{1,121} = 5,3$; $p = 0,02$

¹⁸ ANOVA; $F_{1,108} = 3,7$; $p < 0,00001$

¹⁹ ANOVA; $F_{1,121} = 6,3$; $p = 0,01$

²⁰ ANOVA; $F_{1,106} = 7,4$; $p = 0,008$

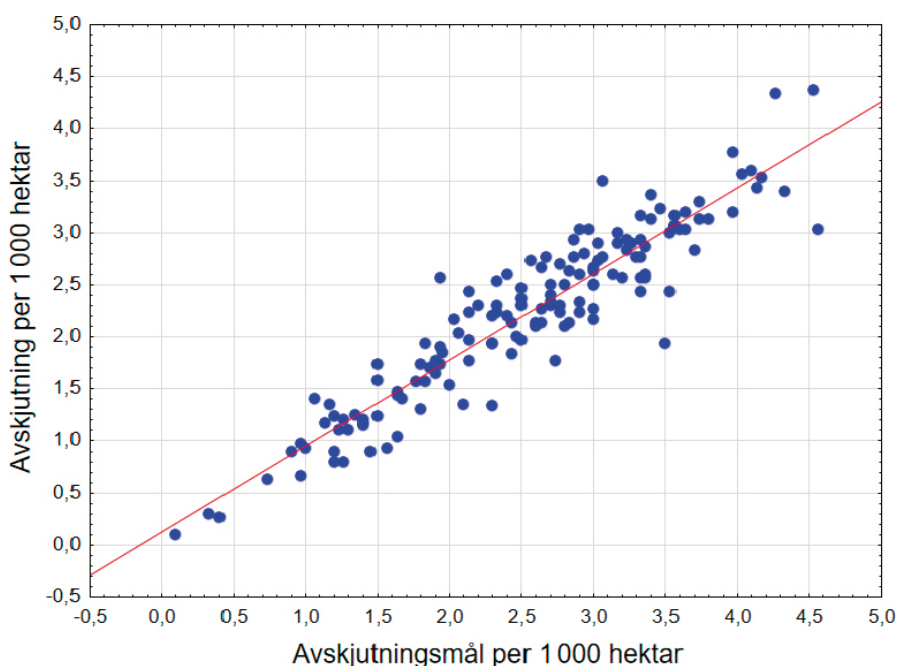
²¹ $r^2 = 0,59$; $n = 103$; $p < 0,00001$; 3 outliers uteslutna i analysen

Sammanfattningsvis har älgstammen sänkts med c:a 10 % sedan den nya älgförvaltningen infördes, men samtidigt har populationsmålen sänkts. Därmed ligger populationstätheten idag c:a 10 % över täthetsmålen i genomsnitt, och 70 % av ÄFO-planerna har en ambition att sänka stammen ytterligare.

3.3 Avskjutningsmål, nyttjandegrad och täthet

Avskjutningsmålen minskade²², medan nyttjandegraden av ÄJO-målen ökade under perioden 2012/13–2020/21 (Figur 2 ovan). Nyttjandegraden av avskjutningsmålen enligt ÄFO-planerna låg jaktåret 2020/21 på $91,4 \pm 3,1$ %, vilket ligger inom förvaltningens accepterade variation på ± 10 % (NFS 2011: 7).

Det fanns ett starkt positivt samband mellan avskjutningsmål och faktisk avskjutning²³ (Figur 4). För perioden 2018/19–2020/21, när data finns tillgängliga både för ÄFO och ÄJO, fanns ett starkt signifikant samband mellan de genomsnittliga avskjutningsmålen i ÄFO-planerna och avskjutningsmålen för ÄJO.²⁴



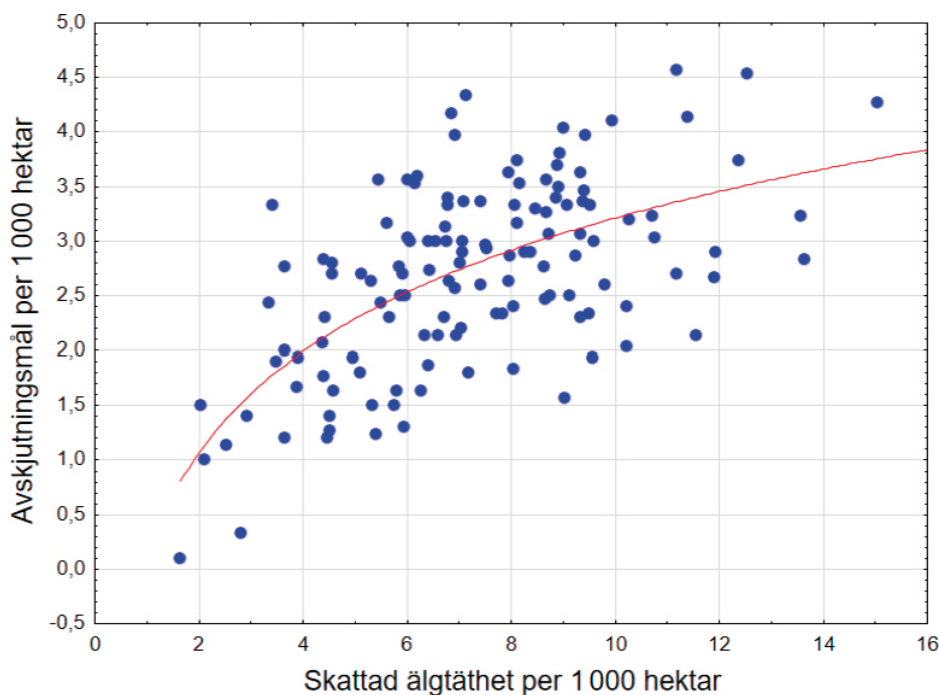
Figur 4. Sambandet mellan genomsnittligt avskjutningsmål och genomsnittlig avskjutning per år under perioden 2018/19–2020/21. Varje punkt utgörs av ett genomsnitt för ett älgförvaltningsområde under jaktåren 2018/19–2020/21.

²² Repeated measures ANOVA; $F_{2,275} = 42,2$; $p < 0,0001$

²³ $r^2 = 0,82$; $n = 138$; $p < 0,00001$

²⁴ $r^2 = 0,83$; $n = 138$; $p < 0,00001$

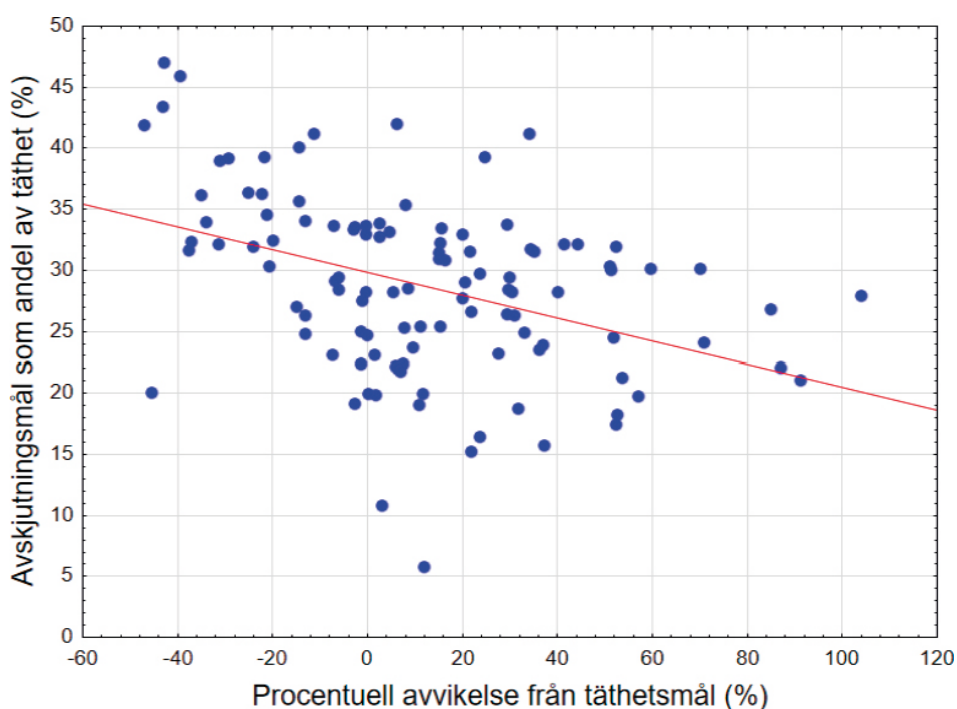
ÄFO:n med högre skattad älgtäthet hade högre avskjutningsmål²⁵, men sambandet var ickeinjärt och avskjutningsmålet utgjorde en större andel av populationen vid låga tätheter än vid höga (Figur 5). En möjlig förklaring är att mönstret är en konsekvens av att vissa ÄFG medvetet lägger planer med avskjutningsmål som utgör en lägre andel av stammen i ÄFO:n i avsikt att hålla en tätare stam. En alternativ möjlighet är att förvaltningen tenderat att överskatta stammen vid låga tätheter, men underskattat stammen vid höga tätheter. Jämförelser mellan den bedömda och den skattade tätheten gav stöd för den senare hypotesen, då det fanns ett motsvarande ickeinjärt samband mellan tätheterna i ÄFO-planerna som tagits fram med äldre metoder och de tätheter som skattats med den nya, enhetliga metoden (Bilaga 1; Figur B1-2). Mönstret innebär en risk att en beslutad avskjutning sänker stammen mer än man tänkt vid låga tätheter, och på motsvarande sätt en risk att den beslutade avskjutningen inte reglerar ned stammen effektivt vid höga tätheter. Användande av den nya skattningsmetoden bör lösa eller minska detta problem framgent, men det kan utifrån detta resultat vara lämpligt att vid behov revidera avskjutningsmålen i befintliga planer.



Figur 5. Sambandet mellan älgtätheten efter jakt skattad med den nya metoden, samt avskjutningsmålet för samma år. Varje punkt utgörs av ett genomsnitt för ett älgförvaltningsområde under jaktåren 2018/19–2020/21.

²⁵ $r^2 = 0,55$; $n = 131$; $p < 0,00001$

Det fanns ett positivt samband mellan avvikelserna från täthetsmålen i planerna och avskjutningsmålen²⁶ (Bilaga 1; Figur B1-3), det vill säga de absoluta avskjutningsmålen var högre i ÄFO:n som låg över sina täthetsmål. Samtidigt fanns det ett negativt samband mellan den procentuella avvikelserna från tätheten och avskjutningsmålets procentuella andel av täthetsmålet för populationen²⁷ (Figur 6). Därmed utgjorde avskjutningsmålen en högre andel av stammen där tätheten var lägre än målet, och en mindre andel av stammen där tätheten var högre än målnivån. Detta antyder att avskjutningsmålen är för högt satta där tätheterna ligger under täthetsmålen och för lågt satta där tätheterna ligger över målen. Samtidigt ger det ytterligare stöd till teorin att stammen underskattats vid låga tätheter och underskattats vid hög tätheter.



Figur 6. Sambandet mellan den procentuella avvikelserna från täthetsmålet och avskjutningsmålet som andel av tätheten innan jakt. Varje punkt utgörs av ett genomsnitt för ett älgförvaltningsområde under jaktåren 2018/19–2020/21.

Det fanns ett negativt samband mellan avskjutningsmålets andel av stammen och nyttjandegraden på ÄFO-nivå²⁸ (Figur 7). Därmed förefaller jägarna mindre benägna att uppfylla avskjutningsmålen när de utgör en större andel av den totala älgtätheten inom ett ÄFO, vilket även visas genom ett icke linjärt samband mellan avskjutningsmålets andel av populationen och avskjutningens andel av populationen²⁹ (Bilaga 1; Figur B1-6). Älgförvaltningsområden som ligger under täthetsmålen karaktäriseras av avskjutningsmål som utgör en hög andel av tätheten (ovan); därmed kommer

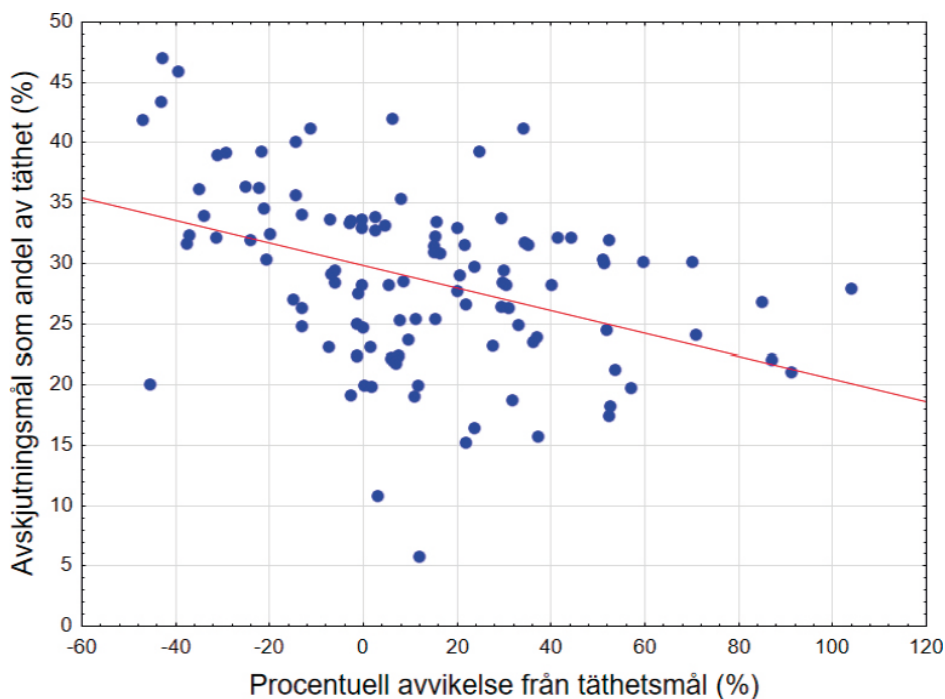
²⁶ $r^2=0,09$; $n=110$; $p<0,0008$

²⁷ $r^2=0,12$; $n=109$; $p=0,0001$

²⁸ $r^2=0,15$; $n=131$; $p<0,00001$

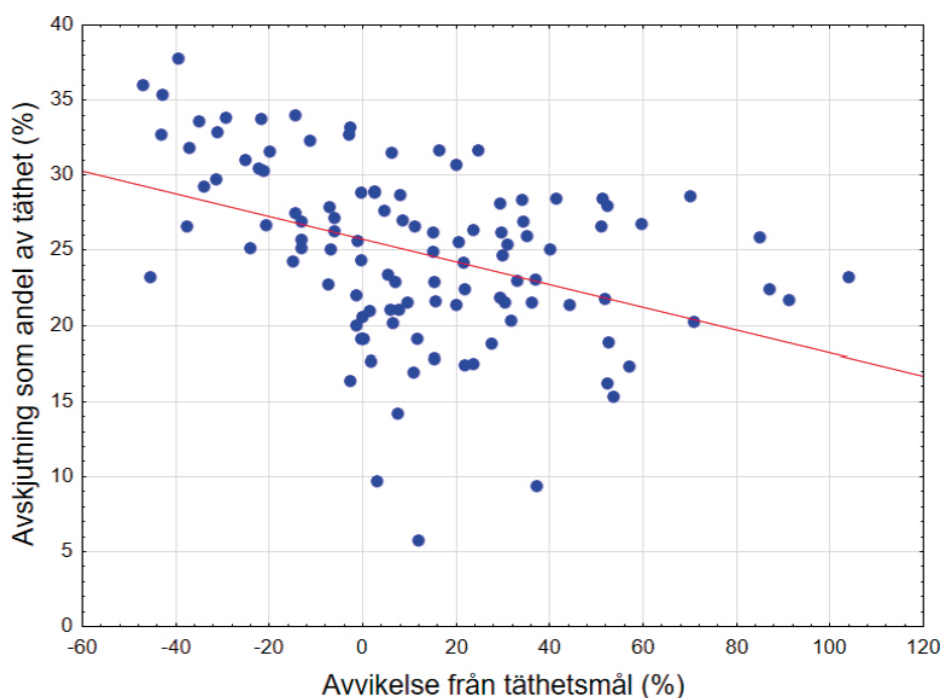
²⁹ Generalized non-linear regression; $n=130$; $\chi^2=178,2$; $p<0,00001$

en låg nyttjandegrad där avskjutningsmålen utgör en stor andel av populationen att minska avvikelserna från täthetsmålen jämfört med om avskjutningsmålen nåddes. Jägarna kompenserar därmed, medvetet eller omedvetet, delvis för dagens brister i framtagandet av avskjutningsmål.



Figur 7. Sambandet mellan avskjutningsmålets andel av tätheten innan jakt och nyttjandegraden av avskjutningsmålet. Varje punkt utgörs av ett genomsnitt för ett älgförvaltningsområde under jaktåren 2018/19–2020/21.

I genomsnitt låg avskjutningsmålet på cirka 30 % av stammen före jakt i ÄFO:n som låg nära sitt populationsmål (Figur 6; ovan), medan den genomsnittliga avskjutningen på ÄFO-nivå låg på cirka 26 % (Figur 8). Vid tolkningen av resultaten är det viktigt att ha i åtanke att detta avspeglar förhållandet under en period där populationsmål och avskjutningsmål i de flesta fall satts för att medvetet sänka stammen (vilket även i genomsnitt skett under perioden). I genomsnitt kommer det inte vara möjligt med ett stabilt uttag på 30 % av populationen före jakt utan att populationen minskar, vilket även avspeglas i den faktiska avskjutningen. Vidare är det nödvändigt att ta hänsyn till lokala förhållanden, som till exempel predationstrycket från varg och björn.



Figur 8. Sambandet mellan avvikelse från täthetsmålen efter jakt och avskjutningen som andel av tätheten före jakt. Varje punkt utgörs av ett genomsnitt för ett älgförvaltningsområde under jaktåren 2018/19–2020/21.

Nyttjandegraden av avskjutningsmålen var signifikant högre inom ÄFO:n med etablerade vargrevir jämfört med ÄFO:n utan revir.³⁰ I vilken utsträckning ökad måluppfyllnad av täthetsmålen (se ovan) berodde på att avskjutningsmålen utgjorde en mindre andel av stammen, högre acceptans för målen eller ”hjälp” från vargpredation går dock inte att säga.

Avskjutningens andel av populationen måste anpassas när den närmar sig det långsiktiga täthetsmålet. De målen behöver dock självfallet inte motsvara de mål som satts i nu gällande ÄFO-planer; den befintliga informationen gör det bara möjligt att utvärdera måluppfyllnad av nuvarande treårsplaner, samt av tidigare planer. Det är en naturlig del av en adaptiv förvaltning att utvärdera mål, måluppfyllnad och åtgärder, samt att efter behov revidera både åtgärder och mål.

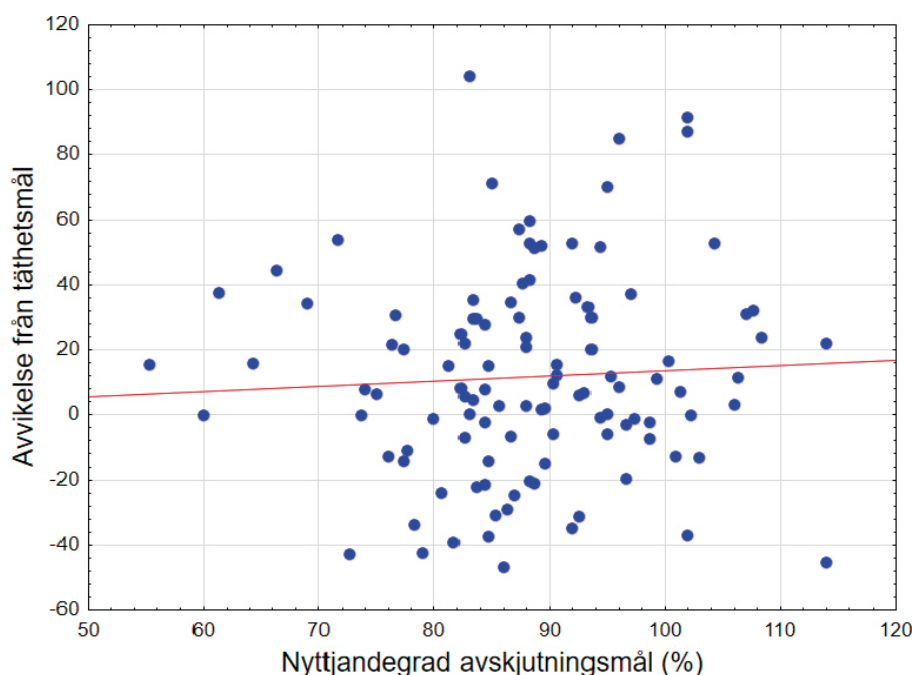
Det fanns inga signifikanta samband mellan genomsnittlig älgtäthet och genomsnittlig nyttjandegrad³¹, eller mellan genomsnittliga avskjutningsmål och genomsnittlig nyttjandegrad³² (Bilaga 1; Figur B1-4 och B1-5). Vidare saknades signifikant samband mellan genomsnittlig nyttjandegrad och genomsnittlig procentuell avvikelse från täthetsmålet³³ (Figur 9).

³⁰ ANOVA; $F_{1,127} = 11,8$; $p = 0,0008$

³¹ $r^2 = 0,001$; $n = 13$; $p = 0,27$

³² $r^2 = 0,01$; $n = 135$; $p = 0,13$

³³ $r^2 = -0,006$; $n = 110$; $p = 0,57$



Figur 9. Sambandet mellan den genomsnittliga nyttjandegraden och den procentuella avvikelsen från täthetsmålen. Varje punkt utgörs av ett genomsnitt för ett älgförvaltningsområde under jaktåren 2018/19–2020/21.

ÄFG hade fattat enhälliga beslut om planerna i 83,0 % av fallen för perioden 2018–2020. Vid en jämförelse mellan planer där beslutet varit enhälligt och de där det funnits avvikande meningar så fanns det en tendens till att älg-tätheten skattad med den nya metoden var lägre i ÄFO:n där planerna beslutats enhälligt³⁴, men ingen skillnad i avvikelsen från täthetsmålet.³⁵ ÄFO-planerna uttrycker en kompromiss mellan olika intressen, där det är vanligt att företrädare för jaktintresset har delvis andra attityder till älgstammen och skadebilden jämfört med företrädare för markägarintresset. Under jaktåret 2020/21 ville en majoritet av jägarna ha fler älgar, medan majoriteten ansåg att stammen var lagom 2012/13 när den nya älgförvaltningen infördes (Widemo 2021). Eftersom 70 % av ÄFO-planerna uttrycker att stammen ska sänkas ytterligare kommer det sannolikt krävas ökat förankringsarbete för förvaltningsmålen framgent om inte konfliktnivån ska höjas från dagens nivå där bara enstaka procent anser att konfliktnivån är hög (Widemo 2021).

Sammanfattningsvis förefaller förvaltningen ha överskattat älgpopulationens täthet vid låga tätheter och överskattat den vid höga tätheter, vilket resulterat i bristande måluppfyllnad av täthetsmålen. Den nya modellen för skattning av älg-tätheter kommer sannolikt minska detta problem. Vidare verkar inte nyttjandegraden påverkas av älg-täthet eller av avskjutningsmålens storlek, och inte heller påverka i vilken grad täthetsmålen för populationen nås. Avsaknaden av samband mellan nyttjandegrad och avvikelse från populationsmålen visar att uppföljning av nyttjandegrad inte ensamt utgör en tillräcklig uppföljning av älgförvaltningens mål. Det är viktigt att inte bara följa upp måluppfyllnad för effektmål, utan att även följa upp att åtgärder för att nå effektmålen genomförs. Nu är det dock i huvudsak åtgärderna som följts upp och de visar sig ha svag eller ingen koppling till effektmålen.

³⁴ ANOVA; $F_{1,103} = 3,5$; $p = 0,06$

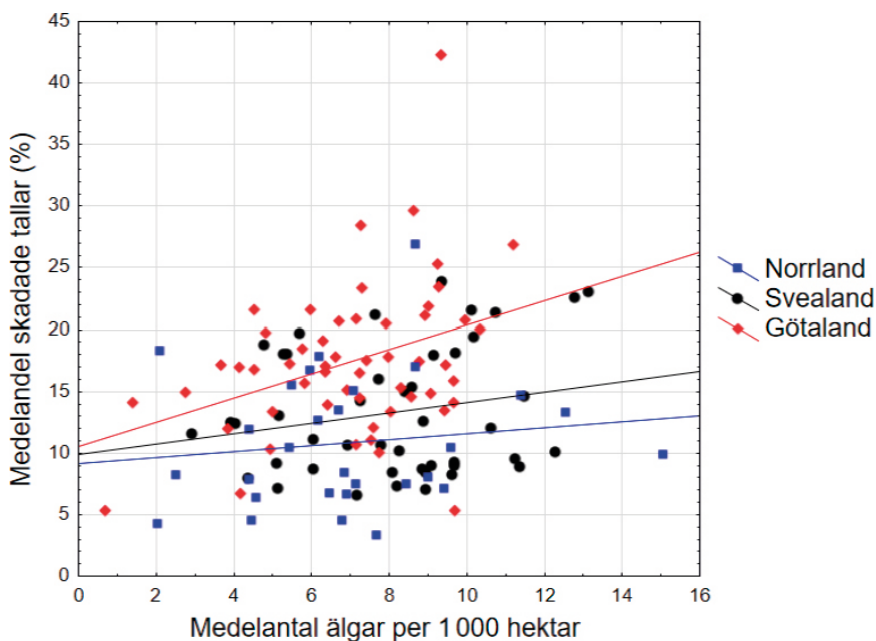
³⁵ ANOVA; $F_{1,103} = 0,38$; $p = 0,54$

3.4 Avskjutning, älgtäthet och skogsskador

Den acceptabla nivån för årsskador på tall angavs till $5,2 \pm 0,4$ % i planerna, och den skadenivå som accepteras i planerna överensstämmer därmed i de flesta fall med målen som uttryckts av skogsbruket och SKS om maximalt 5 % skador på medelgoda och goda boniteter. Det var bara två ÄFO:n som angivit maximal skadenivå till 2 % (mål för magra marker), och det gick därmed inte att jämföra de olika nivåerna statistiskt. Det finns även en möjlighet att ange om andelen skador på tall är tolerabel eller för hög i planerna ”i avsaknad av ÄBIN-inventeringar”. Femtiosju ÄFG hade tagit ställning till skadenivån på detta sätt, och 19,3 % av dem (11 ÄFO:n) angav att skadenivån var tolerabel. Samtidigt var det totalt bara 3,0 % av 132 ÄFO:n (4 ÄFO) som faktiskt hade en medelskadenivå under 5 % vid de senaste tre ÄBIN-inventeringarna. Med tanke på den stora mellanårsvariationen är det därmed i princip inga ÄFO:n som stabilt uppfyller dagens mål.

Andelen skadade tallstammar enligt ÄBIN skiljde inte mellan dem som uppgivit att skadorna var tolerabla respektive för höga³⁶ och det fanns heller ingen signifikant skillnad i älgtäthet mellan planer som angav skadenivån som tolerabel respektive för hög.³⁷ Andelen skadade stammar skiljde inte heller mellan ÄFO:n där planerna beslutats enhälligt och övriga.³⁸

Nationellt fanns det ett signifikant samband med låg förklaringsgrad mellan den skattade älgtätheten och andelen årsskadad tall vid den senaste ÄBIN-mätningen (Figur 10).³⁹ En landsdelsvis analys visade dock att sambandet endast var signifikant för Götaland, medan signifikanta samband saknades i Svealand respektive Norrland.⁴⁰



Figur 10. Sambandet mellan medeltätheten i älgpopulationen och medelandelen årsskadad tall för de tre senaste älgbetesinventeringarna (se metoder för undantag där tre mätningar inte utförts 2015–2021). Varje punkt motsvarar ett älgförvaltningsområde; i analyserna har variablerna transformerats, men här visas otransformerade värden.

³⁶ ANOVA; $F_{1,55} = 2,47$; $p = 0,12$

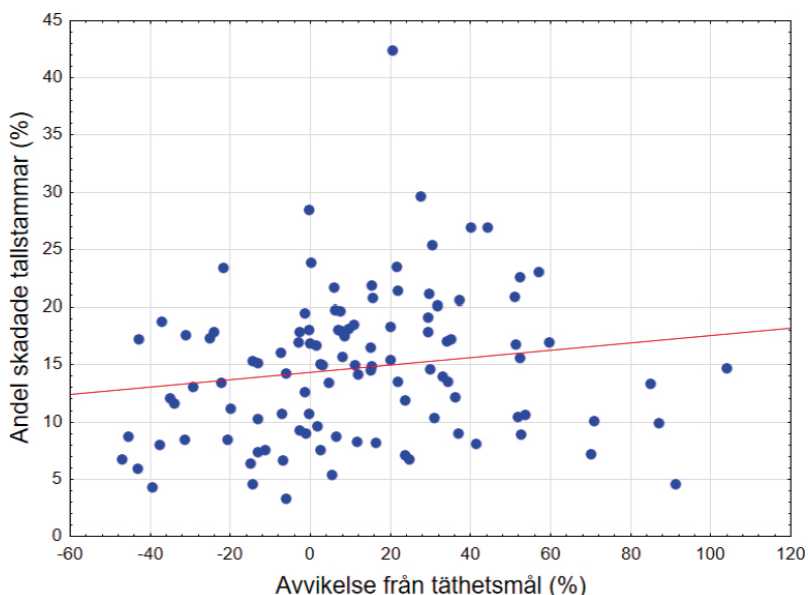
³⁷ ANOVA; $F_{1,50} = 0,66$; $p = 0,42$

³⁸ ANOVA; $F_{1,107} = 0,14$; $p = 0,71$

³⁹ $r^2 = 0,03$; $n = 128$; $p = 0,03$

⁴⁰ Norrland: $r^2 = 0,01$; $n = 29$; $p = 0,43$; Svealand: $r^2 = 0,01$; $n = 45$; $p = 0,20$; Götaland: $r^2 = 0,11$; $n = 54$; $p = 0,007$

Det fanns inget signifikant samband mellan täthetsmål för älgstammen⁴¹, avskjutningsmål⁴², eller avskjutning⁴³ och den genomsnittliga andelen skadade tallstammar vid de tre senaste ÄBIN-inventeringarna. Det fanns en tendens till samband mellan avvikelser från täthetsmålet och den genomsnittliga andelen skadade tallstammar⁴⁴ med låg förklaringsgrad (Figur 11).



Figur 11. Sambandet mellan avvikelser från täthetsmålet för älgpopulationen och genomsnittlig andel skadade tallstammar vid de tre senaste älgbetesinventeringarna. Varje punkt utgör ett älgförvaltningsområde.

Det fanns även ett svagt negativt samband mellan den genomsnittliga nyttjandegraden av avskjutningsmålen på ÄFO-nivå under 2018/19–2020/21 och den genomsnittliga andelen skadade tallstammar⁴⁵ (Figur 12). Vid alla tolkningar av korrelativa analyser är det viktigt att vara klar över att det ofta inte går att särskilja orsak och verkan.

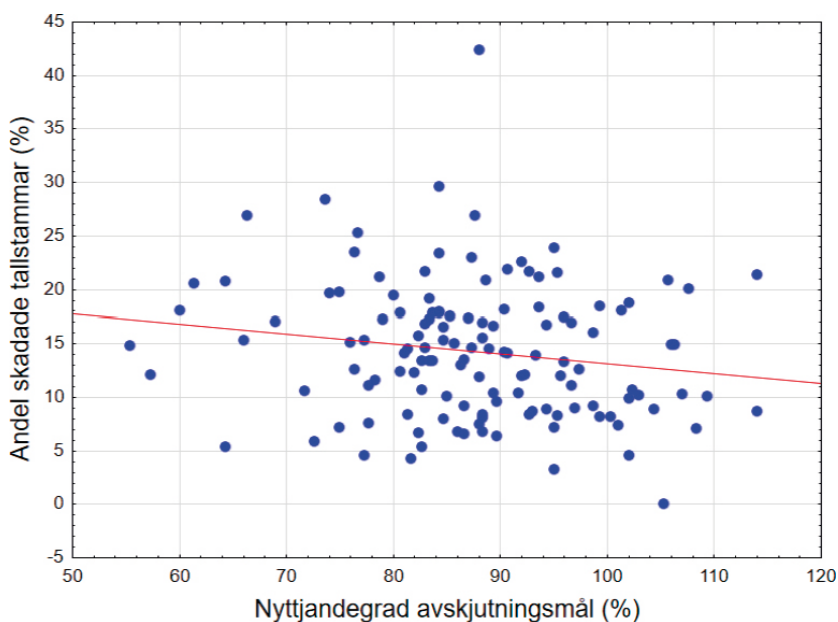
⁴¹ $r^2 = -0,004$; $n = 111$; $p = 0,45$

⁴² $r^2 = -0,004$; $n = 131$; $p = 0,23$

⁴³ $r^2 = -0,007$; $n = 131$; $p = 0,75$

⁴⁴ $r^2 = 0,02$; $n = 109$; $p = 0,09$

⁴⁵ $r^2 = 0,02$; $n = 131$; $p = 0,04$

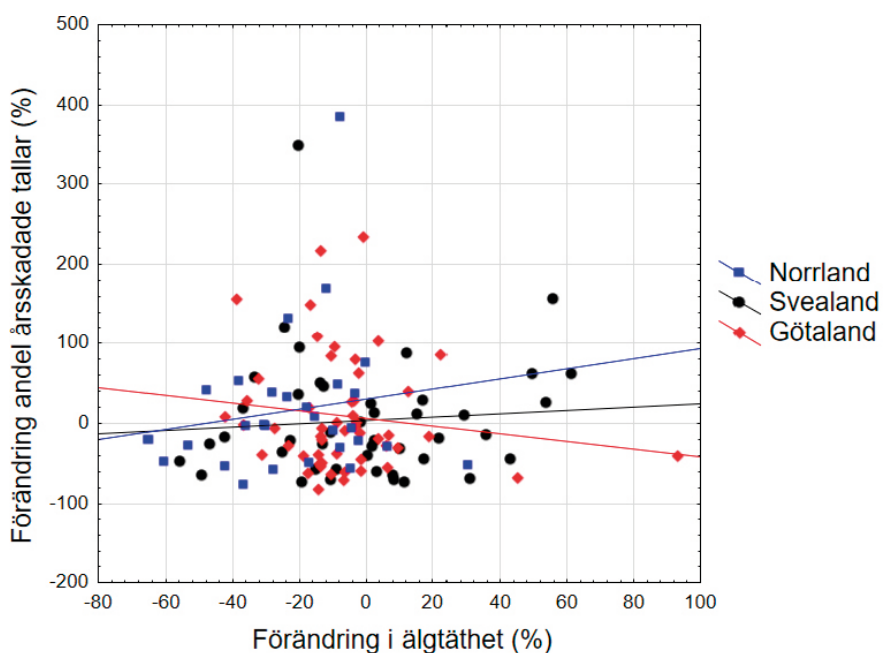


Figur 12. Sambandet mellan den genomsnittliga nyttjandegraden för avskjutningsmålen under perioden 2018/19–2020/21 och den genomsnittliga andelen skadade tallstammar vid de senaste tre älgbetesinventeringarna. Varje punkt utgör ett älgförvaltningsområde.

Tidigare vetenskapliga studier som undersökt sambanden mellan älgtäthet och andelen skadade tallar har alla varit korrelativa, vilket alltså kan göra det svårt att uttala sig om orsakssamband även om man hittar signifikanta samband. Ett positivt samband mellan älgtäthet och skador, som det i Götaland, skulle kunna bero på att fler älgar äter mer. Samtidigt skulle det kunna bero på någon helt annan faktor som samvarierar med älgtätheten. Ett mer kraftfullt sätt att undersöka samband är att jämföra förändringar inom områden över tid, särskilt om man medvetet gör en förändring av faktorer man tror är viktiga. I och med införandet av den nya älgförvaltningen, och att ÄBIN används enhetligt sedan 2015, är det möjligt att jämföra hur väl en förändring i älgtätheten svarar mot en förändring i andelen skadade tallar. Det ger samtidigt en validering av hur stor förändring i skadenivåerna man kan förvänta sig av en viss sänkning av älgstammen.

Det fanns inga signifikanta samband mellan den procentuella förändringen i älgtäthet och den procentuella förändringen i skadenivåer mellan tillfällena⁴⁶ (Figur 13). Analyser som bygger på upprepade mätningar av samma områden minskar den slumpmässiga variationen, men kommer dock fortfarande vara känsliga för den typ av mellanårsvariation som nuvarande tillämpning av ÄBIN förefaller vara behäftad med. En alternativ tolkning är därmed att andelen skador inte mätts med tillräcklig noggrannhet för att det ska vara möjligt att visa på förändringen i andel skadade tallar.

⁴⁶ $r^2 = -0,0034$; $n = 125$; $p = 0,31$; alla landsdelsvisa analyser $p > 0,23$



Figur 13. Sambandet mellan den procentuella förändringen i älgtäthet och den procentuella förändringen i andelen årsskadade tall mellan den första och den senaste älgbetesinventeringen. Varje punkt motsvarar ett älgförvaltningsområde; i analyserna har variablerna transformerats, men här visas otransformerade värden.

Sammanfattningsvis var det mycket få ÄFO:n som låg under målnivån för skador, oavsett älgtäthet. Samband saknades mellan måluppfyllnaden för älgtätheten och mängden skogsskador, medan det fanns ett svagt samband med 2 % förklaringsgrad mellan nyttjandegraden av avskjutningsmålen och mängden skogsskador. Vid landsdelsvisa analyser var det bara i Götaland som det fanns ett signifikant samband mellan älgtäthet och andelen skadade stammar. Vid analyser av upprepade mätningar inom samma område fanns inga samband mellan förändring i älgtäthet och förändring i andelen skadade stammar. Den stora variationen i ÄBIN-resultaten mellan år gör det dock svårt att påvisa sambanden mellan älgtäthet och skadenivåerna statistiskt.

3.5 Talltäthet och mängden skador på tall

Medelantalet tallar per hektar i ÄBIN-inventerade bestånd ökade med $81,6 \pm 33,1$ %⁴⁷ under perioden 2015–2021.⁴⁸ Hela ökningen förklaras dock av förändringen i Götaland⁴⁹, medan det inte fanns någon signifikant förändring i Svealand⁵⁰ eller Norrland.⁵¹ Vid den senaste mätningen skiljde sig landsdelarna åt signifikant⁵², genom att Götaland även efter ökningen hade färre tallstammar per hektar i inventerade bestånd än Svealand⁵³ och Norrland.⁵⁴ Däremot fanns det ingen signifikant skillnad mellan Svealand och Norrland.⁵⁵

Nationellt ökade medelandelens årsskadade tall med i genomsnitt $10,4 \pm 13,6$ % sedan den enhetliga ÄBIN-inventeringen infördes, medan medianen för förändringen var $-11,6$ %. Den stora skillnaden mellan medelvärde och median orsakades av ett litet antal extremvärden med ökning > 150 %. Extremvärdena och den stora skillnaden mellan medelvärde och median skulle kunna bero på skillnader i utvalda ÄBIN-bestånd mellan år, eller om man så vill på bristande representativitet för ÄFO-nivån.

En nationell analys av transformerade värden visade på en signifikant minskning i andelen årsskadade tallstammar över tid.⁵⁶ Det fanns dock ingen signifikant förändring i andelen skadade tallar mellan landsdelarna⁵⁷, och förändringen inom landsdelarna var inte heller signifikant.⁵⁸

Vid den senaste mätningen skiljde sig landsdelarna åt i andelen årsskadade tall⁵⁹, där ÄFO:n i Götaland hade mer skador än i Svealand⁶⁰ respektive Norrland.⁶¹ Däremot fanns det ingen signifikant skillnad mellan Svealand och Norrland⁶² avseende medelandelens årsskadade tall i inventerade bestånd. Jämförelser av medelvärdet för årsskada på tall från de tre senaste inventeringarna gav kvalitativt jämförbara samband⁶³ som för analyser enbart av den senaste ÄBIN-mätningen.

Nationellt fanns ett signifikant negativt samband mellan antalet tallar per hektar och andelen skadade tallstammar⁶⁴ (Figur 14). Vid motsvarande landsdelsvisa jämförelser fanns ett signifikant samband för Götaland och för Norrland samt en icke-signifikant tendens för Svealand.⁶⁵

⁴⁷ Medel \pm 95 % CI, median = 22,5 %, N = 130

⁴⁸ Repeated measures ANOVA; $F_{1,128} = 24,6$; $p < 0,0001$

⁴⁹ Tukey post-hoc test; $p < 0,00002$

⁵⁰ Tukey post-hoc test, $p = 0,31$

⁵¹ Tukey post-hoc test; $p = 0,96$

⁵² ANOVA; $F_{2,127} = 22,2$; $p < 0,00001$

⁵³ Tukey post-hoc test, $p = 0,000022$

⁵⁴ Tukey post-hoc test, $p = 0,000022$

⁵⁵ Tukey post-hoc test, $p < 0,45$

⁵⁶ Repeated measures ANOVA; $F_{1,128} = 4,9$; $p = 0,03$

⁵⁷ Repeated measures ANOVA; $F_{2,127} = 0,5$; $p = 0,59$

⁵⁸ Tukey post-hoc tester, alla $p > 0,36$

⁵⁹ ANOVA; $F_{2,127} = 12,6$; $p = 0,000011$

⁶⁰ Tukey post-hoc test; $p = 0,002$

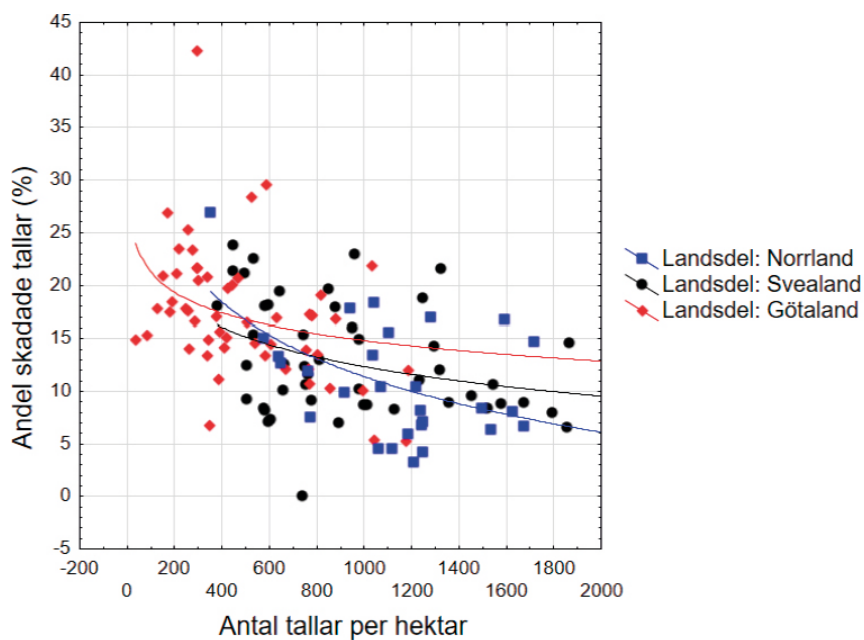
⁶¹ Tukey post-hoc test; $p = 0,00003$

⁶² Tukey post-hoc test; $p = 0,18$

⁶³ ANOVA; $F_{2,127} = 15,7$; $p < 0,000001$

⁶⁴ $r^2 = 0,25$; $n = 130$; $p < 0,00001$

⁶⁵ Götaland $r^2 = 0,20$; $n = 54$; $p = 0,0005$; Svealand $r^2 = 0,04$; $n = 48$; $p = 0,09$; Norrland $r^2 = 0,12$; $n = 28$; $p = 0,04$



Figur 14. Sambanden mellan antal tallar per hektar och andelen årsskadade tallar. Varje punkt motsvarar genomsnittlig skadenivå för ett älgförvaltningsområde vid de tre senaste ÄBIN-inventeringarna. I analyserna har variablerna transformerats, men här visas otransformerade värden.

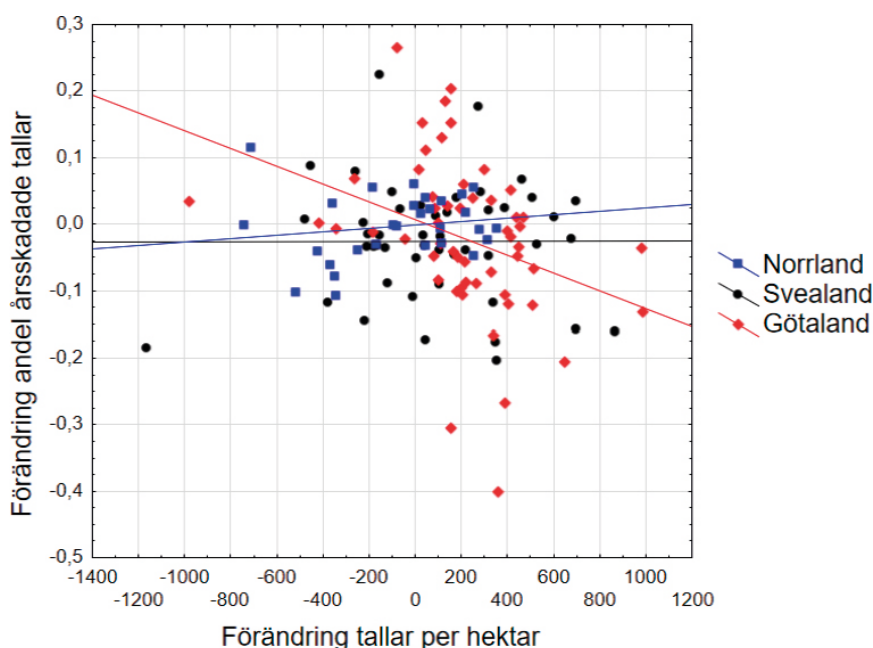
Vid analyser av upprepade mätningar fanns ett signifikant negativt samband mellan förändringen i antalet tallar per hektar och andelen skadade tallar i Götaland⁶⁶, där antalet tallar ökat signifikant (se ovan). I Norrland⁶⁷ respektive Svealand⁶⁸ fanns däremot inget signifikant samband mellan förändringen i antal tallar och förändringen i skador (Figur 15).

Sammanfattningsvis fanns det en klart signifikant ökning i antalet tallar mellan mätningarna i Götaland, och ett signifikant negativt samband mellan antal tallar och andel skadade tallstammar nationellt. Vidare fanns det ett signifikant negativt samband mellan förändringen i antal tallstammar och andelen skadade stammar inom ÄFO:n i Götaland, vilket var den enda landsdelen där antalet tallstammar ökat signifikant. Ett ökat antal tallstammar inom ett ÄFO sammanföll därmed med en minskad andel skadade stammar, vilket stärker bilden av att mängden tallfoder är en viktig faktor för skadebilden. Även här begränsas jämförelserna av den stora mellanårsvariationen i data från ÄBIN-inventeringarna, och förklaringsgraden i de signifikanta sambanden var relativt låg.

⁶⁶ $r^2 = 0,12$; $n = 54$; $p = 0,007$

⁶⁷ $r^2 = -0,02$; $n = 29$; $p = 0,52$

⁶⁸ $r^2 = -0,02$; $n = 47$; $p = 0,92$



Figur 15. Sambandet mellan förändringen i antalet tallstammar och i andelen skadade tallstammar mellan första och senaste älgbetesinventeringen. Varje punkt motsvarar ett älgförvaltningsområde; i analyserna har bägge variablerna transformerats, men här visas otrangerade värden.

3.6 Den relativa betydelsen av älgtäthet och av mängden tall för mängden skador på tall

Det är även möjligt att jämföra den relativa betydelsen av älgtäthet respektive mängden tall för andelen skadade tallar genom att göra en multivariat analys. Om variablerna standardiserats kan den relativa betydelsen utläsas genom att jämföra estimatens storlek. En nationell analys av den relativa betydelsen av den genomsnittliga älgtätheten respektive genomsnittliga talltätheten med traditionella statistiska modeller visade att bägge faktorerna bidrog till att förklara variationen i andelen årsskadade stammar. Betydelsen av mängden tall var ungefär tre gånger så stor som betydelsen av älgtätheten för skadebilden (Tabell 1).

Tabell 1. Den relativa betydelsen av älgtäthet respektive tätheten av tallstammar för andelen årsskadade tallstammar inom älgförvaltningsområden nationellt och landsdelsvis.

	Faktor	Estimat	S.E.	χ^2	p-värde
Nationellt	Intercept	-1,81	0,04		0,00000
	Älgtäthet	0,10	0,04	8,6	0,003
	Talltäthet	-0,29	0,04	50,0	0,00000
Norrland	Intercept	-1,91	0,11		0,00000
	Älgtäthet	0,06	0,08	0,6	0,43
	Talltäthet	-0,28	0,12	4,3	0,03
Svealand	Intercept	-1,85	0,06		0,00000
	Älgtäthet	0,10	0,06	2,9	0,09
	Talltäthet	-0,18	0,06	7,7	0,005
Götaland	Intercept	-1,75	0,08		0,00000
	Älgtäthet	0,14	0,06	5,8	0,02
	Talltäthet	-0,28	0,08	12,4	0,0004

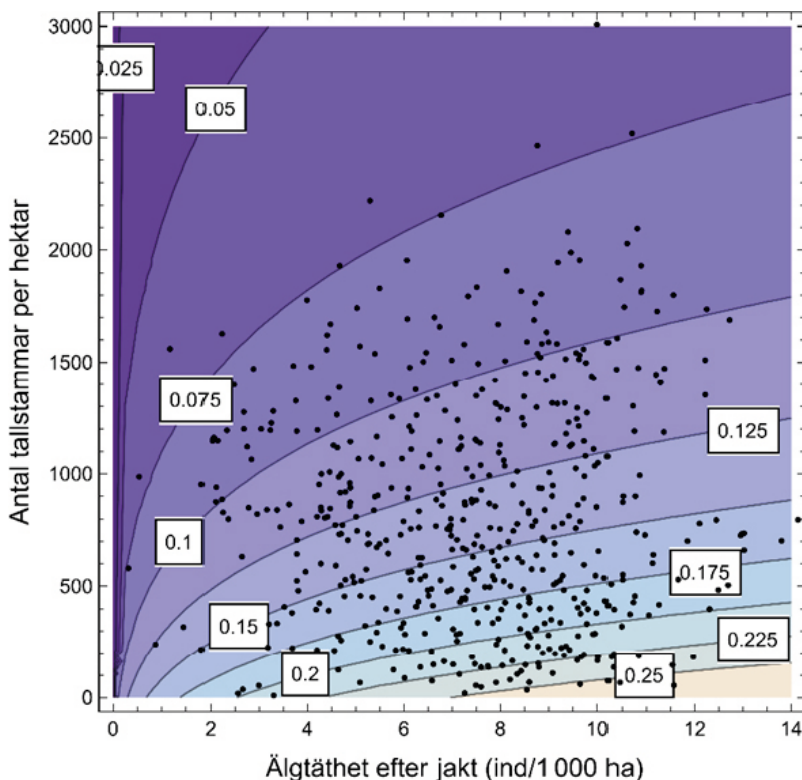
Generalized (non)linear beta-regression.

I motsvarande regionala analyser fanns det signifikanta negativa samband mellan talltäthet och skador i alla landsdelar, medan älgtätheten bara var signifikant relaterad till skador i Götaland (Tabell 1). Där var förklaringsgraden av mängden tall per hektar ungefär dubbelt så stor som betydelsen av älgtätheten. Resultaten överensstämmer med Pfeffer m.fl. (2021) såtillvida att det genomgående fanns ett negativt samband mellan tätheten av tallar och skador på tall, men Pfeffer m.fl. (2021) fann bara ett positivt samband mellan älgtäthet och skador i Norrland. De analyserna byggde inte på älgtätheter skattade med de nya metoderna, och enbart på ett års ÄBIN-inventering. Det är angeläget att upprepa motsvarande analyser som ovan med säkrare skattningar av talltäthet och andelen skador på ÄFO-nivå. Helst bör analyserna även inkludera tätheter av övrigt hjortvilt, som konkurrerar med älgen och påverkar betestrycken på tall (Spitzer m.fl. 2019, Pfeffer m.fl. 2021).

Analyserna som redovisas i Tabell 1 baseras på matematiska samband som inte nödvändigtvis har någon direkt ekologisk koppling, men som fungerar inom de täthetsintervall som täcks av data. Extrapolering mot utkanterna och utanför datautrymmet, för att få en uppfattning om vad man kan förvänta sig för skadenivåer speciellt vid låga älgtätheter, kan dock ge realistiska resultat med sådana modeller eftersom de ekologiska sambanden inte behöver följa dessa matematiska samband.

Vi har valt att komplettera de traditionella statistiska analyserna med en ekologisk modell, som inte begränsas av det befintliga datautrymmet. Modellen är baserad på teorin om funktionella responser (Holling 1959a,b, Lundberg & Danell 1990), och vi har utgått från grundantagandet att de observerade betesskadorna enbart beror på älgbetning. I analysen tillåts varje älg att beta på det antal tallar per år och hektar som krävs för att på bästa möjliga sätt förklara de observerade årsskadorna i varje enskilt äfo och för varje enskilt år (modellens detaljer redovisas i Bilaga 3). Vi använder därmed en ekologisk modell för att utföra en kompletterande statistisk analys. Eftersom vi har tre variabler, älgtäthet, talltäthet och andel årsskadad tall behövs en tredimensionell figur för att åskådliggöra sambanden. Ett alternativ som erbjuder en enklare tolkning och bättre översikt är att presentera resultatet i form av en sk konturplott, med tätheterna på x- och y-axlarna medan andelen årsskada återges med olika konturlinjer (Figur 16). En intressant aspekt med den ekologiska modellen är att den ger bättre förklaringsgrad (i termer av AIC (Akaikes Information Criterion)) av betesskadorna än någon av de statistiska modellerna (Bilaga 3).

Resultatet av den ekologiska modellen som presenteras i figuren visar att dagens skademål knappast är realistiska, särskilt om ambitionen är att nå dem i huvudsak genom att reglera älgtätheten. Samtidigt visar den ekologiska modellen liksom de statistiska modellerna att talltätheten är viktigare än älgtätheten för skadebilden på lokal, regional och nationell nivå även om bägge faktorerna har betydelse.



Figur 16. Den relativa betydelsen av tätheten av älgar respektive tallar för andelen årsskadade tallstammar, mätt enligt älgbetesinventeringsmetoden ÄBIN modellerat som funktionell respons. Linjerna visar hur de angivna skadenivåerna förändras med tätheterna.

Sammantaget visar såväl de statistiska analyserna av förvaltningsdata som den ekologiska modellen att både älgtätheten och mängden tall har betydelse för andelen skadade tallstammar, men att betydelsen av mängden tall genomgående är större än betydelsen av älgtätheten. Resultaten överensstämmer med tidigare forskning, som visat på betydelsen av mängd tall för skadebilden, och att mängden tall förklarar mer av variationen i andel skador än älgtätheten (Månsson m.fl. 2007, Bergqvist m.fl. 2014, Pfeffer m.fl. 2021). Våra analyser av hur förändringar i älgtäthet inom områden samvarierar med motsvarande förändringar i skador stärker bilden jämfört med tidigare studier, som enbart bygger på korrelativa jämförelser vid ett enda tillfälle. Samtidigt visar analyserna att det behövs bättre data för att kvantitativt beskriva de biologiska sambanden mellan älgtäthet, mängden tall och andelen skadade tallar. En konsekvens av detta är även att det är tveksamt att sätta populationsmål för älgstammen enbart baserat på resultat från ÄBIN-inventeringar så som de utförs idag.

3.7 Uppföljning av mål och åtgärder

Ett viktigt effektmål inom samförvaltningen av älg-skog är acceptabla skogsskador, vilket i de flesta fallen innebär lägre skadenivåer än idag. Det är en bärande grundtanke i dagens älgförvaltning att höga älgtätheter leder till större skogsskador än låga tätheter, och att älgpopulationen ska regleras genom jakt för att minska skadorna. Samtidigt är det viktigt att vara medveten om att målen för älgstammen även sätts utifrån andra hänsyn, som exempelvis möjligheter till rekreationsvärden och viltkött från älgjakt, positiva och negativa effekter på biologisk mångfald av betestrycket, viltolyckor i trafiken etc. Dagens älgförvaltning strävar efter att finna en balans mellan ekosystemtjänster och -otjänster från älgen, där de skogsskador som älgen orsakar har en särställning bland otjänsterna i debatten och förvaltningen.

En hög avskjutning kan ses som ett effektmål för att leverera ekosystemtjänster från jakt, där jaktintresset sannolikt tillgodoses genom en hög, hållbar avskjutning. Ur ett skadeperspektiv är avskjutningen istället en åtgärd avsedd att minska populationstätheten, och en hållbar avskjutning på en hög nivå är inte önskvärd då det kräver en hög populationstäthet. Denna typ av intressekonflikter gör att det är viktigt att vara tydlig när mål formuleras och vid beslut om hur de ska följas upp.

Syftet med att sätta populationsmål är rimligen att de ska nås. Så förefaller också ske, men med en tidsmässig eftersläpning. Dagens uppföljning av förvaltningen är dock inte fokuserad på tätheter och täthetsmål, utan på hur väl avskjutningsmålen nås. Huruvida en hög nyttjandegrad av avskjutningsmålen leder till ett fastställt täthetsmål beror dock självfallet på hur avskjutningsmålet är satt i förhållande till populationstätheten. Analyserna av förvaltningsdata från de första nio åren med den nya älgförvaltningen visar att nyttjandegraden är hög, men att det saknas signifikanta samband mellan nyttjandegraden och hur väl täthetsmålen i ÄFO-planerna nås. Framgent bör mer fokus läggas på att utvärdera huruvida populationsmålen nås, snarare än i vilken utsträckning den beslutade avskjutningen genomförts enligt plan. Här kommer den nya metoden för att skatta älgtätheter att bli ett viktigt verktyg.

Generellt måste förvaltningen sträva mot en holistisk förståelse av ekologiska orsakssamband, samt av hur olika åtgärder påverkar förvaltningsmålen, för att det ska vara möjligt att utvärdera måluppfyllnaden och fördela resurser kostnads-effektivt. Tolkningen av förvaltningsdata och uppföljningen av förvaltningsmålen kompliceras även av bristande noggrannhet och precision i inventeringarna av skogsskador och sammansättningen av ungsöksbestånden.

3.8 Hur SMARTa är målen?

Dagens älgförvaltning ska vara adaptiv och ekosystembaserad. Det innebär dels att älgen ska förvaltas i relation till konkurrenter, predatorer och foder, dels att åtgärder ska utvärderas löpande. En bärande del i processen är att sätta Specifika, Mätbara, Accepterade, Realistiska och Tidsatta mål inom förvaltningen (Dressel m.fl. 2019).

3.8.1 Specifika

ÄFO-planerna innehåller kvantitativa mål för älgstammens täthet och för den högsta acceptabla nivån av skogsskador, samt för avskjutningen som är den huvudsakliga åtgärden för att nå täthetsmålen. Däremot saknas mål för föryngringen

av skog i planerna, trots att befintlig forskning liksom våra nya analyser visar att föryngring med tall är en av de viktigaste faktorerna som påverkar skadebilden. Graden av föryngring med tall på olika marktyper inventeras på uppdrag av Skogsstyrelsen (SKS) på ÄFO-nivå, och SKS har satt kvantitativa mål för tallföryngringen på marker med låg respektive medelgod bonitet. De har så långt enbart fyllt en rådgivande funktion på ÄFO-nivån, men från våren 2022 kommer SKS föreskriva att återbeskogning ska ske ståndortsanpassat (SKS 2022).

3.8.2 Mätbara

Det är obligatoriskt att rapportera älgavskjutning till länsstyrelsen, och den nya metoden för att skatta tätheter ger nya möjligheter att faktiskt följa upp om populationsmålen nås. Idag ligger mer fokus på huruvida avskjutningsmålen nås, trots att det saknas samband mellan måluppfyllnad i avskjutningen och avvikelser från täthetsmålen. Möjligen är detta en konsekvens av att det saknats goda verktyg för att skatta tätheterna och att det är enklare att stämma av avskjutningen mot avskjutningsmålen.

Älgobservationer ligger till grund både för befintliga bedömningar av älgtätheter och för de nya skattningarna, och det är frivilligt att samla in Älgobs. Om så sker i tillräcklig utsträckning samtidigt som avskjutning rapporteras, och det i förekommande fall finns data på förekomst av varg från länsstyrelserna, kan älgstammens täthet skattas med hög precision och noggrannhet, vilket möjliggör uppföljning av både täthetsmål och avskjutningsmål.

Våra analyser av ÄBIN-inventeringarna visar på en stor mellanårsvariation i såväl andel skadade stammar som i tätheten av tallar i de inventerade bestånden. Variationen beror i större grad på variation mellan bestånd inom ÄFO:n än på faktisk mellanårsvariation i skadenivåer (Pfeffer 2021). För att kunna utvärdera effektmål om andel skadad skog är det önskvärt att ÄBIN-inventeringarna ses över, med fokus på att minska slumpmässig mellanårsvariation.

3.8.3 Accepterade

En relativt hög andel av planerna hade beslutats enhälligt, vilket antyder att det råder enighet om kompromisserna som planerna normalt utgör. Samtidigt är det viktigt att vara medveten om att det ytterst även krävs acceptans bland jägarna, skogsägarna och brukarna, inte bara bland deras representanter.

Resultaten visar på starka samband mellan avskjutningsmål och avskjutning, samt att täthetsmålen nås med några års eftersläpning. Nyttjandegraden har ökat, och låg jaktåret 2020/21 inom det målintervall på $\pm 10\%$ som specificeras i föreskriften (NFS 2011:7). Det är dock önskvärt att harmonisera och skärpa upp hanteringen av avskjutningsmål mellan förvaltningsnivåerna, annars finns en risk att avskjutningsmålen ses som viljeinriktningar snarare än mål som ska nås.

Den nya skattningsmetoden indikerar att tidigare bedömningar överskattat populationerna vid låga tätheter och underskattat dem vid höga tätheter. Detta är problematiskt dels för att det kan ha lett till en minskad måluppfyllnad, dels då det kan ha minskat tilliten till förvaltningen både hos jägare (sannolikt vid låga tätheter) och hos markägare (sannolikt vid höga tätheter). Resultaten visar att jägarna delvis anpassar nyttjandegraden till hur stort avskjutningsmålet är i förhållande till den faktiska tätheten, vilket antyder en minskad acceptans för avskjutningsmålen

under sådana förhållanden. Samtidigt ligger dock älgtätheten i ÄFO:n med höga avskjutningsmål i förhållande till populationstätheten redan under täthetsmålen. Därmed kommer en minskad vilja uppfylla avskjutningsmålen leda till bättre uppfyllnad av täthetsmålen i dessa fall, vilket visar att avskjutningsmålen och täthetsmålen inte är fullt ut förenliga. Det är av stor vikt att försöka undvika sådana situationer, för att säkerställa en hög tillit till förvaltningen. Här kommer den nya beräkningsmodellen att hantera en viktig brist i dagens arbete med ÄFO-planerna.

Den uppmätta mellanårsvariationen i andel skadade tallstammar är så stor inom ÄFO:n att det är tveksamt om det är lämpligt att sätta mål för tallskador enbart baserat på dagens ÄBIN-inventeringar, då sådana mål inte är möjliga att följa upp. Det är av stor vikt att säkerställa inventering av både andel skadade stammar och sammansättningen av bestånd med god precision och noggrannhet framgent, om andel skadade stammar ska vara ett effektmål inom samförvaltningen av älg-skog.

3.8.4 Realistiska

Befintlig forskning visar att andelen skadade stammar på högre geografiska nivåer, som ÄFO:n, bestäms av mängden betande djur, hur de konkurrerar om fodret och fodermängden. För att minska skogsskadorna mest effektivt och finna goda avvägningar bör förvaltningen fokusera på att samtidigt öka mängden tallfoder och reglera hela hjortviltssamhället. Det är viktigt att notera att vi liksom Pfeffer m.fl. (2021) hittar signifikanta samband mellan mängden tall och andelen skadade tallar i hela Sverige, inklusive Norrland där förvaltningen redan nått SKS mål för återbeskogning med tall på magra marker och mellanmarker. Resultaten antyder att målen om återbeskogning kan behöva ses över om syftet är att effektivt begränsa betesskadorna på tallskog.

Det finns inget som tyder på att det går att nå dagens tak för skador enbart genom att skjuta fler älgar utom i undantagsfall, såvida inte älgen utrotas helt – vilket inte är något alternativ eftersom den är en naturlig del av skogsekosystemet. Därmed är det inte realistiskt att nå dagens mål med dagens åtgärder. Det är av avgörande betydelse för tilliten till förvaltningen att införliva resultaten från aktuell forskning på flerartsförvaltning och samförvaltning så att förvaltningen verkligen blir ekosystembaserad och adaptiv.

3.8.5 Tidsatta

Alla mål och åtgärder i ÄFO-planerna är tydligt tidsatta, och de delar som formellt hör till älgförvaltningen uppfyller därmed definitionen av SMART. Detsamma har inte gällt Skogsstyrelsens mål för återbeskogning, men nu regleras de genom föreskrift på beståndsnivå. Så långt ingår mål för återbeskogning varken i älgförvaltningsplanerna eller i några andra bindande planer, trots att val av trädslag vid återbeskogning återkommande visar sig vara en mycket viktig åtgärd för att minska skadenivåerna.

4. Slutsatser

Våra analyser visar att älgstammen sänkts med ca 10 % sedan den nya älgförvaltningen infördes, och att avskjutningsmålen nås men med en tidsmässig eftersläpning. Samtidigt visar vi att det är möjligt att öka noggrannheten inom förvaltningen genom att använda den nya metoden för att skatta älgtätheter, och därmed skapa bättre överensstämmelse mellan täthet, avskjutningsmål och täthetsmål. Det är viktigt för trovärdigheten för förvaltningen att utgå från så tillförlitliga populationskattningar som möjligt, samt att avskjutningsmålen sätts så att de sannolikt ger den eftersträvade effekten på tätheten om avskjutningsmålen nås. Det finns en uppenbar risk att avskjutningsmålen inte längre ses som något som ska nås om de sätts högre än vad som behövs för att nå täthetsmålen (givet att avskjutningsmålen fylls). Förekomst av ”luftälgar” i avskjutningsmålen, det vill säga att sätta ett högre avskjutningsmål än vad som krävs för att nå täthetsmålet, diskuteras ofta inom förvaltningen och riskerar att påverka förtroendet och precisionen negativt. Samtidigt blir det svårt att utvärdera måluppfyllnaden.

Generellt fann vi inga eller svaga samband mellan nyttjandegrad av avskjutningsmålen och faktorer som älgtäthet, avvikelse från täthetsmål respektive andel skogsskador. Fokus bör i första hand läggas på att följa upp täthetsmål samt hur avskjutningsmålen sätts i förhållande till täthet och täthetsmål, i stället för dagens fokus på nyttjandegrad.

Sammantaget visar resultaten att mellanårsvariationen i ÄBIN är för stor inom de enskilda områdena för att kunna visa om en ändrad älgtäthet kan förväntas ge en förändring i andelen årsskadade tallstammar inom loppet av sex år, vilket motsvarar två planperioder. Därmed kan det ifrågasättas om det är lämpligt att fastställa förvaltningsmål för älgpopulationens storlek enbart baserat på andel skador enligt ÄBIN, mätt med dagens metod och inventeringsansträngning. Analyserna av de mätta bestånden visar på negativa samband mellan mängden tallstammar och andelen skadade stammar, och att tillgången till tallfoder har en större inverkan på skadenivåerna än älgtätheten. Resultaten överensstämmer med tidigare publicerade studier.

Sett ur ett SMART-perspektiv är målen inom älgförvaltningen tydligt specifika och tidsatta, samt förefaller så långt vara accepterade. Jägarkåren vill dock i ökande grad ha fler älgar allt eftersom tätheterna sjunker, och acceptans bör utvärderas löpande även bland de faktiska intressenterna. Däremot finns uppenbara brister i mätbarheten för de skogliga faktorerna, genom omfattande slumpmässig mellanårsvariation som sannolikt orsakas av bristande representativitet av de inventerade bestånden. Utifrån befintliga data förefaller inte heller målen för skadenivåer vara realistiska.

För att nå balans mellan älgtäthet och fodertillgång krävs kunskap om vilka förvaltningsåtgärder som verkligen leder mot målet. Dels krävs kunskap om de biologiska sambanden mellan vilttäthet, fodertillgång och skador, dels krävs inventeringsmetoder och insatser som gör det möjligt att följa upp både åtgärder och effekterna av utförda åtgärder med tillräcklig precision och noggrannhet. Det är även viktigt att ta ställning till tidsmässiga avvägningar inom förvaltningen för att kunna fatta beslut om åtgärder i tid, samt göra rumsliga avvägningar då styrkan på biologiska samband ofta skiljer beroende på val av rumslig skala.

Lämplig tidsmässig och rumslig skala för både ÄBIN och för befintliga inventeringsmetoder för älgtäthet bör utvärderas parallellt och anpassas inom samförvaltningen av älg-skog. Samtidigt bör konkurrens om foder och skador på skog studeras vidare i ett landskapsperspektiv. Befintliga forskningsresultat som visar på betydelsen av att förvalta hela klövviltsamhället och fodertillgången parallellt för att minska skogsskador så effektivt som möjligt bör beaktas mer inom förvaltningen.

Kunskapsläget visar därmed att en bredare definition av ”ekosystembaserad” bör övervägas vid en framtida revidering av föreskriften för jakt efter älg (NFS 2011:7). Dagens formulering lyder ”Med ekosystembaserad förvaltning av älgstammen avses i dessa föreskrifter en adaptiv förvaltning som, i syfte att skapa en älgstam av hög kvalitet och i balans med betesresurserna, tar hänsyn till viktiga allmänna intressen såsom rovdjursförekomst, trafiksäkerhet och inverkan på biologisk mångfald samt till jordbruk och skador på skog.” Definitionen har därmed en tydligt antropocentrisk inriktning, och helt centrala delar som betydelsen av tillgång till foder och konkurrens från andra betare, samt behov av att förvalta foder och konkurrenter aktivt, förbigås helt. Det är givet att ekosystemtjänster och –otjänster har en central plats i förvaltningen, men det går inte att bortse från ekologiska processer och strukturerande effekter om man vill nå en välfungerande och kostnadseffektiv förvaltning.

Referenser

Andren H. & P. Angelstam. 1993. Moose browsing on Scots pine in relation to stand size and distance to forest edge. *Journal of Applied Ecology* 30(1): 133–142. <https://doi.org/10.2307/2404277>.

Bergqvist G., Bergström R. & M. Wallgren. 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* 48 (1): 1-13. ISSN-L 0037-5330 | ISSN 2242-4075

Carlsson, L., Lundberg, P., Danell, K., Boman, M., Mattsson, L., & H. Andrén. 2010. *Adaptiv förvaltning*. I *Vilt, människa, samhälle*, red. Danell, K. & R. Bergström. Liber, Stockholm.

Danell, K. & R. Bergström. 2016a. Allmogen fick jakträtten åter, 1789–1870. I *Jaktens historia i Sverige*, red. Danell, K. m.fl. Liber, Stockholm.

Danell, K. & R. Bergström. 2016b. Uppbyggnad och fokusförändring, 1870–1938. I *Jaktens historia i Sverige*, red. Danell, K. m.fl. Liber, Stockholm.

Díaz-Yáñez O., Mola-Yudego B. & J.R. González-Olabarria. 2017. What variables make a forest stand vulnerable to browsing damage occurrence? *Silva Fennica* 51(2): article id 1693. <https://doi.org/10.14214/sf.1693>

Dressel, S. Sandström, C. & G. Ericsson. Adaptiv älgförvaltning nr 10: *Med siktet inställt på mål*. Revidering av Fakta Skog 2011: 19. https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forsk/popvet-dok/faktaskog/faktaskog11/faktaskog_19_2011_2019.pdf

Ericsson, G. & J. Kindberg. 2019. Adaptiv älgförvaltning 2: *Älgobservationer (Älgobs)*. Uppdatering av Fakta Skog 2011: 11. https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forsk/popvet-dok/faktaskog/faktaskog11/faktaskog_11_2011_2019.pdf

Holling, C. S. 1959. The components of predation as revealed by a study of small-mammal predation of the European pine sawfly”. *The Canadian Entomologist*. 91 (5): 293–320.

Holling, C. S. 1959b. Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *The Canadian Entomologist*. 91 (7): 385–98.

Kardell, Ö. 2016. Swedish forestry, forest pasture grazing by livestock, and game browsing pressure since 1900. *Environment and History* 22, 561-587. doi.org/10.3197/096734016X14727286515817

Leonardsson K., Ranney B., Broman E., Johan Truvé J. & E. Lindberg. 2020. *Nationell beräkningsmetod älg*. Rapport till Naturvårdsverket.

Luke 2021. Finska Naturresursinstitutet resursdatabas. http://statdb.luke.fi/PXWeb/pxweb/sv/LUKE/LUKE__06%20Kala%20ja%20oriista__02%20Rakenne%20ja%20tuotanto__16%20Metsastys/?tablelist=true&rxid=61ae8652-2a26-41c0-ab11-996566cbdb43

Lundberg, P. & K. Danell. 1990. Functional response of browsers: tree exploitation by moose. *Oikos* 58: 378-384.

- Länsstyrelsen. 2021. *Älgdata*, Länsstyrelsernas plattform för älgförvaltning. Alldata.se.
- Månsson J., Andrén H., Bergström R., Kjellander P., Pehrson Å. & C. Kalén . 2007. Älgbeta i tid och rum— vad styr älgarna och betetrycket i ungskog? FaktaSkog 2007: 7, Sveriges lantbruksuniversitet. Elektronisk resurs: https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forskn/popvet-dok/faktaskog/faktaskog07/faktaskog_7_2007.pdf
- Naturvårdsverket. 2018. *Uppföljning av mål inom älgförvaltningen Redovisning av ett regeringsuppdrag*.
- Nevalainen, S., Matala, J., Korhonen, K., & A. Ihalainen. 2016. Moose damage in National Forest Inventories (1986–2008) in Finland. *Silva Fennica* 50. <https://doi.org/10.14214/sf.1410>.
- Pfeffer, S. 2021. Impacts of multi-species deer communities on boreal forests across ecological and management scales. Diss. (sammanfattning/summary) Sveriges lantbruksuniv., Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. <https://pub.epsilon.slu.se/21777/>
- Pfeffer, S. E, Singh, N. J., Cromsigt, J. P. G. M., Kalén, C. & F. Widemo. 2021. Predictors of deer damage on commercial forestry - a study linking management data. *Forest Ecology & Management* 479. doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118597
- NFS 2011: 7. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om jakt efter älg och kronhjort. <https://lagen.nu/nfs/2011:7>
- SKS 2018. ÄBIN Fältinstruktion 2018. <https://jaktrapport.se/dokumentarkiv/dokument/punkt-4-abin-faltinstruktion-2018-.pdf>
- SKS 2022. <https://www.skogsstyrelsen.se/nyhetslista/stopp-for-ny-gran-pa-magramarker--ska-gora-skogen-mer-motstandskraftig/>
- SLU. 2021a. *Adaptiv älgförvaltning*. <https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/algforvaltning/>
- SLU. 2021B. Inventering för adaptiv älgförvaltning i älgförvaltningsområden (ÄFO) – Älgobservationer (Älgobs). https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/algforvaltning/manualer/adaptiv-algforvaltning-2019/m2-algobs_2019.pdf
- SSB 2021. Norges Statistiska Sentralbyrå. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/jakt/statistikk/elgjakt>
- Svenska Jägareförbundet. 2021. *Viltdata*, Svenska Jägareförbundets plattform för svensk viltövervakning. Vildata.se.
- Widemo, F. 2021. Attityder till älgstammens storlek. <https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/vfm/nyheter/2021/oktober/attityder-till-algstammens-storlek-2013-2021.pdf>
- Widemo, F., Elmhagen, B. & N. Liljebäck. 2019. Viltets ekosystemtjänster- en kunskaps-sammanställning till stöd för värdering och förvaltning. 163 sidor. Naturvårdsverkets rapportserie. <https://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/6800/978-91-620-6889-9/>
- Wolfram Research, Inc., 2021. Mathematica, Version 12.3.1, Champaign, IL.

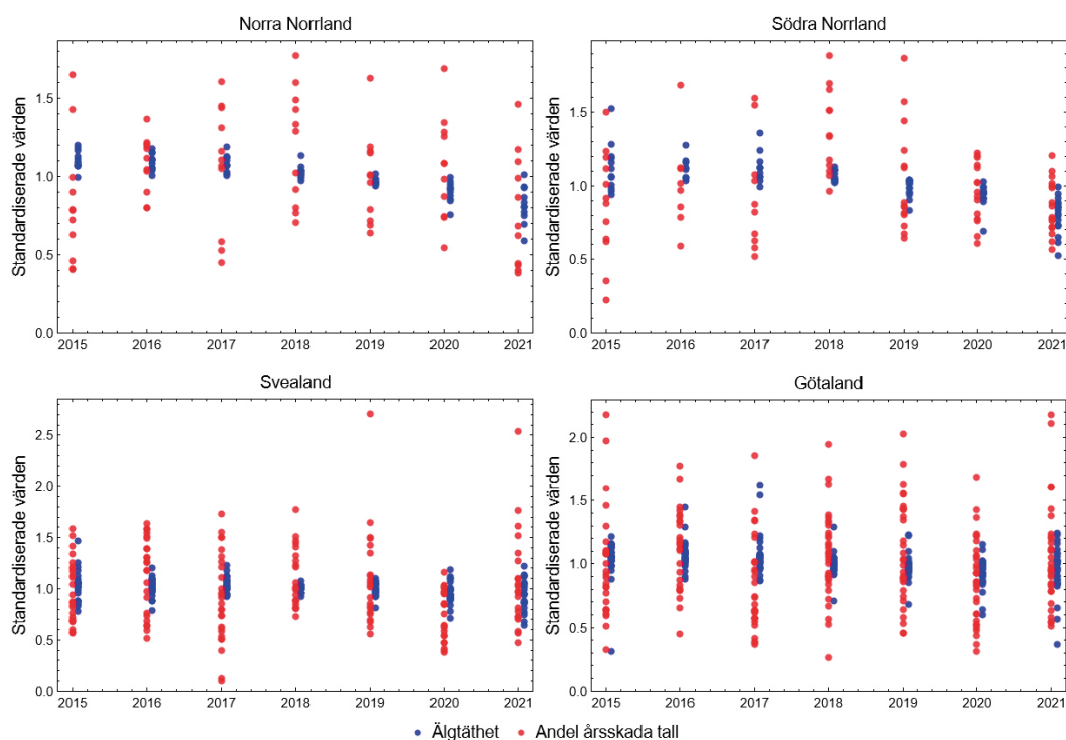
Tack

Rapporten har tagits fram med finansiering av Naturvårdsverket. Författarna vill tacka Skogsstyrelsen för tillgång till resultat från ÄBIN och Svenska Jägareförbundet för tillgång till resultat från Älgobsen.

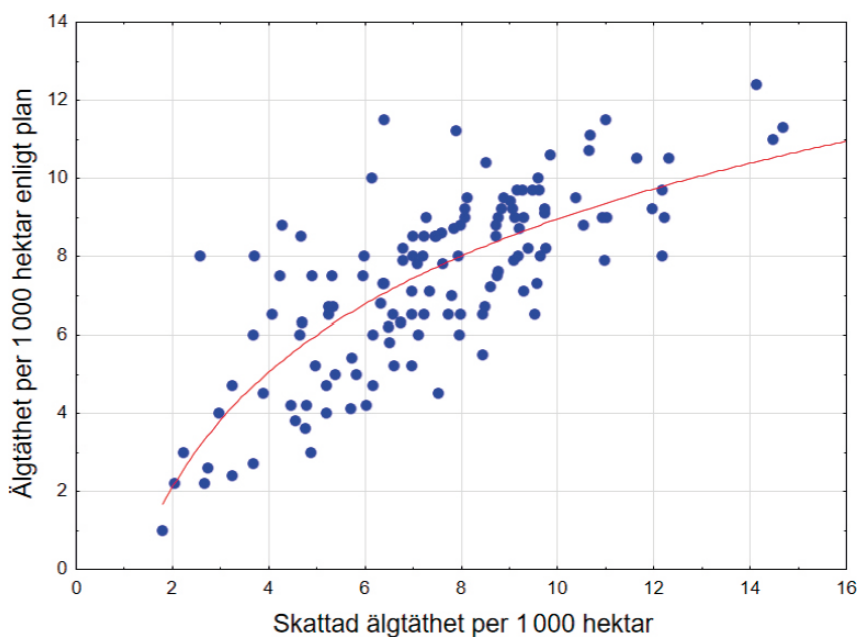
Bilaga 1 Kompletterande tabeller och figurer

Tabell B1-1. Älgtätheten minskade i majoriteten av älgförvaltningsområdena, men med en jämnare fördelning mellan områden med minskande respektive ökande täthet i Svealand jämfört med i de övriga landsdelarna. Vid indelningen valdes intervallet –5 % till +5% för klassen oförändrad älgtäthet. Förändringen beräknades genom att jämföra tätheterna jaktåren 2014–15 mot 2020–21.

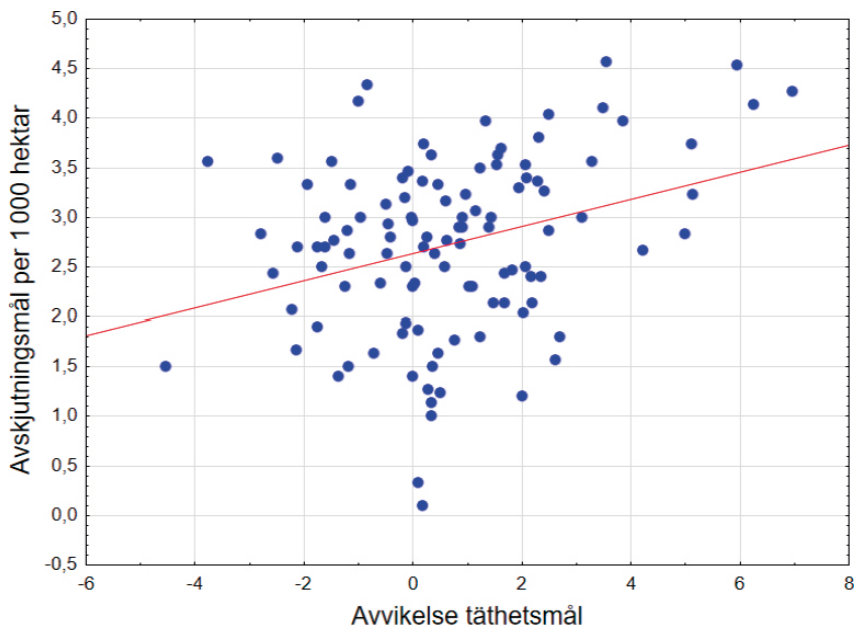
Landsdel	Minskning (%)	Oförändrat (%)	Ökning (%)	Antal ÄFO
Norrland	76	18	6	46
Svealand	47	15	37	33
Götaland	58	25	17	53
Hela landet	59	20	21	132



Figur B1-1. Förändring över tid i älgtäthet efter jakt (blå) och andel årsskada tall (röd) i de olika landsdelarna. Samtliga ÄFO med data för båda variablerna är representerade med fyllda symboler. Årsvärdena inom ÄFO har dividerats med medelvärdet för tidsserien inom ÄFO vilket innebär att de standardiserade värdena inom ÄFO har medelvärdet 1 både för älgtäthet och för andel årsskada tall, vilket möjliggör jämförelse av osäkerhet och trender mellan de båda variablerna.



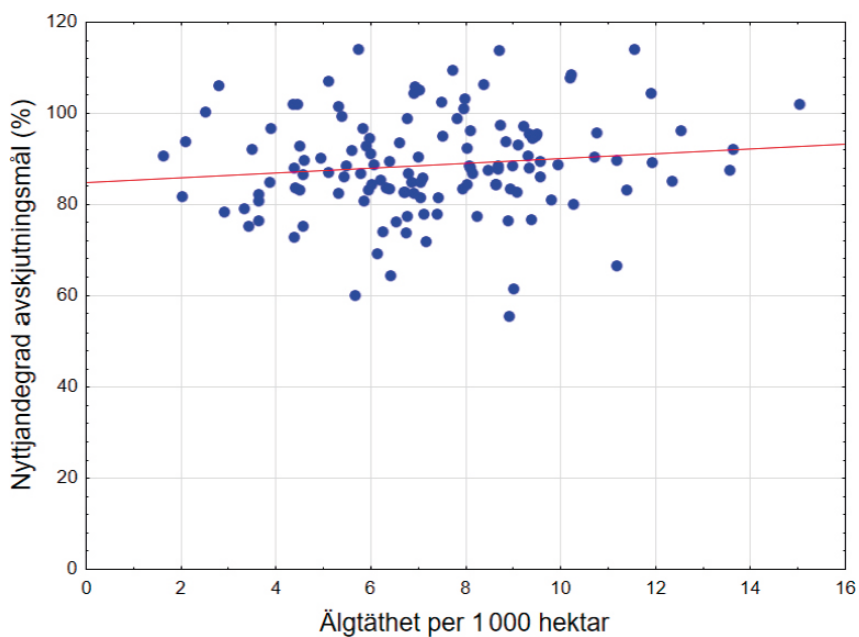
Figur B1-2. Förhållandet mellan älgtäthet skattad med den nya metoden (X), jämfört med älgtätheterna i de befintliga förvaltningsplanerna (Y). Varje punkt representerar året med den senaste bedömda plantätheten för varje ÄFO med bedömda och skattade tätheter. Statistisk ges som fotnot.⁶⁹



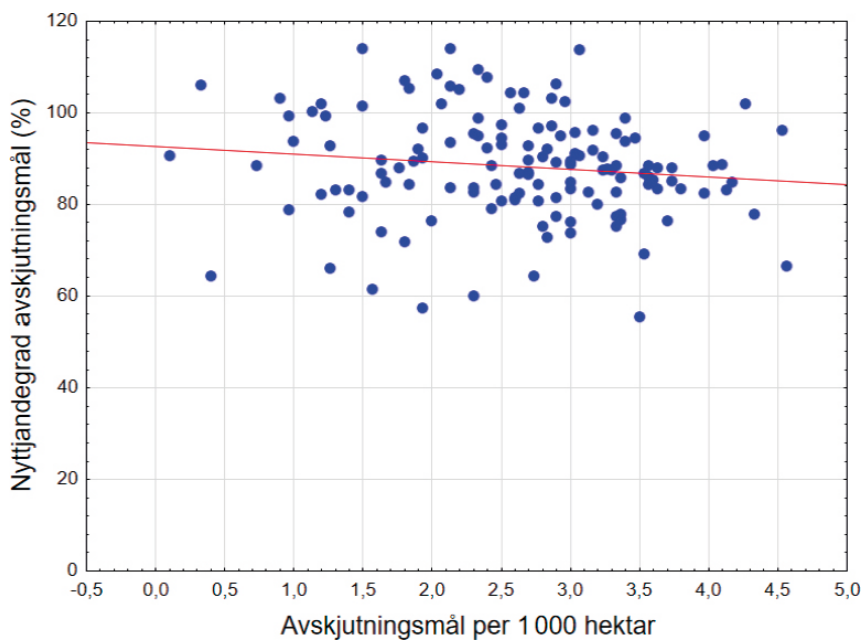
Figur B1-3. Sambandet mellan avvikelse från täthetsmålet och storleken på avskjutningsmålet. Varje punkt motsvarar genomsnittet för ett älgförvaltningsområde under jaktåren 2018/19–2020/21. Statistisk ges som fotnot.⁷⁰

⁶⁹ $r^2= 0,35$; $n= 131$; $p< 0,00001$

⁷⁰ $r^2= 0,09$; $n= 110$; $p< 0,0008$



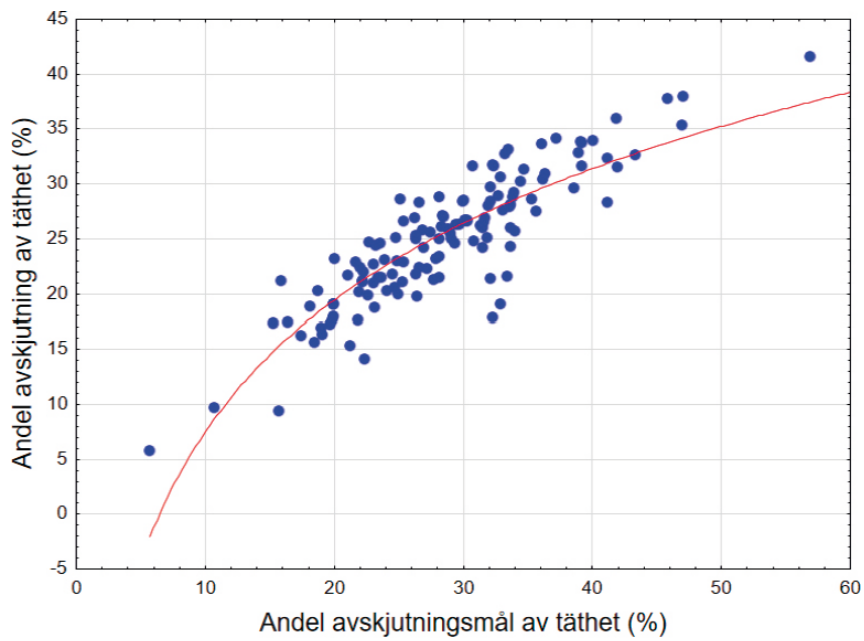
Figur B1-4. Sambandet mellan genomsnittlig älgtäthet och genomsnittlig nyttjandegrad av avvskjutningsmålen enligt ÄFO-planerna under jaktåren 2018/19–2020/21. Statistisk ges som fotnot.⁷¹



Figur B1-5. Sambandet mellan genomsnittligt avvskjutningsmål och genomsnittlig nyttjandegrad av avvskjutningsmålen enligt ÄFO-planerna under jaktåren 2018/19–2020/21. Statistisk ges som fotnot.⁷²

⁷¹ $r^2= 0,007$; $n= 131$; $p= 0,16$

⁷² $r^2= 0,01$; $n= 135$; $p= 0,13$



Figur B1-6. Sambandet mellan avskjutningsmålets andel av älgtätheten och den faktiska avskjutningens andel av tätheten. Varje punkt utgörs av ett genomsnitt för ett älgförvaltningsområde under jaktåren 2018–2020. Statistisk ges som fotnot.⁷³

⁷³ Generalized non-linear regression; $n = 130$; $\chi^2 = 178,2$; $p < 0,00001$

Bilaga 2 Länsvisa jämförelser

Tabell B2-1.

Län	Täthetsmål				Avskjutningsmål			Avskjutning			Bedömd täthet				Skattad täthet		
	2018–20	Förändring	Andel	Avvikelse	2018–20	Förändring	Andel	2018–20	Förändring	Andel	2018–20	Förändring	Andel	Avvikelse	2018–20	Förändring	Andel
Stockholm	6,1	-1,0	-14,1	0,1	2,2	-1,3	-37,7	1,6	-0,5	-24,1	5,5	-1,3	-19,3	10,7	6,1	-1,9	-23,9
Uppsala	6,1	-0,4	-6,3	-12,9	2,4	-0,6	-21,4	2,3	-0,4	-14,3	6,6	1,2	21,5	-19,0	5,3	-0,9	-14,1
Södermanland	4,5	-1,8	-28,4	-11,2	1,6	-1,1	-40,9	1,4	-1,0	-42,1	4,5	-1,0	-18,5	-11,2	4,0	-1,0	-20,3
Östergötland	5,3	-1,5	-22,5	0,2	2,3	-1,2	-34,8	1,9	-1,3	-39,4	4,9	-1,4	-22,0	8,4	5,3	-1,0	-16,3
Jönköping	7,2	-0,8	-10,3	18,0	3,2	-1,0	-24,1	2,7	-0,9	-25,2	8,0	-0,7	-8,1	5,9	8,5	-0,1	-0,9
Kronoberg	6,9	-0,8	-10,1	2,1	3,2	-0,8	-19,4	2,8	-1,0	-25,7	7,9	-0,7	-8,2	-11,9	7,0	-1,5	-17,4
Kalmar	5,3	-0,9	-14,7	17,8	2,4	-0,6	-20,4	2,0	-0,7	-25,4	5,2	-1,0	-15,4	18,9	6,2	-0,4	-6,4
Blekinge	5,3	-0,6	-10,4	13,8	2,0	-0,4	-17,2	1,5	-0,5	-24,4	4,8	-0,5	-9,5	25,4	6,0	-0,6	-9,1
Skåne	4,5	-1,6	-25,7	3,1	1,4	-0,2	-10,9	1,0	-0,4	-27,8	4,3	-0,7	-13,4	8,9	4,6	-0,5	-9,2
Halland	6,8	-1,3	-16,3	28,4	2,3	0,1	2,6	2,0	-1,2	-37,8	7,1	-0,8	-10,3	22,9	8,7	0,2	2,2
Västra Götaland	6,9	-1,2	-14,9	18,6	3,2	-0,5	-13,0	2,5	-0,9	-25,6	8,7	-0,4	-4,5	-4,8	8,2	-0,8	-8,6
Värmland	9,4	0,0	-0,4	17,0	2,7	-1,7	-38,7	2,5	-0,7	-22,0	10,0	0,6	6,9	10,8	11,1	3,0	38,1
Örebro	8,5	0,0	0,4	0,9	2,3	-1,1	-32,1	2,1	-0,9	-29,5	8,5	-0,5	-5,1	2,0	8,6	0,1	1,7
Västmanland	7,8	-1,0	-11,2	-26,1	2,3	-1,0	-30,7	1,9	-0,7	-27,4	7,0	-1,1	-13,3	-18,3	5,7	-0,6	-9,8
Dalarna	7,4	-0,6	-8,0	10,1	2,8	0,2	5,8	2,7	0,3	13,6	8,8	0,5	6,0	-7,7	8,2	-0,7	-8,0
Gävleborg	6,9	0,4	5,6	-20,4	2,9	-0,2	-5,7	2,6	-0,3	-10,9	8,2	0,0	0,3	-33,6	5,5	-3,2	-37,1
Västernorrland	6,8	-0,9	-11,8	71,4	3,8	0,7	21,4	3,8	-0,6	-13,1	8,9	0,8	9,2	30,0	11,6	0,1	0,7
Jämtland	5,9	-1,3	-18,4	30,5	3,1	-0,2	-6,7	2,7	0,1	2,5	7,9	0,4	5,3	-3,1	7,7	-1,1	-12,8
Västerbotten	4,0	0,0	-1,0	53,7	2,9	-0,2	-6,5	2,5	0,0	-1,1	5,4	0,4	8,4	13,6	6,2	-1,3	-17,4
Norrbotten	3,7	-2,4	-39,3	41,4	2,7	0,0	-1,0	2,1	0,1	3,1	5,1	-0,9	-14,5	1,8	5,2	-0,2	-3,0
Nationellt	6,5	-0,8	-10,9	8,7	2,7	-0,5	-16,9	2,3	-0,5	-17,7	7,2	-0,3	-4,6	-1,9	7,1	-0,8	-9,7

Täthetsmål, avskjutningsmål, avskjutning, bedömd täthet (från ÄFO-plan) samt täthet skattad med den nya metoden redovisad som länsvisa medel för ÄFO:n för planperioden 2018/19–2020/21, samt som viktade nationella medelvärden utifrån ÄFO-areal. Förändringen och den procentuella förändringen ("Andel") är beräknad jämfört med jaktåret 2014/15, vilket var det sista året under den första planperioden. Avvikelsen för täthetsmålet är beräknad jämfört med den skattade tätheten och uttryckt som andel av målet, medan avvikelsen för den bedömda tätheten är beräknad jämfört med den skattade tätheten och uttryckt som andel av den bedömda tätheten. Relativa förändringar och avvikelser > +10 % är markerade med blå färg och förändringar > -10 % är markerade med gult.

Bilaga 3 Ekologisk modell

Den ekologiska modellen utgår från en generell formel för funktionell respons (Holling 1959a,b, se även Lundberg & Danell 1990) som antingen kan vara linjär (typ I; andelen foder som konsumeras utgör en konstant andel av fodermängden) eller asymptotiskt (typ II; andelen foder som konsumeras utgör en minskande andel av fodret när fodermängden ökar vilket kan förklaras av att individerna prioriterar andra aktiviteter när det finns gott om föda) beroende på parameteriseringen i samband med den statistiska analysen:

$$f(X_2) = a \cdot X_2 / (1 + a \cdot h \cdot X_2) = A \cdot X_2 / (1 + B \cdot X_2)$$

där X_2 = antal tallstammar, $A = a$ = "encounter rate", h = hanteringstid och $B = a \cdot h$. För att göra om det hela till andel betesskador divideras med antal tallstammar, X_2 , vilket ger:

$$f(X_2) / X_2 = A / (1 + B \cdot X_2).$$

Så långt gäller formeln för en älg. Eftersom det finns mer än en älg multipliceras med X_1^c , där X_1 är älgtätheten och parametern C ger utrymme för interferens mellan älgarna (om C avviker från 1). Interferenstermen kan tolkas som att älgarnas vilja att gå in och beta i ett ungskogsområde beror på om det finns andra älgar där eller om andra älgar redan betat där. Ytterligare en egenskap som kan leda till att C avviker från 1 är att med ökande älgtäthet ökar sannolikheten att redan skadade stammar åter skadas genom bete, barkskada eller stambrott. Notera att parametern A nu även inkluderar omräkning från en älg till antal älgar per 1 000 ha, dvs A ger nu inte ett renodlat mått på "encounter rate".

Det ger den kompletta ekvationen i analysen:

$$g(X_1, X_2) = A \cdot X_1^c / (1 + B \cdot X_2)$$

med tre parametrar där $g(X_1, X_2)$ är en proportion mellan 0 och 1, vilket ger den kompletta ekologiska modellen:

$$\text{modell} = A \cdot X_1^c / (1 + B \cdot X_2); \text{modell} = A \cdot X_1^c / (1 + B \cdot X_2);$$

Modellen beskriver nu hur andelen betade tallstammar beror på älgtäthet och hur många tallstammar det finns att beta på. Eftersom modellen ger en proportion mellan 0 och 1 kan man utgå från en statistisk fördelning som heter binomialfördelning för att formulera den sannolikhetsfunktion "likelihood" som behövs för att söka de parametervärden för vilka modellen bäst förklarar andelen observerade betesskador. I numeriska analyser använder man av praktiska skäl den logaritmerade varianten av likelihood funktionen, dvs Loglikelihood funktionen som i detta fall blir:

$$\text{Loglikelihood funktion} = ((X_2 - X_2 \cdot Z) \cdot \text{Log} [1 - \text{modell}] + X_2 \cdot Z \cdot \text{Log} [\text{modell}] + \text{Log} [\text{Binomial} [X_2, X_2 \cdot Z]]),$$

där Z = observerad andel årsskada

I den statistiska analysen söker man numeriskt de värden för A, B och C som maximerar Loglikelihood funktionen. I programmeringsspråk som Mathematica, R, osv, finns färdiga maximeringsfunktioner att tillgå som man kan anropa. Dessa ger det maximala Loglikelihood-värdet, och med hjälp av det kan man sedan beräkna AIC-värdet (Akaike Information Criterion) för att avgöra vilken modell som är bäst förklarar variationen i responsvariabeln (här andel skadade tallstammar) bland specificerade modeller med olika variabler. Här jämförs den ekologiska modellen med de traditionella statistiska modellerna med enbart älgtäthet, enbart talltäthet eller både och, samt med en modell som varken innehåller älg eller talltäthet, dvs enbart använder medelvärdet på andel betesskador. Den modell som har det lägsta AIC-värdet är den som bäst förklarar andelen skadade tallar.

Den bästa anpassningen av den ekologiska modellen till data gav följande parametervärden:

Parameter	Typvärde	Medel	SD	2,5 perc	97,5 perc
A	0,1559	0,1559	0,0039	0,1482	0,1636
B	0,0010	0,0010	0,0000	0,0009	0,0010
C	0,1654	0,1654	0,0099	0,1460	0,1848

Konturplotten baseras därmed på formeln $Z=A \cdot X_1^C / (1+B \cdot X_2)$ med parametervärden för A, B och C från tabellen ovan, X_1 motsvarar X-värdena (älgtätheten) i konturplotten och X_2 motsvarar Y-värdena (talltätheten) i konturplotten.

Som jämförelse redovisas här i fallande ordning de maximum log-likelihood värden (MLL) och AIC värden som erhöles för den ekologiska modellen och för de traditionella statistiska modellerna. Den bästa modellen är den med det lägsta AIC-värdet. Grovt räknat motsvarar en skillnad i AIC-värden på 2.0 gränsen för 95 % konfidensintervall. Det innebär att skillnaden i förklaringsgrad mellan den ekologiska modellen och den bästa traditionella modellen är mycket stor eftersom skillnaden i AIC-värdena överstiger 700. Bägge visar dock kvalitativt samma sak: det finns ett starkare samband mellan mängden tall och andelen skadade tallar än mellan mängden älgar och andelen skadade tallar, men det finns signifikanta samband för bägge faktorerna.

Modell	MLL	AIC
Ekologisk modell	-9 497,9	19 001,8
Traditionella modeller:		
Konstant + tall	-9 851,82	19 707,6
Konstant + älg + tall	-9 851,82	19 709,6
Konstant + älg	-10 761,80	21 527,6
Konstant (medel)	-10 762,50	21 527,0

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Samförvaltning av älg och skog – analyser av den nya älgförvaltningen under perioden 2012–2021

Co-management of the Swedish moose population and Swedish forests – analyses at the level of moose management areas during 2012–2021

Denna rapport utreder hur väl älgförvaltningsområden uppfyller sina populationsmål, samt sambanden mellan älgstammens täthet och skador på skog mätta med älgbetesinventeringen ÄBIN. I uppdraget har ingått att använda den nya metod som SLU tagit fram, Lst Moose, för att skatta populationstätheter hos älg. Rapporten ska utgöra ett kunskapsunderlag till arbetet med den nationella förvaltningsplanen för älg och kronhjort.

Rapporten är skriven på uppdrag av Naturvårdsverket och författarna ansvarar själva för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer. Det är Naturvårdsverkets förhoppning att denna rapport bidrar till ökad kunskap om och förståelse för hur olika faktorer påverkar älgförvaltningens måluppfyllelse. Arbetet har finansierats via Naturvårdsverkets anslag för åtgärder för värdefull natur.