

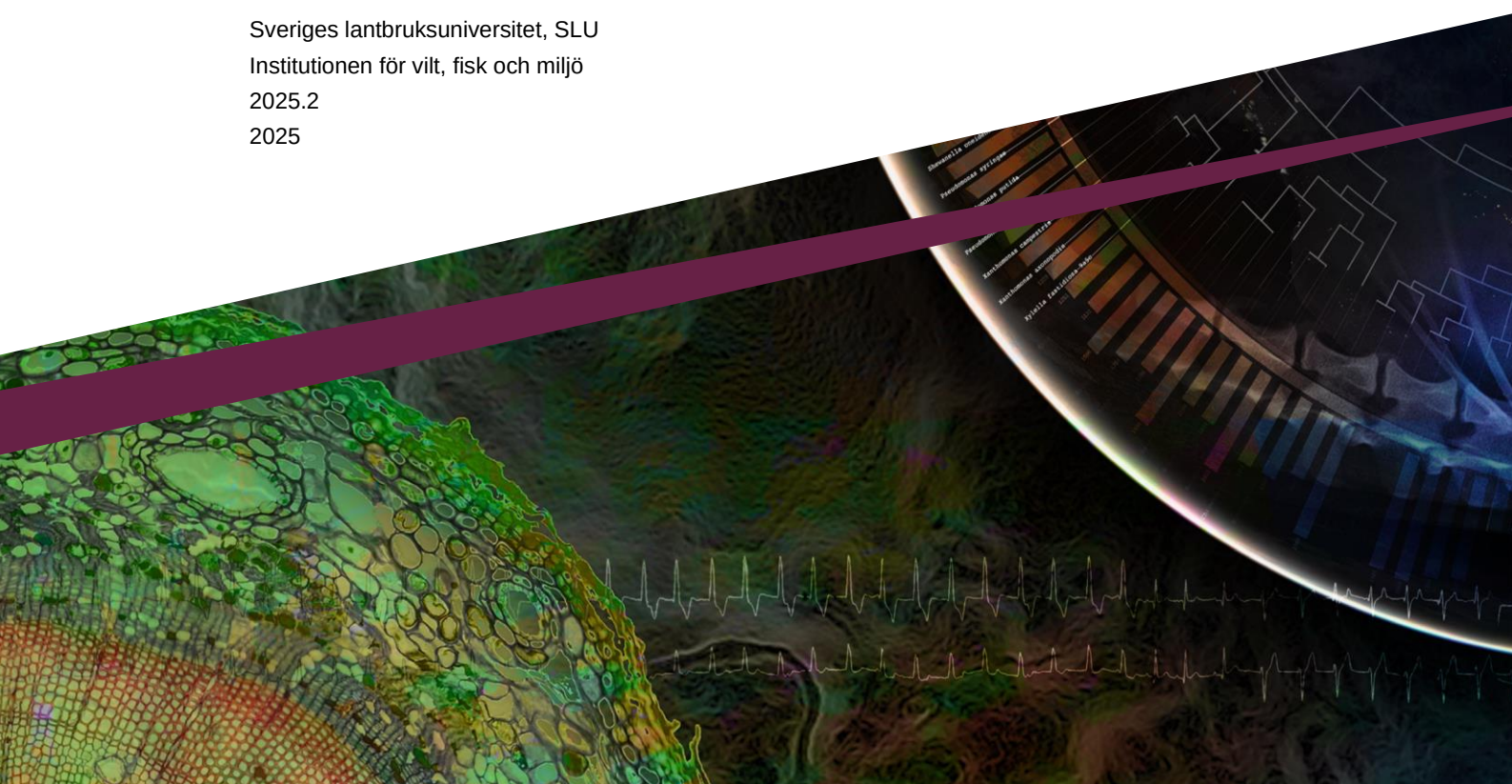


Dödlighet hos vuxna älgar

– en analys baserat på GPS-märkta älgar från
Kronobergs län i söder till Norrbottens län i norr

Wiebke Neumann, Olivier Devineau, Kjell Leonardsson, Fredrik Stenbacka, Jonas Kindberg och Håkan Sand

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för vilt, fisk och miljö
2025.2
2025



Dödlighet hos vuxna älgar - en analys baserat på GPS-märkta älgar från Kronobergs län i söder till Norrbottens län i norr

Mortality risk in adult moose - an analysis based on GPS-marked moose from in Kronoberg county in the south to Norrbotten county in the north

Wiebke Neumann, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö 0000-0002-0000-4816

Olivier Devineau, University of Applied Sciences, Norway, ORC-ID: 0000-0002-7625-2816

Kjell Leonardsson, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö

Fredrik Stenbacka, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö

Jonas Kindberg, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö 0000-0003-1445-4524

Håkan Sand, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi, ORC-ID: 0000-0002-2646-022X

Utgivare: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö

Utgivningsår: 2025

Utgivningsort: Umeå

Serie: Rapport (Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö)

Delnummer i serien: 2025.2

Nyckelord: *Alces alces*, dödlighet, överlevnad, orsaksspecifik, dödsorsak, riskanalys, Cox model

Sammanfattning

I det här arbetet analyserade vi orsaksspecifik dödlighet hos vuxna älgkor och älgdjurar (*Alces alces*) med hjälp av ett omfattande data set av 1021 GPS-märkta älgar (796 kor, 225 tjurar) geografiskt fördelade mellan Kronobergs och Norrbottens län under perioden 2003 - 2024. Det är första gången olika orsaker för dödlighet har skattats med en så stor individ-baserade empirisk datamängd och som omfattar olika områden längs en miljömässig gradient i Sverige. Vårt arbete visar på fyra huvudresultat: (1) *Jakt* utgjorde överlägsen största andelen av dödlighet även för GPS-märkta älgar och risken att dö till följd av jakt är relativt större för älgdjurar än för älgkor. (2) Älgkor och -tjurar skilde sig åt i sin risk att dö på grund av *jakt*, men också på grund av andra orsaker där korna tenderade att löpa en större risk att bli *trafikdödade* eller dö på grund av *okända* orsaker jämfört med älgdjurar. (3) Andelen av icke-mänsklig relaterade dödlighet (dvs ej *jakt* eller *trafik*) varierade mellan områden. *Naturlig* dödlighet tenderade att förekomma i högre grad i södra studieområden med störst variation i hemiboreala landskap söder om *Limes norrlandicus*. Utöver detta tenderade den *okända* dödligheten att utgöra en större andel hos älgar på Öland (Kalmar län) och vid Östermalma (Södermanlands län), samt för en del av studieområdena i Norrbottens län. (4) Vår analys av dödlighet utöver *jakt*, *trafik* och *predation* under det första året vi kunde följa en given GPS-märkt älg gav en *övrig* dödlighet på 3.2% (konfidensintervall: 2.1-4.4%). Vårt data innehöll fler kor än tjurar och vissa typer av dödsorsaker förekommer sällan. Denna snedfördelning kan medföra att kornas orsaksspecifika dödlighet kan få mer vikt i analysen av konkurrerande dödsorsaker eftersom dessa utgjorde en större andel av vår data. Risken för en given dödsorsak varierade mycket för både kor och tjurar mellan olika områden, framför allt för sällsynta dödsorsaker. Detta medförde stora och överlappande konfidensintervall i många fall som i sin tur försvårade möjligheten att hitta tydliga statistiska skillnader.

Författarna ansvarar ensamma för innehållet i rapporten.

Nyckelord: *Alces alces*, dödlighet, överlevnad, orsaksspecifik, dödsorsak, riskanalys, Cox model

Abstract

In this work, we analyzed cause-specific mortality of adult cow and bull moose (*Alces alces*) using a comprehensive dataset of 1021 GPS-marked moose (796 cows, 225 bulls) geographically distributed between Kronoberg and Norrbotten counties during the period 2003 - 2024. This is the first time different causes of mortality have been estimated with such a large individual-based empirical dataset covering different areas along an environmental gradient in Sweden. Our work shows four main results: (1) *Hunting* accounted by far for the largest proportion of mortality over time even for GPS-marked moose and the risk of being shot was relatively higher for bulls than for cows. (2) Cows and bulls differed in their risk of dying due to *hunting*, but also for other causes where cows tended to have a higher risk of being killed in *traffic* or dying due to *unknown* causes than bulls. (3) The proportion of non-human-related mortality (i.e. not *hunting* or *traffic*) varied between areas. *Natural* mortality tended to be more prevalent in southern study areas with the greatest variation in hemiboreal landscapes south of the *Limes norrlandicus*. In addition, the *unknown* mortality tended to constitute a larger proportion on Öland (Kalmar County) and at Östermalma (Södermanland County), and for some of the study areas in Norrbotten. (4) Our analysis of mortality *other* than *hunting*, *traffic* and *predation* during the first year we could follow a given GPS-marked moose resulted in a mortality of 3.2% (confidence interval: 2.1-4.4%). Our data contained a larger sample of cows than bulls and some causes of mortality occurred rarely. This skewed distribution led to that the cause-specific mortality of cows was given more weight in the results of competing causes of death. The risk of a given cause of death varied greatly for both cows and bulls between areas, especially for rare causes. This resulted in large and overlapping confidence intervals in many cases which in turn restricted the possibility to find distinct statistical differences.

The authors are solely responsible for the content of the report.

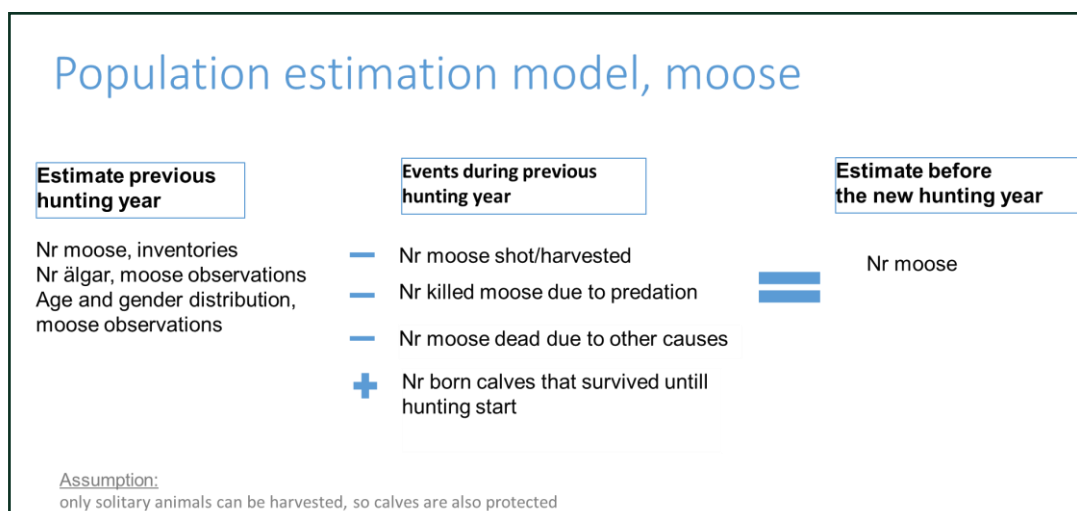
Keywords: *Alces alces*, mortality, survival, cause-specific, cause of death, risk analysis, Cox model

Innehållsförteckning

1. Bakgrund	7
2. Metoder	10
2.1. Att kartlägga orsaksspecifika dödligheten över tid	12
2.2. Att skatta kvantitativa överlevnad för en given dödsorsak i taget	13
2.3. Att skatta årlig <i>övrig</i> dödlighet utöver jakt, trafik och predation	13
3. Resultat.....	15
3.1. Orsaksspecifik dödlighet hos vuxna älgar över tid	15
3.1.1. Dödlighet i relation till kön över tid	16
3.1.2. Dödlighet i relation till kön och studieområde över tid	19
3.2. Överlevnad till en given dödsorsak ett i taget.....	21
3.3. <i>Övrig</i> dödlighet hos vuxna älgar under första året	22
4. Sammanfattning av orsaksspecifik dödlighet hos vuxna älgar och konsekvenser för populationsskattningsmodellen	23
5. Referenser	27
Bilagor	30

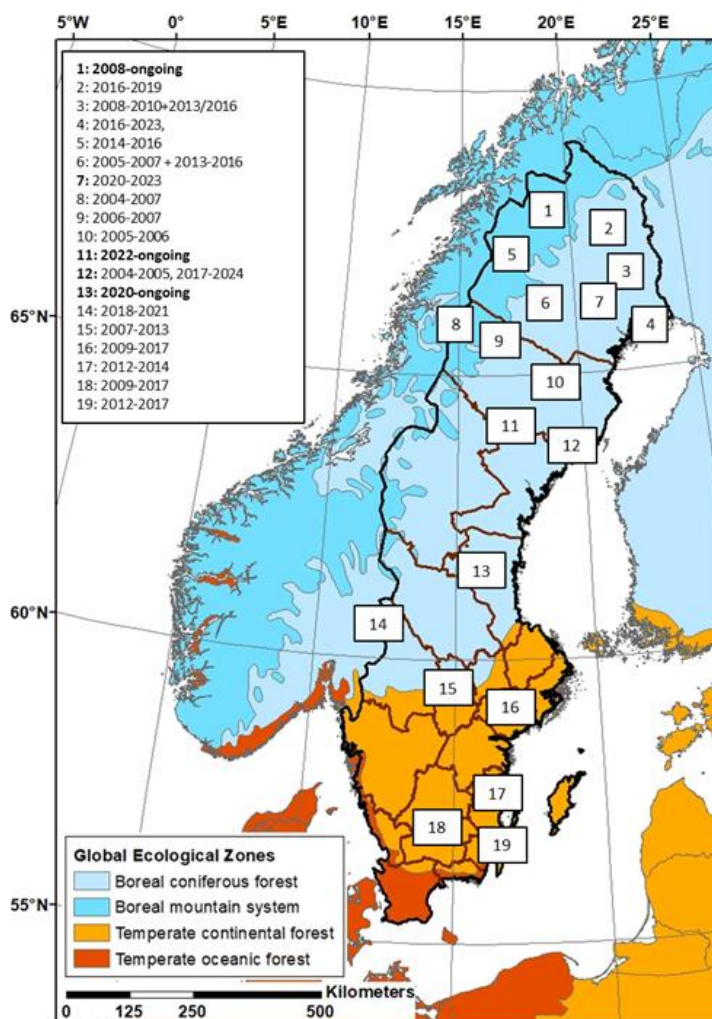
1. Bakgrund

En central utgångspunkt för en hållbar viltförvaltning är kunskapen om vilka faktorer påverkar populationsdynamiken hos jaktbara arter över tid, såväl som pålitliga skattningar av populationens storlek. I Sverige är jakten den enskild största dödsorsaken för en vuxen älg (*Alces alces*) – även i områden med stora rovdjur (Ericsson & Wallin 2001; Apollonio m fl. 2010; Sand m fl. 2025). Predationstrycket varierar dock mellan områden i relation till rovdjurens förekomst (dvs överlappande förekomst av både varg (*Canis lupus*) och björn (*Ursus arctos*) eller enbart en av dem) och rovdjurens täthet. SLU (Sveriges lantbruksuniversitet) har på uppdrag av Länsstyrelsen i Västerbottens län och Naturvårdsverket utvecklat en populationsskattningsmodell för älg (*LST moose*) som idag utgör ett centralt beslutsunderlag för att beräkna lämpligt jaktuttag av älg. Baserad på information från föregående jaktår skattar *LST Moose* populationsstorlek av älg för det kommande jaktåret på älgförvaltningsområdesnivå (ÄFO). Skattningarna bygger på information om föregående jaktårs populationsstatus, förluster (dvs antal skjutna och trafikdödade individer, såväl som predation av varg och björn) samt tillväxt i populationen (dvs antal födda kalvar och överlevnad fram till starten av den årliga älgjakten, samt på ko-tjur kvoten i populationen, Figur 1). Medan information och skattningar om dödlighet från *jakt*, *trafik* och *predation* (i områden med stora rovdjur) är relativt väl kända, har vi begränsat kunskap om hur många vuxna älgar som dör av andra orsaker (dvs ej på grund av *jakt*, *trafik* eller *predation*).



Figur 1. Illustration av parametrar som ingår i populationsskattningsmodellen för älg, *LST moose*.

Sedan 2003 har institutionen för vilt, fisk och miljö (VFM, SLU) kartlagt och kvantifierat vuxna älgars rörelser, reproduktion och överlevnad med hjälp av GPS-halsband. Idag innehåller databasen från älgforskningsgruppen vid VFM data från fler än 960 vuxna älgar från Växjö i Kronobergs län till Nikkaluokta i norra Norrbottens län. Data kommer från 23 enskilda studieområden där många märkningsprojekt har initierats och finansierat av markägare, myndigheter och diverse intressegrupper (till exempel jägare). Grimsö forskningsstation vid institutionen för ekologi hos SLU har följt GPS-märkta älgar sen 2007 där en huvudfokus har varit att studera älgarnas rörelser och överlevnad i relation till etablering av varg och björn. Totalt har institutionen överlevandsdata från mer än 90 vuxna älgar i Värmland, Örebro län och gränsområdet mellan Värmland och Innlandet fylke i Norge. Sammantaget ger oss dessa data möjlighet att analysera orsak-specifik och individ-baserad dödlighet hos fler än tusen vuxna älgar från hemi-boreala områden i södra Sverige till alpina områden i norra Sverige (Figur 2).



Figur 2. Fördelning av studieplatser där vuxna älgar har följts med hjälp av GPS halsband, 2003-2024.

Under mars 2020 startades samverkansprojektet *Viltsamverkan i branden spår* i trakten av Kårböle i Ljusdals kommun (härefter Ljusdalområdet, studieplats 13, Figur 2). I dagsläget är området unikt med att samtidigt kunna dokumentera rörelser av älg, björn, varg och järv tack vare att ett antal GPS-märkta individer förekommer i samma område. Älgforskningen i samverkansprojektet finansieras av markägare och förvaltare med Sveaskog som huvudfinansiär och Länsstyrelsen Gävleborg, Kopparfors Skogar och Svenska Jägareförbundet som medfinansiärer. Sedan projektets start har ett nära samarbete mellan älgprojektet (VFM, SLU), det Skandinaviska björnprojektet (Norsk Institutt for Naturforskning i Norge) och det Skandinaviska vargprojektet SKANDULV (Institutionen för ekologi, SLU) etablerats för att samordna fältarbete och säkerställa ett bra informationsflöde mellan projekten och till allmänheten. Forskare i de tre forskningsprojekten möts regelbundet (en gång per månad digitalt, samt minst ett fysiskt möte per år) för informationsutbyte och planering. Förutom samordning av praktiska arbeten omfattar samarbetet också utveckling av gemensamma vetenskapliga frågeställningar, publikationer och ansökningar varav många berör flerartsinteraktioner mellan bytes- och rovdjur i brukade skogar i Sverige. Etablerade infrastrukturer och samverkan mellan forskningsprojekten möjliggör kvantitativa studier av mellanarts-interaktioner över tid såväl som utveckling av studier som är relevanta för svensk viltförvaltning.

Här redovisar vi resultat från en kvantitativ studie för att skatta naturlig dödlighet hos vuxna älgar i syfte att bidra med underlag till populationsskattningsmodellen *LST Moose*. Sammantaget stämmer *LST Moose* skattningar relativt väl överens med täthetsskattningar som gjorts med hjälp av flyginventeringar som genomfördes under perioden 1997-2017 (merparten före 2013). Trots detta finns ett behov att validera modellens skattningar av täthet och dödlighet med oberoende empiriska metoder. Med den etablerade infrastrukturen inom *Viltsamverkan i brandens spår* ser vi möjligheter att validera vissa delar inom modellen *LST Moose* med data vi har samlat in i Viltsamverkan projektet (Neumann m fl. 2024). I studien som vi redovisar här ingår data som har samlas in i studieområden fördelat över hela Sverige.

2. Metoder

För att analysera och estimerar olika orsaker en älgko eller -tjur kan dö av över tid, analyserade vi individ-baserade data från totalt 1035 älgar (807 kor, 228 tjurar) som är eller har varit utrustade med GPS-halsband för att kartlägga deras rörelser, livsmiljönyttjande, reproduktion och överlevnad i olika studieområden i Sverige (Figur 2). Datainsamlingen sträcker sig över två decennier och omfattar perioden 2003-2024. Halsbandet skickar via telefonnätverket eller satellit positionsdata till SLU:s server (med några timmars fördröjning) som granskas och matas in i databasinfrastrukturen Wireless Remote Animal Monitoring (WRAM; Dettki m fl. 2014). Varje älgs rörelser övervakas noga och ett inbyggt larmsystem i halsbandet aktiveras om ett djur är inaktivt under en viss tidsperiod. Denna teknik möjliggör att övervaka djuren på distans i nära realtid även när hanteringen på plats är avslutad. När larmsystemet har aktiverats utför vi en kontroll i fält för att fastställa i första hand om älgen är död och för det andra dödsorsaken.

Märkning av älg är inte riskfri och kan medföra att en del älgar dör i samband med märkningen. Dödlighet på grund av märkning är dock mycket låg i Skandinavien (Arnemo m fl. 2006). Ofta beror den på att djurets tillstånd försämras hastig vid sövning av okänd orsak. Älgar är frigående och vid märkningstillfället har man ingen kunskap om djurets hälsotillstånd förutom en grov bedömning om djurets kroppscondition och beteende. Märkning av vilda däggdjur håller en hög etisk standard i Sverige och all märkning och hantering av dessa djur behöver ett godkännande av en oberoende etisk nämnd. Vi följer ett konservativt mått och bedömer all dödlighet som uppstår upp till 30 dagar efter märkningen som märknings-relaterad eftersom det inte kan uteslutas att den har med själva sövningen (dvs indirekta och sekundära effekter) att göra (Arnemo m fl. 2006). Eftersom vi är i den här studien är intresserad av dödligheten hos en genomsnittlig vuxen älg, uteslöt vi alla älgar som dog på grund av märknings-relaterade orsaker i våra analyser (n=14 älgar varav 11 kor). Märkta älgar är även försedda med ett öronmärke och kan därmed identifieras även när halsbandet har tagits av. För en del älgar får vi kännedom att de har dött långt efter halsbandet har tagits av – men sådan information finns inte för alla älgar. För att kunna utgå utifrån ett liknade kunskapsunderlag för alla älgar (dvs vi vet att en given älg lever eller har dött) omfattar vår analys enbart perioden där en given älg har varit märkt med ett

fungerande GPS-halsband. Totalt ingick data av 1021 älgar (796 kor, 225 tjurar) i analysen.

Vi delade dödsorsakerna i sju olika kategorier:

- *jakt* (älgjakt)
- *trafik* (bil- och tågdödade individer, samt sådana som behövde avlivas efter en viltolycka)
- *vargdödade*
- *björndödade*
- *olycka* (till exempel fallolycka, drunknade djur eller djur som har dött i ett surhål)
- *naturlig* (till exempel komplikationer under kalvningen (kor), brunstkamp (tjur), hög ålder, undernäring, sjukdom)
- *okänd* (i dessa fall hittade vi älgen död utan att vi kunde fastställa en uppenbarlig dödsorsak)

Kategorin *okänd* används där vi inte har kunnat fastställa någon säker dödsorsak och kan därmed omfatta djur som borde ha grupperats i en av de andra kategorierna. Men eftersom vi inte kunde konstatera en tydlig orsak till att varför dessa älgar dog, grupperades dessa i en egen kategori. Till exempel ingår fall där älgen ej bedömdes vara varken så pass gammal eller i så dålig kondition att den kunde bedömas som död av *naturlig* dödsorsak. Det kan till exempel röra sig om älgar som blivit påkörda i *trafiken* och som har dött av inre skador. Sammanlagt omfattar kategorin *okänd* fall där vi helt enkelt inte vet vad är dödsorsaken.

Vår studie har tre syften. För det första, kartlägger vi den orsaksspecifika dödligheten över tid för att få en generell bild över betydelsen av olika orsaker i konkurrens till varandra som gör att vuxna älgkor och älgjurar dör i olika områden i Sverige. För det andra, skattar vi den kvantitativa överlevnaden för en älg för en given orsak. För det tredje, skattar vi den årliga naturliga dödligheten (dvs dödlighet utöver *jakt*, *trafik* och *predation* under första året efter att den har försetts med GPS-sändare) som ett direkt underlag till *LST Moose*.

Inga data utan begränsningar. För vår data är det fyra saker som är viktiga att komma ihåg när man tittar på analysens resultat. För det första: Vi märker inga djur som uppenbarligen är i dålig kroppscondition (till exempel extremt mager och/eller avvikande beteende) på grund av djuretiska och -säkerhetsmässiga skäl. För det andra: Analysens starttid markerar inte älgarnas födelse utan när vi startade att följa en given älg dvs när en given älg fick ett GPS-halsband och vi kunde följa den. Detta betyder att tidslinjen inte speglar älgarnas ålder utan starttiden där vi kunde följa rörelser av en given älg i naturen. För det tredje: Vårt data innehåller mer data från kor än tjurar och vissa dödsorsaker förekommer mer

sällan. Denna snedfördelning kan medföra att kornas orsaksspecifika dödlighet kan få mer vikt i resultaten eftersom det finns mer data och på så vis påverka skattningen för tjurarnas orsaksspecifika dödlighet. Sist men inte minst: Märkning av älg i ett givet studieområde sker ofta på initiativ av markägare, förvaltare och jägare av älg i området som ser ett behov av ökat kunskap om älgarnas rörelser och samspelet med det omgivande miljön. Detta medför i praktiken att en del jägare avstår ifrån att skjuta en älg som är märkt med ett halsband. Därför kan GPS-märkta älgar inte användas för att skatta risken att dö genom jakt för Sveriges älgstam i stort. Däremot kan data användas för att skatta förekomst och omfattning av annan dödlighet hos vuxna älgkor och älgdjur.

2.1. Att kartlägga orsaksspecifika dödligheten över tid

Ett typiskt sätt att genomföra en analys av konkurrerande dödsrisker är att använda modeller för ”orsaksspecifika faror”, som är relaterade till modellen ”Cox Proportional Hazards” (CPH) (till exempel van Niekerk m fl. 2021). Cox-modellen kan approximeras med hjälp av ett ramverk för sk Poisson-regression genom att omvandla riskfunktionen i kontinuerlig tid till en intensitetsfunktion för ett antal händelser i diskret tid (Alvares m fl. 2024; R *pammtools*, Bender m fl. 2018). Detta ramverk gör det möjligt att anpassa orsaksspecifika riskmodeller med hjälp av Generalized Additive Modeling (GAM) som sedan resulterar i ”Piece-wise exponential Additive Models” (PAM). Detta tillvägagångssätt möjliggör att kombinera de orsaksspecifika dataseten och att beakta delade effekter (dvs. effekter som bidrar lika mycket till faran för alla risktyper) genom att kombinera de orsaksspecifika dataseten. För konkurrerande risker använder vi de kumulativa incidensfunktionerna (CIF), som representerar den (kumulativa) sannolikheten över tid för att uppleva en viss typ av händelse, samtidigt som vi tar hänsyn till konkurrerande risker för andra dödsorsaker. Eftersom riskfunktionen $h(t|\theta)$ förutsätter proportionella risker kan den faktoriseras i a) en basriskfunktion $h_0(t)$ som är gemensam för alla individer, och b) en exponentiell term med (linjära) prediktorer. Den grundläggande riskfunktionen $h_0(t)$ karakteriserar riskfunktionens form (Alvares m fl. 2024). I formlerna vi använde motsvarar $s(\text{tend}, \text{by} = \text{cause})$ den grundläggande riskfunktionen, och allt annat motsvarar exponentialtermen. Vi jämförde olika modeller med hjälp av Akaike Information Criterion (AIC, Burnham & Anderson 2002, Bilaga 1).

2.2. Att skatta kvantitativa överlevnad för en given dödsorsak i taget

För att skatta genomsnittlig kumulativ överlevnad för olika dödsorsaker i medeltal och över tid körde vi separata modeller för varje dödsorsak (dvs. utan delade effekter). Vi beräknade konfidensintervall med den sk bootstrap-metoden. Det var inte möjligt att inkludera studieområde i denna analys eftersom det saknades tillräcklig med observationer för varje kön/orsak/plats-kombination.

2.3. Att skatta årlig *övrig* dödlighet utöver jakt, trafik och predation

I denna analys exkluderade vi *jakt*, *trafik*, samt *predation* eftersom dessa dödsorsaker inkluderas redan i *LST Moose* via statistisk fråga om jaktuttag och viltolyckor, samt skattningar av predation inom respektive ÄFO. Därmed fokuserade vi på resterande typer av dödlighet (dvs *olycka*, *naturlig* och *okänd*).

Övrig dödlighet utöver *jakt*, *trafik* och *predation* är en viktig parameter vid beräkning av ålgätthet med *LST Moose* och det är därför värdefullt med oberoende skattningar från olika metoder. Analys av GPS-märkta älgar ger den möjligheten, men den skattningen är begränsad till vuxna älgar eftersom det endast är vuxna älgar som märks. I *LST Moose* används begreppet *övrig* dödlighet för de älgar som dör av annat än *jakt*, *trafik* eller *predation*. *Övrig* dödlighet i *LST Moose* anges på populationsnivå, vilket innebär att analysen av de GPS-märkta älgarna skulle behöva justeras för åldersstrukturen i populationen. Detta skulle dock reducera urvalet drastiskt eftersom inte alla GPS-märkta älgar har åldersbestämts. Ytterligare en aspekt som skulle bidra till osäkerhet i resultaten från denna metod är att det saknas bra data på åldersstrukturen i olika populationer. Den metod som återstår utgår ifrån att urvalet som utgörs av individer för GPS-märkning kan betraktas som slumpmässigt, för respektive kön. Urvalet är dock inte helt slumpmässigt eftersom kalvar inte märks och det är även få ettåriga älgar som märks, men i övrigt bör urvalet kunna betraktas som slumpmässigt.

Vidare är det enbart första årets utfall som kan användas i analysen eftersom de GPS-märkta älgarna blir ett år äldre för varje år som går vilket ger en åldersstruktur som inte överensstämmer med den i populationen. Beräkningen av den övriga dödligheten görs genom att filtrera ut alla individer som dog under första året efter märkning av andra orsaker än *märkning*, *jakt*, *trafik* och *predation*. Vi kallar det urvalet A. Därefter filtrerade vi ut alla individer som levde till ett år efter märkning, oavsett vad som hände med dessa älgar efteråt. Vi kallar det urvalet B. Den *övriga*

dödligheten beräknades därefter enligt $m_0=A/(A+B)$. Vi skiljer inte mellan tjurar och kor i analysen eftersom antalet GPS-märkta tjurar är få.

Studiens analyser utfördes mjukvaran R och Matematika.

3. Resultat

För en del av de 1021 GPS-älgarna saknades skattningar på deras ålder när dessa märktes ($n=54$, 5%). För att inte förlora dessa data, valde vi därför att inte inkludera ålder i våra analyser. För 967 älgar hade vi information om deras ålder baserat på deras tandslitage vid första märkningstillfället (Ericsson m fl. 2001). I medel märktes en älgko vid en ålder av 6.2 år (± 3.0 år, $n=752$) och älgdjurar vid 4.8 år (± 2.4 år, $n=215$).

3.1. Orsaksspecifik dödlighet hos vuxna älgar över tid

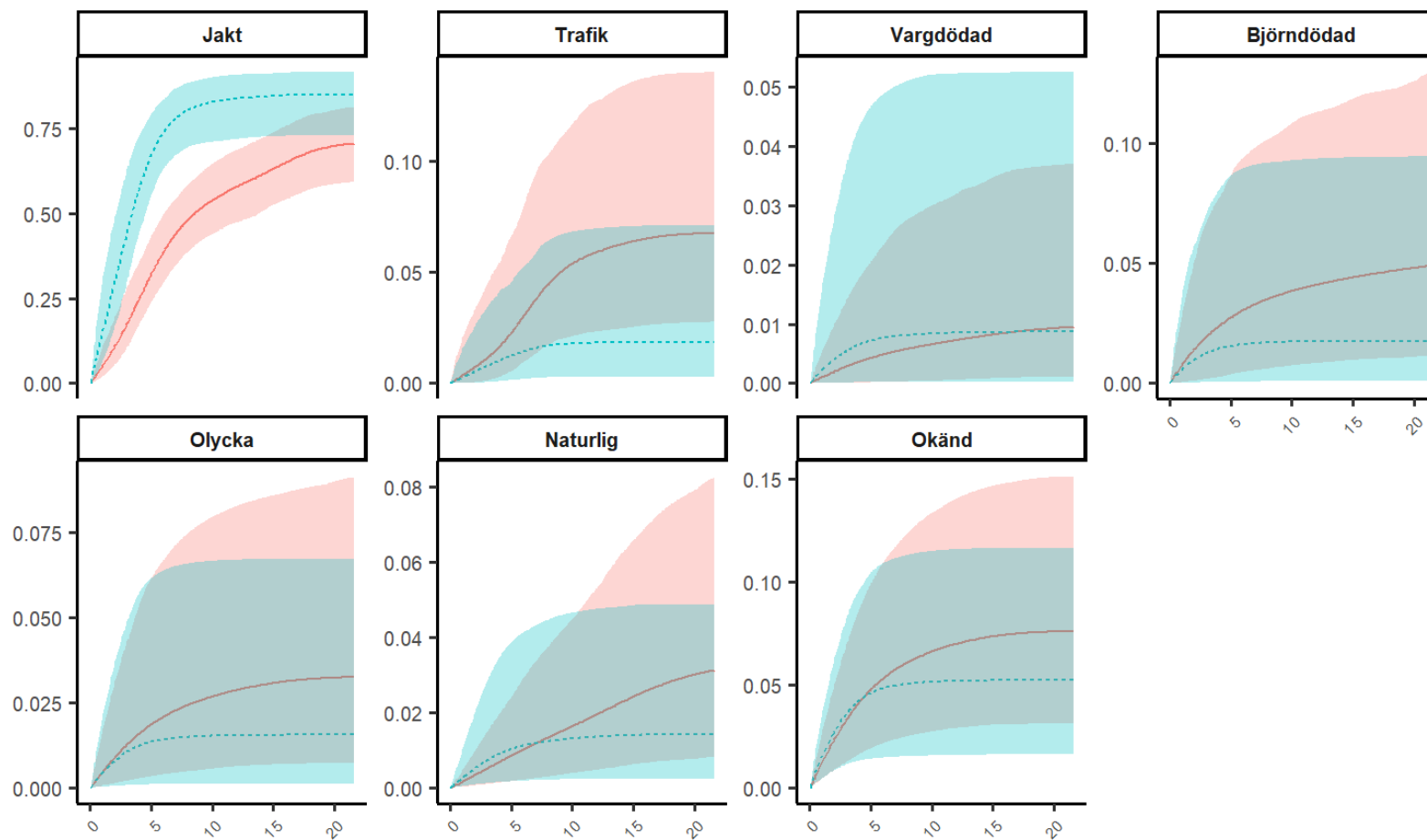
Bästa modellen

Alla tre modeller som förklarade variationen i datat bäst (lägsta AIC värde) innehöll en orsaksspecifik effekt av kön (jfr interaktionstermen kön:orsak), vilket indikerar att det finns en skillnad i (baslinje)risk (dvs. även överlevnad) mellan kor och tjurar (Bilaga 1). Även om en del av denna skillnad kan återspegla en biologisk realitet, kan en del av den också bero på den kraftiga obalans i könsfördelningen i vårt dataset (796 kor och 225 tjurar totalt; ännu större obalans för vissa dödsorsaker). Den svenska älgstammen har i sig en ojämn könsfördelning där andelen hanjdjur av vuxna nationellt ligger på 36.4% (status jaktår 2024/2025, www.algdata.se), men ko:tjur-kvoten kan variera lokalt. Därför reflekterar datasetets snedfördelning i viss mån älgstammens verkliga könfördelning, men det är bra att komma ihåg att älgkornas orsaksspecifika dödlighet kan få större vikt i resultaten eftersom det finns mer data. Av de tre bästa modellerna, visar modellen *m6* lägst AIC värde som indikerar att just den modellen passar data bäst (Bilaga 1). Modellen innehåller en orsaksspecifik avvikelse i baslinjerisken mellan studieområden som tyder på att den tidsmässiga utvecklingen av varje dödsorsak varierar mellan olika områden. Modellen innehåller dock många termer och har därmed en risk att vara överanpassad (Bilaga 1). Modell *m5* inkluderar också studieområde som förklarande variabel (men inte i interaktion med dödsorsak). Jämfört med modellerna *m6* och *m3* är förklaringsvärdet av modell *m5* (enligt AIC) betydligt lägre än modell *m3*, vilket indikerar att det finns en relativt liten skillnad i orsaksspecifik risk (överlevnad/dödlighet) mellan områden. Med andra ord, termen ”område” är inte nödvändigt i modellen för att förklara variationen i data.

Vi vill också poängtera att datasetet är obalanserat där vissa dödsorsaker förekommer mer sällan för ett av könen eller aldrig har dokumenterats i vissa områden. Denna obalans medför att de ”viktiga” effekter som beskrivs ovan i sammanfattningarna av modellresultaten mycket väl (helt och hållet) kan ”drivas” av att bara en eller två av dödsorsakerna har ”tillräckligt” med observationer. Det verkar till exempel inte finnas någon större skillnad i risken mellan dödsorsakerna, förutom för *jakt*, som har betydligt fler observationer än de andra orsakerna. Med tanke på fördelningen av provstorlekar mellan olika dödsorsaker, studieområden och kön är det ganska troligt att vissa av de anpassade modellerna (i synnerhet modell *m6*, eventuellt även modell *m5*) har medfört en överanpassning av modellen för de tillgängliga data. Med hänsyn till AIC värden och avvägning av risken för överanpassning valde vi därför att fokusera våra huvudsakliga slutsatser på resultat från modell *m3* men även i viss mån på modell *m6*.

3.1.1. Dödlighet i relation till kön över tid

Merparten av de GPS-märkta älgarna dog på grund av *jakt* – oavsett kön (Figur 3). En älgdjur tenderade dock att löpa en relativt större risk att bli skjuten jämfört med en älgko och för en tjur ökar riskkurvan brantare under de första 5 åren. Tjurarnas ålder vid märkning var i medel 4.8 år (± 2.4) vilket kan motsvarande en ökad risk upp mot 10 år (± 2.4) av tjurarnas livslängd. Älgdjurarnas högre risk att dö under jakten jämfört med andra orsaker är i linje med tidigare forskning (Ericsson & Wallin 2001; Solberg m fl. 2000). För de resterande dödsorsakerna överlappade konfidensintervallen mellan könen som betyder att risken inte är statistisk signifikant skild mellan könen. För vissa orsaker är överlappen dock liten vilket tyder på att könen tenderar att skilja sig åt och att denna skillnad kanske skulle vara statistisk signifikant om variationen inom data skulle vara mindre. Vi ser till exempel en viss tendens att könen skiljde sig åt för andra dödsorsaker såsom *trafik* och *okända* orsaker (dvs vi hittade älgen död utan att se en uppenbarlig orsak varför) där dessa utgjorde en relativt större andel hos älgkorna. I relation till andra dödsorsaker utgjorde risken för att bli dödad i *trafiken* för kor 4% och att dö pga *okänd* orsak 13% (tjurar: *trafik* 2%, *okänd* 7%; Bilaga 2). Vi ser också att kor tenderade att ha en relativt sett större risk att bli tagen av björn jämfört med av varg (3% vs 1.5%), men här överlappar konfidensintervallen delvis för att dödsorsaken i sig förekommer sällan och det finns en stor variation mellan områden.



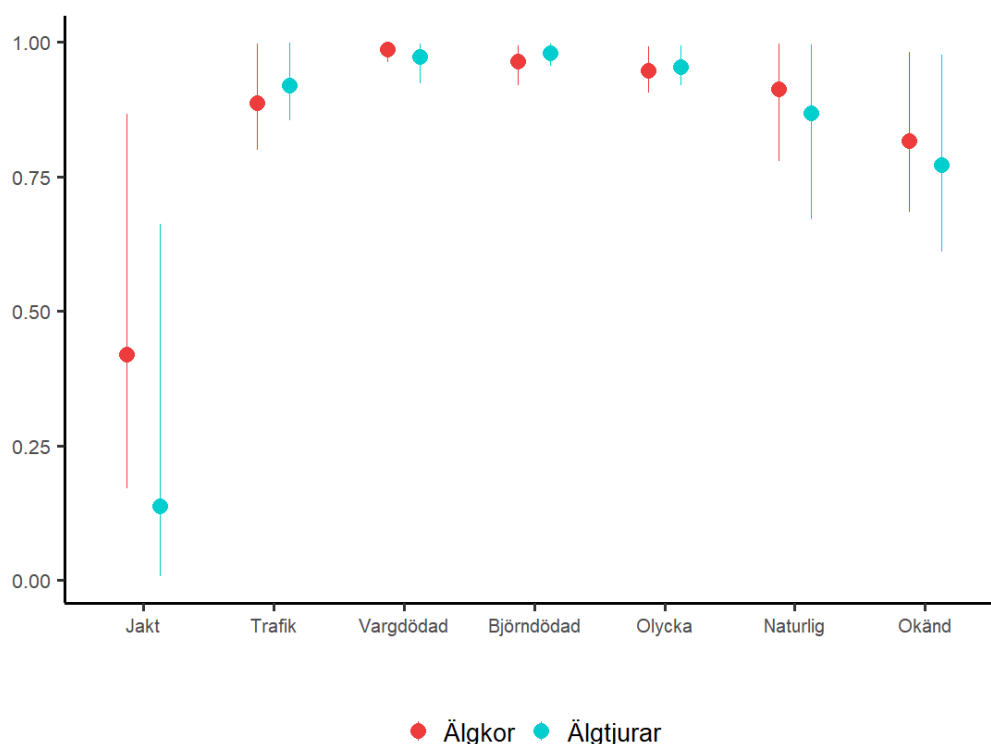
Figur 3 Skattad relativ könsspecifik risk för olika dödsorsaker över tid hos vuxna älgkor (röda linje) och älgstjurar (blå linje) baserad på data från GPS-märkta älgar i Sverige, 2003-2024. Skattad dödlighetsrisk är kumulativ och varje kurva beror på de ackumulerade riskerna för både den aktuella orsaken och de andra orsakerna dvs. det är sannolikheten att dö av en orsak, samtidigt som man tar hänsyn till risken att dö av andra orsaker. Skuggade områden kring linjen indikerar konfidensintervallen. Observera att skalan varierar på y-axen.

3.1.2. Dödlighet i relation till kön och studieområde över tid

I alla studieområden står *jakt* för den huvudsakliga andelen av alla dödsorsaker – oavsett kön (Figur 4). Andelen *trafikdödade* älgar tenderade att vara högre i områden där studieområdet överlappar med större vägar (till exempel Nordmaling, Grimsö, Misterhult) jämfört med andra områden. *Vargpredation* påverkade älgarna nämnvärd enbart i två områden (Finnskogen och Grimsö). Andelen *naturliga* dödsorsaker (till exempel komplikationer under kalvningen (kor), brunstkamp (tjur), hög ålder, undernäring) varierade mellan områden och utgör en större andel i några av de södra studieområdena (Östermalma, Misterhult och på Öland) men också i fjäll och fjällnära områden (till exempel Nikkaluokta och Tjåmotis). Älgar som dör av *okänd* orsak (dvs vi hittade älgen död utan att kunna identifiera en uppenbarlig orsak) förekommer i alla områden men med en större andel på Öland, och vid Östermalma och uppvisar även en stor variation i mer nordliga populationer (norr om studieområde Malå). På områdesnivå ser vi ingen skillnad mellan älgkor och -tjurar i sannolikheten att dö på grund av *naturliga* eller *okända* orsaker. Däremot visade kor ofta en större områdesvariation i risken att dö på grund av dessa två dödsorsaker jämfört med tjurarna (bredare konfidensintervall), framför allt i de nordliga studieområdena (till exempel Nikkaluokta, Harads, Arvidsjaur; Figur 4).

3.2. Överlevnad till en given dödsorsak ett i taget

I medel verkade älgkorna ha en högre överlevnad (5%) än älgdjurar, men eftersom konfidensintervallen (KI) överlappar mellan könen var skillnaden inte signifikant (kor: 0.848 (0.227 – 0.998 KI), tjurar: 0.801 (0.014 – 0.997 KI)). I relation till varje enskild dödsorsak var variationen i överlevnad stor, framför allt för älgdjurar vilket indikeras av att deras konfidensintervall också var genomgående bredare. En förklaring för större konfidensintervallen för tjurar kan vara att deras stickprov var mycket mindre än kornas men också att variationen mellan områden att dö pga en given orsak är stor. Konfidensintervallen överlappade varandra mellan könen för alla dödsorsaker (dvs. skillnaden är 'inte signifikant') men vi ser en tendens att älgdjurarnas överlevnad i medel var något lägre för *jakt*, *naturlig* och *okända* orsaker jämfört med kornas (Figur 5).



Figur 5 Skattad överlevnad ($\pm$ konfidensintervall) per orsaksspecifik dödlighet för vuxna älgkor och älgdjurar baserad på data från GPS-märkta älgar i Sverige, 2003-2024. Överlevnad till varje dödsorsak betraktas oberoende av de andra dvs. varje skattnings representerar överlevnad till denna dödsorsak samtidigt som man bortser från risken att dö av andra orsaker.

Överlevnadskurvornas förlopp över tid skiljde sig åt mellan olika dödsorsaker (Bilaga 3). För *jakt* ser vi en kraftig påverkan på älgarnas överlevnad under de första 5-10 åren för bägge könen (men med en tydlig brantare kurva för tjurar än korna). Ingen dödsorsak påverkade älgarnas överlevnad linjärt förutom *olycka* och i viss

mån *okända* dödsorsaker. *Trafik*dödlighet var mer lika fördelat över alla åldrar jämfört med *predation* och *naturliga* dödsorsaker som framför allt drabbade äldre djur.

3.3. *Övrig* dödlighet hos vuxna älgar under första året

Av de GPS-märkta älgarna som dog under det första året efter märkning hamnade 26 individer inom kategorin *övrig* dödlighet och 798 individer överlevde första året. Det ger en *övrig* dödlighet på 3.2% (konfidensintervall: 2.1-4.4%).

4. Sammanfattning av orsaksspecifik dödlighet hos vuxna älgar och konsekvenser för populationsskattningsmodellen

I det här arbetet analyserade vi kumulativ orsaksspecifik dödlighet hos vuxna älgkor och älgdjurar med hjälp av ett omfattande data set av 1021 GPS-märkta älgar geografiskt fördelade mellan Kronobergs och Norrbottens län och som vi följde under perioden 2003 - 2024. Det är första gången olika orsaker för dödlighet har skattats med en så stor individ-baserade empirisk datamängd och som omfattar ett stort antal områden längs en miljömässig gradient i Sverige. Vårt arbete visar på fyra huvudresultat.

För det första: *Jakt* utgjorde den överlägset största andelen av dödligheten även för GPS-märkta älgar och risken att dö till följd av jakt är relativt större för älgdjurar än för älgkor, samt att kurvan är brantare dvs en enskild älgdjur löpte en större risk att bli skjuten under tidiga år i livet jämfört med kor. Även om risken att dö på grund av *jakt* hos de GPS-märkta älgarna inte helt korrekt återger risken för omärkta älgar, stämmer vår slutsats väl överens med resultat från andra studier som visar att upp mot 91% av vuxna älgar dör genom *jakt* utanför områden med stora rovdjur och där djurar löper generellt ett större risk att bli skjutna jämfört med kor (Ericsson & Wallin 2001). För en enskild individ utgör *jakt* en större risk att dö även inom vargområden – men risken kan variera mellan enskilda vargrevir (Sand m fl. 2025). En studie som länkade ihop död till följd av *jakt* med individens habitatval och rörelser visar att olika faktorer påverkar risken att bli skjuten under den årlig älgjakten för älgkor och älgdjur (Graf m fl. 2025). Könsspecifik jaktkvot och att kalven eller kalvar skall skjutas före kon inverkar på risken att dö genom *jakt* för en enskild ko där kor med dubbelkalv har två 'livförsäkringar'. Med detta sagt påverkar kornas reproduktionsförmåga direkt deras risk att dö genom *jakt*. Utöver jaktkvoten och reproduktion påverkas risken att bli skjuten för en enskild ko också av vilket beteende hon visar under själva jakten. Graf och medförfattare (2025) visade att kor som rör sig nära vägar löper allmänt större risk att bli skjutna än de som väljer områden längre bort (och dör av någon annan orsak). För djurar däremot

visade studien att deras personlighetsdrag spelar roll där tjurar som generellt exponerar sig mer (även innan jaktstarten) genom att nyttja lokaler med högre fodertillgång (som i studiens område oftast är kopplat till mer öppna livsmiljöer) har en större risk att bli skjuten jämförd med tjurar som dog på grund av annan orsak.

Huvudfokus av vår studie var dock att kartlägga och kvantifiera annan dödlighet än *jakt*. Våra resultat tydliggör att risken att dö pga annan orsak än *jakt* över lag är liten för en vuxen älg relativt sett i Sverige – vilket poängterar vikten av *jakt* som ett centralt verktyg att kontrollera andelen vuxna i älgpopulationen, framför allt i områden utan stora rovdjur. Den svenska älgstammen har en låg medelålder och är mycket frisk jämfört med sin nordamerikanska motpart (Solberg m fl. 2000; Ericsson & Wallin 2001). Fertilitet och reproduktion hos älg är nära kopplat till djurens kroppskondition, framför allt för älgkorna (Sand 1996). Studier av kvalitetsnivån på reproduktionsorgan för både kor och tjur i olika områden i Sverige visar på en god reproduktionsförmåga i områden med god fodertillgång (till exempel Växjö (Kronoberg) och Ljusdal (Gävleborg)) där även relativt unga hondjur är könsmogna (Malmsten m fl. 2014, Neumann m fl. 2023). Sammanlagt tyder det på att sjukdomar eller nersatt kroppskondition som i ung ålder leder till döden förekommer sällan i Sverige. I fallande ordning (efter *jakt*) står dödlighet pga *okänd* orsak, och *trafik* för den största risken för en enskild älg, följt av *naturlig*, *olycka* och *predation*. Sammanlagt ser vi att den relativa risken att dö över tid (över 20 år) pga *övrig* dödlighet (*predation*, *naturlig*, *olycka* och *okänd*) låg på dryga 26% för älgkor och 14% för älgtjejer varav *predation* utgjorde enbart 4.6% (kor) respektive 3.2% (tjejer). I vårt data ingick tre studieområden med varg varav två där varg och björn förekom tillsammans (Ljusdal och Finnskogen), medan björn förekom i alla studieområden förutom i de fem studieområdena längst söderut – dock med olika täthet (Bischof m fl. 2020; Figur 2). Vi anser därför att vårt data är representativt för att fånga upp andelen av de vuxna älgarna som blir *björndödade* i allmänhet men är förmodligen något underrepresenterade vad gäller i områden med enbart *vargpredation* och *predation* där bägge rovdjuren förekommer tillsammans (Sand m fl. 2025). Därmed sagt är risken att bli *björndödad* väldigt låg för en vuxen älg, vilket stämmer med tidigare studier. Vi ser att tidpunkten när de vuxna älgarna blev tagna av björn är under vårkanten eller tidig sommar vilket tyder på att björnar främst tar vuxna älgar när deras kroppskondition är som lägst efter vintern.

För det andra: Älgkor och -tjejer skilde sig något åt i sin risk att dö på grund av andra orsaker än *jakt*. Älgkorna tenderade att ha en högre sannolikhet att bli *trafikdödade* eller dö på grund av *okänd* orsak än älgtjejer – vilket kan vara bra att ha i åtanke när avskjutningskvoten beslutas inom förvaltningen. Andra studier hittade ett liknande mönster (Ericsson & Wallin 2001) – även om det är oklart varför denna könsspecifika skillnad uppstår. Tidigare forskning har visat att

älgdjurar rör sig mer och passerar vägar oftare under brunsten (Neumann & Ericsson 2018) – vilket borde öka deras risk att bli påkörda under denna tidsperiod. Vi vet att risken för en älgolycka ökar allmänt under höst- och vintermånaderna, framför allt under eftermiddagarna (Neumann m fl. 2012, Niemi m fl. 2017), men utan att ha kartlagt om det finns en skillnad mellan könen. Vi vet också att älgar rör sig snabbare nära vägar och vid en vägpassage (Dussault m fl. 2007, Neumann m fl. 2013) men även här utan att undersöka hur det skiljer sig åt mellan könen. Därmed sagt saknar vi förståelse varför just älgkor löper en större risk att bli påkörda. Likaså vet vi inte anledningen till att vi hittar en tendens att älgkor och älgdjurar skiljer sig åt vad gäller död till följd av *okänd* orsak. Kornas lägre risk att bli skjuten ökar förstås sannolikheten över tid att dö av någon annan orsak. Det är intressant att risken att dö av *okänd* orsak är nästan dubbelt så stor för korna än för tjurarna. Vi är medvetna om att kategorin förmodligen samlar en del älgar som egentligen borde ha tilldelats i någon av de andra kategorierna men där vi inte lyckats att fastställa vilken. Till exempel kan skador från en kollision med en bil inte vara synliga och ett djur kan dö av inre skador en längre tid senare. För att minimera risken att missa en älgolycka brukar vi även studera djurens rörelser en tid innan själva dödsdatum ifall att det finns misstankar om en eventuell kollision med en bil (till exempel älgen har rört sig avvikande efter en vägpassage). Riskfördelningen för andra naturliga dödsorsaker än kategorin *okänd* skiljde sig inte åt mellan könen, vilket kan bero på att dödsorsaker var relativt sällsynta, att data var obalanserat mellan könen där flest data kom från kor. Skattningar av att dö genom en *olycka* eller *naturlig* orsak över tid tenderade att vara något högre för älgkor än älgdjurar där skillnaden mellan könen successivt ökar sakta över tid. Andel vuxna kor i populationen är huvudstyrmedel för att inverka på populationens reproduktionsförmåga och därmed dess tillväxt. Eftersom älgkornas *jakt*-dödlighet är relativt lägre än tjurarnas kan vi förvänta oss att också en relativt större andel blir äldre och dör pga hög ålder och nerslitna tänder – vilket kan förklara den större andelen av *naturliga* dödsorsaker hos kor jämfört med tjurar. Även om det berör en liten totalt andel (<4%) är det intressant att korna tenderar att löpa en dubbelstor risk att dö genom en *olycka* än tjurar.

För det tredje: Andelen av icke-mänsklig relaterade dödlighet (dvs ej *jakt* eller *trafik*) varierade mellan områden – vilket är intressant både från ett vetenskapligt och ett förvaltningsperspektiv. *Naturlig* dödlighet förekom i högre grad i södra studieområden med störst variation i hemiboreala landskap söder om *Limes norrlandicus*. Utöver detta utgjordes en större andel av den *okända* dödligheten hos älgar på Öland (Kalmar län) och vid Östermalma (Södermanlands län), såväl som en del av studieområdena i Norrbottens län. Flera externa och interna faktorer påverkar älgpopulationer i södra Sverige. Tidigare forskningsresultat pekar ut mellanartskonkurrens med mindre hjortarter (dvs rådjur (*Capreolus capreolus*), dovhjort (*Dama dama*) och kronhjort (*Cervus elaphus*); Jarnemo m fl. 2018; Spitzer

m fl. 2021), hårdare inverkan av klimatförändringar med högre lufttemperaturer och mindre nederbörd under vårkanten (Holmes m fl. 2021), och större avvikelser när våren kommer och kalvarna föds (Neumann m fl. 2020), men också sämre habitatförutsättningar på sina håll (till exempel Öland, Allen m fl. 2017) som kan leda till en sämre kondition hos älgarna på sikt i södra Sverige. Älgen är väl anpassad till kallt klimat (Niedzialkowska m fl. 2022). I och med förändringar i miljöförutsättningar på grund av klimatförändringar men också förändrade hjortdjurssamhällen ser vi tecken på en alltmer sämre kroppskondition vid vuxna djur och i sin tur lägre reproduktionsförmåga vid den sydliga gränsen av älgens utbredningsområde (Ruprecht m fl. 2016, 2020; Holmes m fl. 2023) och tecken tyder på att älgens sydliga utbredningsområde kommer förskjutas norrut på sikt (Weiskopf m fl. 2019). Högre variation och andel av *okänd* dödsorsak i Norrbottens län förekommer i studieområden som ligger i inlandet, fjäll- och fjällnära trakter där terrängen kan försvåra tillgängligheten för att snabbt kunna undersöka avlidna älgar och där vandringsälgar utgör en stor andel av populationen som vandrar långa avstånd och kan uppehålla sig långt från närmaste väg (Singh m fl. 2012; van Moorter m fl. 2021). Studieområdet i Haparanda-Kalix skärgård är också mer svårtillgängliga. Svårare tillgänglighet medför att det kan ha dröjt i vissa fall tills vi kunde utföra fältbesöken för att konstatera att älgen har dött och inte bara tappat sitt halsband och att fastställa dödsorsak. Denna tidsfördröjning mellan död och fältbesöket har förmodligen försvårat att kunna fastställa dödsorsaken.

För det fjärde: Vår analys av dödlighet utöver jakt, trafik och predation under det första året efter GPS-märkning ger en *övrig* dödlighet på 3.2% (konfidensintervall: 2.1-4.4%). Den dödligheten är i nivå med den som Broman m.fl. (2002) räknade fram för älgar i Västergötland – i studien var underlaget tillräckligt stort för att göra beräkningar både för vuxna hondjur (3.5%) och tjurar (3.0%). Den *övriga* dödligheten hos unga älgar var låg i studien av Ericsson & Wallin (2001) och de fann ingen signifikant skillnad mellan tjurar och vuxna kor hos unga djur. Den *övriga* dödligheten i vår studie torde därför kunna betraktas som representativ även för tjurar, trots att de var underrepresenterade bland de GPS-märkta älgarna.

5. Referenser

- Allen m fl. 2017. Habitat–performance relationships of a large mammal on a predator-free island dominated by humans. *Ecology and Evolution* 7:e01524
- Alvares m fl. 2024. “Bayesian Survival Analysis with INLA.” *Statistics in Medicine* 43:3975–4010, <https://doi.org/10.1002/sim.10160>.
- Apollonio m fl. 2010. European ungulates and their management in the 21st century, *Cambridge University Press*.
- Arnemo m fl. 2006. Risk of capture-related mortality in large free-ranging mammals: experiences from Scandinavia. *Wildlife Biology* 12:109–113, [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2006\)12\[109:ROCMIL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[109:ROCMIL]2.0.CO;2)
- Bender m fl. 2018. “A Generalized Additive Model Approach to Time-to-Event Analysis.” *Statistical Modelling* 18:299–321, <https://doi.org/10.1177/1471082X17748083>.
- Bischof m fl. 2020. Estimating and forecasting spatial population dynamics of apex predators using transnational genetic monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117:30531–30538, <https://doi.org/10.1073/pnas.2011383117>
- Broman m fl. 2002: 'Mass' deaths of moose *Alces alces* in southern Sweden: population level characterisation. *Wildlife Biology* 8:219–228.
- Burnham KP & Anderson DR. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Second edition, *Springer-Verlag*, New York, New York, USA.
- Dettki et al. 2014. *Proceedings 2012: Convention for Telemetry, Test Instrumentation and Telecontrol*. p. 247–56.
- Dussault m fl. 2007. Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of Wildlife Management* 71:2338–2345.
- Ericsson & Wallin. 2001. Age-specific moose (*Alces alces*) mortality in a predator-free environment: Evidence for senescence in females. *Écoscience* 8:157–163, DOI: 10.1080/11956860.2001.11682641
- Ericsson m fl. 2001. Age-Related Reproductive Effort and Senescence in Free-Ranging Moose, *Alces alces*. *Ecology* 82, 1613.
- Graf m fl. 2025. Living under the scope: behavior affects survival in a heavily harvested and long-lived ungulate. *Wildlife Biology*, e01403, <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/wlb3.01403>
- Holmes m fl. 2023. Increased summer temperature is associated with reduced calf mass of a circumpolar large mammal through direct thermoregulatory and indirect, food quality, pathways. *Oecologia* 201:1123–1136
- Holmes m fl. 2021. Declining recruitment and mass of Swedish moose calves linked to hot, dry springs and snowy winters. *Global Ecology and Conservation* 27:e01594, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01594>

- Jarnemo m fl. 2018. Hjortvilt i Sverige. *Naturvårdsverket Rapport* 6819.
<https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1478068&dswid=-2595>
- LST Moose. För information, kontakta Kjell Leonardsson (<https://www.slu.se/cv/kjell-leonardsson/>) eller Fredrik Widemo (<https://www.slu.se/cv/fredrik-widemo/>) vid institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU, Umeå
- Malmsten m fl. 2014. Reproductive characteristics in female Swedish moose (*Alces alces*), with emphasis on puberty, timing of oestrus, and mating. *Acta Veterinaria Scandinavica* 56:23, <http://www.actavetscand.com/content/56/1/23>
- Neumann m fl. 2024. Älgarnas observerbarhet under älgjakten: rörelseaktivitet och livsmiljöval av älgdjurar och älgkor med och utan kalv. *Sveriges lantbruksuniversitet*, 51pp, <https://publications.slu.se/?file=publ/show&id=132878>
- Neumann m fl. 2023. Slutrapport: GPS-märkta älgar i brandområdet och i interaktioner med rovdjuren – Fördelning, livsmiljö, bärris och spillning. *Sveriges lantbruksuniversitet*, 89pp, <https://publications.slu.se/?file=publ/show&id=127416>
- Neumann m fl. 2020. Divergence in parturition timing and vegetation onset in a large herbivore - differences along a latitudinal gradient. *Biology Letters* 16: 20200044, <https://doi.org/10.1098/rsbl.2020.0044>
- Neumann & Ericsson. 2018. Influence of Hunting on Movements of Moose near Roads. *Journal of Wildlife Management* 82:918-928, <https://doi.org/10.1002/jwmg.21448>
- Neumann m fl. 2013. Behavioural response to infrastructure of wildlife adapted to natural disturbances. *Landscape and Urban Planning* 114, 9-27.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.02.002>
- Neumann m fl. 2012. Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. *Biological Conservation* 145:70-78,
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.011>
- Niedzialkowska m fl. 2022. Moose *Alces alces* (Linnaeus, 1758). In: Hackländer, K., Zachos, F.E. (eds) *Handbook of the Mammals of Europe. Handbook of the Mammals of Europe*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_23-1
- Niemi m fl. 2017. Temporal patterns of moose-vehicle collisions with and without personal injuries. *Accident Analysis and Prevention* 98:167-173,
<https://doi.org/10.1016/j.aap.2016.09.024>
- Ruprecht m fl. 2020. The effect of climate on population growth in a cold-adapted ungulate at its equatorial range limit. *Ecosphere* 11:e03058,
<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ecs2.3058>
- Ruprecht m fl. 2016. Reproduction in moose at their southern range limit. *Journal of Mammalogy* 97:1355–1365, <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw099>
- Sand m fl. 2025. Quantifying large carnivore predation relative to human harvest on moose in an intensively managed boreal ecosystem. *Ecological Applications* 35:e70000, <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/eap.70000>
- Sand 1996. Life history patterns in female moose (*Alces alces*): the relationship between age, body size, fecundity and environmental conditions. *Oecologia* 106:212-220
- Singh m fl. 2012. From migration to nomadism: Movement variability in a northern ungulate across its latitudinal range. *Ecological Applications* 22:2007-2020
- Solberg m fl. 2000. Age-specific harvest mortality in a Norwegian moose *Alces alces* population. *Wildlife Biology* 6:41-52
- Spitzer m fl. 2021. Small shrubs with large importance? Smaller deer may increase the moose-forestry conflict through feeding competition over *Vaccinium* shrubs in the field layer. *Forest Ecology and Management* 480:118768,
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118768>

- Van Moorter m fl. 2021. The role of density dependence for partially migratory populations with seasonal range contraction and expansion. *Oikos* 130:1548-156, <http://dx.doi.org/10.1111/oik.07875>
- Van Niekerk m fl. 2021. "Competing Risks Joint Models Using R-INLA." *Statistical Modelling* 21: 1471082X1991365. <https://doi.org/10.1177/1471082X20913654>.
- Weiskopf m fl. 2019. 2019. Climate change effects on deer and moose in the Midwest. *Journal of Wildlife Management* 83:769-78, <https://doi.org/10.1002/jwmg.21649>

Finansiering

Analysen och rapporten har finansierats av Naturvårdsverket (NV-04511-24, 2024) och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

Bilagor

Bilaga 1. Modellstrukturen för de sex alternativmodellerna som testades för att estimerar kumulativa orsaksspecifika dödlighet där olika orsak förkommer inte oberoende utan i konkurrens med varandra hos vuxna älgar i Sverige, 2003-2024.

Modell	Termer	Förklaring	df	AIC	delta AIC
M1	status ¹ ~ s(tend ² , by = orsak ³)	Cause-specific baseline hazard model with no covariate. This corresponds to the "natural" time course of risks for different events, if all subjects are identical.	21.5	8937.1	777.0
M2	status ¹ ~ s(tend ² , by = orsak ³) + kön ⁴	Cause-specific baseline hazard model with a proportional shift in the baseline hazard by sex, with the same constant factor (on log scale) for all causes. This corresponds to sex having the same effect on all competing events (for example: 'females have twice the risk of dying than males, whether from a traffic collision or from predation').	23.0	8883.5	723.4
M3	status ¹ ~ s(tend ² , by = orsak ³) + kön ⁴ + kön:orsak ³	Effect of sex is cause-specific	34.7	8292.7	132.6
M4	status ¹ ~ s(tend ² , by = orsak ³) + kön ⁴ + s(omrade ⁵ , bs = "re")	Cause-specific baseline hazards with a shared effect of sex across all mortality causes, and a varying intercept (random effect) by study site. This accounts for variability in baseline hazard across sites with a shared random effect for all mortality causes.	39.5	8872.6	712.5
M5	status ¹ ~ s(tend ² , by = orsak ³) + s(omrade ⁵ , bs = "re")	Cause-specific baseline hazards, site as random effect	33.5	8929.3	769.0
M6	status ¹ ~ s(tend ² , by = orsak ³) + kön ⁴ + kön ⁴ :orsak ³ + s(omrade ⁵ , by = orsak ³ , bs = "re")	Different effect of sex for each mortality cause (sex:cause interaction), as well as cause-specific deviation from overall baseline hazard (varying intercept on study site, varying slope by cause).	91.6	8160.1	0

I formlerna ovan motsvarar s(tend, by = orsak) den grundläggande riskfunktionen, och allt annat motsvarar exponentialtermen. ¹status: levande eller ej, ²tend: risken, ³orsak: dödsorsak (se metoder), ⁴kön: ko (F) eller tjur (M), ⁵omrade: studieområde. DF: Degrees of freedom. AIC: Akaike information criterion att jämföra som relativ kvalitet på statistiska modeller för en given dataset.

Bilaga 2. Konkurrerande kumulativa orsaksspecifik dödlighet över tid för vuxna GPS-märkta älgkor och älgdjurar i Sverige skattat av piece-wise exponential Additive Models, 2003-2024.

Orsak	Kön	CIF	CIF underst	CIF överst
Jakt	Kor	0.612	0.516	0.693
Jakt	Tjur	0.812	0.687	0.886
Trafik	Kor	0.0718	0.0429	0.1140
Trafik	Tjur	0.0179	0.0036	0.0530
Vargdödade	Kor	0.0149	0.0029	0.0713
Vargdödade	Tjur	0.0179	0.0009	0.0944
Björndödade	Kor	0.0312	0.0107	0.0845
Björndödade	Tjur	0.0141	0.0006	0.0794
Olycka	Kor	0.0363	0.0164	0.0822
Olycka	Tjur	0.0171	0.0024	0.0539
Naturlig	Kor	0.0516	0.0306	0.0821
Naturlig	Tjur	0.0230	0.0072	0.0594
Okänd	Kor	0.1270	0.0832	0.1940
Okänd	Tjur	0.0692	0.0235	0.1590

Bilaga 3. Skattat kumulativa överlevnad ($\pm$ konfidensintervall) per orsaksspecifik dödlighet över tid för vuxna älgkor och älgdjurar baserad på data från GPS-märkta älgar i Sverige, 2003-2024. Observera olika skalor vid y-axen. Kurvan representerar skattning av överlevnad till denna dödsorsak samtidigt som man bortser från risken att dö av andra orsaker.

