



Reglerande beskattning av den svenska vargstammen 2011

En rapport till Naturvårdsverket från SKANDULV

Olof Liberg, Håkan Sand, Pär Forslund, Guillaume Chapron

**Grimsö Forskningsstation, Institutionen för Ekologi,
Sveriges Lantbruksuniversitet**

Uppdraget (Dnr 235-4894-10)

Naturvårdsverket (beställaren) ger uppdrag till Sveriges Lantbruksuniversitet, Grimsö Forskningsstation (leverantören) att:

Utifrån erfarenheterna av den gångna vinterns jakt efter varg och senaste tillgängliga inventeringsdata beräkna lämpliga beskattningsnivåer för att uppnå riksdagens etappmål om minst 20 årliga föryngringar och en stam som inte överstiger 210 individer.

Beskattningsnivåerna ska beräknas utifrån den beskattningsstrategi som valdes under licensjakten 2010, dvs. slumpmässig beskattning över relativt stora delar av vargens huvudutbredningsområde. Uppdragsredovisningen ska innehålla en värdering av om den gångna licensjaktens utfall är att betrakta som det man kan vänta sig vid slumpmässig jakt. Vidare bör redovisningen innehålla resonemang om hur en förändring av beskattningsstrategin mot mer riktad jakt efter etablerade vargpar och hela vargflockar påverkar uttagsnivåer.

Leverantören ska i uppdragsredovisningen redogöra för om forskning eller utfallet av den gångna vinterns licensjakt gjort att det tillkommit avgörande ny kunskap i någon av de frågeställningar kring beskattningsnivåer och utformning av licensjakt som redovisades i rapporten *Reglerande beskattning av den svenska vargstammen samt flyttning av varg inom landet för att förstärka vargstammens genetiska situation* i december 2009.

Bästa dokumenterade vetenskapliga kunskap ska användas vid analyser och förslag.

Innehållsförteckning

Uppdraget	2
Innehållsförteckning	3
Sammanfattning	4
Rapport 1. Olof Liberg, Håkan Sand	6
A. Påverkan av den gångna licensjakten 2010 på antal djur och reproduktioner i den svenska populationen	6
B. Utvärdering av om den gångna licensjaktens motsvarar vad man kan förvänta sig vid slumpmässig jakt.	6
C. Beräkning av jaktuttag för 2011.	8
D. Vilken påverkan på uttagsnivåerna skulle man få vid en förändring av beskattningsstrategin mot mer riktad jakt efter etablerade vargpar och hela vargflockar.	9
Rapport 2. Pär Forslund	10
Uppdragsfrågor	10
Svar på frågorna	10
Övriga bedömningar	13
Riktad jakt	13
Rapport 3. Guillaume Chapron	14
Introduction	14
Analysis with population trends from 1998 to 2009	15
Analysis with population trends from 2003 to 2009	22
Concluding remarks	24

Sammanfattning

Detta är en rapport från SKANDULV, Sveriges Lantbruksuniversitet, till Naturvårdsverket rörande ett uppdrag att beräkna lämpliga beskattningsnivåer för licensjakt på varg vintern 2010/11. I uppdraget ingick att beräkna en lämplig beskattningsnivå för att uppnå Riksdagens etappmål om minst 20 årliga föryngringar och en stam som inte överstiger 210 individer. Dessutom innebar uppdraget en utvärdering av utfallet av den tidigare licensjakten i januari 2010, framförallt om utfallet var i enlighet med förväntningar från slumpmässig jakt. Slutligen gavs uppdraget att föra ett resonemang om hur en förändring av beskattningsstrategin mot mer riktad jakt efter etablerade vargpar och hela vargflockar påverkar uttagsnivåer.

Uppdragstagarna har använt tre olika modeller för att beräkna uttaget, vilka presenteras var för sig. Liberg – Sand har använt samma modell som förra året, en ålders- och könsstrukturerad matrismodell i Excel uppdelad på 11 årsklasser och med fyra olika stadier per år, vilket innebär att modellen t.ex. tar hänsyn till att ett djur som skjuts på licensjakten inte senare samma år kan utsättas för risken att dö av trafik eller illegal jakt. Modellen är dock helt deterministisk (utan slumpvariation i de olika demografiska parametrarna) vilket innebär att inga konfidensintervall kan ges för de beräknade uttagen. Forslund har använt en enkel tillväxtfunktion för att beräkna hur stort det årliga ”överskottet” av djur är vilket motsvarar det antal djur som behöver skjutas för att stabilisera populationen vid 210 djur. Han har dock också använt den tidigare simuleringen inför licensjakten 2010 för att skatta riskerna för att populationen understiger 200 respektive överstiger 220 individer efter jakten. Chapron slutligen har använt en s.k. ”hierarkisk state space-modell” för att med hjälp av tidigare års inventeringar beräkna den mest sannolika tillväxttakten mellan vintern 2009/10 till innevarande vinter, och sedan beräkna uttaget med hjälp av denna, samt beräkna sannolikheterna för olika utfall beroende på vilket uttag man gör.

Liberg - Sand har, liksom förra året, använt sig av två olika tillväxttakter för beräkningarna (senaste årets tillväxttakt dvs från vintern 2009/10 till vintern 2010/11 är ännu ej känd). Villkoren var att populationen efter jakten 2011 inte ska överstiga 210 djur, men att reproduktionen följande vår inte ska understiga 20 föryngringar. Eftersom man inte har några konfidensintervall i denna modell lade man in en säkerhetsmarginal på två föryngringar i det sistnämnda villkoret, så att antalet föryngringar följande vår inte skulle understiga 22. Med dessa villkor fann man att uttaget bör vara 20 djur vid en tillväxt på 13 % och 29 djur vid en tillväxt på 19 %.

Forslund utgick i sin modell från tre olika tillväxttakter. Vid 10 % tillväxt ska uttaget ligga vid 13 djur, vid 13 % tillväxt vid 19 djur, och vid 19 % tillväxt vid 32 djur. I samtliga fall visar resultaten att det på grund av demografisk slumpmässighet är 25 % sannolikhet att populationen understiger 200 djur och 25 % sannolikhet att den överstiger 220 djur. Sannolikheten att hamna i intervallet 200 – 220 djur är alltså 50 %, förutsatt att man använder rätt tillväxttakt i sitt beslut.

Chapron beräknade först tillväxttakten från vintern 2009/10 till innevarande vinter och visade att den mest sannolikt har legat vid 13 %, baserat på populationsutvecklingen perioden 1998 – 2009, och 18 % om den baseras på den kortare perioden 2003 - 2009. Med 13 % tillväxt skulle en avskjutning på 18 djur vara den mest sannolika för att nå en population på 210 djur direkt efter

jakten, men bara 14 djur om man vill finna den optimala balansen mellan att inte understiga 200 individer efter jakt och att inte överstiga 220. Skillnaden i sannolikhet att uppfylla detta senare villkor för uttagen 14 och 18 djur är dock negligerbar. Med 18 % tillväxt blir avskjutningen 40 djur, oavsett vilken säkerhet man vill ha.

Samtliga tre modeller visar således på ett uttag på 18 – 20 vid en tillväxt på 13 %. Detta är något lägre siffror än förra året som angav uttag på 23 - 28 djur vid samma tillväxttakt. Anledningen till denna skillnad kan delvis vara att det skedde en viss överbeskattning förra året enligt åtminstone två av modellerna (Forslunds och Chaprons), och att vi haft en ovanligt hög dödlighet efter jakten förra vintern (påverkar endast Liberg-Sands modell). Vid 18-19 % tillväxt beräknas uttagen till mellan 29 och 40 djur, ungefär samma nivåer som vid förra årets beräkningar.

Liberg – Sand visar att ett uttag som görs enbart på hela flockar inte skiljer sig från ett slumpmässigt uttag. Forslund finner dock att uttag som riktas enbart mot hela flockar kan negativt påverka reproduktionen följande år under förutsättning att antalet föryngringar minskar i populationen. Han anger dock inte hur stort ett sådant uttag ska vara för att uppfylla Riksdagens båda mål. Båda uppdragstagarna varnar dock för att på lång sikt kan en följd av sådana riktade uttag påverka åldersstrukturen i populationen på ett okänt sätt vilket i sin tur påverkar tillväxttakten och försvårar möjligheterna att med en beräknad beskattningsnivå uppnå målen för populationens storlek.

Uppgiften att utvärdera fjolårets licensjakt har utförts av Liberg – Sand. Inventeringen 2009/10 visade att den verkliga tillväxten sista året före jakten var 14 %. Det sköts 28 vargar under jakten. Detta var något fler än vad en 14-procentig tillväxt påbjöd vilket innebar att en viss minskning skett jämfört med året innan. Våren 2010 fanns det 173-206 vargar i Sverige, med ett medeltal på 190, att jämföra med 196 våren innan. Antal reproduktioner i Sverige år 2010 är ännu inte fastställt men preliminära data pekar på att det med mycket stor sannolikhet har fötts mer än 20 kullar. Licensjakten 2010 har således, trots en viss överbeskattning, med stor sannolikhet fyllt sin uppgift att hålla stammen under den av Riksdagen fastställda maximinivån 210 individer utan att hota den tidigare beslutade miniminivån på 20 föryngringar. Uttaget av revirhävdande djur under jakten 2009/10 kunde inte skiljas statistiskt från ett slumpmässigt uttag i populationen.

Utvärdering av om den gångna licensjakten 2010 och beräkning av jaktuttag för 2011

A. Påverkan av den gångna licensjakten 2010 på antal djur och reproduktioner i den svenska populationen

Ett problem vi alltid kommer att ha vid beräkning av jaktuttag är att vi saknar data på det senaste årets tillväxt. Vid beräkningarna förra året laborerade vi med två olika tillväxttakter, baserade på genomsnitten för de tio respektive fem senaste åren. Dessa två genomsnitt var 13 respektive 19 %. Med facit i hand kan vi konstatera att tillväxten blev 14 %, från 188-226 (medeltal 207) djur vintern 2008/09 till 219-252 (medeltal 236) vintern 2009/2010. Under licensjakten sköts 28 djur (ett djur mer än tilldelningen). Detta var något fler än vad en 14-procentig tillväxt påbjöd vilket innebar att en viss minskning skett jämfört med året innan. Våren 2010 fanns det 173-206 vargar i Sverige, med ett medeltal på 190, att jämföra med 196 våren innan.

Antal reproduktioner i Sverige år 2010 är ännu långtifrån fastställt (brukar inte vara klart förrän vid vinterns slut), men 11 föryngringar har redan säkrats på barmark och ytterligare åtta anses sannolika. Därutöver finns det ca 10 revir där föryngring är möjlig, men där vi ännu ej har några data. Med mycket stor sannolikhet har det således fötts minst 20 vargkullar i Sverige våren 2010, efter licensjakten. Därmed kan man konstatera att licensjakten 2010 med stor sannolikhet fyllde sin uppgift att hålla stammen under den av Riksdagen fastställda maximinivån 210 individer utan att hota den tidigare beslutade miniminivån på 20 föryngringar. Dessutom visar preliminära data på att vi förmodligen hade fler intakta par (inklusive paren i familjegrupperna) efter jakten 2010 än vi hade våren innan.

B. Utvärdering av om den gångna licensjaktens motsvarar vad man kan förvänta sig vid slumpmässig jakt.

Under licensjakten 2010 sköts 28 vargar. Tretton av dessa var av hankön och 15 var tikar (tabell 1). Denna kvot avviker inte från jämn könskvot. Vi känner inte könskvoten i populationen, men bl.a med tanke på att vargen är en monogam art har vi ingen anledning att tro att den avviker från 50/50 (bland märkta vargar återfinns 58 tikar och 63 hanar). Provstorleken för att testa könskvoten för enskilda sociala kategorier av varg är för liten för att med säkerhet kunna visa på någon statistiks avvikelse för någon enskild kategori (tabell 1). Även om vi delar upp de skjutna vargarna på endast två sociala kategorier så kan man inte finna någon statistiskt säkerställd

skillnad mellan grupperna (tabell 2; $\chi^2=1,29$, $df=1$, $P=0,26$). Det har alltså inte gått att visa att licensjakten selekterat för något kön.

Tabell 1. Fördelning av sociala kategorier och kön hos de skjutna djuren

	Föräldradjur	Parlevande djur	Ensamma	Valpar o ungdjur i flock	Totalt
Skjutna tot	7	7	3	11	28
Hanar	5	3	0	5	13
Tikar	2	4	3	4	15

Tabell 2. Könsfördelningen hos de skjutna djuren, uppdelade på två sociala kategorier.

	Föräldrar + par (alfas)	Övriga
Skjutna hanar	8	5
Skjutna tikar	6	9
Skjutna tot	14	14

Det sköts något fler föräldradjur och parlevande djur än förväntat från en slumpmässig fördelning, och något färre ensamdjur (tabell 3). Resultatet påvisade dock inte någon statistisk säkerställd skillnad mellan dessa grupper ($\chi^2=2,04$, $df=3$, $P=0,56$). Inte heller när vi slår ihop de sociala kategorierna till bara två grupper får vi en statistiskt säkerställd skillnad (tabell 4; $\chi^2=1,17$, $df=1$, $P=0,28$). Tendensen till en högre andel föräldradjur och parlevande djur (s.k. alfadjur) bland de skjutna (50 %) jämfört med deras andel i populationen (35 %) var dock så stark, att vi för säkerhets skull har tagit hänsyn till denna avvikelse från en ren slumpmässig avskjutning i vår simulering av uttag för 2011.

Tabell 3. Fördelning av de skjutna djuren på sociala kategorier samt förväntade värden om avskjutningen varit slumpmässig.

	Föräldradjur	Parlevande djur	Ensamma	Valpar o ungdjur i flock
Skjutna	7	7	3	11
Andel skjutna	0,25	0,25	0,11	0,39
Förväntat antal	5,9	3,9	5,6	12,6
Förväntad andel	0,21	0,14	0,2	0,45

Tabell 4. Fördelning av de skjutna djuren på sociala kategorier där föräldradyr och parlevande vargar slagits ihop (alfadjur) och ensamlevande vargar slagits ihop med valpar och ungdjur i flockar (icke-alfas) samt förväntade värden för dessa kategorier om avskjutningen varit slumpmässig.

	Alfadjur	Icke-alfas
Skjutna	14	14
Andel skjutna	0,50	0,50
Förväntat antal	9,8	18,2
Förväntad andel	0,35	0,65

C. Beräkning av jaktuttag för 2011.

Modellens uppbyggnad

Liksom förra året har vi på Grimsö för beräkning av jaktuttaget använt en ålders- och könsstrukturerad matrismodell. Populationen är uppdelad på 11 årsklasser. Modellen ges en startpopulation, samt värden på kullstorlek hos reproducerande djur, en specifikation på vilka djur som reproducerar sig, samt ålders- och könsspecifik årlig överlevnad. Varje år i modellen startar med reproduktion, sedan beräknas hur många djur i de olika klasserna som överlever till hösten, därefter läggs beskattningen på, varpå antal djur efter beskattningen beräknas och slutligen beräknas hur många av dessa djur som överlever fram till nästa reproduktionsperiod, och så körs nästa år på samma sätt. Detta innebär att modellen har hänsyn till att ett djur som skjuts på licensjakten t.ex. kan inte senare samma år utsättas för risken att dö av trafik eller illegal jakt. Kullstorlek och ålders- och könsspecifik överlevnad, liksom andel reproducerande djur bygger på våra data från den aktuella vargpopulationen. Liksom förra året har vi modellerat med två olika tillväxttakter, och vi använde samma nivåer på dessa som förra året, 13 respektive 19 %. De demografiska parametrarna anpassades i modellen för att ge dessa två tillväxttakter. Eftersom förra årets uttag visade på en viss selektion för alfa djur, lade vi in denna selektion i årets beräkningar, dvs 50 % av alla skjutna djur. Som startpunkt för modellen använde vi senaste årets inventeringsresultat. Modellen är deterministisk, dvs. den innehåller ingen slumpvariation, utan alla demografiska parametrar är konstanta från år till år. Därför kan modellen inte heller beräkna några konfidensintervall eller andra mått på osäkerheter i resultaten.

Resultat beräkning

Enligt denna modell bör 20 vargar skjutas vid en tillväxttakt på 13 %, och 29 vargar vid en tillväxttakt på 19 % (tabell 5). I båda scenarierna kommer vårpopulationen efter jakt, och efter övrig dödlighet under vintern att ligga på ca 200 djur.

Tabell 5. Beräkning av avskjutningen 2011 vid två olika tillväxttakter

Tillväxt	Antal våren 2010	Beräkn antal hösten 2010	Avskjutning 2011	Beräkn antal våren 2011	Beräkn antal hösten 2011
13 %	190	243	20	199	251
19 %	190	252	29	200	258

Vid denna beräkning av uttaget har vi lagt in ett villkor att det simulerade antalet föryngringar efter jakten ska vara minst 22 för att erhålla en viss säkerhet att man inte underskrider 20. En bieffekt av detta är att vårsiffrorna kommer att höjas något över 2010 års nivå på 190. Om vi gör beräkningen utifrån målsättningen att ha ca 20 föryngringar nästa år utan någon säkerhetsmarginal, och att man kan tänka sig att behålla samma nivå på populationen som förra året, kan uttaget höjas med minst 5 - 6 djur.

Om det skulle komma in data inom de närmsta veckorna som säkert visar att antalet föryngringar 2010 varit betydligt högre än året innan, dvs. uppemot 25 eller högre, så anger det att årets tillväxt legat vid det högre värdet i våra beräkningar (19 %) eller till och med högre. I ett sådant läge kan man överväga att anpassa avskjutningsnivån till dessa nya data, om man vill undvika att komma alltför långt över Riksdagens maximum-nivå på 210 vargar.

D. Vilken påverkan på uttagsnivåerna skulle man få vid en förändring av beskattningsstrategin mot mer riktad jakt efter etablerade vargpar och hela vargflockar.

Den matrismodell för beräkning av uttag ur vargpopulationen som vi använder har inte den grad av upplösning som skulle krävas för att direkt kunna simulera en jakt inriktad på vissa flockar och par. Vi har kringgått problemet genom att simulera en jakt som enbart riktar sig mot reproducerande djur och ungdjur i flockarna. Det genomsnittliga antalet individer per grupp som lever i flockar och par de senaste tio åren har varit 4,3. Om vi utgår ifrån att i de allra flesta av dessa grupper det har funnits två s.k. alfadjur, så utgör dessa alltså ca 50 % av djuren i denna kategori (flockar och par). Detta är samma proportion alfadjur vi har använt i den slumpmässiga simuleringen (se ovan), vilket innebär att åtminstone på kort sikt bör uttaget bli exakt detsamma som vid slumpmässigt uttag.

Om man enbart skulle inrikta sig på flockar (alltså grupper med minst tre individer), så utgör alfadjuren (i det här fallet samma som föräldradjuren) ungefär 35 % av alla flocklevande djur (det genomsnittliga antalet individer per flock var 5,6, av vilka då alltså två var föräldradjuren). Inte heller här blir det någon skillnad i storlek på uttaget jämfört med ett slumpmässigt uttag. Ett uttag där alfadjuren utgör 35 % ligger i själva verket mycket nära ett verkligt slumpmässigt uttag, alltså inte det uttag vi hade förra året, där en viss överbeskattning av alfadjur skedde. På längre sikt skulle ett uttag riktat mot flockar och par få en viss effekt genom att man påverkar ålderssammansättningen i populationen. Hur stor skillnaden skulle bli jämfört med slumpmässigt uttag beror på flera saker, t.ex. hur stora de beskattade flockarna är, och om man verkligen lyckas skjuta alla djuren i flockarna. Vad gäller generella för- och nackdelar med denna jaktstrategi hänvisar vi till rapporten för 2009.

Beräkningar av beskattning av den svenska vargpopulationen

Uppdragsfrågor

1. Beräkna lämpliga beskattningsnivåer för att uppnå riksdagens etappmål om minst 20 årliga föryngringar och en stam som inte överstiger 210 individer.
2. Värdering av om den gångna licensjaktens utfall är att betrakta som det man kan vänta sig vid slumpmässig jakt.
3. Resonemang om hur en förändring av beskattningsstrategin mot mer riktad jakt efter etablerade vargpar och hela vargflockar påverkar uttagsnivåer.

Svar på frågorna

1. Beskattningsnivån är beroende dels av hur stor populationen var efter förra vinterns jakt, dels av populationens tillväxttakt. Populationens storlek efter jakten kan uppskattas utifrån de färskaste beräkningar som nu finns från förra vinterns inventeringar. Dessa beräkningar uppskattar populationens storlek till 231 individer (medelvärde beräknat ur uppskattningar av maximal och minimal storlek). Vid jakten sköts 28 individer, vilket ger ett medelvärde på populationsstorleken på $231 - 28 = 203$ individer. Det finns dock en osäkerhet populationsstorleken, då den är beräknad från uppskattade minimi- och maximisiffror. Fördelningen kring medelvärdet 203 individer är inte känd, vilket gör det svårt att uppskatta sannolikheten att den verkliga populationen var 203 individer eller i närheten av detta värde. Om man dock antar att populationsstorleken var 203 individer, kan beskattningsnivån uppskattas enligt

$$\text{Antal beskattade individer} = \text{Populationsstorlek}_{2009/10} \times \lambda - 210 \quad (1)$$

Detta skulle ge följande resultat med antagande av olika värden på populationstillväxt,

Populationstillväxt (λ)	Antal beskattade individer	Populationsstorlek efter beskattning
1.10 (10%)	13	210
1.13 (13%)	19	210
1.19 (19%)	32	210

Dessa beräkningar är alltså gjorda efter den mycket enkla modellen ovan och inte med hjälp av den simuleringsmodell som användes i rapporten *Reglerande beskattning av den svenska vargstammen samt flyttning av varg inom landet för att förstärka vargstammens genetiska situation* (december 2009). Jag har inte sett någon anledning till att upprepa beräkningar med simuleringsmodellen, utan de resultat som erhöles med de tidigare beräkningarna är lika relevanta i denna rapport. Det innebär att man kan förvänta sig en sannolikhetsfördelning kring den önskade storleken på 210 individer. Enligt de tidigare beräkningarna bör således percentilen 25% vara c. 199 individer och percentilen 75% vara c. 221 individer. Det kan för övrigt noteras att den beräkning som förra året gjordes med antagandet att populationstillväxten var 13% mellan 2008/09 och 2009/10 var mycket nära den verkliga populationstillväxten enligt resultaten från inventeringen. Licensjakten på 27 individer var således något i överkant. Enligt en fotnot i uppdragsbeskrivningen skall beräkningarna bygga på antagandet att populationsstorleken skall understiga 210 individer i slutet av vintern 2011. Inga siffror anges dock vad som menas med ”understiga”, vilket innebär att jag inte analyserat vad det betyder för beskattningsnivån.

2. Jag har inte tillgång till data över skjutna individer och har därför inte analyserat denna fråga.
3. Riktad jakt efter etablerade vargpar och hela vargflockar bör få effekten att antalet föryngringar minskar efterföljande reproduktionssäsong. Jag antar då att den riktade jakten medför att det skjuts fler reproducerande vargar än skulle ha varit fallet med slumpmässig jakt. Slumpmässig jakt definierar jag här som att sannolikheten för att skjutas är lika för alla individer, oavsett vilket livsstadium de befinner sig i. Jag har nedan försökt att med ett enkelt resonemang beräkna hur populationens tillväxt, och därmed uttagsnivåer, förändras om en riktad i stället för slumpmässig jakt utförs. Populationstillväxten (λ) kan beräknas som

$$\lambda = \frac{N_{t+1}}{N_t} \quad (2)$$

där N_t är populationens storlek år t och N_{t+1} är dess storlek år $t+1$. N_{t+1} utgörs dels av individer födda före år $t+1$ (benämns härefter N_a), dels av individer födda år $t+1$ (benämns härefter N_j). N_j är alltså det totala antalet valpar födda år $t+1$, vilket kan beräknas som (antal föryngringar \times genomsnittlig kullstorlek = $P \times LS$). Vi kan därför skriva om (2),

$$\lambda = \frac{N_{a,t+1} + N_{j,t+1}}{N_t} = \frac{N_{a,t+1}}{N_t} + \frac{N_{j,t+1}}{N_t} = \frac{N_{a,t+1}}{N_t} + \frac{P_{t+1} \times LS}{N_t} \quad (3)$$

Förändringen i populationstillväxten λ vid en förändring i antalet föryngringar P blir då

$$\frac{\Delta\lambda}{\Delta P} = \frac{LS}{N_t} \quad (4)$$

Om vi antar att populationsstorleken $N_t = 210$ och kullstorleken $LS = 3$, blir alltså förändringen i populationstillväxt $\Delta\lambda = 0.014$, d v s 1.4 procentenheter per föryngring. Med en genomsnittlig kullstorlek på 4 valpar blir $\Delta\lambda = 0.019$, d v s 1.9 procentenheter per föryngring. Den genomsnittliga kullstorleken i vargpopulationen ligger mellan 3 och 4 valpar, vilket innebär att populationstillväxten kan förväntas minska med c. 1.5-2 procentenheter för varje ytterligare föryngring som elimineras vid riktad jakt mot etablerade vargpar och hela vargflockar jämfört med om jakten är slumpmässig. Konsekvensen för beskattningsnivåerna kan därmed beräknas enligt ekvation (1) ovan. Ett exempel kan visa på vilka effekter riktad jakt, åtminstone kortsiktigt, kan få. Antag att populationstillväxten är 13% och att slumpmässig jakt utförs. Den slumpmässiga jakten innebär att det förväntade antalet föryngringar i populationen består, vilket med en populationsstorlek på 210 individer innebär c. 21 föryngringar. Utifrån detta kan vi förvänta oss att populationstillväxten kommer att bli 13% även nästa år och att samma uttagsnivå skall hållas. Om vi i stället tänker oss att en riktad jakt utförs med konsekvensen att det blir endast, till exempel, 19 föryngringar påföljande vår, skulle det innebära att populationstillväxten till nästa år blir i storleksordningen 9-10%. I och med att populationstillväxten alltså kan förväntas bli lägre, blir också uttagsnivåerna kommande vinter lägre om en konstant populationsstorlek skall hållas.

För att kort sammanfatta mitt resonemang ovan, betyder det alltså att om antalet föryngringar blir färre än förväntat på grund av riktad jakt, förväntas färre valpar att produceras i populationen. Konsekvensen blir att populationens tillväxt blir lägre vilket måste beaktas vid beslut om uttagsnivåer kommande år.

Den beräkning som presenteras ovan är förenklad (innehåller t ex ingen åldersstruktur), men kan tjäna som ett riktmärke för hur riktad jakt, åtminstone kortsiktigt, kan påverka populationstillväxten och därmed beskattningsnivåerna påföljande år. Effekten på tillväxten skulle kunna reduceras om det sker någon form av kompensatorisk parbildning/föryngring som följd av den riktade jakten, eftersom antalet föryngringar då inte minskar lika mycket. Vi vet inte om en sådan kompensatorisk parbildning/föryngring finns, men en gissning är att den, om den finns, är mycket liten eftersom tidsspannet mellan jakt och reproduktionssäsong är mycket kort.

Beräkningen ovan måste betraktas som en kortsiktig prediktion av populationstillväxten. En riktad jakt kan innebära att åldersfördelningen i populationen ändras, och det kan få långsiktiga effekter på populationstillväxten som inte är analyserade här. I jämförelse med slumpmässig jakt kommer riktad jakt (mot t ex etablerade par eller hela vargflockar) att försvåra uppskattningar av hur populationen kommer att tillväxa och därmed hur stora uttagsnivåerna skall vara i framtiden. Om olika jaktstrategier används olika år blir denna uppskattning än svårare. Mot bakgrund av det rekommenderar jag att beskattningen av populationen utförs med slumpmässig jakt, definierat som att varje individ har samma sannolikhet för att skjutas. På så sätt ökar chanserna att hålla populationen inom 200-210 individer.

Övriga bedömningar

I rapporten *Reglerande beskattning av den svenska vargstammen samt flyttning av varg inom landet för att förstärka vargstammens genetiska situation* (december 2009), utredde jag dels beskattningsnivåer, dels osäkerheter kring beskattningsnivåer, populationstillväxt och populationsstorlek inför jakten vintern 2009/2010. De slutsatser jag då kom fram till gäller fortfarande, och jag återger dem här i förkortad form.

- Osäkerhet i populationstillväxt, beroende på slumpfaktorer, ger en risk för att populationens storlek efter beskattningen kan bli såväl under 200 individer som över 210 individer.
- Överbeskattning till följd av denna osäkerhet är värre än underbeskattning eftersom överbeskattning dels leder till att inaveln ökar snabbare på grund av att populationen blir mindre, dels på grund av att effekterna av demografisk slumpmässighet, d v s större variation i populationstillväxt mellan år, blir större i en liten population. I en mindre population ökar också risken för att den genetiska variationen minskar.
- Eftersom de biologiska konsekvenserna av överbeskattning är större än de som följer på underbeskattning, bör försiktighetsprincipen tillämpas, d v s det är bättre att skjuta för få än för många vargar.
- Beräkningen av beskattningsnivåer är starkt beroende av den populationsstorlek som skattas från höst/vinter-inventeringar. Det är därför mycket viktigt att dessa inventeringar är av god kvalitet och också tillåter beräkning av felmarginaler. Detta är särskilt viktigt med tanke på att vargpopulationen i Sverige är liten och skall hållas inom snäva marginaler.

Riktad jakt

Om riktad jakt efter etablerade par och hela vargflockar leder till att det skjuts fler reproducerande individer än slumpmässig jakt skulle leda till, förväntas populationstillväxten kommande år bli lägre. Orsaken till det är att färre valpar förväntas produceras eftersom antalet reproducerande djur blir färre. Lägre populationstillväxt innebär att uttagsnivån kommande måste sänkas om syftet är att hålla populationsstorleken på en stabil nivå mellan 200 och 210 individer.

Rapport 3. Guillaume Chapron, Grimsö Wildlife Research Station, SLU

E-mail: gchapron@carnivoreconservation.org

How many wolves can be hunted in 2011 in Sweden?

Some answers with hierarchical state-space models

Introduction

In this report, I illustrate how I used a hierarchical state space model to estimate what is the required harvest to keep the Swedish wolf population at the desired target. Compared to traditional demographic models, hierarchical models provide the advantage of formalizing in a coherent probabilistic framework both the ecological process and the observation process from which the data emerge. In the wolf case, the ecological process is the dynamics of the wolf population in Sweden, e.g. the survival and reproduction of packs and wolves that lead to a population growth (or decline). The observation process is the winter census carried out nation-wide by field teams. In this report, I use simulations based on a simple model and fit this model to data. The simulations will explicitly consider that my model is not perfect, i.e. I can't predict with absolute certainty what is going to be the wolf population size next year. The simulations will also explicitly consider that the data can give only an indication of what is the true wolf population size, but are not the exact true value. The strength of hierarchical models is that the multiple sources of uncertainty are coherently and consistently handled and our conclusions are therefore more robust. For a gentle introduction to hierarchical state-space models, see: McCarthy, 2007, Bayesian Methods for Ecology, Cambridge University Press.

The model is quite simple as it tells the population at time $t+1$ is the population at time t multiplied by growth rate λ :

$$N_{t+1} = \lambda \cdot N_t$$

When written in a hierarchical way, we need to separate the process model and the observation model. The process equation is:

$$\begin{cases} \mu_t = \log(\lambda \cdot N_{t-1}) \\ N_t \sim \text{lognormal}(\mu_t, \sigma_{proc}) \end{cases}$$

where μ_t is the deterministic prediction of the median wolf population size at time t , N_t is the true population size at time t , σ_{proc} is the standard deviation of the true population size on the log scale, λ is the yearly population growth rate. The process equation is linked to data using the observation equation:

$$\begin{cases} \alpha_t = \frac{N_t^2}{\sigma_{Nobs}^2} \\ \beta_t = \frac{N_t}{\sigma_{Nobs}^2} \\ \psi_t \sim \text{gamma}(\alpha_t, \beta_t) \\ Nobs_t \sim \text{Poisson}(\psi_t) \end{cases}$$

where $Nobs_t$ is the observed population size at time t , σ_{Nobs}^2 is the estimate of the error of observation of the population size. This formulation views the count data hierarchically - the mean observed count of wolves at time t is Poisson distributed with mean ψ_t and this mean is drawn from a gamma distribution with mean equal to the prediction of the process model and a standard deviation for observation error. I chose this approach because it allows the uncertainty in the data model to be larger than the variance of the Poisson parameter ψ_t .

Analysis with population trends from 1998 to 2009

First, I ran computations to fit this population model to the “brutto” census data of the Swedish wolf population from 1998 to 2009. In other words, I try to find what is the most likely value of growth rate lambda to have the model fitting the data the best. The advantage of using a state space model is that it provides estimates of uncertainty: I do not get a single value of lambda, but rather a distribution of lambda, indicating which value is most likely, but also which other values are possible.

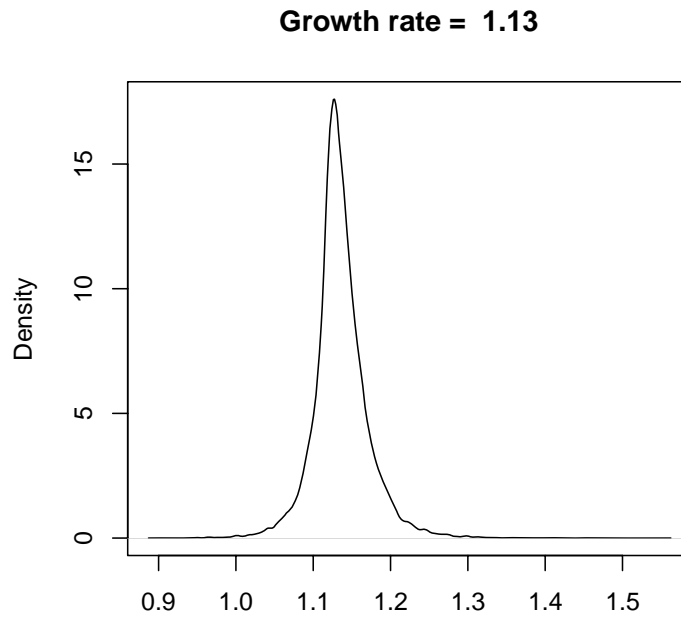


Figure 1: Posterior distribution of growth rate lambda. The most likely value for lambda is around 1.13, but note that values like 1.10 or 1.15 are also possible.

Based on Fig. 1, we can tell that our data supports the most a lambda of 1.13, but because there is uncertainty and because the time series is short, there is also some support, but weaker, for other values of lambda.

Once I have estimated lambda from the time series and assuming it stays the same in 2010, I can compute what will be the most likely population in winter 2010-2011 (Fig. 2). The forecasted median wolf population size at the beginning of winter 2010/2011 is 228 ± 31 individuals (95% CI = 181-304).

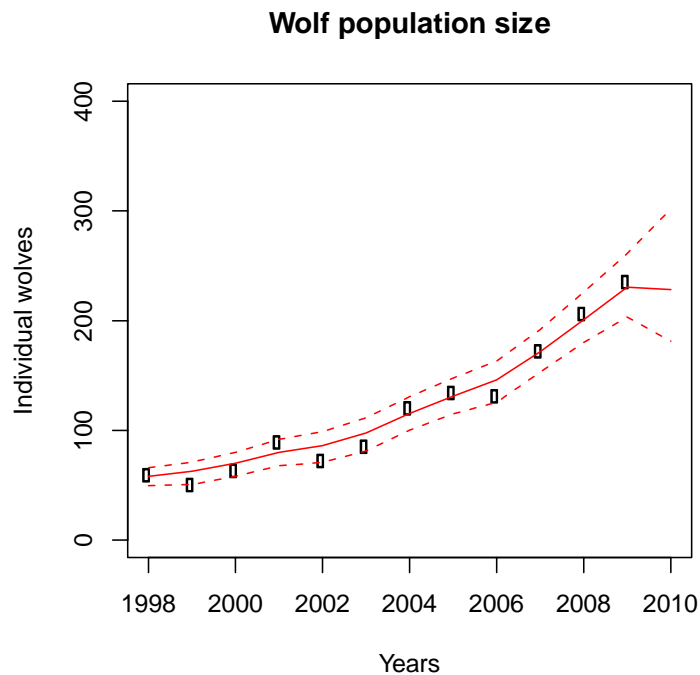


Figure 2: Fitted hierarchical state space model with time series 1999-2009. The black circles are census data, the red line indicates the population size with the fitted model and the dashed lines indicates the confidence of our model fit. The value for 2010 is a forecast.

I can then include a harvest of a given number of animals and similarly look at the distribution of simulated population sizes to find which harvest makes sure that the population just after the 2011 hunt is not larger than 210 individuals, which is the management target.

A logical approach would be to simply conclude that removing $228 - 210 = 18$ individuals is the best way to reach a post-harvest population of 210 individuals. However, because there is uncertainty in our estimates, it can be helpful to examine the probability the population size is under or over given values (Fig. 3).

It is important to understand that distributions are associated with some uncertainty. The reason for this is that the dataset informs us only about population size at the beginning of winter 2009/2010, i.e. before the first hunt took place. We do not yet have information about population size post- 2010 hunt, as this information will become available during winter 2010/2011.

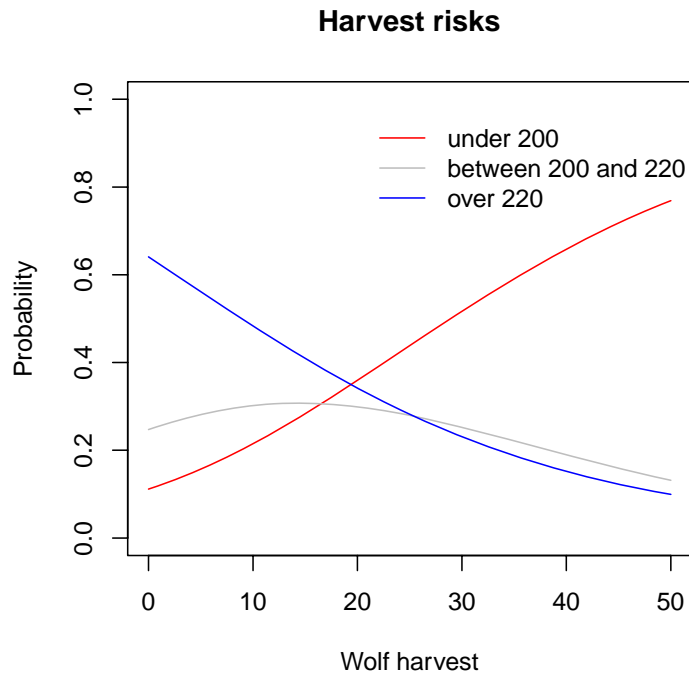


Figure 3: Probabilities to have the post-hunt 2011 Swedish wolf population under 200, between 200 and 220, and over 220 individuals. Note that the range of the interval (20 individuals) is already well smaller than the SD of the predicted population size or the 95% CI, and the uncertainty is such that it would not be useful to consider an interval like 209-211.

The harvest level that maximizes the probability that the post-harvest population is between 200 and 220 individuals is 14 wolves (see also Table I). Alternatively, the harvest level with equal probabilities that the post-harvest population is larger than 220 and smaller than 200 (e.g. an equally oriented risk to fail in meeting the target) is 19 individuals (Fig. 3). Both simulated post-hunt population densities are shown on Fig. 4.

Table I: Probabilities to have the post-hunt 2011 Swedish wolf population under 200, between 200 and 220, and over 220 individuals (this shows the exact values used in Fig.3) with simulations using the 1998-2009 time series

Harvest	P(under 200)	P(between 200 and 220)	P(over 220)
0	0.112	0.248	0.641
1	0.120	0.255	0.625
2	0.128	0.262	0.609
3	0.137	0.269	0.593
4	0.147	0.275	0.578
5	0.157	0.281	0.562
6	0.167	0.287	0.546
7	0.179	0.291	0.530
8	0.190	0.295	0.514
9	0.202	0.299	0.499
10	0.215	0.302	0.483
11	0.228	0.304	0.468
12	0.241	0.306	0.453
13	0.254	0.307	0.438
14	0.269	0.308	0.424
15	0.284	0.307	0.409
16	0.298	0.306	0.395
17	0.313	0.305	0.382
18	0.328	0.304	0.368
19	0.344	0.302	0.355
20	0.359	0.299	0.342
21	0.375	0.296	0.329
22	0.391	0.292	0.317
23	0.407	0.288	0.305
24	0.422	0.284	0.294
25	0.438	0.280	0.282
26	0.454	0.274	0.271
27	0.470	0.269	0.261

28	0.486	0.264	0.250
29	0.501	0.258	0.241
30	0.517	0.252	0.231
31	0.532	0.246	0.222
32	0.547	0.240	0.213
33	0.562	0.234	0.204
34	0.576	0.228	0.196
35	0.591	0.221	0.188
36	0.605	0.215	0.180
37	0.618	0.209	0.173
38	0.632	0.202	0.166
39	0.645	0.196	0.159
40	0.658	0.190	0.152
41	0.671	0.184	0.145
42	0.683	0.178	0.139
43	0.695	0.172	0.134
44	0.706	0.166	0.128
45	0.718	0.159	0.123
46	0.729	0.153	0.118
47	0.739	0.148	0.113
48	0.750	0.142	0.108
49	0.759	0.137	0.104
50	0.769	0.132	0.100

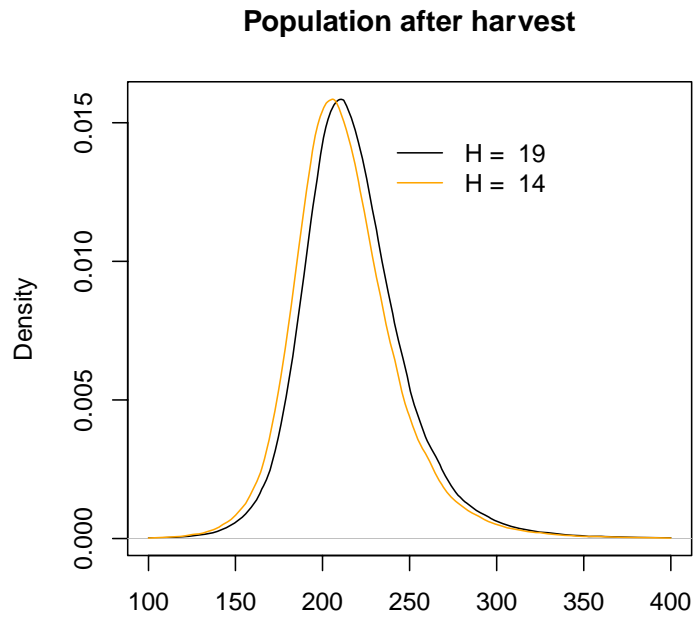


Figure 4: Density distributions of the post-hunt 2011 Swedish wolf population if there is a harvest of 14 individuals (orange curve) and 19 individuals (black curve).

These results can also be interpreted by considering what are the acceptable probabilities the population becomes too small or too large. For example, with the 1999-2009 time series, harvesting 18 wolves would maximize the chance to keep the population at 210 individuals, but there would still be a 25% chance that the population is smaller than 194 and also a 25% chance that the population is larger than 229. Making sure that there is a 75% chance the population is below 220 would require harvesting 29 wolves, but there would be a 25% chance to have the population below 184 wolves. On the contrary, if one wants to make sure that there is a 75% chance the population does not fall below 200 wolves, we would need to harvest 13 wolves, but there would be a 25% chance to have the population larger than 236 wolves.

Analysis with population trends from 2003 to 2009

I ran a second simulation with the same model but using a shorter time series (i.e. 2003-2009). We run this second simulation because demographic parameters may have changed from 1999-2003, even if there is no statistical significance to support this. With the 2003-2009 time series (Figure 5), the most likely population growth rate is larger (1.18) and as a consequence, required harvest levels to reach the management target are also larger. The forecasted median wolf population size at the beginning of winter 2010/2011 is now 250 ± 38 individuals (95% CI = 187-327).

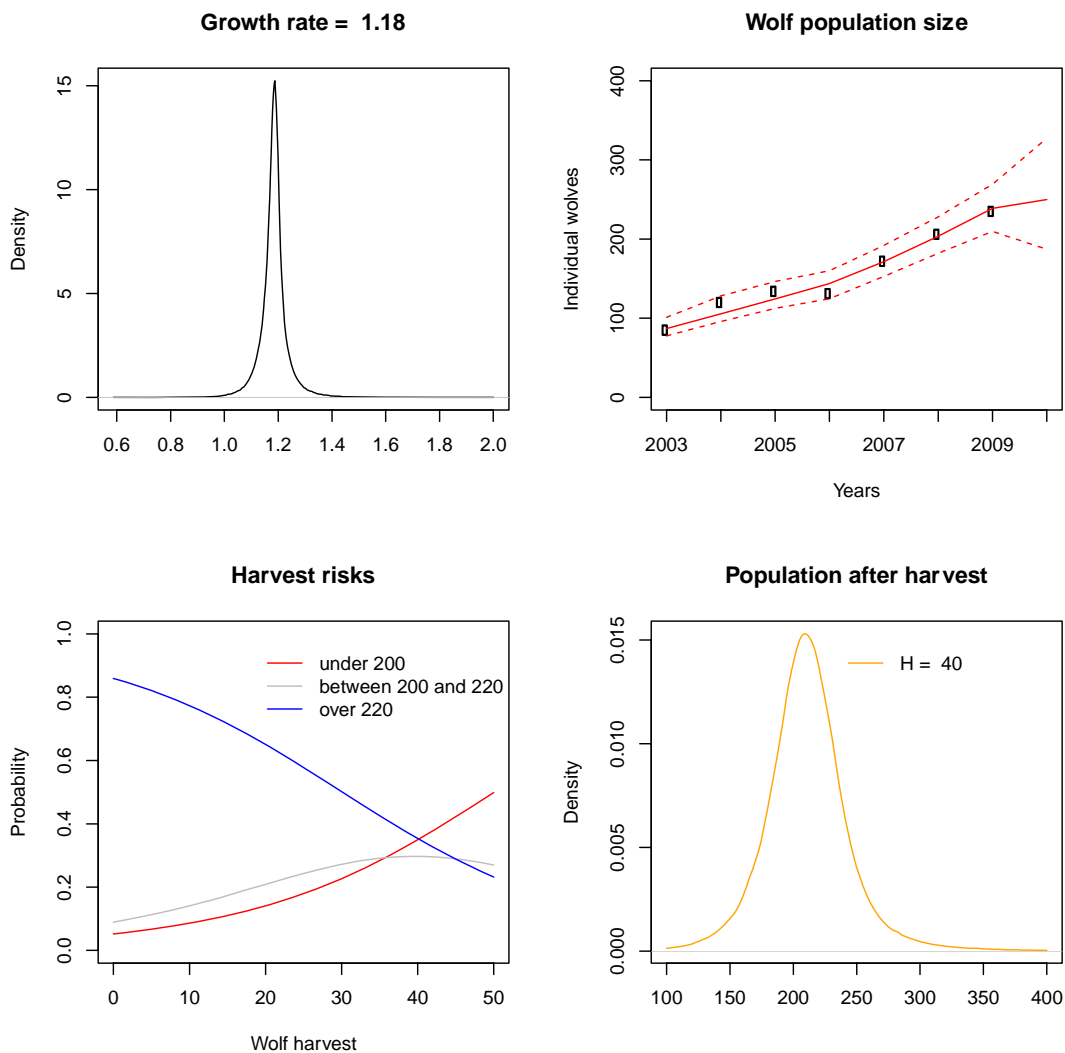


Figure 5: Posterior distribution of growth rate, fitted model, harvest risks and posterior distribution of harvested population with the 2003-2009 time series.

The harvest level that maximizes the probability that the post-harvest population is between 200 and 220 individuals is 40 wolves (Table II). The harvest level with equal probabilities that the post-harvest population is larger than 220 and smaller than 200 (e.g. an equally oriented risk to fail in meeting the target) is also 40 individuals.

Table II: Probabilities to have the post-hunt 2011 Swedish wolf population under 200, between 200 and 220, and over 220 individuals (this shows the exact values used in Fig. 3) with simulations using the 2003-2009 time series.

Harvest	P(under 200)	P(between 200 and 220)	P(over 220)
0	0.052	0.089	0.859
1	0.054	0.093	0.852
2	0.057	0.098	0.845
3	0.060	0.103	0.837
4	0.063	0.108	0.829
5	0.067	0.113	0.820
6	0.070	0.118	0.812
7	0.074	0.123	0.803
8	0.078	0.129	0.793
9	0.082	0.135	0.783
10	0.086	0.141	0.773
11	0.090	0.147	0.763
12	0.095	0.153	0.752
13	0.100	0.159	0.741
14	0.105	0.166	0.729
15	0.110	0.173	0.717
16	0.115	0.181	0.704
17	0.121	0.188	0.691
18	0.127	0.195	0.678
19	0.134	0.202	0.664
20	0.141	0.209	0.651
21	0.148	0.216	0.637
22	0.155	0.223	0.622
23	0.163	0.230	0.608
24	0.171	0.236	0.593
25	0.180	0.243	0.578
26	0.188	0.249	0.563
27	0.197	0.255	0.548
28	0.207	0.261	0.532
29	0.217	0.267	0.517
30	0.227	0.272	0.501

31	0.237	0.277	0.486
32	0.248	0.281	0.471
33	0.259	0.285	0.456
34	0.271	0.288	0.440
35	0.283	0.291	0.426
36	0.296	0.293	0.411
37	0.309	0.295	0.396
38	0.322	0.296	0.382
39	0.336	0.297	0.367
40	0.349	0.297	0.354
41	0.363	0.297	0.340
42	0.378	0.295	0.327
43	0.392	0.294	0.314
44	0.407	0.292	0.301
45	0.422	0.289	0.289
46	0.437	0.286	0.277
47	0.452	0.283	0.265
48	0.468	0.279	0.254
49	0.483	0.274	0.243
50	0.499	0.270	0.232

With the 2003-2009 time series, harvesting 40 wolves would maximize the chance to keep the population at 210 individuals, but there would still be a 25% chance that the population is smaller than 193 and also a 25% chance that the population is larger than 229. Making sure that there is a 75% chance the population is below 220 would require harvesting 48 wolves, but there would be a 25% chance to have the population below 184 wolves. On the contrary, if one wants to make sure that there is a 75% chance the population does not fall below 200 wolves, we would need to harvest 22 wolves, but there would be a 25% chance to have the population larger than 246 wolves.

Concluding remarks

The adequate harvest levels are different whether we consider the whole time series 1998-2009 or only the shorter recent one 2003-2009. The shorter time series suggest higher harvest, because it gives more weight to the recent years, which have seen strong population increase. There is no particular reason to prefer a time series to the other one, the shorter one just excludes data that may no longer represent the dynamic of the current population, while the longer one includes all the data available.

Both time series give results associated with an uncertainty. It is vain to try to reduce this uncertainty: the wolf population dynamics is a complex system driven by several factors and we will never be able to predict it fully. Decisions will always need to be made with uncertainty. Figure 6 provides a schematic and graphical illustration of the possible options available to a manager.

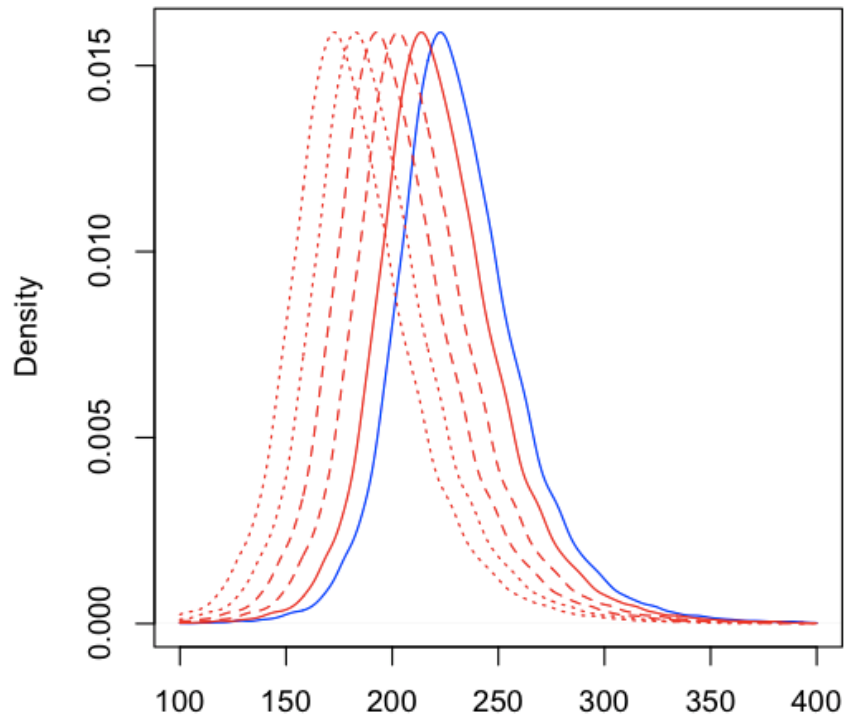


Figure 6: Density distributions of the post-hunt Swedish wolf population. Blue line is without harvest. Red lines are with different harvest levels (harvest increasing from continuous to dashed and then dotted lines)

It is not possible to manage the wolf population to reduce the spread of the posterior distribution. The consequence of the management can only be to translate the distribution toward smaller population sizes (moving the distribution toward the left on Fig. 6). How far the population is translated gives the intensity of the harvest, and choosing it means accepting a risk the population becomes too small or stay too large. It is not possible to identify a unique best number of wolves to harvest, since this is a political choice of which risks is taken. The population dynamics is uncertain and considering this uncertainty requires balancing the pros and the cons of a number of harvested wolves.