

Åtgärder för att förebygga angrepp på tamdjur av stora rovdjur



Redovisning av regeringsuppdrag (N2015/3037/FJR)

Åtgärder för att förebygga angrepp på tamdjur av stora rovdjur

Jordbruksverket har fått uppdraget ” att förebygga viltangrepp” (N2015/3037/FJR) av regeringen. Jordbruksverket, i samråd med Viltskadecenter vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), redovisar här en sammanfattning av vetenskapligt studerade metoder för att skydda tamdjur mot angrepp och skador orsakade av stora rovdjur. Redovisningen ska återspegla vilka metoder som används i andra länder och hur de passar under svenska förhållanden. Uppdraget är avgränsat och innefattar t.ex. inte renskötseområdet.

Under en stor del av 1900-talet har det gått att bedriva och utveckla jordbruket i Sverige utan att behöva göra en större anpassning till följd av förekomst av stora rovdjur. Nu är situationen annorlunda och en anpassning behövs för att både stora rovdjur och betande tamdjur ska kunna finnas i samma område.

Omslag:
Jens Karlsson
Johan Loberg

Sammanfattning

Rovdjurspolitikens övergripande och långsiktiga mål är att de stora rovdjuren ska uppnå och bibehålla en gynnsam bevarandestatus samtidigt som det ska vara möjligt att bedriva lantbruk med betande djur utan att verksamheten påtagligt försvåras till följd av förekomst av rovdjur.

Syftet med redovisningen är att på ett överskådligt sätt presentera åtgärder som används världen över för att förebygga angrepp av rovdjur på tamdjur och vilken effekt de har.

Enligt den utvärdering av vetenskapligt publicerade studier som Viltskadecenter (SLU) gjort är det få studier som kan visa på effekt av en förebyggande åtgärd. Detta beror framförallt på upplägg på studierna. Exempelvis saknas kontrollgårdar att jämföra med eller så har flera metoder använts parallellt och det går inte att härleda effekten till en specifik åtgärd.

Djurhållning, både praktiskt och utifrån regelverk, skiljer sig också åt mellan olika länder vilket gör att en förebyggande åtgärd inte per automatik passar i Sverige bara för att den passar någon annanstans. Förutsättningarna för betande tamdjur skiljer sig åt inom Sverige, både när det gäller förekomst av rovdjur men också storlek på besättning och t.ex. markförhållande. Det är därför svårt att hitta en förebyggande åtgärd som passar i alla fall.

Det är viktigt att löpande utveckla och anpassa förebyggande åtgärder som bedöms ha effekt utifrån den forskning och erfarenhet som finns. Det behövs en fortsatt dialog kring konsekvenserna för lantbrukare och kring de samhällsekonomiska kostnaderna och nyttorna som uppstår när rovdjur och tamdjur finns i samma område.

För det fortsatta arbetet med utveckling och val av förebyggande åtgärder vill vi särskilt lyfta följande behov.

- Mer kunskap för att kunna göra en avvägning mellan olika samhällsmål
- Fler korrekt upplagda studier
- Mer underlag kring konsekvenser av fler rovdjur i södra Sverige
- Utveckling av metoder för att kunna förutsäga sannolikheten för angrepp på tamdjur
- Mer erfarenhet från andra länder kring utformning av styrmedel
- Fortsatt samverkan mellan aktörer

Innehåll

1	Inledning.....	4
1.1	Bakgrund	4
1.2	Bakgrund- vetenskapliga studier	5
2	Genomförande	6
2.1	Tolkning och avgränsning	6
2.2	Studie av vetenskapliga artiklar.....	8
2.3	Referensgrupp.....	9
3	Statistik.....	9
3.1	Skador på betande tamdjur	9
3.2	Hund	12
3.3	Antal tamboskap.....	12
4	Åtgärder för att förebygga angrepp på betande tamdjur	15
4.1	Avskräckande kemikalier	15
4.2	Biofence.....	17
4.3	Boskapsvaktande hundar	18
4.4	Boskapsvaktande djur, annat än hund	20
4.5	Flytt av tamdjur	21
4.6	Flytt av rovdjur	22
4.7	Herdar	23
4.8	Jakt- individinriktad.....	25
4.9	Jakt- områdesinriktad jakt	28
4.10	Kadaverhantering.....	30
4.11	Lapptyg.....	33
4.12	Sambete	35
4.13	Skrämsel	36
4.14	Skrämmor med ljud eller ljus	37

4.15	Ställa om produktion till annat djurslag	39
4.16	Stängsel.....	40
4.17	Ökad bytestäthet	46
5	Mindre beprövade metoder	47
5.1	Fler akutpaket	47
5.2	Skyddshalsband	47
5.3	Kameraövervakning.....	48
5.4	Rovdjursalert och information.....	49
6	Förebygga angrepp på hund.....	51
6.1	Beskrivning.....	51
6.2	Lagstiftning.....	53
6.3	Kostnader.....	53
6.4	Utveckling av metoden.....	54
7	Konflikter och åtgärder	54
8	Diskussion.....	56
8.1	Inledande diskussion	57
8.2	Brist på kunskap om effekt.....	58
8.3	Förutsättningar för förebyggande åtgärder	59
8.4	Utveckling och användning av presenterade metoder.....	61
8.5	Finansiering, styrning och samordning	63
9	Referenser.....	65
	Bilaga 1. Uppdraget.....	72
	Bilaga 2. Lista med referenser.....	75

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I denna rapport redovisar Jordbruksverket regeringsuppdraget (N2015/3037/FJR), att förebygga viltangrepp (bilaga 1). Vår målsättning är att på ett överskådligt sätt visa vilket vetenskapligt stöd som finns för de olika förebyggande åtgärdernas effektivitet, samt var det saknas vetenskapligt stöd. Utifrån detta har vi beskrivit den potential vi ser för de olika metodernas användning i Sverige (utanför renskötselområdet), vilka behov och möjligheter som finns att utveckla dem, vilka kostnader de medför samt lagstiftning som påverkar tillämpningen av dem.

De stora rovdjuren har nästintill varit utrotade i Sverige under en lång tid på 1900-talet och det gick då att driva verksamhet utan att behöva anpassa sig till dess förekomst. Nu är situationen annorlunda och enligt uppdraget är det nödvändigt att se över befintliga metoder och föreslå förbättringar.

Rovdjurspolitikens övergripande och långsiktiga mål är att de stora rovdjuren ska uppnå och bibehålla gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet. Samtidigt ska det vara fortsatt möjligt att bedriva lantbruk med betande djur utan att verksamheten påtagligt försvåras. Jordbruksverket tolkar begreppet ”påtagligt försvåras” som att det finns så stora problem med rovdjur i ett område att de riskerar leda till att lantbruksföretagen måste upphöra med sin djurhållning. Enstaka angrepp faller alltså utanför detta begrepp. För en enskild lantbrukare med betesdjur kan det vara svårt att se några nyttor för produktionen med en förekomst av stora rovdjur i närområdet. Lantbrukare med betande djur bidrar till samhällsmål som t.ex. ett rikt odlingslandskap och levande landsbygd samtidigt som risken för rovdjursangrepp är högre nu än när det knappt fanns stora rovdjur.

De beslutade förvaltningsplanerna för varg, lodjur och björn (Naturvårdsverket 2015a) är indelade i fyra delområden, bevara en gynnsam status, minska skador på tamdjur, öka förtroendet för förvaltningen samt ingen illegal jakt.

Målet i förvaltningsplanerna är att antalet angrepp (medelvärde) under 2014-2019 på får av varg, lodjur och björn ska minska med 10 procent jämfört med förra förvaltningsperioden 2008-2013. För varg finns ytterligare ett mål att antal angrepp (medelvärde) på hund ska minska med 10 procent.

Förebyggande åtgärder har använts och utvecklats under lång tid i de områden där rovdjur och tamdjur förekommer på samma plats. Metoderna har utformats utifrån rådande situation, dvs. vilket slags rovdjur som orsakar angrepp, vilket slags tamdjur som ska skyddas, hur betesmarkerna och tamdjurshållningen ser ut o.s.v. I stora drag handlar metoderna om att hålla borta rovdjuren genom att flytta, döda eller skrämja dem eller genom att skydda boskapen genom att hägna in eller vakta dem. Ytterligare ett sätt är att minska tiden som rovdjur och tamdjur befinner sig i samma område genom att till exempel släppa djuren på sommarbete vid en senare tidpunkt. Det sistnämnda är framförallt aktuellt då man har djur på bete utan stängsel, vilket är vanligt med tamren i renskötselområdet och till exempel för fårnäringen i Norge. I Sverige är antalet

nötkreatur och får på bete utan stängsel i första hand förknippat med fäbodbruk, men förekommer även i mindre skala i andra delar av landet.

Betesdjur är en förutsättning för att vi ska kunna ha kvar ett varierat landskap med både åkrar och betesmarker och därmed för att kunna nå de miljökvalitetsmål som riksdagen beslutade 1999. I områden utan företag med betande djur växer de artrika betesmarkerna igen och blir på sikt skog. Ungefär hälften av de rödlistade arterna i Sverige knyts till odlingslandskapet. En stor andel av dessa hotas just på grund av igenväxning (Sandström et al 2015). Enligt Sveriges rapportering till art- och habitatdirektivet är situationen dålig för de flesta av de naturtyper som är gräsmarker (W. Eide 2014)

Jordbruksverket är miljömålsansvarig myndighet för det svenska miljökvalitetsmålet Ett rikt odlingslandskap. I den fördjupade utvärderingen av miljökvalitetsmålet (Jordbruksverket 2015a) framgår att målet inte är uppnått och inte kommer att kunna nås med befintliga och beslutade styrmedel och åtgärder. För att vända trenden behövs bland annat förstärkta åtgärder för att öka möjligheterna att bo och verka på landsbygden och få ut fler betesdjur på naturbetesmarker.

Det finns många faktorer som leder till att ett jordbruksföretag slutar med djurproduktion, men inte sällan nämns förekomst av stora rovdjur i området och angrepp på betande tamdjur som en av dessa faktorer (Naturvårdsverket 2015b). Om förebyggande åtgärder kan användas i större utsträckning och mer effektivt är detta något som positivt kan påverka förutsättningarna för att behålla jordbruksföretag i hela Sverige.

Då storlek på besättningar och förutsättningar för produktion varierar mycket mellan jordbruksföretag är det svårt att hitta en förebyggande åtgärd som passar för alla besättningar. Exempelvis varierar storleken på fårbesättningar från enstaka tackor till besättningar med hundratals tackor. Besättningarna kan vara samlade på en gård under betessäsong men de kan också vara utspridda på flera olika gårdar till följd av arrende och ägandestruktur eller i vissa fall på fritt fäodsbete.

Betesdrift med tamdjur skiljer sig åt mellan olika länder, både praktiskt, regelmässigt och politiskt. Det är viktigt att ta hänsyn till detta när man studerar förebyggande åtgärder i andra länder. I Sverige är det t.ex. vanligt att får och nötkreatur som används för bete vistas utomhus på betet dygnet runt under större del av betessäsongen. Länder som har liknande förhållanden som Sverige är t.ex. Finland och Tyskland. I exempelvis Norge finns många fler får än i Sverige och många av dessa går på bete utan stängsel och utan daglig tillsyn. I andra länder med betesdrift utan hägn t.ex. i Centralasien används herdar, hundar och nattfällor i stor utsträckning.

1.2 Bakgrund- vetenskapliga studier

Angrepp av stora rovdjur på tamdjur förekommer mer eller mindre i de flesta delar av världen och under de senaste 50 åren har det publicerats ett stort antal rapporter och vetenskapliga artiklar som berör olika sätt att minska dessa angrepp. Det finns oftast en beskrivning av åtgärderna för att minska angrepp och deras möjliga effekter, men ytterst sällan kvantifieras vilken effekt åtgärderna faktiskt har haft.

De få studier som försökt kvantifiera effekten av en åtgärd baseras nästan uteslutande på material som redan har samlats in, d.v.s. det har inte varit möjligt att påverka hur och var åtgärderna användes. Detta gör att det är nästintill omöjligt att vid en utvärdering i efterhand ta reda på vilken effekt åtgärden faktiskt hade, jämfört med om man vidtagit en annan åtgärd eller inte gjort någonting alls.

Vid genomgång av de vetenskapliga artiklarna har Viltskadecenter (SLU) utgått från Griffiths (1978) enkla och självklara, men sällan uppfyllda konstaterande (fritt översatt från engelska) ”för att utvärdera effekten av en förebyggande åtgärd måste man inte bara visa att predation hade inträffat om den förebyggande åtgärden inte hade genomförts, utan också, att en observerad minskning av predationen faktiskt var ett resultat av åtgärden och inte andra faktorer”. Upplägget är enkelt att förstå men inte lätt att åstadkomma.

2 Genomförande

Jordbruksverket har genomfört uppdraget i samråd med Viltskadecenter (SLU). Viltskadecenter (SLU) är ett nationellt centrum för kunskap om vilt, viltskador och samhället. Vid Viltskadecenter (SLU) bedrivs forskning, utvecklingsarbete, samverkan och informationsverksamhet. Centret arbetar på uppdrag av Naturvårdsverket och tillhör SLU, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Ekologi.

Hur och om de olika metoderna som föreslås ska användas i större utsträckning i Sverige har diskuterats tillsammans med en referensgrupp.

Viltskadecenter (SLU) har levererat underlag i form av en studie av vetenskapliga artiklar samt bistått med kunskap om de olika metoderna som presenteras i rapporten.

2.1 Tolkning och avgränsning

Jordbruksverket och Viltskadecenter (SLU) har utgått från uppdragets skrivning om att ”undersöka olika skyddsmetoders effektivitet” och att ”arbetet ska baseras på forskning i Sverige och utomlands”. Hur vi har tolkat skrivningen ”sammanfatta och utvärdera befintlig kunskap” framgår av kapitel 2.2 där utgångsläge och metod för den studie av vetenskapligt publicerade artiklar som Viltskadecenter (SLU) har gjort framgår.

I uppdraget nämns även ”i Sverige mindre beprövade metoder”. Detta har vi tolkat som metoder som inte är vetenskapligt studerade eller som enbart är bristfälligt vetenskapligt dokumenterade d.v.s. som inte uppfyller de kriterier som Viltskadecenter (SLU) ställt upp. En del av de mindre beprövade metoderna kan alltså bygga på så kallad ”beprövad erfarenhet”.

Utgångsläget för redovisningen är således vetenskapligt publicerade artiklar och det är genom beskrivningen av dessa som vi ger en sammanfattning över hur åtgärderna används och har studerats i andra länder samt vilken tillämpbarhet vi bedömer att de har i Sverige. Vi har valt att beskriva metoden utifrån hur den är tänkt att fungera, vilka stöd det finns för effekt och vilken potential vi ser för att använda metoden i Sverige. För att

bedöma tillämpbarhet redovisar vi i viss utsträckning relevant lagstiftning och i de fall det är möjligt, anger vi om metoden är mer eller mindre lämplig utifrån naturtyp, typ av djurhållning eller i förhållande till förekomst av rovdjur i området. Vi har i huvudsak redovisat lagstiftning inom Jordbruksverkets ansvarsområde, och i de flesta fall övergripande nämnt annan lagstiftning som har inverkan på metoden. Denna redovisning ger därför ingen heltäckande bild av lagstiftning utanför Jordbruksverkets ansvarsområde. Vi har inte heller jämfört lagstiftning i Sverige med andra länder. Ovanstående resultat redovisas i kapitel 4-6.

I uppdraget står att vi ska ”föreslå nya metoder som skulle kunna användas i större utsträckning”. Detta gör vi dels genom att redogöra för om vi ser potential i att utveckla de vetenskapligt studerade metoderna (kapitel 4) men också genom att redovisa ett antal metoder som inte varit med i studien av vetenskapliga artiklar (kapitel 5). Upplägget är i övrigt samma som för de vetenskapligt studerade metoderna. I kapitel 6 finns motsvarande redovisning fast för hund.

I uppdraget står att kostnader för olika metoder ska framgå. Vi kommer enbart att utreda vilka kostnader som uppstår för att genomföra åtgärderna. Detta innebär inköp av material samt kostnader för arbete. Kostnader redovisas översiktligt för varje metod.

Vi kommer inte att redovisa samhällsekonomiska kostnader eller direkta eller indirekta kostnader för den drabbade djurhållaren. I de fall vi använder begreppet indirekta kostnader menas här faktorer som t.ex. har påverkan på tillväxt, reproduktion, flyttning, blandning av olika djurgrupper men också i form av påverkan på det psykiska välbefinnandet.

Likaså kommer vi inte att redovisa eller diskutera lämpliga styrmedel för de olika metoderna. De flesta åtgärderna går att finansiera helt eller delvis via viltskadeanslaget eller landsbygdsprogrammet redan idag. Vi kommer inte att redogöra för om de ska fortsätta hanteras som de gör idag. Undantag är för rovdjursavvisande stängsel där vi har en diskussion kring hantering av stöd. Anledningen till detta är att rovdjursavvisande stängsel särskilt pekas ut i betänkande av Vargkommittén (SOU 2013:60).

I uppdraget nämns också ”att göra en bedömning om olika metoder kan förbättra situationen vad gäller konflikten människa och rovdjur”. Vår tolkning av detta är att utifrån vetenskapliga artiklar göra en bedömning av olika åtgärders potential att minska de negativa effekterna av rovdjursförekomst för tamdjursägare.

2.1.1 Definitioner

Följande begrepp nämns i uppdraget och här beskrivs hur vi har valt att använda dem.

Förebyggande åtgärd: Detta är en åtgärd som syftar till att minska risken för rovdjursangrepp på tamdjur eller husdjur. Åtgärden kan genomföras av myndigheter och/eller privatpersoner. Förebyggande åtgärder kan vara antingen en permanent lösning eller en akutåtgärd. De åtgärder som redovisas kan vara både och beroende på hur de används. En åtgärd av permanent karaktär har som syfte att användas under en längre tid, medan en akutåtgärd används under en kortare period då man bedömer att det är en högre risk för angrepp. Vi har i rapportens kapitel 4 valt att fokusera på metoder som innebär en fysisk åtgärd d.v.s. inte metoder som innebär enbart information eller kunskapsbyggande. Metoder som syftar till detta finns dock med i kapitel 5 och 6.

Stora rovdjur: Med stora rovdjur menas i Sverige varg, björn, lo, järv och örn (havsörn/kungsörn). Uppdraget kommer att fokusera på metoder för att förebygga angrepp av varg eftersom varg är den rovdjursart som idag angriper flest tamdjur i Sverige. I de fall en metod är tillämpbar även på andra rovdjur kommer det att nämnas.

Husdjur och tamdjur: Uppdraget är avgränsat till metoder som förebygger angrepp på betande tamdjur som nötkreatur, får, getter och hästar samt husdjuret hund. Metoder som förebygger angrepp på bikupor, tamren och hägnat vilt ingår inte. De flesta angrepp sker i fårbesättningar och de flesta skadade eller angripna djur är får så därför har redovisningen ett visst fokus på fårbesättningar. För hundar i allmänhet anser vi att angrepp av rovdjur inte är något problem om man följer gällande lagstiftning. Vid jakt med löshund finns dock en ökad risk och därför fokuserar vi på förebyggande åtgärder för att minska angrepp på dessa.

2.2 Studie av vetenskapliga artiklar

Bland över 60 000 vetenskapliga artiklar i Zoological records, som är en databas som innehåller de flesta vetenskapliga artiklar inom den del av biologin som handlar om däggdjur, har Viltskadecenter (SLU) sökt efter de artiklar som innehåller ett eller fler av sökorden "livestock", "sheep", "cattle", "carnivores", "intervention", "goat", "horse", "dog", "attack", "hunting dog", "lama", "camel", "donkey", "guarding dogs", "zoning", "fencing", "vigilance", "disruptive stimuli", "aversive stimuli", "lethal control", "fladry", "predation management", "lethal control", "translocation".

Drygt 2000 artiklar uppfyllde ovanstående kriterium. Från dessa sorterade Viltskadecenter (SLU) manuellt fram de som behandlade 1) någon form av åtgärd för att minska angrepp på tamdjur och 2) en eller flera rovdjursarter med en vikt på 15 kg eller mer.

Strax under 500 artiklar återstod efter den sorteringen. Viltskadecenter (SLU) sorterade ur dessa fram de studier som 1) hade ett upplägg med relevant kontroll och 2) på något sätt och i någon enhet redovisade effekt av åtgärden i förhållande till predation på tamdjur och 3) var utförda på rovdjur i vilt tillstånd (bilaga 2).

Vad som är en jämförbar kontroll är inte alltid självklart. Det vanligast problemet är att det finns data på t.ex. förluster före och efter att en åtgärd genomförts men att det saknas en jämförelse med en eller flera liknande besättningar där åtgärd inte har vidtagits. Eftersom det är väl känt att såväl rovdjursrelaterade förluster som annan dödlighet hos både tama och vilda djur varierar från år till år är det svårt att visa att eventuella öknings- eller minskningar till följd av rovdjursangrepp är ett resultat av t.ex. stängsel eller skyddshalsband utan att ha kontrollerat för annan variation. Detta problem syns i synnerhet då tiden före och efter åtgärden bara är enstaka år. I det korta perspektivet kan effekten sannolikt bero på helt andra faktorer. För att avgöra om det finns en jämförbar kontroll har tre forskare på området (två i Sverige och en i Spanien) läst artiklarna och för respektive studie gjort en bedömning av om det finns en kontroll och om den är jämförbar med försöksgruppen.

Studier som endast redovisar tidsserier och korrelationer är exempel på studier som utelämnats eftersom det inte är möjligt att avgöra vad som är orsak till observerade samband.

2.3 Referensgrupp

Jordbruksverket har valt att skapa en referensgrupp för att diskutera de olika metoderna. Eftersom uppdraget har genomförts under förhållandevis kort tidsperiod har det endast varit möjligt med en träff med deltagarna i referensgruppen, samt utöver detta en viss kontakt via e-post. Jordbruksverket och Viltskadecenter (SLU) tycker att det är viktigt att föra en diskussion med intresseorganisationer och myndigheter som har koppling till det praktiska genomförandet av den svenska rovdjurspolitiken. Dels för att få höra vad de tycker om de olika metoderna och för att de ska ha vetskap om hur uppdraget genomförs.

Referensgruppen är sammansatt med utgångspunkt i de som blev inbjudna till att representera den nationella kommittén för hållbar vargpolitik. Av dessa bjöd vi in Jägarnas Riksförbund, Lantbrukarnas Riksförbund, Svenska Jägareförbundet, Föreningen Sveriges Fäbodbrukare, Svenska rovdjursföreningen, Naturskyddsföreningen och Världsnaturfonden. Vi bjöd också in representanter från södra respektive mellersta rovdjursförvaltningsområdet, Naturvårdsverket samt Svenska fåravelsförbundet. Naturskyddsföreningen tackade nej till att delta och Världsnaturfonden svarade inte på förfrågan.

3 Statistik

3.1 Skador på betande tamdjur

Antalet angrepp på tamdjur varierar från år till år. Viltskadecenter (SLU) publicerar varje år en sammanställning av de uppgifter som registreras i databasen Rovdjursforum. Det är uppgifter från de besiktningsmän som gör bedömningen som finns i rovdjursforum. Om sannolikheten att det är rovdjur som ligger bakom angreppet är minst 50 procent så redovisas detta angrepp i statistiken. Det är denna statistik som används i denna redovisning. Det finns inga sammanställda uppgifter över hur många djur som besiktas men som inte klassas som skadade eller dödade av stora rovdjur. Förutom får, get, nöt, häst och hjort kan även andra tamdjur angripas, främst av lodjur. Detta är till exempel höns och kaniner och för björn antalet bikupor.

Ett sätt att redovisa statistik är genom antalet angrepp på tamdjur. För björn, örn och lodjur finns ingen ökning av antal angrepp på tamdjur sedan år 2000. För varg däremot finns en ökande trend för antal angrepp från år till år. Angrepp av järv på tamdjur har inte förekommit sedan år 2000. Ett annat sätt att redovisa statistik är genom antalet angripna djur. Även där varierar antalet angripna djur per år av björn, lodjur och örn utan en tydlig trend, medan för varg kan en etappvis ökning urskiljas och sedan 2011 har genomsnittet varit över 400 angripna djur per år jämfört med mellan 2003 och 2007 var snittet under 200 angrepp (Viltskadecenter, SLU 2015a). Sedan år 2000 har antalet vargar gradvis ökat samtidigt som de har spridits till områden med högre täthet av gårdar med får, vilket kan förklara det ökade antalet angrepp. För björn och lodjur har ökningen inte skett från år till år utan varierat från år till år.

3.1.1 Varg

Vid inventering av varg används begreppen familjegrupper och revirmarkerande par. Vid inventeringen vintern 2014/2015 fanns totalt 57 familjegrupper och revirmarkerande par vilket är ungefär tre gånger så mycket som vid motsvarande inventering 2003/2004. Vintern 2014/2015 fanns det totalt 300-500 individer. Alla familjegrupper och revirmarkerande par fanns då i det mellersta rovdjursförvaltningsområdet (figur 1). Flest familjegrupper fanns i Värmland, Örebro och Dalarnas län (Viltskadecenter, SLU 2015b).

Under större delen av 1900-talet, fram till en bit in på 1980-talet fanns i princip inga vargar i Sverige. I början av 1970-talet ansågs den helt utrotad, men därefter har den kommit tillbaka.

Enligt statistik för 2014 (Viltskadecenter, SLU 2015a) rapporterades 326 får som dödade av varg och 54 rapporterades som skadade. Samma år rapporterades 2 nötkreatur och 2 hästar som dödade av varg. Antalet angrepp har ökat från strax 20 stycken år 2000 till cirka 70 stycken år 2014. Det är dock inte en ökning mellan varje år utan kan variera både uppåt och nedåt mellan enskilda år. Var flest angrepp sker varierar också från år till år. Under 2012-2014 har angrepp förekommit i alla län förutom Norrbotten, Västernorrland Gotland, Östergötland, Södermanland och Blekinge. Under denna tidsperiod har länen Västra Götaland, Dalarna, Värmland och Skåne haft flest antal angripna tamdjur. Det har även förekommit ett varierat antal angrepp i övriga län.

Vanligast är att 1-2 dödas får vid varje angrepp av varg, men vid några fall varje år är det fler än 10 djur som dödas i ett angrepp (Naturvårdsverket 2015b).

3.1.2 Björn

Antalet björnar har mellan 2000 och 2013 varierat mellan 2200 och 3300 individer (Naturvårdsverket 2015c).

Björn finns från Värmland och norrut (se figur 1).

Björnen fridlystes 1927, då fanns cirka 130 individer i Sverige. Stammens återhämtning gjorde att begränsad jakt återinfördes redan på 1940-talet (Naturvårdsverket 2015d).

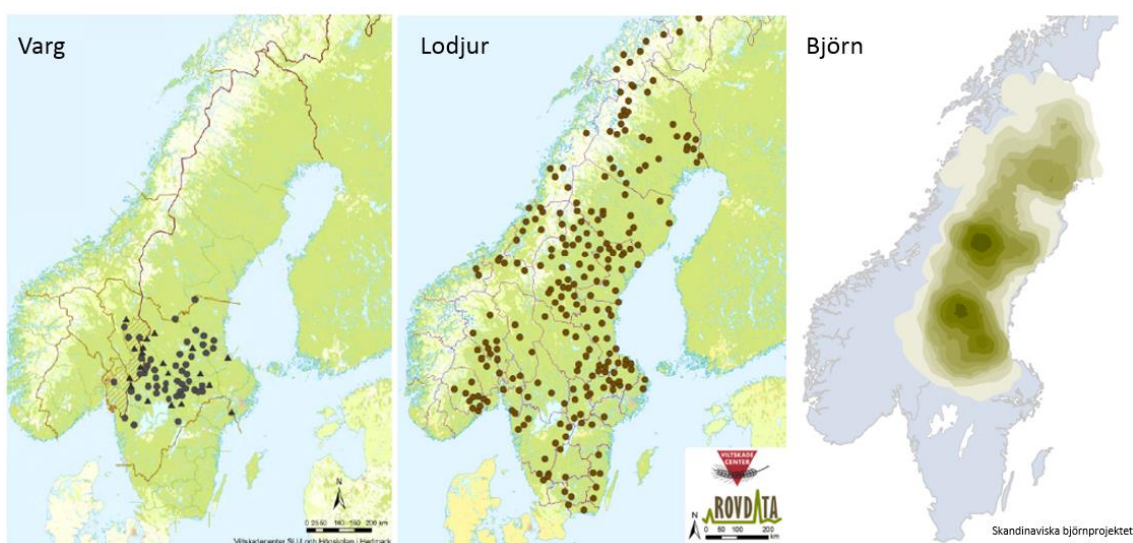
För björn har antalet angrepp varit runt 20 stycken per år. Även här är får det dominerande djurslag som angrips. Från år 2000 och framåt har antalet angripna får varierat mellan cirka 20 och 150. Enstaka djur av annat slag har angripits. Angrepp av björn förekommer från Värmland och norrut. (Viltskadecenter, SLU 2015a).

3.1.3 Lodjur

Vintern 2014/2015 fanns 172 familjegrupper med lodjur, vilket motsvarar 800-1200 individer. Förekomst av lodjur är relativt jämt fördelat över landet (se figur 1). Sedan 2003 har antalet familjegrupper varierat från år till år. Som lägst fanns 142, vintern 2013/2014, och som mest 290, vintern 2008/2009, (Viltskadecenter, SLU 2015c).

Lodjuret var nästintill utrotat när det fridlystes i Sverige 1928. Populationen ökade därefter men på 1980-talet försvann dem nästan helt från södra Sverige, vilket gjorde att de återigen fridlystes (Naturvårdsverket 2015e).

För lodjur har antalet angrepp varierat mellan cirka 40 stycken och strax under 300 stycken. Det är främst får som skadas eller dödas, men även enstaka nötkreatur och vissa år är en stor andel andra djur t.ex. höns eller kaniner och hjort. Som mest har cirka 150 får skadats eller dödats under ett år. Var flest angrepp av lodjur sker varierar från år till år. Under de senaste 3 åren har angrepp förekommit i alla län förutom Norrbotten, under denna tidsperiod har Västra Götaland haft flest antal angripna tamdjur. (Viltskadecenter, SLU 2015a).



Figur 1. Förekomst av varg, lodjur och björn i Skandinavien vid inventeringsperiod vintern 2014/2015 för varg och lodjur samt under 2015 för björn. Kartan över varens utbredning visar familjegrupper (cirkel) samt revirmarkerande par (trianglar). Kartan över lodjur visar familjegrupper. Kartan över björn visar utbredningsområde. Karta för varg och lodjur är hämtade från rapporter över inventeringsresultat (Viltskadecenter 2015b, c) och för björn från Naturvårdsverkets hemsida (Naturvårdsverket 2015d).

3.1.4 Kungsörn

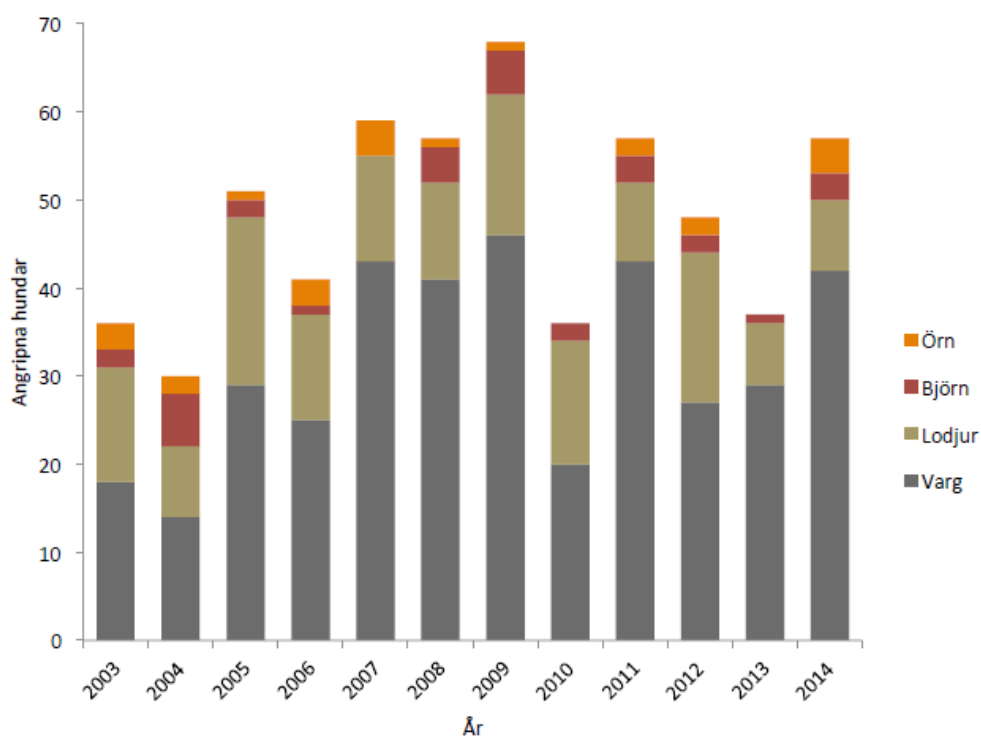
2014 fanns 480 konstaterade revir med kungsörn, varav häckningar i cirka hälften av dessa (Viltskadecenter, SLU 2014).

När arten fredades på 1920-talet fanns uppskattningsvis knappt 20 par kungsörnar i Sverige (Naturvårdsverket 2015f).

Även angrepp av örn varierar mellan år och domineras av angrepp på får samt något enstaka angrepp på annat djurslag. Antalet angrepp varierar mellan något enstaka per år upp till cirka 10 stycken. Antal skadade eller dödade djur varierar mellan något enstaka per år till cirka 35 stycken. Angrepp av örn är inte knutet till en viss del av landet. Under de senaste 3 åren har angrepp förekommit i Jämtland, Värmland, Halland, Dalarna, Jönköping, Kalmar och Gotlands län. Flest antal angripna tamdjur i Kalmar och Gotlands län (Viltskadecenter, SLU 2015a).

3.2 Hund

Viltskadecenter (SLU) publicerar varje år en sammanställning av de uppgifter som registreras i databasen Rovdjursforum. Det är uppgifter från de besiktningsmän som gör bedömningen som finns i rovdjursforum. Om sannolikheten att det är rovdjur som ligger bakom angreppet är minst 50 procent så redovisas detta angrepp i statistiken. Det är denna statistik som används i denna redovisning. Det finns inga sammanställda uppgifter över hur många hundar som besiktas men som inte klassas som skadade eller dödade av stora rovdjur. Angrepp på hundar som skett under jakt på rovdjuret i fråga redovisas inte heller i statistiken. Detta betyder att en hund som angrips av björn under björnjakt inte finns med i den statistik som redovisas här. Om skada sker på hunden vid jakt på det aktuella rovdjuret är det inte möjligt att få ersättning från viltskadeanslaget och det är anledningen till att dessa angrepp inte dokumenteras av besiktningsmän. Mellan 2003 och 2014 har antalet angripna hundar varierat mellan cirka 30 och 70 stycken per år, (se figur 2). Största andelen angrips av varg, följt av lodjur, björn och örn. Ungefär 8-10 angrepp per år är av lodjur, 0 till 5 av björn eller örn, resten är av varg (Viltskadecenter, SLU 2015a).



Figur 2. Antal angripna hundar mellan 2003 och 2014. Källa Viltskadecenter (2015a)

3.3 Antal tamboskap

Statistik visar att storlek på besättning, fördelning över landet och huvudsaklig inkomst varierar mellan olika gårdar och mellan olika djurslag. Antalet får och företag med får ökar medan antalet djur i en genomsnittlig fårbesättning inte har förändrats markant sedan 2005. För nötkreatur finns inte samma trend utan där finns istället en minskning i

antal djur och antal företag samtidigt som det har skett en ökning av den genomsnittliga besättningsstorleken.

40 procent av antalet enskilda jordbruksföretagare hade sin huvudsakliga inkomst från annan verksamhet än jordbruksföretaget, men för just jordbruksföretag med husdjursskötsel som inriktning är andelen heltidsjordbruk nästan 60 procent. Det finns en skillnad beroende på djurslag. Alla mjölkkor samt cirka 90 procent av övriga nötkreatur fanns i heltidsjordbruk. Andelen får som fanns i heltidsföretag var knappt 50 procent. (Jordbruksverket 2014)

Hur många djur av olika slags tamdjur som skadas och dödas av rovdjur varierar från år till år. Totalt sett är får det djurslag som angrips oftast och oftast är angreppet av varg. För nötkreatur är bilden något annorlunda, angreppen är inte så många och det varierar också om det är varg, björn eller lo som angripit flest ett visst år.

3.3.1 Nötkreatur

I juni 2015 fanns ungefär 1,48 miljoner nötkreatur i Sverige. Dessa var fördelade enligt följande: kalvar under 1 år, cirka 466 000, kvigor, tjurar och stutar cirka 487 000, mjölkkor cirka 338 000 och amkor och dikor cirka 184 000.

Alla grupper av nötkreatur minskar stadigt, trenden för amkor och dikor skiljer sig dock något jämfört med övriga grupper då de inte minskar lika snabbt. Antalet företag med nötkreatur var 17 500. Ungefär hälften av alla nötkreatur finns i Götalands mellanbygder och skogsbygder och cirka 65 procent av nötkreaturen fanns på fastigheter med mer än 50 hektar jordbruksmark. Störst andel företag med nötkreatur finns i Götalands skogsbygder, följt av Svealands slättbygder. Genomsnittlig besättning med mjölkkor är cirka 80 stycken mjölkkor. Genomsnittlig besättning med amkor och dikor är cirka 18 stycken. (Jordbruksverket 2015b)

De senaste åren har antalet angripna nötkreatur varierat från ett enstaka till runt 20.

3.3.2 Får

I juni 2015 fanns cirka 595 000 får varav cirka 289 000 var tackor och baggar och 306 000 var lamm. Dessa var fördelade på cirka 9100 företag varav 7 900 har uppfödning av lamm. Den genomsnittliga fårbesättningen är cirka 32 tackor. (Jordbruksverket 2015b). Ungefär 80 procent av alla fårbesättningar har mellan 1 och 49 tackor och på dessa finns runt 40 procent av alla tackor. Det finns cirka 550 företag med mer än 100 tackor varav cirka 150 har fler än 200 tackor (Jordbruksverket 2015c).

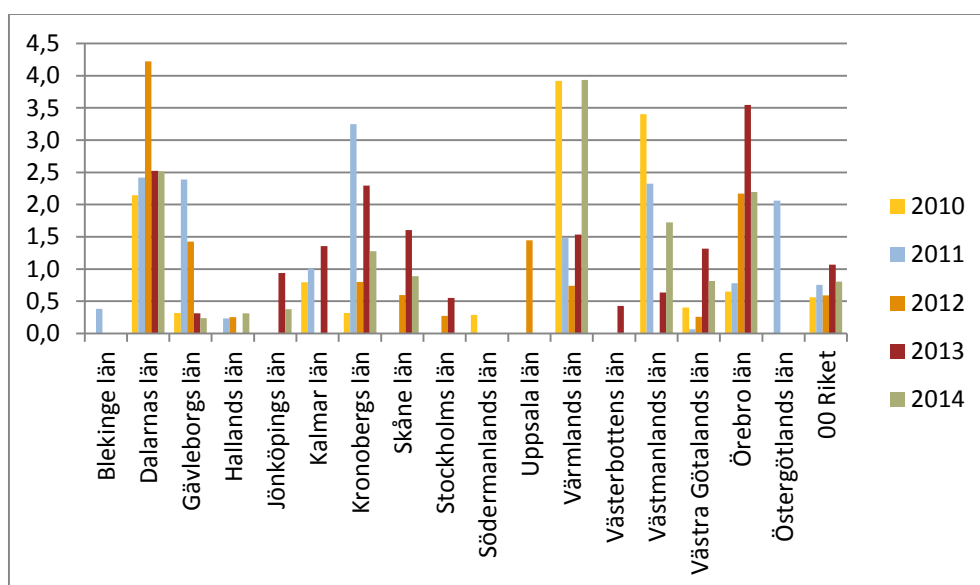
Precis som för nötkreatur finns flest antal får i Götalands mellanbygder och skogsbygder men fördelningen i antal får och antal företag i olika storleksklasser utifrån areal jordbruksmark, är betydligt mer jämt fördelat än för nötkreatur. Flest företag har mellan 5 och 20 hektar jordbruksmark. Precis som för nötkreatur finns störst andel företag med nötkreatur finns i Götalands skogsbygder, följt av Svealands slättbygder. Västra Götaland, Skåne, Östergötland och Kalmar län har flesta antal företag per län med fler än 500 företag med fårproduktion vardera (Jordbruksverket 2015b).

Under den senaste tioårsperioden har antalet får och lamm i Sverige ökat med 25 procent och antalet besättningar har ökat med 20 procent. Utvecklingen i olika delar av

landet varierar. I Götalands mellanbygder och i delar av Norrland är utvecklingen inte lika bra som i övriga landet.

I län med vargrevir finns olika trender. I Örebro, Västmanlands och Dalarnas län har till exempel antalet får ökat mer än för riket i genomsnitt medan antalet har minskat i Värmlands län. I ovan län har även antalet fårbesättningar ökat under perioden 2005-2014, det är dock ganska stor variation från år till år särskilt under de senaste åren (Naturvårdsverket 2015b).

Av de totalt cirka 9100 företag med får har endast en bråkdel haft angrepp, och beräkningar finns som visar att de senaste åren har 0,5-1,0 procent av besättningarna i län med angrepp av varg haft angrepp. Under vissa år, i vissa län har andelen varit högre (se figur 3). I vissa fall kan samma besättning haft återkommande angrepp (Naturvårdsverket 2015b).



Figur 3. Andel av besättningarna (procent) där varg dödat får under perioden 2010-2014. Källa: Rovdjursforum och Jordbruksverket.

4 Åtgärder för att förebygga angrepp på betande tamdjur

4.1 Avskräckande kemikalier

4.1.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Avskräckande kemikalier kan antingen fungera som repellent på avstånd t.ex. ett illaluktande medel eller som repellent vid faktiskt angrepp t.ex. ett kräkmedel. Repellent på avstånd innebär att en för rovdjuret obehaglig lukt får rovdjuret att välja att inte röra sig mot exempelvis en betesfålla med får och förhindrar på så sätt ett eventuellt angrepp. Dessa kemikalier kan strykas, penslas eller sprayas längs hägnet. Om repellenter som t.ex. kräkmedel används betyder det att rovdjuret först måste få det i sig innan den avskräckande effekten kan verka. Sådana ämnen appliceras då i tamdjurens päls och rovdjuret får i sig ämnet då det biter i tamdjuret.

Stöd för effekt

En studie har genomförts på ett sätt som visar att åtgärden har effekt. Studien (Martin & O'Brien 2000) utvärderade effekten av att tillföra kemikalien "Renardine" (en produkt baserad på benolja) dels i fårens ull och dels längs hela stängslet för att minska predation av prärievarg på får. De år då medlet användes var antalet dödade får avsevärt lägre. I studien drog man slutsatsen att det var enklast att spruta medlet längs stängslets sträckning och att det då behövde appliceras var sjunde dag eller tätare om vädret så krävde, t.ex. vid snöfall.

4.1.2 Lagstiftning

De produkter som används är inte avsedda som foder, vilket gör att de inte regleras av foderlagstiftningen. Beroende på produktens ursprung gäller dock olika lagstiftningar för den. En animalisk produkt eller en produkt med animaliskt innehåll måste leva upp till kraven i lagstiftningen som reglerar animaliska biprodukter. Den måste även komma från en anläggning som är godkänd för hantering av animaliska biprodukter i det land den tillverkats i. Produkter från tredje land ska dessutom passera veterinär gränskontroll. Produkter som uppfyller dessa krav ska inte vara farligt för djur att få i sig av, exempelvis genom att slicka på behandlad päls eller behandlade stolpar.

De produkter som blir aktuella, och därmed klarat kraven i lagstiftningen om animaliska biprodukter, kommer vidare att regleras via Kemikalieinspektionen. Medel som innehåller animaliskt material och inte uppnått slutpunkt, d.v.s. destruktion eller liknande, ligger på Jordbruksverket.

Livsmedelsverket har inget ansvar för åtelåtgärder eller medel som används vid åtling. De ansvarar enbart för livsmedel, men har kontrollansvar över animaliska biprodukter som uppstår vid livsmedelsanläggningar.

Produkter som används genom att de appliceras på djuren omfattas inte av djurförsökslagstiftningen, förutsatt att användandet inte sker i någon form av studie, för insamlande av uppgifter eller som del i undervisning där djuret riskerar att utsättas för lidande.

Användandet av produkter som kan framkalla obehag för vilda djur regleras inte av djurskyddslagstiftningen. Dessa produkters effekter kan dock regleras genom brottsbalken, i vilken det framgår att man inte uppsåtligen eller av oaktsamhet får utsätta vilda djur för lidande. Ett sådant handlande kan anses vara djurplågeri.

Användningen av den specifika produkten Renardine är olaglig inom EU.

4.1.3 Kostnader

Köp av kemikalier samt arbetskostnad för att applicera medel. Om metoden ska användas som permanent åtgärd behöver applicering upprepas med visst tidsintervall.

4.1.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

Om det går att identifiera en repellent som fungerar på håll, d.v.s. ett ämne som har potential att få rovdjuren att inte vilja röra sig mot tamdjursbesättningar så är det en åtgärd som har stor potential att användas som akutåtgärd och eventuellt även permanent åtgärd. Ett ämne som appliceras i pälsen på tamdjuren har endast potential att användas som akutåtgärd då doseringen är svårkontrollerad då väder och vind snabbt får eventuell effekt att avta. Idag finns inga ämnen identifierade som direkt kan testas. Olika regler gäller för olika medel, vilket innebär att lagstiftning för de medel som ska testas behöver utredas.

4.1.5 Utveckling av metoden

Illaluktande medel: Identifiering samt kartläggning av lagstiftning samt möjlighet till användning av medel som sedan kan undersökas genom försök i fält.

Medel som ger illamående: Test av olika bindemedel för att få medlet att stanna i ullen, samt undersöka hur får och andra tamdjur påverkas av medlet. Kräkmedel är till exempel kräksirap som är gjord på extrakt från växten kräkrot (*Carapichea ipecacuanha*, tidigare *Psychotria ipecacuanha*) eller motsvarande aktivt ämne framställt på syntetisk väg.

I Sverige bör i första hand utveckling ske av illaluktande medel, d.v.s. medel som verkar på avstånd och inte behöver appliceras på tamdjuren. En sådan åtgärd kan i praktiken testas vid användning som akutåtgärd efter ett första angrepp.

4.2 Biofence

4.2.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Revirmarkeringar i form av t.ex. spillningar eller urin placeras ut i terrängen i syfte att imitera revirhävande. Detta ska avskräcka vuxna individer av samma art från att vistas i området. Det innebär att spillningar och urin måste komma från andra vuxna och könsmogna individer än de som ska avskräckas från området. Revirmarkeringarna måste bytas ut eller förnyas med jämna mellanrum, uppskattningsvis var tredje vecka eller oftare.

Stöd för effekt

Det finns inga studier som visar på en effekt av åtgärden. De två studier som har publicerats (Ausband et al. 2013, Jackson et al. 2012) indikerar att det kan vara möjligt att påverka vargarnas rörelser i delar av sitt revir med åtgärden. Det saknas emellertid kunskap om hur ofta åtgärden kan förväntas ha effekt, hur länge effekten i så fall skulle vara och i vilken typ av områden den kan ha effekt. Åtgärden är aldrig testad för att hålla vargar borta från tamdjur. I försöken har man undersökt hur vargarnas användning av det ordinarie reviret påverkas eller hur de har rört sig i förhållande till åtlar.

4.2.2 Lagstiftning

Jordbruksverket har ingen lagstiftning inom området och har inte heller utrett annan lagstiftning ytterligare.

4.2.3 Kostnader

Löne- och fordonskostnader för den som har i uppgift att lokalisera och samla in spillning från revirmarkerande rovdjur samt placera ut dem på lämpliga ställen. Eventuella kostnader för att säkerställa att spillning är från lämpligt djur. Momenten måste upprepas med ett visst intervall.

4.2.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

”Biofence” är en relativt arbetsintensiv åtgärd med mycket begränsad potentiell effekt. Den har aldrig testats för att hålla borta rovdjur från tamdjur.

4.2.5 Utveckling av metoden

Det kan vara intressant att använda som akutåtgärd i besättningar där länsstyrelsen och tamdjursägaren har gjort bedömningen är att man inte behöver eller kan vidta några akutåtgärder. I sådana fall skulle spillning, urin, ljud placeras ut som en yttre avgränsning runtom hagen, men minst 200 meter från själva stängslet. En eventuell effekt skulle då bygga på att vargarna överraskas av att finna revirmarkeringar av andra könsmogna vargar och istället för att gå tillbaka till tamdjuren ägnar sig åt att söka efter inkräktarna alternativt revirmarkera intensivt. Det bör dock förtydligas att det inte finns några försök som testat detta.

4.3 Boskapsvaktande hundar

4.3.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Hundar som rör sig tillsammans med tamdjuren och varnar då rovdjur närmar sig, och/eller konfronterar eventuella rovdjur. Hundens uppgift har traditionellt varit att göra herden eller herdarna som befinner sig tillsammans med hjorden uppmärksamma på att något händer. Herdarna har med hjälp av hundarnas skall lokaliserat var problemet finns och vid ett eventuellt rovdjursangrepp skrämt bort rovdjuren. Idag har hundarna oftare använts utan herdar med målet att hundarna själva ska konfrontera rovdjuret och avbryta angreppet.

Stöd för effekt

Fyra studier har genomförts med ett upplägg som gör det möjligt att utvärdera åtgärdens effektivitet. Tre av dessa är från USA och en är från Slovakien. Andelt (1992) utvärderar hur tamdjursägarna själva bedömer effekten av boskapsvaktande hundar för att reducera angrepp av prärievarg på får. 20 av 22 tamdjursägare ansåg att effekten var ”mycket bra” eller ”bra”. Gehring et al (2010) och Palmer et al. (2010) utvärderade effekten av boskapsvaktande hund i ett mindre antal fårbesättningar i USA och visade att predationen av varg och prärievarg minskade till följd av åtgärden. I Slovakien har Rigg et al (2011) visat att fårbesättningar med boskapsvaktande hundar i områden med varg och brunbjörn har mindre förluster och färre dödade får per angrepp än besättningar utan boskapsvaktande hund.

4.3.2 Lagstiftning

Hundhållning i Sverige regleras av flera olika lagar, förordningar och föreskrifter.

- Djurskyddslagen (1988:534)
- Djurskyddsförordningen (1988:539)
- Lagen (2007:1150) om tillsyn över hundar och katter
- Förordningen (2007:1240) om tillsyn över hundar
- Statens jordbruksverks föreskrifter och allmänna råd (SJVFS 2008:5) om hållande av hund och katt (saknr L 102)

För att en hundägare ska få ha sin hund lös utan uppsikt (men med daglig tillsyn) i hage eller med djur på bete utan stängsel krävs dispens från lagen om tillsyn över hundar och katter. Dispenser utfärdas av Länsstyrelsen eller av Viltskadecenter (SLU) på uppdrag av Länsstyrelserna. Tillstånd att hålla hund på detta sätt är knutet till en särskild hundindivid och kan dras in om hunden bedöms vara generellt aggressiv mot människor eller om den jagar vilt. Tillståndet är bland annat villkorat med att en årlig uppföljning och utvärdering av hunden görs tillsammans med Viltskadecenter (SLU). Det är lämpligt att upplysa om hundens eller hundarnas närvaro genom att sätta upp skyltar på stängslet. Skyltar kan beställas från Viltskadecenter (SLU).

Hundägaren är ansvarig för allt hunden gör. Detta gäller även ägare till boskapsvaktande hundar. Dessa hundar ska, precis som andra hundar, få daglig tillsyn och omvårdnad och alltid ha tillgång till en torr och väderskyddad liggplats. Eftersom

hundägaransvaret gäller även om hunden skadar en annan hund som är inne i exempelvis en fårhage kan man som hundägare bli skadeståndsskyldig för skador som hunden orsakar. Beslut om koppeltvång, munkorg eller dylikt kan utfärdas av polismyndighet efter polisanmälan och utredning.

Inom den dispens som Viltskadecenter eller Länsstyrelsen ger för boskapsvaktande hundar finns inget undantag från kravet på hundar ska få social kontakt tillgodosedd (L 102). Denna kontakt bör ske genom sällskap av annan hund eller av människa. Kontakt med människa bör vara några timmar per dag genom rastning, aktivering eller annan sysselsättning. Enligt lagen om tillsyn över hund och katt får hundar inte ha möjlighet att jaga vilt om det inte sker under jakt.

Vid bedömning av dispensansökan ställs inte några kunskapskrav utan bedömningen bygger på uppgifter om beteshagar och tidigare angrepp. För att en hund ska vara aktuellt ska besättningen vara minst 15 får eller 5 nötkreatur. Jordbruksverket vill dock lyfta att kunskaper kring befintlig djurskyddslagstiftning för hund och tillämpning av denna samt kunskap om vilken utbildning och krav som gäller för den aktuella hundrasen är nödvändig. Likaså behövs kunskap kring allemansrätten och bestämmelser inom miljöbalken.

Det kan förekomma fall då boskapsvaktande hundar kan upplevas som skrämmande eller som ett hot, t.ex. för förbipasserande med eller utan egna hundar.

4.3.3 Kostnader

Kostnader för köp av boskapsvaktande hund samt tidsåtgång för att fostra och föda hunden, även under icke betessäsong De vanligaste raserna som används i Sverige för detta ändamål är Pyreneér, Maremmano-Abruzzesse, Kangal, Estrela eller korsningar.

4.3.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

Åtgärden har potential i mindre besättningar där det av olika skäl är svårt att sätta upp rovdjursavvisande stängsel runt en eller flera sidor av betesmarken, t.ex. fåbodbeten eller strandbeten. Viltskadecenter (SLU) gör bedömning i varje enskilt fall.

4.3.5 Utveckling av metoden.

I dagsläget ser vi inget behov av att utveckla metoden.



Exempel på djur som används för att vakta får, här lama och hund. Foto Johan Loberg, Jens Karlsson

4.4 Boskapsvaktande djur, annat än hund

4.4.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Vaktdjur, allt från lamor och åsnor till dromedarer som rör sig tillsammans med tamdjuren och varnar då rovdjur närmar sig, och/eller konfronterar eventuella rovdjur.

Stöd för effekt

Det finns ingen studie som gör det möjligt att dra slutsatser om åtgärdens effektivitet.

4.4.2 Lagstiftning

Det finns inget hinder i lagstiftningen att hålla lamor tillsammans med exempelvis får. De olika djurslagen har också liknande krav vad gäller tillgången på foder, vatten och byggnader. När det gäller åsnor som vaktdjur finns det ett allmänt råd i Djurskyddsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd (DFS 2007:6) om hästhållning, saknr L 101, anger att åsnor bör hållas tillsammans med artfränder (allmänt råd till 2 kap. 1 § L 101). För att uppfylla kravet i 2 kap. 1 § i L 101 kan det i vissa fall komma att behövas två åsnor till varje grupp får. Kostnader

Jordbruksverket har gjort bedömningen att det inte är en, eller i vart fall är en ringa, ökad kostnad att hålla lama och alpacka som vaktdjur till får. Detta förutsätter att det går att räkna en viss inkomst även för själva vaktdjuren t.ex. genom försäljning av avkomma etc. Detsamma bör även gälla åsnor, även om det i vissa fall kan behövas två åsnor per grupp får. Jordbruksverket har dock inte gjort några ekonomiska beräkningar utifrån antagandet, då mycket av förutsättningarna grundar sig på djurhållarens enskilda intresse för den alternativa djurhållningen. En lama kan kosta från cirka 5000 kronor och uppåt.

4.4.3 Bedömd potential för svenska förhållanden

På gårdar där man har både får och lamor/dromedarer idag är åtgärden värd att använda. Grupper av lamor och dromedarer kan möjligen antas avskräcka en potentiell angripare.

4.4.4 Utveckling av metoden

I dagsläget ser vi inget behov av att utveckla metoden.

4.5 Flytt av tamdjur

4.5.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Tamdjuren flyttas för kortare eller längre perioder till områden med lägre tätheter av rovdjur. Oftast innebär det en flytt på flera mil från ursprungsplatsen.

Stöd för effekt

Om det är möjligt att flytta tamdjuren från områden med stora rovdjursförluster till områden med få eller inga rovdjur så leder det rimligen ofta till en minskning av rovdjursrelaterade förluster. Det finns emellertid ingen studie som gör det möjligt att dra slutsatser om åtgärdens effektivitet givet kostnaden för flytt och andra sidoeffekter, som t.ex. inverkan på betesmarker.

4.5.2 Lagstiftning

Det finns en ganska omfattande djurskyddslagstiftning vid transport av djur. I de flesta fall är det dock fråga om transporter kortare än 50 km och då är EU-lagstiftningen inte aktuell. Den nationella lagstiftningen är också begränsad när det gäller transporter kortare än 50 km om transporten är egna djur och utförs av djurhållaren. Även vid längre transporter, dock mellan olika beten finns undantag i lagstiftningen. Detta medför att det i de allra flesta fall är nedanstående krav som ska vara uppfyllda vid denna typ av transport av djur.

- Du får bara transportera dina djur när de är lämpliga att transportera.
- Djur som är sjuka eller skadade får inte transporteras.
- Om det behövs ska du kunna sköta om djuren under transporten.
- Utrymmet där djuren transporteras ska vara utformat så att djuren samtidigt kan stå upp och ligga ner i naturlig ställning.
- Om det behövs ska du i utrymmet kunna sätta in skiljeväggar som skyddar djuren.
- Utrymmet där djuren transporteras ska ha god ventilation.
- När djuren lastas i eller ur fordonet ska du använda lämplig utrustning, till exempel lastramper.
- Om det behövs ska rampen ha räcken och tvärgående ribbor som gör att djuren inte faller av rampen eller halkar.
- Lastramperna ska luta så lite som möjligt.

Flytt av djur ska bara göras om djurskyddslagstiftningen kan uppfyllas. En fullständig redogörelse för djurskyddslagstiftningen kring transporter återfinns på Jordbruksverkets webb på följande adress:

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/djur/resorochtransporter/farochgetter/transporter/farochgetter.4.207049b811dd8a513dc80001446.html>

Vid tveksamhet om flytt kan genomföras på ett djurskyddsmässigt acceptabelt sätt (exempelvis vid långt gånget dräktighet) ska andra åtgärder vidtas i första hand.

4.5.3 Kostnader

I Norge beskrivs denna metod i vägledning för förebyggande åtgärder (Norsk Sau og Get m.fl 2015). I vägledningen nämns förutom kostnader för flytten av djuren och eventuell infrastruktur som saknas (vägar, stängsel) även kostnader för ökad tillsyn då djuren behöver vänja sig vid nya marker och kostnader för att upprätta avtal med markägare. Utöver detta kan betets kvalitet vara annorlunda vilket kan påverka till exempel tillväxt och parasiter. Detta behöver inte enbart vara negativt utan det nya betet kan även ha positiv effekt på tillväxt och parasittryck.

Ytterligare kostnader som kan uppstå vid flytt av djur kan vara störning på reproduktion.

4.5.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

Denna metod innebär att djuren flyttas längre sträcka än inom den fastighet de redan finns på. Metoden har testats på ren i renskötselområdet men vi bedömer att det finns en liten potential att använda denna metod i övriga Sverige då den bedöms som kostsam och kräver tillgång på bete i ett område med mindre förekomst av rovdjur.

Flytt inom fastighet, mellan närliggande fastigheter eller från fäbodbete till hemgård är förebyggande åtgärder som redan tillämpas vid behov i Sverige. Den typen av flyttning är till exempel senare betessläpp, tidigarelagd hemflytt eller installning eller flytt till hage med rovdjursavvisande stängsel eller nattfälla.

4.5.5 Utveckling av metoden

I dagsläget ser vi inget behov av att utveckla metoden.

4.6 Flytt av rovdjur

4.6.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Rovdjur flyttas från områden med stor risk för angrepp på betande tamdjur till områden med lägre risk för angrepp. Åtgärden bygger till stor del på samma antaganden som individriktad jakt d.v.s. att individer som är mer benägna att angripa tamdjur än genomsnittsindividerna av samma art avlägsnas och blir så småningom ersatt av en genomsnittsindivid med avseende på tamdjursangrepp.

Stöd för effekt

Det finns ingen studie i dagsläget som gör det möjligt att dra slutsatser om åtgärdens effektivitet när det gäller att reducera antalet rovdjursangrepp på tamdjur. I många fall går det flyttade rovdjuret tillbaka till området där det först fångades och därför förväntas ingen effekt. I vilken utsträckning djuret stannar i det område de flyttats till beror bl.a. på om det finns en potentiell partner i det nya området och om det finns potentiella konkurrenter som redan markerar området som sitt eget revir. I de fall där det flyttade rovdjuret har stannat i det nya området har man inte mätt om flytten har haft någon

effekt på rovdjursantalet och därmed inte kunnat avgöra vad som varit orsaken till en eventuell skillnad i tamdjursförluster. I de fall där man har uppskattat förlusterna har man dessutom valt att göra det antingen i området dit rovdjuret flyttades eller i området det flyttades från, inte i båda områdena vilket ger nettoeffekten.

4.6.2 Lagstiftning

Jordbruksverket har ingen lagstiftning inom området och har inte heller utrett annan lagstiftning ytterligare.

4.6.1 Kostnader

En metod som är förknippad med höga kostnader i form av löne- och fordonskostnader för förberedelser, identifiering och spårning av individ samt flytt av denna.

4.6.2 Bedömd potential för svenska förhållanden

Åtgärden är mycket arbetsintensiv och kostsam. I vissa fall kan metoden förväntas ha effekt. Det är i de fall där det går att identifiera en så kallad problemindivid som kan flyttas och där området kan förväntas koloniserats av en genomsnittlig individ avseende tamdjurspredation. Ett annat fall då metoden kan förväntas ha effekt är vid flytt av en eller flera individer i ett område långt från kärnområdet för den aktuella artens utbredning. Individerna ska också utgöra en mycket stor andel av den lokala populationen innan de flyttas. Det förutsätter dock att det finns stora områden som rovdjuren kan flyttas till, med god tillgång på vilda bytesdjur, potentiella partners och få eller inga tamdjursbesättningar.

4.6.3 Utveckling av metoden

I dagsläget ser vi inget behov av att utveckla metoden.

4.7 Herdar

4.7.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Människor som finns på samma plats som tamdjuren och som har en skrämmande effekt på rovdjur. Beroende på förutsättningar finns en herde på plats antingen dagtid på betet, nattetid vid till exempel en nattfälla eller på bete utan stängsel, eller dygnet runt.

Stöd för effekt

En studie har genomförts som tillåter slutsatser om åtgärdens effektivitet. Den gjordes i Grekland (Iliopoulos et al. 2009) och visar att även om antalet rovdjursangrepp inte minskade till följd av att en herde följde djuren, så blev 2-4 ggr färre tamdjur angripna vid varje angrepp då herdar var närvarande.

4.7.2 Lagstiftning

Ingen lagstiftning inom Jordbruksverkets ansvarsområde som gäller specifikt herdar, men det följer regler med att anställa personal eller ha volontärer. De länder som man ofta tänker på när det gäller att använda herdar är till exempel Rumänien. Dessa herdar lever ofta under förhållande som inte är aktuella i Sverige, både vad gäller boendestandard, arbetstider och löner.

4.7.3 Kostnader

Lönekostnader samt eventuella transportkostnader. Om djuren ska vaktas dygnet runt räcker det inte med en herde.



Djuren vallas under dagen och på kvällen tas de hem och in i hägn för att skyddas, bl.a. från rovdjur.
Foto Emma Svensson.

4.7.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

Åtgärden kan användas i undantagsfall som akutåtgärd efter ett angrepp där andra åtgärder inte är möjliga att vidta. Herdar som förebyggande åtgärd är framförallt aktuellt vid fåbodbruk. I några län har ersättning betalats för vallning vid fåbod vid enstaka tillfälle. Det är möjligt att täcka dessa kostnader genom viltskadeanslaget. Det finns också exempel på volontärverksamhet där vallning på fåbod kan ingå som arbetsuppgift. Det råder dock delade meningar om ifall volontärverksamhet och ökat antal turister i närheten är en metod som ska tillämpas i större utsträckning. Detta är metoder som kräver förhållandevist stort engagemang och intresse från djurägaren.

4.7.5 Utveckling av metoden

Etablera fler så kallade akutgrupper efter modell från Värmland och Dalarna som är beredda att hjälpa till i samband med ett angrepp på tamdjur. En akutgrupp kan hjälpa till att leta efter försvunna djur eller vakta vid hagar under en begränsad tid i samband med ett angrepp.

Ett annat alternativ är att använda herdar med hund för att vakta boskapen vid fåbodar. Det finns få i Sverige idag som har erfarenhet av att vakta boskap på bete utan stängsel men det kan vara möjligt att använda nysvenskar med erfarenhet av boskapsskötsel i rovdjurstäta områden.

I vägledning från Norge (Norsk Sau og Get 2015) nämns herdar i kombination med hund som förebyggande åtgärd när får hålls på bete utan stängsel. Erfarenheter därifrån är att det passar bäst i områden med järv och lodjur. Det är en modell som är mer anpassad till den traditionella fårskötseln på bete utan stängsel och som behöver utvecklas för att passa dagens skötsel. En annan fördel som nämns är att hunden även kan användas för att spåra sjuka och skadade får.

4.8 Jakt- individriktad

4.8.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Individer eller kategorier av djur som är mer benägna att angripa tamdjur än genomsnittsindividen av samma art avlägsnas och blir så småningom ersatt av en genomsnittsindivid med avseende på tamdjursangrepp. Det finns ingen allmän definition av vad en problemindivid är, alltifrån väldigt konkreta definitioner som ”en varg tillhörande ett revir där tamdjur eller hund har angripits”, till mer bedömningsbaserade som ”en varg med ett onaturligt beteende”. Den definition som vanligen avses med problemindivid är ”en individ som är mer benägen än genomsnittsindividen av samma art, att angripa tamdjur och/eller husdjur”. Jakt som riktas mot en eller flera särskilt utpekade individer kan genomföras med samma jakttekniker som annan jakt, d.v.s. med hjälp av hundar, åtlar eller fällor, men styrs ofta till att omfatta ett mycket begränsat område för att öka sannolikheten att rätt individer fålls.

Stöd för effekt

Tre studier har ett upplägg som gör det möjligt att uttala sig om åtgärdens effektivitet vad gäller jakt som riktas mot särskilda kategorier av djur. Två av dessa (Blejwas et al. 2002, Wagner & Conover 1999) är gjorda på prärievarg i Nordamerika. De visar att man genom jakt på föräldradjur, d.v.s. revirmarkerande par med valpar har större effekt (avseende angrepp på får) för samma ansträngning som då man avlivar alla kategorier av prärievargar i ett område. Jakten genomfördes i det ena fallet med hjälp av flygplan och i det andra fallet med hjälp av halsband på fåren innehållande ett gift som dödar det rovdjur som biter i det. I den ena studien fanns det effekt bara då djuren avlivades inom 3 månader innan betessäsongen, i den andra satt effekten i även då jakten genomfördes på hösten innan. Den tredje studien har också genomförts i Nordamerika (Fritts et al. 1992), men då på varg. Den visar att åtgärden ibland tycktes ha effekt, men inte på så kallade ”kroniska problemgårdar”, där uppstod problem år efter år även då avlivning genomfördes. På så kallade ”kroniska problemgårdar” angavs faktorer som sämre kadaverhantering, sämre stängsel och tillsyn av tamdjuren vara viktiga faktorer till varför problem uppstod år efter år.

4.8.2 Lagstiftning

Individinriktad jakt i syfte att förebygga skador på ren, tamboskap och hundar benämns idag som skyddsjakt. Skyddsjakt förekommer idag på rovdjuren björn, lo, varg och järv. Behovet av skyddsjakt bedöms från fall till fall och beslutas av Naturvårdsverket. Naturvårdsverket har delegerat beslutsrätten om skyddsjakt på varg till länsstyrelserna. Flera länsstyrelser har även fått beslutsrätt för skyddsjakt i vissa andra fall.

För mer detaljer kring hantering av skyddsjakt i Sverige hänvisar vi till Naturvårdsverkets skrivelse *Skyddsjakt varg- översyn och tillämpning* (2015).

Förutom skyddsjakt finns även licensjakt, se kapitel 4.9.2.

4.8.3 Kostnader

Kostnader för jakt beror på hur man genomför jakten, hur och om man ersätter de inblandade samt också hur länge det tar innan vargindividen är skjuten och hur stort intresset är från media och övriga intressenter. Det varierar alltså mycket från fall till fall.

Eftersom inte begreppen områdesinriktad jakt och individinriktad jakt används i Sverige så finns därför inte heller något kostnadsunderlag för respektive metod. Jordbruksverket har därför valt att använda Naturvårdsverkets skrivelse *Skyddsjakt av varg, Översyn av regler och tillämpning* (2015) som underlag för att sammanfatta kostnader för de olika metoderna. I ovan nämnda skrivelse finns bland annat länsstyrelsens uppskattning av sina egna samt andras kostnader vid genomförande av skyddsjakt. Alla länsstyrelser utom Gotland har fått svara på en enkät och en av frågorna avser kostnaderna för genomförandet av jakt. Svaren på frågorna finns bifogade Naturvårdsverkets skrivelse och sammanfattningen här bygger på länsstyrelsens svar.

Länsstyrelsen kostnader: Länsstyrelsens egna kostnader består av handläggning av ärende inklusive till exempel spårning, i vissa fall kostnader för DNA prov samt besiktning och transport av det skjutna rovdjuret till Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA). Under tiden ett ärende pågår är det oftast också mycket kontakt med media och övriga intressenter. Utöver kostnader för lön för personal tillkommer även kostnader för fältpersonalens fordon och i vissa fall kostnader för lokalhyra vid information till inblandade i jakt eller för allmänheten. Alla län har inte egna besiktningsmän utan hyr in dessa. I vissa fall genomför länsstyrelsen även jakten och då tillkommer ytterligare kostnader. Detta förekommer framförallt i renskötselområdet när jakt genomförs från helikopter. Länsstyrelsen redogör i sina svar för vilken typ av kostnad som uppkommer men endast i ett fåtal fall anges detta i kronor eller timmar. Det beror på att dessa ärenden inte särredovisas i länsstyrelsens tidredovisning, samt att tidsåtgång varierar från fall till fall. De uppgifter som nämns är 40 timmar för handläggare och 200 timmar för fältpersonal samt 50 000 kronor för länsstyrelsens kostnader.

Andras kostnader: Det är olika mellan länsstyrelserna hur de ersätter övriga inblandade i jakten, de flesta betalar inte ut någon ersättning till jaktledare och jägare som deltar i jakten. Det verkar som att det skiljer sig något åt mellan län med stationär förekomst av varg och de utan. Flera län med stationär varg menar att de enbart betalar ut ersättning i särskilda fall. Det framgår dock inte vad särskilda fall kan vara. Inom

södra förvaltningsområdet finns diskussioner att ta fram gemensamma rutiner för ersättning vid skydds jakt och fler anser att det är rimligt med en schablonersättning till jaktledare och till viss del även till andra inblandade. I de fall ersättning har betalats ut varierar beloppen mellan 30 000 och 80 000 kronor per skydds jakt. Det är då olika i olika fall om man enbart ersatt jaktledare eller också andra inblandade.

4.8.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

I de fall det går att identifiera förekomsten av så kallade problemindivider, d.v.s. individer som är mer benägna än genomsnittsindividerna av samma art att angripa tamdjur, har åtgärden potential att vara synnerligen effektiv. Det är emellertid mycket ovanligt med sådana individer vilket gör att åtgärden endast i undantagsfall kan förväntas ha effekt. Det är något enklare att identifiera kategorier av individer som mer sannolikt angriper tamdjur, det kan t.ex. vara föräldradjur. Att rikta jakten mot dem är emellertid mycket besvärligt eftersom det oftare är unga djur som fålls.

4.8.5 Utveckling av metoden

Differentierade kriterier: I Naturvårdsverkets skrivelse *Skydds jakt av varg, Översyn av regler och tillämpning* (2015) presenteras förslag på differentierade kriterier. Det finns idag inga fastlagda kriterier på nationell nivå för när skydds jakt utifrån allvarlig skada ska genomföras. Det finns däremot riktlinjer på regional nivå och man gör alltid en bedömning i varje enskilt fall. Skrivelsen nämner att det finns önskemål om en uppsättning nationella differentierade kriterier och att tydlighet skapar trygghet och därmed acceptans. I rapporten ”Rovdjur, tamdjur, hundar och människor” (Viltskadecenter, SLU 2006) finns förslag på hur en problemindivid kan definieras. Detta ligger till grund för de förslag som presenteras i skrivelsen om skydds jakt. Det är tre områden som lyfts fram där det finns ett behov av differentierade kriterier. Dessa är områden med höga koncentrationer av varg, särskilt sårbara områden samt renskötselområdet. Särskilt sårbara områden kan vara fåbodar och skärgårdar där djur går på bete utan stängsel eller områden med många tamdjursbesättningar. Man lyfter dock särskilt att innan dessa kriterier kan fastställas behöver det utredas hur effekterna av dessa kriterier harmonierar med de vargpolitiska målen. Skydds jakt ska enbart beviljas efter att man försökt komma tillrätta med problemen genom annan lämplig lösning. För att kunna fastställa kriterier för skydds jakt behöver alltså annan lämplig lösning vara klargjort.

Riktlinjer och vägledning för ersättning: Naturvårdsverkets skrivelse *Skydds jakt av varg, Översyn av regler och tillämpning* (2015) innehåller flera slutsatser om genomförande av skydds jakt. Bland annat anges vikten av vägledning och riktlinjer som visar hur ersättning ska betalas ut.

Genomförande av jakten: Idag arrangeras jakten i huvudsak på två olika sätt. Det ena är att länsstyrelsen utser en jaktledare och det andra är att länsstyrelsen själva är utförare.

1. Länsstyrelse utser en jaktledare. Denna jaktledare utser sedan jägare som genomför jakten. Detta alternativ innebär oftast att både jaktledare eller åtminstone jägarna är från området och detta anses öka förtroendet hos lokalbor för myndigheter. Något län anger att det ska vara den som söker om skydds jakt som också är den som utser jaktledare. Något län anger också att jaktledarens

identitet ska hållas hemlig för att undvika hot. Naturvårdsverket menar i sin skrivelse att en utsedd extern jaktledare är det bättre alternativet utanför renskötselområdet.

2. Länsstyrelsen egen personal deltar aktivt i jakten. Detta är framförallt vanligt i norra förvaltningsområdet när det gäller jakt från helikopter. Personal från länsstyrelsen utför då jakten.

Jordbruksverket vill lyfta att alternativ 1 kan innebära att det blir många inblandade i jakten och då kan frågan om ersättning och vem som ska ersättas bli särskilt viktig. Något som kan påverka kostnaden för genomförandet.

Riktad jakt med fällor eller snaror: Med en fälla eller snara är det möjligt att rikta jakten mot väl avgränsade områden och mot särskilda individer på ett kostnadseffektivt sätt. Fällan eller snaran måste övervakas med kamera och personal inom minuters avstånd. Med fälla menas sådant som ett djur kan gå in utan att skadas och snaror är metoder där djuren fastnar med en fot. I de flesta fall avlivas de djur som fastnar i en snara, men viss selektion kan förekomma. Med en fälla finns större möjligheten att släppa bifångster som andra individer än den eftersökta samt djur av andra arter, t.ex. rävar eller hundar.

Utvecklingsbehov: Köpa in fällor och snaror på nationell nivå. Viltskadecenter (SLU) genomför sedan försök tillsammans med utvalda länsstyrelser för att öka kompetensen kring metoden.

4.9 Jakt- områdesinriktad jakt

4.9.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

I Sverige används begrepp som skyddsjakt och licensjakt. Dessa är administrativa begrepp där syfte och mål med jakten kan variera stort. Med ”områdesriktad jakt” menas här en planerad minskning av rovdjurstätheten i ett geografiskt område. Syftet med jakten är att minska antalet rovdjur som angriper tamdjur. För att uppnå den planerade minskningen i rovdjurstäthet kan flera jakttekniker som till exempel fällor, skjutvapen, fordon och hundar, användas var för sig, eller samtidigt. Oftast är det geografiska området vid denna typ av jakt avsevärt större än ett hemområde/revir för den rovdjursart som avses.

Stöd för effekt

Två studier har ett upplägg som gör det möjligt att dra några slutsatser angående åtgärdens effektivitet. Den ena studien (Allen 2000) är gjord på dingo i Australien. Dingopopulationen minskades i försöksområden med hjälp av gift i åtlar. I såväl försöksområden som i områden utan åtlar följde man sedan upp Dingoantal och kalvförluster. Resultatet blev att kalvförlusterna var högre i områden med åtlar. Detta bedömdes till stor del bero på att Dingoantalet reducerades under hela året och att nya Dingoindivider ofta hann återkolonisera de tomma luckorna. Den andra studien (Wagner & Conover 1999) genomfördes i Utah (USA) och utvärderade effekten av att

med hjälp av jakt från flygplan reducera antalet prärievargar i syfte att minska förluster av får. Resultaten visade att i de områden där det avlivades i genomsnitt 5,7 prärievargar per år (flertalet med hjälp av flyg) var antalet lamm som dödats av prärievarg lägre (11,8 i genomsnitt) jämfört med 35,2 lamm per år i områden där det avlivades i genomsnitt 2 prärievargar per år. I detta fall bedömdes anledningen till effekten vara att man genom jakt faktiskt lyckats minska tätheten av prärievarg i det aktuella området.

Förutom dessa två studier har det även genomförts ett flertal studier som har så stora brister i försöksupplägg att de dessvärre inte går att dra några slutsatser från. Det vanligaste problemet är att det saknas kontrollområden, kontrollbesättningar eller inventeringar som visar om man genom jakt faktiskt lyckades sänka rovdjurstätheten.

4.9.2 Lagstiftning

Licensjakt innebär att ospecifika individer jagas under en viss period och utifrån tilldelning. Licensjakt förekommer varje år på björn och lo. Naturvårdsverket kan under vissa omständigheter delegera rätten att fatta beslut om licensjakt på varg till länsstyrelsen. I dessa fall krävs att Naturvårdsverket har fastställt miniminivåer för varg och att antalet vargföringringar ska överstiga miniminivån för rovdjursförvaltningsområdet.

Skydds jakt kan också riktas mot ett visst geografiskt område för att förebygga skador exempelvis på tamboskap i området.

4.9.3 Kostnader

Vi har inte gjort en sammanställning av kostnader för områdesinriktad jakt då denna inte är helt jämförbar med den licensjakt som genomförs i Sverige. Vissa kostnader kan vara jämförbara med individinriktad jakt.

4.9.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

I de områden där det är praktiskt möjligt att avsevärt minska rovdjurstätheten eller upprätthålla en låg rovdjurstäthet, kan åtgärden förväntas ha relativt stor effekt. Det gäller i dagsläget t.ex. stora delar av södra Götaland där avlägsnandet av ett fåtal rovdjursindivider innebär att en stor andel av rovdjurspopulationen försvinner. Avståndet till områden med högre rovdjurstäthet gör det också möjligt att upprätthålla den låga rovdjurstätheten över tid. I Sverige har t.ex. konsekvensen av de senaste 15 årens skydds jakt på varg varit att antalet vargar i Götaland och Norrland har hållits på en avsevärt lägre nivå jämfört med Svealand. Eftersom tätheten av fårbesättningar är högre i Götaland och mängden tamdjur som hålls extensivt utan hägn (renar) är avsevärt högre i Norrland, har skyddsjakten sannolikt inneburit ett betydligt mindre antal vargangrepp på tamdjur än om vargpopulationen varit mer jämnt fördelad över landet.

Om man lyckas genomföra åtgärden är den effektiv för att minska antalet angrepp på tamdjur, men den kommer också innebära att spridningsområdet för varg krymper, även på lång sikt.

4.9.5 Utveckling av metoden

Realistiska och tidsatta mål för den geografiska fördelningen av t.ex. varg på kort sikt t.ex. 5-10 år, och medellång sikt, t.ex. 10-25 år, möjliggör en kostnadseffektiv användning av åtgärder som t.ex. bidrag till rovdjursavvisande stängsel och individriktad skydds jakt. Med tydliga mål kan förvaltande myndigheter d.v.s. Naturvårdsverket och Länsstyrelsen besluta om kriterier (dynamiska eller statiska) för områdesriktad jakt som resulterar i att målen nås.

För förslag kring fällor se stycke om individriktad jakt 4.8.5.

Exempel från Norge: I Norge finns prioriterade områden för stora rovdjur s.k. arealdifferentiering. Lantbruksnäring ska få finnas kvar i dessa områden, men kan få göra vissa anpassningar. Det finns olika utpekade åtgärder att använda t.ex. omställning till annat djurslag. Denna metod förklaras närmre i stycke 4.15.

4.10 Kadaverhantering

4.10.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Avlägsna kadaver och annat som är ätbart för rovdjur. Det kan t.ex. vara att slaktrester avlägsnas från områden i anslutning till tamdjursbeten för att minska sannolikheten för att rovdjur återvänder eller lockas till platsen.

Stöd för effekt

En studie har genomförts i USA (Bump et al. 2013) som visar att sannolikheten för vargangrepp på jakthundar, som används vid björnjakt, minskar då man inte använder åtlar för att locka björnar till platsen där spårupptaget görs. Anledningen är att även vargar lockas till åtelplatsen.

4.10.2 Lagstiftning

EU-lagstiftning reglerar hur animaliska biprodukter som t.ex. döda djur och slaktbiprodukter ska hanteras. I enlighet med denna lagstiftning ska animaliska biprodukter i de allra flesta fall samlas in för att gå vidare till en godkänd eller registrerad anläggning. Transporten till slutdestinationen måste uppfylla de krav som ställs i lagstiftningen. För lantbrukets djur har Svensk lantbrukstjänst riksomfattande insamling av döda djur. I vissa fall och enligt särskilda villkor kan det vara tillåtet att gräva ner animaliska biprodukter.

Djurkadaver och slaktbiprodukter ska transporteras bort utan onödigt dröjsmål. Under väntetiden ska materialet förvaras på ett sådant sätt att det inte är åtkomligt för vilda djur och inte heller på annat sätt kan utgöra en smittrisk. Vad som avses med ”onödigt dröjsmål” är inte närmare definierat.

Kommunen är utsedd som behörig myndighet att utöva offentlig kontroll över förvaring av animaliska biprodukter i primärproduktionen och över nedgrävning av animaliska

biprodukter. Länsstyrelsen är behörig myndighet att utöva offentlig kontroll över insamling och transport.

Kommunen och länsstyrelsen är också de myndigheter som inom sina respektive kontrollområden tolkar lagstiftningen och som genom rådgivning och information ska underlätta för den enskilde att fullgöra sina skyldigheter. Myndigheterna ska även verka för att åtgärder vidtas mot överträdelser.

Jordbruksverket är behörig myndighet att meddela föreskrifter och fatta de beslut om nedgrävning som behövs som komplettering till EU-bestämmelserna, och i Jordbruksverks föreskrifter finns föreskrivet om undantag och villkor. Förutom smittskyddsmässiga aspekter när det gäller nedgrävning finns även etiska och miljömässiga aspekter. Det anges i lagstiftningen att nedgrävningen ska ske där riskerna för miljön minimeras och att processer eller metoder som används inte får skada miljön eller medföra risker för vatten, luft, jord, växter eller djur eller leda till buller eller lukt. Det är således inte bara smittskyddet som ska beaktas, utan även i hög grad miljöaspekterna. Vid nedgrävning måste, utöver EU-lagstiftningens krav, även kommunens anvisningar följas.

Vissa typer av slaktbiprodukter får grävas ner om kommunens anvisningar och EU-lagstiftningens krav på nedgrävning följs. Av bilaga 2 till föreskrift om befattning med animaliska biprodukter, SJVFS 2014:4, saknr K 14 framgår att det enbart är i vissa kommuner och församlingar i Värmlands, Dalarnas, Gävleborgs, Västernorrlands och Jämtlands län som nedgrävning i vissa fall är tillåten.

Följande animaliska biprodukter får grävas ned

- a) kropp av sällskapsdjur och hästdjur,
- b) djur som har hållits av människa i de församlingar eller områden som anges i bilaga 2 och som har dött eller avlivats i dessa församlingar eller områden,
- c) animaliska biprodukter från primärproduktion för användning inom det egna privathushållet i de församlingar eller områden som anges i bilaga 2,
- d) animaliska biprodukter från slakt och styckning av ren som genomförts i de församlingar eller områden som anges i bilaga 2, samt
- e) animaliska biprodukter som uppstått vid vilthanteringsanläggningar.

Transporten till nedgrävningsplatsen måste följa de krav som framgår av EU-lagstiftningen där det bl.a. anges att transporten ska ske under sådana förutsättningar att risker för människors och djurs hälsa undviks. Av EU-lagstiftningen framgår också att bortskaffandet av materialet ska ske genom nedgrävning på den anläggning från vilken de animaliska biprodukterna kommer, på en godkänd deponi, eller på en plats där riskerna för djurs och människors hälsa samt för miljön minimeras, under förutsättning att platsen är belägen inom ett avstånd som möjliggör för den behöriga myndigheten att förhindra att det uppstår risker för djurs och människors hälsa och för miljön. Animaliska biprodukter som uppstått i ett område som omfattas av tillåtelsen att gräva ner materialet måste grävas ner inom ett område som omfattas av tillåtelsen. Detta gäller även vid nedgrävning på godkänd deponi.

Kommunen lämnar anvisningar för nedgrävning och kan bl.a. ha synpunkter på avstånd till bostadshus, allmän- och framtida bebyggelse, liksom på markförhållanden då det kan finnas risk för förorening av vattentäkt, vattendrag eller grundvatten.

I lagstiftningen finns krav på att nedgrävning alltid ska ske på ett sådan djup att djur hindras från att komma åt materialet. Som generell rekommendation har det under många år angivits att den grop som grävs bör vara så djup att materialet kan täckas med minst 1,5 meter jord. Det är dock svårt att ange ett specifikt djup. Detta måste bedömas från fall till fall. Vet man att man har problem med rovdjur i området kan det krävas större djup och det kan t.o.m. vara så att man måste vidta andra åtgärder för att försvåra för vilda djur att komma åt materialet. Ett sätt kan vara att lägga ner stenar i gropen. För att undvika problem med efterföljande sanering av nedgrävningsplatsen bör jorden grävas upp och läggas på ena sidan av graven så att det lätt går att tippa ner materialet utan att förorena den jord som sedan ska användas för täckning. Jord som trots allt förorenats bör skrapas av och läggas djupt ner i graven. Eftersom jorden sjunker ihop efter en tid bör graven, för att undvika risk för vattenansamlingar, täckas så att det bildas en svag ås över denna. Efter nedgrävningen måste de arbetsredskap och de delar av fordon och behållare som kommit i direkt eller indirekt kontakt med de animaliska biprodukterna noggrant rengöras och desinficeras.

Vid nedgrävning ska den som ansvarar för nedgrävningen enligt EU-lagstiftningen föra register över mängd, kategorier och arter av animaliska biprodukter som grävts ned, samt datum och plats för nedgrävningen. Uppgifterna i registret ska sparas i minst två år. Det är inte tillåtet att placera animaliska biprodukter i gödselstackar eftersom detta material inte bortskaffas utan istället sprids.

Vilda döda djur får normalt lämnas kvar ute i naturen. Slaktbiprodukter som uppstår vid bland annat jakt för eget eller jaktlags bruk kan lämnas kvar i skogen. Även här gäller dock att kommunens miljöbestämmelser måste följas.

4.10.3 Kostnader

Det kostar drygt 1500 kronor för nötkreatur, 440 till 580 kronor för kalv och 415 kronor för lamm för att få döda djur hämtade genom Svensk Lantbrukstjänsts kadaverbil. Kostnad för hämtning av hästkadaver varierar mellan 1200 kronor och 3440 kronor beroende på dess storlek. Priserna är exklusive moms (Svensk lantbrukstjänst 2015).

Kostnader för kadaverhämtning kan ersättas av viltskadeanslaget vid konstaterat angrepp av rovdjur.

För att bekämpa sjukdomen scrapie och få en uppfattning om sjukdomens eventuella spridning behöver prover från döda får och getter samlas in, oavsett dödsorsak. Jordbruksverket betalar därför, under vissa villkor, kostnaden för att transportera bort och destruera döda får- och getkadaver.

4.10.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

Åtgärden har potential att minska risken för rovdjursangrepp. Grundtanken bör vara att placera sådant som kan attrahera rovdjur så långt från tamdjur som möjligt. På det viset kan effekten i bästa fall bli att rovdjuren attraheras bort från tamdjur istället. Förutsättningarna varierar i olika delar av landet, beroende på täthet av tamdjursbesättningar och bebyggelse är det i vissa områden, framförallt Svealands skogstrakter och Norrland, ofta möjligt att placera avfall mer än 10 km från närmaste tamdjursbesättning medan det i delar av Götaland kan vara omöjligt. Utifrån en bedömning av vad som är rimligt med tanke på hur landskapet ser ut i de områden där

vi har tamdjur och rovdjur idag är Viltskadecenter (SLU) rekommendation att avfall och annat som kan utgöra föda för rovdjur bör placeras mer än 3 km från betande tamdjur. För hantering av döda tamdjur samt slaktrester från dessa finns ett regelverk att följa, för slaktrester vid jakt samt t.ex. komposter för matrester finns kommunala miljöbestämmelser.

4.10.5 Utveckling av metoden

I dagsläget ser vi inget behov av att utveckla metoden, utan denna metod handlar snarare om att följa de lagar och rekommendationer som finns. Till viss del kan mer information behövas om kadaverhantering. Vissa länsstyrelser beskriver brister i kadaverhanteringen och att platser där man lagt ut döda tamdjur utan tillåtelse lockar till sig rovdjur (Länsstyrelsen i Värmlands län 2015a).

Kommunerna har kontrollansvar över förvaring och hantering av animaliska biprodukter i primärproduktionen. Vid brister i förvaring och hantering av kadaver kan kommunerna göra en åtalsanmälning vilket oftast leder till ett miljöärende, snarare än ett ärende som baseras på lagen om foder och animaliska biprodukter. Kommunerna rapporterar årligen till Jordbruksverket bl.a. hur många förelägganden och åtalsanmälningar som gjorts inom olika kontrollområden inom animaliska biprodukter. Tyvärr är svarsfrekvensen på den enkät som ligger till grund för rapporteringen endast drygt 50 procent och det är svårt att dra några tydliga slutsatser av svaren.

4.11 Lapptyg

4.11.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Flaggspelet som utgör ett psykologiskt hinder att passera för rovdjur, antingen dygnet runt eller nattetid. Flaggspelet d.v.s. lapptyget, hängs upp separat eller på befintligt stängsel med eller utan el.

Stöd för effekt

Fyra studier har genomförts på ett sätt som tillåter slutsatser om effekten på varg (Davidson et al. 2010, Gehring et al. 2006, Musiani et al. 2003, Lance et al. 2010) och prärievarg (Davidson et al. 2010). Alla studierna är genomförda i Nordamerika och visar att lapptyg åtminstone i upp till 60 dagar minskar sannolikheten för att vargar passerar avsevärt. Lapptyg hade ingen effekt på prärievargars rörelser. Lapptyg med el, d.v.s. flaggspelet som hänger på en strömförande tråd, hade 2-10 gånger bättre effekt jämfört med vanligt lapptyg (Lance et al. 2010).

4.11.2 Lagstiftning

Det finns såvitt Jordbruksverket har funnit inga lagliga hinder mot att sätta upp lapptyg. Om de fästs på befintligt stängsel är de att anse som en del av detta stängsel och omfattas då av samma krav som gäller för dessa (se lagstiftning om stängsel, kapitel 4.16.2). Om lapptyg sätts upp helt separat, på egen tråd utanför det egentliga stängslet, i syfte att enbart styra rovdjuren finns ingen annan reglering än miljöbalken (1998:808).

Lapptyget ska vara väl uppsatt och fylla en funktion för att inte uppfattas som nedskräpning. Det är alltså möjligt att sätta upp lapptyg men de ska underhållas och tas ned när det inte längre har ett syfte att fylla.

4.11.3 Kostnader

Lapptyg kostar runt 3 kronor per meter (Bearskin 2015).

4.11.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

Åtgärden används idag som akutåtgärd för att förhindra upprepade angrepp under veckorna närmast efter ett första angrepp. Länsstyrelserna och Viltskadecenter (SLU) har erfarenheter av lapptyg som akutåtgärd och bedömningen hittills är att potentialen fortsatt är stor.

4.11.5 Utveckling av metoden

Permanent lapptyg: Lapptyg som är tillverkat för att hänga uppe under hela betessäsongen. Genom att använda ett kraftigare material kan man tillverka ett mer permanent lapptyg. Om lapptyg hänger uppe över en längre tid ökar sannolikheten för att vargarna vänjer sig och effekten avtar. Med tanke på att vargar idag inte har hägnade tamdjur som en viktig födoresurs och bara då och då passerar genom tamdjurshagar anser vi att risken för tillvänjning är liten.

Permanent lapptyg är särskilt lämpliga på sträckor som är svåra att hägna med konventionella stängsel även om det innebär en ökad sannolikhet för att vissa vargindivider kan vänja sig vid lapptyget. Det kan finnas en risk att äldre vargar som levt länge på samma plats vänjer sig men det finns inga studier över detta.

Permanent lapptyg kan också vara lämplig att använda mer i områden utan stationära rovdjur. I områden med stationär förekomst är vår bedömning att eventuell tillvänjning och därmed minskad effekt av lapptyg som permanent åtgärd uppvägs av ett minskat antal angrepp totalt.

Viltskadecenter (SLU) har även utvecklat ett lapptyg för vatten. Utförandet är i grunden detsamma som för konventionellt lapptyg, men uppbyggt av flytlina och bojar istället för pinnar och tråd. Lapptyg för vatten används idag i ett mindre antal besättningar men effektiviteten är inte känd.

Utvecklingsbehov: Test av olika material till trådar och flaggor.

4.12 Sambete

4.12.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Tamdjur som löper större risk för angrepp betas tillsammans med tamdjur som har någon form av antipredatorbeteende. Det kan t.ex. vara får som betar tillsammans med nötkreatur. För att det ska finnas möjlighet för fåren att ”skyddas” av nötkreaturens antipredatorbeteende måste fåren och nötkreaturen röra sig tillsammans om betesmarken är stor. Nötkreatur anses i större utsträckning än får att samla ihop sig och driva iväg en potentiell angripare.

Stöd för effekt

Det finns ingen studie som gör det möjligt att dra slutsatser om åtgärdens effektivitet.

4.12.2 Lagstiftning

Djurskyddslagstiftningen reglerar inte vilka djur som får beta samtidigt på en viss mark. Det finns heller ingen livsmedels- eller smittskyddslagstiftning som förbjuder att djurslagen nöt, får, häst eller gris vistas i samma hage eller stall på gården. Det är dock viktigt att enligt djurskyddslagstiftningen se till att djuren fungerar tillsammans så till vida att de inte skadar varandra och att samtliga djurslag som hålls tillsammans har tillgång till foder, vatten och skydd i övrigt i den omfattning som krävs för respektive djurslag. Kraven är i mångt och mycket det samma för de olika djurslagen, men det kan uppstå en konkurrenssituation mellan djurslagen så att ett mindre konkurrenskraftigt djurslag inte får tillgång till nödvändiga resurser. Detta måste säkerställas utifrån det enskilda fallet.

4.12.3 Kostnader

Om det finns en begränsad areal för bete så innebär sambete att en del får måste ersättas med nötkreatur. De olika djurslagen har olika betesmönster och det är därför inte säkert att de betar tillsammans bara för att de har möjlighet till det. Denna metod kan också innebära kostnader för ombyggnationer av stallar och stängsel samt kompetensutveckling om djurägaren inte har haft nötkreatur tidigare.

4.12.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

På gårdar där man har både får och nötkreatur som betar tillsammans kan åtgärden vara värd att använda, eftersom nötkreatur är underrepresenterade i statistiken över rovdjursangripna tamdjur i Sverige.

4.12.5 Utveckling av metoden

I dagsläget ser vi inget behov av att utveckla metoden.

4.13 Skrämsel

4.13.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Människor på plats som skrämmar bort rovdjur, antingen dygnet runt eller nattetid, i syfte att rovdjuren ska lära sig förknippa platser, strukturer eller tamdjur med obehag och därmed undvika tamdjur i framtiden. Skrämseltekniker som används är projektiler i form av gummikulor, knallskott eller att människor eller hundar driver bort dem.

Stöd för effekt

Ingen studie har genomförts som tillåter slutsatser om åtgärdens effekt. De studier som har genomförts visar på motstridiga resultat och har i de flesta fall använt olika typer av skrämseltekniker vilket ytterligare försvårar jämförelse.

4.13.2 Lagstiftning

Djurskyddslagstiftningen reglerar inte åtgärder kring hur vilda djur får eller ska skyddas. Det är tillåtet att freda sina tamdjur under ett pågående angrepp enligt jaktlagen (1987:259). Det är vid dessa tillfällen också tillåtet att döda ett rovdjur även utanför ordinarie jakttid enligt 28 § jaktförordningen (1987:905). Det är vidare tillåtet enligt jaktlagen att ”skrämma” vilda djur utanför jakttid om syftet är att skydda sina tamdjur och andra lämpliga metoder inte finns att tillgå. Skrämsel kan då ske med knallskott, kortare förföljande, gummikulor etc. så länge rovdjuret i fråga inte kommer till fysisk skada och åsamkas ett lidande (djurplågeri) enligt brottsbalken (1962:700).

4.13.3 Kostnader

Kostnader för inköp av gummikulor eller knallskott samt tidsåtgång för att genomföra metoden. Svårt att genomföra då det måste vara samma rovdjur som skräms under upprepade tillfällen inom en kortare period.

4.13.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

Bedömd potential för svenska förhållanden

Vår bedömning är att det är mycket svårt, arbetsintensivt och därmed dyrt att få rovdjur att förknippa potentiella bytesdjur med obehag. Åtgärden bör inte användas i syfte att reducera risken för rovdjursangrepp på tamdjur.

4.13.5 Utveckling av metoden

I dagsläget ser vi inget behov av att utveckla metoden.

4.14 Skrämmor med ljud eller ljus

4.14.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Ljud och ljusskrämmor som aktiveras av värmekänsliga rörelsesensorer (IR) eller ljussensorer, på samma sätt som en del utebelysning, utgör ett psykologiskt hinder för att rovdjur ska närma sig tamdjur, antingen dygnet runt eller nattetid. Det finns olika slags skrämmor, en del drivs av batterier och andra av elstängslet de sitter på.

Stöd för effekt

Ingen studie finns som gör det möjligt att dra slutsatser om åtgärdens effektivitet. De studier som har genomförts saknar kontrollbesättningar och man har oftast blandat flera olika åtgärder, vilket gör det omöjligt att avgöra vad det var som åstadkom en eventuell effekt.

4.14.2 Lagstiftning

Det finns inget som förhindrar att denna typ av utrustning används. Det viktiga är att utrustningen underhålls och tas bort när den inte längre används så att den inte är att betrakta som nedskräpning enligt miljöbalken. Om tillverkarens instruktioner följs och sådana åtföljer produkten är de också förenliga med elsäkerhetsverkets regler.

4.14.3 Kostnader

Det finns flera olika ljudskrämmor på den svenska marknaden idag. Framförallt används de för att hålla borta t.ex. katter från trädgårdar eller fåglar och annat vilt från odlingar. Enklare modeller kostar från cirka 600 kronor och mer avancerade modeller med flera olika förprogrammerade ljud kostar cirka 3500 kronor i inköpspris (Fågelskrämma m.fl. 2015).

En modell av ljusskrämma med flera olika mindre lampor i olika färger som blinkar slumpvis kostar cirka 1000 kronor i inköpspris i Sverige (Gallagher 2015).

4.14.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

Åtgärden är enkel att genomföra med liten arbetsinsats och till en låg kostnad vilket motiverar att denna typ av skrämmor är värda att utvecklas trots att det saknas studier som visar på effekt. Ljud och ljusskrämmor har potential att användas både som akutåtgärd och permanent åtgärd för att avskräcka rovdjur från begränsade områden som t.ex. vinterfällor eller på stängselsträckor som av olika skäl inte kan byggas enligt rekommendationer för rovdjursavvisande stängsel.



Olika typer av ljusskrämmor. Foto Johan Loberg.

4.14.5 Utveckling av metoden

Ljudskrämma: Ljudskrämma med värmesensor och möjlighet att spela in egna ljudslingor. Vilken ljudslinga som spelas upp slumpas fram för respektive tillfälle. Det behöver vara möjligt att ändra frekvens beroende på vilket rovdjur man vill skrämna.

Utvecklingsbehov: Komponenterna finns tillgängliga. De behöver sättas ihop till en enhet och förses med en väderbeständig kapsel. Finns liknande utrustning som används för att hålla undan mindre vilt och dessa kan användas att utgå ifrån. Behövs även bättre batteritid.

”Elstängselknäppor”: En enkel metallbrygga som skapar överslag på ett befintligt stängsel, vilket åstadkommer det knäpp som hörs på elstängsel då t.ex. ett grässtrå ligger nära tråden. Ljudet kan förstärka effekten av elstängsel till en mycket låg kostnad och ringa arbetsinsats.

Utvecklingsbehov: Denna produkt finns inte idag utan behöver utvecklas. Man behöver också se över om detta innebär en förlust av energimängd på stängslet.

Andra typer av skrämmor: Plastfigurer föreställande stora ögon (i fluorescerande färg) som hängs upp på valda platser längs stängslet. ”Fågelskrämmor” i form siluetter, gärna rörliga som placeras på valda platser längs t.ex. ett stängsel. Ryggmålning, vilket innebär att stora ögon målas med fluorescerande färg på fårens bakdel som en akutåtgärd i besättningar där andra akutåtgärder är svåra att genomföra.

Utvecklingsbehov: Test av olika märkfärgers väderbeständighet och synbarhet i olika ljusförhållanden.

4.15 Ställa om produktion till annat djurslag

4.15.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Omställning till tamdjur som är mindre utsatta för angrepp. Det kan t.ex. vara att byta från får till nötkreatur men det kan också vara att byta från en fårras till en annan.

Stöd för effekt

En studie har genomförts som gör det möjligt att dra slutsatser om åtgärdens effektivitet. Landa et al (1999) visar där att lättare fårsorter löper mindre risk att dödas av järv i Norge jämfört med tyngre fårsorter, sannolikt därför att de har större möjlighet att komma undan vid ett eventuellt angrepp.

4.15.2 Lagstiftning

Stöd som är direkt riktade mot att stödja produktionen torde med all säkerhet omfattas av EU:s regler för statsstöd. Ett sådant stöd måste notifieras av EU-kommissionen och det finns begränsningar för hur mycket stöd som varje företag får ta emot. Sverige har generellt sett varit tveksamma till att ge denna typ av stöd.

4.15.1 Kostnader

Kostnader för att djurslag kan t.ex. vara kostnader förknippade med inköp av djur, ombyggnation av byggnader och stängsel, byte av maskinpark och kompetensutveckling.

4.15.2 Bedömd potential för svenska förhållanden

Om fåren hålls innanför stängsel, vilket är vanligast i Sverige, så bör sannolikheten för angrepp vara endast marginellt mellan olika raser. Studien har pekat ut att skillnaden mellan raser sannolikt kan bero på att lättare får har större möjlighet att komma undan, men här vill vi poängtera att det finns flera andra egenskaper som t.ex. flockmentalitet, flykt- och försvarsbeteende och uppmärksamhet som kan påverka hur fåren reagerar vid möte med varg.

I vissa områden i Norge kan man få bidrag för att ställa om produktionen från får till annan lantbruksverksamhet, just för att minska förluster i samband med angrepp. I dessa områden går fåren på bete utan stängsel.

I Sverige kan byte av djurslag vara ett alternativ i vissa särskilt utsatta besättningar där byggnader, tillgång på mark och markförhållande möjliggör en enkel omställning till nötkreatur. Åtgärden är dock inte aktuell att genomföra i större skala.

4.15.3 Utveckling av metoden

I dagsläget ser vi inget behov av att utveckla metoden.

Exempel från Norge. I Norge finns möjligheten att söka omställningsbidrag för att byta från fårproduktion till annan näringsverksamhet inom lantbrukssektorn. Målet är att minska antalet angrepp på får i prioriterade områden för rovdjur. För att kunna söka detta bidrag ska det vara gårdar med en produktion baserad på extensiv betesdrift, där fåren går fritt utan stängsel. Det ska ha varit upprepade och omfattande skador på besättningen av rovdjur. Likaså ska andra förebyggande åtgärder vidtagits. Det finns också villkor om att marken inte få betas med får upp till 20 efter omställningsbidraget betalats ut och huvudregeln är att de får som ska bytas ut ska slaktas. Enligt föreskrift (Lovdata 2015) är ersättningen 12 750 NOK per avelstacka som ska bytas ut.

4.16 Stängsel

4.16.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

Ett stängsel utgör både ett mekaniskt och ett psykologiskt hinder för rovdjuret att passera samtidigt som det gör att tamdjuren rör sig över ett begränsat område och därmed är mer lättövervakade för djurägaren. Att använda någon slags stängsel för att hålla tamdjuren på ett väl avgränsat område är således en förebyggande åtgärd i sig, vars effekt i ett andra steg kan ökas beroende på vilken typ av stängsel som används och om tamdjuren går i hägnet delar av eller hela dygnet.

Stöd för effekt

Fem studier har publicerats med resultat som utvärderar åtgärdens effekt på tamdjursangrepp. I en studie från Slovakien (Rigg et al. 2011) reducerade användandet av nattfålla de rapporterade förlusterna till framförallt varg, med 70 procent. En studie från Brasilien (Mazzoli et al. 2002) visade på samma effekt vid predation av puma. Tre av studierna (Bauer et al. 2010, Kolowski et al. 2006, Woodroffe et al. 2007) har i Afrika utvärderat effekten av olika typer av natthägn, så kallade ”bomas”, för tamdjur. Stängslets effekt berodde för hunddjur på hur tätt stängslet var, medan effekten för kattdjur även påverkades av om det var möjligt att klättra på stängslet eller inte. I något fall var grindarna den svaga punkten. Flera av studierna visar att kostnadseffektiviteten kan ökas väsentligt genom att i första hand använda åtgärden i de tamdjursbesättningar som löper störst risk att angripas av rovdjur. Elektriska stängsel intar ingen särställning när det gäller effektivitet utan är bara ett sätt att göra stängslet mer svårgenomträngligt för rovdjur. Andra sätt att göra stängslet mer svårgenomträngligt är att sätta ett tätt nät eller ha fler och avsevärt hårdare spända trådar.



Flyttbart elnät och nattfålla. Foto Jens Karlsson, Emma Svensson.

4.16.2 Lagstiftning

Det finns i djurskyddslagstiftningen inget direkt krav att sätta upp stängsel för att hålla tamdjur. I ägofredslagen (1933:269) finns dock i stora delar av Sverige krav på att sätta upp och underhålla stängsel för att hålla tamdjur inom egna ägor, detta för att skydda annans gröda. Om tamdjur hålls på sådan mark där behovet av stängsel saknas finns således inget krav alls på stängsel. Om ett stängsel sätts upp måste det dock uppföras och underhållas på ett sådant sätt att tamdjuren inte skadas på det, Statens Jordbruksverks föreskrifter och allmänna råd (2010:15) om djurhållning inom lantbruket m.m. saknr: L 100 samt Djurskyddsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd (DFS 2007:6) om hästhållning, saknr: L 101 (härefter benämnda L 100 och L 101).

Även om det inte finns en stängslingsskyldighet så finns det krav på att tamdjurshållare ska ha tillsyn över sina djur och vidta åtgärder för att skydda dem mot exempelvis rovdjur om de angripits. Det finns i djurskyddslagstiftningen en handlingsskyldighet enligt 1 kap. 5 § L 100 och motsvarande i 6 kap. 1 § L 101 som innebär att en djurhållare ska vidta åtgärder för att skydda sina djur från att skadas. Risk för en sådan skada kan till exempel vara ett rovdjursangrepp. Exakt vad en tamdjursägare behöver göra är inte reglerat. Det kan vara att sätta in lämplig akutåtgärd men även mer långsiktiga åtgärder om risk för upprepade angrepp finns. Stängsling kan vara ett alternativ och i vissa fall det enda långsiktiga alternativet om tamdjurshållningen ska kunna fortsätta i aktuellt område. Att inte vidta några åtgärder alls vid ökad risk för ett rovdjursangrepp kan vara ett brott mot djurskyddslagstiftningen. Den största enskilda risken för ett angrepp är när djuren just utsatts för ett angrepp och allra minst då måste tamdjurshållaren vidta åtgärder för att skydda sina djur.

4.16.3 Kostnader

Som studierna visar så är alla stängsel oavsett hur de utformas en förebyggande åtgärd och beroende på hur stängslet ser ut och används ökar eller minskar effektiviteten. Kostnaderna varierar därför också. I Sverige rekommenderas i de fall det är möjligt och lämpligt ett permanent rovdjursavvisande elstängsel och som akutåtgärd finns bland annat elnät som man kan skapa en tillfällig nattfålla av. Det är också möjligt med permanenta nattfällor. Kostnader för att sätta upp dessa motsvarar nedan kostnad för vanligt stängsel. Kostnader som tillkommer för nattfällor är för den arbetstid som det tar

att flytta djuren samt att foderkostnader kan öka då djuren inte kan beta under natten. Detta blir en extra arbetskostnad då djuren annars vanligen är på bete dygnet runt.

Kostnaderna för att sätta upp ett rovdjursavvisande elstängsel varierar beroende på de naturgivna förutsättningarna och kvalitet på befintligt stängsel om det finns ett sådant. I vissa fall går att komplettera det befintliga stängslet men oftast behövs ett helt nytt stängsel. Ett rovdjursavvisande stängsel är betydligt kraftigare konstruerat än ett vanligt stängsel vilket gör att material är dyrare. Stängslet kan också kräva speciallösningar vid genomgångar och hörn. Med vanligt stängsel menas här ett stängsel som är avsett att hålla betesdjuren instängda. Kalkylen bakom stödnivån för stängsel mot rovdjur i landsbygdsprogrammet redovisar följande kostnadsposter:

- köp av tjänst för att genomföra arbetet (person samt traktor, bränsle, redskap, förberedande markarbete) samt
- materialkostnad (trådar, stolpar, isolatorer, klipps, fjädrar, aggregat)

I kalkylen har kostnaden för ett vanligt stängsel tagits bort eftersom det enbart går att ersätta de delar som är utöver ett vanligt stängsel. Kalkylen ger en kostnad på cirka 14 kronor per meter för ett vanligt stängsel och cirka 70 kronor per meter för ett 5 trådigt elstängsel eller ett nät med extra eltrådar.

Kostnader för inköp av ett elnät är ungefär 20 kronor per meter (Lantbutiken 2015). Kostnad för arbete och aggregat tillkommer.

4.16.4 Bedömd potential för svenska förhållanden

Att hålla tamdjuren på ett avgränsat område är i sig en effektiv förebyggande åtgärd och sannolikt av större betydelse än vilken typ av stängsel som används. För att öka effekten ytterligare bör stängslet vara så tätt som möjligt och inte möjliggöra klättring vilket framförallt gäller kattdjur. Elstängsel har på så vis en fördel eftersom trådarna där kan sitta med större mellanrum och ändå göra det svårt för ett stort djur som t.ex. en varg eller björn att ta sig igenom. Att stängsla naturbetesmarker innebär att de naturgivande förutsättningarna är olika från plats till plats, det är framförallt svårt att stängsla av mot stränder och det kan vara arbetskrävande i kuperad och stenig terräng.

4.16.5 Utveckling av metoden, rovdjursavvisande elstängsel

Stödnivå och villkor för det stöd som finns i landsbygdsprogrammet

I betänkande av Vargkommittén (SOU 2013:60) föreslås en vidareutveckling av befintliga skadeförebyggande åtgärder, stängsel är en av dessa. Utredningen menar att nivåer och grunder för stöd ska likriktas över landet. I landsbygdsprogrammet 2014-2020 har viss förändring skett jämfört med tidigare. Det är numera samma stödnivå som gäller i alla län som har tilldelats pengar för stängsel mot rovdjur. Stödnivån är densamma som 2012-2013 d.v.s. 50 kr meter och gäller för att sätta upp permanent rovdjursavvisande stängsel i enlighet med Viltskadecenter (SLU) rekommendationer. Det är inte möjligt att ersätta alla kostnader för ett nytt stängsel då djurägaren är skyldig att ha stängsel enligt ägofredslagen.

Det finns föreskrifter kopplade till stödet och utöver det har varje län en regional handlingsplan för genomförande av landsbygdsprogrammet. I denna handlingsplan finns en uppsättning urvalskriterier och poängsättningar och utifrån dessa ska länen bedöma varje ansökan. Urvalskriterier och poängsättningar kan skilja sig åt något mellan länen då länen har fått välja mellan ett antal urvalskriterier och poängsättningar. Prioriteringen av ansökningarna kan därför skilja mellan länen. Modellen med urvalskriterier är ny från 2015.

Utvecklingsbehov: Det är möjligt att förändra hanteringen av urvalskriterier, men vi anser att detta är aktuellt först när vi vet hur nuvarande modell fungerar. Vi ser ingen möjlighet i justering av stödnivå utifrån den kalkyl som finns nu.

Prioriteringar av ansökningar för nuvarande stöd i landsbygdsprogrammet

I betänkande av Vargkommittén (SOU 2013:60) föreslås en vidareutveckling av befintliga skadeförebyggande åtgärder. Särskilt nämns att de stöd som ges för rovdjursavvisande stängsel prioriteras utifrån markens värde, d.v.s. hävd av betesmarker med höga natur- och kulturvärde prioriteras före betesvallar. Detta, anser utredningen, ”är inte att likställa med att stöd går till de djurhållare som har högst behov av rovdjursavvisande stängsel. Utredningen anser att finansieringsformen ska utvärderas”.

Stödet för uppsättning av rovdjursavvisande stängsel är en miljöinvestering i landsbygdsprogrammet. Syftet är att skydda betande tamdjur så att betesmarker och betesvallar ska kunna fortsätta skötas genom bete i områden där det finns risk för angrepp av rovdjur. Fortsatt hävd av betesmarker och betesvallar i områden med rovdjur är en viktig del i arbetet med att bevara och stärka den biologiska mångfalden i hela Sverige. Urvalskriterier i länens regionala handlingsplaner kan ta hänsyn till rovdjurstrycket, storlek på besättning och biologiskt värde på marken som betas. Betesmarker med höga natur- eller kulturvärde prioriteras högt i flera län.

Utvecklingsbehov: Förslaget i Vargkommitténs betänkande om att stödet inte ska prioriteras utifrån markens värde innebär att nuvarande formulering i landsbygdsprogrammet kan behöva justeras och den politiska inriktningen på stödet förändras. Det är möjligt att förändra hanteringen av urvalskriterier och viktningen på de kriterier som handlar om markens värde, men vi anser att detta är aktuellt först när vi vet hur nuvarande modell fungerar.

Fördelning av medel mellan länen, nuvarande stöd i landsbygdsprogrammet

Nuvarande fördelningsnyckel för 2014-2020 bygger på ett antal parametrar. Dessa är andel vargrevir, andel angrepp av varg, andel angrepp av björn och lodjur, andel fårbesättningar samt antal meter stängsel i genomsnitt i ett projekt. Andel angrepp av varg samt andel fårbesättningar är viktat tyngst i fördelningsnyckeln. Fördelningsnyckeln har justerats sedan stödet kom med 2010. 2010 fördelades inga pengar till länen i södra Sverige då det inte funnits några angrepp där det är som fördelningsnyckel grundar sig på. Från 2012 justerades fördelningsnyckel och en summa fördelades då ut till de län som låg inom spridningszonen för varg. Spridningszonen definierades som inom 100 km från närmaste vargrevir och i ett område med max 40 besättningar per 100 000 hektar. Övriga län kunde avropa pengar om man ansåg att behov fanns. Från 2014 är fördelningsnyckeln ytterligare omgjord vilket nu innebär att alla län, förutom Gotland, har en förutbestämd pott pengar.

Antalet skadade eller dödade tamdjur av varg har de senaste åren 2011-2014 varit mellan 400 och 500 varav får står för den största delen. Vargangreppen sker och i vilken omfattning antal tamdjur skadas eller dödas vid varje angrepp varierar från år till år (Viltskadecenter 2015a). Angrepp utanför revir sker oftast i område med hög andel fårbesättningar och av vargar som sedan skjuts i samband med individinriktad jakt.

Utvecklingsbehov: En förändring i fördelning av medel kräver översyn av den nuvarande fördelningsnyckeln eller att man tar fram en helt ny fördelningsnyckel.

Nytt stöd för underhåll av stängsel

En anledning till att lantbrukare inte söker om stöd för att sätta upp rovdjursstängsel är att dessa merkostnader för röjning och underhåll inte ersätts av miljöinvesteringen. Genom att införa en ersättning för dessa utökade röjningsarbeten skulle acceptansen av rovdjursstängsel kunna höjas och fler lantbrukare som har behov av stängslet skulle ha råd att sätta upp och även sköta det (Elofsson et al. 2015). I det tekniska underlaget för nytt landsbygdsprogram (Jordbruksverket 2012) står stöd för skötsel av stängsel mot rovdjur med, men som ett stöd som har valts bort. Motivering till bortval saknas i rapporten. Rapporten överlämnades till regeringen 2012 och Jordbruksverket har inte fått i uppdrag att särskilt se över möjligheterna att föra in ett stöd i landsbygdsprogrammet för detta.

Utvecklingsbehov: Det är möjligt att utveckla ett stöd för detta men det finns då vissa parametrar att ta hänsyn till som påverkar stödets utformning, t.ex. vad som ingår i villkoren för att få miljöersättning för betesmarker samt gårdsstöd. En ersättning skulle kunna utformas som en årlig tilläggsersättning för betesmarker som har rovdjursstängsel, antingen per meter stängsel eller omräknat till per hektar stängslad betesmark. Stängslet skulle kunna ge rätt till ersättning så länge det används eller så länge det finns ett rovdjurstryck.

I kalkylen för ersättningsnivån för miljöersättningen för betesmarker och slåtterängar ingår stängselunderhåll med 2 timmar per hektar och år, (motsvarar 30 minuter för 100 m stängsel). Förutom reparation av stängslet ingår en gräsröjning i underlaget till kalkylen för det årliga stängselunderhållet. Merarbete för röjningsinsatser utöver detta ersätts i dagsläget inte från miljöersättningen och dessa kostnader skulle därför kunna ersättas från en ersättning specifikt för skötsel av rovdjursavisande stängsel.

På mark som inte ger rätt till gårdsstöd eller miljöersättning kan behovet av en ersättning för röjning och underhåll vara ännu större. Eftersom lantbrukaren inte kan få miljöersättning för dessa marker, som enligt kalkylen ersätter en röjning under stängslet, kan en skötselersättning för stängsel på dessa marker ha en högre ersättningsnivå. En ersättning specifikt för skötsel av rovdjursavisande stängsel inom landsbygdsprogrammet innebär att regler för sanktioner, kontroll, tvärvillkor mm som gäller för andra ersättningar även ska gälla i detta fall.

Enligt Elofsson et al. (2015) har djurhållare med rovdjursstängsel i genomsnitt årligen cirka 5 arbetsdagar av merarbete med att röja under stängslet, jämfört med djurhållare som har vanligt stängsel. Merarbetet eller merkostnaden per meter stängsel eller areal med rovdjursstängsel framgår inte.

Kalkylen för miljöersättningen utgår från en kostnad av 220kr/timme för röjning, beräkningarna som Elofsson et al. (2015) redovisar utgår från 250kr/timme. Merkostnaden för underhåll av rovdjursstängsel ligger därmed runt 8 800-10 000 kronor per år och djurhållare.

Mer samordning med Viltskadeanslaget

Då landsbygdsprogrammet i dagsläget ersätter s.k. blocklagd mark d.v.s. mark som har eller uppfyller villkoren för gårdsstöd eller miljöersättning kan stängsel eller röjningsinsatser på övrig mark inte finansieras genom landsbygdsprogrammet (en viss avvikelser är accepterad så länge huvuddelen av stängsel är på blocklagd mark). Stängsel på övrig mark kan finansieras av viltskadeanslaget. Det finns inget som hindrar från att en mark som nedprioriteras för stängsel inom landsbygdsprogrammet får ersättning från Viltskadeanslaget. Förordning om ersättning viltskademedel anger inga stödnivåer eller villkor som att stängsel ska bevaras i fem år. Flera län använder dock samma stödnivå d.v.s. 50 krm när de betalar för stängsel från viltskadeanslaget.

Utvecklingsbehov: Jordbruksverket ser att det finns ett fortsatt behov av diskussion kring och utveckling av de båda stödsystemen för att användningen när det gäller stängsel ska likriktas så långt det går.

4.16.6 Utveckling av metoden, övriga stängsel

Andra typer av elstängsel

Strömförande gummistängseltråd (t.ex. pinaldo rubber fence) är en stängseltråd särskilt utvecklad för att klara högt motstånd men ändå vara strömförande. Tråden består av flera tätliggande koppartrådar som är klädda med gummi. Den ska klara både att ligga i hög vegetation och vatten och ändå leda ström. Tråden går av lättare vid belastning än en vanlig eltråd eller elband och detta tillsammans med att den är gummiklädd gör att djuren ska skadas mindre om de fastnar i tråden. Att stängsla ute varg från beteshagar där det finns vatten är svårt och kanske kan denna tråd användas i dessa fall. Stängslet är utvecklat i Danmark och har funnits till försäljning sedan 2012. Kostnad 250 meter kostar cirka 3000 kronor d.v.s. ca 12 kr/meter (Gårdshopen m.fl. 2015).

Utvecklingsbehov: Genomföra tester med den strömförande gummistängseltråden både vid stark påväxt, långa stängselsträckor, samt användning vid stängsling i vatten.

Automatiska grindsystem: Automatisk grind (batteridrivna med solcellsladdare) som stänger fällan på kvällen och öppnar den igen på morgonen.

Utvecklingsbehov: Prototyp av grinden redan utvecklad. Det som saknas är ett enkelt system för att med en foderspårare och ljudsignal lära tamdjuren att gå in i nattfällan på kvällen.

4.17 Ökad bytestäthet

4.17.1 Beskrivning

Tänkt mekanism

De flesta rovdjur föredrar vilda bytesdjur före tamdjur (Meriggi 1996), oavsett om de är lättare att fånga eller inte. Sannolikt beror detta på att tamdjuren är mer svårtillgängliga av andra skäl, som t.ex. stängsel eller större grad av mänsklig aktivitet runt dem.

Stöd för effekt

Ingen studie finns som gör det möjligt att dra slutsatser om åtgärdens effektivitet. I t.ex. medelhavsländerna där vilda bytesdjur för rovdjuren har utrotats genom jakt och habitatförstörelse förs åtgärden ofta fram som ett alternativ. Teoretiskt sett borde åtgärden förväntas ha effekt. Det har dock av en mängd skäl visat sig vara svårt att återinföra klövvilt i dessa områden.

4.17.2 Lagstiftning

Jordbruksverket har ingen lagstiftning inom området och har inte heller utrett annan lagstiftning ytterligare.

4.17.1 Kostnader

Kostnader beror på om det handlar om att öka en redan befintlig viltstam genom förändring i jaktuttag eller om det handlar om att återinföra. Vi har inte utrett kostnaderna vidare.

4.17.2 Bedömd potential för svenska förhållanden

Områden i Europa där rovdjuren är beroende av tamdjur som en viktig födoresurs har större rovdjursrelaterade förluster än de där det finns alternativa bytesdjur, vilket känns helt rimligt. Samma mönster finns inom Sverige i delar av renkötselområdet där rovdjuren har tamren som en viktig födoresurs i avsaknad av alternativa bytesdjur. Historiska skrifter (Lönnberg 1934) antyder att under 1700-talet och 1800-talet då vi i Sverige i praktiken hade utrotat såväl älg som rådjur var rovdjursangrepp betydligt vanligare. Att behålla stammar av framförallt klövvilt är rimligen avgörande för att kunna hålla nere antalet angrepp på tamdjur. I dagsläget finns inga områden utanför renkötselområdet där rovdjur har en viktig del av sin födoresurs i tamdjur, vilket borde innebära att tillgången på vilda bytesdjur är tillräcklig. Förändring av tillgången på vilda bytesdjur bör i de fall det är aktuellt hanteras genom minskat jaktuttag av dessa snarare än genom att plantera in vilda bytesdjur.

4.17.3 Utveckling av metoden

I dagsläget ser vi inget behov av att utveckla metoden.

5 Mindre beprövade metoder

5.1 Fler akutpaket

5.1.1 Beskrivning:

Färdiga paket med akutåtgärder i ett par olika storlekar tas fram och säljs eller fördelas till tamdjursägare som vill ha akutåtgärder hemma om de skulle råka ut för ett angrepp eller uppleva förhöjd risk för angrepp på tamdjur.

5.1.2 Lagstiftning

Se eventuella kommentarer under beskrivning av respektive metod.

5.1.3 Kostnader

Kostnader beror på vad som finns i akutpaketen. I de akutpaket som finns idag finns t.ex. lapptyg, elnät, ljud- och ljusskrämmor i form av blinkade lampor, radioapparater etc. Ett enklare paket kan t.ex. enbart innehålla lapptyg och ljud- eller ljusskrämma.

5.1.4 Utvecklingsbehov:

Vad som ska ingå i olika kit behöver beslutas samt i vilken form de ska finnas tillgängliga. Exempelvis skulle det kunna finnas akutpaket att köpa eller låna på kommunkontor eller LRF kontor eller hos jaktledare. Alternativt att länsstyrelsen har dem. De behöver gå att få tag på lätt så att fler i närområdet kan använda akutåtgärder i samband med angrepp.

5.2 Skyddshalsband

5.2.1 Beskrivning

Det finns flera olika modeller av halsband till får, en del har under begränsade förhållande testats och andra finns på idéstadie. Det kan finnas risk att vissa halsband ger upphov till skav eller sår eller risk att djuren kan fastna. Alla varianter av halsband behöver testas ytterligare för att se hur och om de påverkar fåren.

1. Halsband med sändare och en mottagare som registrera rörelsemönster hos tamdjur. Djurägaren kan följa djurens rörelsemönster eller bli larmad om det är onormalt. Inom fäbodbruket används redan idag GPS som en praktisk hjälp för djurtillsyn och även denna användning kan utvecklas.
2. Halsband med lampor och ljud. Halsband med LED ljus och ljud (tal) som aktiveras slumpmässigt av skymningsrelä alternativt accelerator d.v.s. då fåren springer.
3. Halsband i hårt eller ogenomträngligt material som mekaniskt skydd, skyddar halsen på får mot bett i nacke/strupe vid eventuellt angrepp. Ett halsband minskar sannolikt inte antalet angrepp eller angripna djur, men kan styra skadan från djur med en nyckelroll, t.ex. en dyr bagge.

Utvecklingsbehov: Komponenterna till de olika varianterna finns tillgängliga. De behöver sättas ihop till en enhet och förses med en väderbeständig kapsel.

För GPS sändare kan färdiga kit sättas ihop så att de enskilda tamdjursägarna inte behöver göra en fullständig genomgång av hela marknaden.



Halsband i hårt material. Foto Johan Loberg

5.2.2 Lagstiftning

Jordbruksverket kan inte se några direkta laghinder mot dessa halsband. Djur med halsband kan dock behöva utökad tillsyn så att halsbanden inte ger djuren skav eller liknande.

5.2.3 Kostnader

Förhållandevis låg kostnad för utveckling av olika typer av halsband. Utveckling av metoden kan till exempel ske i samband med ingenjörsutbildningar eller andra tekniska utbildningar.

5.3 Kameraövervakning

5.3.1 Beskrivning

Med hjälp av så kallade viltkameror som skickar bilder i realtid kan man övervaka vissa områden för att se om rovdjur passerar. Denna metod kräver att man snabbt kan ta sig till platsen för att driva bort rovdjuret. Åtgärden bygger på att det finns ett mindre antal ”svaga punkter” som ska övervakas, och att dessa ligger i ett område med GSM mottagning. Kamerorna kan även kombineras med ljud/ljusskrämmor som initialt överraskar och fördröjer rovdjuret eller skrämmar iväg det.

Utvecklingsbehov: Färdiga kit kan sättas ihop så att de enskilda tamdjursägarna inte behöver göra en fullständig genomgång av hela marknaden.

5.3.2 Lagstiftning

Att sätta upp en åtelkamera kräver att man följer vissa regler. Dessa regler utgår från Kameraövervakningslagen (2013:460) som Datainspektion har ansvar för tillsyn över (Datainspektionen 2015). Reglerna ser olika ut beroende på om allmänheten har tillträde

till platsen eller inte och det kan även förekomma undantag för vissa regler. Att sätta upp en åtelkamera på platser där allmänheten kan vistas kräver tillstånd av länsstyrelsen. Varje ansökan prövas individuellt och en avgift tas ut för prövning, hos t.ex. Länsstyrelsen i Södermanland kostar det cirka 3700 kronor (Länsstyrelsen i Södermanlands län 2015). För platser dit allmänheten inte har tillstånd krävs inte tillstånd utan enbart en anmälan. Länsstyrelsen hanterar anmälan och tillstånd. Kameraövervakning på allmänna platser ska finnas upplysning om att övervakning sker, länsstyrelsen kan dock i specifika fall ge undantag från krav om upplysning.

5.3.3 Kostnader

Åtelkameror eller viltkameror finns i många olika prisklasser beroende på funktioner. Det finns kameror som kan styras med sms och som kan skicka uppgifter t.ex. bilder och videor i realtid från kameran som MMS eller e-post till telefon och dator. Det finns också kameror med möjlighet till ljuduppspelning. Priser varierar från cirka 1200 till 5000 kronor per kamera beroende på funktion. Det finns också flera tillbehör till kameror att köpa till, förutom batterier, kablar och minneskort är det t.ex. olika fästen och skyddshöljen (Activeoutfit, m.fl. 2015).

Utöver detta tillkommer ovan kostnader för tillstånd eller anmälan.

5.4 Rovdjursalert och information

5.4.1 Beskrivning

Flera länsstyrelser använder informationstjänster så att djurägare kan få ett meddelande i samband med att ett angrepp av rovdjur har konstaterats av besiktningsman. Detta kallas för rovdjursalert och fungerar lite olika i olika län. I t.ex. Jönköpings och Värmlands län är det ett SMS-utskick som man anmäler sig för att prenumerera på och det är endast tamdjursägare inom länet som kan få del av utskicket. Utskicket görs efter att besiktningsman konstaterat att det varit ett rovdjursangrepp och skickas till prenumeranter i närområdet (kommun eller angränsande kommun). För att begränsa prenumeranter till djurägare behöver man registrera det produktionsplatsnummer (PPN) som finns för besättningen (Länsstyrelsen i Värmlands län m.fl. 2015b).

Andra länsstyrelser t.ex. i Örebro län och Hallands län har istället ett e-post utskick som man anmäler sig som prenumerant till (Länsstyrelsen i Örebro län m.fl. 2015) och Länsstyrelsen i Västra Götaland kallar motsvarande tjänst för beredskapslista (Länsstyrelsen i Västra Götalands län 2015).

Fördelar med SMS-utskick istället för e-post är att det rent praktiskt är enklare att skicka ut ett sms eftersom en e-post kräver inloggning på länsstyrelsens server samt att informationen når fram fortare då telefonen i många fall är mer tillgänglig än e-post, nackdelen med SMS är att de är få tecken och därmed mindre information som kan skickas ut. Med e-post kan också kartor skickas med ut.

Flera länsstyrelser har också löpande uppdatering på sin hemsida. Till exempel Länsstyrelsen i Jönköpings län som har en websida ”Aktuell rovdjursinformation” där det löpande läggs ut information om t.ex. besiktningar som genomförts (Länsstyrelsen i Jönköpings län 2015).

Länsstyrelsen använder också bloggar och sociala medier för att sprida information om rovdjursförekomst.

Skandobs är ett rapporteringssystem för observationer av rovdjur. Nu finns även Skandobs som en mobil applikation som Naturvårdsverket tagit fram som är öppen för alla att ladda ner. Här kan man ladda ner sina observationer och också se andras observationer (Naturvårdsverket 2015g).

Alla ovan informationskanaler är frivilliga och kräver en aktiv handling från den intresserade att anmäla sig eller söka upp information.

Ett framtidsscenario är att flera av befintliga tjänster kommunicerar med varandra. Det kan dock vara svårt att hitta en kommunikationsnivå som är rimlig arbetsmässigt, mer information kan skapa ett behov av ännu mer information. Tanken är att databaser där uppgifter från inventering ska bli mer publika så att allmänheten själva kan söka mer information.

5.4.2 Utvecklingsbehov

Samma tjänst i hela landet: Beroende på förekomst av rovdjur i området kan det finnas olika behov av information. I de län där t.ex. varg inte förekommer stationärt kan det finnas ett större behov av information, och då har länen ofta information på hemsidan. För mer och fördjupad information kan andra kanaler t.ex. Skandobs, där den som är intresserad själv kan söka information, vara lämpligare att använda.

Vidare krets av antalet prenumeranter: Några län menar att det förekommer önskemål om att alla intresserade ska kunna få del av SMS-utskick samt att man även ska få utskick om observationer. En begränsning av utskick har dock vissa fördelar eftersom en observation inte säger något om att eller var ett angrepp ska ske. Ett rovdjur kan röra sig stora sträckor på en dag och närvaro betyder inte att det kommer att ske angrepp på tamdjur. Informationen ska också vara bekräftad innan den skickas ut vilket oftast innebär en fördröjning rent tidsmässigt. Vid angrepp är det dock troligare att rovdjuret uppehåller sig i området lite längre och därför är det viktigast att informera i detta läge. I Värmlands län är antalet prenumeranter förhållandevis lågt (cirka 40 stycken av cirka 755 registrerade fårbesättningar 2013). Anledning till låg anslutning bedöms vara att information om ett bekräftat rovdjursangrepp sprids fort genom olika media och genom privata kontaktnät (Länsstyrelsen i Värmlands län 2015c).

5.4.3 Lagstiftning

Jordbruksverket har ingen lagstiftning inom området och har inte heller utrett annan lagstiftning ytterligare.

5.4.1 Kostnader

Administrativ tid för utskick av information, upprätthållande av listor, uppdatera webbplats mm. Tidsåtgång beror på antalet angrepp och vilken information man vill ha med i utskicket.

6 Förebygga angrepp på hund

6.1 Beskrivning

I dagsläget finns enbart en studie som gör det möjligt att dra slutsatser om en åtgärds effekt. Det är Bump (et al. 2013) som visar att om man jagar björn med hund och använder åtlar så ökar man risken för angrepp av varg då även de lockas av åtlarna. En dokumenterat effektiv förebyggande åtgärd är således att inte göra spårupptag vid åtlar. För att ta reda på mer om hur olika förebyggande åtgärder fungerar har Viltskadecenter (SLU) vid tidigare tillfälle genomfört intervjuer med människor som har fått sina hundar angripna av varg (Frank et al., in prep.). Intervjuer har även gjorts med en referensgrupp bestående av hundägare som inte har fått sin hund angripen, för att på detta sätt försöka ta reda på om det finns signifikanta skillnader mellan de bägge grupperna vad gäller användningen av förebyggande åtgärder. Undersökningen visade att det fanns en skillnad mellan grupperna i användande av förebyggande åtgärder. De åtgärder som har använts i större utsträckning av de som inte har fått sin hund angripen är avspårning av området innan hunden släpps, att man släpper flera hundar tillsammans och att man har en rapportkedja. Användningen av en åtgärd är dock ofta starkt korrelerad med användningen av flera andra varför det är svårt att säga vilken eller vilka åtgärder som har störst effekt.

De åtgärder som de intervjuade blev tillfrågade om samt beskrivning och kommentar om resultat redovisas i tabell 1.

Tabell 1: Förebyggande åtgärder för jakthundar

Åtgärd	Kommentar
Pingla: Pinglor används i USA och Ryssland och där påstås de ha en viss effekt. Hypotesen är att pinglan är skrämmande för vargar eftersom de förknippar ljudet med människor, alternativt att ljudet är nytt och detta kan göra vargen osäker.	Ingen skillnad mellan grupperna.
Väst med taggar: Västar med taggar ska hindra att hunden skadas allvarligt eller dödas om den angrips av varg. Att använda en skyddsväst med ståltaggar som gör det svårt för en varg att bita över hundens rygg antas vara en åtgärd som kan avbryta en del angrepp.	De som inte råkat ut för angrepp av varg har i större utsträckning använt åtgärden.
GPS: Pejl eller GPS sändare kan fungera som en förebyggandeåtgärd eftersom det är lättare att få tag på hunden efter jaktens slut och därmed förkortar hundens exponering för varg.	Ingen skillnad mellan grupperna.

<p>Fler hundar tillsammans: Flera hundar som rör sig tillsammans skulle kunna verka avskräckande eftersom de låter mer än en hund, vid ett eventuellt möte skulle de också kunna vara mer avskräckande än en ensam hund.</p>	<p>De som inte råkat ut för angrepp av varg har i större utsträckning använt åtgärden.</p>
<p>Avspårning: Att använda sig av avspårning innan jakt antas vara en effektiv metod för att se om det finns varg i det område man planerar att jaga i. Avspårning fungerar på så sätt att man letar längs de vägar som går runt jaktområdet för att se om det finns vargspår i snön. Om det inte finns snö i området man planerar att släppa hunden i så kan man istället lägga ut sand på strategiska ställen för att på så sätt kunna fånga vargarnas avtryck i den.</p>	<p>De som inte råkat ut för angrepp av varg har i större utsträckning använt åtgärden.</p>
<p>Vargwebb: Vargwebben ger jägare information om var det kan finnas vargar så att de kan ta ett beslut om de ska släppa sin hund eller inte. På vargwebben kan man se hur vargen rör sig inom en ruta som är tio gånger tio kilometer stor, det är endast vargar som är märkta med GPS sändare som syns. Nackdelen med vargwebb är att vargen (som kan röra sig flera mil på några timmar) kan befinna sig på ett helt annat ställe när det är dags att släppa hunden än vad den gjorde vid den senaste positioneringen på vargwebben. Det kan även finnas vargar som inte har GPS-sändare i området och dessa vargar syns alltså inte på webben. Tekniken förutsätter GSM täckning och om vargarna är utanför GSM-täckning kan rapportering därför inte ske och positionerna kan därför utebli periodvis.</p>	<p>Ingen skillnad mellan grupperna.</p>
<p>Annan åtgärd: Samlingsnamn för en rad mycket olika åtgärder som inte kan hänföras till någon annan kategori, t.ex. urin eller parfym på hunden, uppsikt över hunden, mm.</p>	<p>De som inte råkat ut för angrepp av varg har i större utsträckning använt åtgärden.</p>

<p>Rapportkedja: Denna metod bygger på att man i en grupp (exempelvis jaktlag) eller ett område har en telefon-, mejl, eller smskedja där man rapporterar om man har observerat varg. Detta för att medlemmar i kedjan ska få veta om varg har observerats i området och utifrån den informationen kunna avgöra om hunden ska släppas lös eller inte.</p>	<p>De som inte råkat ut för angrepp av varg har i större utsträckning använt åtgärden.</p>
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------

För jakthundar, när de inte används under löshunds jakt, samt andra hundar anser vi som tidigare nämnts att den lagstiftning som finns är tillräcklig.

6.2 Lagstiftning

Enligt djurskyddsförordningens 15 § andra stycket får inte el användas i syfte att styra djurs beteende, utom i vissa undantagsfall. Det finns inget undantag i lagstiftningen som tillåter användning av el i syfte att styra tamhundars beteende eller att andra djur som omfattas av djurskyddslagstiftningen styrs av el i sådana västar som bärs av hundar. Djurskyddslagstiftningen gäller dock inte viltlevande djur. Det vill säga så länge som endast viltlevande djur riskerar att få en elektrisk stöt av västen är den förenlig med lagstiftningen. Västens utformning och användning måste alltså alltid garantera att inte hunden som bär västen eller andra tamdjur i dess närhet riskerar att få en stöt av den. Endast då är det lagligt, enligt djurskyddslagstiftningen, att använda en elväst.

Jordbruksverket saknar komplett underlag om hur olika typer av västar kan påverka hundar vad gäller komfort, risk för att fastna etc. och kan därför inte fullt ut ta ställning till om och i så fall hur hundar påverkas av att bära dessa västar.



Halsband och västar för att skydda hundar. Foto Johan Loberg.

6.3 Kostnader

En elväst kostar 8850 kronor (inkl. moms), övriga västar från cirka 3000 kronor (inkl. moms) (Wolfproof m.fl. 2015).

6.4 Utveckling av metoden

Det behövs egentligen ingen utveckling av de olika åtgärderna utan snarare ser vi en potential att genom att publicera exempel och på så vis kunskap om hur jägare i områden som har haft varg länge organiserar avspårning, rapportkedjor, mm.

Det är också viktigt att följa upp angrepp på hundar med västar för att se om det är en större andel av dem som överlever ett angrepp jämfört med de som inte har en väst.

Då elvästar enbart tillverkas i liten skala finns en lång väntetid efter beställning.

7 Konflikter och åtgärder

I uppdraget ingår att göra en bedömning om olika metoder kan förbättra situationen vad gäller konflikten människa och rovdjur. Att människor och rovdjur ibland konkurrerar om samma resurser, t.ex. jaktbart vilt eller tamdjur är uppenbart. Det är däremot tveksamt om det finns en konflikt mellan människor och rovdjur. Om konflikten stod mellan människor å ena sidan och rovdjur å andra, så vore ju en enkel lösning att avlägsna alla rovdjur. I själva verket uppstår konflikten snarare mellan olika människor och deras respektive intressen vad gäller rovdjur och annat som t.ex. tamdjur. Ett förslag om att avlägsna alla rovdjur skulle sannolikt inte leda till att konflikten i rovdjursfrågan minskade eller förbättrades. Vi inser att det kan tyckas uppenbart eller ovidkommande petigt att påpeka detta. Huruvida utgångspunkten är att konflikten finns mellan människa-rovdjur eller mellan olika människors intressen får som visas ovan stora konsekvenser vad gäller de åtgärder som kan förväntas ha effekt. Vi anser således att om utgångspunkten är att ”förbättra situationen”, så bör åtgärder ha som mål att minska de negativa effekterna av rovdjursförekomst som enskilda personer upplever. En konflikt kommer finnas kvar oavsett, men olika åtgärder förväntas ha olika konfliktpotential d.v.s. de bidrar till konflikt i större eller mindre grad.

Negativa effekter i detta fall är kopplade till de direkta eller indirekta kostnader som uppstår i samband med ett angrepp. Direkta kostnader är här dödade eller skadade djur och indirekta kostnader är t.ex. merarbete, stressade djur, minskad produktion men också psykisk ohälsa (Elofsson et al. 2015). Negativa effekter kan också vara ökad rädsla för angrepp på sina tamdjur, minskat förtroende för förvaltning och minskad tolerans mot rovdjur.

Så länge det är okänt hur bra eller dåligt olika åtgärder åstadkommer denna minskning av negativa effekter av stora rovdjur, så är det rimligt att i första hand välja de åtgärder som har lägst konfliktpotential (Frank et al. 2015).

Enligt den genomgång av vetenskapliga studier inom området som Viltskadecenter (SLU) har gjort inom ramen för detta uppdrag så finns inga studier som redogör för vilken konfliktpotential som olika åtgärder har just vad gäller förebyggande åtgärder för att minska angrepp på tamdjur. Det finns exempel, om än få, på studier kring hur olika åtgärder påverkar människors rädsla för, upplevelse av eller attityd till rovdjur. En sammanfattning av forskning kring detta följer här.

Under de senaste årtiondena har rovdjurspopulationerna ökat över stora delar av Europa. En framgång för naturvården, medan de sociala konsekvenserna är mer dubbelbottnade. Vilda djur kan ge upphov till starka känslor, positiva såväl som negativa (Jacobs et al. 2014; Johansson et al. 2012; Flykt et al. 2013). Fler rovdjur som t.ex. vargar eller björnar kan för vissa människor innebära nya möjligheter till naturupplevelser och turism. För andra människor kan stora rovdjur innebära begränsningar i hur de kan uppleva naturen (Pleiningers et al. 2013). I viltekologisk litteratur används begreppet rädsla för rovdjur på ett inkonsekvent sätt vilket gör det svårt att dra generella slutsatser (Johansson et al. 2015).

Även människors perception av rovdjur definieras enligt Johansson m fl. (2015) på flera olika sätt i litteraturen: som ett generellt eller globalt koncept, som fångar upp människors generella upplevelse av stora rovdjur (Goldman et al. 2010, Lescureux et al. 2011) eller mer specifikt som upplevelsen av förväntade konsekvenser av ett möte med stora rovdjur avseende hälsa, säkerhet, ägodelar eller ekonomi (Gore et al. 2009).

Människors upplevelse av stora rovdjur integreras inte sällan i attitydundersökningar (se t.ex. Ericsson & Heberlein 2003, Espinosa & Jacobson 2012). Inom socialpsykologin definieras attityd som i vilken utsträckning inställningen till, exempelvis en person eller en företeelse, är positiv eller negativ (Eagly & Chaiken 1991). Inom viltforskningen har fokus hittills varit att kvantifiera attityder till vissa arter eller företeelser genom att i enkäter och intervjuer fråga människor om deras inställning (Decker et al. 2012). En människas attityder skapas av såväl kognitiva som emotionella beteendeprocesser (Ajzen 1991), där känslor som t.ex. rädsla utgör en viktig del.

I en nordisk kontext spelar uteliv och naturnära aktiviteter en betydande roll med ett allmänt utövande i anslutning till hemmet. Under senare år har aktiviteter som jakt, bärplockning och svampplockning gått från att vara viktiga för försörjning till att vara viktiga för avkoppling och rekreation (Fredman et al. 2013). Aktiviteterna ger förutom dagsljus och fysisk aktivitet även mental återhämtning i alla åldersgrupper (Knopf, 1987, Hartig, 2004).

Om människors möjlighet att dra nytta av dessa värden begränsas kan deras återhämtning från ansträngning på arbetet och i vardagen påverkas negativt. Hartig et al. (2007) har t.ex. visat att återhämtning i hemmiljön kan påverkas om hemmet förknippas med lönearbete. Skogsarbetare får heller inte samma återhämtning i skogen som andra yrkesgrupper, som inte arbetar där (von Lindern et al. 2013). Andra förändringar i den omgivande miljön kan också förväntas ha effekt på möjligheterna till återhämtning i naturen och därmed påverka livskvalitet och välmående (Hartig et al. 2007; Nordström, 2010).

I de fall den omgivande miljön inte kan tillfredställa behov hos människor hanterar individen det på olika sätt (Lazarus & Folkman 1984). Skinner (2003) listar 12 övergripande kategorier för hur människor hanterar sådana situationer. Dessa kategorier inkluderar informationsökande, stödsökande, distraktion, flykt, motstånd och social tillbakadragenhet. Att djur har potential att påverka människors livskvalitet har visats tidigare. Exempelvis har Nordström (2010) visat att förekomst av översvämningsmyggor (*Aedes sticticus*) och (*Aedes vexans*) vid Dalälven påverkar de boendes psykiska välbefinnande. Samtidigt visar omfattande samhällsvetenskaplig forskning att människor i de flesta kulturer uppskattar att tillbringa tid i naturen för att minska stress och spänning (Hartig et al. 2004). Samhällsvetare tycks också vara

överens om att naturen på detta sätt kan ha stor betydelse för människors livskvalitet och hälsa. Begränsade möjligheter att delta i utomhusaktiviteter har t.ex. visats vara förknippade med ökad förekomst av symptom på depression (Hug et al. 2009).

Information och utbildning är de åtgärder som oftast vidtas då man vill ändra människors inställning till eller känslor för stora rovdjur (Decker et al. 2012). De experimentella studier som har genomförts visar att muntlig information kan ha både positiv och negativ effekt på barns känslor (Field et al. 2001; Muris et al. 2003). Medan studier av fobi för hundar, där deltagare får korrekt information och dessutom utbildning i hur de ska hantera hundmöten genom praktisk övning, har visat sig reducera upplevd rädsla och en ökad förmåga att hantera hundmöten (Hoffman & Odendaal 2001). Det finns också exempel på att samma tillvägagångssätt har ändrat människors riskuppfattning (Gore et al. 2008), ökat kunskapen och minskat sannolikheten för beteenden (t.ex. slarvig sophantering) som leder till konflikt med stora rovdjur (Dunn et al. 2009; Espinosa och Jacobson 2011; Slagle et al. 2013). Effekten av information och utbildning på människors attityder till stora rovdjur är emellertid inte lika tydlig (Gusset et al. 2008, Espinosa och Jacobson 2012).

Utbildning eller information som ökar människors möjlighet att förutsäga hur ett rovdjur beter sig i olika situationer minskar den känsla av okontrollerbarhet som ett möte med en varg eller björn kan leda till och därmed även människors upplevda rädsla. Åtgärder som minskar den upplevda risken för t.ex. angrepp på tamdjur, och samtidigt ökar den upplevda nyttan av att ha rovdjur kan, i teorin, öka acceptansen för rovdjursförekomst (Zajac et al. 2012).

8 Diskussion

Vi vill här ge en sammanfattande diskussion kring de beskrivna metoderna men också lyfta ett antal andra frågeställningar och områden som vi anser viktiga för det fortsatta arbetet med utveckling och val av förebyggande åtgärd.

Dessa är:

- Mer kunskap för att kunna göra en avvägning mellan olika samhällsmål
- Fler korrekt upplagda studier
- Mer underlag kring konsekvenser av fler rovdjur i södra Sverige
- Utveckling av metoder för att kunna förutsäga sannolikheten för angrepp på tamdjur
- Mer erfarenhet från andra länder kring utformning av styrmedel
- Fortsatt samverkan mellan aktörer

8.1 Inledande diskussion

Rovdjurspolitikens övergripande och långsiktiga mål är som tidigare beskrivits, att de stora rovdjuren ska uppnå och bibehålla gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet. Samtidigt ska det vara fortsatt möjligt att bedriva lantbruk med betande djur utan att verksamheten påtagligt försvåras. Jordbruksverket tolkar begreppet ”påtagligt försvåras” som att det finns så stora problem med rovdjur i ett område att de riskerar leda till att lantbruksföretagen måste upphöra med sin djurhållning. Enstaka angrepp faller alltså utanför detta begrepp.

Målet i förvaltningsplanerna är att antalet angrepp (medelvärdet) under 2014-2019 på får av varg, lodjur och björn ska minska med 10 procent jämfört med förra förvaltningsperioden 2008-2013. För varg finns ytterligare ett mål att antal angrepp (medelvärdet) på hund ska minska med 10 procent.

För en enskild lantbrukare med betesdjur kan det vara svårt att se några nyttor för produktionen med en förekomst av stora rovdjur i närområdet. Med tilltagande förekomst av stora rovdjur, särskilt i områden där det i princip inte funnits några på lång tid, har djurhållning blivit mera riskfylld, vilket lett till ökade kostnader. I denna diskussion är det samtidigt viktigt att ta hänsyn till att lantbrukare med betande djur bidrar till samhällsmål som t.ex. ett rikt odlingslandskap och levande landsbygd.

Det finns således en målkonflikt. Detta talar för att samhället bör vara med och bekosta hela eller delar av anpassningen, så som är fallet idag med insatser t.ex. rovdjursavvisande stängsel. Så länge dessa mål finns innebär det att en anpassning måste göras och att det kontinuerligt krävs en avvägning mellan mål om förekomst av stora rovdjur och mål om t.ex. ett rikt odlingslandskap och en levande landsbygd. I detta ligger då också att se över innebörden av de offentliga åtagandena i relation till det ansvar som företagarna själva har.

Förvaltningen av rovdjur ska dessutom ta hänsyn till socioekonomiska konsekvenserna av att ha rovdjur. Med socioekonomi menas här hur rovdjurens närvaro påverkar förutsättningarna för näringsliv, rekreation, fäbodrift, jakt och människors vardag.

8.1.1 Kan anpassning leda till högre lönsamhet?

I de flesta fall förknippas angrepp av rovdjur och anpassning genom förebyggande åtgärder med kostnader, direkta och indirekta, för den enskilde och för samhället. Jordbruksverket vill lyfta frågan om det finns positiva effekter av en anpassning, och om det faktiskt kan leda till förbättrad lönsamhet. En del i detta kan vara att tillsammans med berörda aktörer se hur olika förebyggande åtgärder som innebär anpassning till förekomst av rovdjur också kan ge möjligheter att höja lönsamheten, kanske framförallt i områden med extensiv produktion. Efterfrågan på svenskt får- och lammkött är god vilket avspeglas i ökad produktion inom landet. Konsumtion av svenskt får- och lammkött har också ökat, men sett på total konsumtion i landet så har andelen svenskt får- och lammkött minskat. Detta tyder på att det finns möjligheter att öka den inhemska produktionen ytterligare. Ökad efterfrågan talar också för att det kan finnas en potential att höja lönsamheten vilket kan öka djurägarnas intresse för att anpassa produktionen till förekomst av stora rovdjur. Till exempel kan utveckling av metoder för att arbeta med

rådgivning och kompetensutveckling för fåragare i områden med förekomst av stora rovdjur just vad gäller anpassning till rovdjur och ökad lönsamhet vara angeläget.

En möjlighet är att sälja sina produkter genom olika slags märkningar. Det finns exempel från Nordamerika där man tagit fram ett certifieringssystem som heter ”predator friendly” och ”certified wildlife friendly” (Wild Life Friendly 2015). Det är koncept för gårdar som så långt det är möjligt har anpassat sin produktion genom förebyggande åtgärder utifrån produktionssätt och de rovdjur som finns i området och som säljer sina produkter under dessa märkningar. Det må vara en mindre antal som är anslutna till detta men det är ett försök att marknadsföra produkter. I Europa pågår LIFE projektet DINALP BEAR som syftar till att hitta möjligheter till en samexistens mellan björn och människa och minska konflikten mellan tamdjurshållning och bevarandeplan för björn. Projektet startade 2014 och ska pågå fram till 2019 och genomförs i Österrike, Slovenien, Kroatien och Italien. Under hösten 2015 har de lanserat en ”bear friendly label” som såväl primärproducenter som turistföretagare kan använda för vid marknadsföring av sina produkter (Dinalp bear 2015). Dessa åtgärder är i sig inte en förebyggande åtgärd utan ett sätt att dra fördel av en anpassning.

8.1.2 Behov av fortsatt analys

För att kunna göra en avvägning mellan olika samhällsmål behövs, förutom mer kunskap om åtgärdernas effektivitet, konfliktpotential och minskning av negativa effekter för den enskilde lantbrukaren, även mer kunskap kring kostnader för genomförande av en förebyggande åtgärd. Det är av vikt att alla kostnader belyses i en sådan utredning, t.ex. kostnader för att genomföra åtgärder inklusive administration, indirekta kostnader etc. Detta behövs för att kunna göra en avvägning vid val av förebyggande åtgärd, d.v.s. om man ska skydda tamdjur genom att hålla rovdjuren på avstånd eller avlägsna rovdjuren genom jakt.

I en fortsatt analys vill vi även att frågan om en anpassning till förekomst av rovdjur kan leda till högre lönsamhet tas med. Denna anpassning kan t.ex. vara utveckling av rådgivning eller produktmärkning. Vidare behövs en fortsatt diskussion kring innebörden av de offentliga åtagandena i relation till det ansvar som företagarna själva har.

8.2 Brist på kunskap om effekt

Genomgången av de senaste 30 årens vetenskapliga publikationer kring effekt av olika förebyggande åtgärder visar att vi idag saknar kunskap om effekten av nästan alla åtgärder för att minska eller förebygga rovdjursangrepp på tamdjur. De försök till utvärderingar som har gjorts strandar ofta på att användningen av åtgärder inte har lagts upp på ett sätt som möjliggör en utvärdering av deras effekt. De få studier som försökt kvantifiera effekten av en åtgärd baseras nästan uteslutande på material som redan har samlats in, d.v.s. det har inte varit möjligt att påverka hur och var åtgärderna användes. Detta gör att det är nästintill omöjligt att vid en utvärdering i efterhand ta reda på vilken effekt åtgärden faktiskt hade, jämfört med om man vidtagit en annan åtgärd eller inte gjort någonting alls

Ett exempel är att vid uppföljning av skyddsjakt konstateras ofta att åtgärden leder till oförändrat antal angrepp eller fler angrepp under de närmaste åren efter det att ett eller

flera rovdjur har avlivats. Om den uteblivna minskningen av angrepp beror på indirekta effekter av skyddsjakten, som exempelvis förändrad social struktur hos rovdjuren, eller bara är en effekt av att myndigheter oftare fattar beslut om skyddsjakt i områden där sannolikheten för fortsatta problem bedöms vara överhängande är inte möjligt att avgöra utan leder endast till spekulationer.

Så länge åtgärderna inte genomförs i situationer som är jämförbara med varandra så leder utvärderingarna till det resultat som i grund och botten bestämts på förhand genom olikheter i när, var och hur man tillämpat de olika åtgärderna. För att få reda på vilken effekt t.ex. skyddsjakt har jämfört med att sätta rovdjursavvisande stängsel, lapptyg, ljudskrämmor eller inte vidta någon åtgärd alls bör alla åtgärderna, inkl. att inte göra något alls, testas även i jämförbara situationer. I de flesta discipliner hanteras detta genom att man t.ex. slumpar ut vilken åtgärd som ska genomföras i respektive område eller situation. På det viset undviker man att enskilda personers förförståelse och val av åtgärd påverkar utfallet.

Det står också klart att om ingen förändring sker kommer en liknande genomgång som denna att ge samma resultat om ytterligare 30 år. Det är inte ett självändamål att utvärdera eventuella effekter av åtgärder. I det fall beslutsfattare, viltförvaltare, tamdjursägare eller skattebetalare är intresserade av effekten så bör användningen av skadeförebyggande åtgärder ske på ett sådant sätt att det efter dessa inledande år är möjligt att uttala sig om effekten av de olika åtgärderna och då fatta ett underbyggt beslut om vilka som ska användas, och när de kan ha större eller mindre effekt.

8.2.1 Behov av fortsatt analys

Innan politiska beslut fattas om att satsa betydande resurser på att vidareutveckla befintliga åtgärder eller på att ta fram, för Sverige helt nya, åtgärder vill vi därför rekommendera att de befintliga åtgärdernas effekt utvärderas med en korrekt metodik.

Likaså behövs vidare studier kring hur olika åtgärder påverkar de negativa effekterna för tamdjursägare.

Att utvärdera effekten av en genomförd åtgärd i efterhand är som beskrivs ovan nästan aldrig möjligt. Om förvaltare, forskare och intresseorganisationer från början diskuterar utformning och genomförande så är det å andra sidan nästan alltid möjligt att dra slutsatser om eventuella effekter eller frånvaron av desamma. Enligt grundprinciperna för adaptiv förvaltning bör detta alltid vara en strävan då åtgärder genomförs. Detta innebär att löpande utveckla och anpassa de förebyggande åtgärder som finns och som bedöms ha effekt utifrån den forskning och erfarenhet som finns.

8.3 Förutsättningar för förebyggande åtgärder

8.3.1 Stor variation bland företag

Det finns en stor variation i hur en nöt- eller fårbesättning ser ut och vilka förutsättningar företaget har. Förutom att besättningsstorlek varierar så kan också arronderingen skilja sig mycket åt mellan olika företag. Detta innebär att storlek på och antalet betesfällor, hur stenbunden och kuperad terrängen än, om det finns strandbete och om samma besättning delas upp i olika grupper under betessäsongs varierar mycket. I de fall

besättningarna finns på fåbodar innebär det att de helt eller till största del går fritt på fåbodbete.

När det gäller akutåtgärder i samband med ett angrepp spelar dessutom andra faktorer in för vilka åtgärder som är lämpligast. Hur många djur som skadas eller dödas vid ett angrepp kan t.ex. bero på hur många djur som fanns i besättningen, hur stor fålla de hade vid angreppstillfället, typ av stängsel och vilken rovdjursart. Varg och björn angriper i snitt något fler får per angrepp än lodjur och i förhållande till antalet rovdjur av varje art så sker fler angrepp av varg än av björn och lo. De negativa effekter i form av kostnader som uppstår i samband med ett angrepp varierar också utifrån flera faktorer. En sammanställning av dessa direkta och indirekta kostnader för lantbruksföretag finns i Elofsson et al. (2015).

Skillnaden i förutsättningar mellan olika företag och besättningar gör att det inte är möjligt att använda en och samma metod överallt för att förhindra angrepp av rovdjur. Val av metod beror även på rovdjursart och om det är möjligt att knyta angreppet till en problemindivid. Om en förebyggande åtgärd är lämplig avgörs alltså av de individuella förutsättningarna i varje fall och ofta behövs en kombination av åtgärder. Ofta behövs en kombination av åtgärder.

8.3.2 Täthet mellan gårdar med tamboskap

Det ökade antalet får och företag med får i vissa regioner samtidigt som politiken säger att vargen ska ha möjlighet att sprida sig söderut innebär sannolikt att antalet angrepp kommer att öka. Detta framgår av Viltskadecenter (SLU) underlag till analys av sambandet mellan vargtäthet och antalet fårbesättningar (Viltskadecenter 2015d). Där framgår det att tätheten mellan gårdar med får är den variabel som har starkast samband med antalet angrepp av varg. Revir som etableras utanför de befintliga reviren (2014/2015) kan i genomsnitt förväntas ha 30 procent fler angrepp på får jämfört med de revir som existerar i dag. Om de nya reviren dessutom etableras längre söderut i Sverige förväntas antalet angrepp på får öka avsevärt mer. Detta p.g.a. att antalet fårbesättningar ligger tätare och är fler till antalet i dessa områden. Det är dock en mycket begränsad del av födointaget för varg som kommer från tamdjur och detta tyder på att angrepp på får är slumpmässigt, det är inte resultatet av ett riktat sökande efter bytesdjur. Ju fler besättningar med får som finns desto oftare kommer varg och får att mötas och därmed ökar sannolikheten för angrepp.

8.3.3 Behov av fortsatt analys

Det är möjligt att sambandet mellan täthet mellan besättningar och antal angrepp även finns för angrepp på nötkreatur. Men då antalet angrepp på nötkreatur varierar inte bara mellan år, utan även är mer jämt fördelat mellan angripna varg, björn och lodjur kan situation för angrepp på nötkreatur vara mer komplex. Det kan finnas anledning till att utreda detta vidare. Likaså kan det finnas anledning att analysera vad det skulle innebära att ha stationär förekomst av varg och björn i Södra förvaltningsområdet.

Det behövs en utveckling av metoder för att bättre kunna förutsäga var i landskapet och i vilka besättningar sannolikheten för angrepp på tamdjur är större respektive mindre.

8.4 Utveckling och användning av presenterade metoder

Som nämnts ovan är en metod mer eller mindre lämplig utifrån t.ex. arrondering, besättning, djurslag och rovdjursart. I det här stycket diskuterar vi detta lite mer i detalj några av de åtgärder som vi presenterat.

8.4.1 Metoder som används i mindre skala i Sverige

Ett första exempel är bete med svår terräng och mycket bete mot vatten, d.v.s. att stängslingsförhållandena är komplicerade. I dessa fall kan det vara aktuellt att använda boskapsvaktande hund. Under samma förhållande men där djurägaren inte är intresserad eller där det av andra skäl inte är lämpligt att använda hund kan istället andra metoder vara mer lämpliga. Just stängsling mot vatten är komplicerat och det finns en del metoder som behöver utvecklas, men där vi ser en potential. En lösning kan vara nattfällor med automatiska grindsystem där man genom utfodring styr djuren att gå till en viss plats ett visst klockslag för att på så vis bli slussade in i nattfällan. Om djuren går på bete utan stängsel och stängsling eller nattfällor inte är aktuellt i första hand kan herde och boskapsvaktande hund tillsammans vara en lösning.

Även om det inte finns studier som visar att sambete eller andra vaktdjur än hund har en effekt kan dessa metoder vara lämpliga att använda och studera i besättningar där det redan finns t.ex. lamadjur eller kor som betar ihop med får. Men att börja använda dessa metoder i stor skala rekommenderar vi inte, p.g.a. att det inte finns någon dokumenterad effekt. Det kräver också anpassning till och kunskap om nya djurslag. Flytt av tamdjur och flytt av rovdjur har vi också bedömt som mindre lämpliga, de kräver att det finns områden att flytta djuren till och metoderna bedöms även vara dyra att genomföra.

I kapitel 5 presenterar vi några metoder som inte är med i genomgången av vetenskapliga artiklar och som vi bedömer är möjliga att använda i större utsträckning eller på annat sätt än idag. Flera av dem används redan i Sverige. Rovdjursalert och information om förekomst av rovdjur används av länsstyrelsen på lite olika sätt, och då behovet är olika i olika delar av landet ser vi inget behov att rikta denna typ av åtgärd. Det vara lämpligt att ha ett liknande system inom respektive rovdjursförvaltningsområde. Utvecklingsmöjligheter finns för olika typer av informationstjänster, men det kommer att behöva göras avvägningar för hur mycket information som behöver skickas ut i förhållande till vad som den intresserade själv kan söka fram.

8.4.2 Fler akutpaket

Skrämmor med ljud eller ljus, nya modeller av lapptyg och olika slags skyddshalsband är förhållandevis enkla och billiga att vidareutveckla och kan vara en del av akutpaket. Dessa kan finnas i fler uppsättningar så att fler kan använda sig av dem ifall det varit angrepp i närområdet. Avskräckande kemikalier kan också vara värt att testa mer och även de kan ingå i ett akutpaket. Problem med en del av dessa kemikalier kan dock vara att det finns en lagstiftning som gör att de inte får användas.

8.4.3 Stängsel och jakt

De två mest omtalade metoderna som används i Sverige idag är stängsel och jakt. Tillsammans med boskapsvaktande hundar är det dessa metoder där det finns flest studier som visar på en dokumenterad effekt. Studierna för stängsel är dock inte specifikt gjorda på rovdjursavvisande stängsel och studierna på jakt är inte alltid jämförbara med skydds jakt eller licensjakt.

Det finns ett stödsystem kring rovdjursavvisande stängsel som kan justeras men det finns också flera sätt att utveckla metoden.

När det gäller justeringar i stödsystemet finns det till exempel möjlighet för Jordbruksverket att förändra de urvalskriterier som i dagsläget hanteras av de enskilda länsstyrelserna. Då modellen med urvalskriterier är ny sedan 2015 anser vi att en förändring är aktuell först när vi vet hur nuvarande modell fungerar. Helt lika bedömningsgrunder i alla län kan leda till fel prioriteringar, eftersom utgångsläge och förutsättningar varierar mellan olika delar av landet. Det kan t.ex. vara lämpligare med mer samarbete mellan länen inom de olika rovdjursförvaltningsområdena

Det har i olika utredningar och i synpunkter till Jordbruksverket föreslagits att marken som ska stängslas inte ska kunna avgöra om sökande får stöd eller inte. Som det är nu är stängsel inom landsbygdsprogrammet en miljöinvestering d.v.s. i grunden en icke-produktiv investering som ska gynna kollektiva nyttigheter till största del. Här vägs då in att värdefulla betesmarker ska betas och det ska finnas ett öppet landskap i områden med rovdjursförekomst. Ett alternativ är att betala ut stödet som ett investeringsstöd, och se till företaget och fårproduktion i första hand. Dessa stöd har en lägre stödnivå. Jordbruksverket ser inget utrymme i den befintliga kalkylen för att höja stödnivån för det stöd som finns idag. En högre stödnivå kräver en ny kalkyl och därmed eventuellt nya krav på stängsling och villkor. Det är en politisk prioritering hur stöden ska riktas. Det förekommer önskemål om utveckling av ett stöd för underhåll av stängsel då det tar mer tid att underhålla än ett vanligt stängsel. Det är fullt möjligt att utveckla ett sådant stöd men hänsyn måste tas till t.ex. villkor i miljöersättningen för skötsel av betesmarker samt vilken finansieringskälla som ska användas.

Det finns flera andra möjliga sätt att utveckla stängsel, t.ex. olika typer av automatiska grindsystem som skapar nattfällor och stängsling mot vatten. Viltskadecenter (SLU) deltar på olika sätt i utveckling av dessa metoder. Det är inte alltid nödvändigt att ha rovdjursavvisande stängsel runt alla fällor i en besättning, men där stängsel används måste det finnas stängsel eller stängsel i kombination med andra förebyggande åtgärder (t.ex. ljud/ljusskrämmor eller lapptyg) på alla sidor av fällan. Det är inte tillräckligt att ha rovdjursavvisande stängsel på tre sidor och den fjärde sidan öppen mot ett vattendrag.

Vad gäller jakt så sammanfattas skydds jakt i Sverige i *Skydds jakt av varg, Översyn av regler och tillämpning* (2015) och för utveckling av individriktad jakt har vi delvis utgått från den rapporten. Här finns en del förslag kring hur skydds jakt kan utvecklas. Exempel är differentierade kriterier, behov av vägledningar, hur jakten ska genomföras och behov av att klargöra begreppet ”annan lämplig lösning” som beslut om skydds jakt ska vila på. Vi ser att det också är möjligt att utveckla själva jaktmetoden, framförallt genom att kunna rikta jakten på ett mer effektivt sätt genom att använda fällor och snaror.

8.4.4 Hund

För hundar i allmänhet anser vi att angrepp av rovdjur inte är något problem om man följer gällande lagstiftning. Vid jakt med löshund finns en ökad risk. Det finns dock få studier kring effekten av olika förebyggande åtgärder för att minska angrepp på hundar. Utifrån det underlag som finns är det svårt att avgöra vilken effekt en särskild åtgärd har då man ofta använder flera samtidigt. Det verkar dock som att risk för angrepp minskar om man använder någon eller några åtgärder.

8.4.5 Behov av fortsatt analys

Vi har valt att utgå från vetenskapliga studier för att redovisa effekt. I samband med detta får läsaren en översiktlig inblick i vilka metoder som används i några andra länder. Vi har inte haft möjlighet inom ramen för detta uppdrag att göra ytterligare beskrivningar av hur man arbetar med förebyggande åtgärder i andra länder. Det är givetvis möjligt att göra en sammanfattning där man redovisar vilka styrmedel som används d.v.s. om det finns ersättningssystem och hur de i så fall är uppbyggda (villkor, stödnivåer etc.). Lagstiftning är ett annat område där det är möjligt att göra en fördjupning, både nationellt och internationellt, eftersom vi i de flesta fall enbart utgår från nationell lagstiftning inom Jordbruksverkets ansvarsområde.

När det gäller kostnader för att genomföra en åtgärd så behövs även fortsatta studier av detta vilket vi nämner i kapitel 8.1. Det Jordbruksverket redovisar i detta uppdrag är enbart en översikt över de kostnader som uppstår för att på gårdsnivå genomföra åtgärden. En total kostnad för en förebyggande åtgärd innehåller mer än så. Därför är en fortsatt dialog bl.a. kring de socio-ekonomiska konsekvenserna för lantbrukare och kring de samhällsekonomiska kostnaderna och nyttorna viktig.

8.5 Finansiering, styrning och samordning

8.5.1 Finansiering

I denna rapport föreslås inga styrmedel för att genomföra åtgärderna. För metoden stängsel finns dock en beskrivning av metod och utveckling av denna som berör finansiering och utformning av nuvarande stöd till rovdjursavvisande stängsel. Flera av de andra åtgärderna används redan idag och kan ersättas genom viltskadeanslaget eller landsbygdsprogrammet och för hur dessa ska hanteras finns vägledningar eller riktlinjer, regelverk och också en viss flexibilitet för länsstyrelsen att implementera och prioritera.

8.5.2 Styrning av medel

I vägledning för prioritering av förebyggande åtgärder (Naturvårdsverket 2014) finns en föreslagen prioriteringsordning för medel till förebyggande åtgärder. Rangordningen där är följande, akutåtgärder i första hand följt av åtgärder till besättningar i områden med fast eller återkommande förekomst av rovdjur, besättningar som tidigare haft angrepp, besättningar i närhet av revir, besättningar i områden längre från revir och med låg täthet av fårbesättningar och slutligen besättningar längre från revir men i områden med hög täthet.

För exempelvis stängsel mot rovdjur är det möjligt att utveckla fördelningsnyckeln så att pengarna styrs, både utifrån ovanstående vägledning men också utifrån det resultat som visas i (Viltskadecenter, SLU 2015d) om samband mellan täthet mellan gårdar med får och angrepp av rovdjur. Ju tätare det är mellan fårbesättningarna ju dyrare kommer det också bli att använda rovdjursavvisande stängsel som förebyggande åtgärd. För att öka kostnadseffektiviteten bör rovdjursavvisande stängsel i första hand användas för fårbesättningar i befintliga vargrevir eftersom de löper störst risk för rovdjursangrepp.

Det finns krav på att tamdjurshållare ska ha tillsyn över sina djur och vidta åtgärder för att skydda dem mot exempelvis rovdjur om de angripits. Exakt vad en tamdjursägare behöver göra är inte reglerat. Det kan vara att sätta in lämplig akutåtgärd men även mer långsiktiga åtgärder om risk för upprepade angrepp finns. Stängsling kan vara ett alternativ och i vissa fall det enda långsiktiga alternativet om tamdjurshållningen ska kunna fortsätta i aktuellt område. Att inte vidta några åtgärder alls vid ökad risk för ett rovdjursangrepp kan vara ett brott mot djurskyddslagstiftningen. Den största enskilda risken för ett angrepp är när djuren just utsatts för ett angrepp och allra minst då måste tamdjurshållaren vidta åtgärder för att skydda sina djur.

Vidare finns det också krav på att tamdjursägaren ska ha vidtagit åtgärder för att få ersättning efter ett angrepp av rovdjur. Ersättning får lämnas för skador på egendom under förutsättning att det inte varit praktiskt möjligt att förebygga eller förutse skadan eller om särskilda skäl föreligger.

8.5.3 Samordning och dialog

Länsstyrelsen, Jordbruksverket och Naturvårdsverket är de myndigheter som hanterar viltskadeanslaget och landsbygdsprogrammet. I de frågor som rör stängsling och underhåll av stängsel finns ett fortsatt behov av dialog mellan Jordbruksverket och Naturvårdsverket för att skärningspunkter ska hanteras så effektivt som möjligt och för att rätt information ska nå länsstyrelsen och lantbrukare. Frågor som rör prioriteringar av stöd och prioriteringar mellan åtgärder kan med fördel riktas mellan länen inom de olika förvaltningsområdena.

Det behövs som tidigare nämnts en fortsatt diskussion och fördjupning kring effekt för åtgärderna. Samtidigt behövs en fortsatt diskussion om åtgärdernas potential och tillämpbarhet i Sverige. Denna diskussion bör ske mellan förvaltning, forskare och intresseorganisationer. För några metoder, t.ex. herdar med hundar kan det vara lämpligt att genomföra och följa pilotprojekt. Att förankra och föreslå förändringar som kan ändra inriktning eller tillföra nyheter till ett befintligt system som viltskadeanslaget och landsbygdsprogrammet är en process som tar lång tid och har inte varit möjlig att genomföra inom ramen av detta uppdrag.

Då kraven på skydd av tamdjur styrs av flera lagstiftningar är det av vikt att det finns ett gott samarbete mellan rovdjurshandläggare och djurskyddshandläggare och i vissa fall även stödhandläggare på länsstyrelserna och inom rovdjursförvaltningsområdena.

9 Referenser

Activeoutfit m.fl. 2015. Olika typer av åtelkameror. Som tillgängliga den 9 december 2015 på bl.a <http://www.pnjakt.se/art/atelkamera-scout-guard-982-mms-mms-kamera-omg-lev.php> och <http://www.activeoutfit.se/sv/atelkamera/4424-albecom-atelkamera-bg530x-12mp-mmse-mail.html>

Allen L. R. 2000. Measuring predator control effectiveness: reducing numbers may not reduce predator impact. In *Proceedings of the 19th Vertebrate Pest Conference, San Diego, California*. Davis: The University of California, pp. 284-289.

Ajzen, I. 1991. The theory of planned behaviour. *Organizational Behavior and Human Decision Processes* 50: 179-211.

Andelt W.F. 1992. Effectiveness of livestock guarding dogs for reducing predation on domestic sheep. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 20, pp. 55-62.

Ausband D.E., Mitchell M.S., Bassing S.B. and White C. 2013. No trespassing: using a biofence to manipulate wolf movements. *Wildlife Research*, vol. 40, pp. 207-216.

Bauer H., de Iongh H., and Sogbohossou E. 2010. Assessment and mitigation of human-lion conflict in West and Central Africa. *Mammalia*, vol. 74, pp. 363-367.

Bearskin. 2015. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.bearskin.se/sv/artiklar/tillbehor-for-jakt/lapptyg/index.html>

Blejwas K.M., Sacks B.N., Jaeger M.M., and McCullough D.R. 2002. The effectiveness of selective removal of breeding coyotes in reducing sheep predation. *Journal of Wildlife Management*, vol. 66, pp. 451-462.

Bump J.K., Murawski C.M., Kartano L.M., Beyer D.E., and Roell B.J. 2013. Bear-Baiting May Exacerbate Wolf-Hunting Dog Conflict. *PLoS ONE*, vol. 8.

Datainspektionen. 2015. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.datainspektionen.se/lagar-och-regler/kameraovervakningslagen/>

Davidson-Nelson S.J. and Gehring T.M. 2010. Testing fladry as a nonlethal management tool for wolves and coyotes in Michigan. *Human-Wildlife Interactions*, vol. 4, pp. 87-94.

Decker, D. J., Riley, S. J., and Siemer, W. F. E. 2012. *Human Dimensions of Wildlife Management*. Second edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, U.S.A.

Dinalp bear. 2015. EU-LIFE projekt om samexistens människa och rovdjur. Som tillgänglig den 7 december 2015 på <http://wildlifefriendly.org/>

Dunn, W. C., Elwell, J. H., and Tunberg, G. 2008. Safety education in bear country: Are people getting the message? *Ursus* 19: 43-52.

Eagly, A. H., and Chaiken, S. 1991. *The Psychology of Attitudes*. Harcourt Brace, Fort Worth, USA.

Elofsson K., Widman M., Häggmark-Svensson T., Steen M. 2015. Påverkan från rovdjursangrepp på landsbygdsföretagens ekonomi. Institutionen för ekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Ericsson, G., and Heberlein, T. A. 2003. Attitudes of hunters, locals, and the general public in Sweden now that the wolves are back. *Biological Conservation* 111: 149-159.

Espinosa, S., and Jacobson, S. K. 2012. Human-wildlife conflict and environmental education: evaluating a community program to protect the Andean Bear in Ecuador. *Journal of Environmental Education* 43: 55-65.

Field, T. 2001. *Touch*. Cambridge, MA: MIT Press.

Flykt, A., Johansson, M., Karlsson, J., Lindeberg, S., and Lipp, O. 2013. Fear of wolf and bear. *Human Dimensions of Wildlife* 18: 416-443.

Frank, J., Dahl, A., Treves, A., Lopez-Bao, J. 2015. There are ways of reducing the likelihood of a hound being attacked by wolves. Manuscript in preparation.

Fredman m.fl. 2013. *Friluftsliv i förändring*. Naturvårdsverket.

Fritts S.H., Paul W.J., Mech L.D., and Scott D.P. 1992. Trends and management of wolf - livestock conflicts in Minnesota. *U S Fish and Wildlife Service Resource Publication*, no 181, pp. 1-27.

Fågelskrämman m.fl. 2015. Skrämmor med ljud. Som tillgängliga den 9 december 2015 på t.ex. <http://fagelskramma.se/product/kattskramma-med-hogfrekvent-ljud-799> och <http://www.skadedjursbekampning.nu/produkt/Mega-Sonisk-Katt-och-Hund-Skramma>

Gallagher. 2015. Ljusskrämman. Som tillgänglig den 9 december 2015 på http://www.gallagher.eu/sv_se/foxlight-2

Gehring T.M., Hawley J.E., Davidson S.J., Rossler S.T., Cellar A.C., Schultz R.N., Wydeven A.P., and VerCauteren K.C. 2006. Are viable non-lethal management tools available for reducing wolf-human conflict? Preliminary results from field experiments. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 22, pp. 2-6.

Gehring T.M., VerCauteren K.C., Provost M.L., and Cellar A.C. 2010. Utility of livestock-protection dogs for deterring wildlife from cattle farms. *Wildlife Research*, vol. 37, pp. 715-721.

Goldman, M. J., de Pinho, J. R., and Perry, J. 2010. Maintaining complex relations with large cats: Maasai and lions in Kenya and Tanzania. *Human Dimensions of Wildlife* 15: 332-346.

Gore, M. L., Wilson, R. S., Siemer, W. F., Wiczorek Hudenko, H., Clarke, C. E., Hart, P. S., and Muter, B. 2009. Application of risk concepts to wildlife management: Special issue introduction. *Human Dimensions of Wildlife* 14: 301-313

Gusset, M., Ryan, S. J., Hofmeyr, M., van Dyk, G., Davies-Mostert, H. T., Graf, J. A., Owen, C., Szykman, M., Macdonald, D. W., Monfort, S. L., Wildt, D. E., Maddock, A. H., Mills, M. G. L., Slotow, R., and Somers, M. J. 2008. Efforts going to the dogs? Evaluating attempts to re-introduce endangered wild dogs in South Africa. *Journal of Applied Ecology* 45, 100–108.

Gårdshopen m.fl. 2015. Pinaldo rubber fence. Som tillgängliga den 9 december 2015 på bl.a <http://gardsshopen.se/product/elrep-pinaldo-rubber-fence-43-mm-x-250-m> och <http://rubberfence.dk/velkommen.html>

Hartig, T. 2004. Restorative environments. In C. Spielberger (Ed.), *Encyclopedia of applied psychology* (Vol. 3; pp. 273-279). San Diego: Academic Press.

Hartig, T., Kylin, C., & Johansson, G. 2007. The telework tradeoff: Stress mitigation vs. constrained restoration. *Applied Psychology: An International Review*, 56, 231-253.

Hoffmann WA, Odendaal JSJ. 2001. The effect of behavioral therapy on dog phobia response patterns. *Anthrozoos: a Multidisciplinary Journal of the Interactions of People and Animals*, 14 (1): 29-3

Hug, S. M., Hartig, T., Hansmann, R., Seeland, K., & Hornung, R. 2009. Restorative qualities of indoor and outdoor exercise environments as predictors of exercise frequency. *Health & Place*, 15, 971-980.

Iliopoulos Y., Sgardelis S., Koutis V., and Savaris D. 2009. Wolf depredation on livestock in central Greece. *Acta Theriologica*, vol. 54, pp. 11-22.

Jackson C.R., McNutt J.W., and Apps P.J. 2012. Managing the ranging behaviour of African wild dogs (*Lycaon pictus*) using translocated scent marks. *Wildlife Research*, vol. 39, pp. 31-34.

Jacobs, M., Vaske, J. J., Dubois, S., and Fehres, P. 2014. More than fear: role of emotions in acceptability of lethal control of wolves. *European Journal of Wildlife Research* 60: 589-598.

Johansson, M., Karlsson, J., Pedersen, E. and Flykt, A. 2012. Factors governing human fear of brown bear and wolf. *Human Dimensions of Wildlife* 17: 58-74.

Johansson, M., Ferreira, I., Støen, O-G, Frank, J. and Flykt, A. 2015. Interventions targeting human fear of large carnivores – many ideas but scarce data. Scandinavian Brown Bear Research Project, Report 2015 – 3. UMB.

Jordbruksverket 2012. Tekniskt underlag, landsbygdsprogram 2014-2020. Rapport 2012:15. Jordbruksverket, Jönköping.

Jordbruksverket. 2014. Heltidsjordbruket i Sverige. JO 65 SM 1401. Jordbruksverket, Jönköping.

Jordbruksverket. 2015a. Fördjupad utvärdering av miljö kvalitetsmålet Ett rikt odlingslandskap. Som tillgänglig den 7 december 2015 på http://www.jordbruksverket.se/download/18.37d96eca14fd4d787aa62332/1442410530813/F%3%B6rdjupad+utv%3%A4rdering+2015_webb.pdf

- Jordbruksverket. 2015b. Husdjur i juni 2015. JO 20 SM 1502. Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket. 2015c. Muntlig uppgift från statistikenheten. 2015-12-04
- Kolowski J.M. and Holekamp K.E. 2006. Spatial, temporal, and physical characteristics of livestock depredations by large carnivores along a Kenyan reserve border. *Biological Conservation*, vol. 128, pp. 529-541.
- Knopf, R. 1987. Human behavior, cognition, and affect in the natural environment. In Stokols D, Altman I (Eds.), *Handbook of Environmental Psychology* (Vol. 1)(pp. 783-825). Wiley: New York.
- Lance N.J., Breck S.W., Sime C., Callahan P., and Shivik J.A. 2010. Biological, technical, and social aspects of applying electrified fladry for livestock protection from wolves (*Canis lupus*). *Wildlife Research*, vol. 37, pp. 708-714.
- Landa A., Gudvangen K., Swenson J.E., and Røskaft E. 1999. Factors associated with wolverine *Gulo gulo* predation on domestic sheep. *Journal of Applied Ecology*, vol. 36, pp. 963-973.
- Lantbutiken. 2015. Elnät. Som tillgänglig den 7 december 2015 på <http://www.lantbutiken.se/butik/farelnat-och-elnet-for-far-till-farhagen/1024-elnet-och-farnat-for-far-och-farelnat-for-farhagen.html>
- Lazarus, R, and Folkman, S. 1984. Stress, appraisal and coping. New York: Springer publishing company.
- Lescureux, N., Linnell, J. D. C., Mustafa, S., Melovski, D., Stojanov, A., Ivanov, G., Avukatov, V., von Arx, M., and Britenmoser, U. 2011. Fear of the unknown: local knowledge and perceptions of the Eurasian lynx in western Macedonia. *Fauna & Flora International Oryx* 45: 600-607.
- Lovdata. 2015. Forskrift om tilskudd til driftsomstilling grunnet rovvilt. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2015-02-12-158>
- Länsstyrelsen i Jönköpings län. 2015. Aktuell rovdjursinformation. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.lansstyrelsen.se/jonkoping/Sv/djur-och-natur/rovdjur/aktuell-rovdjursinformation/Pages/default.aspx>
- Länsstyrelsen i Södermanlands län. 2015. Åtelkamera. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.lansstyrelsen.se/sodermanland/Sv/djur-och-natur/jakt-och-vilt/Pages/atelkamera.aspx?keyword=%c3%a5telkamera>
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2015a. Förebygga rovdjursangrepp. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.lansstyrelsen.se/varmland/Sv/djur-och-natur/rovdjur/skadeforebyggande-atgarder/Pages/default.aspx>
- Länsstyrelsen i Värmlands län. 2015b. Rovdjursalert. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.lansstyrelsen.se/varmland/Sv/djur-och-natur/rovdjur/Pages/rovdjursalert.aspx>

Länsstyrelsen i Värmlands län 2015c. Muntlig uppgift. 2015-10-01.

Länsstyrelsen i Västra Götalands län. 2015. Skadeförebyggande åtgärder. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/Sv/djur-och-natur/rovdjur/lst-arbete-rovdjur/skadeforebyggande-atgarder/Pages/default.aspx>

Länsstyrelsen i Örebro län. 2015. Larmsystem för rovdjursangrepp. Som tillgänglig den 9 december 2015 på http://www.lansstyrelsen.se/orebro/Sv/djur-och-natur/rovdjur/viltskador/Pages/larmlista_rovdjursangrepp.as

Lönnerberg, E. 1934. Bidrag till vargens historia i Sverige. Kungliga vetenskapsakademiens skrifter i naturskyddsärenden 26:1-33.

Martin J. and O'Brien A. 2000. The use of bone oil (Renardine) as a coyote repellent on sheep farms in Ontario. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 19, pp. 310-314.

Mazzolli M., Graipel M.E., and Dunstone N. 2002. Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation*, vol. 105, pp. 43-51.

Merrigi A., Lovari S. 1996. A review of wolf depredation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *Journal of Applied Ecology*, 33 (1996), pp. 1561–1571.

Muris P, Meesters C, Brakel A. 2003. Assessment of anxious Rearing Behaviors with a modified version of “Egna Minnen Beträffande Uppfostran” questionnaire for children. *Journal of Psychopathology and Behavioral Assessment*. 2003;25:229–237.

Musiani M., Mamo C., Boitani L., Callaghan C., Gates C.C., Mattei L., Visalberghi E., Breck S., and Volpi G. 2003. Wolf depredation trends and the use of fladry barriers to protect livestock in western North America. *Conservation Biology*, vol. 17, pp. 1538-1547.

Naturvårdsverket. 2014. Prioritering av förebyggande åtgärder vid rovdjursangrepp. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/vilt/forebygga-rovdjursangrepp.pdf>

Naturvårdsverket. 2015. Skydds jakt av varg, Översyn av regler och tillämpning, Skrivelse NV-04623-15

Naturvårdsverket. 2015a. Förvaltningsplaner för respektive varg, björn, lo och järv finns att ladda ner, som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Regeringsuppdrag/Redovisade-2014/Forvaltningsplaner/>

Naturvårdsverket. 2015b. Analys och redovisning av hur socioekonomin påverkas av en vargpopulation som har gynnsam bevarandestatus i Sverige. Skrivelse NV-02945-15.

Naturvårdsverket. 2015c. Björn, populationsutveckling i Sverige. Som tillgänglig den 7 december 2015 på <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Bjorn-populationsutveckling-i-Sverige/>

Naturvårdsverket. 2015d. Fakta om björn. Som tillgänglig den 7 december 2015 på <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vaxter-och-djur/Rovdjur/Fakta-om-bjorn/>

Naturvårdsverket (2015e). Fakta om lodjur. Som tillgänglig den 7 december 2015 på <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vaxter-och-djur/Rovdjur/Fakta-om-lo/>

Naturvårdsverket. 2015f. Fakta om kungsörn. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vaxter-och-djur/Rovdjur/Fakta-om-kungsorn/>

Naturvårdsverket. 2015g. Mobilapp för Skandobs. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Viltforvaltning/Inventering/Ladda-ner-mobilapp-for-Skandobs/>

Nordström, A., 2010. Upplevelser av boendemiljö och psykisk hälsa hos boende i områden med förekomst av översvämningsmygg (in Swedish), Department of Psychology. Uppsala University, Uppsala Sweden.

Norsk Sau og Get m.fl. 2015. Tiltak for å forebygge roviltskader på sau i Norge. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.bondelaget.no/getfile.php/Nettbutikk/Kunnskapsmaterieell/Tiltak%20for%20%C3%A5%20forebygge%20roviltskader%20p%C3%A5%20sau.pdf>

Palmer B.C., Conover M.R., and Frey S.N. 2010. Replication of a 1970s Study on Domestic Sheep Losses to Predators on Utah's Summer Rangelands. *Rangeland Ecology & Management*, vol. 63, pp. 689-695.

Pleininger, T., Oteros Rozas, E., Dijks, S., & Bieling, C. 2013. Assessing, mapping and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land use Policy*, 33, 118-129. doi:10.1016/j.landusepol.2012.12.013.

Rigg R., Findo S., Wechselberger M., Gorman M.L., Sillero-Zubiri C., and Macdonald D.W. 2011. Mitigating carnivore-livestock conflict in Europe: lessons from Slovakia. *Oryx*, vol. 45, pp. 272-280.

Sandström J, Bjelke U, Carlberg T & Sundberg S. 2015. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2015. Artdatabanken rapporterar 17. Artdatabanken, SLU. Uppsala

Skinner, E.A. 2003. Coping across the lifespan. In N.J. Smelser & P.B. Baltes (Eds.-in-Chief), N. Eisenberg (Vol. Ed.). *International encyclopedia of the social and behavioral sciences*. Elsevier: Oxford, UK.

Slagle, K., Zajac, R., Bruskotter, J., Wilson, R., and Prange, S. 2013. Building tolerance for bears: A communications experiment. *Journal of Wildlife Management* 77: 863-869.

Svensk lantbrukstjänst. 2015. Prislista. Som tillgänglig den 9 december 2015 på <http://www.svensklantbrukstjanst.se/prislista/index.html>

Viltskadecenter, SLU. 2006. Rovdjur, tamdjur, hundar och människor. Som tillgänglig den 9 december 2015 på http://www.viltskadecenter.se/images/stories/Publikationer/rovdjur_tamdjur_hundar_och_manniskor.pdf

Viltskadecenter, SLU. 2014. Resultat från inventeringar av kungsörn i Sverige 2014. Rapport 2014:9. Viltskadecenter, Institutionen för ekologi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Riddarhyttan.

Viltskadecenter, SLU. 2015a. Viltskadestatistik 2014. Rapport 2015:1. Viltskadecenter, Institutionen för ekologi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Riddarhyttan.

Viltskadecenter, SLU. 2015c. Inventering av lodjur 2015. Rapport 2015:2. Viltskadecenter, Institutionen för ekologi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Riddarhyttan.

Viltskadecenter, SLU. 2015d. Analys av sambandet mellan vargtäthet och antalet fårbesättningar. Som tillgänglig den 7 december 2015 på <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2015/ru-skydds jakt-varg/bilaga2-ru-varg-20151002.pdf>

von Lindern, E., Bauer, N., Frick, J., Hunziker, M., Hartig, T. 2013. At work in the woods: Occupational engagement as a constraint on restoration in natural environments. *Landscape and Urban Planning*, doi:10.1016/j.landurbplan.2013.03.001

Wagner K.K. and Conover M.R. 1999. Effect of preventive coyote hunting on sheep losses to coyote predation. *Journal of Wildlife Management*, vol. 63, pp. 606-612.

Wild Life Friendly. 2015. Certifiering för produkter. Som tillgänglig den 7 december 2015 på <http://wildlifefriendly.org/>

Wenche Eide (red.) 2014. Arter och naturtyper i habitatdirektivet – bevarandestatus i Sverige 2013. ArtDatabanken SLU, Uppsala.

Woodroffe R., Frank L.G., Lindsey P.A., Rnah S.M.K.O., and Romanach S. 2007. Livestock husbandry as a tool for carnivore conservation in Africa's community rangelands: a case-control study. *Biodiversity and Conservation*, vol. 16, pp. 1245-1260.

Wolfproof m.fl. (2015). Skyddsväst för hund. Som tillgänglig den 7 december 2015 på <http://www.wolfproof.se/> och <http://hunting.se/produkt-kategori/hundtillbehor/vastar/>

Zajac, R.M., Bruskotter, J.T., Wilson, R.S. & Prange, S. 2012. Learning to live with black bears: a psychological model of acceptance. *Journal of Wildlife Management* 76, 1331-1340.

Bilaga 1. Uppdraget



Näringsdepartementet

Regeringsbeslut IV 1

2015-04-01

N2015/3037/EJR

Statens jordbruksverk

551 82 Jönköping



Uppdrag att förebygga viltangrepp

Regeringens beslut

Regeringen uppdrar åt Statens jordbruksverk (Jordbruksverket) att i enlighet med vad som anges under rubriken Närmare om uppdraget sammanfatta och utvärdera befintlig kunskap om hur angrepp orsakade av stora rovdjur på tamdjur och husdjur kan förebyggas. Jordbruksverket ska särskilt undersöka och utvärdera i Sverige mindre beprövade metoder samt föreslå nya metoder som skulle kunna användas i större utsträckning för att förebygga angrepp och skador orsakade av stora rovdjur på tamdjur och husdjur. Viktigt blir att redovisa exempel på erfarenheter från användande av sådana åtgärder i andra länder och bedöma dess tillämpbarhet i Sverige.

Uppdraget ska redovisas till Regeringskansliet (Näringsdepartementet) senast den 15 december 2015.

Skälen för regeringens beslut

Jordbruksnäringen med utegående betesdjur kunde under många år bedriva sin verksamhet i Sverige utan att behöva anpassa sig till varg. Vargen var i princip utrotad i Sverige på 70-talet. I dag är situationen annorlunda och vargen är här för att stanna. Vargangrepp på tamdjur och husdjur är en huvudledning till konflikten mellan varg och människa. Under 2014 angreps 591 får, 28 nötdjur, 2 hästar och 56 hundar av de stora rovdjuren. Vargen stod för merparten av dessa rovdjursangrepp.

Två viktiga metoder i Sverige som används för att skydda tamdjur och husdjur mot rovdjursangrepp är rovdjursavvisande stängsel samt skyddsjakt. Det finns begränsningar när det gäller stängsel eftersom de är kostsamma att sätta upp, måste underhållas och inte kan sättas upp överallt. Skyddsjakt innebär stora kostnader och är logistiskt krävande för bo-

1000000000

Postadress
103 33 Stockholm

Besöksadress
Mäster Samuelsgatan 70

Telefonväxel
08-405 10 00

Telefax
08-411 36 16

E-post: n.registrator@regiringskansliet.se

skapsägare att hantera. Det finns även andra metoder som används för att skydda tamdjur och husdjur mot angrepp och skador orsakade av stora rovdjur, som t.ex. lapptyg, ljudskrämmor och skyddshalsband för får m.m.

Det finns anledning för Jordbruksverket att ta ett helhetsgrepp när det gäller angrepp och skador på tamdjur och husdjur orsakade av stora rovdjur. Det är nödvändigt att se över befintliga metoder för att skydda tamdjur och husdjur mot angrepp och skador orsakade av stora rovdjur och föreslå förbättringar. Jordbruksverket bör även undersöka möjligheten att utveckla i Sverige mindre vanliga metoder samt föreslå nya metoder för att skydda tamdjur och husdjur mot angrepp och skador orsakade av stora rovdjur. Här finns det anledning att söka goda exempel utomlands. Vargen finns i stora delar av Europa men det finns länder där konflikten varg och människa är ett mindre problem än i Sverige. En förklaring till detta kan vara att man använder andra metoder för att skydda boskap, som t.ex. boskapsskyddande hundar och herdar. I uppdraget ingår det att Jordbruksverket ska undersöka vilka metoder som fungerar i andra länder och föreslå hur de skulle kunna tillämpas i Sverige.

Bildandet av en nationell kommitté för hållbar vargpolitik planeras. Målet är att kommittén ska, med bred förankring hos berörda intressegrupper, bistå regeringen i utarbetandet av en hållbar nationell vargpolitik. Det innebär bl.a. att kommittén ska utgöra en referensgrupp till regeringen och verka för att berörda intressegrupper finner en gemensam hållning i frågor rörande utvecklingen och förvaltningen av vargstammen. När en kommitté har bildats ska den bl.a. följa och föra en dialog med Jordbruksverket i arbetet med detta uppdrag.

Närmare om uppdraget

Jordbruksverket ska undersöka olika skyddsmetoders effektivitet och tillämplighet i Sverige. I uppdraget ingår att sammanfatta och utvärdera befintlig kunskap om hur angrepp orsakade av stora rovdjur på tamdjur och husdjur kan förebyggas, att undersöka och utvärdera i Sverige mindre beprövade metoder samt föreslå nya metoder som skulle kunna användas i större utsträckning för att förebygga angrepp och skador på tamdjur och husdjur orsakade av stora rovdjur. Även kostnader för olika metoder ska framgå. I uppdraget ingår också att undersöka hur andra länder skyddar sin boskap mot angrepp från stora rovdjur på tamdjur och husdjur och bedöma dess tillämpbarhet i Sverige. I detta ingår även att göra en bedömning om olika metoder kan förbättra situationen vad gäller konflikten människa och rovdjur.

Arbetet ska baseras på forskning i Sverige och utomlands och resultera i konkreta förslag på hur Sverige kan förbättra och utveckla viltskyddet. Projektet ska genomföras i samråd med Viltskadecenter vid Sveriges lantbruksuniversitet som har arbetat med frågan i många år.

På regeringens vägnar



Sven-Erik Bucht



Marcus Öhman

Kopia till

Statsrådsberedningen/SAM och EU-kansliet
Finansdepartementet/BA
Miljö- och energidepartementet/NM
Viltskadecenter, Sveriges lantbruksuniversitet

Bilaga 2. Lista med referenser

- Acorn R. C. and Dorrance M.J. 1994. An evaluation of anti-coyote electric fences. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 16, pp. 45-50.
- Adamič M., Jerina K., and Jonozovič M. 2004. Problems connected with the large-carnivore conservation in Slovenia: Did we find the right way? *Game & Wildlife Science*, vol. 4, pp. 571-580.
- Ahmed R.A., Prusty K., Jena J., Dave C., Das S.K.R., Sahu H.K., and Rout S.D. 2012. Prevailing human carnivore conflict in Kanha-Achanakmar corridor, central India. *World Journal of Zoology*, vol. 7, pp. 158-164.
- Akhtar N. and Chauhan N.P.S. 2008. Status of human-wildlife conflict and mitigation strategies in Marwahi Forest Division, Bilaspur Chhattisgarh. *Indian Forester*, vol. 134, pp-1349-1358.
- Akhtar N. and Chauhan N.P.S. 2010. Intolerant attitude of people towards black bear (*Ursus thibetanus*) and mitigation strategies in Kashmir Valley, India. *Tigerpaper (Bangkok)*, vol. 37, pp.7-12.
- Alexander S. M. and Quinn M.S. 2011. Coyote (*Canis latrans*) interactions with humans and pets reported in the Canadian print media (1995-2010). *Human Dimensions of Wildlife*, vol. 16, pp. 345-359.
- Allen B. L., Allen L.R., Engeman R.M., and Leung L.K-P. 2013. Intraguild relationships between sympatric predators exposed to lethal control: predator manipulation experiments. *Frontiers in Zoology*, vol. 10, pp. 1-18.
- Allen L. S. 1992. Livestock-wildlife coordination in the encinal oak woodlands: Coronado National Forest. *U S Forest Service General Technical Report RM*, pp. 109-110.
- Allen L. R. 2000. Measuring predator control effectiveness: reducing numbers may not reduce predator impact. In *Proceedings of the 19th Vertebrate Pest Conference, San Diego, California*. Davis: The University of California, pp. 284-289.
- Amador-Alcala S., Naranjo E.J., and Jimenez-Ferrer G. 2013. Wildlife predation on livestock and poultry: implications for predator conservation in the rainforest of south-east Mexico. *Oryx*, vol. 47, pp. 243-250.
- Ambarli H. and Bilgin C.C. 2008. Human-brown bear conflicts in Artvin, northeastern Turkey: encounters, damage, and attitudes. *Ursus*, vol. 19, pp. 146-153.
- Andelt W.F. 1992. Effectiveness of livestock guarding dogs for reducing predation on domestic sheep. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 20, pp. 55-62.
- Andelt W.F., Philips R.L., Gruver K.S., and Guthrie J.W. 1999. Coyote predation on domestic sheep deterred with electronic dog-training collar. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 27, pp. 12-18.

- Anderson C. R., Ternent M.A., and Moody D.S. 2002. Grizzly bear-cattle interactions on two grazing allotments in northwest Wyoming. *Ursus*, vol. 13, pp. 247-256.
- Anonymous. 1995. Tackling snow leopard predation problems in Nepal. *Cat News*, vol. 22, pp. 15-16.
- Anwar M.B., Nadeem M.S., Shah S.I., Kiayani A.R., and Mushtaq M. 2012. A note on the diet of Indian wolf (*Canis lupus*) in Baltistan, Pakistan. *Pakistan Journal of Zoology*, vol. 44, pp. 588-591.
- Arivazhagan C., Arumugam R., and Thiyagesan K. 2007. Food habits of Leopard (*Panthera pardus fusca*), Dhole (*Cuon alpinus*) and Striped Hyena (*Hyaena hyaena*) in a tropical dry thorn forest of southern India. *Journal of the Bombay Natural History Society*, vol. 104, pp. 178-187.
- Armistead A.R., Mitchell K., and Connolly G.E. 1994. Bear relocations to avoid bear/sheep conflicts. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 16, pp. 31-35.
- Aryal A., Sathyakumar S., and Schwartz C.C. 2010. Current status of brown bears in the Manasalu Conservation Area, Nepal. *Ursus*, vol. 21, pp. 109-114.
- Athreya V., Odden M., Linnell J.D. C., and Karanth K.U. 2011. Translocation as a Tool for Mitigating Conflict with Leopards in Human-Dominated Landscapes of India. *Conservation Biology*, vol. 25, pp. 133-141.
- Atickem A., Williams S., Bekele A., and Thirgood S. 2010. Livestock predation in the Bale Mountains, Ethiopia. *African Journal of Ecology*, vol. 48, pp. 1076-1082.
- Augustyn T. 2001. An evaluation of grizzly bear- human conflict in the northwest boreal region of Alberta (1991 to 2000) and potential mitigation. *Alberta Species at Risk Report*, vol. 10, pp. 1-25.
- Ausband D.E., Mitchell M.S., Bassing S.B. and White C. 2013. No trespassing: using a biofence to manipulate wolf movements. *Wildlife Research*, vol. 40, pp. 207-216.
- de Azevedo F.C.C. 2007. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation*, vol. 137, pp. 391-402.
- Azevedo F.C.C., Concone H.V.B, Pires-daSilva A., and Verdade L.M. 2010. Puma (*Puma concolor*) predation on a water buffalo (*Bubalus bubalis*). *Mammalia*, vol. 74, pp. 431-432.
- Bagchi S., Goyal S.P., and Sankar K. 2003. Prey abundance and prey selection by tigers (*Panthera tigris*) in a semi-arid, dry deciduous forest in western India. *Journal of Zoology*, vol. 260, pp. 285-290.
- Bangs E.E., Fontaine J., Meier T., Niemeyer C., Jimenez M., Smith D., Mack C., Asher V., Handegard L., Collinge M., Krischke R., Sime C., Nadeau S., and Moody D. 2004. Restoration and conflict management of the gray wolf in Montana, Idaho and Wyoming. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, vol. 69, pp. 89-105.

- Bangs E.E., Fontaine J.A., Jimenez M.D., Meier T.J., Bradley E.H., Niemeyer C.C., Smith D.W., Mack C.M., Asher V., and Oakleaf J.K. 2005. Managing wolf-human conflict in the northwestern United States. In Woodroffe R., Thirgood S., and Rabinowitz A (eds). *People and Wildlife: Conflict or Co-existence?* Cambridge University Press, Cambridge, England. pp. 340-356.
- Baruch-Mordo S., Webb C.T., Breck S.W., and Wilson K.R. 2013. Use of patch selection models as a decision support tool to evaluate mitigation strategies of human-wildlife conflict. *Biological Conservation*, vol. 160, pp. 263-271.
- Bauer H., de Iongh H., and Sogbohossou E. 2010. Assessment and mitigation of human-lion conflict in West and Central Africa. *Mammalia*, vol. 74, pp. 363-367.
- Beckmann J.P., Lackey C.W, and Berger J. 2004. Evaluation of deterrent techniques and dogs to alter behavior of "nuisance" black bears. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 32, pp. 1141-1146.
- Bekoff M. 2001. Human-carnivore interactions: adopting proactive strategies for complex problems. In Gittleman J.L., Funk S.M., Macdonald D.W., and Wayne R.K. (eds). *Carnivore conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, England. pp. 179-195.
- Berezky L., Pop M., and Chiriac S. 2011. Trouble-making brown bear *ursus arctos linnaeus, 1758* (mammalia: carnivora) - behavioral pattern analysis of the specialized individuals. *Travaux du Museum National d'Histoire Naturelle Grigore Antipa*, vol. 54, pp. 541-554.
- Berger K.M. 2006. Carnivore-livestock conflicts: effects of subsidized predator control and economic correlates on the sheep industry. *Conservation Biology*, vol. 20, pp. 751-761.
- Bhattacharjee A. and Parthasarathy N. 2013. Coexisting With Large Carnivores: A Case Study From Western Duars, India. *Human Dimensions of Wildlife*, vol. 18, pp. 20-31.
- Bibi S. S., Minhas R.A., Awan M.S., Ali U., and Dar N.I. 2013. Study of ethno-carnivore relationship in Dhirkot, Azad Jammu and Kashmir (Pakistan). *Journal of Animal and Plant Sciences*, vol. 23, pp. 854-859.
- Bisi J., Kurki S., Svensberg M., and Liukkonen T. 2007. Human dimensions of wolf (*Canis lupus*) conflicts in Finland. *European Journal of Wildlife Research*, vol. 53, pp. 304-314.
- Blanchard B.M. and Knight R.R. 1995. Biological consequences of relocating grizzly bears in the Yellowstone ecosystem. *Journal of Wildlife Management*, vol. 59, pp. 560-565.
- Blejwas K.M., Sacks B.N., Jaeger M.M., and McCullough D.R. 2002. The effectiveness of selective removal of breeding coyotes in reducing sheep predation. *Journal of Wildlife Management*, vol. 66, pp. 451-462.

Bradley E.H. and Pletscher D.H. 2005. Assessing factors related to wolf depredation of cattle in fenced pastures in Montana and Idaho. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 33, pp. 1256-1265.

Bradley E.H., Pletscher D.H., Bangs E.E., Kunkel K.E., Smith D.W., Mack C.M., Meier T.J., Fontaine J.A., Niemeyer C.C., and Jimenez M.D. 2005. Evaluating wolf translocation as a nonlethal method to reduce livestock conflicts in the northwestern United States. *Conservation Biology*, vol. 19, pp. 1498-1508.

Breck S.W., Lance N., and Callahan P. 2006. A shocking device for protection of concentrated food sources from black bears. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 34, pp. 23-26.

Breck S.W., Lance N., Bourassal J., Matthews S., and Seher V. 2007. An automated system for detecting and reporting trespassing bears in Yosemite National Park. *Ursus*, vol. 18, pp. 230-235.

Bromley C. and Gese E.M. 2001. Surgical sterilization as a method of reducing coyote predation on domestic sheep. *Journal of Wildlife Management*, vol. 65, pp. 510-519.

Bump J.K., Murawski C.M., Kartano L.M., Beyer D.E., and Roell B.J. 2013. Bear-Baiting May Exacerbate Wolf-Hunting Dog Conflict. *PLoS ONE*, vol. 8.

Can O.E. and Togan I. 2004. Status and management of brown bears in Turkey. *Ursus*, vol. 15, pp. 48-53.

Carter N.H., Riley S.J., and Liu J.G. 2012. Utility of a psychological framework for carnivore conservation. *Oryx*, vol. 46, pp. 525-535.

Castellanos A., Laguna A., and Clifford S. 2011. Suggestions for Mitigating Cattle Depredation and Resulting Human-Bear Conflicts in Ecuador. *International Bear News*, vol. 20, pp. 16-18.

Cavalcanti S.M.C. and Gese E.M. 2010. Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy*, vol. 91, pp. 722-736.

Cavalcanti S.M.C., Crawshaw P.G., and Tortato F.R. 2012. Use of Electric Fencing and Associated Measures as Deterrents to Jaguar Predation on Cattle in the Pantanal of Brazil. In Somers M.J., and Hayward M.W. (eds). *Fencing for conservation: restriction of evolutionary potential or a riposte to threatening processes?* Springer, New York, United States. pp. 295-309.

Charoo S.A., Sharma L.K., and Sathyakumar S. 2011. Asiatic black bear-human interactions around Dachigam National Park, Kashmir, India. *Ursus*, vol. 22, pp. 106-113.

Chauhan, N. P. S. 2003. Human casualties and livestock depredation by black and brown bears in the Indian Himalaya, 1989-98. *Ursus*, vol 14, pp. 84-87.

Chauhan, N. P. S. 2005. Livestock depredation by tiger in and around Dudhwa National Park, Uttar Pradesh and mitigation strategies. *Indian Forester*, vol. 131, pp. 1319-1328.

Chavez A.S. and Gese E.M. 2006. Landscape use and movements of wolves in relation to livestock in a wildland-agriculture matrix. *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, pp. 1079-1086.

Clark J.D., Dobey S., Masters D.V., Scheick B.K., Pelton M.R., and Sunquist M.E. 2005. American black bears and bee yard depredation at Okefenokee Swamp, Georgia. *Ursus*, vol. 16, pp. 234-244.

Conner M.M., Jaeger M.M., Weller T.J., and McCullough D.R. 1998. Effect of coyote removal on sheep depredation in northern California. *Journal of Wildlife Management*, vol. 62, pp. 690-699.

Cozza K., Fico R., and Battistini L. 1996. Wildlife predation on livestock in central Italy: a management perspective. *Journal of Wildlife Research*, vol. 1, pp. 260-262.

Crawford J. C., Dhanwatey H., Dhanwatey P., and Nielsen C.K. 2012. Efforts by TRACT to conserve tigers in human-dominated landscapes of central India. *Cat News*, vol. 56, pp. 20-22.

Cunningham S.C., Haynes L.A., Gustavson C., and Haywood D.D. 1995. Evaluation of the interaction between mountain lions and cattle in the Aravaipa-Klondyke area of southeast Arizona. *Arizona Game and Fish Department Research Branch Technical Report*, vol. 17, pp. 1-64.

Dalmaso S., Vesco U., Orlando L., Tropini A., and Passalacqua C. 2012. An integrated program to prevent, mitigate and compensate Wolf (*Canis lupus*) damage in the Piedmont region (northern Italy). *Hystrix*, vol. 23, pp. 54-61.

Dar M.I., Mihas R.A., Zaman Q., and Linkie M. 2009. Predicting the patterns, perceptions and causes of human-carnivore conflict in and around Machiara National Park, Pakistan. *Biological Conservation*, vol. 1442, pp. 2076-2082.

Das C. S. 2012. Tiger straying incidents in Indian Sundarban: statistical analysis of case studies as well as depredation caused by conflict. *European Journal of Wildlife Research*, vol. 58, pp. 205-214.

Datiko D. and Bekele A. 2013. Conservation challenge: Human-carnivore conflict in Chebera Churchura National Park, Ethiopia. *Greener Journal of Biological Sciences*, vol. 3, pp. 108-115.

Davidson-Nelson S.J. and Gehring T.M. 2010. Testing fladry as a nonlethal management tool for wolves and coyotes in Michigan. *Human-Wildlife Interactions*, vol. 4, pp. 87-94.

DeLiberto T.J., Seglund A., Jochle W, and Kimball B. 2002. Assessment of cabergoline as a reproductive inhibitor in coyotes (*Canis latrans*). *Proceedings of the 5th International Symposium on Fertility control in wildlife*, Reproduction Supplement 60, pp. 53-64.

- Donikar R.P., Patil V.K., Narkhede S.S., Rane A.D., Mokat D.N., and Bhave S.G. 2011. Circumstantial and response attitudes of people affected with livestock depredation by leopards *Panthera pardus* Linnaeus in Ratnagiri district, Maharashtra, India. *Journal of the Bombay Natural History Society*, vol. 108, pp. 18-23.
- Edgar J.P., Appleby R.G., and Jones D.N. 2007. Efficacy of an ultrasonic device as a deterrent to dingoes (*Canis lupus dingo*): a preliminary investigation. *Journal of Ethology*, vol. 25, pp. 209-213.
- Edge J.L., Beyer D.E.Jr., Belant J.L., Jordan M.J., and Roell B.J. 2011. Livestock and domestic dog predations by wolves in Michigan. *Human-Wildlife Interactions*, vol. 5, pp. 66-78.
- Espuno N., Lequette B., Poulle M.L., Migot P., and Lebreton J.D. 2004. Heterogeneous response to preventive sheep husbandry during wolf recolonization of the French Alps. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 32, pp. 1195-1208.
- Falke F. and Lodeiro Ocampo N. 2008. Identification of jaguar-man conflicts in the north of Salta Province, Argentina. *Reportes Tigreros Series Investigation*, vol. 1, pp. 1-29.
- Fico R., Morosetti G., and Giovannini A. 1993. The impact of predators on livestock in the Abruzzo region of Italy. *Revue Scientifique et Technique Office International des Epizooties*, vol. 12, pp. 39-50.
- Fleming P.J.S. 2000. Wild dogs and their manipulation to prevent livestock predation in Australia. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 19, pp. 277-283.
- Fritts S.H., Paul W.J., Mech L.D., and Scott D.P. 1992. Trends and management of wolf - livestock conflicts in Minnesota. *U S Fish and Wildlife Service Resource Publication*, no 181, pp. 1-27.
- Garrote G., Lopez G., Gil-Sanchez J.M, Rojas E., Ruiz M., Bueno J.F., de Lillo S., Rodriguez-Siles J., Martin J.M, Perez J., Garcia-Tardio M., Valenzuela G., and Simon M.A. 2013. Human-felid conflict as a further handicap to the conservation of the critically endangered Iberian lynx. *European Journal of Wildlife Research*, vol. 59, pp. 287-290.
- Gehring T.M., Hawley J.E., Davidson S.J., Rossler S.T., Cellar A.C., Schultz R.N., Wydeven A.P., and VerCauteren K.C. 2006. Are viable non-lethal management tools available for reducing wolf-human conflict? Preliminary results from field experiments. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 22, pp. 2-6.
- Gehring T.M., VerCauteren K.C., Provost M.L., and Cellar A.C. 2010. Utility of livestock-protection dogs for deterring wildlife from cattle farms. *Wildlife Research*, vol. 37, pp. 715-721.
- Goldman M.J., de Pinho J.R., and Perry J. 2013. Beyond ritual and economics: Maasai lion hunting and conservation politics. *Oryx*, vol. 47, pp. 490-509.
- Goldstein I. 1991. Spectacled bear predation and feeding behavior on livestock in Venezuela. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, vol. 26, pp. 231-235.

- Gomez-Ortiz Y. and Monroy-Vilchis O. 2013. Feeding ecology of puma *Puma concolor* in Mexican montane forests with comments about jaguar *Panthera onca*. *Wildlife Biology*, vol. 19, pp. 179-187.
- Gonzalez Fernandez A.J. 1995. Livestock predation in the Venezuelan Llanos. *Cat News*, vol. 22, pp. 14-15.
- Goodrich J.M. and Miquelle D.G. 2005. Translocation of problem Amur tigers *Panthera tigris altaica* to alleviate tiger-human conflicts. *Oryx*, vol. 39, pp. 454-457.
- Goodrich J.M., Seryodkin I., Miquelle D.G., and Bereznuik S.L. 2011. Conflicts between Amur (Siberian) tigers and humans in the Russian Far East. *Biological Conservation*, vol. 144, pp. 584-592.
- Green J.S., Woodruff R.A., and Andelt W.F. 1994. Do livestock guarding dogs lose their effectiveness over time? *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 16, pp. 41-44.
- Gula R. 2008. Wolf depredation on domestic animals in the Polish Carpathian Mountains. *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, pp. 283-289.
- Gunther K.A., Haroldson M.A., Frey K., Cain S.L., Copeland J., and Schwartz C.C. 2004. Grizzly bear-human conflicts in the Greater Yellowstone ecosystem, 1992-2000. *Ursus*, vol. 15, pp. 10-22.
- Gusset M., Swarner M.J., Mponwane L., Keletile K., and McNutt J.W. 2009. Human-wildlife conflict in northern Botswana: livestock predation by endangered African wild dog *Lycaon pictus* and other carnivores. *Oryx*, vol. 43, pp. 67-72.
- Halder N.K. 2005. A study on tiger-human conflicts in the Sundarban Reserve Forest (Bangladesh). *Tigerpaper (Bangkok)*, vol. 32, pp. 8-13.
- Harper E.K., Paul W.J., Mech L.D., and Weisberg S. 2008. Effectiveness of lethal, directed wolf-depredation control in Minnesota. *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, pp. 778-784.
- Hawley J.E., Gehring T.M., Schultz R.N., Rossler S.T., and Wydeven A.P. 2009. Assessment of shock collars as nonlethal management for wolves in Wisconsin. *Journal of Wildlife Management*, vol. 73, pp. 518-525.
- Hemson G., Maclellan S., Mills G., Johnson P., and Macdonald D. 2009. Community, lions, livestock and money: A spatial and social analysis of attitudes to wildlife and the conservation value of tourism in a human-carnivore conflict in Botswana. *Biological Conservation*, vol. 142, pp. 2718-2725.
- Herfindal I., Linnell J.D.C., Moa P.F., Odden J., Austmo L.B., and Andersen R. 2005. Does recreational hunting of lynx reduce depredation losses of domestic sheep? *Journal of Wildlife Management*, vol. 69, pp. 1034-1042.
- Herrero S. and Higgins A. 1998. Field use of capsicum spray as a bear deterrent. *Ursus*, vol. 10, pp. 533-537.

- Hoogesteijn R., Hoogesteijn A., and Mondolfi E. 1993. Jaguar predation and conservation: cattle mortality caused by felines on three ranches in the Venezuelan Llanos. *Symposia of the Zoological Society of London*, vol. 65, pp. 391-407.
- Hoogesteijn R. and Hoogesteijn A. 2008. Conflicts between cattle ranching and large predators in Venezuela: could use of water buffalo facilitate felid conservation? *Oryx*, vol. 42, pp. 132-138.
- Hoover S.E. and Conover M.R. 1998. Effectiveness of volatile irritants at reducing consumption of eggs by captive coyotes. *Journal of Wildlife Management*, vol. 62, pp. 399-405.
- Hoover S.E. and Conover M.R. 2000. Using eggs containing an irritating odor to teach mammalian predators to stop depredating eggs. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 28, pp. 84-89.
- Hopkins J.B., Koch P.L., Schwartz C.C., Ferguson J.M., Greenleaf S.S., and Kalinowski S.T. 2012. Stable isotopes to detect food-conditioned bears and to evaluate human-bear management. *Journal of Wildlife Management*, vol. 76, pp. 703-713.
- Hosseini-Zavarei F., Farhadinia M.S., Beheshti-Zavareh M., and Abdoli A. 2013. Predation by grey wolf on wild ungulates and livestock in central Iran. *Journal of Zoology*, vol. 290, pp. 127-134.
- Hovens J.P.M. and Tungalaktuja K. 2005. Seasonal fluctuations of the wolf diet in the Hustai National Park (Mongolia). *Mammalian Biology*, vol. 70, pp. 210-217.
- Huygens O.C., van Manen F.T., Martorello D.A., Hayashi H., and Ishida J. 2004. Relationships between Asiatic black bear kills and depredation costs in Nagano Prefecture, Japan. *Ursus*, vol. 15, pp. 197-202.
- Ikanda D. and Packer C. 2008. Ritual vs. retaliatory killing of African lions in the Ngorongoro Conservation Area, Tanzania. *Endangered Species Research*, vol. 6, pp. 67-74.
- Iliopoulos Y., Sgardelis S., Koutis V., and Savaris D. 2009. Wolf depredation on livestock in central Greece. *Acta Theriologica*, vol. 54, pp. 11-22.
- Jackson C.R., McNutt J.W., and Apps P.J. 2012. Managing the ranging behaviour of African wild dogs (*Lycaon pictus*) using translocated scent marks. *Wildlife Research*, vol. 39, pp. 31-34.
- Jackson R. and Wangshuk R. 2001. Linking snow leopard conservation and people-wildlife conflict resolution: grassroots measures to protect the endangered snow leopard from herder retribution. *Endangered Species Update*, vol. 18, pp. 138-141.
- Jackson R.M., Ahlborn G.G., Gurung M., and Ale S. 1996. Reducing livestock depredation losses in the Nepalese Himalaya. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 17, pp. 241-247.

Jackson R.M. and Wangchuk R. 2004. A community-based approach to mitigating livestock depredation by snow leopards. *Human Dimensions of Wildlife*, vol. 9, pp. 307-315.

Johnson A., Vongkhamheng C., Hedemark M., and Saithongdam T. 2006. Effects of human-carnivore conflict on tiger (*Panthera tigris*) and prey populations in Lao PDR. *Animal Conservation*, vol. 9, pp. 421-430.

Jorge A.A., Vanak A.T., Thaker M., Begg C., and Slotow R. 2013. Costs and Benefits of the Presence of Leopards to the Sport-Hunting Industry and Local Communities in Niassa National Reserve, Mozambique. *Conservation Biology*, vol. 27, pp. 832-843.

Kaczensky P. 1999. Large carnivore depredation on livestock in Europe. *Ursus*, vol. 11, pp. 59-72.

Kamler J.F., Klare U., and Macdonald D.W. 2012. Seasonal diet and prey selection of black-backed jackals on a small-livestock farm in South Africa. *African Journal of Ecology*, vol. 50, pp. 299-307.

Karamanlidis A.A., Sanopoulos A., Georgiadis L., and Zedrosser A. 2011. Structural and economic aspects of human-bear conflicts in Greece. *Ursus*, vol. 22, pp. 141-151.

Karlsson J. and Johansson Ö. 2010. Predictability of repeated carnivore attacks on livestock favours reactive use of mitigation measures. *Journal of Applied Ecology*, vol. 47, pp. 166-171.

Kissui B.M. 2008. Livestock predation by lions, leopards, spotted hyenas, and their vulnerability to retaliatory killing in the Maasai steppe, Tanzania. *Animal Conservation*, vol. 11, pp. 422-432.

Knarrum V., Sorensen O.J., Eggen T., Kvam T., Opseth O., Overskaug K., and Eidsmo A. 2006. Brown bear predation on domestic sheep in central Norway. *Ursus*, vol. 17, pp. 67-74.

Knight J. 2000. Culling demons. The problem of bears in Japan. In Knight J (ed). *Natural enemies: people-wildlife conflicts in anthropological perspective*. Routledge, London United Kingdom and New York United States. pp. 145-169.

Knowlton F.F., Gese E.M., and Jaeger M.M. 1999. Coyote depredation control: an interface between biology and management. *Journal of Range Management*, vol. 52, pp. 398-412.

Kojola I. and Kuittinen J. 2002. Wolf attacks on dogs in Finland. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 30, pp. 498-501.

Kolowski J.M. and Holekamp K.E. 2006. Spatial, temporal, and physical characteristics of livestock depredations by large carnivores along a Kenyan reserve border. *Biological Conservation*, vol. 128, pp. 529-541.

Lagendijk D.D.G. and Gusset M. 2008. Human-carnivore coexistence on communal land bordering the Greater Kruger Area, South Africa. *Environmental Management*, vol. 42, pp. 971-976.

- Lance N.J., Breck S.W., Sime C., Callahan P., and Shivik J.A. 2010. Biological, technical, and social aspects of applying electrified fladry for livestock protection from wolves (*Canis lupus*). *Wildlife Research*, vol. 37, pp. 708-714.
- Landa A. and Tømmerås B.A. 1997. A test of aversive agents on wolverines. *Journal of Wildlife Management*, vol. 61, pp. 510-516.
- Landa A., Gudvangen K., Swenson J.E., and Røskaft E. 1999. Factors associated with wolverine *Gulo gulo* predation on domestic sheep. *Journal of Applied Ecology*, vol. 36, pp. 963-973.
- Leigh J. and Chamberlain M.J. 2008. Effects of aversive conditioning on behavior of nuisance Louisiana black bears. *Human-Wildlife Conflicts*, vol. 2, pp. 175-182.
- Li B., Zhang E., and Liu Z. 2009. Livestock depredation by Amur tigers in Hunchun Nature Reserve, Jilin, China. *Acta Theriologica Sinica*, vol. 20, pp. 231-238.
- Linhart S.B., Dasch G.J., Johnson R.R., Roberts J.D., and Packham C.J. 1992. Electronic frightening devices for reducing coyote predation on domestic sheep: efficacy under range conditions and operational use. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 15, pp. 386-392.
- Lopes Palmeira F.B. and Trinca C.T. 2012. Jaguar poisoning in southern Brazilian Amazonia. *Cat News*, vol. 57, pp. 9-11.
- Lucherini M., Rios L., Manfredi C., Merino M.J., and Arellano J. 2008. Human-puma conflicts in three areas from the southern cone of South America: preliminary data. *Cat News*, vol. 49, pp. 29-30.
- MacLennan S.D., Groom R.J., Macdonald D.W., and Frank L.G. 2009. Evaluation of a compensation scheme to bring about pastoralist tolerance of lions. *Biological Conservation*, vol. 142, pp. 2419-2427.
- Madhusudan M.D. 2003. Living amidst large wildlife: Livestock and crop depredation by large mammals in the interior villages of Bhadra Tiger Reserve, south India. *Environmental Management*, vol. 31, pp. 466-475.
- Marker L.L., Mills M.G.L., and Macdonald D.W. 2003. Factors influencing perceptions of conflict and tolerance toward cheetahs on Namibian farmlands. *Conservation Biology*, vol. 17, pp. 1290-1298.
- Martin J. and O'Brien A. 2000. The use of bone oil (Renardine) as a coyote repellent on sheep farms in Ontario. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 19, pp. 310-314.
- Mazur R.L. 2010. Does aversive conditioning reduce human-black bear conflict? *Journal of Wildlife Management*, vol. 74, pp. 48-54.
- Mazzolli M., Graipel M.E., and Dunstone N. 2002. Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation*, vol. 105, pp. 43-51.

- McDougal C., Barlow A., Thapa D., Kumal S., and Tamang D.B. 2004. Tiger and human conflict increase in Chitwan Reserve buffer zone, Nepal. *Cat News*, vol. 40, pp. 3-4.
- Meena V., Jhala Y.V., Chellam R., and Pathak B. 2011. Implications of diet composition of Asiatic lions for their conservation. *Journal of Zoology*, vol. 284, pp. 60-67.
- Merrigi A., Lovari S. 1996. A review of wolf depredation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *Journal of Applied Ecology*, 33 (1996), pp. 1561-1571.
- Merkle J.A., Krausman P.R., Stark D.W., Oakleaf J.K., and Ballard W.B. 2009. Summer diet of the Mexican gray wolf (*Canis lupus baileyi*). *Southwestern Naturalist*, vol. 54, pp. 480-485.
- Mertens A. and Promberger C. 2001. Economic aspects of large carnivore-livestock conflicts in Romania. *Ursus*, vol. 12, pp. 173-180.
- Michalski F., Boulhosa R.L.P., Faria A., and Peres C.A. 2006. Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*, vol. 9, pp. 179-188.
- Miller C.S., Petrunenko Y.K., Goodrich J.M., Hebblewhite M., Seryodkin I.V., and Miquelle D.G. 2011. Translocation a success, but poaching remains a problem for Amur tigers. *Cat News*, vol. 55, pp. 22-25.
- Miller D.J. and Jackson R. 1994. Livestock and snow leopards: making room for competing users on the Tibetan Plateau. *Proceedings of the International Snow Leopard Symposium*, vol. 7, pp. 315-328.
- Mishra C. 1997. Livestock depredation by large carnivores in the Indian trans-Himalaya: conflict perceptions and conservation prospects. *Environmental Conservation*, vol. 24, pp. 338-343.
- Mishra C. and Fitzherbert A. 2004. War and wildlife: A post-conflict assessment of Afghanistan's Wakhan Corridor. *Oryx*, vol. 38, pp. 102-105.
- Mizutani F. 1993. Home range of leopards and their impact on livestock on Kenyan ranches. In Dunstone N. and Gorman M.L. *Mammals as predators*, Oxford University Press, Oxford, England. pp. 425-439.
- Morehouse A.T. and Boyce M.S. 2011. From venison to beef: seasonal changes in wolf diet composition in a livestock grazing landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9, pp. 440-445.
- Muhly T.B. and Dubois M. 2013. Advancing the Management of Carnivore Predation on Livestock in Western Canada. *Human Dimensions of Wildlife*, vol. 18, pp. 312-314.
- Muhly T., Gates C.C., Callaghan C., and Musiani M. 2010. Livestock husbandry practices reduce wolf depredation risk in Alberta, Canada. In Musiani M., Boitani L., and Paquet P.C. (eds). *The world of wolves: new perspectives on ecology, behaviour and management*. University of Calgary Press, Calgary, Canada.

- Mukherjee S. 2003. Tiger human conflicts in Sundarban Tiger Reserve, west Bengal, India. *Tigerpaper (Bangkok)*, vol. 30, pp. 3-6.
- Musiani M. and Visalberghi E. 2001. Effectiveness of fladry on wolves in captivity. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 29, pp. 91-98.
- Musiani M., Mamo C., Boitani L., Callaghan C., Gates C.C., Mattei L., Visalberghi E., Breck S., and Volpi G. 2003. Wolf depredation trends and the use of fladry barriers to protect livestock in western North America. *Conservation Biology*, vol. 17, pp. 1538-1547.
- Musiani M., Muhly T., Callaghan C., Gates C.C., Smith M.E., Stone S., and Tosioni E. 2004. Wolves in rural agricultural areas of western North America: conflict and conservation. In Fascione N., Delach A., and Smith M.E. (eds). *People and predators: from conflict to coexistence*. pp. 51-75.
- Musiani M., Muhly T., Gates C.C., Callaghan C., Smith M.E., and Tosioni E. 2005. Seasonality and reoccurrence of depredation and wolf control in western North America. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 33, pp. 876-887.
- Namgail T., Fox J.L., and Bhatnagar Y.V. 2007. Carnivore-caused livestock mortality in Trans-Himalaya. *Environmental Management*, vol. 39, pp. 490-496.
- Nugraha R.T. and Sugardjito J. 2009. Assessment and management options of human-tiger conflicts in Kerinci Seblat National Park, Sumatra, Indonesia. *Mammal Study*, vol. 34, pp. 141-154.
- Nyhus P.J. and Tilson R. 2004. Characterizing human-tiger conflict in Sumatra, Indonesia: Implications for conservation. *Oryx*, vol. 38, pp. 68-74.
- Oakleaf J.K., Mack C., and Murray D.L. 2003. Effects of wolves on livestock calf survival and movements in Central Idaho. *Journal of Wildlife Management*, vol. 67, pp. 299-306.
- Odden J., Linnell J.D.C., Moa P.F., Herfindal I., Kvam T., and Andersen R. 2002. Lynx depredation on domestic sheep in Norway. *Journal of Wildlife Management*, vol. 66, pp. 98-105.
- Odden J., Herfindal I., Linnell J.D.C., and Andersen R. 2008. Vulnerability of domestic sheep to lynx depredation in relation to roe deer density. *Journal of Wildlife Management*, vol. 72, pp. 276-282.
- Ogada M.O., Woodroffe R., Oguge N.O., and Frank L.G. 2003. Limiting depredation by African carnivores: The role of livestock husbandry. *Conservation Biology*, vol. 17, pp. 1521-1530.
- Oli M.K., Taylor I.R., and Rogers M.E. 1994. Snow leopard *Panthera uncia* predation of livestock: an assessment of local perceptions in the Annapurna Conservation Area, Nepal. *Biological Conservation*, vol. 68, pp. 63-68.

Palmeira F.B.L., Craivshaw P.G., Haddad C.M., Ferraz K.M.P.M.B., and Verdad L.M. 2008. Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. *Biological Conservation*, vol. 141, pp. 118-125.

Palmer B.C., Conover M.R., and Frey S.N. 2010. Replication of a 1970s Study on Domestic Sheep Losses to Predators on Utah's Summer Rangelands. *Rangeland Ecology & Management*, vol. 63, pp. 689-695.

Patterson B.D., Kasiki S.M., Selempo E., and Kays R.W. 2004. Livestock predation by lions (*Panthera leo*) and other carnivores on ranches neighboring Tsavo National Parks, Kenya. *Biological Conservation*, vol. 119, pp. 507-516.

Phillips R.L., Blom F.S., Dasch G.J., and Guthrie J.W. 1992. Field evaluation of three types of coyote traps. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 15, pp. 393-395.

Pitt W.C., Knowlton F.F., Ogawa A., and Box P.W. 2000. Evaluation of depredation management techniques for territorial animals using a computer model: coyotes as a case study. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 19, pp. 315-318.

Polisar J., Scognamillo D., Maxit I., Sunquist M., and Eisenberg J. 2001. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: some ecological perspectives. *Cat News*, vol. 34, pp. 18-20.

Polisar J., Maxit I., Scognamillo D., Farrell L., Sunquist M.E., and Eisenberg J.F. 2002. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, vol. 109, pp. 297-310.

Priatna D., Santosa Y., Prasetyo L.B., and Kartono A.P. 2012. Home range and movements of male translocated problem tigers in Sumatra. *Asian Journal of Conservation Biology*, vol. 1, pp. 20-30.

Qamar Q.Z., Dar N.I., Ali U., Minhas R.A., Ayub J., and Anwar M. 2010. Human-Leopard Conflict: An Emerging Issue of Common Leopard Conservation in Machiara National Park, Azad Jammu and Kashmir, Pakistan. *Pakistan Journal of Wildlife*, vol. 1, pp. 50-56.

Rabinowitz A. 2005. Jaguars and livestock: living with the world's third largest cat. In Woodroffe R., Thirgood S., and Rabinowitz A. (eds.). *People and Wildlife: Conflict or Co-existence?* Cambridge University Press, Cambridge, England.

Rasmussen G.S.A. 1999. Livestock predation by the painted hunting dog *Lycaon pictus* in a cattle ranching region of Zimbabwe: a case study. *Biological Conservation*, vol. 88, pp. 133-139.

Rauer G., Kaczensky P., Knauer F. 2003. Experiences with aversive conditioning of habituated brown bears in Austria and other European countries. *Ursus*, vol. 14, pp. 215-224.

Rigg R., Findo S., Wechselberger M., Gorman M.L., Sillero-Zubiri C., and Macdonald D.W. 2011. Mitigating carnivore-livestock conflict in Europe: lessons from Slovakia. *Oryx*, vol. 45, pp. 272-280.

- Rishi V. 1992. Making of a cattle-lifter - a Sunderban case study. *Tigerpaper (Bangkok)*, vol. 19, pp. 14-17.
- Rondinini C. and Boitani L. 2007. Systematic conservation planning and the cost of tackling conservation conflicts with large carnivores in Italy. *Conservation Biology*, vol. 21, pp. 1455-1462.
- Rosas-Rosas O.C., Bender L.C., and Valdez R. 2008. Jaguar and puma predation on cattle calves in northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology & Management*, vol. 61, pp. 554-560.
- Rosas-Rosas O.C., Bender L.C., and Valdez R. 2010. Habitat correlates of jaguar kill-sites of cattle in northeastern Sonora, Mexico. *Human-Wildlife Interactions*, vol. 4, pp. 103-111.
- Ross P.I. and Jalkotzy M.G. 1995. Fates of translocated cougars, *Felis concolor*, in Alberta. *Canadian Field-Naturalist*, vol. 109, pp. 475-476.
- Sacks B.N., Jaeger M.M., Neale J.C.C., and McCullough D.R. 1999. Territoriality and breeding status of coyotes relative to sheep predation. *Journal of Wildlife Management*, vol. 63, pp. 593-605.
- Sacks B.N., Blejwas K.M., and Jaeger M.M. 1999. Relative vulnerability of coyotes to removal methods on a northern California ranch. *Journal of Wildlife Management*, vol. 63, pp. 939-949.
- Sacks B.N. and Neale J.C.C. 2002. Foraging strategy of a generalist predator toward a special prey: Coyote predation on sheep. *Ecological Applications*, vol. 12, pp. 299-306.
- Sacks B.N. and Neale J.C.C. 2007. Coyote abundance, sheep predation, and wild prey correlates illuminate Mediterranean trophic dynamics. *Journal of Wildlife Management*, vol. 71, pp. 2404-2411.
- Salkina G. 2000. Experiments in scaring away tigers in Russia. *Cat News*, vol. 33, pp. 6-8.
- Salvatori V. and Mertens A.D. 2012. Damage prevention methods in Europe: experiences from LIFE nature projects. *Hystrix*, vol. 23, pp. 73-79.
- Sankar K. and Johnsingh A.J.T. 2002. Food habits of tiger (*Panthera tigris*) and leopard (*Panthera pardus*) in Sariska Tiger Reserve, Rajasthan, India, as shown by scat analysis. *Mammalia*, vol. 66, pp. 285-289.
- Schiess-Meier M., Ramsauer S., Gabanapelo T., and Konig B. 2007. Livestock predation - Insights from problem animal control registers in Botswana. *Journal of Wildlife Management*, vol. 71, pp. 1267-1274.
- Schirokauer D.W. and Boyd H.M. 1998. Bear-human conflict management in Denali National Park and Preserve, 1982-94. *Ursus*, vol. 10, pp. 395-403.

Schuette P., Creel S., and Christianson D. 2013. Coexistence of African lions, livestock, and people in a landscape with variable human land use and seasonal movements. *Biological Conservation*, vol. 157, pp. 148-154.

Schultz R.N., Jonas K.W., Skuldt L.H., and Wydeven A.P. 2005. Experimental use of dog-training shock collars to deter depredation by gray wolves. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 33, pp. 142-148.

Schumann M., Schumann B., Dickman A., Watson L.H., and Marker L. 2006. Assessing the use of swing gates in game fences as a potential non-lethal predator exclusion technique. *South African Journal of Wildlife Research*, vol. 36, pp. 173-181.

Schumann M., Watson L.H., and Schumann B.D. 2008. Attitudes of Namibian commercial farmers toward large carnivores: the influence of conservancy membership. *South African Journal of Wildlife Research*, vol. 38, pp. 123-132.

Seglund A.E., DeLiberto T., and Kimball B. 2000. Evaluation of cabergoline as a reproductive inhibitor for coyotes (*Canis latrans*). *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 19, pp. 319-324.

Selebatso M., Moe S.R., and Swenson J.E. 2008. Do farmers support cheetah *Acinonyx jubatus* conservation in Botswana despite livestock depredation? *Oryx*, vol. 42, pp. 430-436.

Shabbir S., Anwar M., Hussain I., and Nawaz M.A. 2013. Food habits and diet overlap of two sympatric carnivore species in Chitral, Pakistan. *Journal of Animal and Plants Sciences*, vol. 23, pp. 100-106.

Sharma S., Thapa K., Chalise M.K., Dutta T., Bhatnagar Y.V., McCarthy T.M. 2006. The snow leopard in Himalaya: a step towards their conservation for studying their distribution, marking habitat selection, coexistence with other predators, and wild prey livestock-predator interaction. *Conservation biology in Asia*, pp. 184-196.

Shehzad W., McCarthy T.M., Pompanon F., Purevjav L., Coissac E., Riaz T., and Taberlet P. 2012. Prey Preference of Snow Leopard (*Panthera uncia*) in South Gobi, Mongolia. *PLoS ONE*, vol. 7, DOI: 10.1371/journal.pone.0032104.

Singh H.S. and Gibson L. 2011. A conservation success story in the otherwise dire megafauna extinction crisis: The Asiatic lion (*Panthera leo persica*) of Gir forest. *Biological Conservation*, vol. 144, pp. 1753-1757.

Smith T.S., Herrero S., Layton C.S., Larsen R.T., and Johnson K.R. 2012. Efficacy of Firearms for Bear Deterrence in Alaska. *Journal of Wildlife Management*, vol. 76, pp. 1021-1027.

Sogbohossou E.A., de Iongh H.H., Sinsin B., de Snoo G.R. and Funston P.J. 2011. Human-carnivore conflict around Pendjari Biosphere Reserve, northern Benin. *Oryx*, vol. 45, pp. 569- 578.

Soto-Shoender J.R. and Guiliano W.M. 2011. Predation on livestock by large carnivores in the tropical lowlands of Guatemala. *Oryx*, vol. 45, pp. 561-568.

- Spencer R.D., Beausoleil R.A., and Martorello D.A. 2007. How agencies respond to human-black bear conflicts: a survey of wildlife agencies in North America. *Ursus*, vol. 18, pp. 217-229.
- Stahl P., Vandel J.M., Herrenschmidt V., and Migot P. 2001. Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: Long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology*, vol. 38, pp. 674-687.
- Stahl P., Vandel J., Ruelle S., Coat L., Coat Y., and Balestra L. 2002. Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology*, vol. 39, pp. 204-216.
- Stahl P., Vandel J.M., and Migot P. 2000. Eurasian lynx in France: status and management problems. *Cat News*, vol. 33, pp. 25-29.
- Stander P.E. 1990. A suggested management strategy for stock-raiding lions in Namibia. *South African Journal of Wildlife Research*, vol. 20, pp. 37-43.
- Stander P.E. 1997. The ecology of lions and conflict with people in north-eastern Namibia. *Proceedings of a symposium on lions and leopards as game ranch animals*. Onderstepoort, Republic of South Africa, 24 & 25 October 1997. pp. 10-17.
- Stein A.B., Fuller T.K., Damery D.T., Sievert L., and Marker L.L. 2010. Farm management and economic analyses of leopard conservation in north-central Namibia. *Animal Conservation*, vol. 13, pp. 419-427.
- Stoddart L.C., Griffiths R.E., and Knowlton F.F. 2001. Coyote responses to changing jackrabbit abundance affect sheep predation. *Journal of Range Management*, vol. 54, pp. 15-20.
- Stone S.A. 2009. Compensation and non-lethal deterrent programs: building tolerance for wolf restoration in the Rockies. In Musiani M., Boitani L., and Paquet P.C. (eds). *A new era for wolves and people: wolf recovery, human attitudes, and policy*. University of Calgary Press, Calgary, Canada.
- Sunde P., Overskaug K., and Kvam T. 1998. Culling of lynxes *Lynx lynx* related to livestock predation in a heterogeneous landscape. *Wildlife Biology*, vol. 4, pp. 169-175.
- Suryawanshi K.R., Bhatnagar Y.V., Redpath S., and Mishra C. 2013. People, predators and perceptions: patterns of livestock depredation by snow leopards and wolves. *Journal of Applied Ecology*, vol. 50, pp. 550-560.
- Tamang B. and Baral N. 2008. Livestock depredation by large cats in Bardia National Park, Nepal: implications for improving park-people relations. *International Journal of Biodiversity Science & Management*, vol. 4, pp. 44-53.
- Thinley P., Kamler J.F., Wang S.W., Lham K., Stenkewitz U., and Macdonald D.W. 2011. Seasonal diet of dholes (*Cuon alpinus*) in northwestern Bhutan. *Mammalian Biology*, vol. 76, pp. 518-520.

- Thorn M., Green M., Dalerum F., Bateman P.W., and Scott D.M. 2012. What drives human-carnivore conflict in the North West Province of South Africa? *Biological Conservation*, vol. 150, pp. 23-32.
- Thorn M., Green M., Scott D., and Marnewick K. 2013. Characteristics and determinants of human-carnivore conflict in South African farmland. *Biodiversity and Conservation*, vol. 22, pp. 1715-1730.
- Timm R.M., Baker R.O., Bennett J.R., and Coolahan C.C. 2004. Coyote attacks: an increasing suburban problem. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 21, pp. 47-57.
- Treves A. 2002. Wolf depredation on domestic animals in Wisconsin, 1976-2000. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 30, pp. 231-241.
- Treves A., Jurewicz R. L., Naughton-Treves L., and Wilcove D.S. 2009. The price of tolerance: wolf damage payments after recovery. *Biodiversity and Conservation*, vol. 18, pp. 4003-4021.
- Treves A., Kapp K.J., and MacFarland D.M. 2010. American black bear nuisance complaints and hunter take. *Ursus*, vol. 21, pp. 30-42.
- Treves A., Naughton-Treves L., and Shelley V. 2013. Longitudinal Analysis of Attitudes Toward Wolves. *Conservation Biology*, vol. 27, pp. 315-323.
- Trinkel M. 2013. Climate variability, human wildlife conflict and population dynamics of lions *Panthera leo*. *Naturwissenschaften*, vol. 100, pp. 345-353.
- Tumenta P.N., Kok J.S., van Rijssel J.C., Buij R., Croes B.M., Funston P.J., de Iongh H.H., and de Haes H.A.U. 2010. Threat of rapid extermination of the lion (*Panthera leo leo*) in Waza National Park, Northern Cameroon. *African Journal of Ecology*, vol. 48, pp. 888-894.
- Tumenta P.N., Visser H.D., van Rijssel J., Muller L., de Iongh H.H., Funston P.J., and de Haes H.A.U. 2013. Lion predation on livestock and native wildlife in Waza National Park, northern Cameroon. *Mammalia*, vol. 77, pp. 247-251.
- Wagner K.K. and Conover M.R. 1999. Effect of preventive coyote hunting on sheep losses to coyote predation. *Journal of Wildlife Management*, vol. 63, pp. 606-612.
- Valeix M., Hemson G., Loveridge A.J., Mills G., and Macdonald D.W. 2012. Behavioural adjustments of a large carnivore to access secondary prey in a human-dominated landscape. *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, pp. 73-81.
- Van Bommel L., de Vaate M.D.B., de Boer W.F., and de Iongh H.H. 2007. Factors affecting livestock predation by lions in Cameroon. *African Journal of Ecology*, vol. 45, pp. 490-498.
- van Liere D., Dwyer C., Jordan D., Premik-Banič A., Valenčič A., Kompan D., and Siard N. 2013. Farm characteristics in Slovene wolf habitat related to attacks on sheep. *Applied Animal Behaviour Science*, vol. 144, pp. 46-56.

Wang S.W. and Macdonald D.W. 2006. Livestock predation by carnivores in Jigme Singye Wangchuck National Park, Bhutan. *Biological Conservation*, vol. 129, pp. 558-565.

Wang S.W. 2010. Estimating population densities and biomass of ungulates in the temperate ecosystem of Bhutan. *Oryx*, vol. 44, pp. 376-382.

Varma S. and Kyarong S.S. 2012. Status of Human-Wild dog (*Cuon alpinus*) Conflict in Sagalee Region of Arunachal Pradesh, Northeast India. *Tigerpaper (Bangkok)*, vol. 39, pp. 14-18.

Weaver H.W., Anderson J.T., Edwards J.W., and Dotson T. 2003. Physical and behavioral characteristics of nuisance and non-nuisance black bears in southern West Virginia. *Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*, vol. 57, pp. 308-316.

Wegge P., Shrestha R., and Flagstad Ø. 2012. Snow leopard *Panthera uncia* predation on livestock and wild prey in a mountain valley in northern Nepal: implications for conservation management. *Wildlife Biology*, vol. 18, pp. 131-141.

Weilenmann M., Gusset M., Mills D.R., Gabanapelo T., and Schiess-Meier M. 2010. Is translocation of stock-raiding leopards into a protected area with resident conspecifics an effective management tool? *Wildlife Research*, vol. 37, pp. 702-707.

Wilson S.M., Madel M.J., Mattson D.J., Graham J.M., Burchfield J.A., and Belsky J.M. 2005. Natural landscape features, human-related attractants, and conflict hotspots: a spatial analysis of human-grizzly bear conflicts. *Ursus*, vol. 16, pp. 117-129.

Wilson S.M., Madel M.J., Mattson D.J., Graham J.M., and Merrill T. 2006. Landscape conditions predisposing grizzly bears to conflicts on private agricultural lands in the western USA. *Biological Conservation*, vol. 130, pp. 47-59.

Windberg L.A., Knowlton F.F., Ebbert S.M., and Kelly B.T. 1997. Aspects of coyote predation on Angora goats. *Journal of Range Management*, vol. 50, pp. 226-230.

Woodroffe R. and Frank L.G. 2005. Lethal control of African lions (*Panthera leo*): local and regional population impacts. *Animal Conservation*, vol. 8, pp. 91-98.

Woodroffe R., Lindsey P., Romanach S., Stein A., and ole Ranah S.M.K. 2005. Livestock predation by endangered African wild dogs (*Lycaon pictus*) in northern Kenya. *Biological Conservation*, vol. 124, pp. 225-234.

Woodroffe R., Frank L.G., Lindsey P.A., Rnah S.M.K.O., and Romanach S. 2007. Livestock husbandry as a tool for carnivore conservation in Africa's community rangelands: a case-control study. *Biodiversity and Conservation*, vol. 16, pp. 1245-1260.

Worthy F.R. and Foggin J.M. 2008. Conflicts between local villagers and Tibetan brown bears threaten conservation of bears in a remote region of the Tibetan Plateau. *Human-Wildlife Conflicts*, vol. 2, pp. 200-205.

- Vos J. 2000. Food habits and livestock depredation of two Iberian wolf packs (*Canis lupus signatus*) in the north of Portugal. *Journal of Zoology*, vol. 251, pp. 457-462.
- Yirga G. and Bauer H. 2010. Livestock Depredation of the Spotted Hyena (*Crocuta crocuta*) in Southern Tigray, Northern Ethiopia. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, vol. 36, pp. 67-73.
- Yirga G., De Iongh H.H., Leirs H., Gebrehiwot K., Berhe G., Asmelash T., Gebrehiwot T., and Bauer H. 2013. The ecology of large carnivores in the highlands of northern Ethiopia. *African Journal of Ecology*, vol. 51, pp. 78-86.
- Zemlicka D.E. and Mason J.R. 2000. Response of captive coyotes to Renardine coyote repellent. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, vol. 19, pp. 336-338.
- Zimmermann B., Wabakken P., and Dötterer M. 2003. Brown bear-livestock conflicts in a bear conservation zone in Norway: Are cattle a good alternative to sheep? *Ursus*, vol. 14, pp. 72-83.

Jordbruksverket
551 82 Jönköping
Tfn 036-15 50 00 (vx)
Fax 036 34 04 14
www.jordbruksverket.se