

SLUTRAPPORT FRÅN FORSKNINGSPROGRAMMET

CLAWS AND LAWS 2013–2017

FINANSIERAT AV NATURVÅRDSVERKET

2018-02-06



Innehållsförteckning

Programförklaringen.....	4
Forskare i programmet.....	4
Publikationer under programmet	5
Gynnsam bevarandestatus (Yaffa Epstein).....	8
Att avgöra vad som utgör en godtagbar förvaltning av rovdjursstammen.....	9
En komparativ studie av skillnader och likheter i EUs och USAs lagstiftning om skyddet av de stora rovdjuren.....	11
Rovdjursförvaltning och art- och habitatdirektivet (Guillaume Chapron)	13
GYBS i praktiken – med svenska vargstammen som exempel.....	13
Ingen risk för utrotning	13
Evolutionär potential och en effektiv populationsstorlek (N_e) på 500.....	14
Kan Sverige inkludera utländska vargar för att nå GYBS?.....	15
Ekologisk livskraft över hela landet.....	16
Praktiska rekommendationer	16
Prognoser konsekvenserna av jakt på stora rovdjur populationsdynamik	17
Jakt på stora rovdjurspopulationer över nationsgränser – ett exempel från västra Karpaterna.....	18
Förvaltning av stora rovdjur – illustrativa fallstudier (Maria Forsberg)	20
Gränsöverskridande förpliktelser: Vargförvaltning i Polen och Slovakien	20
Bakgrund.....	20
Polsk vargförvaltning	20
Slovakisk vargförvaltning.....	21
Gränsöverskridande samarbete mellan Polen och Slovakien	22
Rättsliga krav på gränsöverskridande samarbete.....	23
Slutsatser.....	24
Decentraliserad förvaltning: Vargförvaltning i Tyskland	25
Inledning	25
Tysk vargförvaltning.....	25
Bakgrund.....	25
Federala styrmekanismer inom vargförvaltningen	26
Ländernas förvaltning.....	26
Förebyggande konflikthantering.....	27
Konfliktlösning mellan federal och delstatsnivå	27
Slutsatser.....	28
Positiva förpliktelser: Förvaltning av björn i Frankrike.....	28
Inledning	28
Fransk förvaltning av brunbjörn	29
Bakgrund.....	29
Rättslig förvaltning av björn	29
EU-rättsliga krav på att vidta positiva åtgärder.....	31
Bakgrund.....	31
Ändamålstolkning.....	32
Strikt skydd förutsätter positiva åtgärder.....	32

Sammanfattning om krav på positiva åtgärder	33
Slutsatser.....	33
Jakt när en skyddad art har en gynnsam bevarandestatus. Den svenska licensjakten av brunbjörn (Anna Christiernsson).....	35
Bakgrund	35
Syfte och metod	36
Slutsatser angående möjligheter till undantag enligt Art- och habitatdirektivet.....	36
Slutsatser angående den svenska licensjaktens förenlighet med Art- och habitatdirektivet.....	37
Rekommendationer	37
Förvaltningsjakt på strikt skyddade rovdjur i EU-rättslig belysning och rätten till tillgång till rättslig prövning av beslut om vargjakt (Jan Darpö).....	39
Inledning	39

Programförklaringen

I den svenska sammanfattningen av programförklaringen uttalas följande:

Europeiska Unionens medlemsstater är bundna av art- och habitatdirektivet (AHD) och därmed av kravet att återupprätta eller bibehålla populationer av vilda arter av gemenskapsintresse i en gynnsam bevarandestatus (GYBS). Liksom många internationella naturvårdskonventioner, använder direktivet begrepp från naturvetenskaplig forskning. Detta leder ofta till att begreppen blir abstrakta och problematiska att tillämpa i den praktiska förvaltningen av arterna. I detta projekt kommer en dialog mellan juridik och ekologi att etableras, med syfte att tolka och förtydliga AHD utifrån ekologiska termer. Bayesianiska populationsmodeller används för att kvantifiera och härleda strategier för bevarande och förvaltning som är förenliga med direktivets krav. Mer specifikt fokuserar projektet på varg, lodjur, järv och björn i ett antal länder där återställandet av bevarandestatusen är mycket kontroversiellt. De utvalda länderna är medlemmar i eller gränsar till EU. Vidare ska en studie av USAs Endangered Species Act utföras för att vidga jämförelsen.

Vi syftar till att (i) klargöra begreppet GYBS både ekologiskt och rättsligt, (ii) härleda modellbaserade strategier för bevarande och förvaltning som är förenliga med EU-rätten samt (iii) föreslå förändringar och nya rättsliga angreppssätt utifrån naturvetenskaplig forskning. Slutligen syftar projektet till att överbrygga klyftan mellan juridik och ekologi och därmed ge kunskap till nytta för förvaltningen av den biologiska mångfalden.

Forskare i programmet

Programmet är ett tvärvetenskapligt samarbete mellan Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala universitet, Stockholms universitet och Oviedo universitet. Följande forskare har deltagit i programmet:

- Guillaume Chapron, docent i ekologi; Sveriges lantbruksuniversitet
- Anna Christiernsson, docent i miljö rätt, Juridiska Institutionen, Stockholms universitet
- Jan Darpö, professor i miljö rätt vid Juridicum, Uppsala universitet
- Yaffa Epstein, jur. dr, forskare i miljö rätt vid Juridicum, Uppsala universitet
- Maria Forsberg, jur. dr, forskare i miljö rätt vid Juridicum, Uppsala universitet
- José Vicente López Bao, forskare i ekologi, Oviedo universitet (Spanien)

Publikationer under programmet

Följande publikationer har framställts under programperioden där våra forskare har deltagit som författare:

- Epstein, Yaffa (2017) *Killing Wolves to Save Them? Legal Responses to 'Tolerance Hunting' in the European Union and United States*. *Review of European Comparative & International Environmental Law* 26.1: 19-29.
- Trouwborst, A., Blackmore, A., Boitani, L., Bowman, M., Caddell, R., Chapron, G., Cliquet, A., Couzens, E., Epstein, Y., Fernández-Galiano, E., Fleurke, F.M., Gardner, R., Hunter, L., Jacobsen, K., Krofel, M., Lewis, M., López-Bao, J.V., Macdonald, D., Redpath, S., Wandesforde-Smith, G. & Linnell, J.D.C. (2017) *International Wildlife Law: Understanding and Enhancing Its Role in Conservation*. *BioScience*, bix086.
- Epstein, Y (2017) *The Big Bad EU? Species Protection and European Federalism. A Case Study of Wolf Conservation and Contestation in Sweden*. Doctoral Dissertation. 63 pp. Uppsala: Department of Law.
- Chapron, G., Epstein, Y., Trouwborst, A. & López-Bao, J.V. (2017) *Bolster legal boundaries to stay within planetary boundaries*. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 0086.
- Trouwborst, A., Chapron, G., Fleurke, F., Epstein, Y. & López-Bao, J.V. (2017) *Europe's biodiversity avoids fatal setback*. *Science*, 355, 140.
- Darpö, J. (2017) *Klaga inte på vargen..! Om överklagandeförbudet i jaktförordningen och EU-rätten - Rättsfallskommentar till HFD 2015 ref. 79*. *Europarättslig tidskrift* 2017 s. 111.
- Darpö, J. (2016) *The Commission - a sheep in wolf's clothing. On infringement proceedings as a legal device for the enforcement of EU law on the environment, using the Swedish wolf management as an example*. *Journal of European Environmental and Planning Law (JEEPL)* 2016 p. 270.
- Kutal, M., Váňa, M., Suchomel, J., Chapron, G. & López-Bao, J.V. (2016) *Trans-Boundary Edge Effects in the Western Carpathians: The Influence of Hunting on Large Carnivore Occupancy*. *PLOS ONE*, 11, e0168292.
- Chapron, G., Wikenros, C., Liberg, O., Wabakken, P., Flagstad, Ø., Milleret, C., Månsson, J., Svensson, L., Zimmermann, B., Åkesson, M. & Sand, H. (2016) *Estimating wolf (Canis lupus) population size from number of packs and an individual based model*. *Ecological Modelling*, 339, 33-44.
- Epstein, López-Bao & Chapron (2015) *What is 'favourable conservation status' for species? Researchers clear up misinterpretations*. *Science for Environment Policy*: 457.
- Epstein (2016): *Favourable Conservation Status for Species: Examining the Habitats Directive's Key Concept through a Case Study of the Swedish Wolf*. *Journal of Environmental Law* 28(2).

- Epstein, López-Bao & Chapron (2016) *A Legal-Ecological Understanding of Favorable Conservation Status for Species in Europe*. Conservation Letters. 9(2):81-88.
- Carter, N.H., López-Bao, J.V., Bruskotter, J.T., Gore, M., Chapron, G., Johnson, A., Epstein, Y., Shrestha, M., Frank, J., Ohrens, O. & Treves, A. (2016) *A conceptual framework for understanding illegal killing of large carnivores*. Ambio, 1-14.
- Darpö, J & Epstein, Y (2015) *Thrown to the Wolves – Sweden Once Again Flouts EU Standards on Species Protection and Access to Justice*. Nordic Environmental Law Journal 2015:1, p. 7.
- Treves, Chapron, López-Bao, Shoemaker, Goeckner & Bruskotter (2015) *Predators and the public trust*. Biological Reviews. 10.1111/brv.12227.
- Darpö, J (2015) *Vargen och domstolscirkuken 1-3. Om den svenska rovdjurspolitiken och mötet med EU-rätten*. InfoTorg Juridik-Rättsbanken 2014-12-01, 2014-12-22 och 2014-12-30.
- Epstein, Y (2014) *The Habitats Directive and Bern Convention: Synergy and Dysfunction in Public International and EU Law*. Georgetown International Environmental Law Review 26(2).
- Epstein, Y (2013) *Population Based Species Management Across Legal Boundaries: The Bern Convention, Habitats Directive, and the Gray Wolf in Scandinavia*. Georgetown International Environmental Law Review 25(4).
- Epstein, Y & Darpö, J (2013) *The Wild Has No Words: Environmental NGOs Empowered to Speak for Protected Species as Swedish Courts Apply EU and International Environmental Law*. Journal for European Environmental and Planning Law (JEEPL) 2013, p. 250–261.
- Christiernsson, A (2018) *Can species with favourable conservation status be managed under Article 16(1)(e)? – An assessment of in the light of the management of the Swedish brown bear (Ursus arctos)*. To be submitted to JEEPL for publication during the spring 2018.

Förutom dessa publikationer, har följande rapporter framställs av forskare i projektet eller externa forskare under ledning av deltagarna i programmet:

- Bétaille, J (2018) *Positive obligations to rescue small populations. A country study on the management of brown bear under the Habitats Directive in France*. Rapport till Claws & Laws 2018-01-10.
- Christiernsson, A (2018) *Management of strictly protected species with favourable conservation status – The case of the Swedish brown bear (Ursus arctos)*. Rapport till Claws & Laws, December 2017
- Köck, W. & Kuchta, L. (2017) *Wolfsmanagement in Deutschland*. Natur und Recht, 39, 509-517.
- Forsberg, M (2018) *Wolf management and transboundary obligations under the Habitats Directive*. Summary report on Polish and Slovak wolf manage-

ment. Rapport till Claws & Laws, Uppsala Faculty of Law, Working Paper.

- Köck, W (2017) *The management of wolves in Germany*: Rapport till Claws & Laws 2017-05-03.
- Chapron, G (2015): *Operationalizing Favourable Conservation Status*. Report to Swedish Environmental Protection Agency.
- Kováčeková, E (2015) *Country study on transboundary obligations and conflicts. The protection of wolves under the Habitats Directive in Slovakia*. Rapport till Claws & Laws 2015-07-27.
- Iwanska, B, Baran, M (2015) *Protection and management of wolves in Poland*. Rapport till Claws & Laws 2015-10-20.

Gynnsam bevarandestatus (Yaffa Epstein)

Artikel I, *A Legal- Ecological Understanding of Favourable Conservation Status for Species in Europe* (2016), är samförfattad med två naturvetenskapliga forskare. I artikeln utförs en interdisciplinär analys av begreppet gynnsam bevarandestatus. Begreppet är ett av många rättsligt-naturvetenskapliga standarder som används inom miljörätten. Det har inte någon självständig naturvetenskaplig betydelse, men kan inte heller förstås utan referenser till naturvetenskapliga fakta. Vid bestämningen av dessa fakta krävs bedömningar som delvis bygger på värderingar. Ett sådant exempel som jag fokuserar på i avhandlingen är begreppet livskraftighet. För att en gynnsam bevarandestatus ska anses vara uppnådd måste en arts population under en lång tidsperiod kunna upprätthållas som en livskraftig komponent i sin naturliga livsmiljö. Bedömningen av om en art är livskraftig kräver både vetenskaplig utvärdering av dess demografiska och genetiska hälsa, samt en värdering av vilka framtida risker och möjligheter som finns för populationens fortsatta existens. Andra aspekter av begreppet gynnsam bevarandestatus som behandlas i avhandlingen är vad som avses med att en art upprätthåller sig själv, och om bevarandestatusen ska bedömas med utgångspunkt från risken för utrotning eller nivån för överlevnad.

I artikel II, *Favourable Conservation Status for Species: Examining the Habitat's Directive's Key Concept through a Case Study of the Swedish Wolf* (2016), används slutsatserna från artikel II för att utvärdera bevarandestatusen för vargpopulationen i Skandinavien (Sverige och Norge). I artikeln argumenterar jag för att den svenska regeringen och Naturvårdsverket drog felaktiga slutsatser om bevarandestatusen för vargpopulationen när grunden för den nuvarande vargpolitiken lades 2013. Denna slutsats baserades på en analys av populationens livskraftighet som inte tog hänsyn till genetisk hälsa eller evolutionär potential. Två år senare bedömde Naturvårdsverket att populationen visserligen hade uppnått gynnsam bevarandestatus, men att det fanns ett behov av fortgående genetisk förstärkning. Man ansåg ändå att vargpopulationen uppnått genetisk livskraftighet på grund av att den är en del av en större population, som inkluderar vargarna i Finland, Norge, Ryssland, Polen och andra baltiska stater. Sverige behövde bara vara värd för en del av denna population under förutsättning att den naturliga migrationen från övriga delar av populationen upprätthölls med en individ per varggeneration (5 år). Mot denna bakgrund ansåg Naturvårdsverket att Sverige har uppfyllt sina skyldigheter enligt Bernkonventionen och EU-rätten, trots att det praktiskt taget inte finns någon genetisk förstärkning av populationen i Sverige och Norge från den utanför Skandinavien. Det stämmer visserligen att enstaka vargar regelbundet vandrar in i norra Sverige från Finland, men faktum är att de sällan får möjligheten att föröka sig eftersom de dödas eller försvinner. I artikeln argumenterar jag för att det är olämpligt att ta hänsyn till vargpopulationer i andra länder vid bestämningen av genetisk livskraftighet hos den Skandinaviska populationen om det inte finns någon regelbunden kontakt dem emellan.

Miljöorganisationernas ökade möjligheter till rättslig prövning av vargbeslut i Sverige har öppnat möjligheten för domstolarna att skapa vägledning i tolkningen av de vetenskapliga begrepp som finns i art- och habitatdirektivet. Som ett resultat av detta tog Högsta förvaltningsdomstolen (HFD) i december 2016 för första gången ställning till frågan om vargen har uppnått gynnsam bevarandestatus i Sverige, varvid man godtog regeringens och Naturvårdsverkets bedömning. Domstolens beslut grundade sig på de fakta som presenterades av de klagande miljöorganisationerna och myndigheterna, och beslutet grundades på vad som var känt vid tiden för det överklagade beslutet. Det innebär att licensjakten på varg tilläts med hänsyn till att ett nytt vargpar som hade lokaliserats i Mellan-Sverige förväntades fortplanta sig. Vid tidpunkten för HFDs avgörande stod det emellertid klart att detta inte hade lyckats. Den genetiska förstärkningen från öster har visat sig vara ytterst osäker och framtiden får utvisa hur frågan om fortsatt licensjakt på varg kommer att avgöras.

Att avgöra vad som utgör en godtagbar förvaltning av rovdjursstammen

Artikeln *The Habitats Directive and Bern Convention: Synergy and Dysfunction in Public International and EU Law* (2014) utgör bakgrund och avser att skapa en förståelse för de viktigaste rättsliga instrumenten om artskyddet i Europa. I artikeln diskuteras EU:s roll och betydelsen av internationell rätt på området, dels i förhållande mellan de olika rättsliga instrumenten, dels i relationen mellan de rättsliga instrumenten och medlemsstaterna samt den berörda allmänheten och dess organisationer ("miljöorganisationerna"). De primära rättsliga instrumenten är Europarådets Bernkonvention och EU:s art- och habitatdirektiv. Direktivet implementerar Bernkonventionen i Unionen. Det har en starkare genomförandemekanism än Bernkonventionen, men omfattar en mindre geografisk yta. Genom samarbete mellan konventionens sekretariat och EU:s institutioner har dock de båda instrumenten haft möjlighet att kompensera för sina respektive svagheter och brister. Det dynamiska samspelet mellan rättssystemen har i de flesta fall varit framgångsrikt i arbetet för att nå målen för skyddet av arterna, särskilt när det gäller genomförande, bidrag och uppbyggnad av kapacitet. Allt eftersom EU har vuxit i omfattning och kompetens har man fått ökade möjligheter att påverka Bernkonventionen direkt. Utvecklingen har medfört en utmaning för den institutionella synergien mellan de båda rättsliga instrumenten, bland annat när det gäller Bernkonventionens möjligheter att fungera självständigt. De ställningstaganden som arbetas fram under Bernkonventionen kan numera påverkas av de ställningstaganden som utvecklas inom EU, bland annat på grund av dess medlemsstater röstar som ett block. Transparensten och möjligheterna för allmänheten att påverka Bernkonventionens arbete har försämrats på grund av dessa institutionella förändringar. Mot denna bakgrund kan det hävdas att kontrollen över artskyddet har förskjutits från den internationella Bernkonventionen till Unionen, vilket har minskat miljöorganisationernas och de enskilda ländernas inflytande.

En annan tendens är emellertid att EU-rätten stärker miljöorganisationernas möjligheter att värna naturskyddet i förhållande till medlemsstaterna. Ett exempel är

den ökande tillgången till rättslig prövning av administrativa beslut om vargskyddet. En av de kontroversiella frågorna i det sammanhanget rör hur begreppet ”gynnsam bevarandestatus” ska tolkas och tillämpas, då art- och habitatdirektivet ställer krav på att medlemsstaterna vidtar åtgärder för att bibehålla eller återställa denna status.

De följande artiklarna undersöker hur genomdrivandet av EU:s art- och habitatdirektiv genom den ökade tillgången till rättslig prövning har påverkat vargpolitiken och förvaltningen av varg. Det här sättet att rättsligt utmana vetenskapliga påståenden och begrepp har varit kännetecknande för det amerikanska systemet och rättsutvecklingen av motsvarigheten till artskyddsreglerna i EU, nämligen Endangered Species Act (ESA). Det amerikanska sättet att lagstifta på har utmärkts särskilt av dess betoning på genomdrivande av de rättsliga normerna genom transparanta regler och processer samt en vid tillgång till rättslig prövning som ger enskilda möjlighet att hävda sina rättigheter.¹ Artiklarna visar hur denna typ av lagstiftning har fått allt större inverkan på den svenska vargförvaltningen. Artikeln *The Wild Has No Words: Environmental NGOs Empowered to Speak for Protected Species as Swedish Courts Apply EU and International Environmental Law* är en rättsfallskommentar skriven tillsammans med Jan Darpö som undersöker ett konkret exempel på hur tillgången till rättslig prövning påverkade genomdrivandet av EU:s regelverk om artskydd. Artikeln berättar om en serie avgöranden som mynnade ut i en dom från maj 2013 från Förvaltningsrätten i Stockholm, där det årets beslut om licensjakt på varg ansågs vara oförenlig med art- och habitatdirektivet. Fallet är viktigt både för att domstolen tolkar kontroversiella bestämmelser i art- och habitatdirektivet och för att det visar på det växande inflytandet av EU-rätten över nationell rätt. Fallet var det första i Sverige där en domstol gavs möjlighet att överpröva ett beslut om att tillåta vargjakt, då allmänhetens tillgång till rättslig prövning traditionellt varit mycket begränsat. Den öppnade klagorätten följde av ett beslut av HFD under sommaren 2012, då man slutligen tog till sig EU-domstolens slutsatser i den *Slovakiska brunbjörnen*, nämligen att de nationella processrättsreglerna måste tolkas i den utsträckning det är möjligt för att miljöorganisationer ska ges möjlighet att klaga på administrativa beslut som kan strida mot EU:s miljölagstiftning.

I *Killing Wolves to Save Them? Legal Responses to ‘Tolerance Hunting’ in the European Union and United States* (2017) fortsätter analysen av effekten på den materiella jaktlagstiftningen till följd av tillgången till rättslig prövning för miljöorganisationerna. Analysen kretsar kring frågeställningen om varför social acceptans som skäl för vargjakt – d.v.s. att hotade arter gynnas av jakt genom att den ökar den sociala acceptansen för artens existens – underkänts i USA men godtagits i Sverige och Finland. Grunden för inställningen är påståendet att tillåten jakt ger minskad illegal jakt och därmed ökar antalet individer av arten som kan överleva i en viss region eller livsmiljö. Vetenskapen bakom detta påstående är emellertid motstridig, och ny forskning tyder på det motsatta, dvs. att legal jakt kan leda till en ökning av illegal jakt. Jag tar i min artikel inte ställning till frågan om legal jakt faktiskt reducerar tjuvjakt, men utgångspunkten är att det saknas övertygande vetenskap-

¹ Kelemen, *Eurolegalism* s. 6.

liga belegg för påståendet. I artikeln jämförs sedan hur detta påstående från viltvårdande myndigheter har hanterats av federala domstolar i USA under the ESA samt hur det har och borde ha hanterats under art- och habitatdirektivet. Amerikanska statliga och federala viltförvaltare har historiskt försökt tillåta dödande av skyddade arter i syfte att ”öka utbredningen eller överlevnaden” med motiveringen att den illegala jakten därmed skulle minska. Domstolarna har återkommande förkastat denna argumentation som vetenskapligt ogrundad och logiskt osund. Liknande motiveringar för licensjakt har också använts i Sverige och Finland. Liksom ESA ger nämligen art- och habitatdirektivet utrymme för medlemsstater att tillåta dödande av skyddade arter under vissa omständigheter om det skulle förbättra artens bevarande. När det råder vetenskaplig osäkerhet ligger emellertid bevisbördan på den myndighet som vill göra undantag från det strikta skyddet. Eftersom det finns få tecken på att ”toleransjakt” skulle förbättra bevarandet av arter, är det givetvis tveksamt om myndigheten kan visa det. I artikeln hävdar jag att orsaken till att argumentationen har avvisats som absurd av amerikanska domstolar, men fortsätter att användas av viltförvaltare i delar av Europa, har lite att göra med materiella skillnader i lagstiftningen. Orsaken till att frågan har lösts olika i USA och i EU är snarare att det har varit lättare för allmänheten att få kontroversiella tolkningar av ESA prövade av domstol än motsvarande möjligheter inom EU att få frågan av domstol. Flera fall där toleransjakten har ifrågasatts har nu prövats av förvaltningsdomstolarna i Sverige. Även om de lägre instanserna avvisade den här argumentationen för att tillåta licensjakt, har nu HFD accepterat den genom 2016 års beslut om licensjakten. Det bör emellertid anmärkas att domstolen inte begärde förhandsbesked av EU-domstolen i frågan, vilket får sägas vara anmärkningsvärt mot bakgrund av det pågående överträdelseärendet från EU-kommissionen. Mot denna bakgrund får alltså sägas att frågan ännu inte är avgjord enligt EU-rätten.

En komparativ studie av skillnader och likheter i EUs och USAs lagstiftning om skyddet av de stora rovdjuren

Det faktum att svenska domstolar nu kan komma att pröva om vargpopulationen har gynnsam bevarandestatus och om vargpolitiken är förenlig med EU-rätten är givetvis ett resultat av den ökade klagorätten för miljöorganisationerna som beskrivits ovan. I den avslutande artikeln fortsätter den komparativa analysen av skillnaderna i ESA respektive art- och habitatdirektivet. I *Adversarial Legalism and Biodiversity Protection in the United States and European Union* (kommande), jämförs vissa materiella aspekter av de båda regelverken, liksom vissa processuella sådana, och hur politiken kan ha påverkats till följd av tillgången till rättslig prövning av vargbesluten. Jag återvänder först till begreppet ”gynnsam bevarandestatus”. Det jämförs med den funktionella motsvarigheten i ESA – ”recovery” (återhämtning) – vilket definierar en situation då en art inte är starkt hotad (”endangered”) eller hotad (”threatened”), dvs. att den inte är nära utrotning inom hela eller en betydande del av sitt utbredningsområde, eller inte sannolikt kommer att vara så inom en överskådlig framtid. Även om federala myndigheter har till uppgift att avgöra statusen för en art, har begreppet ”återhämtning” väsentligen kommit att utfor-

mas av domstolarna i samband med rättstvister. Federala administrativa myndigheter i USA har ett ganska fritt skön att tolka lagen, och deras tolkningar presumeras vara korrekta. Det är bara om domstolen kan konstatera att myndighetens agerande har varit godtyckligt och nyckfullt, eller ett uttryck för missbruk av handlingsutrymmet, som en sådan tolkning förkastas. Det är alltså just det som de federala domstolarna gjort många gånger med administrativa beslut om att vargen har återhämtat sig.

Tolkningen av art- och habitatdirektivets mål om gynnsam bevarandestatus har också varit kontroversiell, vilket har redogjorts för ovan. Som har visats genom hela avhandlingen har miljöorganisationer varit viktiga för den effektiva förvaltningen och genomdrivandet av lagstiftningen om skydd för arter både i USA och i EU. Även om den berörda allmänhetens tillgång till rättslig prövning har varit ett mycket betydelsefullt element för skydd av arter i båda systemen, finns det viktiga skillnader i användningen och resultaten av processerna. Klagorätten är kanske den mest intressanta skillnaden. Först bör noteras att centrala myndigheter är viktiga parter i processen i båda systemen. Det primära ansvaret för att driva igenom ESA ligger hos de federala myndigheterna. EU:s medlemsstater har det primära ansvaret för att genomföra art- och habitatdirektivet inom sina territorier, och om de misslyckas kan de bli föremål för överträdelseförfarande och fördragsbrottstalan efter initiativ av Europeiska kommissionen. Som redan har redogjorts för, har allmänhetens processförande spelat en viktig roll i genomdrivandet av ESA, och denna möjlighet har också fått en ökad betydelse för genomförandet av art- och habitatdirektivet. Även om medlemsstaterna har processuell autonomi har länder som Sverige tvingats anpassa sitt rättssystem med en vidare klagorätt för miljöorganisationer, med följd att de har kunnat framgångsrikt utmana flera av Sveriges beslut om att tillåta jakt på varg.

Statsvetaren Daniel Kelemen har betonat den växande betydelsen av processföring av enskilda och grupper för förståelsen och genomdrivandet av EU-rätt. Inom EU underlättar tillgången till rättslig prövning inte bara miljöskydd i enlighet med EU:s lagstiftning. Genom att mobilisera medlemsstaternas domstolar och miljöorganisationer vidgas EU:s roll utöver vad dess förvaltning och genomdrivandekapacitet annars skulle ha tillåtit. Kelemens förutsägelse att ett öppet rättssystem skulle komma att fortsätta expandera och forma den europeiska rättsliga terrängen, som det har format den amerikanska, har visat sig stämma, kanske till och med bortom hans förväntningar. Kelemen hävdade att europeiska rättsliga kulturer, institutioner och traditioner kunde resultera i en tamare version av det amerikanska systemet. Det svenska exemplet visar dock att tidigare befästa rättsliga institutioner, som begränsningar i klagorätten, och rättsliga kulturer motsträviga till processförande som ett sätt att lösa rättsliga tvister börjar ge vika. Som kontroverserna kring vargens vara eller inte i Sverige illustrerar, har förvaltningen och genomdrivandet av EU-rätten till viss del decentraliserats till intressegrupper. Jag menar att dessa grupper hittills framgångsrikt har bidragit till att vidga EU-rättens räckvidd. Genom miljöprocesserna har miljöorganisationerna bistått EU i att avgränsa medlemsstaternas möjligheter att fritt förvalta vilt inom sina gränser.

Rovdjursförvaltning och art- och habitatdirektivet (Guillaume Chapron)

Enligt art- och habitatdirektivet har varje medlemsstat en individuell skyldighet att främja att djurpopulationer inom, eller delvis inom ländernas gränser, liksom i varje lands alla biogeografiska regioner, uppnår GYBS, vilket bidrar till att GYBS uppnås för arten på europeisk nivå. Formuleringarna i direktivet antyder att GYBS innebär såväl demografisk- och evolutionär eller genetisk livskraft som ekologisk livskraft. Det är viktigt att förstå att begreppet GYBS skiljer sig från begreppet ”låg risk för utrotning”, vilket är det begrepp de flesta bevarandeforskare är bekanta med. GYBS innebär en långt högre ambitionsnivå, nämligen att en population ska vara återhämtad och välmående. Vi använder exemplet med vargar i Sverige för att diskutera en kvantitativ tolkning av dessa skyldigheter.

GYBS i praktiken – med svenska vargstammen som exempel

Ingen risk för utrotning

Formuleringarna i direktivets tyder på att populationer inom eller delvis inom gränserna för varje medlemsstat borde ha en mycket liten risk för att dö ut på lång sikt. De flesta sårbarhetsanalyser (Population Viability Analyses, PVA) för svenska vargar har undersökt risken för utdöende under kortare tidsperiod (t ex 100 år i Chapron et al. 2012) och är därför irrelevanta för att ligga till grund för att fastställa ett GYBS-värde, vilka enligt direktivet avser lång sikt (>100 år) (se även Chapron 2014). Ett viktigt villkor för att en population ska ha en mycket liten risk för att dö ut är att den inte ska vara utsatt för några större hot. Detta resonemang är också i linje med Sveriges föreslagna tillvägagångssätt för att fastställa referensvärden till Europeiska kommissionen (se Figur 2 s. 21 i Evans & Arvela 2011), enligt vilket förekomsten av hot ska ges en särskild betydelse vid fastställandet av referensvärden. Ett hot som konsekvent har påpekats av vetenskapsmän och svenska myndigheter är den höga inavelsnivån i vargpopulationen och den konstaterade inavelsdepression populationen lider av. Det finns ett flertal vetenskapliga forskningsrapporter som beskriver inavel i vargstammen som en viktig fråga (Bensch et al 2006, Liberg et al., 2005, Räikkönen et al., 2009, Räikkönen et al., 2013). I synnerhet Liberg et al. 2005 fann att antalet valpar per kull som överlevde sin första vinter efter födseln var starkt och negativt korrelerat med inavelskoefficienterna hos valparna. I en internationell vetenskaplig rapport till Europeiska kommissionen drogs slutsatsen att "*inavelsdepression och låg genetisk variation är viktiga faktorer att beakta för att bevara de skandinaviska vargarna*" (Kaczenski et al., 2013) och en påföljande rapport identifierar den genetiska förstärkningen av inavlade populationer som den mest akuta åtgärden (Boitani et al., 2015). Andra forskare (Jansson et al., 2015, Laikre et al., 2013), liksom en tidigare statlig utredning som beställts av den svenska regeringen (Liljelund, 2011), har rekommenderat att inavelskoefficienten bör närma sig 0,1 innan populationen kan anses

ha uppnått genetisk livskraft för GYBS. Trots att kriterierna alltid i viss mån är subjektiva bedömningar kan det rekommenderas att inavelskoefficienten ska vara betydligt mindre än 0,2. Ett annat hot mot den svenska vargpopulationen är illegal jakt, vilken enligt en vetenskaplig artikel beräknats utgöra för hälften av vargarnas totala dödlighet, samtidigt som två tredjedelar av den illegala jakten inte är känd (Liberg et al., 2011). Det har föreslagits att den illegala jakten skulle kunna minskas genom att begränsa populationen till en lägre storlek genom att tillåta licensjakt. Sådana tillvägagångssätt för att undgå hot om illegal jakt skulle skapa en ogynnsam situation i vilken möjligheten att uppnå GYBS går förlorad om man minskar populationen till en storlek som inte uppfyller kriterierna för GYBS. Dessutom, förefaller påståendet att en begränsning av populationen skulle minska risken för illegal jakt som obekräftat och spekulativt i ljuset av en ökande bevisning som tyder på motsatsen. Vetenskapliga artiklar (Browne-Nuñez et al., 2015; Hogberg et al., 2015, Treves et al. 2013), som rapporterar resultat från longitudinella undersökningar från Wisconsin, USA 2001–2013, visar att acceptansen för vargar minskade och polariseringen ökade efter reglerna för skyddsjakt liberaliserades. De minst toleranta intressegrupperna stärktes i sin uppfattning att jakt var nödvändigt för att minska vargpopulationen. I en studie av vargpopulationens dynamik i Wisconsin fann Chapron & Treves (2016) att legal skyddsjakt var tillräcklig för att minska utbredningen av populationen, oavsett antalet dödade vargar, och att den mest troliga förklaringen av den oväntat minskningen av vargstammen var ökad illegal jakt. Detta tyder på att den svenska regeringens åtgärder för att tillåta jakt på varg leder till ökad intolerans och ytterligare krav på att skjuta fler vargar, och inte till större acceptans av en mindre vargpopulation. Att minska populationsstorleken för att minska illegal jakt verkar således inte vara kompatibelt med att uppnå GYBS.

Evolutionär potential och en effektiv populationsstorlek (N_e) på 500

Direktivets formuleringar tyder på att det också är nödvändigt att en art har en evolutionär potential eller så kallad genetisk livskraft för att uppnå GYBS. Ett internationellt vedertaget mått på sådan livskraft är att population ska ha en genetiskt effektiv population (N_e) på minst 500. Flera uppskattningar av hur stor den faktiska effektiva populationsstorleken (N_e) är för den skandinaviska vargpopulationen har gjorts med olika metoder. Beräkning av N_e är svårt: om genetiska prover är representativa för populationen, vilken metod som används och vem som utför analysen, vilken tidsperiod som beaktas liksom populationens dynamik under denna tidsperiod, är alla viktiga faktorer som påverkar N_e -uppskattningar eller N_e / N -förhållandet. Till exempel Jansson et al. 2012 beräknad N_e / N för den finländska vargpopulationen och fann att den kunde variera från 0,16 till 1,47, enligt den metod som använts eller de år som beaktades inom perioden 1995-2009. N_e / N uppskattningar som härrör från simuleringsmodeller kan vara mer relevanta, speciellt när modellerna är utformade för detta ändamål. I en rapport till Naturvårdsverket utvecklade Forslund (2008) en vargspecifik individbaserad modell och redovisade ett förhållande $N_e / N = 0,24$. Bruford (2015) rapporterade högre värden för N_e / N (0,53-0,86). Men i en granskning av den se-

nare rapporten av genetiker restes allvarlig frågetecken om den metod som använts eftersom N_e reflekterade graden av inavel i metapopulationen medan N reflekterade lokal populationsstorlek. En viktig omständighet är, att när beräkningar gjordes för isolerade populationer i denna rapport, blev förhållandet N_e / N lägre (0,39 för $K = 300$ och 0,32 för $K = 700$, $t = 50$ år) och mer i linje med en tidigare rapport som gav ett N_e / N värde på 0,35 (Andrén 2005; Vortex-simuleringar). Sammanfattningsvis skulle försiktiga uppskattningar av N_e / N -förhållandet ge ett värde nära 0,3 i den skandinaviska vargpopulationen vilket innebär att $N_e = 500$ skulle uppnås när den faktiska populationsstorleken (N) uppgår till 1700 vargar. Denna populationsstorlek ligger inom ramen för storleken på andra vargpopulationer som allmänt anses ha uppnått GYBS i Europa (dvs. Rumänien, Spanien, se Chapron et al 2014).

Kan Sverige inkludera utländska vargar för att nå GYBS?

En viktig fråga är om Sverige kan inkludera vargar utanför det nationella territoriet eller på territorier utanför den europeiska unionen när man bedömer huruvida svenska vargar har eller ska uppnå GYBS. Tanken bakom denna möjlighet är att populationsstorleken $N_e = 500$ (1700 vargar) skulle vara för stor för Sverige, även om ingen biologisk studie stöder detta påstående, samtidigt som Sverige faktiskt härbärgerar >2500 björnar och omkring >1200 lodjur. Det finns heller ingen biologisk grund för att anta att det finns en fungerande fennoskandisk vargpopulation, eftersom ingen vargflock har ett revir som överlappar Sverige och Finland, samtidigt som svenska och finska reproducerande vargflockar befinner sig ungefär minst 1000 km från varandra. Det finns inte heller någon gemensam vargförvaltning med gemensamma mål, planer och åtgärder mellan Sverige och Finland och länderna har inte lyckats förbättra konnektiviteten (genflödet) mellan sina respektive populationer. Samma slutsats kan också dras vad gäller såväl Ryssland som övriga medlemsstater i Europeiska unionen. En strikt tolkning av habitatdirektivet innebär att 1700 vargar krävs för att arten ska ha GYBS i Sverige. Om detta antal skulle vara större än den teoretiskt maximala bärkraften för varg i dess naturliga livsmiljöer, skulle GYBS nås vid bärkraften (~1200 vargar som preliminär uppskattning), allt medan den lämpliga invandringsnivån för att nå $N_e = 500$ skulle fortfarande skulle behöva säkras. Enligt detta resonemang skulle Sverige först behöva göra allt som är möjligt för att förbättra bevarandestatusen för vargen på sitt nationella territorium innan man återoppar vargar utanför sitt nationella territorium för att uppnå sina mål. Ett stort problem är att konnektiviteten mellan Sverige och Finland hittills varit utomordentligt låg med endast 5 effektiva vargar (dvs vargar som reproducerat sig med svenska vargar och vars valpar i sin tur fått avkomma) som naturligt invandrar till den svenska populationen. Om det genetiska tillskottet av obesläktade vargar skulle ha nått nivån på 1 effektiv invandrare per varggeneration som är regeringens mål, skulle många flera invandrare ha reproducerat sig i den svenska populationen. Om man antar att svenska vargar skulle tillåtas att regelbundet vandra ostört genom norra halvan av Sverige för att bilda en sammanhängande population med finska vargar med ett utbyte om effektiv invandrare per generation, skulle man

kunna tillämpa GYBS-konceptet på denna sammanhängande population. Det som fortfarande är oklart är hur Sverige och Finland skulle besluta om fördelningen av dessa 1700 vargar. Vargar i norra Finland finns i bilaga V till habitatdirektivet och den finska populationen är fortfarande relativt liten. Olika sätt är möjliga, t.ex. fördela lika många vargar (850) mellan de två länderna, fördela vargar i enlighet med andelen lämplig livsmiljö i de två respektive länderna eller enligt en politisk överenskommelse. I vilket fall som helst skulle vargar fortfarande behöva nå en populationsstorlek som är tillräckligt stor för att de ska kunna uppfylla sin ekologiska roll.

Ekologisk livskraft över hela landet

Formuleringarna i direktivets tyder på att det är önskvärt med en ekologisk livskraft utöver den demografiska och genetiska livskraften för arter. Vetenskapen om ekologisk livskraft är dock begränsad (Chesson & Kuang 2008) och i teorin kan en enda varg anses vara ekologiskt fungerande, eftersom den fortfarande skulle döda byte. Eftersom direktivets formuleringar signalerar att GYBS ska bedömas på grundval av ett optimalt tillstånd som bärkraft och inte från ett negativt tillstånd som hur långt populationen befinner sig från utödande kan ekologisk livskraft formaliseras som att arten ska uppta majoriteten (> 50%) av dess naturliga livsmiljöer i ett överflöd av hälften av sin bärkapacitet i sina livsmiljöer. Detta tillvägagångssätt är i linje med (om än mindre ambitiöst) Polens strategi att uppskatta GYBS för vargar genom att använda en livsmiljömodell och beräkna det potentiella antalet vargar på grundval av bärkraften (Evans & Arvela 2011). En föreslagen uppskattning av bärkraften för vargar i Sverige är 1200 djur eller 200 vargrevir (Sand et al. 2014), vilket skulle innebära att GYBS skulle nås vid en populationsstorlek på 600 djur eller med 100 vargrevir. Denna uppskattning utesluter dock renskötselområdet och bör betraktas som preliminärt innan mer noggranna uppskattningar kan föreslås. Det står emellertid klart att vargstammen inte är ekologiskt livskraftig i sin naturliga livsmiljö i Sverige, eftersom de de facto inte tillåts etablera revir eller reproducera sig i norra halvan av landet enligt såväl politiska riktlinjer som praxis i förvaltningen

Praktiska rekommendationer

Mot bakgrund av analysen ovan framgår det att den svenska vargpopulationen inte har GYBS. Inavelskoefficienten är fortfarande för hög eftersom immigrationen är otillräcklig, populationen är fortfarande för liten och den nödvändiga förbindelsen mellan svenska och finska vargar i norra Sverige med närliggande Finland omöjliggörs av mänskliga bestämmelser och hot (det finns ingen plan för hur man ska realisera det politiska målet om minst 1 invandrare / generation). För att den svenska vargstammen ska nå GYBS behöver två viktiga punkter särskild uppmärksamhet. Den första är att tillåta vargar (särskilt invandrare) att ostört vandra genom, men även att etablera sig i norra Sverige för att möjliggöra kontinuerligt genetiskt utbyte om minst 1 invandrare / generation så att inavelskoefficienten snabbt sjunker långt under 0,2. Det är viktigt att skilja mellan en

trend och ett resultat: det faktum att inavelskoefficienten (F) har minskat något under senare år (en trend) innebär inte att denna koefficient, som fortfarande överstiger 0,2, minskat till en tillfredställande nivå (ett resultat). Vargar i Sverige kan inte sägas ha uppnått GYBS så länge som inavelskoefficienten överstiger 0,2, och i avsaknad av tillräcklig och kontinuerlig invandring (ett betydande antal invandrarvargar krävs för att minska inavelskoefficienten) inte kan förväntas sjunka särskilt mycket mer utan snarare öka igen på lite sikt. Detta innebär att även om en immigration av 1 migrant / generation skulle uppnås idag skulle vargpopulationen fortfarande inte kvalificera sig för GYBS. Denna immigration bör också företrädesvis ske på naturlig väg utan mänskligt assisterade flyttningar av vargar. Den svenska policyn och praxisen med att de facto hindra vargar från att etablera sig i norra Sverige hindrar populationen från att nå GYBS och det utgör i verkligheten ett egenmäktigt förfarande från Sveriges sida gentemot den gemensamma EU-lagstiftningen som innebär överföring av vargar i norra Sverige från bilaga IV till bilaga V i art- och habitatdirektivet.

Prognoser konsekvenserna av jakt på stora rovdjur populationsdynamik

I art- och habitatdirektivet ställs strikta villkor för jakt på strängt skyddade arter i bilaga IV, där vargen finns upptagen. Ett villkor är att jakten inte får förhindra arten att uppnå gynnsam bevarandestatus. För att kunna bedöma konsekvenserna av jakt på stora rovdjur krävs att man använder ändamålsenliga populationsmodeller. Vi har utvecklat en vargspecifik individbaserad modell och använder Approximate Bayesian Computation (ABC) för att passa denna populationsmodell till tidsserierna av årliga antal flockar, reproduktioner och revirmarkerande par. Dessa data har erhållits från skandinaviska övervakningsdata och kan förutspå konsekvenserna av jakt på varg. I en vargpopulation inträffar händelser som påverkar både individer och familjegrupper (t ex att en individ lämnar den ursprungliga familjegruppen och bildar en ny familj). Detta är den övergripande populationsdynamiken. För att fånga denna dynamik, beaktar vår modell händelser på både individuell och familjegruppsnivå och formaliserar dem till sannolika regler. Vi anpassar sedan modellen till övervakningsdata så att den kan reflektera dynamiken i vargpopulationen i Sverige. Resultaten tyder på att storleken av vargpopulationen i Sverige kan vara 20% mindre än vad man tidigare trodde. Med utgångspunkt från denna modell med inmatade data från verkligheten är det sedan möjligt att prognostisera effekterna på populationsstorleken nästa år av att jaga ett visst antal vargar. Detta tillvägagångssätt är ett kvalitativt språng framåt i jämförelse med de vanligare metoderna att modellera vargjakt, eftersom det tar hänsyn till den sociala komplexiteten hos en vargpopulation och samtidigt håller reda på all osäkerhet i prognoserna. Denna modell är tillgänglig som ett open source R-paket (<https://cran.r-project.org/web/packages/pop.wolf/index.html>). Vid liknande modellering av arter som har en enklare ekologi, som till exempel lodjur som är ett ensamlevande stort kattdjur, finns det ingen anledning att ha en så komplex modell. I stället utvecklade vi bayesiska modeller anpassade till endast honorna i populationen uppdelade i tre åldersklasser, och strukturerade med avseende på olika regioner i Sverige. De modellerna inkluderar både process- och

observationsfel. För djurpopulationer, för vilka övervakningsdata över populationen är mycket sällsynt, som t.ex. för björnen i Sverige, är det inte realistiskt att tillämpa denna typ av modell, eftersom det inte finns tillräckligt med data som passar modellen. En lösning är att utveckla ålders- och könsstrukturerade deterministiska modeller, parameterade från sändarhalsbandsdata och framåtriktad simulering. Beträffande björnen innebär det en extra komplexitet på grund av den infanticid som förekommer, vilket innebär att vuxna hanbjörnar kan döda en annan hanbjörns ungar för att få para sig med honan. Vi utvecklade en ålders-, köns- och kullstrukturerad björnmodell där kullstorleken särskilt observerades med tanke på eventuella effekterna av infanticid. Den mångfald av modeller som vi har använt illustrerar väl att det inte finns något enkelt tillvägagångssätt som passar in på alla frågor som är relevanta för stora rovdjur vid jakt. Varje sammanhang kan kräva en specifik modell anpassad efter artens ekologi liksom efter tillgängliga data.

Jakt på stora rovdjurspopulationer över nationsgränser – ett exempel från västra Karpaterna

Bevarande och förvaltning av stora rovdjur gällande gränsöverskridande populationer medför viktiga utmaningar. Förvaltningen i ett land av en art kan påverka populationens status i grannlandet. Att förstå hur populationens dynamik fungerar över gränserna blir avgörande när jakt bedrivs, eftersom det kan vara avgörande för huruvida GYBS kan uppnås eller bibehållas. Vi visar på exemplet av förekomsten av vargar i Beskydy Mountains (tjeckisk-slovakiska gränsen), som är det yttersta kantområdet för förekomst av både varg- och lodjur populationerna i västra Karpaterna. Vi undersökte hur tillgången på mat liksom jakt i det slovakiska kärnområdet påverkat dynamiken för vargar i utkanterna av denna population. Under 2003–2012 övervakade vi rovdjursförekomsten genom snöspårningar och testade potentiella skillnader i förekomsten av de bägge arterna i Beskydy Mountains, samt potentiella mekanismer bakom de mönster vi fann. Trots vargarnas närhet till kärnområdet, med flera vargreproduktioner bekräftade åtminstone de senaste åren, var varg en mycket sällsynt art i Beskydy och registrerades 14 gånger mindre än lodjur. Den förväntade populationsstorleken av vargar i Beskydybergen var omvänd relaterad till bytestillgången i det slovakiska kärnområdet. Vargjakten året innan visade sig ha påverkat den förväntade stora förekomsten av vargar i Beskydy-området.

- Bensch S, et al. 2006. Selection for Heterozygosity Gives Hope to a Wild Population of Inbred Wolves. PLoS ONE 1(1): e72.
- Boitani, L. et al. 2015. Key actions for Large Carnivore populations in Europe. Report to European Commission.
- Browne-Nuñez C., Treves A., Macfarland D., Voyles Z., Turng C. 2015. Tolerance of wolves in Wisconsin: A mixed-methods examination of policy effects on attitudes and behavioral inclinations. Biological Conservation 189:59-71
- Bruford M. 2015. Additional population viability analysis of the Scandinavian wolf population. Report 6639 to the Swedish Environmental Protection Agency.
- Chapron, G. 2014. Challenge the abuse of science in setting policy. Nature 516: 289.

- Chapron, G., et al. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346, 1517-1519.
- Chapron G, Andr en H, Sand H, and Liberg O. 2012. Demographic viability of the Scandinavian wolf population. A report by SKANDULV to The Swedish Environmental Protection Agency.
- Chapron, G. & Treves, A. 2016. Blood does not buy goodwill: allowing culling increases poaching of a large carnivore. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283
- Chesson, P, and Kuang, J.J. 2008. The interaction between predation and competition. *Nature* 456, 235-238.
- Evans D, and Arvela M. 2011. Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive – Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007–2012.
- Hogberg J., Treves A., Shaw B., Naughton-Treves L. 2016. Changes in attitudes toward wolves before and after an inaugural public hunting and trapping season: early evidence from Wisconsin's wolf range. *Environmental Conservation* 43: 45-55.
- Jansson, M., Amundin, M. & Laikre, L. 2015. Genetic contribution from a zoo population can increase genetic variation in the highly inbred wild Swedish wolf population. *Conservation Genetics* 15: 1501-1505.
- Kaczenski et al. 2013. Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Report to European Commission.
- Laikre L, Jansson M, Allendorf FW, Jakobsson S, and Ryman N. 2013. Hunting effects on favourable conservation status of highly inbred Swedish wolves. *Conservation Biology* 27: 248-253.
- Liberg O, Andr en H, Pedersen H-C, Sand H, Sejberg D., Wabakken P,  kesson M, Bensch, S. 2005. Severe inbreeding depression in a wild wolf (*Canis lupus*) population. *Biology Letters* 1: 17-20.
- Räikkönen J, Vucetich JA, Peterson RO, Nelson MP. 2009. Congenital bone deformities and the inbred wolves (*Canis lupus*) of Isle Royale. *Biological Conservation* 142: 1025-1031.
- Räikkönen J, Vucetich JA, Vucetich LM, Peterson RO, Nelson MP. 2013. What the inbred Scandinavian wolf population tells us about the nature of conservation. *PLoS ONE* 8(6): e67218.
- Treves A., Naughton-Treves L., Shelley V.S. 2013. Longitudinal analysis of attitudes toward wolves. *Conservation Biology* 27, 315–323.

Förvaltning av stora rovdjur – illustrativa fallstudier (Maria Forsberg)

Som framgått ovan finns en rad olika frågeställningar om hur förvaltning av stora rovdjur bör utformas för att korrekt implementera art- och habitatdirektivet (AHD) och nå dess mål. I denna del diskuteras några av kärnfrågorna genom illustrativa fallstudier.

Gränsöverskridande förpliktelser: Vargförvaltning i Polen och Slovakien²

Bakgrund

I Karpaterna finns en av Europas starkaste populationer av varg. Populationens utbredningsområde täcker ett flertal länder, däribland Polen och Slovakien. I de flesta länder inom EU där varg förekommer är arten listad i bilaga IV till art- och habitatdirektivet och ska därmed ges ett strikt skydd enligt artikel 12 samma direktiv, men i Polen och Slovakien är vargen listad i bilaga V vilket ger utrymme för en mer flexibel förvaltning i enlighet med artikel 14 AHD.³ Den rättsliga situationen för vargen skiljer sig dock väsentligt mellan de två länderna. Även om EU-rätten inte kräver ett strikt skydd av varg i Polen har Polen valt att införa ett sådant mer långtgående skydd, till skillnad från Slovakien där varg historiskt har jagats intensivt. Då vargar inte styrs av människans administrativa gränser uppstår situationen att vargen skyddas på den polska sidan av gränsen men riskerar att skjutas på den slovakiska. Detta kan i sin tur leda till att den polska stammen påverkas och utarmas. Frågan som infinner sig är därför om art- och habitatdirektivet kan sägas kräva gränsöverskridande samarbete, om ett sådant behövs för att nå målen med direktivet.

Polsk vargförvaltning

De främsta konfliktytorna i Polen när det gäller relationen varg-människa rör skador på boskap och tamdjur. Även vargens predation på vilt skapar konfliktytor i förhållande till jakträttigheter. I Polen har jägare en reglerad rätt att årligen fälla ett visst antal djur, vilket skapar en konkurrenssituation om viltet. Fram till

² Studien genomfördes år 2015, varför senare ändringar i lagstiftningen efter 30 september 2015 inte har beaktats. Avsnittet om vargförvaltning i Polen och Slovakien liksom gränsöverskridande förpliktelser baseras på Iwanska, B, Baran, M (2015): Protection and management of wolves in Poland, rapport till Claws & Laws 2015-10-20; Kováčechová, E (2015): Country study on transboundary obligations and conflicts. The protection of wolves under the Habitats Directive in Slovakia, rapport till Claws & Laws 2015-07-27 och Forsberg, M (2018): Wolf management and transboundary obligations under the Habitats Directive, Summary report on Polish and Slovak wolf management, rapport till Claws & Laws, Uppsala Faculty of Law, Working paper.

³ Även under Bernkonventionen är vargen i Polen och Slovakien undantagen ett mer strikt skydd.

1998 betraktades även vargen som ett jaktbart vilt, men fredades 2001 och är idag en strikt skyddad art enligt polsk rätt.

I Polen har vargen klassificerats som en ”art av särskild betydelse”, vilket betyder att dess skydd ska prioriteras. För att nå målen i lagstiftningen behöver såväl arterna i sig skydd liksom deras livsmiljöer. Som redan har nämnts går Polen längre än vad EU-rätten kräver då vargen är strikt skyddad i enlighet med art. 12 AHD, men även skyddet av vargens livsmiljö sträcker sig längre. Inom ramen för EU-rättens artskydd ska även vissa viktiga livsmiljöer skyddas, mer bestämt artens parnings- och viloplats. I Polen skyddas utöver själva parningsplatsen en zon om 500 meter runt varglyan under perioden 1 april – 15 juli. Under perioden är det bl.a. förbjudet att fälla träd och för människor att uppehålla sig. Enligt polsk rätt ska även livsmiljöer som är viktiga för vargens födosök och migration skyddas. I det ligger bl.a. att positiva åtgärder ska vidtas, såsom att skapa och underhålla ekologiska korridorer. Även vid förvaltning av annat vilt som vargen är beroende av, tas hänsyn till vargens behov.

I Polen finns ingen licensjakt på varg då man menar att en sådan jakt bara kan tillåtas under art. 14 AHD men inte under det strikta skydd som regleras i art. 12 och 16 AHD. Skydds jakt i enlighet med art. 16 AHD förekommer dock. Under perioden 2013–2015 sköts 16 vargar varav hälften med hänvisning till skyddet av vilda djur, då dessa utgjorde hybrider mellan varg och hund. Intressant i sammanhanget är att polsk domstol har uttalat att det knappast kan bli fråga undantag från skyddet baserat på argument om säkerhet och hälsa, då vargattacker på människor så långt aldrig har förekommit i Polen.

Slovakisk vargförvaltning

Att vargen i Slovakien aldrig har blivit utrotad har påverkat samexistensen med människor. Människor i allmänhet är inte rädda för vargen och ser den följaktligen inte som ett hot mot deras säkerhet. Därtill är konflikten mellan herdor och varg inte lika skarp i Slovakien som i många andra länder med boskapsskötsel, då kunskapen om hur boskapen skyddas mot vargpredation har etablerats i generationer utan kontinuitetsavbrott.⁴ Detta betyder emellertid inte att vargen är skyddad i Slovakien. Det främsta området för konflikt finns mellan skyddet av varg och intresset för vargjakt. Varg har alltid jagats och under många år extensivt.

Det finns inga exakta siffror på hur många vargar som finns i Slovakien. Jaktorganisationer hävdar att det finns tusentals, medan naturskyddsorganisationer pekar på siffror om 150 st individer. Enligt landets konstitution har staten ett ansvar för att skydda vissa i lag ”specificerade arter av vilda djur och växter”. Vargen räknas dock inte upp som en sådana art.

Det rättsliga skyddet för varg har dock stärkts på senare år till följd av påtryckningar från EU och, förmodligen, samarbetet med Polen. Tidigare fick var-

⁴ Jfr Axelsson Linkowski, W., Kvarnström, M., Westin, A., Moen, J., Östlund, L., 2017, Wolf and Bear Depredation on Livestock in Northern Sweden 1827–2014: Combining History, Ecology and Interviews, LAND, Volume: 6(3) 63, om hur motsvarande traditionell kunskap har tappats hos fåbodbrukare i norra Sverige, och i Dalarna synnerhet, till följd av att vargen varit utrotad under många år.

gen jagas över hela landet, inklusive i gränsområdena till Polen. Numer finns vissa särskilda territorier inrättade, i fem olika kategorier, där vargen ges mer eller mindre starkt skydd. Inom nivå 5-territorium är vargen skyddad året runt. Gränsområden mot Polen är idag klassade som nivå 5-territorium, men ett kvarvarande problem är att jakt fortfarande är tillåten inom artens kärnområden i landet. Därtill får undantag ges från jaktrestriktionerna inom samtliga territorium.

Även om migrerande vargar från Polen numer ges skydd kan de således komma att jagas när de rör sig in mot kärnområdena i landet. Den slovakiska jakten kan därmed även fortsättningsvis resultera i en sjunkande effekt på den karpatiska vargpopulationen.

Gränsöverskridande samarbete mellan Polen och Slovakien

Då naturen inte känner några gränser uppstår behov av gränsöverskridande samarbete. En konvention som antogs särskilt mot bakgrund av detta är Karpatiska konventionen.⁵ För att nå konventionens mål om skydd och hållbar utveckling av Karpaterna, ska parterna vidta åtgärder för att främja gränsöverskridande samarbete.⁶ Åtgärder ska bl.a. vidtas för att underlätta samordningen och samarbetet mellan regionala myndigheter i syfte att uppmuntra ett delat ansvar för förvaltningen av biologisk mångfald.⁷ Konventionen sätter således en ram, och skapar incitament, för Polen och Slovakien att samarbeta kring förvaltningen av varg.

Även om det fortfarande saknas en s.k. ”Population Level Management Plan”, som enligt kommissionen utgör ”best practice” vid förvaltning av stora rovdjur,⁸ förekommer visst gränsöverskridande samarbete mellan länderna. Bland annat finns en arbetsgrupp för miljöskydd och skogsbruk, ”Working Group on Environmental Protection and Forest Management”, som inrättats inom ramen för den polsk-slovakiska kommissionen om gränsöverskridande samarbete, ”the Intergovernmental Commission for Cross-border Cooperation”. Inom denna arbetsgrupp har frågor om vargförvaltning tagits upp. Under 2012 föreslogs ett skyddsområde på 23 km, på den slovakiska sidan av gränsen, liksom ett informationssystem för att skydda den gränsöverskridande vargpopulationen. Året därpå resulterade samarbetet i en minskning av det årliga uttaget av varg i Slovakien och strax därefter undantogs gränsområden mot Polen från jakt. Arbetsgruppen har även som uppgift att utveckla samstämmiga regler om inventering och övervakning liksom gemensam forskning. En handlingsplan har antagits för framtida samarbeten om t.ex. migrationsvägar och ekologiska nätverk.

⁵ Framework Convention on the Protection and Sustainable Development of the Carpathians, som antogs i Kiev den 22 maj 2003, och trädde i kraft den 4 januari 2006).

⁶ Art. 2.2. Karpatiska konventionen.

⁷ Art. 6 i ”Protocol on Conservation and Sustainable Use of Biological and Landscape Diversity” till Karpatiska konventionen.

⁸ Kommissionen menar att en sådan förvaltningsplan är en förutsättning för en effektiv förvaltning av stora rovdjur, se kommissionens ”Note to the Guidelines for population level management plans for large carnivores”, ENV.B.2 D/14591, Bryssel 7 januari 2008.

Rättsliga krav på gränsöverskridande samarbete

De två viktigaste rättsakterna för bevarandet av Europas flora och fauna är Bernkonventionen och EU:s art- och habitatdirektiv.⁹ Syftet med konventionen och direktivet är att bevara naturliga livsmiljöer och vilda djur och växter. Enligt direktivet ska medlemsstaterna vidta åtgärder för att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos livsmiljöer och arter av gemenskapsintresse.¹⁰ För att nå dessa mål i praktiken behövs ofta gränsöverskridande samarbete mellan medlemsstaterna, särskilt ifråga om arter vars populationer rör sig över landsgränserna.

Inom flera internationella konventioner lyfts behovet av gränsöverskridande samarbete. Det formuleras inte alltid som ett uttryckligt krav, utan som en uppmaning om att staterna inte kan agera isolerat för att nå bevarandemål utan behöver samarbeta. I konventionen om biologisk mångfald formuleras det som att parterna, så långt möjligt och om lämpligt, ska samarbeta för att nå konventionens mål.¹¹

Än tydligare och mer uppfordrande formuleras kravet i Bernkonventionen. Ett av konventionens principiella syften är att öka det gränsöverskridande samarbetet. Konventionens mål är att bevara vilda djur och växter, ”särskilt de arter och slag av miljö som för att kunna skyddas kräver samarbete mellan ett flertal stater, samt att främja sådant samarbete.”¹² När det gäller livsmiljöer inom gränsområden har parterna förbundit sig att samordna sina ansträngningar för att skydda dessa.¹³ Ett liknande åtagande gäller för migrerande arter.¹⁴ Därutöver ställer konventionen ett generellt krav på gränsöverskridande samarbete. Vid genomförandet av bestämmelserna i konventionen ska parterna samarbeta när så är lämpligt, särskilt när samarbetet resulterar i att de åtgärder som vidtas enligt konventionen får större verkan.¹⁵

Om vi så vänder oss till EU-rätten och art- och habitatdirektivet, som bl.a. syftar till att genomföra Bernkonventionen, så saknas ett motsvarande uttryckligt krav på gränsöverskridande samarbete. Enligt EU-kommissionen är det dock ”svårt, om inte omöjligt för en medlemsstat att förvalta och skydda sina stora rovdjur i avsaknad av samordnade åtgärder i grannländerna”.¹⁶ Det är mot denna bakgrund som riktlinjerna för ”Population Level Management Plans” anses vara ”best practice” vid tillämpningen av direktivet. Även om kommissionen vidare

⁹ Då EU är part i konventionen och bl.a. har antagit art- och habitatdirektivet för att implementera konventionens krav och målsättningar, får Bernkonventionen ett förstärkt genomförande i EU:s medlemsstater. Jfr dock Epstein, Y., *The Habitats Directive and Bern Convention: Synergy and Dysfunction in Public International and EU Law*, Georgetown International Environmental Law Review (GIELR), Vol. 26, No. 2, 2014.

¹⁰ Art. 2 AHD jfr med t.ex. art 12 och 14 AHD.

¹¹ Art. 5 i konventionen om biologisk mångfald.

¹² Art. 1 Bernkonventionen.

¹³ Art. 4.4 Bernkonventionen.

¹⁴ Art. 10.1 Bernkonventionen.

¹⁵ Art. 11.1 Bernkonventionen.

¹⁶ Fritt översatt från EU-kommissionens ”Note to the Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores”, ENV.B.2 D/14591, Bryssel 7 januari 2008.

menar att en medlemsstat aldrig kan hållas ansvarig för avsaknaden av en sådan plan, om ett eller flera grannländer har motsatts sig en sådan, är frågan om samma slutsats kan dras om den medlemsstat som motsätter sig samarbete.

Även om ett krav på samarbete inte uttryckligen framgår av direktivet har EU liksom andra konventionsparter åtagit sig att genomföra kraven i Bernkonventionen. Därtill är behovet av samarbetet mellan medlemsstaterna själva grundtanken bakom EU:s funktion. Tittar man på den lagstiftande makten inom naturskyddsområdet så är den delad mellan EU och dess medlemsstater. Det innebär att EU, enligt subsidiaritetsprincipen, bara får anta lagstiftning om målet med rättsakten endast eller bättre kan uppnås på unionsnivå i motsats till att medlemsstaterna agerar var för sig.¹⁷ I preambeln till direktivet poängteras att bevarande av arter och livsmiljöer ofta är av gränsöverskridande natur, vilket påkallar samarbete mellan medlemsstaterna.

Även om skyldigheten att implementera ett direktiv ligger på den enskilda staten, är medlemsstaterna bundna av principen om lojalt samarbete.¹⁸ Enligt principen ska unionen och medlemsstaterna bistå varandra när de fullgör uppgifter som följer av EU-rätten, och medlemsstaterna ska vidta alla lämpliga åtgärder för att säkerställa att skyldigheterna fullgörs. På motsvarande vis ska de avstå från åtgärder som kan äventyra unionens mål. Principen har getts en självständig betydelse och på basis av den har EU-domstolen utvecklat flera centrala principer, såsom den om EU-rättens företräde, och har med stöd av principen konsekvent tolkat EU-rätten på ett resultatorienterat sätt. I praktiken har det inneburit att domstolen har tolkat in de krav i EU-rätten som behövs för att den ska fungera och målen nås, även när uttryckligt stöd för det saknats. Domstolen har t.ex. tolkat kravet i direktivet om att vidta lämpliga åtgärder för att undvika försämring av Natura 2000-områden till en skyldighet att ”göra vad som krävs”.

Enligt EU-kommissionen krävs det gränsöverskridande samarbete för en effektiv förvaltning av rovdjurspopulationer som delas mellan medlemsstaterna. Om gränsöverskridande samarbete är en förutsättning för att kunna nå direktivets mål om en arts gynnsamma bevarandestatus, kan det således argumenteras för att ett sådant samarbete inte bara ska ses som ”best practice” under direktivet, utan som en skyldighet för att fullgöra de krav och nå de mål som EU-rätten ställer.

Slutsatser

Den fråga som har ställts i denna fallstudie är om det kan ses som förenligt med art- och habitatdirektivet att förvaltningen av gränsöverskridande populationer i en medlemsstat äventyrar förmågan för populationen att uppnå FSC i en annan, eller om krav kan ställas på gränsöverskridande samarbete. Trots att ett sådant krav inte framgår uttryckligen av direktivet, till skillnad mot Bernkonventionen, kan en ändamålsenlig tolkning av direktivet ge utrymme för ett sådant krav. Enligt EU-kommissionen är det en förutsättning att s.k. ”Population Level Management Plans” antas för att nå och bibehålla en gynnsam bevarandestatus av rov-

¹⁷ Art. 5.3 FEU.

¹⁸ Art. 4.3 FEU.

djurspopulationer som delas mellan medlemsstaterna. Om en medlemsstat vägrar att samarbeta, och målen med direktivet därför inte nås, kan det med stöda av lojalitetsprincipen argumenteras för att medlemsstaten inte har vidtagit de åtgärder som behövs för att nå målen med direktivet.

Decentraliserad förvaltning: Vargförvaltning i Tyskland

Inledning

Vargen har nyligen återvänt till Tyskland efter att ha varit utrotad under mer än 100 år.¹⁹ Även om vargen har spridit sig till flera Bundesländer är det främst i Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg och Niedersachsen som vargen har etablerat revir. I Tyskland är vargen listad i bilaga IV till AHD, vilket innebär att den ska ges ett strikt skydd enligt art. 12 samma direktiv. I detta sammanhang är det förbundsrepubliken Tyskland som i förhållande till EU har ansvar för att direktivet tillämpas korrekt, men den faktiska förvaltningen av varg är decentraliserad till de självständiga Bundesländerna²⁰. Syftet med denna delstudie är att studera eventuella konsekvenser av att det inom ett och samma land finns olika förvaltningspraxis.²¹ En särskild aspekt som kommer att behandlas är de rättsliga mekanismer på federal nivå som syftar till att kontrollera att skyldigheterna enligt direktivet efterlevs, d.v.s. som säkerställer artskyddet även då beslutsfattandet är decentraliserat.

Tysk vargförvaltning

Bakgrund

Även om viss oro för allmänhetens säkerhet har börjat växa fram, har vargens återinträde i Tyskland huvudsakligen mottagits som någonting positivt. En konflikt som kan skönjas är konkurrensen om jaktbart vilt men den främsta källan till konflikt kopplar till boskapsskötsel, i första hand fårskötsel, och uppstår särskilt när djurhållare ännu inte har anpassat sig till närvaron av varg.²² Konflikterna kan väntas öka i takt med att populationen växer. Även om vargen i Tyskland visar en uppåtgående trend bedöms den ännu inte ha gynnsam bevarandestatus, vare sig mot bakgrund av utbredningsområde, populationsstorlek eller mot habitatkvali-

¹⁹ En aspekt av att vargen har varit utrotad är att den numer definieras som en främmande art. Enligt federal lagstiftning ska naturvårdsmyndigheter vidta lämpliga åtgärder för att motverka hot mot ekosystem, biotoper och arter till följd av främmande arter, oaktat om den främmande arten också utgör en skyddad art. Då vargen för närvarande inte utgör något sådant hot har dock konflikten mellan de olika rättsliga reglerna inte realiserats.

²⁰ Nedan kallade "länderna" eller "delstaterna".

²¹ Avsnittet om vargförvaltning i Tyskland baseras på Köck, W (2017): The management of wolves in Germany: Rapport till Claws & Laws 2017-05-03.

²² När det gäller konflikten till jakt kan noteras att vargen, genom att till största delen fälla hjortdjur, hjälper jägarna att hålla nere kostnader för skador på grödor (som jägarna i Tyskland är ansvariga för att bekosta.)

teter. I september år 2016 fanns 46 familjegrupper 4 par och därutöver 4 enskilda individer. Antalet vuxna vargar, inbegripet vargar i västra Polen som tillhör samma population, uppgår år 2017 till 230 stycken. Den främsta dödsorsaken är trafikolyckor. År 2015 påträffades 20 döda vargar, varav 16 dött p.g.a. trafiken.

Federala styrmekanismer inom vargförvaltningen

I Tyskland är vargen strikt skyddad. Det innebär dels skydd av arten som sådan men också av dess livsmiljö. I federal naturskyddslagstiftning finns krav på att inrätta Natura 2000-områden liksom förbud mot att döda och störa vargen. Såväl förbuden som undantagen korresponderar i stort med kraven i Bernkonventionen och art. 12 och 16 i art- och habitatdirektivet. Hittills har 3 vargar dödats med stöd av undantagsbestämmelserna.

På federal nivå finns även jaktlagstiftning där det framgår att vargen inte är en av de djurarter som får jagas. Det betyder emellertid inte att vargen inte får jagas i de olika delstaterna. Dessa har nämligen möjlighet att inom respektive territorium lägga till arter till listan över jaktbart vilt, något som har utnyttjats av Sachsen.

I motsats till många andra områden inom miljövetenskap saknas en federal förvaltningslagstiftning på artskyddsområdet. Ansvaret för hur förvaltningen av varg organiseras ligger istället på respektive delstat. Den federala nivån har främst getts en övervakande roll. För att samordna övervakningen inför art. 17-rapporteringen, som den federala staten ansvarar för, samarbetar den federala byrån för naturskydd och delstaterna inom ramen för mellanstatliga arbetsgrupper. På federal nivå arbetas bl.a. gemensamma metoder fram för övervakning. Genom att övervakningsstandarder arbetas fram på federala nivå, och forskning finansieras med federala medel, ges viktiga bidrag till att förvaltningen av varg sker samordnat och på vetenskaplig grund. Även riktlinjer för hur vargar med beteendestörningar ska hanteras har tagits fram på federal nivå.

Ländernas förvaltning

Ansvaret för förvaltningen av varg ligger på respektive Bundesland. Det finns ingen nationell förvaltningsplan för varg, men alla areastater (d.v.s. 13 av 16 delstater) har antagit förvaltningsplaner där bl.a. ramarna för beslutsorganisation, övervakning och hantering av konflikter framgår. Planerna är inte bindande utan syftar till att skapa ett kunskapsunderlag för att vägleda beslutsfattare. I planerna ges bl.a. information om vad som kan motivera skydds jakt men också om alternativa och mindre ingripande metoder, såsom att i första hand skrämja bort vargen. Det är dock få planer som innehåller detaljer om åtgärder för att förbättra livsmiljö kvaliteten, behovet av att skapa konnektivitet eller uppgifter om nödvändiga skyddsområden. Ett undantag är Niedersachsen. I andra förvaltningsplaner hävdas tvärtom att behovet av livsmiljö tillgodoses genom befintliga skyddsområden och att det därför, då vargen inte ställer höga krav på livsmiljö, inte är nödvändigt med särskilda skyddsåtgärder. Planerna är annars i stort likformiga, då delstaterna använt Sachsens förvaltningsplan som mall. Förutom att Sachsen lis-

tar vargen som ett jaktbart vilt (samtidigt som dock jakt förbjuds) så har vargförvaltningen här varit en källa till inspiration för övriga delstater, varför vargförvaltningen i landet uppvisar stor likheter delstaterna emellan.

Det är även på delstatsnivå som utpekandet av Natura 2000-områden sker. För närvarande finns 32 områden (samtliga i Sachsen och Brandenburg) där vargen listas som ett av skyddsobjekten. För många av områdena finns en förvaltningsplan som bl.a. adresserar frågor som berörs i vargförvaltningsplanen, såsom förebyggande åtgärder och samarbeten med jaktgemenskaper.

Inom alla delstater är det den ansvariga miljömyndigheten som beslutar om skydds jakt, utom i Sachsen där det är den ansvariga jaktmyndigheten.²³ Generellt är det den lokala naturvårdsmyndigheten som är den ansvariga miljömyndigheten. Myndigheten står under tillsyn av respektive departement för att ett samordnat beslutsfattande ska ske inom delstaten.

Som nämndes ovan har Sachsen fört upp varg på listan över jaktbara arter men beslutade samtidigt om en stängd jaktsäsong året runt, vilket i praktiken innebär att det inte är tillåtet att jaga varg. Sachsen motiverade beslutet bl.a. med att jaktlag därmed kan involveras aktivt i övervakningen av varg. Beslutet har väckt stark debatt då det ifrågasätts om det är förenligt med europeisk och konstitutionell rätt.

Förebyggande konflikthantering

Förvaltningen av varg i Tyskland kan i stort sägas bygga på att förebygga konflikter mellan den växande vargpopulationen och motstående intressen. I detta sammanhang spelar förvaltningsplanerna en viktig roll. Planerna lyfter särskilt fram hur boskap kan skyddas med förebyggande åtgärder, hur skador kompenseras men också hur vargar med beteendemässiga störningar ska hanteras.

Då en stor del av konflikterna uppstår i samband med fårskötsel består en central del av strategin i att å ena sidan förstärka skadeförebyggande åtgärder och å andra sidan kompensera för de skador som trots allt uppstår. I alla länder med etablerade vargstammar ges bidrag till fårskötare för att vidta förebyggande åtgärder, t.ex. för att installera elstängsel. I t.ex. Sachsen har fårägarna möjlighet att få 80 % av kostnaderna täckta av statliga medel.²⁴ Bidragen liksom ekonomisk kompensation vid skada underlättar samexistensen med vargar och ökar den sociala acceptansen.

Konfliktlösning mellan federal och delstatsnivå

Även om den federala styrningen på vargområdet är relativt svag så finns mekanismer i lagstiftningen för att säkerställa att delstaterna rättar sig efter federal lag. Om t.ex. Sachsen beslutar att tillåta jakt på varg, vilket skulle strida mot artskyddsförbuden i federal lag, kan den federala myndigheten skicka en kommiss-

²³ Besluten fattas här i samförstånd med den lokala naturvårdsmyndigheten.

²⁴ Även om ingen ännu har nekats bidrag är det ingen given rättighet att få sådant. Frågan ska prövas mot bakgrund av tillgänglig budget.

ionär till den högsta delstatsmyndigheten och även vända sig till förbundsrådet (Bundesrat)²⁵ för beslut om huruvida delstaten brutit mot federal lag eller inte. Därutöver kan den federala regeringen väcka frågan hos konstitutionsdomstolen, eller hos den federala förvaltningsdomstolen (Bundesverwaltungsgericht), om frågan inte involverar konstitutionell rätt.

Slutsatser

Den förebyggande strategi som den tyska vargförvaltningen kan sägas vila på har fram till nu fungerat tillräckligt bra för att den sociala acceptansen för varg ska fortsätta vara hög. I ett tätbefolkat land som Tyskland är det dock närmast oundvikligt att konflikter uppstår och kommer att uppstå i takt med att vargpopulationen stadigt ökar. Särskilt mot den bakgrunden, och att ansvar för EU-rättsliga åtaganden vilar på den federala staten, synes det centralt med rättsliga styrmekanismer som säkerställer att EU-rätten tillämpas lojalt på delstatsnivå. De federala styrmekanismerna i Tyskland vid förvaltning av varg är dock förhållandevis svaga. Ansvaret för den faktiska förvaltningen av varg, inklusive övervakning, ligger på delstatsnivå. Även om federal jaktlagstiftning finns, där vargen inte listas, finns utrymme för delstaterna att lägga till vargen på listan över jaktbart vilt, något som Sachsen redan har valt att göra. Det är också de enskilda delstaterna som ansvarar för att Natura 2000-områden utpekas. För närvarande har den federala staten enbart en stödjande funktion i att samordna övervakningen av varg i landet. Frågan är om det på sikt kommer att vara tillräckligt när vargen förr eller senare når de traditionella nötkreatur- och hästmarkerna i Nordtyskland.

Positiva förpliktelser: Förvaltning av björn i Frankrike

Inledning

Den franska brunbjörnen är upptagen i bilaga II och IV i art- och habitatdirektivet. Trots att den är strikt skyddad och att stammen har förstärkts genom utsättningar av fler individer, är populationen mycket liten och bevarandestatusen långt ifrån gynnsam. Syftet med den här fallstudien är att analysera vilka lagliga skyldigheter och förutsättningar som finns för att vidta positiva åtgärder när en extremt liten population behöver förstärkas för att förbättra artens bevarandestatus.²⁶

²⁵ Förbundsrådet är ett av fem federala statsorgan i Tyskland.

²⁶ Avsnittet om förvaltning av björn i Frankrike baseras på Bétaille, J (2018): Positive obligations to rescue small populations. A country study on the management of brown bear under the Habitats Directive in France. Rapport till Claws & Laws 2018-01-10.

Fransk förvaltning av brunbjörn

Bakgrund

Det finns minst 32 björnar i Pyrenéerna som lever på båda sidorna av den fransk-spanska gränsen. Det låga antalet individer gör den pyreneiska björnpopulationen till den minsta i Europa och även den mest hotade. Populationen är uppdelad på två delpopulationer, en i centrala Pyrenéerna bestående av minst 15 honor och 15 hanar, och en i västra Pyrenéerna som idag endast består av 2 hanar.

Antalet björnar har dock historiskt varit ännu lägre. På 1990-talet dog den sista björnen ut i centrala Pyrenéerna och efter att den näst sista honan skjutits under en vildsvinsjakt i västra Pyrenéerna, fanns det år 1994 bara 1 hona och 6 hanar kvar. Mot denna bakgrund introducerades år 1996, 1997 och 2006 ett antal slovenska björnar (6 honor och 2 hanar)²⁷ till centrala Pyrenéerna, vilket resulterade i den nuvarande populationen. Då de båda populationerna är isolerade från varandra är den genetiska variationen låg.²⁸ Under perioden 1997–2012 var 24 av totalt 28 björningar i den centrala populationen avkommor till en och samma hane.

Det kanske främsta hotet mot populationen kopplar således till populationen som sådan. Storleken på populationen är för liten och den genetiska risken för hög för att arten långsiktigt bedöms kunna överleva i regionen. Ett annat hot är jaktolyckor i samband med den vanligt förekommande vildsvinsjakten, där mötet med björnen inte alltför sällan resulterar i att björnen dödas. Även trafiken utgör ett problem då flera viktiga vägar korsar området. Förutom kollisionsolyckor fragmenteras habitatet av väginfrastrukturen.

Känslorna kring björnens varande eller icke varande i området är bitvis starka. Det är främst hos lokala jägare och bönder som acceptansen är låg, då närvaron av björn utmanar traditionella levnadssätt. När björnstammen förstärktes i området har bönder tvingats anpassa sin fårskötsel,²⁹ och jägare synes förutse att de hot som vildsvinsjakten indirekt innebär för björnen kan påverka framtida möjligheter att bedriva jakt i regionen. Motståndet mot ytterligare utsättningar av björn är därför lokalt massivt,³⁰ något som även har yttrat sig i våldsamma demonstrationer.

Rättslig förvaltning av björn

Som framgått ovan är den franska brunbjörnen listad i bilaga IV och ska därmed ges ett strikt skydd i enlighet med art. 12 och 16 AHD. I Frankrike har jakt på

²⁷ Dessa björnar flyttades till den franska sidan av Pyrenéerna av den franska staten. År 2016 introducerades ytterligare en slovensk björn till området, men denna gång i de katalanska Pyrenéerna av katalanska myndigheter.

²⁸ Sedan 1996 har bara en björn vandrat från den ena till den andra populationen.

²⁹ Det finns dock flera statliga bidrag att söka för förebyggande skyddsåtgärder, men en majoritet av bönderna har valt att inte vidta sådana. Om skador inträffar p.g.a. björnattacker utgår ekonomisk kompensation.

³⁰ Av enkätundersökningar framgår dock att gemene man i såväl Frankrike i stort som i Pyrenéerna har en positiv inställning till björnen.

björn varit förbjudet sedan 1962 och sedan 1981 är arten strikt skyddad. Förutom ett förbud mot att döda björnen innebär det strikta skyddet ett förbud mot att störa den liksom att förstöra eller försämra dess livsmiljö. Undantag från förbudet får endast ges om det inte finns någon annan lämplig lösning, om det inte påverkar bevarandestatusen negativt och att ett legitimt skäl föreligger. Beslut om undantag fattas av ministern ansvarig för naturskydd,³¹ men något sådant beslut har hittills inte fattats.³² Därmed inte sagt att proceduren som antagits för att implementera artiklarna 12 och 16 AHD till fullo följs. De statliga besluten om vildsvinsjakt har upphävts ett flertal gånger av nationell domstol. I dessa fall har jakten ansetts innebära en sådan störning av björnar som är förbjuden enligt art. 12 AHD.

Brunbjörnen är även listad i bilaga II i AHD, vilket innebär att särskilda skyddsområden ska utses i enlighet med artikel 4 samma direktiv. I de franska Pyrenéerna har för närvarande 13 områden pekats ut som områden av gemenskapsintresse för att skydda björnen.³³ Inom dessa områden är det dock fortsättningsvis tillåtet att bedriva vildsvinsjakt, något som har visat sig utgöra en risk för att även björnar skjuts. När det gäller just jakten har regeringen, i en stadga tecknad mellan regeringen och ett flertal kommuner, emellertid förbundit sig att inte begränsa jakten i Pyrenéerna.³⁴ Genom att tillåta vildsvinsjakt kan det hävdas att Frankrike inte har gjort tillräckligt för att förhindra störningar av björnen i området.³⁵ Det saknas även förvaltningsplaner för 6 av de utpekade områdena, vilket har sanktionerats av EU-domstolen.³⁶

I den franska miljöbalken finns uttryck för den s.k. icke-försämringsprincipen [non-regression principle] enligt vilken miljöskyddet ständigt ska förbättras. Principen innebär t.ex. att miljölagstiftning och nya tillstånd inte får innebära att miljötillståndet försämras. Det finns även krav på att en nationell handlingsplan ska tas fram för bevarande och återhämtningen av skyddade arter, men sedan 2010 saknas en sådan plan för förvaltningen av björn.³⁷ Det utkast som för närvarande finns framtaget har bl.a. kritiserats av det Nationella rådet för naturskydd då det saknas planer på ytterligare utsättningar av björn.

En ansökan om att återinföra arter kan göras av en juridisk person eller staten själv och beslut fattas av ministern ansvarig för naturskydd. En sådan utsättning kan tillåtas av hänsyn till allmänintresset och efter en bedömning av dess konsekvenser,³⁸ särskilt vad avser bevarandestatusen för arten i fråga. Om ett återinfö-

³¹ Detta gäller även andra typer av beslut rörande förvaltningen, såsom att lista arter som skyddade.

³² Generellt sett har lokala myndigheter mycket litet inflytande över förvaltningen, men samråd brukar i regel hållas med allmänheten.

³³ Jfr art. 4 AHD.

³⁴ Detta utlovades i samband med utsättningen av björnar år 1996–1997.

³⁵ Se art. 6.2 AHD.

³⁶ Se C-404/09 *Kommissionen mot Spanien*.

³⁷ EU-kommissionen har skicka Frankrike en formell underrättelse i ärendet men ännu inget motiverat yttrande i enligt art. 258 FEUF.

³⁸ Conseil d'Etat har uttalat att förvaltningen av ett tillräckligt antal björnar i Pyrenéerna för att arten inte ska utrotas utgör ett allmänt intresse.

rande kan påverka ett annat land ska utrikesministern informeras. Lagstiftningen anger emellertid inte hur ministern ska agera i sådana situationer eller om en gränsöverskridande konsekvensbedömning bör tillämpas.

EU-rättsliga krav på att vidta positiva åtgärder

Bakgrund

Den franska staten fridlyste björnen 1981 och har officiellt listat brunbjörnen som utrotningshotad.³⁹ Ytterligare individer behöver introduceras till området för att förstärka genpoolen och rädda populationen från att dö ut.⁴⁰ Frågan är om krav på att vidta positiva åtgärder, såsom utsättning av fler individer, kan ställas på den franska staten för att förstärka artens bevarandestatus.

Stöd för skyldigheten att vid behov förstärka en population genom att sätta ut fler individer kan till att börja med hämtas från den internationella rätten. Av konventionen om biologisk mångfald (CBD) följer att parterna till konventionen ska, så vitt möjligt och om lämpligt, ”vidta åtgärder för återhämtning och rehabilitera av hotade arter och för återinförande av dessa i sina naturliga livsmiljöer under lämpliga förhållanden”.⁴¹ Under Bernkonventionen åtar sig parterna att ”uppmuntra återinförandet av arter [...] när detta kan bidra till skyddet av en utrotningshotad art”.⁴² Då EU är part till båda konventionerna är dessa bindande för såväl EU:s institutioner som dess medlemsstater.⁴³

Några uttryckliga krav på att introducera nya individer när en art är hotad framgår dock inte av art- och habitatdirektivet eller av EU-domstolens praxis. Av artikel 22 AHD framgår bara att medlemsstaterna ska undersöka om det är önskvärt att återinföra arter i bilaga 1, om det skulle bidra till att bevara arten. Argument för att vidta sådana positiva åtgärder kan dock hämtas från EU-domstolens tolkning av andra artiklar i direktivet. Med stöd av EU-domstolens praxis kan dels hävdas att sådana åtgärder följer som ett led i det strikta skyddet under artikel 12 AHD, dels att det kan krävas för att nå målen med direktivet i enlighet med artikel 2 AHD.

³⁹ Att beslutet fattas av miljöministern och inte prefekten, som annars är den normala ordningen, är en rättslig konsekvens av att björnen är listad som utrotningshotad.

⁴⁰ I utkast till förvaltningsplan av björn uppmärksammar den franska regeringen att det inte är sannolikt att björnen uppnår gynnsam bevarandestatus om utsättningar inte sker, varför det ses som nödvändigt att sätta ut 15 björnar i den västra delpopulationen och 5 i den centrala delpopulationer, främst honor, *Volet Ours brun (Ursus arctos) de la Stratégie Pyrénéenne de Valorisation de la Biodiversité*, 2017 – 2027, s. 52.

⁴¹ Art. 9 c CBD. Jfr art. 8 f CBD.

⁴² Art. 11. 2 Bernkonventionen.

⁴³ Om den bindande verkan av internationella avtal, se art. 216.2 FEUF.

Ändamålstolkning

Enligt artikel 2 AHD ska de åtgärder som vidtas enligt direktivet syfta till att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos livsmiljöer och arter av gemenskapsintresse.⁴⁴ När en art inte har gynnsam bevarandestatus kan därför hävdas att restaurerande åtgärder ska vidtas för att arten ska nå en gynnsam bevarandestatus.⁴⁵ Visserligen skapar artikeln i sig ingen självständig skyldighet, men målet med direktivet är en viktig utgångspunkt vid tolkningen av vilka skyldigheter som ligger under direktivet.⁴⁶ EU-domstolen har, med stöd av lojalitetsprincipen i artikel 4.3 FEU, konsekvent tolkat EU-rätten ändamålsenligt, det vill säga på ett sätt så att syftet och målen med lagstiftningen effektivt ska nås. Lojalitetsprincipen lägger inte bara fast att medlemsstaterna ska avhålla sig från åtgärder som strider mot EU-rätten, utan också att de ska vidta de positiva åtgärder som behövs för att tillämpa EU-rätten effektivt. Enligt EU-domstolen är medlemsstaterna därför skyldiga att göra allt i sin makt för att säkerställa effektiviteten av EU-rätten.⁴⁷ I sammanhanget kan noteras att det är resultatet med ett direktiv som är bindande och som ska nås.⁴⁸ Resultatet som ska nås med art- och habitatdirektivet är att arter och livsmiljöer ska uppnå och bibehålla en gynnsam bevarandestatus.

Strikt skydd förutsätter positiva åtgärder

När det gäller skyddet under artikel 12 AHD kan det vid en första anblick synas vara begränsat till att bara omfatta förbud mot att mer aktivt skada listade arter och deras livsmiljöer. EU-domstolen har dock valt en bredare tolkning än så. Medlemsstaterna ska inte bara anta en rättslig ram för att driva igenom förbuden utan uppmanas att vidta alla nödvändiga åtgärder för att skydda arten ifråga.⁴⁹ Detta innebär att införa konkreta och särskilda skyddsåtgärder.⁵⁰ Det strikta skyddet innebär bl.a. att sammanhängande åtgärder av förebyggande karaktär ska antas för att effektivt undvika en försämring eller förstörelse av en arts parnings- och viloplatser.⁵¹ I det s.k. hamstermålet gick EU-domstolen ännu något längre

⁴⁴ Se i sammanhanget även art. 1 a AHD som definierar ”bevarande” som de åtgärder som är nödvändiga för att bibehålla och återställa en gynnsam status hos livsmiljöer och arter.

⁴⁵ Se A. Cliquet, K. Decler och H. Schoukens, *Restoring nature in the EU The only way is up?*, I C-H Born, A. Cliquet, H. Schoukens, D. Misonne och G. Van Hoorick (red.), *The habitats directive in its EU Environmental Law context*, Routledge, 2015, nr 15.

⁴⁶ EU-kommissionen, Vägledning om strikt skydd för djurarter av intresse för gemenskapen i enlighet med rådets direktiv 92/42/EEG om bevarande av livsmiljöer, slutlig version, februari 2007, s. 8.

⁴⁷ Mål 30/70 *Scheer*, p. 10. Se även mål 48/75 *Jean Noël Royer*, p. 75 och C-434/97 *kommissionen mot Frankrike*, p. 21.

⁴⁸ Art. 288 FEUF.

⁴⁹ Se t.ex. C-103/00 *kommissionen mot Grekland (Carretta caretta)* p. 39, om att alla nödvändiga åtgärder ska vidtas för att förhindra en avsiktlig störning av en art. Se även generaladvokat Kokott i mål C-383/09 p. 42.

⁵⁰ C-183/05 *kommissionen mot Irland*, p. 29.

⁵¹ C-518/04 *kommissionen mot Grekland*, p. 16, C-183/05 *kommissionen mot Irland*, p. 30 och C-383/09 *kommissionen mot Frankrike (Cricetus cricetus)*, p. 20–21.

när den fastslog att Frankrike hade brutit mot sina skyldigheter under artikeln. I målet kunde konstateras att majsodlingar ökat i Frankrike på bekostnad av odlingar som hamstern är beroende av, såsom odling av lusern, vilket varit den främsta orsaken till att populationen minskat. Genom att inte införa ett åtgärdsprogram som möjliggör ett strikt skydd av arten ansågs Frankrike ha brutit mot artikel 12.1 d AHD.⁵² I målet var det således inte tillräckligt att förbjuda skadliga åtgärder utan även nödvändigt att vidta positiva åtgärder för att skydda arten.⁵³

Även med koppling till Natura 2000-områden har EU-domstolen tolkat direktivtexten, art. 6.2 AHD, såsom att medlemsstaterna inte bara är skyldiga att skydda områdena mot skadlig påverkan utan även att anta positiva åtgärder för att förbättra deras bevarandestatus.⁵⁴

Sammanfattning om krav på positiva åtgärder

Även om det inte framgår uttryckligen av direktivtexten visar EU-domstolens systematiska och ändamålsenliga tolkning av det strikta skyddet under artikel 12 AHD att ambitiösa skyddsåtgärder, inklusive positiva åtgärder, kan krävas av medlemsstaterna under vissa omständigheter. Kraven på medlemsstaterna kan sägas öka i relation till bevarandestatusen av den art som ska skyddas. Om bevarandestatusen är ogynnsam kan det leda till mer omfattande skyldigheter för medlemsstaterna, då syftet med skyddssystemet är att återställa en gynnsam bevarandestatus.⁵⁵ Åtgärder som vidtas kan här behöva inriktas specifikt på de omständigheter som ligger till grund för den ogynnsamma bevarandestatusen. I det ovan nämnda hamstermålet uttalade generaladvokat Kokott att om ”artens populationer, som här, är så små att den kan dö ut på grund av naturliga beståndsvariationer, måste syftet med ett effektivt skyddssystem [...] vara att höja beståndantalet i tillräcklig omfattning.”⁵⁶ Samma slutsatser kan appliceras på den franska förvaltningen av brunbjörn.

Slutsatser

Målet med art- och habitatdirektivet är att bevara och upprätthålla en gynnsam bevarandestatus hos arter och livsmiljöer av gemenskapsintresse. När en population av en art är så liten att den inte på sikt bedöms kunna överleva eller nå gynnsam bevarandestatus utan stödjande åtgärder, talar lojalitetsprincipen och EU-domstolens tidigare praxis för att krav skulle kunna ställas på medlemsstaten att vidta sådana positiva åtgärder. Det strikta skyddet under artikel 12 AHD kan sammanfattningsvis sägas omfatta krav på sammanhängande och samordnade

⁵² C-383/09 *kommissionen mot Frankrike*.

⁵³ Se här även generaladvokat Kokotts yttrande i målet som hävdar att även proaktiva åtgärder kan ingå i artskyddet, C-383/09 p. 44.

⁵⁴ C-404/09 *kommissionen mot Spanien*.

⁵⁵ Generaladvokat Kokott i mål C-383/09 p. 37.

⁵⁶ Generaladvokat Kokott i mål C-383/09 p. 83.

åtgärder, av förebyggande natur, som långsiktigt säkerställer att arter bibehåller eller återställs till en gynnsam bevarandestatus.⁵⁷

Då populationen av brunbjörn i Frankrike inte bedöms kunna nå gynnsam bevarandestatus utan stödjande åtgärder, eftersom populationen är mycket liten och genbasen smal, kan det således hävdas att Frankrike har en skyldighet att förstärka stammen genom ytterligare utsättningar. Som beskrivits ovan är emellertid sådana utsättningar politiskt mycket känsliga. I juni 2016 sattes en ny björnhane ut av Katalonien i gränsområdet mot Frankrike. Förhoppningen är att den nya hanen ska ersätta den tidigare dominanta hanen. Ur ett ekologiskt perspektiv är beslutet välgrundat då populationens genpool behöver förstärkas, men beslutet har trots det ifrågasatts av den franska sidan då den berörda allmänheten inte bereddes tillfälle att höras innan utsättningen.⁵⁸

Ett nytt utkast till en förvaltningsplan av björn har tagits fram, men p.g.a. det politiskt låsta läget finns inga uttryckliga förslag på att sätta ut ytterligare björnar. Det finns en övervägande risk att konflikterna i Pyrenéerna kan tänkas öka på sikt, inte bara som en följd av eventuella framtida beslut om utsättningar av björn utan också för sannolikheten att ytterligare ett rovdjur med tiden kan tänkas etablera sig i området, nämligen vargen.

⁵⁷ Se generaladvokat Philippe Léger i mål C-103/00, p. 43.

⁵⁸ Jfr art. 22 AHD.

Jakt när en skyddad art har en gynnsam bevarandestatus. Den svenska licensjakten av brunbjörn (Anna Christiernsson)

Bakgrund

Den svenska brunbjörnen har haft en stark tillväxt sedan tidigt 1900-tal och har idag en gynnsam bevarandestatus, både vad gäller antal och utbredning enligt de nationellt fastslagna nivåerna. Inventeringsdata indikerar emellertid att björnpopulationen efter 2008, för första gången sedan 1930-talet, åter igen minskar. Orsaken till minskningen antas vara den omfattande jakten som har bedrivits det senaste decenniet. Mellan åren 2009 och 2013 dödades cirka 250-300 björnindivider (cirka 10 procent av björnpopulationen) årligen genom licensjakt enbart. Därutöver har skyddsjakt bedrivits i flera områden i landet. Samtidigt är den svenska björnen en art som omfattas av ett strikt skydd enligt art- och habitatdirektivet (AHD) samt Bernkonventionen, en konvention som både Sverige och EU är part till. Detta innebär bland annat att medlemsstater måste förbjuda allt ”avsiktligt dödande”. I direktivet finns dock även en undantagsbestämmelse, artikel 16. Bestämmelsen är uttömmande och jakt kan därmed endast bedrivas under förutsättning att villkoren i bestämmelsen är uppfyllda. Gemensamt för alla undantagsgrunder är att det inte ska finnas någon annan lämplig lösning samt att undantaget inte får försvåra upprätthållandet av en gynnsam bevarandestatus. Därutöver ska jakten ha vissa syften (punkterna a-d). Den sista punkten utgör dock en ”restbestämmelse”, där en specificering av ett syfte saknas (punkt e). I bestämmelsen anges att undantag får ske:

”för att under strängt kontrollerade förhållanden selektivt och i begränsad omfattning tillåta insamling och förvaring av vissa exemplar av de arter som finns förtecknade i bilaga 4 i en begränsad mängd som fastställs av de behöriga myndigheterna.”

Bestämmelsen har av svenska regeringen, myndigheter och av Högsta förvaltningsdomstolen tolkats som en möjlig rättslig grund för licensjakt på arter som omfattas av det strikta skyddet när arten har uppnått en gynnsam bevarandestatus. Stöd för denna tolkning finns i Kommissionens vägledningsdokument. EU-domstolen har dock ännu inte uttalat sig i denna fråga, varför rättsläget fortfarande är oklart. Därmed råder även oklarhet i vad som avses med ”strängt kontrollerad förhållanden”, ”selektivt” och ”begränsad mängd” enligt Art- och habitatdirektivet. Däremot finns i viss utsträckning uttalanden från EU-domstolen gällande motsvarande kriterier i artikel 9(1)(c) i Fågeldirektivet som kan ge tolkningsvägledning.

Syfte och metod

Huvudsyftet med studien har varit att analysera om den svenska licensjakten på björn är förenlig med EU-rätten. För att besvara denna fråga har först och främst analyserats om licensjakt kan bedrivas med stöd av artikel 16(1)(e) när en art *har* uppnått en gynnsam bevarandestatus. Därefter har diskuterats under vilka förutsättningar detta är möjligt. Innebörden av villkoren ”begränsad mängd”, ”selektivt” och ”strängt kontrollerad förhållanden” samt kraven på proportionalitet och avsaknaden av andra lämpliga lösningar har diskuterats. Utgångspunkten för analysen har i första hand varit lagtexten och EU-domstolens praxis, inklusive praxis under Fågeldirektivet (*bokstavstolkning*). När oklarheter i ordalydelsen finns har olika språkversioner jämförts. Om ordalydelsen fortfarande har varit oklar, har bestämmelsens innebörd tolkats mot bakgrund av den rättsliga kontexten (*kontextuell tolkning*) samt de bakomliggande syftena med bestämmelserna och direktivet (*ändamålstolkning*). Även Kommissionens vägledningar för Art- och habitatdirektivet och Fågeldirektivet samt dokument antagna av Bernkonventionens ”Standing Committee” har använts som tolkningsstöd. Utifrån slutsatserna om hur bestämmelsen bör tolkas har den svenska licensjaktens förenlighet med EU-rätten analyserats.

Slutsatser angående möjligheter till undantag enligt Art- och habitatdirektivet

I rapporten dras slutsatsen att jakt, d.v.s. ”avsiktligt dödande”, kan tillåtas med stöd av direktivets undantagsbestämmelse, även under artikel 16(1)(e), men att bestämmelsen inte utgör en rättslig grund för licensjakt med syfte att kontrollera eller reducera populationer av strikt skyddade arter med gynnsam bevarandestatus. En sådan tillämpning av bestämmelsen strider mot direktivets systematik och syfte. Kraven på en ”begränsad mängd”, ”strängt kontrollerad förhållanden” och ”selektivt” i kombination med formuleringen ”vissa exemplar” talar för att den jakt som kan bedrivas med stöd av denna bestämmelse måste vara inriktad mot vissa individer och att den endast kan omfatta ett, i förhållande till den naturliga dödligheten och populationens storlek, litet antal. Kriterierna måste tolkas med utgångspunkt i bestämmelsen syfte att säkerställa ett strikt skydd samt att bevara arter i en gynnsam bevarandestatus men också med utgångspunkt i syftet med åtgärden. Detta kan t.ex. innebära att individer med hög reproduktiv förmåga måste undantas från jakten i populationer med långsam reproduktion. Därutöver innebär villkoret om ”strängt kontrollerad förhållanden” inte bara att själva jakten i sig ska vara noga kontrollerad utan även att villkoren för jakten är tydligt formulerade, att jaktbeslut kan överklagas, att det finns ett system för att säkerställa att den nationella kvoten inte överskrids när beslut om jakt delegeras till den regionala nivån, att beslut endast baseras på objektivt verifierbara faktorer o.s.v. I rapporten dras vidare slutsatsen att jakt på en strikt skyddad art endast kan tillåtas om det med finns vetenskapligt eller annat objektivt verifierbart stöd för att jakt är den enda lämpliga lösningen för att nå målet. Även om det vore möjligt att visa att licensjakt är en ändamålsenlig metod att nå ett givet mål är jakten förbjuden om det finns andra möjligheter att nå målet med mindre negativ påverkan på ar-

ten. Åtgärden måste vidare vara proportionerlig i förhållande till dess syften och får inte heller försvåra möjligheten att bevara arten i en gynnsam bevarandestatus. För att undantag ska vara förenliga med direktivet krävs att medlemsstaten kan visa att alla villkoren är uppfyllda.

Slutsatser angående den svenska licensjaktens förenlighet med Art- och habitatdirektivet

När det gäller den svenska licensjakten på björn dras i rapporten slutsatsen att jakten inte är förenlig med EU-rätten. Även om den svenska licensjaktens syften kan anses acceptabla, kan det ej anses visat att licensjakt är en ändamålsenlig metod att nå dess syften. Därutöver har det ej visats att det saknas andra lämpliga lösningar. Att skadenivån inte har ökat proportionerligt med tillväxten i björnstammen och björnskador kan vara högre i områden med låg täthet än områden med hög täthet tyder på att det saknas ett tydligt linjärt samband mellan antal och täthet å ena sidan och omfattningen av björnskador å andra sidan. Att en stor andel av skadorna ofta orsakas av ett fåtal björnindivider talar vidare för att skydds jakt på identifierade ”problemindivider” kan vara en mer lämplig lösning för att minska skador. Studier och statistik på björnskador i olika länder visar även att stängsling och alternativa lokalisering av tamboskap kan utgöra mer effektiva angreppssätt för att minska björnskador än att minska antalet eller tätheten. När det gäller acceptans och rädslor för björn visar studier att acceptansen för björn redan är hög, även i områden med hög täthet av björn, och att acceptansen inte minskat med en ökande björnstam. Det kan inte heller anses vara visat att andra åtgärder, såsom information och kompensation, inte kan utgöra mer lämpliga lösningar för att nå ändamålet. I rapporten dras vidare slutsatsen att det ej är visat att jakten är ”begränsad” i direktivets mening. Slutsatsen bygger på bedömningen att kriteriet ”begränsad mängd” bör relateras både till den totala dödligheten och populationsstorleken samt vara minst lika restriktivt som kriteriet ”litet antal” enligt Fågeldirektivet, givet att arter som är stora, har långsam reproduktion och befinner sig högt upp i näringskedjan vanligen är än mer känsliga för jakt. Det anses inte heller vara visat att jakten uppfyller kravet på proportionalitet. Däremot bedöms de restriktioner som finns vad gäller antalet honor över 80 kg samt anpassningen av uttaget i förhållande till olika tätheter inom olika områden utgöra relevanta selektivitetskriterier för björn. Givet att björnstammen har minskat kan dock ifrågasättas om jakten varit tillräckligt selektiv. Dessutom dras slutsatsen att jakten inte är tillräckligt selektiv i förhållande till dess syften att minska skador då jakten inte är inriktad på de arter som orsakar skadorna. Villkoret om ”strängt kontrollerad förhållanden” anses däremot vara uppfyllt.

Rekommendationer

Extensiva tolkningar av direktivets undantagsbestämmelser kan ses som ett pragmatiskt sätt att lösa en bristande adaptivitet i det rättsliga ramverket. För att säkerställa efterlevnad av EU-rätten bör dock medlemsstater verka för att direktivets bilagor ses över och uppdateras kontinuerligt snarare än att genomföra till-

lämpningar i strid mot direktivets syfte och mål. En systematisk och kontinuerlig process där skyddsnivån anpassas till den faktiska statusen skulle dels kunna öka medlemsstaters incitament att nå målet om en gynnsam bevarandestatus, dels öka legitimiteten för den EU-rättsliga regleringen.

Förvaltningsjakt på strikt skyddade rovdjur i EU-rättslig belysning och rätten till tillgång till rättslig prövning av beslut om vargjakt (Jan Darpö)

Inledning

Den svenska vargdebatten har varit intensiv i åtminstone tio års tid. Diskussionen har gällt i huvudsak två frågor; dels om det är möjligt att bedriva förvaltningsjakt på en art som är föremål för det strikta skyddet under artikel 12 i EUs art- och habitatdirektiv (92/43), dels om beslut om sådan jakt måste vara överklagbara till domstol i enlighet med våra internationella och EU-rättsliga åtaganden. De artiklar som jag har skrivit under programperioden har gällt båda frågorna, även om inriktningen främst har varit på klagorätten. De har skrivits under den spännande period då kraven på tillgång till rättslig prövning av miljöbeslut enligt Århuskonventionen och EUs s.k. rättsskyddsprincip fick fullt genomslag i de svenska förvaltningsdomstolarna.

Redan 2013 publicerades *The Wild Has No Words: Environmental NGOs Empowered to Speak for Protected Species as Swedish Courts Apply EU and International Environmental Law* (JEEPL 2013, p. 250–261) som jag skrev tillsammans med Yaffa Epstein. Som framgått ovan var den en rättsfallskommentar till det första avgörandet av en svensk domstol efter det att Högsta förvaltningsdomstolen 2012 slagit fast att miljöorganisationerna måste kunna överklaga dessa beslut. Förvaltningsrätten i Stockholm ansåg här att den svenska licensjakten var oförenlig med EU-rätten. *Vargen och domstolscirkusen 1-3. Om den svenska rovdjurspolitiken och mötet med EU-rätten* (InfoTorg Juridik-Rättsbanken 2014-12-01, 2014-12-22 och 2014-12-30) var en artikelserie om tre delar som publicerades i nättidningen InfoTorg/Rättsbanken i slutet av 2014. Här analyserade jag den senaste tidens händelser kring den svenska vargpolitiken och mötet med EU-rätten. Den första delen (1/12) innehöll en redogörelse för förhistorien till de aktuella besluten om licensjakt för 2015, främst med fokus på de motsvarande besluten för 2013 och 2014 och den senaste rovdjurspropositionen. I den andra delen (22/12) ifrågasattes om besluten om licensjakt på varg är förenliga med art- och habitatdirektivet. I den avslutande delen (30/12) diskuterade jag om en ordning där beslut inte kan överklagas till domstol överensstämmer med våra förpliktelser enligt den Århuskonventionen och EU-rätten. Bakgrunden var ju att den svenska regeringen under 2014 som reaktion på att förvaltningsdomstolarna underkände besluten om licensjakt införde ett överklagandeförbud till domstol i 58 § jaktförordningen (1987:905). I artikeln argumenterade jag för att förbudet stred mot de principer som utvecklats i EU-rätten, bl.a. principen om EU-rättens ändamålsenliga verkan (*effet utile*) och rättsskyddsprincip. Under 2015 presenterade och utvecklade jag slutsatserna i båda frågorna – dvs. om licensjakten är förenlig med EU-rätten och om tillgången till rättslig prövning – i en artikel på engelska i Nordisk Miljörättslig tidskrift; *Thrown to the Wolves - Sweden Once Again Flouts EU Standards on Species Pro-*

tection and Access to Justice (NMRT 2015:1, p. 7). När sedan överklagandeförbudet underkändes av Högsta förvaltningsdomstolen genom avgörandet HFD 2015 ref. 79 skrev jag en rättsfallskommentar till den domen i *Europarättslig Tidskrift* 2017 (*Klaga inte på vargen...! Om överklagandeförbudet i jaktförordningen och EU-rätten - Rättsfallskommentar till HFD 2015 ref. 79. ERT 2017 s. 111*). Under den här perioden har jag också fått publicerat en artikel i *Journal of European and Environmental Law* som har en något annan inriktning. I *The Commission - a sheep in wolf's clothing. On infringement proceedings as a legal device for the enforcement of EU law on the environment, using the Swedish wolf management as an example.* (JEEPL 2016 p. 270) diskuteras förhållandet mellan de två grundläggande instrumenten för genomförandet av EU-rättsliga krav i medlemsstaterna, nämligen att EU-kommissionen driver överträdelseärenden enligt artikel 258 FEUF respektive att de nationella domstolarna ställer frågor till EU-domstolen (EUD) enligt artikel 267 FEUF. I artikeln pekade jag på att kommissionens roll arbete med överträdelseärenden inte är transparent och skiljer sig mellan olika rättsområden. På miljörettens område har man tydligt visat – vilket illustreras med överträdelseärendena om den svenska vargjakt – att det i slutändan inte är rättsliga utan politiska hänsyn som avgör när man driver en fråga till EU-domstolen, vilket gör instrumentet oförutsebart och opålitligt. Mot den bakgrunden är det avgörande för EU-rättens effektivitet att de nationella domstolarna begär förhandsavgöranden av EUD i oklara och kontroversiella frågor. Det är därför särskilt tillfredsställande att den finska Högsta förvaltningsdomstolen just gjort en sådan framställan om när det gäller möjligheterna att bedriva licensjakt på en art som är åtnjuter ett strikt skydd enligt EU-rätten. På så vis får EU-domstolen slutligen en möjlighet att uttala sig om den finska och svenska licensjakten på varg är förenlig med art- och habitatdirektivet. En sådan lösning av den heta kontroversen bör ligga i alla parterers intresse.