

Strasbourg, 23 września 2008 r.

T-PVS/Inf (2008) 17

[Inf17e_2008.doc]

*KONWENCJA O OCHRONIE GATUNKÓW DZIKIEJ FLORY I FAUNY EUROPEJSKIEJ
ORAZ ICH SIEDLISK*

Stały Komitet

28. posiedzenie

Strasbourg, 24-27 września 2008 r.

Wytyczne dotyczące planów zarządzania populacjami dużych drapieżników



Przygotowano w ramach Inicjatywy na rzecz Dużych Drapieżników w Europie
(The Large Carnivore Initiative for Europe)

c/o Istituto di Ecologia Applicata, July 2008, Via Arezzo 29 – IT 00161 Rome

http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/carnivores/index_en.htm

Niniejszy dokument nie zostanie rozdany podczas posiedzenia. Proszę zabrać ze sobą niniejszy egzemplarz.



Tłumaczenie zostało sfinansowane ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej

na zlecenie Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska.

Na tłumaczenie i publikację niniejszego opracowania uzyskano zgodę Rady Europy.

Niniejsza publikacja nie jest oficjalnym tłumaczeniem Rady Europy.

UWAGA DO WYTYCZNYCH DOTYCZĄCYCH PLANÓW ZARZĄDZANIA POPULACJAMI DUŻYCH DRAPIEŻNIKÓW

Dyrektywa siedliskowa nakłada na państwa członkowskie obowiązek podjęcia działań zmierzających do osiągnięcia dobrego stanu ochrony gatunków objętych dyrektywą. Jednak w przypadku gatunków o dużych obszarach występowania, takich jak niedźwiedź brunatny, wilk, ryś i rosomak, regionalne populacje tych zwierząt często wykraczają poza granice państw. W takich okolicznościach ciężko jest, o ile nie niemożliwe, by jedno państwo członkowskie zarządzało i zapewniało ochronę swoich dużych drapieżników w razie braku wspólnych i zbieżnych działań podejmowanych przez swoich sąsiadów. Poza tym, w sytuacji gdy duże drapieżniki zaczynają wracać do obszarów, na których nie występowały od dziesięcioleci lub nawet stuleci, powstaje bardzo duże prawdopodobieństwo konfliktów między tymi gatunkami a ludźmi. Dlatego ważne jest, by sąsiednie państwa członkowskie, na granicy z którymi występują populacje dużych drapieżników (subpopulacje), opracowały zintegrowane plany zarządzania tymi populacjami.

W świetle rozważań przedstawionych w poprzednim akapicie DG ds. Środowiska postanowiła uruchomić inicjatywę unijną w celu opracowania wytycznych dotyczących zarządzania dużymi drapieżnikami w oparciu o ich populacje. Poniższe wytyczne zostały przygotowane na podstawie dwóch zamówień publicznych na usługi przyznanych po dwóch oddzielnych otwartych zaproszeń do składania ofert pt.: „Wytyczne dotyczące planów zarządzania populacjami dużych drapieżników” (070501/2005/424162/MAR/B2) i „Działania uświadamiające w zakresie dużych drapieżników” (0703 0302/2006/453851/MAR/B2) z Istituto di ecologia Applicata. Eksperti z Inicjatywy na rzecz dużych drapieżników w Europie odgrywali kluczową rolę w opracowywaniu tych wytycznych.

Wytyczne te omówiono podczas posiedzenia Komitetu ds. Siedlisk Naturalnych i jego naukowej grupy roboczej, w ramach 15 warsztatów krajowych, a uwagi końcowe przekazano podczas ogólnoeuropejskiej konferencji na temat dużych drapieżników, która odbyła się w Słowenii w dniach 10-11.06.2008. Poza tym swoje uwagi przekazały też rządy oraz inni eksperci i organizacje.

Stan niniejszego dokumentu

Aktualne Wytyczne stanowią dokument końcowy opisanych powyżej prac wykonanych przez wykonawcę. DG ds. Środowiska uważa, że skuteczne zarządzanie populacjami dużych drapieżników, które występują na granicy między państwami członkowskimi, można osiągnąć jedynie poprzez wspólne i skoordynowane plany zarządzania, opisane w załączonych wytycznych. Wytyczne te stanowią najlepsze praktyki w zakresie zarządzania populacjami dużych drapieżników i DG ds. Środowiska w związku z tym zaleca je władzom państw członkowskich. Wytyczne nie są prawnie wiążące, ale stanowią punkt odniesienia, na podstawie którego DG ds. Środowiska będzie monitorować działania podejmowane przez państwa członkowskie podczas wypełniania swoich zobowiązań wynikających z dyrektywy siedliskowej. Oczywiście państwo członkowskie nie ponosi odpowiedzialności za nieopracowanie skoordynowanego planu zarządzania, w przypadku gdy jeden (lub kilku) z sąsiadów nie zgadza się na opracowanie takiego skoordynowanego planu.

Patrick MURPHY
Dyrektor Jednostki

Wytyczne dotyczące planów zarządzania populacjami dużych drapieżników

Sporządzone w ramach:

Inicjatywy na rzecz Dużych Drapieżników w Europie (The Large Carnivore Initiative for Europe)
(IUCN/SSC/LCIE)

www.lcie.org

Opracowanie:

J. LINNELL

Norweski Instytut Badań Przyrody
(NINA)

Tungasletta 2

Trondheim 7485, Norway

V. SALVATORI

Istituto di Ecologia Applicata (IEA)

Via Arezzo 29, Rome 00161 Italy

L. BOITANI

Dept. Biologia Animale e dell'Uomo

Universita di Roma "La Sapienza"

Viale dell'Universita 32

00185 Roma, Italy

Przy udziale następujących osób:

Henrik Andren, Alistair Bath, Juan Carlos Blanco, Urs Breitenmoser, Djuro Huber, Ovidiu Ionescu, Arild Landa, Eric Marboutin, Yorgos Mertzanis, Hemyk Okarma, Agnieszka Olszanska, Janis Ozolins, Ilka Reinhardt, Lotta Samuelson, Beate Striebel, Jon Swenson, Manuela von Arx.

Finansowanie:

Komisja Europejska

DG ds. Środowiska

Zlecenie nr: 070501/2005/424162/MAR/B2

Informacje do podawania przy cytatach:

Linnell J., V. Salvatori & L. Boitani (2008). *Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe*. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission (contract 0 70501/2005/424 162/MAR/B2).

SPIS TREŚCI

1. Wprowadzenie	6
2. Co to jest populacja? Definicje pojęć i opracowywanie rozumienia operacyjnego.....	8
3. Europejskie populacje dużych drapieżników i potrzeba zarządzania poziomem populacji	10
3.1 Kontekst i definicje.....	10
3.2 Podsumowanie wyników	11
3.3 Co oznacza podejście bazujące na populacji?	12
4. Wytyczne dotyczące dobrych praktyk w zakresie dużych drapieżników	12
5. Wdrażanie właściwego stanu ochrony w przypadku dużych drapieżników	14
5.1 Kontekst i źródła.....	14
5.2 Koncepcje dotyczące żywotności populacji	15
5.3. Powiązanie pojęć właściwego stanu ochrony i żywotności	17
5.4 Operacyjna propozycja zdefiniowania właściwej populacji referencyjnej	18
5.5 Operacyjna propozycja zdefiniowania właściwego zakresu referencyjnego	21
5.6 Operacyjna definicja właściwego stanu ochrony dla dużych zwierząt mięsożernych ...	23
5.7 Ustalanie celów dla ochrony dużych mięsożerców w Europie	25
6. Kwestie prawne i techniczne planu zarządzania poziomem populacji	26
6.1 Duże drapieżniki na podstawie dyrektywy siedliskowej oraz innych konwencji	26
6.2 Prawne aspekty zarządzania poziomem populacji	27
6.3 Ekonomia ochrony dużych drapieżników	28
6.4 Odstępstwa dla ściśle chronionych gatunków objętych dyrektywą siedliskową	28
7. Rozwój planów zarządzania poziomem populacji	32
7.1 Proces.....	32
7.2 Produkt.....	35
Źródła	38
Załącznik 1. Duże populacje drapieżników w Europie.....	52
NIEDŹWIEDŹ BRUNATNY (<i>Ursus arctos</i>).....	53
RYŚ EUROAZJATYCKI (<i>Lynx lynx</i>)	60
WILK (<i>Canis lupus</i>)	69
ROSOMAK (<i>Gulo gulo</i>)	76
Załącznik 2. Deklaracje wsparcia politycznego Europejskiej Inicjatywy na rzecz Dużych Drapieżników (LCIE).....	79

1. Wprowadzenie

Europa to siedlisko dla czterech gatunków dużych drapieżników – niedźwiedź brunatny (*Ursus arctos*), wilk (*Canis lupus*), rosomak (*Gulo gulo*) i ryś euroazjatycki (*Lynx lynx*)¹. Ochrona tych gatunków stanowi prawdziwe wyzwanie na terenach, które są tak gęsto zaludnione i zmodyfikowane jak te, które mamy w Europie. Główne wyzwania wynikają z ich najbardziej fundamentalnej cechy – jako drapieżniki najwyższego rzędu gatunki te potrzebują dużo przestrzeni. Zakres siedlisk poszczególnych dużych drapieżników w Europie zwykle waha się między 100 a 1000 km² w zależności od cech charakterystycznych siedlisk i wydajności środowiskowej (Nilsen i in. 2005; Herfindal i in. 2005). Oznacza to, że nigdy nie dochodzi w ich przypadku do bardzo dużej gęstości występowania osobników – zazwyczaj w zakresie od 0,1 do 3 na 100 km². Dodatkowo, młode osobniki na etapie rozprzestrzeniania się przemierzają duże odległości, a niektóre osobniki przemieszczają się nawet na przestrzeni setek kilometrów. W konsekwencji rozmieszczenie populacji tych gatunków nie odpowiada rozmieszczeniu obszarów chronionych – w rzeczywistości bardzo niewiele europejskich obszarów chronionych jest w stanie objąć swym zasięgiem siedliska więcej niż kilku osobników danego gatunku dużych drapieżników (Linnell i in. 2001a). Oznacza to, że ich ochrona zależy od ich obecności zarówno w obszarach chronionych jak i w obrębie matrycy siedlisk wielofunkcyjnych, które otaczają te obszary chronione, a w rzeczywistości stanowią większość europejskiego krajobrazu. Na szczęście okazało się, że wszystkie cztery gatunki są w stanie stosunkowo łatwo dostosować się do tych nowoczesnych europejskich krajobrazów (Breitenmoser 1998; Kaczensky 2000; Linnell i in. 2001b), dzięki czemu można mówić o realnej przyszłości ich ochrony. Jednakże ich obecność w tych krajobrazach wielofunkcyjnych prowadzi do wielu konfliktów z interesami człowieka (które zbadamy w dalszej części).

Ponadto z niskiej gęstości występowania i szerokiego wachlarza zachowań wynika również fakt, że jesteśmy zmuszeni do ponownego rozważenia odpowiedniej skali, w której powinny być one zarządzane. Z biologicznego punktu widzenia populacja dużych drapieżników rozciąga się na powierzchni setek, tysięcy, a często dziesiątek tysięcy kilometrów kwadratowych. Tak duży obszar zawsze jest podzielony na wiele rodzajów granic administracyjnych, w tym obszarów chronionych, gmin, powiatów, stanów, krajów oraz jednostek ponadnarodowych, takich jak Unia Europejska. W skali, o której mowa w niniejszym przypadku, występuje kilka jednostek administracyjnych, które są w stanie samodzielnie pomieścić populację zdolną do przeżycia dowolnego gatunku dużych drapieżników. Dlatego też decydujące znaczenie ma planowanie ochrony dużych drapieżników w sposób skoordynowany i w ramach współpracy między wszystkimi jednostkami administracyjnymi, na obszarze których występują te populacje. Do pierwszej takiej próby doszło w 1999 roku, kiedy Stały Komitet Konwencji o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk (Konwencji Berneńskiej) zatwierdził szereg planów działania na rzecz niedźwiedzi, wilków, rysi eurazjatyckich i rosomaków (Boitani 2000; Breitenmoser i in. 2000; Landa i in. 2000; Swenson i in. 2000) w ramach *Inicjatywy na rzecz dużych drapieżników w Europie* (www.lcie.org). Te strategiczne dokumenty rozpoczęły proces zmiany sposobu myślenia o zarządzaniu tymi gatunkami. Jednak wraz z rozwojem w Unii Europejskiej istnieje potrzeba uwzględnienia tego sposobu myślenia podczas wdrażania dyrektywy siedliskowej w sposób bardziej formalny i zorganizowany.

¹ Piąty gatunek, który często traktowany jest jako duży gatunek mięsożerny, ryś iberyjski (*Lynx pardinus*), występuje w południowej Hiszpanii, ale nie jest on rozpatrywany w dalszej części opracowania, ponieważ jego występowanie jest w bardzo dużym stopniu ograniczone, a kwestie ochrony różnią się znacznie od pozostałych czterech gatunków. Ten konkretny przypadek ochrony rozpatrywany jest obecnie w ramach projektu IFE-Natura LIFE02NAT/E/008617 i LIFE02NAT/E/008609.

Trzeba zrozumieć dwie podstawowe koncepcje. Pierwsza polega na tym, że jednostka, która ma być objęta planowaniem ochrony, nie powinna stanowić jedynie części populacji, która przypada na obszar w granicach danego państwa lub kraju. Powinna to być raczej cała jednostka biologiczna, obejmująca wszystkie jednostki administracyjne w obrębie jej występowania. Druga koncepcja polega na tym, że ochrona dużych drapieżników wymaga ich uwzględnienia w ramach działalności człowieka w zdominowanych przez człowieka krajobrazach. Oznacza to współistnienie dużych drapieżników i ludzi, co nie zawsze jest łatwe do osiągnięcia. Prawie zawsze wymaga to aktywnego zarządzania (takiego jak reintrodukcja, translokacja, polowania, kontrola śmiertelności) populacjami dużych drapieżników i skoordynowanego planowania z uwzględnieniem kolidujących rodzajów zagospodarowania terenu i działań. Jednak potrzeby i stopień akceptacji różnych możliwości zarządzania będzie się znacznie różnić w całej Europie (Boitani 2003). Tym samym trzeba ustanowić system ochrony, który jest zarówno skoordynowany, jak i elastyczny – aby umożliwić lokalne dopasowanie działań niezbędnych do realizacji wizji ogólnej. Obecnie brak takiego systemu odzwierciedlają liczne konflikty, które powodują drapieżniki i duża ilość czasu spędzanego zarówno przez sekretariat Konwencji Berneńskiej, jak i przez Komisję Europejską na zagadnienia związane z dużymi drapieżnikami.

W odpowiedzi na tę potrzebę w 2005 roku Komisja Europejska ogłosiła zaproszenie do składania ofert (ENV.B.2/SER/2005/0085r) na opracowanie "Wytycznych dotyczących planów zarządzania populacjami dużych drapieżników". Zlecenie dostał Istituto di ecologia Applicata (Włochy) we współpracy z Norweskim Instytutem Badań Przyrody (Norwegia), firma Callisto (Grecja) i firma KORA (Szwajcaria). Ponadto podczas opracowywania niniejszego sprawozdania korzystaliśmy z obszernej wiedzy specjalistycznej z całej Europy, głównie w ramach grupy roboczej IUCN SSC – *Inicjatywy na rzecz dużych drapieżników w Europie* oraz grup specjalizujących się w dziedzinie wilków, niedźwiedzi i dużych kotów. Poza tym w miarę postępów prac nad sprawozdaniem otrzymywaliśmy wiele cennych opinii z różnych państw członkowskich, jak również z prezentujących różne wersje robocze na posiedzeń Komitetu ds. Siedlisk Naturalnych.

Po rozpoczęciu pierwszego projektu Komisja ogłosiła zaproszenie do składania ofert na drugi, uzupełniający projekt (ENV.B.2/SER/2006/0059). Zlecenie to wygrało to samo konsorcjum. W ramach projektu zorganizowano szereg warsztatów, które odbyły się w większości krajów członkowskich², w których występują populacje dużych drapieżników. Warsztaty te posłużyły przekazaniu do Komisji komentarzy do wytycznych przez właściwe władze oraz kluczowe grupy interesu. Proces ten zakończył się ogólnoeuropejskim kongresem, który odbył się w dniach od 10 do 11 czerwca 2008 r. w Słowenii, gdzie zaprezentowana została ostateczna wersja.

Dokument ten jest jednym z produktów tych zleceń. Jego celem jest omówienie tła technicznego wymaganego do opracowania planów zarządzania ochroną dużych drapieżników na poziomie populacji. W jego skład wchodzi następujące elementy: 1) koncepcyjna dyskusja na temat populacji i niektórych propozycji operacyjnych mających na celu zdefiniowanie jednostek populacji dużych drapieżników, 2) przegląd europejskich populacji dużych drapieżników, 3) badania na temat potencjalnych powiązań między żywotnością populacji i właściwym stanem ochrony a opracowaniem propozycji operacyjnej w sprawie określenia właściwego stanu ochrony odpowiedniego dla dużych drapieżników, 4) zarys wytycznych w zakresie dobrych praktyk w odniesieniu do niektórych

² Warsztaty zorganizowano dla: Szwecji, Finlandii, Łotwy/Estonii (wspólne warsztaty), Litwy, Słowacji/Czech (wspólne warsztaty), Słowenii, Hiszpanii, Włoch, Portugalii, Rumunii, Bułgarii, Niemczech, Austrii. Poza tymi państwami członkowskimi UE warsztaty odbyły się w Szwajcarii i Chorwacji, a wytyczne przedłożono Radzie Nordyckiej. Władze norweskie ds. zarządzania również były ukierunkowane na opracowywanie wytycznych. Przyjęto i rozpatrzono także liczne uwagi od wielu regionalnych władz organów zarządzających, osób i organizacji.

aspektów zarządzania dużymi drapieżnikami 5) zalecenia dotyczące procesu opracowywania planu zarządzania poziomem populacji i zarys tego, co taki plan powinien zawierać.

Nasza nota miała także obejmować wszystkie kraje europejskie na zachód od wschodniej długości geograficznej 35 stopni. Obszar ten obejmuje wiele krajów, które nie są członkami Unii Europejskiej, a tym samym nie są związane dyrektywą siedliskową. Ponieważ przyjęcie podejścia opierającego się na populacji często wymagać będzie współpracy między UE a krajami spoza UE, całkowita zakres okoliczności i ograniczeń prawnych będzie się różnić w większym stopniu niż w przypadku, gdybyśmy mieli do czynienia jedynie z państwami członkowskimi UE.

2. Co to jest populacja? Definicje pojęć i opracowywanie rozumienia operacyjnego

Pojęcie populacji to jedno z najbardziej podstawowych pojęć w biologii – jednak nadal jest jednym z najśląbiej zdefiniowanych w aktualnym zastosowaniu. Podstawowa koncepcja odnosi się do grupy osobników, które żyją na tym samym obszarze i potencjalnie mogą się krzyżować. Jednak w rzeczywistości granice często się rozmywają i nic nie występuje w precyzyjnie określonych ramach. W przypadku zwierząt, które mają wiele różnych wzorców przemieszczania się i organizacji społecznej, często trudno powiedzieć, gdzie kończy się jedna, a zaczyna druga populacja.

W konsekwencji prowadzono wiele dyskusji na temat zarówno natury operacyjnej (jak zdefiniować ją w praktyce), jak i pojęciowej (co w rzeczywistości jest przedmiotem opisu) populacji (Camus & Lima 2002; Berryman 2002; Baguette i Stevens 2003; Schaefer 2006). W rezultacie stosowano wiele różnych podejść, w tym również te, które koncentrują się na taksonomii (np. podgatunek lub istotne jednostki ewolucyjne), genetyce, rozmieszczenia (ciągłego i nieciągłego), zachowaniu (obszar występowania, sezonowe migracje, rozproszenie), ekosystemach (obejmujących przepływ energii), demografii (stopień synchronizacji w wahaniami wielkości populacji), a nawet literaturze (Waples i Gaggiotti 2006). W razie braku ogólnie przyjętych definicji, naukowcy i podmioty zarządzające zazwyczaj definiują własne granice ad hoc, dostosowane do konkretnej sytuacji.

Pomimo trwającej debaty panuje tendencja w kierunku koncepcji, zgodnie z którą populacja to właściwie pojęcie hierarchiczne, przy czym poszczególne elementy i procesy funkcjonują na różnych poziomach przestrzennych i czasowych (recenzja w Linnell 2005; Schaefer 2006). Na największej skali przestrzennej mamy gatunek, który można postrzegać jako populację w czasie ewolucyjnym. Na najmniejszej skali możemy mieć wyizolowaną grupę kilkudziesięciu osobników, które tymczasowo przebywają na określonych skrawkach siedlisk, które mogą być krótkotrwałe. Pomiędzy tymi skrajnościami występuje się szeroki zakres potencjalnych rozmieszczeń i procesów. Ogólnie rzecz biorąc, do celów ochrony pod uwagę wziąć musimy dwa procesy: genetykę i demografię. Genetyczne elementy procesów społecznych występują w większych skalach przestrzennych i czasowych niż elementy demograficzne, ponieważ okazjonalne przemieszczania się zwierząt pomiędzy dwoma nieciągłymi skrawkami lub grupami wystarczy, by uniemożliwić zróżnicowanie genetyczne, ale nie będzie wystarczająca, aby mieć znaczący wpływ na procesy demograficzne. Jak przedstawimy w dalszej części, utrzymanie różnorodności genetycznej to kwestia ochrony długoterminowej, która wymaga znacznie większej liczby osobników niż w przypadku krótkookresowego utrzymania liczby osobników potrzebnej, aby uniknąć wyginięcia pod względem demograficznym.

Dlatego też, aby zejść z tymi pojęciami do poziomu operacyjnego, sugerujemy, by populacje rozpatrywać jednocześnie jako zagnieżdżoną hierarchię jednostek. Proponujemy, by słowa

„metapopulacja”³ używać w odniesieniu do zjawisk na dużą skalę, obejmujących rozmieszczenie osobników o podobnej strukturze genetycznej w szerszym rozumieniu. Rozmieszczenie to może być przestrzennie nieciągłe, ale powinna być wystarczająca łączność, zarówno w czasie, jak i przestrzeni, aby umożliwić rozprzestrzenianie się zwierząt, które zapewnia przepływ genów oraz pewien poziom stabilizacji demograficznej. Może się to odbywać na poziomie kilku osobników na pokolenie. W obrębie metapopulacji może występować kilka „subpopulacji”, które składają się z osobników o odpowiedniej ciągłości rozmieszczenia, między którymi dochodzi do interakcji ze znacznie większą częstotliwością, tak że na demografię grupy wpływa głównie wskaźnik urodzeń i śmiertelności, a nie migracje zwierząt z zewnątrz (z sąsiednich subpopulacji w ramach metapopulacji). W obrębie subpopulacji mogą również występować pewnego rodzaju struktura przestrzenna na małą skalę, powodujące u poszczególnych osobników skupianie się w niejednorodnych grupach. Dla celów niniejszego sprawozdania grupy takie nazywamy „segmentami populacji”⁴. Wreszcie, mogą występować pewne osobniki lub bardzo małe grupy zwierząt, które występują poza rozmieszczeniem jakiegokolwiek subpopulacji. Jeśli są mobilne i nie zajmują nieciągłego i przewidywalnego obszaru i nie rozmnażają się, osobniki te określane są jako „włóczęgi”. Jeśli są stabilne i zajmują przewidywalny obszar w ciągu kilku lat, można w odniesieniu do nich stosować określenie „występowania”. W występowaniu rozmnażanie udokumentowane zazwyczaj będzie tylko sporadycznie. Subpopulacja to formalny termin biologiczny określający jednostkę omawianą w niniejszym dokumencie, jednakże dla uproszczenia i harmonizacji w stosunku do obecnej terminologii stosowanej w dyrektywie siedliskowej w dalszej części subpopulacje będziemy po prostu określać jako „populacje”.

Decyzje o tym, gdzie należy wyznaczyć granice geograficzne między różnymi subpopulacjami, w praktyce najlepiej podejmowane będą przy użyciu danych w zakresie rozmieszczenia zwierząt w połączeniu z wiedzą na temat potencjalnej jakości siedliska, obecności barier i zdolności rozprzestrzeniania się gatunku. W miarę zmian w dystrybucji granice te mogą być dynamiczne. Dynamizm ten w połączeniu z naszymi niedoskonałymi informacjami na temat rozmieszczenia gatunków czasem będzie wymagać, by granice wyznaczać za pomocą kryteriów subiektywnych, lecz pragmatycznych. W takich przypadkach znajomość geograficzna konfiguracji siedlisk może służyć jako najlepszy substytut. Jeśli dwa różne obszary są bardzo duże, mają bardzo różne ekosystemy (różne siedliska lub klimat) lub mają bardzo różne systemy zarządzania, poziomy konfliktów bądź stanu ochrony, najbardziej pragmatyczne w niektórych sytuacjach może być wyodrębnienie ich jako osobnych populacji.

Należy podkreślić, że są to tylko definicje, które opracowaliśmy na potrzeby stosowania pojęcia populacji na poziomie operacyjnym do celów ochrony dużych drapieżników, a w przypadku innych gatunków może być potrzebna inna struktura z innymi definicjami. Istotnym czynnikiem ochrony jest to, że jesteśmy zgodni co do tego, że nie istnieje tylko jedna rzecz określana mianem populacji, występująca wyłącznie na jednym poziomie, na którym staramy się skupić wszystkie działania i decyzje w zakresie zarządzania.

Populacja to pojęcie o strukturze wielopoziomowej, dlatego też w decyzjach dotyczących zarządzania należy to wziąć pod uwagę. Akceptując hierarchiczny charakter pojęcia populacji,

³ W tym kontekście nie używamy słowa metapopulacja w najściślejszym rozumieniu, wymagającym wyginięcia i rekolonizacji subpopulacji. Używamy go raczej w szerszym kontekście fragmentarycznej / nieregularnej dystrybucji, w której subpopulacje cechują się niezależnymi wzorcami demograficznymi. Zobacz Elmhagen i Angerbjorn (2001) do omówienia jednoznacznie koncentrującego się na stosowaniu metapopulacji w przypadku dużych ssaków.

⁴ Nie mylić z terminem prawnym „odrębny segmentu populacji” [distinct population segment] stosowanym w amerykańskiej ustawie o gatunkach zagrożonych, a konsekwencji powszechnie również w literaturze naukowej.

otwieramy drzwi dla potencjału do podejmowania różnych decyzji w różnych (przestrzennych i czasowych) skalach. Decyzje dotyczące ogólnych celów polityki można podejmować w największych skalach przestrzennych⁵. Dotyczy to powierzchni równej lub większej niż dowolna populacja (np. Europa, Alpy lub Karpaty). Niemniej jednak działania niezbędne do osiągnięcia tych celów ogólnych mogą również różnić się w ramach różnych regionów (np. różne kraje lub państwa) lub populacji, które tworzą tę populację. W rzeczywistości wiele działań trzeba będzie rozproszyć w sposób przestrzennie uporządkowany (np. wypłaty odszkodowań, kwoty polowań), wymagające, by duże populacje były podzielone na mniejsze „jednostki zarządzania”. Ten najniższy poziom nie jest w tak dużym stopniu wykorzystywany do podejmowania decyzji, ale stanowi sposób dystrybucji działań w przestrzeni. Ta hierarchiczna struktura jest zgodna z unijną zasadą pomocniczości i zasadami z Malawi z Konwencji o różnorodności biologicznej (Prins 1999), w których zaleca się, by jak najwięcej wolność w procesie podejmowania decyzji przenieść na możliwie jak najniższy poziom w obrębie szerszych ram narzuconych przez więcej centralnych organów decyzyjnych. To pojęcie nazywamy „wolnością w określonych ramach”.

3. Europejskie populacje dużych drapieżników i potrzeba zarządzania poziomem populacji

3.1 Kontekst i definicje

Duże drapieżniki są w Europie bardzo rozpowszechnione – przy czym różne gatunki występują od wybrzeża Atlantyku w Hiszpanii na zachodzie do rosyjskiej tajgi na wschodzie, od lasów w Grecji nad Morzem Śródziemnym do tundry w północnej Norwegii. Ze względu na stulecia prześladowań i przekształcania siedlisk, ich rozmieszczenie jest dalekie od ciągłego. Zamiast tego mają one bardzo fragmentaryczne rozmieszczenie, z różnymi nieregularnie rozmieszczonymi miejscami wystąpienia rozszanymi po europejskim krajobrazie. Niektóre z takich miejsc są duże i mieści się na nich tysiące osobników, podczas gdy na innych występuje dziesięć lub mniej. Niektóre są oddzielone przez setki kilometrów, podczas gdy inne znajdują się blisko siebie. Czasami siedlisko interwencji jest dobrej jakości dla dużych drapieżników, podczas gdy w innych przypadkach jest ono wrogie. Sytuacja jest skomplikowana, a na domiar wszystkiego jest ona dynamiczna, przy czym z jednej strony mamy do czynienia z ekspansją naturalną i wspomaganą, a z drugiej ze zmniejszaniem liczebności populacji.

W celu usystematyzowania tej złożoności zebraliśmy najlepsze dostępne dane na temat rozmieszczenia i statusu dużych drapieżników z całej Europy (patrz załącznik 1 i internetowych systemów informatycznych dostępnych pod adresem www.lcie.org). Na podstawie tych danych na temat rozmieszczenia staraliśmy się w przypadku każdego gatunku określić szereg jednostek, które nazywamy populacjami. Jak wyjaśniono w sekcji 2, populacje te stanowią jednostki, przy czym dany gatunek ma mniej lub bardziej ciągłe rozmieszczenie, tak że między osobnikami może dochodzić do interakcji wystarczająco często, aby jednostka stanowiła jednostkę demograficzną. Granice między populacjami są wytyczane przede wszystkim na podstawie ciągłości w rozmieszczeniu. Korzystano tutaj również z obiektów geograficznych. Różnice specyficzne dla konkretnych gatunków w zakresie rozproszenia również wzięto pod uwagę. Wilki posiadają zdecydowanie największą zdolność rozprzestrzeniania się spośród czterech gatunków, przy czym osobniki obu płci są w stanie przemieszczać się na powierzchni ponad setek kilometrów (Linnell i in. 2005). Rysie i rosomaki mają zdolność rozproszenia na średnim poziomie. Badania wykazały poszczególne ślady rozprzestrzeniania

⁵ Na przykład na podstawie aktualnych norweskich procedur zarządzania Parlament krajowy zdecydował, że duże drapieżniki powinny żyć w Norwegii i ustalił pożądaną wielkość populacji dla każdego z 8 regionów zarządzania. W każdym regionie władze na poziomie lokalnym, ustalają ograniczenia w tym zakresie i decydują gdzie dany gatunek dużych drapieżników powinien występować. Te lokalne rady mają ogromny wpływ na bieżące zarządzanie dużymi drapieżnikami, ale ograniczone są przez zasadnicze decyzje i wyznaczone docelowe wartości określone przez rząd i agencje zarządzania centralnego.

się na odległościach rzędu kilkuset kilometrów w przypadku obu gatunków, ale przeciętnie osobniki męskie rozprzestrzeniają się bardziej niż osobniki żeńskie, a całkowite odległości przemieszczania się mogą w dużej mierze zależeć od okoliczności i ograniczać się w pewnym stopniu do bardzo rozdrobionych krajobrazów (Andersen i in. 2005.; Flagstad i in., 2004.; Schmidt 1998; Vangen i in. 2001.; Zimmermann i in. 2005). U niedźwiedzi występują największe różnice między płciami, jeśli chodzi o zdolność rozprzestrzeniania się. Podczas gdy osobniki męskie mogą podróżować setki kilometrów, osobniki żeńskie rzadko oddalają się od swych macierzystych terenów (Støen i in. 2006; Swenson i in. 1998). W przypadku gdy na bardzo dużym obszarze występowania znajdują się obszary, na których gatunek poddawany jest oddziaływaniu bardzo różnych warunków zagospodarowania oraz warunków ekologicznych, wybranych w celu rozbitcia go na dwie populacje lub więcej w celu zidentyfikowania jednostek, które cechują się stosunkowo jednorodną demografią. Było to szczególnie istotne w przypadku wschodnich krajów graniczących z Rosją. W przypadku rysia, niedźwiedzi i wilków w Rosji znajdują się ich ogromne populacje, rozciągające się od Morza Bałtyckiego do Oceanu Spokojnego. Aby ograniczyć zakres naszych badań, pod uwagę wzięliśmy tylko tereny (obwody) począwszy od Moskwy (wschodnia długość geograficzna 35°) na zachód. Poza tą granicą wschód-zachód zastosowaliśmy też granice północ-południe, grupując obwód murmański i Karelię z Finlandią i Norwegią w ramach jednej populacji i oddzielając je od obwodów sąsiadujących państw bałtyckich, Białorusi i Ukrainy w ramach drugiej. Chociaż istnieje zbiór geograficznych cech przyrodniczych charakteryzujących tę granicę (Jeziro Onega i Ładoga oraz Morze Białe), populacje dużych drapieżników stale rozciągają się w tym regionie, a nasza rozgraniczenie ma być pragmatyczne a nie biologiczne.

W niektórych przypadkach, gdy rozmieszczenie gatunków jest w pewnym stopniu pogrupowane (niejednolite), w obrębie populacji uznawaliśmy także wyraźne segmenty populacji. Dalsze badania nad genetyką populacji, ekologią przemieszczania się oznakowanych osobników lub po prostu lepszym mapowaniem rozmieszczenia gatunków mogą wpłynąć na zmianę tych oznaczeń. Najprawdopodobniej doprowadzi to do przekwalifikowania niektórych segmentów populacji na populacje. Ponadto rozszerzanie lub zmniejszanie zasięgu gatunków na różnych obszarach wymagać będzie ciągłej przeglądu struktury ich populacji.

3.2 Podsumowanie wyników

W poniższych tabelach (tabele 1-4) podsumowano wyniki z załącznika 1, wymieniając określone dla każdego gatunku populacje. Na potrzeby zachowania orientacji populacje pogrupowaliśmy na ogólne regiony geograficzne i przedstawiliśmy listę wszystkich segmentów populacji występujących w ramach tych populacji. W przypadku każdej populacji wskazaliśmy również jej przybliżoną wielkość i kraje (zarówno z UE, jak i spoza Unii), w których występuje. Należy zachować ostrożność, jeśli chodzi zarówno o wielkość, jak i rozmieszczenie tych populacji, ponieważ jakość danych różni się znacznie w zależności od kraju. W przypadku krajów o systemie federalnym w przypisach podajemy regiony autonomiczne i stany, które wchodzi w ich skład. Należy podkreślić, że jest to pierwsza próba stworzenia takiej klasyfikacji i że ma ona jedynie na celu stworzenie ram dla dyskusji. Ponieważ dostępnych jest coraz więcej danych szczegółowych i aktualnych, istnieje prawdopodobieństwo, że niektóre granice się zmienią.

Spośród 33 zidentyfikowanych populacji tylko cztery występują w obrębie jednego kraju, co oznacza, że 88% ma charakter transgraniczny. Niektóre populacje rozciągają się na terytorium 8 krajów. Cztery populacje, które nie rozciągają się na terenach przecinających międzynarodowe granice, występują w krajach o systemach federalnych, gdzie odpowiedzialność za środowisko delegowano na poziom regionów – co wymaga wewnątrz krajowej formy współpracy transgranicznej.

Ponadto oczywiste jest, że są ogromne różnice, jeśli chodzi o wielkość tych populacji – od mniej niż 20 do kilku tysięcy osobników. Ochrona małych populacji wymagać będzie utrzymania wysokiego stopnia łączności między populacjami. W tych prostych statystykach podkreślono przesłankę do niniejszego sprawozdania – że zarządzanie oparte na populacji dużych drapieżników wymaga między organami administracyjnymi współpracy na dużą skalę.

Zasadę tę uznano już w dokumentach Komisji. Na przykład na stronie 17 „dokumentu przewodniego w sprawie przewidzianej przez dyrektywę 92/43/EWG ścisłej ochrony gatunków zwierząt ważnych dla Wspólnoty” z lutego 2007 r. stwierdzono, że zharmonizowane, transgraniczne podejścia są cenne przy wdrożeniu dyrektywy, gdy na przykład dwa państwa członkowskie mają wspólną jedną populację jakiegoś gatunku, a sytuację można w pełni ocenić (a tym samym określić skuteczne działania) jedynie przy rozpatrywaniu również sytuacji „po drugiej stronie granicy”.

3.3 Co oznacza podejście bazujące na populacji?

Oczywiście większość jednostek demograficznych (tj. populacji) europejskich dużych drapieżników występuje na terenach granicznych między wieloma administracyjnymi obszarami wewnątrz krajowymi i międzynarodowymi. Aby mieć pewność, że są one zarządzane w sposób zrównoważony, konieczne jest, by skala ich zarządzania odpowiadała skali ich rozmieszczenia. Dlatego też zdecydowanie trzeba opracować plany zarządzania w odpowiedniej skali. Z punktu widzenia biologii zarządzanie powinno odbywać się na możliwie jak największą skalę, jednakże z praktycznego punktu widzenia istnieją ograniczenia co do tego, jak dużą skalę można wziąć pod uwagę. Tym samym uważamy, że właśnie na poziomie populacji jest ono najbardziej odpowiednie, aby przejść przez formalny proces formułowania planów zarządzania. Jednakże, ponieważ populacja jest koncepcją obejmującą wiele skali (patrz sekcja 2), jest to zdecydowanie konieczne do rozważenia zarówno w ramach łączności populacji wśród segmentów populacji, jak i zewnętrznej łączności między populacjami. Jak wykażemy w dalszej części, uważamy, że właśnie w skali populacji najlepiej skoncentrować oceny stanu ochrony (patrz sekcja 5.6).⁶

4. Wytyczne dotyczące dobrych praktyk w zakresie dużych drapieżników

Duże drapieżniki to gatunki charyzmatyczne, ale ich ochrona stanowi szczególne wyzwanie na tak zatłoczonym kontynencie jak Europa ze względu na ich możliwości do powodowania konfliktów z interesami ludzi. Zalicza się do nich powodowanie szkód w inwentarzu zwierząt i uprawie roślin, konkurowanie z myśliwymi o osobniki danego gatunku łownego, a w skrajnych przypadkach nawet zagrożenie, jakie stwarza dla ludzi (Kaczensky 1999; Linnell i in. 2002, 2005.; Skogen 2003; Skogen & Krangle 2003; Swenson i in. 1999). Także powrót dużych drapieżników może wywołać dramatyczne protesty społeczne wśród społeczności wiejskich, które potencjalnie mogą mieć

⁶ Jest to zgodne z zaleceniami w punkcie 1.2.4 lit. a) dokumentu przewodniego w sprawie ochrony ścisłej gatunków zwierząt mających znaczenie dla Wspólnoty (projekt z dnia 5 kwietnia 2006 r.) przewidzianej przez dyrektywę 92/43/EWG – „stan gatunków należy ustalać na poziomie biogeograficznym w państwach członkowskich (na potrzeby przeglądu, krajowych / regionalnych strategii, osiągnięcia celów i sprawozdawczości) i w razie potrzeby na poziomie populacji (na potrzeby określenia niezbędnych działań, zarządzania i odstępstw). W przypadku populacji transgranicznych i w odniesieniu do gatunków migrujących między granicami wewnętrznymi i zewnętrznymi UE, należy w miarę możliwości brać pod uwagę ich ogólny naturalny zasięg, w tym strefy migracji poza UE.” W sekcji tej w dalszej części określono następujące definicje – „Jeśli chodzi o definicję populacji, populacja lokalna lub zbiór populacji lokalnych (np. metapopulacji), które są w bliskim kontakcie ze sobą, można uznać za jednostki referencyjne o znaczeniu biologicznym. Takie podejście musi być dostosowane do danego gatunku, z uwzględnieniem ich biologii / ekologii – w przypisie 33 [tłumaczenie nieoficjalne]. Innymi słowy, to, co tutaj uważamy za populację, w dokumencie referencyjnym Komisji odpowiada populacji lokalnej.

negatywne skutki dla ochrony różnorodności biologicznej w ogóle. Wymaga to zastosowania bardzo pragmatycznego podejścia do zarządzania dużymi drapieżnikami (Breitenmoser 1998; Boitani 2003; Linnell i in. 2005; Skogen i in. 2003). Dlatego też konstruktywne jest analizowanie głównych celów dyrektywy 92/43/EWG (dyrektywa siedliskowa). Wyraźnie w nich stwierdzono, że ogólny cel ma polegać na przywracaniu i utrzymywaniu różnorodności biologicznej na terytorium Wspólnoty i właściwym ukierunkowaniu stanu ochrony gatunków i siedlisk. Jednakże w Dyrektywie wyraźnie stwierdzono, że przy podejmowaniu decyzji w sprawie stosowanych środków pod uwagę należy brać kontekst pozostałych wymagań gospodarczych, społecznych i kulturalnych, zwłaszcza dotyczących osiągnięcia zrównoważonego rozwoju. Rozumiemy to w ten sposób, że możliwe są pewne kompromisy dotyczące działań podjętych w celu osiągnięcia ochrony dużych drapieżników w celu uwzględnienia ludzkich interesów, chociaż wyraźnie głównym celem dyrektywy jest ochrona różnorodności biologicznej.

Podczas rozważania kwestii związanych z dużymi drapieżnikami ważne jest, aby odzwierciedlić gdzie się znajdujemy w odniesieniu do ich ochrony w Europie. W latach sześćdziesiątych i siedemdziesiątych XIX w. populacje dużych drapieżników były na ogół w całej Europie zawsze małe, a ochrona na tym etapie polegała na ochronie przed wyginięciem pozostałej przy życiu populacji. Na szczęście przeszliśmy ten etap w przypadku wielu, choć nie wszystkich populacji i teraz staramy się opracować modele zarządzania, które zabezpieczą zrównoważoną koegzystencję dużych drapieżników i ludzi w obrębie krajobrazów wielofunkcyjnych. Ponieważ wiele populacji się rozwija, wyzwaniem staje się przeżycie (Swenson i in. 1998). Najważniejsze jest to, że do osiągnięcia ogólnoeuropejskiego celu ochrony dużych drapieżników potrzeba elastycznego i pragmatycznego podejścia do mechanizmów wykorzystywanych do osiągnięcia tego celu (Boitani 2003). Na kontynencie zróżnicowanym kulturowo i ekologicznie jak Europa będzie to wymagało przyjęcia podejścia zróżnicowanego na różnych obszarach. Dlatego też popieramy zasadę „wolności w określonych ramach” (Linnell 2005). Jeśli ogólne cele i ramy polityczne określone są na europejskim szczeblu centralnym i opracowane są plany zarządzania dla konkretnych populacji, powinna być możliwość dopuszczenia dużej elastyczności na poziomie subpopulacji lub jednostki zarządzania, aby wdrożyć go w sposób zgodny z lokalnymi tradycjami, warunkami i konfliktami. Innymi słowy, tak długo jak cele ustalane są na dużą skalę, niezbędna jest pewna doza elastyczności, tak by modyfikować działania stosowane w skali bardziej lokalnej. W dużych populacjach jest znacznie więcej miejsca na różne podejścia i swobodę działania niż w małych populacjach, a konsekwencje błędów są znacznie mniejsze w dużych populacjach. Jednak rezultatem zawsze będzie konieczność przestrzegania dyrektywy siedliskowej oraz osiągnięcia i utrzymania właściwego stanu ochrony.

Fakt odnowienia wielu populacji dużych drapieżników w ciągu ostatnich dziesięcioleci pokazał, że są one odporne w stosunku do wielu działań człowieka. Zahowanie ich stanu populacji nie wymaga, by każdy osobnik był objęty ochroną lub by wykluczyć wszystkie działania człowieka z ich siedlisk. Jednak są granice zarówno w odniesieniu do poziomu wykorzystania i sposobu, w jaki ludzie korzystają z ich siedlisk i jaki duże gatunki mięsożerne są w stanie tolerować. Aby w procesie projektowania ich lokalnie dostosowanych systemów zarządzania decydentom zapewnić wytyczne Inicjatywa na rzecz dużych drapieżników w Europie (LCIE) przygotowała szereg deklaracji w ramach polityki wspierającej (patrz załącznik 2), w której ujęto nasze zalecenia dotyczące wielu kwestii istotnych dla ochrony dużych drapieżników. Razem stanowią one przegląd dostępnych możliwości zarządzania, które wpisują się w ochronę dużych drapieżników. Deklaracje te opierają się na połączeniu najnowszych badań naukowych i obszernym doświadczeniu dostępnym w Europie w zakresie ochrony, zarządzania i odtwarzania populacji dużych drapieżników.

W zakres tematyki poruszonej przez nas w wytycznych na tym etapie zalicza się:

- kontrola śmiertelności i polowania na duże drapieżniki,
- krzyżowanie wilków i psów,
- leśnictwo,
- przemieszczanie się,
- uwalnianie wychowanych w niewoli dużych drapieżników,
- systemy kompensacyjne,
- metody monitorowania.

5. Wdrażanie właściwego stanu ochrony w przypadku dużych drapieżników

5.1 Kontekst i źródła

Koncepcja właściwego stanu ochrony (Favourable Conservation Status - FCS) była szeroko dyskutowana, od czasu wprowadzenia jej jako ogólnego celu ochrony gatunkowej w UE. Główny temat dyskusji dotyczy sposobu jego operacjonalizacji w przypadku gatunków tak zróżnicowanych jak porosty i rysie w wielu różnych warunkach tworzących przyrodę Europy. W sekcji poniżej przedstawiamy podjętą przez nas próbę operacjonalizacji koncepcji właściwego stanu ochrony w przypadku dużych drapieżników. Przesłanki opierają się na połączeniu nauki i fachowej oceny. Aby zapewnić harmonię z innymi działaniami ochronnymi, realizowanymi w ramach dyrektywy siedliskowej, staraliśmy się bazować na najnowszych definicjach i interpretacjach stosowanych przez UE i uzyskanych z następujących dokumentów:

- Ocena, monitorowanie i sprawozdawczość w zakresie stanu ochrony – Przygotowywanie sprawozdania za lata 2001-2007 na podstawie artykułu 17 dyrektywy siedliskowej (Assessment, monitoring and reporting of conservation status – preparing the 2001-2007 report under article 17 of the Habitats Directive) (DocHab-04-03/03 rev3),
- Ocena, monitorowanie i sprawozdawczość na podstawie artykułu 17 dyrektywy siedliskowej: noty wyjaśniające i wytyczne (Assessment, monitoring and reporting under article 17 of the Habitats Directive: explanatory notes and guidelines (końcowa wersja robocza, listopad 2006),
- Wytyczne w zakresie przewidzianej przez dyrektywę 92/43/EWG ścisłej ochrony gatunków zwierząt ważnych dla Wspólnoty Guidance document on the strict protection of animal species of community interest provided by the “Habitats” Directive 92/43/EEC. (wersja robocza z dnia 5 kwietnia 2006 r.),
- sprawozdanie końcowe grupy roboczej powołanej na podstawie art. 12 „stanowiący wkład do interpretacji art. 12 dyrektywy siedliskowej dokument dotyczący ścisłej ochrony gatunków” (Final report of the article 12 working group “Contribution to the interpretation of the strict protection of species – Habitats Directive article 12”) (końcowa wersja robocza, kwiecień 2005).

W dużej mierze opieraliśmy się również na następującym dokumencie konsultacyjnym *“Towards European Biodiversity Monitoring”* autorstwa European Habitats Forum: http://www.panda.org/about_wwf/w_hat_we_do/species/news/index.cfm?uNewsID=70720.

Niemniej jednak dyrektywa siedliskowa jest nie tylko aktem prawnym w zakresie ochrony, obowiązującym w Europie, ponieważ sygnatariuszami Konwencji o ochronie gatunków dzikiej flory i

fauny europejskiej oraz ich siedlisk, jak i Konwencji Bońskiej (Konwencji o ochronie wędrownych gatunków dzikich zwierząt) oraz Konwencji o różnorodności biologicznej są wszystkie państwa członkowskie UE i większości pozostałych krajów europejskich. Poza tym większość państw europejskich przyjęła procedury z IUCN w zakresie sporządzania czerwonych list gatunków. W celu usunięcia ewentualnych sprzeczności między różnymi przepisami i ułatwić współpracę z sąsiednimi państwami niebędącymi państwami członkowskimi UE staraliśmy się opracować wytyczne operacyjne, które są w zgodzie z przepisami w zakresie ochrony wszystkich istniejących instytucji międzynarodowych.

Kluczowe wyzwanie związane z wdrażaniem w życie właściwego stanu ochrony polega na tym, by stworzyć związek między koncepcją filozoficzną / polityczną / prawną właściwego stanu ochrony, koncepcją biologiczną żywotności populacji, innymi istniejącymi formami kategoryzacji statusu gatunku (np. czerwone listy IUCN), a szczególnymi wzorcami rozmieszczenia i biologią dużych drapieżników.

5.2 Koncepcje dotyczące żywotności populacji

Koncepcja żywotności populacji składa się z dwóch powszechnie uznawanych i wzajemnie powiązanych komponentów: genetycznego i demograficznego (Beissinger i McCullough 2002). „Żywotność demograficzna” dotyczy obliczania prawdopodobieństwa wyginięcia populacji o danym rozmiarze, w ciągu określonej liczby lat. Teoria analizy żywotności demograficznej jest bardzo dobrze rozwinięta, istnieje szeroka gama modeli matematycznych, a także wiele przykładów publikacji, w których dane empiryczne pochodzące z badań w terenie prowadzono na podstawie przez tych modeli. Niemniej jednak do tej pory nie ma uzgodnionych norm dotyczących najlepszych modeli do zastosowania oraz na temat progów prawdopodobieństwa i horyzontów czasowych, które należy uznać za „żywotność”, oprócz tych zawartych w wytycznych IUCN dotyczących czerwonych list. Nawet w przypadku tych norm szczegółowe informacje dotyczące modelu mogą mieć wpływ na wyniki, w tym na to, w jaki sposób pod uwagę brana jest zależność od gęstości, aspekty niepewności szacowaniu parametrów oraz sposób, w jaki w modelach uwzględniana jest zmienność demograficzna i środowiskowa (Beissinger i McCullough 2002; Sjogren-Gulve i Ebenhard 2000; Srether i Engen 2002). Nawet przy tych samych parametrach wejściowych z różnych pakietów oprogramowania mogą powstać bardzo różne rezultaty (Mills i in. 1996). Poza tym w ramach wspólnoty naukowej toczy się debata dotycząca zakresu, w jakim analizę żywotności populacji należy wykorzystywać do faktycznego ustalania rzeczywistych celów lub w celu ustawiania minimalnych poziomów populacji zdolnych do przeżycia (Allendorf i Ryman 2002; Brook i in. 2000, 2002; Coulson i in. 2001; Ellner i in. 2002; Morris i in. 2002; Ralls i in. 2002; Reed i in. 2002). W konsekwencji wielu biologów z dziedziny ochrony środowiska traktuje tego rodzaju analizę jako najbardziej przydatne do badania względnego wpływu różnych scenariuszy, a nie jako sposób ustalania celów absolutnych, z wyjątkiem ogólnych. Jednak nagromadzenie badań sytuacyjnych i danych uzyskanych w terenie stale wzmacnia podstawę do stosowania analizy żywotności populacji w planowaniu ochrony. Poza tym przeprowadzenie analizy żywotności populacji zapewnia przejrzystość procesu, w którym wyjaśniono założenia i można je wykorzystywać do badań i fałszerstw, a tym samym do korekty (Chapron i Arlettaz 2006). W dużej mierze ryzyko związane z analizą żywotności populacji obejmuje prognozowanie zbyt daleko w przyszłość. Problem ten można zminimalizować, jeżeli populacja jest stale monitorowana, albo za pośrednictwem spisu, albo za pomocą metod indeksowania, tak by możliwe było przyjęcie adaptacyjnego procesu zarządzania, w którym zarządzanie jest dostosowane do zmian w stanie populacji (Ludwig i Walters 2002). Zapewnia to większą stabilność systemu zarządzania i umożliwia osiągnięcie celów i podejmowanie działań w zakresie zarządzania, które są dostosowane w miarę gromadzenia doświadczeń lub zmiany sytuacji. Dlatego też, jeśli z wadliwej

analizy żywotności populacji wynika słaba prognoza dla minimalnych poziomów populacji zdolnych do przeżycia, możliwe jest dostosowanie zarządzania, zanim populacja zbliży się do poziomu zagrożonego wyginięciem (Soule 1987). Ogólnie rzecz biorąc, istnieje wiele precedensów przemawiających za analizą żywotności populacji w ustalaniu celów ochrony (Carroll i in. 2006; Tear i in. 2005), ale nie wolno zapominać o wszystkich zastrzeżeniach, które towarzyszą ich zastosowaniu do tego celu.

„Genetyczna żywotność” jest związana z długim okresem utrzymywania zmienności genetycznej i potencjału ewolucyjnego, oraz unikaniem chowu wsobnego (Allendorf & Ryman 2002). Choć teoria tej koncepcji została dobrze rozwinięta, istnieje tylko kilka empirycznych przykładów na jej potwierdzenie, a szacunków parametrów jest niewiele. Jednak niektóre dobrze udokumentowane przypadki depresji inbredowej u dużych drapieżników, zarówno w niewoli jak i w naturze (Bensch et al. 2006; Laikre & Ryman 1991, Laikre et al. 1993, 1996; Liberg et al. 2005), sugerują, że jest to kluczowa kwestia przy rozpatrywaniu długoterminowych aspektów żywotności. Z braku dobrych danych empirycznych, niektórzy eksperci nadal odnoszą się do tzw. zasady 50/500 (efektywna wielkość populacji⁷ wymagana do uniknięcia utraty zmienności genetycznej i chowu wsobnego w krótkim i długim okresie), chociaż jej podstawy są nieprzekonywujące (oparte głównie na badaniach bydła i muszek owocowych), a niektórzy eksperci uważają, że wartości powinny być większe o rząd wielkości (Franklin & Frankham 1998; Lynch & Lande 1998). Inny złożony problem dotyczy relacji między efektywną liczebnością populacji i ogólną liczbą populacji, która została oszacowana dla nielicznych dużych populacji ssaków - ale może się mieścić się między 10% a 20% całkowitej wielkości populacji (Frankham 1995, Tallmon et al. 2004). Pomimo wielu wątpliwości, należy stwierdzić, że aby utrzymać żywotność genetyczną potrzebna jest zwykle o wiele większa populacja niż dla utrzymania demograficznej żywotności. Biorąc pod uwagę ogromne zapotrzebowanie na miejsce i niskie gęstości populacji dużych drapieżników, najważniejszym czynnikiem w utrzymaniu genetycznej żywotności jest zapewnienie jak najwięcej połączeń między populacjami (Liberg et al. 2006; Miller & Waits 2003).

Oprócz genetycznych i demograficznych składników żywotności istnieje jeszcze jeden mniej rozpoznawalny element. Zgodnie z nowoczesnymi definicjami różnorodności biologicznej, które koncentrują się na trzech poziomach genów, gatunków i ekosystemów (np. w Konwencji o Różnorodności Biologicznej⁸), koncepcja *ekologicznej żywotności* odnosi się do interakcji między gatunkami i otoczeniem. W przypadku dużych zwierząt drapieżników obejmuje ona zarówno konieczność aby środowisko zawierało wszystkie elementy potrzebne do przetrwania drapieżnika (np. gatunki, na które polują drapieżniki, schronienie, miejsca na legowiska dla niedźwiedzi), ale także odnosi się do stopnia, w jakim gatunki wpływają na ich środowisko. Dla mięsożerców oznacza to conajmniej pewien wpływ na populacje zwierząt na które polują. Konieczność utrzymania interakcji między gatunkami była przedmiotem badań w Ameryce Północnej w ciągu ostatnich lat, a wnioski z tych badań jest taki, że utrzymanie ekologicznej żywotności wymaga dużo większej liczby zwierząt niż zwykła minimalna żywotna populacja (Soule et al. 2003, 2005; Tear et al. 2005). Jest to bardziej koncepcyjny niż ilościowy aspekt żywotności, szczególnie na kontynencie takim jak Europa,

⁷ Efektywna wielkość populacji jest koncepcją genetyki populacji, która w zasadzie odnosi się do liczby osobników (obu płci), które rzeczywiście przyczyniają się do zmienności genetycznej w populacji; na tę liczbę wpływa wiele innych czynników (stosunek płci, nakładające się pokolenia, zmiany sukcesu reprodukcyjnego, wahania populacji). W związku z tym, znacznie ma mniejsza niż całkowita wielkość populacji, a nawet mniejsza od liczby dojrzałych osobników, ponieważ tylko one potencjalnie mogą przyczynić się do zmienności genetycznej.

⁸ „Zróżnicowanie biologiczne oznacza zróżnicowanie wszystkich żywych organizmów pochodzących, m.in. z ekosystemów lądowych, morskich i innych wodnych ekosystemów oraz zespołów ekologicznych, których są częścią. Dotyczy to różnorodności w obrębie gatunku, pomiędzy gatunkami oraz ekosystemami”.

gdzie żaden proces nie może być uważany za czysto „naturalny”, jednak ma on skoncentrować się na potrzebach gatunków w zakresie środowiska i zmusza do dokonania analizy wpływu jaki te gatunki mogą mieć na inne składniki środowiska (Andersen et al. 2006). Co najważniejsze, uznaje, że drapieżnictwo jest naturalnym procesem, który zasługuje na ochronę (Linnell et al. 2005), a nie tylko utrzymywanie minimalnej liczby zwierząt odizolowanych od ich roli ekologicznej. Innymi słowy, ochrona to więcej niż zapobieganie wymarciu gatunku.

W ramach hierarchicznego punktu widzenia koncepcji populacji, który prezentujemy powyżej, kwestia żywotności demograficznej i ekologicznej będzie głównie związana z populacją, podczas gdy żywotność genetyczna z metapopulacją (może z wyjątkiem niektórych największych populacji).

5.3. Powiązanie pojęć właściwego stanu ochrony i żywotności

Właściwy stan ochrony (WSO) został zdefiniowany w artykule 1 dyrektywy siedliskowej w następujący sposób:

„Stan ochrony gatunków oznacza sumę oddziaływań na te gatunki, mogących mieć wpływ na ich długofalowe rozmieszczenie i obfitość ich populacji w obrębie terytorium, o którym mowa w art. 2. Stan ochrony gatunków zostanie uznany za "właściwy" jeśli:

- dane o dynamice liczebności populacji rozpatrywanych gatunków wskazują, że same utrzymują się w skali długoterminowej jako trwałe składniki swoich siedlisk przyrodniczych;
- naturalny zasięg gatunków nie zmniejsza się ani nie ulegnie zmniejszeniu w dającej się przewidzieć przyszłości, oraz
- istnieje i prawdopodobnie będzie istnieć siedlisko wystarczająco duże, aby utrzymać swoje populacje przez dłuższy czas;

DocHab-04-03/03 rev3 i wytyczne wskazują na konieczność oparcia WSO na statusie dwóch głównych właściwych wartości referencyjnych (WWR) - właściwego zasięgu referencyjnego (WZR) i właściwej populacji referencyjnej (WPR), które zostały wyjaśnione następujący sposób:

Właściwy zasięg referencyjny = „Zasięg, w którym wszystkie istotne ekologiczne odmiany siedlisk/gatunków zostały uwzględnione w danym regionie biogeograficznym i który jest wystarczająco duży, aby umożliwić długoterminowe przetrwanie gatunków; właściwe wartości referencyjne muszą odzwierciedlać co najmniej zasięg jaki istniał w dniu wejścia dyrektywy w życie; jeśli zasięg był niewystarczający do wspierania właściwego stanu, należy to uwzględnić i zwiększyć wartość referencyjną (w takim przypadku informacje na temat historycznego rozmieszczenia gatunków mogą okazać się przydatne przy określaniu właściwego zasięgu referencyjnego); do zdefiniowania zasięgu w przypadku braku innych danych mogą zostać wykorzystane najlepsze oceny eksperckie”.

oraz

Właściwa populacja referencyjna = „populacja w danym regionie biogeograficznym uznawana za minimum niezbędne do zapewnienia długoterminowej żywotności gatunku; właściwa wartość referencyjna musi być co najmniej rozmiaru populacji jaka istniała w momencie wejścia dyrektywy w życie, informacje na temat historycznego rozmieszczenia/populacji mogą okazać się przydatne przy określaniu właściwej populacji odniesienia; do zdefiniowania populacji w przypadku braku innych danych mogą zostać wykorzystane najlepsze oceny eksperckie”

Chociaż definicje WSO i WWR zawierają dużo terminów związanych z analizą żywotności, istnieją pewne znaczące wyzwania dla wdrożenia koncepcji ponieważ dyrektywa nie określa co oznacza sformułowanie „długoterminowe” lub „w dającej się przewidzieć przyszłości”, ani dokładnego prawdopodobieństwa związanego z „prawdopodobną kontynuacją”. Nie jest to zaskakujące, ponieważ tekst dyrektywy, jak każdy tekst prawny, nie jest oparty na naukowych definicjach, ale ma odnosić się do ogólnej zasady, w tym przypadku, że UE zamierza ochraniać swoje gatunki i siedliska na przyszłość.

Ponadto, jest to wspólna deklaracja dla wszystkich gatunków roślin i zwierząt na kontynencie europejskim. Podczas gdy naukowcy mogą narzekać na ten fakt, byłoby mało realistyczne, gdyby było inaczej.

Wytyczne "Ocena, monitorowanie i sprawozdawczość zgodnie z artykułem 17 dyrektywy siedliskowej" idą dalej i wskazują na potencjalny związek między formalnym pojęciem minimalnej populacji żywotnej (MPŻ) i właściwej populacji referencyjnej. Dokument stwierdza, że (s. 19) „Jednak, ponieważ koncepcje szacowania MPŻ są raczej stosowane do oceny ryzyka wyginięcia, to mogą one zapewnić wskaźnik zastępczy dla najniższej dopuszczalnej wielkości populacji. *MPŻ jest z definicji inny – a w praktyce niższy - od poziomu populacji badanego we właściwym stanie ochrony*”. Innymi słowy, oznacza to, że aby populacja znajdowała się w korzystnym zakresie referencyjnym musi być co najmniej większa niż MPŻ, ale oczywiście celem w dyrektywie jest utrzymanie populacji na poziomie znacznie większym, niż poziom potrzebny, aby zapobiec wyginięciu. Wytyczne sugerują, że może to być również przydatne do oszacowania wielkości populacji „gdy potencjalny zakres jest w pełni zajęty na optymalnym poziomie gęstości populacji”, która w wielu przypadkach może być znacznie większa niż MPŻ.

Jednak mogą również występować przypadki braku odpowiednich siedlisk, gdzie potencjalny zakres jest mniejszy niż konieczna do utrzymania MPŻ. W związku z tym, będzie to oznaczać, że dyrektywa siedliskowa wymaga WPR większej niż MPŻ, potencjalnie do poziomu jaki siedlisko może obsłużyć (na poziomie „gęstości optymalnej”). Powinna ona być również nie mniejsza niż w momencie wejścia dyrektywy w życie.

Mimo że dyrektywa i jej wytyczne nie precyzują, czy dotyczą demograficznych czy genetycznych komponenty żywotności, będziemy opierać naszą propozycję na założeniu, że definicja różnorodności biologicznej zawarta w dyrektywie siedliskowej jest zgodna z definicją zawartą w Konwencji o różnorodności biologicznej (której UE jest sygnatariuszem). W związku z tym opieramy niniejszą propozycję na założeniu, że forma żywotności w dyrektywie dotyczy zarówno krótkoterminowego demograficznego komponentu jak i długoterminowego genetycznego komponentu, oraz że znaczenie współzależności między gatunkami (tj. ich ekologiczna żywotność) zostało zidentyfikowane. Ta forma żywotności wymaga bardzo dużych populacji - choć jak już wspomniano wcześniej, nauka nie jest jeszcze na tyle rozwinięta, aby zapewnić coś więcej niż ogólne wytyczne dotyczące potrzeby efektywnej wielkości populacji wynoszącej setki osobników.

5.4 Operacyjna propozycja zdefiniowania właściwej populacji referencyjnej

Biorąc pod uwagę powyższe, można stwierdzić iż właściwa populacja referencyjna (WPR) wydaje się być większa niż minimalna populacja żywotna (MPŻ). Dlatego ważne jest, aby określić ten wynik bardziej szczegółowo. Jedną z najbardziej rozpowszechnionych norm międzynarodowych w zakresie zagrożenia wyginięciem i osi czasowej dla wyrażania MPŻ jest w tej chwili czerwona lista kryteriów E IUCN. W ramach kryteriów czerwonej listy E IUCN, populacja jest uważana za niezagrażoną wyginięciem, jeśli jej prawdopodobieństwo wyginięcia wynosi mniej niż 10% w ciągu 100 lat (IUCN 2003, 2006). Oznacza to, że populacja nie jest objęta już jedną z głównych kategorii

zagrożeń (krytycznie zagrożone, zagrożone, narażone), a zamiast tego odpowiada kategoriom IUCN „bliskie zagrożenia” lub „najmniejszej troski”. Kategoria „bliskie zagrożenia” nie jest formalnie kategorią zagrożoną, a utrzymanie gatunków w tej lub lepszej kategorii powinno zapewniać solidne odniesienie dla minimalnej wielkości populacji. Choć jest to powszechnie akceptowana norma, ważne jest, aby pamiętać, że wielu biologów zajmujących się ochroną gatunków traktuje ją jako zbyt liberalną i zamiast niej zalecają aby dopuszczalny poziom ryzyka został wyznaczony na poziomie 5% lub mniej w ciągu 100 lat (Soule 2002). Krótki przegląd literatury PVA (analizy żywotności populacji - population viability analysis pokazuje, że kryterium 5% w ciągu 100 lat jest znacznie bardziej rozpowszechnione niż wartości 10% IUCN.

Jednak przeprowadzenie rzetelnej PVA w celu obliczenia prawdopodobieństwa wyginięcia wymaga dużej ilości danych, w tym dotyczących stochastyczności demograficznej, depresji inbredowej, zmian środowiska i efektu rzadkich katastrof; dane te można zwykle uzyskać jedynie po wielu latach lub dekadach drogich i inwazyjnych prac terenowych. Znajduje to odzwierciedlenie w tym, że do tej pory przeprowadzono bardzo niewiele PVA w odniesieniu do europejskich dużych drapieżników w oparciu o rzeczywiste dane terenowe. Przykłady wykorzystania indywidualnych danych demograficznych obejmują: Andre & Liberg 1999 dla rysia w Skandynawii; Srether et al. 1998 dla skandynawskich niedźwiedzi; Srether et al. 2005 dla rosomaków w Skandynawii; oraz Wiegand et al. 1998 r. wykorzystujący szereg czasowy danych o liczebności niedźwiedzi brunatnych w Górach Kantabryjskich. Oprócz tych kilku przykładów, inne PVA zostały oparte na wykorzystaniu szeregu racjonalnych wartości lub wartości z innych badanych terenów lub żyjących w niewoli zwierząt (np. Chapron et al. 2003a, b; Ebenhard 2000; Kramer-Schadt et al. 2005; Nilsson 2003). Jako takie, działania te powinny zostać uznane za bardzo pouczające, rzetelne, eksperymenty myślowe na temat tego, co jest możliwe – a nie za analizę populacji będącą podstawą do zarządzania małymi zagrożonymi populacjami. Parametry demograficzne mogą się różnić między populacjami i między latami, w zależności od klimatu, siedliska, dostaw żywności, gęstości populacji, lokalnych adaptacji i działań związanych z zarządzaniem (Mech & Boitani 2003; Srether et al. 1998). Analizy PVA, które zostały przeprowadzone do tej pory wskazują, że populacje dużych drapieżników są bardzo wrażliwe na zmiany w dorosłym życiu. Badania terenowe wskazują, że parametr ten jest często pod bardzo silnym wpływem działalności człowieka, w tym kłusownictwa. Określenie poziomu kłusownictwa jest bardzo trudne, nawet w ramach intensywnych badań, i waha się znacznie między regionami (np. Andre et al. 2006). Dlatego przenoszenie danych z jednej sytuacji do drugiej może być ryzykowne. Realizacja zestawu scenariuszy dostarczy więcej informacji na temat tego gdzie konsekwencje zmienności ocen parametrów będą bardziej przejrzyste (np. Chapron et al. 2003a, b). Biorąc pod uwagę, że rozmieszczenie gatunków i potencjał rozmieszczenia gatunków może być nieciągły w zakresie populacji – dodałoby to znacznego realizm do PVA, jeśli możliwe byłoby przeprowadzenie jej wyraźnie przestrzenny sposób (np. Kramer-Schadt et al. 2005).

W przypadku braku danych na temat gatunków i populacji wymaganych do przeprowadzenia rzetelnej PVA, możliwe jest zastosowanie innych kryteriów żywotności IUCN (kryteria D), które opierają się na szacowanej liczbie dojrzałych osobników⁹ w populacji. W ramach kryteriów D, próg w ramach globalnych kryteriów dla kategorii „bliskie zagrożenia” wynosi więcej niż 1000 dojrzałych osobników w populacji. Wartość ta jest szacowana na podstawie dużego zbioru analiz i doświadczeń dotyczących wielu gatunków, a szacunki są uważane za rzetelne dla wielu gatunków. Generalnie, kryteria IUCN są przeznaczone do ocen globalnych poziomów. W przypadku zastosowania do oceny

⁹Należy zauważyć, że nie jest to równoznaczne z pojęciem efektywnej wielkości populacji. Liczba dojrzałych osobników obejmuje obie płci, które są potencjalnie w wieku rozrodczym, ale nie wymaga, aby wszystkie aktywnie się rozmnażały.

regionalnej, procedura polega na wykorzystaniu globalnych kryteriów dla każdej populacji regionalnej, a następnie na rozważeniu, czy dana populacja jest powiązana z populacją sąsiednią do takiego stopnia, że imigracja może mieć istotny wpływ demograficzny na prawdopodobieństwo wyginięcia tej populacji (Gärdenfors et al. 2000, 2001; IUCN 2003). Jeśli populacja jest powiązana do tego stopnia, a uzyskana łączna populacja przekracza minimalny poziom zagrożenia (tj. nie kwalifikują się do kategorii VU), wtedy kategoria zagrożenia może zostać obniżona o jeden poziom. Innymi słowy, populacja, która została sklasyfikowana jako narażona, w izolacji staje się populacją „bliską zagrożenia”/„najmniejszej troski”, jeśli jest powiązana z inną populacją, a suma obu populacji przekracza minimum wymagane dla kategorii VU. Jeśli jednak populacja graniczy z obszarem, który mógłby funkcjonować jako ujście¹⁰, kategoria zagrożenia mogłaby zostać podniesiona, lub przynajmniej niezmieniona. W klasyfikacji na podstawie kryteriów D, odpowiednie obniżenie oznaczałoby, że jeśli populacja ma wystarczające powiązania umożliwiające wystarczającej liczbie imigrantów na wywieranie wpływu demograficznego, to w zasadzie wymagana byłaby tylko liczba 250 dojrzałych osobników w populacji, aby zakwalifikować ją do kategorii „najmniejszej troski”. Jednak dla klasyfikacji na podstawie kryteriów E (podejście PVA) wydaje się prymitywnym prowadzenie wyrafinowanej analizy, a następnie dokonywanie jej szerokiej korekty. Należałoby raczej utrzymać globalne kryteria <10% dla ryzyka wyginięcia w ciągu 100 lat, jednak model ten powinien pozwalać na oszacowanie realistycznej liczby imigrantów.

Rozważając powiązania populacji ważne jest, aby wziąć pod uwagę indywidualną ekologię rozproszenia rozpatrywanych czterech gatunków (patrz punkt 3). Różnice te należy brać pod uwagę przy szacowaniu stopnia, w jakim odrębne populacje są powiązane. Szczególnym przypadkiem powiązania jest sytuacja gdy zwierzęta przemieszczają się w celu zwiększenia żywotności populacji pomiędzy obszarami, gdzie istnieją niewielkie lub żadne możliwości naturalnych powiązań w niedalekiej przyszłości (za daleko, albo zbyt słabe siedliska pomiędzy). Sugerujemy, że ta forma powiązań jest dopuszczalna tak długo, jak jest formalnie ujęta w planie zarządzania na poziomie wystarczającym do osiągnięcia zamierzonego celu, i jest prowadzona w sposób odpowiedzialny, który jest zgodny z aktualnymi wytycznymi dotyczącymi najlepszych praktyk (aktualnie dostarczane przez specjalistę ds. reintrodukcji IUCN).

MPŻ powinna być wystarczająca do zapewnienia (demograficznej i genetycznej) żywotności dla każdej danej populacji gatunków, takich jak duże drapieżniki (podejście może być mniej skuteczne w przypadku gatunków o bardzo różnych historiach życiowych), w krótkim i średnim terminie, pod warunkiem, że dane są dokładne a warunki stałe. Wytyczne dyrektywy siedliskowej stanowią, że MPŻ jest tylko „wskaźnikiem zastępczym dla najniższej dopuszczalnej wielkości populacji”, który może być brany pod uwagę. W związku z tym, MPŻ należy uważać za absolutną minimalną wielkość populacji, która może być tolerowana jako wstępny poziom dla właściwej populacji referencyjnej. Odzwierciedla to fakt, że większość PVA nie zawsze zawiera informacje genetyczne i dotyczące katastrofalnych wydarzeń, np. epidemii chorób, takich jak parwowirus i wścieklizna, które zostały dobrze udokumentowane w zakresie potencjalnego wpływu na populacje dużych drapieżników (Wilmers et al. 2006). Kolejnym powodem, aby nie polegać zbyt mocno na minimalnych liczbach jest trudność uwzględnienia w każdej PVA kierunku i tempa zmian warunków środowiskowych i parametrów demograficznych, przez cały okres, dla którego wykonywane są prognozy (Soule 2002). Biorąc pod uwagę przewidywane skutki zmian klimatu, trwające dramatycznych zmiany w europejskim środowisku (np. rozwój infrastruktury, zmiany sposobu użytkowania gruntów) oraz

¹⁰ Ujście to populacja, która nie może przetrwać bez imigracji - czyli w odosobnieniu jej trend byłby negatywny. Takie populacje nie wnoszą pozytywnego wkładu do ogólnego wzrostu populacji - w rzeczywistości wyczerpują zwierzęta, które w przeciwnym wypadku mogłyby dokonać wkładu

aspektów społeczno-ekonomicznych, postaw i wartości (które będą miały wpływ na kłusownictwo i inne współczynniki demograficzne), to założenie prawdopodobnie jest fałszywe. Dlatego istotne jest, aby monitorować wiele parametrów, które odzwierciedlają wielkość populacji i stan populacji, aby umożliwić dostosowanie celów poprzez adaptacyjne podejście do zarządzania. Wymóg ten istnieje już w ramach istniejących definicji ponieważ artykuł 11 dyrektywy siedliskowej wymaga stałego monitorowania. Ponadto, jest mało prawdopodobne aby MPŻ, która opiera się głównie na względach demograficznych, była wystarczająca do osiągnięcia poziomu żywotności genetycznej lub ekologicznej, które mają wynikać z zapisów dyrektywy siedliskowej.

Dlatego zalecamy aby WPR zdefiniować na znacznie wyższym poziomie niż minimalne poziomy przewidywane przez PVA. Zalecenie to opiera się zarówno na najlepszej dostępnej wiedzy naukowej i celach dyrektywy siedliskowej, jak wyjaśniono w (1) różnych wytycznych, które podkreślają, że WSO ma reprezentować pozytywny cel, a nie tylko minimum, (2) że prawdziwe długoterminowe rozpatrzenie wymaga zwrócenia uwagi na kwestie genetyczne, oraz (3) w deklaracji dyrektywy, że gatunki powinny stanowić żywotne elementy ich siedlisk, co oznacza pewien stopień ekologicznej funkcjonalności. Zdajemy sobie jednak również sprawę, że alternatywna metoda definiowania maksymalnej wartości WSO, np. poziom, który wystąpiłby w przypadku gdy wszystkie potencjalne siedliska zostałyby zajęte, może być niepraktyczny dla dużych mięsożerców - zwłaszcza w odniesieniu do gatunków, takich jak wilki, które mogą zajmować większość siedlisk, ale które są związane z szerokim zakresem konfliktów (patrz punkt 5.7 poniżej).

Podsumowując, proponujemy by właściwą populację referencyjną definiować jako sumę następujących kryteriów:

- (1) populacja musi być co najmniej tak duża, jak w momencie wejścia dyrektywy siedliskowej w życie¹¹, oraz
- (2) populacja musi być co najmniej tak duża (a najlepiej dużo większa) jako MPŻ, zdefiniowana kryterium E IUCN (ryzyko wyginięcia na podstawie ilościowej PVA z <10% ryzykiem wyginięcia w ciągu 100 lat), czy kryterium D (liczba dojrzałych osobników),
- (3) stan populacji jest stale monitorowany z wykorzystaniem rzetelnej metodologii.

5.5 Operacyjna propozycja zdefiniowania właściwego zakresu referencyjnego

Właściwy zakres referencyjny (WZR) jest w zasadzie obszarem potrzebnym do objęcia właściwej populacji referencyjnej. Chociaż może wydawać się to stosunkowo proste, istnieje szereg kluczowych kwestii, które należy uwzględnić.

Po pierwsze, kwestia jakości siedlisk. Duże drapieżniki są stosunkowo tolerancyjne wobec działalności ludzkiej i wykorzystania gruntów. Jednak mają pewne podstawowe wymagania w

¹¹ Wymóg ten wynika z wytycznych zawartych w dokumentach, a zatem formalnie jest niewiązący. Po wielu dyskusjach stwierdzamy, że to stwierdzenie powinno pozostać częścią ogólnej definicji właściwego stanu ochrony - ale wyjątki powinny być dopuszczalne pod warunkiem, że nie naruszają żadnych innych wymogów dla WPR, WZR i WSO - tj. populacje muszą być żywotne i zachowywać powiązania. W ramach starannie zaplanowanych działań zarządczych można zaakceptować zmniejszenie populacji jako wyjątkowe działanie.

zakresie gęstości gatunków na które polują, miejsc na legowiska (szczególnie dla niedźwiedzi i rosomaków) i schronienia. Ważne jest również, aby zdawać sobie sprawę z potencjału infrastruktury transportowej jako źródła potencjalnej śmiertelności i bariery dla przepływu osobników (Kaczensky et al. 2003). Zanim obszar zostanie zdefiniowany jako wchodzący w skład WZR, wskazane byłoby przeprowadzenie oceny geograficznej (z użyciem systemu informacji geograficznej) jego przydatności (Bessa-Gomes & Petrucci-Fonseca 2003; Corsi 1999; Doutaz & Koenig 2003; Kramer-Schadt et al. 2004; Lande et al. 2003; Molinari & Molinari-Jobin 2001; Posillico et al 2004; Salvatori 2004; Zimmermann & Breitenmoser 2002).

Po drugie, kwestia gęstości. Stopień żywotności osiągnięty w danym regionie zależy od liczby mięsożerców na danym obszarze. Na ogół będzie to zależeć od wielu czynników. Szeroka gama czynników ekologicznych związanych z jakością siedlisk i gęstością gatunków na które polują określi potencjał ekologiczny regionu (Herfindal et al. 2005). Jednak ostatecznym czynnikiem o decydującym znaczeniu dla gatunków dużych drapieżników, który powoduje szereg konfliktów z ludźmi jest kwestia społecznej nośności (Decker et al. 2001). Odnosi się to do gotowości lokalnych społeczności do zaakceptowania obecności dużych drapieżników i poniesienia kosztów ekonomicznych i społecznych związane z ich obecnością (np. straty inwentarza, rywalizacja o zwierzynę łowną, strach). Wszystkie nasze doświadczenia wskazują, że jest to najważniejszy element dla ochrony dużych drapieżników w Europie, a w praktyce może to być czynnik ograniczający w określeniu potencjalnego rozmieszczenia i gęstości gatunków w przyszłości (Linnell et al. 2005.; Andersen et al. 2006). Podczas gdy oczekuje się, że społeczna nośność będzie szeroko związana z poziomem konfliktu, będzie ona zróżnicowana w całej Europie w zależności od lokalnych tradycji, sytuacji społeczno-ekonomicznej, doświadczeń ludności z dużymi drapieżnikami i sposobu, w jaki są one zarządzane (Bath & Majic 2001). Podczas gdy w Europie rośnie liczba badań skoncentrowana na dużych drapieżnikach i relacji z człowiekiem, to nie można ich jeszcze określić mianem nauki prognostycznej, chociaż istnieją ogólne zasady zwiększenia społecznej akceptacji. Zakres społecznej nośności jest prawdopodobnie poniżej zakresu nośności ekologicznej. Dlatego maksymalizacja lokalnej gęstości nie powinna być automatycznie uznawana za cel *per se*, ponieważ populacje o dużej gęstości często generują większe konflikty ze społecznościami wiejskimi. W odróżnieniu od powyższego, utrzymywanie populacji na poziomie gęstości niższym niż potencjalny może zmniejszyć intensywność lokalnych konfliktów. Konsekwencją takiej polityki będzie zmniejszenie wpływu na środowisko jaki duże drapieżniki mają na populacje zwierząt na które polują, co ściśle mówiąc zmniejszy ich ekologiczną żywotność. Jednak w kontekście europejskim, gdzie środowisko naturalne jest w niewielkim stopniu dzikie, musimy przyjąć pragmatyczne podejście do wyznaczania celów - gdzie kwestia ekologicznej funkcjonalności jest nieco zmniejszona na rzecz osiągnięcia żywotności demograficznej i genetycznej. Jednak efekt ten może być zależny od kontekstu, i można sobie wyobrazić sytuacje, w której całkowity poziom konfliktu może być zmniejszony przez skoncentrowanie mięsożerców na bardziej ograniczonym obszarze – ograniczając w ten sposób liczbę osób na które wpływa ich obecność (Linnell et al. 2005). Dokładna forma konfliktu i priorytety przypisane różnym konfliktom będą miały wpływ na przyjęcie optymalnej strategii w danym regionie. Główną ambicją tych wytycznych jest rygorystyczne, ale społecznie wrażliwe, zarządzanie, które powinno z czasem zwiększyć nośność społeczną.

Po trzecie, kwestia łączności. Osiągnięcie długoterminowej żywotności zostanie uwydatnione, jeżeli populacje będą ze sobą powiązane (Liberg et al. 2006). Dwie populacje jednakowej wielkości, które są powiązane, będą miały znacznie większą żywotność niż każda z nich oddzielnie. Innymi słowy, łączność zwiększa stopień żywotności osiągniętej za jednostkę nakładu ochrony. Co do zasady, wymiana co najmniej jednego genetycznie efektywnego migranta na pokolenie może być

wykorzystana do określenia minimalnego powiązania wymaganego do celów zapobiegania chowu wsobnego, choć dla uzyskania znaczących skutków demograficznych potrzebna jest większa migracja. Pomysł uniknięcia maksymalnej gęstości i rozprzestrzeniania się populacji na większych obszarach w celu zmniejszenia intensywności konfliktów jest również kompatybilny z utrzymaniem powiązań. Jednak zwiększenie rozmieszczenia w celu przywrócenia powiązań będzie często związane z intensywnymi konfliktami, gdy mięsożercy wracają na obszary, na których nie były obecne od dziesięcioleci (Ericsson & Heberlein 2003). Przewiduje się, że konflikty będą się zmniejszać w miarę upływu czasu (choć początkowo mogą się zwiększać w krótkim okresie). Długoterminowe korzyści związane z żywotnością na skutek przywrócenia łączności są tak duże, że korzyści przeważają nad wadami takiego rozwiązania. W rezultacie, ogólnie zalecamy aby uznawać właściwy zasięg referencyjny za większy niż obszar ściśle niezbędny do wspierania właściwej populacji referencyjnej, i za zapewniający (1) ciągłość rozmieszczenia w danej populacji, oraz (2) możliwość łączności między populacjami. Jednak zdajemy sobie sprawę, że niektóre populacje są bardzo odizolowane znacznymi odległościami i rozległymi obszarami o całkowicie nieodpowiednim środowisku, tak że przywrócenie powiązań może być niemożliwe, lub w najlepszym przypadku może wymagać bardzo długiego okresu czasu (np. mała populacja wilka w Andaluzji, niedźwiedzie w Pirenejach). W takich przypadkach, możliwości wykorzystania translokacji jednostek jako forma wspomagania powiązań powinny zostać rozważone jako potencjalnie cenne narzędzie ochrony.

5.6 Operacyjna definicja właściwego stanu ochrony dla dużych zwierząt mięsożernych

Opierając się na argumentacji przedstawionej w poprzednich rozdziałach, staraliśmy się opracować konkretne zalecenia dla wymiernej i operacyjnej definicji właściwego stanu ochrony, która opiera się na naukowej dyscyplinie, realistycznych oczekiwaniach i istniejących ramach prawnych UE. W związku z tym sugerujemy, że populacja może być uważana za taką, która osiągnęła WSO, jeśli spełnia wszystkie następujące kryteria;

- (1) „*Dane o dynamice liczebności populacji rozpatrywanych gatunków wskazują, że same utrzymują się w skali długoterminowej jako trwałe składnik swoich siedlisk przyrodniczych* (Art. 1(i)). Interpretujemy to jako wskazanie, że dane z monitoringu określają stabilny lub rosnący trend w populacji. Uważamy, że niewielki spadek populacji za dopuszczalny, jeśli jest wynikiem reakcji na zmiany gęstości populacji zwierząt, na które polują duże drapieżniki lub zmiany jakości siedlisk, które nie są przyczyną bezpośredniego ludzkiego działania, chyba, że mają tu zastosowanie warunki odstępstwa (patrz 6.4). Wszystkie segmenty populacji, a nie tylko populacja jako całość, powinny wykazywać stabilne i pozytywne trendy, oraz
- (2) „*Naturalny zasięg gatunków nie zmniejsza się ani nie ulegnie zmniejszeniu w dającej się przewidzieć przyszłości*” (Art. 1(i)). Interpretujemy to jako wskazanie, że ogólny rozkład populacji jest stabilny lub wzrasta, oraz
- (3) „*Istnieje i prawdopodobnie będzie istnieć siedlisko wystarczająco duże, aby utrzymać swoje populacje przez dłuższy czas*” (Art. 1(i)). Interpretujemy to jako wskazanie, że jakość i ciągłość siedlisk powinny być wystarczające, i wykazywać trend stabilny lub rosnący, oraz
- (4) Wielkość populacji i jej zasięg są równe lub większe niż w momencie wejścia dyrektywy w życie, oraz

- (5) Osiągnięto właściwą wielkość populacji referencyjnej. Zgodnie z naszą propozycją, zostanie ona ustalona na poziomie większym niż uznany za realny przy wykorzystaniu kryteriów E lub D czerwonej listy IUCN, oraz
- (6) Właściwy zakres referencyjny został zajęty, oraz,
- (7) Powiązania wewnątrz i między populacjami (przynajmniej jeden genetycznie efektywny migrant na pokolenie) zostały utrzymane lub zwiększone, oraz
- (8) „Państwa członkowskie prowadzą nadzór nad stanem ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków, o których mowa w artykule 2, ze szczególnym uwzględnieniem typów siedlisk przyrodniczych i gatunków o znaczeniu priorytetowym” (Art. 11) oraz „państwa członkowskie ustanawiają system monitorowania przypadkowego chwytania lub zabijania gatunków zwierząt wymienionych w załączniku IV (a)” (Art. 12.4). *Oświadczenia te łączą się wskazując, że populacja powinna być przedmiotem rzetelnego programu monitorowania.*

Kryteria 1-3 i 8 zostały zaczerpnięte z tekstu dyrektywy, kryteria 4 i 6 zostały zaczerpnięte z dokumentów zawierających wytyczne, a kryteria 5 i 7 zostały oparte na naszych własnych zaleceniach.

Rezultatem tego podejścia jest konieczność przeprowadzania oceny właściwego stanu ochrony, wymaganej zgodnie z artykułami 11 i 17, na poziomie populacji. Niniejsze wytyczne wymagają przeprowadzenia oceny na poziomie regionów biogeograficznych w kraju, jeśli kraj obejmuje więcej niż jeden region - ale również dopuszczają przekazanie „dodatkowych informacji” i wyraźnie wspominają o kwestii populacji transgranicznych dużych drapieżników¹² jako przypadku, w którym należy to rozważyć. Zalecamy aby ten mechanizm został formalnie wykorzystany w celu umożliwienia włączenia podejścia w zakresie populacji do istniejących protokołów. Komisja poinformowała na konferencji w czerwcu 2008 roku w Słowenii, że dokładnie wyjaśni tę kwestię, gdy dokument „Ocena, monitorowanie i sprawozdawczość na mocy artykułu dyrektywy siedliskowej” zostanie zaktualizowany. Co więcej, „Wytyczne w sprawie ścisłej ochrony gatunków zwierząt będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty” wskazują, że populacja może stanowić najbardziej realistyczną skalę dla oceny gatunków o szerokim zasięgu¹³.

Jedną z konsekwencji oceny poziomu populacji byłaby możliwość osiągnięcia WSO na poziomie populacji w krajach, które współdzielą populacje, w odróżnieniu od sytuacji gdy kraje rozpatrywałyby krajowe segmenty oddzielnie. Z drugiej strony, kraje, które mieszczą, lub współdzielą, dwie odrębne populacje muszą zapewnić, że każda z nich osiąga WSO niezależnie.

Ostatnim punktem do rozważenia jest to, że niektóre populacje europejskich dużych drapieżników są bardzo małe i odizolowane, i są dalekie od osiągnięcia WSO według tej definicji. W

¹² Cytat z *Oceny, monitorowania i sprawozdawczości na mocy artykułu 17 dyrektywy siedliskowej* – „W wielu przypadkach gatunki lub siedliska mogą mieć populację, która występuje w dwóch lub więcej państwach członkowskich, na przykład pireński niedźwiedź brunatny (*Ursus arctos*) zamieszkuje Francję i Hiszpanię, a kozica tatrzańska (*Rupicapra rupicapra tatraica*) Słowację i Polskę. W takich przypadkach państwa członkowskie są zachęcane do przeprowadzenia wspólnej oceny, ale sprawozdania składają oddzielnie. W takich przypadkach „informacje uzupełniające” w załącznikach B i D może być wykorzystane do wskazania, że przyjęto podejście transgraniczne. W niektórych przypadkach może okazać się konieczne uwzględnienie populacji zamieszkujących poza UE, np. *Lynx lynx* w Austrii i Szwajcarii”.

¹³ Jest to zgodne z zaleceniami w punkcie 1.2.4 a) wytycznych w sprawie ścisłej ochrony gatunków zwierząt będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, zawartych w dyrektywie siedliskowej 92/43/EWG. (Projekt z 5 kwietnia 2006) – „Stan gatunków powinien zostać ustalony na poziomie biogeograficznym w państwach członkowskich (dla potrzeb przeglądu, krajowych/regionalnych strategii, celów i sprawozdawczości) i na poziomie populacji, w stosownych przypadkach (na potrzeby określenia niezbędnych środków, zarządzania i odstępstw). W przypadku transgranicznych populacji i gatunków, które migrują poza granice UE, ich ogólny naturalny zasięg, w tym strefy migracji spoza UE, powinien być również brany pod uwagę, jeżeli jest to wykonalne. ”.

odniesieniu do tych populacji ważne jest aby zarządzający dokumentowali zmiany statusu populacji w ramach ich ochrony, w miarę jak zbliżają się do osiągnięcia WSO.

5.7 Ustalanie celów dla ochrony dużych mięsożerców w Europie

W rezultacie, osiągnięcie minimalnej populacji żywotnej stanowi bezwzględny wymóg minimum, które należy spełnić na drodze do spełnienia krajowych wymogów dla wspólnotowych celów ochrony dotyczących osiągnięcia właściwego stanu ochrony. Jednak pozostaje pytanie, jak właściwy ma być stan ochrony gatunku? W dzisiejszej Europie mamy kraje, gdzie populacje dużych drapieżników są bardzo małe (znacznie poniżej progów WSO) i inne kraje, gdzie populacje tych gatunków są bardzo duże (kilka razy większe niż progi WSO). Czy możliwe jest znalezienie spójnej zasady przewodniej?

Z punktu widzenia ochrony, preferowanym ogólnym celem byłoby ustanowienie metapopulacji powiązanych ze sobą populacji, z których każda byłaby na poziomie przekraczającym minimalny próg dla właściwego stanu ochrony. Wiązałoby się to zarówno z zabezpieczeniem istniejących populacji, jak i ze wspieraniem ekspansji w celu zwiększenia powiązań. Aktualny stan siedlisk w Europie jest taki, że istnieje wiele obszarów, gdzie duże gatunki mogłyby przetrwać, ale na których są aktualnie nieobecne, a na wielu obszarach, duże drapieżniki rekolonizują obszary, na których były nieobecne od dziesięcioleci. Uwzględnienie tej ekspansji jest dużym wyzwaniem, ponieważ poziomy konflikt wydają się być wysokie na niedawno zrekolonizowanych obszarach. W rezultacie niektóre kraje dążą do ograniczenia poziomu ekspansji poprzez wyznaczanie maksymalnych celów dla przywrócenia dużych drapieżników.

Wytyczne uwzględniają WSO jako pozytywny cel, podczas gdy celem powinno być ustanowienie jak najbardziej właściwego stanu ochrony gatunków – a nie tylko przyjęcie minimalnego progu dla właściwego stanu ochrony – „*W związku z tym, obowiązkiem państwa członkowskiego jest coś więcej niż tylko unikanie wymierania*” (Wytyczne w sprawie ścisłej ochrony gatunków). Innymi słowy, cel dyrektywy wydaje się być taki aby kraje nie ustalały limitów dla potencjalnej ekspansji dużych dużych drapieżników po osiągnięciu minimalnego poziomu WSO (we współpracy z krajami sąsiednimi, z którymi dzielą populację). Wytyczne wspominają nawet o zajęciu wszystkich potencjalnych zasięgów jako jednej z możliwych sposobów szacowania właściwej populacji referencyjnej. To zaś wskazuje na zamiar wspierania reintegracji dużych drapieżników w krajobrazie Wspólnoty, w miarę możliwości. Jednak preambuła dyrektywy wyjaśnia, że dyrektywa musi być postrzegana w kontekście wielu innych europejskich celów, w tym zrównoważonego rozwoju i interesów społecznych i gospodarczych, które mogą uzasadniać (w pewnych okolicznościach) wprowadzanie sztucznych ograniczeń dotyczących właściwego stanu ochrony gatunków. Wytyczne wyraźnie potwierdzają, że WZR może być mniejszy niż maksymalny potencjalny zakres dla gatunków o szerokim zasięgu – „*w takich przypadkach może nie być konieczne ponowne zajęcie wszystkich historycznych zakresów w celu osiągnięcia WZR; długoterminowe przetrwanie i zmienność można zapewnić mniejszym zaangażowaniem*”. Oznacza to, że jeśli konflikty są duże i trudne do złagodzenia, kraje mogą, w niektórych przypadkach, ograniczać potencjalną odbudowę populacji, a także stosować odstępstwa dla kontroli śmiertelności w pewnych okolicznościach (patrz punkt 6.1).

W celu opracowania operacyjnego zestawu celów, zalecamy aby domyślnie umożliwić dużym drapieżnikom rekolonizację jak największej liczby obszarów, ale zaakceptować możliwość ich ograniczania. Jeżeli przywołana zostanie zasada subsydiarności, oznacza to, że każdy kraj w procesie demokratycznym zdecyduje o zejściu poniżej minimalnych wymogów osiągnięcia WSO. Mamy nadzieję, że przyjęcie elastycznych i lokalnie dostosowanych praktyk zarządzania zwiększy obszar, gdzie ich obecność zostanie zaakceptowana. Uważamy także za ważne podkreślenie faktu, że

ustalenie celów poza minimalne poziomy wymagane do wypełnienia zobowiązań wspólnotowych jest tak samo kwestią osądu jak nauki.

Jednak bezwzględne minimalne wymagania, które muszą spełniać państwa członkowskie obejmują:

- (1) Kraje dzielące jedną populację, lub segmenty populacji, przyczyniają się do zapewnienia między nimi osiągnięcia i utrzymania przez populację WSO, oraz
- (2) Umożliwiają powiązania między sąsiednimi populacjami i segmentami w obrębie tej samej populacji, oraz
- (3) Działania w zakresie zarządzania nie tworzą ujścia, które może mieć wpływ na WSO populacji lub jej segmenty, oraz
- (4) Nie powinno być sytuacji gdy poziom danych populacji spada poniżej poziomu jaki występował w momencie wejścia w życie dyrektywy na ich terytorium¹⁴.

Ostatnia kwestia dotyczy aktywnego przywrócenia dużych mięsożerców na obszarach, gdzie są one aktualnie nieobecne. Generalnie nasza ekspertyza popiera wspieranie naturalnej ekspansji i rekolonizacji tak dalece jak to możliwe, ponieważ ponowne wprowadzenie jest bardzo kosztownym i ryzykownym procesem, oraz ponieważ akceptacja społeczna wydaje się być większa w przypadku rekolonizacji naturalnej. Zalecamy aby ponowne wprowadzenie osobników na obszar, na którym są one aktualnie nieobecne, ale były obecne w przeszłości (np. Wyspy Brytyjskie, kraje Beneluxu) nie było traktowane jako zobowiązanie Wspólnoty na mocy dyrektywy siedliskowej, choć oczywiście mogą podjąć takie działania z własnej inicjatywy (tak długo, jak spełniają kryteria proponowane przez grupy specjalistów IUCN ds. reintrodukcji). Ten pogląd znajduje również odzwierciedlenie w Art. 12 sprawozdania końcowego grup roboczych (s. 28), w oparciu o ich interpretację artykułu 22 dyrektywy siedliskowej. Jednak należy podkreślić, że przeniesienie osobników w celu wspierania małych populacji (np. niedźwiedzi w Pirenejach i Alpach) może w rzeczywistości okazać się konieczne, aby zapewnić osiągnięcie lub utrzymanie właściwego stanu ochrony, jeżeli są one geograficznie odizolowane od innych populacji, a dokładnie zaplanowana i starannie ukierunkowana reintrodukcja może być użytecznym narzędziem dla zwiększenia powiązań. Taka sytuacja może mieć również miejsce w przypadku, gdy potrzebna jest pomoc ludzi aby przywrócić powiązania między odizolowanymi populacjami.

6. Kwestie prawne i techniczne planu zarządzania poziomem populacji

6.1 Duże drapieżniki na podstawie dyrektywy siedliskowej oraz innych konwencji

Wszystkie duże drapieżniki zostały opisane w załączniku I (wymagające obszarów Natura 2000) oraz w załączniku IV (ściśle chronione) dyrektywy siedliskowej. Podobnie wilki, niedźwiedzie i rosomaki zostały opisane w załączniku II (ściśle chronione), a ryś euroazjatycki w załączniku III

¹⁴ Wymóg ten wynika z wytycznych zawartych w dokumentach, a zatem formalnie jest niewiążący. Po wielu dyskusjach doszliśmy do wniosku, że to stwierdzenie powinno pozostać częścią ogólnej definicji właściwego stanu ochrony - ale wyjątki powinny być możliwe. Na przykład, jeśli ekologiczna nośność się zmniejsza (przez naturalny spadek gęstości zwierząt na które polują duże drapieżniki), należałoby umożliwić odpowiedni spadek populacji dużych drapieżników. Ponadto, w ramach starannie zaplanowanych działań zarządczych można zaakceptować zmniejszenie populacji jako wyjątkowe działanie. Jednak ważne jest, aby zmiany te nie naruszały innych wymagań dla WPR – tj. populacje muszą być żywotne, a powiązania należy utrzymać.

(chronione) Konwencji Berneńskiej. Jednak istnieje znaczna różnica między krajami, ponieważ wiele z nich posiada odstępstwa w części lub na całym obszarze kraju. Stan dużych drapieżników, które podlegają prawodawstwu międzynarodowemu w 38 europejskich krajach, w których występują, podsumowano w Tabeli 5.

6.2 Prawne aspekty zarządzania poziomem populacji

Formalnie dyrektywa siedliskowa nie określa wyraźnie, że właściwy stan ochrony powinien zostać osiągnięty na poziomie populacji. Procedury sprawozdawcze wymagają, aby oceniać właściwy stan ochrony w każdym kraju (lub w każdym regionie biogeograficznym we wszystkich krajach), wskazując, iż ma to na celu działalność na poziomie krajowym i regionalnym. Skala aspektów może odpowiadać szerokiemu zakresowi mniejszych gatunków, ale duże drapieżniki prezentują szeroki zakres wyjątkowych wyzwań. Duże drapieżniki poruszają się zwykle po ogromnych obszarach i występują na terenach o rzadkiej zabudowie. Oznacza to, że wiele (prawdopodobnie większość) krajów nie jest w stanie zapewnić miejsca tyłu drapieżnikom, aby populacja osiągnęła właściwy stan ochrony. Aby osiągnąć cel dyrektywy dla grup gatunków, takich jak duże drapieżniki, trzeba wziąć pod uwagę skalę przestrzenną obejmującą granice. Określono to w preambule dyrektywy jako jeden z głównych celów niniejszej dyrektywy¹⁵. Plany zarządzania poziomem populacji mogą być postrzegane jako sposób osiągnięcia celu. Komisja mówi również w specyfikacjach technicznych o ofercie tego projektu, że *„nadzór nad zarządzaniem na granicach państw może być sposobem na utrzymanie żywotnych populacji przez długi czas, to sposób, który jest ważny, aby włączyć ochronę dużych drapieżników do szerszego zakresu obejmującego ochronę różnorodności biologicznej”*. Jednak Komisja Europejska wymaga określonego prawnego wyjaśnienia dotyczącego proponowanych praktyk, aby przyłączyć ocenę właściwego stanu ochrony do poziomu populacji, co w niektórych przypadkach może zwolnić państwa członkowskie z wypełniania tego obowiązku we własnym zakresie.

Wszystkie kraje UE są również sygnatariuszami Konwencji Berneńskiej. Konwencja Berneńska kładzie znaczny nacisk na potrzebę rozwoju podejść transgranicznych w preambule oraz artykułach 1, 10 i 11. Rekomendacja nr 115 (2005 r.) wzywa również kraje do pracy w kierunku planów działań transgranicznych dla dużych drapieżników, a temat ten wzięto pod uwagę na warsztatach zorganizowanych w Słowenii w 2005 r. (Bath 2005 r.). Ponadto większość państw UE to sygnatariusze Konwencji Bońskiej, która jest specjalnie dostosowana do gatunków wędrownych, przekraczających granice państw. Konwencja Bońska pozwoliła również krajom współdzielącym populacje wędrowne, aby podpisały prawnie wiążące traktaty w celu określania zarządzania tymi gatunkami. Mimo iż przemieszczanie się dużych drapieżników przez granice nie wynika z wyraźnie określonej definicji migracji sezonowych, warto zbadać potencjał, aby wykorzystać tę konwencję, którą zastosowano już do kilku podobnych kwestii. Połączone siły dyrektywy siedliskowej oraz dwóch konwencji o ochronie przyrody powinny wystarczyć do zmotywowania krajów UE, aby stworzyły plany zarządzania poziomem populacji, zwłaszcza jeśli tym samym uzyskają pozwolenie na zastosowanie bardziej elastycznych praktyk zarządzania niż tych dopuszczalnych przez określone perspektywy krajowe. Ponadto Konwencja Berneńska i Bońska powinny posłużyć za przydatne ramy do nakłonienia państw spoza Unii Europejskiej do wzięcia udziału w tych planach. Mimo iż wielu sygnatariuszy Konwencji Berneńskiej wystosowało zastrzeżenia dotyczące umieszczenia wilków i niedźwiedzi w załączniku II, te gatunki są wciąż objęte głównymi celami konwencji, co

¹⁵ „Jeśli się weźmie pod uwagę, iż zagrożone siedliska i gatunki tworzą część dziedzictwa naturalnego Wspólnoty i że dotyczące ich zagrożenia mają często charakter transgraniczny, konieczne jest w celu ich ochrony podjęcie środków na poziomie wspólnotowym”

przedstawiono w artykule 1 i 2. Niestety trzy kluczowe kraje nie są objęte żadną z tych konwencji lub dyrektyw – Bośnia i Hercegowina, Czarnogóra i Rosja. Włączenie tych państw będzie wymagało wprowadzenia nowych sposobów rozwiązania wielu problemów. Jedyny międzynarodowy dokument dotyczący ochrony, który podpisały te kraje to Konwencja o różnorodności biologicznej.

W przypadku braku możliwości uzyskania porozumienia transgranicznego z takimi sąsiadami dotyczącego zarządzania, trzeba wykonać minimalny krok, aby krajowe plany zależały od danego stanu (tendencji, liczb, rozmieszczenia) drapieżników na granicy. To pozwoliłoby dostosować krajowe plany do zmiany stanu po drugiej stronie granicy. Taka współpraca wymagałaby dostępu do danych z aktualnego monitorowania lub badań, które wymagają współpracy między badaczami i ekspertami, co zwykle dobrze funkcjonuje na granicach.

6.3 Ekonomia ochrony dużych drapieżników

Ochrona dużych drapieżników może być kosztowna. Zadania, które wydają się proste, takie jak monitorowanie rozmiaru i rozmieszczenia populacji mogą być bardzo drogie pod względem logistycznym. Pozostałe zadania, takie jak przeprowadzanie badań o wymiarze ekologicznym, genetycznym lub ludzkim oraz wypłata odszkodowania za szkody lub finansowanie opracowania sposobów łagodzenia konfliktu mogą kosztować poszczególne państwa kilka milionów euro rocznie. Obecnie istnieje wyraźna prawidłowość, według której w biedniejszych krajach Europy Wschodniej i Południowej występują największe populacje dużych drapieżników. Jednym z możliwych mechanizmów przywrócenia równowagi w krajach członkowskich jest włączenie kwestii dużych drapieżników w plany wykorzystania funduszy Programu rozwoju obszarów wiejskich UE oraz wystąpienie o dofinansowanie ze strony LIFE+. Program LIFE-Natura został wsparty przez wiele projektów, w wyniku których opracowano najlepsze praktyczne wytyczne do rozwiązywania konfliktów związanych z dużymi drapieżnikami. Komisja przeprowadziła wewnętrzną dyskusję pomiędzy wydziałem środowiska i rolnictwa podczas opracowywania krajowych programów na fundusze rozwoju obszarów wiejskich przed rozpoczęciem rozmów z państwami członkowskimi. Rozmowy te skupiają się na zasadzie wzajemnej zgodności i obejmują zapewnienie, że program Natura 2000 i szersze kwestie różnorodności biologicznej zostaną objęte krajowymi programami. Jednak na koniec to władze krajowe decydują, jakie środki zostaną sfinansowane. Komisja zorganizowała również warsztaty na temat finansowania programu Natura 2000 we wszystkich państwach członkowskich, aby omówić możliwości finansowania UE w celu wdrożenia dwóch (ptasiej i siedliskowej) dyrektyw dotyczących natury.

6.4 Odstępstwa wobec ściśle chronionych gatunków objętych dyrektywą siedliskową

Jak widzieliśmy, duże drapieżniki jako grupa gatunków stanowią wiele unikatowych wyzwań, gdy próbujemy je ochraniać w zatłoczonych, zdominowanych przez człowieka i wysoce zmodyfikowanych ekosystemach, takich jak europejski. Wyzwania te obejmują ich możliwości lokalnego wpływu na (1) zwierzęta gospodarskie, (2) gatunki ofiar, które stanowią cenne zdobycze dziczyzny dla myśliwych, (3) strach, który wywołują u wielu ludzi, (4) związek z szerokim zakresem konfliktów społecznych oraz (5) fakt, iż w bardzo rzadkich przypadkach wilki i niedźwiedzie mogą stanowić zagrożenie ludzkiego bezpieczeństwa poprzez zaatakowanie ludzi, a atakujące wilki mogą być nosicielami chorób, takich jak wścieklizna (Kaczensky 1999 r., Linnell i in. 2002 r., 2005 r., Skogen 2003 r., Skogen i Kränge 2003 r., Swenson i in. 1999 r.). W przypadku wielu konfliktów istnieje szeroki zakres potencjalnych środków łagodzących, których można użyć do zmniejszenia poziomu konfliktu. Na przykład istnieje wiele nowoczesnych i tradycyjnych metod, które mają pomóc zwierzętom gospodarskim uchronić się przed atakiem ze strony dużych drapieżników. Ogrodzenie

pod napięciem i wykorzystanie pasterzy wraz z psami pasterskimi to dwie metody, które w wielu warunkach okazały się wyjątkowo efektywne. Konflikty społeczne i strach mogą zostać przynajmniej częściowo zredukowane poprzez rozwój kampanii edukacyjnych i różne formy struktur komunikacji. Zgodnie z tekstem dyrektywy siedliskowej w zakresie stosowanych odstępstw ważne jest, aby państwa członkowskie oceniły potencjalną użyteczność istniejących środków łagodzących.

Jednak możliwość wystąpienia takich konfliktów wymaga, aby w szczególnych okolicznościach uznana została za kompatybilną z ochroną, a nawet wskazane jest, aby uzyskały akceptację społeczną na zarządzanie, aby wybiórczo usuwać konkretne osobniki lub zmniejszać ich liczbę oraz / lub rozmieszczenie na konkretnych poziomach poprzez działania zarządzające. Poza kilkoma wyjątkowymi sytuacjami, podczas których możliwe jest wykorzystanie translokacji i wypłoszenie potencjalnie niebezpiecznych zwierząt, kontrola śmiertelności pozostaje jedyną praktyczną metodą do wykorzystania podczas tego zadania (Linnell i in. 1997 r.). Dyrektywa siedliskowa uznaje w ramach artykułu o odstępstwach, że można zabić zwierzę dopiero po spełnieniu trzech warunków zawartych w artykule: 1) nie istnieje żadne inne rozwiązanie, 2) wpływ na właściwy stan ochrony jest niewielki oraz 3) wystąpił jeden z pięciu powodów odstępstw. Ponadto w wielu europejskich kulturach, gdzie żyje wiele dużych drapieżników, istnieje tradycja polegająca na tym, że myśliwi polują na duże drapieżniki dla rekreacji lub trofeów. W różnych środowiskach polowanie na drapieżniki (również ekoturystyka związana z drapieżnikami) jest powiązane ze znacznymi korzyściami ekonomicznymi i w wielu sytuacjach uznaje się je za niezwykle ważny sposób uzyskiwania akceptacji społecznej dotyczącej obecności tych gatunków (Hofer 2002, Knapp 2006 r.).

Z konserwatywnego punktu widzenia nie istnieje żaden powód, dlaczego populacje dużych drapieżników nie mogą tolerować niektórych poziomów kontroli śmiertelności lub nie mogą być zarządzane za pomocą tego samego systemu co dzięki parzystokopytne lub ptaki łowne, przy założeniu, że system jest dobrze zarządzany. Odpowiednie zarządzanie w takiej sytuacji wymaga efektywnego monitorowania rozmiaru populacji, ustanowienia odpowiednich limitów i sezonów łowieckich oraz skrupulatnego egzekwowania tych przepisów. Innymi słowy, jeśli zarządzanie systemem polowań będzie odpowiednio zorganizowane, wówczas może być potencjalnie zrównoważone. Oprócz zrównoważenia nowoczesne normy etyczne wymagają, aby metody polowań były jak najbardziej humanitarne. Sąd orzekający C-342/05 potwierdził również (ustęp 45), że wykorzystanie maksymalnych ograniczeń regionalnych w celu zabicia kilku wilków w okręgu ochrony zwierzyny łownej nie jest sprzeczne z artykułem 16(1) dyrektywy siedliskowej. Przykład pochodzi z praktyki fińskiej, gdzie limit ustalany jest według liczby osobników, które mogą zostać zabite, nie narażając danych gatunków (limity są szacowane przez krajową instytucję badawczą). Uznaje się go za ramy, w obrębie których okręgi ochrony zwierzyny łownej mogą wydawać pozwolenia na kontrolę śmiertelności, gdzie dodatkowo spełnione są warunki z artykułu 16(1) dyrektywy.

Jednak w większej części Europy cztery gatunki dużych drapieżników, które tu omawiamy, zostały wymienione w załączniku IV, co oznacza, że podlegają one ścisłej ochronie na podstawie artykułu 12 dyrektywy siedliskowej, która zakazuje „*jakichkolwiek form celowego chwytania lub zabijania okazów tych gatunków dziko występujących*” (artykuł 12.1(a)). Artykuł 16 dyrektywy siedliskowej przewiduje możliwość odstępstw od artykułu 12, aby pozwolić na działania, które w innym wypadku byłyby zakazane. Zakres wykorzystania tych odstępstw w celu kontroli lub polowań na duże drapieżniki przez długi czas był przedmiotem sporu. Ostatnio Komisja przedstawiła dwa dokumenty, które powinny jasno określić niektóre kwestie. To raporty ostateczne grupy roboczej artykułu 12 „Wkład do interpretacji ścisłej ochrony gatunków” oraz „Wytyczne w sprawie ścisłej

ochrony gatunków zwierząt ważnych dla Wspólnoty zawarte w dyrektywie siedliskowej 92/43/EWG – wersja piąta”, oba datowane na kwiecień 2005 r.

Raport ostateczny w części wprowadzającej podkreśla potrzebę, aby do dyrektywy siedliskowej wykorzystać pragmatyczne i elastyczne rozwiązanie. „*Trzeba zapewnić praktyczne wdrożenie, które oparte jest na wsparciu publicznym i które zapobiegnie niepotrzebnym konfliktom, które mogą przeciwdziałać ogólnemu celowi dyrektywy*”. Znaczenie tego typu kwestii, jakie tu omawiamy, zostało podkreślone poprzez stwierdzenie, że „*Grupa robocza musi dokładnie zbadać możliwości wykorzystania elastycznego sposobu do ochrony gatunków wymienionych w załączniku IV, które występują licznie na danym regionie lub w danym kraju*”.

Zastosowanie odstępstw zależy od właściwych władz krajowych, które określają, jakie trzy warunki powinny zostać spełnione. Pierwszym warunkiem jest przedstawienie powodu chęci zastosowania odstępstwa. Sedno tego pretekstu zależy od interpretacji pięciu potencjalnych sytuacji wymienionych w artykule 16, w których można zastosować odstępstwa. Są to:

- (a) „W interesie ochrony dzikiej fauny i flory oraz ochrony siedlisk przyrodniczych”;
- (b) „Aby zapobiec poważnym szkodom, w szczególności w odniesieniu do upraw, zwierząt gospodarskich, lasów, połowów ryb, wód oraz innych rodzajów własności”;
- (c) „W interesie zdrowia i bezpieczeństwa publicznego lub z innych powodów o charakterze zasadniczym wynikających z nadrzędnego interesu publicznego, w tym z powodów o charakterze społecznym lub gospodarczym oraz powodów związanych z korzystnymi skutkami o podstawowym znaczeniu dla środowiska”;
- (d) „Do celów związanych z badaniami i edukacją, z odbudową populacji i ponownym wprowadzeniem określonych gatunków oraz dla koniecznych do tych celów działań reprodukcyjnych, włączając w to sztuczne rozmnażanie roślin”;
- (e) „Aby umożliwić, w ściśle nadzorowanych warunkach, w sposób wybiórczy i w ograniczonym stopniu, pozyskiwanie lub przetrzymywanie niektórych okazów gatunków wymienionych w załączniku IV, w ograniczonej liczbie określonej przez właściwe władze krajowe”.

Po zrozumieniu kwestii związanych z ochroną dużych drapieżników można zaobserwować wszystkie te argumenty podczas różnych sytuacji w Europie. Uzasadnienie (a) jest rzadko używane, ale istnieją potencjalne sytuacje, podczas których rzadkie gatunki ofiar mogą być lokalnie zagrożone przez liczniejsze gatunki drapieżników (np. Kojola i in. 2004 r.). Uzasadnienie (2) odnosi się tylko do sytuacji, gdy osobniki wykorzystuje się w celach ochronno-translokacyjnych (Breitenmoser i in. 2001 r.) lub podczas łapania zwierzęcia w celu założenia obrożi elektrycznej (co również formalnie uznaje się za odstępstwo). Mało prawdopodobne jest, iż zabijanie dużych drapieżników wyłącznie dla celów badań zostanie uznane za akceptowalne przez komisje etyczne do spraw badań w nowoczesnej Europie – ale oczywiście nie stanowi to przeszkody w wykorzystaniu do badań padliny i próbek zwierząt zabitych na podstawie innego uzasadnienia. W rzeczywistości powinno się zachęcać do jak najczęstszego wykorzystania takich osobników. Uzasadnienie (b) stosuje się najczęściej ze względu na możliwość zaatakowania przez duże drapieżniki zwierząt gospodarskich (zwłaszcza owiec i na wół udomowionych reniferów) oraz zwierząt domowych. Ważnym elementem jest stwierdzenie, że uzasadnienie to ma na celu zapobiegać poważnym szkodom, a nie tylko odpowiadać na te, które już się pojawiły. Grupa robocza potwierdziła tę interpretację¹⁶. Tym samym uzasadnienie to może być stosowane do prób i selektywnego usuwania konkretnych osobników, które są podejrzewane o

¹⁶ Tę opinię poparł ostatnio Europejski sąd orzekający w sprawie (C-342/05) (14 lipca 2007 r.) na niekorzyść Finlandii

nieproporcjonalne szkody na zwierzętach gospodarczych (tak zwane „problematyczne osobniki”) oraz do utrzymywania drapieżników z dala obszarów, na których znajduje się wiele zwierząt gospodarskich lub ograniczenia populacji drapieżników do poziomu, który utrzyma szkody na akceptowalnym poziomie (Linnell i in. 1999 r., 2005 r., Odden i in. 2002 r., Sagor i in. 1997 r., Stahl i in. 2001 r.). Trudno określić, jak wielka szkoda uznawana jest za poważną szkodę, ponieważ to zależy od miejscowego poziomu akceptacji, ale musi mieć poważny charakter. W dyrektywie ptasiej są takie same postanowienia „w celu zapobiegania poważnym szkodom w odniesieniu do zbóż...”. Według punktu 3.5.11 wytycznych dotyczących polowania na podstawie dyrektywy ptasiej „Podczas wprowadzania dyrektywy ptasiej sąd orzekający w sprawie 247/85 zwrócił uwagę, że celem tego przepisu „zapobiegania poważnym szkodom” dyrektywy ptasiej nie jest zapobieganie zagrożeniu drobną szkodą. Zwykła uciążliwość i normalne ryzyko nie powinny podlegać tym odstępstwom”. Uzasadnienie (c) może zostać wykorzystane w celu ograniczenia drapieżnictwa na dzikich gatunkach łownych, jeśli mogłyby kiedyś zostać przedstawione jako działania wynikające z nadrzędnego interesu publicznego. Jednak bardziej prawdopodobne jest wykorzystanie go do usunięcia wściekłych, agresywnych, przyzwyczajonych lub innych konkretnych osobników, które wykazują zachowanie niepożądane. Wreszcie uzasadnienie (e) można wykorzystać w celu uzasadnienia dokładnie regulowanych przepisów polowań na niektóre zwierzęta. Uzasadnienia (c) i (e) mogą obejmować przypadki, podczas których faktyczne polowanie musi uzyskać lokalną ekceptację na duże osobniki wśród mieszkańców obszarów wiejskich. Ta sytuacja występuje w wielu krajach nordyckich i wschodnioeuropejskich oraz została dobrze udokumentowana w badaniach społecznych. W rzeczywistości Łotwa usprawiedliwiła dalsze polowania na rysia uzasadnieniem (e) (Ozolins 2001 r.) i ten przykład został uznany za efektywną demonstrację dobrze uzasadnionego wykorzystania punktu odstępstw (e) przez grupę roboczą artykułu 12. Jednak wydaje się mało prawdopodobne, że zwykła „chęć” kontynuowania polowań może być uzasadniona zgodnie z oryginalnymi zamierzeniami dyrektywy. Podsumowując, może wystąpić wiele sytuacji, w których obecne jest jedno lub więcej uzasadnień.

Drugim warunkiem jest potrzeba demonstracji, że nie istnieje „żadna inna satysfakcjonująca alternatywa” poza odstępstwem, w tym przypadku, kontrola śmiertelności. Możliwe, że ta kwestia będzie omawiana w przypadkach, gdy odstępstwa są pożądane w celu zmniejszenia szkód na zwierzętach gospodarskich. Istnieje wiele wypróbowanych i pewnych metod, które mają dobrze udokumentowaną możliwość zmniejszenia szkód na zwierzętach gospodarskich do bardzo niskiego poziomu (Linnell i in. 1996 r., Breitenmoser i in. 2005 r.). Jednak wprowadzenie ich do wielu powstających systemów hodowli zwierząt gospodarskich może wymagać dużych i bardzo kosztownych zmian w praktykach hodowlanych w przypadku zastosowania ich na dużą skalę. Czy bariery ekonomiczne mogą zostać uznane za „niasatysfakcjonującą alternatywą” to kwestia nierozstrzygnięta. Grupa robocza artykułu 12 jasno stwierdziła, że na podstawie zasady subsydiarności to do poszczególnych krajowych systemów prawnych należy zarządzanie tym, co jest uznane za satysfakcjonujące („Zgodnie z zasadą subsydiarności to w kompetencjach władz krajowych leży przeprowadzanie potrzebnych porównań oraz opracowywania alternatywnych rozwiązań”. s. 60). Jednak grupa robocza podkreśliła, że odstępstwo to ostateczność i ograniczone rozwiązanie problemu („Jeżeli chodzi o czynniki, na podstawie których powinno się ocenić istnienie kolejnego satysfakcjonującego rozwiązania, wiadomo, że to sprawa dla sądu krajowego. Ocena satysfakcjonującego lub nie charakteru alternatywy podczas danej sytuacji musi opierać się na obiektywnie wiarygodnych czynnikach, takich jak kwestie naukowe i techniczne. Ponadto ostatecznie wybrane rozwiązanie, mimo iż obejmuje odstępstwo, musi być obiektywnie ograniczone do zakresu niezbędnego do rozwiązania konkretnego problemu lub sytuacji” (s. 60)).

Trzecim warunkiem jest potrzeba zademonstrowania, że odstępstwo nie będzie miało szkodliwego wpływu na stan ochrony gatunków. Grupa robocza wskazała, że proces ten powinien przede wszystkim określać stan ochrony gatunków oraz analizować wpływ odstępstwa na ten stan. W wytycznych podkreślono, iż ocena powinna uwzględniać kilka skal, ale poziom populacji powinien być priorytetowy – wyraźnie podając przykład kręgowców o szerokim zasięgu i populacje transgraniczne. Kwestią, która dotyczy ochrony dużych drapieżników jest to, że grupa robocza wywnioskowała również, że nie jest konieczne, aby docelowa populacja gatunku posiadała właściwy stan ochrony¹⁷ do danego odstępstwa, ale na podstawie zasady proporcjonalności pod takimi warunkami argumenty powinny być silne, a działania ograniczone. Ważne, aby wpływ na takie działania był dokładnie monitorowany. Grupa robocza artykułu 12 podkreśliła również, że wymagany jest szczegółowy plan ochrony / zarządzania w celu zapewnienia, że nie istnieje żaden szkodliwy skutek. To główny argument za rozwojem planu zarządzania poziomem populacji transgranicznych po zaleceniu, że populacja jest najbardziej odpowiednią skalą do oceny tego skutku oraz że wiele dużych europejskich populacji drapieżników jest z natury transgraniczna. W rzeczywistości plan zarządzania poziomem populacji jest praktycznie niezbędny do zapewnienia, że suma wszystkich odstępstw nie ma szkodliwego skutku. W przypadku populacji, u których oceniono właściwy stan ochrony za pomocą ilościowej analizy żywotności populacji można przedstawić wpływ proponowanych działań zarządzających na zagrożenie wyginięciem.

Podsumowując, artykuł 16 przewiduje zakres pozwolenia na wykorzystanie kontroli śmiertelności, a nawet utrzymanie działań de facto łowieckich dla gatunków wymienionych w załączniku IV w przypadku, gdy zostaną spełnione trzy warunki. W 2003 roku na posiedzeniu Komisji Europejskiej w Junta de Castilla y Leon w Hiszpanii wysnuto następujące wnioski w odpowiedzi na prośbę zezwolenia polowań na wilki, które zostały wymienione w załączniku IV – „*Tam, gdzie opracowano plany działań, które zapewniają populacjom wilka właściwy stan ochrony, artykuł 16 dyrektywy siedliskowej przewiduje wystarczającą elastyczność, aby pozwolić na wymagane zarządzanie populacją. Może to obejmować pozwolenie na kontrolowane limity polowań*”. Przypomina to Konwencję Berneńską, która również pozwala na taką elastyczność (Shine 2005 r.).

7. Rozwój planów zarządzania poziomem populacji

W tym rozdziale znajdują się wytyczne do procesu, który powinien zostać zastosowany oraz do produktu, który powinien zostać wyprodukowany. Potrzeba współpracy transgranicznej będzie dotyczyć zarówno granic międzynarodowych, jak i tych między poszczególnymi stanami / regionami autonomicznymi w obrębie państw federalnych (np. Hiszpania, Włochy, Niemcy, Austria). Jednak ze względu na zwięźłość tekstu zajmiemy się tylko kwestią międzynarodową, mimo iż wszystko, co stosuje się do międzynarodowej współpracy transgranicznej stosuje się również do kwestii wewnątrz krajowych.

7.1 Proces

Najważniejszym elementem jest zintegrowanie procesu z produktem. Celem procesu jest rozwój produktu, a uczestnicy procesu powinny mieć realny wpływ na formę, jaką ten produkt przybierze. Doświadczenia z całej Europy pokazują, że dobry proces może pomóc ludziom zaakceptować kontrowersyjny produkt oraz że najlepszy produkt może nie zostać zaakceptowany, jeśli proces zawiera błędy. Zapewnienie zakresu dla uczestnictwa ludności oraz /lub interesariuszy jest ważne, mimo iż istnieje wiele modeli uczestnictwa i różne modele są odpowiednie dla różnych sytuacji.

¹⁷ Tę opinię poparł ostatnio europejski sąd orzekający w sprawie (C-342/05) (14 lipca 2007 r.) na niekorzyść Finlandii

Ogólnie rzecz biorąc, można powiedzieć, że im bardziej kontrowersyjny temat, tym większa potrzeba procesu publicznego.

- Mimo iż potrzebny jest wkład ludności / interesariuszy, nie można dać im czystej karty do negocjacji. Dyrektywa siedliskowa, inne międzynarodowe traktaty, takie jak Konwencja Berneńska i Bońska oraz szeroki zakres przepisów krajowych i regionalnych zapewniają warunek konieczny do ochrony dużych drapieżników. Tym samym dyskusje dotyczą nie tego, czy drapieżniki powinny być chronione, ale tego, jak osiągnąć ten cel w jak najlepszy możliwy sposób.
- Powinno się podkreślić, iż celem jest stworzenie instrumentu technicznego do zarządzania – tj. planu zarządzania, nie dokumentu politycznego, ponieważ polityka już istnieje.
- Potrzebne będą dwa równoległe prowadzone procesy. Zewnętrzny proces międzynarodowy będzie musiał zostać przeprowadzony równocześnie z procesami wewnątrz krajowymi. Jednak w przypadku, gdy ukończono dobry proces krajowy mający na celu stworzenie obecnego krajowego planu zarządzania, możliwe, że nie będzie konieczne przeprowadzenie tak rozległego procesu, jak w przypadku, gdy nie przeprowadzono wcześniej żadnego procesu krajowego. Międzynarodowy proces powinien zharmonizować obecne plany krajowe i zwrócić się do odpowiednich interesariuszy w celu konsultacji na temat jakichkolwiek wymaganych zmian. W przypadku krajów o strukturze federalnej ważne, aby wszystkie odpowiednie stany zostały objęte procesem dotyczącym radzenia sobie z międzynarodowym sąsiadem.
- Obecnie wiele populacji dużych europejskich drapieżników się powiększa. Ponadto istnieje kilka regionów w Europie, w których obecnie nie występują duże drapieżniki, ale które będą musiały w przyszłości odegrać główne rolę w zapewnieniu łączności między sąsiadującymi ze sobą populacjami. Dlatego też ważne jest, by zaangażować agencje zarządzające z obszarów sąsiadujących z obecnym zasięgiem, ponieważ te obszary mogą wkrótce przejąć rozprzestrzeniające się osobniki.
- Ważne jest usprawnienie procesów. Jakiegokolwiek forum dyskusyjne angażujące społeczeństwo, interesariuszy lub inne agencje zarządzające powinien wesprzeć wykwalifikowany i bezstronny pomocnik. W przypadku, gdy pojawiłyby się różnice zdań dotyczące podstawowych faktów lub ich interpretacji, możliwe, że wystąpi konieczność, aby zwołać niewielką grupę międzynarodowych ekspertów, którzy ocenią dostępne dane.
- W obrębie każdej populacji dużych drapieżników jeden kraj lub stan powinien przejąć inicjatywę. Może to być kraj o największej liczbie drapieżników lub ten, który uzyska najwięcej w wyniku współpracy.
- Osiągnięcie porozumienia będzie łatwiejsze, jeśli Komisja zastosuje zachęty. Prawdopodobnie najbardziej atrakcyjną zachętą jest ta, iż współpraca zapewni Komisji większą elastyczność w zarządzaniu i wolność, co zachęci do pracy nad poziomem populacji, jak udowodniła inicjatywa mająca na celu przygotowanie tych wytycznych. Na przykład, jeśli nie można zarządzać całą populacją, wzmocni to właściwy stan ochrony i pozwoli państwom uczestniczącym na bardziej lokalną elastyczność w zarządzaniu ich segmentem / segmentami populacji. Możliwość zmiany oznaczeń załączników (np. zmiany między załącznikiem IV i V) konkretnego gatunku w konkretnej populacji lub wyjaśnienia akceptowalnych praktyk zarządzania w obrębie istniejących oznaczeń również może zachęcić do współpracy. Ponadto postanowienie dotyczące środków centralnych (tj. poprzez Program rozwoju obszarów

wiejskich i LIFE+), aby zrekompensować wysokie koszty ochrony dużych drapieżników również sprzyjałoby współpracy, jeśli środki te byłyby uzależnione od przyjęcia planów zarządzania poziomem populacji.

- Ochrona dużych drapieżników wymaga współpracy różnych sektorów. Dlatego też każdy skuteczny proces planowania powinien angażować przedstawicieli środowiska, rolnictwa, leśnictwa, turystyki oraz infrastruktury / transportu.
- Większość głównych populacji dużych drapieżników w Europie występuje w krajach, które nie są członkami UE. Kraje te muszą zostać objęte procesem za pomocą nowych dyplomatycznych sposobów, ponieważ o ich współpracę można tylko prosić, a nie jej wymagać. W przypadku krajów, które są sygnatariuszami Konwencji Berneńskiej, możliwe powinno być zachęcanie do uczestnictwa, jeśli konwencja ta również może przyjąć te wytyczne. Rekomendacja nr 115 (2005 r.) w zakresie ochrony i zarządzania transgranicznymi populacjami dużych ssaków drapieżnych przebyła długą drogę z sekretariatu Konwencji Berneńskiej w kierunku zachęcania do tego procesu. W przypadku krajów, które nie są sygnatariuszami Konwencji Berneńskiej, możliwa będzie konieczność znalezienia innych inicjatyw w celu zachęcenia ich do dobrowolnego uczestnictwa. Odpowiednią platformą do wykorzystania może być Konwencja Bońska, podobnie jak Konwencja o różnorodności biologicznej.
- Warto pomóc uczestnikom w wizualizacji konsekwencji różnych decyzji lub alternatywnych sposobów zarządzania, zapewniając na każdych warsztatach jakieś pomoce wizualne oparte na Systemie Informacji Geograficznej, które ukazują rozmieszczenie dużych drapieżników i potencjalne siedliska. Warto wykorzystać kilka podstawowych modeli populacji, które wskażą konsekwencje różnych scenariuszy rozmiarów populacji i zarządzania. W końcu będzie można zintegrować złożone ćwiczenia modelowania z podstawowymi danymi dotyczącymi planów rozwoju infrastruktury, użytkowania gruntów przez ludzi i tendencji populacji ludzkiej (np. Westley i Miller 2003 r.). Całe środowisko modelowe może pomóc zwizualizować wpływ alternatywnych strategii zarządzania i scenariuszy. Skuteczne wykorzystanie tych narzędzi wymaga konkretnego planowania przed warsztatami, ale powinno być bardzo skuteczne, aby połączyć wiele różnych kwestii, które muszą zrównoważyć skuteczny proces planowania. Sposób ten powinien również pomóc w przekazaniu nauki decydentom oraz podmiotom zarządzającym.
- Chociaż plany te mogą dotyczyć jednego gatunku, na obszarach o dwóch lub większej ilości gatunków występujących drapieżników byłoby logiczne, aby rozważyć stworzenie planu wielogatunkowego. Należy rozważyć możliwe synergie. Jednak różne gatunki związane są z różnymi ekologicznymi wymaganiami i różnymi konfliktami, najbardziej kontrowersyjne są wilki, a najmniej rysie.
- Powinno się podkreślić, iż te plany zarządzania poziomem populacji reprezentują zestaw minimalnych kwestii, które powinny zostać uzgodnione przez odpowiedzialne agencje, które mają swój udział w populacji, aby zapewnić skuteczne podejście do poziomu populacji. Należy podkreślić, że w obrębie danej populacji mogą wystąpić znaczne różnice w systemie zarządzania i jest to akceptowalne, dopóki plan ogólny (który może również mieć formę porozumienia pomiędzy sąsiednimi administracjami) będzie koordynowany, aby pracować w kierunku osiągnięcia wspólnego celu dotyczącego utrzymywania i wzmacniania właściwego stanu ochrony danych gatunków. Możliwość pozwolenia na elastyczne zarządzanie powinna pomóc w osiągnięciu kompromisu.

- Najważniejsze jest, aby uzyskać ten typ planu zarządzania dla oddzielnych populacji (wymienionych w tabelach 1-4), które charakteryzują się mniej więcej stałym rozmieszczeniem wzdłuż granic. Jednak ważne jest również, aby rozważyć łączność między populacjami w większej metapopulacji. Dlatego też powinno się przeprowadzić różne procesy dla różnych populacji. W przypadku, gdy liczba różnych oddzielnych populacji znajduje się w zakresie istniejącego parasola obecnych tradycji współpracy - takich jak Konwencja Alpejska i SCALP¹⁸ dla rysia – istnieje pomysł, aby przeprowadzić proces dla wszystkich populacji, które mieszczą się w zakresie tego parasola.

7.2 Produkt

Poniższa tabela jest szablonem wyjściowym do tematów, które powinien obejmować plan zarządzania tranzgranicznego. Powinny się w nim znajdować trzy rozdziały: podstawowe informacje; przygotowanie celów mierzalnych, określonych w czasie i z wyraźnie określoną przestrzenią; oraz zestaw działań potrzebnych do osiągnięcia tych celów.

¹⁸ SCALP = Stan i ochrona populacji rysia alpejskiego („Status and Conservation of the Alpine Lynx Population”) to istniejąca koncepcja, która ma na celu koordynację monitorowania i ochrony rysia euroazjatyckiego w krajach alpejskich.

Tytuł	Uwagi wyjaśniające
1. Tło	Niniejsza sekcja podsumowuje podstawowe informacje dotyczące konkretnej populacji i jej kontekstu meta populacji. Sekcja ta ma służyć jako odniesienie dla poparcia celów i działań związanych, które pojawiają się później w dokumencie, ma także zwiększyć przejrzystość, wiarygodność i mocy całego planu. Ważnym jest określenie podobieństw i różnic w okolicznościach pomiędzy różnymi jednostkami zarządzania. Obejmie ono następujące sekcje.
1.1. Definicja populacji	Opisuje granice geograficzne populacji, gdzie jest to możliwe rozróżniając pomiędzy (1) rozmieszczeniem reprodukcyjnej części populacji, (2) ogółem obszaru regularnego występowania mieszkańców i (3) obszarami, na których osobniki, takie jak rozprzestrzeniające się, czasem pokazują się. Jeśli rozmieszczenie zwierząt w populacji jest bryłowe, w takim przypadku te segmenty populacji muszą zostać opisane.
1.2. Jednostki zarządzania	Opisuje istniejące jednostki zarządzania - takie jak granice państwowe i wojewódzkie, granice jednostek zarządzania przyrodą lub granice obszaru chronionego, które nakładają się na tę dystrybucję.
1.3. Opis populacji	Opisuje historię, stan, trend i ekologię populacji. Jeśli dostępne są jakiegokolwiek dane o parametrach demograficznych (reprodukcja lub śmiertelność) powinny zostać zebrane i przedstawione. Tak samo, dane szczegółów czasu, tak dokładne jak to możliwe, dotyczące trendów populacji i ewentualnych zniw ludzkich powinny być zebrane w najdokładniejszej skali przestrzennej jak to możliwe. Specjalny nacisk powinien zostać położony na opisanie metod prowadzenia badań / monitorowania / spisu, które zostały użyte tak, aby możliwa była ocena jakości danych.
1.4 Opis siedliska	Opisuje jakość siedliska wewnątrz granic geograficznych populacji oraz na terenach okolicznych, na których możliwa jest ekspansja. Przedstawia dane dotyczące parametrów antropogenicznych (populacja człowieka, infrastruktura, rolnictwo, użytkowanie gruntów) i biologicznych (pokrycie lasami, dystrybucja zdobyczy).
1.5 Kontekst kontynentalny	Opisuje istniejące i potencjalne związki z populacjami sąsiadującymi wewnątrz meta populacji. Ocenia wagę tej populacji w kontekście europejskim - zarówno pod względem liczebności jak i połączeń.
1.6 Obecne zarządzanie	
1. 6. 1 Stan prawny i systemy zarządzania	Opisuje obecne praktyki zarządzania w każdej jednostce zarządzania.
1.6.2 Szkody i spory	Podsumowuje dane z różnych sporów, do których doszło oraz ze sposobów jakimi je załagodowano.
1.6.3 Przeszkody w ochronie	Identyfikuje główne zagrożenia, czynniki ograniczające i przeszkody na drodze skutecznej ochrony w regionie. Metody SWOT lub DSPIR mogą być zastosowane do nadania niniejszej debacie struktury.
1.6.4 Status ochrony	Podsumowuje status ochrony populacji i wszelkich środków ochrony, które zostały podjęte w ostatnim czasie w celu poprawy statusu.
2. Definicje celów i założeń	
2.1 Określenie ogólnej wizji	W tej sekcji opracowana jest ogólna wizja oraz założenia i cele mierzalne w czasie i przestrzeni, które plan chce osiągnąć. Zawiera następujące podrozdziały. Opracowuje wspólną ogólną wizję dla ochrony dużych drapieżników w regionie ¹⁹ . Sekcja ta mogłaby również zawierać stanowiska dotyczące ochrony dużych drapieżników i powinna odnosić się do innych założeń ochrony i założeń socio-ekonomicznych dla danego regionu.
2.2 Cele mierzalne	Jest to sekcja, w której opracowywane są konkretne, mierzalne cele w ramach ogólnej wizji. Cele te powinny być zorientowane na oddziaływanie (reprezentować pożądane punktu końcowe), mierzalne, ograniczone w czasie, konkretne i wiarygodne. Cele te powinny być oparte o najlepszą dostępną wiedzę naukową, dopasowane to konkretnych gatunków i regionów, obejmować zarówno krótko jak i długoterminowe cele, i wyraźnie przedstawić niejasności (Tear <i>et al.</i> 20 05).
2. 2. 1 Sprzyjająca populacja odniesienia	Opracowuje wspólne rozumienie, jaka będzie wartość prognozy sprzyjającej populacji odniesienia dla danej populacji.
2. 2. 2 Zasięg sprzyjającego odniesienia	Opracowuje wspólne rozumienie tego, jaki będzie próg dystrybucji zasięgu sprzyjającego odniesienia dla danej populacji.
2.2.3 Cele populacji	Bada ile należy wyjść, dla danej populacji, poza poziom prognozy niezbędny do zaspokojenia zobowiązań społeczności.
2. 2. 4 Kryteria skuteczności	Opracowuje zestaw mierzalnych parametrów, takich jak wielkość populacji lub jej trend, poziom zniw, poziomy szkód, kłusownictwa, które mogą zostać użyte do zmierzenia skuteczności działań zarządzania.

¹⁹ Region to zarówno struktura wewnętrzna danej populacji jak i jej zewnętrzne połączenia z populacjami sąsiadującymi.

2.2.5 Łączność i ekspansja	Opracowuje konkretny plan utrzymania lub wzmocnienia łączności zarówno w konkretnej populacji jak i z populacjami sąsiadującymi. Należy zidentyfikować obszary, na których należy zachęcać do ekspansji lub jej sprzyjać, oraz korzyści kluczowe dla połączeń.
2.2.6 Aspekty przestrzenne zarządzania	Ogólne założenia opracowane w poprzednich sekcjach powinny być rozdyskrebowane w przestrzeni pomiędzy różne jednostki zarządzania, takie jak państwa, stany, województwa, jednostki zarządzania przyrodą czy obszary chronione. Związek pomiędzy tym planem i jakimikolwiek obszarami chronionymi, np. Natura 2000, powinien zostać szczegółowo rozpatrzony. Szczególna uwaga powinna zostać poświęcona integracji potrzeb połączeń populacji z infrastrukturą krajową i planami rozwoju przemysłowego.
3. Działania	Istnieją konkretne punkty działania, które należy rozważyć. Skupiają się na działaniach, które mają zastosowanie głównie do planowania zarządzania poziomem populacji - istnieją także inne działania krajowe, jednak nie wszystkie muszą zostać przygotowane. Działania we wszystkich jednostkach zarządzania nie muszą automatycznie być takie same - jednak powinny być skoordynowane i spójne ze sobą nawzajem. Należy unikać ostrych granic pomiędzy bardzo zróżnicowanymi działaniami.
3.1 Zachowanie zasięgu i wielkości populacji	Wytacza konkretne działania, które będą oddziaływać na populację by zapewnić utrzymanie lub zwiększenie statusu jej ochrony (odpowiednio). Wytacza kroki, które zostaną podjęte by zachować lub zwiększyć wewnętrzne połączenia w obrębie populacji zwłaszcza, jeśli istnieje kilka segmentów tej populacji.
3.2 Utrzymanie i zwiększenie połączeń	Wytacza wszelkie konkretne działania, które zostaną podjęte w celu zachowania lub zwiększania zewnętrznych połączeń z populacjami sąsiadującymi. Opracowuje jasne plany użytkowania terenu dla kluczowych korytarzy. Jeśli translokacja lub reintrodukcja mają zostać wzięte pod uwagę, należy szczegółowo opisać je.
3.3 Dostosowanie ustawodawstwa	Opisuje wszelkie zmiany w ustawodawstwie, które są potrzebne do powstania planu zarządzania poziomem populacji. Należy unikać ostrych granic pomiędzy jednostkami zarządzania o bardzo różniących się przepisach.
3.4 Zapewnienie odpowiedniej bazy dzikiej zdobyczy, dostawy naturalnego pokarmu i jakości siedliska	Opisuje środki, które zostaną powzięte by zapewnić dużym mięsożercom odpowiednią zdobycz i siedliska. W przypadku niedźwiedzi, ważnym jest, aby leśnictwo utrzymywało drzewa stanowiące pokarm oraz, aby polowania i działania leśnicze nie zakłócały spokoju zimujących niedźwiedzi. Dla rysy i wilków kluczowym jest, aby przy ustalaniu limitów polowań na dzikie zwierzęta kopytne brać pod uwagę obecność drapieżników.
3.5 Kontrola szkód i rozwiązywanie sporów	Opisuje, jakimi sposobami łagodzone będą spory oraz jak finansowane będą działania łagodzące. Korzystnym dla podtrzymania poczucia sprawiedliwości byłoby, gdyby mogły być osiągnięte te same lub przynajmniej podobne środki zachęt i poziomy wsparcia we wszystkich jednostkach zarządzania dzielących daną populację.
3.6 Koordynacja odstrzałów / kontrola dużych drapieżników	Kluczowym jest, aby usuwanie dużych mięsożernych było skoordynowane pomiędzy wszystkimi jednostkami zarządzania, które dzielą daną populację. Powinien zostać ustalony limit poziomu populacji dla liczby sztuk, które mogą zostać usunięte w roku. Opracowanie myśli przewodniej stojącej za zastosowaniem odstępstw opiera się na spójnej, mającej odniesienie lokalne myśli przewodniej. Zapewnienie przeprowadzenia na poziomie populacji oceny „braku efektu szkodliwego” przy wnioskowaniu o odstępstwa.
3.7 Egzekwowanie	Raporty o poważnie planowanym egzekwowaniu (przeciwdziałaniu kłusownictwu) i koordynacji pomiędzy jednostkami zarządzania, aby zapewnić, że kłusowanie w jednej jednostce nie będzie uznane za legalne odstrzały w innej.
3.8 Wymiana międzygraniczna doświadczeń pomiędzy stronami i zainteresowanymi grupami	Ustala forum dla stron i zainteresowanych grup ze wszystkich jednostek zarządzania, na którym mogą spotykać się i wspólnie omawiać kwestie związane z zarządzaniem dużymi drapieżnikami.
3.9 Koordynacja instytucjonalna władz zarządzających	Ustala forum kontaktu dla wszystkich władz zarządzających dzielących populację, na którym wymieniają się informacje i dochodzi do cyklicznych spotkań.
3.10 Koordynacja monitorowania i naukowych programów badawczych	Kluczowym jest, aby monitorowanie populacji przeprowadzane było w porównywalny i skoordynowany sposób. Różne jednostki zarządzania mogą stosować różne metody i skupiać się na różnych parametrach, jednak musi istnieć minimum pokrycia w zbieranych danych tak, by możliwa była ocena poziomu populacji, statusu i trendu. Opisuje jak będzie stymulowana współpraca w badaniach transgranicznych.
3.11 Zapewnienie koordynacji sektorów wewnątrz kraju i pomiędzy państwami	Ustanawia forum kontaktu na rzecz koordynacji interesów sektorów (np.: środowisko, turystyka, rolnictwo, leśnictwo, infrastruktura) pomiędzy wszystkimi władzami zarządzania w danym regionie. Forum to powinno zagwarantować, że planowanie innych działań w sektorze nie zwiększa sporów w obrębie drapieżników oraz nie doprowadzi do fragmentacji siedlisk drapieżników czy korytarzy łączności.
3.12 Monitorowanie skuteczności wdrożonych środków zarządzania	System oceny efektów zarządzania musi zostać wprowadzony w życie, aby umożliwić recenzję planu zarządzania i jego ewentualne przyjęcie bądź modyfikacje.

Źródła

- Allendorf, F. W. i Ryman, N. (2002). The role of genetics in population viability. W *Population viability analysis*: 50-85. Beissinger, S. R. i McCullough, D. R. (red.). Londyn: University of Chicago Press.
- Andersen, R., Linnell, J. D. C. i Solberg, E. J. (2006). The future role of large carnivores on terrestrial trophic interactions: the northern temperate view. W *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*: 413-448. Danell, K., Bergstrom, R., Duncan, P. i Pastor, J. (red.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Andersen, R., Odden, J., Linnell, J. D. C., Odden, M., Herfindal, I., Panzacchi, M., Hagseth, O., Gangas, L., Breseth, H., Solberg, E. J. i Hjeljord, O. (2005). *Lynx and roe deer in southeastern Norway: activity 1995-2004* [Gaupe og radyr i sorost-Norge: oversikt over gjennomførte aktiviteter 1995-2004]. NINA Raport 29: 1-41.
- Andren, H. i Liberg, O. (1999). Demography and minimum viable population for lynx [Demografi och minsta livskraftiga population hos lodjur]. W *Livskraftiga rovdjursstammar* 119-124. Ebenhard, T. i Hoggren, M. (red.). Uppsala: Centrum for Biologisk Mangfald.
- Andren, H., Linnell, J. D. C., Liberg, O., Andersen, R., Danell, A., Karlsson, J., Odden, J., Moa, P. F., Ahlqvist, P., Kvam, T., Franzen, R. i Segerstrom, P. (2006). Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation* 131: 23-
- Baguette, M. i Stevens, V. M. (2003). Local populations and metapopulations are both natural and operational categories. *Oikos* 101(3): 661-663.
- Bath, A (2005). *Seminar on transboundary management of large carnivore populations* Osilnica, Słowenia, 15-17 kwiecień 2005. Strasbourg: Rada Europy T-PVS (2005) 10.
- Bath, A. J. i Majic, A. (2001). Human dimensions in wolf management in Croatia: understanding attitudes and beliefs of residents in Gorski kotar, Lika and Dalmatia towards wolves and wolf management. *Large Carnivore Initiative for Europe* www.lcie.org.
- Bensch, S., Andren, H., Hansson, B., Pedersen, H. C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P. i Akersson, M. (2006). Selection for heterozygosity gives hope to a wild population of inbred wolves. *PLOS One* 1(1): e72. doi:10.1371/journal.pone.0000072.
- Berryman, A A (2002). Population: a central concept for ecology? *Oikos* 97(3): 439-442.
- Bessa-Gomes, C. i Petrucci-Fonseca, F. (2003). Using artificial neural networks to assess wolf distribution patterns in Portugal. *Animal Conservation* 6(3): 221-230.
- Bessinger, S. R. i McCullough, D. R. (red.) (2002). *Population viability analysis*. University of Chicago Press, Londyn.
- Boitani, L. (2000). *Action plan for the conservation of the wolves (Canis lupus) in Europe*. Nature and Environment, Wydawnictwo Rady Europy 113: 1-86.
- Boitani, L. (2003). *Wolf conservation and recovery*. W *Wolves: behavior, ecology, and conservation*: 317-340. Mech, L. D. i Boitani, L. (Eds.). Chicago: University of Chicago Press.
- Breitenmoser, U. (1998). Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation* 83(3): 279-289.
- Breitenmoser, U., Angst, C., Landry, J. M., Breitenmoser-Wursten, C., Linnell, J. D. C. i Weber, J. M. (2005). Non-lethal techniques for reducing predation. W *People and wildlife: conflict or coexistence?*:

- 49-71. Woodroffe, R., Thirgood, S. i Rabinowitz, A. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Wursten, C., Carbyn, L. N. i Funk, S. M. (2001). Assessment of carnivore reintroductions. W *Carnivore conservation*: 241-281. Gittleman, J. L., Funk, S. M., Macdonald, D. W. i Wayne, R. K. (red.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Wursten, C., Okarma, H., Kaphegyi, T., Kaphegyi-Wallmann, U. i Muller, U. M. (2000). *Action plan for the conservation of the Eurasian lynx in Europe (Lynx lynx)*. Rada Europy Nature and Environment 112: 1-69.
- Brook, B. W., Burgman, M. A., Akcakaya, H. R., O'Grady, J. J. i Frankham, R. (2002). Critiques of PVA ask the wrong questions: throwing the heuristic baby out with the numerical bath water. *Conservation Biology* 16(1): 262-263.
- Brook, B. W., O'Grady, J. J., Chapman, A P., Burgman, M. A., Akcakaya, H. R. i Frankham, R. (2000). Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404: 385-387.
- Camus, P. A i Lima, M. (2002). Populations, metapopulations, and the open-closed dilemma: the conflict between operational and natural population concepts. *Oikos* 97(3): 433-438.
- Carroll, C., Noss, R. F., Paquet, P. C. i Schumaker, N. H. (2004). Extinction debts of protected areas in developing landscapes. *Conservation Biology* 18(4): 1110-1120.
- Carroll, C., Phillips, M. K., Lopez Gonzalez, C. i Schumaker, N. H. (2006). Defining recovery goals and strategies for endangered species: the wolf as a case study. *BioScience* 56(1): 25-37.
- Chapron, G. i Arlettaz, R. (2006). Using models to manage carnivores. *Science* 314: 1682-1683.
- Chapron, G., Legendre, S., Ferriere, R., Clobert, J. i Haight, R. G. (2003). Conservation and control strategies for the wolf (*Canis lupus*) in western Europe based on demographic models. *Compt Rend Biol* 326: 575-587.
- Chapron, G., Quenette, P. Y., Legendre, S. i Clobert, J. (2003). Which future for the French Pyrenean brown bear (*Ursus arctos*) population? An approach using stage-structured deterministic and stochastic models. *Compt Rend Biol* 326: S174-S182.
- Corsi, F., Dupre, E. i Boitani, L. (1999). A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conservation Biology* 13(1): 150-159.
- Coulson, T., Mace, G. M., Hudson, E. i Possingham, H. (2001). The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology and Evolution* 16(5): 219-221.
- Decker, D. J., Brown, T. L. i Siemer, W. F. (2001). *Human dimensions of wildlife management in North America*. Bethesda, Maryland, USA: The Wildlife Society.
- Doutaz, J. i Koenig, A. (2003). *The return of the wolf to Switzerland: an analysis to determine the availability of potential habitat* [Le retour du Loup (*Canis lupus L.*) en Suisse: Analyse des donnees disponibles en vue de la realisation d'un modele de distribution potentielle]. KORA Bericht 21: 1-27.
- Ebenhard, T. (2000). Population viability analyses in endangered species management: the wolf, otter and peregrine falcon in Sweden. *Ecological Bulletins* 48: 143-163.
- Ellner, S. P., Fieberg, J., Ludwig, D. i Wilcox, C. (2002). Precision of population viability analysis. *Conservation Biology* 16(1): 258-261.

- Elmhagen, B. i Angerbjorn, A. (2001). The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos* 94: 89-100.
- Ericsson, G. i Heberlein, T. A. (2003). Attitudes of hunters, locals, and the general public in Sweden now that the wolves are back. *Biological Conservation* 111: 149-159.
- European Habitats Forum (2005) Towards European Biodiversity Monitoring. http://www.panda.org/about_wwf/what_we_do/species/news/index.cfm?uNewsID=70720
- Flagstad, O., Hedmark, E., Landa, A., Broseth, H., Persson, J., Andersen, R., Segerstrom, P. i Ellegren, H. (2004). Colonization history and non-invasive monitoring of a reestablished wolverine population. *Conservation Biology* 18(3): 676-688.
- Frankham, R. (1995). Effective population size / adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetical Research* 66: 95-107.
- Franklin, I. R. i Frankham, R. (1998). How large must populations be to retain evolutionary potential. *Animal Conservation* 1: 69-70.
- Gardenfors, U. (2000). Population viability analysis in the classification of threatened species: problems and potentials. *Ecological Bulletins* 48: 181-190.
- Gardenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G. M. i Rodriguez, J. P. (2001). The application of IUCN red list criteria at regional levels. *Conservation Biology* 15(5): 1206-1212.
- Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Odden, J., Nilsen, E. B. i Andersen, R. (2005). Prey density, environmental productivity, and home range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology*, London 265: 63-71.
- Hofer, D. (2002). The lion's share of the hunt: trophy hunting and conservation: a review of the legal Eurasian tourist trophy hunting market and trophy trade under CITES. *TRAFFIC Europe*: 1-72.
- IUCN (2003). Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN Komisja Gatunków Zagrozonych.
- IUCN (2006). Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria. Version 6.1 (July 2006). Standards and Petitions Working Group, IUCN SSC Biodiversity Assessments Sub-Committee.
- Kaczensky, P. (1999). Large carnivore depredation on livestock in Europe. *Ursus* 11: 59-72.
- Kaczensky, P. (2000). *Coexistence of brown bears and men in Slovenia* PhD Thesis, Department for Ecosystem and Land Use Management, Uniwersytet Techniczny w Monachium, Niemcy.
- Kaczensky, P., Knauer, F., Krze, B., Jonozovic, M., Adamic, M. i Grossow, H. (2003). The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation* 111:
- Knapp, A. (2006). Bear necessities: an analysis of brown bear management and trade in selected range states and the European Union's role in the trophy trade Brussels: Traffic Europe Report.
- Kojola, I., Huitu, O., Toppinen, K., Heikura, K., Heikkinen, S. i Ronkainen, S. (2004). Predation on European forest reindeer (*Rangifer tarandus*) by wolves (*Canis lupus*) in Finland. *Journal of Zoology*, London 263(3): 229-236.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E. i Wiegand, T. (2005). Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125: 169-182.

- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T. i Breitenmoser, U. (2004). Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41: 711-723.
- Laikre, L. i Ryman, N. (1991). Inbreeding depression in a captive wolf (*Canis lupus*) population. *Conservation Biology* 5(1): 33-40.
- Laikre, L., Andren, R., Larsson, H. O. i Ryman, N. (1996). Inbreeding depression in brown bear *Ursus arctos*. *Biological Conservation* 76(1): 69-72.
- Laikre, L., Ryman, N. i Thompson, E. A (1993). Hereditary blindness in a captive wolf (*Canis lupus*) population: frequency reduction of a deleterious allele in relation to gene conservation. *Conservation Biology* 7(3): 592-602.
- Landa, a., Linden, M. i Kojola, I. (2000). Action plan for the conservation of wolverines in Europe (*Gulogulo*). Rada Europy Nature and Environment 115: 1-45.
- Lande, U. S., Linnell, J. D. C., Herfindal, I., Salvatori, V., Broseth, H., Andersen, R., Odden, J., Andren, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, a, May, R., Dahle, B. i Swenson, J. E. (2003). *Potential habitat for large carnivores in Scandinavia: GIS analysis on an ecoregional scale* [Potensielle leveområder for store rovdyr i skandinavia: GIS - analyser på et okoregionalt nivå]. Norwegian Institute for Nature Research Rapport 64: 1-31.
- Liberg, O. (2006). *Genetic aspects of viability in small wolf populations with special emphasis on the Scandinavian wolf population* Report from an international expert workshop at Farna Herrgard, Sweden 1st-3rd May 2002. . Swedish Environmental Protection Agency, Sztokholm. Rapport 5436.
- Liberg, O., Andren, H., Pedersen, H. C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P., Akesson, M. i Bensch, S. (2005). Severe inbreeding depression in a wild wolf (*Canis lupus*) population. *Biology Letters* 1: 17-20.
- Linnell, J. D. C. (2005) Spatial aspects of managing natural resources and conserving biodiversity - Integrating the global and the local *Norwegian Institute for Nature Research Rapport 62: 1-42*
- Linnell, J. D. C., Aanes, R., Swenson, J. E., Odden, J. i Smith, M. E. (1997). Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: a review. *Biodiversity and Conservation* 6: 1245-1257.
- Linnell, J. D. C., Andersen, R., Kvam, T., Andren, H., Liberg, O., Odden, J. i Moa, P. (2001a). Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia *Environmental Management* 27(6): 869-879.
- Linnell, J. D. C., Broseth, H., Solberg, E. J. i Brainerd, S. M. (2005). The origins of the southern Scandinavian wolf population: potential for natural immigration in relation to dispersal distances, geography and Baltic ice. *Wildlife Biology* 11: 383-391.
- Linnell, J. D. C., Loe, J., Okarma, H., Blancos, J. C., Andersone, Z., Valdmann, H., Balciauskas, L., Promberger, C., Brainerd, S., Wabakken, P., Kojola, I., Andersen, R., Liberg, O., Sand, H., Solberg, E. J., Pedersen, H. C., Boitani, L. i Breitenmoser, U. (2002). *The fear of wolves: a review of wolf attacks on humans* Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 731: 1-65.
- Linnell, J. D. C., Nilsen, E. B., Lande, U. S., Herfindal, I., Odden, J., Skogen, K., Andersen, R. i Breitenmoser, U. (2005). Zoning as a means of mitigating conflicts with large carnivores:

- principles and reality. In *People & Wildlife: conflict or co-existence?*. pp 162-175. Woodroffe, R., Thirgood, S. i Rabinowitz, a. (red.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R. i Swenson, J. E. (1999). Large carnivores that kill livestock: do "problem individuals" really exist? *Wildlife Society Bulletin* 27(3): 698-705.
- Linnell, J. D. C., Promberger, C., Boitani, L., Swenson, J. E., Breitenmoser, U. i Andersen, R. (2005). The linkage between conservation strategies for large carnivores and biodiversity: the view from the "half-full" forests of Europe. W *Carnivorous animals and biodiversity: does conserving one save the other?*: str. 381-398. Ray, J. C., Redford, K. H., Steneck, R. S. i Berger, J. (red.). Waszyngton: Island Press.
- Linnell, J. D. C., Swenson, J. i Andersen, R. (2001b). Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Animal Conservation* 4(4): 345-350.
- Ludwig, D. i Walters, C. J. (2002). Fitting population viability analysis into adaptive management. In *Population viability analysis*: 511-520. Beissinger, S. R. i McCullough, D. R. (red.). Londyn: University of Chicago Press.
- Lynch, M. i Lande, R. (1998). The critical effective size for a genetically secure population. *Animal Conservation* 1: 70-72.
- Mech, L. D. i Boitani, L. (2003). Wolf social ecology. W *Wolves: behavior, ecology, and conservation*: 1-34. Mech, L. D. i Boitani, L. (red.). Chicago: University of Chicago Press.
- Miller, C. R. i Waits, L. P. (2003). The history of effective population size and genetic diversity in the Yellowstone grizzly (*Ursus arctos*): implications for conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(7): 4334-4339.
- Mills, L. S., Hayes, S. G., Baldwin, C., Wisdom, M. J., Citta, J., Mattson, D. J. i Murphy, K. (1996). Factors leading to different viability predictions for a grizzly bear data set. *Conservation Biology* 10(3): 863-873.
- Molinari, P. i Molinari-Jobin, A (2001). Identifying passages in the southeastern Italian Alps for brown bears and other wildlife. *Ursus* 12: 131-134.
- Morris, W. F. i Doak, D. F. (2002). *Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis*. Sunderlands, Massachusetts: Sinauer Associates Inc.
- Nilsen, E. B., Herfindal, I. i Linnell, J. D. C. (2005). Can intra-specific variation in carnivore home-range size be explained using remote sensing estimates of environmental productivity? *EcoScience* 12: 68-75.
- Nilsson, T. (2003). Integrating effects of hunting policy, catastrophic events, and inbreeding depression, in PVA simulation: the Scandinavian wolf population as an example. *Biological Conservation* 115: 227-239.
- Odden, J., Linnell, J. D. C., Moa, P. F., Herfindal, I., Kvam, T. i Andersen, R. (2002). Lynx predation on domestic sheep in Norway. *Journal of Wildlife Management* 66(1): 98-105.
- Ozolins, J. (2001). Status of Large Carnivore Conservation in the Baltic States: Action plan for the conservation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Latvia. Rada Europy T-PVS (2001) 73 addendum 1: 1-18.

- Posillico, M., Meriggi, A., Pagnin, E., Lovari, S. i Russo, L. (2004). A habitat model for brown bear conservation and land use planning in the central Apennines. *Biological Conservation* 118:
- Prins, H. H. T. (1999). The Malawi principles: clarification of the thoughts that underlay the ecosystem approach. In *The Norway / UN conference on the ecosystem approach for sustainable use of biological diversity September 1999 - Trondheim, Norwegia: 23-30*. Schei, P. J., Sandlund, O. T. i Strand, R. (Eds.). Trondheim: Norwegian Directorate for Nature Management.
- Ralls, K., Beissinger, S. R. i Cochrane, J. F. (2002). Guidelines for using population viability analysis in endangered species management. W *Population viability analysis: 521-550*. Beissinger, S. R. i McCullough, D. R. (red.). Londyn: University of Chicago Press.
- Reed, J. M., Mills, L. S., Dunning, J. B., Menges, E. S., McKelvey, K. S., Frye, R., Beissinger, S. R., Anstett, M. C. i Miller, P. (2002). Emerging issues in population viability analysis. *Conservation Biology* 16(1): 7-19.
- Saether, B. E. i Engen, S. (2002). Including uncertainties in population viability analysis using population prediction intervals. W *Population viability analysis: 191-212*. Beissinger, S. R. i McCullough, D. R. (red.). University of Chicago Press, Londyn
- Saether, B. E., Engen, S., Persson, J., Breseth, H., Landa, A i Willebrand, T. (2005). Management strategies for the wolverine in Scandinavia. *Journal of Wildlife Management* 69(3): 1001-1014.
- Saether, B. E., Engen, S., Swenson, J. E., Bakke, O. i Sandegren, F. (1998). Viability of Scandinavian brown bear *Ursus arctos* populations: the effects of uncertain parameter estimates. *Oikos* 82: 403-416.
- Sagor, J. T., Swenson, J. E. i Roskaft, E. (1997). Compatibility of brown bear *Ursus arctos* and free-ranging sheep in Norway. *Biological Conservation* 81: 91-95.
- Salvatori, V. (2004). *Mapping conservation areas for large carnivores in the Carpathian Mountains*. Faculty of Engineering, Sciences and Mathematics, Uniwersytet w Southampton: PhD Thesis.
- Schaefer, J. A (2006). Towards a maturation of the population concept. *Oikos* 112(1): 236-240
- Schmidt, K. (1998). Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theiologica* 43(4): 391-408.
- Shine, C. (2005). Legal report on the possible need to amend Appendix II of the convention for the wolf. Strasbourg: Raport Rady Europy T-PVS/Inf (2005) 18.
- Sjogren-Gulve, P. i Ebenhard, T. (red.) (2000). The use of population viability analysis in conservation planning. Lund, Szwecja: *Ecological Bulletins*48.
- Skogen, K. (2003). Adapting adaptive management to a cultural understanding of land use conflicts. *Society and Natural Resources* 16: 435-450.
- Skogen, K. i Krange, O. (2003). A wolf at the gate: The anti-carnivore alliance and the symbolic construction of community. *Sociologia Ruralis* 43(3): 309-325.
- Skogen, K., Haaland, H., Brainerd, S. i Hustad, H. (2003). *Local views on large carnivores and their management: a study in four municipalities* [Lokale syn pa rovvilt og rovviltforvaltning. En undersokelse i fire kommuner: Aurskog-Holand, Lesja, Lierne og Porsanger]. Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 070: 1-30.

- Soule, M. (2002). Foreword: raising the bar. In *Population viability analysis*: ix-xi. Beissinger, S. R. i McCullough, D. R. (red.). Londyn: University of Chicago Press.
- Soule, M. E. (1987). Where do we go from here? W *Viable populations for conservation*: 175-184. E., S. M. (red.) Cambridge: Cambridge University Press.
- Soule, M. E., Estes, J. A., Berger, J. i Martinez del Rios, C. (2003). Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species. *Conservation Biology* 17(5): 1238-125 0.
- Soule, M., Estes, J. A., Miller, B. i Honnold, D. L. (2005). Strongly interacting species: conservation policy, management, and ethics. *BioScience* 55(2): 168-176.
- Stahl, P., Vandel, J. M., Herrenschmidt, V. i Migot, P. (2001). The effect of removing lynx in reducing attacks in sheep in the French Jura mountains. *Biological Conservation* 101: 15-22.
- Stoen, O. G., Zedrosler, A., Srebe, S. i Swenson, J. E. (2006). Inversely density-dependent dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia* 148: 356-364.
- Swenson, J. E., Gerstl, N., Dahle, B. i Zedrosser, A. (2000). Action plan for the conservation of the brown bear (*Ursus arctos*) in Europe. Raport do Konwencji Rady Europy o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk T-PVS (2000) 24: 1-68.
- Swenson, J. E., Sandegren, F. i Soderberg, A. (1998). Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal *Journal of Animal Ecology* 67: 819-826.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Bjarvall, A i Wabakken, P. (1998). Living with success: research needs for an expanding brown bear population. *Ursus*, International Conference on Bear Reserach and Management 10: 17-23.
- Swenson, J. E., Sandegren, F. Soderberg, A., Heim, M., Sorensen, O. J., Bjarvall, A, Franzen, R., Wikan, S. i Wabakken, P. 1999. Interactions between brown bears and humans in S candinav ia. *Biosphere Conservation* 2: 1-9.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Soderberg, A, Heim, M., Serensen, O. J., Bjarvall, A., Franzen, R., Wikan, S. i Wabakken, P. (1999). Interactions between brown bears and humans in Scandinavia. *Biosphere Conservation* 2(1): 1-9.
- Tallmon, D. A., Bellemain, E., Swenson, J. E. i Taberlet, P. (2004). Genetic monitoring of Scandianvian brown bear: effective population size and immigration. *Journal of Wildlife Management* 68: 960-965.
- Tear, T. H., Kareiva, P., Angermeier, P. L., Comer, P., Czech, B., Kautz, R., Landon, L., Mehlman, D., Murphy, K, Ruckelshaus, M., Scott, J. M. i Wilhere, G. (2005). How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation. *BioScience* 55(10): 835-849.
- Vangen, K M., Persson, J., Landa, A., Andersen, R. i Segerstrom, P. (2001). Characteristics of dispersal in wolverines. *Canadian Journal of Zoology* 79: 1641-1649.
- Waples, R. S. i Gaggiotti, O. (2006). What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity. *Molecular Ecology* 15(6): 1419-1439
- Westley, F. R. i Miller, P. S. (eds) (2003). Experiments in consilience: integrating social and scientific responses to save endangered species. Londyn: Island Press.
- Wiegand, T., Naves, J., Stephan, T. i Fernandez, A. (1998). Assessing the risk of extinction for the brown bear (*Ursus arctos*) in the Corillera Cantabrica; Spain. *Ecological Monographs* 68(4): 539-

- Wilmers, C. C., Post, E., Peterson, R. O. i Vucetich, J. (2006). Predator disease out-break modulates top-down, bottom-up and climatic effects on herbivore population dynamics. *Ecology Letters* 9: 383-389.
- Zimmermann, F. i Breitenmoser, U. (2002). A distribution model for the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Jura mountains, Switzerland. W *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Scott, J. M., Heglund, P. J., Samson, F., Haufler, J., Morrison, M., Raphael, M. i Wall, B. (red.). Covelo, California: Island Press.
- Zimmermann, F., Breitenmoser-Wursten, C. i Breitenmoser, U. (2005). Natal dispersal of Eurasian lynx (*LynxlynX*) in Switzerland. *Journal of Zoology* 267: 381-395.

Tabela 1 Przegląd struktury populacji niedźwiedzi brunatnych (*Ursus arcto*) w Europie

Region	Populacja	Państwa UE	Państwa poza UE	Segmety populacji	Wielkość
Iberia	Kantabryjska	Hiszpania ¹		zachodnia wschodnia	120
Pireneje	Pireneje	Francja / Hiszpania ²	Andora	zachodnia środkowa	15-21
Apeniny	Apeniny	Włochy ³			40-50
Alpy	Alpy	Włochy ⁴ , Austria, Słowenia	Szwajcaria	Trentino Austria ⁵ centralna Austria ⁶ południowa i Alpy słoweńskie	30-50
Góry Pindos w paśmie Dynarskim	Góry Pindos w paśmie Dynarskim	Słowenia, Grecja	Bośnia i Hercegowina, Chorwacja, Serbia, Czarnogóra, BJR Macedonii, Albania	północne góry Dynarskie ⁷ centralne góry Dynarskie ⁸ Pindos ⁹	2100 2500
wschodnie Bałkany	wschodnie Bałkany	Bułgaria, Grecja	Serbia	Riła Rodopy Stara Płanina wschodnia Serbia - północno zachodnia Bułgaria	720
Karpaty	Karpaty	Czechy, Polska, Słowacja, Rumunia	Ukraina, Serbia	Zachodnia ¹⁰ łańcuch główny ¹¹ góry Apuseni	8000
Skandynawia	Skandynawia	Szwecja	Norwegia	południowa środkowa północna	2600
Europa północno-wschodnia	Przesmyk Karelski Bałtyk	Finlandia, Estonia, Litwa	Norwegia, Rosja ¹² , Rosja ¹³ , Białoruś		4300 6800

1. Rozmieszczenie obejmuje cztery autonomiczne regiony - Asturię, Kantabrię, Castilla y Leon, i Galicję.

2. Rozmieszczenie obejmuje trzy autonomiczne regiony - Nawarrę, Aragonię i Katalonię.

3. W Apeninach dystrybucja obejmuje trzy regiony: Lazio, Abruzzo i Molise.

4. Rozmieszczenie obejmuje pięć autonomicznych regionów - Prowincję Trento, Prowincję Bolzano i regiony: Veneto, Lombardię i Friuli.

5. Austriacka dolna Austria, Styria i górna Austria.

6. Karyntia austriacka.

7. Południowa Słowenia, Chorwacja, Bośnia i Hercegowina, zachodnia Serbia, Czarnogóra.

8. Północna Albania - rozmieszczenie niedźwiedzi w tym regionie nie jest dobrze poznane stąd mała wiedza na temat braku ciągłości.

9. Wschodnia Albania, BJR Macedonii, północna i środkowa Grecja.

10. W tym południowo-środkowa Polska i środkowa Słowacja.

11. W tym południowo-wschodnia Polska, daleki wschód Słowacji, Ukraina i główny łańcuch Karpat biegnący przez Rumunię, do wschodniej Serbii.

12. Rosyjskie Obwody: leningradzki, nowogrodzki, pskowski, twerski, smoleński, brański, moskiewski, kaliningradzki, kaluzki, tulski, kurski, białogrodzki i oreński. Podział ten został dokonany głównie w celu uzyskania jednostek o wielkości ułatwiającej zarządzanie, o wspólnym kontekście biogeograficznym i ekologicznym. Rozmieszczenie dużych drapieżników jest ciągłe na przestrzeni tego podziału.

13. Rosyjski obwód murmański i Karelia. Południowa i wschodnia granica zbiega się z naturalnymi strukturami geograficznymi jezior Onega i Ładoga, i Morzem Białym. Podział ten został dokonany głównie w celu uzyskania jednostek o wielkości ułatwiającej zarządzanie, o wspólnym kontekście biogeograficznym i ekologicznym. Rozmieszczenie dużych drapieżników jest ciągłe na przestrzeni tego podziału.

Tabela 2. Przegląd struktury populacji rysia euroazjatyckiego (*Lynx lynx*) w Europie.

Region	Populacja ¹	Państwa UE	Państwa poza UE	Segmenty populacji	Wielkość
Czesko - Bawarski	Czechy - Bawaria	Niemcy, Austria, Republika Czeska			75
Wogezy	Wogezy	Francja, Niemcy		południowe i środkowe Wogezy, północne Wogezy i Las Palatynacki	30-40
Jura	Jura	Francja	Szwajcaria		80
Alpy	wschodnie Alpy	Francja, Włochy, Niemcy (?)	Szwajcaria		80
	zachodnie Alpy	Włochy, Austria, Słowenia			30-40
Góry Dynarskie	Góry Dynarskie	Słowenia	Chorwacja, Bośnia i Hercegowina		130
Bałkany	Bałkany	Grecja (?)	Albania, BJR Macedonii, Serbia, Czarnogóra		<100
Karpaty	Karpaty	Polska, Słowacja, Republika Czeska, Rumunia, Węgry	Ukraina, Serbia		2500
Skandynawia	Skandynawia	Szwecja, Finlandia	Norwegia		2000
Europa północno- wschodnia	Karelia	Finlandia	Rosja ²		1500
	Bałtyk	Estonia, Łotwa, Litwa, Polska	Rosja ³ , Białoruś, Ukraina		3400

1 Dodatkowo, poza tymi populacjami, istnieje niewielka liczba małych „wystąpień” rysia. Najbardziej wyróżniającym się przykładem jest reintrodukcja rysiów z niewoli w góry Harz, w Niemczech środkowych. Przyszły stan tego wystąpienia może wymagać zaktualizowania, jako że jego rozwój jest monitorowany.

Rosyjskie Obwody - murmański i karelski. Południowa i wschodnia granica zbiega się z naturalnymi strukturami geograficznymi jezior Onega i Ładoga, i Morzem Białym. Podział ten został dokonany głównie w celu uzyskania jednostek o wielkości ułatwiającej zarządzanie, o wspólnym kontekście biogeograficznym i ekologicznym. Rozmieszczenie dużych drapieżników jest ciągle na przestrzeni tego podziału.

Rosyjskie Obwody: leningradzki, nowogrodzki, pskowski, twerski, smoleński, brański, moskiewski, kaliningradzki, kaluzki, tulski, kurski, białogrodzki i oreński. Podział ten został dokonany głównie w celu uzyskania jednostek o wielkości ułatwiającej zarządzanie, o wspólnym kontekście biogeograficznym i ekologicznym. Rozmieszczenie dużych drapieżników jest ciągle na przestrzeni tego podziału.

Tabela 3 Przegląd struktury populacji rosomaka (Gulo gulo) w Europie

Region	Populacja	Państwa UE	Państwa poza UE	Segmenty populacji	Wielkość
Europa północna	Skandynawia	Szwecja, Finlandia	Norwegia	<ul style="list-style-type: none"> Norwegia południowa¹, Centralne Góry Skandynawskie², północny Półwysep Fennoskandzki³ las szwedzki Karelska, zachodnia Finlandia 	750
	Karelia	Finlandia	Rosja ⁴		450

1. Norweskie okręgi Ser-Tnzdelag (na zachód od rzeki Gaula), Hedmark (na zachód od rzeki Glomma), Mere i Romsdal, Oppland i dalej na południowy zachód.

2. Norweskie okręgi Ser-Tnzdelag (na zachód od rzeki Gaula), Hedmark (na zachód od rzeki Glomma), Nord-Trandelag, Nordland i okręgi szwedzkie Jamtland, Dalarna, Norrbotten i Vasterbotten.

3. Norweskie okręgi Troms i Finnmark i północno-zachodnie i północne części okręgu fińskiego Laponii. Rosyjski obwód murmański i karelski.

Tabela 4 Przegląd struktury populacji wilka (Canis lupus) w Europie

Region	Populacja	Państwa UE	Państwa poza UE	Segmenty populacji	Wielkość
Iberia	północno zachodnie pasmo	Hiszpania ¹ , Portugalia		na północ od Duero, na południe od Duero w Portugalii, na południe od Duero w Hiszpanii	2400 (przynajmniej 325 watah)
	Sierra Morena	Hiszpania			50
Alp / Włoch	Alpy zachodnie półwysep włoski	Francja, Włochy ² Włochy ³	Szwajcaria		100-120 500-800
Dynarski – Bałkański ⁶	Dynarski Bałkański	Słowenia, Grecja, Bułgaria	Chorwacja, Bośnia i Hercegowina, Serbia, Czarnogóra, BJR Macedonii, Albania		5,000
Karpaty	Karpaty	Republika Czeska Słowacja Polska Rumunia, Węgry	Ukraina, Serbia,		4,000
Skandynawia Północno-wschodnia	Skandynawia	Szwecja Finlandia	Norwegia Rosja ⁴ ,		130-150750
Europa	Bałtyk	Estonia, Łotwa, Litwa, Polska	Rosja ⁵ , Białoruś, Ukraina		3,600
Europa środkowa	Niemcy / Polska zachodnia	Niemcy / Polska			<50

1 Obszar dystrybucji obejmuje osiem autonomicznych regionów - Galicję, Asturię, Kantabrię, Castilla y Leon, Kraj Basków, Riohę, Kastylię-La Mancha.

2 Obszar dystrybucji obejmuje trzy regiony: Val d'Aostę, Piemont, zachodnią Ligurię. W Lombardii obecność nie jest potwierdzona.

3 Obszar dystrybucji obejmuje jedenaście regionów: Lombardię, środkowo wschodnią Ligurię, Emilia-Romania, Toskanię, Marche, Lacjum, Abruzję, Molise, Kampanię, Basilicatę, Puglię, Kalabrię.

4 Rosyjskie obwody murmański i karelski. Południowa i wschodnia granica zbiega się z naturalnymi strukturami geograficznymi jezior Onega i Ładoga, i Morzem Białym. Podział ten został dokonany głównie w celu uzyskania jednostek o wielkości ułatwiającej zarządzanie, o wspólnym kontekście biogeograficznym i ekologicznym. Dystrybucja drapieżników jest ciągła na przestrzeni tego podziału.

5 Rosyjskie Obwody: leningradzki, nowogrodzki, pskowski, twerski, smoleński, briański, moskiewski, kaliningradzki, kaluzki, tulski, kurski, białogrodzki i orelski. Podział ten został dokonany głównie w celu uzyskania jednostek o wielkości ułatwiającej zarządzanie, o wspólnym kontekście biogeograficznym i ekologicznym. Dystrybucja drapieżników jest ciągła na przestrzeni tego podziału.

6 wysoki poziom segmentacji jest bardzo prawdopodobny w tak dużej populacji, jednakże, obecne dane dotyczące dystrybucji są zbyt surowe by móc rozpoznać te braki ciągłości w dystrybucji.

Tabela 5 Przegląd międzynarodowych konwencji i traktatów podpisanych przez kraje Europy kontynentalnej, ze szczegółami dotyczącymi wyjątków odnoszących się do konkretnych gatunków.

Kraj	Dyrektywa siedliskowa ₁	Dyrektywa Berneńska _{1,2}	Dyrektywa Bońska	CBD
Albania		T	T	T
Andora		T		
Austria	T	T	T	T
Białoruś			T	T
Belgia	T	T	T	T
Bośnia i Hercegowina				T
Bułgaria	T ₂	T ₁₃	T	T
Chorwacja	A	T ₁₄	T	T
Republika Czeska	T	T ₁₅	T	T
Dania	T	T	T	T
Estonia	T ₃	T		T
Finlandia	T ₄	T ₁₆	T	T
Francja	T	T	T	T
Niemcy	T	T	T	T
Grecja	T ₅	T	T	T
Węgry	T	T	T	T
Włochy	T	T	T	T
Łotwa	T ₆	T ₁₇	T	T
Liechtenstein		T	T	T
Litwa	T ₇	T ₁₈	T	T
Luksemburg	T	T	T	T
Mołdawia		T	T	T
Czarnogóra				T
Holandia	T	T	T	T
Norwegia		T	T	T
Polska	T ₈	T ₁₉	T	T
Portugalia	T	T	T	T
Rumunia	T	T	T	T
Federacja Rosyjska			MoU	T
San Marino				T
Serbia		T	T	T
Słowacja	T ₉	T ₂₀	T	T
Słowenia	T	T ₂₁	T	T
Hiszpania	T ₁₀	T ₂₂	T	T
Szwecja	T ₁₁	T	T	T
Szwajcaria		T	T	T
Była Jugosłowiańska Republika Macedonii		T ₂₃	T	T
Turcja		T ₂₄		T
Ukraina		T ₂₅	T	T

T = tak, A = kraj przystępujący, który wkrótce stanie się państwem członkowskim, MoU = nie ratyfikowało, ale bierze udział w niektórych konkretnych umowach poprzez protokół ustaleń.

Przypisy

1. Standardowo wilk, niedźwiedź, ryś i rosomak znajdują się w załącznikach II i IV do Dyrektywy siedliskowej.
2. Bułgaria: wilk zarówno w załączniku II jak i IV, ale bez wyjątku.
3. Estonia: wyjątek dla wilka, niedźwiedzia i rysia z załącznika II; wilk i ryś znajdują się w załączniku V.
4. Finlandia: wyjątek dla wilka, niedźwiedzia i rysia z załącznika II; wilk na obszarze hodowli reniferów ujęty jest w załączniku V.
5. Grecja: wyjątek dla wilka na północ od 39 równoleżnika z załącznika II; wilk na północ od 39 równoleżnika ujęty jest w załączniku V.
6. Łotwa: wyjątek dla wilka i rysia z załącznika II; wilk ujęty jest w załączniku V.

7. Litwa: wyjątek dla wilka z załącznika II; wilk ujęty jest w załączniku V.
8. Polska: wyjątek umieszczający wilka w załączniku V.
9. Słowacja: wyjątek umieszczający wilka w załączniku V.
10. Hiszpania: wyjątek na północ od Duero umieszczający wilka w załączniku V.
11. Szwecja: wyjątek dla niedźwiedzi z załącznika II.
12. Standardowo wilk, niedźwiedź i rosomak znajdują się w załączniku II, a rys a załączniku III w ramach Konwencji Berneńskiej.
13. Bułgaria: wilk wyłączony z załącznika II.
14. Chorwacja: niedźwiedź będzie traktowany jakby był wymieniony w załączniku III.
15. Republika Czeska: wilk i niedźwiedź wyłączony z załącznika II.
16. Finlandia: wilk i niedźwiedź wyłączony z załącznika II.
17. Łotwa: wilk wyłączony z załącznika II.
18. Litwa: wilk będzie traktowany jakby był wymieniony w załączniku III.
19. Polska: wilk wyłączony z załącznika II.
20. Słowacja: wilk i niedźwiedź wyłączony z załącznika II.
21. Słowenia: wilk i niedźwiedź wyłączony z załącznika II.
22. Hiszpania: wilk będzie traktowany jakby był wymieniony w załączniku III.
23. Macedonia: wilk wyłączony z załącznika II.
24. Turcja: wilk i niedźwiedź wyłączony z załącznika II.
25. Ukraina: wilk i niedźwiedź pozostaną ujęte w załączniku II, ale Ukraina zachowuje prawo do kontroli populacji

Załącznik 1. Populacje dużych drapieżników w Europie

Poniższe tabele przedstawiają opis każdej populacji czterech wymienionych gatunków, w tym nazwę, opis geograficzny, strukturę genetyczną, połączenia z innymi populacjami, obecne zarządzanie, zagrożenia i reakcje oraz ocenę związaną z czerwoną listą IUCN. Należy zauważyć, że granice zostały wyznaczone głównie na podstawie ciągłości rozmieszczenia, choć w niektórych przypadkach podjęliśmy pragmatyczne decyzje by podzielić obszary znajdujące się w bardzo różnych sytuacjach społecznych, politycznych i ekologicznych. Rozmieszczenie będzie nieustannie ulegać zmianom i musi być ponownie oceniane, jako że populacje dużych drapieżników rozrastają się i zmniejszają i dane w coraz dokładniejszej skali stają się dostępne. Jako takie, są one propozycjami roboczymi opartymi na istniejącej wiedzy, które mogą posłużyć jako podstawa przyszłych dyskusji.

Niedźwiedź brunatny (*Ursus arctos*)

Ryś euroazjatycki (*Lynx lynx*)

Wilk (*Canis Lupus*)

Rosomak (*Gulo gulo*)

NIEDŹWIEDŹ BRUNATNY (*Ursus arctos*)

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczna i demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
Skandynawia (2 600 niedźwiedzi)	Populację dzielą między sobą Szwecja i Norwegia, jednak ponad 95% osobników znajduje się na terenie Szwecji. Niedźwiedzie w Norwegii znajduje się głównie wzdłuż granicy ze Szwecją. Północna granica populacji znajduje się mniej więcej na 60°N, gdzie spotykają się Norwegia, Szwecja i Finlandia. Niedźwiedzie w Norwegii na północ i wschód od tej linii (w regionie Finnmark) należą do populacji północno-wschodniej Europy. Skandynawię i Europę północno-wschodnią zamieszkują nieliczne niedźwiedzie.	Po ostrych prześladowaniach w obu krajach, niegdyś liczna populacja niedźwiedzia brunatnego w Skandynawii została zredukowana do około 130 sztuk na czterech obszarach, na których przetrwały po roku 1930. Populacja zwiększyła się do około 2 550 w Szwecji, i około 50 niedźwiedzi w Norwegii. Część rozrodcza populacji składa się z czterech relatywnie dyskretnych segmentów populacji. Samce przemieszczają się pomiędzy tymi segmentami, ale przemieszczanie się samic jest obecnie ograniczone. Obecne rozmieszczenie niedźwiedzi w Szwecji przypomina to z roku 1800, z niedźwiedziami występującymi na terenie 50% lub więcej powierzchni kraju. Populacja ta jest jedną z najlepiej rozmnażających się na świecie i zwiększa się o około 5,5% rocznie. Ta populacja uważana jest za żywotną zarówno pod względem genetycznym jak i demograficznym, jednak zanotowany został niski przepływ genów pomiędzy segmentem populacji najdalej na południe a pozostałymi segmentami. W Norwegii rozmieszczenie niedźwiedzi odpowiada temu z zachodnich krańców tych czterech segmentów populacji. W rezultacie większość niedźwiedzi w Norwegii to młode, rozproszone samce i tylko 1,6 - 2,4 samicy z młodymi zgłaszane każdego roku, a to oznacza, że w kraju znajdują się 2-6 dorosłych samic.	Potencjalna łączność z innymi populacjami europejskimi	W Szwecji obowiązuje system ilościowy polowań. Poziom odstrzału zmniejszył wzrost populacji, ale nie zatrzymał go. Pewna liczba niedźwiedzi zostaje odstrzelona każdego roku w Norwegii w związku z zapobieganiem powstawaniu szkód. Odstrzały utrzymywane są w Norwegii prawdopodobnie tylko z powodu napływu niedźwiedzi ze Szwecji.	Główny nacisk w Norwegii związany jest ze szkodami poniesionymi na niestrzeżonych pastwiskach owiec. Choć liczba konfliktów w Szwecji była niewielka to, pojawiają się nowe konflikty, jako że niedźwiedzie poszerzają swoje tereny o te gęściej zamieszkałe.	Chociaż istnieje odstrzał kontrolowany, populacja rośnie na stałym i relatywnie szybkim poziomie. Ponieważ odnotowuje się spadek liczebności, populacja ta nie może zostać zakwalifikowana zgodnie z kryterium C. Klasyfikowana jest jako „najmniejszej troski”
Populacja Europy północno-wschodniej (11 100 niedźwiedzi) Populacja karelska	Północno-wschodnie populacje europejskie stanowią część największej ciągłej populacji niedźwiedzia brunatnego na świecie. W swojej pełnej rozpiętości łączy się z innymi populacjami niedźwiedzi z mniej lub bardziej ciągłej populacji rozciągającej się od	Ogólnie gęstości są niskie, z największymi w południowo-zachodniej części populacji i najniższymi na północy i południowym zachodzie. Rozmieszczenie niedźwiedzi jest mniej lub bardziej ciągłe, chociaż na krańcach zachodnich i południowych staje się rozdrobnione. Rozmieszczenie niedźwiedzi w Norwegii w populacji karelskiej ogranicza się do gminy Sor-Varanger (zwłaszcza doliny Pasvik)	Populacja karelska prawdopodobnie ma pewien stopień wymiany genetycznej z populacją skandynawską na południu i zachodzie. Zarówno populacja karelska jak i bałtycka	Niedźwiedziami zarządza się albo jak zwierzyną łowną, albo traktuje się je <i>de facto</i> jak zwierzynę łowną na większości obszaru, na którą poluje się w różnych systemach limitów. Wyjątkiem są Łotwa i Białoruś, na	W związku z ogólnym dużym rozmiarem i dużym zajmowanym obszarem, populacja ma pozytywny status ochrony. Główne spory związane są z	Status na czerwonej liście to „najmniejszej troski”. Jednak, z powodu niskiego zagęszczenia na terenach peryferyjnych, niedźwiedzie mogą być lokalnie podatne

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczna i demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
(4 300 niedźwiedzi) i bałtycka (6 800 niedźwiedzi)	Morza Bałtyckiego do Oceanu Spokojnego. Jednakże ograniczyliśmy niniejszą ocenę do obszaru na zachód od 35°E. Obejmuje on wschodnie części okręgu Finnmark w Norwegii, Finlandię, wschodnią Rosję, Estonię, Białoruś i Łotwę. Do celów zarządzania proponujemy podział tej dużej populacji na dwie populacje administracyjne. Do populacji karelskiej włączyliśmy niedźwiedzie z Norwegii, Finlandii i rosyjskiego obwodu murmańskiego i karelskiego. Do populacji bałtyckiej włączyliśmy niedźwiedzie z Estonii, Łotwy, Białorusi rosyjskich obwodów leningradzkiego, nowogrodzkiego, pskowskiego, twerskiego, smoleńskiego, briańskiego, moskiewskiego, kalininkradzkiego, kaluzkiego, tulskiego kurskiego, białogrodzkiego i orelskiego. Granica między tymi dwiema populacjami przebiega wzdłuż jezior Onega i Ładoga, i Morza Białego. Na wschodzie populacje utrzymują ciągłość z innymi populacjami niedźwiedzi.	oraz wschodniej części Płaskowyżu Finnmark - oba miejsca znajdują się na terenie okręgu Finnmark. W części Norweskiej rodzi się średnio około dwóch miotów młodych rocznie, co przekłada się na 2 do 5 dorosłych samic. Liczba trzydziestu do pięćdziesięciu niedźwiedzi została oszacowana na podstawie DNA z kału na niewielkim obszarze północno wschodniej Norwegii, między Rosją, a Finlandią, jednak większość z nich jest prawdopodobnie migrująca. W Finlandii żyje około 810 - 860 niedźwiedzi (szacunki z 2005 roku) rozprzestrzenionych na terenie stałym kraju. Liczba niedźwiedzi zwiększa się o około 10% rocznie na południu i jest stała na północy. Rozmieszczenie niedźwiedzi na terenach Rosji zachodniej jest w miarę ciągłe, chociaż łączność z Estonią i Białorusią jest nieco fragmentaryczna (w obwodach pskowskim i smoleńskim). Liczba niedźwiedzi we wschodniej Rosji wydaje się być relatywnie stabilną. Estonia posiada dużą liczbę niedźwiedzi (440 - 600) w relatywnie dużym skupieniu, z kolei Łotwa posiada tylko kilka niedźwiedzi na wschodnich granicach kraju. Białoruś posiada 100 - 200 niedźwiedzi, głównie w północno wschodniej części kraju.	połączone są z głównym obszarem występowania niedźwiedzi rosyjskich na wschodzie oraz między sobą. Podział między tymi dwiema populacjami dokonany jest tu tylko jako decyzja administracyjna tworząca jednostki o praktycznym rozmiarze i bardziej jednolitych warunkach.	terenie których niedźwiedzie są chronione. Mimo, iż niedźwiedzie są w Norwegii chronione to, kilka sztuk zabijanych jest każdego roku w wyniku ataków na zwierzęta gospodarskie; zapoczątkowano także formę licencjonowanych polowań mającą na celu regulację wielkości populacji.	atakami na zwierzęta gospodarskie w Norwegii.	na zagrożenia, a w niektórych miejscach nawet zagrożone.
Karpaty (8 100 niedźwiedzi)	Karpaty rozciągają się od wschodniej części Republiki Czech, przez Słowację, Polskę, Ukrainę i Rumunię do Serbii. Niedźwiedzie można znaleźć na terenie tego całego łańcucha górskiego. Jednakże, okazuje	Ogólna liczba niedźwiedzi w Karpatach szacowana jest na około 8 100 sztuk, co stawia ją na drugim miejscu w Europie pod względem wielkości. Poza widoczną luką samic reprodukcyjnych we wschodniej Słowacji i w górach Apuseni w zachodniej Rumunii, rozmieszczenie jest mniej lub bardziej ciągłe.	Najbliższa populacja znajduje się w północnej Bułgarii i południowo wschodniej Serbii, jednak przemieszczanie się	W Rumunii i na Słowacji niedźwiedzie są gatunkiem, na który poluje się, podczas gdy w innych państwach są one objęte różnorodnymi limitami, głównie	Rozwój społeczno-ekonomiczny w Rumunii w pewnym stopniu oddziałuje na populację	Ogólnie cała populacja jest „narażona”, a niektóre części są „zagrożone”.

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczna i demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
	<p>się, że rozmieszczenie samic nie jest ciągłe. A zatem uznajemy trzy segmenty wewnątrz tej populacji. Wschodni segment na granicy między północno-środkową Słowacją, a południowo-środkową Polską, główny segment łańcucha Karpat rozciągający się od południowej Polski i wschodniej Słowacji, przez Ukrainę i Rumunię do wschodniej Serbii i gór Apuseni na zachód od głównego łańcucha Karpat w Rumunii.</p>	<p>Ostatnie szacunki populacji Rumunii wskazują, że w tym kraju występuje około 6 000 niedźwiedzi, co czyni populację stabilną. W ciągu ostatnich 50 lat, populacja niedźwiedzi Rumunii odrodziła się z mniej niż 1 000 sztuk do około 6 000. Na ten proces odrodzenia wpłynęły zarówno warunki siedliskowe jak i zarządzanie przyrodą.</p>	<p>pojedynczych niedźwiedzi może być bardzo ograniczone Dunajem, który stanowi naturalną barierę. Fakt, iż niedźwiedzie pojawiają się na tym obszarze sporadycznie doprowadził do wniosku, że migracja niedźwiedzi jest bardzo niepewna.</p>	<p>związanymi z systemami kontroli szkód. Corocznie nawet 250 niedźwiedzi zabijanych jest w Rumunii, co stanowi 4% szacowanej populacji. Od roku 2005 istnieje krajowy plan zarządzania niedźwiedziami zatwierdzony przez władze, którego wdrożenie rozpoczęło Ministerstwo Środowiska i Gospodarki Wodnej wraz z Ministerstwem Rolnictwa, Lasów i Rozwoju Wsi. Jedno z pierwszych rozpoczętych działań związane jest z szacowaniem populacji na większych obszarach (kryteria geograficzne) i wyznaczeniem limitów łowieckich w oparciu o analizę na poziomie krajowym. Odszkodowania za szkody spowodowane przez niedźwiedzie wypłacane są przez zarządców zwierzyny łownej, przewidując, że na obszarach gdzie nie ma polowań na niedźwiedzie, odszkodowania te wypłaca Ministerstwo Środowiska i Gospodarki Wodnej (władze odpowiedzialne za</p>	<p>niedźwiedzi w krótkim i długim czasie i uznaje się, że populacja niedźwiedzi w Rumunii jest narażona. Nowe wydarzenia mają pewien negatywny wpływ na niedźwiedzie, począwszy od zmian zachowania (niedźwiedzie przyzwyczajone), do fragmentacji siedlisk i izolacji reprodukcyjnej. Kilka obszarów (korytarz między górami Apuseni i głównym pasmem Karpat, doliną Prahovą, południową częścią Karpat - nie daleko Danuby) zaczął dotyczyć proces izolacji, jednak ciągłość nadal istnieje w całej rumuńskiej populacji Karpat.</p>	

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczna i demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
Pindos (2 100 - 2 500 niedźwie dzi)	Populacja rozciąga się od centralnej i południowej Słowenii, przez Chorwację, Bośnię i Hercegowinę, wschodnią Serbię, Czarnogórę, Albanie, BJR Macedonii do północnej Grecji. Występują małe obszary, na których zgodnie z naszymi informacjami mogą pojawiać się luki w Albanii, Czarnogórze, zachodniej Serbii i Kosowie, dlatego widzimy 2-3 segmenty.	W całości populacja jest od niedawna stabilna, przy stopniowym wzroście na Słowenii i w Chorwacji, zanotowanym spadku w Bośni i Hercegowinie w latach 90. w związku z wojną, i przy stanie stabilnym lub o niewielkim spadku w południowej części Alp Dynarskich. W łańcuchu Pindos populację określa się jako stabilną (150 - 200) z lokalnymi pozytywnymi trendami i ponowną kolonizacją poprzedniego zasięgu. Niskie wskaźniki zróżnicowania genetycznego wykryto w północno wschodnich Pindos. Szacunki jakości populacji różnią się mocno pomiędzy krajami. Tereny zalesione w tych krajach są mniej przylegające do siebie niż na obszarze Karpat, w pewnym stopniu dzieląc funkcjonujące siedlisko na mniej lub bardziej odizolowane pod obszary, choć istnieją korytarze. Obecnie nasza wiedza w skali precyzyjnej nie jest wystarczająca do określenia z pewnością czy populacja ta powinna zostać podzielona na mniejsze jednostki. Blok północny składa się z południowej Słowenii, Chorwacji i Bośni i Hercegowiny i jest ciągły, tak jak blok południowy składający się z greckich gór Pindos, zachodniej i środkowej BJR Macedonii i wschodniej Albanii. Jednak rozmieszczenie w północnej Albanii, Czarnogórze, zachodniej Serbii i Kosowie może być fragmentaryczna.	Na północy Słowenii ta populacja znajduje się blisko populacji Alp i niedźwiedzi w środkowej Austrii. Nie ma ciągłego rozmieszczenia samic niedźwiedzi z Alpami, ale samice przemieszczają się. W Grecji najbliższą populacją jest segment populacji Riła-Rodopy wzdłuż granicy Grecji i Bułgarii, jednak nie ma dowodów na połączenia.	gatunki chronione). W największej części zasięgu populacji (Słowenia, Chorwacja, Bośnia i Hercegowina, Serbia i Macedonia) niedźwiedzie są zwierzyną łowną. W Chorwacji istnieje plan zarządzania niedźwiedziami (opracowany w 2005 roku, poprawiony w roku 2007). We Słowenii niedźwiedź brunatny ma status gatunku chronionego i prowadzi się polowania na niego. W Albanii i Grecji niedźwiedzie objęte są statusem ścisłej ochrony.	Brak stabilności politycznej i środków finansowych stanowią nacisk w środkowej części zasięgu. Brak bieżących danych dotyczących środkowej części zasięgu - Czarnogóry, prowincji Kosowa oraz Serbii i Albanii - oznacza, że trudno jest ocenić początkową łączność. Istnieje potrzeba wprowadzenia standaryzacji metod spisu.	Ma taką strukturę, w której każda podgrupa populacji składa się z mniej niż 1 000 osobników. Trendy populacji nie są dobrze poznane i, chociaż populacja wydaje się być mniej lub bardziej stabilną to, możliwym jest, że zachodzi niewielki ciągły jej spadek. W konsekwencji sklasyfikowana jest jako „narazona”.
Alpy (35-40 niedźwie dzi)	Obecnie niedźwiedzie występują w trzech regionach Alp. Segment Środkowej Austrii jest rdzeniem zapoczątkowanym przez trzy niedźwiedzie wypuszczone w latach 1989 - 1993, na obszar, na którym pojawiał się dziki samiec. Segment Alp wschodnich zlokalizowany jest w	Populacja alpejska to duży obszar z niewielką liczbą niedźwiedzi. Niedźwiedzie zbite są w trzy segmenty, które oddzielone są dużymi obszarami, na których nie ma stałej obecności niedźwiedzi, choć poszczególne osobniki wykazały zdolność samodzielnego przemieszczania się pomiędzy segmentami. Nie jest to jednolita populacja jako taka, jednakże postanowiliśmy wyznaczyć ją jako populację ponieważ jej przyszła żywotność zależy wyłącznie od poprawy połączeń pomiędzy	Przynajmniej trzy osobniki z rdzenia Trentino rozeszły się w kierunku Austrii, Szwajcarii i Niemiec. Żaden nie ustanowił nowego terytorium zamieszkania, jednak ich przemieszczanie się ukazało połączenia siedliska w Alpach i	Włosko austriackie rdzenie niedźwiedzi znajdują się pod ścisłą ochroną. Usunięcie niedźwiedzi w Niemczech wywołało ogromny oddźwięk publiczny oraz kontrowersje pomiędzy różnymi krajowymi i międzynarodowymi	Szkody spowodowane przez niedźwiedzie mogą zmniejszyć społeczną akceptację, zwłaszcza przez osobniki stwarzające problemy. Trwają	Pomimo stałego wzrostu rdzenia środkowowłoskiego, ograniczone liczny osobników charakterystyczne dla całego alpejskiego zasięgu wskazują, że te niedźwiedzie są „krytycznie

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczna i demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
	<p>środkowych Alpach włoskich, z centrum w prowincji Trento. Jądro (20-25 osobników biorących swój początek ze zwierząt przeniesionych w latach 1999 - 2003) zajmuje obszar około 1 500 km², z których tylko 240 km² jest regularnie używanych. Wreszcie, jest też segment Alp południowych austriacko-sło-weński.</p>	<p>segmentami. Populacja środkowo-austriacka składa się z mniej niż 10 niedźwiedzi. Po początkowym wroście wywołanym reintrodukcją i lokalną reprodukcją, liczby w ostatnich latach maleją. Nie więcej niż cztery niedźwiedzie przetrwały w północno-wschodnich Włoszech przez reintrodukcją dziesięciu osobników ze Słowenii, w latach 1999 - 2003. Dzięki reprodukcji w konsekwencji reintrodukcji, obecnie populacja przekracza 20 niedźwiedzi i kontynuuje wzrost, a w roku 2006 liczyła od 6 do 7 osobników dorosłych i między 16, a 17 podrostków i osobników młodych. Niedźwiedzie pierwotnie zamieszkujące Alpy były genetycznie podobne do tych z Apl Dynarskich, a po niedawnych reintrodukcjach są teraz identyczne. Zarówno segmenty populacji środkowo austriackiej jak i Alp południowych są zależne od napływu nowych osobników, które zwiększą ich różnorodność genetyczną. Pozostaje pytanie czy naturalna imigracja będzie wystarczająca, czy też zajdzie potrzeba przesiedlenia kolejnych osobników.</p>	<p>potencjał ponownego zasiedlenia. Od czasu do czasu osobniki rozchodzące się z rdzenia wschodnioalpejskiego docierały do środkowych Alp włoskich, potwierdzając potencjalne połączenie pomiędzy wszystkimi alpejskimi rdzeniami.</p>	<p>organizacjami rządowymi i pozarządowymi. Na szczęście ta sprawa zwiększyła także świadomość potrzeby zarządzania niedźwiedziami na poziomie populacji. Inicjatywy na rzecz koordynacji i harmonizacji zarządzania niedźwiedziami między Włochami, Szwajcarią, Austrią i Niemcami są obecnie opracowywane.</p>	<p>intensywne prace zarządzania wszelkimi problemami związanymi z niedźwiedziami. Utrata ponad 15 niedźwiedzi z populacji środkowoaustrackiej i dwóch osobników rozprzestrzeniających się z Włoch sugeruje nienaturalnie wysoki wskaźnik śmiertelności wśród niedźwiedzi a Alpach. Niestety, najbardziej prawdopodobnym wytłumaczeniem jest nielegalny odstrzał. Jeden niedźwiedź został odstrzelony zgodnie z prawem w Niemczech w roku 2006 ponieważ stanowił potencjalne zagrożenie dla bezpieczeństwa ludzi (niedźwiedź kilkakrotnie wchodził do wsi i włamywał się do obór), a dwa inne niedźwiedzie</p>	<p>zagrożone”.</p>

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczna i demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
					zniknęły nie pozostawiając jakiegokolwiek śladów.	
Wschodnie Bałkany (720 niedźwiedzi)	Wyróżniamy trzy segmenty populacji Bałkanów wschodnich. Po pierwsze segment Riła Rodopy, który obejmuje bułgarskie góry Riła Rodopy i góry Pirin, i zachodnie góry Rodopy po obu stronach granicy państwowej. Z ogółu około 520 niedźwiedzi, tylko 25 - 30 znajduje się w Grecji. Połączenie pomiędzy niedźwiedziami w Grecji i Bułgarii prawdopodobnie składać się może z samców rozprzestrzeniających się z Bułgarii, jak również grup rodzinnych sezonowo rozprzestrzeniających się z Grecji na teren Bułgarii. Segment Strara Płanina zlokalizowany jest od gór Kotleńskich, na wschód do Złaticka-Teteven na zachodzie, wzdłuż 120 km łańcucha górskiego Stara Płanina (łańcuch bałkański). Zachodni kraniec rozciąga się do Serbii i kilka niedźwiedzi tworzy mały segment przygraniczny dzielony przez oba państwa.	Niewiele wiadomo o strukturze genetycznej. Dopiero niedawno dowiedziono istnienie połączeń pomiędzy segmentami i mogą one być oznaką nowej ponownej kolonizacji. We wczesnych latach 1980. niedźwiedzie karpaccie zostały wypuszczone w Rodopach i Starej Płaninie. Liczby nie są znane, ponieważ dostęp do tych danych jest ograniczony. Uważano, że populacja Starej Płaniny jest całkowicie odizolowana od populacji na południu i zachodzie, jednak niedawno pojawiły się dowody, na obecność niedźwiedzi w korytarzach na południe, ku górą Riły-Rodopów, w tym grup rodzinnych. Dlatego właśnie segmenty Stara Płanina i Riła Rodopy utraciły tożsamość populacji niezależnych, jak było to w poprzednich raportach.	Grecka część segmentu Riła-Rodopy znajduje się blisko populacji Dynary - Pindos, jednak nie istnieje widoczne połączenie pomiędzy tymi dwiema populacjami. Na północ od populacji Stara Płanina istnieje potencjalne, ale nie udowodnione połączenie z populacją karpaccą.	Niedźwiedzie w Bułgarii znajdują się pod ochroną, jednak pozwala na usuwanie osobników sprawiających problemy. Część grecka jest ściśle chroniona, tak jak tych kilka osobników w Serbii. Bułgaria opracowuje obecnie nowy plan zarządzania.	Obecnie panuje w Bułgarii liberalny (nie funkcjonujący poprawnie) system ogłaszania osobników problematycznymi przeznaczonymi do odstrzału, a także nie kontrolowane kłusownictwo. Nadchodzący rozwój może spowodować znaczącą utratę / fragmentację naturalnych siedlisk.	Populacja jest „narażona”, jednak połączenia są kruche, a ich naruszenie może zmienić pozycję gatunku na liście na „zagrożone”.
Apeniny (40 - 50 niedźwiedzi)	Populacja zlokalizowana jest głównie w Parku Narodowym Abruzzo i na otaczającym obszarze Apeninów, w środkowych Włoszech.	Badanie wykazało populację wielkości 70-80 niedźwiedzi w roku 1985. Jednakże, od tamtej pory prawdopodobnie nastąpiło jej zmniejszenie, a 40 - 50 osobników to bardziej realistyczne szacunki. Niektórzy spodziewają się wzrostu tej populacji w związku ze zredukowaniem kłusownictwa w	Populacja była kompletnie odizolowana przez ponad 100 lat. Nie istnieje żadna możliwość wznowienia łączności	Jest ściśle chroniona, jednak zdarzają się straty spowodowane kłusownictwem, zdarzają się także inne wypadki związane z człowiekiem.	Głównym naciskiem jest utrata dorosłych osobników spowodowana ingerencją człowieka.	Populacja jest „krytycznie zagrożona”.

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczna i demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
		ostatnich latach i z ochroną otaczających terenów Parku Narodowego Abruzzo w celu zapewnienia odpowiednich siedlisk. Jednakże, populacja ta istnieje na gęsto zaludnionym obszarze i istnieją potencjalne konflikty pomiędzy ochroną niedźwiedzi, a rozwojem i działalnością rekreacyjną.	w krótkim czasie.			
Kantabria (130 niedźwiedzi)	Obecnie dwa rdzenie niedźwiedzi znajdują się w populacji gór Kantabrii w północnej Hiszpanii. Określone są jako zachodni i wschodni segment populacji.	Segmenty populacji najwyraźniej zostały rozdzielone od początku XX wieku i obecnie wykazują zróżnicowanie genetyczne. Obecnie oddzielone są 30 - 50 km górskiego terenu i wymiana między segmentami populacji uznana jest za trudną, głównie z powodu niskiej jakości siedliska i korytarza transportu, na którego terenie znajduje się autostrada. Pomimo zarejestrowanego przemieszczania się osobników z segmentu zachodniego do wschodniego, nie zanotowano żadnego przypadku reprodukcji pomiędzy osobnikami z dwóch segmentów. Mimo to, uznajemy je za jedną populację, ponieważ ich przyszłość jest całkowicie zależna od przywrócenia tego połączenia, co wymaga holistycznego podejścia w zarządzaniu. Zachodni segment populacji (100 niedźwiedzi) wydaje się powiększać w ostatniej dekadzie i jest rozprzestrzeniony na obszarze 2 600 km ² . Ostatni spis z użyciem metod genetycznych (Garcia-Gariatogiotta <i>et al.</i> 2004, raport niepublikowany) oszacował liczbę 85 - 143 niedźwiedzi w zachodnim rdzeniu, ze średnią 107. Wschodni segment populacji (25 - 30 niedźwiedzi) wykazuje mniejszy potencjał odnowy chyba, że ustanowiony zostanie korytarz z zachodnim segmentem.	Populacja była kompletnie odizolowana przez ponad 100 lat. Nie istnieje żadna możliwość wznowienia połączeń w krótkim czasie.	Jest ściśle chroniona, jednak zdarzają się straty spowodowane kłusownictwem, zdarzają się także inne wypadki związane z człowiekiem.	Głównym naciskiem jest utrata dorosłych osobników spowodowana ingerencją człowieka. Potencjalne zniszczenie siedliska zarówno w zachodnim jak i wschodnim segmentcie spowodowane planem rozwoju infrastruktury i ośrodków narciarskich.	Populacja jest "krytycznie zagrożona".
Pireneje (15-17 niedźwiedzi)	Populacja niedźwiedzi Pirenejów składa się z dwóch segmentów. Segment wschodnio pirenejski (4 niedźwiedzie) znajduje się na obszarze 1000 km po obu stronach granicy państwowej	Zachodnia, autochtoniczna populacja szacunkowo składała się z 2 osobników. Ostatnie udokumentowane reprodukcje miały miejsce w roku 1995 i 1998. Segment autochtonicznej populacji środkowej wymarł przed ostatnim dziesięcioleciem XX wieku. W latach 1996-1997 reintrodukowano trzy	Populacja była kompletnie odizolowana przez ponad 100 lat. Nie istnieje żadna możliwość wznowienia połączeń	Jest ściśle chroniona, jednak zdarzają się straty spowodowane kłusownictwem, zdarzają się także inne wypadki związane z człowiekiem.	Głównym naciskiem jest utrata dorosłych osobników spowodowana ingerencją człowieka.	Populacja jest "krytycznie zagrożona".

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczna i demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
	między Francją i Hiszpanią, w zachodniej części łańcucha górskiego Pirenejów. Jednakże niedźwiedzie używają tylko jednej połowy tego obszaru regularnie. Segment środkowo pirenejski (11 - 17 niedźwiedzi) znajduje się po obu stronach granicy państwowej między Francją i Hiszpanią, w środkowej części łańcucha górskiego Pirenejów.	niedźwiedzie ze Słowenii, a w roku 2006 pięćosobników. Przyniosło to w rezultacie reprodukcję obejmującą jednego samca, który przeszedł do zachodniego segmentu Pirenejów. Do niedawna segmenty zachodnich i środkowych Pirenejów traktowane były jako odrębne jednostki. Przejście jednego samca niedźwiedzia pokazało, że istnieje potencjał zaistnienia połączeń.	w krótkim czasie.		Ochrona niedźwiedzi w Pirenejach jest szalenie kontrowersyjna, głównie z powodu ataków na rozprzestrzenione zwierzęta gospodarskie.	

RYŚ EUROAZJATYCKI (Lynx lynx)

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
Populacja skandynawska (2000 rysy)	Ryś występuje w Norwegii i Szwecji, z wyjątkiem południowo-zachodniego wybrzeża Norwegii. Populacja w południowej Szwecji jest w fazie kolonizacji/zasiedlania.	W skali populacji rozmiary wydają się obecnie w miarę stabilne, wahając się w granicach 2000 osobników. Populacja w Norwegii wahała się w ciągu ostatnich 10 lat, gdyż w ramach zarządzania populacją próbowano ustalić zrównoważone kwoty do odstrzału. Ostatnie dane wskazują pewien stopień stabilizacji. W północnej Szwecji liczebność rysia znacznie zmalała w ostatnich latach, w wyniku działań zarządzających, jednak doszło do wyraźnej ekspansji na południe. Na półwyspie skandynawskim ostatnie analizy genetyczne wykazały, że wydaje się, że jest więcej migracji przygranicznych w kierunku wschód-zachód niż północ-południe w granicach państwa. Jednak zarówno dane genetyczne jak i dane o rozmieszczeniu wskazują, że ruchy rysia są takie, że cały półwysep może być uznany za jedną populację.	Chociaż są pewne powiązania z populacją karelską, są one prawdopodobnie dość ograniczone, ponieważ w obszarze występowania reniferów w północnej Finlandii jest mało rysy. Dane genetyczne potwierdzają ten schemat, biorąc pod uwagę, że fiński ryś jest silniej spokrewniony z rysiem bałtyckim niż ze skandynawskim.	W Norwegii rysiami zarządza się jak zwierzyzną łowną, której roczne kwoty odstrzałowe są określone, co sezon łowiecki. W Szwecji ryś chroni dyrektywa siedliskowa, ale na południu i w centrum wydaje się pozwolenia na odstrzał niewielkiej liczby sztuk w ramach odstępstw. Na obszarze występowania reniferów w północnej Szwecji praktykuje się kontrolę populacji przed ostrzałem by ograniczyć drapieżnictwo: w Norwegii rocznie zabijanych jest do 10 000 owiec, w Szwecji – 100-200, kilka tysięcy	Zagrożenia: Nielegalne zabijanie jest ważną przyczyną śmiertelności rysia w Skandynawii. W niektórych okresach w Norwegii odsetek zabitych sztuk był zbyt wysoki. Najważniejsze działania ochronne to: zmiana hodowli owiec w Norwegii, wyrażona w kwotach łowieckich na zrównoważonym poziomie.	„Bliski zagrożenia” Duże, stałe i powiązane. Wyniki PVA wskazują, że rozmiar populacji ma niewielką szansę na wyginiecie.

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
Europejskie populacje północno-wschodnio (4900 rysy) Populacja karelska (1500 rysy) i bałtycka (3400 rysy)	Populacja północno-wschodnioeuropejska stanowi część największej populacji rysia na świecie. W pełni łączy się ona z innymi populacjami rysia, by stworzyć mniej lub bardziej stałą populację od Morza Bałtyckiego do Oceanu Spokojnego. Jednak ocenę ograniczono do obszaru na zachód od południka 35°E. Dla celów zarządzania proponujemy podzielenie tej dużej populacji na dwie populacje administracyjne. Populacja karelska: Obejmuje obwody rosyjskie Murkańsk i Karelię. W Finlandii rysie można spotkać na terenie całego kraju,	Populacja karelska W Finlandii do roku 1950 populacja wyginęła, potem rozpoczęła się rekolonizacja z Rosji. Od tego czasu populacja rosła i rozprzestrzeniła się, zwłaszcza w ciągu ostatniego dwudziestolecia. Szacuje się, że w Finlandii w 2004 r. liczba osobników wynosiła od 1050 do 1100 i wykazywała tendencje wzrostowe. Dane dla Karelii z 2005 r. wynosiły 510 i były stabilne. Populacja bałtycka: Populacja liczy około 3400 rysy, w tym 1600 na terenie Rosji. Chociaż ich liczba w Estonii i na Łotwie nieco zmalała w latach dziewięćdziesiątych, populacja najwyraźniej ustabilizowała się po dostosowaniu kwot łowieckich. Liczba osobników w Rosji pozostaje stała. Duże rozproszenie populacji na Litwie,	Populacja karelska Populacja karelska jest genetycznie zbliżona do bałtyckiej, a ich dystrybucja jest mniej więcej stała. Powiązania z populacją skandynawską prawdopodobnie są ograniczone, chociaż udokumentowano mieszanie genów dzięki badaniom genetycznym. Na wschodzie populacja karelska łączy się z syberyjską. Populacja bałtycka: na wschodzie populacja bałtycka łączy się z populacjami syberyjskimi, na północy również z genetycznie podobną populacją karelską. Południowa część populacji	półdzikich reniferów w obu krajach. W obu krajach państwo płaci za zabite zwierzęta domowe. W Norwegii, kiedy półoswojone renifery są zabijane, wypłaca się odszkodowanie, w Szwecji hodowcy reniferów otrzymują odszkodowanie za obecność rysia w okolicy, nie za straty. Szwecja wdrożyła plan zarządzania w 2000 r., w Norwegii parlament przedstawił białą księgę w 2004 – określono tam cele w zakresie zarządzania. Populacja karelska: Rysie są oficjalnie objęte ochroną w Finlandii od 1995 r. w ramach dyrektywy siedliskowej UE. Jednak zgodnie z art. 16 tej dyrektywy można odstąpić od ścisłej ochrony (czego wynikiem są kwoty łowieckie). W państwie utrzymuje się poziom populacji z końca lat dziewięćdziesiątych, w porównaniu do początku dekady. Poziom populacji (68 rysy rocznie w latach 2004-2005) jest stały. Obecnie trwają prace nad nowym planem	Populacja karelska: Zagrożenia: Potencjalnie odstrzał, chociaż obecnie poziom ten jest niski. Żerowanie na trzodzie jest bardzo niewielkie w tym regionie, chociaż żerowanie na półdzikich reniferach wyklucza je z północnych obszarów. Fińscy myśliwi postrzegają rysia jako poważną konkurencję dla	Populacja karelska: Gatunek „najmniejszej troski”. Chociaż liczba dorosłych zwierząt wynosi poniżej 1000 sztuk, nasze wyodrębnienie tej populacji jest cokolwiek arbitralne, ponieważ łączy się ona z większymi populacjami: bałtycką i syberyjską. Populacja bałtycka: Gatunek „najmniejszej troski”. Populacja jest bardzo duża i powiązana z innymi.

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
	<p>największe ich zagęszczenie występuje na południowym wschodzie. Bardzo niewiele rysy występuje w obszarach hodowli reniferów w północnej Finlandii. Rysie są rozprzestrzenione w obwodzie karelskim, ale tylko okazjonalnie pojawiają się w zalesionych obszarach obwodu Murmańsk.</p> <p>Rozmieszczenie populacji bałtyckiej na terenie Estonii jest mniej-więcej stałe (w tym również na wyspach), jak również na Łotwie, w dużej części Białorusi i obwodów rosyjskich: leningradzkiego, nowogrodzkiego, pskowskiego, twerskiego i smoleńskiego. Jednak populacja jest bardzo rozproszona na terenie Litwy, północno-wschodniej Polski, obwodu kaliningradzkiego i północnej Ukrainy.</p>	<p>północnej i wschodniej Białorusi oraz północno-wschodniej Polsce może budzić niepokój.</p>	<p>jest silnie rozproszona. Jakiegokolwiek powiązania z populacją karpacką są bardzo mało prawdopodobne. Podział między dwoma populacjami ma w tym wypadku jedynie znaczenie administracyjne, ze względu na potrzebę jednostek o praktycznej wielkości i bardziej jednorodnych warunkach wewnętrznych</p>	<p>zarządzania. Rysie są zwierzyną łowną w Rosji, ale w Karelii od 1995 nie było odstrzałów. Populacja bałtycka: Rysie są zarządzane jako zwierzyzna łowna w Estonii i na Łotwie (na podstawie wyjątku w załączniku IV do dyrektywy siedliskowej UE); rocznie odstrzeliwanych jest od 100 do 150 rysy. Rysie są również zwierzyną łowną w sąsiednich obwodach rosyjskich, jednak roczny odstrzał jest bardzo ograniczony (<50). W Polsce, na Białorusi, Litwie i Ukrainie rysie są chronione. Zarówno w Estonii, jak i na Łotwie przygotowano i wdrożono plan zarządzania gatunkiem. Koordynacja regionalna pomiędzy badaczami jest dobra – regionalna ocena statusu i zarządzania populacją rysia zakończyła się w 2006 r.</p>	<p>zwierzyzny łownej, zwłaszcza sarny i jelenia wirginijskiego. Najważniejsze niezbędne działania ochronne to: Opracowanie wiarygodnego systemu monitoringu w Rosji. Znależenie rozwiązań ograniczających konflikt na linii hodowcy bydła – drapieżniki w Finlandii, opracowanie rocznych kwot na podstawie wiarygodnych danych ze spisów, nawiązanie współpracy międzynarodowej. Populacja bałtycka: Zagrożenia: Fragmentacja populacji (zwłaszcza na południu), również ze względu na potencjalne nielegalne zabijanie. Najważniejsze niezbędne działania ochronne to: Odtworzenie połączeń pomiędzy</p>	

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
					rozproszonymi osobnikami wzdłuż zachodniej i południowej granicy. Poprawa i koordynacja monitoringu gatunków, opracowanie kompleksowej strategii ochrony na podstawie pojęcia metapopulacji i uznania jakości i połączeń między siedliskami.	
Populacja karpacka (2500 rysy)	Obszar rozmieszczenia obejmuje obecnie prawie cały obszar Karpat. W tym wschodnie tereny Czech, południową Polskę, zachodnią Słowację krainę, Rumunię i wschodnią Serbię. Możliwe, że pojedyncze osobniki mogą zawędrować nawet na terytorium Bułgarii.	Cała populacja liczy ok. 2500 rysy. Jednak prawdopodobnie niektóre państwa przeszacowują liczebność swoich populacji. Trendy w zakresie populacji zwykle łatwiej przewidzieć, niż całkowity rozmiar i gęstość rozmieszczenia. Tendencje są zróżnicowane w północno-zachodniej i południowo-wschodniej części populacji. Na Słowacji, w Polsce i na Ukrainie zaobserwowano negatywny trend w populacji, podczas, gdy w Rumunii odnotowano wzrost jej liczebności i dalszą ekspansję na południe. Ponad połowa populacji karpackiej znajduje się na terenie Rumunii oraz Słowacji. Rozmieszczenie jest mniej-więcej stałe, chociaż zakres jest dość wąski we wschodniej części Karpat Polsko-Słowackich. Ponadto, jakość danych z Ukrainy jest słaba, co utrudnia ocenę całościowo pojmowanych połączeń między populacjami - jednak dane,	Choć populacja karpacka jest bardzo duża, wydaje się być również odizolowana od innych populacji. Na północy połączenie z populacją bałtycką zostało najwyraźniej przerwane, gdyż rysy nie ma na nizinach zachodniej Ukrainy a we Wschodniej Polsce rysie są bardzo rozproszone. Na zachodzie może istnieć potencjał w zakresie ustanowienia łączności z populacją bawarską i bohemską.	We wszystkich krajach, z wyjątkiem Rumunii ryś jest objęty ochroną ścisłą, chociaż na Słowacji prawo w tym zakresie obowiązuje od niedawna (2001 r.). Do roku 2000 roczny legalny odstrzał wynosił prawie 150 zwierząt na Słowacji i był uznawany za zagrożenie dla populacji w Polsce, ryś został objęty ścisłą ochroną w 1995 r. Zatem Rumunia pozostaje jedynym krajem, w którym polowanie na populację karpacką rysia jest dozwolone prawem. Jednak liczba zastrzelonych rysy była bardzo niewielka w porównaniu z ich szacunkową liczbą i	Zagrożenia: Potencjalnie nielegalne zabijanie i fragmentacja siedlisk ze względu na rozwój infrastruktury i wycinanie lasów. Najważniejsze niezbędne środki ochronne: Poprawa systemu monitorowania i cenzusu, ochrona siedlisk, edukacja społeczna, badania terenowe w różnych częściach Karpat, by dowiedzieć się więcej o biologii gatunku w tym obszarze, stworzenie	Gatunek „najmniejszej troski”. Populacja jest duża.

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
		które posiadamy wskazują, że rysie są tam obecne.		potencjalnymi kwotami łowieckimi na rok. Jednak zakłada się, że nie ma kontroli nad realną skalą polowań, jak wynika z różnych danych w dostępnej literaturze przedmiotu.	jednolitej strategii zarządzania populacją karpacką. Potrzebne będą również plany działania.	
Populacja bohemsko-bawarska rysia (75 rysie)	Populacja zasiedla trójkąt przygraniczny Republiki Czeskiej, Niemiec i Austrii, w tym areał w zachodnich Czechach (Góry Szumawa, północno-zachodnia część Czeskiego Lasu, = Oberpfarselwald, wzgórze Szumawa, północne Novchradské Góry, na północy zaobserwowano sporadyczne, acz stałe występowanie niewielkiej liczby osobników na wyżynach Brdy, odłączających się od głównej populacji, Niemcy wschodnie (lasy Bayerischer i Oberpfälzer, Fichtelgebirge, Frankenwald) i w północnej Austrii (Bohmerwald, Muhlviertel, Waldviertel).	Chociaż mogły występować przypadki naturalnej kolonizacji przez populację karpacką, ta populacja pochodzi przede wszystkim od 5-9 rysie wprowadzonych do Lasów Bawarskich w 1970-72 r. oraz 18 rysie wprowadzonych do czeskich Gór Szumawa w 1982-89 r. Źródłem pochodzenia zwierząt były Karpaty Słowackie. Obecnie populacja liczy ok. 75 osobników. Do połowy lat dziewięćdziesiątych populacja wzrastała i zasiedlała coraz większy areał, od 1999 r. zanotowano jednak znaczny spadek jej liczebności we wszystkich trzech krajach, w szczególności w Republice Czeskiej, gdzie zamieszkuje ok. 60% całej populacji.	W północnej części areału dystrybucja jest mniej spójna, niż na południu. Zatem wewnętrzna fragmentacja może stać się problemem szczególnie na północnym zachodzie. Ma to wpływ na trwałość ewentualnych powiązań z populacją karpacką poprzez Góry Stołowe nad Łabą. Wydaje się, że przynajmniej na wschodzie Gór Stołowych w okolicach rzeki Łaby istnieją obecnie odpowiednie korytarze migracyjne. Póki co, nie ma potwierdzonej interferencji pomiędzy populacją bohemsko-bawarską a alpejską. W Austrii tereny zajmowane przez populację są dosyć blisko, jednak oddziela je Dunaj i autostrada. Po stronie niemieckiej kilka autostrad na wyżynie pomiędzy lasami bawarskimi a Alpami utrudnia ekspansję rysia na południe i południowy zachód. Na zachód (w stronę Szwarzwald) bariery infrastrukturalne są jeszcze większe.	Rysie z populacji bohemsko-bawarskiej są objęte ścisłą ochroną. Współpraca i wymiana informacji pomiędzy naukowcami rozpoczęła się przed kilkoma laty, zasugerowano powołanie platformy dyskusyjnej w sprawach zarządzania (CELTIC – Conservation of European Lynx Management and International Cooperation). Jednak póki co nie wypracowano wspólnego podejścia w tym zakresie. W Niemczech i Austrii zarządzanie dziką przyrodą spoczywa na stanach federalnych (Bundesländer), ze względu na brak krajowej strategii współpraca międzynarodowa jest utrudniona.	Zagrożenia: Kłusownictwo, fragmentacja siedlisk ze względu na budowę dróg. niezbędne środki ochronne: Znalezienie rozwiązań zapobiegających kłusownictwu, poprawa połączeń w obrębie populacji oraz między sąsiednimi populacjami, jasne zaangażowanie i więcej działań ze strony władz.	„zagrożone w stopniu krytycznym” Populacja jest niewielka i odizolowana, nie wykazuje tendencji wzrostowych.
Populacja bałkańska (<100 rysie)	Populacja rozproszona wzdłuż granic Albanii, Bułgarii i Jugosłowiańskiej Republiki	Bałkańska populacja rysia doświadczyła poważnych przeszkód w rozwoju w latach 1935-1940 –	Populacja dynarska zamieszkująca Bośnię i Hercegowinę w ostatnim czasie	Gatunek jest objęty ochroną ścisłą we wszystkich krajach	Zagrożenia: Mała liczebność populacji,	„zagrożone w stopniu krytycznym”: bardzo mała liczba

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
	Macedonii, Serbii (zwłaszcza prowincja Kosowo), Czarnogóry i potencjalnie Grecji. Rysie występują w albańskiej części Alp i Albanii środkowo-wschodniej, (głównie areal w okolicach Mawrowa, Galicicy i parków narodowych Pelister, ale prawdopodobnie również w górach Szar Planina graniczących z Kosowem), oraz w Serbii (prowincje Kosowo i Metochia) oraz Czarnogórze. Od czasu do czasu donoszono o niepotwierdzonym pojawianiu się rysia w przygranicznych obszarach Grecji i Byłej Jugosłowiańskiej Republiki Macedonii oraz Albanii.	szacowano, że liczba osobników pozostałych przy życiu to zaledwie 15-20 sztuk. Po drugiej wojnie światowej populacja zaczęła się odnawiać, szczególnie w Kosobie i Byłej Jugosłowiańskiej Republiki Macedonii. W 1965-1970 pojawiła się ponownie również na terenie Czarnogóry. W 1974 liczebność populacji oceniano na ok. 280 sztuk. Obecnie wynosi ona prawdopodobnie ok. 100 sztuk, w dyspersji na różnych terenach, co może świadczyć o dużej fragmentacji wewnętrznej. Nie da się ocenić ostatnich trendów w zakresie wielkości populacji lub jej dyspersji, jednak lokalni eksperci informują o jej spadku w latach 1990-1995 i 1996-2001.	rozprzestrzenia się na południe, podobnie, jak populacja karpacka w Serbii i Bułgarii. Może to doprowadzić do połączenia z populacją bałkańską. Z jednej strony byłoby to korzystne, ze względu na poprawę gatunku zagrożonego w stopniu krytycznym, z drugiej zakładana unikalność taksomu rysia bałkańskiego może zaniknąć ze względu na wpływ migracji osobników z północy i/lub zachodu. Obydwa potencjalne powiązania dotyczą rysia z populacji karpackiej.	występowania. Nie ma krajowych planów zarządzania, choć są one jednym z celów transgranicznych projektów ochrony. Plan ochrony rysia bałkańskiego stanowiłby podstawę działań na poziomie krajowym.	ograniczona zwierzyna łowna oraz degradacja siedlisk (zwłaszcza w Albanii), kłusownictwo, brak wiedzy na temat liczebności, rozmieszczenia i ekologii. Najważniejsze niezbędne działania ochronne: Prowadzenie systematycznych badań terenowych obejmujących cały potencjalny areal występowania, stworzenie standardów monitorowania rysia i gatunków łownych, badania na temat ekologii i historii gatunku rysia bałkańskiego, definicja statusu taksomu, budzenie świadomości publicznej, działania prawne, poprawa jakości siedlisk i dostępności zwierzyny łownej.	osobników w izolacji. Brak śladów rozwoju populacji.
Populacja dynarska (130 rysia)	Populacja rozciąga się od Słowenii, poprzez Chorwację, do Bośni i Hercegowiny. Od południowo—środkowej Słowenii (na południe i	Ta populacja genetycznie pochodzi od 6 osobników reindukowanych do Słowenii z Karpat w 1973 r. Obecnie populacja zasiedla prawdopodobnie prawie cały obszar Gór Dynarskich,	Według obecnych informacji populacja zajmuje spójny obszar i jest powiązana ze słoweńską częścią populacji alpejskiej, chociaż nie	Rysie objęto ochroną prawną w Chorwacji w 1995 r. Słowenia, po akcesji do Unii w 2004 r. ratyfikowała dyrektywę	Zagrożenia: Kłusownictwo, zderzenia z pojazdami/pociągami, chów wsobny,	„Zagrożony”: mała populacja, odizolowana od innych.

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
	południowy wschód od autostrady Jesenice-Ljublj i Triestu) poprzez Chorwację (regiony Górski Kotar i Lika) do zachodniej Bośni (brak danych dla sporadycznie występujących areałów).	choć sytuacja w południowej Chorwacji i południowo-wschodniej Bośni i Hercegowiny nie jest jasna, tj. brak informacji o sporadycznie zajmowanych areałach. Rozmiar populacji szacuje się na ok. 130 osobników. W Bośni-Hercegowinie populacja jest obecnie stabilna, w Chorwacji i Słowenii w 2001 odnotowano niewielki spadek liczebności. W obrębie całej populacji odnotowano spadek w porównaniu z początkiem lat dziewięćdziesiątych. Ponieważ monitoring w znacznej części populacji został ustanowiony dopiero niedawno, trudno ocenić trendy w perspektywie długoterminowej. Z wcześniejszych danych wynika, że dane na temat liczebności mogły być przeszacowane.	wiadomo jeszcze czy połączenia pomiędzy populacjami na linii Jesenice-Lublana-Triest są stałe. Możliwe, że istnieje połączenie z populacją bałkańską na południu. Od czasu do czasu pojawiają się informacje o pojawieniu się rysia na granicy Serbii z Czarnogorą i Bośnią-Hercegowiną.	siedliskową UE i w ten sposób objęła rysia ochroną. Status prawny gatunku w Bośni-Hercegowinie nie jest jasny. Chorwacja jest jedynym krajem występowania, w którym opracowano plan zarządzania gatunkiem. Planuje się stworzenie transnarodowego planu, obejmującego Chorwację i Słowenię.	ograniczony dostęp do zwierzyny łownej i utrata siedlisk. Niezbędne działania ochronne: stworzenie transnarodowego planu ochrony (w tym definicja statusu prawnego gatunku w Bośni-Hercegowinie) usprawnienie monitoringu i monitorowanie na bieżąco rysia i zwierzyny łownej, zwiększenie dostępu do zwierzyny łownej.	
Populacja Zachodnio-alpejska 80 rysia	Populacja koncentruje się w Alpach Szwajcarskich (głównie w kantonach Valais, Vaud, Fribourg i Berne) oraz Francuskich. Poza tym obszarem występowanie rysia zauważono również w środkowej Francji – populacja bardziej rozproszona, nie zaobserwowano stałego występowania (południowo-wschodnie regiony kraju, od Jeziora Genewskiego do regionu Hautes Alpes i Alp Włoskich).	Ryś wyginął w Alpach w 19 stuleciu, ostatnie osobniki odnotowano w Alpach Francuskich i Włoskich w latach 30 dwudziestego wieku. Status taksomu rysia alpejskiego stanowi obecnie przedmiot dyskusji. Rysia reindukowano do Alp w latach 70, z najbliższej populacji karpackiej. Obecnie populacja alpejska to sporadycznie odnotowywana obecność – wszystkie osobniki pochodzą z reindukcji w latach 70 (190-76, Szwajcaria). Choć ryś migrował do państw sąsiednich (Francja, Włochy) w ciągu 30 lat od ponownego wprowadzenia gatunku, póki co nie wytworzył stałej populacji alpejskiej. Całkowity rozmiar tej populacji szacuje się na ok. 120 dorosłych osobników (dane z 2001 r.) Całkowita	Zobserwowany poziom rozwoju najprawdopodobniej nie umożliwi naturalnej fuzji populacji Zachodnio- i Wschodnioalpejskiej w nadchodzących dziesięcioleciach. Potencjał ekspansji jest ograniczony w wyniku silnej fragmentacji siedlisk w Alpach. Mimo to Alpy są obszarem Europy Zachodniej i Środkowej, zasiedlonym przez populację o największym potencjale rozwoju - modele siedlisk przewidują potencjał ok. 960-1800 rysia, w zależności od zakładanej gęstości zasiedlenia. Istnieją potencjalne powiązania pomiędzy populacją	Rysie są obecnie objęte ochroną we wszystkich państwach alpejskich. W Szwajcarii i Francji można usuwać pojedyncze osobniki, które powodują zbyt duże szkody dla hodowców bydła. Zarządzaniem gatunkiem zajmują się krajowe agencje środowiskowe. Z wyjątkiem Szwajcarii brak jest krajowych planów zarządzania. Na początku dekady lat dziewięćdziesiątych naukowcy z krajów alpejskich powołali grupę ekspercką monitorującą	Zagrożenia: Kłusownictwo, rozwój infrastruktury (zwłaszcza budowa dróg), zderzenia z pojazdami i pociągami, ograniczona dyspersja, genetyka. Niezbędne działania ochronne: Promowanie ekspansji zajmowanego areału, poprawa realizacji ochrony prawnej, stały monitoring	„Zagrożony”: mała populacja, dość odizolowana od innych.

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
		liczba osobników była mniej-więcej stabilna w ciągu ostatnich 10 lat, jednak w regionie odnotowano różniące się trendy. We Francji, zachodnich Włoszech i Szwajcarii zauważono niewielką ekspansję (w tej ostatniej poprzez translokację zwierząt z Alp Zachodnich i Gór Jura do Alp Wschodnich).	Zachodnioalpejską a populacją z Gór Jura, która może mieć powiązania z Wogezami	stan populacji alpejskiej oraz koordynującą działania w tym zakresie, tzw. SCALP (<i>Status and Conservation of the Alpine Lynx Population</i>). W wyniku jej aktywności stworzono wspólne standardy interpretacji danych z monitoringu oraz opracowano tzw. Panalpejską Strategię Ochrony (Pan-Alpine Conservation Strategy - PaCS) przyjętą przez Stały Komitet Konwencji Berneńskiej.	parametrów genetycznych i demograficznych oraz zwiększenie akceptacji mieszkańców.	
Populacja wschodnio-alpejska (30-40 rysy)	To mała, rozproszona populacja zlokalizowana w północno-zachodniej części Słowenii (Alpy Słoweńskie), rozciągająca się w przyległych regionach Włoch (Tarvisiano, Friuli VG, Veneto Bellunese) i Austrii (Karyntia, północny Kalkalpen, Górna Karyntia, Nedere Tauern)	Populacja pochodzi od reindukowanych osobników z populacji karpackiej. Reintrodukcja miała miejsce w Słowenii w latach 1977-79. Reindukowane osobniki pochodziły z Austrii.	Zobserwowany poziom rozwoju najprawdopodobniej nie umożliwi naturalnej fuzji populacji zachodnio- i Wschodnio-alpejskiej w nadchodzących dziesięcioleciach. Potencjał ekspansji jest ograniczony w wyniku silnej fragmentacji siedlisk w Alpach. Mimo to Alpy są obszarem Europy Zachodniej i Środkowej, zasiedlonym przez populację o największym potencjale rozwoju - modele siedlisk przewidują potencjał ok. 960-1800 rysy, w zależności od zakładanej gęstości zasiedlenia. Potencjalnie istnieją dobre możliwości łączności pomiędzy rysiem w Alpach Wschodnich a populacją dynarską.	Rysie są chronione we wszystkich prowincjach alpejskich, chociaż pojedyncze osobniki sprawiające kłopoty mogą być usuwane. W Austrii właściciele terenów łowieckich są odpowiedzialni za zarządzanie gatunkiem, ale podlegają nadzorowi landów (Bundeslander), które mają uprawnienia w tym zakresie. Nie ma planów zarządzania na poziomie kraju. Populacja podlega planom wytyczonym w ramach współpracy SCALP (por. informacje powyżej).	Zagrożenia: Kłusownictwo, rozwój infrastruktury (zwłaszcza budowa dróg), zderzenia z pojazdami i pociągami, ograniczona dyspersja, genetyka. niezbędne środki ochronne: Promowanie ekspansji areału, poprawa otoczenia prawnego i wdrażania uregulowań, stały monitoring parametrów genetycznych i demograficznych,	„Zagrożone w stopniu krytycznym”: mała populacja.

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
					zwiększenie tolerancji społeczności lokalnej.	
Populacja z Gór Jura 80 rysi	Ta populacja zajmuje terytorium w Górach Jura wzdłuż granicy pomiędzy zachodnią Szwajcarią a Francją.	Populacja ta pochodzi z reindukcji gatunku do Szwajcarskiej Jury w latach 1974-75. W tym samym czasie pierwsze osobniki zaobserwowano również w Jurze Francuskiej, skąd rozprzestrzeniły się dalej na teren całego łańcucha górskiego. Obecnie populacja liczy ok. 80 sztuk i obejmuje niemal cały areal łańcucha górskiego. Ok. 2/3 populacji znajduje się we Francji. W latach 1996-2001 populacja rosła, zwłaszcza w północno-wschodniej Jurze. Obecnie liczebność populacji jest mniej-więcej stabilna.	Według modelu siedlisk, przewiduje się, że Góry Jura mogą przyjąć ok. 74-101 rysi. Całkowity rozmiar populacji będzie zatem ograniczony. Potencjalne korytarze do sąsiednich populacji (Alpy, Wogezy Palatynackie, „Czarny Las” Szwarcwald i) istnieją, ale odnotowano również pewne bariery takie, jak autostrady i rzeki, które należy przekroczyć. Najłatwiejsze są połączenia z Chartreuse (Alpy Francuskie), co potwierdza odnotowana obecność rysia w tym regionie. Z przyczyn genetycznych wymiana z innymi populacjami byłaby istotna, ponieważ populacja z Gór Jura straciła część różnorodności genetycznej w porównaniu z populacją z Karpat Słowackich.	We wszystkich tych krajach ryś objęty jest ochroną prawną. Można jednak usuwać pojedyncze osobniki zagrażające zwierzętom gospodarkim. Podobne zasady obowiązują we Francji i Szwajcarii. W praktyce proceder ten jest znacznie częściej stosowany w Jurze Francuskiej, niż Szwajcarskiej. Ministerstwa Środowiska odpowiadają za zarządzanie gatunkiem. Nawiązano współpracę na poziomie badawczym i administracyjnym, ale nie prowadzi się systemowych badań populacji czy strategii zarządzania.	Zagrożenia: Kłusownictwo, wypadki drogowe, ograniczona dyspersja. niezbędne środki ochronne: Dalsze monitorowanie i poprawa jego jakości, monitoring genetyczny populacji, wdrażanie rozwiązań prawnych, poprawa połączeń z innymi populacjami rysia.	„Zagrożony”: mała populacja.
Populacja z Wogezów i Lasu Palatynackiego (30-40 rysi)	Populacja ta składa się z dwóch segmentów, jednego w południowo-środkowych Wogezach Francuskich, drugiego w Północnych Wogezach oraz południowo-zachodnich Niemczech (Las Palatynacki).	Rysie w Wogezach pochodzą od 21 osobników wypuszczonych w tej okolicy w latach 1983-93. Populacja obejmuje mniej-więcej stały obszar 3000 km ² . Dane na temat pojawienia się rysia w Lesie Palatynackim różnią się w zależności od źródeł. Niektóre podają, jako rok pojawienia się 1980, inne – 1986. Pochodzenie zwierząt nie jest znane, naturalna imigracja wydaje się jednak mało prawdopodobna. Wogezy Północne oddziela od	Być może definiowanie tej populacji, jako odrębnej i jednolitej jest jeszcze nieco na wyrost, gdyż połączenia segmentu z południowo/środkowych Wogezów i północnych Wogezów/Lasu Palatynackiego nie są jeszcze zbyt dobrze rozwinięte. Ekspansja na wschód doliny Rodanu jest mało	We wszystkich tych krajach ryś objęty jest ochroną prawną. Można jednak usuwać pojedyncze osobniki zagrażające stadom. Ministerstwa Środowiska odpowiadają za zarządzanie gatunkiem. Nawiązano współpracę na poziomie badawczym i administracyjnym, ale	Zagrożenia: Kłusownictwo, wypadki drogowe, ograniczona dyspersja. Niezbędne działania ochronne: dalsze monitorowanie i poprawa jego jakości, monitoring genetyczny	„Zagrożone w stopniu krytycznym”: mała populacja.

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
		Południowych droga główna i kanał de la Mame na Rodanie w dystrykcie Saverne, nie wiadomo, jak często zwierzęta pokonują te bariery. Według aktualnych danych ok. 30 (prawie 40) zwierząt zamieszkuje areal Wogezów, a także Las Palatynacki. Ostatnie tendencje wskazują niewielką ekspansję na południe, jednak w północnej części liczebność populacji maleje.	prawdopodobna, na zachód zaś ograniczona ze względu na brak terenów leśnych. Wzdłuż lewego brzegu Rodanu łańcuch pomniejszych pasm górskich daje szansę na większą meta-populację. Istnieją oczywiście połączenia z Jurą, jednak pewne bariery są tu trudne do przezwyciężenia. Jednak od 1997 r. pojawiły się pewne informacje o występowaniu rysia z regionu Haute-Saone, znajdującego się pomiędzy dwoma masywami górkimi.	nie prowadzi się systemowych badań populacji czy strategii zarządzania.	populacji, wdrażanie rozwiązań prawnych, poprawa połączeń z innymi populacjami rysia.	

WILK (*Canis lupus*)

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
Półwysp Iberyjski (2500 wilków) Populacja północno-zachodnia (2400 wilków)	Na Półwyspie Iberyjskim wyróżniamy dwie populacje. Największa populacja leży w północno-zachodnim kwadrancie Półwyspu Iberyjskiego (w Hiszpanii i Portugalii) w tym w zachodnim kraju Basków. Nie w Pirenejach, ale na południe aż w Awili. Wilki na południe od rzeki Duero w Portugalii stanowią odrębny segment (ok. 30 osobników) i nie ma dowodów na ich powiązania z wilkami na północ od rzeki.	Wilki iberyjski (<i>Canis lupus signatus</i>) może być uznany za odrębny podgatunek. Po ograniczeniu populacji w latach 60. obecnie jej liczebność wzrasta. Populacja rozprzestrzenia się w środkowej Hiszpanii. Populacja północno-zachodnia również dokonuje ekspansji. W ramach tej populacji rozróżniamy dwa odrębne segmenty. Największy zajmuje obszary na północ od rzeki Duero w obu krajach. Na południe od Duero w Portugalii niewielki segment populacji liczący ok. 30 sztuk obecnie najwyraźniej pozostaje odizolowany od głównej ciągłej populacji północno-zachodniej, na co wskazują badania terenowe i genetyczne, a jego ochrona zależy od restytucji połączeń z główną populacją, głównie z hiszpańską populacją na	Najbliższa populacja wilków zajmuje obszary Alp Zachodnich, nie ma połączeń między populacjami. W Katalonii w latach 2000-2007 odnotowano obecność sześciu samotnych wilków. W Pirenejach Francuskich w ciągu ostatnich 10 lat wykryto obecność trzech wilków, innych, niż te zauważone w Katalonii. Zatem w sumie w Pirenejach Francuskich i Hiszpańskich w ciągu ostatniego dziesięciolecia zaobserwowano dziewięć różnych osobników.	Wilki są objęte ścisłą ochroną w całej Portugalii, w Hiszpanii natomiast tylko na południe od rzeki Duero (choć obecnie podlegają częściowej kontroli ze względu na drapieżnictwo) (w obu przypadkach stosuje się załącznik IV do dyrektywy siedliskowej). Na północ od Duero w Hiszpanii wilki są zwierzyną łowną (załącznik V do dyrektywy siedliskowej) w ramach różnych strategii zarządzania, zależnie od	Kłusownictwo jest nadal powszechne, stosuje się również trutki. Autonomiczne regiony stopniowo przyjmują plany zarządzania gatunkiem. Jednak koordynacja działań samorządów oraz władz Hiszpanii i Portugalii jest ograniczona. W niektórych obszarach sytuacja gatunku zależy w dużej mierze od źródeł pokarmu	Główna populacja ma status „bliski zagrożenia”. Populacja iberyjska jest duża (ok. 2500 wilków, choć dorosłych osobników może być niewiele więcej, niż 1000) i rozprzestrzenia się w kierunku południowym i wschodnim. Zatem, nie kwalifikuje się do kategorii „narażonych”. Utrzymuje się ona w kategorii „bliska zagrożenia”, ponieważ spełnia

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
		południe od Duero.		ustawodawstwa 8 samorządów regionalnych. Regiony Asturias i Castilla y Leon mają Plany Zarządzania dla Wilka, Galicja czeka na przyjęcie takiego planu. W Portugalii wypłaca się najwyższe w Europie odszkodowania za straty spowodowane przez wilki.	wynikających z działalności człowieka, co tworzy trudne do rozwiązania konflikty.	również niektóre kryteria kategorii "narażona" ze względu na fragmentację planów zarządzania, brak planu zarządzania na poziomie populacji, występowanie trudnych do przewidzenia incydentów działalności człowieka przeciwko wilkom (trucie, odstrzał itd.), niebezpiecznych dla populacji na poziomie lokalnym.
Sierra Morena - populacja 50 wilków	Bardzo mała populacja wilków, izolowana w południowej Hiszpanii od ostatnich 40-50 lat, w górach Sierra Morena regionów Andaluzja i Castilla La Mancha.	Izolowana populacja w Sierra Morena wydaje się być stabilna.	Populacja jest oddalona od północno-zachodniej o 270 kilometrów.	Ściśle chroniony.	Wilki są nielegalnie kłusowane ze względu na szkody jakie wyrządzają w populacji zwierzyny łownej (głównie jelenia), który stanowi główne źródło dochodu w dużych prywatnych posiadłościach Sierra Morena. Ponadto izolacja może stanowić kolejny czynnik zagrażający przetrwaniu populacji.	Niewielka populacja Sierra Morena jest oddalona od głównej populacji na północy i powinna być zakwalifikowana do kategorii „zagrożonych w stopniu krytycznym”.
Populacja z Alp	Populacja zajmuje obszar obejmujący większość Alp	Jest to populacja włoskiego pochodzenia, wszystkie wilki dzielą	Kontynuację genetyczną z populacją apenińską ocenia się	Populacja jest objęta ścisłą ochroną według prawa	Kilka przypadków kłusownictwa	„Zagrożony”: populacja alpejska

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
Zachodnich i Środkowych 100-120 wilków	Zachodnich we Francji i Włoszech - wiele terytoriów to obszary transgraniczne wzdłuż granicy francusko-włoskiej na południe od Valle d'Aosta. Osobniki rozprzestrzeniają się regularnie do Szwajcarii, nawet do Grisons, ale jak dotąd nie stworzyły stałej watahy.	ten sam haplotyp genetyczny. Poszczególne osobniki dokonujące dyspersji z Apeninów najpierw skolonizowały Alpy w 1992 r. i udało im się stworzyć stałą, rosnącą populację, która wykazuje bardzo dynamiczne zachowania przestrzenne i ekspansję na zachód i północ. Całkowitą ich liczbę ocenia się na 100-120 sztuk, roczny przyrost kształtuje się na poziomie ok. 10%.	ostatnio na 2.5 osobników na pokolenie, z których wszystkie przenoszą się z Apeninów do populacji alpejskiej. W 2005 r. młody wilk śledzony w systemie radiowym przewędrował ponad 1000 km z Parmy do Nicei, potwierdzając naturalną dyspersję wzdłuż północnych Apeninów. Mimo kontynuacji pomiędzy dwoma populacjami ich konteksty ekologiczne i społeczno-ekonomiczne są na tyle różne, że stanowią uzasadnienie dla ich oddzielnego traktowania dla celów zarządzania.	francuskiego, włoskiego i szwajcarskiego. We Francji i Szwajcarii Krajowe Plany Działań uwzględniają możliwość legalnego odstrzału pojedynczych osobników w ściśle określonych okolicznościach, np. ataki na żywy inwentarz. Trzy państwa podpisały ostatnio (w 2006 r.) umowę o współpracy w zarządzaniu całą populacją, co stanowiło przełom - uznanie faktu, że populacja biologiczna musi być zarządzana wspólnie, za porozumieniem stron.	odnotowano we Francji i Włoszech. Lokalni rolnicy i hodowcy bydła nadal mają problemy z zaakceptowaniem obecności wilka w swojej okolicy. Konflikty z myśliwymi są coraz częstsze i pozostają nierozwiązane. Zarówno Francja, jak i samorząd regionalny Piemonte we Włoszech przeprowadzają szeroko zakrojone, ciągłe badania i monitoring populacji, a także szkód dla hodowców bydła. Dostępne są wysokiej jakości dane dla celów zarządzania.	jest najnowszą odnogą o niewielkiej liczbie osobników. Chociaż jej rozmiar szybko rośnie, obecnie szacowany jest na 120-150 osobników, ma ograniczone kontrakty genetyczne i geograficzne z sąsiednią populacją z Apeninów. Jej niewielki rozmiar uzasadnia kategorię "zagrożonej".
Populacja Półwyspu Włoskiego (500-800 wilków)	Populacja zajmuje cały łańcuch Apeninów od Ligurii do Kalabrii (Aspromonte) i rozciąga się do północnego Lazio i środkowo-zachodniej Toskanii (prowincje Siena, Grosseto i Pisa).	Populacja została opisana w 1921 r. (Altobello 1921) i potwierdzona w 1999 r. (Nowak 1999) jako odrębny podgatunek (<i>Canis lupus italicus</i>). Genetycznie rozpoznano odrębny haplotyp mitochondrialnego DNA. Po zahamowaniu rozwoju populacji w latach 60. dwudziestego wieku, kiedy liczba osobników wynosiła ok. 100 sztuk, populacja stopniowo rosła i dokonała ekspansji do Alp Zachodnich.	Najbliższa populacja (oprócz populacji z Alp Zachodnich, por. informacje powyżej) znajduje się w Słowenii (populacja dynarsko-bałkańska). Jednak duża część Alp Środkowych i rolniczej doliny rzeki <i>Po</i> skutecznie oddziela obie populacje.	Populacja podlega ścisłej ochronie prawnej, 14 uregulowań na poziomie regionalnym dają możliwość uzyskania odszkodowań w różnej wysokości. Odszkodowania wypłacane za sztukę plasują się wśród najwyższych w Europie,	Populacja teoretycznie jest chroniona, ale prawo jest słabo egzekwowane, a kłusownictwo – powszechne na całym terenie występowania. Coraz częściej w zwalczaniu psów,	„Narażony”: populacja wilka włoskiego liczy ok. 500-800 sztuk zajmujących terytoria wzdłuż Apeninów. Areał zajmowany przez populację jest wąski i wydłużony, ograniczony do

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
		W 2006 r. jej liczebność oceniano na 500 – 800 sztuk.		jednak skuteczność programów odszkodowań nigdy nie podlegała ocenie i jest coraz częściej kwestionowana. Oprócz ochrony prawnej populacja nie jest w żaden sposób zarządzana. Gatunek występuje w kilku obszarach chronionych, ale ich rozmiar jest zbyt mały, by chronić populację i zapewnić jej przetrwanie. Mimo ochrony prawnej, szacuje się, że w wyniku kłusownictwa ginie rocznie 15-20% populacji.	lisów i wilków wykorzystuje się truciznę. Odnotowano przypadki hybrydyzacji z psami – osobniki te stanowią nie mniej niż 5% populacji. Krajowy Plan Działania stanowi szersze ramy strategiczne zarządzania, nie jest jednak realizowany przez władze krajowe i regionalne.	Apeninów. Populacja ma ograniczone kontakty z populacją Alp Zachodnich, a ostatnie badania genetyczne wskazują przepływ genów tylko w kierunku Alp. Mimo ostatniego wzrostu liczebności i ekspansji, populacja wilka włoskiego jest nadal narażona w dużej mierze na eksterminację na poziomie lokalnym, spowodowaną działalnością człowieka (trucie, odstrzał, wypadki drogowe). Stochastyczne występowanie tego typu przypadków przemawia za ostrożną oceną stanu populacji. „Zagrożony” ale obecny dobry status może łatwo ulec zmianie.
Dynarsko-Bałkańska Populacja: (5,000 wilków)	Ta populacja zajmuje duży obszar od Słowenii do północno-środkowej Grecji w tym Góry Dynarskie w Chorwacji, Bośni i Hercegowinie, zachodniej Serbii (i prowincji Kosowo), Czarnogórze, Bułgarii	Wydaje się, że populacja w tym regionie jest mniej-więcej stała, choć dane z niektórych krajów są dosyć problematyczne. Szacuje się, że populacja przekracza 5000 osobników, choć lokalnie dyspersja może być bardzo zróżnicowana, a ogólne trendy demograficzne są w dużej mierze	Na północy populacja nie ma kontaktu z najbliższą populacją we Włoszech, chociaż pojawiają się doniesienia o dyspersji osobników do Austrii i wschodnich Włoch. Na wschodzie populacja może wymieniać osobniki z dużą	Zarządzanie jest fragmentaryczne ze względu na różnice w krajowym ustawodawstwie. W niemal wszystkich krajach wilki są zwierzyzną łowną, z	Legalne polowanie i kłusownictwo przynoszą nieoszacowane straty w całym obszarze występowania. Inne najczęściej	Gatunek „najmniejszej troski”. Ta duża populacja wilka (ponad 5000 sztuk) najwyraźniej ma dobry status ochrony głównie ze względu

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
	Jugosłowiańskiej Republice Macedonii, Albanii, zachodniej i południowej Bułgarii	nieznane. W Chorwacji i Słowenii populacja została odtworzona dzięki aktywnemu zarządzaniu w latach dziewięćdziesiątych. Obecnie nasza wiedza o większej części tej dużej populacji jest zbyt niewielka, by dzielić populację na segmenty lub nawet właściwie ocenić całą dystrybucję. Możliwe, że bardziej szczegółowe analizy pozwolą na klasyfikację na niższych poziomach.	populacją karpacką, zajmującą tereny aż do północnej Bułgarii.	wyjątkiem Słowenii, Chorwacji i Grecji na południe od równoleżnika 39°, gdzie wilk podlega ścisłej ochronie. W Chorwacji wdrożono skuteczny Plan Działania (aktualizowany w 2007 r.), umożliwiając odstrzał w ograniczonym zakresie. W większości pozostałych państw egzekucja prawo nie jest egzekwowane, lub jest tylko w ograniczonym zakresie, nawet w przypadku chronionych populacji.	wymieniane presje to: fragmentacja siedlisk ze względu na budowę grodzonych autostrad, brak dzikiej zwierzyny łownej, szerokie wykorzystanie trutek i konflikt interesów z człowiekiem.	na ograniczone zarządzanie, spowodowane niestabilną sytuacją polityczną na dużej części obszaru występowania. Jednak skrajne obszary występowania mogą podlegać presji spowodowanej działalnością człowieka (Słowenia, środkowa Grecja), należy zatem wprowadzać plany zarządzania w sytuacji kryzysowej.
Populacja karpacka 3000-4000 wilków	Karpaty Środkowe są ostoją jednej z największych populacji wilka w Europie. Populacja zajmuje obszar kilku krajów, od północnej Bułgarii do wschodniej Serbii, Rumunii, południowo-zachodniej Ukrainy, Słowacji i południowej Polski. Od czasu do czasu pojawiają się doniesienia o obecności kilku osobników na wschodzie Republiki Czeskiej.	Liczebność populacji ocenia się na ponad 5000 sztuk, z których większość zamieszkuje tereny Rumunii i Ukrainy. Słowacja jest domem około 400-500 wilków, a południowa Polska zapewnia dobre siedliska wzdłuż południowo-wschodniej granicy.	Najprawdopodobniej zachodzi pewien poziom wymiany genetycznej z populacją dynarsko-bałkańską w zachodniej Bułgarii oraz z populacją bałtycką przez wschodnią Polskę, chociaż to połączenie jest fragmentaryczne.	Wilki są ściśle chronione w Czechach i Polsce. Są objęte planem zarządzania jako gatunek de facto łowny w Rumunii i na Słowacji, pomimo statusu zawartego w załączniku IV do dyrektywy siedliskowej. Wilki na Ukrainie są zwierzyną łowną, w ostatnich latach wprowadzono duże limity odstrzału. Wilki są zwierzyną łowną w Serbii.	Mimo dużych rozmiarów, fragmentacja zarządzania stanowi potencjalnie zagrożenie dla skrajnych obszarów występowania, problem ten powinien zostać rozwiązany. Często gatunek zwalczany jest trucizną i kłusownictwem.	Gatunek „najmniejszej troski”. Ta duża populacja wilka (ponad 5000 sztuk) jest stabilna najprawdopodobniej dzięki ochronie na terytorium Rumunii. Jednak niektóre skrajne obszary występowania mogą podlegać silnej presji (południowa Polska, Słowacja) i mogą wymagać działań ochronnych ad hoc.
Północno-wschodnia populacja europejska (4350)	Północno-wschodnia populacja stanowi część największej ciągłej populacji wilka na świecie. W pełni łączy się ona z innymi populacjami wilka,	Populacja karelska: Po szeroko zakrojonej kontroli populacji w pierwszej połowie 20 wieku, populacja uległa restytucji w latach 80. i 90. Obecne dane oparte są na obliczeniach	Populacja karelska stanowi część dużej populacji rosyjskiej, łączącej się z populacją bałtycką na południu. Niekiedy dochodzi	Populacja karelska: w Finlandii postępowanie z wilkami występującymi na terenach hodowli reniferów reguluje	Populacja karelska w Finlandii wilki powodują bardzo ograniczone szkody dla	Populacja karelska „bliski zagrożenia”. Liczba wilków w Karelii rosyjskiej jest nieznana, ale wydaje

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
wilków) Populacja karelska (750 wilków) i populacja bałtycka (3600 wilków)	tworząc bardziej lub mniej ciągłą populację od Morza Bałtyckiego do Oceanu Spokojnego. Jednak ocenę ograniczono do obszaru na zachód od południka 35°E. Dla celów zarządzania proponujemy podzielenie tej dużej populacji na dwie populacje administracyjne. Populacja karelska występuje w Finlandii i rosyjskich obwodach: karelskim i murmańskim. Wilki są rozpowszechnione w rosyjskiej Karelii, ale rozproszone w Murmańsku. W Finlandii wilki występują w największych skupiskach na południowym wschodzie, ale watahy z młodymi pojawiały się ostatnio w środkowej i zachodniej części kraju. Populacja bałtycka obejmuje wschodnią Polskę, Litwę, Łotwę, Estonię, Białoruś, północną Ukrainę i rosyjskie obwody: Kaliningrad, Leningrad, Nowogród, Psków, Twer, Smoleńsk, Briańsk, Moskwa, Kursk, Biełgorod i Orel.	watah rodzinnych w Finlandii (ok. 200 sztuk); populacja nadal rośnie. W Karelii liczba wilków wydaje się stabilna. Populacja bałtycka: Trend w regionie wydaje się bardzo spójny. Na początku 20. wieku populacje zostały ograniczone, ale były nadal szeroko obecne, po pierwszej wojnie światowej ich liczebność wzrosła. W okresie międzywojennym populacje ponownie zmalały, ale po drugiej wojnie światowej powróciły do szczytowych rozmiarów. W latach pięćdziesiątych zostały ponownie silnie przetrzebione tak, że w latach 60. i 70. ich liczebność znacznie zmalała. Następnie populacje znowu odnotowały wzrost, osiągając maksymalny rozmiar Na początku lat 90. – pod koniec tej dekady znowu uległy ograniczeniu. Obecnie trendy ustabilizowały się w państwach UE, natomiast w zachodniej Rosji nadal zauważalne są tendencje niskowe. W Polsce i państwach bałtyckich jest ok. 1000 wilków, na Białorusi ok. 1000 i w sąsiednich obwodach rosyjskich ok. 1600.	do okazjonalnej wymiany z populacją skandynawską. Populacja bałtycka: Populacja ta jest najdalej wysuniętą na zachód częścią dużej populacji rosyjskiej i łączy się z populacją karelską. W Polsce mimo nieciągłej dystrybucji, dyspersja jest możliwa między populacją bałtycką a karpacką. Podział między dwoma populacjami ma w tym wypadku jedynie znaczenie administracyjne, ze względu na potrzebę jednostek o praktycznej wielkości i bardziej jednorodnych warunkach wewnętrznych	załącznik V do dyrektywy siedliskowej UE, dla występujących poza tym obszarem – załącznik IV do tej dyrektywy. Z powodu konfliktów z hodowcami reniferów wilki nie są i nie będą tolerowane w północnej Finlandii. Jednak wilki są również zabijane poza obszarem hodowli reniferów, by ograniczyć konflikty. Finlandia przyjęła ostatnio krajowy plan zarządzania, w którym przewidziano odstrzał pewnej liczby osobników w ściśle kontrolowanych warunkach. W Karelii rosyjskiej wilki są zabijane na całym obszarze występowania bez ograniczeń czasowych. Populacja bałtycka: Standardową praktyką w zakresie zarządzania przez większość 20. stulecia był nieograniczony odstrzał, często za wynagrodzeniem, mając na celu eksterminację wilka, lub przynajmniej poważne ograniczenie ich liczebności. Sytuacja ta utrzymywała się do lat dziewięćdziesiątych, kiedy we wszystkich	hodowców bydła, najczęstszą szkodą jest zabijanie psów stróżujących, które spotyka się z ostrą reakcją opinii publicznej. Finlandia przyjęła plan utrzymania populacji w obecnym kształcie. Stałe migracje wilków z Rosji stanowią przesłankę pozytywnych prognoz w zakresie ochrony tego gatunku. Populacja bałtycka: Wilki łotewskie mogą podzielić się na dwie populacje – obszar na południe od Rygi zaczyna być wolny od drapieżników. Zwiększy to znacznie narażenie populacji drapieżników na zachodniej Łotwie. Wilki na Litwie i w północno-wschodniej Polsce również zajmują nieciągły areał.	się być wysoka. Ze względu na ten brak danych i zarządzanie w Finlandii, gdzie utrzymuje się niską liczebność gatunku, ocena populacji w tych kategoriach wydaje się uzasadniona. Zakładając, że wdroży się zarządzanie na poziomie populacji, kategoria może zostać zmieniona na niższą, jednak ze względu na brak współpracy w tym zakresie między Finlandią a Rosją populacji powinna być uznana za „narażoną”. Populacja bałtycka: Gatunek „najmniejszej troski”. Liczba wilków i ciągłość obszaru występowania w Rosji uzasadnia przyznanie kategorii „najmniejszej troski”. Jednak niewielkie części populacji w Polsce i niektórych państwach bałtyckich mogą wymagać

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
				krajach stopniowo wprowadzono ograniczenia odstrzału. Obecnie wilki są chronione w Polsce, ale poluje się na nie w trzech państwach bałtyckich (dyrektywa siedliskowa, załącznik V), a także na Białorusi i Ukrainie.		działań ochronnych by zapewnić utrzymanie gatunku na dłuższą metę.
Niemcy/zachodnia Polska (<50 wilków)	Populacja składa się z rozproszonych watah zamieszkujących wschodnie Niemcy (Saksonię) i zachodnią Polskę.	Wilki zostały wyteńczone w Niemczech w 19. wieku. Pojedyncze osobniki migrujące z Polski były odstrzeliwane w 20. wieku. W połowie lat dziewięćdziesiątych watahy zaczęły się rozmnażać w Saksonii, obecnie (2008 r.) są tam cztery takie watahy. Wilki w zachodniej Polsce miały dynamiczną historię, obecnie w regionie żyje jednak kilka rozproszonych watah.	Tę populację cechuje wyjątkowa wewnętrzna fragmentacja. Istnieją potencjały powiązania z populacjami: bałtycką i karelską, ale odległości między nimi sięgają kilkuset kilometrów.	Wilki są chronione w obu krajach, ale zakres ochrony w Polsce zachodniej można zakwestionować.	Główne ryzyko dla populacji to jej niewielki rozmiar, duża fragmentacja wewnętrzna, duże odległości od innych źródeł. Koordynacja pomiędzy Niemcami, a zachodnią Polską ma tu kluczowe znaczenie. W 2003 r. urodził się pojedynczy miot hybryd wilka z psem.	„Zagrożony w stanie krytycznym”: Populacja jest bardzo mała, fragmentaryczna i izolowana.
Skandynawska (130-150 Wilków)	Dystrybucja populacji – środkowa Szwecja, południowo-wschodnia Norwegia.	Populacja wywodzi się od pary osobników, które wyemigrowały z Finlandii i rozmnożyły się po raz pierwszy w 1983 r. Trzeci osobnik dołączył w 1991 i zwiększył reprodukcję. Obecnie populację szacuje się na ok. 130-150 wilków (ok. 15% w Norwegii). W 2006 r. populacja ta wyprodukowała aż 15 miotów. Jej liczebność stopniowo rosła w latach 1983-2001, potem trochę zmalała w latach 2002-03, obecnie znowu rośnie.	Istnieją dowody ograniczonej wymiany genetycznej z populacją karelską. Imigracja z populacji karelskiej jest jedynym możliwym mechanizmem zwiększającym różnorodność genetyczną populacji. Z wyjątkiem okazjonalnych szlaków po zamrzniętym Bałtyku, wszystkie migracje muszą przecinać obszary hodowli reniferów w północnej Finlandii, Szwecji i Norwegii,	Oficjalnie wilki podlegają ścisłej ochronie w Szwecji i Norwegii. Jednak Norwegia stosuje ścisły system podziału na strefy, który uwzględnia możliwość ograniczenia liczebności wilka w obszarach, w których jest on uznany za niepożądany. Szwecja jest bardziej restrykcyjna w wydawaniu pozwoleń	Współczynnik chowu wsobnego jest bardzo wysoki, w niektórych przypadkach większy, niż rozmnażanie rodzeństwa z jednego miotu. Najczęstszą szkodą jest zabijanie psów stróżujących, co stanowi źródło dyskusji na temat	„Zagrożony”: liczbę dorosłych osobników szacuje się na mniej, niż 250. Populacja jest mało zróżnicowana genetycznie a jej wymiana genetyczna z populacją fińską jest bardzo ograniczona.

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczno-demograficzna	Relacje z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
			gdzie wilki nie są tolerowane.	na odstrzał.	ochrony wilka na terenie kraju. Zarówno Norwegia, jak i Szwecja zapewniają pełne odszkodowania za utratę bydła. Szwecja stosuje odszkodowania prewencyjne dla hodowców reniferów, którzy działają w obszarach występowania wilka.	

ROSOMAK (Gulo gulo)

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczna i demograficzna	Stosunki z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
Skandynawski (750 rosomaków)	Populacja ta lokuje się głównie wzdłuż granicy Norwegii i Szwecji, z odgałęzieniami w górach na południu Norwegii i hrabstwie Finnmark w północnej Norwegii, a także przyległych obszarach północno-zachodniej Finlandii (region Laponii). W tym obszarze wyróżniamy 4 segmenty populacji, na południowo norweski, środkowo skandynawski segment populacji wzdłuż granicy norwesko-szwedzkiej, północny fennoskandzki segment w norweskich	Badania genetyczne skandynawskiej subpopulacji wykazały niską zmienność genetyczną i zróżnicowanie wśród subpopulacji wskazujące, że rosomak w Skandynawii potencjalnie utracił zmienność w wyniku uprzedniego wystąpienia przewężenia i że obecne populacje są skutkiem wspólnego podłoża genetycznego. Południowa część populacji wydaje się stanowić zestawienie kilku osobników nieprzerwanie emigrującej północnej populacji. Segment populacji południowo-norweskiej został naturalnie przywrócony pod koniec lat 70., co było wynikiem prawodawstwa ochronnego. Ten segment populacji	Istnieje prawdopodobnie połączenie z karelską populacją na wschodzie, choć w północno-zachodniej Rosji potrzebne jest lepsze mapowanie.	Rosomaki w praktyce są przedmiotem polowań, a także władze rządowe organizują w Norwegii śmiertelne działania kontrolne. Norweskim celem krajowym jest kontrola całej populacji w granicach 39 aktywnych nor porodowych rocznie. Pomiary kontrolne, zabijanie grup rodzinnych na początku wiosny i licencjonowany odstrzał są używane jako narzędzia zarządzające w celu ograniczenia drapieżnych	Wysoki poziom grabieży owiec domowych w Norwegii i na wpół udomowionych reniferów w Norwegii, Szwecji i Finlandii wywołuje duże konflikty. Prowadzi to do nacisków na redukcję populacji poprzez legalny i nielegalny odstrzał. Kluczowe jest znalezienie sposobów na zmniejszenie grabieży owiec. Nie jest jasne, czy istniejące poziomy odstrzałów, zwłaszcza w Norwegii, są zrównoważone. W odniesieniu do grabieży na wpół udomowionych	„Narażone”

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczna i demograficzna	Stosunki z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
	<p>okręgach Troms i Finnmark, a także fińskiej Laponii, jak również trochę zwierząt występujących w borealnych lasach na obszarze wschodniej Szwecji.</p>	<p>zwiększył się ostatnio pod względem liczby osobników i występowania, jednak wydaje się, że ustabilizował się na poziomie około stu osobników. Badania genetyczne wykazały, że segment populacji południowo-norweskiej genetycznie różni się od północnych segmentów populacji (około 220 osobników w Norwegii), ale geograficzna przerwa między populacją południową i główną na północy i wschodzie zmniejszyła z 100-200 km by na początku lat 90. do praktycznej łączności w 2006 roku. Szacuje się, że w szwedzkiej części centralnego segmentu populacji istnieje 380 osobników jednorocznych i starszych. Ostatnio, w latach 90. niewielka odrębna rozmnażająca się populacja ukształtowała się w południowym borealnym regionie kraju. Dane na temat populacji za ostatnich 9 lat (1996-2004) wskazują na dość stabilny trend na poziomie całej populacji, z niewielkim wzrostem w ciągu ostatnich 5 lat. Demograficzne konsekwencje tych przestrzennych i genetycznych nieciągłości muszą zostać poddane ocenie.</p>		<p>ataków rosomaków na pozostające bez nadzoru owce w okresie letnim i udomowione renifery przez cały rok.</p> <p>Krajowym celem w Szwecji jest osiągnięcie minimum 90 reprodukcji roczne, co przekłada się na około 550 osobników. Rosomaki w Szwecji są chronione, chociaż dochodzi do pewnego ograniczonego stosowania śmiertelnych działań kontrolnych po dotkliwych przypadkach grabieży.</p> <p>Norweska i szwedzka populacja jest monitorowana w ramach corocznej inwentaryzacji nor i istnieje współpraca i wymiana danych między dwoma programami krajowymi. W Finlandii gatunek jest monitorowany w ramach programu monitoringu fauny krajowej opartego o tropy wychodzące poza wyznaczone trójkąty o wymiarach 4x4x4 km. W ostatnich dziesięcioleciach nastąpił wzrost wielkości populacji i występowania rosomaków w krajach fennoskandyjskich, za to malejąca tendencja w Rosji.</p>	<p>reniferów, rozwiązania są trudniejsze do znalezienia, gdyż rosomaki w dużym stopniu zależą od nich jako pokarmu.</p>	

Nazwa	Opis geograficzny	Struktura genetyczna i demograficzna	Stosunki z innymi populacjami	Aktualne zarządzanie	Zagrożenia i działania	Czerwona lista IUCN
Populacja karelska (450 osobników)	Populacja ta zamieszkuje południową i środkową Finlandię (całą Finlandię wyłącznie z Laponią) i rosyjski obwód murmański i Republikę Karelii. Główny rozkład występowania wydaje się być ciągły, jednak istnieje stosunkowo odizolowany segment populacji w zachodniej Finlandii.	Segment zachodniofiński jest wynikiem translokacji osobników z północnej części obszaru hodowli reniferów. Tendencja w fińskiej części tego segmentu wydaje się być powoli rosnąca (60 osobników w 2004 r.). Tendencja w Rosji jest słabo znana (390 osobników w 1999 r.), ale jest uważana za spadkową.	Istnieje możliwość połączenia się populacji skandynawskiej i ciągłej populacji północnorosyjskiej rosomaków, która rozciąga się na wschód, chociaż potrzebne jest lepsze mapowanie w północno-zachodniej Rosji	Rosomaki są chronione w Finlandii i rosyjskiej Karelii.	Uważa się, że rosyjski kryzys ekonomiczny lat 90. doprowadził do powszechnego kłusownictwa kopytnych gatunków łownych. Ponadto nastąpiła redukcja przemysłu hodowlanego na wpał udomowionych reniferów z powodu dużych strat wśród cieląt / w chowie. Uważa się, że wywarło to pośredni negatywny wpływ na populację zachodniej Rosji. Główna baza łowna rosomaków (dzikie i udomowione renifery) stała się mniej obfita i populacja w ciągu ostatnich dziesięcioleci odnotowała spadek liczby osobników i występowania.	„Zagrożone”

Załącznik 2. Deklaracje wsparcia politycznego Europejskiej Inicjatywy na rzecz Dużych Drapieżników (LCIE)

Są to wytyczne polityczne przygotowane przez LCIE, aby pomóc menedżerom i decydom przy poprowadzeniu zarządzania dużymi drapieżnikami. Są one oparte na połączeniu najnowszych badań (zarówno ekologicznych jak i społecznych) i na połączonym doświadczeń naukowców, ekologów i zarządców dzikiej przyrody z całej Europy. Jako takie stanowią rekomendacje do „najlepszych praktyk”, a nie jakąś próbę propozycji regulacyjnej.

1. Niosące śmierć działania kontrolne i polowanie na dużych drapieżników;
2. Leśnictwo;
3. Translokacja;
4. Hybrydyzacja wilka i psa;
5. Uwolnienie dużych drapieżników wychowanych w niewoli
6. Systemy kompensacji
7. Monitorowanie populacji dużych drapieżników

Oświadczenie Wsparcia Politycznego LCIE

Niosące śmierć działania kontrolne i polowanie na dużych drapieżnikach

Choć duże obszary Europy oferują obecnie potencjalnie odpowiednie siedliska dla jednego lub kilku dużych drapieżników, pomijając ich obecne mało liczne występowanie, nie ma już dużych obszarów dzikiej przyrody w Europie. Z tego powodu ochrona dużych drapieżników musi często występować na tle krajobrazów wielofunkcyjnych. Na tle takich krajobrazów może wystąpić wiele rzeczywistych lub odczuwalnych konfliktów z ludźmi, w tym:

- (1) Grabieże zwierząt gospodarskich i innych jednostek wytwórczych,
- (2) Rywalizacja między myśliwymi o dzikie zwierzęta kopytne,
- (3) Obawa o własne bezpieczeństwo (zwłaszcza ze strony niedźwiedzi i wilków) i inne konflikty psychospołeczne.

Pragmatyczną konsekwencją powyższego jest to, że w niektórych sytuacjach współistnienie może być łatwiejsze do osiągnięcia w przypadku, gdy populacje dużych drapieżników utrzymywane byłyby na niższym poziomie ilościowym od tego, jaki dany obszar może potencjalnie obsługiwać. Istnieje wiele metod nieniosących śmierci, które można stosować do usuwania pojedynczych dużych drapieżników lub ograniczenia tempa wzrostu ich populacji (np. translokacja). Jednakże są one często niepraktyczne i zbyt kosztowne, by stosować je na dużą skalę. W większości przypadków metody niosące śmierć pozostają najbardziej praktyczne i skuteczne w wielu częściach Europy.

Polowanie na duże drapieżniki od dawna było i nadal pozostaje tradycją w wielu częściach Europy. Motywacje bywają różne: od ograniczenia szkód i innych konfliktów, przez rekreację, do chęci zdobycia trofeum. Ponadto niosące śmierć działania kontrolne mające na celu ograniczenie szkód praktykowane są obecnie w wielu miejscach, gdzie zabronione jest polowanie rekreacyjne. Chociaż zdajemy sobie sprawę, że polowanie / niosące śmierć działania kontrolne w stosunku do dużych drapieżników mogą być kontrowersyjne, LCIE uważa, że mogą być one zgodne z ochroną gatunku w wielu, ale z pewnością nie wszystkich, regionach i sytuacjach. Należy pamiętać, że ochrona drapieżników niekoniecznie oznacza ścisłą ochronę.

Potencjalne korzyści z polowania na dużego drapieżnika / niosących śmierć działań kontrolnych to m.in.:

- (1) Umożliwienie kontynuacji wieloletnich tradycji na obszarach wiejskich, gdzie występują duże drapieżniki.
- (2) Zwiększenie akceptacji obecności dużych drapieżników wśród myśliwych, jeżeli ci mogą uznać je za cenny gatunek dziczyzny lub źródło dochodu, a nie za rywali.
- (3) Zwiększenie poczucia równouprawnienia wśród mieszkańców, którzy muszą żyć w tych samych obszarach, co duże drapieżniki.
- (4) Pozwolenie, by duże populacje drapieżników były utrzymywane w zagęszczeniach, przy których straty żywego inwentarza i polowanie na dzikie ofiary są utrzymywane na poziomie, który może być tolerowany. Ponadto myśliwi mogą być w stanie pomóc w niosących śmierć działaniach kontrolnych w odniesieniu do poszczególnych zwierząt, np. tych, które stają się notorycznymi zabójcami żywego inwentarza.
- (5) Pomoc w utrzymaniu nieśmiałości wśród populacji dużych drapieżników, zmniejszając w ten sposób potencjalne konflikty.

- (6) Potencjalnie to okazja do sprzedaży trofeów z polowań, a tym samym tworzyć dochód na obszarach wiejskich (co daje zachętę do utrzymania populacji zdrowych dużych drapieżników).
- (7) Na obszarach, na których odżywiają populacje dużych drapieżników, może zwiększyć długoterminową akceptację, jeśli tempo przywracania populacji zostanie spowolnione.
- (8) LCIE w każdych okolicznościach zdecydowanie sprzeciwia się kłusownictwu i zdaje sobie sprawę, że jest to poważne zagrożenie dla przetrwania populacji dużych drapieżników na wielu obszarach. Jednakże LCIE uważa, że pozwolenie na legalne polowania na żywotne populacje pomoże ograniczyć kłusownictwo, jeśli miejscowi ludzie poczują, że są zaangażowani w proces zarządzania.
- (9) Osiągnięcie poziomu populacji, który umożliwi inicjowanie polowań, może stanowić punkt odniesienia dla sukcesu planu ochrony / przywracania – należy także wykazać elastyczność planu ochrony dla różnych grup interesu.

Jednakże istnieje także wiele potencjalnych kosztów umożliwiania odstrzału i niosących śmierć działań kontrolnych, w tym:

- (1) Niektóre populacje mogą nie być odporne na dodatkową śmiertelność spowodowaną przez człowieka.
- (2) Dla niektórych gatunków zaburzenie struktury społecznej może przynieść nieprzewidziane skutki, takie jak wzrost dzieciobójstwa.
- (3) Zezwolenie na zabijanie drapieżników może być bardzo kontrowersyjne dla ogółu społeczeństwa.
- (4) Może być trudniej oddzielić odstrzał legalny od nielegalnego.

W związku z tym istnieje wiele warunków, które powinny zostać spełnione, aby zapewnić, że polowania / niosące śmierć działania kontrolne współgrają z ochroną dużych drapieżników. LCIE akceptuje polowania / niosące śmierć działania kontrolne na populacjach dużych drapieżników tylko wtedy, gdy spełnione są następujące warunki:

- (1) Polowania i niosące śmierć działania kontrolne są częścią kompleksowego planu zarządzania ochroną całej populacji i jej siedliskiem. Plan ten powinien być napisany przez odpowiednią agencję zarządzania przy odpowiedniej konsultacji z lokalną populacją ludzką i uznanymi grupami interesu na rzecz dzikiej przyrody (zarówno rządowymi jak i pozarządowymi). Plan powinien być do przyjęcia dla większości zainteresowanych grup i większość miejscowej ludności. Te plany zarządzania powinny być w pełni zgodne z krajowymi i międzynarodowymi przepisami i umowami.
- (2) W planie zarządzania ochroną musi zostać udokumentowane, że populacja dużych drapieżników jest demograficznie żywotna i/lub w stanie utrzymać się przy proponowanym poziomie polowań / stosowania niosących śmierć działań kontrolnych bez narażania jej stanu ochrony.
- (3) Należy wziąć pod uwagę społeczną organizację gatunku i to, jak usuwanie osobników na nią wpłynie.
- (4) W planie muszą być określone cele dla minimalnej wielkości populacji drapieżników. Musi zostać wdrożony odpowiedni system monitorowania w celu zapewnienia, że wielkość populacji zostanie utrzymana powyżej minimalnego poziomu. W przypadkach, w których

liczba populacji nie może być określona bezpośrednio, monitorowanie może koncentrować się na wskaźnikach, które odzwierciedlają rozmieszczenie i tendencje populacji.

- (5) Od wszystkich pozyskanych osobników powinny być pobierane ważne dane biologiczne (płeć, wiek, stan, masa ciała, narządy rozrodcze, próbki genetyczne, itp.) do celów monitoringu i zarządzania. Wyniki polowań i monitorowania muszą być ogłaszane co roku i porównane z celami planu zarządzania ochroną.
- (6) Stosowane metody nie mogą naruszać międzynarodowych, krajowych ani regionalnych przepisów, a zabijanie powinno być prowadzone z poszanowaniem zasad dobrostanu zwierząt. Wszystkie osoby biorące udział w zabijaniu dużych drapieżników powinny być specjalnie przeszkolone, chyba że są bardzo doświadczone.
- (7) Należy nałożyć odpowiednie ograniczenia na polowania, aby zapewnić im zrównoważony charakter. W rezultacie będzie to wymagać pewnej formy sezonów zamkniętych, a w większości przypadków jakiejś formy kwot. Stosowanie subkwoty dla samic jest także zalecane, aby uniknąć nadmiernego odstrzału.
- (8) Wszystkie przypadki śmiertelności spowodowane przez człowieka (w tym śmiertelność drapieżników zabitych przez myśliwych, kontrolę grabieży lub kłusownictwo, w obronie własnej lub w przypadku kolizji drogowych) powinny być brane pod uwagę przy ustalaniu kwot. Ponadto w przypadku zwierząt rannych, które nie odzyskały zdrowia, należy przyjmować, iż zostały one zabite.
- (9) Środki ograniczające powinny być oceniane i realizowane w miarę możliwości zanim niosące śmierć działania kontrolne lub polowania zostaną zainicjowane, głównie po to, by ograniczyć szkody zwierząt.

LCIE uznaje również, że dopuszczalność stosowania personelu zatrudnianego przez państwo do uśmiercania dużych drapieżników, w przeciwieństwie do myśliwych rekreacyjnych, zależy od regionu. W związku z tym koszty i korzyści współistnienia muszą być dokładnie oceniane na podstawie każdego przypadku.

Oświadczenie tego stanowisko ma na celu jedynie ustanowienie ogólnych ram, które LCIE uważa za dopuszczalne instrumenty zarządzania, przy czym wyraźnie zaznacza, że będzie trzeba omówić lokalne czynniki społeczne i ekologiczne, aby dowiedzieć się, jakie podejście najlepiej działa lokalnie. Oświadczenie tego stanowiska nie stanowi stwierdzenia, że duże drapieżniki powinny być ścigane, ani że powinny być zabezpieczane przed zbytnim zagęszczeniem się, ani że śmiertelne metody są jedynym właściwym sposobem kontrolowania ich liczby, gdy jest taka potrzeba. Tym niemniej LCIE uważa, że polowania na duże drapieżniki w niektórych okolicznościach są dopuszczalne, i że płyną z nich pewne korzyści, i że w niektórych sytuacjach będzie to korzystne (i zgodne z) ich ochroną. Podobnie LCIE zdecydowanie zaleca stosowanie innych niż śmiertelne środków ograniczających w celu ograniczenia konfliktów, ale przyznaje, że niosące śmierć działania kontrolne mogą być w niektórych sytuacjach wymagane. Biorąc pod uwagę złożone kwestie społeczne otaczające ochronę dużych drapieżników, przy podejmowaniu decyzji w zakresie zarządzania LCIE mocno zaleca zwrócenie należytej uwagi na badania zarówno w wymiarze ludzkim jak i ekologii.

Oświadczenie Wsparcia Politycznego LCIE

Ochrona dużych drapieżników i leśnictwo

Duże drapieżniki europejskie są silnie związane z zalesionymi siedliskami. W związku z tym istnieje duży potencjał, by leśnictwo komercyjne wpływało na ich populacje. Na szczęście dla dużych drapieżników, żaden z gatunków jest przypisany do siedliska i są na ogół o wiele bardziej tolerancyjne wobec leśnych praktyk niż wiele innych gatunków, które w wysokim stopniu uzależnione są od jednego gatunku drzewa lub określonej struktury leśnej. LCIE uważa, że starannie zaplanowane leśnictwo komercyjne i inne działania niezwiązane z drewnem są zwykle zgodne z ochroną dużych drapieżników. Jednakże istnieje kilka czynników, które należy uwzględnić.

Ofiary dużych drapieżników

Duże zwierzęta roślinożerne (głównie jelenie, sarny, łosie, dziki) są podstawowym łupem dla wilków i rysi (oraz rosomaków jako padlina), a w pewnych okolicznościach dla niedźwiedzi. Dlatego ważne jest, by komercyjnie eksploatowany las utrzymywał wystarczającą bazę ofiar dla dużych drapieżników. Większość form zrównoważonej gospodarki leśnej ma potencjalnie pozytywny wpływ na dużych roślinożerców, gdyż utrzymuje wczesne kolejne siedliska. Jednak szkody spowodowane przez roślinożerców żywiących się odradzającymi się drzewami często skłaniają leśników do kontrolowania liczby dużych roślinożerców. Jako że duże drapieżniki są w stanie utrzymywać się przy szerokim zakresie gęstości drapieżników, istnieją niższe limity. Istotne jest, że kontrole dużych roślinożerców motywowane szkodami lasu nie zmniejszają ich populacji poniżej gęstości, która jest wystarczająca do wspierania lokalnej populacji dużych drapieżników. Należy również pamiętać, że względny wpływ dużych drapieżników na populacje dużych roślinożerców wzrasta przy niższych gęstościach roślinożerców. Jeśli leśna populacja dzikich roślinożerców zostaje przeznaczona do odstrzału dla myśliwych, oznacza to, że konkurencja między myśliwymi i drapieżnikami wzrośnie przy niższych gęstościach roślinożerców. Co więcej, znacznie zmniejszona gęstość dzikich roślinożerców może również prowadzić do eskalacji w innych konfliktach, takich jak grabież zwierząt. Pożądane jest zatem, by stosowano w miarę możliwości inne od śmiertelnych środki ograniczające leśne szkody.

Niedźwiedzie powszechnie żywią się szeroką gamą bukwi (np. żołądź), jagód i roślin. W obszarach, w których pokarmy te są istotne, ważne jest, by leśnicy uwzględniali wymagania niedźwiedzi przy planowaniu składu gatunkowego i cyklach cięcia w ich lasach.

Ryś iberyjski w znacznym stopniu jest pokarmowo uzależniony od królików. Króliki występują w szerokim zakresie siedlisk, ale nie rozwijają się w plantacjach gatunków egzotycznych, takich jak eukaliptus. Biorąc pod uwagę krytycznie zagrożony stan tego kotowatego, konieczne jest, by leśnictwo w regionie południowej Iberii przyjmowało procedury, które są zgodne z utrzymaniem zdrowych populacji królików. Wymaga to, aby powierzchnia śródziemnomorskich lasów została utrzymana lub odtworzona, a nie była zmieniana na ziemię uprawną lub plantacje eukaliptusa. Ponadto ryś iberyjski często używa pustych drzew o dużych wymiarach jako miejsca swej nory.

Wypas zwierząt gospodarskich

W wielu krajach lasy są wykorzystywane do wypasu zwierząt. Istotne zagadnienia w odniesieniu do dużych drapieżników sprowadzają się do tego, że gęstość wypasu nie wygrywa z dzikimi zwierzętami roślinożernymi, które są potencjalnym łupem dla dużych drapieżników (króliki w przypadku rysia iberyjskiego), i że metody hodowlane są adekwatne do ochrony zwierząt przed grabieżą. Sytuacja niskiego zagęszczenia gęstości drapieżników i wysokiego zagęszczenia zwierząt gospodarskich będzie automatycznie prowadzić do wysokiego poziomu konfliktu.

Uciążliwość

Działalność leśna może być źródłem uciążliwości dla dużych drapieżników. Jednakże duże drapieżniki są bardzo mobilne, a w większości przypadków porzucenie zlokalizowanego miejsca uciążliwości, takiego jak cięcie lub sadzenie, jest dla nich bez znaczenia. Wyjątek zachodzi w pewnych okresach, gdy mają ograniczone możliwości poruszania się, np. podczas podnoszenia młodych w norze lub gdy niedźwiedzie są w stanie snu zimowego. W tych okresach wszelkie uciążliwości w obrębie kilometra od nory mogą mieć znaczne konsekwencje. Chociaż zdajemy sobie sprawę z trudności związanych z unikaniem uciążliwości, zalecamy w miarę możliwości, by w krytycznych okresach roku działalność związana z leśnictwem unikała wszelkich działań w bliskim sąsiedztwie znanych nor.

Dostęp

Najpoważniejszy wpływ leśnictwa na duże drapieżniki leży w drogach, które często są konstruowane w celu ułatwienia dostępu do działań związanych z leśnictwem. Po ich zbudowaniu drogi umożliwiają także wielu innym użytkownikom dostęp, pozwalając ludziom dotrzeć do części lasu, która w normalnych warunkach byłaby zbyt odległa lub trudno dostępna. Prowadzi to do wzrostu uciążliwości, zarówno ze źródeł pieszych jak i zmechanizowanych, wzrost ryzyka śmiertelności przez zderzeniu pojazdu, oraz wzrost kłusownictwa po zapewnieniu lepszego dostępu. LCIE zaleca stosowanie praktyk leśnych, które nie prowadzą do wzrostu budownictwa drogowego i uważa za pożądane, gdy drogi leśne są w miarę możliwości zamknięte dla ruchu innych pojazdów.

Oświadczenie Wsparcia Politycznego LCIE

Translokacja jako narzędzie ochrony dużych drapieżników

Translokacja jest definiowana jako „umyślne i zapośredniczone przemieszczenie dzikich osobników lub populacji z jednej części ich zasięgu do drugiej”. Istnieje wiele sytuacji, w których translokacja jest potencjalnie ważnym narzędziem w zakresie ochrony i zarządzania dużymi drapieżnikami. Jednakże istnieje także wiele sytuacji, w których translokacja jest niemożliwa.

Okoliczności, w których LCIE uznaje translokację za odpowiednie narzędzie ochrony:

- Przy pomocy krytycznie małym populacjom poprzez zwiększanie ich zmienności genetycznej i/lub wielkości.
- W ramach dobrze zaplanowanej reintrodukcji.
- W nieśmiercionośny sposób lokalnie i przejściowo zmniejszyć wysoką gęstość populacji w sporadycznych przypadkach, gdy opinia publiczna nie zgadza się na inne metody.

LCIE uważa za nie do przyjęcia translokację dużych drapieżników jako:

- Sposób rutynowego postępowania z osobnikami dopuszczającymi się niepożądanych zachowań (np. grabieży zwierząt przez niedźwiedzie, rosomaki, wilki czy rysia euroazjatyckiego albo niedźwiedzia, który przyzwyczał się do ludzkiej żywności).

Wyjątki od powyższego mogą występować, jeśli spełniony został co najmniej jeden z następujących kryteriów:

- Dostępny jest bardzo duży obszar docelowy, w którym nie ma podobnych źródeł potencjalnego konfliktu (mało prawdopodobne w przeważającej części Europy).
- Osobnik jest członkiem poważnie zagrożonych gatunków (np. ryś iberyjski) lub bardzo małej populacji, w której wszystkie osobniki są ważne.
- Osobnik zostaje przeniesiony jedynie w ramach tego, co można uznać za normalny zasięg jego występowania w ramach ustrukturyzowanego programu warunkowania awersyjnego.

Gdy dochodzi do próby translokacji, konieczne jest przestrzeganie wytycznych Zespołu specjalistów IUCN ds. reintrodukcji gatunków, szczególnie w odniesieniu do następujących kwestii:

- Dobrostanu zwierząt i logistyki związanej ze schwyтaniem żywego organizmu i transportem zwierzęcia.
- Faktu, że wiele translokowanych osobników próbuje wrócić do miejsca schwyтania. Ruchy te mogą rozciągać się na przestrzeni kilkuset kilometrów. Przetrzywanie osobnika w obiekcie kontrolnym przez okres kilku tygodni w miejscu uwolnienia częściowo zmniejsza to zachowanie wracania do domu, ale z kolei pociąga za sobą szereg innych aspektów logistycznych i opiekuńczych.
- Ostrożna oceny ekologicznej przydatności miejsca uwolnienia i konsultacje ze społecznością lokalną.

Oświadczenie Wsparcia Politycznego LCIE

Odpowiedź na hybrydyzację między dzikimi wilkami i psami domowymi

Psy były pierwotnie udomowionymi wilkami. Dziś relacje między wilkami a psami są bardzo złożone, mają co najmniej pięć obszarów interakcji, które są istotne dla ochrony wilka. Psy są wykorzystywane do obrony zwierząt gospodarskich przed grabieżą ze strony wilków; wilki mogą zabijać psy; psy mogą przenosić choroby na wilki, a dzikie psy mogą konkurować z wilkami w walce o jedzenie. Ponadto dzikie wilki i psy (zarówno krajowe, jak i dzikie) mogą krzyżować się i rodzić płodne potomstwo.

Hybrydyzacja została dobrze udokumentowana w wielu częściach Europy – od Hiszpanii po Rosję, z ostatnimi przypadkami w Niemczech, Norwegii, Finlandii, we Włoszech i na Łotwie. Dostępne dane wskazują, że hybrydyzacja jest najbardziej prawdopodobna (1) na obszarach o bardzo niskiej gęstości występowania wilka, gdzie dostępność potencjalnych partnerów jest niska, np. w miejscach, które wilki kolonizują, lub (2) na obszarach, w których populacja wilka jest poddana ciężkim zaburzeniom, na przykład ze względu na intensywne polowania. Są to zarazem okoliczności, w których hybrydyzacja może przynieść najbardziej negatywne skutki, gdyż hybrydy będą stanowiły stosunkowo dużą część populacji.

Potencjalne negatywne skutki hybrydyzacji są dwojakiego rodzaju:

Genetyka Od tysięcy lat, odkąd psy zostały udomowione od wilków, były poddane selektywnej hodowli w celu uzyskania szeregu cech, które ludzie uważają za pożądane. Cechy te to wczesne dojrzewanie płciowe, dwa cykle hodowlane w roku (w przypadku większości ras), opóźnione dojrzewanie behawioralne, szeroki zakres cech fizycznych obejmujących rozmiar, futro, modyfikacje szkieletowe i oswojenie. Wszystkie te cechy zmniejszają sprawność osobnika w środowisku naturalnym.

Zachowanie. Nie mamy twardych danych na temat zachowania wolno żyjących hybryd wilka i psa, ale nie ma powodu sądzić, że wykazałyby więcej niepożądanych zachowań od czystej krwi wilków z powodu swej gorszej adaptacji. Zachowania te mogą potencjalnie obejmować jeszcze silniejszą tendencję niż u czystej krwi wilków do ataku na zwierzęta gospodarskie i okazywania śmiałego zachowania.

Reakcja

LCIE przyznaje, że prawdopodobnie niemożliwe byłoby upewnienie się, że populacje wilka są w 100% wolne od genów psa domowego. Ponadto jest prawdopodobne, że dobór usunie te geny z populacji. Jednak ze względu na wysoki stopień zainteresowania społecznego, potencjał nawet kilku miotów, hybrydowych, które mogłyby zalać małe odzyskiwane populacje, oraz ogólne cele zachowania dzikiej puli genowej, LCIE, wspierany przez Zespół specjalistów IUCN „Manifest Wilka”, zaleca:

- Powinno się zrobić wszystko, co tylko możliwe, w celu zminimalizowania ryzyka hybrydyzacji między wilkami a psami. Wymaga to zakazu, zniechęcania albo przynajmniej dokładnego regulowania trzymania wilków oraz hybryd wilka i psa jako zwierząt domowych; podobnie należy podjąć zdecydowane działania, aby zminimalizować liczbę dzikich i bezpańskich psów.
- Należy zrobić wszystko, co praktycznie możliwe, w celu usunięcia oczywistych hybryd ze środowiska naturalnego, gdyby takie zdarzenie wystąpiło i zostało wykryte. W rzeczywistości najskuteczniej będzie osiągnąć to za pomocą śmiertelnych działań kontrolnych, gdyż szanse na selektywne pochwylenie żywca wszystkich szczególnych członków hybrydowej watahy są

minimalne. Ponadto należy uwzględnić kwestie dobrostanu związane z trzymaniem dziko narodzonych hybryd w niewoli – jest niemal nieuniknione, że będą one chwymane po okresie, w którym mogą potencjalnie zostać uspołecznione przez człowieka.

- Ważne jest, aby organy zarządzające wyjaśniały swe ustawodawstwo dotyczące stanu prawnego dziko urodzonych hybryd wilka i psa. Status zarządzania nimi powinien być taki, by otrzymały one od myśliwych i społeczeństwa taki sam stan prawny jak wilki, aby zamknąć potencjalną lukę prawną pozwalającą na nieodpowiedni odstrzał wilków – lecz taki, by w razie potrzeby mogły zostać skutecznie zeń usunięte na mocy specjalnej licencji przez starannie przeszkolonych gajowych wyznaczonych przez rząd. Z punktu widzenia rozporządzeń unijnych nie powinno dochodzić do automatycznego odstępstwa od ochrony dyrektywy siedliskowej, a wszystkie skuteczne metody, nawet te zakazane dla zwyczajnego polowania, powinny być dozwolone pod warunkiem, że są selektywne i pełne szacunku dla zasad dobrostanu zwierząt.
- Podczas usuwania potencjalnych hybryd ze środowiska naturalnego ważne jest, aby wszyscy pracownicy byli zaznajomieni z cechami fizycznymi wilków i hybryd, a także by zachowano wszelką ostrożność, aby nie zabito czystej krwi wilków przez pomyłkę. Jasny zestaw kryteriów powinien zostać ustalony z góry. Z doświadczenia wiemy, że hybrydy F1 można zasadniczo rozpoznać na podstawie kryteriów morfologicznych – ale następne pokolenia mogą być trudne do rozpoznania – nawet przy użyciu metod genetycznych. W przypadkach, w których tożsamość jest niejasna, można zbierać odchody i badać ich DNA przed podjęciem decyzji w sprawie zarządzania.

Uwolnienie osobników wychowanych w niewoli jako narzędzie ochrony dużych drapieżników

Reintrodukcja i powiększanie populacji zagrożonych drapieżników to potencjalnie potężne narzędzia w arsenale narzędzi ochronnych. Metody te są powszechnie stosowane w szerokim zakresie grup taksonomicznych na wszystkich kontynentach. Istnieją dwa potencjalne źródła osobników – z większych populacji dzikich i z hodowli w niewoli. Oba źródła są stosowane w projektach ochrony drapieżników i można znaleźć tak udane jak i nieudane przykłady ich obu. Projekty reintrodukcji i powiększenia populacji nigdy nie powinny być podejmowane bez dokładnej analizy, ponieważ są one bardzo drogie, wysoce techniczne, bardzo kontrowersyjne w oczach społeczeństwa, i choć istnieje wiele udanych przykładów – ogólnie rzecz biorąc wskaźnik sukcesu jest stosunkowo niski. W rezultacie LCIE nie wspiera żadnych projektów reintrodukcji ani powiększenia populacji, które nie przestrzegają dokładnie zaleceń Zespołu specjalistów IUCN ds. hodowli zamkniętej. Każda taka działalność powinna być prowadzona jedynie po wyczerpujących badaniach nad przyczyną wyginięcia populacji lub jej spadku, uważnej analizie mającej określić, czy dodanie nowych zwierząt do obszaru / populacji znacząco pomoże w ochronie, i szczegółowej ocenie tak miejsca uwolnienia jak również metodologii. Ponadto każde takie uwolnienie powinno być dokładnie monitorowane.

Dodatkowe obawy istnieją wówczas, gdy zwierzęta, które mają być uwalniane, pochodzą z niewoli.

- **Obawa o genetykę.** Zwierzęta w niewoli pochodzą często z niepewnych źródeł, jako że księgi stadne nie zawsze były prowadzone. Jeżeli jest to możliwe, utrzymanie lokalnych cech genetycznych jest uważane za ważne dla ochrony i powinno się w nie ingerować wyłącznie świadomie, jeżeli istnieją dowody na kryzys hodowli wsobnej lub praktycznie nie ma żadnych szans na naturalne rozproszenie.
- **Dobrostan.** Doświadczenie wskazuje, że translokowane dziko urodzone osobniki mają większą przeżywalność od wypuszczonych osobników urodzonych w niewoli. Oznacza to, że mogą być pewne obawy o dobrostan osobników urodzonych w niewoli, jeśli nie są w stanie dostosować się do środowiska naturalnego, a także jeśli nie ma dalszego wsparcia dla uwolnionych zwierząt.
- **Bezpieczeństwo publiczne.** Niektóre duże drapieżniki, takie jak wilki i niedźwiedzie, są potencjalnie niebezpieczne dla ludzi. Są powody, aby sądzić, iż osobniki, które przyzwyczajają się do ludzi lub tracą strach przed ludźmi ze względu na swoje doświadczenia w niewoli, mogą być bardziej niebezpieczne i mogą być bardziej narażone na rozwój problemowych zachowań w przypadku uwolnienia. Możliwe jest również, że brak nieśmiałości mógłby doprowadzić do ich bliskiego kontaktu z ludźmi i do większej liczby sytuacji konfliktowych, które mogłyby negatywnie wpłynąć na opinię publiczną.

Dlatego LCIE nigdy, w żadnych okolicznościach, nie poleca uwalniania wyhodowanych w niewoli wilków i niedźwiedzi do środowisk zdominowanych przez człowieka, które charakteryzują Europę. W przypadku innych gatunków dużych drapieżników żyjących w Europie odradzamy stosowanie osobników wyrastających w niewoli w każdej sytuacji, w której istnieją dzikie osobniki żyjące w populacji, która może wesprzeć ich usunięcie i która ma podobne podłoże genetyczne do zwierząt żyjących w okolicy. Uwolnienie osobników hodowanych w niewoli powinno być brane pod uwagę w sytuacjach, gdy (1) istnieje wyraźna potrzeba reintrodukcji lub zwiększenia populacji w kontekście, który może wnieść znaczny wkład do ich ochrony, oraz (2) nie ma innych alternatywnych źródeł zwierząt. Trudno jest wyobrazić sobie takie sytuacje w przypadku rysia eurazjatyckiego lub rosomaka. Jednakże jednym potencjalnym przykładem jest spełniający te kryteria ryś iberyjski, dla których nie

istnieją populacje źródłowe i w którym to przypadku jego przetrwanie zależy od reintrodukcji i uzupełnienia populacji w naturze.

Zastosowanie systemów kompensacji i bodźców gospodarczych w celu złagodzenia strat gospodarczych spowodowanych przez dużych drapieżników

Duże drapieżniki często powodują szereg konfliktów z ludzkimi interesami. Konflikty te obejmują ataki na zwierzęta gospodarskie, zabijanie psów domowych, niszczenie uli, uszkodzanie roślin uprawnych i drzew owocowych, a w wyjątkowych przypadkach ryzyko atakowania ludzi. Konflikty te są głównie ekonomiczne (choć wchodzi tu również zakres niematerialnych konfliktów społecznych) i zazwyczaj wybuchają nieproporcjonalnie często w społecznościach wiejskich o dużym zasięgu drapieżników. Natomiast korzyści związane z obecnością dużych drapieżników często są raczej estetyczne i etyczne niż materialne, i są one odczuwalne na szczeblu krajowym lub międzynarodowym.

Istnieje kilka potencjalnych mechanizmów redystrybucji nierówności ekonomicznych. Najczęściej używane są odszkodowania *ex post* – gdzie płatność gotówkowa wypłacana jest na pokrycie (w części lub w całości) straty spowodowanej przez dużych drapieżników po wystąpieniu szkody. Są także systemy ubezpieczeniowe, w których rolnicy, na przykład, wykupują polisę na pokrycie ewentualnej straty zwierząt. Istnieje kilka bodźców ekonomicznych (płacących za ryzyko), w których fundusze są dystrybuowane do osób potencjalnie dotkniętych przez duże drapieżniki i których odbiorca może użyć do ograniczenia lub pokrycia strat. Istnieje wreszcie szereg programów pomocowych, w których środki są przewidziane, aby pomóc w złagodzeniu szkody poprzez dotowanie wprowadzania skutecznych środków zapobiegania szkodom.

Choć duże drapieżniki należy uznać za naturalną część krajobrazu, a zatem jako naturalny czynnik ryzyka, LCIE przyznaje, że w niektórych sytuacjach konflikty spowodowane przez duże drapieżniki mogą być poważne i że koszty i korzyści nie rozkładają się po równo. Ponadto ochrona dużych drapieżników w Europie występuje w środowisku zdominowanym przez człowieka, w którym ich akceptacja ze strony mieszkańców jest kluczowa. Dlatego LCIE czuje, z punktu widzenia zarówno pragmatycznego jak i etycznego, iż należy brać pod uwagę kwestie sprawiedliwości społecznej wraz z celami ochrony przyrody. Oznacza to, że często może być pożądane, aby bardziej równomiernie rozprowadzać zarówno koszty jak i korzyści związane z dużymi drapieżnikami.

Zasadniczo LCIE uważa, że udany program powinien przyznać odbiorcom poczucie odpowiedzialności, a zapobiegnięcie konfliktowi jest lepsze od reagowania. LCIE uważa również, że systemy gospodarcze powinny przede wszystkim troszczyć się o szkody poniesione na własności prywatnej (takiej jak zwierzęta, psy, ule, rośliny uprawne i sady), a nie o jakimikolwiek straty gospodarcze odczuwane przez myśliwych, którzy zmniejszyli torby łowieckie ze zwierzyną ze względu na rywalizację z drapieżnikami. Wszelkie zachęty finansowe powinny być dokładnie monitorowane, aby ustrzec się przed oszustwami.

Spśród potencjalnych dostępnych mechanizmów LCIE zdecydowanie popiera korzystanie z programów pomocowych. Zapewnienie dotacji lub subsydiowanych pożyczek na pomoc techniczną i materiały (np. elektryczne ogrodzenia, psy pasterskie strzegące zwierząt gospodarskich, bezpieczne kojce dla psów, lepsze zagrody nocne i tymczasowe zakwaterowanie dla pasterzy na pastwiskach) może pomóc w pokryciu większości kosztów początkowych związanych z dostosowaniem się do systemów hodowli zgodnych z drapieżnikami. Zalecamy jednak, by odbiorcy byli zobowiązani do wniesienia znaczącego wkładu własnego w postaci pracy lub funduszy w celu zapewnienia poczucia własności i zwiększenia poczucia odpowiedzialności za utrzymywanie systemu.

Zachęty finansowe do ryzyka związanego z wysoką obecnością drapieżników są słabo przebadaną opcją, która zdaniem LCIE zasługuje na dalsze badania. Zasadą jest to, iż w gestii odbiorcy leży określenie, w jaki sposób należy wykorzystać fundusze. Powinny istnieć jasne warunki związane z tą formą systemu, gdy chodzi o rozwój populacji dużych drapieżników, tak że przyjmuje się, iż na przykład w przypadku, gdy kłusownictwo w dalszym ciągu będzie utrzymywało się na niedopuszczalnym poziomie, program zostanie zatrzymany. Należy również wiedzieć, że odszkodowanie *ex post* nie będzie wypłacane za jakiegokolwiek szkody, które wystąpią. Zachęty finansowe mogłyby być wypłacane w gotówce lub w naturze – na przykład mogłyby zmniejszać opłaty związane z dostępem do wypasu na ziemi publicznej.

Zastosowanie systemów ubezpieczeniowych jest także zalecane, ponieważ nadaje ubezpieczonemu poczucie odpowiedzialności. Dla państwa do przyjęcia może być obsługa takiego systemu lub częściowe dotowanie systemu, gdyby był obsługiwany przez firmy prywatne.

LCIE uważa, że wypłatę odszkodowania *ex post* za szkodę należy uznać za najmniej pożądaną ze wszystkich mechanizmów finansowych. Jeżeli odszkodowanie jest wypłacane *ex post*, to powinny istnieć jasne wymagania odnośnie do minimalnego poziomu skutecznych środków ograniczających w ramach systemu hodowli. Jedyne sytuacje, w których odszkodowania *ex post* mogą być pożądane, to: (1) w przypadku rzadkich i nieprzewidywalnych zdarzeń, w których łagodzenie jest trudne lub niemożliwe (np. utrata psów domowych podczas polowania), (2) w sytuacjach, w których dzikie ofiary są nieliczne bądź nieobecne, zatem przeżycie dużego drapieżnika zależy od dostępu do zwierząt udomowionych i (3) na obszarach, w których pojawiają się pojedyncze drapieżniki i czynią szkody wykraczające daleko poza swój normalny zasięg występowania, tak że nie bez kozery można było oczekiwać, iż zastosowane zostaną skuteczne środki ograniczające.

Punkt końcowy dotyczy tego, kto powinien zapłacić. LCIE uważa, że pomoc w ponoszeniu kosztów powinni ci, którzy odczuwają korzyści płynące z dużych drapieżników. W większości przypadków będzie to oznaczać poziom narodowy lub ponadnarodowy. Jednakże w przypadkach, w których duże możliwości polowania uzyskują odpłatnie myśliwi polujący dla trofeum lub w których duże drapieżniki są wykorzystywane do promowania ekoturystyki, rozsądne byłoby, by ci operatorzy również dołożyli swoje składki.

Oświadczenie Wsparcia Politycznego LCIE

Monitorowanie dużych drapieżników

Monitorowanie populacji dużych drapieżników to kluczowe działanie. Jest to niezbędne w celu zapewnienia ich przetrwania, dostosowania praktyk zarządzania do zmieniających się sytuacji, a dla krajów UE do wypełnienia zobowiązań dyrektywy siedliskowej. Jest to również bardzo wymagające zadanie ze względu na dużą skalę, na jakiej musi być prowadzone, często szeroko zakrojone w skali międzynarodowej, a także z powodu niskiej gęstości i nieuchwytnego zachowania się dużych drapieżników. Gatunki te występują w zróżnicowanych sytuacjach w Europie i stąd ich monitorowanie tworzy różnorodne wyzwania – dlatego niniejsze oświadczenie przedstawia tylko niektóre z zasad ogólnych, choć wymienia niektóre z metod specyficznych dla gatunków, które okazały się skuteczne w różnych okolicznościach.

Parametry i podstawowe zasady

Bardzo ważne jest, aby zdać sobie sprawę, że różne aspekty stanu populacji mogą być monitorowane, a każdy potrzebuje innych metod. Najwycyżajniejsze parametry to:

Rozmieszczenie: Powierzchnia zajmowana przez gatunek – obszar występowania – jest najczęstszym parametrem, który jest monitorowany. Powtórne wykrywanie miejsc zajmowanych przez gatunek ma znaczenie dla takich aspektów jak wymagania siedliskowe, relacje międzygatunkowe, zasięg i dynamika metapopulacji. Duże drapieżniki muszą rozróżniać obszary obecności stałej i okazjonalnej oraz leżące w stałej zajmowanym zasięgu, pomiędzy obszarami reprodukcyjnymi i pozostałymi. Wiele rodzajów obserwacji takich jak martwe zwierzęta, zdjęcia aparatów-pułapek, tropy, odchody, zabite ofiary drapieżników i inne można wykorzystać do opisu występowania, ale zalecamy, aby wszystkie obserwacje były klasyfikowane jako (1), twarde dowody (np. martwe zwierzęta, zdjęcia, zapisy genetyczne), (2) potwierdzone obserwacje śladów i zabitych zwierząt (zatwierdzone przez przeszkoloną osobę) i (3) niepotwierdzone zapisy. Aby uzyskać bardziej zróżnicowany obrazu występowania i wykorzystania siedliska, ale wciąż pozwolić na niedoskonałą wykrywalność tych nieuchwytnych gatunków, zalecamy korzystanie z niedawno opracowanych modeli analitycznych obłożenia. Metody te umożliwiają dokładną regulację skali i mogą być stosowane do oceny obfitości, zwłaszcza w połączeniu z dodatkowymi zestawami danych.

Tendencja populacji: Wskaźniki odzwierciedlające wzrosty lub spadki wielkości populacji są ważne, by pokazać tendencję populacji. Mogą opierać się na różnych parametrach (np. martwe zwierzęta, zabite zwierzęta dzikie i domowe, bezpośrednie obserwacje rocznie, liczba tropów na kilometr, itp.) i nie muszą bezpośrednio mierzyć lub szacować wielkości populacji. Konieczne jest, by parametry te były zbierane w sposób spójny (ta sama metoda, ta sama powierzchnia, ten sam wysiłek) w ciągu wielu lat. Z powodu przypadkowych wahań parametrów lub pobieranych próbek, rozwój populacji zasadniczo może być postrzegany tylko na przestrzeni kilku lat, i jest bardziej wiarygodny, gdy kilka niezależnych parametrów wskazuje na te same tendencje.

Wielkość populacji: Liczba osobników w populacji jest bardzo trudna do zmierzenia, gdyż trudno wymyślić wiarygodny system pomiaru. Proste metody liczenia dają pewne wyobrażenie o minimalnej liczbie osobników, którzy są obecni bez statystycznych szacunków niepewności. Wiarygodne metody szacunkowe obliczają średnią i błąd, co daje pewne wyobrażenie o statystycznej precyzji działania. Takie szacunki są zasadniczo oparte na statystyce „capture-recapture” (dwukrotne łowienie) i wymagają metody pozwalającej na odróżnienie osobników. W przypadku dużych drapieżników mogą nimi być genetyczne identyfikacje sierści lub odchodów, lub aparaty-pułapki w przypadku gatunków takich jak ryś euroazjatycki z ich własnym wzorcem skóry.

Zdrowie i struktura populacji Monitorowanie stanu choroby, zdrowia genetycznego i struktury demograficznej jest szczególnie ważne dla małych populacji i populacji, które przeszły przez historyczne przewężenie. Badanie patologiczne i kliniczne wymaga obecności (narkotyzowanego) zwierzęcia lub tuszy, zdecydowanie zalecamy tworzenie programów zbierania i badania wszystkich zwierząt zabitych lub padłych. Próbkę tkanek należy przechowywać na potrzeby przyszłych badań. Martwym zwierzętom należy ustalić płeć i wiek, gdyż informacje na temat tendencji w strukturze wieku i płci może dostarczyć pewnych wskazówek na temat rozwoju i stanu populacji. Do analiz genetycznych odpowiednie są próbki od zwierząt żywych lub martwych, ale niektóre badania mogą być wykonane przy użyciu materiału pobranego z sierści lub odchodów.

Wszystkie parametry są ważne, i prawdopodobne jest, że program monitorowania obejmie kilka różnych podejść i kombinacje metod. Jest bardzo mało prawdopodobne, że wiele programów monitorowania będzie starało się wielokrotnie przeliczyć lub oszacować całkowitą liczbę zwierząt w populacji. Większość programów będzie obejmować pewien stopień ekstrapolacji. Może to być albo łatwiej udokumentowany segment demograficzny populacji (np. osobniki reprodukcyjne) względem ogółu populacji lub mała reprezentatywna próbka dla obszaru względem szerszego obszaru występowania.

Metody monitorowania powinny być skoordynowane i ujednolicone dla całego zakresu populacji lub lepiej metapopulacji, aby umożliwić całościową ocenę stanu ochrony osobnika. Często wymaga to koordynacji działań monitorujących między granicami. Jeżeli kilka niezależnych instytucji zaangażowało się w program monitorowania, ważne jest, aby zgodziły się nie tylko co do stosowanych metod i analiz danych, ale także co do interpretacji i raportowania. Dane z monitorowania dużych drapieżników są często wykorzystywane do podejmowania kontrowersyjnych decyzji zarządczych, dlatego ważne jest tworzenie spójnych i niepodważalnych wyników. Obejmuje to szkolenia zawodowe wszystkich zaangażowanych pracowników, od osoby odbierającej dane w terenie do statystyka do spraw analiz.

Najważniejszym aspektem monitorowania jest to, że działania powtarza się w czasie w taki sam sposób. Oznacza to, że ważne jest, aby dokładnie zaplanować program od samego początku, ponieważ zmiany podejmowane w toku mogą sprawić, że porównania staną się trudne.

Gromadzenie i przechowywanie danych

Istotne jest, że dane terenowe są zatwierdzane przez wyszkolonych i krytycznych obserwatorów. Dotyczy to wszystkich danych, bez względu na ich charakter. Surowe dane obserwacyjne powinny być przechowywane w taki sposób, że bez względu na sposób ich analizowania podstawowe dane mogą być łatwo dostępne do ponownej oceny. Należy oprócz przetworzonych wyników przechowywać surowe, zatwierdzone dane wolne od interpretacji. Dobrym pomysłem jest również nagrywać i przechowywać niezweryfikowane dane, gdyż mogą one pomóc ukierunkować przyszłe wysiłki pobierania próbek. Bardzo pożądanym jest, by takie bazy danych były możliwie scentralizowane – przynajmniej na szczeblu krajowym. Nowoczesne systemy komputerowe łatwo pozwalają wielu rozproszonym geograficznie użytkownikom na wprowadzanie danych do centralnej bazy danych. Jeśli chodzi o badania kliniczne i genetyczne, to ważne jest nie tylko przechowywanie informacji patologicznych lub genetycznych w bazach danych, ale jednocześnie zatrzymywanie oryginalnych próbek do kolejnych analiz.

Przykłady dobrych praktyk

Poniższa lista nie jest wyczerpująca, ale odnosi się do niektórych programów monitorujących, które mogą służyć jako dobre modele. Należy odnotować zwiększone wykorzystanie metod genetycznych.

Zachodzi tu stałe doskonalenie metod; są one w coraz większym stopniu stosowane w bardzo rozległej skali przestrzennej.

Rosomaki:

- Roczny monitoring znanych nor porodowych (Norwegia i Szwecja).
- Pobieranie kału w celu wykonania testu DNA metodą wielokrotnych złowień (CMR) (Norwegia).

Niedźwiedzie:

- Pobieranie kału i sierści w celu wykonania testu DNA metodą wielokrotnych złowień (CMR) (Szwecja, Hiszpania, Norwegia, Chorwacja, Słowenia).
- Obserwacja samic z młodymi z danego roku (Hiszpania, Norwegia, Szwecja, Estonia).

Ryś euroazjatycki:

- Aparaty-pułapki dla małych (500-1000 km²) powierzchni referencyjnych (Szwajcaria).
- Pobieranie kału i sierści w celu wykonania testu DNA metodą wielokrotnych złowień (CMR) (Polska, Francja).
- Intensywne tropienie po śniegu (snow-tracking) (Norwegia, Szwecja, Finlandia, Estonia, Łotwa, Polska).

Ryś iberyjski:

- Aparaty-pułapki (Hiszpania).

Wilk:

- Intensywne tropienie po śniegu (snow-tracking) (Norwegia, Szwecja, Finlandia, Polska, Estonia, Łotwa, Litwa, włoskie Alpy, Chorwacja).
- Pobieranie kału i sierści w celu wykonania testu DNA metodą wielokrotnych złowień (CMR) (włoskie Alpy, Francja, Szwajcaria).
- Badania wycia w celu wykrycia grup rodzinnych (Hiszpania, włoskie Apeniny)

Wszystkie gatunki:

- Gromadzenie wszelkich potwierdzonych obserwacji obecności = fotografii, tropów, martwych zwierząt, zabitych zwierząt dzikich i domowych (Skandynawia, Alpy).
- Intensywne badania ze śledzenia radiowego (głównie przydatne jako metoda badań i kalibracji, a nie metoda monitorowania).
- Gromadzenie wszystkich zwierząt zastrzelonych lub znalezionych martwych w celu określenia wieku, płci, monitorowanie statusu rozrodczego i przechowywania tkanek (Norwegia, Szwecja, Łotwa, Estonia, Szwajcaria, Włochy itp.)