



Leitlinien für Managementpläne für Großraubtiere auf Populationsebene

Dies ist eine nicht autorisierte, aus Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit finanzierte, Rohübersetzung des englischen Abschlußberichts eines Vorhabens zur Ausarbeitung von „Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores“ und stellt keine Position der Bundesregierung dar (Version vom 15. Oktober 2007).



Ausgearbeitet von der Large Carnivore Initiative for Europe
c/o Istituto di Ecologia Applicata, Mai 2007
Via Cremona 71 – IT 00161 Rom

Endgültiger Entwurf 7. Mai 2007





Leitlinien für Managementpläne für Großraubtiere auf Populationsebene

Ausgearbeitet von: mit Beiträgen von:

Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE)
www.lcie.org

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

Zusammengestellt von:

J. LINNELL
Norwegian Institute for Nature Research
(NINA)
Tungasletta 2
Trondheim 7485, Norwegen

V. SALVATORI
Istituto di Ecologia Applicata (IEA)
Via Cremona 71, Rom 00161 Italien

L. BOITANI
Dept. Biologia Animale e dell'Uomo
Università di Roma „La Sapienza“
Viale dell'Università 32
00185 Rom, Italien

Finanziert von:

Europäische Kommission
GD Umwelt
Vertrag Nr. 070501/2005/424162/MAR/B2

Vorgeschlagene Zitierweise:

Linnell J., V. Salvatori & L. Boitani (2007). *Leitlinien für Managementpläne für Großraubtiere auf Populationsebene in Europa*. Bericht der Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) erstellt für die Europäische Kommission. Endgültiger Entwurf Mai 2007.



Inhaltsverzeichnis

1. Einführung	4
2. Was ist eine Population? Begriffsbestimmungen und Entwicklung eines anwendbaren Verständnisses	7
3. Europäische Großraubtierpopulationen und die Notwendigkeit eines Managements auf Populationsebene	10
3.1 Hintergrund und Definitionen	10
3.2 Zusammenfassung der Ergebnisse	11
3.3 Was bedeutet „Populationsansatz“?	11
4. Leitlinien für die „Gute fachliche Praxis zur Erhaltung von Großraubtieren“	12
5. Operationalisierung des Erhaltungszustands von Großraubtieren	14
5.1 Hintergrund und Quellen	14
5.2 Die Konzepte der Lebensfähigkeit einer Population	15
5.3 Verknüpfung des Konzepts des günstigen Erhaltungszustands mit dem Konzept der Lebensfähigkeit	17
5.4 Ein praktikabler Vorschlag zur Definition einer günstigen Referenzpopulation (FRP)	19
5.5 Ein praktikabler Vorschlag zur Definition des günstigen Referenzgebietes (FRR)	22
5.6 Eine anwendbare Definition des günstigen Erhaltungszustands für Großraubtiere	23
5.7 Festlegung von Zielen für die Erhaltung von Großraubtieren in Europa	25
6. Rechtliche und fachliche Überlegungen zu Managementplänen auf Populationsebene	27
6.1 Großraubtiere in der FFH-Richtlinie und in anderen internationalen Übereinkommen	27
6.2 Rechtliche Aspekte zum Management auf Populationsebene	27
6.3 Ökonomische Aspekte zur Erhaltung von Großraubtieren	28
6.4 Ausnahmeregelungen für streng geschützte Arten nach der FFH-Richtlinie	28
7. Entwicklung von Managementplänen auf Populationsebene	33
7.1 Der Prozess	33
7.2 Das Produkt	36
Literaturverzeichnis	39
Tabelle 1. Überblick über die Populationsstruktur des Braunbären (<i>Ursus arctos</i>) in Europa	45
Tabelle 2. Überblick über die Populationsstruktur des Eurasischen Luchses (<i>Lynx lynx</i>) in Europa	46
Tabelle 3. Überblick über die Populationsstruktur des Vielfraßes (<i>Gulo gulo</i>) in Europa	47
Tabelle 4. Überblick über die Populationsstruktur des Wolfs (<i>Canis lupus</i>) in Europa	48
Tabelle 5. Überblick über die von den verschiedenen Staaten auf dem europäischen Kontinent unterzeichneten internationalen Übereinkommen und völkerrechtlichen Verträge mit Angaben über artenspezifische Ausnahmen	49
Anhang 1. Großraubtierpopulationen in Europa	51
BRAUNBÄR (<i>Ursus arctos</i>)	52
EURASISCHER LUCHS (<i>Lynx lynx</i>)	58
WOLF (<i>Canis lupus</i>)	65
VIELFRASS (<i>Gulo gulo</i>)	71
Anhang 2. Grundsatzklärungen der Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE)	73
Letale Kontrolle und Bejagung von Großraubtieren	74
Erhaltung von Großraubtieren und Forstwirtschaft.....	77
Umsiedlung als Instrument zur Erhaltung von Großraubtieren	79
Reaktion auf die Hybridisierung von wildlebenden Wölfen und Haushunden	80
Aussetzung von in Gefangenschaft gezogenen Individuen als Instrument zur Erhaltung von Großraubtieren.....	82
Anwendung von Entschädigungs- und ökonomischen Anreizsystemen als Ausgleich für von Großraubtieren verursachte wirtschaftliche Verluste.....	84



1. Einführung

In Europa sind vier Großraubtierarten beheimatet: der Braunbär (*Ursus arctos*), der Wolf (*Canis lupus*), der Vielfraß (*Gulo gulo*) und der Eurasische Luchs (*Lynx lynx*)¹. In so dicht besiedelten und veränderten Landschaften, wie wir sie in Europa vorfinden, stellt die Erhaltung dieser Arten eine echte Herausforderung da. Ein Großteil dieser Herausforderung ist auf ihr hervorstechendstes Merkmal zurückzuführen – als Spitzenprädatoren haben sie einen hohen Raumbedarf. Die Größe der Heimatreviere einzelner Großraubtiere in Europa bewegt sich in der Regel – je nach Habitatmerkmalen und Umweltproduktivität – zwischen 100 und 1.000 km² (Nilsen *et al.* 2005; Herfindal *et al.* 2005). Das bedeutet, dass sie keine sehr hohen Dichten erreichen – in der Regel zwischen 3 und 0,1 pro 100 km². Zu diesen typischen Merkmalen residenter, adulter Individuen kommt hinzu, dass juvenile Großraubtiere während ihrer Abwanderungsphase oft große Strecken zurücklegen, manche von ihnen hunderte Kilometer. Dies hat zur Folge, dass Populationen dieser Arten nicht in Schutzgebiete passen – in der Tat gibt es nur sehr wenige europäische Schutzgebiete, die groß genug sind, um mehr als einigen wenigen Individuen dieser Großraubtierarten Platz bieten zu können (Linnell *et al.* 2001a). Demzufolge kann sich ihre Erhaltung nicht auf Schutzgebiete beschränken, sondern muss auch die Lebensräume umfassen, die diese Schutzgebiete umgeben und die faktisch den Großteil der europäischen Landschaft ausmachen. Zum Glück haben sich alle vier Arten als relativ anpassungsfähig an die heutigen europäischen Landschaften erwiesen (Breitenmoser 1998; Kaczensky 2000; Linnell *et al.* 2001b). Ihre zukünftige Erhaltung ist somit durchaus vorstellbar. Ihre Anwesenheit in diesen in unterschiedlicher Weise durch den Menschen genutzten Landschaften hat jedoch eine Reihe von Konflikten mit anthropogenen Interessen zur Folge (auf die wir später genauer eingehen werden).

Eine weitere Konsequenz ihrer geringen Dichte und ihrer großflächigen Raumnutzung besteht darin, dass wir gezwungen sind, die geeignete Maßstabebene für ihr Management zu überdenken. Vom biologischen Standpunkt aus betrachtet breitet sich eine Großraubtierpopulation über Hunderte, Tausende und häufig sogar Zehntausende von Quadratkilometern aus. Eine so riesige Fläche wird stets von einer Vielzahl unterschiedlicher Verwaltungsgrenzen zerschnitten, wie etwa die von Schutzgebieten, Städten und Gemeinden, Landkreisen, Bundesländern- und staaten (Kantone, Provinzen), Nationalstaaten und sogar von übernationalen Staatengebilden wie der Europäischen Union. Auf den Maßstabebenen, von denen wir hier sprechen, gibt es nur wenige Verwaltungseinheiten, die für sich genommen eine lebensfähige Population einer dieser Großraubtierarten Platz zum Leben bieten könnten. Deshalb ist es von entscheidender Bedeutung, dass die Planung des Schutzes von Großraubtieren in Zusammenarbeit und in gemeinsamer Abstimmung zwischen all jenen Verwaltungseinheiten geschieht, die an der betreffenden Population gemeinsam Anteil haben. Ein erster Vorstoß in diese Richtung wurde 1999 unternommen, als im Rahmen der Berner Konvention eine Reihe von Aktionsplänen für den Braunbär, den Wolf, den eurasischen Luchs und den Vielfraß verabschiedet wurden (Boitani 2000; Breitenmoser *et al.* 2000; Landa *et al.* 2000; Swenson *et al.* 2000), die von der Large Carnivore Initiative for Europe (www.lcie.org) erstellt worden waren. Diese Strategiedokumente leiteten einen Prozess ein, der unser Verständnis des Managements dieser Arten veränderte. Angesichts der anhaltenden Erweiterung der Europäischen Union ist es jedoch notwendig, diese Vorstellungen in einer formaleren und strukturierteren Form auch in die Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-RL) zu integrieren.

Zwei grundlegende Konzepte müssen dafür entwickelt werden. Das erste besteht darin, dass die Einheit für die Planung von Erhaltungsmaßnahmen nicht nur der Teil der Population sein sollte, der sich innerhalb der Grenzen eines bestimmten Landes oder Staates befindet. Viel-

¹ Eine fünfte vielfach zu den Großraubtieren gerechnete Art – der Iberische Luchs oder Pardelluchs (*Lynx pardinus*) – kommt in Südspanien vor; auf sie wird in diesem Bericht nicht näher eingegangen, da ihre Verbreitung sehr begrenzt ist und da sich ihre Erhaltungsproblematik erheblich von der der anderen vier Arten unterscheidet.



mehr sollte es die gesamte biologische Einheit sein und alle Verwaltungseinheiten innerhalb ihres Verbreitungsgebiets einschließen. Das zweite Konzept besteht darin, dass die Erhaltung von Großraubtieren ihre Integration mit menschlichen Tätigkeiten in anthropogen dominierten Landschaften voraussetzt. Dies erfordert ein Nebeneinander von Mensch und Tier, das sich nicht immer problemlos realisieren lässt. Fast immer sind ein aktives Management (z. B. Wiederansiedlung, Umsiedlung, Bejagung, letale Kontrolle) von Großraubtierpopulationen und eine koordinierte Planung unter Berücksichtigung divergierender Nutzungsansprüche und Aktivitäten notwendig. Allerdings variieren Notwendigkeit und Akzeptanz unterschiedlicher Managementoptionen europaweit sehr stark (Boitani 2003). Daher besteht die Notwendigkeit, ein Erhaltungssystem zu schaffen, das sowohl gemeinsam abgestimmt als auch flexibel ist, um eine lokale Anpassung der erforderlichen Mittel zur Verwirklichung einer globalen Vision zu ermöglichen. Das derzeitige Fehlen eines solchen Systems spiegelt sich in der Vielzahl der durch Großraubtiere hervorgerufenen Konflikte wider und ist auch der Grund, weshalb das Sekretariat der Berner Konvention und die Europäische Kommission so viel Zeit für die Problematik der Erhaltung von Großraubtieren aufwenden.

Um dieser Tatsache Rechnung zu tragen, führte die Europäische Kommission 2005 eine Ausschreibung (ENV.B.2/SER/2005/0085r) für die Ausarbeitung von „*Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe*“ [Leitlinien für Managementpläne für Großraubtiere auf Populationsebene in Europa] durch. Den Zuschlag für den entsprechenden Auftrag erhielt das Istituto di Ecologia Applicata (Italien) zusammen mit dem Norwegian Institute for Nature Research (Norwegen), Callisto (Griechenland) und KORA (Schweiz). Außerdem haben wir während der Ausarbeitung des vorliegenden Berichts auf eine Vielzahl von Expertengutachten aus ganz Europa zurückgegriffen, in erster Linie aus den Arbeitsgruppen der Species Survival Commission (SSC) der IUCN - der Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) und den Fachgruppen für Wölfe, Bären und Katzen. Außerdem haben wir im Verlauf der Ausarbeitung eine Fülle wertvoller Rückmeldungen aus verschiedenen Mitgliedstaaten erhalten.

Der vorliegende Bericht ist eines der Ergebnisse dieses Auftrags. Seine Intention ist die Erörterung des erforderlichen fachlichen Hintergrunds für die Erstellung von Managementplänen für den Schutz von Großraubtieren auf Populationsebene. Er besteht aus folgenden Teilen: 1) einer konzeptionellen Diskussion über Populationen mit praktikablen Vorschlägen für die Bestimmung von Populationseinheiten für Großraubtiere, 2) einem Überblick über die europäischen Großraubtierpopulationen, 3) einer Analyse der existierenden Konzepte zur Lebensfähigkeit von Populationen und ihrem günstigen Erhaltungszustand und der Entwicklung eines praktikablen Vorschlags zur Bestimmung eines günstigen Erhaltungszustands bei Großraubtieren, 4) einer Kurzfassung von Leitlinien für die „Gute fachliche Praxis zur Erhaltung von Großraubtieren“ und 5) Empfehlungen zum Verfahren für die Erstellung eines Managementplans auf Populationsebene und einen Kurzüberblick darüber was ein solcher Plan beinhalten sollte.

Ein letzter Vorbehalt muss hier besonders hervorgehoben werden. Der vorliegende Bericht wurde von einer Gruppe unabhängiger Experten als Beitrag zu den derzeitigen Bemühungen der Kommission um die Operationalisierung der FFH-Richtlinie verfasst. Somit ist er kein amtliches Kommissionsdokument, sondern vielmehr ein von den Autoren zur Vorlage an die Kommission bestimmter Empfehlungskatalog, der auf den aktuellsten wissenschaftlichen Erkenntnissen und den bisherigen Erfahrungen mit dem Management und der Erhaltung von Großraubtierpopulationen aus ganz Europa basiert. Einige dieser Empfehlungen und sogar die eigentliche Prämisse dieses Berichtes (die Festlegung auf einen Populationsansatz), gehen etwas über einige der derzeitigen operativen Verfahren der FFH-Richtlinie hinaus. Dies alles sind jedoch Punkte, die nach Ansicht der Autoren von entscheidender Bedeutung sind, wenn die Kommission das Kernziel der Richtlinie erreichen will - die Erhaltung dieser Arten in den europäischen Landschaften für künftige Generationen. Wo immer möglich haben wir uns bemüht, den durch die FFH-Richtlinie und ihre Auslegungsleitlinien vorgegebenen Rahmen einzuhalten, und haben klar zum Ausdruck zu bringen versucht, welche Empfehlungen auf die Richtlinie und ihre Auslegungsleitlinien zurückgehen und welche auf unseren eigenen Erfahrungen basieren.



Unser Auftrag bestand auch darin, alle europäischen Staaten westlich der geographischen Länge 35° Ost einzubeziehen. Unter diesen sind viele Staaten, die keine Mitglieder der Europäischen Union sind und daher auch nicht durch die FFH-Richtlinie gebunden sind. Da die Verfolgung eines Populationsansatzes in vielen Fällen eine Zusammenarbeit zwischen EU-Staaten und Drittstaaten erfordert, variiert die Bandbreite der Managementsituationen und der rechtlichen Beschränkungen insgesamt viel stärker, als wenn wir nur die EU-Staaten berücksichtigt hätten.

Nach Initiierung dieses Projekts hat die Kommission ein zweites, daran anknüpfendes Projekt auf den Weg gebracht, das eine Reihe von Workshops in den Mitgliedstaaten mit Großraubtierbeständen vorsieht. Diese Workshops sollen als Plattformen für die Weiterleitung von Stellungnahmen der zuständigen Behörden und der wichtigsten Interessengruppen zu den Leitlinien an die Kommission dienen. Der Prozess endet mit einem gesamteuropäischen Kongress, auf dem eine endgültige Fassung der Leitlinien vorgelegt wird.



2. Was ist eine Population? Begriffsbestimmungen und Entwicklung eines anwendbaren Verständnisses

Das Populationskonzept ist eines der grundlegendsten Konzepte in der Biologie – und bleibt dennoch eines der am wenigsten definierten Konzepte im gängigen Gebrauch. Von der Grundidee her bezieht er sich auf eine Gruppe von Individuen, die in demselben Gebiet leben und sich untereinander fortpflanzen können. Allerdings ist die Realität oft etwas unscharf, und die Dinge stellen sich nicht immer so einfach und wohlgeordnet dar. Bei Tieren mit vielen verschiedenen Bewegungsmustern und unterschiedlichen Formen der sozialen Organisation kann es oft schwierig sein, genau zu bestimmen, wo die eine Population endet und die nächste beginnt. Dies hat zu vielen Diskussionen sowohl über die funktionelle (wie soll man sie in der Praxis bestimmen) als auch über die theoretische (was versuchen wir eigentlich zu beschreiben) Natur von Populationen geführt (Camus & Lima 2002; Berryman 2002; Baguette & Stevens 2003; Schaefer 2006). Aufgrund dessen sind viele verschiedene Ansätze verwendet worden, darunter auch solche, deren Hauptaugenmerk der Taxonomie (z. B. Unterarten oder *Evolutionary Significant Units* (ESU)), der Genetik, der Verteilung (kontinuierlich im Gegensatz zu diskontinuierlich), dem Verhalten (Streifgebiet, saisonale Wanderung, Dispersal), den Ökosystemen (Energiefluss eingeschlossen), der Demografie (Synchronitätsgrad der Schwankungen der Populationsgröße) und sogar der Ökonomie gilt (Waples & Gaggiotti 2006). Mangels allgemein akzeptierter Begriffsbestimmungen haben Forscher und Manager für gewöhnlich ihre eigenen Ad hoc-Grenzen festgelegt, die zu ihrer jeweiligen Situation passen.

Trotz der anhaltenden Debatte besteht eine Tendenz in Richtung der Vorstellung, dass eine Population in Wirklichkeit ein hierarchisches Konzept ist, in dem verschiedene Elemente und Prozesse auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Maßstabsebenen funktionieren (Überblick in Linnell 2005; Schaefer 2006). Auf der größten räumlichen Skala haben wir eine Art, die in evolutionärer Zeit als Population betrachtet werden kann. Auf der kleinsten Maßstabsebene können wir eine isolierte Gruppe von einigen zehn Individuen haben, die für begrenzte Zeit eine diskrete Habitatfläche besiedeln. Zwischen diesen beiden Extremen gibt es ein weites Spektrum potenzieller Verteilungen und Prozesse. Im Allgemeinen müssen wir für Erhaltungszwecke zwei Prozesse berücksichtigen, den genetischen und den demografischen. Die genetischen Elemente der Populationsprozesse wirken auf größeren räumlichen und zeitlichen Skalen als die demografischen. Die gelegentliche Bewegung von Tieren zwischen zwei diskreten Vorkommen oder Gruppen reicht zwar aus, um eine genetische Differenzierung zu verhindern, aber nicht, um einen merklichen Einfluss auf demografische Prozesse auszuüben. Wie wir nachstehend diskutieren werden, ist die Aufrechterhaltung der genetischen Vielfalt ein langfristiges Erhaltungsproblem, das viel größere Individuenzahlen erfordert als die Zahlen, die notwendig sind, um ein kurzfristiges demografisches Aussterben zu vermeiden.

Daher schlagen wir zur Operationalisierung dieser Konzepte vor, dass Populationen gleichzeitig als eine ineinandergeschachtelte Hierarchie von Einheiten betrachtet werden. Wir schlagen vor, dass das Wort „*Metapopulation*“² zur Bezeichnung der Phänomene auf großer Maßstabsebene verwendet wird, welche die Verteilung von Individuen mit einer weitgehend gleichartigen genetischen Struktur umfassen. Diese Verteilung kann räumlich diskontinuierlich sein – doch es sollte genügend Verbindung sowohl in räumlicher als auch in zeitlicher Hinsicht bestehen, so dass emigrierende und immigrierende Tiere den Genfluss und ein gewisses Maß an demografischer Stabilisierung gewährleisten können. Dies kann bereits durch einige wenige Individuen pro Generation geschehen. Innerhalb dieser Metapopulation können mehrere „*Subpopulationen*“ vorhanden sein, die aus Individuen innerhalb einer einigermaßen kontinuierlichen Verteilung be-

² In diesem Zusammenhang verwenden wir den Begriff Metapopulation nicht im strengsten Sinn, der die Auslöschung und Wiederansiedlung von Subpopulationen voraussetzt. Wir verwenden ihn vielmehr im allgemeineren Kontext einer fragmentierten / lückenhaften Verteilung, bei der Subpopulationen unabhängige demografische Strukturen aufweisen. Eine Diskussion, die sich explizit mit der Anwendung von Metapopulation auf Großsäuger befasst, ist bei Elmhagen & Angerbjörn (2001) zu finden.



stehen, die mit viel größerer Frequenz interagieren, sodass die Demografie der Gruppe in erster Linie durch Geburten- und Sterberaten und nicht durch die Einwanderung von Tieren von außerhalb (von benachbarten Subpopulationen innerhalb der Metapopulation) beeinflusst wird. Innerhalb einer Subpopulation kann es auch eine gewisse feinkalige räumliche Strukturierung geben, die dazu führt, dass Individuen ungleichmäßige Cluster bilden. Für die Zwecke dieses Berichts bezeichnen wir diese Cluster als „Populationsteile“³. Und schließlich kann es einige Individuen oder sehr kleine Gruppen von Tieren geben, die außerhalb des Verbreitungsgebiets einer Subpopulation vorkommen. Wenn diese Individuen beweglich sind und kein diskretes und berechenbares Gebiet nutzen und sich nicht reproduzieren, werden sie als Streuner bezeichnet. Wenn sie stabil sind und mehrere Jahre hindurch einen bestimmten Standort nutzen, kann man sie als „isolierte Vorkommen“ bezeichnen. Im Regelfall wird eine Reproduktion bei einem isolierten Vorkommen eher sporadisch vorkommen. Subpopulation ist der formelle biologische Begriff für die Einheit, mit der wir uns in diesem Bericht befassen, doch aus Gründen der Vereinfachung und zur Abstimmung mit dem bereits in der FFH-Richtlinie verwendeten Begriff bezeichnen wir im Folgenden eine Subpopulation einfach als „Population“.

Eine Entscheidung darüber, wo die geografischen Grenzen zwischen unterschiedlichen Subpopulationen gezogen werden sollten, kann in der Praxis am besten anhand von Daten über die Individuenverteilung zusammen mit Erkenntnissen über die potenzielle Habitatqualität, das Vorhandensein von Barrieren und die Dispersalfähigkeit der Arten getroffen werden. Da sich die Verteilungen im Lauf der Zeit verändern, dürften diese Grenzen dynamisch sein. Diese Dynamik kombiniert mit unseren unvollständigen Informationen über die Verteilung der Arten macht es manchmal erforderlich, die Grenzen anhand von subjektiven, jedoch pragmatischen Kriterien zu ziehen. In diesen Fällen können geografische Kenntnisse der Habitatkonfiguration der beste Ersatz sein. Wenn zwei verschiedene Gebiete sehr groß sind, sehr unterschiedliche Ökologien haben (unterschiedliches Habitat oder anderes Klima) oder große Unterschiede in puncto Managementsystem, Konfliktpotenzial oder Erhaltungszustand aufweisen, kann es auch hier in manchen Fällen am pragmatischsten sein, sie als gesonderte Populationen zu unterscheiden.

Wir sollten ausdrücklich hervorheben, dass wir diese Definitionen nur für die Operationalisierung des Populationsbegriffs im Rahmen der Erhaltung von Großraubtieren entwickelt haben, und dass es durchaus sein kann, dass für andere Arten eine andere Struktur mit anderen Definitionen erforderlich ist. Der entscheidende Faktor für die Erhaltung ist, dass wir akzeptieren, dass es nicht einfach eine so genannte Population gibt, die nur auf einer Ebene vorkommt und auf die wir alle Managementbemühungen und -entscheidungen zu konzentrieren versuchen. Der Begriff der Population umfasst ein Konzept mit verschiedenen Ebenen, und Managemententscheidungen sollten dies berücksichtigen. Durch Anerkennen des hierarchischen Charakters des Populationskonzepts eröffnen wir uns die Möglichkeit, verschiedene Entscheidungen auf unterschiedlichen räumlichen (und zeitlichen) Maßstabsebenen zu treffen. Entscheidungen zu rahmenpolitischen Zielen können auf den größten räumlichen Maßstabsebenen getroffen werden⁴. Dies gilt auch für ein Gebiet, das genauso groß wie das einer Population ist oder sogar noch größer (z. B. Europa, die Alpen oder die Karpaten). Es ist jedoch durchaus möglich, dass die erforderlichen Maßnahmen zur Erreichung dieser Rahmenziele in den verschiedenen Regionen (z. B. in verschiedenen Ländern oder Staaten) oder den Einzelpopulationen, die diese Population bilden, unterschiedlich sind. Genau genommen müssen viele Maßnahmen in räumlich strukturierter Weise verteilt werden (z.B. Entschädigungszahlungen, Jagdquoten), was voraussetzt, dass große Populationen in kleinere „Managementeinheiten“ unterteilt werden. Diese

³ Nicht zu verwechseln mit dem im US-amerikanischen Artenschutzgesetz verwendeten Rechtsbegriff des „*distinct population segment*“ [charakteristisches Populationssegment].

⁴ Beispielsweise in Norwegen hat sich das Parlament im Rahmen der geltenden norwegischen Managementverfahren für das Verbleiben von Großraubtieren in Norwegen ausgesprochen und die gewünschte Bestandsgröße in jeder der acht Managementregionen festgelegt. Innerhalb dieser Regionen ist die Befugnis zur Festlegung von Jagdquoten und die Entscheidung über den Standort jeder Großraubtierart in der jeweiligen Region an eine lokale Behörde delegiert worden. Diese lokalen Behörden haben großen Einfluss auf das routinemäßige Raubtiermanagement, werden aber durch die Grundsatzentscheidungen und die zahlenmäßigen Zielvorgaben der Regierung eingeschränkt.



unterste Ebene ist nicht so sehr für die Entscheidungsfindung gedacht, sondern eher als Möglichkeit, die Maßnahmen räumlich zu verteilen. Diese hierarchische Struktur entspricht dem Subsidiaritätsprinzip der EU und den Malawi-Grundsätzen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (Prins 1999), denen zufolge so viel Entscheidungsfreiheit wie möglich auf die unterste dafür geeignete Ebene innerhalb der von zentraleren Entscheidungsgremien abgesteckten Rahmenstrukturen übertragen wird. Wir bezeichnen dieses Konzept als „Freiheit in Grenzen“.



3. Europäische Großraubtierpopulationen und die Notwendigkeit eines Managements auf Populationsebene

3.1 Hintergrund und Definitionen

Großraubtiere sind in Europa weit verbreitet – das Verbreitungsgebiet mancher Arten erstreckt sich von der spanischen Atlantikküste im Westen bis zur russischen Taiga im Osten oder von den mediterranen Wäldern Griechenlands bis zur Tundra Nordnorwegens. Aufgrund der jahrhundertelangen Verfolgung und der Veränderung ihrer Lebensräume sind sie längst nicht mehr kontinuierlich über das gesamte Gebiet verteilt. Stattdessen ist ihre Verbreitung stark fragmentiert, mit verschiedenen inselartig über ganz Europa verteilten isolierten Vorkommen. Manche dieser Gebiete sind großflächig und beherbergen Tausende von Tieren, andere hingegen nur zehn oder weniger. Manche sind durch Hunderte Kilometer voneinander isoliert, während andere enger beieinander liegen. In manchen Fällen ist das dazwischenliegende Habitat von guter Qualität für Großraubtiere, in anderen Fällen ist es lebensfeindlich. Die Situation ist komplex und – was noch erschwerend hinzukommt – dynamisch, mit natürlicher und unterstützter Populationsexpansion auf der einen Seite und Populationsrückgang auf der anderen.

Zur Systematisierung dieser Komplexität haben wir die europaweit verfügbaren besten Daten über die Verbreitung und den Status von Großraubtieren (siehe [Anhang 1](#) und die verfügbaren Online-Informationssysteme unter www.lcie.org) gesammelt. Anhand dieser Verbreitungsdaten haben wir versucht, für jede Art eine Reihe von Einheiten zu identifizieren, die wir als *Populationen* bezeichnen. Wie in Abschnitt 2 erklärt, sind diese Populationen Einheiten, in denen eine bestimmte Art eine mehr oder weniger kontinuierliche Verbreitung aufweist, sodass Individuen so häufig miteinander interagieren können, dass diese Einheit eine demografische Einheit bildet. Grenzen zwischen Populationen werden in erster Linie auf der Grundlage der diskontinuierlichen Verbreitung gezogen. Ebenso sind geografische Merkmale hierfür mit einbezogen worden. Die artenspezifischen Unterschiede im Abwanderungsverhalten sind ebenfalls berücksichtigt worden. Die weitaus größte Dispersalfähigkeit der vier betrachteten Arten besitzt der Wolf; Individuen beiderlei Geschlechts können über Hunderte von Kilometern wandern (Linnell *et al.* 2005). Luchs und Vielfraß besitzen eine mittlere Dispersalfähigkeit. Untersuchungen haben bei beiden Arten in einzelnen Fällen Dispersaldistanzen von mehreren hundert Kilometern ergeben, wobei männliche Tiere im Durchschnitt weiter wandern als weibliche, und die Gesamtdistanzen können stark kontextabhängig und in manchen stark fragmentierten Landschaften relativ begrenzt sein (Andersen *et al.* 2005; Flagstad *et al.* 2004; Schmidt 1998; Vangen *et al.* 2001; Zimmermann *et al.* 2005). Bären weisen den größten Unterschied zwischen den Geschlechtern in der Abwanderungsfähigkeit auf. Während Männchen hunderte Kilometer abwandern können, wandern Weibchen selten aus ihren Geburtsrevieren ab (Støen *et al.* 2006; Swenson *et al.* 1998). Immer dann, wenn ein großräumiges Verbreitungsgebiet Areale umfasst, in denen die Arten sehr unterschiedlichen Management- oder Umweltbedingungen ausgesetzt sind, haben wir uns für eine Aufteilung in zwei oder mehr Populationen entschieden, um demografisch relativ homogene Einheiten zu erhalten. In manchen Fällen, wenn die Verteilung innerhalb einer Population geklumpt (uneinheitlich) ist, haben wir mehrere getrennte Populationsteile anerkannt. Weitere Untersuchungen der Populationsgenetik, der Bewegungsökologie markierter Individuen oder einfach eine bessere Kartierung der Artenverteilung können zu einer Änderung dieser Ausweisungen führen. Dies wird höchstwahrscheinlich zur Reklassifizierung mancher Populationsteile als Populationen führen. Außerdem dürfte die Vergrößerung oder Verkleinerung der Areale der Arten in den verschiedenen Gebieten eine ständige Überprüfung ihrer Populationsstruktur erforderlich machen.



3.2 Zusammenfassung der Ergebnisse

In den nachstehenden Tabellen ([Tabelle 1-4](#)) sind die Ergebnisse des [Anhangs 1](#) zusammengefasst und die Populationen aufgeführt, die wir für jede Art identifiziert haben. Zur besseren Orientierung haben wir die Populationen ihren allgemeinen geografischen Regionen zugeordnet und etwaige innerhalb dieser Populationen vorhandene Populationsteile zusätzlich aufgeführt. Für jede Population sind auch die ungefähre Größe und die Staaten (EU-Staaten und Drittstaaten) angegeben, in denen sie vorkommen. Was Größe und Verbreitung dieser Populationen betrifft, ist Vorsicht geboten, da die Datenqualität von Land zu Land sehr unterschiedlich ist. Bei Staaten mit föderalen Systemen sind die dazugehörigen autonomen Regionen und Bundesländer in der Fußnote angegeben.

Von den 33 ausgewiesenen Populationen kommen nur vier innerhalb eines einzigen Landes vor, was bedeutet, dass 88 % grenzüberschreitende Populationen sind. Einige Populationen erstrecken sich über acht Länder. Die vier Populationen, die keine internationalen Grenzen überschreiten, befinden sich in Staaten mit föderalen Systemen, in denen die Zuständigkeit für Umweltfragen an die Regionen delegiert worden ist - dies erfordert eine intranationale Form von grenzüberschreitender Zusammenarbeit. Außerdem wird deutlich, dass es erhebliche Schwankungen in der Größe dieser Populationen gibt – zwischen weniger als 20 und mehreren tausend Tieren. Um die kleinen Populationen zu erhalten, muss ein hohes Maß an Vernetzung (Konnektivität) zwischen den Populationen aufrechterhalten werden. Diese einfachen Statistiken untermauern die Prämisse dieses Berichts - dass ein Management von Großraubtieren auf Populationsebene eine großräumige internationale Zusammenarbeit erfordert.

3.3 Was bedeutet „Populationsansatz“?

Die überwiegende Mehrheit der demografischen Einheiten (d. h. Populationen) der europäischen Großraubtiere erstreckt sich über die Grenzen zwischen vielen intranationalen und internationalen Verwaltungseinheiten. Um ein nachhaltiges Management dieser Populationen zu gewährleisten, muss unbedingt sichergestellt werden, dass der Maßstab ihres Managements dem Maßstab ihrer Verbreitung entspricht. Daher besteht die klare Notwendigkeit, Managementpläne auf der geeigneten Maßstabsebene zu erstellen. Aus biologischer Sicht sollte das Management auf dem größtmöglichen Maßstab erfolgen, doch aus der Sicht der Durchführbarkeit ist der Maßstab, der in Betracht gezogen werden kann, begrenzt. Daher sind wir der Meinung, dass die Ebene, die sich am besten für den formalen Prozess der Formulierung von Managementplänen eignet, die Populationsebene ist. Da es sich bei einer Population jedoch um ein Konzept mit verschiedenen Ebenen handelt (siehe Abschnitt 2), ist es dabei auf jeden Fall notwendig, dass sowohl die interne Vernetzung zwischen einzelnen Populationsteilen als auch die externe Vernetzung zwischen den Populationen berücksichtigt werden. Wie wir auch später ausführen, ist nach unserer Überzeugung die Population die geeignetste Ebene, auf die sich eine Bewertung des Erhaltungszustands konzentrieren sollte (siehe 5.6).⁵

⁵ Dies steht im Einklang mit den Empfehlungen in Ziffer 1.2.4 a) der Auslegungsleitlinien „Guidance document on the strict protection of animal species of community interest provided by the „Habitats“ Directive 92/43/EEC (Entwurfsversion vom 5. April 2006) – „Der Status von Arten sollte auf biogeografischer Ebene in den Mitgliedstaaten (für Übersichtszwecke, nationale/regionale Strategien, Ziele und Berichterstattung) und ggf. auf Populationsebene (für die Festlegung erforderlicher Maßnahmen, Management und Ausnahmeregelungen) bestimmt werden. Bei grenzüberschreitenden Populationen und Arten, die zwischen den Grenzen innerhalb und außerhalb der EU migrieren, sollte nach Möglichkeit auch ihr gesamtes natürliches Verbreitungsgebiet einschließlich der Migrationszonen außerhalb der EU berücksichtigt werden.“ In Fußnote 33 schließen sich folgende Definitionen an – „In Bezug auf die Definition von Population könnte ‚lokale‘ Population oder eine Reihe von in engem Kontakt zueinander stehenden lokalen Populationen‘ (z. B. Metapopulationen) als biologisch aussagefähige Referenzeinheit verwendet werden. Dieser Ansatz muss an die jeweiligen Arten unter Berücksichtigung ihrer Biologie/Ökologie angepasst werden.“ Anders ausgedrückt: was wir als Population betrachten, entspricht den lokalen Populationen im Referenzdokument der EU.



4. Leitlinien für die „Gute fachliche Praxis zur Erhaltung von Großraubtieren“

Großraubtiere stellen eine besondere Herausforderung für den Naturschutz in einem so dicht besiedelten Kontinent wie Europa dar, auf Grund ihres Potentials, mit menschlichen Interessen in Konflikt zu kommen. Zu diesen Konflikten gehören Schäden an Nutztieren und landwirtschaftlichen Kulturen, Konkurrenz mit Jägern um das jagdbare Wild und in Extremfällen sogar die Gefahr, die sie für die menschliche Sicherheit darstellen. Außerdem kann die Rückkehr der Großraubtiere heftige Proteste bei den Bewohnern ländlicher Gemeinden auslösen, was unter Umständen negative Auswirkungen auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt im Allgemeinen haben kann. Dies bedeutet, dass im Großraubtiermanagement ein sehr pragmatischer Ansatz verfolgt werden muss (Breitenmoser 1998; Boitani 2003; Linnell *et al.* 2005; Skogen *et al.* 2003). Es ist daher sinnvoll, sich genauer mit den wichtigsten Zielsetzungen der Richtlinie 92/43/EWG (FFH-RL) zu befassen. Aus ihnen geht klar hervor, dass das oberste Ziel der Richtlinie die Bewahrung und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt in der Gemeinschaft ist. Allerdings sollte beim Treffen von Entscheidungen über die anzuwendenden Maßnahmen der Kontext anderer wirtschaftlicher, sozialer und kultureller Anforderungen, insbesondere die Erreichung einer nachhaltigen Entwicklung, berücksichtigt werden. Wir interpretieren dies dahingehend, dass es möglich ist, hinsichtlich der Maßnahmen die beschlossen wurden, um die Erhaltung von Großraubtieren zu gewährleisten, gewisse Kompromisse einzugehen, um die Interessen der Menschen zu berücksichtigen, wenn auch das Hauptziel der Richtlinie eindeutig die Erhaltung der biologischen Vielfalt ist.

Für die nähere Befassung mit Großraubtieren ist es auch wichtig, dass wir uns ihre derzeitige Erhaltungssituation in Europa vergegenwärtigen. In den 1960er und 1970er Jahren hatten die Raubtierpopulationen in Europa generell einen absoluten Tiefstand erreicht, und die Erhaltung bestand in diesem Stadium darin, die übriggebliebenen Bestände vor dem Aussterben zu bewahren. Glücklicherweise haben wir dieses Stadium bei vielen – wenn auch nicht allen – Populationen überwunden und versuchen inzwischen, Managementmodelle zu entwickeln, die eine nachhaltige Koexistenz von Großraubtieren und Menschen in vielfältig genutzten Landschaften gewährleisten. Da viele Populationen sich wieder ausbreiten, besteht die Herausforderung jetzt darin, mit diesem Erfolg zu leben (Swenson *et al.* 1998). Der entscheidende Punkt ist Folgender: Um das europaweite Ziel der Erhaltung von Großraubtieren zu erreichen, bedarf es eines flexiblen und pragmatischen Ansatzes im Hinblick auf die verwendeten Mechanismen zur Erreichung dieses Ziels (Boitani 2003). Bei einem Kontinent wie Europa, der sich durch seine kulturelle und ökologische Vielgestaltigkeit auszeichnet, setzt dies voraus, dass in unterschiedlichen Gebieten unterschiedliche Ansätze verfolgt werden. Wir befürworten deshalb das Prinzip der „Freiheit in Grenzen“ (Linnell 2005). Wenn die Festlegung der Gesamtziele und des politischen Rahmens auf zentraler europäischer Ebene erfolgt und wenn Managementpläne auf Populationsebene entwickelt werden, sollte es möglich sein, ein großes Maß an Flexibilität auf der Ebene der Subpopulation oder der Managementeinheit zuzulassen, um dies in einer mit den lokalen Traditionen, Bedingungen und Konflikten zu vereinbarenden Weise umzusetzen. Anders ausgedrückt: Wenn die Ziele auf großräumiger Maßstabsebene beschlossen werden, sollte eine gewisse Flexibilität bei der Modifizierung der Mittel bestehen, die auf einer lokaleren Ebene angewandt werden. Innerhalb großer Populationen ist viel mehr Spielraum für unterschiedliche Ansätze und Handlungsfreiheit vorhanden als innerhalb kleiner, und die Folgen von Fehlern sind in großen Populationen viel weniger ausgeprägt. Im Vordergrund steht jedoch immer die Notwendigkeit, einen günstigen Erhaltungszustand zu erreichen und beizubehalten.

Großraubtierpopulationen haben sich als sehr widerstandsfähig gegenüber menschlichen Aktivitäten erwiesen. Für ihre Erhaltung ist es nicht erforderlich, dass jedes einzelne Individuum geschützt werden muss oder dass alle menschlichen Tätigkeiten aus ihrem Lebensraum verbannt werden müssen. Allerdings sind der Intensität und der Form der Nutzung ihres Lebens-



raums durch den Menschen, die für Großraubtiere tragbar sind, gewisse Grenzen gesetzt. Als Orientierungshilfe für Entscheidungsträger bei der Entwicklung ihrer lokal angepassten Managementsysteme hat die *Large Carnivore Initiative for Europe* (LCIE) eine Reihe von Grundsatz-erklärungen (siehe [Anhang 2](#)) erarbeitet, die unsere Empfehlungen zu einer Vielzahl wichtiger Fragen für die Erhaltung von Großraubtieren beinhalten. Zusammen geben sie einen Überblick über die zur Verfügung stehenden und mit der Erhaltung von Großraubtieren in Einklang stehenden Managementoptionen. Die Erklärungen stützen sich auf die neuesten wissenschaftlichen Forschungsarbeiten und den umfangreichen europäischen Erfahrungsschatz im Bereich Erhaltung, Management und Wiederherstellung von Großraubtierpopulationen.

Zu den Punkten, zu denen wir in diesem Stadium Leitlinien erarbeitet haben, gehören folgende:

- Letale Kontrolle und Bejagung von Großraubtieren
- Hybridisierung von Wölfen und Haushunden
- Forstwirtschaft
- Bejagung von Huftierpopulationen
- Umsiedlung
- Aussetzung von in Gefangenschaft aufgewachsenen Großraubtieren
- Entschädigungssysteme
- Verkehrsinfrastruktur
- Störungen
- Fütterung von Bären
- An Abfall adaptierte Bären und andere Arten von Problembären
- Methoden der Bestandserfassung.



5. Operationalisierung des Erhaltungszustands von Großraubtieren

5.1 Hintergrund und Quellen

Das Konzept des günstigen Erhaltungszustands (*Favourable Conservation Status* - FCS) ist seit seiner Einführung als allgemeines Artenschutzziel innerhalb der EU viel diskutiert worden. Dabei geht es in erster Linie um die Frage der Operationalisierung dieses Konzepts für so unterschiedliche Arten wie Flechten und Luchse und unter so unterschiedlichen Bedingungen, wie sie die Natur in Europa zu bieten hat. Wir haben im vorliegenden Abschnitt den Versuch unternommen, das FCS-Konzept für Großraubtiere zu operationalisieren. Unsere Gedankenführung stützt sich auf eine Kombination aus wissenschaftlichen Erkenntnissen und den Einschätzungen von Fachleuten. Zur Gewährleistung der Übereinstimmung mit anderen bestehenden Erhaltungsmaßnahmen im Rahmen der FFH-Richtlinie haben wir uns bemüht, für diesen Zweck die neuesten auf EU-Seite verwendeten Definitionen und Interpretationen heranzuziehen, die wir den folgenden Dokumenten entnommen haben:

- *Bewertung, Monitoring und Berichterstattung des Erhaltungszustands – Vorbereitung des Berichts nach Art. 17 der FFH-Richtlinie für den Zeitraum von 2001 – 2007 (DocHab-04-03/03-rev.3)*
- *Assessment, monitoring and reporting under article 17 of the Habitats Directive: explanatory notes and guidelines* (Endgültiger Entwurf November 2006).
- *Guidance document on the strict protection of animal species of community interest provided by the „Habitats“ Directive 92/43/EEC* (Entwurfassung vom 5. April 2006).
- *Final report of the article 12 working group „Contribution to the interpretation of the strict protection of species – Habitats Directive article 12“* (Endgültige Fassung April 2005).

Auch auf das folgende Diskussionspapier zur FFH-Richtlinie „Towards European Biodiversity Monitoring“ des European Habitats Forum haben wir in erheblichem Umfang zurückgegriffen (http://www.panda.org/about_wwf/what_we_do/species/news/index.cfm?uNewsID=70720).

Allerdings ist die FFH-Richtlinie nicht die einzige für den Naturschutz geltende europäische Rechtsvorschrift, denn alle EU-Mitglieder und die Mehrzahl der übrigen europäischen Staaten sind auch Unterzeichner der Berner Konvention (*Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume*), der Bonner Konvention (*Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten*) und des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Außerdem haben fast alle europäischen Staaten die Rote-Liste-Verfahren der IUCN übernommen. Zur Vermeidung möglicher Widersprüche zwischen unterschiedlichen Rechtsvorschriften und zur Erleichterung der Zusammenarbeit mit Nachbarstaaten, die keine EU-Mitglieder sind, haben wir uns bemüht, anwendbare Leitlinien zu erarbeiten, die mit allen geltenden internationalen Rechtsvorschriften des internationalen Naturschutzes im Einklang stehen.

Die zentrale Herausforderung in Zusammenhang mit der Operationalisierung des günstigen Erhaltungszustands (FCS) besteht darin, eine Verbindung zwischen den philosophischen / politischen / juristischen Aspekten des FCS-Konzepts, den biologischen Konzepten der Lebensfähigkeit einer Population, anderen bestehenden Systemen für die Kategorisierung des Erhaltungszustandes von Arten (z. B. die Roten Listen der IUCN) und den spezifischen Verbreitungsmustern und der Biologie von Großraubtieren herzustellen.



5.2 Die Konzepte der Lebensfähigkeit einer Population

Das Konzept der Lebensfähigkeit einer Population besteht aus zwei allgemein anerkannten Komponenten, der genetischen und der demografischen (Beissinger & McCullough 2002). Die „demografische Lebensfähigkeit“ betrifft die errechnete Wahrscheinlichkeit, dass eine Population, die eine gegebene Größe hat, innerhalb einer bestimmten Anzahl von Jahren ausstirbt. Die Theorie der Analyse der demographischen Lebensfähigkeit (*Demographic Viability Analysis*) ist sehr weit ausgereift. Es gibt ein breites Spektrum mathematischer Modelle und eine Vielzahl veröffentlichter Beispiele empirischer Daten aus Felduntersuchungen, die anhand solcher Modelle analysiert worden sind. Allerdings gibt es bisher noch keine einvernehmlich festgelegten Standards für die am besten geeigneten Modelle und für die Wahrscheinlichkeitsschwellen und Zeithorizonte, die für die Berechnung der „Lebensfähigkeit“ herangezogen werden sollten, abgesehen von denen, die in den Leitlinien für die Roten Listen der IUCN enthalten sind. Auch bei diesen Standards können Modelldetails das Ergebnis beeinflussen; z. B. in welcher Form die Dichteabhängigkeit berücksichtigt wird, welche Unsicherheitsaspekte bei der Parameterschätzung gegeben sind und inwieweit die demografische und die ökologische Variabilität in die Modelle einbezogen werden (Beissinger & McCullough 2002; Sjögren-Gulve & Ebenhard 2000; Sæther & Engen 2002). Selbst mit identischen Eingabeparametern können unterschiedliche Software-Pakete sehr unterschiedliche Ergebnisse liefern (Mills *et al.* 1996). Außerdem wird in wissenschaftlichen Kreisen seit längerem darüber diskutiert, in welchem Umfang die Populationsgefährdungsanalyse (*Population Viability Analysis* - PVA) zur Festlegung von realen Zielen oder von „Minimalen Lebensfähigen Populationen“ (*Minimum Viable Populations* - MVP) herangezogen werden sollte (Allendorf & Ryman 2002; Brook *et al.* 2000, 2002; Coulson *et al.* 2001; Ellner *et al.* 2002; Morris *et al.* 2002; Ralls *et al.* 2002; Reed *et al.* 2002). Infolgedessen betrachten viele Artenschutzbiologen die PVA-Analyse eher als besonders nützliches Instrument zur Untersuchung der relativen Wirkung unterschiedlicher Szenarien und nicht als Möglichkeit, absolute Ziele festzulegen, außer in allgemeiner Form. Allerdings ergeben sich aus der zunehmenden Zahl von Fallstudien und Felddaten immer mehr überzeugende Gründe, die für den Einsatz der PVA bei der Erstellung von Erhaltungsplänen sprechen. Außerdem bietet die Durchführung einer PVA Gewähr für transparente Prozesse, in denen Annahmen klar zum Ausdruck gebracht werden und überprüfbar und widerlegbar und somit auch revidierbar sind (Chapron & Arlettaz 2006). Ein Großteil des mit PVA verbundenen Risikos hängt damit zusammen, dass Prognosen gestellt werden, die zu weit voraus in die Zukunft reichen. Dieses Problem lässt sich minimieren, wenn das Management an die Veränderung des Populationsstatus angepasst ist und eine Population fortlaufend überwacht wird (entweder durch Zählung oder durch Indexmethoden), sodass die Möglichkeit besteht, einen adaptiven Managementprozess zu wählen (Ludwig & Walters 2002). Dies gewährleistet eine größere Stabilität des Managementsystems und ermöglicht eine Anpassung der Ziele und der Managementmaßnahmen mit zunehmendem Erkenntnisstand oder bei veränderter Sachlage. Wenn daher eine fehlerhafte PVA zu einer mangelhaften MVP-Schätzung führt, besteht die Möglichkeit, das Management rechtzeitig anzupassen, ehe die Population an den Rand des Aussterbens gerät (Soulé 1987). Alles in allem gibt es eine Vielzahl von Präzedenzfällen für die Anwendung von PVA bei der Festlegung von Erhaltungszielen (Carroll *et al.* 2006; Tear *et al.* 2005), doch es sollte stets beachtet werden, dass ihre Anwendung für diesen Zweck mit zahlreichen Vorbehalten verbunden ist.

Die „genetische Lebensfähigkeit“ hängt mit der langfristigen Aufrechterhaltung der genetischen Variation und des evolutionären Potenzials sowie der Inzuchtvermeidung zusammen (Allendorf & Ryman 2002). Trotz der theoretischen Ausgereiftheit dieses Konzepts sind nur wenige empirische Beispiele vorhanden, und es gibt kaum Parameterschätzungen. Allerdings existieren einige ausführlich dokumentierte Fälle von Inzuchtdepression bei Großraubtieren sowohl in Gefangenschaft als auch in freier Wildbahn (Bensch *et al.* 2006; Laikre & Ryman 1991, Laikre *et al.* 1993, 1996; Liberg *et al.* 2005), was darauf schließen lässt, dass dies bei der Betrachtung der



langfristigen Aspekte der Lebensfähigkeit eine ganz entscheidende Frage ist. Mangels zuverlässiger empirischer Daten verweisen manche Experten weiterhin auf die so genannte 50/500-Faustregel (die erforderliche effektive Populationsgröße⁶, um den Verlust genetischer Variation und Inzuchtdepression kurz- und langfristig zu vermeiden), obwohl das Fundament dafür schwach ist (vorwiegend auf Viehzucht basierend), und manche Experten sind der Überzeugung, dass die Werte um eine Größenordnung höher sein sollten (Franklin & Frankham 1998; Lynch & Lande 1998). Ein weiteres komplexes Problem betrifft das Verhältnis zwischen effektiver Populationsgröße und Gesamtpopulationsgröße, das für die wenigsten Säugetierpopulationen abgeschätzt worden ist – das jedoch zwischen 10 und 20 % der Gesamtpopulationsgröße betragen dürfte (Frankham 1995, Tallmon *et al.* 2004). Trotz dieser vielen Unsicherheiten lässt sich der wichtige Schluss ziehen, dass die Aufrechterhaltung der genetischen Lebensfähigkeit in der Regel eine viel größere Population erfordert als die Aufrechterhaltung der demografischen Lebensfähigkeit. Aufgrund des hohen Raumbedarfs und der niedrigen Bestandsdichten von Großraubtieren besteht der wichtigste praktische Aspekt des Erhalts der genetischen Vielfalt darin, für einen möglichst hohen Grad an Vernetzung zwischen den Populationen zu sorgen (Liberg *et al.* 2006; Miller & Waits 2003).

Neben den genetischen und demografischen Komponenten der Lebensfähigkeit gibt es noch eine dritte, weniger anerkannte Komponente. Im Einklang mit modernen Definitionen der biologischen Vielfalt, in deren Mittelpunkt die drei Ebenen Gene, Arten und Ökosysteme stehen (wie z. B. in der Begriffsbestimmung im Übereinkommen über die biologische Vielfalt⁷), verweist das Konzept der *ökologischen Lebensfähigkeit* auf die Interaktion zwischen einer Art und ihrer Umwelt. Für Großraubtiere betrifft dies nicht nur die Notwendigkeit, dass in der Umwelt alle Elemente vorhanden sein müssen, die diese Tiere zum Überleben brauchen (z. B. Beutetiere, Deckung, Winterhöhlen für Bären), sondern auch das Ausmaß, in dem diese Arten auf ihre Umwelt einwirken. Bei Großraubtieren impliziert dies zumindest eine gewisse Wirkung auf ihre Beutepopulationen. Die Notwendigkeit der Aufrechterhaltung der Interaktionen zwischen den Arten hat in den letzten Jahren in Nordamerika viel Beachtung gefunden, und es ergibt sich der Schluss, dass zur Bewahrung der ökologischen Lebensfähigkeit viel größere Individuenzahlen erforderlich sind als für eine einfache MVP (Soulé *et al.* 2003, 2005; Tear *et al.* 2005). Dies ist eher ein konzeptioneller als ein quantitativer Aspekt der Lebensfähigkeit, namentlich auf einem Kontinent wie Europa, auf dem keine Prozesse als rein „natürlich“ gelten können, doch er legt besonderen Nachdruck auf die Notwendigkeit, dass Arten einen Lebensraum haben, und erzwingt die Berücksichtigung der Wirkung, die diese Arten auf andere Bestandteile des betreffenden Habitats haben können (Andersen *et al.* 2006). Insbesondere erkennt er an, dass Prädation ein natürlicher Prozess ist, der erhaltenswert ist (Linnell *et al.* 2005) und die Erhaltung von Großraubtieren mehr beinhaltet als einen absoluten Mindestbestand von Tieren zu sichern, die isoliert von ihrer ökologischen Funktion am Leben erhalten werden. Mit anderen Worten: Erhaltung ist mehr als das bloße Verhindern des Aussterbens einer Art.

In Zusammenhang mit der vorstehend dargelegten hierarchischen Betrachtung des Populationskonzepts wird die Frage der demografischen und ökologischen Lebensfähigkeit in erster Linie mit der Population assoziiert, wohingegen die genetische Lebensfähigkeit auf Metapopulationsebene gesichert würde (möglicher Weise mit Ausnahme einiger der größten Populationen).

⁶ Effektive Populationsgröße ist ein Begriff der Populationsgenetik, der im Wesentlichen auf die Anzahl von Individuen (beiderlei Geschlechts) verweist, die einen tatsächlichen Beitrag zur genetischen Variation der Populationsgröße leisten. Daher ist sie normalerweise erheblich geringer als die gesamte Populationsgröße und sogar noch geringer als die Anzahl der erwachsenen Individuen, da diese nur Individuen sind, die einen potenziellen Beitrag zur genetischen Variation leisten können.

⁷ *Biologische Vielfalt bedeutet die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme ...*



5.3 Verknüpfung des Konzepts des günstigen Erhaltungszustands mit dem Konzept der Lebensfähigkeit

Der günstige Erhaltungszustand (*Favourable Conservation Status* – FCS) ist in Artikel 1 der FFH-Richtlinie folgendermaßen definiert:

„Erhaltungszustand einer Art: die Gesamtheit der Einflüsse, die sich langfristig auf die Verbreitung und die Größe der Populationen der betreffenden Arten in dem in Artikel 2 bezeichneten Gebiet auswirken können. Der Erhaltungszustand wird als "günstig" betrachtet, wenn

- aufgrund der Daten über die Populationsdynamik der Art anzunehmen ist, dass diese Art ein lebensfähiges Element des natürlichen Lebensraumes, dem sie angehört, bildet und langfristig weiterhin bilden wird, und
- das natürliche Verbreitungsgebiet dieser Art weder abnimmt noch in absehbarer Zeit vermutlich abnehmen wird und
- ein genügend großer Lebensraum vorhanden ist und wahrscheinlich weiterhin vorhanden sein wird, um langfristig ein Überleben der Population zu sichern.“

DocHab-04-03/03 rev3 und die Auslegungsleitlinien fordern, dass sich der FCS in erster Linie auf zwei günstige Referenzwerte (*Favourable Reference Values* – FRV) stützen soll - den des günstigen natürlichen Verbreitungsgebiets (*Favourable Reference Range* – FRR) und den des günstigen Referenzpopulation (*Favourable Reference Population* - FRP), die folgendermaßen erläutert werden:

Günstiges natürliches Verbreitungsgebiet (*Favourable Reference Range*) = „Gebiet, innerhalb dessen alle für eine bestimmte biogeografische Region bedeutenden ökologischen Variationen des Lebensraums/der Art vorkommen und das groß genug ist, um das langfristige Überleben der Art zu ermöglichen. Als günstiger Referenzwert muss ein zumindest dem Verbreitungsgebiet zur Zeit des Inkrafttretens der Richtlinie entsprechendes Gebiet herangezogen werden. War das Verbreitungsgebiet nicht von ausreichender Größe, um einen günstigen Erhaltungszustand zu ermöglichen, sollte der Referenzwert für das günstige Verbreitungsgebiet dies berücksichtigen und größer sein (in einem solchen Fall kann es sinnvoll sein, bei der Abgrenzung des günstigen Verbreitungsgebiets auf Informationen über die historische Ausdehnung und Verteilung zurückzugreifen). Eine Experteneinschätzung nach den besten fachlichen Erkenntnissen („best expert judgement“) kann in Ermangelung anderweitiger Daten herangezogen werden“

und

Günstiger Gesamtbestand (*Favourable Reference Population*) = „Die in einer gegebenen biogeografischen Region zur Sicherstellung der langfristigen Lebensfähigkeit der Art als minimal erforderlich erachtete Populationsgröße. Der günstige Referenzwert muss mindestens der bei Inkrafttreten der Richtlinie vorliegenden Populationsgröße entsprechen. Bei der Definition des günstigen Gesamtbestands kann es sinnvoll sein, Informationen zur historischen Verbreitung/Population mit heranzuziehen. Eine Experteneinschätzung nach den besten fachlichen Erkenntnissen („best expert judgement“) kann in Ermangelung anderweitiger Daten herangezogen werden“.

Die Begriffsbestimmungen von FCS und FRV enthalten zwar vieles von dem, was in Verbindung mit Gefährdungsgradanalysen (PVA) gesagt wird, doch es ergeben sich einige größere Herausforderungen bei der Operationalisierung des Konzepts, da die Richtlinie keine genauen Angaben zur Zeitdauer in Jahren, die unter „langfristig“ oder „absehbare Zukunft“ zu verstehen sind, oder zur genauen prozentualen Wahrscheinlichkeit in Verbindung mit „wahrscheinlich weiterhin“ enthält. Dies ist kaum verwunderlich, da der Text der Richtlinie wie jeder Rechtstext nicht



auf wissenschaftlichen Begriffsbestimmungen basiert, sondern als Grundsatzerklärung gedacht ist – in diesem Fall, dass die EU die Absicht hat, ihre Arten und Lebensräume für die Zukunft zu erhalten. Außerdem ist dies eine allgemeine Erklärung für alle auf dem europäischen Kontinent vorkommenden Pflanzen- und Tierarten. Wissenschaftler bedauern diese Tatsache zwar, doch eine andere Konstellation wäre wohl kaum realistisch.

Die Auslegungsleitlinien „*Assessment, monitoring and reporting under article 17 of the Habitats Directive*“ werden indes konkreter und verweisen auf den möglichen Zusammenhang zwischen dem formalen Konzept einer „minimalen lebensfähige Population“ (MVP) und einer günstigen Referenzpopulation (FRP). In dem Dokument heißt es (auf Seite 19): „*Da jedoch Konzepte zur Schätzung von MVP für gewöhnlich eher zur Abschätzung des Aussterberisiko verwendet werden, können sie nur als Ersatzgröße für die niedrigste tolerierbare Populationsgröße dienen. MVP unterscheidet sich per definitionem (und ist in der Praxis niedriger) von dem in Betracht gezogenen Bestandsniveau für einen günstigen Erhaltungszustand.*“ Dies bedeutet mit anderen Worten, dass für eine Population das Erreichen eines günstigen natürlichen Verbreitungsgebiets (FRR) bedeutet, dass sie wenigstens größer als eine MVP sein muss. Mehr noch, innerhalb der Richtlinie besteht eine klare Absicht, Populationen auf einem Stand zu erhalten, der erheblich höher ist als der zur Verhinderung eines Aussterbens erforderliche Bestand. Außerdem wird in den Auslegungsleitlinien nahegelegt, dass es darüber hinaus nützlich sein könnte, die Größe der Population abzuschätzen, „*wenn das potenzielle Verbreitungsgebiet bei optimaler Populationsdichte voll besetzt ist*“, was in vielen Fällen einen viel höheren Wert ergeben kann als ein MVP – doch es kann auch Fälle geben, in denen es an geeignetem Habitat fehlt und das potenzielle Verbreitungsgebiet kleiner als MVP ist. Daher würde dies darauf hindeuten, dass die FFH-Richtlinie eine FRP von größer als einer MVP vorschreibt und möglicherweise bis zu dem, was für den potenziellen Lebensraum tragbar ist (bei „*optimaler Dichte*“). Sie sollte auch nicht kleiner sein, als zum Zeitpunkt des Inkrafttretens der Richtlinie.

Obwohl die Richtlinie und ihre Auslegungsleitlinien nicht ausdrücklich angeben, ob sie demografische oder genetische Komponenten der Lebensfähigkeit berücksichtigen, stützen wir unseren Vorschlag auf die Annahme, dass die in der FFH-Richtlinie enthaltenen Definitionen für die biologische Vielfalt mit denen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (das von der EU unterzeichnet wurde) übereinstimmen. Daher gehen wir bei unserem Vorschlag von der Annahme aus, dass die von der Richtlinie angestrebte Form der Lebensfähigkeit sowohl kurzfristige demografische als auch langfristige genetische Komponenten berücksichtigt und dass die Bedeutung der Arteninteraktionen (d. h. ihre ökologische Lebensfähigkeit) anerkannt wird. Diese Form der Lebensfähigkeit erfordert sehr große Populationsgrößen – obwohl, wie wir an früherer Stelle erörtert haben, der Stand der Wissenschaft noch nicht weit genug fortgeschritten ist, um abgesehen von der Notwendigkeit effektiver Populationsgrößen in einer Größenordnung von vielen hundert reproduzierenden Individuen mehr als allgemeine Leitlinien zu geben.



5.4 Ein praktikabler Vorschlag zur Definition einer günstigen Referenzpopulation (FRP)

Ausgehend von der vorstehenden Diskussion zeigt sich, dass die absolute Untergrenze für eine günstige Referenzpopulation (FRP) größer ist als eine minimale lebensfähige Population (MVP). Es ist daher wichtig, diese Untergrenze näher zu spezifizieren. Zu den derzeit am weitesten verbreiteten internationalen Standards für das Aussterberisiko und den Zeithorizont zur Bestimmung einer MVP gehört die Rote-Liste-Kriteriengruppe E der IUCN. Nach diesen Kriterien wird eine Population dann als nicht vom Aussterben bedroht betrachtet, wenn ihre Aussterbewahrscheinlichkeit unter 10 % innerhalb von 100 Jahren liegt (IUCN 2003, 2006). Dies entspricht einer Gefährdungsstufe von „geringgefährdet“ (*near threatened* – NT) oder „nicht gefährdet“ (*least concern* – LC). Obwohl es sich hierbei um den am weitesten anerkannten Standard handelt, ist unbedingt darauf hinzuweisen, dass ihn viele Artenschutzbiologen als zu großzügig betrachten und stattdessen empfehlen, das zulässige Risikoniveau mit 5 % oder weniger über einen Zeitraum von 100 Jahren anzusetzen (Soulé 2002). Ein Kurzüberblick über die PVA-Literatur zeigt, dass das Kriterium von 5 % in 100 Jahren viel weiter verbreitet ist als die IUCN-Werte.

Allerdings erfordert die Durchführung einer belastbaren PVA zur Berechnung der Aussterbewahrscheinlichkeit eine erhebliche Menge an demografischen Daten, die normalerweise nur durch jahre- oder jahrzehntelange teurer und invasiver Felduntersuchungen erlangt werden können. Dies kommt in der Tatsache zum Ausdruck, dass bis heute nur sehr wenige auf konkreten Felddaten basierende PVA für europäische Großraubtiere durchgeführt worden sind. Zu den Beispielen mit individuenbasierten demografischen Daten gehören Folgende: Andrén & Liberg 1999 für Luchse in Skandinavien, Sæther *et al.* 1998 für Bären in Skandinavien, Sæther *et al.* 2005 für Vielfraße in Skandinavien und Wiegand *et al.* 1998 für ein Beispiel, das eine Zeitreihe von Zählraten über kantabrische Bären verwendet. Abgesehen von diesen wenigen Beispielen stützen sich die anderen PVA auf die Verwendung von verschiedenen angemessenen Werten oder Werten, die von anderen Untersuchungsgebieten oder von in Gefangenschaft gehaltenen Tieren stammen (z. B. Chapron *et al.* 2003a,b; Ebenhard 2000; Kramer-Schadt *et al.* 2005; Nilsson 2003). Diese Bemühungen als solche sollten eigentlich nur als sehr aufschlussreiche, belastbare Gedankenexperimente über das was eventuell möglich wäre betrachtet werden – und nicht als explizite Populationsanalyse. Demografische Parameter können von Population zu Population und von Jahr zu Jahr je nach Klima, Habitat, Nahrungsangebot, Populationsdichte, lokale Anpassungen und Managementmaßnahmen schwanken (Mech & Boitani 2003; Sæther *et al.* 1998). Die bisherigen PVA-Analysen deuten darauf hin, dass Raubtierpopulationen sehr sensibel auf Veränderungen in der Überlebensrate der adulten Tiere reagieren. Felduntersuchungen zeigen, dass dieser Parameter oft in sehr starkem Maße durch menschliche Tätigkeiten, einschließlich Wilderei, beeinflusst wird. Den Umfang der Wilderei zu quantifizieren ist sehr schwierig, selbst wenn intensive Untersuchungen durchgeführt werden, und er weist erhebliche regionale Unterschiede auf (z. B. Andrén *et al.* 2006). Deshalb kann eine Übertragung von Daten von einer Situation auf eine andere riskant sein. Das Durchspielen verschiedener Szenarien führt zu aufschlussreicheren Ergebnissen, bei denen die Konsequenzen einer Änderung von Parametereinschätzungen klarer erkennbar sind (z. B. Chapron *et al.* 2003a,b). Angesichts dessen, dass die Artenverteilung und die potentielle Verteilung der Arten innerhalb des Verbreitungsgebiets einer Population diskontinuierlich sein können, würde eine PVA viel realistischer werden, wenn sie mit einer besonders raumbezogenen Methode durchgeführt werden könnte (z. B. Kramer-Schadt *et al.* 2005).

Fehlen ausreichende arten- und populationsspezifische Daten für eine belastbare PVA, besteht die Möglichkeit, ein anderes Kriterium der IUCN (Kriterium D) für die Lebensfähigkeit von Popu-



lationen anzuwenden, das sich auf die geschätzte Anzahl erwachsener Individuen⁸ in der betreffenden Population stützt. Bei Kriterium D gilt als Schwellenwert nach den globalen Kriterien für geringgefährdet / nicht gefährdet (*least concern/not threatened*) das Vorhandensein von über 1.000 Individuen in der Population. Dieser Wert wurde anhand einer Vielzahl von Analysen und Erfahrungswerten für ein breites Artenspektrum abgeschätzt, und diese Schätzungen werden als belastbare Werte für viele Arten betrachtet. Die IUCN-Kriterien sind im Allgemeinen für Bewertungen auf globaler Ebene bestimmt. Bei Verwendung für eine regionale Bewertung ist so vorzugehen, dass die globalen Kriterien zunächst auf jede regionale Population angewendet werden; anschließend wird geprüft, ob die fragliche Population mit einer benachbarten Population in einem Ausmaß verbunden ist, dass eine Zuwanderung eine erhebliche demografische Wirkung auf die Aussterbewahrscheinlichkeit der Population haben kann (Gärdenfors *et al.* 2000, 2001; IUCN 2003). Wenn eine Population in einem solchen Ausmaß vernetzt ist, kann die Gefährdungskategorie um eine Stufe herabgesetzt werden. Mit anderen Worten: eine Population, die isoliert als gefährdet (*vulnerable*) eingestuft worden wäre, wird zu gering gefährdet/nicht gefährdet (*near threatened/least concern*), wenn sie mit einer anderen Population vernetzt ist. Wenn jedoch eine Population an ein Gebiet angrenzt, das als „Schwarzes Loch“ (*sink*)⁹ fungieren kann, könnte die Gefährdungsstufe möglicherweise nach oben gehen oder zumindest unverändert bleiben. Bei Einstufungen nach Kriterium D würde die entsprechende Rückstufung implizieren, dass bei einer Population, die ausreichend vernetzt ist, sodass genügend Zuwanderer eine demografische Wirkung haben, im Prinzip ein Bestand von mehr als 250 erwachsenen Individuen ausreicht, um sie als „nicht gefährdet“ einzustufen. Bei Einstufungen nach Kriterium E (PVA-Ansatz) würde es jedoch stümperhaft scheinen, eine verfeinerte Analyse durchzuführen und anschließend eine groß angelegte Korrektur vorzunehmen. Vielmehr sollte das globale Kriterium von <10 % Aussterberisiko in 100 Jahren beibehalten werden, doch das Modell sollte eine realistische Anzahl von Zuwanderern zulassen.

Bei der Betrachtung der Vernetzung ist es wichtig, die individuelle Ausbreitungsökologie der vier betroffenen Arten zu berücksichtigen (siehe Abschnitt 3). Diese Unterschiede müssen bei der Abschätzung des Ausmaßes, in dem unterschiedliche Populationen miteinander in Verbindung stehen, berücksichtigt werden. Ein Sonderfall einer Vernetzung liegt vor, wenn Tiere zur Verbesserung der Lebensfähigkeit einer Population zwischen Gebieten transloziert werden und keine Möglichkeit einer natürlichen Vernetzung gegeben ist (zu weit entfernt oder dazwischen liegender Lebensraum zu ungünstig). Wir schlagen eine Gleichbehandlung dieser Form der Vernetzung mit der natürlichen Vernetzung vor, sofern sie formal in einen Managementplan auf einer für diesen Zweck ausreichenden Niveau einbezogen ist und in einer verantwortungsvollen Weise im Einklang mit den geltenden *Best Practice*-Leitlinien (derzeit die Leitlinien der *Reintroduction Specialist Group* der IUCN) erfolgt.

Eine MVP sollte ausreichen, um die demografische Lebensfähigkeit einer bestimmten Population einer Art wie etwa der Großraubtiere (der Ansatz kann bei Arten mit völlig anderen Lebensgeschichten weniger erfolgreich sein) auf kurze bis mittlere Sicht zu sichern, sofern die Daten korrekt und die Bedingungen konstant sind. In den Leitlinien zur FFH-Richtlinie heißt es, dass eine MVP nur „eine Ersatzgröße für die niedrigste tolerierbare Populationsgröße ist“, die in Betracht gezogen werden kann. Daher muss eine MVP als das absolute Minimum an Populationsgröße betrachtet werden, das als unterstes Bestandsniveau auf dem Weg zu einer günstigen Referenzpopulation (FRP) tolerierbar ist. Darin spiegelt sich die Tatsache wider, dass die meisten PVA kaum Katastrophenereignisse wie etwa den Ausbruch von Krankheiten (z. B. Parvovirus oder Tollwut), die nachweislich potenzielle Auswirkungen auf Großraubtierpopulationen haben, berücksichtigen (Wilmers *et al.* 2006). Ein weiterer Grund, weshalb man nicht allzu viel Vertrauen auf Mindestgrößen setzen sollte, ist die in allen PVA implizierte Annahme, dass Um-

⁸ Man beachte, dass dies kein Äquivalent zum Konzept der effektiven Populationsgröße ist. Die Anzahl der erwachsenen Tiere umfasst Individuen beiderlei Geschlechts im potenziell fortpflanzungsfähigen Alter.

⁹ Ein „sink“ ist eine Population, die ohne Zuwanderung nicht überleben kann – d. h., als isolierte Population wäre ihre Entwicklung negativ. Solche Populationen leisten keinen positiven Beitrag zum Gesamtpopulationswachstum – sie ziehen Tiere ab, die andernfalls einen Beitrag geleistet hätten.



weltbedingungen und demografische Parameter während des gesamten Zeitraums, für den eine Prognose gestellt wurde, gleich bleiben (Soulé 2002). Angesichts der prognostizierten Auswirkungen des Klimawandels, der anhaltenden dramatischen Veränderungen der europäischen Umwelt (z. B. Ausbau der Infrastruktur, Landnutzungsänderungen) und der sozioökonomischen Bedingungen, Einstellungen und Werthaltungen der Menschen (die Einfluss auf die Wilderei und andere demografische Größen haben) dürfte diese Annahme falsch sein. Es ist daher von entscheidender Bedeutung, verschiedene Parameter zu überwachen, welche die Populationsgröße und den Populationsstatus widerspiegeln, um die Anpassung von Zielen durch ein adaptives Managementkonzept zu ermöglichen. In Artikel 11 der FFH-Richtlinie wird zu einer fortlaufenden Überwachung aufgefordert, was bedeutet, dass diese Anforderung bereits in den vorhandenen Definitionen enthalten ist. Überdies dürften MVP, die überwiegend auf demografischen Überlegungen basieren, nicht ausreichen, um das Niveau an genetischer oder ökologischer Lebensfähigkeit zu erreichen, das wir als in den Zielen der FFH-Richtlinie impliziert voraussetzen.

Wir empfehlen daher nachdrücklich, dass für FRP ein erheblich höheres Niveau festgelegt wird als das mittels PVA vorausberechnete Mindestniveau. Diese Empfehlung stützt sich sowohl auf die besten verfügbaren wissenschaftlichen Erkenntnisse als auch auf das Ziel der FFH-Richtlinie, welche klarstellt : (1) in den verschiedenen Auslegungsleitlinien, die ausdrücklich darauf hinweisen, dass FCS als positives Ziel und nicht nur als Minimum gedacht ist, (2) dass eine wirklich langfristige Betrachtung die Berücksichtigung genetischer Aspekte erfordert und (3) in der Aussage der Richtlinie, dass Arten lebensfähige Elemente ihres Lebensraums sein sollten, was ein gewisses Maß an ökologischer Funktionalität impliziert. Allerdings sind wir uns auch bewusst, dass der alternativ vorgeschlagene Ansatz der Festlegung eines Höchstwerts für FCS wie etwa das Bestandsniveau, das gegeben wäre, wenn alle potenzielle Lebensräume besetzt wären, für Großraubtiere auch nicht realisierbar sein kann – insbesondere nicht für Arten wie den Wolf, der zwar die meisten Lebensräume nutzen kann, der aber eine Vielzahl von Konflikten mit sich bringt (siehe Ziffer 5.7).

Zusammenfassend schlagen wir vor, dass eine günstige Referenzpopulation (FRP) als Summe der nachfolgenden Kriterien definiert wird:

- (1) Die Population muss mindestens genauso groß sein wie zur Zeit des Inkrafttretens der FFH-Richtlinie¹⁰ und
- (2) die Population muss mindestens genauso groß sein wie (und vorzugsweise viel größer als) eine MVP nach den IUCN-Kriterien D (Anzahl der erwachsenen Individuen) oder E (Aussterberisiko auf Basis einer quantitativen PVA mit <10 % Aussterberisiko in 100 Jahren).
- (3) Der Zustand der Population wird anhand belastbarer Verfahren fortlaufend überwacht.

¹⁰ Diese Anforderung ergibt sich aus den Auslegungsdokumenten und ist daher formal nicht bindend. Nach vielen Diskussionen sind wir der Meinung, dass diese Aussage Bestandteil der allgemeinen Definition des günstigen Erhaltungszustands bleiben sollte – dass aber Ausnahmen möglich sein sollten. Wenn beispielsweise die ökologische Tragfähigkeit abnimmt (aufgrund eines natürlichen Rückgangs der Beutedichte), sollte es akzeptabel sein, einen entsprechenden Rückgang der Großraubtierpopulation zuzulassen. Ein weiteres Beispiel wäre, wenn eine Raubtierpopulation auf einem künstlich hohen Niveau gehalten worden ist, beispielsweise durch gezieltes Füttern oder durch Zugänglichmachung anthropogener Nahrungsquellen wie etwa Müll oder Schlachtabfälle. Außerdem könnte es bei sorgfältig geplanten Managementmaßnahmen akzeptabel sein, die Größe einer Population als Ausnahmeaktion zu reduzieren. Es ist jedoch äußerst wichtig, dass diese Änderungen nicht gegen eine der anderen Anforderungen bezüglich FRP, FRR und FCS verstoßen – d. h., Populationen müssen lebensfähig sein, und die Vernetzung muss aufrechterhalten werden.



5.5 Ein praktikabler Vorschlag zur Definition des günstigen Referenzgebietes (FRR)

Das günstige Referenzgebiet (FRR) ist im Wesentlichen das erforderliche Gebiet zur Aufnahme der günstigen Referenzpopulation (FRP). Dies mag sich zwar relativ einfach anhören, wirft aber eine Reihe wichtiger Fragen auf, die geprüft und geklärt werden müssen.

Da wäre an erster Stelle der Aspekt der Habitatqualität. Großraubtiere sind relativ tolerant gegenüber menschlichen Aktivitäten und Landnutzungsformen. Sie haben jedoch einige Grundbedürfnisse, was Beutedichte, (Winter-/Wurf-) Höhlen (insbesondere für Bären und Vielfraße) und Deckung betrifft. Es ist auch wichtig, sich der Tatsache bewusst zu sein, dass Verkehrsinfrastruktur sowohl eine Mortalitätsquelle als auch ein mögliches Hindernis für die Bewegung der Tiere sein kann (Kaczensky *et al.* 2003). Bevor ein Gebiet als zum FRR gehörend ausgewiesen wird, wäre es wünschenswert, eine geografische Bewertung seiner Eignung (anhand eines geografischen Informationssystems) durchzuführen (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).

An zweiter Stelle steht der Aspekt der Dichte. Der innerhalb einer bestimmten Region erreichte Lebensfähigkeitsgrad hängt von der Anzahl der Großraubtiere in einem gegebenen Gebiet ab. Im Allgemeinen hängt dies von vielen Faktoren ab. Die potenzielle ökologische Tragfähigkeit einer Region wird durch eine Vielzahl von ökologischen Faktoren bestimmt, die mit der Habitatqualität und der Beutedichte zusammenhängen (Herfindal *et al.* 2005). Ein entscheidender Faktor, der für Arten wie Großraubtiere, welche vielfältige Konflikte mit menschlichen Interessen verursachen, von entscheidender Bedeutung ist, ist der Aspekt der gesellschaftlichen Tragfähigkeit (Decker *et al.* 2001). Dies betrifft die Bereitschaft der örtlichen Gemeinschaften, die Anwesenheit von Großraubtieren zu akzeptieren und die ökonomischen und sozialen Kosten ihrer Anwesenheit zu tragen (z. B. Schäden an Nutztieren, Angst). Alle unsere Erfahrungen lassen darauf schließen, dass dies die allerwichtigste Komponente der Erhaltung von Großraubtieren in Europa ist und in der Praxis wahrscheinlich der letztendlich limitierende Faktor für die potenzielle Verteilung und Dichte der Arten in der Zukunft sein wird (Linnell *et al.* 2005; Andersen *et al.* 2006). Obwohl anzunehmen ist, dass die gesellschaftliche Tragfähigkeit in hohem Maß vom Konfliktniveau bestimmt wird, dürfte sie europaweit erhebliche Unterschiede aufweisen, in Abhängigkeit von den örtlichen Traditionen, den sozioökonomischen Gegebenheiten, den Erfahrungen der örtlichen Bevölkerung mit Großraubtieren und der jeweiligen Form des Großraubtiermanagements (Bath & Majic 2001). Der Umfang der auf Großraubtiere ausgerichteten Human Dimensions-Forschung in Europa hat zwar zugenommen, doch muss sie sich noch zu einer Wissenschaft der präzisen Prognose entwickeln. Allerdings existieren bereits heute einige allgemeine Prinzipien für eine erhöhte gesellschaftliche Akzeptanz. Die gesellschaftliche Tragfähigkeit dürfte unter der ökologischen Tragfähigkeit liegen. Daher sollte die Maximierung der lokalen Dichte nicht automatisch als Ziel *per se* betrachtet werden, da Populationen mit hoher Dichte in ländlichen Gemeinden oft größere Konflikte hervorrufen. Stattdessen könnte sich durch Populationsdichten, die kleiner gehalten werden als unter Umständen erreichbar, die Intensität lokaler Konflikte verringern lassen. Eine solche Politik hat zur Folge, dass sich die ökologischen Auswirkungen von Großraubtieren auf ihre Beutepopulationen verringern, was streng genommen dazu führt, dass ihre ökologische Lebensfähigkeit reduziert wird. Allerdings müssen wir in Europa, wo die Natur – wenn überhaupt – nur noch in geringem Umfang wirklich „wild“ ist, bei der Festlegung von Zielen eine pragmatische Haltung einnehmen, wobei der Aspekt der ökologischen Funktionalität zugunsten der Sicherung der demografischen und genetischen Lebensfähigkeit etwas in den Hintergrund tritt. Allerdings kann dieser Effekt kontextabhängig sein, und es sind Szenarien denkbar, bei denen sich das Konfliktniveau insgesamt durch Konzentrierung von Raubtieren auf ein begrenztes Gebiet senken und somit die Zahl der von ihrer Präsenz betroffenen Menschen begrenzen lassen (Linnell *et al.* 2005). Die genaue Beschaffenheit



des Konflikts und die unterschiedlichen Konflikten zugestandene Priorität werdendie optimale Strategie beeinflussen.

An dritter Stelle folgt der Aspekt der Vernetzung. Die Chance einer langfristigen Lebensfähigkeit verbessert sich, wenn Populationen miteinander verbunden sind (Liberg *et al.* 2006). Zwei gleich große Populationen, die miteinander vernetzt sind, haben zusammen eine viel größere Lebensfähigkeit als jede für sich allein. Mit anderen Worten erhöht die Vernetzung den erreichten Grad der Lebensfähigkeit je Einheit des erbrachten Erhaltungsaufwands. Die Idee der Vermeidung einer hohen Dichte und der Verteilung von Populationen über größere Flächen, um die Konfliktintensität zu senken, ist ebenfalls mit der Aufrechterhaltung einer Vernetzung vereinbar. Dagegen ist eine Vergrößerung der Verbreitung zur Wiederherstellung einer Vernetzung häufig mit intensiven Konflikten verbunden, wenn Raubtiere in Gebiete zurückkehren, aus denen sie seit Jahrzehnten verschwunden waren (Ericsson & Heberlein 2003). Solche Konflikte dürften sich aller Voraussicht nach im Lauf der Zeit abschwächen (obwohl sie sich anfänglich auf kurze Sicht verschärfen können). Der langfristige Nutzen einer Wiederherstellung der Vernetzung für die Lebensfähigkeit ist so groß, dass die Vorteile die Nachteile aufwiegen. Daher empfehlen wir im Allgemeinen, dass das günstige Referenzgebiet (FRR) größer sein sollte als das unbedingt erforderliche Gebiet zur Aufrechterhaltung einer günstigen Referenzpopulation (FRP) und dass versucht werden sollte, (1) die Kontinuität der Verteilung innerhalb einer bestimmten Population und (2) die Möglichkeit einer Vernetzung zwischen Populationen sicherzustellen. Wir sind uns jedoch auch bewusst, dass manche Populationen durch erhebliche Entfernungen und großflächige, völlig ungeeignete Lebensräume sehr isoliert sind, sodass eine Wiederherstellung der Vernetzung ausgeschlossen ist oder im günstigsten Fall sehr lange dauern kann. In solchen Fällen sollte die Möglichkeit einer Umsiedlung von Individuen im Rahmen einer unterstützten Vernetzung als potenziell nützlichem Erhaltungsinstrument in Betracht gezogen werden.

5.6 Eine anwendbare Definition des günstigen Erhaltungszustands für Großraubtiere

Aus diesem Grund kann angenommen werden, dass eine Population einen günstigen Erhaltungszustand (FCS) erreicht hat, wenn sie alle nachfolgenden Kriterien erfüllt:

- (1) *„Daten der Populationsdynamik dieser Art zeigen, dass sie sich langfristig als lebensfähiges Element ihres natürlichen Habitates selbst erhalten kann „* (Artikel 1 Buchstabe d). Wir interpretieren dies dahingehend, dass Monitoringdaten erkennen lassen, ob die Population eine stabile oder aufsteigende Tendenz aufweist. In manchen Fällen halten wir eine geringfügige Abnahme der Populationsgröße für zulässig, wenn dies das Ergebnis einer Reaktion auf Veränderungen der Beutedichte oder der Habitatqualität ist, die nicht durch direkte menschliche Eingriffe verursacht sind. Normalerweise sollten alle Populationsteile stabile oder positive Tendenzen aufweisen und nicht nur die Population insgesamt.
- (2) *„Das natürliche Verbreitungsgebiet dieser Art nimmt weder ab noch wird es in absehbarer Zeit vermutlich abnehmen „* (Artikel 1 Buchstabe d). Wir interpretieren dies dahingehend, dass die Gesamtverbreitung der Population stabil oder aufsteigend ist. Und
- (3) *„Ein genügend großer Lebensraum ist vorhanden und wird wahrscheinlich weiterhin vorhanden sein, um langfristig ein Überleben der Populationen dieser Art zu sichern „* (Artikel 1 Buchstabe d). Wir interpretieren dies dahingehend, dass Qualität und Kontinuität des Lebensraums ausreichen und eine stabile oder aufsteigende Tendenz aufweisen sollten.
- (4) Die Populationsgröße und -ausbreitung sind gleich groß wie oder größer als zur Zeit des Inkrafttretens der Richtlinie.



- (5) Die günstige Referenzpopulationsgröße FRP ist erreicht worden. Nach unserem Vorschlag wird sie auf einem Niveau festgelegt, das höher ist als das bei Verwendung der Rote-Liste-Kriterien D oder E der IUCN als lebensfähig geltende Niveau.
- (6) Das günstige Referenzgebiet FRR ist besiedelt worden.
- (7) Die Vernetzung innerhalb und zwischen Populationen wird aufrechterhalten oder verstärkt.
- (8) „Die Mitgliedstaaten überwachen den Erhaltungszustand der in Artikel 2 genannten Arten und Lebensräume, wobei sie die prioritären natürlichen Lebensraumtypen und die prioritären Arten besonders berücksichtigen“ (Artikel 11) und „die Mitgliedstaaten führen ein System zur fortlaufenden Überwachung des unbeabsichtigten Fangs oder Tötens der in Anhang IV Buchstabe a) genannten Tierarten ein“ (Artikel 12 Absatz 4). Diese Aussagen bringen alles in allem zum Ausdruck, dass die Population einem belastbaren Monitoringprogramm unterzogen werden sollte.

Die Kriterien 1 bis 3 und 8 sind dem Richtlinientext entnommen und die Kriterien 4 und 6 den Auslegungsleitlinien, während die Kriterien 5 und 7 auf unserer eigenen Empfehlung für die Auslegung der Leitlinientexte basieren.

Eines der Ergebnisse dieses Ansatzes ist, dass die Bewertung des günstigen Erhaltungszustands nach Artikel 17 auf Populationsebene durchgeführt werden sollte. Die derzeitigen Leitlinien fordern zu einer Bewertung auf der Ebene der biogeografischen Region innerhalb eines Landes auf, wenn sich ein Land über mehr als eine Region erstreckt – doch sie bieten auch die Möglichkeit der Bereitstellung „zusätzlicher Informationen“ und erwähnen ausdrücklich die Frage der grenzüberschreitenden Großraubtierpopulationen¹¹ als einen Fall, bei dem dies in Erwägung gezogen werden sollte. Wir empfehlen, dass dieser Mechanismus formell genutzt wird, um die Integration des Populationsansatzes in bestehende Protokolle zu ermöglichen. Außerdem wird in dem „Guidance document on the strict protection of animal species of community interest“ darauf hingewiesen, dass die Population die realistischste Maßstabsebene für die Bewertung von Arten mit großen Raumanprüchen¹² sein könnte.

Eine Konsequenz der Bewertung auf Populationsebene wäre, dass Länder, die an einer Population gemeinsam Anteil haben, einen günstigen Erhaltungszustand (FCS) auf Populationsebene erreichen können, wozu sie nicht in der Lage gewesen sein dürften, wenn sie ihre nationalen Populationsteile getrennt betrachtet hätten. Auf der anderen Seite müssen Länder, in denen zwei getrennte Populationen vorkommen oder die Anteil an zwei getrennten Populationen haben, sicherstellen, dass beide FCS unabhängig voneinander erreichen.

¹¹ Zitat aus *Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive* - „In vielen Fällen kann eine Art eine in zwei oder mehr Mitgliedstaaten befindliche Population haben wie z. B. die Population des pyrenäischen Braunbärs (*Ursus arctos*) in Frankreich und Spanien oder die Tatra-Gemse (*Rupicapra rupicapra tatrica*) in der Slowakei und in Polen. In solchen Fällen wird den Mitgliedstaaten nahegelegt, eine gemeinsame Bewertung durchzuführen, aber getrennt Bericht zu erstatten. In diesem Fall kann in der Rubrik ‚Zusätzliche Informationen‘ in Anlage B und D angegeben werden, ob ein grenzüberschreitender Ansatz verfolgt worden ist. In manchen Fällen kann es notwendig sein, gemeinsame Populationen mit Drittstaaten zu berücksichtigen, z. B. beim Lynx lynx in Österreich und in der Schweiz. „

¹² Dies steht im Einklang mit den Empfehlungen in Ziffer 1.2.4 a) der Auslegungsleitlinien *Guidance document on the strict protection of animal species of community interest provided by the „Habitats“ Directive 92/43/EEC* (Entwurfsversion vom 5. April 2006) – „Der Status von Arten sollte auf biogeografischer Ebene in den Mitgliedstaaten (für Übersichtszwecke, nationale/regionale Strategien, Ziele und Berichterstattung) und ggf. auf Populationsebene (für die Festlegung erforderlicher Maßnahmen, Management und Ausnahmeregelungen) bestimmt werden. Bei grenzüberschreitenden Populationen und Arten, die zwischen den Grenzen innerhalb und außerhalb der EU migrieren, sollte nach Möglichkeit auch ihr gesamtes natürliches Verbreitungsgebiet einschließlich der Migrationszonen außerhalb der EU berücksichtigt werden. „



5.7 Festlegung von Zielen für die Erhaltung von Großraubtieren in Europa

In der Tat ist die Erreichung einer minimalen lebensfähigen Population (MVP) eine absolute Mindestanforderung, die im Rahmen der Einhaltung der einzelstaatlichen Verpflichtungen zur Erfüllung der gemeinschaftlichen Erhaltungsziele im Hinblick auf die Erreichung eines günstigen Erhaltungszustands erfüllt werden muss. Allerdings bleibt die Frage bestehen, wie günstig der Zustand einer Art genaugenommen sein muss? Im heutigen Europa gibt es Länder, deren Großraubtierpopulationen sehr klein sind (weit unter einer denkbaren FCS-Schwelle), und andere, deren Raubtierpopulationen sehr groß sind (um ein Mehrfaches höher als eine denkbare FCS-Schwelle). Ist es möglich, zu einem einheitlichen Leitprinzip zu kommen?

Vom rein erhaltungsbezogenen Standpunkt aus betrachtet würde das bevorzugte Gesamtziel darin bestehen, eine Metapopulation aus miteinander verbundenen Populationen zu schaffen, die jeweils ein Niveau erreichen, das oberhalb der Mindestschwelle für einen günstigen Erhaltungszustand liegt. Dies würde die Sicherung der vorhandenen Populationen beinhalten und die Unterstützung einer Expansion, um eine stärkere Vernetzung zu erreichen. Der derzeitige Habitatstatus in Europa ist so, dass es viele Gebiete gibt, in denen Großraubtiere überleben könnten, in denen sie aber derzeit nicht präsent sind, während sie sich in vielen Gebieten, in denen sie jahrzehntelang nicht mehr präsent waren, wieder ansiedeln. Sich auf diese Expansion einzustellen, ist eine große Herausforderung, da das Konfliktniveau in unlängst wiederbesiedelten Gebieten oft sehr hoch ist. Aufgrund dessen versuchen viele Länder, die Ausbreitung durch Festlegung von Maximalwerten für die Erholung von Großraubtierbeständen zu begrenzen.

In den Auslegungsleitlinien wird FCS als positives Ziel betrachtet, wobei das Ziel die Erreichung eines möglichst günstigen Artenzustands sein sollte – und nicht bloß die Überschreitung einer Mindestschwelle des Günstigseins – „Daher geht die Verpflichtung eines Mitgliedstaats über das bloße Verhindern des Aussterbens hinaus“ (Auslegungsleitlinien zum strengen Schutz von Arten). Anders ausgedrückt entspricht es der Absicht der Richtlinie, dass Länder keinen Grenzwert für eine potenzielle Expansion von Großraubtierpopulationen festlegen sollten, sobald sie ein Mindestniveau des FCS erreicht haben (in Kooperation mit Nachbarstaaten, mit denen sie gemeinsam Anteil an einer Population haben). Die Auslegungsleitlinien erwähnen sogar die Inanspruchnahme des gesamten potenziellen Verbreitungsgebiets als einen möglichen Weg für die Abschätzung einer günstigen Referenzpopulation (FRP). Dies würde daher auf eine Absicht schließen lassen, die Reintegration von Großraubtieren in einem möglichst großen Teil der Landschaft der EU zu fördern. Die Präambel der Richtlinie bringt jedoch klar zum Ausdruck, dass die Richtlinie im Kontext einer Vielzahl anderer europäischer Ziele gesehen werden muss, einschließlich einer nachhaltigen Entwicklung und sozialer und wirtschaftlicher Interessen; dies kann (unter manchen Umständen) eine Rechtfertigung sein für die Auferlegung einiger künstlicher Einschränkungen im Hinblick darauf, wie günstig der Zustand einer Art tatsächlich werden darf. Die Leitlinien bestätigen außerdem ausdrücklich, dass FRR kleiner sein kann als das maximale potenzielle Verbreitungsgebiet für Arten mit großen Aktionsräumen – „in diesen Fällen ist es möglicherweise nicht notwendig, das gesamte historische Verbreitungsgebiet in Anspruch zu nehmen, um FRR zu erreichen, wenn das langfristige Überleben und die Variabilität mit weniger gesichert werden können“. Dies bedeutet, dass bei großen und schwer zu lösenden Konflikten Länder in manchen Fällen das Recht haben können, einer potenziellen Wiederherstellung Grenzen zu setzen und von Ausnahmebestimmungen zur Tötung (von Großraubtieren) unter bestimmten Umständen Gebrauch zu machen (siehe 6.1).

Die Fragen in Zusammenhang mit der Festlegung von Zielen und Vorgaben im Rahmen der FFH-Richtlinie sind in Bearbeitung (Auslegungsleitlinien zu Art. 17). Um einen anwendbaren Zielkatalog zu entwickeln, empfehlen wir, dass standardmäßig Großraubtieren erlaubt werden sollte, so viele Gebiete wie möglich wiederzubesiedeln, jedoch zu akzeptieren, dass dies Grenzen haben kann. Bei Anwendung des Subsidiaritätsprinzips würde dies bedeuten, dass es Sa-



che des demokratischen Prozesses in den einzelnen Ländern ist zu entscheiden, wie weit genau sie über die Mindestanforderungen für die Erreichung von FCS hinausgehen wollen. Es ist zu hoffen, dass die Anwendung flexibler und lokal angepasster Managementpraktiken, zu einer Vergrößerung des Gebietes führen wird, in dem ihre Anwesenheit akzeptiert wird. Nach unserer Ansicht ist jedoch unbedingt hervorzuheben, dass die Festlegung von Zielen über das zur Erfüllung der Gemeinschaftsverpflichtungen erforderliche Mindestniveau hinaus ebenso sehr eine Frage des Werturteils wie eine Frage der Wissenschaft ist.

Die von den Mitgliedstaaten zu erfüllenden absoluten Mindestanforderungen lauten jedoch wie folgt:

- (1) Länder, die an einer Population gemeinsam Anteil haben, tragen dazu bei, untereinander sicherzustellen, dass die Population FCS erreicht und beibehält, und
- (2) sie lassen eine Vernetzung zwischen Nachbarpopulationen zu, und
- (3) Managementmaßnahmen dürfen nicht zur Entstehung eines „Schwarzen Loches“ führen, die den FCS einer Population beeinflussen kann, und
- (4) Bestände dürfen nicht unter das Niveau fallen, das sie zur Zeit des Inkrafttretens der Richtlinie auf ihrem Hoheitsgebiet hatten.¹³

Eine letzte Frage betrifft die aktive Wiedereinbürgerung von Großraubtieren in ein Gebiet, in dem sie derzeit nicht vorkommen. Nach unserer fachlichen Meinung ist generell eine natürliche Expansion und Wiederbesiedlung wo immer möglich zu favorisieren, weil die Wiedereinbürgerung ein sehr kostspieliger und riskanter Prozess ist und weil die öffentliche Akzeptanz bei einer natürlichen Wiederbesiedlung oftmals größer ist. Wir empfehlen, dass die Wiedereinbürgerung von Individuen in einem Gebiet, in dem sie derzeit nicht vorkommen, aber in historischer Zeit präsent waren (z. B. britische Inseln, Beneluxstaaten), nicht als Gemeinschaftsverpflichtung aufgrund der FFH-Richtlinie betrachtet werden sollte, obwohl es diesen Staaten natürlich frei steht, dies aus eigenem Antrieb zu tun (sofern sie die empfohlenen Kriterien der *Reintroduction Specialist Group* der IUCN erfüllen). Diese Ansicht wird auch im Schlussbericht der Arbeitsgruppe zu Artikel 12 (S. 28) ausgehend von ihrem Verständnis des Artikels 22 der FFH-Richtlinie vertreten. Es sollte jedoch unterstrichen werden, dass die Umsiedlung von Individuen zur Unterstützung kleiner Populationen (wie etwa der Bären in den Pyrenäen oder den Alpen) in der Tat notwendig sein kann, um die Erreichung oder Beibehaltung eines günstigen Erhaltungszustands sicherzustellen, wenn diese geografisch von anderen Populationen isoliert sind, und dass eine sorgfältig geplante und gezielte Wiedereinbürgerung ein nützliches Instrument zur Verbesserung der Vernetzung sein kann. Dies kann auch der Fall sein, wenn die Hilfe des Menschen benötigt wird, um die Vernetzung zwischen isolierten Populationen wiederherzustellen.

¹³ Diese Anforderung ergibt sich aus den Auslegungsdokumenten und ist daher formal nicht bindend. Nach vielen Diskussionen sind wir der Meinung, dass diese Aussage Bestandteil der allgemeinen Definition des günstigen Erhaltungszustands bleiben sollte – dass aber Ausnahmen möglich sein sollten. Wenn beispielsweise die ökologische Tragfähigkeit abnimmt (aufgrund eines natürlichen Rückgangs der Beutedichte), sollte es akzeptabel sein, einen entsprechenden Rückgang der Großraubtierpopulation zuzulassen. Außerdem könnte es bei sorgfältig geplanten Managementmaßnahmen akzeptabel sein, die Größe einer Population als außergewöhnliche Maßnahme zu reduzieren. Es ist jedoch äußerst wichtig, dass diese Änderungen nicht gegen eine der anderen Anforderungen bezüglich FRP verstoßen – d. h., Populationen müssen lebensfähig sein, und die Vernetzung muss aufrechterhalten werden.



6. Rechtliche und fachliche Überlegungen zu Managementplänen auf Populationsebene

6.1 Großraubtiere in der FFH-Richtlinie und in anderen internationalen Übereinkommen

Alle Großraubtierarten sind standardmäßig in Anhang II (erfordert Natura-2000-Gebiete) und Anhang IV (streng geschützt) der FFH-Richtlinie aufgeführt. Ebenso sind Wolf, Bär und Vielfraß standardmäßig in Anhang II (streng geschützte Tierarten) und der eurasische Luchs in Anhang III (geschützte Tierarten) der Berner Konvention enthalten. Allerdings bestehen erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Staaten, da viele von ihnen für einen Teil oder die Gesamtheit ihres Hoheitsgebiets Ausnahmen in Anspruch genommen haben. Der Status der Großraubtiere in den 38 europäischen Staaten, in denen sie vorkommen, ist in Tabelle 5 zusammengefasst.

6.2 Rechtliche Aspekte zum Management auf Populationsebene

Formal legt die FFH-Richtlinie nicht ausdrücklich fest, dass FCS auf Populationsebene erreicht werden soll. Ihre Berichterstattungsverfahren erfordern eine Bewertung von FCS innerhalb jedes einzelnen Landes, woran sich ablesen lässt, dass es ihre Absicht ist, auf nationaler oder subnationaler Ebene anzusetzen. Diese Betrachtungsebene kann für viele kleinere Arten angemessen sein, doch Großraubtiere bringen eine Vielzahl von Herausforderungen sehr spezieller Art mit sich. Als körperlich große Spitzenprädatoren bewegen sie sich von Natur aus über sehr große Gebiete und kommen in relativ geringer Dichte vor. Das bedeutet, dass es vielen (möglicherweise allen) Ländern nie gelingen wird, über genügend Individuen für eine FCS erreichende Population zu verfügen. Damit die Absicht der Richtlinie bei einer Artengruppe wie den Großraubtieren erreicht werden kann, müssen grenzüberschreitende räumliche Maßstabsebenen berücksichtigt werden. Dies wird übrigens in der Präambel der Richtlinie als eine der primären Zielsetzungen der Richtlinie bezeichnet¹⁴. Diese Managementpläne auf Populationsebene können als Instrument zur Erreichung dieses Ziels betrachtet werden. Eine gewisse rechtliche Klärung ist jedoch erforderlich, was die vorgeschlagene Praxis betrifft, den günstigen Erhaltungszustand einzig und allein auf die Populationsebene auszurichten, was in manchen Fällen Mitgliedstaaten von der Verpflichtung befreien könnte, diesen Zustand für sich allein zu erreichen.

Alle EU-Staaten sind auch Unterzeichner der Berner Konvention. Die Berner Konvention legt in der Präambel und in den Artikeln 1, 10 und 11 erheblichen Nachdruck auf die Notwendigkeit, grenzüberschreitende Ansätze zu fördern. In der Empfehlung 115 (2005) werden die Staaten außerdem aufgefordert, sich um grenzüberschreitende Aktionspläne für Großraubtiere zu bemühen - ein Thema, das auf einem 2005 in Slowenien (Bath 2005) veranstalteten Workshop große Beachtung fand. Darüber hinaus sind die meisten EU-Staaten auch Unterzeichner der Bonner Konvention, welche speziell auf internationale Grenzen überquerende wandernde Tierarten zugeschnitten ist. Die Bonner Konvention gesteht Staaten mit gemeinsamen Populationen wandernder Tiere sogar die Möglichkeit zu, rechtsverbindliche Verträge zur Regelung des Managements dieser Arten abzuschließen. Obwohl die grenzüberschreitenden Bewegungen von Großraubtieren nicht der Definition der saisonalen Wanderung im strengen Sinn entsprechen,

¹⁴ „Die bedrohten Lebensräume und Arten sind Teil des Naturerbes der Gemeinschaft, und die Bedrohung, der sie ausgesetzt sind, ist oft grenzübergreifend; daher sind zu ihrer Erhaltung Maßnahmen auf Gemeinschaftsebene erforderlich.“



kann es sinnvoll sein, die Möglichkeiten einer Anwendung dieses Übereinkommens zu prüfen. Das kombinierte Gewicht der FFH-Richtlinie und dieser beiden Naturschutzübereinkommen dürfte ausreichen, um die EU-Staaten zur Erstellung von Managementplänen auf Populations-ebene zu motivieren, insbesondere wenn ihnen dies die Einführung flexiblerer Managementpraktiken ermöglicht, als es nach der derzeitigen Auslegung der Richtlinie erlaubt ist. Außerdem dürften die Berner und Bonner Konventionen ein nützlicher Rahmen sein, um Nichtmitgliedstaaten der EU zur Beteiligung an diesen Plänen zu bewegen. Obwohl viele Unterzeichner der Berner Konvention Vorbehalte im Hinblick auf die Aufnahme von Wölfen und Bären in Anhang II angebracht haben, sind für diese Arten weiterhin die allgemeinen Ziele der Konvention nach Artikel 1 und 2 gültig. Bedauerlicherweise sind vier Schlüsselländer durch keine dieser Konventionen oder Richtlinien gebunden – Bosnien-Herzegowina, Serbien, Montenegro und Russland. Die Einbeziehung dieser Staaten erfordert neue Ansätze. Das einzige maßgebliche Rechtsinstrument des internationalen Naturschutzes, das von diesen Staaten unterzeichnet wurde, ist das Übereinkommen über die biologische Vielfalt.

6.3 Ökonomische Aspekte zur Erhaltung von Großraubtieren

Die Erhaltung von Großraubtieren kann kostspielig sein. Scheinbar einfache Aufgaben wie die Überwachung von Populationsgröße und -verbreitung können logistisch sehr aufwendig sein. Andere Aufgaben wie Forschungen im Bereich Ökologie, Genetik und Human-Dimensions und die Kompensation von Schäden oder finanzielle Unterstützung für die Entwicklung von Maßnahmen zur Konfliktminderung (z.B. Maßnahmen zur Prävention von Schäden an Nutztieren) können die einzelnen Länder unter Umständen mehrere Millionen Euro pro Jahr kosten. Gegenwärtig zeichnet sich ein klares Muster ab, aus dem hervorgeht, dass die ärmeren Länder in Ost- und Südeuropa die größten Großraubtierpopulationen besitzen. Ein möglicher Mechanismus zur Beseitigung dieses Ungleichgewichts bestünde für Mitgliedsstaaten darin, Großraubtierfragen in die Pläne der EU-Programme zur Förderung der Entwicklung in ländlichen Gebieten einzubeziehen und LIFE+-Mittel zu beantragen. Das LIFE-Natur-Programm hat viele Projekte unterstützt, die zur Erstellung von Best Practice-Leitlinien für die Lösung von Konflikten mit Großraubtieren geführt haben. Es wäre hilfreich, wenn die Kommission bei der Erleichterung der Kommunikation zwischen den für ländliche Entwicklung und Umwelt zuständigen Dienststellen mithelfen könnte und sicherstellen würde, dass diese Verwendung von Mitteln für die ländliche Entwicklung gefördert wird.

6.4 Ausnahmeregelungen für streng geschützte Arten nach der FFH-Richtlinie

Wie wir gesehen haben, bringen Großraubtiere als Artengruppe eine Reihe von einzigartigen Herausforderungen mit sich, wenn wir versuchen, sie in so dicht besiedelten, von Menschen dominierten und stark veränderten Ökosystemen wie den Europäischen zu erhalten. Zu diesen Herausforderungen gehört auch, dass sie das Potential haben, lokal erhebliche Auswirkungen zu haben auf: (1) die Nutztierhaltung, (2) Beutetierarten, die wertvolle Ressourcen für Jäger darstellen, (3) die Angst, die sie bei vielen Menschen auslösen, (4) ihre Assoziation mit einer Vielzahl gesellschaftlicher Konflikte und (5) die Tatsache, dass in sehr seltenen Fällen Wölfe und Bären durch Angriffe auf Menschen eine Gefahr für die menschliche Sicherheit darstellen können, und dass Wölfe Überträger von Krankheiten wie Tollwut sein können (Kaczensky 1999; Linnell *et al.* 2002, 2005; Skogen 2003; Skogen & Krange 2003; Swenson *et al.* 1999). Für viele Konflikte steht eine breite Palette von Maßnahmen zur Verfügung, die zur Konfliktminderung beitragen können. So gibt es beispielsweise viele moderne und traditionelle Methoden zum Schutz von Nutztvieh vor Übergriffen durch Großraubtiere. Elektrozäune und der Einsatz von Hirten mit Herdenschutzhunden sind zwei Methoden, die sich in einer Vielzahl von Bedingungen als besonders wirkungsvoll erwiesen haben. Soziale Konflikte und Angst können zumindest



teilweise durch Aufklärungskampagnen und verschiedene Formen von Kommunikationsstrukturen abgebaut werden. Mit Blick auf die Ausnahmeregelungen der FFH-Richtlinie ist es wichtig, dass die Mitgliedstaaten den potentiellen Gebrauch der vorhandenen Maßnahmen zur Konfliktminderung abwägen.

Dieses Konfliktpotenzial bedingt jedoch, dass unter gewissen Umständen die gezielte Entfernung einzelner Individuen oder Managementmaßnahmen zur Begrenzung ihrer Zahl und/oder Verbreitung auf ein bestimmtes Niveau als mit ihrer Erhaltung vereinbar und sogar als für die Akzeptanzsteigerung in der Öffentlichkeit wünschenswert betrachtet wird. Abgesehen von einigen ganz besonderen Umständen, in deren Fall die Umsiedlung eine Option sein kann, bleibt die letale Kontrolle die einzige praktikable Methode für diesen Fall (Linnell *et al.* 1997). Außerdem besteht in vielen europäischen Kulturen, in denen Großraubtiere relativ häufig sind, bei den Jägern eine Tradition, die Jagd auf Großraubwild als Freizeitsport oder Trophäenjagd zu betreiben. An verschiedenen Orten ist die Raubtierjagd mit erheblichem ökonomischem Nutzen verbunden, und in vielen Fällen wird sie als wichtiges Argument zur Erhöhung der lokalen Akzeptanz für die Präsenz dieser Tiere betrachtet (Hofer 2002; Knapp 2006).

Aus Erhaltungssicht gibt es keine prinzipiellen Gründe, weshalb bei Großraubtierpopulationen nicht ein gewisses Maß an letaler Kontrolle hinnehmbar oder ein Management nach demselben System der Bejagung wie für Huftiere oder jagdbare Vögel möglich sein sollte, sofern die Jagd entsprechend geregelt wird. Ein ordnungsgemäßes Management erfordert in diesem Fall eine wirksame Überwachung der Populationsgröße, die Festlegung angemessener Quoten und Jagdzeiten und die konsequente Durchsetzung dieser Regelungen. Mit anderen Worten kann eine geregelte Jagd, wenn sie richtig organisiert wird, durchaus nachhaltig sein. Zusätzlich zum Gebot der Nachhaltigkeit gilt für die Entnahme auch, dass die Jagdmethoden den modernen ethischen Normen entsprechend so human wie möglich sein müssen.

In fast allen europäischen Staaten sind alle vier Großraubtierarten, mit denen wir uns in diesen Leitlinien befassen, jedoch in Anhang IV aufgeführt, was bedeutet, dass sie nach Artikel 12 der FFH-Richtlinie, der *„alle absichtlichen Formen des Fangs oder der Tötung von aus der Natur entnommenen Exemplaren dieser Arten verbietet“* (Artikel 12 Absatz 1 Buchstabe a) streng geschützt sind. Artikel 16 der FFH-Richtlinie sieht die Möglichkeit einer Ausnahme von Artikel 12 vor, um Tätigkeiten zuzulassen, die andernfalls verboten worden sind. In welchem Umfang diese Ausnahmeregelungen zur Kontrolle oder Bejagung von Großraubtieren herangezogen werden können, ist seit langem eine Streitfrage. Vor kurzem sind der Kommission zwei Dokumente vorgelegt worden, die einige dieser Fragen klären dürften. Es handelt sich dabei um den Schlussbericht der Arbeitsgruppe zu Artikel 12 *„Contribution to the interpretation of the strict protection of species“* und das Auslegungsdokument *„Guidance document on the strict protection of animal species of community interest provided by the Habitats Directive 92/43/EEC – draft version 5“*, die beide im April 2005 veröffentlicht wurden.

In den einleitenden Abschnitten des Schlussberichts wird die Notwendigkeit der Verfolgung eines pragmatischen und flexiblen Ansatzes bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie unterstrichen: *„Es gilt, eine praktische Umsetzung sicherzustellen, die auf öffentlicher Unterstützung basiert und unnötige Konflikte vermeidet, die dem Gesamtziel der Richtlinie entgegenwirken können.“* Die Bedeutung dieses Satzes für die hier erörterten Problematik wurde durch die Aussage *„Die Arbeitsgruppe muss die Möglichkeiten eines flexiblen Ansatzes für den Schutz von in Anhang IV aufgeführten Arten, die z. B. auf regionaler oder nationaler Ebene häufig oder zahlreich vorhanden sind, gründlich prüfen.“*

Die Anwendung einer Ausnahmeregelung hängt davon ab, ob die zuständigen nationalen Behörden zu dem Schluss gelangen, dass drei Bedingungen erfüllt sind. Die erste Bedingung betrifft die Notwendigkeit, eine Begründung dafür vorzulegen, weshalb eine Ausnahmeregelung gewünscht wird. Der springende Punkt bei dem oben gesagten ist der, dass alles von der Aus-



legung der fünf möglichen Situationen abhängt, die Artikel 16 als Ausnahmen zulässt. Sie lauten wie folgt:

- (a) „zum Schutz der wildlebenden Tiere und Pflanzen und zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume;
- (b) zur Verhütung ernster Schäden insbesondere an Kulturen und in der Tierhaltung sowie an Wäldern, Fischgründen und Gewässern sowie an sonstigen Formen von Eigentum;
- (c) im Interesse der Volksgesundheit und der öffentlichen Sicherheit oder aus anderen zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses, einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art oder positiver Folgen für die Umwelt;
- (d) zu Zwecken der Forschung und des Unterrichts, der Bestandsauffüllung und Wiederansiedlung und der für diese Zwecke erforderlichen Aufzucht, einschließlich der künstlichen Vermehrung von Pflanzen;
- (e) um unter strenger Kontrolle, selektiv und in beschränktem Ausmaß die Entnahme oder Haltung einer begrenzten und von den zuständigen einzelstaatlichen Behörden spezifizierten Anzahl von Exemplaren bestimmter Tier- und Pflanzenarten des Anhangs IV zu erlauben.“

Nach unserem Verständnis der Problematik der Erhaltung von Großraubtieren ist es durchaus vorstellbar, dass alle diese Beweisgründe unter manchen Umständen in Europa vorliegen. Begründung (a) wird wahrscheinlich selten herangezogen, doch es sind Umstände möglich, unter denen eine seltene Beutetierart örtlich durch eine häufiger vorkommende Raubtierart bedroht sein könnte (Kojola *et al.* 2004). Begründung (d) ist wahrscheinlich nur relevant, wenn Individuen für Umsiedlungen zu Erhaltungszwecke verwendet werden (Breitenmoser *et al.* 2001). Das explizite Töten von Großraubtieren für Forschungszwecke dürfte von den Forschungsethikkommissionen im heutigen Europa wohl kaum als akzeptabel betrachtet werden – schließt jedoch natürlich die Verwendung von Kadavern und Proben von aus anderen Gründen getöteten Tieren für Forschungszwecke nicht aus. Vielmehr sollte die größtmögliche Verwendung dieser Individuen unterstützt werden. Begründung (b) ist wahrscheinlich die am häufigsten verwendete wegen des Potentials von Großraubtieren Nutztiere (insbesondere Schafe und halb domestizierte Rentiere) und Haustiere zu erbeuten. Ein entscheidendes Element ist in diesem Fall die Aussage, dass als Begründung die Verhinderung ernster Schäden dient und nicht einfach die Reaktion auf eingetretene Schäden. Die Arbeitsgruppe hat diese Interpretation bestätigt.¹⁵ Daher könnte diese Begründung sowohl zur gerichtlichen Durchsetzung und gezielten Entfernung einzelner Individuen dienen, von denen man glaubt, dass sie für unverhältnismäßig häufige Übergriffe auf Viehbestände verantwortlich sind (so genannte „Problemtiere“), als auch zur Fernhaltung von Raubtieren aus manchen Gebieten mit großen Viehbeständen oder zur Begrenzung der Raubtierpopulation auf ein Niveau, dass Übergriffe auf ein angemessenes Maß reduziert werden (Linnell *et al.* 1999, 2005; Odden *et al.* 2002; Sagør *et al.* 1997; Stahl *et al.* 2001). Die Frage, ab wann ein Schaden als ernster Schaden gilt, ist schwer zu beantworten, da dies von der örtlichen Akzeptanzschwelle abhängt, doch er muss wirklich ernst sein. Begründung (c) könnte auch zur Eindämmung der Übergriffe auf Viehbestände und möglicherweise auch der Erbeutung jagdbarer Tierarten verwendet werden, wenn nachgewiesen werden kann, dass es sich dabei um Tätigkeiten von überwiegendem öffentlichem Interesse handelt. Sie dürfte jedoch wohl eher für das Entfernen von tollwütigen, aggressiven, habituierten oder anderen Einzeltieren herangezogen werden, die ein unerwünschtes Verhalten zeigen. Man könnte auch argumentieren, dass diese Begründung für die Fälle gilt, in denen eine *de facto*-Entnahme durch Jäger notwendig ist, um die örtliche Akzeptanz von Großraubtieren innerhalb der ländlichen Bevölkerung zu verbessern. Begründung (e) schließlich könnte zur Rechtfertigung einer sorgfältig geregelten Bejagung herangezogen werden. In der Tat hat Lettland die weitere Bejagung von Luchsen mit dieser Begründung gerechtfertigt (Ozolins 2001), und das Beispiel ist von der Arbeitsgruppe zu Artikel 12 als erfolgreicher Beleg einer wohlbegründeten Ausnahmeregelung

¹⁵ Während wir diese Leitlinien erstellen, befasst sich der Europäische Gerichtshof mit einem Fall (C 342/05) gegen Finnland, der diese Auslegung ändern könnte, wenn der Schlussantrag des Generalanwalts unterstützt wird.



vorgelegt worden. Anders ausgedrückt gibt es wahrscheinlich viele Situationen, in denen eine oder mehrere dieser Begründungen greifen.

Die zweite Bedingung betrifft die Notwendigkeit nachzuweisen, dass es „keine anderweitige zufriedenstellende Lösung“ als eine Ausnahmeregelung - in diesem Fall die letale Kontrolle – gibt. Diese Frage wird höchstwahrscheinlich in den Fällen diskutiert, in denen Ausnahmeregelungen gewünscht werden, um Übergriffe auf Viehbestände zu verringern. Es gibt zahlreiche erprobte und bewährte Methoden, deren Eignung zur Reduzierung der Übergriffe auf Viehbestände auf ein sehr niedriges Niveau umfassend belegt ist (Linnell et al. 1996; Breitenmoser et al. 2005). Allerdings kann ihre Einführung bei vielen Viehhaltungssystemen eine grundlegende und sehr kostspielige Änderung der Haltungspraktiken erfordern. Die Frage, ob wirtschaftliche Hindernisse als ein Argument für „keine anderweitige zufriedenstellende Lösung“ betrachtet werden können, ist offen. Die Arbeitsgruppe zu Artikel 12 hat klar zum Ausdruck gebracht, dass es nach dem Subsidiaritätsprinzip Sache der Rechtssysteme der einzelnen Länder ist, darüber zu befinden, was als zufriedenstellend betrachtet wird (*„Im Einklang mit dem Subsidiaritätsprinzip ist es Sache der zuständigen einzelstaatlichen Behörden, die notwendigen Vergleiche anzustellen und diese anderweitigen Lösungen zu bewerten“*. S. 60). Die Arbeitsgruppe hat jedoch unterstrichen, dass eine Ausnahmeregelung das letzte Mittel und eine begrenzte Lösung für ein Problem ist (*„Hinsichtlich der Faktoren, anhand derer das Vorhandensein einer anderen zufriedenstellenden Lösung beurteilt werden soll, wird anerkannt, dass dies ein Fall für das einzelstaatliche Gericht ist. Die Beurteilung des - zufriedenstellenden oder nicht zufriedenstellenden - Charakters einer anderweitigen Lösung in einer bestimmten konkreten Situation muss auf objektiv verifizierbare Faktoren wie etwa die wissenschaftlichen und fachlichen Gesichtspunkte gegründet werden. Außerdem muss die endgültig gewählte Lösung, selbst wenn sie eine Ausnahmeregelung zur Folge hat, auf das zur Lösung der spezifischen Frage oder Situation erforderliche Ausmaß objektiv begrenzt werden“* (S. 60).

Die dritte Bedingung betrifft die Notwendigkeit nachzuweisen, dass eine Ausnahmeregelung keine nachteiligen Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Art hat. Die Arbeitsgruppe stellte klar, dass im Rahmen dieses Verfahrens als erstes der Erhaltungszustand der Art geklärt und als zweites die Auswirkungen der Ausnahmeregelung auf diesen Zustand untersucht werden sollten. In den Leitlinien wird auch unterstrichen, dass diese Bewertung mehrere Maßstabsebenen berücksichtigen sollte, dass aber die Populationsebene Vorrang haben sollte – unter ausdrücklicher Verweisung auf das Beispiel grenzüberschreitender Populationen von Wirteltieren mit großen Aktionsräumen. Ein für die Erhaltung von Großraubtieren sehr wichtiger Aspekt ist, dass die Arbeitsgruppe auch zu dem Schluss kam, dass sich für die Genehmigung einer Ausnahme die Zielpopulation der Art nicht unbedingt in einem günstigen Erhaltungszustand¹⁶ befinden muss, dass aber nach dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit unter solchen Umständen die Argumente sehr überzeugend und die Maßnahme sehr begrenzt sein müssen. Die Arbeitsgruppe zu Artikel 12 unterstrich auch, dass das Vorliegen eines detaillierten Erhaltung-/Managementplans überaus wünschenswert ist, um nachteilige Auswirkungen auszuschließen. Dies ist ein wichtiges Argument für die Entwicklung grenzüberschreitender Managementpläne auf Populationsebene in Anbetracht der Empfehlung, dass die Populationsebene die relevanteste Ebene für die Abschätzung dieser Auswirkungen ist, und angesichts der Tatsache, dass viele europäische Großraubtierpopulationen grenzüberschreitend sind. In der Tat ist ein Managementplan auf Populationsebene praktisch unabdingbar, um sicherzustellen, dass die Summe aller erteilten Ausnahmen keine nachteilige Wirkung hat. Bei Populationen, deren günstiger Erhaltungszustand mithilfe einer quantitativen PVA bewertet worden ist, kann es hilfreich sein, die Auswirkungen vorgeschlagener Managementmaßnahmen auf das Aussterberisiko mit Hilfe der Modelle vorher abzuschätzen.

¹⁶ Während wir diese Leitlinien erstellen, befasst sich der Europäische Gerichtshof mit einem Fall (C 342/05) gegen Finnland, der diese Auslegung ändern könnte, wenn der Schlussantrag des Generalanwalts unterstützt wird.



Insgesamt betrachtet bietet Artikel 16 Spielraum für die Genehmigung der Anwendung der letalen Kontrolle und sogar die Aufrechterhaltung der traditionellen Jagd auf in Anhang IV aufgeführte Arten, solange die drei Bedingungen erfüllt werden können. 2003 wurde auf einer gemeinsamen Tagung der Europäischen Kommission und der Junta de Castilla y León in Spanien als Antwort auf einen Antrag auf Genehmigung der Entnahme von formal in Anhang IV aufgeführten Wölfen beschlossen: *„Wenn Aktionspläne aufgestellt werden, die einen günstigen Erhaltungszustand von Wolfspopulationen sicherstellen, bietet Artikel 16 der FFH-Richtlinie genügend Flexibilität, um das beantragte Populationsmanagement zu erlauben. Dies kann auch die Erlaubnis zur Einführung kontrollierter Abschussquoten einschließen.“* Dies ist in großer Übereinstimmung mit der Berner Konvention, die ebenfalls diese Flexibilität erlaubt (Shine 2005).



7. Entwicklung von Managementplänen auf Populationsebene

Im vorliegenden Abschnitt geben wir einige Leitlinien sowohl zu dem Prozess, der angewendet werden sollte als auch zu dem Produkt, das entwickelt werden sollte. Die Notwendigkeit einer grenzüberschreitenden Zusammenarbeit betrifft sowohl internationale Grenzen als auch die Grenzen zwischen Bundesländern/autonomen Regionen in föderalistischen Staaten (z. B. Spanien, Italien, Deutschland, Österreich). Aus Gründen der textlichen Kürze befassen wir uns nur mit den internationalen Grenzen, jedoch gilt alles, was die grenzüberschreitende Zusammenarbeit auf internationaler Ebene betrifft, auch für die intranationale Ebene.

7.1 Der Prozess

- Das wichtigste Element ist den Prozess in das Produkt zu integrieren. Der Sinn des Prozesses besteht darin, das Produkt zu entwickeln, wobei die Mitwirkenden an dem Verfahren einen gewissen realen Einfluss auf die Gestaltung dieses Produkts haben sollten. Erfahrungen aus ganz Europa zeigen, dass ein funktionierender Prozess den Menschen helfen kann, ein Produkt zu akzeptieren, and dass selbst das beste Produkt möglicherweise nicht akzeptiert wird, wenn das Entwicklungsverfahren mangelhaft ist. Besonders wichtig ist die Schaffung von Spielräumen für die Beteiligung der Öffentlichkeit und/oder der Interessengruppen; dafür gibt eine Vielzahl von Mitwirkungsmodellen, und für unterschiedliche Gegebenheiten bieten sich unterschiedliche Modelle an. Generell kann man sagen: je kontroverser das Thema, desto zwingender ist die Notwendigkeit eines offenen Verfahrens.
- Die Beteiligung der Öffentlichkeit / der Betroffenen ist notwendig, doch es ist nicht möglich, ihnen ein „leeres Blatt“ als Verhandlungsbasis anzubieten. Die FFH-Richtlinie, andere internationale Verträge wie die Berner und Bonner Konvention und eine Vielzahl nationaler und lokaler Rechtsvorschriften geben die Bedingungen für die Erhaltung von Großraubtieren vor. Daher geht es in der Diskussion nicht darum, ob Großraubtiere erhalten werden sollen, sondern es sollte darum gehen, wie sich dieses Ziel auf optimale Art und Weise erreichen lässt.
- Es sollte unterstrichen werden, dass das Ziel darin besteht, ein technisches Managementinstrument zu schaffen – d. h. einen Managementplan und kein politisches Dokument -, weil die Politik bereits existiert. Daher dürfte es höchstwahrscheinlich reichen, wenn das sich ergebende Dokument von den zuständigen Ministerien (und nicht vom Parlament) unterzeichnet wird, es sei denn, das Parlament hat ausführlich Position zu bestimmten Fragen bezogen.
- Es sind zwei parallele Prozesse erforderlich. Das externe internationale Verfahren muss parallel zum internen nationalen Verfahren durchgeführt werden. In den Fällen, in denen ein angemessener nationaler Prozess zur Erstellung eines nationalen Managementplans bereits abgeschlossen ist, mag es nicht notwendig sein, ein genauso umfassendes Verfahren durchzuführen wie in den Fällen, in denen auf nationaler Ebene bisher noch kein Verfahren durchgeführt worden ist. Ein internationales Verfahren sollte darauf ausgerichtet sein, die vorhandenen nationalen Pläne zu harmonisieren und sie anschließend an die jeweiligen Betroffenen zur Konsultation über ggf. erforderliche Änderungen zurückzugeben. Bei Staaten mit föderalen Strukturen ist es wichtig, dass alle relevanten Bundesländer in das Verhandlungsverfahren mit einem internationalen Nachbarn einbezogen werden.
- Viele europäische Großraubtierbestände expandieren zurzeit. Daneben gibt es einige europäische Regionen, in denen derzeit keine Großraubtiere vorkommen, die aber in Zukunft bei der Sicherung der Vernetzung zwischen Nachbarpopulationen eine Schlüsselfunktion übernehmen müssen. Deshalb müssen die Managementbehörden von Gebieten, die an ein aktuelles



Verbreitungsgebiet angrenzen, unbedingt einbezogen werden, da es sein kann, dass in diesen Gebieten über kurz oder lang abwandernde Individuen auftauchen.

- Eine unterstützende Moderation ist sehr wichtig. Jedes Diskussionsforum, an dem die Öffentlichkeit, die Betroffenen oder unterschiedliche Managementbehörden beteiligt sind, muss von einem erfahrenen, neutralen Moderator begleitet werden. Immer dann, wenn gewisse Meinungsverschiedenheiten über grundlegende Fakten oder deren Auslegung bestehen, kann die Einberufung einer kleinen internationalen Expertengruppe zur Begutachtung der verfügbaren Daten wünschenswert sein.
- Innerhalb jeder Großraubtierpopulation sollte jeweils ein Staat oder ein Bundesland die Führung übernehmen. Dies könnte entweder das Land mit dem größten Anteil an Großraubtieren sein oder aber das Land, das von der Zusammenarbeit am meisten profitiert.
- Die Erzielung eines Einvernehmens wird erleichtert, wenn die Kommission Anreize bietet. Den größten Anreiz dürfte die Aussicht bieten, dass die Zusammenarbeit zu mehr Flexibilität und Spielraum im Management führt. Beispielsweise kann ein Management der Population als Ganzes zu einer Verbesserung des FCS führen und den beteiligten Ländern mehr lokal angepasste Flexibilität beim Management ihres/ihrer jeweiligen Teils/Teile der Population verschaffen. Die Möglichkeit einer Änderung der Listung bestimmter Arten in bestimmten Populationen in den Anhängen oder die Klärung der akzeptablen Managementpraktiken innerhalb bestehender Bestimmungen würde ebenfalls die Zusammenarbeit fördern. Darüber hinaus würde auch die Bereitstellung zentraler Mittel (d. h. im Rahmen von ländlichen Entwicklungsprogrammen oder LIFE+-Programmen) als Ausgleich für die hohen Kosten der Erhaltung von Großraubtieren die Zusammenarbeit fördern, wenn diese von der Einführung von Managementplänen auf Populationsebene abhängig gemacht würden.
- Die Erhaltung von Großraubtieren erfordert eine sektorübergreifende Zusammenarbeit. Daher müssen in jedes Planungsverfahren auch Vertreter des Umweltsektors, des Agrarsektors, des Forstsektors und des Tourismus-/Verkehrssektors einbezogen werden.
- Die Mehrzahl der großen Großraubtierpopulationen in Europa befinden sich in Ländern, die keine EU-Mitglieder sind. Diese Länder müssen durch neuartige diplomatische Ansätze in das Verfahren einbezogen werden, da sie nur zu einer Zusammenarbeit eingeladen und nicht verpflichtet werden können. Es dürfte sicher möglich sein, die Unterzeichnerstaaten der Berner Konvention zu einer Mitwirkung zu bewegen, wenn diese Leitlinien auch für dieses Übereinkommen übernommen würden. Die Empfehlung Nr. 115 (2005) des Sekretariats der Berner Konvention über die Erhaltung und das Management von grenzüberschreitenden Großraubtierpopulationen geht bereits sehr weit in Richtung einer Unterstützung dieses Prozesses. Für andere wichtige Staaten, die nicht zu den Unterzeichnern dieses Übereinkommens gehören, müssen ggf. andere Anreize gefunden werden, um sie zur freiwilligen Beteiligung zu bewegen. Die Bonner Konvention könnte sich als geeignete Plattform für diesen Zweck anbieten ebenso wie das Übereinkommen über die biologische Vielfalt.
- Um den Beteiligten zu helfen, sich die Konsequenzen verschiedener Entscheidungen oder Managementalternativen zu vergegenwärtigen, kann es hilfreich sein, wenn sichergestellt wird, dass auf jedem Workshop einige GIS-gestützte visuelle Hilfen vorhanden sind, die die Verbreitung der Großraubtiere und den potenziellen Lebensraum zeigen. Ebenso kann es hilfreich sein, einige grundlegende Populationsmodelle zu verwenden, aus denen die Konsequenzen unterschiedlicher Populationsgrößen und Managementszenarien zu ersehen sind. Und schließlich könnten diese kombinierten Modellierungsversuche mit einigen Basisdaten über Infrastrukturpläne, anthropogene Landnutzungs- und Bevölkerungstrends verknüpft werden (z. B. Westley & Miller 2003). Mithilfe dieser Gesamtmodelle könnten die Auswirkungen alternativer Managementstrategien und –szenarien sichtbar gemacht werden. Der wirksame Einsatz dieser Instrumente erfordert zwar ein gewisses Maß an Planung im Vorfeld der Work-



shops, doch sie dürften sich als überaus effizient erweisen, um die vielen verschiedenen Aspekte zu berücksichtigen, die eine effiziente Planung miteinander in Einklang bringen muss. Dieser Ansatz dürfte auch hilfreich sein, um Entscheidungsträgern und Managern wissenschaftliche Fakten zu vermitteln.

- Während diese Pläne einzelne Arten betreffen können, wäre es in Regionen, in denen zwei oder mehr Großraubtierarten in denselben Gebieten vorkommen, durchaus logisch, die Erstellung eines Mehrartenplans zu erwägen. Zumindest sollten mögliche Synergien berücksichtigt werden. Allerdings sind die verschiedenen Arten mit unterschiedlichen ökologischen Anforderungen und unterschiedlichen Konflikte verbunden, wobei Wölfe in der Regel die meisten und Luchse die wenigsten Probleme machen.
- Besonders herauszustellen ist, dass diese Managementpläne auf Populationsebene als Minikatalog der Fragen zu betrachten ist, die zwischen den für gemeinsame Populationen zuständigen Stellen einvernehmlich geregelt werden müssen, um einen wirksamen Managementansatz auf Populationsebene zu ermöglichen. Es sollte betont werden, dass innerhalb einer bestimmten Population erhebliche Unterschiede im Managementsystem möglich sind, solange der Gesamtplan auf die Erreichung eines gemeinsamen Ziels der Beibehaltung und Verbesserung des günstigen Erhaltungszustands der betroffenen Populationen ausgerichtet ist. Die Einräumung der Möglichkeit eines flexiblen Managements dürfte eine große Hilfe bei der Erzielung von Kompromissen sein.
- Es ist überaus wichtig, einen derartigen Managementplan für die diskreten Populationen (siehe Tabelle 1-4) zu konkretisieren, die eine mehr oder weniger kontinuierliche grenzübergreifende Verbreitung aufweisen. Wichtig ist jedoch auch, dass die Vernetzung zwischen den Populationen zu einer großräumigeren Metapopulation berücksichtigt wird. Daher sollten die verschiedenen Verfahren für unterschiedliche Populationen koordiniert werden. Wenn mehrere unterschiedliche eigenständige Populationen in den Geltungsbereich eines bereits bestehenden Schutzkonzepts fallen – wie etwa dem der Alpenkonvention und des SCALP-Konzepts¹⁷ für den Luchs –, könnte es eine gute Idee sein, das Verfahren für alle darin einbezogenen Populationen zu koordinieren.

¹⁷ SCALP = „*Status and Conservation of the Alpine Lynx Population*“ ist ein bereits bestehendes Konzept, dessen Ziel die Koordinierung der Überwachungs- und Erhaltungsbemühungen für den eurasischen Luchs in den Alpenländern ist.



7.2 Das Produkt

Nachstehend ist eine Entwurfsvorlage mit den verschiedenen Punkten aufgeführt, die in einem grenzüberschreitenden Managementplan enthalten sein sollten. Der Plan besteht aus drei Abschnitten, wobei der Schwerpunkt in Abschnitt 1 auf Hintergrundinformationen, in Abschnitt 2 auf messbaren, zeitspezifischen und räumlich expliziten Zielen und Vorgaben und in Abschnitt 3 auf einem Katalog notwendiger Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele liegen sollte.

<i>Titel</i>	<i>Erläuterung</i>
1. Hintergrund	Dieser Abschnitt enthält eine Zusammenfassung der Hintergrundinformationen über die betreffende Population und ihren Metapopulationskontext. Er soll als Bezugsbasis für die Begründung der Ziele und der nachfolgend in dem Dokument genannten Begleitmaßnahmen dienen und zur Erhöhung der Transparenz und der Glaubwürdigkeit und Belastbarkeit des Gesamtplans beitragen. Wichtig ist die Darstellung der Gemeinsamkeiten und Unterschiede in den Gegebenheiten der verschiedenen Managementeinheiten. Der Abschnitt ist in folgende Unterabschnitte unterteilt.
1.1 Definition der Population	Beschreibt die geografischen Grenzen der Population, nach Möglichkeit aufgeteilt in (1) die Verteilung des reproduktiven Teils der Population, (2) die Gesamtfläche des regelmäßigen Vorkommens residenter Individuen und (3) die Gebiete, in denen Individuen wie etwa abwandernde Tiere gelegentlich vorkommen. Ist die Verteilung der Tiere innerhalb einer Population geklumpt, müssen diese Populationsteile einzeln beschrieben werden.
1.2 Managementeinheiten	Beschreibt die vorhandenen Managementeinheiten – wie etwa nationale, Bundesland- oder Kreisgrenzen, Grenzen von Wildbewirtschaftungseinheiten oder Schutzgebietsgrenzen, die diese Verteilung überlagern.
1.3 Beschreibung der Population	Beschreibt Geschichte, Status, Trend und Ökologie der Population. Sind Daten über demografische Parameter verfügbar (Reproduktion oder Mortalität), sollten sie erfasst und aufgeführt werden. Ebenso sollten möglichst genaue Zeitreihendaten über Bestandstrends und eventuelle menschliche Entnahmen auf möglichst feinskaliger räumlicher Maßstabsebene erfasst werden. Das besondere Augenmerk sollte sich auf die verwendeten Beschreibungs-/Monitoring-/Zählverfahren richten, damit die Qualität der Daten beurteilt werden kann.
1.4 Beschreibung des Habitats	Beschreibt die Habitatqualität innerhalb der geografischen Grenzen der Populationen und in umliegenden Gebieten, in denen eine Expansion möglich ist. Enthält Daten über anthropogene (Bevölkerung, Infrastruktur, Landwirtschaft, Landnutzung) und biologische (Bewaldung, Beuteverteilung) Parameter.
1.5 Kontinentaler Zusammenhang	Beschreibt die bestehenden und potenziellen Verbindungen zu Nachbarpopulationen innerhalb der Metapopulation. Beurteilt die Bedeutung dieser Population im europäischen Kontext – in Bezug auf Anzahl und Vernetzung.
1.6 Derzeitiges Management	
1.6.1 Rechtsstatus und Managementsystem	Beschreibt die gegenwärtigen Managementpraktiken in den einzelnen Managementeinheiten.
1.6.2 Schäden und Konflikte	Fasst Daten zu den verschiedenen aufgetretenen Konflikten zusammen und beschreibt, wie sie entschärft worden sind.
1.6.3 Hindernisse in Bezug auf die Erhaltung	Bezeichnet die Hauptbedrohungen, limitierenden Faktoren und Hindernisse für eine erfolgreiche Erhaltung in der Region. Eine SWOT- oder DSPIR-Methode könnte zur Strukturierung dieser Diskussion verwendet werden.
1.6.4 Erhaltungszustand	Fasst den Erhaltungszustand der Population und etwaige in jüngerer Zeit durchgeführte Erhaltungsmaßnahmen zur Verbesserung dieses Zustands zusammen.



- 2. Definition der Ziele und Zielvorgaben**
- In diesem Abschnitt werden die Gesamtvision und die in dem Plan angestrebten messbaren zeit- und raumspezifischen Ziele und Vorgaben entwickelt. Er ist in die nachfolgend genannten Unterabschnitte unterteilt.
- 2.1 Darstellung der Gesamtvision
Entwicklung einer allgemeinen Gesamtvision für die Erhaltung von Großraubtieren in der Region¹⁸. Könnte auch Darlegungen zur Erhaltung von Großraubtieren enthalten und sollte auf andere erhaltungsbezogene und sozioökonomische Ziele für dieselbe Region Bezug nehmen.
- 2.2 Messbare Ziele
In diesem Abschnitt werden die spezifischen und messbaren Ziele im Rahmen der Gesamtvision entwickelt. Diese Ziele sollten wirkungsorientiert (Darstellung angestrebter Endpunkte), messbar, zeitlich begrenzt, spezifisch und glaubwürdig sein. Sie sollten auf der besten verfügbaren Wissenschaft basieren, auf die spezifische Art und Region zugeschnitten sein, kurz- und langfristige Ziele umfassen und Unsicherheiten transparent machen (Tear *et al.* 2005).
- 2.2.1 Günstige Referenzpopulation (FRP)
Entwickelt ein allgemeines Verständniss welches der Schwellenwert der günstigen Referenzpopulation (FRP) für diese Population sein sollte.
- 2.2.2 Günstiges Referenzgebiet (FRR)
Entwickelt ein allgemeines Verständniss welches der Schwellenwert des günstigen Referenzgebietes für diese Population sein sollte.
- 2.2.3 Bestandsziele
Untersucht, bis zu welcher Höhe die Überschreitung der erforderlichen Schwellenwerte zur Erfüllung der Gemeinschaftsverpflichtungen für diese Population wünschenswert ist.
- 2.2.4 Erfolgskriterien
Entwickelt einen Katalog messbarer Parameter wie etwa Bestandsgröße oder –trend, Entnahmeraten, Schadensniveau, Ausmaß der Wilderei, die zur Bewertung des Erfolgs von Managementmaßnahmen herangezogen werden können.
- 2.2.5 Vernetzung und Expansion
Entwickelt speziell einen Plan, um die Vernetzung innerhalb dieser Population und mit Nachbarpopulationen aufrechtzuerhalten oder zu fördern. Die Gebiete, in denen eine Expansion favorisiert wird oder gefördert werden soll, und die für die Vernetzung entscheidenden Korridore sollten ausgewiesen werden.
- 2.2.6 Räumliche Managementaspekte
Die in den vorhergehenden Abschnitten erarbeiteten Gesamtziele sollten räumlich auf verschiedene Managementeinheiten wie etwa Staaten, Bundesländer/-staaten, Landkreise, Wildbewirtschaftungseinheiten oder Schutzgebiete verteilt werden. Der Zusammenhang zwischen diesem Plan und Schutzgebieten, insbesondere Natura-2000-Gebieten, sollten in allen Einzelheiten geprüft werden.
- 3. Maßnahmen**
- Hier geht es um spezifische Aktionspunkte, die zu berücksichtigen sind. Im Mittelpunkt stehen die Maßnahmen, die in erster Linie die Managementplanung auf Populationsebene betreffen – es gibt möglicherweise auch andere nationale Maßnahmen, die jedoch nicht alle wiederholt werden müssen. Die Maßnahmen müssen nicht zwangsläufig in allen Managementeinheiten gleich sein – sie sollten jedoch koordiniert und miteinander vereinbar sein. Scharfe Abgrenzungen zwischen sehr unterschiedlichen Maßnahmen sollten vermieden werden.
- 3.1 Beibehaltung des Verbreitungsgebiets und der Bestandsgröße
Umreißt konkrete Maßnahmen, die sich auf die Population auswirken, um sicherzustellen, dass der Erhaltungszustand beibehalten oder ggf. verbessert wird. Beschreibt kurz die zu ergreifenden Schritte, um die interne Vernetzung innerhalb der Population aufrechtzuerhalten oder zu verbessern, insbesondere wenn mehrere Populationsteile vorhanden sind.
- 3.2 Aufrechterhaltung und Verbesserung der Vernetzung
Umreißt gezielt durchzuführende Maßnahmen zur Aufrechterhaltung oder Verbesserung der externen Vernetzung mit Nachbarpopulationen. Entwickelt klare Landnutzungspläne für besonders wichtige Korridore. Wird eine Umsiedlung oder Wiederansiedlung in Betracht gezogen, muss dies ausführlich beschrieben werden.
- 3.3 Anpassung der Rechtsvorschriften
Beschreibt alle erforderlichen Gesetzesänderungen zur Konkretisierung eines Managementplans auf Populationsebene. Scharfe Abgrenzungen zwischen Managementeinheiten mit sehr unterschiedlichen Rechtsvor-

¹⁸ In jeder Region berücksichtigen wir die interne Struktur der fraglichen Population und ihre externe Vernetzung mit Nachbarpopulationen.



- schriften sollten vermieden werden.
- 3.4 Sicherung einer ausreichenden Beutetierbasis, natürlichen Nahrungsversorgung und Habitatqualität Beschreibt die durchzuführenden Maßnahmen, um sicherzustellen, dass genügend Beutetiere und Habitat für Großraubtiere zur Verfügung stehen. Für Bären ist es wichtig, dass die Forstwirtschaft Nahrungsbäume bereit hält und dass in Höhlen überwintende Bären im Winter nicht durch Jagd- und Waldbauaktivitäten gestört werden. Für Luchse und Wölfe ist es besonders wichtig, dass bei der Festlegung von Jagdquoten für wilde Huftiere die Anwesenheit dieser Beutegreifer berücksichtigt wird..
- 3.5 Schadensbegrenzung und Konfliktbewältigung Beschreibt Möglichkeiten und Finanzierung der Entschärfung der unterschiedlichen Konflikte. Zur Förderung von Fairness und Gerechtigkeit wäre es nützlich, wenn in allen Managementeinheiten, die Anteil an einer Population haben, ein einheitliches oder zumindest ähnliches Angebot an Anreizmaßnahmen und Unterstützung erreicht werden könnte.
- 3.6 Koordination der Entnahme / Kontrolle von Raubtieren Es ist überaus wichtig, dass die Entnahme von Großraubtieren zwischen allen Managementeinheiten, die an der betreffenden Population gemeinsam Anteil haben, abgestimmt wird. Die Anzahl der Individuen, die pro Jahr entnommen werden dürfen, sollte auf Populationsebene begrenzt werden. Die Entwicklung der hinter der Anwendung von Ausnahmeregelungen stehenden Logik erfolgt auf Basis eines einheitlichen, aber dennoch lokal relevanten Ansatzes. Es muss sichergestellt sein, dass die Beurteilung von "keine ungünstige Auswirkung" bei Anwendung von Ausnahmeregelungen auf Populationsebene erfolgt.
- 3.7 Vollzugsmaßnahmen Berichterstattung, dass Vollzugsmaßnahmen (Bekämpfung der Wilderei) zwischen den Managementeinheiten konsequent geplant und abgestimmt werden, um sicherzustellen, dass Wilderei in der einen Einheit nicht als legale Entnahme in einer anderen durchgehen kann.
- 3.8 Grenzüberschreitender Erfahrungsaustausch zwischen Betroffenen und Interessengruppen Schaffung eines Forums für Betroffene und Interessengruppen aus allen Managementeinheiten zur Veranstaltung von Zusammenkünften und gemeinsamen Diskussionen über Fragen des Managements von Großraubtieren.
- 3.9 Institutionelle Koordination der Managementbehörden Schaffung eines Kontaktforums für alle Managementbehörden, die gemeinsamen Anteil an einer Population haben, zum Austausch von Informationen und zur Veranstaltung regelmäßiger Zusammenkünfte.
- 3.10 Koordination von Monitoring- und wissenschaftlichen Forschungsprogrammen Besonders wichtig ist, dass das Monitoring der Population in vergleichbarer und koordinierter Form durchgeführt wird. Die verschiedenen Managementeinheiten können zwar teilweise andere Methoden verwenden und den Schwerpunkt auf andere Parameter legen, doch es muss ein Mindestmaß an Entsprechung der Datenerfassung gewährleistet sein, um eine Bewertung von Populationszustand und -trends zu ermöglichen. Beschreibt Möglichkeiten der Belebung der grenzüberschreitenden Forschungsk Kooperation.
- 3.11 Sicherstellung der Sektorkoordination auf inner- und zwischenstaatlicher Ebene Schaffung eines Kontaktforums für die Abstimmung von Sektorinteressen (z. B. Umwelt, Tourismus, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Infrastruktur) zwischen allen Managementbehörden in der betreffenden Region. Dadurch soll sichergestellt werden, dass die Planung anderer Sektormassnahmen nicht zu einer Konfliktverschärfung oder einer Habitatfragmentierung im Verbreitungsgebiet von Großraubtieren oder in Vernetzungskorridoren führt.



Literaturverzeichnis

- Allendorf, F. W. und Ryman, N. (2002). The role of genetics in population viability. In *Population viability analysis*: 50-85. Beissinger, S. R. and McCullough, D. R. (Eds.). London: University of Chicago Press.
- Andersen, R., Linnell, J. D. C. und Solberg, E. J. (2006). The future role of large carnivores on terrestrial trophic interactions: the northern temperate view. In *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*: 413-448. Danell, K., Bergström, R., Duncan, P. and Pastor, J. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Andersen, R., Odden, J., Linnell, J. D. C., Odden, M., Herfindal, I., Panzacchi, M., Høgseth, Ø., Gangås, L., Brøseth, H., Solberg, E. J. und Hjeljord, O. (2005). *Lynx and roe deer in southeastern Norway: activity 1995-2004* [Gaupe og rådyr i sørøst-Norge: oversikt over gjennomførte aktiviteter 1995-2004]. NINA Rapport 29: 1-41.
- Andrén, H. und Liberg, O. (1999). Demography and minimum viable population for lynx [Demografi och minsta livskraftiga population hos lodjur]. In *Livskraftiga rovdjursstammar*: 119-124. Ebenhard, T. and Höggren, M. (Eds.). Uppsala: Centrum för Biologisk Mångfald.
- Andrén, H., Linnell, J. D. C., Liberg, O., Andersen, R., Danell, A., Karlsson, J., Odden, J., Moa, P. F., Ahlqvist, P., Kvam, T., Franzén, R. und Segerström, P. (2006). Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation* 131: 23-32.
- Baguette, M. und 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, Slovenia, 15-17 April 2005. Strasbourg: Council of Europe T-PVS (2005) 10.
- Bath, A. J. und 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., Andrén, H., Hansson, B., Pedersen, H. C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P. und Åkersson, 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. und Petrucci-Fonseca, F. (2003). Using artificial neural networks to assess wolf distribution patterns in Portugal. *Animal Conservation* 6(3): 221-230.
- Bessinger, S. R. und McCullough, D. R. (eds) (2002). *Population viability analysis*. University of Chicago Press, London.
- Boitani, L. (2000). *Action plan for the conservation of the wolves (Canis lupus) in Europe*. Nature and Environment, Council of Europe Publishing 113: 1-86.
- Boitani, L. (2003). *Wolf conservation and recovery*. In *Wolves: behavior, ecology, and conservation*: 317-340. Mech, L. D. and 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-Würsten, C., Linnell, J. D. C. und Weber, J. M. (2005). Non-lethal techniques for reducing predation. In *People and wildlife: conflict or coexistence?*: 49-71. Woodroffe, R., Thirgood, S. and Rabinowitz, A. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., Carbyn, L. N. und Funk, S. M. (2001). Assessment of carnivore reintroductions. In *Carnivore conservation*: 241-281. Gittleman, J. L., Funk, S. M., Macdonald, D. W. and Wayne, R. K. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., Okarma, H., Kaphegyi, T., Kaphegyi-Wallmann, U. und Müller, U. M. (2000). *Action plan for the conservation of the Eurasian lynx in Europe (Lynx lynx)*. Council of Europe Nature and Environment 112: 1-69.



- Brook, B. W., Burgman, M. A., Akcakaya, H. R., O'Grady, J. J. und 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. und Frankham, R. (2000). Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404: 385-387.
- Camus, P. A. und 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. und 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. und 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. und Arlettaz, R. (2006). Using models to manage carnivores. *Science* 314: 1682-1683.
- Chapron, G., Legendre, S., Ferrière, R., Clobert, J. und 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. und 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. und 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. und 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. und Siemer, W. F. (2001). *Human dimensions of wildlife management in North America*. Bethesda, Maryland, USA: The Wildlife Society.
- Doutaz, J. und 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 données disponibles en vue de la réalisation d'un modèle 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. und Wilcox, C. (2002). Precision of population viability analysis. *Conservation Biology* 16(1): 258-261.
- Elmhagen, B. und Angerbjörn, A. (2001). The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos* 94: 89-100.
- Ericsson, G. und 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, Ø., Hedmark, E., Landa, A., Brøseth, H., Persson, J., Andersen, R., Segerstrom, P. und 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. und Frankham, R. (1998). How large must populations be to retain evolutionary potential. *Animal Conservation* 1: 69-70.
- Gärdenfors, U. (2000). Population viability analysis in the classification of threatened species: problems and potentials. *Ecological Bulletins* 48: 181-190.
- Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G. M. und 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. und 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 Species Survival Commission.
- 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 Subcommittee.
- 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, Technical University of Munich, Germany.
- Kaczensky, P., Knauer, F., Krze, B., Jonozovic, M., Adamic, M. und Grossow, H. (2003). The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation* 111: 191-204.
- 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. und 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. und 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. und 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. und 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. und Ryman, N. (1996). Inbreeding depression in brown bear *Ursus arctos*. *Biological Conservation* 76(1): 69-72.
- Laikre, L., Ryman, N. und 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., Lindén, M. und Kojola, I. (2000). Action plan for the conservation of wolverines in Europe (*Gulo gulo*). Council of Europe Nature and Environment 115: 1-45.
- Lande, U. S., Linnell, J. D. C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøseth, H., Andersen, R., Odden, J., Andrén, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, a., May, R., Dahle, B. und 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 økoregionalt nivå]. Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 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 Färna Herrgård, Sweden 1st-3rd May 2002. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm. Rapport 5436.
- Liberg, O., Andrén, H., Pedersen, H. C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P., Åkesson, M. und 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. und 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., Andrén, H., Liberg, O., Odden, J. und 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., Brøseth, H., Solberg, E. J. und 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., Løe, J., Okarma, H., Blancos, J. C., Andersone, Z., Valdmann, H., Balciuskas, L., Promberger, C., Brainerd, S., Wabakken, P., Kojola, I., Andersen, R., Liberg, O., Sand, H., Solberg, E. J., Pedersen, H. C., Boitani, L. und 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. und 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. and Rabinowitz, a. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R. und 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. und Andersen, R. (2005). The linkage between conservation strategies for large carnivores and biodiversity: the view from the "half-full" forests of Europe. In *Carnivorous animals and biodiversity: does conserving one save the other?*: pp 381-398. Ray, J. C., Redford, K. H., Steneck, R. S. and Berger, J. (Eds.). Washington: Island Press.
- Linnell, J. D. C., Swenson, J. und 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. und Walters, C. J. (2002). Fitting population viability analysis into adaptive management. In *Population viability analysis*: 511-520. Beissinger, S. R. and McCullough, D. R. (Eds.). London: University of Chicago Press.
- Lynch, M. und Lande, R. (1998). The critical effective size for a genetically secure population. *Animal Conservation* 1: 70-72.
- Mech, L. D. und Boitani, L. (2003). Wolf social ecology. In *Wolves: behavior, ecology, and conservation*: 1-34. Mech, L. D. and Boitani, L. (Eds.). Chicago: University of Chicago Press.
- Miller, C. R. und 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. und Murphy, K. (1996). Factors leading to different viability predictions for a grizzly bear data set. *Conservation Biology* 10(3): 863-873.
- Molinari, P. und Molinari-Jobin, A. (2001). Identifying passages in the southeastern Italian Alps for brown bears and other wildlife. *Ursus* 12: 131-134.
- Morris, W. F. und Doak, D. F. (2002). *Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis*. Sunderlands, Massachusetts: Sinauer Associates Inc.
- Nilsen, E. B., Herfindal, I. und 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. und Andersen, R. (2002). Lynx depredation 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. Council of Europe T-PVS (2001) 73 addendum 1: 1-18.
- Posillico, M., Meriggi, A., Pagnin, E., Lovari, S. und Russo, L. (2004). A habitat model for brown bear conservation and land use planning in the central Apennines. *Biological Conservation* 118: 141-150.
- 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, Norway: 23-30. Schei, P. J., Sandlund, O. T. and Strand, R. (Eds.). Trondheim: Norwegian Directorate for Nature Management.
- Ralls, K., Beissinger, S. R. und Cochrane, J. F. (2002). Guidelines for using population viability analysis in endangered species management. In *Population viability analysis*: 521-550. Beissinger, S. R. and McCullough, D. R. (Eds.). London: 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. und Miller, P. (2002). Emerging issues in population viability analysis. *Conservation Biology* 16(1): 7-19.
- Sæther, B. E. und Engen, S. (2002). Including uncertainties in population viability analysis using population prediction intervals. In *Population viability analysis*: 191-212. Beissinger, S. R. and McCullough, D. R. (Eds.). University of Chicago Press, London
- Sæther, B. E., Engen, S., Persson, J., Brøseth, H., Landa, A. und Willebrand, T. (2005). Management strategies for the wolverine in Scandinavia. *Journal of Wildlife Management* 69(3): 1001-1014.
- Sæther, B. E., Engen, S., Swenson, J. E., Bakke, Ø. und Sandegren, F. (1998). Viability of Scandinavian brown bear *Ursus arctos* populations: the effects of uncertain parameter estimates. *Oikos* 82: 403-416.
- Sagør, J. T., Swenson, J. E. und Røskaft, 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, University of 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 Theriologica* 43(4): 391-408.
- Shine, C. (2005). Legal report on the possible need to amend Appendix II of the convention for the wolf. Strasbourg: Council of Europe Report T-PVS/Inf (2005) 18.
- Sjögren-Gulve, P. und Ebenhard, T. (eds) (2000). The use of population viability analysis in conservation planning. Lund, Sweden: *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. und 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. und Hustad, H. (2003). *Local views on large carnivores and their management: a study in four municipalities* [Lokale syn på rovvilt og rovviltforvaltning. En undersøkelse i fire kommuner: Aurskog-Høland, Lesja, Lierne og Porsanger]. Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 070: 1-30.
- Soulé, M. (2002). Foreword: raising the bar. In *Population viability analysis*: ix-xi. Beissinger, S. R. and McCullough, D. R. (Eds.). London: University of Chicago Press.
- Soulé, M. E. (1987). Where do we go from here? In *Viable populations for conservation*: 175-184. E., S. M. (Ed.) Cambridge: Cambridge University Press.



- Soulé, M. E., Estes, J. A., Berger, J. und Martinez del Rios, C. (2003). Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species. *Conservation Biology* 17(5): 1238-1250.
- Soulé, M., Estes, J. A., Miller, B. und Honnold, D. L. (2005). Strongly interacting species: conservation policy, management, and ethics. *BioScience* 55(2): 168-176.
- Stahl, P., Vandel, J. M., Herrenschmidt, V. und Migot, P. (2001). The effect of removing lynx in reducing attacks in sheep in the French Jura mountains. *Biological Conservation* 101: 15-22.
- Støen, O. G., Zedroser, A., Sæbø, S. und Swenson, J. E. (2006). Inversely density-dependent dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia* 148: 356–364.
- Swenson, J. E., Gerstl, N., Dahle, B. und Zedrosser, A. (2000). Action plan for the conservation of the brown bear (*Ursus arctos*) in Europe. Report to the Council of Europe Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats T-PVS (2000) 24: 1-68.
- Swenson, J. E., Sandegren, F. und Söderberg, 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., Bjärvall, A. und 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., Söderberg, A., Heim, M., Sørensen, O. J., Bjärvall, A., Franzén, R., Wikan, S. und Wabakken, P. 1999. Interactions between brown bears and humans in Scandinavia. *Biosphere Conservation* 2: 1-9.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Soderberg, A., Heim, M., Sørensen, O. J., Bjarvall, A., Franzén, R., Wikan, S. und 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. und 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. und 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. und Segerstrom, P. (2001). Characteristics of dispersal in wolverines. *Canadian Journal of Zoology* 79: 1641-1649.
- Waples, R. S. und 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. und Miller, P. S. (eds) (2003). *Experiments in consilience: integrating social and scientific responses to save endangered species*. London: Island Press.
- Wiegand, T., Naves, J., Stephan, T. und Fernandez, A. (1998). Assessing the risk of extinction for the brown bear (*Ursus arctos*) in the Corillera Cantabrica; Spain. *Ecological Monographs* 68(4): 539-570.
- Wilmers, C. C., Post, E., Peterson, R. O. und 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. und Breitenmoser, U. (2002). A distribution model for the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Jura mountains, Switzerland. In *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Scott, J. M., Heglund, P. J., Samson, F., Haufler, J., Morrison, M., Raphael, M. and Wall, B. (Eds.). Covelo, California: Island Press.
- Zimmermann, F., Breitenmoser-Würsten, C. und Breitenmoser, U. (2005). Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Journal of Zoology* 267: 381–395.



Tabelle 1. Überblick über die Populationsstruktur des Braunbären (*Ursus arctos*) in Europa

Region	Population	EU-Staaten	Drittstaaten	Populations- teile	Größe
Iberien	Kantabrisch	Spanien ¹		westlich / östlich	120
Pyrenäen	Pyrenäen	Frankreich, Spanien ²	Andorra	westlich / zentral	15-17
Apennin	Apennin	Italien ³			40-50
Alpen	Alpen	Italien ⁴ , Öster- reich, Slowe- nien	Schweiz	Trentino Zentralösterreich ⁵ Südösterreich ⁶ / Slowenische Alpen	30-50
Dinarisch Pindos	Dinarisch Pindos	Slowenien, Griechenland	Bosnien und Herzegowina, Kroatien, Ser- bien, Monte- negro, EJR Mazedonien, Albanien	Nördliche Dinar- iden ⁷ Zentrale Dinar- iden ⁸ Pindos ⁹	2.800
Ostbalkan	Ostbalkan	Bulgarien, Griechenland	Serbien	Rila Rhodopen Stara Planina Ostserbien – Nordwest- bulgarien	720
Karpatisch	Karpaten	Tschechische Republik, Po- len, Slowakei, Rumänien	Ukraine, Ser- bien	Westlich ¹⁰ Hauptkette ¹¹ Apusenigebirge	8.000
Skandinavien	Skandinavien	Schweden	Norwegen	südlich / zentral / nördlich	2.600
Nordosteuropa	Karelisch	Finnland	Norwegen, Russland ¹²		4.300
	Baltisch	Estland, Lett- land	Russland ¹³ , Weißrussland		6.800

1. Das Verbreitungsgebiet erstreckt sich über 4 autonome Regionen – Asturien, Kantabrien, Kastilien-León und Galizien.
2. Das Verbreitungsgebiet erstreckt sich über 3 autonome Regionen – Navarra, Aragon und Katalonien.
3. Im Apennin erstreckt sich das Verbreitungsgebiet über 3 Regionen: Latium, Abruzzen und Molise.
4. Das Verbreitungsgebiet erstreckt sich über 5 autonome Gebiete: Provinz Trient, Provinz Bozen, Regionen Venetien, Lombardei und Friaul.
5. Die österreichischen Bundesländer Niederösterreich, Steiermark und Oberösterreich.
6. Das österreichische Bundesland Kärnten.
7. Südslovenien, Kroatien, Bosnien & Herzegowina, Westserbien, Montenegro.
8. Nordalbanien - das Verbreitungsgebiet der Bären in dieser Region ist nicht genau bekannt, deshalb ist auch über die genaue Lage der Areallücken wenig bekannt.
9. Ostalbanien, EJR Mazedonien, Nord- und Zentralgriechenland.
10. Schließt südliches Zentralpolen und Zentralslowakei ein.
11. Schließt Südostpolen, den äußersten Osten der Slowakei, die Ukraine und die Hauptkette der Karpaten bis Rumänien und Ostserbien ein.
12. Russische Oblaste Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer, Smolensk, Brjansk, Moskau, Kaliningrad, Kaluga, Tula, Kursk, Belgorod und Orjol.
13. Russische Oblaste Murmansk und Karelien. Die südlichen und östlichen Grenzen decken sich mit den natürlichen geografischen Strukturen des Onega- und des Ladogasees sowie des Weißen Meers.



Tabelle 2. Überblick über die Populationsstruktur des Eurasischen Luchses (*Lynx lynx*) in Europa

Region	Population	EU-Staaten	Drittstaaten	Populations- teile	Größe
Böhmisch – Bayerisch	Böhmisch – Bayerisch	Deutschland, Österreich, Tschechische Republik			75
Vogesen	Vogesen	Frankreich, Deutschland		Süd-/Zentralvogesen Nordvogesen/ Pfälzer Wald	30-40
Jura	Jura	Frankreich	Schweiz		80
Alpen	Westalpen	Frankreich, Italien, Deutschland (?)	Schweiz		90-110
	Ostalpen	Italien, Österreich, Slowenien			30-40
Dinarisch	Dinarisch	Slowenien	Kroatien, Bosnien und Herzegowina		130
Balkan	Balkan	Griechenland (?)	Albanien, EJR Mazedonien, Serbien, Montenegro		<100
Karpatisch	Karpaten	Polen, Slowakei, Tschechische Republik, Rumänien, Ungarn	Ukraine, Serbien		2.500
Skandinavien	Skandinavien	Schweden Finnland	Norwegen,		2.000
Nordosteuropa	Karelisch	Finnland	Russland ¹		1.500
	Baltisch	Estland, Lettland, Litauen, Polen	Russland ² , Weißrussland, Ukraine		3.400

1. Russische Oblaste Murmansk und Karelien. Die südlichen und östlichen Grenzen decken sich mit den natürlichen geografischen Strukturen des Onega- und des Ladogasees sowie des Weißen Meers.
2. Russische Oblaste Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer, Smolensk, Brjansk, Moskau, Kaliningrad, Kaluga, Tula, Kursk, Belgorod und Orjol.



Tabelle 3. Überblick über die Populationsstruktur des Vielfraßes (*Gulo gulo*) in Europa

Region	Population	EU-Staaten	Drittstaaten	Populations- teile	Größe
Nordeuropa	Skandinavisch	Schweden, Finnland	Norwegen	Südnorwegen, skandinavischer, schwedischer Wald	750
	Finnisch Russisch	Finnland	Norwegen, Russland ¹	Karelisch, West- finland	450

1. Russische Oblaste Murmansk und Karelien.



Tabelle 4. Überblick über die Populationsstruktur des Wolfs (*Canis lupus*) in Europa

Region	Population	EU-Staaten	Drittstaaten	Populations- teile	Größe
Iberien ¹	Nordwestlich	Spanien, Portugal		Nördlich des Duero, südlich des Duero in Portugal, südlich des Duero in Spanien	2.400
	Sierra Morena	Spanien			50
Alpin / Italienisch	Westalpen	Frankreich, Italien ²	Schweiz		130-160
	Italienische Halbinsel	Italien ³			500-800
Dinarisch – Balkan	Dinarischer Balkan	Slowenien, Griechenland, Bulgarien	Kroatien, Bosnien und Herzegowina, Serbien, Montenegro, EJR Mazedonien, Albanien		5.000
Karpatisch	Karpaten	Tschechische Republik, Slowakei, Polen, Rumänien, Ungarn	Ukraine, Serbien		5.000
Nordost-europa	Skandinavisch	Schweden	Norwegen		130-150
	Karelisch	Finnland, Estland, Lettland	Russland ⁴ , Russland ⁵ ,		750
	Baltisch	Litauen, Polen	Weißrussland, Ukraine		3.600
	Deutschland / Westpolen	Deutschland / Polen			<50

1. Das Verbreitungsgebiet erstreckt sich über 8 autonome Regionen – Galizien, Asturien, Kantabrien, Kastilien-León, Baskenland, La Rioja, Kastilien-La Mancha und Andalusien.
2. Das Verbreitungsgebiet erstreckt sich über 3 Regionen: Aostatal, Piemont, Ligurien.
3. Das Verbreitungsgebiet erstreckt sich über 11 Regionen: Lombardei, Emilia-Romagna, Toskana, Marken, Latium, Abruzzen, Molise, Kampanien, Basilikata, Apulien, Kalabrien.
4. Russische Oblaste Murmansk und Karelien. Die südlichen und östlichen Grenze decken sich mit den natürlichen geografischen Strukturen des Onega- und des Ladogasees sowie des Weißen Meers.
5. Russische Oblaste Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer, Smolensk, Brjansk, Moskau, Kaliningrad, Kaluga, Tula, Kursk, Belgorod und Orjol.



Tabelle 5. Überblick über die von den verschiedenen Staaten auf dem europäischen Kontinent unterzeichneten internationalen Übereinkommen und völkerrechtlichen Verträge mit Angaben über artenspezifische Ausnahmen

Land	FFH- RL	Bern ₁₁	Bonn	CBD
Albanien		J	J	J
Andorra		J		
Belgien	J	J	J	J
Bosnien und Herzegowina				J
Bulgarien	J	J ₁₂	J	J
Dänemark	J	J	J	J
Deutschland	J	J	J	J
Ehemalige Jugoslawische Republik Mazedonien		J ₂₂	J	J
Estland	J ₂	J		J
Finnland	J ₃	J ₁₅	J	J
Frankreich	J	J	J	J
Griechenland	J ₄	J	J	J
Italien	J	J	J	J
Kroatien	B	J ₁₃	J	J
Lettland	J ₅	J ₁₆	J	J
Liechtenstein		J	J	J
Litauen	J ₆	J ₁₇	J	J
Luxemburg	J	J	J	J
Moldau		J		J
Montenegro				J
Niederlande	J	J	J	J
Norwegen		J	J	J
Österreich	J	J	J	J
Polen	J ₇	J ₁₈	J	J
Portugal	J	J	J	J
Rumänien	J	J	J	J
Russische Föderation			MoU	J
San Marino				J
Serbien				J
Slowakei	J ₈	J ₁₉	J	J
Slowenien	J	J ₂₀	J	J
Spanien	J ₉	J ₂₁	J	J
Schweden	J ₁₀	J	J	J
Schweiz		J	J	J
Tschechische Republik	J	J ₁₄	J	J
Türkei		J ₂₃		J
Ukraine		J ₂₄	J	J
Ungarn	J	J	J	J
Weißrussland			J	J



J = ja, B = Beitrittsland, das in Kürze Mitglied wird, MoU = hat Übk. nicht ratifiziert, ist jedoch an einigen spezifischen Abkommen auf der Grundlage eines *Memorandum of Understanding* beteiligt.

Fußnoten

1. Wolf, Bär, Luchs und Vielfraß standardmäßig in Anhang II und Anhang IV der FFH-Richtlinie.
2. Estland: Ausnahme für Wolf, Bär und Luchs von Anhang II; Wolf und Luchs in Anhang V.
3. Finnland: Ausnahme für Wolf, Bär und Luchs von Anhang II; Wolf in Rentierhaltungsgebiet in Anhang V.
4. Griechenland: Ausnahme für Wölfe nördlich des 39. Breitengrads von Anhang II; Wölfe nördlich des 39. Breitengrads gleichzeitig in Anhang V.
5. Lettland: Ausnahme für Wolf und Luchs von Anhang II; Wolf in Anhang V.
6. Litauen: Ausnahme für Wolf von Anhang II; Wolf in Anhang V.
7. Polen: Ausnahme, sodass Wolf in Anhang V aufgenommen.
8. Slowakei: Ausnahme, sodass Wolf in Anhang V aufgenommen.
9. Spanien: Ausnahme nördlich des Duero, sodass Wölfe in Anhang V aufgenommen.
10. Schweden: Ausnahme für Bären von Anhang II.
11. Wölfe, Bären, Luchse und Vielfraße standardmäßig in Anhang II, Luchse in Anhang III der Berner Konvention.
12. Bulgarien: Wölfe von Anhang II ausgenommen.
13. Kroatien: Bären als Anhang III-Art behandelt.
14. Tschechische Republik: Wölfe und Bären von Anhang II ausgenommen.
15. Finnland: Wölfe und Bären von Anhang II ausgenommen.
16. Lettland: Wölfe von Anhang II ausgenommen.
17. Litauen: Wölfe als Anhang III-Art behandelt.
18. Polen: Wölfe von Anhang II ausgenommen.
19. Slowakei: Wölfe und Bären von Anhang II ausgenommen.
20. Slowenien: Wölfe und Bären von Anhang II ausgenommen.
21. Spanien: Wölfe als Anhang III-Art behandelt.
22. Mazedonien: Wölfe von Anhang II ausgenommen.
23. Türkei: Wölfe und Bären von Anhang II ausgenommen.
24. Ukraine: Wölfe und Bären bleiben in Anhang II, doch die Ukraine behält sich das Recht auf Kontrolle der Population zur Begrenzung von Schäden vor.



Anhang 1. Großraubtierpopulationen in Europa

Die nachfolgenden Tabellen enthalten eine Beschreibung der jeweiligen Populationen der vier Arten mit Namen, geografischer Beschreibung, genetischer Struktur, Vernetzung mit anderen Populationen, derzeitigem Management, Belastungen und Reaktionen sowie der Einstufung nach den Roten Listen der IUCN.

[Braunbär \(*Ursus Arctos*\)](#)

[Eurasischer Luchs \(*Lynx lynx*\)](#)

[Wolf \(*Canis lupus*\)](#)

[Vielfraß \(*Gulo gulo*\)](#)



BRAUNBÄR (*Ursus arctos*)

Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
Skandinavien (2.600 Bären)	Schweden und Norwegen haben gemeinsam Anteil an der Population, doch über 95 % der Individuen befinden sich auf schwedischem Gebiet. In Norwegen kommen die Bären überwiegend entlang der schwedischen Grenze vor. Die nördliche Grenze liegt bei etwa 60° N – dort, wo die Grenzen von Norwegen, Schweden und Finnland aufeinander treffen. Bären in Norwegen nördlich und östlich dieser Linie (in der Provinz Finnmark) gehören der nordosteuropäischen Population an. Das Gebiet zwischen der skandinavischen und der nordosteuropäischen Population ist sehr dünn mit Bären besiedelt.	Nach starker Verfolgung in beiden Ländern wurde die einst zahlenmäßig große Braunbärenpopulation in Skandinavien auf rund 130 Individuen in vier Gebieten dezimiert, wo sie seit 1930 überlebt haben. Die Population hat sich in Schweden auf rund 2.550 erhöht, und in Norwegen leben rund 50 Bären. Dieser reproduzierende Teil der Population besteht aus vier relativ diskreten Populationsteilen. Männliche Individuen bewegen sich zwischen diesen Populationsteilen, während die Bewegung weiblicher Tiere derzeit eingeschränkt ist. In Schweden ähnelt die Verbreitung des Bären inzwischen der von 1800, und Bären kommen in 50 % oder mehr des Landes vor. Die Population ist eine der produktivsten der Welt und wächst pro Jahr um rund 5,5 %. Diese Population gilt sowohl genetisch als auch demografisch als lebensfähig, doch es ist ein geringer Genfluss zwischen dem südlichsten Populationsteil und den anderen Teilen festgestellt worden. In Norwegen entspricht die Bärenverteilung den westlichen Rändern dieser vier Populationsteile. Aufgrund dessen sind die meisten Bären in Norwegen junge dispersierende Männchen, während die Zahl der weiblichen Tiere mit Jungen nur bei 1,6-2,4 pro Jahr liegt; das bedeutet, dass es in dem Land etwa 2-6 adulte Bärinnen gibt.	Die Population ist möglicherweise mit der nordosteuropäischen Population durch abwandernde Männchen verbunden, wahrscheinlich jedoch nicht durch abwandernde weibliche Tiere.	In Schweden gilt eine jagdliche Quotenregelung. Die Entnahmerate hat das Populationswachstum zwar verlangsamt, aber nicht gestoppt. In Norwegen werden in Zusammenhang mit der Schadensverhütung mehrere Bären pro Jahr getötet. Die Tötung in Norwegen kann wahrscheinlich nur wegen des Zuzugs von Bären aus Schweden aufrechterhalten werden.	Die Hauptbelastung in Norwegen hängt mit den Schäden in unbewachten extensiv gehaltenen Schafherden zusammen. In Schweden hat es bisher zwar wenig Konflikte gegeben, doch mit zunehmendem Vordringen von Bären in dichter besiedelte Gebiete tauchen neue Konflikte auf.	Die Bären des schwedischen Teils der Population sind „gefährdet“ und die des norwegischen Teils „stark gefährdet“. Ohne die Verbindung mit Schweden wären die letzteren „vom Aussterben bedroht“.
Nordosteuropäische Populationen (11.100 Bären) Karelische Population (4.300 Bären) und baltische Population (6.800 Bären)	Die nordosteuropäischen Populationen sind Teil der größten zusammenhängenden Braunbärenpopulation der Welt dar. In ihrer vollen Ausdehnung bildet sie zusammen mit anderen Bärenpopulationen eine kontinuierliche Population, die sich von der Ostsee bis zum Pazifischen Ozean erstreckt. Wir haben diese Bewertung jedoch auf das Gebiet westlich des 35° Längengrades beschränkt. Darin eingeschlossen sind die östlichen Teile der Provinz Finnmark in Norwegen, Finnland, Westrussland, Estland, Weißrussland und Lettland. Für Managementzwecke schlagen wir eine Teilung dieser großen Population in zwei funktionelle Populationen vor. In die karelische Population	Die Dichten sind im Allgemeinen niedrig, wobei die höchsten Dichten im südöstlichen Teil der Population und die niedrigsten im Norden und im Südwesten zu finden sind. Die Verbreitung der Bären ist mehr oder weniger kontinuierlich, obwohl sie an den westlichen und südlichen Rändern etwas fragmentierter wird. In Norwegen ist die Bärenverteilung in dieser Population auf die Gemeinde Sør-Varanger (insbesondere das Pasvik-Tal) und auf den östlichen Teil der Finnmark-Hochebene, beide in der Provinz Finnmark, beschränkt. Im norwegischen Teil gibt es durchschnittlich zwei Würfe pro Jahr; dies entspricht etwa 3-5 adulten Weibchen. 30 bis 50 Bären sind anhand von DNA-Untersuchungen der Exkremente in einem kleinen Gebiet in Nordostnorwegen zwischen Russland und Finnland geschätzt worden, doch die meisten sind wahrscheinlich Durchzügler. In Finnland gibt es etwa 810-860 Bären (Schätzung 2005), die über das gesamte finnische Festland verteilt sind. Im Süden wächst der Bärenbestand um etwa 10 % pro Jahr und im Norden ist er konstant. Im Westen Russlands ist die Bärenverbreitung relativ kontinuierlich, jedoch sind die Verbindungen zu	Die karelische Population hat wahrscheinlich im Süden und Westen einen gewissen genetischen Austausch mit der skandinavischen Population. Sowohl die karelische als auch die baltische Population sind mit dem Hauptverbreitungsgebiet der russischen Bären im Osten verbunden.	In einem Großteil dieses Gebiets werden Bären entweder als Jagdwild bewirtschaftet oder als De-facto-Jagdwild behandelt, das im Rahmen verschiedener Quotensysteme bejagt wird. Eine Ausnahme bilden Lettland und Weißrussland, wo Bären geschützt sind. Obwohl in Norwegen Bären unter Schutz gestellt sind, werden jedes Jahr mehrere nach Übergriffen auf Nutztiere getötet, und es wurde eine Art lizenzierte Jagd eingeführt, die zur Regulierung der Populationsgröße dienen soll.	Aufgrund der Größe des Gesamtbestands und des Areals befindet sich die Population in einem günstigen Erhaltungszustand. Die Konflikte hängen vorwiegend mit Übergriffen auf Nutztiere in Norwegen zusammen.	Der Rote-Liste-Status lautet "nicht gefährdet". Allerdings sind aufgrund geringer Dichten in Randbereichen Bären örtlich „gefährdet“ und an manchen Stellen sogar „stark gefährdet“.



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
	beziehen wir die Bären von Norwegen, Finnland und den russischen Oblasten Murmansk und Karelien ein. In die baltische Population beziehen wir die Bären in Estland, Lettland, Weißrussland und den russischen Oblasten Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer, Smolensk, Brjansk, Moskau, Kaliningrad, Kaluga, Tula, Kursk, Belgorod und Orjol ein. Die Grenze zwischen diesen beiden Populationen verläuft entlang der natürlichen Grenze des Onega- und des Ladogasees sowie des Weißen Meers. Im Osten sind diese Populationen mit anderen Bärenpopulationen verbunden.	Estland und Weißrussland etwas fragmentiert (in den Oblasten Pskow und Smolensk). Der Bärenbestand im westlichen Teil Russlands scheint relativ stabil zu sein. Estland verfügt über eine große Zahl von Bären (440-600) mit relativ hohen Dichten, während in Lettland nur einige wenige Bären am Ostrand des Landes zu finden sind. Weißrussland hat 100-200 Bären, in erster Linie im nordöstlichen Teil des Landes.				
Karpaten (8.100 Bären)	Die Karpaten erstrecken sich vom östlichen Teil der Tschechischen Republik über die Slowakei, Polen, die Ukraine und Rumänien bis nach Serbien. Bären sind in diesem Gebirge überall zu finden. Es hat jedoch den Anschein, dass die Verteilung der Weibchen nicht gleichmäßig ist. Daher unterscheiden wir innerhalb dieser Population drei Populationsteile. Ein westlicher Teil an der Grenze zwischen der nördlichen Zentralslowakei und dem südlichen Zentralpolen, der Populationsteil der Hauptkarpatenkette von Südostpolen und der Ostslowakei über die Ukraine und Rumänien bis Ostserbien sowie das Apusenengebirge westlich der Hauptkarpatenkette in Rumänien.	Der Gesamtbestand der Bären in den Karpaten wird auf rund 8.100 geschätzt und ist somit der zweitgrößte in Europa. Abgesehen von einem offensichtlichen Mangel an geschlechtsreifen Weibchen in der Ostslowakei und im Apusenengebirge im westlichen Teil Rumäniens ist die Verteilung mehr oder weniger gleichmäßig. Aus jüngsten Schätzungen der rumänischen Population geht hervor, dass in Rumänien etwa 6.000 Bären leben und der Populationstrend stabil ist. In den letzten 50 Jahren ist die rumänische Bärenpopulation von weniger als 1.000 Individuen auf etwa 6.000 gestiegen. Dieser Erholungsprozess wurde sowohl durch Habitatbedingungen als auch durch Wildtiermanagement beeinflusst.	Die nächstgelegene Population befindet sich in Nordbulgarien und Südostserbien, doch die Wanderung einzelner Bären kann durch die Donau, die als physische Barriere fungiert, stark eingeschränkt sein. Die Tatsache, dass in dem Gebiet Bären nur vereinzelt vorkommen, lässt den Schluss zu, dass Bärenwanderung zwischen den Populationen sehr ungewiss ist.	In Rumänien und in der Slowakei gehören Bären zu den jagdbaren Arten, während in anderen Ländern unterschiedliche Regelungen gelten, meist in Verbindung mit dem System der Schadensbegrenzung. In Rumänien werden pro Jahr bis zu 250 Bären abgeschossen; das entspricht rund 4 % der geschätzten Population. Seit 2005 gibt es einen von den Behörden angenommenen Bärenmanagementplan, mit dessen Umsetzung das Ministerium für Umwelt und Wasserwirtschaft zusammen mit dem Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Ländliche Entwicklung begonnen hat. Eine der als erstes initiierten Maßnahmen betrifft großräumigere Populations-schätzungen (geografische Kriterien) und die Festlegung von Jagdquoten ausgehend von der Analyse auf nationaler Ebene. Entschädigungen für von Bären verursachte Schäden	Die sozioökonomischen Entwicklungen in Rumänien haben mittel- und langfristig sicher Einfluss auf die rumänische Bärenpopulation, welche als gefährdet betrachtet wird. Die neuen Entwicklungen haben ganz sicher negative Auswirkungen auf Bären, angefangen von Verhaltensänderungen (habituierte Bären) bis hin zu Habitatfragmentierungen und zur reproduktiven Isolation. In mehreren Gebieten (Korridor zwischen Apusenengebirge und dem Hauptkamm der Karpaten, dem Prahovatal, dem südlichen Teil der Karpaten in der Nähe der Donau) begannen sich Isolationsprozesse bemerk-	Die Gesamtpopulation ist generell als „gefährdet“ und einige Teilpopulationen sind als „stark gefährdet“ eingestuft.



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
				werden von den Jagdverwaltungen gezahlt, jedoch ist vorgesehen, dass in Gebieten, in denen Bären nicht bejagt werden, diese Entschädigungen vom Ministerium für Umwelt und Wasserwirtschaft (der für den Artenschutz zuständigen Stelle) gezahlt werden.	bär zu machen, doch noch besteht eine Vernetzung innerhalb der gesamten rumänisch/karpatische Population.	
Dinarisch - Pindos (2.800 Bären)	Diese Population erstreckt sich über Zentral- und Südslovenien, Kroatien, Bosnien-Herzegowina, Ostserbien, Montenegro, Albanien, die EJR Mazedonien und Nordgriechenland. Es gibt einige kleinere Gebiete, in denen aus unseren Informationen hervorgeht, dass in Albanien, Montenegro, Westserbien und dem Kosovo Lücken auftreten können; deshalb unterscheiden wir 2-3 Populationsteile.	Insgesamt ist die Population in der letzten Zeit stabil; in Slowenien und Kroatien nahm der Bestand kontinuierlich zu, in Bosnien-Herzegowina dagegen ging er in den 1990er Jahren aufgrund des Krieges deutlich zurück, und im Süden der Dinarischen Alpen ist er wahrscheinlich stabil oder geringfügig zurückgegangen. Im Pindosgebiet ist er als stabil zu bezeichnen (150-200) mit lokal positiven Trends und einer Wiederbesiedlung des früheren Verbreitungsgebiets. Im nordöstlichen Teil des Pindosgebirges ist eine geringe genetische Variabilität festgestellt worden. Die Qualität der Populationsschätzungen ist von Land zu Land sehr unterschiedlich. In diesen Ländern sind die bewaldeten Flächen weniger geschlossen als im Gebiet der Karpaten und trennen zu einem gewissen Grad das funktionale Habitat in mehr oder weniger isolierte Teilräume, doch es sind Korridore vorhanden. Unsere derzeitigen Erkenntnisse auf kleinräumlicher Ebene reichen nicht aus, um definitiv zu entscheiden, ob diese Population in kleinere Einheiten aufgeteilt werden sollte. Der nördliche Block aus Südslovenien, Kroatien und Bosnien-Herzegowina ist geschlossen, ebenso der südliche Block aus dem griechischen Pindosgebirge, dem westlichen und mittleren Teil der EJR Mazedonien und Ostalbanien. Die Verbreitung in Nordalbanien, Montenegro, Westserbien und dem Kosovo dagegen ist möglicherweise fragmentiert.	Im Norden Slowenien kommt diese Population dicht an die Alpenpopulation und an die Bären in Zentralösterreich heran. Es besteht keine kontinuierliche Verbreitung weiblicher Bären in den Alpen, doch es gibt Bewegungen männlicher Bären. In Griechenland ist die nächstgelegene Population der Rila-Rhodope-Populationsteil entlang der Grenze zwischen Griechenland und Bulgarien, doch es gibt keine Anzeichen für eine Verbindung.	Im überwiegenden Teil des Verbreitungsgebiets der Population (Slowenien, Kroatien, Bosnien-Herzegowina, Serbien und Mazedonien) sind Bären jagdbares Wild. In Slowenien werden Braunbären unter Schutzstatus bejagt. In Albanien und in Griechenland genießen Bären vollen Schutzstatus.	Politische Instabilität und der Mangel an finanziellen Mitteln sind eine Belastung im mittleren Teil des Verbreitungsgebiets. Aufgrund des Fehlens aktueller Daten aus dem mittleren Teil des Verbreitungsgebiets – Montenegro und die serbisch/albanische Provinz Kosovo – lässt sich die interne Vernetzung nur schwer abschätzen. Es ist dringend notwendig, die Zählmethoden zu vereinheitlichen.	Der Teil der Population, der einem Bejagungsregime unterliegt, ist „gefährdet“, der übrige Teil „stark gefährdet“.
Alpen (35-40 Bären)	Zurzeit sind Bären in drei Alpenregionen zu finden. Der zentralösterreichische Populationsteil ist ein kleiner Populationskern, der aus drei 1989-1993 ausgesetzten Bären in einem Gebiet mit einem natürlich vorkommenden männlichen Bären entstanden ist. Der Südalpen-Populationsteil ist in den italienischen Zentralalpen mit Schwerpunkt in der Provinz Trient	Die alpine Population erstreckt sich mit sehr wenigen Bären über eine große Fläche. Die Bären bilden drei Populationsteile, die durch große Areale ohne ständige Bärenpräsenz getrennt sind; wie sich jedoch gezeigt hat, konnten sich Einzeltiere ungehindert zwischen diesen Populationsteilen bewegen. An sich handelt es sich nicht um eine homogene Population, doch wir haben beschlossen, sie als Population auszuweisen, da ihre künftige Lebensfähigkeit gänzlich von der Verbesserung der Vernetzung zwischen diesen Populationsteilen abhängt. Die zentralösterreichische Population besteht inzwischen aus <10 Bären. Nach der anfänglichen	Mindestens drei Einzeltiere aus dem Trentino-Populationskern sind in Richtung Österreich, Schweiz und Deutschland abgewandert. Keines errichtete ein neues Revier, doch ihre Wanderungen sind ein Beleg für die Habitatvernetzung innerhalb der Alpen und das vorhandene Wieder-	Der italienische und der österreichische Populationskern sind streng geschützt. Der Abschuss des Bären in Deutschland löste einen Sturm der Empörung in der Bevölkerung und eine Auseinandersetzung zwischen verschiedenen nationalen und internationalen Regierungs- und Nichtregierungsorganisationen aus. Glücklicherweise bewirkte	Durch Bären verursachte Schäden bergen die Gefahr, die öffentliche Akzeptanz zu verringern; dies gilt insbesondere für Bären, die ein problematisches Verhalten zeigen. Ein intensives Management aller mit Bären zusammenhän-	Trotz des konstanten Wachstums des zentralitalienischen Populationskerns zeigen die begrenzten Individuenzahlen, die für alle alpinen Populationskerne cha-



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
	<p>beheimatet. Dieser Populationskern (20-25 Individuen, die von den im Zeitraum 1999 bis 2003 umgesiedelten Tieren abstammen), nimmt eine Fläche von rund 1.500 km² ein, von denen nur 240 km² regelmäßig genutzt werden. Und schließlich gibt es noch den Populationsteil in den südösterreichischen und slowenischen Alpen.</p>	<p>Zunahme im Anschluss an die Wiederansiedlung und lokaler Reproduktion ist in den letzten Jahren ein Bestandsrückgang zu verzeichnen. Nur 4 Bären überlebten in Nordostitalien, bis zwischen 1999 und 2003 zehn Tiere aus Slowenien wiederangesiedelt wurden. Durch die nachfolgende Reproduktion ist der Bestand inzwischen auf über 20 Bären gestiegen und nimmt weiter zu; 2006 wurden ungefähr 6-7 adulte und 16-17 subadulte Tiere und Junge gezählt. Die ursprünglichen Bären in den italienischen Alpen ähnelten genetisch den Bären in den Dinariden, und nach den jüngsten Wiederansiedlungen sind sie nunmehr identisch. Sowohl der Populationsteil in Zentralösterreich als auch der Teil in den südlichen Alpen sind zur Erhöhung ihrer genetischen Variabilität auf die Zuwanderung neuer Individuen angewiesen. Es bleibt die Frage, ob es genügend natürliche Einwanderung gibt oder ob mehr Individuen umgesiedelt werden müssen.</p>	<p>besiedlungspotenzial. Ab und zu haben aus dem ostalpinen Populationskern dispersierende Individuen die zentralitalienischen Alpen erreicht, was die Möglichkeit einer Vernetzung zwischen allen alpinen Populationskernen bestätigt.</p>	<p>der Fall auch eine stärkere Sensibilisierung für die Notwendigkeit eines Bärenmanagements auf Populationsebene. Derzeit laufen Bemühungen um die Harmonisierung des Bärenmanagements zwischen Italien, der Schweiz, Österreich und Deutschland.</p>	<p>genden Probleme ist im Gange. Der Verlust von über 15 Bären der zentralösterreichischen Population und 2 Abwanderern aus Italien deutet auf eine unnatürlich hohe Mortalitätsrate der Bären in den Alpen hin. Leider scheinen illegale Tötungen die wahrscheinlichste Erklärung zu sein. In Deutschland wurde im Juli 2006 ein Bär wegen der möglicherweise von ihm ausgehenden Gefahr für die öffentliche Sicherheit legal getötet (der Bär drang mehrmals in Dörfer ein und verschaffte sich Zugang zu Ställen), während die anderen zwei andere abwandernde Bären spurlos verschwanden.</p>	<p>rakteristisch sind, dass sie allesamt "vom Aussterben bedroht" sind.</p>
Ostbalkan (720 Bären)	<p>Bei den Populationen im Ostbalkan unterscheiden wir drei Populationsteile. Erstens den Populationsteil im Rila-Rhodope-Gebiet, der das bulgarische Rilagebirge und das Piringebirge sowie das westliche Rhodope-Gebirge auf beiden Seiten der Landesgrenze umfasst. Von den insgesamt etwa 520 Bären leben nur etwa 25-30 auf griechischer Seite. Die Verbindung zwischen den Bären in Griechenland und in Bulgarien wird wahrscheinlich durch abwandernde Männchen aus Bulgarien sowie saisonal aus Griechenland nach Bulgarien</p>	<p>Über die genetische Struktur ist wenig bekannt. Die Verbindungen zwischen den Populationsteilen wurden erst vor kurzem nachgewiesen und können ein Zeichen für eine unlängst erfolgte Wiederbesiedlung sein. Anfang der 1980er Jahre wurden Karpatenbären im Rhodope- und im Stara Planina-Gebirge ausgesetzt. Die genauen Zahlen sind nicht bekannt, da diese Daten nur beschränkt zugänglich sind. Man glaubte, dass die Population von Stara Planina völlig von den Populationen im Süden und im Westen abgeschnitten sei, doch es gibt neuere Hinweise auf Bären in den südlichen Korridoren zum Rila-Rhodope-Gebirge, darunter auch Familiengruppen. Aus diesem Grund haben die Populationsteile von Stara Planina und Rila Rhodope ihre Identität als unabhängige Populationen verloren, die ihnen in früheren Berichten noch zugesprochen wurde.</p>	<p>Der griechische Teil des Rila-Rhodope-Populationsteils ist nicht weit von der Dinariden-Pindos-Population entfernt, doch es besteht keine nachgewiesene Verbindung zwischen diesen beiden Populationen. Nördlich der Stara-Planina-Population besteht eine mögliche, jedoch unbewiesene Verbindung zur Karpatenpopulation.</p>	<p>In Bulgarien sind Bären geschützt, das das Entfernen von Problemtieren jedoch erlaubt. Der griechische Teil der Population ist streng geschützt; dasselbe gilt für die wenigen Exemplare in Serbien. In Bulgarien ist zurzeit ein neuer Managementplan in Ausarbeitung.</p>	<p>In Bulgarien wird derzeit ein liberales (schlecht funktionierendes) System zur Ausweisung der für die Entnahme vorgesehenen Problemtiere angewandt; außerdem ist die Kontrolle der Wilderei mangelhaft.</p>	<p>Die Population gilt als „gefährdet“, doch die Verbindungen sind sehr fragil, und ihre Unterbrechung könnte die Art in die Kategorie „stark gefährdet“ abrutschen lassen.</p>



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
	wechselnde Familiengruppen aufrechterhalten. Der Populationsteil von Stara Planina erstreckt sich vom Kotlenskplateau im Osten bis zum Zlatitsa-Teteven-Gebirge im Westen 120 km entlang der Stara Planina-Gebirgskette (Balkangebiet). Der westliche Ausleger reicht bis nach Serbien hinein, und einige Bären bilden einen kleinen grenzüberschreitenden Populationsteil.					
Apenninen (40-50 Bären)	Die Population ist überwiegend im Abruzzen-, Latium- und Molise-Nationalpark und den umliegenden Apenninengebieten in Mittelitalien zu finden.	Eine 1985 durchgeführte Erhebung erbrachte eine Bestandsschätzung von 70-80 Bären. Seit damals dürfte sich der Bestand jedoch verringert haben, und 40-50 Bären könnten eine realistischere Schätzung sein. Manche rechnen mit einer Bestandszunahme, da die Wilderei in den letzten Jahren zurückgegangen ist und da die Gebiete rund um den Abruzzen-, Latium- und Molise-Nationalpark zur Sicherung geeigneter Habitats unter Schutz gestellt worden sind. Allerdings befindet sich diese Population in einem dicht besiedelten Gebiet, und Konfliktpotential zwischen Bärenschutz und Entwicklungs- und Freizeitaktivitäten ist vorhanden.	Sie ist seit über einem Jahrhundert völlig isoliert. Es besteht keine Möglichkeit, die Vernetzung kurzfristig wiederherzustellen.	Sie ist streng geschützt, doch es kommt zu gelegentlichen Verlusten durch Wilderei oder andere von Menschen verursachte Unfälle.	Die Hauptbelastung ist der Verlust adulter Individuen aufgrund von menschlichen Eingriffen.	Die Population ist „vom Aussterben bedroht“.
Kantabrisch (120 Bären)	Momentan umfasst die Bärenpopulation im Kantabrischen Gebirge in Nordspanien zwei Populationskerne. Sie werden als westlicher und östlicher Populationsteil bezeichnet.	Die Populationsteile sind offensichtlich seit Beginn dieses Jahrhunderts getrennt und weisen inzwischen genetische Unterschiede auf. Heute sind sie durch 30-50 km gebirgiges Gelände getrennt, und ein Austausch zwischen den beiden Populationsteilen erscheint unwahrscheinlich, in erster Linie wegen des ungeeigneten Lebensraums und einer Hochgeschwindigkeitsbahnstrecke und einer Autobahn. Trotz dieser Trennung betrachten wir sie als eine Population, weil ihre Zukunft völlig von der Wiederherstellung dieser Verbindung abhängt, die einen ganzheitlichen Managementansatz erfordert. Der westliche Populationsteil (100 Bären) scheint in den letzten zehn Jahren zu expandieren und verteilt sich über eine Fläche von 2.600 km ² . Die letzte Zählung anhand von genetischen Methoden (García-Garitaigotia <i>et al.</i> 2004, unveröffentlichter Bericht) erbrachte einen Schätzbestand von 85-143 Bären im westlichen Populationskern mit einem Durchschnitt von 107. Der östliche Populationsteil (20 Bären) weist ein geringeres Regenerationspotenzial auf, sofern nicht der Korridor zum westlichen Teil wiederhergestellt wird.	Sie ist seit über einem Jahrhundert völlig isoliert. Es besteht keine Möglichkeit, die Vernetzung kurzfristig wiederherzustellen.	Sie ist streng geschützt, doch es kommt zu gelegentlichen Verlusten durch Wilderei oder andere von Menschen verursachte Unfälle.	Die Hauptbelastung ist der Verlust adulter Individuen aufgrund von Konflikten mit menschlichen Interessen.	Die Population ist „vom Aussterben bedroht“.



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
Pyrenäen (15-21 Bären)	Die Bärenpopulation in den Pyrenäen besteht aus zwei Populationsteilen. Der westliche Populationsteil (9 Bären) ist in einem 1.000 km ² großen Gebiet auf beiden Seiten der Landesgrenze zwischen Frankreich und Spanien im westlichen Teil der Gebirgskette der Pyrenäen zu finden. Allerdings wird nur die Hälfte dieses Gebiets regelmäßig genutzt. Der östliche Populationsteil (8 Bären) befindet sich auf beiden Seiten der Landesgrenze zwischen Frankreich und Spanien im mittleren Teil der Pyrenäenkette.	Die autochthone westliche Population wurde auf 3 Tiere geschätzt. Die letzten dokumentierten Reproduktionen fanden 1995 und 1998 statt. 2006 kamen im Rahmen einer Wiederansiedlungsmaßnahme 5 neue Bären aus Slowenien hinzu. Der autochthone mittlere Populationsteil wurde vor dem letzten Jahrzehnt des 20. Jahrhundert ausgelöscht. 1996-1997 wurden drei Bären aus Slowenien wiederangesiedelt. Es kam zu einer anschließenden Reproduktion, und ein Männchen wanderte in den westlichen Populationsteil ab. Bis vor kurzem wurden der westliche und der mittlere Populationsteil als getrennte Einheiten betrachtet. Die Abwanderung eines männlichen Bären beweist, dass eine Vernetzung möglich ist.	Sie ist seit über einem Jahrhundert völlig isoliert. Es besteht keine Möglichkeit, die Vernetzung kurzfristig wiederherzustellen.	Sie ist streng geschützt, doch es kommt zu gelegentlichen Verlusten durch Wilderei oder andere von Menschen verursachte Unfälle.	Die Hauptbelastung ist der Verlust adulter Individuen aufgrund von Konflikten mit Menschen. Der Bärenschutz ist in den Pyrenäen extrem umstritten, insbesondere wegen der Übergriffe auf Nutztiere.	Die Population ist „vom Aussterben bedroht“.



EURASISCHER LUCHS (*Lynx lynx*)

Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
Skandinavische Population (2.000 Luchse)	Mit Ausnahme der südwestlichen Küste von Norwegen kommt der Luchs in Norwegen und Schweden überall vor. Die Population in Südschweden befindet sich in der Kolonisationsphase.	Auf Populationsebene scheint die Größe derzeit mit rund 2.000 Individuen mehr oder weniger stabil zu sein. Die Population in Norwegen fluktuierte in den letzten zehn Jahren aufgrund der Versuche nachhaltige Jagdquoten einzuführen. Neuere Daten deuten auf eine gewisse Stabilisierung hin. In Nordschweden sind die Luchsbestände als Ergebnis von Managementmaßnahmen in den letzten Jahren stark zurückgegangen, wohingegen in südlicher Richtung eine eindeutige Zunahme zu verzeichnen ist. Die jüngste genetische Analyse auf der skandinavischen Halbinsel zeigt, dass die grenzüberschreitende Vernetzung in Ost- West-Richtung Westen ausgeprägter zu sein scheint als innerhalb des Landes in Nord-Süd-Richtung. Allerdings weisen sowohl die genetischen Daten als auch die Ausbreitungsdaten darauf hin, dass aufgrund der Luchswanderungen die gesamte Halbinsel als eine einzige Populationseinheit betrachtet werden kann.	Es besteht zwar eine gewisse Verbindung mit der karelischen Population, doch diese dürfte ziemlich begrenzt sein, da im nordfinnischen Rentierzuchtgebiet nur wenige Luchse leben. Genetische Daten bestätigen dieses Muster, der finnische Luchs ist mit dem baltischen Luchs enger verwandt als mit den skandinavischen.	In Norwegen werden Luchse als jagdbare Art bewirtschaftet; für die innerhalb einer festen Jagdsaison eine jährliche Quote festgelegt wird. In Schweden sind Luchse nach der FFH-Richtlinie geschützt, doch in Mittel- und Südschweden werden aufgrund einer Ausnahmeregelung begrenzte Jagdquoten festgelegt. In den Rentierzuchtgebieten Nord-schwedens wird letale Kontrolle angewandt, um Luchsübergriffe auf Rentiere zu begrenzen. Die Schäden durch Übergriffe auf Nutztiere sind immens: bis zu 10.000 Schafe in Norwegen und 100-200 in Schweden, und mehrere tausend halbdomestizierte Rentiere werden in beiden Ländern pro Jahr getötet. In beiden Ländern kommt der Staat für getötete Nutztiere auf. In Norwegen wird eine Entschädigung für getötete halbdomestizierte Rentiere gezahlt, während in Schweden die Rentierzüchter für die Anwesenheit des Luchses und nicht für Verluste Geld bekommen. Schweden hat im Jahr 2000 einen Managementplan in Kraft gesetzt. In Norwegen hat das Parlament 2004 ein Weißbuch vorgelegt, in dem Managementziele festgelegt sind.	Bedrohungen: Belegtermaßen sind illegale Tötungen ein wichtiger Mortalitätsgrund in ganz Skandinavien. Außerdem sind die Entnahmeraten zu bestimmten Zeiten in Norwegen zu hoch gewesen. Vordringlichste Erhaltungsmaßnahmen: Veränderungen in der Schafhaltung in Norwegen und Festlegung der Jagdquoten auf ein nachhaltiges Niveau.	„Nicht gefährdet“. Groß, geschlossen und vernetzt. PVA-Ergebnisse zeigen, dass aufgrund der Populationsgröße die Gefahr des Aussterbens gering ist.
Karelische Population (1.500 Luchse)	Diese Population erstreckt sich über Finnland und die russischen Oblaste Murmansk und Karelien. In Finnland sind Luchse im gesamten südlichen Teil des Landes zu finden, wobei die Dichte im Südosten am größten ist. Im Rentierzuchtgebiet in Nordfinland kommen kaum	In Finnland waren 1950 vor Beginn der Wiederbesiedlung aus Richtung Russland keine Tiere mehr vorhanden. Seit damals hat sich die Population vergrößert und ausgebreitet, insbesondere in den letzten zwanzig Jahren. Die Schätzung in Finnland ergab 2004 einen Bestand von 1.050-1.100 Tieren mit flächen- und bestandsmäßigem Aufwärtstrend. Die Bestandsschätzung 2005 für den Oblast Karelien	Die karelische Population steht der baltischen Population genetisch nahe und ist mehr oder weniger gleichmäßig verteilt; es gibt jedoch einen „Flaschenhals“, der durch den Onega- und den Ladogasee und das Weiße Meer bedingt ist und durch die Ausbaumaßnahmen rund um St.	In Finnland sind Luchse seit 1995 nach der FFH-Richtlinie offiziell unter Schutz gestellt. Von diesem vollständigen Schutz kann jedoch nach Artikel 16 der FFH-Richtlinie der EU abgewichen werden (was zur einer Art Quotenjagd führt). In der Realität hat das Land das Entnahmeniveau Ende der 1990er	Bedrohungen: möglicher Weise Bejagung, derzeitiges Entnahmeniveau jedoch niedrig. Übergriffe auf Nutztiere sind in dieser Region sehr selten, obwohl die Übergriffe auf halbdomestizierte Rentiere den Luchs aus den nördlichen Gebieten	„Nicht gefährdet“. Obwohl die Zahl der adulten Tiere unter 1.000 liegt, ist unsere Abgrenzung dieser Population etwas künstlich, da sie mit der größeren



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
	Luchse vor. Im Oblast Karelien sind Luchse weit verbreitet, während sie in den Waldgebieten des Oblast Murmansk nur vereinzelt vorkommen.	lag bei 510 und scheint stabil zu sein.	Petersburg sowie die Schifffahrtskanäle zwischen der Ostsee und dem Weißen Meer verstärkt wird. Der Kontakt zur skandinavischen Population dürfte begrenzt sein. Im Osten steht die karelische Population mit dem zusammenhängenden Verbreitungsgebiet des Luchses in der sibirischen Taiga in Kontakt.	Jahre im Vergleich zum Niveau Anfang der 1990er Jahren beibehalten. Das Entnahmeniveau (68 Luchse pro Jahr im Zeitraum 2004-2005) ist nachhaltig. Ein neuer Managementplan ist in Ausarbeitung. In Russland ist der Luchs eine jagdbare Art, doch in Karelien hat seit 1995 keine Entnahme mehr stattgefunden.	ausschließt. Finnische Jäger betrachten Luchse als ernsthaften Konkurrenten um Jagdwild, insbesondere Rehe und Weißwedelhirsche. Vordringlichste Erhaltungsmaßnahmen: Einführung eines zuverlässigen Monitoringsystems in Russland. Lösungen zur Minimierung der Konflikte zwischen Mensch, Nutz- und Raubtier in Finnland finden, Festlegung der Jahresquoten auf der Grundlage verlässlicher Zensusdaten, Förderung der Zusammenarbeit zwischen den Ländern.	baltischen und sibirischen Population vernetzt ist.
Baltische Population (3.400 Luchse)	Innerhalb dieser Population verteilen sich die Luchse mehr oder weniger gleichmäßig über ganz Estland (einschließlich der großen Inseln), ganz Lettland, ein Großteil Weißrusslands und die russischen Oblaste Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer und Smolensk. In Litauen, in Nordostpolen, im Oblast Kaliningrad und in der Nordukraine ist die Verteilung allerdings stark fragmentiert.	Die Population besteht aus rund 3.400 Luchsen, von denen 1.600 auf russischem Gebiet zu finden sind. In Estland und Lettland war in den 1990er Jahren eine Abnahme zu verzeichnen, doch die Bestände scheinen sich nach der Anpassung der Jagdquoten stabilisiert zu haben. In Russland scheinen die Zahlen stabil zu sein. Die stark fragmentierte Verteilung der Tiere in ganz Litauen, Nord- und Westweißrussland und Nordostpolen gibt Anlass zur Sorge.	Im Osten steht diese Population mit der geschlossenen sibirischen Population in Verbindung, und im Norden besteht eine gute Verbindung zur karelischen Population, mit der sie eine genetische Ähnlichkeit verbindet. Die Population ist ihrem südlichen Teil sehr fragmentiert. Es ist höchst unwahrscheinlich, dass noch irgendeine Verbindung mit der Karpatenpopulation im Süden besteht.	In Estland und Lettland werden Luchse werden als jagdbare Art bewirtschaftet (Vorbehalt für die Einbeziehung des Luchses in Anhang IV der FFH-RL der EU); pro Jahr werden 100-150 Tiere geschossen. Auch in den benachbarten russischen Oblasten sind sie eine jagdbare Art, doch die jährliche Entnahme scheint sehr begrenzt zu sein (<50). In Polen, Weißrussland, Litauen und der Ukraine ist der Luchs geschützt. Sowohl Estland als auch Lettland haben einen Luchs-Managementplan erstellt und umgesetzt. Die regionale Koordination unter den Forschern ist gut, und 2006 wurde eine regionale Erhebung zum Status und Management des Luchses abgeschlossen.	Bedrohungen: Fragmentierung der Population (insbesondere im Süden) möglicherweise durch illegale Tötung verstärkt. Vordringlichste Erhaltungsmaßnahmen: Wiederherstellung der Vernetzung zwischen den Fragmenten an ihren westlichen und südlichen Rändern. Verbesserung und Koordinierung des Monitorings, Entwicklung einer umfassenden Erhaltungsstrategie auf der Grundlage eines Metapopulationskonzepts und Berücksichtigung der Habitatqualität und der Vernetzung.	„Nicht gefährdet“. Die Population ist sehr groß und vernetzt.
Karpatenpopulation (2.500 Luchse)	Das Verbreitungsgebiet umfasst derzeit fast die gesamte Bergregion der Karpaten. Zu dieser gehören der östliche Teil der Tschechischen Republik, Südpolen	Die Population besteht aus insgesamt etwa 2.500 Luchsen. Allerdings kann es sein, dass manche Länder ihre Bestände zu hoch ansetzen. Populationstrends sind normalerweise leichter abzuschätzen als absolute Größen und	Die Karpatenpopulation ist zwar sehr groß, scheint aber von anderen Populationen isoliert zu sein. Im Norden scheint die Verbindung zur baltischen	In allen Ländern bis auf Rumänien genießt der Luchs vollen Schutz, wenn auch in der Slowakei erst seit kurzem (2001). Bis 2000 betrug die legale jährliche Entnahme knapp 15	Bedrohungen: möglicherweise illegale Tötungen und Habitatfragmentierung aufgrund des Ausbaus der Infrastruktur und des Holz-	„Nicht gefährdet“. Die Population ist groß.



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
	<p>len, die Slowakei, der westliche Teil der Ukraine, Rumänien und Ostserbien. Es ist auch möglich, dass einzelne Individuen bis nach Bulgarien hinein vorkommen.</p>	<p>Dichten. Im nordwestlichen und im südöstlichen Teil der Population sind unterschiedliche Entwicklungen zu beobachten. In der Slowakei, in Polen und in der Ukraine wurde ein negativer Trend beobachtet, während aus Rumänien steigende Bestandszahlen und eine Ausdehnung des Areals weiter nach Süden gemeldet wurden. Über die Hälfte der Karpatenpopulation befindet sich in Rumänien, gefolgt von der Slowakei. Die Verteilung scheint mehr oder weniger gleichmäßig zu sein, obwohl das Verbreitungsgebiet im südlichen Teil der polnischen/slowakischen Karpaten ziemlich schmal wird. Außerdem ist die Qualität der Daten aus der Ukraine schlecht, was die Bewertung der internen Vernetzung insgesamt erschwert; die uns vorliegenden Daten weisen jedoch darauf hin, dass dort Luchse vorkommen.</p>	<p>Population abgebrochen zu sein, da in den Ebenen der westlichen Ukraine keine Luchse vorkommen und in Ostpolen die Luchsvorkommen außergewöhnlich stark fragmentiert sind. Im Westen könnte eine Möglichkeit bestehen, eine Verbindung mit der bayerisch-böhmischen Population herzustellen.</p>	<p>Tiere und wurde als Bedrohung für die Population betrachtet. In Polen genießt der Luchs seit 1995 vollen Schutz. Bei der Karpatenpopulation ist daher Rumänien das einzige Land, in dem Luchse immer noch legal bejagt werden. Allerdings ist die Zahl der geschossenen Tiere sehr bescheiden im Vergleich zu dem geschätzten Luchsbestand und der jährlich festgelegten zulässigen Quote. Es ist jedoch anzunehmen, dass es keine Kontrolle über den tatsächlichen Umfang der Luchsjagd gibt, da die Zahlenangaben in der Literatur sehr unterschiedlich sind.</p>	<p>einschlags. Vordringlichste Erhaltungsmaßnahmen: Verbesserung der Monitoring- und Zähl-systeme, Habitatschutz, Öffentlichkeitsarbeit, Durchführung von Feldforschungsarbeiten in verschiedenen Teilen der Karpaten, um mehr über die Biologie dieser Art in dieser Region herauszufinden, Entwicklung einer allgemeinen Strategie für den Luchs im gesamten Karpatengebiet. Aktionspläne sind ebenfalls notwendig.</p>	
<p>Böhmisch-Bayerische Population (75 Luchse)</p>	<p>Das Verbreitungsgebiet der Population liegt im Dreiländereck Tschechische Republik/Deutschland/Österreich und schließt das Gebiet im Westen der Tschechischen Republik (Sumavagebirge, nordwestlicher Teil des Cesky les = Oberpfälzer Wald, Ausläufer des Sumavagebirges, Novohradské-Berge; im Norden isolierteres, kleines, aber konstantes Vorkommen im Brdy-Bergland in Verbindung mit dem Populati-onskern), im Osten Deutschlands (Bayerischer und Oberpfälzer Wald, Fichtelgebirge, Frankensteinwald) und in Nordösterreich (Böhmerwald, Mühlentertel, Waldviertel) ein.</p>	<p>Obwohl es Fälle einer natürlichen Besiedlung von den Karpaten aus gegeben haben kann, sind die Ursprünge dieser Population überwiegend auf die 1970-72 im deutschen Bayerischen Wald ausgesetzten 5-9 Luchse und die 1982-89 im tschechischen Sumavagebirge ausgesetzten 18 Luchse zurückzuführen. Die Tiere stammten aus den slowakischen Karpaten. Die derzeitige Schätzung liegt bei rund 75 Tieren. Während die Population bis Mitte der 1990er Jahre wuchs und sich weiter ausbreitete, ist seit 1999 in allen drei Ländern, insbesondere jedoch in der Tschechischen Republik, in der rund 60 % der Gesamtpopulation leben, ein ausgeprägter Rückgang zu verzeichnen.</p>	<p>Im nördlichen Teil des Verbreitungsgebiets ist die Verteilung weniger einheitlich als im Süden. Daher könnte die interne Fragmentation zu einem Problem werden, insbesondere im Nordwesten. Dies beeinflusst die Realisierbarkeit einer potenziellen Verbindung mit der Karpatenpopulation durch das Elbsandsteingebirge. Es scheinen geeignete Korridore vorhanden zu sein, zumindest so weit östlich wie das Elbsandsteingebirge reicht. Bisher gibt es keine Anzeichen für Bewegungen zwischen der böhmisch-bayerischen und der alpinen Population. In Österreich sind die von Luchsen besiedelten Gebiete gar nicht weit entfernt, doch die Donau und eine Autobahn trennen sie. Auf deutscher Seite ist es aufgrund mehrerer Autobahnen in der Ebene zwischen dem Bayerischem Wald und den Alpen sehr unwahrscheinlich,</p>	<p>Die Luchse der böhmisch-bayerischen Population gesetzlich streng geschützt. Die Kooperation und der Austausch von Informationen zwischen Wissenschaftlern haben vor einigen Jahren begonnen, und es wurde die Einrichtung einer Diskussionsplattform für Managementfragen vorgeschlagen (CELTIC – Conservation of the European Lynx: Management and International Cooperation). Es gibt jedoch noch keinen gemeinsamen Managementansatz. In Deutschland und Österreich fällt das Wildtiermanagement in die Zuständigkeit der Bundesländer, und da es keine nationalen Managementstrategien für den Luchs gibt, ist eine internationale Zusammenarbeit schwer zu realisieren.</p>	<p>Bedrohungen: illegale Tötungen, Habitatfragmentierung aufgrund von Straßenbauprojekten. Vordringlichste Erhaltungsmaßnahmen: Suche nach Lösungen gegen die weitverbreitete illegale Tötung, Verbesserung der Vernetzung zunächst innerhalb der Population und danach auch mit Nachbarvorkommen, Erzielung einer klaren Verpflichtung und eines intensiveren Engagements der Behörden.</p>	<p>„Stark gefährdet“. Die Population ist klein und isoliert, und es deutet nichts darauf hin, dass sie wächst.</p>



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
			dass sich die Luchspopulation nach Süden oder Südwesten ausdehnt. Im Westen (in Richtung Schwarzwald) sind die von Infrastrukturbarrieren noch stärker.			
Balkanpopulation (<100 Luchse)	Diese Population hat eine lückenhafte Verbreitung entlang der Grenzen Albanien, der EJR Mazedonien, Serbiens (insbesondere in der Provinz Kosovo), Montenegros und möglicherweise Griechenlands. Der Luchs kommt in den albanischen Alpen sowie in Zentral-/Ostalbanien, im Westen der EJR Mazedonien (hauptsächlich in und zwischen den Nationalparks Mavrovo, Galicica und Pelister, jedoch höchstwahrscheinlich auch im an den Kosovo angrenzenden Stara Planina-Gebirge) sowie in Serbien (Provinz Kosovo und Metohija) und Montenegro vor. Von Zeit zu Zeit werden unbestätigte Sichtungen in den Grenzregionen von Griechenland zur EJR Mazedonien und Albanien gemeldet.	Die Luchspopulation im Balkan geriet 1935-1940 mit einer geschätzten Zahl von nur 15-20 Tieren in eine schwerwiegende „Flaschenhalsituation“. Nach dem 2. Weltkrieg begann sich die Population wieder zu erholen, insbesondere im Kosovo und in der EJR Mazedonien. In den 1960-70er Jahren tauchte sie auch wieder in Montenegro auf. 1974 wurde die Population auf etwa 280 Luchse geschätzt. Derzeit wird sie mit höchstens etwa 100 Individuen angesetzt, die sich auf verschiedene Teilgebiete verteilen, was auf eine starke innere Fragmentierung schließen lässt. Es ist unmöglich, die neuesten Entwicklungen in der Populationsgröße oder -verteilung abzuschätzen, doch lokale Experten wiesen auf eine Abnahme im Zeitraum 1990-1995 und 1996-2001 hin.	Die dinarische Population in Bosnien-Herzegowina hat sich in letzter Zeit genau wie die Karpatenpopulation in Serbien bzw. Bulgarien nach Süden ausgedehnt. Das Ergebnis könnte in beiden Fällen eine Fusion mit der Balkanpopulation sein. Das wäre einerseits zur Stützung dieser vom Aussterben bedrohten Population zu begrüßen; andererseits könnte der vermutete einzigartige taxonomische Status des Balkanluchses durch die Einwanderung von Luchsen aus dem Norden und/oder dem Westen beeinflusst werden. Diese potenziellen Verbindungen betreffen in beiden Fällen Luchse, die genetisch karpatischen Ursprungs sind.	Die Art ist in allen Arealstaaten vollständig unter gesetzlichen Schutz gestellt. Es gibt keine einzelstaatlichen Managementpläne, doch eines der Ziele eines laufenden grenzüberschreitenden Erhaltungsprojekts ist die Erarbeitung einer Regenerierungsstrategie für den Balkanluchs, aus der sich nationale Maßnahmen ableiten lassen.	Bedrohungen: kleine Bestandsgröße, begrenzte Beutetierbestände und Habitatzerstörung (insbesondere in Albanien), wahrscheinlich illegale Tötung, fehlendes Wissen über Größe, Verbreitung und Ökologie. Vordringlichste Erhaltungsmaßnahmen: Durchführung einer systematischen Felderhebung unter Einbeziehung des gesamten potenziellen Verbreitungsgebiets, Einführung eines einheitlichen Monitorings der Luchse und ihrer Beutetiere, Erforschung der Ökologie und der Lebensgeschichte des Balkanluchses, Bestimmung des taxonomischen Status, Sensibilisierung der Öffentlichkeit, Gesetzesvollzug, Verbesserung des Habitats und der Nahrungsbasis.	„Vom Aussterben bedroht“. Eine ganz geringe Anzahl von Tieren, die isoliert sind. Keine Anzeichen für eine Bestandszunahme erkennbar
Dinarische Population (130 Luchse)	Diese Population erstreckt sich von Slowenien über Kroatien nach Bosnien-Herzegowina. Von Zentral-/Südslowenien (südlich und südöstlich der Autobahn Jesenice-Ljubljana-Triest) über Kroatien (Region Gorski Kotar und Lika) bis nach Westbosnien (keine Daten für sporadische Gebietspräsenz vorhanden).	Diese Population basiert genetisch auf sechs 1973 aus den Karpaten wiederangesiedelten Individuen. Derzeit scheint die Population fast das gesamte Gebiet der dinarischen Gebirgskette besiedelt zu haben, jedoch ist die Situation in Südkroatien und Südostbosnien nicht klar, d. h. Informationen über sporadisch besiedelte Gebiete sind nicht vorhanden. Die Größe der Population wird auf ungefähr 130 Tiere geschätzt. In Bosnien-Herzegowina wird die Population derzeit für stabil erachtet, während aus Kroatien und Slowenien 2001 ein leichter Rückgang	Nach dem derzeitigen Kenntnisstand besiedelt die Population ein geschlossenes Areal und ist mit dem slowenischen Teil der Alpenpopulation verbunden, wobei jedoch noch nicht klar ist, wie gut die Verbindung zwischen den beiden Populationen über die Autobahn Jesenice-Ljubljana-Triest tatsächlich ist. Es besteht eine potenzielle Verbindung mit der Balkanpopulation im Süden.	In Kroatien wurden Luchse 1998 unter Schutz gestellt. Slowenien hat durch seinen Beitritt zur EU im Jahr 2004 die FFH-Richtlinie der EU ratifiziert und somit den Luchs unter gesetzlichen Schutz gestellt. In Bosnien-Herzegowina ist die Rechtsstellung des Luchses unklar. Kroatien ist der einzige Arealstaat, der über einen Managementplan verfügt.	Bedrohungen: illegale Abschüsse, Kollisionen mit Fahrzeugen/Zügen, begrenzte Beutetierbasis. Vordringliche Erhaltungsmaßnahmen: Entwicklung einer grenzüberschreitenden Erhaltungsstrategie (einschließlich Präzisierung von Rechtsvorschriften in Bosnien-Herzegowina), Verbes-	„Stark gefährdet“. Eine kleine, von anderen Populationen isolierte Population.



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
		gemeldet wurde. Die Schätzung der Gesamtpopulation weist auf einen Rückgang gegenüber den frühen 1990er Jahren hin. Da in einem Großteil des Verbreitungsgebiets erst seit kurzem ein verlässliches Monitoring stattfindet, ist der langfristige Trend schwer einzuschätzen. In früheren Berichten ist die Populationsgröße wahrscheinlich zu hoch eingeschätzt worden.	Hinweise auf eine Luchspräsenz werden hin und wieder direkt von der Grenze zwischen Serbien und Montenegro/Bosnien-Herzegowina gemeldet.		serung und Fortführung des Monitorings von Luchsen und Beutetieren, Erhöhung der Beutetierbestände.	
Westalpenpopulation (90-110 Luchse)	Diese Population konzentriert sich auf die Schweizer Alpen (in erster Linie die Kantone Wallis, Waadt, Fribourg und Bern) und die französischen Alpen. Außerhalb dieses Gebiets besteht eine lückenhaftere Verbreitung ohne ständige Luchspräsenz in Frankreich (Südosten des Landes vom Genfer See bis zum Département Hautes-Alpes und in den italienischen Alpen).	Der Luchs starb im 19. Jahrhundert in den Alpen aus; die letzten Exemplare überlebten in den italienischen und französischen Westalpen bis in die 1930er Jahre. Der taxonomische Status des ursprünglichen Alpenluchses ist Gegenstand von Diskussionen. Die nach 1970 in die Alpen zurückgeholten Luchse stammten alle aus den Karpaten, der nächsten autochthonen Population. Heute besteht die Alpenpopulation aus mehreren isolierten Vorkommen, die alle auf Wiederansiedlungen in den 1970er Jahren (Schweiz 1970-76) zurückzuführen sind. Obwohl in den 30 Jahren nach den ersten Aussetzungen Luchse in Nachbarländer (Frankreich, Italien) abwanderten, haben sie noch keine zusammenhängende alpenweite Population gebildet. Die Gesamtgröße der Luchspopulation in den Alpen wurde 2001 auf ca. 120 (erwachsene) Individuen geschätzt. Der Gesamtbestand ist in den letzten zehn Jahren mehr oder weniger stabil geblieben, wenn auch mit stark abweichenden Trends in den verschiedenen Regionen. In Frankreich, Ostitalien und der Schweiz (in der letzteren durch Umsiedlung von Tieren aus den Westalpen und dem Jura in die Ostalpen) ist es zu einer geringfügigen Vergrößerung des Verbreitungsgebiets gekommen.	Die festgestellte Entwicklungsrate reicht höchstwahrscheinlich nicht aus, um in den nächsten Jahrzehnten eine natürliche Fusion der westlichen und der östlichen Alpenpopulation zu ermöglichen. Die Expansionsfähigkeit ist infolge der Habitatfragmentierung in den Alpen stark eingeschränkt. Dennoch sind die Alpen in West- und Mitteleuropa die Region mit der möglicherweise lebensfähigsten Luchspopulation – Habitatmodelle lassen auf eine potenzielle Kapazität von 960-1.800 Luchsen je nach angenommener Dichte schließen. Es besteht eine mögliche Verbindung zwischen der Westalpenpopulation und der Jurapopulation, die ihrerseits möglicherweise mit der Vogesenpopulation in Kontakt steht.	Der Luchs ist derzeit in allen Alpenländern geschützt. In der Schweiz und in Frankreich können einzelne Luchse, die zu große Schäden an Nutztieren verursachen, entfernt werden. Die Zuständigkeit für das Luchsmanagement liegt in den Händen der nationalen Umweltbehörden. Mit Ausnahme der Schweiz verfügen die Länder noch nicht über eigene Managementpläne. Zu Beginn der 1990er Jahre gründeten Wissenschaftler aus sämtlichen Alpenländern eine Expertengruppe, zu deren Aufgaben die Bestimmung des Status der Luchspopulation im Alpenraum und die Koordinierung von Maßnahmen zu ihrem Schutz gehörten. SCALP (<i>Status and Conservation of the Alpine Lynx Population</i>) legte gemeinsame Standards für die Bewertung der erfassten Monitoringdaten fest und entwickelte die so genannte <i>Pan-Alpine Conservation Strategy</i> (PACS), die vom Ständigen Ausschuss der Berner Konvention angenommen wurde.	Bedrohungen: illegale Tötung, Ausbau der Infrastruktur (insbesondere Straßenbau), Kollisionen mit Fahrzeugen und Zügen, limitierte Ab/Zuwanderung, Genetik. Vordringlichste Erhaltungsmaßnahmen: Förderung der Erweiterung des besiedelten Gebiets, Verbesserung des Gesetzesvollzugs, Fortsetzung der Überwachung demografischer und genetischer Parameter und Erhöhung der Akzeptanz in der örtlichen Bevölkerung.	„Stark gefährdet“. Eine kleine Population, die relativ isoliert von anderen Populationen ist.
Ostalpenpopulation (30-40 Luchse)	Dies ist eine kleine und verstreute Population im nordwestlichen Teil Sloweniens (Slowenische Alpen), die sich bis in die Nachbarregionen Italiens (Tavrisiano, Friaul-Julisch Venetien, Belluno Venetien) und Österreich (Kärnten, Nördliche Kalkalpen, Ober-	Diese Population rührt von 1973 in Slowenien und 1977-79 in Österreich angesiedelten Tieren aus den Karpaten her.	Die festgestellte Entwicklungsrate reicht höchstwahrscheinlich nicht aus, um in den nächsten Jahrzehnten eine natürliche Fusion der westlichen und der östlichen Alpenpopulation zu ermöglichen. Die Expansionsfähigkeit ist infolge der Habitat-	Der Luchs ist in allen Alpenländern geschützt, doch einzelne Luchse, die Schäden verursachen, können entfernt werden. In Österreich sind die Eigentümer des Jagdgebiets für das Management der Art verantwortlich, doch sie werden von den einzelnen Bundesländern über-	Bedrohungen: illegale Tötung, Ausbau der Infrastruktur (insbesondere Straßenbau), Kollisionen mit Fahrzeugen und Zügen, limitierte Ab/Zuwanderung, Genetik. Vordringlichste Erhaltungs-	„Vom Aussterben bedroht“. Kleine Population.



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
	kärnten, Niedere Tauern) erstreckt.		fragmentierung in den Alpen stark eingeschränkt. Dennoch sind die Alpen in West- und Mitteleuropa die Region mit der möglicherweise lebensfähigsten Luchspopulation – Habitatmodelle lassen auf eine potenzielle Kapazität von 960-1.800 Luchsen je nach angenommener Dichte schließen. Es besteht eine gute mögliche Vernetzung zwischen den Luchsen in den Ostalpen und der dinarischen Population.	wacht, die entsprechende Rechtsbefugnis besitzen. Nationale Managementpläne sind nicht vorhanden. Die Population fällt unter die SCALP-Kooperation (siehe oben).	maßnahmen: Förderung der Erweiterung des besiedelten Gebiets, Verbesserung des Gesetzesvollzugs, Fortsetzung der Überwachung demografischer und genetischer Parameter und Erhöhung der Akzeptanz in der örtlichen Bevölkerung.	
Jurapopulation (80 Luchse)	Diese Population verteilt sich über den gesamten Jura entlang der Grenze zwischen der Westschweiz und Frankreich.	Die Jurapopulation entstand aus Wiedersiedlungen im Schweizer Jura in den Jahren 1974/75. Bereits in denselben Jahren wurden einige erste Tiere im französischen Jura gesichtet, und von da an breiteten sie sich entlang der Gebirgskette weiter aus. Derzeit besteht die Population aus rund 80 Tieren, die sich fast über die gesamte Gebirgskette verteilen. Ungefähr zwei Drittel der Population leben in Frankreich. Von 1996 bis 2001 breitete sich die Population aus; diese Tendenz setzt sich im nordöstlichen Schweizer Jura noch immer fort. Gegenwärtig sind die Bestandszahlen mit Ausnahme einiger lokaler Schwankungen mehr oder weniger stabil.	Anhand eines Habitatmodells wird prognostiziert, dass der Jura etwa 74-101 residente Luchse beherbergen könnte. Somit ist die Gesamtpopulationsgröße begrenzt. Mögliche Korridore zu benachbarten Luchsvorkommen (Alpen, Vogesen/Pfälzerwald und Schwarzwald) sind zwar vorhanden, doch es gibt einige Hindernisse wie Autobahnen und Flüsse, die überquert werden müssen. Die Verbindungen zur Chartreuse (französische Alpen) sind am einfachsten und könnten in der Tat genutzt worden sein, da es Hinweise auf Luchspräsenz gibt. Aus genetischen Gründen wäre ein Austausch mit anderen Populationen wichtig, da sich gezeigt hat, dass die Jurapopulation einen Teil ihrer ursprünglichen Variabilität im Vergleich zur Ursprungspopulation aus den slowakischen Karpaten eingebüßt hat.	Der Luchs steht in allen diesen Ländern unter gesetzlichem Schutz. Auf Nutztiere übergreifende Tiere dürfen jedoch entfernt werden. Dafür sind in Frankreich und in der Schweiz ähnliche Kriterien festgelegt worden. In der Praxis sind die Übergriffe auf Nutztiere im französischen Jura viel ausgeprägter als im schweizerischen. Die Umweltministerien sind für das Management der Art verantwortlich. Eine Kooperation auf wissenschaftlicher und administrativer Ebene findet zwar statt, doch es gibt weder ein systematisches gemeinsames Monitoring noch einen gemeinsamen Managementplan für die gesamte Population.	Bedrohungen: illegale Tötung, Verkehrsunfälle, limitierte Ab/Zuwanderung. Vordringlichste Erhaltungsmaßnahmen: Fortführung und Verbesserung des Monitorings, genetische Überwachung der Population, Gesetzesvollzug, Verbesserung der Vernetzung mit anderen Luchspopulationen oder -vorkommen.	„Stark gefährdet“. Kleine Population.
Vogesen-Pfalz-Population (30-40 Luchse)	Diese Population besteht aus zwei Teilen, einem im südlichen Teil der Zentralvogesen in Frankreich, dem anderen in den	Die Luchse der Vogesenpopulation stammen von 21 zwischen 1983 und 1993 ausgesetzten Individuen ab. Die Population erstreckt sich inzwischen über eine mehr oder weniger zu-	Es ist vielleicht noch zu optimistisch, die Vogesen-Pfalz-Population als eine einheitliche Population zu bezeichnen, da die	Der Luchs steht in allen diesen Ländern unter gesetzlichem Schutz. Auf Nutztiere übergreifende Tiere dürfen in Frankreich jedoch entfernt	Bedrohungen: illegale Tötung, Verkehrsunfälle, limitierte Ab/Zuwanderung.	„Stark gefährdet“. Kleine Population.



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Vernetzung mit anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
	nördlichen Vogesen, der sich bis nach Südwestdeutschland (Pfälzerwald) ausdehnt.	sammenhängende Fläche von 3.000 km ² . Das Datum des ersten Auftauchens des Luchses im Populationsteil Pfälzerwald variiert je nach Quelle: 1980 oder 1986. Der Ursprung dieser Tiere ist nicht bekannt, doch eine natürliche Einwanderung erscheint unwahrscheinlich. Die nördlichen Vogesen sind von den Zentralvogesen durch eine Hauptverkehrsstraße und den Marne-Rhein-Kanal im Bezirk Savern getrennt, und es ist nicht bekannt, wie regelmäßig Tiere tatsächlich überwechseln. Nach den aktuellen Schätzungen leben derzeit etwa 30 (maximal 40) Luchse im Gebiet der Vogesen/Pfälzerwald. Während die jüngsten Entwicklungen auf eine geringfügige Vergrößerung des Verbreitungsgebiets nach Süden hinweisen, hat es sich im Norden verkleinert.	Verbindung zwischen dem Populationsteil Süd-/Zentralvogesen und dem Populationsteil Nordvogesen/Pfalz offensichtlich noch nicht fest genug etabliert ist. Eine Erweiterung nach Osten über das Rheintal hinweg ist unwahrscheinlich, und in Richtung Westen wegen des Fehlens von Waldhabitat wahrscheinlich ebenfalls begrenzt. Am linken Rheinufer jedoch bietet eine Mittelgebirgskette Möglichkeiten für die Schaffung einer größeren Metapopulation. Es gibt eine offenkundige Verbindung zum Jura, allerdings mit einigen nicht einfach zu überwindenden Hindernissen. Dennoch wurden seit 1997 einige Hinweise aus dem Departement Haute-Saône gemeldet, das zwischen den beiden Gebirgsmassiven liegt.	werden. Die Umweltministerien sind für das Management der Art verantwortlich. Eine Kooperation auf wissenschaftlicher und administrativer Ebene findet zwar statt, doch es gibt weder ein systematisches gemeinsames Monitoring noch einen gemeinsamen Managementplan für die gesamte Population.	Vordringlichste Erhaltungsmaßnahmen: Fortführung und Verbesserung des Monitorings, genetische Überwachung der Population, Gesetzesvollzug, Verbesserung der Vernetzung mit anderen Luchspopulationen oder -vorkommen.	



WOLF (*Canis lupus*)

Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbindungen zu anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
<p>Iberien (2.500 Wölfe)</p> <p>Nordwestliche Population (2.400 Wölfe)</p> <p>Population Sierra Morena (50 Wölfe)</p>	<p>Auf der iberischen Halbinsel unterscheiden wir zwei Populationen. Die größte Population befindet sich im nordwestlichen Quadranten Iberias (sowohl in Spanien als auch in Portugal) einschließlich des westlichen Teils des Baskenlandes. Nicht in den Pyrenäen, sondern südlich bis Ávila. Eine sehr kleine Wolfspopulation ist in Südspanien auf den Bergen der Sierra Morena in Nordandalusien isoliert.</p>	<p>Der iberische Wolf (<i>Canis lupus signatus</i>) ist möglicherweise eine eigene Unterart. Nach dem Rückgang bis in die 1960er Jahre verzeichnet die Population inzwischen einen Bestandszuwachs und erweitert ihr Verbreitungsgebiet quer durch Zentralspanien. Die nordwestliche Population dehnt sich aus und hat vor kurzem den Duero-Fluss in Spanien überschritten. Die Population besteht aus drei verschiedenen Populationsteilen. Der größte ist der Teil nördlich des Duero in beiden Ländern. Südlich des Duero in Portugal gibt es einen kleinen Populationsteil mit rund 50 Wölfen; zwischen diesem und den Populationsteilen nördlich des Duero in Portugal und in östlicher Richtung zum spanischen Teil südlich des Duero findet nur ein begrenzter Austausch von Tieren statt. Aufgrund des unterschiedlichen Managementstatus des Gebiets nördlich und südlich des Duero in Spanien ist es wichtig, dass diese beiden Gruppen als getrennte Populationsteile betrachtet werden.</p> <p>Die isolierte Population in der Sierra Morena scheint stabil zu sein.</p>	<p>Die nächstgelegene Wolfspopulation ist jene in den Westalpen; es bestehen keinerlei Kontakte zwischen diesen beiden Populationen. In Katalonien leben derzeit 2-3 Wölfe, die durch genetische Untersuchungen als Abkömmlinge der Alpenpopulation identifiziert worden sind; man nimmt an, dass sie von dort auf natürlichem Weg zugewandert sind.</p> <p>Die beiden Populationen sind mehrere hundert Kilometer voneinander isoliert.</p>	<p>In Portugal genießen Wölfe vollen Schutz. In Spanien sind Wölfe südlich des Duero vollständig geschützt (allerdings unterliegen sie inzwischen einer gewissen Kontrolle in Zusammenhang mit Übergriffen auf Nutztiere) (FFH-Richtlinie Anhang IV in beiden Fällen). Nördlich des Duero in Spanien sind Wölfe jagdbares Wild (FFH-Richtlinie Anhang V) auf der Grundlage unterschiedlicher Managementsysteme je nach Gesetzeslage in den acht autonomen Regionen. Asturien verfügt über einen Managementplan für den Wolf, und Galizien und Kastilien sind gerade dabei, eigene Pläne zu verabschieden.</p>	<p>Die illegale Tötung ist immer noch weit verbreitet; außerdem werden Giftköder verwendet. Die autonomen Regionen verabschieden nach und nach Aktionspläne. Eine Abstimmung des Managements zwischen den Regionalregierungen und zwischen Spanien und Portugal findet jedoch nur in sehr begrenztem Umfang statt.</p>	<p>Die Hauptpopulation ist „gering gefährdet“. Die iberische Population ist groß (rund 2.500 Wölfe) und dehnt sich nach Süden und Osten aus. Daher entspricht sie nicht den Vorgaben für die Kategorie „gefährdet“. Sie wird in der Kategorie „gering gefährdet“ geführt wegen der uneinheitlichen Managementsysteme, des Fehlens eines Managementplans auf Populationsebene, des Auftretens weitgehend unvorhersehbarer Fälle menschlicher Reaktionen auf Wölfe (Gift, Abschüsse usw.), die die Population auf lokaler Ebene gefährden können.</p> <p>Die kleine Population der Sierra Morena ist weit von der Hauptpopulation entfernt und sollte als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft werden.</p>
<p>Population Westliche Zentralalpen (130-160 Wölfe)</p>	<p>Die Population besiedelt ein Gebiet, das den überwiegenden Teil der Westalpen in Frankreich und Italien umfasst; viele der Wolfsterritorien sind grenzüberschreitend entlang der französisch-italienischen Grenze südlich des Aostatal. Einzeltiere wandern regelmäßig in die Schweiz bis nach Graubünden, konnten aber</p>	<p>Diese Population ist italienischen Ursprungs, und alle Tiere gehören demselben italienischen genetischen Haplotypen an. Aus dem Apennin abwandernde Individuen siedelten sich 1992 erstmals in den Alpen an und konnten mit Erfolg eine dauerhafte und expandierende Population etablieren, die eine überaus dynamische räumliche Struktur mit Verbreitungstendenzen nach Westen und Norden aufweist. Der Gesamtbestand wird auf 100-120 Wölfe geschätzt und erhöht sich jährlich um durchschnittlich 10 %.</p>	<p>Die genetische Kontinuität mit der Apenninpopulation ist unlängst auf 2,5 Individuen pro Generation geschätzt worden, die alle von den Apenninen zur Alpenpopulation zuwandern. 2005 legte ein besonderer Jungwolf über 1.000 km von Parma nach Nizza zurück, was ein Beleg für die natürli-</p>	<p>Die Population genießt vollen Schutz nach französischem, italienischem und schweizerischem Recht. In Frankreich und in der Schweiz enthalten die nationalen Aktionspläne Bestimmungen für die legale Entnahme einzelner Wölfe unter strengen Auflagen nach Übergriffen auf Nutztiere. Die drei Länder haben unlängst</p>	<p>In Frankreich und Italien sind mehrere Fälle illegaler Tötungen registriert worden, und die Wolfspräsenz ist bei den örtlichen Bauern und Viehzüchtern längst noch nicht anerkannt. Zunehmend werden Konflikte mit Jägern gemeldet, die</p>	<p>„Stark gefährdet“. Die Alpenpopulation hat sich in jüngster Zeit aus der italienischen Wolfspopulation entwickelt und ist zahlenmäßig noch klein. Sie wächst jedoch schnell und wird derzeit auf 130-160 Tiere geschätzt; sie unterhält begrenzte genetische und demogra-</p>



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbindungen zu anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
	bisher noch keine dauerhafte Gruppe etablieren.		che Ausbreitung entlang des nördlichen Apenninengebiets ist. Trotz der Kontinuität zwischen den beiden Populationen ist ihr ökologischer und sozioökonomischer Kontext so unterschiedlich, dass eine Trennung für Managementzwecke gerechtfertigt ist.	(2006) einen förmlichen Kooperationsvertrag für das Management der Gesamtpopulation unterzeichnet, der kennzeichnend für eine neue Vorgehensweise ist ausgehend von der Erkenntnis, dass das Management der biologischen Population einen gemeinsamen und allgemein anerkannten Ansatz erfordert.	ungelöst bleiben. Frankreich und die Regionalregierung des Piemonts in Italien führen umfassende und fortlaufende Projekte zur Erforschung und Monitoring der Population und der Nutztierverluste durch, und es liegen ausgezeichnete Daten für Managementzwecke vor.	fische Kontakte zur Nachbarpopulation im Apennin. Ihre kleine Größe rechtfertigt die Einstufung in die Kategorie "stark gefährdet".
Population italienische Halbinsel (500 – 800 Wölfe)	Diese Population das gesamte Apenninengebiet von Ligurien bis Kalabrien (Aspromonte) und erstreckt sich bis nach Nordlatium und in die westliche Zentraltoskana (Provinzen Siena, Grosseto und Pisa).	Die Population ist laut Beschreibung von 1921 (Altobello 1921) und Bestätigung von 1999 (Nowak 1999) eine getrennte Unterart (<i>Canis lupus italicus</i>). Genetisch anerkannt durch das Vorhandensein eines typischen mtDNA-Haplotypen. Nach dem in den 1960er Jahren, als der Gesamtbestand auf etwa 100 Tiere geschätzt wurde, hat sich die Population stetig erholt und weiter in die Westalpen ausgedehnt. 2006 wurde die Population auf 500-800 Wölfe geschätzt.	Die nächstgelegene Population (abgesehen von der in den Westalpen, siehe oben) befindet sich in Slowenien (dinarische/ Balkanpopulation). Allerdings werden die italienische und die dinarische Population durch weite Teile der Zentralalpen und die landwirtschaftlich genutzte Poebene wirksam getrennt.	Die Population ist nach nationalem Recht vollständig geschützt, jedoch 14 verschiedenen Regionalgesetzen. Die pro Wolf gelten als die höchsten in den EU-Staaten, doch die Wirksamkeit der ist nie überprüft worden und wird zunehmend in Frage gestellt. Abgesehen von dem formalen Schutz erfolgt kein aktives Management der Population. Die Art kommt in mehreren Schutzgebieten innerhalb ihres Verbreitungsgebiets vor, doch diese Gebiete sind viel zu klein, um einer lebensfähigen Population Schutz zu bieten. rotz des formalen Schutzes jedes Jahr ein erheblicher Teil der Population durch illegale Tötungen (bis zu 15-20 %).	Die Population ist auf dem Papier geschützt, doch der Gesetzesvollzug ist unzureichend, und illegale Tötungen sind im gesamten Verbreitungsgebiet sehr weit verbreitet. Giftköder werden zunehmend gegen Hunde, Füchse und Wölfe eingesetzt. Verpaarungen mit Hunden sind festgestellt worden und scheinen mindestens 5 % der gesamten Wolfspopulation zu betreffen. Ein nationaler Aktionsplan legt die umfassende strategische Basis für das Management fest, wird jedoch von den Regierungen auf zentralstaatlicher und regionaler Ebene nicht umgesetzt.	„Gefährdet“. Die italienische Wolfspopulation wird auf 500-800 über den Apennin verteilte Individuen geschätzt. Das Verbreitungsgebiet ist von der Form her schmal und langgezogen und auf den Apennin beschränkt. Es findet ein begrenzter Austausch mit der Westalpenpopulation statt, und jüngste genetische Beweise deuten auf einen einseitigen Genfluss in Richtung Alpen hin. Trotz der jüngsten Zunahme der Bestände und des Verbreitungsgebiets ist die italienische Wolfspopulation weiterhin sehr anfällig gegenüber lokaler Ausrottung aufgrund von anthropogenen Belastungen (Gift, Abschüsse, Autounfälle), und die stochastische Natur dieser Vorfälle legt die Beibehaltung einer vorsichtigen Bewertung nahe. Die Population erfüllt zwar nicht die



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbindungen zu anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
						Kriterien der Kategorie „stark gefährdet“, doch ihr derzeitiger günstiger Erhaltungszustand kann sich ohne weiteres ins Gegenteil kehren.
Dinarische/Balkanpopulation (5.000 Wölfe)	Diese Population bedeckt ein großes Gebiet von Slowenien bis in den Norden Zentralgriechenlands und schließt die gesamte dinarische Gebirgskette mit Kroatien, Bosnien-Herzegowina, Westserbien (und die Provinz Kosovo), Montenegro, die EJR Mazedonien, Albanien und West- und Südbulgarien ein.	Die Population scheint in der gesamten Region relativ zusammenhängend zu sein, obwohl für manche Länder kaum Daten vorliegen. Groben Schätzungen zufolge wird sie mit über 5.000 Individuen angesetzt, wobei die Dichte örtlich sehr unterschiedlich sein kann und der demografische Gesamttrend weitgehend unbekannt ist. In Kroatien und Slowenien hat sich die Population im Zuge des in den 1990er Jahren begonnenen aktiven Managements spürbar erholt.	Im Norden hat die Population keinen Kontakt zur nächstgelegenen Population in Italien, obwohl es gibt Meldungen über abwandernde Tiere in Österreich und Ostitalien gibt. Im Osten mag es zu einem Individuenaustausch mit der sich bis nach Nordbulgarien erstreckenden großen Wolfspopulation der Karpaten kommen.	Aufgrund unterschiedlicher nationaler Gesetze gibt es kein einheitliches Management. In fast allen Ländern gelten Wölfe als jagdbare Tiere; mit Ausnahme von Slowenien, Kroatien und Griechenland südlich des 39. Breitengrads, wo sie vollen Schutz genießen. In Kroatien ist ein wirksamer Aktionsplan vorhanden und in Kraft, der eine begrenzte Entnahme gestattet. Im Allgemeinen ist der Gesetzesvollzug selbst bei geschützten Populationen unzulänglich, oder er fehlt ganz.	Durch legale Bejagung und illegale Tötungen wird in großen Teilen des Verbreitungsgebiets eine unbekannte Zahl von Wölfen entnommen. Zu den übrigen häufig gemeldeten Beeinträchtigungen gehören die weitverbreitete Anwendung von Giftködern, die Fragmentierung des Lebensraums durch den Bau von umzäunten Autobahnen und der Mangel an wilden Beutetieren.	„Nicht gefährdet“. Diese große Wolfspopulation (über 5.000 Tiere) scheint sich in einem günstigen Erhaltungszustand zu befinden, was hauptsächlich auf das begrenzte Management aufgrund der politischen Instabilität in großen Teilen der Region zurückzuführen ist. Allerdings sind die randnäheren Zonen des Verbreitungsgebiets möglicherweise übermäßigen Belastungen durch anthropogene Störungen ausgesetzt (Slowenien, Zentralgriechenland), und es sollten Ad-hoc-Managementmaßnahmen durchgeführt werden.
Karpatenpopulation (5.000 Wölfe)	Die Zentralkarpaten sind Heimat einer der größten Wolfspopulationen Europas. Diese Population erstreckt sich über mehrere Länder von Nordbulgarien über Ostserbien, Rumänien, die Südwestukraine und die Slowakei bis Südpolen. Einige Wölfe werden gelegentlich im Osten der Tschechischen Republik gesichtet.	Diese Population wird auf über 5.000 Tiere geschätzt, die überwiegend in Rumänien und in der Ukraine leben. In der Slowakei sind etwa 4.500 Wölfe beheimatet, und Südpolen ist mit guten Wolfshabitaten in den Gebieten entlang der südöstlichen Grenzen beteiligt.	Wahrscheinlich findet ein gewisser genetischer Austausch mit der dinarischen/Balkanpopulation in Westbulgarien und mit der baltischen Population über Ostpolen statt, doch diese Verbindung ist fragmentiert.	In der Tschechischen Republik und in Polen genießen Wölfe vollen Schutz. In Rumänien und in der Slowakei werden sie trotz ihres Anhang IV-Status nach der FFH-Richtlinie als <i>De-facto</i> -Jagdwild bewirtschaftet. In der Ukraine sind Wölfe jagdbare Tiere, und in letzter Zeit werden Kopfpremien gezahlt. Auch in Serbien sind Wölfe jagdbare Tiere.	Trotz der enormen Bestandsgröße ist die Fragmentierung des Managementsystems eine potenzielle Bedrohung in den Randzonen des Verbreitungsgebiets, und sie sollte angegangen werden. Die Verwendung von Giftködern und illegale Tötungen sind im gesamten Verbreitungsgebiet weitverbreitet.	„Nicht gefährdet“. Diese große Wolfspopulation (über 5.000 Tiere) scheint hauptsächlich aufgrund der Erhaltungsmaßnahmen in Rumänien lebensfähig zu sein. Allerdings sind einige der Randzonen des Verbreitungsgebiets möglicherweise übermäßigen Beeinträchtigungen ausgesetzt sein (Südpolen, Slowakei) und können Ad-hoc-



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbindungen zu anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
						Erhaltungsmaßnahmen erfordern.
Baltische Population (3.600 Wölfe)	Diese Population erstreckt sich über Ostpolen, Litauen, Lettland, Estland, Weißrussland, die Nordukraine und die russischen Oblaste Kaliningrad, Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer, Smolensk, Brjansk, Moskau, Kurk, Belgorod und Orjol.	In der gesamten Region scheint der Trend sehr einheitlich zu sein. Zu Beginn des 20. Jahrhundert gingen die Bestandszahlen zwar zurück, doch die Wölfe blieben weithin präsent und während und nach dem Ersten Weltkrieg nahmen die Bestände zu. In den Jahren zwischen den beiden Weltkriegen wurden die Bestände erneut stark dezimiert, erholten sich aber während des Zweiten Weltkriegs und in der Nachkriegszeit und erreichten damals Spitzenwerte. Anschließend wurden die Wölfe in den 1950er Jahren so stark verfolgt, dass die Bestände in den 1960er Jahren und Anfang der 1970er Jahre erneut auf ein sehr niedriges Niveau zurückgingen. Sie scheinen sich danach wieder erholen zu haben und erreichten Anfang der 1990er Jahre einen neuen Höchststand - bevor sie Ende der 1990er Jahre erneut runtergeschossen wurden. Inzwischen scheint sich der Trend in den EU-Staaten stabilisiert zu haben, während er in Westrussland weiterhin rückläufig ist. In Polen und in den baltischen Staaten leben etwa 1.000 Wölfe, in Weißrussland ebenfalls etwa 1.000 und in den benachbarten russischen Oblasten 1.600.	Diese Population ist der westlichste Teil der großen russischen Population und steht in Verbindung mit der karelischen Population. In Polen ist die Verbreitung zwar nicht ganz lückenlos, doch es besteht weiterhin eine Austauschmöglichkeit zwischen der baltischen Population und der Karpatenpopulation.	Die gängige Bewirtschaftungspraxis im überwiegenden Teil des 20. Jahrhunderts war eine ungehinderte Entnahme, oftmals mit Kopfprämien als Anreiz – dies alles mit dem Ziel, die Wölfe auszurotten oder zumindest zahlenmäßig massiv zu dezimieren. Diese Situation hielt an, bis in den 1990er Jahren in allen Ländern nach und nach Beschränkungen für die Entnahme von Wölfen eingeführt wurden. Derzeit sind die Wölfe in Polen geschützt, werden aber in den drei baltischen Staaten (nach Anhang V der FFH-Richtlinie) sowie in Weißrussland und der Ukraine bejagt.	Die lettische Population scheint gerade in zwei Teile getrennt zu werden – wobei sich das Gebiet südlich von Riga zur raubtierfreien Zone zu entwickeln beginnt. Durch diese Entwicklung dürfte der Gefährdungsgrad der Raubtierpopulationen in Westlettland deutlich nach oben gehen. Die Wölfe in Litauen und in Nordpolen leben ebenfalls in einer stark fragmentierten Landschaft.	„Nicht gefährdet“. Die Zahl der Wölfe und die Kontinuität des Verbreitungsgebiets in Richtung Russland stützen die Einstufung der Population in die Kategorie „keine Gefährdung“. Allerdings sind für die kleinen Populationsanteile in Polen und in einigen der baltischen Staaten möglicherweise Erhaltungsmaßnahmen notwendig, um ihren langfristigen Bestand zu sichern.
Deutschland / Westpolen (<50 Wölfe)	Diese Population besteht aus vereinzelt vorkommenden Rudeln, die im Osten Deutschlands (Sachsen) und in Westpolen leben.	In Deutschland wurden die Wölfe bereits im 19. Jahrhundert ausgerottet, im 20. Jahrhundert wurden hin und wieder aus Polen eingewanderte Einzeltiere abgeschossen. Im Jahr 2000 begann ein Rudel, in Sachsen Nachwuchs aufzuziehen, und derzeit gibt es zwei Rudel, die regelmäßig Nachwuchs aufziehen. Die Wölfe in Westpolen haben eine dynamische Vergangenheit, doch im Augenblick gibt es in der gesamten Region nur einige weit verstreute Rudel.	Diese Population ist intern extrem fragmentiert. Mögliche Verbindungen bestehen sowohl zur baltischen Population als auch zur Karpatenpopulation, doch die Entfernungen bewegen sich in einer Größenordnung von mehreren hundert Kilometern.	In beiden Ländern sind Wölfe unter Schutz gestellt, doch inwieweit dieser Schutz in Westpolen durchgesetzt wird, ist fraglich.	Zu den Hauptgefahren für diese Population gehören ihre geringe Größe, ihre stark fragmentierte innere Struktur und der große Abstand von anderen Quellpopulationen. Die Abstimmung zwischen Deutschland und Westpolen ist überaus wichtig. Ein Wurf mit Hybridwelpen aus der Verpaarung einer Wölfin mit einem Hund wurde 2003 geboren.	„Vom Aussterben bedroht“. Die Population ist sehr klein, fragmentiert und isoliert.
Karelische Population (750 Wölfe)	Diese Population ist in Finnland und in den russischen Oblasten Karelien und Murmansk be-	Nach einer umfassenden Bestandskontrolle im ersten Teil des 20. Jahrhunderts erholte sich die Population nach den 1980er und 1990er Jahren. Die derzeitigen	Die karelische Population steht mit der gleichmäßig über ganz Nordrussland ver-	In Finnland fallen die im Rentierzuchtgebiet vorkommenden Wölfe unter	In Finnland verursachen Wölfe nur geringe Schäden an	„Gering gefährdet“. Über den Bestand an Wölfen in Russisch-Karelien ist



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbindungen zu anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
	<p>heimatet. In Russisch-Karelien sind Wölfe weit verbreitet, in Murmansk kommen sie jedoch nur vereinzelt vor. Die höchste Wölfedichte in Finnland gibt es im Südosten, doch in den letzten Jahren sind reproduzierende Rudel auch im Zentrum des Landes und im Westen aufgetaucht.</p>	<p>Schätzungen basieren auf Zählungen von Familiengruppen in Finnland (etwa 200 Wölfe in Finnland), und die Population expandiert. In Karelien scheinen die Wolfsbestände stabil zu sein.</p>	<p>teilten Population sowie der baltischen Population im Süden in Verbindung. Es kommt auch zu einem gelegentlichen Austausch mit der skandinavischen Population.</p>	<p>Anhang V der FFH-Richtlinie; die Wölfe außerhalb des Rentiergebiets fallen unter Anhang IV. Aufgrund der Konflikte mit der Rentierhaltung wird die Wolfpräsenz in Nordfinnland nicht toleriert. Allerdings werden Wölfe auch außerhalb der Rentiergebiete zur Eindämmung von Konflikten getötet. Finnland hat unlängst einen nationalen Managementplan verabschiedet, der u. a. auch die Entnahme einiger Wölfe unter kontrollierten Bedingungen vorsieht. In Russisch-Karelien werden Wölfe im gesamten Verbreitungsgebiet und zeitlich unbegrenzt getötet.</p>	<p>Nutztieren; Angriffe auf Haushunde sind der häufigste Schaden, der starke Ressentiments in der Öffentlichkeit hervorruft. Finnland hat einen Plan zur Aufrechterhaltung der Population in ihrer derzeitigen Größe gebilligt. Der kontinuierliche Zustrom abwandernder Wölfe aus Russland erlaubt eine relativ günstige Prognose für die Erhaltung dieser Population.</p>	<p>nichts Genauer bekannt, doch es wird angenommen, dass er hoch ist. Angesichts dieser Unsicherheit und aufgrund des Managements in Finnland, wo die Bestandszahlen niedrig gehalten werden, erscheint eine Einstufung der Population in diese Kategorie gerechtfertigt. Wenn das Management auf Populationsebene erfolgen würde, könnte die Population heruntergestuft werden; wenn es jedoch zu keiner Zusammenarbeit zwischen Finnland und Russland über ein gemeinsames Management dieser Population kommt, sollte der finnische Teil der Population in die höhere Kategorie „gefährdet“ eingestuft werden.</p>
<p>Skandinavien (130-150 Wölfe)</p>	<p>Das Verbreitungsgebiet der Population liegt in Mittelschweden und in Südostnorwegen.</p>	<p>Die Ursprünge der Population gehen auf ein Wolfspaar zurück, das aus Finnland einwanderte und sich 1983 erstmals in Schweden reproduzierte. Durch einen dritten 1991 eingewanderten Wolf wurde die Reproduktion verstärkt, und heute wird die Population auf rund 130-150 Wölfe (etwa 15 % in Norwegen) geschätzt; allein 2006 wurden 15 Würfe registriert. Zwischen 1983 und 2001 nahm der Bestand stetig zu, 2002-03 ging er geringfügig zurück und momentan nimmt er wieder zu.</p>	<p>Es gibt Beweise für einen sehr begrenzten genetischen Austausch mit der karelischen Wolfspopulation. Zuwanderungen aus der karelischen Population sind der einzige mögliche Mechanismus, um die genetische Variabilität der Population zu erhöhen. Mit Ausnahme einer zeitlich begrenzten Route über die zugefrorene Ostsee müssen alle Einwanderer die Rentierhaltungsgebiete in Nordfinnland, Schweden und Norwegen durchqueren, in denen Wölfe selten toleriert werden.</p>	<p>Formal sind Wölfe in Schweden und Norwegen vollständig geschützt. Allerdings wendet Norwegen ein strenges Zonierungssystem an, das die Erlegung der Wolfsbestände in den Gebieten außerhalb dieser Zone vorsieht, wo Schäden als inakzeptabel betrachtet werden. Schweden geht mit der Erteilung von Genehmigungen für die Tötung von Wölfen restriktiver um.</p>	<p>Der Inzuchtkoeffizient ist sehr hoch, in manchen Fällen höher als bei einer Verpaarung von Vollgeschwistern. Übergriffe auf Haushunde und Schafe in Norwegen und Rentiere in Schweden sind die am häufigsten vorkommenden Schäden, die Anlass zu einer anhaltenden Debatte über den Wolfsschutz geben. Sowohl in Norwegen als auch in Schweden werden Schäden an</p>	<p>„Stark gefährdet“. Die Zahl der erwachsenen Individuen wird auf weniger als 250 geschätzt. Die Population weist eine geringe genetische Variabilität auf, und ihr genetischer Austausch mit der finnischen Population wird als sehr begrenzt eingeschätzt.</p>



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbindungen zu anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
					Nutztieren in vollem Umfang ersetzt. Schweden verwendet ein vorbeugendes Abfindungssystem für Rentierzüchter, die in Gebieten tätig sind, in denen Wölfe leben.	



VIELFRASS (Gulo gulo)

Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbindungen zu anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
Skandinavische (750 Vielfraße)	Das Verbreitungsgebiet dieser Population erstreckt sich überwiegend entlang der norwegischen und schwedischen Grenze, mit Ausdehnungen in die südnorwegischen Berge und in die nordnorwegische Provinz Finnmark sowie die Nachbargebiete Nordwestfinlands (Region Lappland). Innerhalb dieses Gebiets unterscheiden wir drei Populationsteile, den südnorwegischen Teil, den zentralen Teil entlang der schwedisch-norwegischen Grenze und einige wenige Tiere, die sich in den borealen Waldgebieten Ostschwedens fortpflanzen.	Genetische Untersuchungen der skandinavischen Subpopulation weisen auf eine geringe genetische Variabilität und Unterteilung innerhalb der Subpopulationen hin, was darauf schließen lässt, dass der Vielfraß in Skandinavien wahrscheinlich aufgrund eines früheren Flaschenhalsereignisses an Variation verloren hat und dass die gegenwärtigen Populationen das Resultat eines jüngeren gemeinsamen genetischen Hintergrunds sind. Der südliche Populationsteil scheint ein „schwarzes Loch“ zu sein, mit einigen zuwandernden Individuen aus der zusammenhängenden nördlichen Population. Der süd-norwegische Populationsteil regenerierte sich Ende der 1970er Jahre auf natürliche Weise und war das Ergebnis einer schutzrechtlichen Legalisierung. Dieser Populationsteil hat in jüngster Zeit einen Anstieg der Bestandsgröße und der Verbreitung verzeichnet, scheint sich aber auf einem Niveau von rund 100 Individuen stabilisiert zu haben. Genetische Untersuchungen haben gezeigt, dass sich der südnorwegische Populationsteil (ungefähr 220 Individuen in Norwegen) vom nördlichen Populationsteil in genetischer Hinsicht unterscheidet und dass aus der Anfang der 1990er Jahre bestehenden geografischen Lücke von 100-200 km zwischen der südlichen Population und der Hauptpopulation in Norden und Osten bis 2006 praktisch eine vollständige Vernetzung geworden ist. Das schwedische Segment des zentralen Populationsteils umfasst schätzungsweise 380 Individuen, die ein Jahr alt oder älter sind. In neuerer Zeit hat sich in den 1990er Jahren in der südlichen borealen Region des Landes eine kleine, selbstständige Population etabliert. Populationsdaten der letzten neun Jahre (1996-2004) deuten auf einen relativ stabilen Gesamtpopulationstrend mit einer leichten Zunahme in den letzten fünf Jahren hin.	Es besteht eine Verbindung zur karelischen Population im Osten.	<p>Vielfraße unterliegen in Norwegen einer <i>De-facto</i>-Bejagung und staatlicherseits organisierten Maßnahmen der letalen Kontrolle. Norwegen hat sich als nationales Ziel die Kontrolle der Gesamtpopulation innerhalb einer Grenze von 39 aktiven Wurfhöhlen pro Jahr gesetzt. Kontrollmaßnahmen, die Tötung von Familiengruppen im Frühjahr und die lizenzierte Entnahme werden als Managementinstrumente eingesetzt, um die Übergriffe von Vielfraßen auf unbewachte Schafherden im Sommer und auf Rentierherden das ganze Jahr über zu reduzieren.</p> <p>Schweden hat sich als nationales Ziel die Erreichung eines Minimums von 90 jährlichen Reproduktionen gesetzt; dies entspricht ungefähr 550 Individuen. Der Vielfraß ist in Schweden geschützt, jedoch wird in begrenztem Umfang nach akuten Übergriffsfällen von der letalen Kontrolle Gebrauch gemacht.</p> <p>Die norwegische und die schwedische Population werden durch jährliche Bestandsaufnahmen der Wohnhöhlen überwacht, und es findet eine Kooperation und ein Datenaustausch zwischen den beiden nationalen Programmen statt. In Finnland wird die Art im Rahmen eines nationalen Faunamonitoring-Programms (auf Basis kreuzender Fahrten innerhalb von 4x4x4 km großen Dreiecken) überwacht. In den letzten Jahrzehnten ist eine Zunahme der Bestandszahlen und der Verbreitung des Vielfraßes in den fennoskanischen Ländern zu verzeichnen, während in Russland ein rückläufiger Trend zu beobachten ist.</p>	Die hohe Zahl der Übergriffe auf Schafherden in Norwegen und auf halbdomestizierte Rentiere in Norwegen, Schweden und Finnland verursacht erhebliche Konflikte. Diese erhöhen den Druck, durch legale und illegale Tötungen eine Bestandsreduzierung zu erreichen. Die Suche nach Möglichkeiten zur Reduzierung der Übergriffe auf Schafe ist überaus wichtig. Es ist unklar, ob das bestehende Entnahmeniveau insbesondere in Norwegen nachhaltig ist. Im Hinblick auf Übergriffe auf halbdomestizierte Rentiere sind Lösungen schwerer zu finden, da diese für Vielfraße eine wesentliche Nahrungsgrundlage darstellen.	„Gefährdet“.



Bezeichnung	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbindungen zu anderen Populationen	Aktuelles Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Listen IUCN
Karelische Population (450 Individuen)	Diese Population erstreckt sich über Süd- und Zentralfinnland (ganz Finnland ohne Lappland) und die russischen Oblaste Murmansk und Karelien. Die Hauptverbreitung scheint zusammenhängend zu sein, doch es gibt einen relativ isolierten Populationsteil in Westfinnland.	Der westfinnische Populationsteil ist das Ergebnis von Umsiedlungen von Individuen aus dem nördlichen Rentierzuchtgebiet. Der Trend im finnischen Segment dieses Populationsteils scheint langsam nach oben zu gehen (60 Individuen in 2004). Über den Trend in Russland ist wenig bekannt (390 Individuen in 1999), doch er wird als rückläufig eingeschätzt.	Es besteht eine potenzielle Vernetzung nicht nur mit der skandinavischen Population, sondern auch mit der zusammenhängenden nordrussischen Vielfraßpopulation, die sich ostwärts erstreckt.	Vielfraße sind in Finnland und in Russisch-Karelien geschützt.	Es wird angenommen, dass die wirtschaftliche Rezessionsphase in Russland in den 1990er Jahren zu einer Zunahme der Wilderei auf Huftierarten geführt hat. Außerdem ist in der Rentierhaltung aufgrund von massiven Kälber-/Aufzuchtverlusten ein Rückgang zu verzeichnen gewesen. Es ist anzunehmen, dass sich dies indirekt auf die Vielfraßpopulationen in West-russland ausgewirkt hat. Die wichtigste Beutebasis des Vielfraßes (wild lebende und domestizierte Rentiere) wurde knapper, was dazu führte, dass sich Größe und Verbreitung der Population in den letzten Jahrzehnten verringert haben.	"Stark gefährdet".



Anhang 2. Grundsatzserklärungen der *Large Carnivore Initiative for Europe* (LCIE)

1. [Letale Kontrolle und Bejagung von Großraubtieren](#)
2. [Forstwirtschaft](#)
3. [Umsiedlung](#)
4. [Hybridisierung von Wölfen und Haushunden](#)
5. [Aussetzung von in Gefangenschaft gezogenen Großraubtieren](#)
6. [Entschädigungssysteme](#)
7. Bejagung von Huftierpopulationen
8. Verkehrsinfrastruktur
9. Störungen
10. Fütterung von Bären
11. An Abfall adaptierte Bären und andere Arten von Problembären
12. Methoden der Bestandserfassung



Grundsatzklärung der LCIE

Letale Kontrolle und Bejagung von Großraubtieren

Große Teile Europas bieten sich derzeit als potentielle geeignete Lebensräume für eine oder mehrere der Großraubtierarten außerhalb ihrer gegenwärtigen reduzierten Verbreitungsgebiete an, doch größere Wildnisgebiete sind in Europa nicht mehr vorhanden. Daher muss die Erhaltung von Großraubtieren oftmals in mehrfach genutzten Landschaften stattfinden. In diesen „Mehrzwecklandschaften“ kann es zu einer Vielzahl realer oder vermeintlicher Konflikte mit Menschen kommen, wie z. B.

- (1) Übergriffe auf Viehbestände und andere Produktiveinheiten,
- (2) Konkurrenz mit Jägern um wilde Huftiere,
- (3) Angst um die persönliche Sicherheit (insbesondere bei Bären und Wölfen) und andere psychosoziale Konflikte.

Daraus ergibt sich als pragmatische Konsequenz, dass in manchen Fällen ein konfliktarmes Nebeneinander von Mensch und Tier leichter zu erreichen ist, wenn die Dichte von Großraubtierpopulationen auf einem niedrigeren Stand gehalten wird, als für das jeweilige Gebiet tragbar wäre. Es gibt verschiedene nichtletale Methoden, um einzelne Großraubtiere aus der Population zu entfernen oder das Bestandswachstum zu begrenzen (z. B. Umsiedlung). Sie sind jedoch in vielen Fällen nicht praktikabel und zu kostspielig für eine Anwendung in großem Maßstab. In den meisten Fällen sind letale Methoden in vielen Teilen Europas weiterhin die praktikabelste und effektivste Methode.

Die Bejagung von Großraubtieren war und ist seit langem in vielen Teilen Europas Tradition. Die Beweggründe dafür reichen von der Schadens- und Konfliktbegrenzung über den Freizeitsport bis zur Trophäenjagd. Außerdem wird die letale Kontrolle von Einzeltieren zur Begrenzung von Schäden derzeit in vielen Gebieten praktiziert, in denen die Freizeitjagd verboten ist. Obwohl uns bewusst ist, dass die Bejagung / letale Kontrolle von Großraubtieren umstritten sein dürfte, ist die LCIE der Meinung, dass sie in vielen - wenn auch natürlich nicht allen - Regionen und Situationen mit der Erhaltung dieser Tiere vereinbar sein kann. Es sei daran erinnert, dass die Erhaltung von Großraubtieren nicht unbedingt einen strengen Schutz beinhaltet.

Zu den möglichen Vorteilen der Bejagung / letalen Kontrolle von Großraubtieren gehören folgende:

- (1) Ermöglichung der Fortführung alter Traditionen in ländlichen Gebieten, in denen Großraubtiere vorkommen.
- (2) Förderung der Akzeptanz der Großraubtierpräsenz bei den Jägern, wenn diese die Tiere als lohnende Jagdwildart oder als Einkommensquelle und nicht als Konkurrent betrachten können.
- (3) Stärkung des Gefühls der Selbstbestimmung innerhalb der örtlichen Bevölkerung, die in demselben Gebiet wie Großraubtiere leben muss.
- (4) Erlaubt die Erhaltung von Großraubtierbeständen in einer Dichte, die eine Begrenzung der Schäden an Nutztieren und der Prädation an Wildtieren auf ein tolerierbares Maß ermöglicht. Außerdem sind Jäger möglicherweise in der Lage, Hilfestellung beim Abschuss bestimmter Tiere zu geben, beispielsweise solchen, die sich zu notorischen Viehräubern entwickelt haben.
- (5) Hilft, die Scheuheit der Tiere innerhalb einer Großraubtierpopulation aufrechtzuerhalten und so potenziellen Konflikten vorzubeugen.



(6) Bietet möglicherweise die Gelegenheit zum Verkauf von Trophäen und schafft dadurch Verdienstchancen in ländlichen Gebieten (und somit einen Anreiz für die Erhaltung gesunder Großraubtierpopulationen).

(7) In Gebieten, in denen sich die Großraubtierbestände gerade erholen, kann durch Verlangsamung der Bestandserholung die langfristige Akzeptanz möglicher Weise verbessert werden.

(8) Die LCIE wendet sich entschieden gegen jede Form der Wilderei und stellt fest, dass diese in vielen Gebieten eine erhebliche Gefahr für das Überleben von Großraubtierpopulationen darstellt. Hingegen ist die LCIE der Überzeugung, dass die Genehmigung der legalen Bejagung lebensfähiger Populationen zur Eindämmung der Wilderei beiträgt, wenn die örtliche Bevölkerung das Gefühl hat, dass sie am Managementprozess beteiligt ist.

(9) Die Erreichung eines Populationsniveaus, das die Aufnahme einer Bejagung zulässt, kann als Maßstab für den Erfolg eines Erhaltungs-/Sanierungsplans dienen – dies dürfte den verschiedenen Interessengruppen auch die Flexibilität eines Erhaltungsplans vor Augen führen.

Es gibt jedoch einige Bedingungen, die erfüllt sein müssen, um sicherzustellen, dass die Bejagung / letale Kontrolle mit der Erhaltung von Großraubtieren vereinbar ist. Die LCIE akzeptiert die Bejagung / letale Kontrolle von Großraubtieren nur, wenn folgende Umstände erfüllt sind:

(1) Die Bejagung und letale Kontrolle sind Bestandteil eines umfassenden Erhaltungs- und Managementplans für die Gesamtpopulation und ihres Habitats. Dieser Plan sollte von der zuständigen Managementbehörde in enger Absprache mit der örtlichen Bevölkerung und anerkannten (staatlichen und nichtstaatlichen) Gruppierungen, die ein Interesse an Wildtieren haben, erstellt werden. Der Plan sollte für einen Großteil der betroffenen Gruppen und die Mehrheit der örtlichen Bevölkerung akzeptabel sein. Alle derartigen Managementpläne sollten mit den geltenden Gesetzen und Übereinkünften auf nationaler und internationaler Ebene vollumfänglich vereinbar sein.

(2) In dem Erhaltungs- und Managementplan muss belegt sein, dass die Großraubtierpopulation demografisch lebensfähig ist und dass sie eine Bejagung / letale Kontrolle in dem vorgeesehenen Ausmaß ohne Beeinträchtigung ihres Erhaltungsstatus verkraften kann.

(3) Die soziale Organisation der Art und welche Auswirkungen die Entnahme von Individuen darauf hat, müssen berücksichtigt werden.

(4) Der Plan muss Zielvorgaben für die Mindestgröße von Großraubtierpopulationen enthalten. Durch ein entsprechendes Monitoringsystem muss sichergestellt werden, dass die Populationsgröße nicht unter dieses Mindestniveau sinkt. In den Fällen, in denen die Populationsgröße nicht direkt ermittelt werden kann, könnte sich das Monitoring auf Indices stützen, aus denen Verteilung und Populationstrend hervorgehen.

(5) Von allen entnommenen Individuen sollten wichtige biologische Daten (Geschlecht, Alter, Körpermasse, Fortpflanzungsorgane, genetische Proben usw.) für Monitoring- und Managementzwecke erfasst werden. Die Ergebnisse der Bejagung und des Monitorings müssen jährlich gemeldet und mit den Zielen des Erhaltungs- und Managementplans verglichen werden.

(6) Die verwendeten Methoden dürfen nicht gegen internationale, nationale oder regionale Rechtsvorschriften verstoßen, und Tötungen sollten unter Beachtung der Grundsätze des Tierschutzes erfolgen. Alle an der Tötung von Großraubtieren beteiligten Personen sollten speziell darin unterwiesen werden, sofern sie nicht über umfangreiche Erfahrungen verfügen.

(7) Für die Bejagung müssen ausreichende Beschränkungen erlassen werden, um ihre Nachhaltigkeit zu sichern. Konkret bedeutet das, dass in der Praxis gewisse Schonzeiten und in manchen Fällen Abschussquoten eingeführt werden müssen. Auch die Einführung einer weiblichen Unterquote wird dringend empfohlen, um einer übermäßigen Entnahme vorzubeugen.



(8) Alle anthropogen bedingten Todesfälle (einschließlich der Tiere, die in Verbindung mit der Jagd, der Verhinderung von Übergriffen auf Nutztiere und der Wilderei, zur Selbstverteidigung oder bei Verkehrsunfällen getötet worden sind) sollten bei der Festlegung von Quoten berücksichtigt werden. Außerdem sollten verletzte, aber nicht geborgene Tiere als getötet gelten.

(9) Soweit möglich sollten Maßnahmen zur Schadensprävention geprüft und umgesetzt worden sein, bevor eine letale Kontrolle oder Bejagung vorwiegend zur Begrenzung von Nutztierschäden eingeleitet wird.

Die LCIE erkennt auch an, dass die Akzeptanz des Einsatzes von Staatsbediensteten für die letale Entfernung (Abschuss) von Großraubtieren im Gegensatz zu Freizeitjägern regional unterschiedlich ist. Daher müssen Kosten und Parallelnutzen von Fall zu Fall sorgfältig geprüft werden.

Diese Stellungnahme ist nur als allgemeine Orientierung im Hinblick auf die Managementinstrumente gedacht, die von der LCIE für akzeptabel erachtet werden; gleichzeitig wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass auch die lokalen gesellschaftlichen und ökologischen Faktoren diskutiert werden müssen, um herauszufinden, welcher Ansatz auf lokaler Ebene am besten greift. Diese Stellungnahme ist nicht als Postulat gedacht, dass Großraubtiere bejagt werden sollten oder dass eine zu große Bestandsdichte verhindert werden sollte oder dass letale Methoden der einzige angemessene Weg sind, um ihre Zahl zu begrenzen, wenn dies erforderlich sein sollte. Die LCIE ist jedoch der Überzeugung, dass die Bejagung von Großraubtieren unter bestimmten Umständen akzeptabel ist und dass dies gewisse Vorteile haben könnte und in bestimmten Situationen für ihre Erhaltung nützlich (und mit ihr vereinbar) sein kann. Ebenso empfiehlt die LCIE nachdrücklich die Verwendung nichtlethaler Maßnahmen zur Reduzierung von Konflikten, akzeptiert jedoch, dass in bestimmten Situationen eine letale Kontrolle unerlässlich sein kann. Angesichts der Tatsache, dass mit der Erhaltung von Großraubtieren komplexe gesellschaftliche Fragen verknüpft sind, empfiehlt die LCIE nachdrücklich, dass beim Treffen von Managemententscheidungen sowohl Untersuchungen zur menschlichen Dimension als auch zur Ökologie angemessen berücksichtigt werden.



Grundsatzklärung der LCIE

Erhaltung von Großraubtieren und Forstwirtschaft

Die europäischen Großraubtiere sind in starkem Maße mit Waldlebensräumen assoziiert. Daher kann die kommerzielle Forstwirtschaft erheblichen Einfluss auf ihre Populationen haben. Glücklicherweise gehört keine der Großraubtierarten zu den Habitatspezialisten, und sie sind im Allgemeinen weitaus toleranter gegenüber forstwirtschaftlichen Tätigkeiten als viele andere Arten, die in hohem Maße von einer einzigen Baumart oder einer spezifischen Waldstruktur abhängig sind. Die LCIE ist der Ansicht, dass eine sorgfältig geplante kommerzielle Forstwirtschaft und auch andere Tätigkeiten, die nicht direkt mit Holzprodukten zu tun haben, im Allgemeinen mit der Erhaltung von Großraubtieren vereinbar sind. Allerdings gibt es einige Aspekte, die unbedingt zu berücksichtigen sind.

Beutetiere von Großraubtieren

Große Pflanzenfresser (in erster Linie Rothirsche, Rehe, Elche, Wildschweine) sind lebenswichtige Beutetiere für Wölfe und eurasische Luchse (und Vielfraße, die sich Beutereste holen) und unter bestimmten Umständen auch Bären. Daher ist es sehr wichtig, dass ein kommerziell bewirtschafteter Wald eine ausreichende Beutebasis für Großraubtiere bietet. Die meisten nachhaltigen Waldbewirtschaftungsformen haben einen potenziellen Nutzeffekt für große Pflanzenfresser durch Aufrechterhaltung von Pionierlebensräumen. Die durch äsende Pflanzenfresser verursachten Schäden an Jungbeständen veranlassen Forstwirte jedoch oft dazu, die Pflanzenfresserbestände zu kontrollieren. Großraubtiere können mit einer Vielzahl von Beutedichten überleben, doch es gibt bestimmte Untergrenzen. Wichtig ist, dass eine durch Forstschäden motivierte Kontrolle der Pflanzenfresserbestände nicht zu einer Bestandsdezimierung auf ein Niveau führt, das unter der zur Aufrechterhaltung der lokalen Großraubtierpopulation benötigten Bestandsdichte liegt. Es muss auch berücksichtigt werden, dass die relative Wirkung von Großraubtieren auf Pflanzenfresserpopulationen mit abnehmender Pflanzenfresserdichte zunimmt. Wenn die Pflanzenfresserpopulation eines Waldes mit Blick auf eine jagdliche Entnahme bewirtschaftet wird, bedeutet dies, dass die Konkurrenz zwischen Jägern und Raubtieren bei abnehmender Pflanzenfresserdichte zunimmt. Darüber hinaus kann ein stark dezimierter Pflanzenfresserbestand auch zu einer Zunahme anderer Konflikte wie etwa der Übergriffe auf Nutztiere führen. Es ist daher wünschenswert, dass nach Möglichkeit andere nichtletale Maßnahmen zur Verminderung von Forstschäden angewendet werden.

Bären nehmen auch beträchtliche Mengen an unterschiedlichen Baumsamen (z. B. Eichel), Beeren und Pflanzen zu sich. In Gegenden, in denen diese Nahrung wichtig ist, muss die Forstwirtschaft bei der Planung der Artenzusammensetzung und der Umtriebszeiten in ihren Wäldern den Bedürfnissen der Bären Rechnung tragen.

Iberische Luchse ernähren sich vorwiegend von Kaninchen. Diese kommen in einer Vielzahl von Lebensräumen vor, gedeihen aber nicht in Plantagenwäldern nichtheimischer Baumarten wie etwa Eukalyptus. Aufgrund des drohenden Aussterbens dieser Katzenart ist es dringend geboten, dass die Forstwirtschaft im Süden der iberischen Halbinsel Bewirtschaftungspraktiken anwendet, die mit der Aufrechterhaltung gesunder Kaninchenbestände vereinbar sind. Das bedeutet, dass die mediterranen Waldflächen erhalten oder wiederhergestellt müssen und nicht in landwirtschaftliche Nutzflächen oder Eukalyptusplantagen umgewandelt werden dürfen. Außerdem nutzen iberische Luchse häufig groß dimensionierte hohle Bäume als Wurfhöhlen.



Waldweiden

In vielen Ländern werden Wälder als Viehweiden genutzt. Für Großraubtiere ist es in diesem Zusammenhang wichtig, dass die Beweidungsintensität nicht zu einer Verdrängung wildlebender Pflanzenfresser als potenzielle Beute von Großraubtieren (Kaninchen für den iberischen Luchs) führt und dass Nutztiere durch entsprechende Haltungsmethoden vor Übergriffen geschützt werden. Eine niedrige Beutedichte und eine hohe Viehdichte bedingen automatisch ein hohes Konfliktniveau.

Störeinflüsse

Waldbauliche Maßnahmen können für Großraubtiere Störungsquellen sein. Allerdings sind Großraubtiere sehr beweglich, und in den meisten Fällen hat es für sie kaum Folgen, wenn sie einer örtlich begrenzten Störungsquelle wie Fäll- oder Pflanzarbeiten aus dem Weg gehen müssen. Eine Ausnahme bilden die Zeiten, in denen sie in ihrer Bewegungsfreiheit eingeschränkt sind, wie z. B. während der Aufzucht ihrer Jungen in Höhlen oder wenn sich Bären im Winterschlaf befinden. In dieser Zeit kann jede Störung im Umkreis von einem Kilometer schwerwiegende Folgen haben. In den kritischen Jahreszeiten sollte nach Möglichkeit versucht werden, forstwirtschaftliche Tätigkeiten in unmittelbarer Nähe bekannter Wurf- oder Winterhöhlen zu vermeiden.

Zufahrtswege

Besonders gravierend sind die Auswirkungen der Forstwirtschaft auf Großraubtiere wegen der vielfach errichteten Zufahrtswege zur Erleichterung der Durchführung von Waldarbeiten. Nach ihrer Errichtung bieten sie auch vielen anderen die Möglichkeit, in Waldzonen vorzudringen, die normalerweise zu abgelegen oder unzugänglich wären. Dadurch kommt es zu einer Zunahme der Störungen durch Fußgänger und Motorfahrzeuge, einer Erhöhung des Mortalitätsrisikos durch Fahrzeugkollisionen und einer Verstärkung der Wilderei aufgrund der leichteren Zugänglichkeit. Die LCIE empfiehlt nachdrücklich die Verwendung von Forstpraktiken, die nicht zu einem erhöhten Wegebau führen, und betrachtet es als wünschenswert, dass Forstwege nach Möglichkeit für den übrigen Fahrzeugverkehr gesperrt werden.



Grundsatzklärung der LCIE

Umsiedlung als Instrument zur Erhaltung von Großraubtieren

Umsiedlung ist definiert als die "absichtliche und unterstützte Verbringung von Wildtieren oder -populationen von einem Teil ihres Verbreitungsgebiets in einen anderen". Es gibt eine Vielzahl von Umständen, unter denen eine Umsiedlung möglicherweise ein wichtiges Instrument des Erhalts und Managements von Großraubtieren ist. Es gibt jedoch auch eine Fülle von Umständen, unter denen sich eine Umsiedlung verbietet.

Zu den Umständen, unter denen die LCIE eine Umsiedlung als geeignetes Erhaltungsinstrument betrachtet, gehören Folgende:

- als Unterstützung für bedrohlich dezimierte Populationen durch Erhöhung ihrer genetischen Variation und/oder ihrer Bestandsgröße.
- im Rahmen einer sorgfältig geplanten Wiederansiedlung.
- als nichtletale Möglichkeit eines örtlich und zeitlich begrenzten Abbaus hoher Bestandsdichten in Einzelfällen, wenn die öffentliche Meinung keine andere Methode zulässt.

Die LCIE betrachtet eine Umsiedlung von Großraubtieren als inakzeptabel, wenn sie

- als gängiges Mittel für den Umgang mit Einzeltieren verwendet wird, die ein problematisches Verhalten zeigen (z. B. bei Übergriffen von Bären, Vielfraßen, Wölfen oder Eurasischen Luchsen auf Nutztiere oder bei Bären, die sich an den Verzehr von menschlichen Nahrungsresten gewöhnt haben).

Ausnahmen von dieser Regel sind zulässig, wenn mindestens eines der folgenden Kriterien erfüllt ist:

- wenn ein sehr großes Zielgebiet zur Verfügung steht, in dem keine ähnlichen Konfliktquellen vorhanden sind (in Europa größtenteils unwahrscheinlich).
- wenn das betreffende Tier einer vom Aussterben bedrohten Art (z. B. iberischer Luchs) oder einer sehr kleinen Population angehört, in der jedes Tier zählt.
- wenn das betreffende Tier im Rahmen eines strukturierten Vergrämungsprogramms nur innerhalb des als sein normales Wohnrevier geltenden Gebiets umgesiedelt wird.

Bei jedem Umsiedlungsversuch müssen die Richtlinien der *Reintroduction Specialist Group* der IUCN beachtet werden, wobei insbesondere folgende Punkte zu berücksichtigen sind:

- die sich ergebenden tierschutzrechtlichen und logistischen Gesichtspunkte, wenn das Tier lebend gefangen und transportiert wird.
- die Tatsache, dass viele umgesiedelte Tiere an ihren Entnahmeort zurückzuwandern versuchen. Diese Wanderungen können sich über mehrere hundert Kilometer erstrecken. Durch eine mehrwöchige Gehegeunterbringung am Aussetzungsort lässt sich dieses Heimkehrverhalten des Tieres teilweise abbauen, doch dies wirft wiederum eine Fülle anderer Logistik- und Tierschutzfragen auf.
- eine sorgfältige Prüfung der ökologischen Eignung des Aussetzungsorts und eine Befragung der örtlichen Bevölkerung.



Grundsatzklärung der LCIE

Reaktion auf die Hybridisierung von wildlebenden Wölfen und Haushunden

Hunde wurden ursprünglich aus Wölfen domestiziert. Die heutige Beziehung zwischen Wölfen und Hunden ist überaus komplex mit mindestens fünf Interaktionsbereichen, die für die Erhaltung des Wolfs relevant sind. Hunde werden zum Schutz von Nutztieren gegen Wolfsübergriffe eingesetzt, Wölfe können Hunde töten, Hunde können Krankheiten auf Wölfe übertragen und verwilderte Hunde können zu Nahrungskonkurrenten von Wölfen werden. Außerdem können sich wildlebende Wölfe und Hunde (sowohl Haushunde als auch verwilderte) verpaaren und fruchtbare Nachkommen zeugen.

Die Hybridisierung ist in vielen Teilen Europas – von Spanien bis Russland, mit jüngsten Fällen in Deutschland, Norwegen, Finnland, Italien und Lettland – umfassend dokumentiert worden. Die vorhandenen Daten weisen darauf hin, dass die Wahrscheinlichkeit einer Hybridisierung in folgenden Gebieten am größten ist: (1) in Gebieten mit extrem niedriger Wolfsdichte, in denen die Verfügbarkeit potenzieller Paarungspartner gering ist (wie z. B. in Gebieten, in denen sich Wölfe wiederansiedeln) oder (2) in Gebieten, in denen die Wolfspopulation erheblichen Störungen ausgesetzt ist, beispielsweise durch intensive Bejagung. Dies sind auch die Fälle, in denen die Hybridisierung die stärksten Negativwirkungen haben kann, da der Anteil der Hybriden an der Population relativ groß ist.

Eine Hybridisierung kann sich in zweifacher Hinsicht nachteilig auswirken:

Genetik. In den Jahrtausenden, seitdem Hunde aus Wölfen domestiziert wurden, sind ihnen gezielt eine Vielzahl von Eigenschaften angezüchtet worden, die der Mensch für wünschenswert hält. Zu diesen gehören eine frühe Geschlechtsreife, zwei Reproduktionszyklen pro Jahr (bei den meisten Rassen), eine verzögerte Verhaltensreifung, eine Fülle physischer Merkmale wie Größe, Fell und Skelettveränderungen sowie Zahmheit. Alle diese Merkmale reduzieren die Überlebensfähigkeit eines Einzeltiers in der Wildnis.

Verhalten. Es fehlt an gesicherten Daten über das Verhalten freilebender Wolf-Hund-Hybriden, doch es besteht Grund zu der Annahme, dass sie wegen ihrer schlechten Anpassung mehr unerwünschte Verhaltensmerkmale aufweisen als reinrassige Wölfe. Zu diesen Verhaltensweisen könnten möglicherweise auch eine noch ausgeprägtere Neigung zu Übergriffen auf Nutztiere als bei reinrassigen Wölfen und ein auffallendes Verhalten gehören.

Reaktion

Die LCIE erkennt an, dass es unmöglich sein dürfte, Wolfspopulationen 100-prozentig von Haushundgenen freizuhalten. Außerdem ist es ziemlich wahrscheinlich, dass diese Gene durch die Selektion aus der Population entfernt werden. Angesichts der vielen Bedenken in der Bevölkerung, der Gefahr einer möglichen Überschwemmung kleiner, sich erholender Populationen mit ein paar Hybridwürfen und der generellen Ziele der Erhaltung von Wildtier-Genpools empfiehlt die LCIE mit Unterstützung des „*Wolf Manifesto*“ der *Wolf Specialist Group* der IUCN, dass

- alles Erdenkliche getan wird, um die Gefahr einer Verpaarung von Wölfen und Hunden so gering wie möglich zu halten. Dies setzt voraus, dass die Haltung von Wölfen und Wolf-Hund-Hybriden als Haustiere verboten, unterbunden oder zumindest sorgfältig geregelt wird und dass entschlossene Maßnahmen ergriffen werden, um die Zahl der verwilderten und streunenden Hunde zu minimieren.



- alles praktisch Mögliche getan wird, um offenkundige Hybriden aus der Natur zu entnehmen, wenn dieser Fall vorkommt und festgestellt wird. In der Realität lässt sich das am effektivsten durch eine letale Kontrolle erreichen, da die Chancen, alle betroffenen Mitglieder eines Hybridrudels lebend zu fangen, sehr gering sind. Außerdem müssen auch die mit der Haltung von in Freiheit geborenen Hybriden verbundenen Tierschutzaspekte berücksichtigt werden, da sie fast zwangsläufig nach der Zeit gefangen werden, in der sie möglicherweise noch auf Menschen sozialisiert werden können.
- Es ist wichtig, dass die Managementbehörden die für sie geltenden Rechtsvorschriften im Hinblick auf den Rechtsstatus von in freier Wildbahn geborenen Wolf-Hund-Hybriden klären. Ihr Managementstatus sollte so gestaltet sein, dass sie für Jäger und die Bevölkerung denselben Rechtsstatus erhalten wie Wölfe, um eine eventuelle Gesetzeslücke für die illegale Tötung von Wölfen zu schließen – dass sie aber bei Bedarf mit einer Sondergenehmigung von sorgfältig ausgebildeten staatlichen Aufsehern entfernt werden dürfen. Aus der Sicht der EU-Rechtsvorschriften sollte eine automatische Ausnahme vom Schutz der FFH-Richtlinie erfolgen, und alle wirksamen Methoden, auch solche, die für die reguläre Jagd verboten sind, sollten erlaubt sein, sofern sie selektiv sind und den Grundsätzen des Tierschutzes Rechnung tragen.
- Bei der Entnahme potenzieller Hybriden aus der Natur ist es besonders wichtig, dass alle Mitarbeiter mit den physischen Merkmalen von Wölfen und Hybriden vertraut sind und dass unter allen Umständen ein versehentliches Töten reinrassiger Wölfe vermieden wird. Bereits im Vorfeld sollte ein eindeutiger Kriterienkatalog festgelegt werden. Aus Erfahrung lassen sich F1-Hybride im Allgemeinen anhand morphologischer Kriterien erkennen, doch nachfolgende Generationen können selbst mit genetischen Methoden schwer zu erkennen sein. Wenn in Einzelfällen die Identität unklar ist, können anhand von Kotproben DNA-Tests durchgeführt werden, bevor eine Managemententscheidung getroffen wird.



LCIE-Grundsatzklärung

Aussetzung von in Gefangenschaft gezogenen Individuen als Instrument zur Erhaltung von Großraubtieren

Zu den verfügbaren Instrumenten für eine wirksame Erhaltung von Großraubtieren gehören die Wiederansiedlung und Aufstockung von Beständen bedrohter Raubtierpopulationen. Diese Methoden sind bereits für eine Vielzahl von Taxa auf allen Kontinenten eingesetzt worden. Die dafür erforderlichen Tiere können aus zwei Quellen stammen - aus größeren Wildtierpopulationen oder aus Gefangenschaftsbeständen. Beide Quellen sind bereits für Erhaltungsprojekte von Raubtieren verwendet worden, und es gibt für beide erfolgreiche und gescheiterte Versuche. Wiederansiedlungs- und Bestandaufstockungsprojekte sollten nie ohne sorgfältige vorherige Prüfung durchgeführt werden, da sie sehr kostspielig, technisch aufwendig und in der Öffentlichkeit stark umstritten sind; außerdem ist trotz zahlreicher erfolgreicher Beispiele die Erfolgsrate insgesamt relativ gering. Aufgrund dessen kann die LCIE keine Wiederansiedlungs- oder Bestandaufstockungsprojekte unterstützen, die nicht genau den Empfehlungen der *Captive Breeding Specialist Group* der IUCN folgen. Alle Maßnahmen in diesem Bereich sollten erst nach umfassender Untersuchung der Ursache für das Aussterben oder den Rückgang einer Population sowie nach sorgfältiger Prüfung der Frage, ob die Einbringung neuer Tiere in ein Gebiet oder in eine Population einen wesentlichen Beitrag zur Erhaltung leistet, und detaillierter Bewertung des Aussetzungsorts und der Aussetzungsmethode durchgeführt werden. Außerdem sollte jede Aussetzung sorgfältig überwacht werden.

Zusätzliche Bedenken bestehen, wenn die zur Aussetzung vorgesehenen Tiere in Gefangenschaft gezogen worden sind:

- **Genetische Bedenken.** Die Herkunft von Tieren aus Gefangenschaftshaltungen ist oft ungewiss, da nicht immer Zuchtbücher geführt worden sind. Als besonders wichtig für die Erhaltung gilt, dass soweit wie möglich die lokalen genetischen Merkmale beibehalten werden; sie sollten nur dann bewusst beeinflusst werden, wenn es Anzeichen für eine Inzuchtdepression oder so gut wie keine Möglichkeit für eine natürliche Zuwanderung gibt.
- **Tierschutz.** Die Erfahrungen zeigen, dass umgesiedelte Individuen, die in freier Natur geboren wurden, eine höhere Überlebensrate aufweisen als ausgesetzte, die in Gefangenschaft geboren wurden. Das bedeutet, dass es für in Gefangenschaft geborene Individuen gewisse tierschützerische Bedenken geben kann, wenn sie unfähig sind, sich an ein Leben in der Wildnis anzupassen, oder wenn keine Anschlussbetreuung oder Unterstützung ausgesetzter Tiere erfolgt.
- **Öffentliche Sicherheit.** Einige Großraubtierarten wie Wölfe und Bären können eine Gefahr für den Menschen darstellen. Es besteht Grund zu der Annahme, dass Einzeltiere, die sich aufgrund ihrer Erfahrungen in Gefangenschaft an Menschen gewöhnen oder die Angst vor ihnen verlieren, gefährlicher oder eher geneigt sein können, problematische Verhaltensweisen zu entwickeln, wenn sie ausgesetzt werden. Es besteht auch die Möglichkeit, dass ein Mangel an Scheuheit sie in engeren Kontakt mit Menschen und in mehr Konfliktsituationen bringen könnte, was sich negativ auf die öffentliche Meinung auswirken könnte.

Daher empfiehlt die LCIE unter keinen Umständen die Aussetzung von in Gefangenschaft gezogenen Wölfen oder Bären in den vom Menschen dominierten Landschaften, die typisch für Europa sind. Bei den anderen in Europa lebenden Großraubtierarten raten wir von der Verwendung von in Gefangenschaft gezogenen Tieren in all den Fällen ab, in denen wild le-



bende Individuen zur Verfügung stehen, die aus einer Population stammen, die eine solche Entnahme verkraften kann, und die einen ähnlichen genetischen Hintergrund haben wie die in dem Aussetzungsgebiet lebenden Tiere. Die Aussetzung von in Gefangenschaft gezogenen Individuen sollte nur dann in Betracht gezogen werden, wenn (1) ein eindeutiger Bedarf besteht für eine Wiederansiedlung oder Bestandsaufstockung in einem Kontext, der einen erheblichen Beitrag zu ihrer Erhaltung leisten kann, und (2) keine anderen Bezugsquellen für Tiere vorhanden sind. Es ist schwierig, sich eine derartige Situation für den Eurasischen Luchs oder den Vielfraß vorzustellen. Es gibt jedoch ein mögliches Beispiel, das diese Kriterien erfüllt: die Iberischen Luchse, für die es keine Quellpopulationen gibt und deren Überleben von der Wiederherstellung und Aufstockung der Bestände in freier Natur abhängt.



LCIE-Grundsatzklärung

Anwendung von Entschädigungs- und ökonomischen Anreizsystemen als Ausgleich für von Großraubtieren verursachte wirtschaftliche Verluste

Großraubtiere sind häufig Ursache vielfältiger Konflikte mit menschlichen Interessen. Zu diesen Konflikten gehören Übergriffe auf Nutztiere, die Tötung von Haushunden, die Zerstörung von Bienenstöcken, Schäden an Feldkulturen und Obstbäumen und in Ausnahmefällen die Gefahr der Verletzung von Menschen. Diese Konflikte haben meist einen wirtschaftlichen Hintergrund (obwohl es auch zu einer Fülle nichtmaterieller gesellschaftlicher Konflikte kommen kann) und konzentrieren sich in der Regel in unverhältnismäßig starkem Maße auf die ländlichen Gemeinden im Verbreitungsgebiet der Großraubtiere. Der mit Großraubtieren verbundene Nutzen dagegen ist oftmals mehr ästhetischer oder ethischer als materieller Art und macht sich auf nationaler oder internationaler Ebene bemerkbar.

Als Mechanismen für den Ausgleich ökonomischer Ungleichheiten bieten sich mehrere Möglichkeiten an. Die am häufigsten verwendete ist die Ex-Post-Entschädigung, d. h. die Zahlung einer Geldsumme zur (teilweisen oder vollständigen) Abgeltung des durch Großraubtiere verursachten Schadens nach Schadenseintritt. Außerdem gibt es Versicherungssysteme, bei denen Bauern beispielsweise einen Versicherungsvertrag für den Verlust von Tieren abschließen. Auch einige wenige ökonomische Anreize (Risikozahlungen) sind vorhanden, bei denen potenziell von Großraubtierschäden Betroffene finanzielle Mittel erhalten, die sie entweder zur Schadensvorsorge oder zur Verlustdeckung verwenden können. Und schließlich gibt es verschiedene Beihilfesysteme, die die Bereitstellung von Mitteln zur Schadensvorsorge durch Subventionierung der Einführung wirksamer Schadensverhütungsmaßnahmen vorsehen.

Die LCIE ist der Ansicht, dass Großraubtiere als natürliche Bestandteile der europäischen Umwelt mit einem Eigenrecht auf Leben auf Staats- und Privatland in Europa zu betrachten sind. Die LCIE ist auch der Ansicht, dass die von Großraubtieren verursachten Schäden genau wie Stürme und Überschwemmungen als „natürlich“ zu betrachten sind. Daher erkennen wir den von Interessengruppen erhobenen Anspruch auf finanzielle Unterstützung bei Schäden durch Großraubtiere nicht als Grundrecht an. Die LCIE erkennt jedoch an, dass in manchen Fällen die durch Großraubtiere verursachten Konflikte schwerwiegend sein können und dass Kosten und Nutzen nicht gleichmäßig verteilt sind. Außerdem vollzieht sich die Erhaltung von Großraubtieren in Europa innerhalb einer von Menschen dominierten Umwelt, in der die Akzeptanz der Bevölkerung von großer Bedeutung ist. Daher ist die LCIE der Ansicht, dass es aus pragmatischer und ethischer Sicht wichtig ist, in Verbindung mit den Erhaltungszielen auch Fragen der sozialen Gerechtigkeit zu betrachten. Dies bedeutet, dass es in vielen Fällen wünschenswert sein kann, die mit Großraubtieren verknüpften Kosten und Vorteile gleichmäßiger zu verteilen.

Die LCIE ist grundsätzlich der Ansicht, dass ein erfolgreiches System den Empfängern ein Gefühl der Verantwortung vermitteln sollte und dass Konfliktprävention besser ist als Konfliktreaktion. Die LCIE ist auch der Ansicht, dass ökonomische Regelungen nur für Schäden an Privateigentum (z. B. Nutztieren, Hunden, Bienenstöcken, Feldkulturen und Obstgärten) gelten sollten und nicht für die wirtschaftlichen Verluste die Jäger empfinden, deren Jagderfolg aufgrund der Konkurrenz mit Großraubtieren geschmälert wird. Alle finanziellen Anreizsysteme sollten zum Schutz vor Betrug sorgfältig überwacht werden.



Zu den potenziellen Mechanismen, die die LCIE nachdrücklich unterstützt, gehört die Anwendung von Beihilfesystemen. Durch Bereitstellung von Beihilfen oder subventionierten Leihgaben für technische Unterstützung und Materialien (z. B. Elektrozäune, Herdenschutzhunde, sichere Zwinger für Hunde, bessere Umzäunungen für die Herden während der Nacht und vorübergehende Unterkünfte für die Schafhirten auf den Weiden) kann ein Großteil der Anfangskosten für die Anpassung an raubtiergerechte Haltungssysteme gedeckt werden. Wir empfehlen jedoch, dass von den Empfängern erhebliche Eigenleistungen in Form von Arbeit oder Finanzmitteln verlangt werden, um ein Gefühl der Eigenverantwortlichkeit zu erzeugen und das Verantwortungsgefühl für die Instandhaltung zu erhöhen.

Finanzielle Anreize für die mit der Präsenz von Großraubtieren verbundenen Risiken sind eine wenig erkundete Möglichkeit, die nach Ansicht der LCIE weiterverfolgt werden sollte. Sie basieren auf dem Grundsatz, dass der Empfänger entscheidet, wie die Mittel zu verwenden sind. An diese Form der Regelung sollten klare Bedingungen in Bezug auf die Entwicklung der Großraubtierpopulation geknüpft werden, wobei als vereinbart gilt, dass z. B. bei unverändert hohem Wildereidruck die Unterstützung eingestellt wird. Es muss auch als vereinbart gelten, dass keine Ex-post-Entschädigung für eintretende Schäden gezahlt wird. Finanzielle Anreize könnten in Form von Bar- oder Sachleistungen gewährt werden – z. B. als Senkung ggf. zu entrichtender Gebühren für die Beweidung öffentlicher Flächen.

Die Verwendung von Versicherungssystemen ist ebenfalls zu empfehlen, da diese dem Versicherungsnehmer ein Gefühl der Verantwortung vermitteln. Dafür könnte ein vom Staat betriebenes System oder ein teilweise staatlich subventioniertes System eines privaten Versicherers infrage kommen.

Die LCIE ist der Meinung, dass die Zahlung einer Ex-post-Abfindung im Schadensfall von allen Finanzierungsmechanismen als der am wenigsten wünschenswerte betrachtet werden sollte. Wenn eine Ex-post-Abfindung gezahlt wird, sollten klare Mindestanforderungen für wirksame Schadensvorsorgemaßnahmen im Rahmen eines Haltungssystems bestehen. Die einzigen Fälle, in denen eine Ex-post-Abfindung erwünscht sein kann, sind (1) seltene und unvorhersehbare Ereignisse, bei denen eine Vorsorge schwierig oder unmöglich ist (z. B. Verlust von Haushunden in Jagdsituationen), (2) Fälle, in denen wilde Beutetiere kaum oder gar nicht vorhanden sind, sodass Großraubtiere zum Überleben auf Nutztiere angewiesen sind, und (3) Gebiete, in denen einzelne Raubtiere außerhalb ihres normalen Streifgebiets auftauchen und Schäden verursachen, sodass es unrealistisch wäre, mit dem Vorhandensein wirksamer Vorsorgemaßnahmen zu rechnen.

Ein abschließender Punkt betrifft die Frage, wer für die Kosten aufkommen soll. Die LCIE ist der Ansicht, dass alle, die von Großraubtieren profitieren, an den Kosten beteiligt werden sollten. In den meisten Fällen betrifft dies die nationale oder die übernationale Ebene. Allerdings wäre es in den Fällen, in denen Jagdgenehmigungen für Großraubtiere an Trophäenjäger verkauft oder Großraubtiere zur Förderung des Ökotourismus verwendet werden, durchaus angemessen, wenn die Betreiber ebenfalls einen Beitrag leisteten.