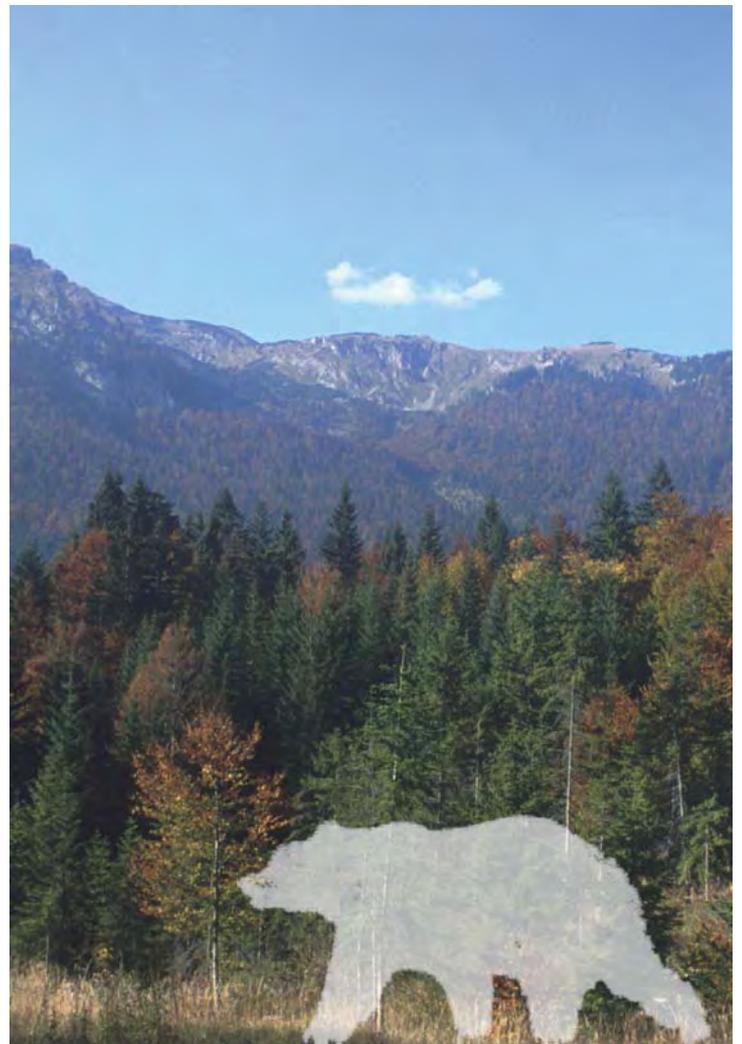


Der Braunbär in Österreich III

Aktueller Status, Lebensraum und
Strategien für die Zukunft



for a living planet®





umweltbundesamt^U

DER BRAUNBÄR IN ÖSTERREICH III

Aktueller Status, Lebensraum und
Strategien für die Zukunft

Editoren

Georg Rauer

Jens Laass

Beate Striebel



Universität für Bodenkultur Wien
Department für Integrative Biologie und
Biodiversitätsforschung
Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft

REPORT
REP-0014

Wien, 2005



Projektleitung

Norbert Gerstl

AutorInnen

Barbara Däubl, Roland Grillmayer, Daniela Grünauer, Bernhard Gutleb, Eva Hafner, Elisabeth Haring, Luise Kruckenhauser, Jens Laass, Michael Proschek, Georg Rauer, Beate Striebel, Walter Wagner, Mark Wöss

Umschlagbilder

Jens Laass

Lektorat

Maria Deweis und Brigitte Read

Dank

Koordinierungsstelle für Bärenfragen (Konrad Brandstätter, Renate Scherling, Enrica Seltenhammer, Helmut Mülleder, Mark Wöss, Susanne Gyenge, Claus Stundner, Gottfried Stadlmann, Gabriela Sagris, Klaus Tiefnig, Reinhold Turk, Hans Schlager, Peter Lebersorger, Horst Leitner), Österreichische Bundesforste (Fritz Völk, Gerald Plattner, Forstbetriebe Steiermark, Waldviertel-Voralpen, Steyrtal und Traun-Innviertel, Nationalparkbetrieb Kalkalpen), Forstverwaltung Langau, Forstverwaltung Wildalpen der Gemeinde Wien, Nationalpark OÖ Kalkalpen, NÖ Landesjagdverband, OÖ Landesjagdverband, Steirische Landesjägerschaft, Kärntner Jägerschaft, Hartmut Gosow, Andreas Zedrosser, Kai Elmauer, Österreichische Lotterien.

Und allen, die Bärenhinweise gemeldet haben.

Diese Publikation wurde mit finanzieller Unterstützung des LIFE-Programms der Europäischen Union, des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, der Landesregierungen der Steiermark, Niederösterreichs, Kärntens und der Universität für Bodenkultur erstellt.

Zitiervorschlag

RAUER, G.; LAASS, J. & STRIEBEL, B. (2005): Der Braunbär in Österreich III. Aktueller Status, Lebensraum und Strategien für die Zukunft. Report, REP-0014. Umweltbundesamt, Wien. 65 S.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber

Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Druck

Gugler GesmbH, Melk

Diese Publikation erscheint auch in elektronischer Form auf <http://www.wwf.at> und <http://www.umweltbundesamt.at>

© Umweltbundesamt GmbH, 2005

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-814-8

INHALT

Zusammenfassung	5
Summary	6
1 Einleitung	
Georg Rauer (<i>WWF Österreich</i>), Jens Laass (<i>Universität für Bodenkultur Wien</i>), Beate Striebel (<i>WWF Österreich</i>).....	7
2 Die aktuelle Situation der Braunbären in Österreich	
Georg Rauer (<i>WWF Österreich</i>), Walter Wagner (<i>Österreichische Bundesforste AG</i>), Bernhard Gutleb (<i>Amt der Kärntner Landesregierung</i>)	8
3 Ergebnisse aus dem genetischen Monitoring 2000–2005	
Georg Rauer (<i>WWF Österreich</i>), Luise Kruckenhauser (<i>Natur- historisches Museum Wien</i>), Barbara Däubl (<i>Naturhistorisches Museum Wien</i>), Elisabeth Haring (<i>Naturhistorisches Museum Wien</i>)	15
4 Entwicklung der Population und ihre Lebensfähigkeit	
Georg Rauer (<i>WWF Österreich</i>)	30
5 Lebensraumeignung für den Braunbären in Österreich – ein Modell	
Eva Hafner (<i>Universität für Bodenkultur Wien</i>), Daniela Grünauer (<i>Universität für Bodenkultur Wien</i>), Jens Laass (<i>Universität für Bodenkultur Wien</i>), Roland Grillmayer (<i>Universität für Bodenkultur Wien</i>)	35
6 Bestehende Lebensraumvernetzung für Braunbären im österreichischen Alpenraum und Möglichkeiten zu ihrer Sicherung mit Mitteln der Raumplanung	
Jens Laass (<i>Universität für Bodenkultur Wien</i>), Mark Wöss (<i>Universität für Bodenkultur Wien</i>)	42



7	Strategische Planung für die Lebensraumvernetzung in Österreich mit besonderer Berücksichtigung des Braunbären	
	Michael Proschek (<i>WWF Österreich</i>)	52
8	Günstiger Erhaltungszustand – Das Schutzziel für die Zukunft	
	Beate Striebel (<i>WWF Österreich</i>), Georg Rauer (<i>WWF Österreich</i>)	57
9	Literatur	61

ZUSAMMENFASSUNG

34 Jahre nach der Rückkehr des ersten Bären in die Nördlichen Kalkalpen und 17 Jahre nach der Umsiedlung der ersten Bärin, kann die Bärenpopulation in Österreich keinesfalls als gesichert gelten. Daten aus dem Monitoring der Bärenanwölfe lassen darauf schließen, dass die Populationsgröße und -verbreitung seit Mitte der 90er Jahre bestenfalls stabil geblieben ist. Im zweiten LIFE-Projekt zu den Bären in Österreich (2002–2005) wurde eine Reihe von Untersuchungen initiiert, deren Ergebnisse in der vorliegenden Studie dargestellt werden sollen.

Der Bärenbestand in Österreich verteilt sich weiterhin auf zwei voneinander getrennte Populationskerne in der Grenzregion Steiermark, Niederösterreich und Oberösterreich (Nördliche Kalkalpen) und in Kärnten entlang der Grenze zu Slowenien und Italien. Die Bestandsschätzung für Kärnten ist seit 2001 stabil bei 5–8 Bären. In den Nördlichen Kalkalpen ist die Anzahl der Sichtbeobachtungen seit einigen Jahren leicht rückläufig, die Schätzung von 15–20 Bären aus dem Jahr 2001 muss mittlerweile auf 7–12 Tiere revidiert werden. Das Ausmaß der kompensierten Schäden liegt in den letzten 10 Jahren bei durchschnittlich € 8.700 pro Jahr. Die Schäden betreffen in den Nördlichen Kalkalpen hauptsächlich Rapsöl und Bienenstöcke, in Kärnten hauptsächlich Schafe.

Zur Untersuchung der Populationsstruktur und der Bestandsgröße wurden zwischen 2000 und 2005 in den Nördlichen Kalkalpen Haar- und Losungsproben gesammelt und zusammen mit früheren Proben im Naturhistorischen Museum Wien genetisch untersucht. Insgesamt wurden 24 verschiedene Individuen nachgewiesen. Allerdings konnten aus aktuellen Proben nur maximal acht Bären pro Jahr identifiziert werden, 2005 sogar nur fünf. Die aktuelle Bärenpopulation gründet auf drei Tieren, die meisten Jungtiere haben das Männchen *Djuro* zum Vater. Entsprechend musste auch ein Verlust an genetischer Variabilität festgestellt werden.

Auf Grundlage der aktuellen Bären Daten wurde ein neues hoch aufgelöstes Habitatmodell berechnet, in dem Faktoren wie Habitatzerschneidung, Tourismus und Beeinflussungen durch Siedlungen und Straßen berücksichtigt werden. Das Modell weist 20.000 km² als Kernlebensraum und weitere 25.000 km² als Lebensraum aus. Große zusammenhängende Flächen finden sich vor allem in den Nördlichen Kalkalpen, den Niederen und Hohen Tauern, den Karnischen Alpen sowie Kor- und Gleinalpe, aber auch im Karwendel und rund um den Arlberg.

Eine detaillierte Untersuchung der Habitatvernetzung im österreichischen Alpenraum zeigt, dass 11,7 % des höherrangigen Straßennetzes für Bären querbar sind. In weiteren Bereichen wäre die Straße kein unüberwindbares Hindernis, jedoch fehlt eine ausreichende Anbindung an den umliegenden Lebensraum. Besonders große Barrierewirkung haben die Mur-Mürz-Furche, das Salzach-, Drau- und Inn-Tal. In diesen Tallagen konnten keine gut geeigneten Querungsmöglichkeiten für Bären dokumentiert werden.

Zur Erhaltung der internationalen Wanderkorridore für Großsäuger wurden potentielle Standorte für Grünbrücken an Autobahnen identifiziert und priorisiert. Standorte, die für die Lebensraumvernetzung der Bären wesentliche Bedeutung haben, liegen in erster Linie an der S6 im Mürtal bzw. an der S36 im Murtal, an der A12 im Bereich des Brenners und an der A3 als Verbindung zwischen den Alpen und den Karpaten.

Ein günstiger Erhaltungszustand ist das Ziel für die in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU genannten Arten. Nach den aktuellen Vorgaben der EU-Kommission wurde eine Beurteilung des Erhaltungszustands für Braunbären in Österreich vorgenommen. Obwohl genügend Lebensraum zur Verfügung steht, muss der Erhaltungszustand derzeit aufgrund der geringen Individuenzahl als „ungünstig–schlecht“ eingestuft werden.



SUMMARY

Although 34 years have passed since the migration of the first bear to the northern Limestone Alps, and 17 years have passed since the relocation of the first female in 1989, the bear population in Austria can still not be considered viable.

Monitoring data compiled by the Bear Advocates suggest that the population size and distribution has not increased since the mid-1990s. Within the framework of the second LIFE Project on bears in Austria (2002–2005), several studies focused on the status of the population and the connectivity of the habitat; the results are presented in this paper.

The Austrian bear population is distributed in two population nuclei; one is found in the border regions of Styria, Lower and Upper Austria (northern Limestone Alps) and another one in Carinthia along the borders to Slovenia and Italy. The estimated number of bears in Carinthia is five to eight and has remained stable since 2001. In the northern Limestone Alps a decline in the number of bear sightings in the past few years has been observed, the estimate of 15–20 bears in 2001 had to be revised to 10–15. During the past ten years, compensation payments for damage totalled on average € 8,700 per annum. The main types of damage were damage to rape oil cans and beehives in the region of the northern Limestone Alps, and to sheep in Carinthia.

In order to examine the size and structure of the bear population, hair and scat samples were collected in the northern Limestone Alps from 2000 to 2005 and, together with some earlier samples, genetically analysed at the Natural History Museum of Vienna. A total of 24 genotypes were identified. However, only a maximum of eight individuals could be identified from the samples collected within a year. Only five could be identified from samples collected in 2005. Three adult bears form the core of the current population, the male "*Djuro*" being the father of most of the young offspring. A corresponding loss of genetic variability has been detected.

Based on current monitoring data a new, high resolution habitat model has been developed, taking into account factors such as habitat fragmentation, tourism, as well as the built-up areas, and roads. The model identifies 20,000 km² as bear core habitat and a further 25,000 km² as bear habitat. Large cohesive patches of habitat can be found in the northern Limestone Alps, the lower and higher Tauern, the Karnische Alpen, Koralpe and Gleinalpe, as well as in the Karwendel mountains.

A detailed study of habitat connectivity in the Austrian Alps shows that only 11.7 % of the major roads and the surrounding valley can be crossed by bears. In many places adequate connectivity to the next habitat patch is missing, creating effective barriers where the road itself can be crossed by bears. In particular the valleys of the Mur/Mürz rivers, as well as the Salzach, Drau and Inn rivers pose major obstacles to bears, no suitable possibilities for crossing these valleys have been found.

To maintain international migration routes for large mammals, potential sites for green bridges across motorways have been identified and prioritized. Sites which are of vital importance for connecting bear habitat are found mainly on the S6 in the Mürz valley, the S36 in the Mur valley, on the A12 in the region of the Brenner alpine pass, as well as on the A3 connecting the Alps and the Carpathian Mountains.

The aim of the EU Habitats Directive is to conserve populations of native species at a favourable conservation status. In accordance with the current guidelines of the European Commission, an evaluation of the current conservation status of brown bears in Austria has been carried out. Although adequate habitat is available for the bears, their current conservation status has to be ranked as "unfavourable to poor", due to the low population size.

1 EINLEITUNG

In der Europäischen Union genießt der Braunbär als prioritäre Art der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie einen besonderen Schutzstatus. Dieser Verpflichtung entsprechend finanzierte die EU im Rahmen des LIFE-Programms bereits zwei Projekte zum Schutz des Bären in Österreich. Das erste LIFE-Projekt (1995–97) stand ganz unter dem Eindruck der Aufregung um zwei auffällige Bären im Jahr 1994. Alle Maßnahmen hatten den Aufbau eines koordinierten Bärenmanagements und die Steigerung der Akzeptanz für Bären in der Bevölkerung zum Ziel. Das zweite LIFE-Projekt (2002–2005) konzentrierte sich mehr auf Schutzaspekte und Zukunftsaussichten der österreichischen Braunbärenpopulation. Der WWF Österreich setzte in Kooperation mit Behörden, wissenschaftlichen Institutionen und Interessengruppen die Projektschwerpunkte auf die Adaptierung des Managementplans, den Aufbau des genetischen Monitorings und die Planung von Maßnahmen zur Lebensraumvernetzung.

Wiederansiedlungen bereits ausgestorbener Tierarten bedürfen eines langen Atems; ein Großraubtier wie den Braunbären zurückzubringen, ist in Hinblick auf die Akzeptanz durch die betroffenen Menschen eine besondere Herausforderung. Schadensfälle und Konflikte sind im Zusammenleben mit Braunbären in der Kulturlandschaft unausweichlich. Der im Rahmen des LIFE-Projekts überarbeitete „Managementplan für Braunbären in Österreich“ wurde bereits im November 2005 von der „Koordinierungsstelle für Bärenfragen“¹ herausgegeben und dient als offiziell anerkannte Handlungsanleitung für das Zusammenspiel von Bärenanwälten, Landes- und Bezirksbehörden, Jägerschaften und anderen Interessenvertretungen zur Erreichung eines konfliktfreien Zusammenlebens von Mensch und Bär. „Die rechtliche Situation von Bär, Luchs und Wolf in Österreich“ (STRASSER & PROSCHEK 2004) wurde ebenfalls in einer eigenen Publikation bereits 2004 behandelt.

In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse aus den Forschungstätigkeiten im Rahmen des soeben abgeschlossenen LIFE-Projekts vorgestellt. Es ist bereits die dritte vom Umweltbundesamt publizierte Monographie zum Thema „Braunbär in Österreich“. Während die erste Monographie (RAUER & GUTLEB 1997) die biologischen Grundlagen, einen historischen Rückblick und die unmittelbaren Erfolge des Wiederansiedlungsprojekts im Gebiet zwischen Ötscher und Hochschwab zum Thema hatte, legte die zweite Publikation (RAUER et al. 2001) den Schwerpunkt auf die Themen Habitatbewertung und Problembärenmanagement. Habitatbewertung ist auch ein Thema der dritten Monographie. Bärenhabitat ist in Österreich ausreichend vorhanden, trotzdem zeichnen die Ergebnisse des genetischen Monitorings ein durchaus Besorgnis erregendes Bild für Österreichs kleine Bärenpopulation. Die Bedeutung der Zuwanderung aus benachbarten Populationen und die Aufrechterhaltung der Vernetzung fragmentierter Bärenhabitate sind damit noch deutlicher geworden. Weitere Anstrengungen sind im Bärenschutz notwendig, wie die abschließende Bewertung des Erhaltungszustands gemäß der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie unterstreicht.

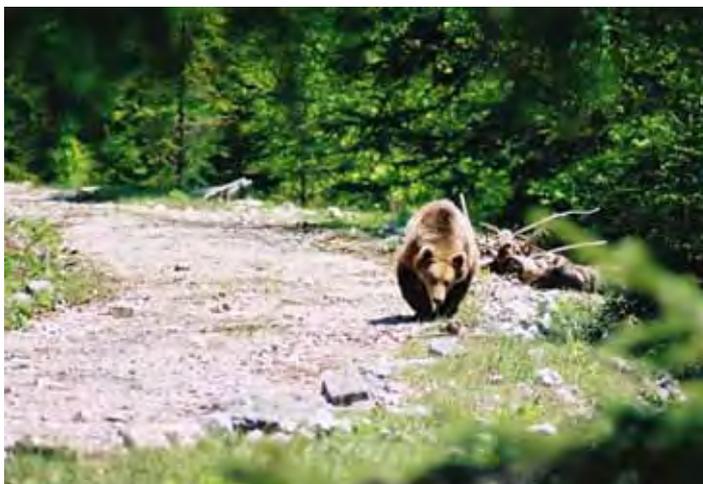
¹ Die „Koordinierungsstelle für Bärenfragen“ ist ein länderübergreifendes Gremium, in dem Beamte der Naturschutz- und Jagdrechtsabteilungen der Bundesländer Kärnten, Niederösterreich, Steiermark, Oberösterreich und Salzburg, sowie die Jägerschaft, das Umweltministerium und die Bärenanwälte vertreten sind.

2 DIE AKTUELLE SITUATION DER BRAUNBÄREN IN ÖSTERREICH

Georg Rauer, Walter Wagner, Bernhard Gutleb

2.1 Verbreitung

Die Verbreitung der Bären in Österreich ist auf zwei Regionen konzentriert: zum einen die Karawanken, Karnischen Alpen und Gailtaler Alpen in Kärnten und Osttirol, zum anderen die Nördlichen Kalkalpen in der Steiermark, Niederösterreich und Oberösterreich. Die „südösterreichischen“ Bären sind durchwegs zugewanderte Individuen aus der expandierenden slowenischen Population, die „zentralösterreichischen“ durchwegs Nachkommen der drei 1989–1993 im Rahmen des WWF Wiederansiedlungsprojekts ausgesetzten Individuen und des 1972 selbstständig zugewanderten „Ötscherbären“. Besonders aus den ersten Jahren des dargestellten Zeitraums liegen auch Bärennachweise aus Gebieten zwischen den beiden Verbreitungsschwerpunkten vor, zum Beispiel den Niederen Tauern, der Koralm und Gleinalm – diese dokumentieren aber nicht eine später abgerissene Verbindung zwischen den beiden Regionen, sondern gehen zum Großteil auf den legendären Problembären *Nurmi* zurück, der eine Spur von Schäden und auffälligen Beobachtungen vom Toten Gebirge zur Koralm und wieder zurück gezogen hat. In der zweiten Hälfte der 1990er Jahre hat das Nördliche Verbreitungsgebiet eine deutliche Reduktion erfahren, in der ersten Hälfte der 2000er Jahre hat sich dieser Trend wieder umgekehrt (siehe Abbildungen 1–3). Auch dies reflektiert nicht eine zunächst rückläufige und dann positive Bestandsentwicklung, sondern das Wanderverhalten einzelner Bären. Ab 2004 wurden wieder regelmäßig Bärennachweise in Oberösterreich gemeldet. Wandernde Bären sind auch für die Bärennachweise in Tirol verantwortlich. Diese Bären stammen aus dem Trentino, wo 1999–2002 zehn Tiere im Gebiet der letzten Alpenbären angesiedelt worden sind. 2002 hat sich einer der ausgesetzten (und mit Sendern versehenen) Bären – das Weibchen *Vida* – einige Zeit im Wipptal südlich von Innsbruck aufgehalten und ist dann nach Osttirol weitergewandert. Dort ist dann der Senderkontakt abgebrochen und die weitere Wanderroute ist nicht bekannt. 2005 ist ein Jahrling aus dem Trentino nach Südtirol und in die Schweiz gewandert und für zwei Wochen auch auf Nordtiroler Seite im Gebiet von Nauders aufgetaucht.



Eine Zufallsbegegnung mit einem Bären im Nationalpark OÖ. Kalkalpen – wahrscheinlich handelte es sich um den Bären P. (Foto: Ernst De-Haan)

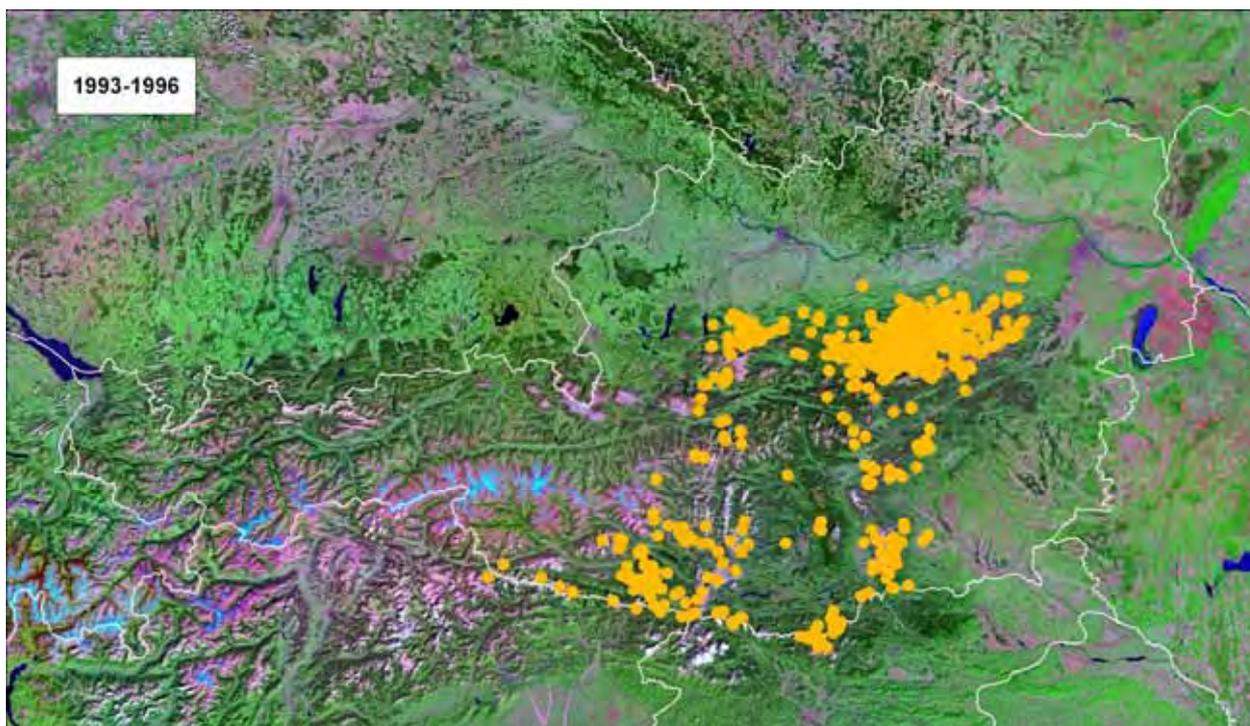


Abbildung 1: Verteilung der Bärenhinweise 1993–1996.

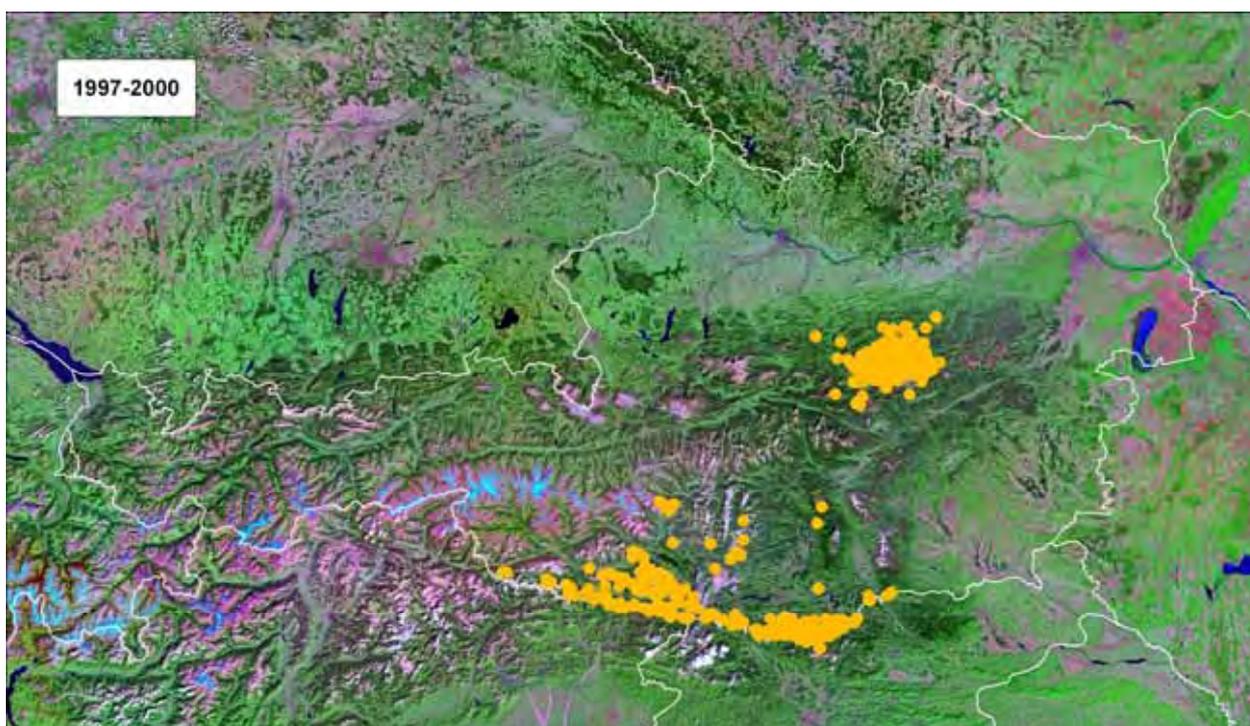


Abbildung 2: Verteilung der Bärenhinweise 1997–2000.

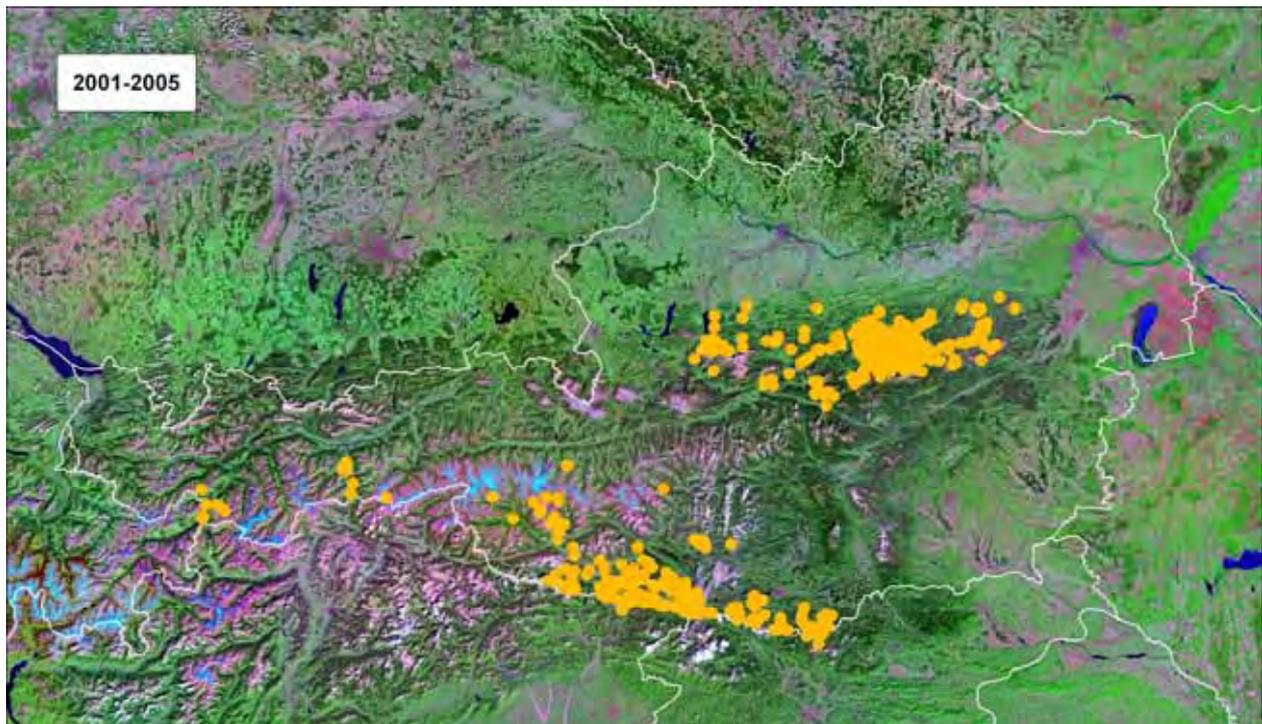


Abbildung 3: Verteilung der Bärenhinweise 2001–2005, Daten für Kärnten nur bis 2003.

2.2 Schäden

Schäden sind ein unvermeidlicher Bestandteil des Zusammenlebens von Bär und Mensch in der Kulturlandschaft. In erster Linie sind Land- und Forstwirtschaft betroffen. Schäden waren das treibende Motiv in der Jahrhunderte dauernden Ausrottungsgeschichte des Braunbären in vielen Ländern Europas. Der Schutz des Bären ist ein gesamtgesellschaftliches Anliegen und Schadensabgeltung ein Pfeiler der Bemühungen, die Zustimmung der direkt betroffenen Bevölkerung zu gewinnen. Österreich nimmt insofern eine Sonderstellung ein, als in den vier regelmäßig von Bären besiedelten Bundesländern Kärnten, Steiermark, Nieder- und Oberösterreich nicht die öffentliche Hand diese Aufgabe im gemeinschaftlichen Interesse übernommen hat, sondern die Jagdverbände eine Bärenschadensversicherung finanzieren.

Die jährlichen Schadenssummen weisen große Unterschiede auf, ein klarer Trend ist nicht erkennbar (siehe Abbildung 4). Das Extremjahr 1994 hat weiterhin unangefochten eine Sonderstellung; danach sind die ausbezahlten Beträge über viele Jahre deutlich unter € 10.000 geblieben, in den letzten Jahren haben die Werte wieder etwas zugenommen (die ausbezahlten Summen für 2005 sind noch nicht bekannt, werden aber auch über € 10.000 liegen). Für den Zeitraum 1990–2004 betrug der jährliche Durchschnitt € 12.705, für die letzten zehn Jahre € 8.690 pro Jahr. Die Schadenshöhe steht weniger mit der Größe der Bärenpopulation in Zusammenhang, sondern wird vielmehr vom Verhalten einzelner Bären bestimmt. Die Schäden 1994 gehen z. B. zum Großteil auf die beiden Problembären *Nurmi* und *Grünau* zurück.

In Kärnten überwiegen Schäden an Haustieren, in erster Linie sind Schafe auf Almen betroffen (siehe Abbildung 5). In den Nördlichen Kalkalpen spielen Haustiere in der Schadensstatistik eine weit geringere Rolle. Schafe werden nur in kleinen Gruppen auf

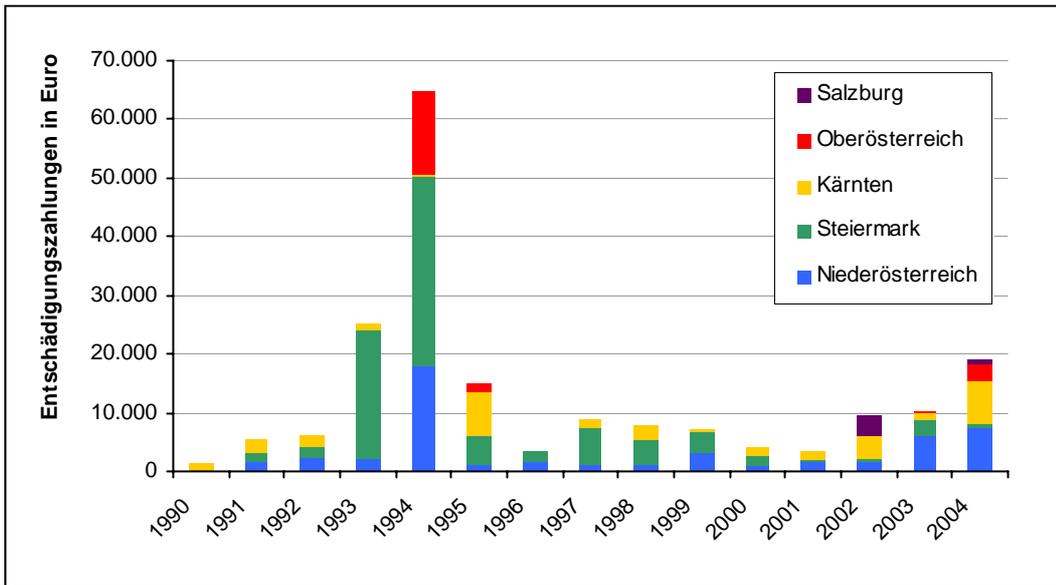


Abbildung 4: Entschädigungszahlungen 1990–2004 für Bärenschäden.

gezäunten Weiden in Hofnähe gehalten und Rinder auf den Almen sind deutlich weniger gefährdet. Es kommt aber vor, dass selbst ausgewachsene Rinder einem Bären zum Opfer fallen können. *Djuro* hat z. B. in den Jahren 1994 und 2004 jeweils eine 300–400 kg schwere Kalbin gerissen. Dass Bären Honig lieben, ist gemeinhin bekannt, ebenso gerne fressen sie aber auch die Bienenbrut. 20–30 % der Schadensfälle betreffen Bienen. Bienenstände können relativ einfach und effizient mit Elektrozäunen vor Bärenattacken geschützt werden. Im Rahmen des ersten LIFE-Projekts (1995–1998) wurden über 100 E-Zaun-Anlagen zum Schutz von Bienenständen an gefährdeten Standorten finanziert. Seither sind die Schäden an Bienenstöcken deutlich zurückgegangen, es hat sogar Jahre ohne einen einzigen Schadensfall gegeben. In den Nördlichen Kalkalpen sind „Rapsölschäden“ die häufigste Schadensart, ihre Bedeutung hat in den letzten Jahren sogar noch zugenommen. Unter „Rapsölschäden“ sind vor allem aufgebissene Kanister mit Biokettenöl für Motorsägen zu verstehen. Bären machen zuweilen aber auch nicht vor Benzin-, Diesel-, Motoröl-, Getriebeöl- und Hydraulikölkannistern Halt, versuchen unter Gewaltanwendung, das Kettenöl aus Motorsägen herauszubekommen und brechen Traktor- oder Seilkrantüren oder -fenster auf, wenn das be-

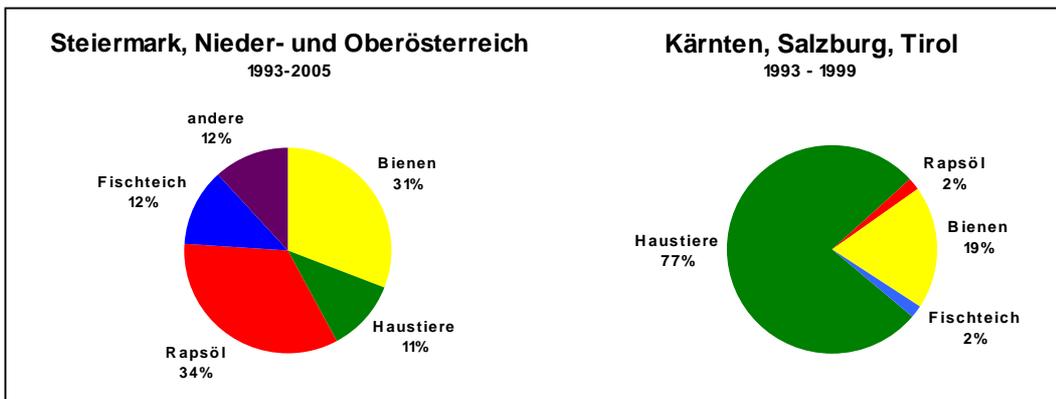


Abbildung 5: Schadenstypen für die beiden Verbreitungsschwerpunkte der Bären in Österreich.

gehrte Öl in der Kabine gelagert wird. Das Biokettenöl auf Rapsölbasis können Bären vermutlich als Nahrung verwerten; was sie an den anderen Ölen so fasziniert, bleibt etwas rätselhaft. Bei Fischteichen sucht der Bär öfter nach Fischfutter als nach den Fischen selbst, im hohen Wasser hat er kaum Chancen die wendigen Fische zu erbeuten. *Nurmi* hatte die Technik entwickelt, das Wasser des Teichs durch Öffnen des Abflusses abzulassen und so leichter an die Fische zu kommen. Vereinzelt haben andere Bären später auch diese Technik angewandt, allerdings nicht so systematisch wie *Nurmi*. Die Kategorie „andere Schäden“ umfasst unter anderem beschädigte Autos oder Zäune, durchstößerten Müll oder Kompost, aufgebrochene Hüttentüren, eingedrückte Fenster, zerbissene Wasserschläuche oder Teichplanen, aufgerissene Siloballen usw. – Bären sind eben neugierige Tiere.

2.3 Auffällige Bären

Wir erwarten von Bären, dass sie scheu und zurückgezogen im Wald leben und uns Menschen tunlichst aus dem Weg gehen. Das trifft nicht immer zu, manchmal reagieren Bären auf Begegnung unbeeindruckt, neugierig oder gar zutraulich. Vor allem junge Bären (Jahrlinge, 2-jährige) zeigen solches Verhalten, mit zunehmenden Alter werden sie meist wieder vorsichtiger. In Einzelfällen können Bären jedoch immer dreister werden und sich zu problematischen Individuen entwickeln. Welche Richtung die Entwicklung nimmt, hängt einerseits vom Charakter des Bären ab und andererseits von den Erfahrungen, die der Bär in seinen ersten Lebensjahren macht. Eine wichtige Aufgabe des Monitorings ist die Erfassung problematischer Entwicklungen im Verhalten eines Bären, damit rechtzeitig darauf reagiert werden kann, in erster Linie durch Erziehungsmaßnahmen am Bären (Vergrämung), Beseitigung von förderlichen Situationen (Futterquellen in Menschennähe) und Instruktion der Beobachter (keine Ausnutzung der Situation zu Fotografierzwecken, kein Ankirren). In letzter Konsequenz auch durch Entfernung des Bären aus der Population.

Im Monitoring werden möglichst alle Sichtbeobachtungen registriert und vom Beobachter Informationen über Beobachtungsbedingungen und Bärenverhalten eingeholt. Die Anzahl der 1989–2005 in der Steiermark, Nieder- und Oberösterreich jährlich gemeldeten Beobachtungen lag zwischen 4 und 187, ein erstes Maximum wurde 1993/1994 erreicht, ein zweites um das Jahr 1998; seither ist die Anzahl beständig zurückgegangen (siehe Abbildung 6). Das mag damit zusammenhängen, dass Bärenbeobachtungen in den letzten Jahren nicht mehr als etwas so Außergewöhnliches empfunden, nicht so intensiv weitererzählt wurden und folglich dem Monitoring leichter entgangen sind. Der Rückgang ist jedenfalls auch ein Indiz dafür, dass die Populationsentwicklung ins Stocken geraten ist.

Anhand der Beschreibung durch die Beobachter wurde das Verhalten der Bären in un-auffällig und „nicht scheu“ klassifiziert. Beobachtungsumstände (Wetterverhältnisse, Örtlichkeit etc.), Tätigkeit und Verhalten des Beobachters und die Reaktion des Bären wurden in der Bewertung berücksichtigt. Die Einteilung hat notgedrungen etwas Willkürliches an sich und ihre Eindeutigkeit ist auch abhängig von der Ausführlichkeit und Genauigkeit der Beobachtungsbeschreibung. 0–30 % (Durchschnitt: 20 %) der Sichtbeobachtungen eines Jahres wurden als „nicht scheu“ klassifiziert, überdurchschnittliche Jahre waren 1994–1998, 2001 und 2005 (siehe Abbildung 7). Mit wenigen Ausnahmen am Beginn des Berichtszeitraums haben in jedem Jahr einzelne Bären „nicht-scheues“ Verhalten gezeigt, die Prozentwerte sind ein grobes Maß für die Häufigkeit auffälliger

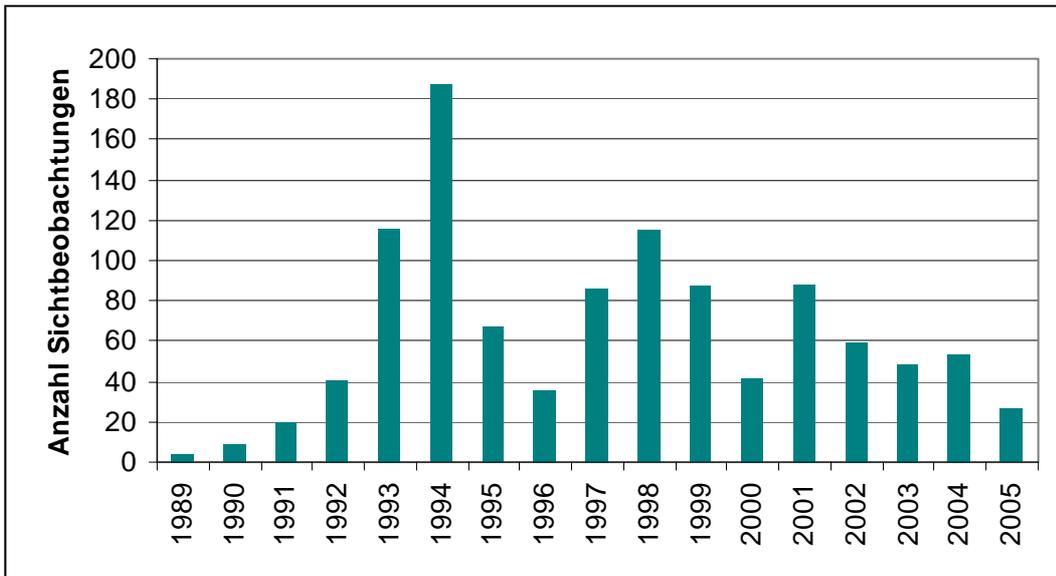


Abbildung 6: Anzahl der jährlich gemeldeten Sichtbeobachtungen von Braunbären in der Steiermark, Nieder- und Oberösterreich.

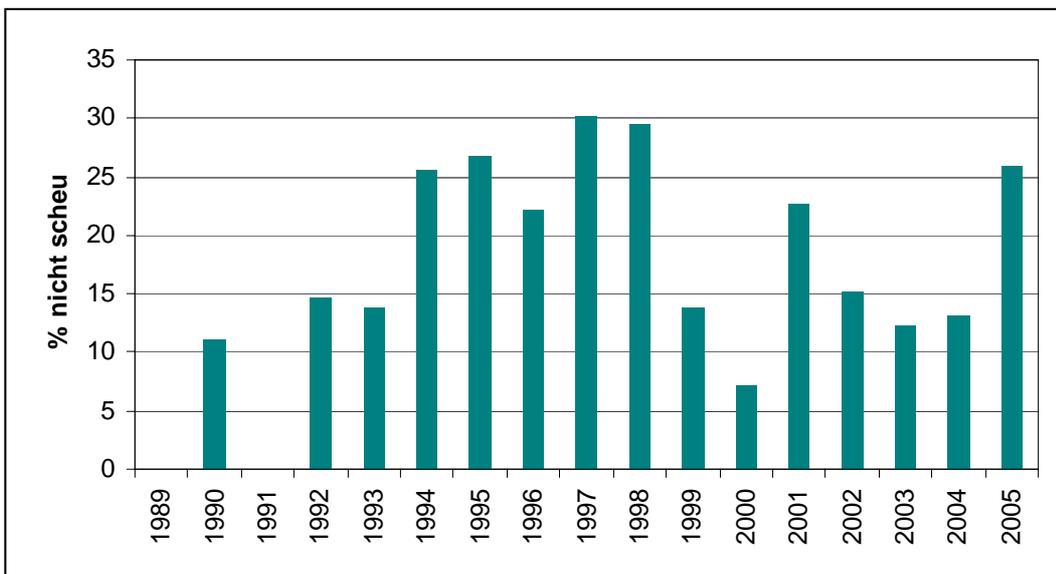


Abbildung 7: Anteil der Sichtbeobachtungen eines Jahres aus den Bundesländern Steiermark, Nieder- und Oberösterreich, die als „nicht scheu“ klassifiziert wurden.

Bären und die Intensität ihres auffälligen Verhaltens. In vielen Fällen waren die auffälligen Bären durch Markierung (Sender, Ohrmarken) oder DNA-Analysen individuell bekannt. 1994 waren zwei Problembären aktiv, 1995 waren die zweijährigen Weibchen *Mona* und *Mariedl* auffällig, 1996 hatte *Mona* zwei Junge, die 1997 als Jahrlinge auffällig wurden – *Rosmarie* und besonders *Christl*, die bis 1998 durch ihr nicht scheues Auftreten von sich Reden machte. 2001 waren es wieder Junge von *Mona*, die durch dreistes Verhalten auffielen und auch der auffällige Bär von 2005 ist ein Junges von *Mona*, die offensichtlich durch ihr schlechtes Vorbild ihre Jungen beeinflusst hat.

Vergrämungsmaßnahmen wurden in den Jahren 1995–1998 und 2005 durchgeführt, 1994 war die Eingreiftruppe noch nicht aufgestellt und 2001 wurde ein Einsatz ins Auge gefasst, ist aber an den Schwierigkeiten bei der behördlichen Bewilligung gescheitert. Die Vergrämungsaktionen und ihr wechselnder Erfolg wurden bereits in der letzten Monographie (RAUER et al. 2001) ausführlich beschrieben. Bei *Mariedl* und *Rosmarie* hatten die Maßnahmen längerfristig Erfolg, bei *Mona* kurzfristig und bei *Christl* gar keinen. Bei *Monas* Jungen, die 1998 zusammen mit ihrer Mutter vergrämt wurden, ist die Wirkung ungewiss. Das eher seltene Auftreten auffälliger Jungbären in den Jahren 1999 und 2000 könnte als Erfolg gewertet werden, es ist aber nicht bekannt, wie viele der Jungen 2000 überhaupt noch gelebt haben. Der problematische Bär 2005 war ein 3-jähriges Weibchen (Genotyp *M*), das unter anderem mehrmals in Siedlungsnähe auf der Straße beobachtet wurde, sich zur Mittagszeit rastenden Forstarbeitern auf 10 m genähert hat und im Bereich einer Rehfütterung selbst auf 5 m vor dem herankommenden Jäger nicht geflohen ist. In einer Vergrämungsaktion wurde die junge Bärin an dieser Fütterung einmal beschossen (mit bear scare Munition von PneuDart) – ohne große Wirkung. Weiteren Vergrämungsversuchen hat sie sich erfolgreich entzogen und nach einigen Tagen die Umgebung dieser Fütterung endgültig verlassen.

Ein weiterer Einsatz der Eingreiftruppe hat in Tirol stattgefunden. Ein im Trentino geborener Bär, bekannt unter den Namen *JJ2*, *Lumpaz* oder *Struppi*, ist in seinem zweiten Lebensjahr über Südtirol in die Schweiz gewandert und hat sich vom 26. August bis 11. September 2005 auch auf österreichischem Staatsgebiet in der Gegend von Nauders und dem Radurschltal aufgehalten. In der Schweiz hatte er schon gehörig für Aufregung gesorgt, als ihn am Ofenpass selbst Menschenansammlungen nicht aus der Ruhe brachten und auch in Tirol stellte er seine Zutraulichkeit mehrmals unter Beweis. Er folgte einer Wanderin mit Hund im Abstand von 30 m mehrere 100 m bis zum Auto und wurde von etlichen Leuten an einem Hirschkadaver aus nächster Nähe beobachtet. Außerdem hat er einen frisch erlegten Hirsch von einer bewohnten Jagdhütte entwendet und ein Schaf neben der bewirtschafteten Almhütte gerissen. Die Eingreiftruppe versuchte den Bären mit einer Culvert trap (in Nordamerika übliche Kastenfalle für Bären) zu fangen, um ihn zu besondern und mit Vergrämungsmunition Lektionen zu erteilen. Durch seine hohe Mobilität war er aber dem Fangteam immer einen Schritt voraus und kam nur einmal überhaupt in die Nähe der Falle. Die letzte Beobachtung dieses Bären im Jahr 2005 stammt von Ende September auf Schweizer Seite nahe der italienischen und österreichischen Grenze.



Bärenschaden an einer Hütte in der Fischfutter gelagert wurde.

(Foto: Georg Rauer)

3 GENETISCHES MONITORING 2000–2005

Georg Rauer, Luise Kruckenhauser, Barbara Däubl,
Elisabeth Haring

3.1 Einleitung

Jährlich werden einige hundert Bärenhinweise von den Bärenanwälten gesammelt. Die individuelle Zuordnung dieser Daten zu einzelnen Bären ist aber nur eingeschränkt möglich. Ein Bär hinterlässt in Abhängigkeit von Untergrund, Witterung und Verhalten nicht immer gleich große Trittsiegel. Verschiedene Bären können gleich große Branten haben und die Messmethoden variieren von Beobachter zu Beobachter oft beträchtlich. Bären können bei unterschiedlichem Licht und Wetter ganz anders auf den Beobachter wirken, Beobachter können bestimmte Merkmale übersehen; die Terminologie der Beschreibung ist überdies äußerst ungenau (z. B. „tischhoch“).

Eine eindeutige Zuordnung von Hinweisen erlaubt die DNA-Analyse von Haar- und Losungsproben, mit der ein genetischer Fingerabdruck eines Individuums bestimmt werden kann. Ziel des genetischen Monitorings in den Jahren 2000–2005 war die Bestimmung der Bestandsgröße, die Erfassung der Populationsstruktur (Anteil männlicher und weiblicher Individuen, Verwandtschaftsverhältnisse) und die Klärung der Frage, ob Bären aus Kärnten/Slowenien in die Nördlichen Kalkalpen wandern. Diese Untersuchung erfasste die Bären im Gebiet des Wiederansiedlungsprojekts in den steirischen, nieder- und oberösterreichischen Kalkalpen, aus Kärnten lagen nur zwei Proben vor und aus Tirol eine.

3.2 Material und Methode

Probensammlung

Im Zeitraum 2000–2005 wurden in Summe 965 Proben gesammelt, 729 Haarproben und 236 Losungsproben. Der Großteil der Proben (871) wurde von den Bärenanwälten gesammelt, der Rest von Förstern, Revierjägern und anderen interessierten Personen im Bärengebiet. Aus dem Zeitraum vor 2000 wurden 36 alte Haarproben (von 1989–1998) und sechs im Herbst 1999 gesammelte Losungsproben in die Analyse einbezogen. Für die Typisierung der bekannten Individuen *Mira*, *Cilka* und *Djuro* (1989–1993 ausgesetzte Bären), *Nurmi* und *Grünau* (1994 geschossene Problembären), *Mariedl*, *Mona* und *Christl* (1994–1998 gefangene Bären) und *Stoffi* (1999 in Zoo gebrachtes Waisenkind) wurden alte Blut- und Serumproben, Haarproben, Gewebeproben von der Obduktion oder Proben aus der gegerbten Haut des präparierten Bären verwendet.

Haarproben wurden im Feld mit Pinzette oder, wenn keine zur Hand, auch mit den Fingern in ein Papierkuvert gesammelt, die Kuverts wurden dann bis zur Verarbeitung am Jahresende luftdicht in einem Plastikbeutel mit Silikagel aufbewahrt. Eine Haarprobe konnte ein einzelnes feines Haar, mehrere Haare oder ein ganzes Haarbüschel umfassen. Es war beim Sammeln der Proben nicht immer leicht zu entscheiden, welche Haare einer individuellen Probe zugeordnet werden sollen. Im Zweifelsfall wurden Haare

von einer Stelle aber auf mehrere Kuverts aufgeteilt, um die Mischung von Haaren zweier verschiedener Bären innerhalb einer Probe zu vermeiden.

Für Losungsproben wurde ca. 1 cm³ der Losung entnommen und in einem Probenröhrchen mit 96%igem Alkohol bis zur Analyse aufbewahrt. Losungen, die deutlich alt und ausgewaschen waren, wurden nicht mehr analysiert.

Haarfallen

Zur Erhöhung der Haarprobenausbeute wurde in den Jahren 2000–2005 im Kerngebiet der Bärenverbreitung an der steirisch-niederösterreichischen Grenze ein Netz von Haarfallen betrieben. Auf einer Fläche von 100–550 km² wurden jährlich 8–28 Haarfallen errichtet, die im Durchschnitt 124 Tage (22–198) unter Kontrolle standen (siehe Tabelle 1). In Summe waren es 128 Haarfallen, deren Standorte möglichst gleichmäßig über das Gebiet verteilt wurden. Die Standortauswahl richtete sich aber neben biologischen Gesichtspunkten vor allem nach jagdlichen (möglichst geringe Störung des Jagdbetriebs), forstwirtschaftlichen (nicht im Bereich aktueller oder geplanter Schlägerungen) und logistischen Kriterien (Nähe zu Forststraßen).

Tabelle 1: Anzahl, Dichte und Betriebsdauer der Haarfallen in den steirisch-niederösterreichischen Kalkalpen in den Jahren 2000–2005.

Jahr	Anzahl Haarfallen	Fläche (km ²)	Dichte (km ² /Haarfalle)	Fallentage (Summe)	Fallentage/Haarfalle	
					Median	Bereich
2000	8	100	12,5	749	106,5	22–108
2001	23	550	23,9	2.737	115	113–125
2002	19	350	18,4	2.066	112	27–133
2003	23	350	15,9	2.830	140	49–198
2004	27	550	20,4	4.004	149	130–168
2005	28	550	19,6	3.567	122	76–195
gesamt	128	-	-	15.935	124	22–198

Eine Haarfalle bestand aus einem kleinen abgeäuerten Bereich (3–6 m im Durchmesser, ein Stacheldraht 50 cm über dem Boden zwischen Bäumen gespannt). Der Köder in der Mitte wurde entweder am Boden, an einem Baum oder in einem frei hängenden Kübel ausgebracht. Als Köder fand vor allem ein in fortgeschrittener Verwesung befindliches Gemisch aus Blut und Fisch, Fischinnereien, Pansen und Darm vom Rind oder Aufbrüchen von Reh und Hirsch Verwendung (siehe Tabelle 2). Beim Ausbringen wurde das Gemisch mit etwas Raps- oder Speiseöl versetzt, um die Beständigkeit gegenüber der Witterung zu erhöhen. Im Jahr 2000 war jede Haarfalle mit einer automatischen Fotokamera ausgestattet.

Die Haarfallen wurden im Durchschnitt siebenmal im Jahr kontrolliert, der mittlere Kontrollabstand betrug 19 Tage. Die Intensität der Kontrollen war jahresweise sehr unterschiedlich: im Jahr 2000 erforderte die Betreuung der Kameras (Akku-Tausch, Filmwechsel) weitaus häufigere Kontrollen (durchschnittlicher Kontrollabstand fünf Tage),

Tabelle 2: Arten der Beköderung der Haarfallen in den steirisch-niederösterreichischen Kalkalpen in den Jahren 2000–2005.

Jahr	Beköderung der Haarfallen
2000	Fischdose (an Baum genagelt); verdorbener Fisch + Blut ($\frac{1}{2}$ l in kleinem Kübel in 2 m Höhe an Baum); Anisöl (getränkter Schwamm in Filmdose); Buchenteer (ca. 20x20 cm auf Baum in Brusthöhe)
2001	Köder (2–4 l) in Kübel frei hängend zwischen 2 Bäumen ca. 3 m über Grund: verdorbener Fisch + Blut, ab September etwas Rapsöl dazu
2002	Köder (2–4 l) in Kübel frei hängend zwischen 2 Bäumen ca. 3 m über Grund: Blut und Innereien von Rind oder Wild, bereits in Verwesung, mit etwas Rapsöl abgemischt; ab September 0,33 l PET-Flasche mit Fruchtkonzentrat (aus Molkerei für Joghurtproduktion) dazugehängt
2003	Fallen des Vorjahres nicht abgebaut, Köder über Winter hängen gelassen und nicht erneuert
2004	Fischinnereien + Blut (> 1 Monat in Plastikfässern gereift), mit etwas Rapsöl oder Speiseöl gemischt; bei jeder Kontrolle 3–5 l auf einem Haufen morsches Holz ausgebracht
2005	Fallen nicht abgebaut, bei der ersten Kontrolle Restbestände des Köders vom Vorjahr verteilt oder ein Rapsölkanister dazugestellt, danach keine weitere Beköderung

2001, 2002 und 2004 waren Jahre mit mittlerer Kontrollintensität (mittlerer Abstand 14–22 Tage), 2003 und 2005 wurde deutlich seltener kontrolliert (mittlerer Abstand 39–43 Tage).

In den Jahren 2004 und 2005 wurden im Nationalpark Kalkalpen auf 250 km² zehn Haarfallen betreut (Beköderung mit Aufbrüchen, sieben Kontrollen), es wurde jedoch kein einziger Bärenbesuch verzeichnet.

Rehfütterungen

Rehfütterungen werden von Bären gerne besucht, wobei die Eindringlinge meist Haare hinterlassen, wenn sie sich durch die Einfriedung zwängen oder mit Gewalt Eintritt in die Hütte verschaffen. Rehfütterungen bilden somit eine Art zweites Netz von Haarfallen, das über das engere Kerngebiet hinausgeht. Rehfütterungen werden zur Notzeit (Herbst bis Frühling) mit Futter beschickt, Futterreste machen sie aber auch im Sommer für Bären attraktiv. Regelmäßig kontrolliert wurden nur Rehfütterungen, die auf dem Weg zu den Haarfallen lagen. Jäger und Förster, die Rehfütterungen betreuen, wurden aber häufig befragt, ob sie Bären an den Fütterungen festgestellt hatten. Wenn das der Fall war, wurden die Fütterungen kontrolliert.

In Summe wurden 87 Rehfütterungen mindestens einmal kontrolliert, acht davon mehr als 15-mal und fünf mehr als 30-mal. Etliche von Bären häufig frequentierte Fütterungen im Kerngebiet wurden im zweiten bzw. dritten Projektjahr im Zuge eines Rehfütterungsreduktionsprogramms des zuständigen Forstbetriebs aufgelassen.

DNA-Analyse

Mikrosatelliten sind repetitive DNA-Abschnitte, die aus einem einfachen Sequenzmotiv (nicht länger als sechs Basenpaare) bestehen, welches tandemartig wiederholt wird.

Mikrosatelliten weisen eine hohe Variabilität auf, Allele unterscheiden sich vor allem in ihrer Länge durch Addition oder Verlust von Wiederholungseinheiten. Ursache für die hohe Variabilität ist die Funktionslosigkeit und der damit einhergehende fehlende Selektionsdruck, sowie die bis zu 100-mal höhere Mutationsrate. Mikrosatelliten eignen sich daher hervorragend als genetische Marker für die spezifische Typisierung von Individuen (Fingerprinting), da aufgrund der hohen Variabilität zumeist jedes Individuum einen einzigartigen Genotyp, d. h. eine individuelle Kombination von Längen (= Allelen) verschiedener Mikrosatelliten-Loci, besitzt. Mit Hilfe von Primern, die an den flankierenden Sequenzen binden, können die Mikrosatelliten in der Polymerase-Kettenreaktion amplifiziert werden. Verschiedene Allele führen zu unterschiedlich langen PCR-Fragmenten und können so detektiert werden. Bärenspezifische Mikrosatelliten-Primer wurden aus der Literatur übernommen (PAETKAU et al. 1995, PAETKAU et al. 1998, TABERLET et al. 1997) und deren Amplifikation im Labor am Naturhistorischen Museum Wien etabliert und optimiert.

Zur Geschlechtsbestimmung wurden zwei verschiedene PCR-Primerpaare eingesetzt, die von DNA männlicher bzw. weiblicher Individuen jeweils unterschiedliche Fragmente liefern. Das erste Primerpaar, SRY29f/SRY121r (TABERLET et al. 1993), amplifiziert eine Teilsequenz des sdf-Locus ("sex determining factor") am Y-Chromosom und kann daher nur aus männlicher DNA ein Produkt liefern. Das zweite Primerpaar, SE47/SE48 (ENNIS & GALLAGHER 1994, WASSER et al. 1997), amplifiziert einen Abschnitt des Amelogenin-Gens, welches am X- und Y-Chromosom in unterschiedlich langen Formen vorliegt.

Für die Typisierung wurden acht Mikrosatelliten-Loci verwendet. Für jeden Locus einer Probe wurde die PCR Amplifikation 3–9 wiederholt, um Fehltypisierungen aufgrund von Artefakten zu verhindern. Die Identifizierung der Genotypen und die Konstruktion des Stammbaums wurden manuell durchgeführt.

Die Unterscheidung von Individuen beruht auf der Annahme, dass jedes Tier einen individuellen Genotyp besitzt. Anhand der Allelhäufigkeitsverteilung in der Population wurde die Wahrscheinlichkeit berechnet, dass zwei nicht verwandte Individuen (P_I) bzw. zwei eng miteinander verwandte Individuen (Geschwister, $P_{I_{sibs}}$) denselben Genotyp besitzen und damit ununterscheidbar sind (PAETKAU & STROBECK 1994, TABERLET & LUIKART 1999).

Der erwartete Heterozygotiegrad (H_E , mittlere Wahrscheinlichkeit, dass an einem Locus aufgrund der gegebenen Allelverteilung heterozygote Genotypen auftreten) sowie der beobachtete Heterozygotiegrad (H_{OBS}) wurden mit dem Programm GENEPOP (Version 3.4; RAYMOND & ROUSSET 1995) berechnet.

3.3 Ergebnisse

Aus 39 % der Haarproben und 35 % der Losungsproben konnten erfolgreich die Genotypen an allen Mikrosatelliten-Loci bestimmt werden (siehe Tabelle 3). Zwischen alten Proben, die vor 2000 gesammelt und erst Jahre später bearbeitet wurden, und frischen Proben aus dem Projektzeitraum, die ab 2000 gesammelt und innerhalb von sechs Monaten aufgearbeitet wurden, bestand kein Unterschied hinsichtlich der Erfolgsrate. Der Ötscherbär wurde an Hand einer Probe aus dem Jahr 1989 typisiert. Zwischen Erfolgsrate bei der Typisierung von Haarproben und Probengröße (Anzahl Haare) besteht ein klarer Zusammenhang (siehe Abbildung 8).

Tabelle 3: Anzahl der analysierten Haar- und Losungsproben und der Anteil an Proben, die erfolgreich typisiert werden konnten, aufgeschlüsselt nach Jahren.

Jahr	Haarproben			Losungsproben		
	Anzahl	positiv	% positiv	Anzahl	positiv	% positiv
vor 2000	35	13	37,1	5	1	20,0
2000	55	29	52,7	27	5	18,5
2001	140	60	42,9	39	15	38,5
2002	146	39	26,7	66	25	37,9
2003	125	44	35,2	30	9	30,0
2004	128	62	48,4	47	23	48,9
2005	135	48	35,6	27	6	22,2
gesamt	764	295	38,6	241	84	34,9

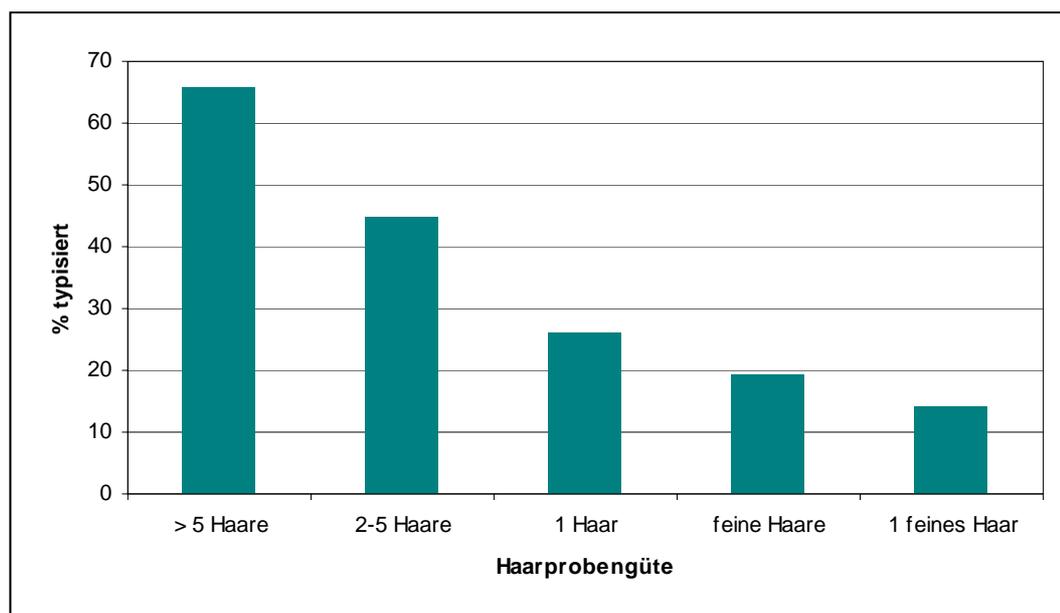


Abbildung 8: Erfolgsrate bei der Typisierung von Haarproben in Abhängigkeit von der Probengröße (Anzahl Haare, N = 728).

In Summe wurden 24 Genotypen gefunden (siehe Tabelle 4); neun Genotypen wurden aus Proben von gefangenen bzw. erlegten Bären bestimmt (*Mira, Cilka, Djuro, Nurmi, Grünau, Mona, Mariedl, Christl, Stoffl*), sieben wurden in den alten, im Freiland gesammelten Proben aus den Jahren 1989–1999 nachgewiesen (*Ötscherbär, Mira, Djuro, Nurmi, Mona, Mariedl, H*) und 13 in den systematisch gesammelten Freilandproben aus dem eigentlichen Projektzeitraum 2000–2005 (*Djuro, Mona, Rosmarie, B, E, F, L, M, N, O, P, Q, R*). Hinzu kommen noch jeweils ein Genotyp aus Kärnten (Haare von einem Bärenschaden 1994) und Tirol (hierbei handelt es sich um den Bären *JJ2* aus dem Wiederaufstockungsprogramm im Trentino) (siehe Abbildung 9).

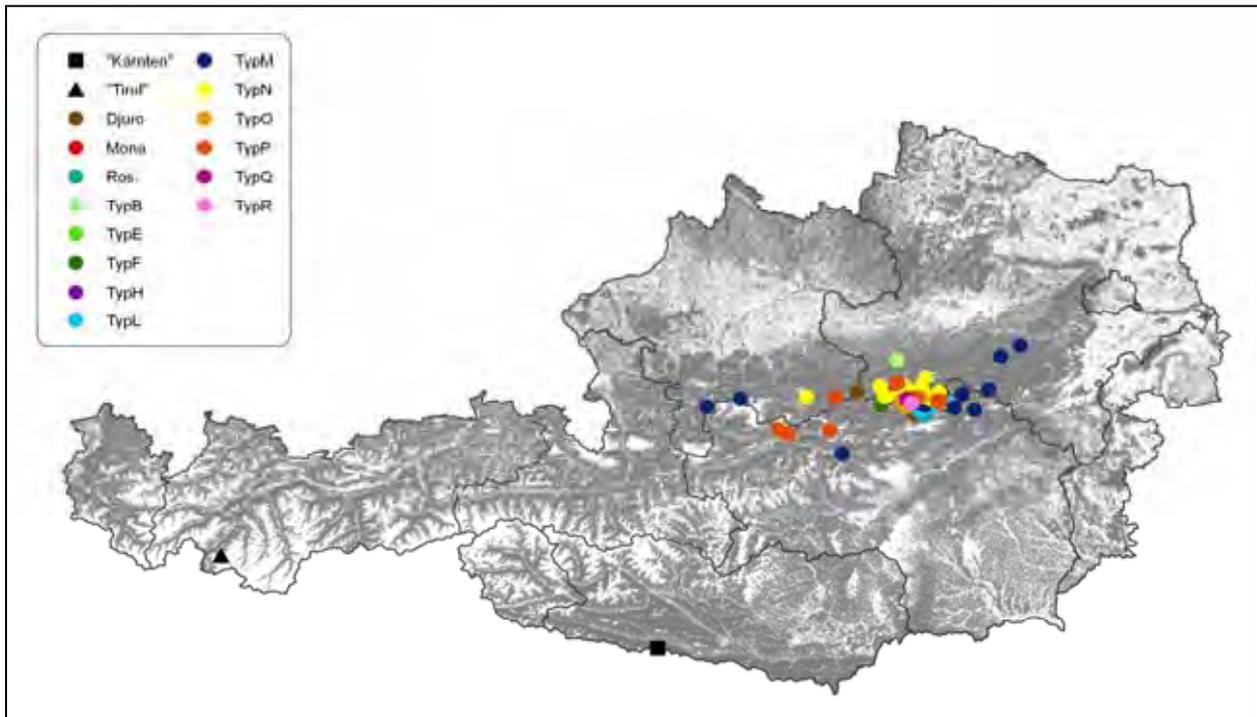


Abbildung 9: Verteilung der dokumentierten Genotypen aus den Jahren 2000 bis 2005.

Die weiteren Auswertungen beziehen sich ausschließlich auf die Jahre systematischer Probensammlung 2000–2005.

Im Durchschnitt (Median) wurden 2 (1–21) Haarproben und 1 (1–22) Losungsproben pro Fundort gesammelt. 965 Haar- und Losungsproben erbrachten 229 Nachweise (Bestätigungen eines bestimmten Bären an einem bestimmten Ort zu einer bestimmten Zeit), das ergibt eine Rate von 4,2 Proben pro Nachweis. Nachweise beruhen auf 1–6 typisierten Haarproben und 1–4 typisierten Losungsproben, in der Mehrzahl der Fälle jedoch auf einer Probe (Median = 1 sowohl für Haarproben als auch für Losungsproben).

Die Anzahl der in Summe typisierten Proben eines Bären und der sich daraus ergebenden Nachweise variierte sehr stark von Bär zu Bär (1–76 Haarproben/Bär, 0–15 Losungsproben/Bär, 1–50 Nachweise/Bär; siehe Tabelle 5). Die maximale Anzahl genetischer Nachweise eines Bären in einem Jahr war 20. Die durchschnittliche Anzahl Nachweise pro Jahr für einen Bären lag zwischen 1 und 9,8.

62 % der Haarproben wurden an Rehfütterungen gefunden und nur 21 % an Haarfallen (Schäden 9 %, andere Fundorte 8 %). 54 % der Losungsproben stammen von Forststraßen und 33 % von Rehfütterungen (Schäden und andere Fundorte je 5 %). Damit wurden Bären gesamthaft mit Abstand am häufigsten an Rehfütterungen nachgewiesen (51 % der Nachweise; Haarfallen 20 %, Schäden und Forststraßen je 10 %, andere Fundorte 9 %).

Durchschnittlich 28,6 % der Haarfallen wurden in einem Jahr von Bären besucht, für einen Nachweis wurden im Mittel 419 Fallentage benötigt (siehe Tabelle 6). Zweimal ist es vorgekommen, dass an einer Falle keine Haare gefunden wurden, obwohl ein Bär nachweislich dort gewesen war. 9,0 % der Kontrollen von Haarfallen erbrachten Haarproben, bei Rehfütterungen war die Erfolgsrate mit 42,1 % der Kontrollen deutlich besser. Rehfütterungen wurden aber oft erst dann kontrolliert, nachdem ein Bärenbesuch gemeldet worden war.

Tabelle 4: Genotypen von Bären in Österreich. Bestimmung anhand von am gefangenen Tier genommenen Proben (Mira–Stoffi) und anhand von im Freiland gesammelten Proben (Ötscherbär, A–R, „Kärnten“, „Tirol“). G10B–Mu59: Allellängen an den untersuchten Mikrosatelliten-Loci; SRY und SE: Marker zur Geschlechtsbestimmung; m: männlich, f: weiblich, n.d.: nicht bestimmt.

Bär / Typ	G10B	G1D	G10L	G10P	Mu23	Mu26	Mu50	Mu59	SRY	SE	Sex
Ötscherbär	148/154	173/173	152/152	155/155	117/127	177/181	207/?	104/106	130	187/239	m
Mira	132/150	171/173	152/160	137/155	123/125	177/?	191/209	120/124	neg	239/239	f
Cilka	132/154	173/181	152/152	151/153	119/123	177/191	191/209	106/120	neg	239/239	f
Djuro (D)	148/154	173/175	152/154	155/163	123/123	177/191	207/207	114/114	130	187/239	m
Nurmi	148/150	171/173	152/152	137/155	117/125	177/177	207/209	104/120	130	187/239	m
„Grünau“	150/154	173/173	152/152	155/155	117/125	177/183	191/213	104/120	130	187/239	m
Mariedl	150/154	173/173	152/152	137/155	117/123	177/177	191/213	106/120	neg	239/239	f
Mona (A)	150/154	171/173	152/152	155/155	125/127	177/181	191/213	106/120	neg	239/239	f
Christl	150/154	171/173	152/154	155/155	123/125	177/177	207/213	106/114	neg	239/239	f
Ros. (C)	150/154	171/175	152/152	155/163	123/125	n.d.	207/213	106/114	neg	239/239	f
Stoffi	154/154	171/173	152/154	155/163	123/125	n.d.	207/213	114/114	130	187/239	m
B	150/154	171/175	152/154	155/163	123/127	181/191	191/207	114/120	neg	239/239	f
E	148/150	173/175	152/152	155/155	123/127	177/181	207/213	106/114	neg	239/239	f
F	148/154	171/175	152/152	155/163	123/125	181/191	207/213	114/120	130	187/239	m
H	148/150	173/173	152/152	155/163	123/127	n.d.	191/207	106/114	130	187/239	m
L	150/154	175/175	152/154	163/163	123/125	177/191	207/213	106/114	neg	239/239	f
M	148/154	175/175	152/154	163/167	123/123	177/177	207/213	106/114	130	187/239	m
N	150/154	171/173	152/152	155/155	123/125	177/181	191/207	106/114	neg	239/239	f
O	148/150	171/173	152/152	155/163	123/127	181/191	207/213	106/114	130	187/239	m
P	148/154	171/175	152/154	155/163	123/125	177/177	191/207	114/120	130	187/239	m
Q	148/154	171/175	152/154	155/163	123/127	177/181	207/213	106/114	130	187/239	m
R	150/154	171/173	152/154	155/155	125/127	177/177	207/213	114/120	130	187/239	m
„Kärnten“	148/154	175/175	152/154	155/155	123/125	177/177	207/207	114/126	130	187/239	m
„Tirol“	148/150	167/175	152/154	157/157	119/127	181/181	207/213	104/104	130	187/239	m

Durchschnittlich 77 % der in einem Jahr nachgewiesenen Genotypen wurden an Rehfüterungen nachgewiesen, 47 % an Haarfallen und 57 % an anderen Fundorten. R ist der einzige Genotyp, der nicht an einer Rehfüterung nachgewiesen wurde. Aber auch die Haarfallen wurden von fast allen Bären angenommen, nur die Genotypen F, Q, und R wurden nicht nachgewiesen.

Durch Verschneidung der Daten aus den DNA-Analysen und dem konventionellen Monitoring konnten die Verwandtschaftsverhältnisse der typisierten Bären geklärt und ein Stammbaum erstellt werden (siehe Abbildung 10). DNA-Analysen können bestimmen, ob ein Genotyp Vater oder Mutter eines zweiten Genotyps sein kann; ob ein neu aufgetretener Genotyp von einem Jungtier stammt oder einem älteren Tier, können nur konventionelle Hinweise am Probenfundort wie Fährten oder Sichtbeobachtungen klären. Populationsgründer sind der zugewanderte *Ötscherbär* und die beiden ausgesetzten Bären *Mira* und *Djuro*. Von *Cilka* konnten keine Nachkommen typisiert werden. Hinweis-



Tabelle 5: Anzahl Nachweise (Anzahl der typisierten Haar- und Losungsproben) der einzelnen Bären, nach Jahren aufgeschlüsselt.

Bär	Nachweise (Haarproben/Losungsproben)							Nachw./ Jahr
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Summe	
Djuro	2 (2/0)	9 (13/0)	8 (12/0)	11 (17/1)	9 (20/2)	11 (12/1)	50 (76/4)	8,3
Mona	8 (12/1)	9 (12/2)	10 (8/7)	3 (2/1)			30 (34/11)	7,5
Ros.	3 (6/1)	14 (21/7)					17 (27/8)	8,5
B	6 (7/2)	1 (1/0)					7 (8/2)	3,5
E	1 (1/1)	1 (0/1)		1 (5/0)	20 (21/11)	5 (0/14)	28 (41/13)	5,6
F	1 (1/0)	1 (1/0)					2 (2/0)	1,0
L		8 (11/2)	3 (5/0)				11 (16/2)	5,5
M		4 (1/3)	1 (0/2)	7 (6/5)	1 (1/0)	1 (0/2)	14 (8/12)	2,8
N			4 (1/6)	6 (5/1)	10 (8/5)	19 (20/3)	39 (34/15)	9,8
O			6 (12/5)	6 (7/1)	5 (3/2)		17 (22/8)	5,7
P			3 (1/5)	1 (2/0)	9 (7/3)		13 (10/8)	4,3
Q					1 (1/0)		1 (1/0)	1,0
R						1 (1/0)	1 (1/0)	1,0

Tabelle 6: Effizienz des Einsatzes von Haarfallen zur Sammlung von Haarproben. Anteil Haarfallen, die von Bären besucht worden sind und Anzahl Fallentage/Bärenbesuch.

Jahr	Anzahl Haarfallen	Haarfallen mit Bären- besuch	Haarfallen mit Bärenbesuch in %	Fallentage	Bären- besuche an Haarfallen	Fallentage pro Bären- besuch
2000	8	3	37,5	749	5	150
2001	23	9	39,1	2.737	15	182
2002	19	1	5,3	2.066	2	1.033
2003	23	8	34,8	2.830	14	202
2004	27	11	40,7	4.004	17	236
2005	28	4	14,3	3.567	5	713
Mittelwert	21,3	6,0	28,6	2.659	9,7	419

se auf Zuwanderung konnten ebenfalls keine festgestellt werden. Die beiden 1994 geschossenen Problembären *Nurmi* und *Grünau* sind ursprünglich als Zuwanderer eingestuft worden. Die DNA-Analyse hat nun gezeigt, dass beide Bären mit hoher Wahrscheinlichkeit Nachkommen von *Ötscherbär* und *Mira* sind. Die Altersbestimmung anhand der Dentinzuwachsrings an den Zahnwurzeln hatte in einer früheren Untersuchung ein Alter ergeben, das nicht mit dem Alter von *Miras* Jungen übereinstimmte, dennoch wurden beide Bären aufgrund der DNA-Analyse in den Stammbaum eingeordnet, da die Methode der Altersbestimmung in der Größenordnung von ± 1 Jahr relativ

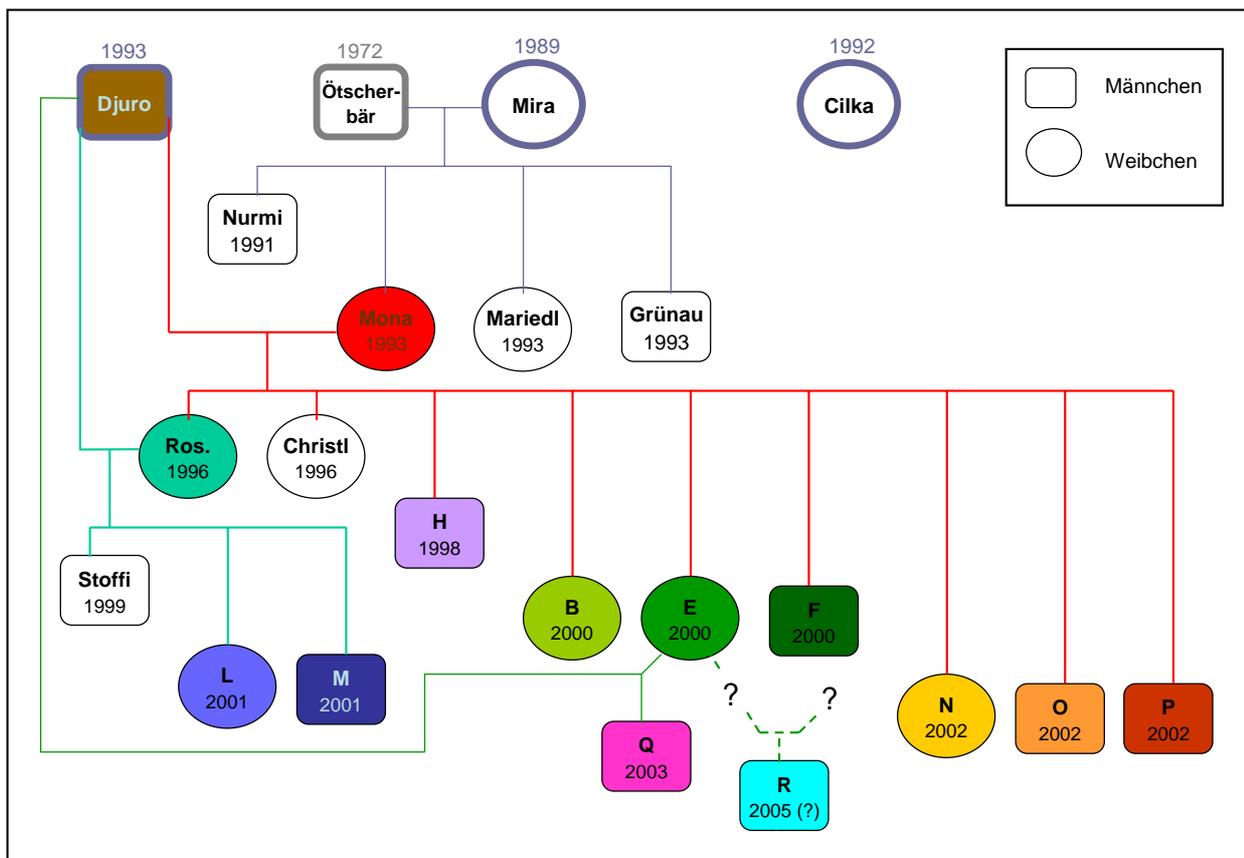


Abbildung 10: Stammbaum der Bären in den Nördlichen Kalkalpen, abgeleitet aus der Verschneidung der Daten des genetischen und konventionellen Monitorings. Angeführt sind nur Bären, von denen Proben genetisch analysiert werden konnten. Bei in Österreich geborenen Bären wird das Geburtsjahr angegeben.



Zwischen 2000 und 2005 wurden 161 Haarproben an Haarfällen in den Nördlichen Kalkalpen gesammelt und im Labor untersucht.

(Fotos: Georg Rauer, Robin Rigg)

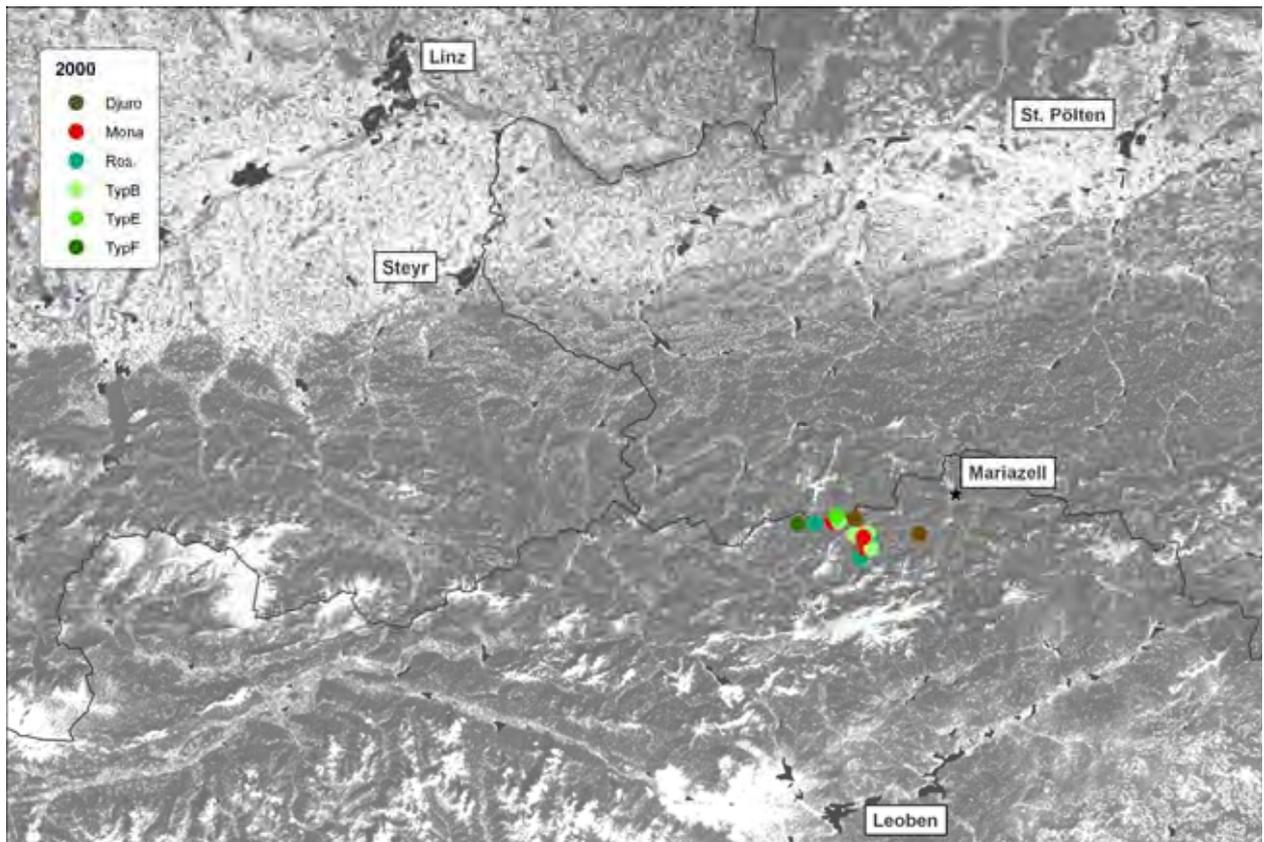


Abbildung 11: Verteilung der genetischen Nachweise aus den Nördlichen Kalkalpen im Jahr 2000.

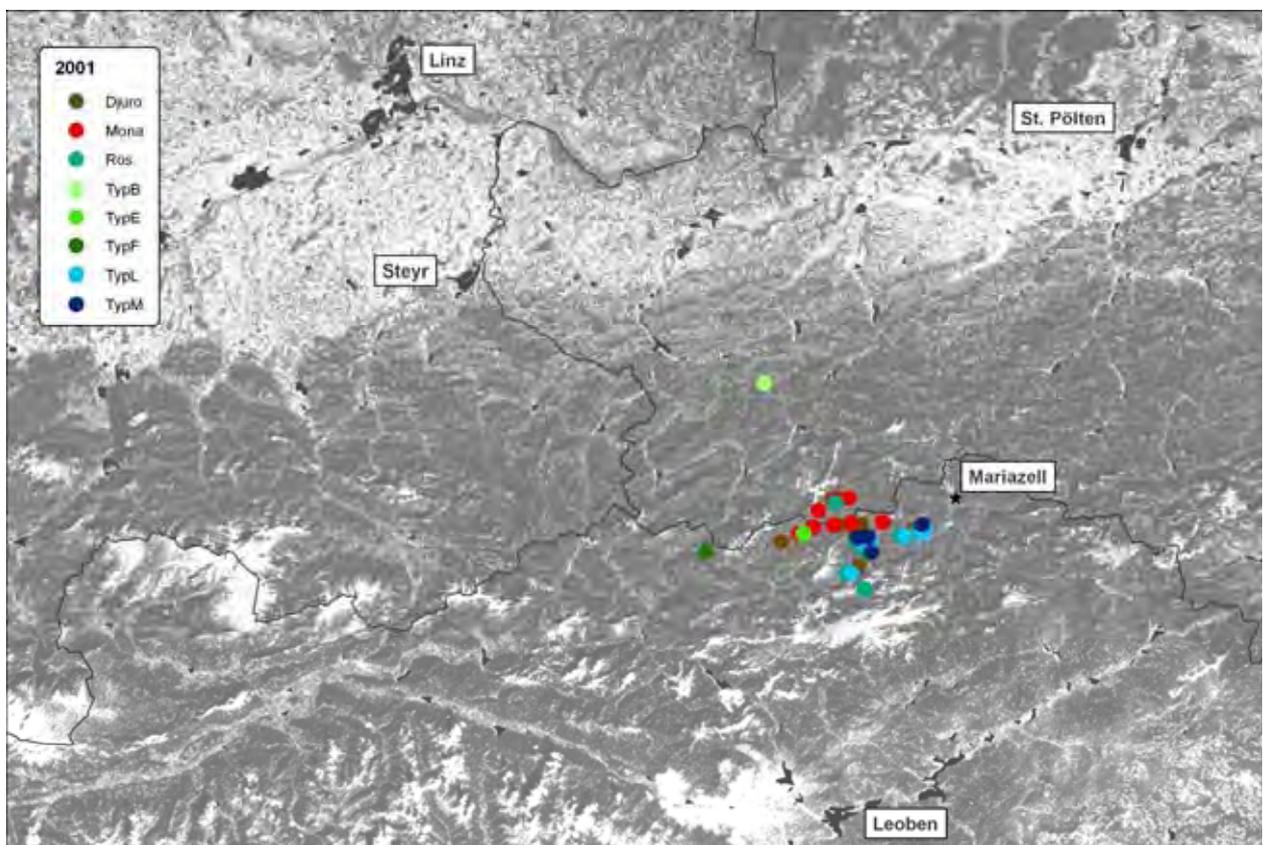


Abbildung 12: Verteilung der genetischen Nachweise aus den Nördlichen Kalkalpen im Jahr 2001.

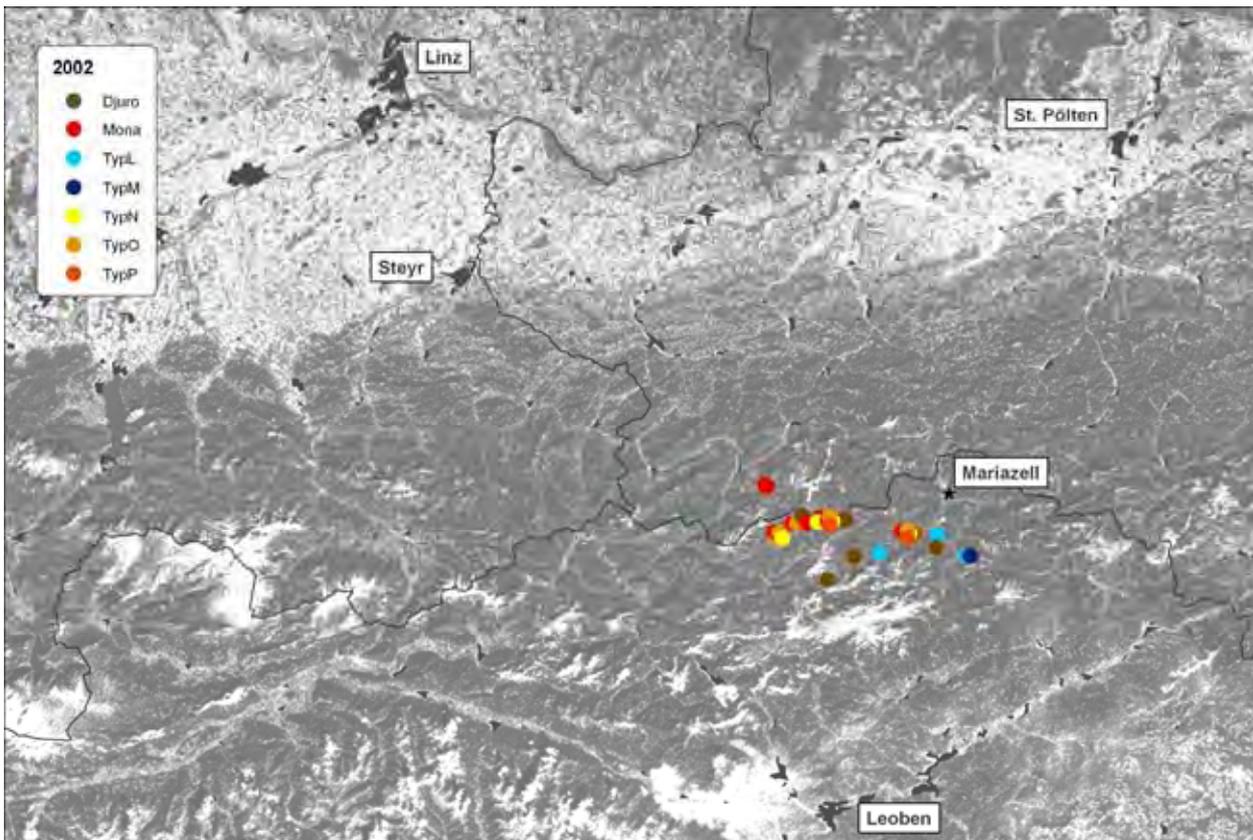


Abbildung 13: Verteilung der genetischen Nachweise aus den Nördlichen Kalkalpen im Jahr 2002.

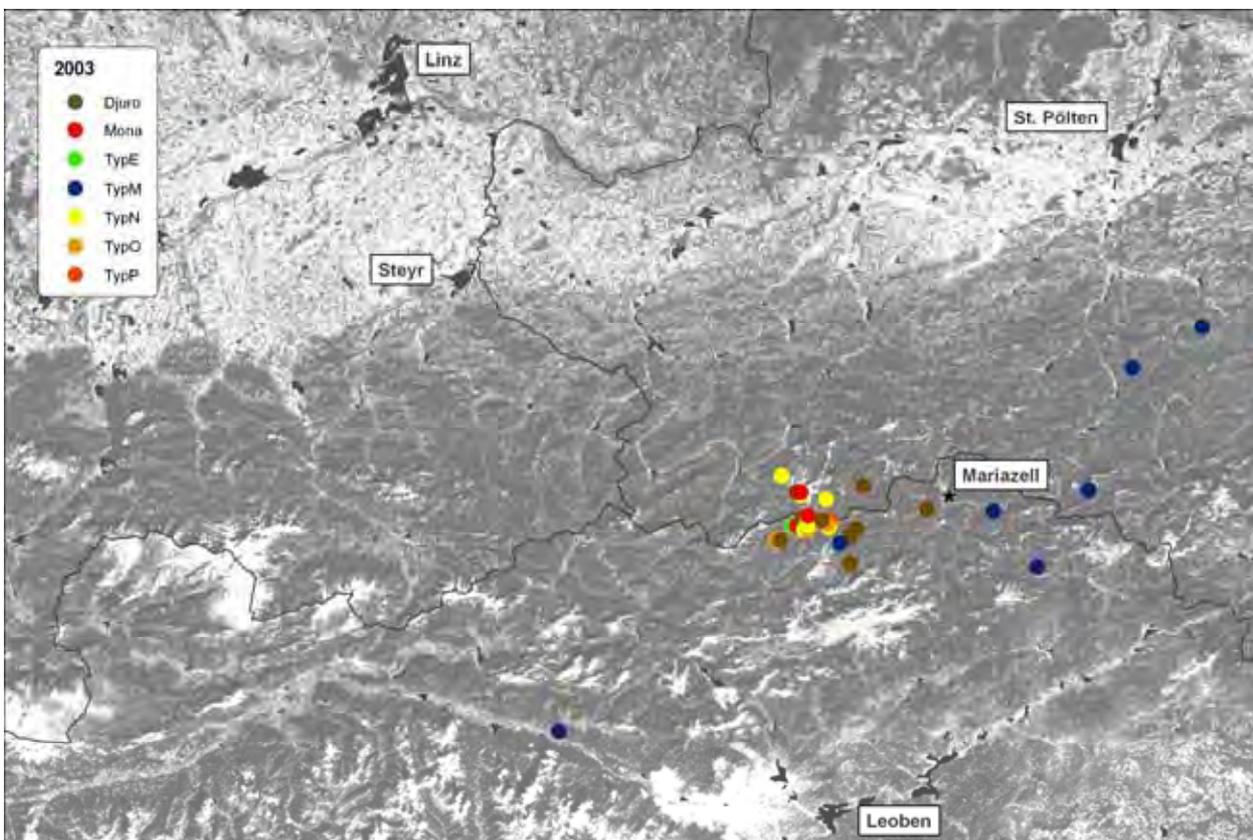


Abbildung 14: Verteilung der genetischen Nachweise aus den Nördlichen Kalkalpen im Jahr 2003.

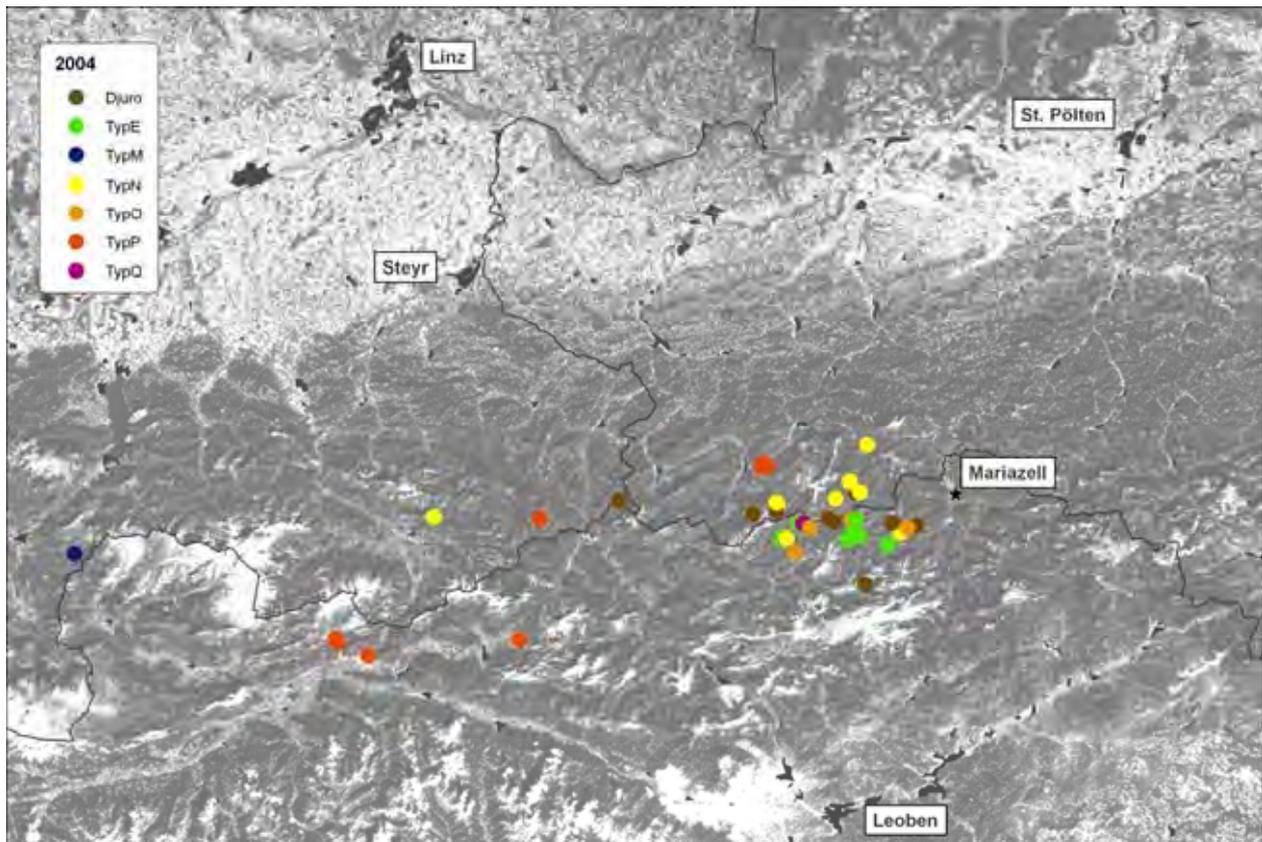


Abbildung 15: Verteilung der genetischen Nachweise aus den Nördlichen Kalkalpen im Jahr 2004.

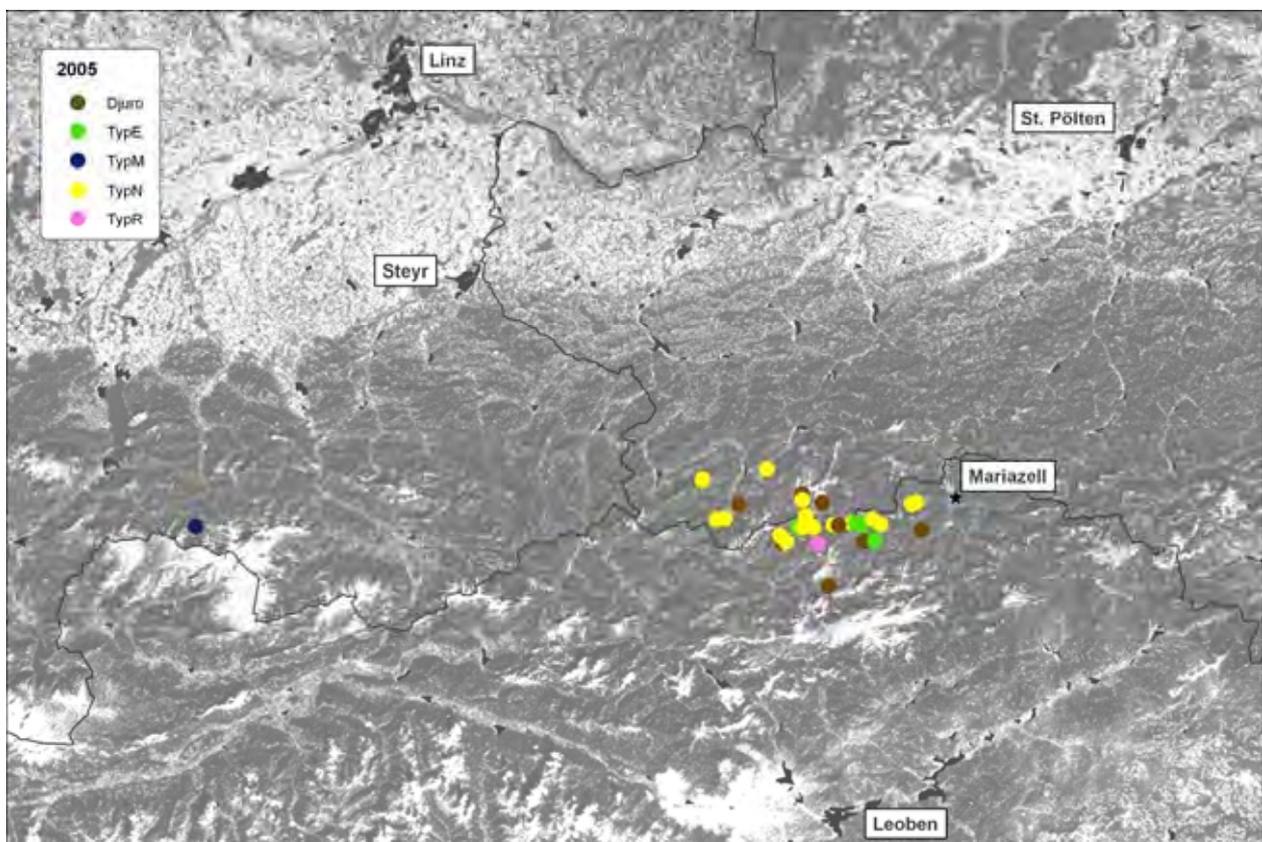


Abbildung 16: Verteilung der genetischen Nachweise aus den Nördlichen Kalkalpen im Jahr 2005.

fehleranfällig ist. Bis auf eine Ausnahme ist *Djuro* der Vater aller Bären, die nach 1994 geboren worden sind, d. h. er hat sich auch mit zwei seiner Töchter gepaart. *Mona* ist das produktivste Weibchen mit elf Jungen in vier Würfen (zwei Junge aus dem Wurf 1998 wurden nicht typisiert). *Rosmarie* war die Mutter von *Stoffi*, der 1999 als Waisenkind in den Zoo Schönbrunn gebracht wurde und einige Monate später mit der Diagnose innerer Wasserkopf eingeschläfert werden musste. Zwei Jahre darauf hat sie zwei Junge (*L*, *M*) erfolgreich bis zur Trennung im Jahrlingsalter geführt. *R* ist der einzige Bär, der im Stammbaum nicht eindeutig platziert werden konnte. Die Liste der genetisch möglichen Väter und Mütter (*Nurmi*, *Grünau*, *Stoffi*, *H*, *P*, *Q* und *Mona*, *Christl*, *Rosmarie*, *E*, *N*) lässt keine plausible Paarung zu. 2005 gab es eine Beobachtung einer Bärin (vermutlich *E*) mit einem Jungen, die Fundumstände der einzigen Probe von *R* sprechen aber dagegen, dass *R* ein Jungtier dieses Jahres ist. Das Haar wurde im April bei einer mittelgroßen Fährte im Schnee gefunden; es wäre aber denkbar, dass der vorherrschende Schnee das Junge getragen und nur die Mutter Spuren hinterlassen hat. Sollte *E* die Mutter sein, könnte nur *P* der Vater sein, dieser wäre aber zur Paarungszeit erst zwei Jahre alt gewesen.

In den sechs Projektjahren wurden maximal acht Bären pro Jahr festgestellt, 2005 sogar nur fünf (siehe Abbildungen 11–16). Von 14 Bären (*H* aus dem Jahr 1999 mit eingerechnet) sind in diesem Zeitraum neben zwei adulten Bären (*Rosmarie*, *Mona*) vor allem subadulte Bären verschwunden (*H*, *B*, *F*, *L*, *O*, *P*, *Q*). Bei vielen dieser Bären ist als Jahrling (*B*, *F*, *L*) oder 2-jähriger Bär (*O*, *P*) eine deutliche Tendenz zur Abwanderung aus dem Streifgebiet der Mutter zu erkennen, bevor sie abgängig werden. Das Männchen *M* ist der einzige Bär, bei dem die Abwanderungsphase bis zur Etablierung eines neuen Streifgebiets beobachtet werden konnte.

Wie in einer kleinen Population, deren Individuen sehr eng miteinander verwandt sind und in der keine Zuwanderung stattfindet zu erwarten ist, wurden im Beobachtungszeitraum von sechs Jahren klare Hinweise auf einen Verlust der genetischen Variabilität festgestellt (siehe Tabelle 7). Dafür verantwortlich sind vor allem die Paarungen von *Djuro* mit seinen Töchtern *Rosmarie* und *E*. Bei den neun Jungen von *Djuro* x *Mona* waren 15,7 % der Loci homozygot, bei den vier Jungen von *Djuro* x *Rosmarie* und *E* 22,6 %. Der erwartete Heterozygotiegrad (H_e) ist in den Jahren 2000–2005 nur unwesentlich gesunken, die Wahrscheinlichkeit identischer Genotypen (PI und PI_{sib}) jedoch merklich gestiegen. Auch im ungünstigsten Fall blieb die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Geschwister denselben Genotyp aufweisen, unter 1 % und damit war die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Individuen anhand ihrer Genotypen nicht unterschieden werden konnten, noch immer ausreichend gering.

Tabelle 7: Genetische Variabilität der Bärenpopulation in den Nördlichen Kalkalpen 2000–2005. Erwarteter und beobachteter Heterozygotiegrad (H_e und H_{obs}) und die Wahrscheinlichkeit, dass zwei nicht verwandte Individuen (PI) bzw. zwei Geschwister (PI_{sibs}) dieselbe Genotypenkombination besitzen.

	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Individuen	6	8	7	7	7	5
Anzahl Loci	7	7	8	8	8	8
Anzahl Allele	22	23	23	23	23	23
H_e	0,62	0,61	0,63	0,61	0,60	0,59
H_{obs}	0,81	0,78	0,75	0,75	0,79	0,7
PI	0,000017	0,000016	0,000015	0,000018	0,000029	0,00004
PI_{sibs}	0,006	0,0057	0,0054	0,0062	0,0072	0,0086

3.4 Diskussion

Effizienz und Erfassungsgrad

DNA-Analysen sind verhältnismäßig material- und kostenaufwändig, die Probensammlung arbeitsintensiv. Dafür bieten DNA-Analysen Informationen über Populationsgröße, Populationsstruktur, Verbindung zu benachbarten Populationen oder Größe der genetischen Diversität, die mit anderen Methoden nicht oder nicht in dieser Genauigkeit gewonnen werden können. Im Folgenden ein paar Überlegungen zur Effizienz der Probensammlung und Probenausbeute.

Die Erfolgsraten bei der Typisierung von Haarproben und Losungsproben sind fast identisch, obwohl Haarproben in der Regel das bessere Ausgangsmaterial liefern (Haarproben: saubere DNA aus Haarwurzelzellen; Losungsproben: DNA aus wenigen Darmepithelzellen, viel Fremd-DNA v. a. von Bakterien). Das lag vor allem daran, dass auch Haarproben mit < 5 Haaren (sogar einzelne feine Haare) oder Haare mit kaum vorhandener Haarwurzel analysiert wurden. Gute Haarproben mit > 5 Haaren waren weitaus ergiebiger. Die Dauer, die Haare oder Losungen vom „Verlassen des Bären“ bis zur Sammlung als Probe der Witterung ausgesetzt waren, hatte ebenfalls Einfluss auf die Erfolgsrate. Proben von Haarfallen hatten eine höhere Erfolgsrate als Proben von Rehfütterungen, auch unter Berücksichtigung, dass Haarfallen einen höheren Anteil an Proben mit > 5 Haaren lieferten (z. B. Vergleich der Typisierungs-Erfolgsraten von Haarproben mit > 5 Haaren an Haarfallen und Rehfütterungen: 92 % gegenüber 57 %). Proben von Haarfallen waren im Durchschnitt frischer, weil Haarfallen regelmäßig kontrolliert wurden und Rehfütterungen nur unregelmäßig. Eine Konzentration der Probensammlung auf Büschel frisch abgestreifter Haare könnte die Probenausbeute wesentlich erhöhen und die Kosten der Laboranalyse senken. Das „Alter“ der Haare einer Probe ist aber oft schwer abzuschätzen, wenn nicht frühere Kontrollen des Fundorts oder andere Hinweise eine zeitliche Eingrenzung des Bärenbesuchs ermöglichen. In Losungen zersetzt sich die DNA noch rascher als in der Wurzel ausgerissener Haare, zehn Tage nach dem Absetzen sind die Erfolgsaussichten einer Typisierung nur mehr gering (MURPHY et al. 2002), aber auch das Alter von Losungen war im Feld oft nicht abzuschätzen, so dass vermutlich viele Losungen > 10 Tage alt eingesammelt wurden. Da die untersuchte Population sehr klein war, wurde bei der Sammelstrategie den Ansatz verfolgt, möglichst alle Bären im Gebiet zu erfassen. Um dies zu gewährleisten wurden auch Haar- und Losungsproben geringerer Güte in die Analyse aufgenommen.

Haarfallen erbringen durchwegs bessere Proben als andere Fundorte, am Stacheldraht bleiben meist Haarbüschel hängen und die einzelnen Proben sind klar abgegrenzt. Trotzdem wäre die vorliegende Untersuchung mit Proben von Haarfallen allein nicht erfolgreich gewesen, weil das Interesse der Bären an den Haarfallen zu gering war. Es ist schwer abzuschätzen, woran das gelegen ist, denn die Fängigkeit von Haarfallen ist abhängig vom Standort der Falle und der Attraktivität und Fernwirkung des Köders, allesamt Faktoren, die nur intuitiv beurteilt werden können. Wenn ein Bär einmal eine Falle aufgesucht hatte, wendete er jedenfalls oft große Energien auf, um zu dem (aufgehängten) Köder zu gelangen. Wie gut und weit Bären den Köder wahrgenommen haben, ist nicht nachvollziehbar. Es ist einerseits vorgekommen, dass Bären nachweislich in der Nähe einer Falle gewesen sind, ohne sie zu besuchen, andererseits aber auch, dass ein Bär die Hölzer, die im November das letzte Mal mit Ködersaft übergossen worden waren, im März aus dem Schnee ausgegraben hat. Die Betreuung des Haarfallennetzes war ausgesprochen aufwändig, eine Fortführung oder Ausweitung des Haarfallenprogramms erscheint nur sinnvoll, wenn es gelingt, die Attraktivität der Fallen

für Bären zu erhöhen. Im genetischen Monitoring der Provinz Trento waren Haarfallen vergleichbarer Konstruktion und Beköderung etwas ergiebiger, ca. 50 % der Fallen wurden im Jahr besucht (M. DeBarba, mdl. Mitt.) gegenüber knapp 30 % in Österreich.

Das Bestreben, möglichst alle Bären zu erfassen, ist nicht aufgegangen. Zweimal wurde ein Bär in einem Jahr nicht nachgewiesen, obwohl er im darauf folgenden Jahr wieder in den Proben vertreten war: *E* wurde in allen Jahren außer 2002 nachgewiesen und von *Q* gibt es keinen Nachweis als Jungtier sondern erst als Jahrling. Möglicherweise war *R* auch schon länger im Gebiet, bevor er 2005 entdeckt wurde, und *Rosmarie* wurde im Frühjahr 2002 noch mit ihren Jahrlingen (*L*, *M*) beobachtet, aber in keiner Probe mehr nachgewiesen. Die Verschneidung der Ergebnisse der DNA-Analysen mit den Daten des Monitorings mit konventionellen Methoden lieferte weitere Indizien, dass in manchen Jahren 1–2 Bären übersehen wurden, vor allem jene, die aus dem Kerngebiet abgewandert sind. *Monas* Junge aus dem Wurf 2000 (*B*, *F*), die als Jahrlinge nach Westen aufgebrochen sind, haben sich vermutlich noch bis 2002 oder gar 2003 dort aufgehalten und *L* ist möglicherweise so wie *M* 2003 nach Osten gewandert, ohne aber reichlich Schäden (und damit Proben) zu produzieren wie ihr Bruder. Es ist aber unwahrscheinlich, dass eine größere Zahl Bären über mehrere Jahre nicht erfasst wurde. Die Schwierigkeiten bei der Erfassung dispersierender Jungbären liegen einerseits in der gewaltigen Größenzunahme des zu betreuenden Gebiets, vor allem aber in der großen Zurückhaltung vieler Forstverwaltungen außerhalb des Kerngebiets, Informationen weiterzugeben oder Kontrollen zuzulassen.

Verwandtschaftsverhältnisse und genetische Variabilität

Aus dem Stammbaum geht hervor, dass die Bärenpopulation in den Nördlichen Kalkalpen eigentlich nur aus einer einzigen Familie besteht. Damit stellt sich die Frage nach der Gefahr von Inzucht und dem Ausmaß des Verlusts an genetischer Variabilität. Während der Verlust von Variation in einer Population vor allem ihre Flexibilität in der Reaktion auf Umwelteinflüsse (Parasiten, Viren, Klimaschwankungen) negativ beeinflusst, kann Inzucht unmittelbar zu einer Reduktion der Fitness einer Population führen, z. B. durch das Auftreten genetischer Defekte oder die Verminderung der Fertilität. Der erwartete Heterozygotiegrad (H_e) ist ein Indikator für die genetische Variabilität einer Population und liegt in der untersuchten Population im Vergleich zu anderen Bärenpopulationen im mittleren Bereich (publizierte H_e -Werte: 0,29–0,82, PAETKAU et al. 1997). Die Zunahme der Wahrscheinlichkeit, dass zwei Individuen (PI) bzw. zwei Geschwister (PI_{sibs}) dieselbe Genotypenkombination besitzen, ist ein Hinweis darauf, dass sich in den letzten Jahren die genetische Variabilität rückläufig entwickelt hat. Auch wenn sich diese Erklärung aufdrängt – es gibt keine Beweise dafür, dass der innere Wasserkopf von *Stoffi* oder die rückläufige Entwicklung der Nachwuchszahlen auf Inzuchteffekte zurückzuführen sind.

Bärenweibchen werden in Europa in der Regel mit drei Jahren geschlechtsreif und führen mit vier Jahren das erste Mal Junge. In unserer Population hatten drei Weibchen (*Mona*, *Rosmarie*, *E*) im Alter von drei Jahren Nachwuchs und waren daher bereits mit zwei Jahren geschlechtsreif. Auch *Mariedl* war in diesem Alter vermutlich schon geschlechtsreif, Telemetrieprotokolle aus dem Jahr 1995 belegen gemeinsame Stunden mit *Djuro* zur Paarungszeit (die damit geendet haben, dass *Mariedl* ihren Sender verloren hat). Minimale Populationsgröße bei hohem Nahrungsangebot könnte die Erklärung für dieses Phänomen sein. Die Weibchen aus späteren Würfen (*L*, *N*) hatten keine Jungen in diesem frühen Alter.



4 ENTWICKLUNG DER POPULATION UND IHRE LEBENSFÄHIGKEIT

Georg Rauer

Nördliche Kalkalpen in der Steiermark, Nieder- und Oberösterreich

In den Jahren 1989–1993 wurden an der steirisch-niederösterreichischen Grenze drei Bären im Streifgebiet eines selbstständig zugewanderten Bären freigelassen. 1991 konnte der erste Nachwuchs bestätigt werden und bis 2005 wurden in Summe mindestens 27 Junge geboren. Mit Hilfe von konventionellem Monitoring (Sammlung von Zufallsbeobachtungen, Spuren und Schadensmeldungen), radiotelemetrischer Überwachung der freigelassenen und der in Österreich gefangenen Tiere (1989–1998) und genetischem Monitoring (2000–2005) wurde die Entwicklung der kleinen Pionierpopulation in den Nördlichen Kalkalpen verfolgt (siehe Lebensstafel in Tabelle 8). Trotz der Fülle an Daten konnte das Schicksal einzelner Bären nur in wenigen Fällen mit Sicherheit nachvollzogen werden. Zu Beginn des Monitorings, als einzelne Bären besendert waren und die Populationsgröße niedrig war, war es noch relativ einfach, den Werdegang der Bären individuell zu verfolgen. Mit wachsender Bestandsgröße und Ausfall der Sender gestaltete sich die individuelle Überwachung immer schwieriger. Das genetische Monitoring, das die letzten sechs Jahre zum Einsatz gekommen ist, bot erneut die Möglichkeit, die Anwesenheit bestimmter Bären eindeutig nachzuweisen. Das Verschwinden bzw. Ableben eines Bären kann diese Methode aber nicht mit Sicherheit bestätigen, weil die Möglichkeit besteht, dass von einem anwesenden Bären in einem Jahr keine Probe gesammelt oder erfolgreich typisiert wurde. Dies betrifft vor allem Bären, die sich längere Zeit außerhalb des Kerngebiets aufgehalten haben. Mit fortschreitenden Jahren ohne Nachweis eines bestimmten Bären in den genetischen Proben wird es aber immer wahrscheinlicher, dass dieses Individuum nicht mehr am Leben ist.

Die 27 nachgewiesenen Jungen konnten fünf Weibchen zugeordnet werden. *Mira* hatte drei Junge 1991 (darunter *Nurmi*) und drei Junge 1993 (*Grünau*, *Mariedl*, *Mona*); *Cilka* zwei Junge 1993; *Mona* zwei Junge 1996 (*Christl*, *Rosmarie*), drei Junge 1998 (darunter *H*), drei Junge 2000 (*B*, *E*, *F*) und drei Junge 2002 (*N*, *O*, *P*); *Mariedl* drei Junge 1998; *Rosmarie* vermutlich zwei Junge 1999 (*Stoffi*, *Ledi*?) und zwei Junge 2001 (*L*, *M*); das Weibchen *E* ein Junges 2003 (*Q*) und möglicherweise ein Junges 2005 (*R*).

Vier Bären sind mit Sicherheit verstorben: *Mira* wurde September 1993 verendet aufgefunden, *Nurmi* und *Grünau* wurden im Herbst 1994 in Notwehr bzw. in behördlichem Auftrag geschossen und *Stoffi* wurde im Juni 1999 in den Zoo überführt und musste im März darauf eingeschläfert werden. Bei sieben Bären gibt es starke Indizien für ihren Tod: vom *Ötscherbär* regelmäßig aufgesuchte Plätze blieben ab 1994 ohne Bärenbesuch; zwei der drei Jungen aus *Miras* erstem Wurf 1991 waren bereits im Herbst und auch im darauf folgenden Frühjahr nicht mehr nachweisbar, obwohl *Mira* und ein Junges im Schnee gefährdet wurden; massiven Gerüchten zufolge dürften *Cilka* und eines ihrer Jungen 1994 illegal erlegt worden sein; *Christl* ist 1999 als besenderter, auffälliger und schadensfreudiger Bär spurlos verschwunden; und der verwaiste und recht zutrauliche Jungbär *Ledi* wurde nur ein Monat lang nach seiner Erstbeobachtung Ende Mai 1999 beobachtet, danach gab es keinen Hinweis mehr auf diesen Bären.



Für alle anderen Bären, die nun seit einiger Zeit nicht mehr nachgewiesen werden konnten, ist das Schicksal nicht so klar zu benennen – es liegen keinerlei verlässliche Hinweise auf Weiterleben oder Tod bzw. weiteres Vorkommen im Gebiet oder großräumige Abwanderung vor. 1995 gab es einige Schadensfälle in Oberösterreich, die nicht mit den damals besenderten Bären (*Djuro, Mona, Mariedl*) in Verbindung gebracht werden konnten, möglicherweise war hier noch ein weiteres Junges aus dem Jahr 1993 aktiv. Ab 1996 war in Oberösterreich für Jahre Ruhe um die Bären, keine Hinweise oder Schäden wurden mehr gemeldet. *Mariedl, Mona* und *Rosmarie* sind adulte Weibchen, die einen oder mehrere Würfe im gut erfassten Kerngebiet großgezogen haben und als führende Mütter oft beobachtet wurden. Es ist sehr unwahrscheinlich, dass sie nach dem letzten Nachweis völlig unbemerkt im Gebiet weitergelebt haben, es ist aber ebenso unwahrscheinlich, dass sie aus ihrem bewährten Jungenaufzuchtgebiet abgewandert sind und aus diesem Grund in den letzten Jahren nicht mehr nachgewiesen werden konnten (*Mariedl* und *Mona* hatten überdies Ohrmarken, so wurde *Mariedl* das letzte Mal 1998 anhand der Ohrmarken bestätigt, *Mona* 2003). Im Jahr 2000 hätte es eigentlich sechs 2-jährige Bären geben sollen (drei von *Mona* und drei von *Mariedl*). Zwar gab

Tabelle 8: Lebensstafel der dokumentierten Bären aus den Nördlichen Kalkalpen aus den Daten des konventionellen und des genetischen Monitorings.

Bär	Jahr																
	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
Ötscherbär	■					(†)											
Mira	■	■				†											
Cilka							(†)										
Djuro								■									
J91 - Nurmi					■		†										
J91				(†)													
J91				(†)													
J93 - Mariedl								■		■		?					
J93 - Mona							■										?
J93 - Grünau							†										
J93							(†)										
J93							?										
J96 - Christl											(†)						
J96 - Ros.																	?
J98 - H											■	?					
J98												?					
J98												?					
J98												?					
J98												?					
J98												?					
J99 - Stoffi																	†
J99 - Ledi																	(†)
J00 - B																	?
J00 - E																	
J00 - F																	?
J01 - L																	?
J01 - M																	
J02 - N																	
J02 - O																	?
J02 - P																	?
J03 - Q																	?
J?? - R																	?

Legende

- J93 Junges geboren 1993
- Genotyp des Bären bestimmt
- Nachweis durch konventionelles Monitoring
- Nachweis durch Telemetrie
- Nachweis durch genetisches Monitoring
- Nachweis durch DNA Analyse alter Proben
- † sicher tot
- (†) keine Nachweise, vermutlich tot
- ? keine Nachweise, Schicksal ungewiss

es in diesem Jahr ein paar Hinweise auf 2-jährige Bären, aber viel zu wenige für sechs Individuen, und 2001 konnten alle Hinweise mit den im genetischen Monitoring erfassten Bären erklärt werden, d. h. alle Bären des Geburtsjahrgangs 1998 waren 2001 verschwunden. Die nach Westen abwandernden Jungen aus dem Jahr 2000 und die (zunächst) nach Osten abwandernden Jungen aus dem Jahr 2001 wurden in den Jahren 2002–2004 im genetischen Monitoring nicht vollständig erfasst. Für die Bären *B*, *F* und *L* gab es auch 1–2 Jahre nach dem letzten genetischen Beleg einige Hinweise auf ihre Anwesenheit. Mit der besseren Abdeckung der Randgebiete der Bärenverbreitung durch die Installierung des Bärenanwalts West wurde die Abwanderung von *P* (für kurze Zeit auch *M*) besser dokumentiert, *B*, *F* und *L* aber nicht wieder gefunden. 2005 gab es im Westen nur mehr Hinweise aus dem Gebiet, in dem *M* mit genetischen Proben nachgewiesen wurde. Im Kerngebiet wurden einige Hinweise auf die Anwesenheit eines zusätzlichen Bären gefunden, allerdings gab es keine Anhaltspunkte auf die Identität des Bären. Außerdem gab es einen Hinweis auf eine führende Bärin mit einem Jungen (vermutlich *E*, sie hat vor zwei Jahren auch ein Junges geführt und war genauso „unsichtbar“ wie in diesem Jahr).

Summiert man die sicher nachgewiesenen Individuen und die vermutlich anwesenden für alle Jahre, ergibt sich die in Abbildung 17 dargestellte Entwicklung des Mindestbestands. 2005 konnten nur fünf Bären mittels genetischen Monitorings nachgewiesen werden und aus dem konventionellen Monitoring ergaben sich Hinweise auf zwei weitere Bären. Ob und wie viele weitere Bären sich vom Monitoring der Bärenanwälte unbemerkt im Großraum Nördliche Kalkalpen aufgehalten haben, kann nur sehr bedingt eingeschätzt werden. Es kann angenommen werden, dass nicht mehr als fünf Bären „übersehen“ worden sind und sich somit im Jahr 2005 nur noch 7–12 Bären in den Nördlichen Kalkalpen aufgehalten haben.

Der Bären-Mindestbestand weist durch Zugänge und Abgänge große Schwankungen auf, aber auch durch Unterschiede im Erfolg bei der individuellen Unterscheidung der Bären sowie durch Unterschiede in der Intensität des Monitorings. Die Bestandszunahme ist jedenfalls über die Jahre nicht so groß ausgefallen, wie es die Produktivität hätte erwarten lassen. Auffallend viele Bären sind bereits als subadulte Tiere verschwunden. Als Ursachen kommen in Frage:

- großräumige Abwanderung,
- hohe natürliche Sterblichkeit,
- hohe vom Menschen verursachte Sterblichkeit.

Erfahrungen mit telemetrierten Bären haben gezeigt, dass wandernde Bären durchaus längere Zeit unbemerkt bleiben können. Auch können Forstverwaltungen das Auftreten von Bären auf ihrem Gebiet erfolgreich verheimlichen. Halten sich Bären aber längere Zeit in einem Gebiet auf, verursachen sie früher oder später Schäden, und diese werden in der Regel gemeldet. Ein Dutzend abgewanderter Bären müsste sich also irgendwann einmal bemerkbar machen. Für eine hohe natürliche Sterblichkeit gibt es keinen ersichtlichen Grund. Gegen eine mangelnde Habitateignung spricht die rasche Gewichtszunahme der Jungtiere und das frühe Erreichen der Geschlechtsreife (RAUER et al. 2001, ZEDROSSER et al. 2004). Über den Einfluss von Krankheiten, Parasiten oder Inzuchteffekten zu spekulieren, ist ohne jegliche Belege müßig.

Heikel wird es bei der vom Menschen direkt verursachten Sterblichkeit, denn Verkehrsunfälle haben bisher keine große Rolle gespielt und somit läuft diese Erklärungsvariante auf illegale Tötungen hinaus. Es sollen hier keinesfalls Jäger pauschal bezichtigt werden, Bären illegal zu erlegen – die Landesjägerschaften (von NÖ, OÖ, Stmk, K) setzen

sich mit der Finanzierung der Versicherung von Bärenschäden aktiv für den Schutz der Bären ein; die Möglichkeit illegaler Abschüsse muss allerdings in Betracht gezogen werden. Derzeit gibt es keine konkreten Belege und abgesehen von den nachdrücklichen Gerüchten in der aufgeheizten Stimmung von 1994 über den Abschuss zweier Bären im Raum Türrnitz und dem spurlosen Verschwinden der dreisten und besenderten *Christl* 1998 auch keine handfesten Gerüchte oder Indizien für derartige Handlungen. Die rezente Ausbreitung der Wildschweine in die von Bären besiedelten Gebiete könnte insofern eine neue Gefahr für die Bären darstellen, als die Verwechslungsgefahr von Wildschwein und Bär unter den üblichen Bedingungen der Sauenjagd (Ansitz an einer Kirrung in Mondnächten) beträchtlich ist.

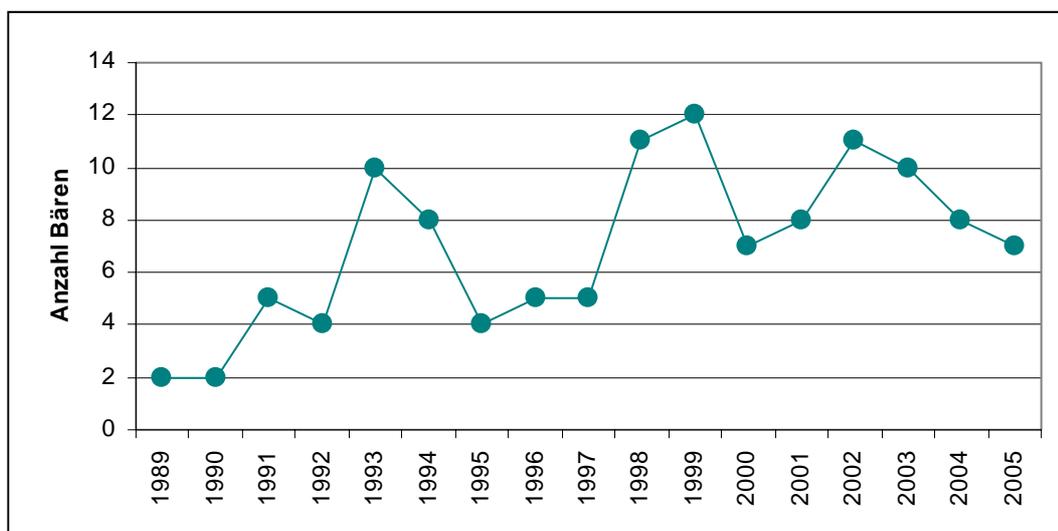


Abbildung 17: Entwicklung der Bestandsgröße aufgrund der Schätzungen aus dem konventionellen und dem genetischen Monitoring.

Kärnten und angrenzende Gebiete in Tirol, Salzburg und Steiermark

In Kärnten stellt sich die Situation grundsätzlich anders dar als in den Nördlichen Kalkalpen:

- 1.) Die Kärntner Bären sind alle aus der slowenischen Population zugewandert.
- 2.) Es gibt (bis auf vereinzelte Ausnahmen an der slowenischen Grenze) keine Reproduktion.
- 3.) Die Bären durchstreifen vor allem die grenznahen Gebiete zu Slowenien und Italien, wodurch die Angabe einer Bestandsgröße allein für das österreichische Staatsgebiet eigentlich nicht möglich ist.
- 4.) Es stehen keine Telemetriedaten oder DNA-Analysen zur Verfügung, um die individuelle Unterscheidung von Bären zu unterstützen – die Bestandsschätzungen basieren somit vor allem auf der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Nachweise.

In der ersten Hälfte der 1990er Jahre dürfte der Bärenbestand in Kärnten zugenommen haben. Die positive Bestandsentwicklung geht vermutlich zurück auf die 1991 von der slowenischen Regierung verfügte vollständige Schonung der Bären im Migrationskorridor zwischen Kärnten (und Friaul) und dem jagdlich bewirtschafteten Kerngebiet im Süden Sloweniens. Die Zunahme der Bärenhinweise steht aber auch in Zusammenhang mit dem verbesserten Monitoring ab 1992. Die höchsten Bestandsschätzungen wurden 1995–1997 mit 9–12 Individuen erreicht. Die Änderung der politischen Verhältnisse und



der Druck durch rasch ansteigende Schadenssummen in den Ausbreitungsgebieten führte 1998 dazu, dass in Slowenien Abschussanträge auf Schadbären wieder bewilligt wurden und in der Folge auch Bären in Grenznähe zu Kärnten erlegt worden sind. Dies führte zu einer merklichen Verminderung der Nachweisdichte in Kärnten und zu einer Reduktion der Bestandsschätzung auf aktuell 6–8 Bären.

Lebensfähigkeit und Maßnahmen zu deren Verbesserung

Das langfristige Überleben kleiner Populationen ist durch vielerlei Zufälligkeiten gefährdet: Zufälle in der demografischen Entwicklung, zufällige Schwankungen essentieller Umweltfaktoren und Zufallsprozesse in der genetischen Entwicklung, die mit der Verminderung der genetischen Variabilität einhergehen. Im Artenschutz ist das Konzept der „minimum viable population“ (MVP) gebräuchlich, um die Überlebenswahrscheinlichkeit kleiner Populationen zu beschreiben. Eine MVP weist jene Populationsgröße auf, die gewährleistet, dass die Population die nächsten 100 Jahre mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % überleben wird (SHAFFER 1987). Für Bären in Österreich liegt keine MVP-Berechnung vor, es fehlen dazu die notwendigen Daten zur Fortpflanzungs- und Mortalitätsrate. KNAUER (1993) hat für das nahe gelegene Trentino eine MVP-Berechnung durchgeführt, wobei auch er keine gebietsspezifischen Daten zu Mortalität und Vermehrungsrate zur Verfügung hatte, sondern auf Daten aus der gut untersuchten Grizzly-Population des Yellowstone Ecosystem zurückgreifen musste. Seine errechnete Mindestgröße einer lebensfähigen Population liegt bei 40–60 Bären. SAETHER et al. (1998) haben die Überlebensfähigkeit der skandinavischen Bären untersucht und kommen, einem etwas anderen Ansatz folgend, auf eine Mindestgröße von 7–9 Weibchen. Diese deutlich kleinere MVP wird mit der höheren Vermehrungskapazität skandinavischer Bären im Vergleich zur nordamerikanischen und der geringen Mortalität der Bären in Schweden erklärt. SAETHER et al. (1998) betonen jedoch, dass bereits eine geringe Erhöhung der Mortalität die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population deutlich herabsetzen und somit eine deutlich größere MVP ergeben würde.

Auch ohne detaillierte Berechnungen ist es offensichtlich, dass das langfristige Überleben des Bärenbestands in Österreich mit 12–20 auf zwei Verbreitungsgebiete aufgesplitterten Individuen bei weitem noch nicht gesichert ist. Beunruhigend ist zudem, dass die weiter oben beschriebene Populationsentwicklung in den Nördlichen Kalkalpen deutliche Hinweise auf eine erhöhte Mortalität geliefert hat, z. B. im Vergleich zu Schweden. Die Klärung der Frage der erhöhten Mortalität wäre auch der erste Punkt, an dem die notwendigen Maßnahmen zur Verbesserung der Überlebensaussichten der Population ansetzen könnten. Eine Besenderung mit GPS-GSM Halsbändern könnte entscheidende Hinweise liefern, was mit den subadulten Bären wirklich passiert. Großes Potential liegt auch in der Verbesserung der Mitarbeit im Monitoring durch Jäger, Forstleute und Grundbesitzer vor Ort. Geheimnistuerei fördert nur die Befürchtung, die Bären verschwinden vor allem durch illegale Abschüsse. Die stagnierende bis rückläufige Populationsentwicklung macht es folgerichtig notwendig, auch die Option einer Bestandsstützung durch erneute Aussetzungen in Betracht zu ziehen. Vor einer solchen aktiven Maßnahme zur Unterstützung der Population müssen aber unter anderem die Gründe für die aktuell erhöhte Mortalität gefunden werden. Das Zusetzen von Bären ist ein heikles und emotionales Thema, umso wichtiger ist eine offene Diskussion darüber. Fest steht jedenfalls, dass ein solches Projekt nicht mehr von einer Naturschutzorganisation allein vorangetrieben werden kann, sondern nur in Kooperation mit Behörden und Jagdverbänden und unter Einbindung der betroffenen Bevölkerung und deren Interessenvertretungen.

5 LEBENSRAUMEIGNUNG FÜR DEN BRAUNBÄREN IN ÖSTERREICH – EIN MODELL

Hafner Eva, Grünauer Daniela, Jens Laass,
Roland Grillmayer

5.1 Einleitung

34 Jahre nach der Einwanderung des bekannten „Ötscherbären“ muss die Bärenpopulation in Österreich immer noch als sehr klein und gefährdet betrachtet werden. Der heutige Bestand geht im Wesentlichen auf das Wiederansiedlungsprojekt des WWF und der selbstständigen Einwanderung einiger Individuen aus Slowenien zurück. Dies zeigt sich auch in der aktuellen Verbreitung der Bären in Österreich, einerseits in den Nördlichen Kalkalpen und andererseits im Kärntner Grenzgebiet zu Slowenien und Italien. Da sich der Bärenbestand in den letzten Jahren kaum ausgebreitet hat, ist die Suche nach den Ursachen von wesentlicher Bedeutung für die langfristige Erhaltung der Bären in Österreich. Eine der wesentlichen Fragen ist, ob für den Bären in Österreich auch genügend geeignete Lebensräume zur Verfügung stehen.

Zwar liegen für Österreich schon einige Habitatmodelle vor, jedoch basieren diese entweder auf sehr großen Bewertungseinheiten (AUBRECHT & RAUER und PLUTZAR & RAUER in RAUER et al. 2001, ASTE 1993) oder auf Daten zur Habitatnutzung der Bären aus Lebensräumen, die sich durchaus beträchtlich von der Situation im österreichischen Alpenraum unterscheiden (CORSI et al. 1998, KNAUER 2000).

Das hier vorliegende Modell versucht die Eignung des Lebensraums auf einer sehr detaillierten Stufe abzubilden und die Bewertung der Eignung geht auf Daten aus dem österreichischen Alpenraum zurück. Insbesondere wurde versucht, den Einfluss des Menschen auf den Lebensraum der Bären in Form von Freizeitnutzung und Straßenverkehr zu berücksichtigen.

5.2 Methode

Modellansatz und Habitatfaktoren

Ausgangspunkt für das Modell waren einerseits die von den Bärenanwälten gesammelten Bärenhinweise aus den Jahren 1989 bis 2005 und andererseits ausgewählte Habitatfaktoren. Die Auswahl der bearbeiteten Habitatfaktoren richtete sich nach dem aktuellen Kenntnisstand über Habitatansprüche und -wahl des Braunbären in Mitteleuropa (CORSI et al. 1998, KNAUER 2000, RAUER et al. 2001) sowie nach der Verfügbarkeit der Daten. Beeinflussungsdistanz und -intensität der Habitatfaktoren *Siedlung*, *Tourismus*, *Straße* und *Wald* wurden aus vorliegenden Daten zur Habitatnutzung der Bären abgeleitet. Die Faktoren *Kernlebensräume* und *Naturräumliche Ausstattung* mussten aufgrund mangelnder Daten aus offenen alpinen Lebensräumen auf Basis von Expertenwissen bewertet werden. Das vorliegende Modell ist also eine Kombination aus Expertenwissen und Ableitung aus den Bärenhinweisen.



Habitatfaktoren und Datenbasis

Die Auswahl der einfließenden Faktoren wurde stark beeinflusst von der Verfügbarkeit von flächendeckenden Daten für eine GIS-basierte Analyse. Auf folgende Datenquellen konnte zurückgegriffen werden: Bärenhinweise – Monitoring der Bärenanwälte, 1989–2005; SINUS-Landbedeckungskarte österreichischer Kulturlandschaften; CORINE Landcover Österreich, 2000; Bevölkerungs- und Tourismuszahlen STATISTIK AUSTRIA (2005); TeleAtlas MultiNet™ – Straßendatensatz für Österreich; ArcAustria Gemeindegrenzen; Digitales Geländemodell für Österreich.

Bären Daten

Der für die Modellierung zur Verfügung stehende Bären datensatz umfasst insgesamt 4.322 Bärenhinweise, die von den Bärenanwälten bestätigt und genau lokalisiert werden konnten. Die Bärenhinweise setzen sich aus telemetrischen Peilungen (N = 713) und Daten, die auf Zufallsbeobachtungen, Spurenfunden und Schadensaufnahmen basieren (N = 3.609), zusammen. Die beiden Datensätze wurden anschließend in jeweils einen Modellierungs- und einen Validierungsdatensatz geteilt. Der Modellierungsdatensatz wurde zur Erstellung des Modells herangezogen, der Validierungsdatensatz nach erfolgreicher Modellerstellung zur Überprüfung der Ergebnisse.

SINUS–Landbedeckungskarte österreichischer Kulturlandschaften

Als Ausgangsdatenbasis fungierte die SINUS-Landbedeckungskarte mit einer Rasterzellengröße von 30x30 m. Der SINUS-Datensatz wurde entsprechend den Modellanforderungen klassifiziert. Für die benötigten Landbedeckungen Wald, Wiesen, Ackerland, vegetationslose Flächen, Gletscher, Siedlungen und andere Flächen wurden einzelne Datensätze erzeugt. Diese Themendatensätze wurden dann einzeln weiterbearbeitet und bewertet.

Modellierung

Ableitung der Habitatbeeinflussung

Die Wertung der Habitatbeeinflussung erfolgte auf einer Skala von Null bis Eins, wobei Null eine negative Beeinflussung darstellt und Eins eine positive Beeinflussung. Alle Faktoren wurden auf Basis des 30x30 m Rasters des SINUS-Datensatzes bewertet.

Die verschiedenen Habitatfaktoren haben zusätzlich zu ihrer lokalen Wirkung auf Wildtiere noch einen Einfluss, der wesentlich über ihre eigentliche Fläche hinausreicht (Lärm, Licht, Freizeitnutzung der Umgebung, Nähe der Deckung,...). Im vorliegenden Modell betrifft dies vor allem die Faktoren *Siedlung*, *Tourismus*, *Straße* und *Wald*. Diese Raumwirkung wurde durch eine mit der Entfernung abnehmende positive oder negative Beeinflussung dargestellt. Die Beeinflussungsdistanz und -intensität wurde aufgrund der räumlichen Verteilung der Bärennachweise in Relation zu den entsprechenden Flächen ermittelt.

Beeinflussung durch Besiedelung und Tourismus

Die Bevölkerungs- und Tourismuszahlen (Nächtigungen im Sommerhalbjahr) wurden auf Basis der Gemeinden mit dem zuvor aus dem SINUS-Datensatz erzeugten Siedlungslayer verknüpft. Die daraus erhaltenen Siedlungskörper wurden, einmal basierend

auf der Bevölkerungszahl und einmal auf Basis der Tourismuszahlen, in je drei Kategorien eingeteilt. Für jede Kategorie wurde die Beeinflussungsdistanz und -intensität aufgrund der räumlichen Verteilung der Bärennachweise in Relation zu den entsprechenden Siedlungen ermittelt.

Beeinflussung durch Straßen

Basisdatensatz für die Ermittlung der Beeinflussung durch Straßen war der TeleAtlas MultiNet™ – Straßendatensatz für Österreich. Das Straßennetz wurde ebenfalls in drei Kategorien unterteilt. Die Vorgangsweise für die Ermittlung der Beeinflussung folgte der für Besiedelung und Tourismus.

Wald

Aus der Verteilung der Bärenhinweise kann abgeleitet werden, dass Wald in Österreich den primären Bärenlebensraum bildet. Von den 2.161 Hinweisen des Modellierungssatzes befinden sich 1.920 (89 %) im Wald. Der Faktor Wald wurde deshalb für die Modellierung entsprechend positiv bewertet. Der Wald wurde in drei Kategorien geteilt. Die Kategorien und ihre Raumwirkung basierten auf der Größe der zusammenhängenden Waldfläche beziehungsweise den darin befindlichen Bärennachweisen. Mit zunehmender Flächengröße wurde eine steigende positive Raumwirkung angenommen.

Kernflächen

Als zusätzlicher positiver Faktor wurden so genannte Kernflächen ins Modell mit einbezogen. Unter Kernflächen wurden gering anthropogen beeinflusste, unfragmentierte Flächen verstanden. Die Flächen setzten sich aus Waldflächen, Wiesenflächen im Wald mit einer Flächengröße bis 10 ha, Wiesenflächen über 1.600 m Seehöhe (Almen) sowie vegetationslosen Flächen zwischen 1.600 m und 2.600 m Seehöhe zusammen.

Naturräumliche Ausstattung

Waldflächen wurden mit dem Wert 1 bewertet. Ackerflächen, Wiesen, Gewässer, Gletscher und vegetationslose Flächen bilden die Kategorie neutrale Flächen, bewertet mit einem Wert von 0,5. Aus verfahrenstechnischen Gründen erhielten Siedlungen ebenfalls den Wert 0,5. Aufgrund der Verknüpfung mit dem Layer Siedlungen werden aber alle Siedlungen im Endmodell wieder auf den Eignungswert 0 gesetzt. Vegetationsfreie Flächen und Gletscher über 2.600 m Höhe wurden mit 0,1 deutlich schlechter bewertet.

Verknüpfung und Auswertung

Im Anschluss an die Erstellung der genannten Beeinflussungsfaktoren wurden diese miteinander verknüpft. Dabei wurden die negativen Beeinflussungen (Siedlung, Tourismus, Straßen) mittels einer Minimumverknüpfung, die positiven und neutralen (Wald, Kernflächen und naturräumliche Ausstattung) mittels einer Mittelwertbildung zusammengefasst. Diese beiden Faktorenkomplexe wurden schließlich multiplikativ verknüpft.

$$\text{Habitateignung} = \text{Min}[\text{Besiedelung}, \text{Tourismus}, \text{Straße}] * \frac{(\text{Wald} + \text{Kernflächen} + \text{naturräumliche Ausstattung})}{3}$$

Als Ergebnis dieser Verknüpfung erhält man für jede Rasterzelle einen Wert, der die Habitateignung für den Braunbären darstellt. Diese Werte wurden dann mit Hilfe der Bären Daten in vier Kategorien eingeteilt: Es wurde angenommen, dass der Kernlebensraum 80 % der Bärennachweise beinhaltet, für den Lebensraum wurde der Wert mit

15 % festgelegt. Der Übergangsbereich wurde durch 4 % der Nachweise definiert. Bis maximal 1 % der Nachweise durfte im Nicht-Lebensraum, d. h. im Siedlungsgebiet liegen.

Für die Validierung des Modells wurde auf die zurückgehaltenen Daten zurückgegriffen. Dabei wurde überprüft, ob die zuvor gebildeten Kategorien mit dem zweiten Datensatz nachvollziehbar waren und ausreichend übereinstimmten.

5.3 Ergebnis

Das Modell klassifiziert 24 % des österreichischen Staatsgebiets (20.133 km²) als Kernlebensraum und weitere 31 % als Lebensraum. Große zusammenhängende Kernlebensräume und Lebensräume werden vor allem in den niederösterreichisch-steirischen Kalkalpen, im Toten Gebirge, im Sensengebirge und in den Niederen Tauern ausgewiesen (siehe Abbildung 18). Im südlichen Österreich werden Bereiche der Hohen Tauern, aber vor allem die Karnischen Alpen, die Karawanken und die Gailtaler Alpen als geeignete Lebensräume dargestellt. Die Koralpe, Gleinalpe und die Fischbacher Alpen bilden ein Band gut geeigneter Lebensräume, das sich von Süden nach Norden in Richtung der Nördlichen Kalkalpen zieht. Die Verbindung wird allerdings vom intensiv genutzten Mur-Mürz-Tal unterbrochen. Im Westen Österreichs werden größere zusammenhängende Kernlebensräume im Bereich des Bregenzer Waldes, des gesamten Grenzgebiets zwischen Vorarlberg und Tirol und des Lech-Tals sowie im Großraum Karwendel markiert. Aber auch im Grenzbereich zwischen Mühl- und Waldviertel sowie im mittleren bis südlichen Burgenland und in der südöstlichen Steiermark findet sich nach dem Modell für Bären geeigneter Lebensraum. Diese Lebensräume sind allerdings sehr fragmentiert und von den aktuell besiedelten Lebensräumen isoliert.

Vergleicht man die vom Modell errechnete Habitataignung mit der beobachteten Habitatnutzung so zeigt sich, dass auch im Datensatz, der zur Validierung verwendet wurde, ca. 80 % der Nachweise im Kernlebensraum bzw. 95 % im ausgewiesenen Lebensraum (Lebensraum plus Kernlebensraum) liegen.

5.4 Diskussion

Die Frage, ob in Österreich genügend Lebensraum für den langfristigen Erhalt einer Bärenpopulation zur Verfügung steht, ist eine der meist diskutierten Fragen im Bärenmanagement in Österreich. Bislang standen zur Klärung dieser Frage nur recht grob aufgelöste Modelle zur Verfügung, die auf Daten zur Habitatnutzung der Bären in Österreich basieren. So modellierten zum Beispiel PLUTZAR & RAUER in RAUER et al. (2001) den potentiellen Bärenlebensraum in Österreich auf Basis der Gemeinden – es wurde ein Habitataignungswert pro Gemeinde errechnet. Das vorliegende Habitatmodell konnte aufgrund der Verfügbarkeit des SINUS-Landbedeckungsdatensatzes und des Bezugs der Bevölkerungszahlen auf das tatsächliche Siedlungsgebiet durchgängig mit einer Auflösung von 30x30 m gerechnet werden. Es bietet somit eine wesentlich genauere Auflösung als die bisherigen Modelle. Ein weiterer Punkt, der an früheren Modellen immer wieder kritisiert wurde, war die beschränkte Berücksichtigung von Störungen durch die Freizeitnutzung. Diese Art der Nutzung ist nur schwer zu modellieren, solange nicht sehr detaillierte Informationen (z. B. Dichte des Wanderwegenetzes und die Intensität seiner Nutzung) zur Verfügung stehen. Durch die Berücksichtigung der Bevölkerungs-

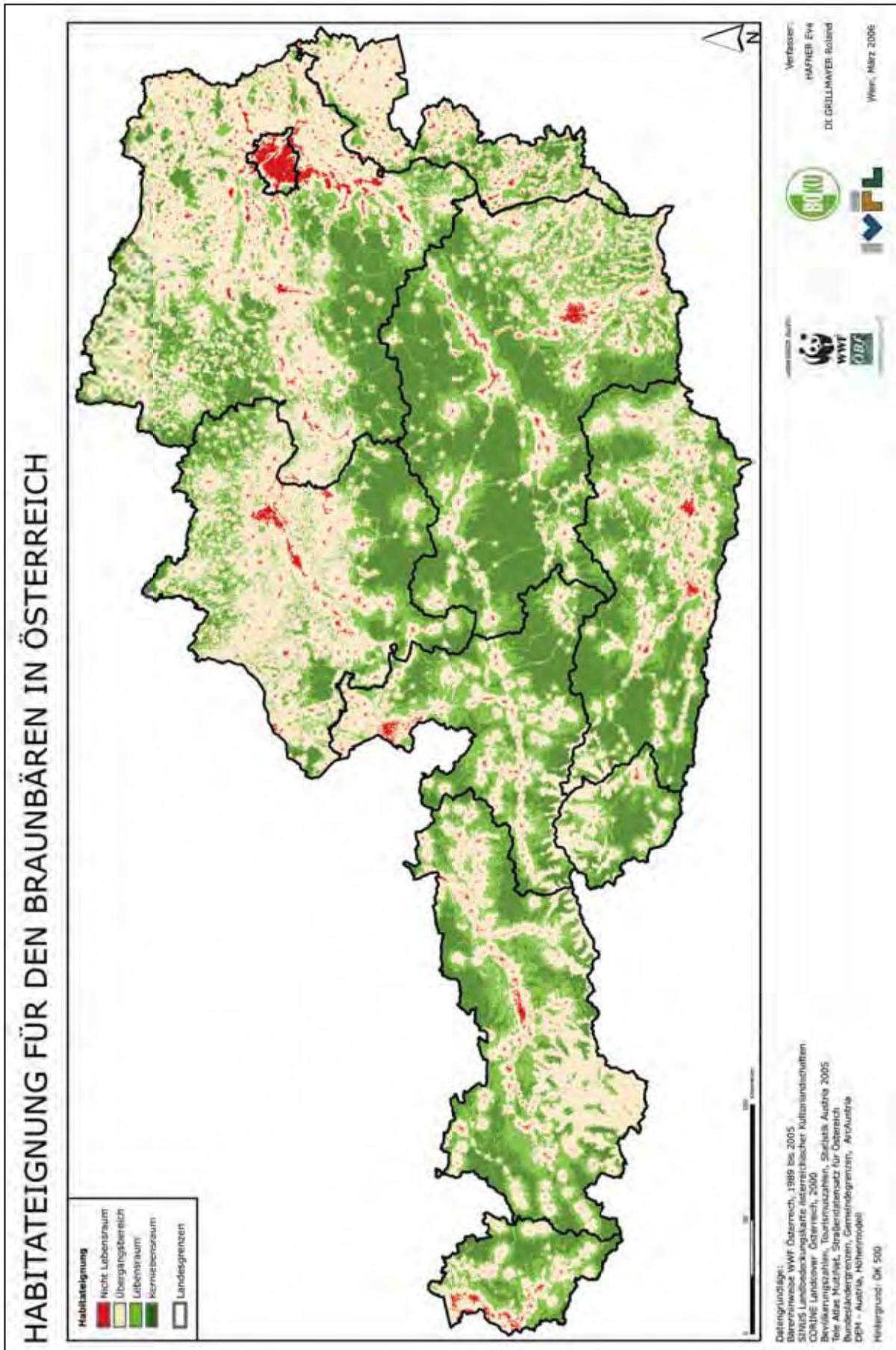


Abbildung 18: Lebensraumeignung für Braunbären in Österreich.



zahlen und der Nächtigungszahlen im Sommerhalbjahr sowie die Berechnung der Beeinträchtigungsdistanz und -intensität (Raumwirkung) wurde versucht, Einflüsse der menschlichen Nutzung auf den Lebensraum zu berücksichtigen. Dies gilt ebenso für die Beeinflussung der Habitateignung durch Straßen. Auch diese ist nicht nur auf die Straße selbst beschränkt (Licht, Lärm), daher wurde auch hier eine Raumwirkung errechnet und berücksichtigt. Die Berücksichtigung des Tourismus dürfte besonders für weite Regionen im Süden und Westen Österreichs wichtig sein. In diesen Gebieten finden sich Gemeinden mit über 500.000 Nächtigungen im Sommerhalbjahr (STATISTIK AUSTRIA 2005). Durch diese intensive touristische Nutzung (Wandern, Mountainbiken,...) und einen wesentlich geringeren Waldanteil (RUSS 2004) unterscheiden sich diese Regionen wesentlich von den Nördlichen Kalkalpen. Jedoch haben die Wanderungen der Bären *Vida* (2003) und *JJ2* (2005) aus dem italienischen Trentino nach Tirol gezeigt, dass die Bären auch dort geeignetes Habitat finden können. Beide Bären haben während ihres Aufenthalts in Tirol wesentlich höhere und offenere Lagen genutzt, als sie von Bären in den Nördlichen Kalkalpen oder in Kärnten genutzt werden. Allerdings stehen den Bären derartige Lagen in den derzeit dauerhaft besiedelten Gebieten nicht oder nur kaum zur Verfügung. Für eine Habitatbewertung des österreichischen Alpenraums wurden daher die bisherigen Erfahrungen mit Bären in Tirol in der positiven Bewertung von offenen Flächen zwischen 1.600 und 2.600m Seehöhe berücksichtigt, auch wenn diese aus den vorhandenen Bären Daten statistisch nicht ableitbar war. In dieser positiveren Bewertung der Almflächen dürfte auch die im Vergleich zu den meisten bisherigen Modellen (PLUTZAR & RAUER in RAUER et al. (2001), KNAUER 2000) bessere Bewertung der Habitateignung der Niederen Tauern, der Kitzbühler Alpen und des Großraums um den Arlberg liegen. Einzig AUBRECHT & RAUER in RAUER et al. (2001) haben versucht, alpine Matten und Latschenfelder zu berücksichtigen und sind hinsichtlich der Bewertung der Niederen Tauern und der Kitzbühler Alpen zu recht ähnlichen Ergebnissen gekommen.

Die Hochrechnung auf die Habitatnutzung in einer Region aus der noch kaum (keine) Daten zur Habitatnutzung durch Braunbären vorliegen und die sich in ihrer naturräumlichen Ausprägung und der menschlichen Nutzung wesentlich von den derzeit genutzten Bärengebieten unterscheidet, ist problematisch. Dennoch stimmt das Modell gut mit der Habitatnutzung der Bären *Vida* und *JJ2* in Tirol wie auch mit der dokumentierten Habitatnutzung der Bären in den Nördlichen Kalkalpen und in Kärnten überein.

Allerdings wird die Modellierung der Habitateignung im Westen Österreichs nicht nur durch den Unterschied zu den Bedingungen in den derzeitigen Bärengebieten erschwert, sondern auch durch die schmale Form Tirols. Durch die Berücksichtigung der Raumwirkung verschiedener Faktoren kommt es zu Problemen, wenn entsprechende Daten aus den umliegenden Bereichen jenseits der Staatsgrenze nicht vorliegen. Daher ist die Habitatbewertung in Grenzbereichen mit Vorsicht zu betrachten. Je nachdem wie die Gebiete jenseits der Grenze aussehen, kann es zu einer Über- oder eine Unterbewertung der Habitateignung kommen. Ob und welche Gebiete im Westen Österreichs von Bären genutzt werden können, wird man erst wissen, wenn sich Bären über längere Zeit in diesem Gebiet aufgehalten haben.

Das Habitatmodell weist speziell in den Nördlichen Kalkalpen zwischen dem Salzkammergut und dem Wienerwald große zusammenhängende Kernlebensräume aus. Vergleicht man die aktuelle Verbreitung der Bären in diesem Gebiet mit den Ergebnissen der Modellierung, so wird deutlich, dass momentan nur ein kleiner Bereich des dort vorhandenen Kernlebensraums und Lebensraums genutzt wird. Allerdings ist die Bärenpopulation nach der Wiederansiedlung 1989–1992 immer noch sehr klein und im Aufbau begriffen, so dass sie sicherlich noch nicht den gesamten geeigneten Lebensraum nutzt (nutzen muss). Anders die Situation in Südkärnten, wo die aus Slowenien selbstständig

zugewanderten Bären nahezu im gesamten ausgewiesenen Lebensraum bereits nachgewiesen werden konnten. Es gibt aber keine Anzeichen dafür, dass die Populationsdichte bereits an der Obergrenze der Tragfähigkeit des Habitats angelangt ist. Vielmehr dürfte es sich bei den Bären in Kärnten durchwegs um wanderfreudige Männchen handeln, die im Zuge ihrer Wanderungen schon einen Großteil des ausgewiesenen Lebensraums genutzt haben.

Diese Situation und die zurzeit bestenfalls stagnierende Populationsentwicklung in den Nördlichen Kalkalpen unterstreicht die Bedeutung der Habitatvernetzung für die langfristige Erhaltung der Bären in Österreich. Obwohl viele Hindernisse (Lärmschutzwände, Stützmauern, Einzelhöfe,...) erst bei sehr detaillierter Betrachtung sichtbar sind, werden schon im Maßstab der Österreichkarte einige maßgebliche Barrieren für den Austausch zwischen den beiden Bärenbeständen deutlich. So ist das Drautal nahezu in seinem gesamten Verlauf für Bären nur schwer zu queren und somit eine wesentliche Barriere für die Wanderung der Bären von Kärnten nach Norden in Richtung der Hohen und Niederen Tauern. Die zweite wichtige Migrationsachse zwischen der Bärenkernpopulation in Slowenien und dem Bärengebiet um Mariazell ist das Mur-Mürz-Tal, das ebenso kaum noch Querungsmöglichkeiten bietet. Wenn es möglich ist, diese Barrieren querbar zu machen, steht den Bären im österreichischen Zentralraum sicherlich ausreichend Habitat zur Verfügung, um eine langfristig überlebensfähige Population zu erhalten.

Wesentlich für das Überleben einer Bärenpopulation ist aber nicht nur der Lebensraum an sich, sondern vor allem auch die Akzeptanz durch die Menschen vor Ort. Diese ist unter anderem wesentlich von der Anzahl der von Bären verursachten Schäden abhängig. Der Versuch, mögliche zukünftige Konfliktpotentiale durch die Anzahl der gealpten Schafe und Ziegen oder durch die Intensität der jagdlichen Bewirtschaftung zu berücksichtigen, scheiterte an der mangelnden Verfügbarkeit flächendeckender Daten.

Die Tatsache, dass die Bärenpopulation in Österreich in den letzten Jahren nicht wie erhofft expandierte, wurde immer wieder mit einer fehlenden Habitateignung der heimischen Kulturlandschaft in Verbindung gebracht. KNAUER (2000) hat in der Validierung seines Modells nachgewiesen, dass der Bärenlebensraum in den Nördlichen Kalkalpen sehr gut mit dem Kerngebiet der vitalen Slowenischen Bärenpopulation übereinstimmt. Auch die hohe Reproduktionsrate und frühe Geschlechtsreife der Bären in den Nördlichen Kalkalpen (ZEDROSSER et al. 2004) geben einen Hinweis auf die gute Habitateignung in diesem Gebiet. Das vorliegende Habitatmodell zeigt, dass auch neben den Nördlichen Kalkalpen weitere Gebiete mit ähnlicher Eignung im österreichischen Alpenraum vorhanden sind, die durchaus einer lebensfähigen Population Platz bieten können.

6 BESTEHENDE LEBENSRAUMVERNETZUNG FÜR BRAUNBÄREN IM ÖSTERREICHISCHEN ALPENRAUM UND MÖGLICHKEITEN ZU IHRER SICHERUNG MIT MITTELN DER RAUMPLANUNG

Jens Laass, Mark Wöss

6.1 Einleitung

Je kleiner eine Population ist, desto größer wird die Gefahr, dass sie langfristig nicht überleben kann (CAUGHLEY & GUNN 1996, HANSKI & GILPIN 1997). Der Einfluss zufälliger Ereignisse, auch wenn sie nur ein einzelnes Tier betreffen (Verkehrsunfall, Absturz, Krankheit, Wilderei), wird immer größer, je kleiner die Population ist. Auch die Gefahr von negativen Inzuchteffekten nimmt mit abnehmender Populationsgröße zu (KELLER & WALLER 2002). Die österreichische Bärenpopulation ist mit geschätzten 12–20 Bären als klein einzustufen und zusätzlich noch in zwei Teilpopulationen getrennt. Eine intakte Verbindung zwischen diesen beiden Teilpopulationen sowie mit der Dinarischen Kernpopulation in Slowenien und Kroatien, ist daher von größter Bedeutung für die langfristige Erhaltung des Bären in Österreich.

Autobahnen, Siedlungen und weite deckungsarme Flächen, wie man sie häufig in der intensiven Landwirtschaft findet, können die Wanderung von Bären stark einschränken (RAUER et al. 2001). Während auf der einen Seite der Anteil der bewaldeten Flächen in Österreich in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich angestiegen ist (RUSS 2004), nimmt auf der anderen Seite auch die Intensität der menschlichen Nutzung und die Versiegelung der Talräume in den Alpen immer weiter zu (BANKO et al. 2004). Täler, in denen sich Straßen, Siedlungen, Industriezonen und intensive Landwirtschaft bandförmig konzentrieren, sind von Bären und anderen größeren Wildtieren nur schwer zu queren. Im Gegensatz zu der Studie von VÖLK et al. (2001), in welcher nur die Querbarkeit von Autobahnen und Schnellstraßen beurteilt wird, und KÖHLER (2005), der das Potential einer Landschaft für die Migration von Wildtieren ohne Berücksichtigung des Infrastrukturnetzes beurteilt hat, wollen wir hier versuchen, die bestehende Vernetzung zwischen potentiellen und aktuellen Lebensräumen des Braunbären im Detail zu bewerten. Dabei wird nicht nur die Querbarkeit offensichtlicher Hindernisse wie Schnellstraßen oder Bahnlinien beurteilt, sondern vor allem das Umfeld der Hindernisse. Kommt ein Bär überhaupt bis zu einer bestehenden Unterführung unter einer Autobahn und kommt er dann von der Unterführung bis zum nächsten größeren Waldstück?

6.2 Methode

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet dieser Analyse umfasste den Alpenraum Österreichs, hier grob abgegrenzt durch die Westautobahn (A1) im Norden und die Südbahn (A2) im Osten. Für diese Untersuchung wurde davon ausgegangen, dass Bären in den offeneren und von Menschen intensiver genutzten Gebieten östlich der Südbahn (mit Aus-

nahme der Koralm) kaum mehr Lebensraum finden, bzw. eine Querung des Donautals inklusive der Westautobahn im Norden sehr unwahrscheinlich erscheint.

Als potentielle Zerschneidungsachsen wurden das gesamte höherrangige Straßennetz (Autobahnen und Schnellstraßen) des Untersuchungsgebiets und die umliegenden Gebiete untersucht. Zusätzlich wurden auch stark befahrene Bundesstraßen (wie z. B. die Ennstal-Bundesstraße – B146) untersucht.

Ausweisung potentieller Querungsmöglichkeiten

Über das Verhalten von Bären an Barrieren ist sehr wenig bekannt, da auch die bisherigen Untersuchungen des Verhaltens von Bären mittels konventioneller VHF-Radiotelemetrie kaum Daten zu dieser Fragestellung geliefert haben. Im Rahmen dieser Studien haben einzelne sendermarkierte Bären weite Strecken durch Zentraleuropa zurückgelegt, während andere Bären gleichen Alters das Umfeld ihres Geburtsorts kaum verlassen haben. Selbst gezäunte Autobahnen stellen für wanderwillige Bären keine absoluten Barrieren dar. KACZENSKY et al. (2000) konnten in Slowenien zeigen, dass für viele Bären die Autobahn eine Streifbegrenzung bildete. Einzelne Individuen hingegen querten die Autobahn bei ihren Wanderungen. Sie überquerten die Autobahn an Unterführungen, Eisenbahnbrücken oder kletterten über den Wildzaun. Eine detaillierte Erklärung, wann welche Bären ein Hindernis wie die Autobahn queren, konnte bislang nicht gefunden werden.

Nach RAUER et al. (2001) wurden folgende Bedingungen für die Ausweisung einer potentiellen Querungsmöglichkeit definiert:

- Autobahnen und Schnellstraßen können nur in Bereichen von Unter- bzw. Überführungen oder Tunnels gequert werden. Nach den Vorgaben von VÖLK et al. (2001) wurden nur Bauwerke mit einer Breite von > 50 m (Bauwerke der Kategorie A und B) als wahrscheinliche Querungsmöglichkeit für weit wandernde Arten berücksichtigt.
- Die Summe der Streckenteile, die in offener Landschaft ohne Deckung zurückgelegt werden muss, um von einem Lebensraumteil in den anderen zu gelangen, darf 1.000 m nicht übersteigen.
- Zu größeren, geschlossenen Siedlungen muss ein Mindestabstand von 200 m eingehalten werden können. Bei einzeiligen linearen Siedlungen entlang von Straßen, die nicht geschlossen verbaut waren, sind auch geringere Abstände (mind. 50 m) möglich.
- Einzelne stehende Häuser (Bauernhöfe) verschlechtern die Qualität des Korridors, werden aber nicht als prinzipielles Querungshindernis angesehen.
- Physikalische Barrieren (Stützmauern, Lärmschutzmauern, Spundwände, u. Ä.) mit einer Höhe von mehr als drei Metern werden als unüberwindbare Barriere angesehen.
- Die Querung der im Untersuchungsraum befindlichen Gewässer, vorrangig der Flüsse, stellt für Bären im Normalfall keine Schwierigkeit dar und wurde daher nicht als Querungshindernis angesehen. Ausnahmen sind stark verbaute Gewässer, wo der Ausstieg aus dem Gewässer schwierig ist.

Zwischen den Lebensraumteilen wurden Stellen gesucht, die in Summe eine günstige Querungsmöglichkeit für alle vorhandenen Barrieren (Bahn, Straße, Fluss, Siedlungen, offene Flächen) bieten. Bevorzugt wurden deckungsreiche Bereiche, die möglichst weit



entfernt von menschlichen Siedlungen sind und zu denen die Tiere aufgrund natürlicher Leitstrukturen wie Berggrücken, Flussläufe oder lineare Gehölzstrukturen hingeleitet werden.

Die Landschaftsstrukturen, die eine Querung einer Zerschneidungsachse ermöglichen, wurden mittels einer Kartenstudie ermittelt und größtenteils im Feld verifiziert. Als Grundlage der Kartenstudie dienten vor allem die ÖK50, die österreichische Katastralmappe im Maßstab 1:50 000 in digitaler Form (AMAP 3D, Stand 2001) sowie aktuelle Luftbilder.

Da gewisse unüberwindbare Barrieren, die sich aufgrund von baulichen Maßnahmen im Straßenbau (Stützmauern, Galerien,...) im Zusammenhang mit dem Relief ergeben, etwaige Neubauten sowie Zäune, Lärmschutzwände, Spundwände bei Flüssen und Kanälen u. Ä. aus der Karte kaum ersichtlich sind, wurden die ermittelten Korridore anschließend im Freiland auf ihre tatsächliche Eignung hin überprüft.

Die Eignung der potentiellen Querungsmöglichkeiten wurde aufgrund verschiedener Parameter – wie Distanz zwischen den Lebensraumfragmenten, Abstand zur nächsten Siedlung, Barrierewirkung der Verkehrsachse(n), Existenz von Deckung und Ausprägung von Leitstrukturen – beurteilt.

Die Gefährdung der potentiellen Korridore wurde anhand von regionalen Entwicklungsplänen (wo vorhanden), örtlichen Widmungsplänen, der vor Ort ersichtlichen Siedlungsentwicklung und Gesprächen mit der zuständigen Raumplanungsabteilung des Landes beurteilt.

Zur Beurteilung der raumplanerischen Möglichkeiten zur Sicherung von Querungsmöglichkeiten wurden die relevanten Bestimmungen der Raumordnung der betroffenen Bundesländer ausgehoben und analysiert.

6.3 Resultate

Anzahl und Eignung der dokumentierten Querungsmöglichkeiten

Im Rahmen der Untersuchung wurden 2.214 Kilometer potentieller Primärbarrieren (Autobahn, Schnellstraße, Bundesstraße) im österreichischen Alpenraum hinsichtlich ihrer Querbarkeit für Bären untersucht. Dabei wurden 266 Bereiche gefunden, die den vordefinierten Bedingungen entsprechen (siehe Abbildung 19) und Bären eine Verbindung zwischen zwei Habitatfragmenten bieten. Diese potentiellen Querungsbereiche umfassen eine Länge von 259 Kilometern oder 11,7 % des untersuchten Straßennetzes. Von diesen 266 potentiellen Korridorbereichen wurden 32 mit einer Gesamtlänge entlang der Barriere von 55,2 Kilometern als „sehr gut geeignet“ eingestuft (siehe Tabelle 9). Durchschnittlich betrug die Länge der einzelnen „sehr gut geeigneten“ Querungsbereiche 1.726 Meter entlang der Barriere. In diese Kategorie wurden Bereiche eingestuft, in denen die primäre Barriere (Straße) problemlos gequert werden kann, da sie im Tunnel oder auf Stelzen verläuft. Als „sehr gut geeignet“ wurden auch jene Bereiche von Bundesstraßen ausgewiesen, die in der Nacht weniger stark befahren sind (unter 7.500 Fahrzeuge pro Tag) und wo potentieller Bärenlebensraum beidseitig bis an die Straße heranreicht.

Nach unseren Vorgaben umfassen die Kategorien „sehr gut geeignet“, „gut geeignet“ und „geeignet“ jene Bereiche, die aufgrund ihrer Ausstattung und ihrer Lage von Bären ohne großen Aufwand gefunden und genutzt werden können. Insgesamt wurden 204 Bereiche dieser drei Kategorien dokumentiert, mit einer Gesamtlänge von

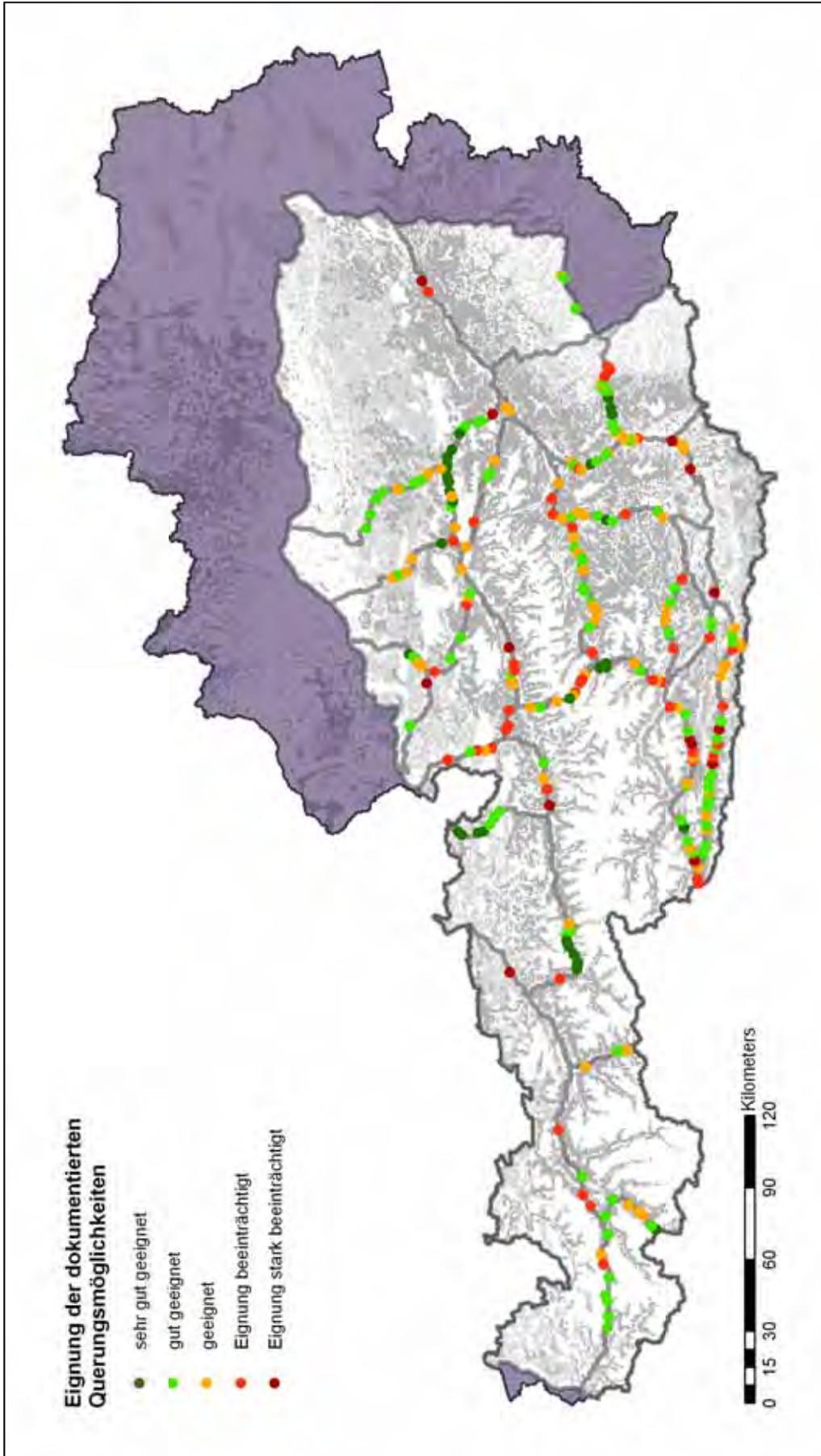


Abbildung 19: Verteilung der dokumentierten Querungsmöglichkeiten zur Habitatvernetzung für Braunbären im österreichischen Alpenraum.

217 Kilometern. Ausgewiesene Bereiche der Kategorien „Eignung beeinträchtigt“ und „Eignung stark beeinträchtigt“ sind aufgrund ihrer Lage für Wildtiere schwer zu finden, beziehungsweise ist eine Nutzung aufgrund fehlender Deckung, Nähe zu Bereichen intensiver menschlicher Nutzung oder großer Distanz zwischen den Habitatfragmenten nicht einfach. Ohne Habitatverbesserungsmaßnahmen ist ihre Nutzung eher unwahrscheinlich. Derartige Korridore wurden vor allem in Gebieten ausgewiesen, wo keine anderen Querungsmöglichkeiten gefunden werden konnten. Es wurden 62 Bereiche der Kategorien „Eignung beeinträchtigt“ und „Eignung stark beeinträchtigt“ dokumentiert.

Tabelle 9: Beschreibung der dokumentierten Querungsmöglichkeiten.

Eignung	Anzahl	Länge entlang der Barriere	
		Gesamtlänge (in Metern)	Durchschnitt (in Metern)
sehr gut geeignet	32	55.200	1.726
gut geeignet	95	101.600	1.069
geeignet	77	60.900	790
Eignung beeinträchtigt	48	30.600	637
Eignung stark beeinträchtigt	14	10.300	734

Gefährdung

Ein Fünftel (20,3 %) aller Korridorbereiche, die zum Zeitpunkt der Studie ausgewiesen werden konnten, wurden als „hoch gefährdet“ beziehungsweise „wahrscheinlich bereits verloren“ eingestuft. Die Wahrscheinlichkeit, dass diese Bereiche in den nächsten Jahren verloren gehen, ist sehr hoch. Einige der Bereiche, die als „wahrscheinlich bereits verloren“ eingestuft wurden, sind mittlerweile schon verbaut und für Bären nicht mehr nutzbar. Der häufigste wahrgenommene Gefährdungsgrund war die Ausweitung von Siedlungsstrukturen entlang von Straßen. Weitere Gründe sind die Erweiterung von Gewerbe- bzw. Industriezonen oder Infrastrukturprojekte.

Allerdings konnten auch 77 der 266 ausgewiesenen Querungszonen (28,9 %) als „unmittelbar nicht gefährdet“ eingestuft werden. Dabei zeigte sich, dass vor allem die Bereiche mit hoher Eignung auch weniger gefährdet sind als andere (siehe Abbildung 20). Zonen mit hoher Eignung liegen meist in abgelegenen Regionen beziehungsweise in Gebieten, die aufgrund ihrer topographischen Situation kaum genutzt werden können. Dies betrifft vor allem enge Täler oder Flussmündungen. Aber auch die größere durchschnittliche Länge entlang der Barriere von gut geeigneten Querungszonen bietet einen gewissen Schutz vor raschem Verlust durch Einzelprojekte oder -maßnahmen.

Verteilung der ausgewiesenen Querungszonen

Der Erwartung entsprechend sind die dokumentierten Querungszonen nicht regelmäßig über den österreichischen Alpenraum und alle untersuchten Strecken verteilt. Durchschnittlich sind rund 11,7 % der Gesamtlänge der untersuchten Verkehrsachsen für Bären querbar, allerdings variiert dieser Anteil zwischen 0 (z. B. S35 zwischen Graz und Bruck an der Mur) und 32,4 % (B145 zwischen Bad Ischl und Ebensee) (siehe Abbildung 21). Aufgrund der Dichte und der hohen Eignung der Korridore an einigen Streck-



en, können diese kaum als Barriere für die Bären angesehen werden. Das betrifft vor allem weniger stark befahrene Bundesstraßen im Gailtal, Oberen Murtal oder im Ausseer Land, aber auch die Tauernautobahn (A10) im Bereich der Hohen Tauern oder die Südautobahn (A2) im Pöckabschnitt; hier verlaufen die Autobahnen über weite Strecken in Tunneln und sind somit einfach zu queren. Sehr starke Barrieren sind das untere Murtal, das Mürztal, weite Bereiche des Inntals sowie das Drautal bis Spittal.

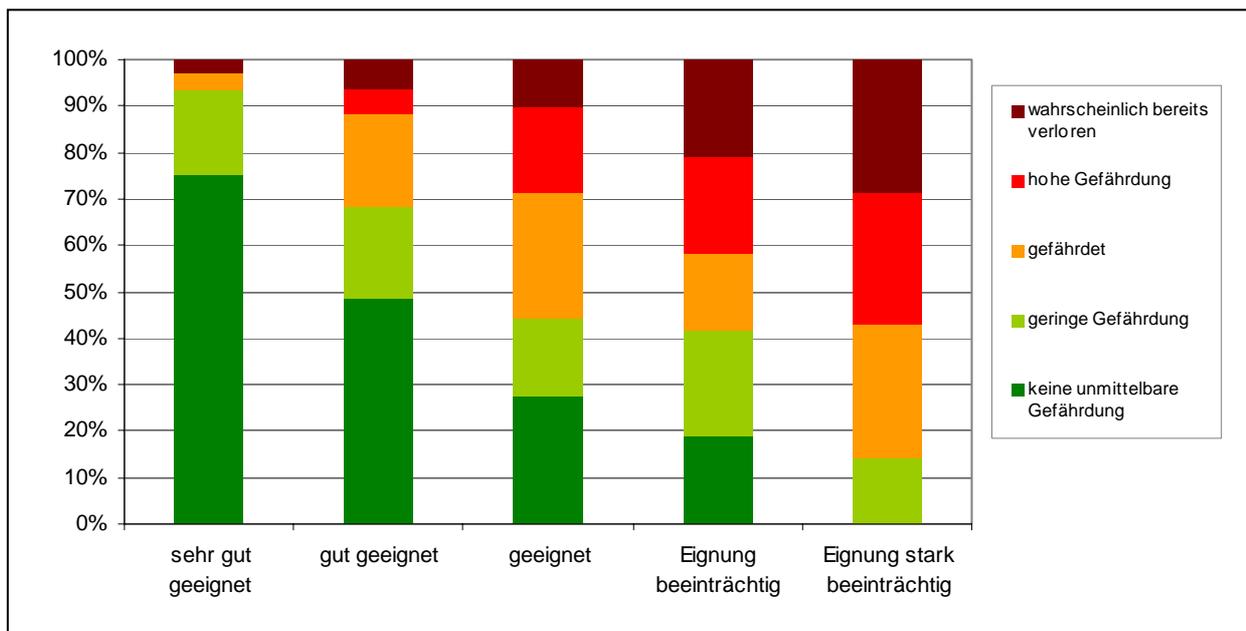


Abbildung 20: Querungszonen mit hoher Eignung sind seltener von absehbaren Zerstörungen bedroht, als Zonen, die aufgrund ihrer Strukturausstattung oder Lage weniger geeignet erscheinen. Dargestellt sind Anteile der Gefährdungsklassen (in Prozent) pro Eignungsklasse.

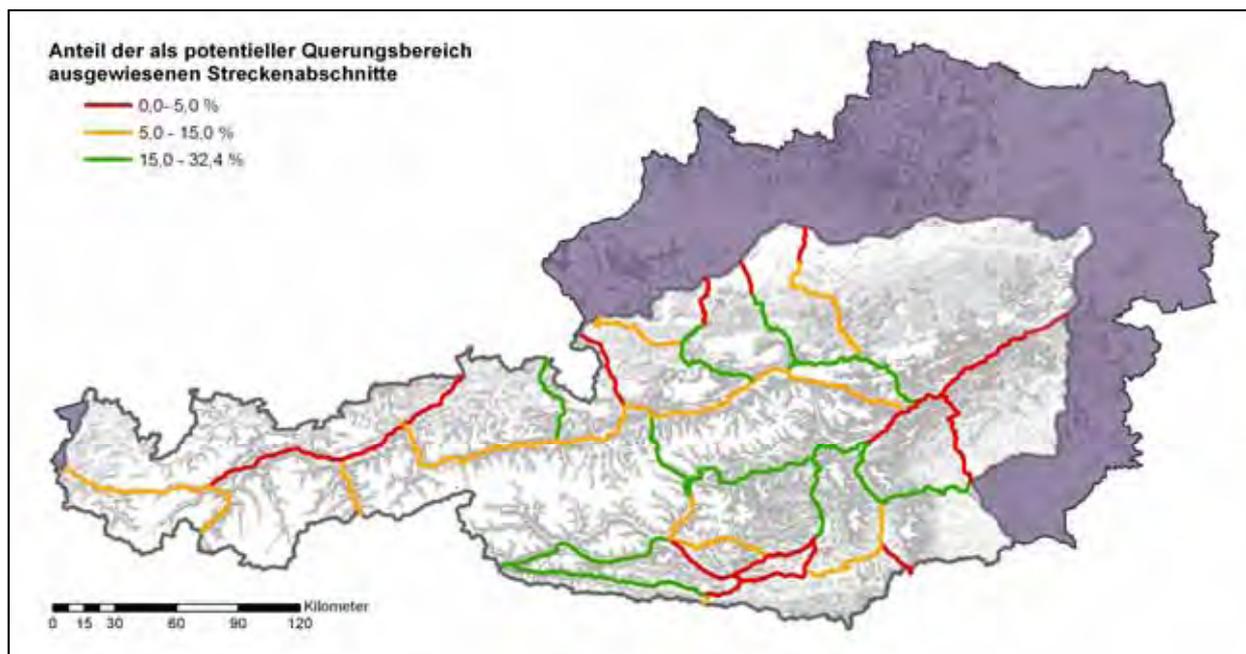


Abbildung 21: Bewertung der untersuchten Streckenabschnitte, nach dem Anteil der als querbar eingestuftten Abschnitte an der Gesamtlänge.

6.4 Diskussion

Bisherige Arbeiten zur Habitatvernetzung in Österreich haben entweder auf einem sehr kleinen Maßstab gearbeitet (VÖLK et al. 2001) – Ausweisung aller Querungsmöglichkeiten unter oder über Autobahnen und Schnellstraßen – oder auf einem relativ großen Maßstab auf Basis von Landbedeckungsdatensätzen (RAUER et al. 2001, KÖHLER 2005). Im ersten Fall wurden nur Querungsmöglichkeiten der Primärbarriere Straße untersucht, nicht aber das Umfeld. In den beiden anderen Untersuchungen konnten Details wie Zäunungen, Hangverbauungen oder Steilhänge nicht erkannt werden und somit nicht in die Bewertung einfließen. Um diese und ähnliche Faktoren mit einzubeziehen, konnte keine modellbasierte Bewertung vorgenommen werden, da keine Datengrundlage in der erforderlichen Detailgenauigkeit vorlag und der Aufwand für eine Digitalisierung zu groß gewesen wäre.

Die Kulturlandschaft Österreichs ist gerade in den alpinen Talräumen sehr kleinräumig strukturiert. Daher ist auch sehr hoch auflösende räumliche Information notwendig, um potentielle Hindernisse für die Wanderung von Bären zu erkennen. Die Erfahrungen dieser Untersuchung haben gezeigt, dass auch bei der Verwendung von aktuellen Karten im Maßstab 1:50.000 und Luftbildern viele Hindernisse für die Wanderung erst vor Ort sichtbar wurden. So stellt diese Studie einen weiteren Schritt dar im Versuch, die bestehende Habitatvernetzung für waldbundene Tierarten in Österreich zu bewerten.

Mit 266 Korridorbereichen konnten einige Bereiche gefunden werden, in denen Bären zwischen Habitatteilen, die durch das höherrangige Verkehrsnetz und die intensive Nutzung der Tallagen eine Trennung erfahren haben, wechseln können. Es zeigte sich aber, dass die Querungsmöglichkeiten sehr ungleich verteilt sind. Gerade in den größeren Talräumen, die sich in ost-westlicher Richtung zwischen den beiden Bärenbeständen in den Nördlichen Kalkalpen bzw. im kärntnerisch/slowenischen Grenzgebiet befinden, fanden sich kaum geeignete Querungsmöglichkeiten. Dies betrifft vor allem das Obere Ennstal, das Mur-Mürz-Tal und das Drautal. In diesen menschlich intensiv genutzten Tälern finden sich nur noch wenige Querungsbereiche, die in der Regel wenig geeignet und stark gefährdet sind. Als besonders kritisch für die Erhaltung der Bären in Österreich ist die Situation in der Steirischen Mur-Mürz-Furche anzusehen. Hier endet der Koralmkorridor – die wichtigste Migrationsachse, welche die slowenisch-kroatische Quellpopulation und die Bären in den Nördlichen Kalkalpen verbindet. Die Funktionalität dieser Migrationsachse ist von größter Bedeutung für die langfristige Erhaltung der österreichischen Bärenpopulation. Weiter im Westen bilden das Inntal bis Landeck und das Salzachtal massive Ost-West-Barrieren mit wenigen funktionalen Querungsmöglichkeiten. Die Barrierewirkung des Inntals zeigte sich auch in der Wanderung der Bärin *Vida* aus dem italienischen Trentino nach Norden. Die Bärin hat das Inntal nie überquert, sondern kehrte um (KLOOSTER TEN et al. 2002). An den übrigen Zerschneidungszonen konnten noch genügend Querungsmöglichkeiten dokumentiert werden, um von einer noch ausreichenden Lebensraumvernetzung auszugehen.

Das höherrangige Verkehrsnetz ist eine sehr offensichtliche Zerschneidungsachse, die Lebensräume voneinander isoliert. Allerdings ist die Barrierewirkung der einzelnen Verkehrsachsen (Straße und Schiene) sehr stark von ihrer Konstruktion (Aufschüttung, Zäunung, Lärmschutzwand, Stelzenbauweise) abhängig. Wesentlich für die Querbarkeit einer Zerschneidungsachse durch Wildtiere an einer bestimmten Stelle ist aber vor allem die Lage im Umland. Wie nah ist die nächste Siedlung oder der nächste Wald? Gibt es Leitstrukturen, Flussläufe oder muss eine offene Fläche überquert werden? In vielen Fällen ist eine Querung der Verkehrsachse durchaus möglich, aber eine fehlende An-

bindung an die nächsten Lebensräume durch eine fortschreitende Siedlungstätigkeit entlang vieler Straßen hindert viele Wildtiere an der Nutzung dieser Möglichkeit. Grünbrücken werden oft als die Lösung der Habitatvernetzungsproblematik angesehen. Sie können die Lebensraumvernetzung nur dann wiederherstellen, wenn auch angrenzende Bereiche entsprechend ausgestattet sind (oder werden), beziehungsweise Deckung und Leitstrukturen als wesentliche Bestandteile eines Wildtierkorridors zum Bauwerk hinführen. Ebenso wichtig ist es, dass es in der unmittelbaren Umgebung nicht zu ständigen Beeinträchtigungen kommt. Die Errichtung einer Grünbrücke oder das Vorhandensein einer Querungsmöglichkeit über die unmittelbare Barriere alleine ist also nur eine Voraussetzung für die Vernetzung zwischen zwei voneinander getrennten Lebensräumen. Ohne Berücksichtigung von Grünbrücken und anderen Querungsmöglichkeiten in raumwirksamen Planungen des Landes und der Gemeinden laufen allenfalls erforderliche Errichtungskosten hinsichtlich ihres Nutzens für Wildtiere ins Leere. Andererseits bedeutet die raumplanerische Absicherung von potentiellen Querungsstandorten (z. B. für die Errichtung einer Grünbrücke) einen hohen Rechtfertigungsaufwand gegenüber den sonstigen Nutzungs- und Widmungsinteressen der Gemeinde. Im Falle von erst zu errichtenden Grünbrücken bzw. noch nicht bestehenden Querungsmöglichkeiten wird seitens der Raumplanung diese Flächenreservierung für Korridore (und Grünbrücken) angesichts des Nutzungsdruckes speziell in den Siedlungsräumen und Tallandschaften nur dann als gerechtfertigt angesehen werden können, wenn die zukünftige Errichtung der Querungsmöglichkeit an der jeweiligen Stelle bereits gesichert ist. Eine Art verbindlicher Grünbrückenerrichtungsplan inklusive eines dazugehörigen Zeithorizonts und Finanzierungsplans muss als Bringschuld der Verkehrsträgerverantwortlichen angesehen werden.



Brücken über Flüsse bilden oft die letzte geeignete Querungsmöglichkeiten unter Verkehrsachsen, allerdings muss auch eine Anbindung an die bewaldeten Hanglagen gegeben sein, damit sie genutzt werden können. (Foto: Martin Ofner)



Eine neue Richtlinie des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie zur Verkehrssicherheit (RVS 3.01, BMVIT 2005) gibt klare Vorgaben zur Erhaltung der Lebensraumvernetzung auch über Autobahnen und Schnellstraßen hinausgehend. Es werden sowohl Angaben zur Dichte von Grünbrücken wie auch zur Sicherung der Anbindung an das Umland gemacht. Zusammen mit Anstrengungen zur Nachrüstung von Grünbrücken an bestehenden Strecken (PROSCHEK 2005), sollte dies einen wesentlichen Schritt zur Habitatvernetzung entlang des höherrangigen Straßennetzes darstellen.

Während die baulichen Gegebenheiten der Verkehrsachsen (durch den Bau von Grünbrücken) oder die Anbindung im Grünland (durch Gehölzstreifen) in vielen Fällen positiv verändert werden können, ist die Situation bei anderen Hindernissen schwerer zu beeinflussen bzw. kaum reversibel. Dies betrifft vor allem die Verbauung durch Siedlungen, Straßen oder Industrieanlagen. Einmal verbaut, sind die Flächen als Querungsmöglichkeiten verloren.

Erhaltung der Korridorzonen

Durch die anhaltende Intensivierung der menschlichen Nutzung in den Tallagen der Alpen ist speziell die heute noch bestehende Lebensraumvernetzung in den Alpen gefährdet. Um die Vernetzung und damit auch langfristig lebensfähige Populationen von Braunbären und anderen Wildtieren in den Alpen zu erhalten, müssen auch die Querungsmöglichkeiten zwischen den Lebensraumfragmenten geschützt werden. Schutz bedeutet in den meisten Fällen aber nicht eine völlige Außernutzungstellung der betroffenen Flächen. Eine extensive land- und forstwirtschaftliche Nutzung der Flächen wäre in den meisten Fällen sicherlich die beste Sicherung der Funktion als Verbindungselement.

In den Naturschutzbestrebungen der Länder wird die Habitatvernetzung derzeit noch kaum berücksichtigt. Aufgrund der Naturschutzgesetze der einzelnen Bundesländer ist ein Schutz von Flächen mit der vorrangigen Funktion als Korridor nicht möglich. Das Natura 2000-Netzwerk hat das Ziel, schützenswerte Lebensräume zu vernetzen. Dies scheint jedoch auf der hier notwendigen kleinräumigen Ebene nur bedingt ein praktikables Instrument zu sein. Für den Erhalt der Freiflächen (Flächen ohne Bebauung) ist ein Schutz durch raumplanerische Maßnahmen einer Sicherung durch eine Unterschutzstellung vorzuziehen. Die Instrumentarien hierfür sind in einigen Bundesländern bereits vorhanden.

Absicherung von Querungsbereichen durch die Instrumente der Raumordnung

Die Absicherung ökologisch wertvoller Gebiete durch Mittel der Raumplanung scheiterte bisher oft an der zum Teil sehr starken anthropozentrischen Ausrichtung der Raumplanungsgesetze. Teilweise gibt es in den entsprechenden Gesetzen und Raumordnungsprogrammen noch immer Formulierungen, die ökologische Belange hinter volkswirtschaftliche Belange reihen. So wird in den Raumordnungsgesetzen der Länder Grünland noch immer als derjenige Rest definiert, der bei Abzug von Bauland und Verkehrsflächen entsteht.

Die Absicherung von Habitatvernetzung im Rahmen der Raumordnung kann über verschiedene Ansatzpunkte erfolgen. Prinzipiell sind dabei der passive Weg über die Aus-

weisung von Siedlungsgrenzen und der aktive Weg über die Ausweisung von Grünzonen (-keile, -gürtel) zu unterscheiden. Eine Vorreiterrolle hinsichtlich der Absicherung von Korridoren hat derzeit die Steiermark inne, wo in den Verordnungstexten der neu überarbeiteten Entwicklungsprogramme der Begriff *wildökologische Korridore* Verwendung findet und in den entsprechenden Regionalplänen diese bedeutsamen überregionalen Korridore auch eingezeichnet sind.

Für die Absicherung von Bärenkorridoren sind sicherlich die Instrumente auf überörtlicher Ebene der Raumordnung besser geeignet. Auf der Ebene der Gemeinde lässt sich mit der Notwendigkeit der Vernetzung der österreichischen Bärenpopulation und damit gegen individuelle (Bauland-) Interessen wohl schwerer argumentieren als auf regionaler Ebene. Außerdem handelt es sich bei den Korridoren um (über-) regional bedeutsame Verbindungen, die auch in entsprechenden Maßstäben zeichnerisch dargestellt werden sollten.

Generell besteht die Verpflichtung zur Rücksichtnahme auf andere Planungen (von Bund und Land), und insbesondere nachgeordnete Planungen (auf Gemeinde-Ebene) dürfen nicht im Widerspruch zu übergeordneten Planungen stehen. Daher kommt die zeichnerische Darstellung oder zumindest Beschreibung von zu sichernden ökologisch bedeutsamen Korridoren in Instrumenten der überörtlichen Raumplanung zumindest legislativ gesehen einer Absicherung auch auf örtlicher Ebene gleich. Widersprechende örtliche Entwicklungskonzepte, Flächenwidmungspläne und Bebauungspläne dürfen von der Landesregierung nicht genehmigt werden. Problematisch ist nur, wenn gewisse Regionen überhaupt nicht durch überörtliche Instrumente der Raumplanung behandelt werden. Die Verpflichtung zur Rücksichtnahme ist besonders auch in Bezug auf in Planung befindliche Grünbrückenstandorte (wenn diese in Planungen des Bundes oder Landes verankert sind) interessant: Die Raumplanung wäre demnach verpflichtet, diese Standorte und die dazugehörigen Korridore in ihre räumlichen Entwicklungsstrategien zumindest in Form von Ersichtlichmachungen mit einzubeziehen. Flächenwidmungspläne mit Baulandwidmungen im Umkreis dieser Standorte und Entwicklungspläne, die eine künftige Entwertung, Gefährdung oder Zerstörung des Korridors und des dazugehörigen Grünbrückenstandorts erwarten lassen, dürften von der Landesregierung nicht genehmigt werden.

Abschließend ist zu sagen, dass die Bedeutung von Korridoren auch für andere Arten als den Braunbären enorm ist. Die Korridore sind für viele Arten nicht nur Durchzugsräume, sondern stellen auch wichtige Lebensräume dar. Aber nicht nur auf Tier- und Pflanzenwelt haben Korridore positive Effekte, auch Menschen können von ihnen profitieren. Korridore können als Naherholungsbereiche dienen, sie sind wichtig für das Landschaftsbild, haben kleinklimatisch positive Effekte und wirken sich im Allgemeinen positiv auf die Lebensqualität in ihrem Umfeld aus. Der Erhalt dieser letzten Freiräume innerhalb der Täler ist deshalb nicht allein von Seiten des Naturschutzes zu empfehlen.

Weitere Details siehe

OFNER, M. (2004): Habitatvernetzung für Braunbären. Möglichkeiten zur raumplanerischen Sicherung von Korridoren in Kärnten und Osttirol. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien. 124 S.

SCHWARZ, N. (2004): Habitatvernetzung für Braunbären. Möglichkeiten zur raumplanerischen Sicherung von Korridoren in Salzburg, Oberösterreich und der Steiermark. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien. 114 S.

7 STRATEGISCHE PLANUNG FÜR DIE LEBENSRAUM- VERNETZUNG IN ÖSTERREICH MIT BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG DES BRAUNBÄREN

Michael Proschek

Die Richtlinie des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie zur Verkehrssicherheit, Umweltschutz Wildschutz (RVS 3.01) stellt eine gute Grundlage zur Erhaltung einer Mindesthabitatvernetzung beim Neubau von höherrangigen Verkehrsachsen dar. Hinsichtlich des bestehenden höherrangigen Straßennetzes in Österreich (Autobahnen und Schnellstraßen) haben VÖLK et al. (2001) einen Mindestbedarf an Nachrüstungen von 27 Bauwerken internationaler Bedeutung festgestellt. Im Rahmen eines Kooperationsprojektes zwischen ASFINAG und WWF wurde versucht, die Standorte der geforderten Bauwerke und ihre Anbindung an den Lebensraum einer Stärken-Schwächen-Analyse hinsichtlich ihrer Eignung und Bedeutung anhand objektiver Kriterien zu unterziehen (PROSCHEK 2005). Diese Studie soll hier kurz zusammengefasst und die bärenrelevanten Ergebnisse vorgestellt werden.

In einer ersten Phase wurden die Verbreitungsdaten von Bär, Luchs, Wolf, Elch und Rothirsch in Österreich und den Nachbarländern zusammengeführt und kartographisch aufbereitet und darauf aufbauend eine Identifizierung international bedeutender Wildtierkorridore für waldbundene Tierarten vorgenommen. Der Braunbär eignet sich neben dem Rotwild besonders gut zur Identifizierung von Waldkorridoren, da er eine sehr starke Bindung an den Lebensraum Wald aufweist (vgl. RAUER et al. 2001). Für die Identifizierung der Korridore wurden bestehende Vorarbeiten (u. a. VÖLK et al. 2001; KÖHLER et al. 2005) zusammengeführt. Die daraus resultierende Korridorkarte diente als weitere Arbeitsgrundlage. Korridore, welche durch das höherrangige Straßennetz barrierewirksam durchtrennt werden, wurden einer Bewertung unterzogen. Dabei wurde sowohl das allgemeine Landschaftspotential als auch die spezielle wildökologische Bedeutung für die untersuchten Tierarten bewertet. Die Bewertung der wildökologischen Parameter wurde anhand aktueller Verbreitungsdaten und durch Literaturoswertung vorgenommen. Die Bewertung der Korridore bezieht sich auf den Ist-Zustand (August 2005).

In einer zweiten Phase wurden die bereits durch die Vorarbeit von VÖLK et al. (2001) ermittelten Nachrüstvorschläge (27 Standorte) unter Berücksichtigung weiterer Vorarbeiten (SCHWARZ 2004; OFNER 2005) einzeln bewertet. In einer Vorauswahl wurden Standorte ausgeschieden, die bereits errichtet wurden („Bärenbrücke“ über die A2 bei Arnoldstein, Grünbrücke über die A2 bei Völkermarkt) bzw. für welche die Modellierung von KÖHLER et al. (2005) keine ausreichende Habitatvernetzung im Hinterland ergeben hat (sechs Standorte). Die verbliebenen 19 Standorte (und ein im Rahmen der Studie ausgewiesener Alternativstandort) wurden in Folge hinsichtlich wildökologischer Kriterien (Annahmewahrscheinlichkeit durch das Wild) sowie ihres raumplanerischen Umfeldes beurteilt. Bewertet wurden sowohl Ist-Zustand als auch Potential, um derzeit schlecht geeignete Standorte mit hohem Potential nicht aus der Bewertung nehmen zu müssen. Zudem wurden Maßnahmen formuliert, die eine Aufwertung des Standortes ermöglichen könnten.

Bewertung der Korridore

Als wichtigster, durch die höherrangige Straßeninfrastruktur unterbrochener Korridor für Bären ist der Koralm-Korridor (siehe Abbildung 22) anzusehen. Er hat große Bedeutung als Zuwanderungs- und Verbindungskorridor zwischen der slowenischen Quellpopulation und der zentralösterreichischen Teilpopulation. Besonders wertvoll macht den Korridor auch sein als „hoch“ eingestuftes Landschaftspotential (siehe Tabelle 10). So bietet der Korridor durch zusammenhängende bzw. sehr gut vernetzte Waldgebiete gute Wanderbedingungen für waldbundene Wildtiere. Als Barrieren treten im Wesentlichen lediglich inneralpine Tallagen auf, insbesondere das Mur- und Mürztal.

Ähnlich stellt sich die Situation bei den beiden Brenner-Korridoren (Ost und West) dar. Neben ihrer hohen Bedeutung für die Verbindung der inneralpinen Rotwildvorkommen, liegt ihr Wert darin, dass sie durch die Anbindung der italienischen Bärenvorkommen im Trentino an die potentiellen Lebensräume im österreichisch-bayrischen Alpenraum eine inneralpine Ausbreitung des Bären ermöglichen. Das Inntal bildet die einzige wesentliche Barriere im Korridor und seine Querung kann in diesem Bereich relativ einfach ermöglicht werden. Daher ist das Landschaftspotential der beiden Korridore als „hoch“ einzustufen, obwohl die hochalpinen Lagen zusätzlich natürliche Barrieren bilden und die Breite des Korridors vermindern.

Der Alpen-Karpaten-Korridor hat nur geringes Landschaftspotential aufgrund des aktuellen Zustands einzelner Abschnitte und der bekannten Entwicklungstendenzen seitens der Raumplanung im Raum Wien-Bratislava-Sopron. Für den Braunbären hat dieser Korridor lediglich „*eh*er gut geeigneter“ Bedeutung; eine Anbindung der alpinen Vorkommen an die Vorkommen in den Karpaten erscheint in Zukunft durchaus möglich. Das oben erwähnte Landschaftspotential vermindert die Bedeutung des Korridors derzeit aber erheblich.

Bewertung der Nachrüstvorschläge

Auf allen für Bären bedeutsamen Korridoren hat die höherrangige Straßeninfrastruktur nach wie vor eine starke Barrierewirkung. Sämtliche vorgeschlagenen Bauwerke an diesen Korridoren besitzen daher für Bären, aber auch für andere Wildtiere wie Rothirsch, eine hohe bis sehr hohe Priorität hinsichtlich ihrer Errichtung.

Am **Koralm-Korridor** befinden sich drei bewertete Standorte: Langenwang, Kraubath und St. Stefan ob Leoben. Die beiden Letztgenannten sind dabei Alternativstandorte.

Der Standort St. Stefan ob Leoben (S36) ist sowohl von der wildökologischen als auch von der raumplanerischen Eignung als „*gut geeignet*“ zu bezeichnen. Der Bereich ist durch Ausweisung als wildökologischer Korridor im Regionalentwicklungsprogramm raumplanerisch gesichert und es ist möglich, gleichzeitig mit der S36 auch die Bundesstraße und eine Gemeindestraße zu überspannen. Die Güte des Standortes wird durch die ungünstige Lage der Eisenbahntrasse beeinträchtigt, die aufgrund der erhöhten Führung am Hang aus bautechnischen Gründen wahrscheinlich nicht zu überspannen ist. Der Alternativstandort Kraubath (S36) böte die Möglichkeit, sowohl Schnellstraße als auch Bundesstraße und Bahntrasse zu überspannen. Der Standort wird aber durch die Abbautätigkeit im Bereich der Hartsteinwerke gefährdet und stellt sich daher nur als „*eh*er gut geeignet“ dar.

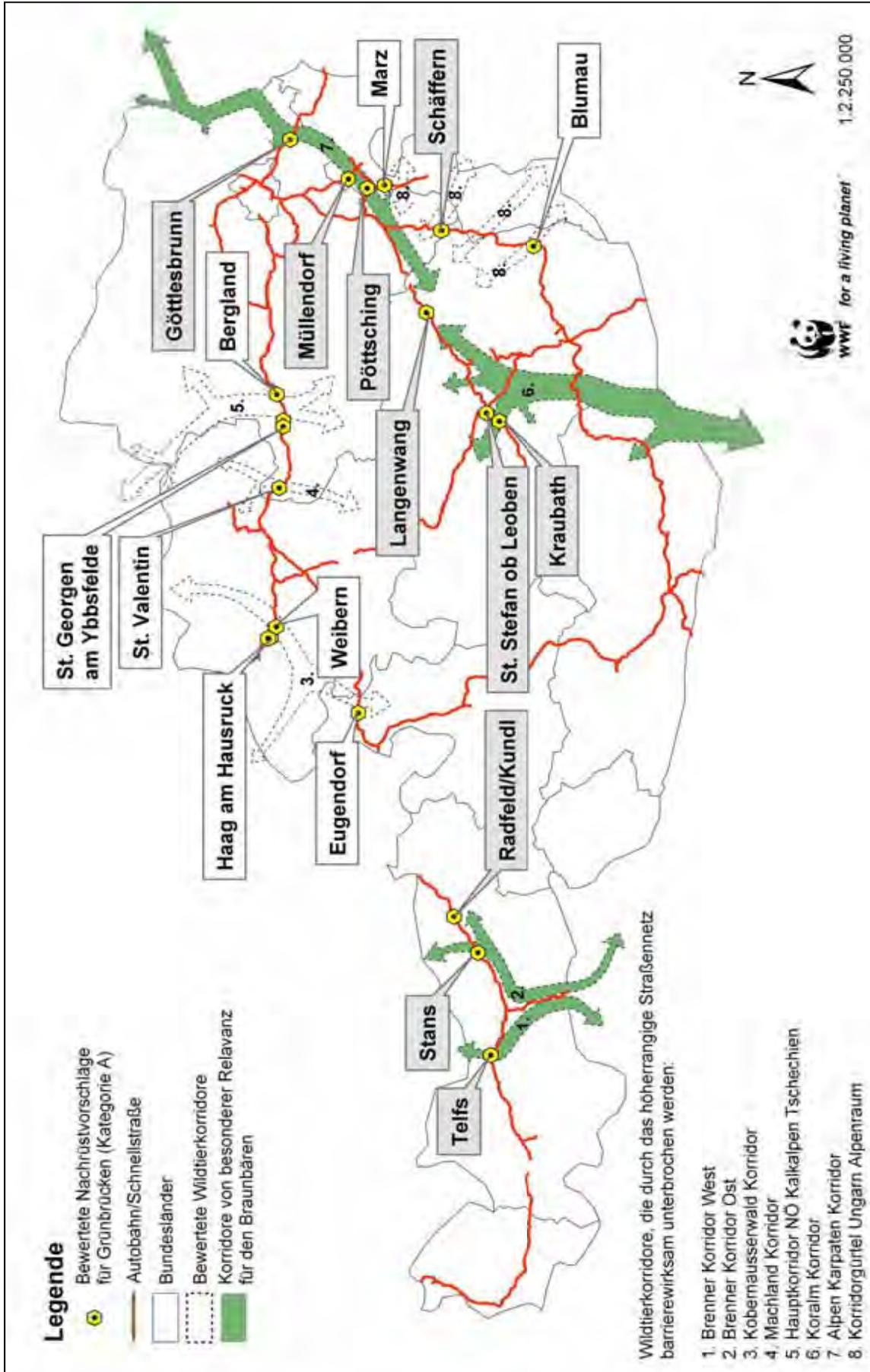


Abbildung 22: Dokumentierte Korridore und bewertete Nachrüstvorschläge.

Als besonders wichtig ist der Standort Langenwang (S6) einzustufen. Flankierende Maßnahmen (z. B. Landschaftsgestaltung, Anebnung der Bahntrasse) könnten den derzeit „*eher gut geeignet*“ Standort zusätzlich aufwerten. Vor allem aufgrund seiner überregionalen Bedeutung als einzige verbliebene Querungsmöglichkeit im Mürztal ist diesem Standort besonderes Augenmerk zu schenken.

Auf den beiden **Brenner-Korridoren** wurden insgesamt drei Standorte beurteilt.

Der Standort für eine Grünbrücke bei Telfs (A12) hat sich sowohl vom raumplanerischen Umfeld als auch von der wildökologischen Bedeutung als „*sehr gut geeignet*“ herausgestellt. Im Bereich der Innschleife bei Telfs sind wasserbauliche Maßnahmen seitens der Landesregierung bereits angedacht. Diese würden die ökologische Wertigkeit des Bereiches noch weiter aufwerten.

Die beiden anderen Standorte (Stans und Radfeld/Kundl; beide A12) stellen sich als „*eher gut geeignet*“ dar, wobei beide das Potential für eine gute Eignung aufweisen. Beim Standort Stans ist hier vor allem die Mitberücksichtigung der Bundesstraße B171 als Aufwertungsmaßnahme zu nennen. Beide Standorte sind vom Trassenneubau der Bahn betroffen. In Stans besteht die Möglichkeit der gleichzeitigen Überspannung von Autobahn und neuer Bahntrasse. Eine Nichtberücksichtigung des Migrationsbereiches in den Planungen im Zuge des Bahntrassenbaues kann in beiden Fällen die Funktionsfähigkeit des Korridors zunichte machen. Andererseits könnten die Ausgleichsmaßnahmen für den Bahntrassenbau bereits dazu verwendet werden, den Migrationsbereich aufzuwerten.

Entlang des **Alpen-Karpaten-Korridors** wurden vier Standorte bewertet.

Der Standort bei Müllendorf/Steinbrunn (A3) kann aufgrund der derzeitigen Widmungssituation lediglich als „*wenig geeignet*“ eingestuft werden. Direkt im Bereich des potentiellen Grünbrückenstandortes ist eine Raststation gewidmet. Da der Standort die einzige Möglichkeit der Überwindung der A3 im Bereich des Alpen-Karpaten-Korridors bietet, würde das Unterbleiben der Errichtung der Grünbrücke bzw. das Vereiteln ihrer Funktionsfähigkeit durch die Errichtung einer Raststation die Funktionalität des gesamten Korridors beeinträchtigen. Damit würden auch alle weiteren Projekte entlang des Korridors in ihrer Sinnhaftigkeit hinsichtlich der großräumigen Migration von Säugetieren in Frage gestellt. Die langfristige Sicherung des Querungsbereichs durch eine Rückwidmung hat daher oberste Priorität.

Die Standorte Pötsching (S4) und Schäffern (A2) wurden als „*gut geeignet*“ eingestuft und sind besonders vom raumplanerischen Umfeld her unproblematisch.

Der Standort in Göttlesbrunn/Arbesthal (A4) kann trotz eines sehr guten raumplanerischen Umfeldes lediglich als „*eher gut geeignet*“ beurteilt werden, da die wildökologische Annahmewahrscheinlichkeit durch die mangelnde Durchlässigkeit des Ellender Waldes (Wildgatter) verschlechtert wird. Eine Aufwertung auf „*gut geeignet*“ ist dann möglich, wenn die Durchlässigkeit erhöht wird und zusätzliche Aufwertungsmaßnahmen vorgenommen werden. Der Standort wurde bereits im BOKU Projekt „Wildökologische Korridore“ (vgl. GRILLMAYER et al. 2000) ausführlich behandelt. Für Rotwild sind bestehende Wandertraditionen belegt, welche die Errichtung des Standortes hinsichtlich der Erhaltung internationaler Migrationsrouten des Rotwilds besonders wichtig und eine erfolgreiche Annahme auch durch andere Arten sehr wahrscheinlich machen.



Der derzeit wichtigste, von der höherrangigen Straßeninfrastruktur durchschnittliche Wanderkorridor für den Braunbären, ist eindeutig der Koralm Korridor (siehe Tabelle 10). Die über weite Strecken reichende sehr gute Konnektivität der Waldhabitate, eine barrierewirksame Durchschneidung lediglich an der Mur-Mürz-Furche, sowie die Tatsache, dass die derzeit noch freien Talbereiche im Mur- und Mürztal mit Mitteln der Raumplanung erste Sicherung erfahren haben, stellen sehr gute Voraussetzungen für die Errichtung von Grünbrücken über die barrierewirksame Verkehrsinfrastruktur dar und haben das Potential, die Effektivität der veranschlagten Bauwerke auf Dauer sicherzustellen. Den Grünbrückennachrüstungen in Langenwang und in St. Stefan ob Leoben bzw. alternativ Kraubath an der Mur kommen daher aus Sicht der Bären hohe Priorität hinsichtlich ihrer Errichtung zu.

Tabelle 10: Beurteilung der international bedeutsamen Grünbrückenstandorte, die für den Braunbären Relevanz haben (Standortbewertung und wildökologische Wertigkeit: 0 – sehr wenig geeignet, 1 – wenig geeignet, 2 – eher wenig geeignet, 3 – eher gut geeignet, 4 – gut geeignet 5 – sehr gut geeignet, Landschaftspotential: 0 – niedrig; 1 – eher niedrig; 2 – eher hoch; 3 – hoch); nach Tabelle 15 in PROSCHEK (2005) verändert.

Standort	Standortbewertung							Korridorbewertung								
	Völk et al. (2001): Tabelle 16 – Nr.	Anmerkung	Wildökologie (IST)	Wildökologie (POT)	Umfeld (Raumpi) (IST)	Umfeld (Raumpi) (POT)	Gesamt (IST)	Gesamt (POT)	Überspannung mehrerer Barrieren möglich	Korridor	Landschaftspotential	Wildökologische Wertigkeit				
												Braunbär	Luchs	Wolf	Elch	Rothirsch
St. Stefan ob Leoben	53	*	4	-	4	-	4	-	ja	Koralm-Korridor	3	5	3	2	-	5
Langenwang	40		3	4	4	-	3	4	ja	Koralm-Korridor	3	5	3	2	-	5
Kraubath an der Mur	53	*	4	-	3	-	3	-	ja	Koralm-Korridor	3	5	3	2	-	5
Telfs	1		5	-	5	-	5	-	ja	Brenner-Korridor West	3	3	0	0	-	5
Stans	6		4	-	3	4	3	4	ja	Brenner-Korridor Ost	3	3	0	0	-	5
Radfeld/Kundl	5		3	4	4	2	3	4 o. 2		Brenner Korridor Ost	3	3	0	0	-	5
Pöttsching	46		4	-	5	-	4	-		Alpen-Karpaten-Korridor	1	3	2	1	1	5
Schäffern	43		4	-	5	-	4	-		Alpen-Karpaten-Korridor	1	3	2	1	1	5
Göttlesbrunn	38		3	4	5	-	3	4		Alpen-Karpaten-Korridor	1	3	2	1	1	5
Müllendorf /Steinbrunn	45		3	4	1	4	1	4		Alpen-Karpaten-Korridor	1	3	2	1	1	5

8 GÜNSTIGER ERHALTUNGSZUSTAND – DAS SCHUTZ-ZIEL FÜR DIE ZUKUNFT

Beate Striebel, Georg Rauer

Die Fauna-Flora-Habitat (FFH) Richtlinie der EU ist derzeit das einflussreichste Instrument des Natur- und Artenschutzes in Europa. Zentrales Ziel der Richtlinie ist die Bewahrung eines „günstigen Erhaltungszustands“ der natürlichen Lebensräume und der Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse. 2007 wird zum ersten Mal der von der Richtlinie unter Artikel 17 geforderte Bericht über den Erhaltungszustand der Schutzgüter fällig. Alle Mitgliedstaaten sind verpflichtet, für sämtliche Lebensräume aus Anhang I sowie alle Tier- und Pflanzenarten aus Anhang II auf Ihrem Territorium einen Bericht über den derzeitigen Erhaltungszustand abzuliefern. Der Braunbär wird in den Anhängen II und IV angeführt und fällt somit auch unter diese Berichtspflicht.

Gemäß der FFH Richtlinie ist der Erhaltungszustand einer Art als günstig zu betrachten, wenn:

- aufgrund der Daten über die **Populationsdynamik** der Art anzunehmen ist, dass diese Art ein lebensfähiges Element des natürlichen Lebensraums, dem sie angehört, bildet und auch langfristig 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 Populationen dieser Art zu sichern.

Nach derzeitigem Kenntnisstand (Dezember 2005) spiegeln sich die oben erwähnten drei Punkte in der Vorlage zur Berichtslegung (EUROPEAN COMMISSION 2005) wider. Im Folgenden werden die wichtigsten im Annex B der Vorlage geforderten Informationen über den Braunbären in Österreich angeführt und dabei auftretende Probleme diskutiert. Die Beurteilung des Erhaltungszustands des Braunbären in Österreich nach Meinung der Autoren wird in Form der derzeit gültigen Evaluationsmatrix des Annex' C vorgestellt.

Der Bezugsraum für die Berichtslegung ist das Staatsgebiet, getrennt nach biogeografischen Regionen. Der Bär kommt in Österreich ausschließlich in der biogeografischen Region der Alpen vor, daher ist nur eine Beurteilung erforderlich. Die Beschränkung auf das Staatsgebiet hat nachvollziehbare administrative Gründe, ist aber für grenzüberschreitende Populationen durchaus problematisch. Die Bären in Kärnten sind Weitwanderer aus der slowenischen Population und können nicht als eigenständige Population betrachtet werden. Ein grenzüberschreitendes Gesamtkonzept auf Populationsebene wäre daher für Arten mit länderübergreifenden Populationen zusätzlich notwendig.

Einschätzung gemäß den Vorlagen zur Berichtslegung

Verbreitungsgebiet (Range)

Fläche: Insgesamt ca. 10.000 km²; Nördliche Kalkalpen (Ober- und Niederösterreich, Steiermark): ca. 6.000 km², Kärnten und Osttirol: ca. 4.000 km².



Trend: Zunahme des Verbreitungsgebietes um 3–400 %, wenn das Jahr 1989 (Beginn der Freilassungen) als Basis genommen wird; Abnahme um 50 %, wenn die Jahre 1993/1994 als Basis genommen werden; rezente Verbreitung jedenfalls weit unter der historischen Verbreitung vor der Ausrottung im 19. Jahrhundert (gesamter Alpenraum).

Kommentar: für die 12–20, zum Teil sehr mobilen Bären in Österreich lässt sich ein Verbreitungsgebiet nur sehr allgemein abgrenzen. Wanderaktivitäten einzelner Tiere können zu großen Unterschieden in der Ausdehnung von Jahr zu Jahr führen, was die Aussagekraft von Trendangaben schmälert.

Population

geschätzte Populationsgröße: Nördliche Kalkalpen (Ober- und Niederösterreich, Steiermark): 7–12 Bären; Kärnten und Osttirol: 5–8 Bären.

Trend: Nördliche Kalkalpen: 1989–1999 stark steigend, 2000–2005 abnehmend; Kärnten und Osttirol: 1992–1997 steigend, 1998–2000 fallend, 2000–2005 stabil.

Kommentar: Aufgrund der geringen Populationsgrößen haben Schätzfehler von wenigen Individuen bereits große Auswirkungen. Eigentlich sollte der Trend in % angegeben werden, das hat unter diesen Voraussetzungen jedoch wenig Sinn. In Kärnten ist die Situation noch komplizierter, da viele Individuen regelmäßig die Grenze zu Italien und Slowenien überschreiten.

Habitat

geschätzte Fläche: ca. 20.000 km² – 25.000 km² (sehr grobe Schätzung)

Trend: stabil (für den Zeitraum 1989–2005)

Kommentar: Eine verlässliche Flächenangabe ist nicht möglich. Bären sind anpassungsfähige Generalisten, die eine Vielzahl von Lebensräumen nutzen können. Der am stärksten einschränkende Faktor ist der Mensch mit seinen Ansprüchen an die Landschaft. Abgesehen von der hochalpinen Fels- und Eisregion ist Bärenlebensraum dort, wo wir Menschen Bären tolerieren können. Reine Flächenangaben berücksichtigen auch nicht die Fragmentierung des Bärenlebensraums durch Siedlungen, Nutzflächen und Infrastrukturachsen; Habitatfragmente müssen durch Korridore erreichbar bleiben, um für eine Bärenpopulation von Nutzen zu sein. Habitatbewertungsmodelle können die Frage, wo in Österreich wie viel Bärenlebensraum vorhanden ist, nur eingeschränkt beantworten, weil jede Bewertung des Bärenlebensraums in den Alpen extrapolieren muss, von Bären die in etwas anderen Lebensräumen vorkommen (z. B. dem Dinarischen Gebirge) oder von einer Bärenverteilung in den Alpen, die maßgeblich von vorangegangenen Aussetzungsprojekten und dem Bärenmanagement in Slowenien bestimmt wird.

Zukunftsansichten

Derzeit haben die Bären in Österreich schlechte Aussichten, langfristig zu überleben.

Kommentar: Die zentralösterreichische Population, basierend auf einer Familie ist noch bei weitem zu klein, um als gesichert gelten zu können. Zufällige demographische Schwankungen könnten zu ihrem Verlöschen führen. Zudem ist die Mortalitätsrate ungewöhnlich hoch. Das Bärenvorkommen in Österreich ist weiterhin von der Zuwanderung aus Slowenien abhängig.

Indikatoren und Schwellenwerte

Kommentar: Die Schwellenwerte sind keine wissenschaftlich ableitbaren Größen, sondern politische Instrumente zur Beurteilung, ob die Ziele der FFH-Richtlinie erreicht werden. Die Bären beginnen den österreichischen Alpenraum wiederzubesiedeln. Die Wissenschaft kann den Rahmen abstecken, wohin die Bären sich ausbreiten und welche Populationsgröße sie erreichen könnten. Mit wie vielen Bären wir zusammenleben wollen, ist letztendlich eine politische Entscheidung.

Indikator/Schwellenwert für ein günstiges Verbreitungsgebiet

35.000–50.000 km²

Kommentar: Eine Bedingung für die Einstufung als günstiges Verbreitungsgebiet ist das Zusammenwachsen der zwei aktuellen Verbreitungsgebiete. Ausgehend von der ehemals alpenweiten Verbreitung wären die gesamten Alpen als günstiges Verbreitungsgebiet einzufordern. Die Frage, ob Bären heute genug Lebensraum und Akzeptanz in den westösterreichischen Alpen, wo Fremdenverkehr und Almwirtschaft weitaus intensiver sind als in Ostösterreich, finden können, ist jedoch noch offen.

Indikator/Schwellenwert für eine günstige Populationsgröße

100–400 Bären

Kommentar: Die Europäische Kommission erwartet, dass günstiger Erhaltungszustand mehr bedeutet als das Verhindern des Aussterbens. Ziel der Schutzbemühungen soll das gute Gedeihen („prospering“) der Art sein. Der Schwellenwert für die Größe einer Population im günstigen Erhaltungszustand sollte also nicht nur gerade über der „minimum viable population“ (MVP) liegen, sondern mehr an der Tragfähigkeit des Lebensraumes ausgerichtet sein. Für den österreichischen Bärenlebensraum ist die „carrying capacity“ jedoch nicht bekannt, da die Habitatbewertungen nur Auskunft über die Verteilung relativer Unterschiede in der Habitatqualität liefern und die Übertragung von Bärendichten aus anderen Regionen auf die österreichischen Bärengebiete problematisch ist. Mit einer Überschlagsrechnung kann aber die Größenordnung eingegrenzt werden: ausgehend von einem Bärenlebensraum von 20.000 km² und der vergleichsweise niedrigen Bärendichte von zwei Bären auf 100 km² erhält man den Wert von 400 Bären für die Untergrenze einer Tragfähigkeitsschätzung. Das mag aus heutiger Sicht sehr viel erscheinen, entspricht aber z.B. dem Bärenbestand in Slowenien, einem Land so groß wie Niederösterreich. In einer früheren Studie (RAUER 2005) wurde eine Populationsgröße von mindestens 80–100 Bären als erste Annäherung für die Charakterisierung des günstigen Erhaltungszustands von Bären in Österreich genommen, im Licht der oben genannten Richtschnur der Europäischen Kommission wäre es aber gerechtfertigt, sich ein mutigeres Ziel vorzunehmen und einen Wert von mehreren hundert Bären einzusetzen. Mit wie vielen Bären wir in Österreich zusammenleben können, wird uns erst die Erfahrung zeigen und der günstige Erhaltungszustand muss daran gemessen und angepasst werden.



Beurteilung des Erhaltungszustands des Braunbären in Österreich

Trotz der Schwierigkeiten bei der Festlegung von Schwellenwerten ist es möglich, eine Beurteilung des Erhaltungszustands für den Bären in Österreich nach den Vorgaben der Beurteilungsmatrix im Annex C (siehe Tabelle 11) vorzunehmen und zu einem eindeutigen Ergebnis zu kommen. Vor allem wegen der geringen Individuenzahl und den damit verbundenen ungewissen Zukunftsaussichten muss der Erhaltungszustand derzeit eindeutig mit „ungünstig–schlecht“ („unfavorable–bad“) beurteilt werden.

Tabelle 11: Allgemeine Bewertungsmatrix zur Beurteilung des Erhaltungszustandes des Braunbären in der biogeographischen Region Alpen in Österreich (nach Annex C, DocHab-04-03/03 rev.3).

Parameter	Erhaltungszustand		
	Günstig	Ungünstig–Unzureichend	Ungünstig–Schlecht
Verbreitung		Die Zunahme des Verbreitungsgebiets in den letzten 15 Jahren beruht vor allem auf weiträumigen Wanderungen einzelner Bären, der Schwellenwert einer günstigen Verbreitung ist noch nicht erreicht.	
Population			Die derzeitige Population ist deutlich kleiner als eine „minimal viable population“ und liegt damit mehr als 25 % unter dem Schwellenwert für eine Population im günstigen Erhaltungszustand. Die Mortalitätsrate ist vergleichsweise hoch.
Habitat für die Art	Geeignetes Habitat ist ausreichend vorhanden und die Habitatqualität ist (unter der Bedingung weiterer Maßnahmen gegen eine Fragmentierung) für das langfristige Überleben der Art geeignet.		
Zukunftsaussichten (in Hinblick auf Population, Verbreitung und Habitatverfügbarkeit)			Durch geringe Populationsgröße, hohe Mortalität und Habitatfragmentierung ist das langfristige Überleben stark gefährdet.
Gesamtbewertung			Ungünstig–schlecht

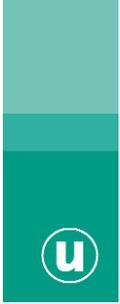
9 LITERATUR

- ASTE, C., (1993): Habitatqualität für Braunbären in Österreich. Diplomarbeit der Studienrichtung Forst- und Holzwirtschaft, verfaßt am Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien. 96 S.
- BANKO, G.; KURZWEIL, A.; LEXER, W.; MAYER, S.; RÖDER, I. & ZETHNER, G. (2004): Status und Trends des quantitativen Bodenverbrauchs in Österreich. Wissenschaft und Umwelt Interdisziplinär 2004.
- BMVIT (Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie) (2005): Richtlinie Verkehrssicherheit RVS 3.01 – Umweltschutz Wildschutz, Wien. 35 S.
- CAUGHLEY, G. & GUNN, A. (1996): Conservation Biology in Theory and Practice. Blackwell Science. 459 S.
- CORSI, F.; SINIBALDI, I. & BOITANI, L. (1998): Large carnivore conservation areas in Europe. a summary of the Final Report. Instituto Ecologia Applicata, Rom. 28 S.
- ENNIS, S., & GALLAGHER, T.F. (1994): A PCR-based sex-determination assay in cattle based on the bovine amelogenin locus. *Animal Genetics* 25. S. 425–427.
- EUROPEAN COMMISSION, DG Env. B2 (2005): Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001–2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 rev.3). 10 S.
- GRILLMAYER, R.; SCHACHT, H.; SCHNEIDER, W.; VÖLK, F. & WÖSS, M. (2000): Entwicklung von fernerkundungsgestützten Methoden zur Erfassung und wildökologischen Bewertung von Korridoren, insbesondere Gehölzstrukturen in der Agrarlandschaft, als Grundlage landschaftsplanerisch-naturschutzfachlicher Planungen. Forschungsprojekt "Wildökologische Korridore"; 1. Endbericht, IVFL, IWJ. 36 S.
- HANSKI, I.A. & GILPIN, M.E. (1997): Metapopulation Biology. Ecology, Genetics and Evolution. Academic Press, San Diego.
- KACSENSKY, P.; KNAUER, F.; KRZE, B.; JONOZOVIC, M.; ADAMIC, M. & GOSSOW, H. (2000): The impact of the Ljubljana-Razdrto highway on brown bears in Slovenia. In: KACZENSKY, P. (2000): Co-existence of brown bears and men in Slovenia. Dissertation am Fachgebiet für Wildbiologie und Wildtiermanagement, Department für Ökosystem- und Landschaftsmanagement der Technischen Universität München. 216 S.
- KELLER, L.F. & WALLER, D.M. (2002): Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology and Evolution* 17. S. 231–241.
- KLOOSTER TEN, L.; EBENSCHWEIGER, S. & GERSTL, N. (2002): Einwanderung der Bärin *Vida* nach Nord- und Osttirol, WWF Österreich. 11 S.
- KNAUER, F. (1993): Braunbären im Trentino – Simulation der MVP und Vorschläge zum Schutz. Diplomarbeit an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München.
- KNAUER, F. (2000): Ausbreitungsmuster von Braunbären in die Ostalpen. Dissertation am Fachgebiet für Wildbiologie und Wildtiermanagement, Department für Ökosystem- und Landschaftsmanagement der Technischen Universität München. 91 S.
- KÖHLER, C. (2005): Habitatvernetzung in Österreich. GIS Modellierung von Mobilitäts-Widerstandswerten für waldbevorzugende, wildlebende Großsäuger. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien. 71 S.
- KÖHLER, C.; GRILLMAYER, R. & VÖLK, F. (2005): Habitatvernetzung in Österreich. Expertenbasierte GIS-Modellierung von Mobilitäts-Widerstandswerten für waldbevorzugende, wildlebende Großsäuger. Institut für Vermessung, Fernerkundung und Landinformation; Universität für Bodenkultur, Wien.
- LÄNDERÜBERGREIFENDE KOORDINIERUNGSSTELLE FÜR BÄRENFRAGEN (2005): Managementplan Bär Österreich – überarbeitete Version 2005, WWF Österreich, Wien, S. 53.
- MURPHY, M.A.; WAITS, L.P.; KENDALL, K.C.; WASSER, S.K.; HIGBEE, J.A. & BOGDEN, R. (2002): An evaluation of long-term preservation methods for brown bear (*Ursus arctos*) faecal DNA samples. *Conservation Genetics* 3: 435–440.
- OFNER, M. (2004): Habitatvernetzung für Braunbären. Möglichkeiten zur raumplanerischen Sicher-



- erung von Korridoren in Kärnten und Osttirol. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien. 124 S.
- PAETKAU, D. & STROBECK, C. (1994): Microsatellite analysis of genetic variation in black bear populations. *Mol. Ecol.* 3. S. 489–95.
- PAETKAU, D.; SHIELDS, G.F. & STROBECK, C. (1998): Gene flow between insular, coastal and interior populations of brown bears in Alaska. *Mol. Ecol.* 7. S. 1283–1292.
- PAETKAU, D.; CALVERT, W.; STIRLING, I. & STROBECK, C. (1995): Microsatellite analysis of population structure in Canadian polar bears. *Mol. Ecol.* 4. S. 347–354.
- PAETKAU, D.; WAITS, L.P.; CLARKSON, P.L.; CRAIGHEAD, L. & STROBECK, C. (1997): An empirical evaluation of genetic distance statistics using microsatellite data from bear (Ursidae) populations. *Genetics*. 147. S. 1943–57.
- PROSCHEK, M. (2005): Strategische Planung für die Lebensraumvernetzung in Österreich – Prioritätensetzung für Nachrüstungsansätze für Grünbrücken über Autobahnen und Schnellstraßen. Wildökologische Bedeutung und raumplanerische Sinnhaftigkeit untersucht anhand der Tierarten Bär (*Ursus arctos*), Luchs (*Lynx lynx*), Wolf (*Canis lupus*), Elch (*Alces alces*) und Rothirsch (*Cervus elaphus*). WWF Studie im Auftrag der ASFINAG, Wien. 172 S.
- RAUER, G. (2005): 1354 *Ursus arctos* Linnaeus 1758. In: ELLMAUER, T. (Hg.) (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Günstigen Erhaltungszustandes der Natura 2000 Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österr. Bundesländer, des BMLFUW und der Umweltbundesamt GmbH. S. 140–154.
- RAUER, G. & GUTLEB, B. (1997): Der Braunbär in Österreich. Monographien Bd. 88, Umweltbundesamt, Wien. 64 S.
- RAUER, G.; AUBRECHT, P.; GUTLEB, B.; KACZENSKY, P.; KNAUER, F.; PLUTZAR, CH.; SLOTTA-BACHMAYR, L.; WALZER, CH. & ZEDROSSER, A. (2001): Der Braunbär in Österreich II. Monographien Bd. M-110, Umweltbundesamt Wien. 102 S.
- RAYMOND, M. & ROUSSET, F. (1995): GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. *J. Hered.* 86. S. 248–249.
- RUSS, W. (2004): Mehr Wald – ein positiver Trend? *BFW Praxis Information* Nr. 3–2004. S. 4–8.
- SAETHER, B.-E.; ENGEN, S.L.; SWENSON, J.E.; BAKKE, Ø. & SANDEGREN, F. (1998): Assessing the viability of Scandinavian brown bear, *Ursus arctos*, population: the effects of uncertain parameter estimates. *Oikos* 83. S. 403–416.
- SCHWARZ, N. (2004): Habitatvernetzung für Braunbären. Möglichkeiten zur raumplanerischen Sicherung von Korridoren in Salzburg, Oberösterreich und der Steiermark. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien. 114 S.
- SHAFFER, M. (1987): Minimum viable populations: coping with uncertainty. Seite 69–86 in SOULÉ, M.S. (ed.): Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- STATISTIK AUSTRIA (2005): Der Tourismus in Österreich 2004 (inkl. CD-ROM). S. 297.
- STRASSER, V. & PROSCHEK, M. (2004): Die rechtliche Situation von Bär, Luchs und Wolf in Österreich; Rechtliche Bestimmungen der Bundesländer, des Bundes, der Europäischen Union sowie internationale Abkommen. WWF Österreich, Wien. 138 S.
- TABERLET, P. & LUIKART, G. (1999): Non-invasive genetic sampling and individual identification. *Biological Journal of the Linnean Society*, 68. S. 41–55.
- TABERLET, P.; MATTOCK, H.; DUBOIS-PAGANON, C. & BOUVET, J. (1993): Sexing free-ranging brown bears *Ursus arctos* using hairs found in the field. *Mol. Ecol.* 2: 399–403.
- TABERLET, P.; CAMARRA, J.J.; GRIFFIN, S.; UHRES, E.; HANOTTE, O.; WAITS, L.P.; DUBOIS-PAGANON, C.; BURKE, T. & BOUVET, J. (1997): Noninvasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population. *Mol. Ecol.* 6. S. 869–876.
- VÖLK, F.; GLITZNER, I. & WÖSS, M., (2001): Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationalen Einsatz. Kriterien – Indikatoren – Mindeststandards. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Straßenforschung, Heft 513, Wien. 97 S. und Annex.
- WASSER, S.K.; HOUSTON, C.S.; KOEHLER, G.M.; CADD, G.G. & FAIN, S.R. (1997): Techniques for application of faecal DNA methods to field studies of Ursids. *Mol. Ecol.* 6. S. 1091–1097.
- ZEDROSSER, A.; RAUER, G. & KRUCKENHAUSER, L. (2004): Early primiparity in brown bears. *Acta Theriologica* 49 (3). S. 427–432.





Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04
Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at
www.umweltbundesamt.at

Monitoringdaten aus dem zweiten LIFE-Projekt (2002–2005) zum Braunbären in Österreich belegen, dass in Österreich derzeit maximal 20 Bären leben. Diese Einschätzung wurde erstmals auch mit Hilfe von genetischen Untersuchungen gewonnen. Die Population muss daher als nicht gesichert und ihr Erhaltungszustand gemäß Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie als ungünstig beurteilt werden. Im vorliegenden Report werden neben den aktuellsten Monitoringdaten, ein neues Habitatmodell sowie konkrete Umsetzungsmaßnahmen für die Vernetzung der vorhandenen Lebensräume für Braunbären vorgestellt.