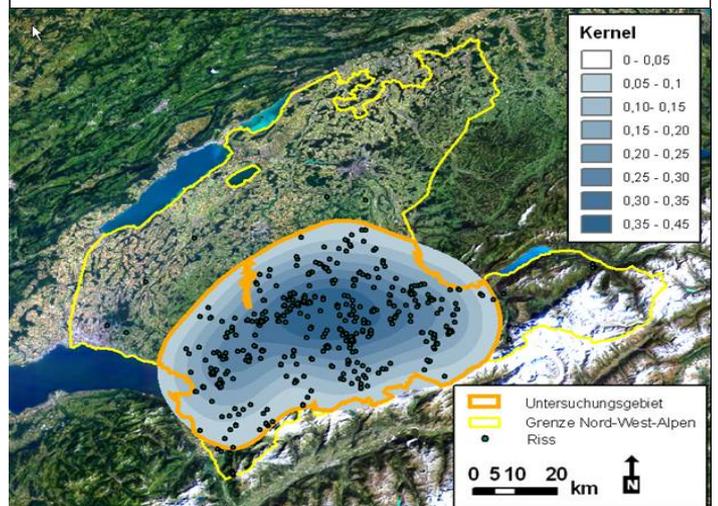
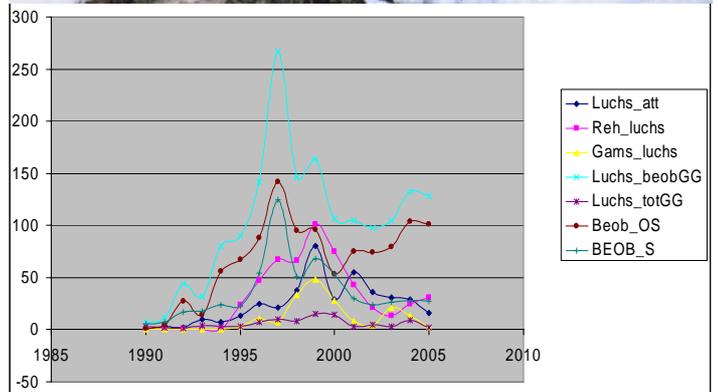


Entscheidungshilfesystem zum Management von Großcarnivoren

- Projektbericht -

5. April 2010

Institut für Landespflege
Albert-Ludwigs-Universität
Freiburg



Entscheidungshilfesystem zum Management von Großcarnivoren in Kulturlandschaften

Projektbericht

5. April 2010

An die Deutsche Bundesstiftung Umwelt

Az. 23695 - 33/2

Kooperationspartner:

International Council for Game and Wildlife Conservation (CIC)

Forschungspartner:

Koordinierte Forschungsprojekte zur Erhaltung und zum Management der Raubtiere in der Schweiz (KORA), Thunstr. 31, CH-3074 Muri.

Autoren:

Dr. Thomas A. M. Kaphegyi
Institut für Landespflege
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.
Tennenbacherstr. 4 79085 Freiburg

PD. Dr. Matthias Dees
GeoFIS, Schloßstr. 1
79211 Denzlingen

Mit Beiträgen von:

Y. Christoffers¹⁾, S. Ketterer²⁾, O. Anders³⁾, D. Huckschlag⁴⁾, U. Müller⁵⁾, C. Angst⁶⁾ und A. Ryser⁶⁾

¹⁾ Institut für Landespflege, Albert-Ludwigs-Universität, Tennenbacherstr. 4 79085 Freiburg

²⁾ Hochschule Rottenburg, Hochschule für Forstwirtschaft, Schadenweilerhof, D- 72108 Rottenburg

³⁾ Nationalparkverwaltung Harz, Aussenstelle Oderhaus, 37444 St. Andreasberg

⁴⁾ Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Abteilung Wald- und Wildökologie, Schloß, 67705 Trippstadt.

⁵⁾ geOps GeoInformatics, Zollhallenstr. 14d, D-79106 Freiburg

⁶⁾ Koordinierte Forschungsprojekte zur Erhaltung und zum Management der Raubtiere in der Schweiz (KORA), Thunstr. 31, CH-3074 Muri.



Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	1
1.1	Projekthintergrund	1
1.2	Ziele der Arbeit	3
2	Luchslebensräume in Kulturlandschaften.....	5
2.1	Einführung	5
2.2	Ausbreitungspotential von Luchspopulationen in Kulturlandschaften.....	5
2.3	Habitat- und Ausbreitungsmodelle für den Luchs	8
2.4	Potentielle Luchslebensräume in Deutschland und in den Grenzregionen zu den Nachbarstaaten	10
2.4.1	Luchskerngebiete	12
2.4.2	Sensitivität der Parameter und mögliche Einschränkungen der Aussagekraft der Modelle.....	15
2.5	Diskussion.....	21
3	Factors relevant for lynx depredation on livestock.....	25
3.1	Introduction.....	25
3.2	Study area and data	27
3.2	Analytical Methods.....	32
3.3	Results.....	35
3.3.1	Attack incidents	35
3.3.2	Factors relevant for depredation risk	35
3.3.3	Spatial distribution of lynx attacks	40
3.4	Discussion	43
3.4.1	Patterns of live stock depredation.....	43
3.4.2	Statistical analyses and approaches	46
3.4.3	Management implications.....	48
4	Exposition von Weidetieren gegenüber Luchsangriffen – Übertragung auf Prognosegebiete	50
4.1	Einführung	50
4.2	Methode	50
4.2.1	Testgebiet.....	50
4.2.2	Verwendete Datengrundlagen.....	53
4.2.3	Risikomodell.....	54
4.3	Ergebnisse	56
4.4	Diskussion.....	60

5	Strukturanalyse der Schafhaltung im Schwarzwald im Hinblick auf eine Wiederbesiedlung durch den Luchs.....	62
5.1	Hintergrund	62
5.2	Ziele	62
6	Assessment of predictors for population density of Eurasian lynx and for prey abundance by time series analyses.....	64
6.1	Introduction	64
6.2	Study area and data base	65
6.3	Data analysis	69
6.4	Results	70
6.5	Discussion	74
7	Eingebürgerte Schalenwildarten	81
7.1	Hintergrund	81
7.2	Vorgehen	81
7.2.1	Gamsvorkommen im Schwarzwald	81
7.2.2	Ableitung der Prognoseparameter.....	83
7.3	Ergebnisse	85
7.4	Diskussion	91
8	Synthese	94
8.1	Zusammenfassung der Ergebnisse	94
8.2	Schlussfolgerungen	105
9	Literatur.....	108

1 Einführung

1.1 Projekthintergrund

Rund 200 Jahre nach deren Ausrottung in weiten Teilen Europas wird die Rückkehr der Großraubtierarten Wolf, Bär und Luchs in die dichtbesiedelten Kulturlandschaften Westeuropas seit einiger Zeit thematisiert. Infolge zunehmender Kenntnis ihrer wichtigen ökologischen Rolle erfolgten in den vergangenen Jahrzehnten in verschiedenen Regionen Westeuropas Maßnahmen zum Schutz großer Carnivoren (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 1990; Francisci & Guberti 1993; Poulle 1995; Rauer 1995), und Großraubtierschutz wird sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene zunehmend in Gesetzen, Richtlinien und Aktionsplänen verankert (Breitenmoser et al. 2000; Molinari-Jobin et al. 2003).

In Deutschland verläuft die Rückkehr großer Beutegreifer bislang noch sehr verhalten. Etwa 80 Millionen Menschen bevölkern hier eine Fläche von rund 350 Tausend Quadratkilometern. Die Stadt-Staaten Berlin, Bremen und Hamburg ausgenommen, schwankt die Bevölkerungsdichte der einzelnen Bundesländer zwischen 80 und 530 Einwohnern pro Quadratkilometer. Deutschland verzeichnet derzeit einen täglichen Verlust von über 100 Hektar (Statistisches Bundesamt 2005; <http://www.destatis.de>) un bebauter Fläche, und im gesamten Bundesgebiet existieren nunmehr lediglich 420 unzerschnittene Areale mit einer durchschnittlichen Flächenausdehnung von gerade einmal 170 Quadratkilometern. Der Bedarf an Flächen für Verkehrswege und Gebäude steigt stetig (BFN 2004). Ein zunehmendes Interesse der Menschen an out-door Aktivitäten resultiert in zusätzlichen Einflüssen auf die Lebensräume (Roth et al. 2003, unveröff.). Der Anteil an Schutzgebieten beträgt weniger als 3% der Fläche der Bundesrepublik, und die geschützten Gebiete sind durchschnittlich 1,5 Quadratkilometer groß. Die Fläche der deutschen Nationalparke im Binnenland erstreckt sich über weniger als 1500 Quadratkilometer. Sollen Großraubtiere nach Deutschland zurückkehren, kann ihr Vorkommen demnach nicht auf die wenigen Schutzgebiete beschränkt werden.

In den vergangenen Jahrzehnten konnte der Wissensstand zur Ökologie von Raubtieren erheblich verbessert (Korpimäki & Krebs 1996; Krebs et al. 1995; Rohner & Krebs 1996; Ward & Krebs 1986; Krebs et al. 2000) und eine Vielzahl der für Mensch – Raubtier – Beziehungen relevanten Einflussfaktoren identifiziert werden (Woodroffe 2000; Treves &

Karant 2003; Überblick in (Graham et al. 2005; Thirgood et al. 2005; Woodroffe et al. 2005; Naughton-Treves et al. 2003; Woodroffe 2000). Allerdings wurde eine Vielzahl dieser Arbeiten in Gebieten durchgeführt, in denen Großraubtiere relativ häufig vorkommen bzw. nie vollständig ausgerottet waren. Aufgrund der spezifischen Situation in Deutschland – die betreffenden Arten waren nahezu 200 Jahre lang verschwunden – sind in anderen Regionen der Erde entwickelte Konzepte zur Koexistenz mit großen Raubtieren nicht uneingeschränkt übertragbar. Dementsprechend kontrovers verlaufen die Diskussionen um Maßnahmen, die eine Rückkehr großer Raubtiere nach Deutschland zielgerichtet unterstützen könnten, und konkrete Entscheidungen hinsichtlich eines systematischen Vorgehens zur Etablierung der betreffenden Arten stehen derzeit noch immer aus.

Unter den bei uns herrschenden rechtlichen und sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen sind diesbezügliche Entscheidungsprozesse innerhalb eines Wirkungsgefüge anzusiedeln, in dem die für das Wildtiermanagement verantwortlichen Behörden, die Wissenschaft und verschiedene Interessensgruppen die maßgeblichen Akteure darstellen (Abbildung 1).

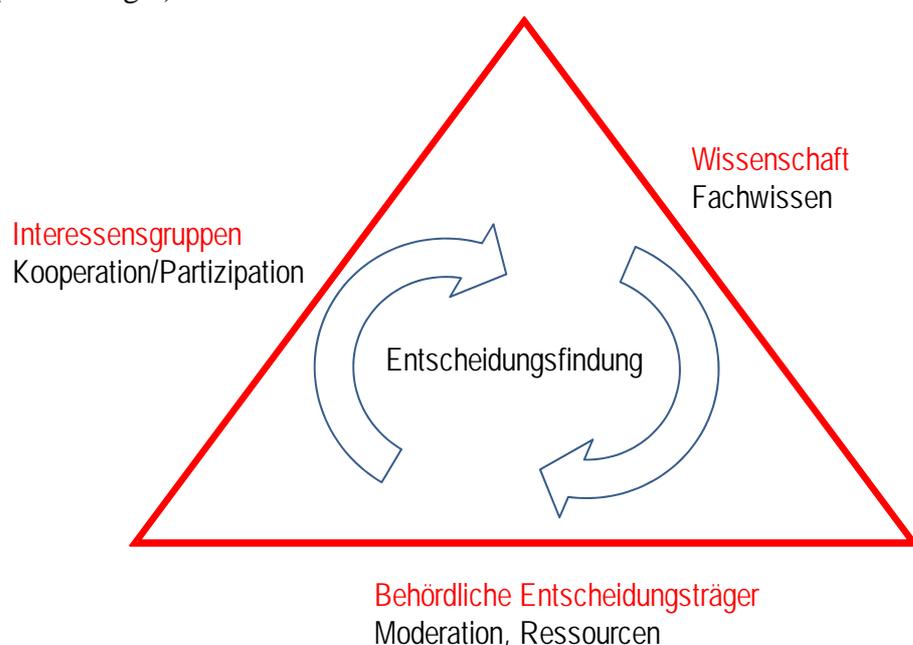


Abbildung 1: Wirkungsgefüge bei Entscheidungsprozessen im Großraubtiermanagement in Deutschland.

Idealerweise wäre von einem Zusammenwirken der Akteure auszugehen: Aufgabe der Wissenschaft ist, auf der Basis des momentanen Kenntnisstands die Voraussetzungen für eine Etablierung von Großraubtieren zu definieren und darzustellen. Darauf aufbauend identifizieren Wildtiermanagement, Wissenschaft und Interessensgruppen gemeinsam den

weiteren Informations- und Forschungsbedarf und legen Handlungsschritte und –ablauf fest. Die bisherigen Entwicklungen im Großraubtiermanagement in Deutschland zeigen jedoch, dass die genannten Akteursgruppen zwar miteinander in Kontakt bzw. Dialog stehen, dezidierte Entscheidungen hinsichtlich der Etablierung von Populationen großer Beutegreifer aber bislang fehlen.

Der Mangel an klaren Zielvorgaben und deren Verankerung innerhalb von Konzeptionen ist ein verbreitetes Phänomen auf dem Feld der *Conservation Biology* und Teil der sogenannten „*implementation crisis*“ (Soulé & Sanjayan 1998; Soulé 1991; Lawton 1996). Inzwischen liegen verschiedene wissenschaftstheoretische Konzepte vor, die sich mit der Problematik unzureichender Entscheidungsstrukturen und damit einhergehender Umsetzungsdefizite im Naturschutz auseinandersetzen (Cowling et al. 2004; Knight et al. 2006b; Knight et al. 2006a; Redford et al. 2003). Ziel dieser Arbeiten ist, die Schnittstellen zwischen wissenschaftlichen Erkenntnissen und der Umsetzung des Wissens in die Naturschutzpraxis konzeptionell zu verbessern. Darauf aufbauend wurden Handbücher zur planerischen Unterstützung von Naturschutzprojekten entwickelt (Groves 2003).

1.2 Ziele der Arbeit

Im Rahmen des Vorhabens soll die systematische Erarbeitung von Entscheidungshilfen zur Vorbereitung einer Rückkehr großer Carnivoren in westeuropäische Kulturlandschaften getestet werden. Die Arbeiten werden exemplarisch am Luchs für den Lebensraum Schwarzwald durchgeführt. Unsere Untersuchung erfolgte in zwei Phasen. Phase 1 diente dazu, die derzeitige Situation des Luchses und des Luchsmanagements in Deutschland zu erfassen. Als weitere Grundlage wurden der Wissenstand zum Ausbreitungspotential des Luchses innerhalb von dicht besiedelten Kulturlandschaften sowie die Einsatzmöglichkeiten von Habitat- und Ausbreitungsmodellen für das Luchsmanagement analysiert. Aufbauend auf diese Arbeiten konnten die für Entscheidungsprozesse relevanten Faktoren und Themenfelder identifiziert werden. In einer zweiten Projektphase analysierten wir die Zusammenhänge innerhalb dieser entscheidungsrelevanten Themenfelder, um die Grundlagen für systematische Entscheidungsfindungen zu gewährleisten (Abbildung 2).

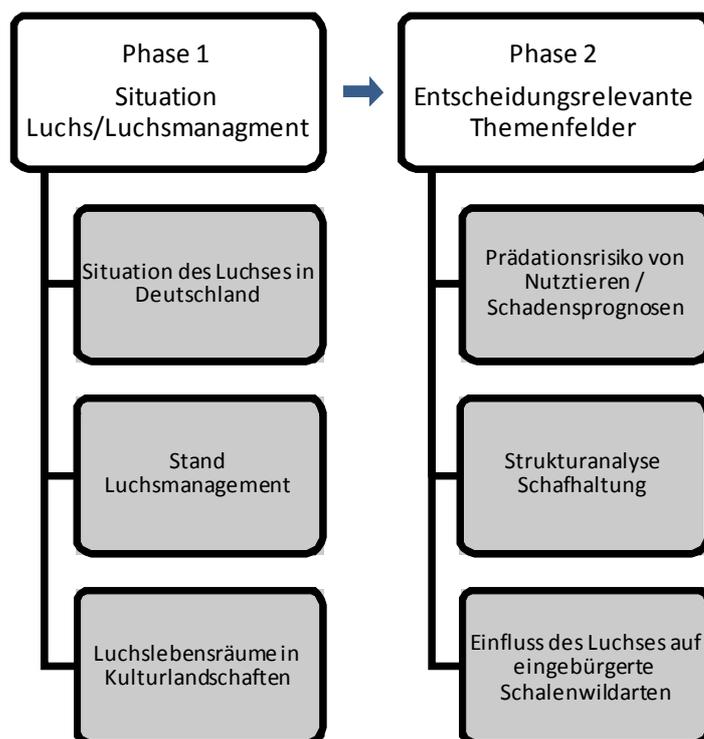


Abbildung 2: Aufbau der Arbeit

Zur Darstellung der Situation des Luchses und des Luchsmanagements in Deutschland führten wird eine Bewertung des momentan publizierten Materials durch (Anhang I). Zusätzlich wurde im Rahmen eines komplementären Projekts (BfN Z.1.3 – 892 11 – 3/07) die Situation beim Luchsmanagement mittels einer Umfrage bei den zuständigen Länderbehörden erfasst (Anhang II). Beim der Thematik Luchslebensräume in Kulturlandschaften kooperierten wir im Wesentlichen mit der Nationalparkverwaltung Harz und der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF). Die Analysen zum Prädationsrisiko von Schafen erfolgte in Zusammenarbeit mit den „Koordinierten Forschungsprojekten zur Erhaltung und zum Management von Raubtieren in der Schweiz“ (KORA) auf der Basis eines Langzeitmonitorings, das KORA in den Schweizer Nordwestalpen durchführte (Angst 1998; Angst et al. 2000e; Angst et al. 2002). Die Strukturanalyse von Schafhaltungen im Schwarzwald wurde in Kooperation mit der Fachhochschule für Forstwirtschaft, Rottenburg, erarbeitet (Anhang III).

2 Luchslebensräume in Kulturlandschaften

2.1 Einführung

Schutz und Management des Luchses in Deutschland bedürfen einer länderübergreifenden Koordination und gegenseitiger Unterstützung der Verantwortlichen in den verschiedenen Bundesländern sowie den angrenzenden Nachbarstaaten. Sowohl die ökologische Situation als auch die für eine Re-etablierung notwendigen Ressourcen machen es notwendig, gemeinsame Anstrengungen auf erfolgversprechende Regionen zu konzentrieren. Neben der Prognose von Konfliktpotentialen, die den Managementaufwand in den betreffenden Regionen maßgeblich beeinflussen, muss ein Entscheidungshilfesystem deshalb die Auswahl von nach ökologischen Gesichtspunkten für den Luchs geeigneten Gebieten unterstützen. Seitens der Wissenschaft werden hierzu einerseits Grundlageninformationen zur Ökologie der Tierart zur Verfügung gestellt und andererseits Modelle angeboten, die die Zusammenhänge zwischen den Lebensraumbedingungen und der populationsdynamischen Entwicklung des Luchses in Kulturlandschaften erklären helfen.

2.2 Ausbreitungspotential von Luchspopulationen in Kulturlandschaften

Großraubtiere stehen an der Spitze der Nahrungspyramide und kommen selbst in etablierten Populationen naturgemäß in verhältnismäßig geringen Dichten vor (Wilson 1992). Vor dem Hintergrund einzelner, mehr oder weniger isolierter Metapopulationen und sporadischer Vorkommen des Luchses in unterschiedlichen Regionen Westeuropas steht das Ausbreitungsverhalten des Luchses im Zentrum der Schutz- und Managementüberlegungen.

Das Ausbreitungspotential einer Art hängt neben den herrschenden Habitatbedingungen vom artspezifischen Abwanderungs- oder Dispersionsverhalten ab (Sinclair 1992). Als Dispersion wird die Abwanderung von einem bestimmten Ursprungsort in ein neues Gebiet, beispielsweise zur Steigerung der Reproduktionswahrscheinlichkeit, bezeichnet (Howard 1960). Solche Abwanderungen erfolgen mehrheitlich durch subadulte Tiere (Waser et al. 1986), bei Säugetieren handelt es sich dabei in der Regel um Männchen (Greenwood 1980).

Grundsätzlich lassen sich bei derartigen Ortswechseln Wanderungen innerhalb bzw. zwischen Populationen von einer Ausbreitung in vormals unbesiedelte Gebiete unterscheiden

(Waser et al. 2001). Beim Braunbär (*Ursus arctos*) und beim Wolf (*Canis lupus*) wurden neben Wanderungen innerhalb bzw. zwischen Populationen auch solche von jungen männlichen Tieren in unbesiedelte Gebiete nachgewiesen (Swenson et al. 1994; Rauer et al. 1999). Bei Katzenartigen, zum Beispiel beim Puma (*Felis Puma concolor*) oder beim Leopard (*Panthera pardus*), sind ebenfalls Ortswechsel innerhalb oder zwischen Populationen bekannt (Seidensticker & Lumpkin 1992; Sweanor et al. 2000), jedoch sind die Abläufe bei der Etablierung in vormals unbesiedelten Arealen bei Katzen jedoch noch weitgehend unklar.

Zum Wanderverhalten und den Mechanismen, die bei der Ausbreitung der Populationen des Eurasischen Luchses ablaufen, liegen bislang nur wenige Informationen vor. Luchse leben territorial. Während die Areale männlicher und weiblicher Individuen Überlappungen aufweisen können, schließen sich die Reviere gleichgeschlechtlicher Tiere weitestgehend aus (Breitenmoser et al. 1993). Die Territoriengrößen werden maßgeblich durch die verfügbaren Ressourcen bestimmt (Breitenmoser & Haller 1993; Breitenmoser & Haller 1987). Luchse reagieren auf Veränderungen der Nahrungsverfügbarkeit, indem sie beispielsweise räumliche Konzentrationen von Beutetieren nutzen (Breitenmoser and Haller 1993; Haller 1992) oder, wie bei einzelnen sendermarkierten Luchsen festgestellt, im Winter den Rehen folgend aus den Hochlagen des bayerisch-tschechischen Grenzkaumes in das Vorland des Bayerischen Waldes abwandern (Wölfl pers. Mittl.).

Nicht im Zusammenhang mit der Nahrungssuche dürften Wanderbewegungen eines aus dem Schweizer Jura in den Kanton Thurgau umgesiedelten Luchses stehen. Das adulte, männliche Tier überquerte mehrere Flüsse, Autobahnen sowie größere waldfreie Zonen und hielt sich zeitweise im Stadtgebiet von Zürich auf (Ryser et al. 2003). Ebenfalls weitestgehend waldfreie Areale durchwanderte offensichtlich auch ein im Rahmen des Wiederansiedlungsprojektes im Harz ausgewilderter Luchs. Dieses Tier verließ das Mittelgebirge im Frühjahr 2004 in nördlicher Richtung und konnte mittels an Rissen platzierter Fotofallen mehrmals in dem für Luchse untypischen Lebensraum der Börde nachgewiesen werden (Anders pers. Mittl.). Inzwischen wurden teilweise weite Abwanderungen von Luchsen aus dem Harz in das weitere Harzumland nachgewiesen. Aufgrund bislang fehlender telemetrischer Überwachung lässt sich das Raumnutzungsverhalten dieser Tiere in der Kulturlandschaft nicht detailliert nachvollziehen, noch kann der Verbleib der Tiere zuverlässig ermittelt werden.

Diese beiden Beispiele deuten zwar darauf hin, dass einzelne Luchse durchaus in der Lage sind, Strukturen, die nach derzeitigem Wissen als Wanderbarrieren für die Art betrachtet werden, zu überwinden. Allerdings handelt es sich bei den hier beschriebenen Vorgängen um Einzelbeobachtungen, die zudem unter den besonderen Umständen von Aussetzungen bzw. Umsiedlungen zustande kamen und Rückschlüsse auf die der Ausbreitung von Luchspopulationen zugrunde liegenden Mechanismen deshalb nur eingeschränkt erlauben.

Zimmermann (2004) analysierte das Abwanderungsverhalten von 39 subadulten Luchsen in der Schweiz. 24 dieser Tiere wurden zwischen 1988 und 2001 mittels Radiotelemetrie im Schweizer Jura und in den Schweizer Nordwestalpen überwacht. Die Arbeiten aus der Schweiz stellen die bislang umfangreichsten Untersuchungen zum Dispersionsverhalten subadulte Luchse in Zivilisationslandschaften dar (Breitenmoser-Wuersten et al. 2001a; Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 1999; Molinari-Jobin et al. 2001). Die sendermarkierten Tiere verließen zwischen ihrem achten und elften Lebensmonat das Territorium der Mutter. Sowohl hinsichtlich des Zeitpunkts der Abwanderungen als auch die Dispersionsdistanz betreffend, waren keine geschlechtsspezifischen Unterschiede zu erkennen. Ein wichtiges Ergebnis der Untersuchungen aus der Schweiz ist, dass sich die Luchspopulation der Nordwestalpen trotz einer hoher Abundanz von 1,4-1,5 residenten Luchsen pro 100 km² nicht weiter ausbreitet (Breitenmoser-Wuersten et al. 2001b; Molinari-Jobin et al. 2001). Die telemetrische Überwachung zeigte, dass sich die dispergierenden Jungluchse mehrheitlich nicht in von Artgenossen unbesiedelten Gebieten etablierten, sondern immer wieder zu bereits besetzten Revieren zurückkehrten (Breitenmoser et al. 1999; Zimmermann 2004). Diese Beobachtungen liefern Hinweise auf ein möglicherweise verhaltensökologisch bedingtes geringes Potential des Luchses, sich in zersiedelten Landschaften auszubreiten. Weil es in der Regel Jungtiere sind, die aus etablierten Revieren abwandern müssen, dürfte das Ausbreitungspotential einer Luchspopulation im Wesentlichen vom Anteil junger Luchse im abwanderungsfähigen Alter bzw. davon abhängen, wie viele dieser subadulten *floaters* ein eigenes Territorium innerhalb eines Lebensraumes etablieren können. Demzufolge haben die Umstände, denen die Jungtiere bei ihren Wanderbewegungen ausgesetzt sind, einen entscheidenden Einfluss auf die Ausbreitung der Population. Die abwandernden Luchse sind noch unerfahren, stehen in Konkurrenz zu residenten Tieren und müssen in einem für sie unbekanntem Gebiet überleben. Ihre Überlebenswahrscheinlichkeit liegt in der Schweiz bei ca. 50% (Breitenmoser-Würsten et al. 2001; Schmidt-Posthaus et al. 2002; Zimmermann 1998). Während über den Einfluss unterschiedlicher Beutetierdichten auf die Überlebensrate von abwandernden

Luchsen in Zivilisationslandschaften wenig bekannt ist, werden illegale Abschüsse und der Straßenverkehr als Hauptmortalitätsursachen genannt (Cervený et al. 2004; Engleder 2004; Schmidt-Posthaus et al. 2002).

2.3 Habitat- und Ausbreitungsmodelle für den Luchs

Für die Entwicklung eines Luchsmanagements unter den komplexen und vielschichtigen Bedingungen westeuropäischer Zivilisationslandschaften liegen trotz der genannten Forschungsarbeiten immer noch verhältnismäßig wenige Daten und Informationen vor. In einer solchen Situation können Modelle prinzipiell zur Entscheidungshilfe beitragen (Jax 2003). Bei den in Frage kommenden Ansätzen handelt es sich um Habitateignungs- (Clevenger et al. 2002; Yamada et al. 2003) und Populationsgefährdungsanalysen (Haight et al. 2002; Morris et al. 2002). Vor dem Hintergrund fragmentierter Lebensräume sind vor allem Ansätze interessant, die sich mit dem Wandererfolg von Individuen unter bestimmten Lebensraumbedingungen (Tischendorf & Fahrig 2000) und mit der Überlebensfähigkeit von Populationen im Zusammenhang mit Strukturmerkmalen von Lebensräumen befassen (Andren 1994; Fahrig 2002; Wiegand et al. 2005).

Für den Eurasischen Luchs in Westeuropa liegen verschiedene Habitat- und Ausbreitungsmodelle vor. Alle Modelle basieren auf Analysen mit Geographischen Informationssystemen (GIS). Die Parametrisierung beruht entweder

- (a) auf der Beurteilung von Expertenmeinungen und Literaturangaben (Schadt et al. 2002b), oder
- (b) auf der Berechnung der Unterschiedlichkeit zwischen einer Auswahl von Habitatkennziffern aus von der Art besiedelten und unbesiedelten Arealen im Untersuchungsgebiet (Distanzmaß) (Corsi et al. 1998), oder
- (c) auf dem Einsatz eines generalisierten linearen Modells zur Herleitung derjenigen Faktoren, die Gebiete mit Vorkommen der Art von denen ohne Vorkommen unterscheiden (Schadt et al. 2002a; Zimmermann & Breitenmoser 2002; Zimmermann 2004), oder
- (d) auf der *Ecological Niche Factor Analysis* (Zimmermann 2004), mit der die Habitateignung aus dem Vergleich der Charakteristika besiedelter Gebiete mit dem gesamten Untersuchungsgebiet hergeleitet wird (Hirzel et al. 2000).

Die für potentielle Lebensräume in Deutschland vorliegenden Analysen basieren auf einem deskriptiven, auf Expertenmeinungen beruhenden Ansatz und auf einem statistischen Modell, das sich auf größtenteils aus der Schweiz stammenden Telemetriedaten stützt (Schadt et al. 2002b). Das Experten-Modell beschreibt große, möglichst wenig zerschnittene Waldgebiete als potentielle Lebensräume für den Luchs in Deutschland. Im Vergleich dazu berücksichtigt das statistische Modell, in das reale im Freiland erhobene Daten aus anderen Gebieten einfließen, beispielsweise auch Buschland oder Heidelandschaften usw. als Bestandteile eines potentiellen Lebensraums für Luchse.

Vor allem in zersiedelten Landschaften entscheidet nicht allein das Vorhandensein entsprechender Habitate über Überlebens- und Entwicklungsfähigkeit von Populationen. Zusätzlich wichtig sind Möglichkeiten des Austausches und die Verbindung zwischen verschiedenen Lebensräumen. Hierbei ist zu beachten, dass beispielsweise Verkehrswege die Konnektivität von Lebensräumen über eine reine Barrierewirkung hinaus beeinträchtigen, weil die durch Straßen bedingte Mortalität zusätzlich die Populationsdynamik und das Ausbreitungspotential eines Luchsbestandes beeinflusst (Frank et al. 2005). Diesem Umstand wurde in den o. g. Lebensraumanalysen für den Luchs in Deutschland Rechnung getragen, indem Abwanderungen aus den definierten potentiellen Lebensräumen simuliert und mittels *Least-Cost-Path*-Ansatz die Konnektivität dieser Gebiete im Modell getestet wurde (Kramer-Schadt et al. 2004; Kramer-Schadt et al. 2005). Die hierbei zugrunde gelegte Abwanderungsmortalität stammt aus den Untersuchungen aus der Schweiz (Schmidt-Posthaus et al. 2002).

Vor dem Hintergrund der hohen Straßenverkehrsdichte in Deutschland entwickelte Tluk von Toschanowitz(2002) ein Modell, das darauf abzielt, die Wechselwirkungen von Straßen- und Verkehrsdichte auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von territorial lebenden Arten zu erklären. Derartige Modelle weisen darauf hin, dass die Effekte des Straßenverkehrs auf die Überlebenswahrscheinlichkeit die Charakteristika von Schwellenwerten aufweisen können (Jaeger & Holderegger 2005), die wiederum von der Landschaftsstruktur sowie der Verhaltensökologie und Demographie der Zielart abhängen (Van Langefelde & Jaarsma 2004). Diese Überlegungen wurden von anderen Autoren übernommen, um für die Situation des Luchses in Deutschland Modellansätze zu entwickeln (Kramer-Schadt et al. 2004; Klar et al. 2006).

Ebenfalls auf dem *Least-Cost-Path*-Ansatz basiert ein aktuelles Konzept, das als Planungsinstrument des Naturschutzes im Zusammenhang mit der Verkehrsinfra-

strukturentwicklung in Bayern konzipiert wurde (Rudolph & Fetz 2008). Das Konzept verwendet große, weitwandernde Säuger mit entsprechendem Raumbedarf als Zielarten. Analog der Vorgehensweise der o.g. Modelle werden Kernlebensräume und Korridore identifiziert. Zur Beurteilung der Konnektivität werden sog. Trittsteinlebensräume in die Berechnungen einbezogen. Als Datenbasis für die Landschaftsanalysen dient CORINE 2000 in 250m x 250m Auflösung. Die Parametrisierung des Modells erfolgt gemäß Expertenbeurteilung.

Pe´er und Kramer-Schadt (2008) verfolgten den Ansatz, die Landschaftswahrnehmung von Luchsen in entsprechende Ausbreitungsmodelle einzubeziehen. Aufgrund mangelnder empirischer Daten mussten die Autoren auch in diesem Fall im Wesentlichen auf die bislang verwendeten verhaltensökologischen Informationen zum Ausbreitungsverhalten von Luchsen in der Schweiz zurückgreifen (Haller & Breitenmoser 1986; Breitenmoser et al. 1993). Als zentrale Aussage lässt sich aus den in der Schweiz durchgeführten Untersuchungen ableiten, dass sich die telemetrisch überwachten Luchse kaum weiter als 1 km aus dem geschlossenen Wald heraus in die offene Landschaft bewegten. Auf dieser Ende der 1980er und Anfang 1990er Jahren gewonnenen Erkenntnis bauen derzeit nahezu alle Ausbreitungsmodelle zum Luchs auf. Bei den zur Verfügung stehenden Informationen handelt es sich um Telemetriedaten, die keine direkten Hinweise zur Landschaftswahrnehmung des Luchses liefern, sondern bestenfalls das Raumnutzungsverhalten einzelner Tiere gegenüber bestimmten Landschaftsstrukturen widerspiegeln. Das Modell von Pe´er und Kramer-Schadt (2008) bringt die Landschaftswahrnehmung von Luchsen in funktionalen Zusammenhang mit dem Ausbreitungspotential der Tierart und weist damit auf einen möglicherweise wichtigen Forschungsaspekt hin. Jedoch bleibt auch dieser Ansatz hinsichtlich Parametrisierung und Erstellung von Modellregeln auf die oben genannte sehr schmale empirische Datenbasis beschränkt. Für Prognosen zur Ausbreitung von Luchspopulationen innerhalb bestimmter Lebensräume weist dieses neue Modell deshalb noch keine wesentlich höhere Effizienz auf als die früheren Modellansätze.

2.4 Potentielle Luchslebensräume in Deutschland und in den Grenzregionen zu den Nachbarstaaten

Der Luchs wurde vor rund 200 Jahren in weiten Teilen Westeuropas ausgerottet. Seit nahezu zwei Jahrzehnten wird die Rückkehr großer Karnivoren nach Deutschland diskutiert. Zwar werden aus verschiedenen Bundesländern immer wieder Hinweise auf Luchse gemeldet bzw. Tiere nachgewiesen, die Etablierung überlebensfähiger Populationen zeich-

net sich jedoch in den allermeisten potenziell geeigneten Gebieten nicht ab. Für Managemententscheidungen sowie für eine längerfristige Strategie zum Umgang mit dem Luchs in Deutschland ist die Frage nach dem Ausbreitungspotenzial dieser Tierart – das heißt, können wir auf eine selbständige Zuwanderung bauen – von grundlegender Bedeutung.

Die Darstellung der für den Luchs in Deutschland zur Verfügung stehenden Lebensräume stellt eine Orientierung für ein länderübergreifendes Luchsmanagement auf Populations-ebene dar. Aufgrund des eher geringen Umfangs an zur Verfügung stehenden empirischen Daten basieren Modelle zur Identifizierung von Habitaten und Habitatkorridoren derzeit noch auf relativ groben Regeln. Aufwändige Bemühungen um modelliermethodische Weiterentwicklungen, die nicht durch gleichzeitige Fortschritte bei der empirischen Datenerhebung unterstützt werden, scheinen für ein Luchsmanagement derzeit wenig zielführend. Bei der Identifizierung und Darstellung von Luchslebensräumen in Deutschland griffen wir deshalb im Wesentlichen auf bereits bestehende Ansätze zurück. Modifizierungen der herkömmlichen Vorgehensweisen führten wir bei der Berechnung der Habitatkorridore durch.

Bereits 2002 konzipierten Schadt et al. (2002a, b) ein Modell, mit dem Ziel, die in Deutschland für den Luchs geeigneten Habitate zu identifizieren und darzustellen. Die Grenzgebiete zwischen Deutschland und den Nachbarstaaten werden in diesen Arbeiten allerdings größtenteils ausgeschlossen. Weil gerade diese Gebiete für den Luchs in Deutschland potenziell von großer Bedeutung sind, berechneten wir Luchskerngebiete in Deutschland und den Nachbarstaaten sowie die möglichen Verbindungen zwischen diesen Gebieten (Abbildung 3).

Die im Folgenden beschriebenen Analysen führten wurden mit Hilfe des Geographischen Informationssystems ArcView3.3 durchgeführt. Die Standardsoftware wurde dabei um speziell programmierte Erweiterungen ergänzt (Müller et al. 2003; Müller et al. unveröff.). Geographische Grundlagendaten für die Modellierungen waren die nationalen Vektordaten des *Corine Land Cover 2000*-Projektes (CLC2000), die unter der Regie der European Environmental Agency von den beteiligten Staaten erstellt wurden. Alle Daten wurden einheitlich in eine *Lambert-Equal Area Azimuthal*-Projektion auf Basis des *European Terrestrial Reference Systems* überführt (ETRS-LAEA).

2.4.1 Luchskerngebiete

Das Untersuchungsgebiet umfasst ganz Deutschland inklusive angrenzende für den Luchs potenziell geeignete oder tatsächlich vom Luchs besiedelte Gebiete. Im Süden erstreckte sich das Untersuchungsgebiet bis in die Schweizer, die Deutschen und die Österreichischen Alpen. Im Westen werden Gebiete bis zu einer gedachten Linie von Lyon über den östlichen Rand der Champagne bis zu den Ardennen einbezogen. Eine Achse von Wien über die Böhmisches-Mährische Höhe bis Posen bildet die östliche Grenze unseres Untersuchungsgebiets. In den Niederlanden sowie im Nordwesten und Norden Deutschlands wurden zwar potenzielle Kerngebiete berechnet, jedoch aufgrund ihrer großen Entfernung zu allen anderen Kerngebieten in den weiteren Analysen nicht mehr berücksichtigt.

Die Berechnung der Kerngebiete erfolgte in Anlehnung an ein Habitateignungsmodell von Schadt et al. (2002b). Die Autoren entwickelten aus Radiotelemetrie-Daten besenderter Luchse im Schweizer und Französischen Jura (Breitenmoser et al. 1993) ein logistisches Regressionsmodell zur Unterscheidung von geeigneten und ungeeigneten Habitatstrukturen. Als geographische Grundlage dienten CORINE-Daten, aus denen lokale sowie großräumige Parameter zur Analyse der Habitateignung abgeleitet wurden. Als lokal (*local scale*) werden Parameter bezeichnet, die den Anteil von Landnutzungsarten innerhalb einer Rasterfläche von 1 km² beschreiben. Diese Rastergröße entspricht der Genauigkeit der radiotelemetrischen Lokalisierungen der Luchse in den zugrundeliegenden Datensätzen. Die Raster wurden auf ihre Anteile an extensiv genutztem Land, z.B. Wald, Acker, Weiden sowie auf die Randlinienlängen der Flächen, die den verschiedenen Landnutzungsarten entsprechen, geprüft.

Parameter auf einer größeren räumlichen Ebene (*large scale*) dienen dazu, die Fragmentierung der Landschaft zu erfassen. Hierfür wurden die Anteile von Wald und anderen extensiven Landnutzungsformen im Umkreis von 1-7 km um jede Rasterzelle berechnet. Mittels multipler linearer Regression (logit link) wurde unter Verwendung des *Akaike Information Criterion* (AIC) die zur Beurteilung der Rasterzellen geeigneten Parameter identifiziert (Burnham & Anderson 1998). Das Prinzip des AIC beruht darauf, dass sowohl der Grad der Anpassung des Modells an die zugrundeliegenden Daten als auch die Komplexität des Modells (gemessen an der Anzahl der Parameter) in die Bewertung einfließen. Einen hohen AIC-Wert erhalten solche Modelle, die mit möglichst wenigen Parametern eine hohe Anpassungsgüte erzielen (ansonsten wären Modelle mit vielen Parametern immer begünstigt). Als Ergebnis dieser Prozedur erhielten Schadt et al. (2002b)

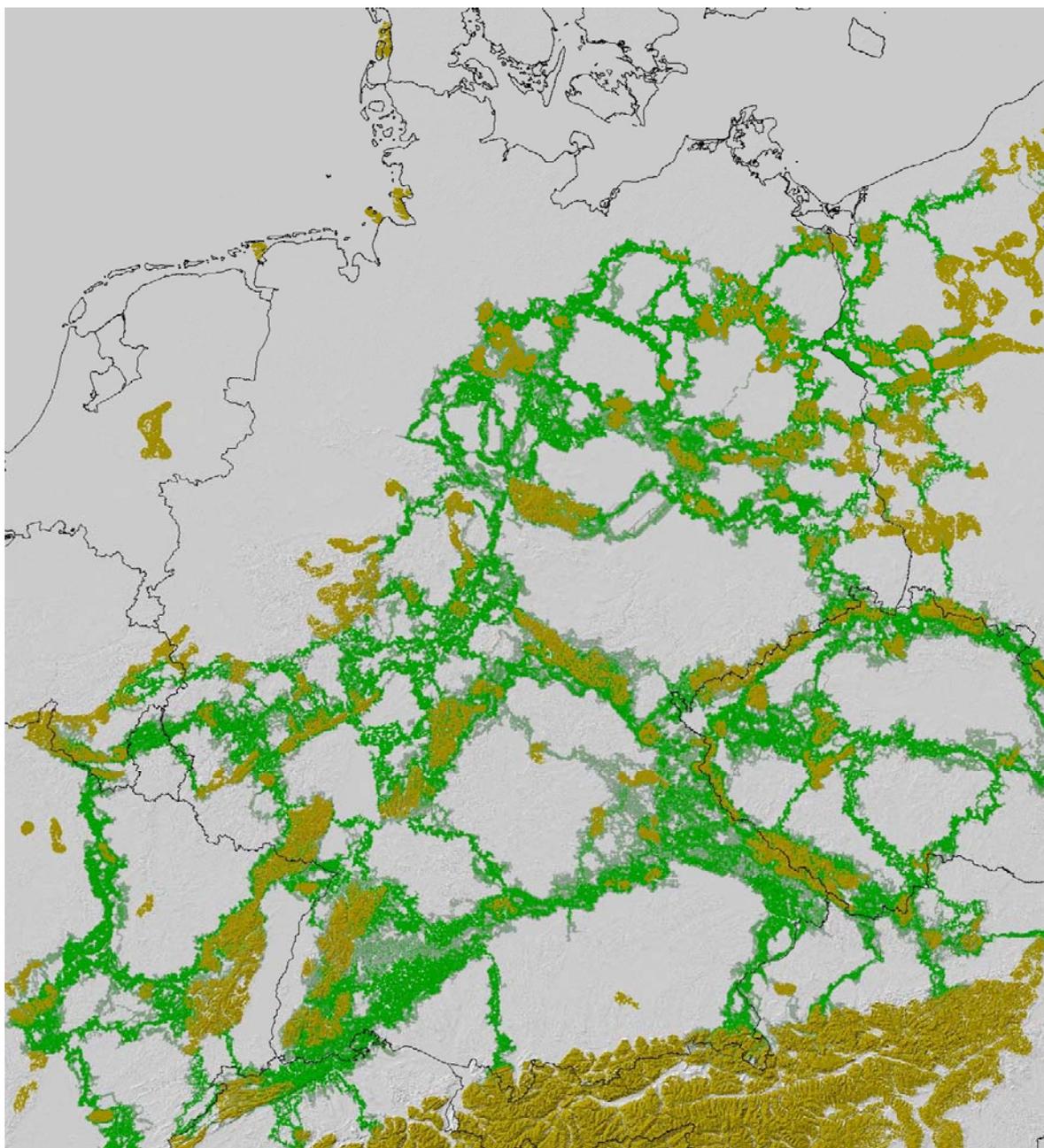


Abbildung 3: Luchskerngebiete und potentielle Korridore in Deutschland und in den Grenzregionen zu Nachbarstaaten. Kerngebiete (braun) und Korridore zwischen den Kerngebieten (grün) in Anlehnung an die Modelle von Schadt (2002a,b, 2004). Hellere Grüntöne markieren zunehmende Entfernungen von der optimalen Verbindung zwischen den Gebieten (least-cost-path). Randlich gelegene Kerngebiete ohne Anschluss an einen Korridor wurden wegen ihrer Isoliertheit ebenso wenig in die Berechnung mit einbezogen wie Flächen, die wegen ihrer Zugehörigkeit zu extensiven Landnutzungsformen als Kerngebiete ausgeschieden wurden, obwohl sie erkennbar nicht als Luchshabitat geeignet sind (z.B. Flächen im Wattenmeer).

folgende Formel, mit der für jede Rasterzelle die Wahrscheinlichkeit der Anwesenheit von Luchsen berechnet werden soll: $P = \frac{e^{\text{logit}(P)}}{1 + e^{\text{logit}(P)}}$

Um das Modell auf ganz Deutschland anzuwenden, ermittelten die genannten Autoren einen Schwellenwert für die mit obiger Formel berechneten Wahrscheinlichkeit P , um eine Rasterzelle als für den Luchs geeignet oder ungeeignet einzustufen. Der Schwellenwert wurde in der Mitte zwischen demjenigen Wert P mit dem höchsten Anteil korrekter Klassifizierungen und dem Wert P mit dem geringsten Fehler gewählt, also dort, wo sich die Fehler bei der Vorhersage von An- und Abwesenheit einer Art die Waage halten (Schröder & Richter 2000).

Als Ergebnis ihrer Analysen ermittelten Schadt et al. (2002b) den Parameter P_{ext} als einzigen für das Modell erforderlichen Parameter. P_{ext} gibt den Anteil von Wald und anderen naturnah genutzten Flächen im Umkreis von 5 km um jede Rasterzelle wieder.

Für die Berechnung dieses Anteils wurden jedoch nur Rasterzellen berücksichtigt, in denen der Anteil der genannten extensiven Landnutzungsformen mindestens 66% betrug. Rasterzellen mit $P_{ext} > 0,5$ wurden als geeignet, solche mit geringerem P_{ext} als ungeeignet klassifiziert. Mit diesem Modell konnte eine auf Basis telemetrischer Lokalisierungen aus Tschechien (Stanisa 1998) und Slowenien (Bufka et al. 2000) bekannte Luchsverbreitung mit einer Sicherheit von 80 % vorhergesagt werden.

Wir nutzten das Modell von Schadt (2002b) zur Identifizierung von Luchskernlebensräumen in Deutschland. Für den Nachbau des Modells ermittelten wir aus CORINE-Daten den Parameter P_{ext} als Anteil extensiv genutzter Flächen im Umkreis von 5 km um jede Rasterzelle des Untersuchungsgebietes. Der Parameter wurde jeweils für Rasterzellen von 250 X 250 m berechnet. Als extensiv genutzt galten dabei folgende Kategorien der CORINE-Klassifizierung:

- Laubwälder
- Nadelwälder
- Mischwälder
- Natürliches Grünland
- Heiden und Moorheiden
- Hartlaubbewuchs
- Wald/Strauch Übergangsstadien
- Flächen mit spärlicher Vegetation

2.4.2 Sensitivität der Parameter und mögliche Einschränkungen der Aussagekraft der Modelle

2.4.2.1 Beispiel Harz

Mittels Fotofallen konnte nachgewiesen werden, dass Luchse ausgehend vom Nordrand des Harzes weitläufige Wanderungen durch große Ackerbaugebiete zwischen Harz und Elm unternahmen (Anders, unveröff.). Nach derzeitigem Wissensstand sind diese Gebiete als gänzlich ungeeignet für das Dispersal des Luchses einzustufen. Dementsprechend ergaben sich nach Schadt et al. (2002a) berechneten Konnektivitätsmodellen keine Verbindungen in diesem Bereich zwischen Harz und Elm. In einer Detailstudie analysierten wir deshalb die Sensitivität der Konnektivitätsmodellen hinsichtlich verschiedener Parameterkombinationen. Gesucht wurde nach Parameterkombinationen, die die festgestellten Wanderbewegungen der Luchse am ehesten repräsentierten. Die Grundlagen dieser GIS-Modellierung waren wiederum CORINE-Daten, die zusammenhängende Landnutzungen ab einer Größe von 25 ha differenzieren. Für das etwa 1000 km² große Gebiet zwischen Harz und Elm wurden die CORINE-Daten mit 'Wald'layern aus topographischen Karten im Maßstab 1:25.000 verschnitten. Somit war gewährleistet, dass möglicherweise hintereinander aufgereichte Waldinseln, die in CORINE nicht sichtbar sind, die aber in der Summe dennoch eine große Waldfläche ergeben, bei der Analyse berücksichtigt wurden.

Um die entsprechenden Parameterkombinationen testen zu können, unterteilten wir die in CORINE verfügbaren Landnutzungsklassen gemäß des European Nature Information Systems (Davis & Moss 1999). Um Effekte unterschiedlicher Widerstandswerte zu testen, wurden zufällige Variationen von Werten anhand von Dreiecksverteilungen simuliert (Müller et al. 2003). Wir testeten zwei Szenarien: in Szenario A lagen die Widerstandswerte in Bereichen, die der gängigen Vorstellung der Habitatwahl von Luchsen entsprachen, und die auch mit den von Schadt et al.(2002b; 2002a) gewählten Widerstandswerten vergleichbar waren. Wald erhielt in diesem Szenario eine durchschnittlich um den Faktor 50 bessere Bewertung als Gras- und Ackerland. Für Szenario B wurde der Unterschied der Widerstandswerte von Offenlandtypen im Vergleich zum Wald verringert. Die Beurteilung von Wald war nur noch um den Faktor 5 besser als die von Gras- und Ackerland. Bei den EUNIS-Landnutzungstypen waren dies innerhalb des Untersuchungsgebietes insbesondere die Wiesen und Weiden (Klasse F) sowie Ackerflächen (Klasse I). Tabelle 1 zeigt die Minima, Maxima und Zentralwerte der Verteilung für jeden Landnutzungstyp in den beiden Szenarien A und B.

Für Szenario A ergab das Korridormodell keine Verbindung zwischen Harz und Elm, die die landwirtschaftlichen Flächen querte. Alle Verbindungen verliefen vom Nordwestrand des Harzes aus etwa entlang der Autobahn A395 nach Norden, um über einige Waldinseln zwischen Braunschweig und Wolfenbüttel nach Osten den Anschluss an den Elm zu finden (Abbildung 4). Dieses Bild war auch bei einer Variation der Parameter entsprechend Szenario B recht stabil (Abbildung 5). Nur in wenigen Simulationsläufen, in denen Wald und Ackerland ähnlich hohe Werte zugewiesen wurden, ergaben sich direkte Verbindungen durch das Offenland. Entsprechend der homogenen Landschaftsstruktur ließen sich in diesen Fällen kaum noch abgegrenzte Korridore identifizieren, sondern die gesamte Fläche zwischen Harz und Elm wurde als annähernd gleichwertig beurteilt. Eine geringfügig schärfere Abgrenzung von Korridoren ergab sich durch Modellierungen, in denen wir die Autobahn als absolute Barriere einstufte (Abbildung 5). Die letztgenannte Kombination ergab die beste Übereinstimmung zwischen den Luchshinweisen im Harzvorland und den berechneten Korridoren. Allerdings ist die Vorhersagekraft des Modells auf Grund der visuellen Beurteilung als gering einzustufen.

Tabelle 1: Kennziffern von Dreiecksverteilungen für die Simulation von Widerstandswerten für zwei Szenarien der Konnektivitätsmodellierung im nördlichen Harzvorland.

EUNIS-Klassen	Szenario A	Szenario B
D Wetland habitats	500-750-1000	500-750-1000
E Grassland habitats	10-100-500	1-10-100
F Heathland and scrub habitats	1-10-100	1-10-100
G Woodland and forest habitats and other wooded areas	1-2-5	1-2-5
H Inland sparsely vegetated or unvegetated habitats	1-10-100	1-10-100
I Regularly or recently cultivated habitats and gardens	10-100-500	1-10-100
J Constructed industrial and other artificial habitats	1000	1000

Offenbar gibt es keine Kombination von Parametern des Konnektivitätsmodells, die gleichzeitig eine gute Übereinstimmung des Modells mit erfassten Hinweisen und eine scharfe Abgrenzung potenzieller Korridore ergibt. Zumindest im nördlichen Harzvorland scheinen Luchse eine nach derzeitigem Wissen als ungeeignet einzustufende Landschaft allenfalls unter Nutzung einzelner Waldinseln durchqueren zu können. Zumindest auf der

Basis der zugrundeliegenden Geodaten und in dieser spezifischen Analysesituation versagen die getesteten Korridormodelle als prädikatives Werkzeug. Wenn ein Korridormodell keine Verbindung zwischen Habitatinseln errechnet, darf den vorliegenden Ergebnissen zufolge jedoch nicht der Schluss gezogen werden, dass eine Verbindung unmöglich ist. Unter Beachtung der Einschränkungen der Aussagekraft hinsichtlich artspezifischer Anforderungen kann das vorliegende Korridormodell zur Analyse der Räume zwischen Habitatinseln genutzt werden, solange bei der Interpretation der Ergebnisse die jeweilige Parameterdefinition miteinbezogen wird.

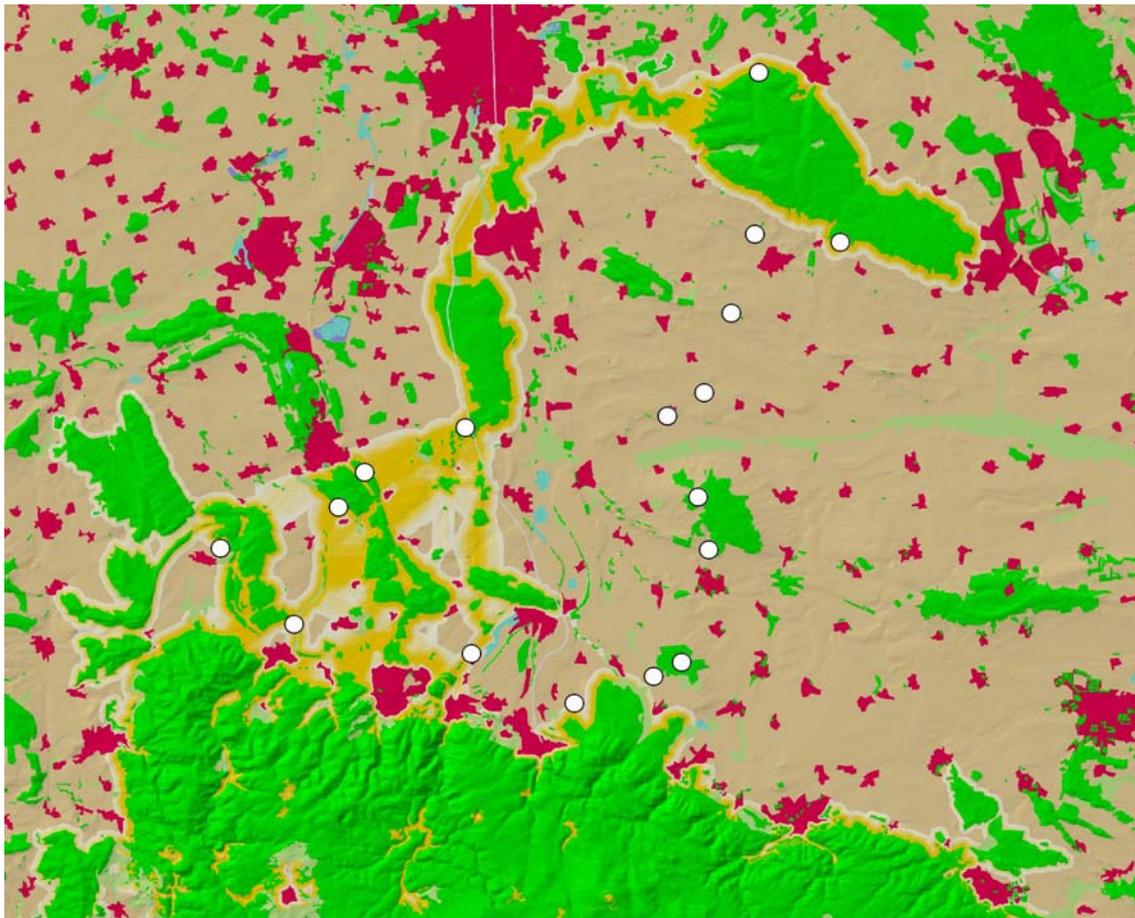


Abbildung 4: Korridore zwischen Harz und Elm berechnet nach Szenario A. Die Kolorierung der Korridore zeigt eine Abstufung vom Bereich der günstigsten Verbindung (dunkelgelb) hin zu Bereichen weniger günstiger Verbindungen (hellgelb). Die Abgrenzung des in der Karte als Korridor dargestellten Bereiches ist im Hinblick auf eine optimale kartographische Darstellung gewählt (aber identisch in beiden Szenarien). Mit zunehmender Entfernung von den dunkelgelben Bereichen ist die Verbindung als zunehmend ungünstiger eingestuft. Weiße Punkte = Luchsnachweise (Anders unveröff., Luchsmonitoring Nationalpark Harz).

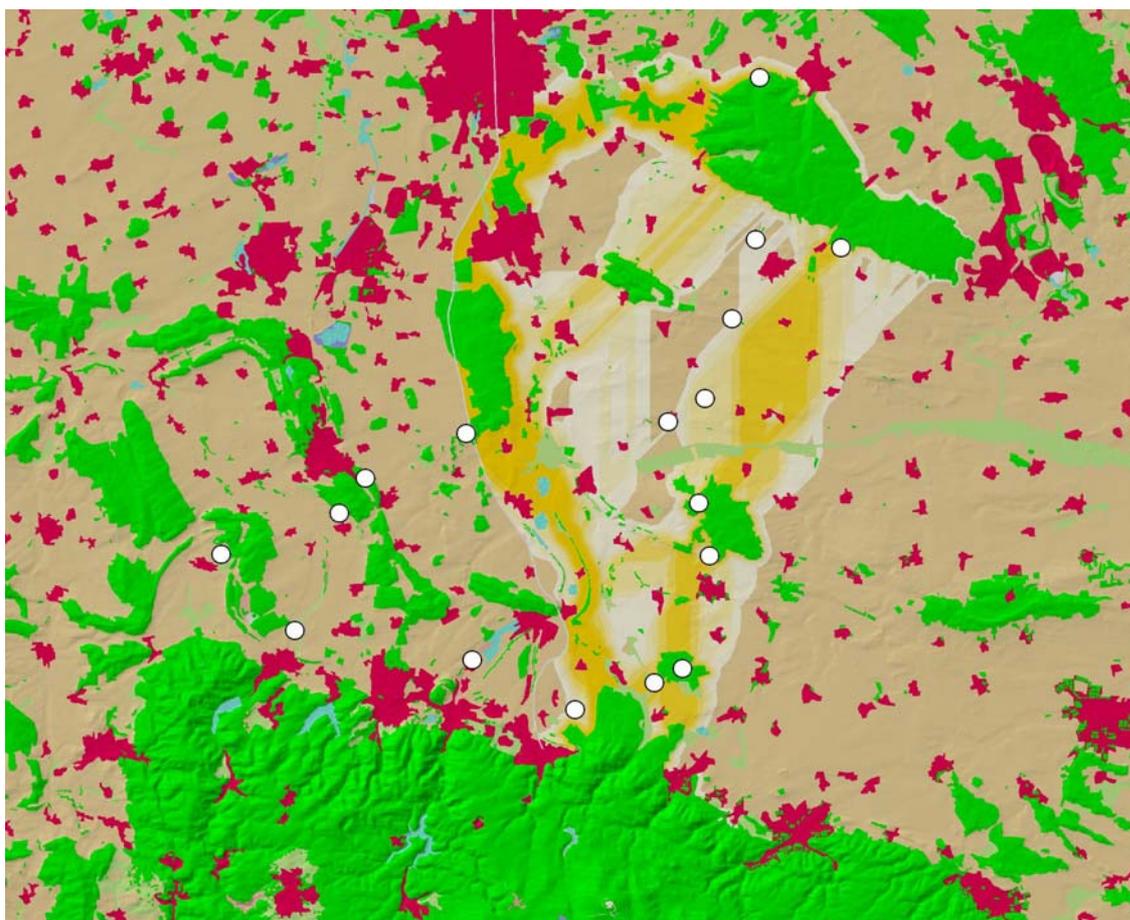


Abbildung 5: Korridore zwischen Harz und Elm berechnet nach Szenario B. Die Kolorierung der Korridore zeigt eine Abstufung vom Bereich der günstigsten Verbindung (dunkelgelb) hin zu Bereichen weniger günstiger Verbindungen (hellgelb). Die Abgrenzung des in der Karte als Korridor dargestellten Bereiches ist im Hinblick auf eine optimale kartographische Darstellung gewählt (aber identisch in beiden Szenarien). Mit zunehmender Entfernung von den dunkelgelben Bereichen ist die Verbindung als zunehmend ungünstiger eingestuft. Weiße Punkte = Luchsnachweise (Anders unveröff., Luchsmonitoring Nationalpark Harz).

2.4.2.2 Beispiel Wildtierkorridorberechnung für Rheinland-Pfalz

Mit der landesweiten Korridormodellierung für Rheinland-Pfalz verfolgt die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz einen ähnlichen Ansatz wie im oben vorgestellten Modell. Da mit ATKIS-Datensätzen ein anderer Geodatenhintergrund verwendet wurde, bietet sich die Möglichkeit, den Effekt der Verwendung unterschiedlich aufgelöster Landnutzungsdaten in Korridormodellen zu diskutieren. Für die Modellierung wurde die ArcView-Erweiterung “Wiko” verwendet, die die FAWF auf

Grundlage eines Modells der Forstlichen Versuchsanstalt Baden-Württemberg zu einer menügesteuerten Software weiterentwickelt hat (Müller et al. 2003). Im Rahmen einer Diplomarbeit (Burghardt 2006 unveröff.) wurde untersucht, inwieweit sich die Verwendung verschiedener Landnutzungsdatensätze, Widerstandsemissionen sowie Variationen bei der Festlegung von Start- und Zielpunkten der Modelle auf den Verlauf der berechneten Korridore auswirken.

Bei ihren landesweiten Berechnungen verwendete die FAWF anstatt der CORINE2000-Datensätze aktuellere und realitätsnähere ATKIS-Daten, nachdem Testrechnungen auf Basis von CORINE2000-Daten ergaben, dass Korridore durch Rasterflächen führten, die in ATKIS-Layern als bebaute Fläche klassifiziert waren. Diese Ungenauigkeiten sind auf die größeren Erfassungsvorschriften, die den CORINE-Daten zugrunde liegen, zurückzuführen. Für den Einbau in das Korridormodell wurden in ATKIS Landnutzungsklassen gebildet und diesen jeweils Widerstandsrahmen gem. einer Dreiecksverteilung zugewiesen.

Die Klasse "Bebaute Fläche (Einzelstrukturen meist in der freien Natur)" wurde mit 50 m und die Klasse "Bebaute Fläche" mit 200 m gepuffert. So wird die Auswirkung des Widerstandes einer Rasterzelle auf umliegende Bereiche, die sog. Widerstandsemission, berücksichtigt. Als Start- und Zielpunkte der Berechnungen wurden die Schnittpunkte der Korridore mit der Landesgrenze einerseits sowie mit solchen Waldgebieten andererseits gewählt, die nach einer positiven und anschließenden negativen Pufferung von jeweils 500 m eine Mindestgröße von 10000 ha aufweisen und mindestens 2 km voneinander entfernt liegen. Da diese Waldgebiete die Start- und Zielgebiete der Korridore in den Modellierungen darstellen, wurden i. d. R. jeweils drei Start- und Zielpunkte pro Korridorverbindung festgelegt, um den Einfluss der Lage der Startpunkte auf den Verlauf der Korridore zu evaluieren (Abbildung 6).

Abbildung 7 zeigt den Verlauf der mit FAWF-Modell berechneten Korridore. Nach dem auf CORINE-Basis arbeitenden Modell würden große Flächen der im FAWF-Modell als Start-/Zielgebiete definierten Räumen nicht als "Kernzonen" ausgewiesen werden. Ein im Start/Zielgebiet im äußersten Nordwesten des Bundeslandes wird weder als "Kernzone" noch als Korridor bewertet. Die allermeisten CORINE-basierten Korridore decken sich mit den von der FAWF modellierten Korridoren, jedoch weist FAWF-Methode eine insgesamt höhere Anzahl potentieller Korridore aus.

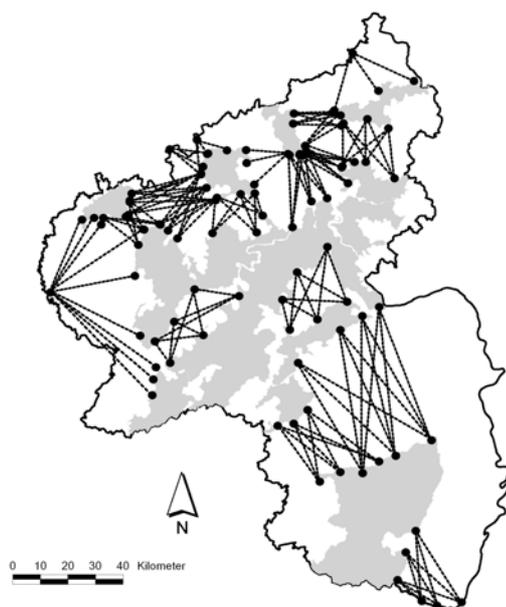


Abbildung 6: Berechnung von Wildtierkorridoren in Rheinland-Pfalz. Start-/Zielgebiete (hellgraue Flächen), die für die Korridorberechnung festgelegten Start- und Zielpunkte (schwarze Punkte) sowie die für die Berechnungen vorgegebenen Verbindungen (gestrichelte schwarze Linien) (Huckschlag unveröff.).

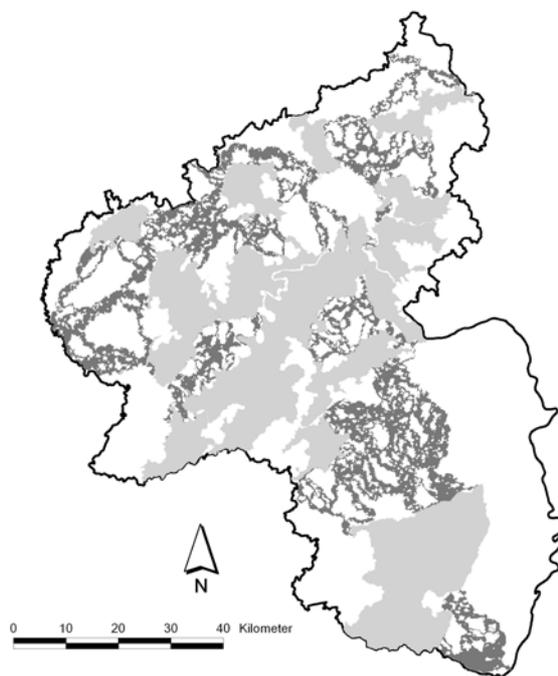


Abbildung 7: Wildtierkorridore In Rheinland-Pfalz. Start- und Zielgebiete (hellgraue Flächen) und Wildtierkorridore (dunkelgrau) (Huckschlag unveröff.).

2.5 Diskussion

Nach derzeitigem Kenntnisstand erscheint eine selbständige Rückkehr des Luchses für die meisten Regionen Deutschlands zumindest in absehbarer Zeit nicht wahrscheinlich. Maßnahmen, die eine Etablierung unterstützen, wie beispielsweise Wiederansiedlungen, sind sehr aufwändig und umstritten. Entscheidet man sich zur Durchführung solcher Maßnahmen, erfordert dies eine sorgfältige Planung und Vorbereitung. Vor dem Hintergrund stark fragmentierter Lebensräume wird verschiedentlich vorgeschlagen, räumlich explizite Modelle in sogenannte *Population-Viability-Analyses* (PVAs) zu integrieren, um Gebiete auf ihre Eignung für Luchs-Wiederansiedlungen zu prüfen (z.B. Kramer-Schadt et al. 2005). Da die Vorauswahl möglichst geeigneter Regionen maßgeblich zum Erfolg von Wiederansiedlungen beitragen kann, ist dieser Ansatz grundsätzlich sicher richtig. Die Frage ist, ob sich Luchslebensräume mit den derzeit zur Verfügung stehenden Modellansätzen ausreichend sensitiv analysieren lassen, um effiziente Entscheidungshilfen für Kulturlandschaften abzuleiten.

Die Verwendung räumlich expliziter Modelle im Wildtiermanagement wurde in Fachkreisen intensiv diskutiert. Mit dem Hinweis auf eine zu geringe Basis an empirischen Daten wird die Eignung bzw. der Nutzen derartiger Modelle zur Unterstützung von Großraubtier-Wiederansiedlungen dabei verschiedentlich in Frage gestellt (Beissinger & Westphal 1998). Andererseits wird argumentiert, dass sich bei Vorliegen entsprechender Zusatzinformationen Datenerhebungen im Freiland häufig durch indirekte Parameterschätzung ersetzen lassen (Grimm et al. 1996; Wiegand et al. 2004; Wiegand et al. 2003). Beide Positionen sind nicht zwangsläufig unvereinbar. Vielmehr deckt die Diskussion grundlegende Probleme der Anwendbarkeit von Modellen im Wildtiermanagement auf und bietet damit zumindest die Grundlage für Lösungsansätze.

Indirekte Parameterschätzungen bauen auf dem systematischen Vergleich von beobachteten Variablen mit in Modellen produzierten Mustern auf. Bereits hier wird klar, dass immer ein bestimmter Anteil an aussagekräftigen Daten notwendig ist, um Inkonsistenzen bei der Parametrisierung von Modellen zu identifizieren. Inwieweit Felduntersuchungen durch ausgereifte Modellierungen ersetzt werden können, kann sich demzufolge von Fall zu Fall sehr unterschiedlich darstellen. Modelle liefern meist keine Wertaussagen für ein Naturschutzmanagement (Trepl 1991), sondern dienen als Erklärungshilfen, um Zusammenhänge und Abläufe besser zu verstehen. Inwieweit Modelle realitätsnahe Szenarien widerspiegeln, hängt maßgeblich von den zugrunde liegenden Daten ab. Vor allem für die

Parametrisierung der Modelle spielt der die funktionalen ökologischen Zusammenhänge betreffende Kenntnisstand eine wichtige Rolle. Die derzeitige Situation des Luchses in den Schweizer Nordwestalpen macht dies deutlich. Die dortige Luchspopulation breitet sich nicht aus. Im Gegensatz dazu identifizieren entsprechende Modelle für dieses Gebiet Bedingungen, die für subadulte Luchse, die in geeignete Gebiete abwandern, keine größeren Nachteile prognostizieren, als der Verbleib dieser Tiere im Bereich des Territoriums der Mutter bietet (Zimmermann 2004). Das heißt, die angewendeten Modelle sind in der Lage, geeignete Luchshabitate darzustellen, sie liefern jedoch keine konkreten Hinweise hinsichtlich der Ursachen der stagnierenden Ausbreitung der Luchspopulationen in den Schweizer Nordwestalpen.

Da die Möglichkeiten zur Ausbreitung ein wichtiges Kriterium für die Auswahl geeigneter Luchsgebiete darstellen, unterliegt der Ansatz, räumlich explizite Modelle zur Identifizierung geeigneter Gebiete für Luchswiederansiedlungen einzusetzen, offensichtlich noch diversen Einschränkungen:

Die Funktionsweise der entsprechenden Modelle basiert darauf, die Zellen einer Landschafts-Matrix auf ihre Habitateignung bzw. Übereinstimmung mit Parameterwerten, die die Eignung repräsentieren sollen, zu beurteilen. Die Parametrisierung von Ausbreitungsmodellen ist derzeit nur schwer möglich, weil die Faktoren, die Wanderbewegungen des Luchses in Kulturlandschaften beeinflussen, im Einzelnen noch nicht bekannt sind. Schwierig abzuschätzen ist dadurch, mit welcher räumlichen Auflösung die der PVA zugrunde liegenden Habitat- und Ausbreitungsmodelle arbeiten müssen. Folgt man dem eingangs dargestellten Ansatz, empirische Daten durch entsprechende Modellierung zu ersetzen, muss im vorliegenden Fall gewährleistet sein, dass sich die den Modellierungen zugrundeliegenden Landschaftsdaten eignen, die für die Wanderbewegungen des Luchses relevanten Strukturen zu repräsentieren. Aufgrund der strukturellen aber auch der zeitlichen Heterogenität von Landschaftsstrukturen innerhalb der vom Menschen intensiv genutzten Landschaften, kann nicht per se davon ausgegangen werden, dass die zur Verfügung stehenden Datensätze, z.B. CORINE, diesen Anforderungen entsprechen.

Die Faktoren, die die Ausbreitung von Luchspopulationen in Kulturlandschaften beeinflussen, sind bislang noch wenig erforscht. Die Parametrisierung der momentan verfügbaren Modelle erfolgt deshalb zumindest teilweise auf stark generalisierenden Annahmen. Am Beispiel der Korridorberechnungen zwischen Harz und Elm wird deutlich, wie sich die Lage von Korridoren verändert, wenn eine geringere Meidung von Offenland-Habitattypen durch den Luchs zugrunde gelegt wird. Die Widerstandswerte für die Habitatkategorien werden gutachterlich festgelegt und bergen erheblichen Interpretations-

spielraum. Die geringere Gewichtung des Waldes in Szenario B unserer Berechnungen erfolgte, um eine Annäherung an den tatsächlichen Weg eines aus dem Harz abgewanderten Luchses zu erreichen. Bei einer Verteilung der Widerstandswerte wie sie bislang zur Anwendung kam, hätten die Berechnungen für die Wanderroute des betreffenden Luchses keine Verbindung zwischen Harz und Elm ergeben.

Zu beachten ist, dass es sich bei den hier dargestellten Wanderbewegungen eines Luchses in der offenen Landschaft um ein Einzelbeispiel handelt, aus dem sich kaum Rückschlüsse auf das Ausbreitungsverhalten von Luchspopulationen ableiten lassen. Nach momentanem Wissenstand ist das Ausbreitungsverhalten des Luchses vor allem in Kulturlandschaften als eher konservativ zu bezeichnen. Unser Beispiel zeigt aber den Interpretationsspielraum auf, den derzeit verfügbaren Modellberechnungen beinhalten. Deutlich wird, dass sich anhand der in den Modellen verwendeten Habitatkategorien, die tatsächliche Habitatnutzung des Luchses nur relativ ungenau simulieren lässt. Eine Interpretation von Korridorberechnungen muss deshalb immer vor dem Hintergrund der verwendeten Habitatkategorien und der zugrunde liegenden Verteilung der Widerstandswerte erfolgen. Dass sich Modellierungen, – wie der Vergleich mit den Arbeiten in Rheinland-Pfalz zeigt –, die auf der Basis unterschiedlich aufgelöster Geodaten durchgeführt werden, sich in ihren Ergebnissen unterscheiden, ist vorhersehbar. Trotzdem führt das Beispiel deutlich vor Augen, dass die Aussagekraft der ihre Funktionen betreffend sorgfältig ausgearbeiteten Modelle in erheblichem Umfang durch ökologische Informationen gestützt werden muss.

Der Aufbau von Modellen auf sehr allgemeinen Hypothesen birgt das Risiko, dass Faktoren überlagert und wichtige Zusammenhänge nicht erkannt werden (Grimm et al. 2005). Ausbreitungsmodelle für den Luchs sind derzeit noch auf generalisierende Annahmen beschränkt. Das dauerhafte Überleben von Großraubtieren in Zivilisationslandschaften unterliegt Faktorenkomplexen, in denen die herrschenden Habitatbedingungen ebenso eine Rolle spielen wie anthropogen bedingte Mortalität oder die Nahrungsverfügbarkeit (Andren et al. 2006; Moa et al. 2006; Schmidt-Posthaus et al. 2002). Diese Faktoren wirken weder unabhängig voneinander (Graham et al. 2005) noch ist das Verhältnis ihres jeweiligen Wirkungsgrads konstant. So stehen in unseren Zivilisationslandschaften einem vermutlich guten Beuteangebot für den Luchs hohe anthropogen bedingte Mortalitätsraten gegenüber, die sich unterschiedlich auf die sozialen Klassen innerhalb einer Luchspopulation auswirken können (Bunnefeld et al. 2006). Da die Raumnutzung von Luchsen durch die Nahrungsverfügbarkeit mit beeinflusst wird (Herfindal et al. 2005b), sind Tiere,

die zur Deckung ihres Nahrungsbedarfs größere Gebiete durchstreifen müssen, vor allem in vom Menschen dichter besiedelten Regionen in höherem Maß - z. B. vom Straßenverkehr - bedroht. Dies dürfte vor allem für subadulte, unerfahrene Individuen gelten, die wiederum für die Ausbreitung der Population eine entscheidende Rolle spielen.

Sämtliche Maßnahmen, die eine dauerhafte Etablierung des Luchses in westeuropäischen Kulturlandschaften bewirken sollen, sind aufwändig. Vor diesem Hintergrund sind Werkzeuge zur Auswahl möglichst geeigneter Gebiete, auf die knappe Ressourcen konzentriert werden können, von großer Bedeutung. Der Ansatz, die Eignung bislang unbesiedelter Gebiete mit Hilfe von Modellen abzuschätzen, bevor in Maßnahmen investiert wird, ist deshalb grundsätzlich richtig. Wichtig für das Naturschutzmanagement ist, die Anwendbarkeit momentaner Modellansätze richtig einzuschätzen. Trotz der oben genannten Einschränkungen lassen sich die für den Luchs zur Verfügung stehenden Modelle im Wildtiermanagement einsetzen. Sie können dazu verwendet werden, eine Landschaft auf bestimmte Strukturen z.B. Waldkorridore, die sich mit den zur Verfügung stehenden Daten identifizieren lassen, zu untersuchen (Abbildung 3). Die Eignung der momentan verfügbaren Modelle zur Identifizierung geeigneter Luchs-Gebiete innerhalb einer PVA muss jedoch relativiert werden. Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, ist es notwendig, die Modellparameter stärker am tatsächlichen Ausbreitungsverhalten des Luchses auszurichten. Die hierfür notwendigen Erkenntnisse dürften sich wiederum kaum über verbesserte Techniken der Modellierung, sondern viel eher durch entsprechend konzipierte Feldforschung gewinnen lassen. Die Beschäftigung mit ökologischen Modellen ist wichtig, weil dadurch einerseits häufig Zusammenhänge besser verstanden werden, sich andererseits Wissensdefizite und Forschungsbedarf konkretisieren lassen. Bei Fragen nach dem Ausbreitungspotential des Luchses innerhalb von Kulturlandschaften gilt es offensichtlich, die bestehenden empirischen Defizite abzubauen.

3 Factors relevant for lynx depredation on livestock

3.1 Introduction

After the Eurasian lynx was forced to extinction almost all over Western Europe about two centuries ago, in the 1970th and 1980th the predator was successfully re-introduced into the Swiss Alps, the Swiss Jura Mountains, Vosges, and the Bohemian Forest (Wölfel et al. 2001; Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 1999; Breitenmoser et al. 1993; Herrenschmidt 1988a). Lynx are currently released in the Harz region, Germany (Anders & Sacher 2005), and the restoration of the cat is discussed for other regions of Western Europe (Federal Ministry for the Environment 2007). The return of wolf, bear and lynx into western European landscapes an ecological experiment and a sociological challenge per se, the situation with the lynx is even intensified. Unlike the wolf, the lynx is revealed a conservative disperser at least within multi use landscapes (Zimmermann 2004), and a significant expansion of the few lynx populations present in Western Europe is not the expectation. Thus, restoration of the lynx goes beyond the acceptance of immigrating specimen as re-introduction campaigns seem unavoidable to effectively initiate the return of the cat to most of the regions suitable for the lynx in Europe. However, re-introduction of large carnivores is a long-lasting, costly and often controversially debated process that requires strong corporate recourse of the society. Attitude of people towards large carnivores is regarded a central issue for effective conservation schemes (Kellert et al. 1996; Kellert et al. 1996; Steck 1999; Williams et al. 2002; Ericsson & Heberlein 2003; Kaczensky et al. 2004). Research revealed motivations for positive attitudes towards large carnivores (Ajzen 1993; Bright and Manfredo 1995; Zinn et al. 1996) as well as factors for a negative stance of people towards the predators. Damage on livestock, impact on game populations, increased working and financial efforts (Hunziker et al. 1998; Kvaalen 1998); Kaczensky 2003; Wang and Macdonald 2006) as well as restriction to traditional life style (Breitenmoser 1998); Hunziker et al. 2001) and at least threats to human life and property (Korenjak 1995; Kellert et al. 1996; Prosen 2001) are factors that can trigger negative attitudes. Although motivations and attitudes towards large carnivores may differ regionally, management and conservation of large carnivores is immediately intertwined with human dimensions in principle (Kellert et al. 1996; Naughton-Treves et al. 2003; Ericsson et al. 2008). However, the true motivations of the stakeholders are not necessarily obvious in any case. Switzerland, as an example, experiences restoration of the lynx now for about 30 years. Despite effective damage prevention and additional

compensation actually keeping monetary losses low, and although even sheep farmers describe the financial compensation as adequate, considerable resistance towards the Lynx still is prevailing amongst farmers (Egli et al. 1998; Hunziker et al. 1998); Steck and Tester 2001). Lacking tolerance even when adequate compensation systems are established is an effect also known from other regions (Naughton-Treves et al. 2003; Treves et al. 2002; Linnell et al. 2005). The phenomenon reveals livestock damage an important factor influencing the attitudes towards the lynx irrespective of the economic relevance at least. Exploring the however hidden motivations of stakeholders nevertheless is an important requirement to improve acceptance towards large carnivores. On the other hand, sound information and knowledge about the mechanisms underlying lynx depredation on livestock are fundamental to get the discussions impartial and reliable.

Experiences from Switzerland and France suggest that human attitudes towards the lynx are affected in particular when depredation incidents seem to be spatially concentrated. In Switzerland as well as in France, most pastures are only singularly affected by a lynx attack on sheep, but in some places attacks on sheep recurred more frequently (Stahl et al. 2001a). Two possible reasons are assumed to be responsible for that phenomenon: (i) hunting conditions for lynx may differ according to specific characteristics of pastures, or, (ii) individual lynx may express characteristic habits and preferences towards sheep. In the context of depredation management, mainly the latter assumption sometimes results into removal of lynx which are assumed to disproportionately prey on sheep. Removing such specimen is meant a management measure to prevent from further damage as well as to maintain the acceptance of live stock breeders. However, at some pastures the frequency of lynx attacks still remained disproportionately high, despite removing the assumed problem animal (Angst et al. 2000d; Stahl et al. 2001b). This phenomenon challenges the adequacy of removal of lynx and led to the hypothesis of landscape features being causal for the exposure of sheep towards lynx attacks. Since antithetic, the hypotheses each will result into management strategies principally different and it becomes clear that a deeper knowledge about the factors driving the probability of lynx attacks on sheep is important for a sound decision making in depredation management.

Data sufficient for analysing the mechanisms of lynx depredation on sheep is limited, and consequently research in this field is principally rare. In Switzerland, lynx attacks are gathered systematically since 1990, including the precise locations of attacks as well as information about the circumstances of the incidents and additional information about

herding conditions (Angst et al. 2002; Angst 1998; Angst et al. 2000c; Angst et al. 2002). Based on these data, in this paper we (1) shall analyse potential effects of diverse landscape features on the attack probability, and (2) we evaluate potential concentrations of attack incidents. Further on, the available data provide the opportunity of an in-depth trial of different analytical methods, (i) regression models with continuous explanatory variables, (ii) regression models with multivariate adaptive spline functions as well as (iii) non-regression based classification tree models (Breiman et al. 1984; Prasad et al. 2006; Breiman et al. 1984).

3.2 Study area and data

Lynx management in Switzerland is conducted and organised within management compartments. Our study refers to the compartment 'North Western Alps' (Figure 1). In that compartment, lynx attacks on livestock are gathered systematically from 1990 to

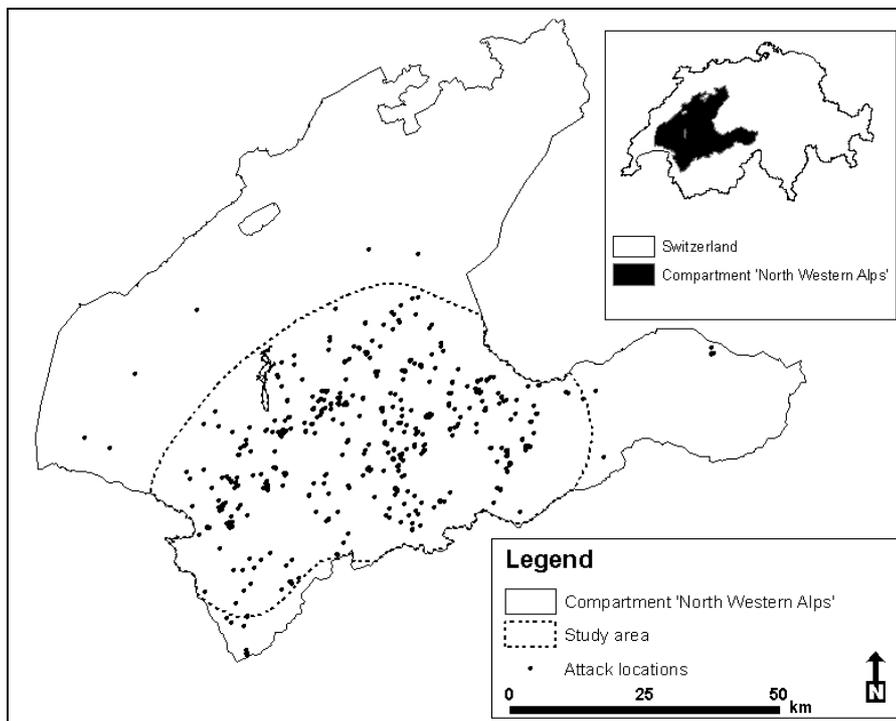


Figure 1: Study area within the Large Carnivore Management Compartment “North Western Alps” in Switzerland. The dotted line shows the study area that is defined by an intersection of a 95% kernel based on lynx attacks on livestock 1990 – 2005 and the management compartment border.

2005, including the precise coordinates of attacks sites, information about the circumstances of the attack incidents, and additional information about herding conditions.

The management compartment North Western Alps spreads over an area of about 7,000 sqkm, with altitudes ranging from 365 m to 4362 m. The compartment comprises suburban and densely settled rural areas adjacent to Geneva as well as remote mountain areas. Sheep nevertheless are not randomly distributed over the area. In fact, distribution of sheep and in turn the occurrence of attacks depends on the allocation of pastures and on the presence of the lynx in the study area. Almost all pastures which we refer to in this study are situated in the subalpine and alpine zone. In order to prevent our analyses from biases due to an involvement of pastures where lynx attacks are almost impossible since they are outside the area inhabited by lynx, we determined the study area based on the distribution of attacks with the approach to identify an area where the spatial density of attacks exceeds a minimum density (Figure 1). This was achieved by applying a 95%-kernel estimator (Silverman 1992) on the spatial allocation of all attack sites reported during the study period in the management compartment. It extends over 3,100 sqkm (42% of the management compartment North Western Alps) of mainly subalpine and alpine zone. Forest cover in the study area is 30.5 %, agricultural area accounts with 16.4% whereas settlements cover 4.1 % of the study area. Grazing land captures 28.2% of the study area.

During 16 years of depredation monitoring, 735 attacks occurred at 643 different locations in total within the study area (out of 756 at 662 locations in the entire compartment North Western Alps). Additionally to the location of attack sites, the location of pastures and pasture attributes are recorded in a GIS, comprising all permanent pastures (Bundesamt für Statistik 1997; Angst et al. 2002; 2000b). The data base comprises 389 pastures extending over approximately 17,000 ha in total and with a size of 43.5 ha in average (Table 1).

For detailed analysis of spatial landscape characteristics , we used a digital landscape model of high spatial resolution (positional accuracy of 3m to 8m; Figure 2), thematically and geometrically based on the basic Swiss topographic map set “Landeskarte” (Bundesamt für Landestopographie 2007).

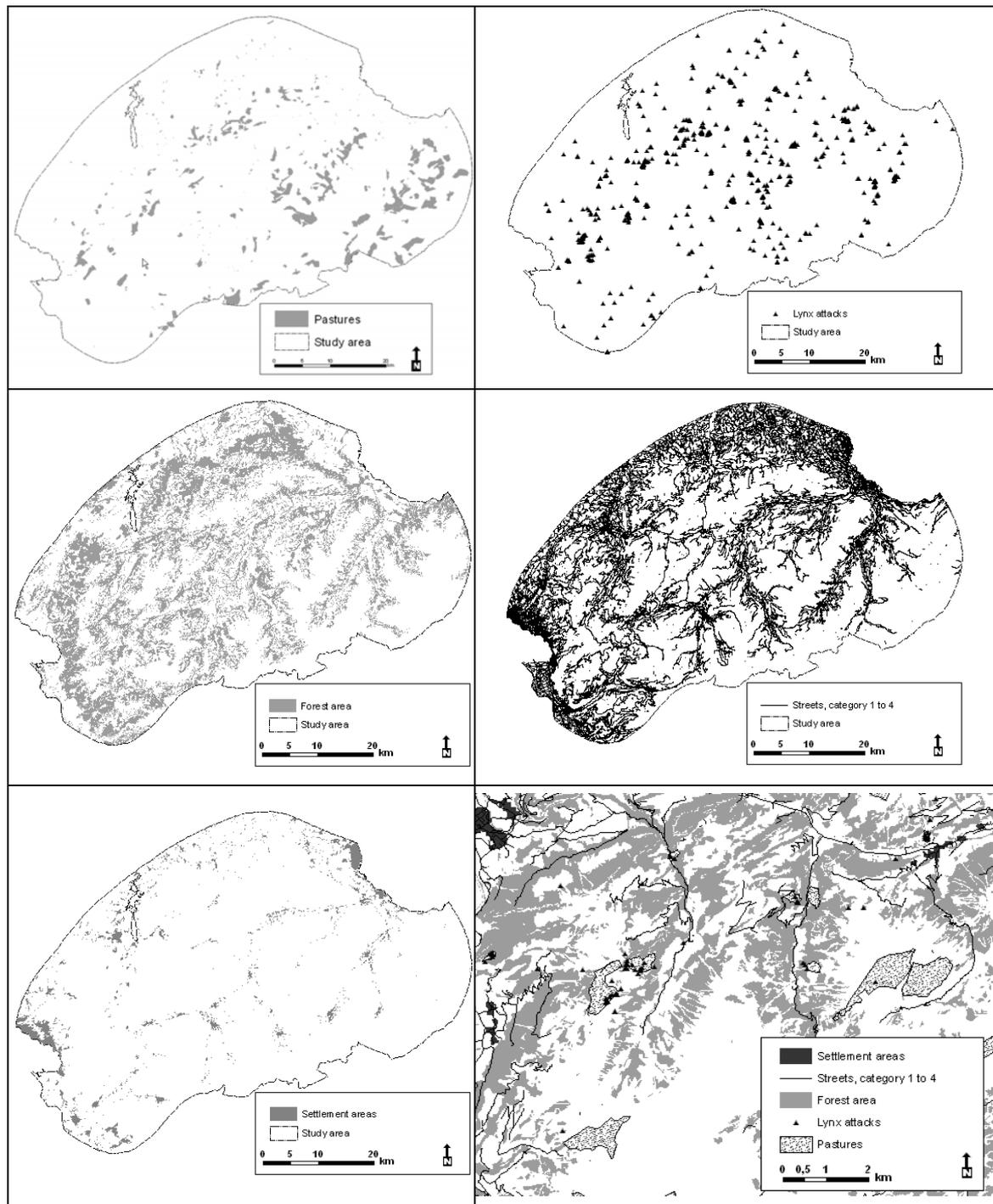


Figure 2: Spatial data set layers used in the analysis. Pastures (upper left), attack-locations (upper right), forest layer (middle, left), street data (middle left) and settlement (lower left) in the study area; subset with all data types (lower left)

Table 1: Statistical properties of pastures analysed within the study area

Attribute	Unit	Min.	Max.	Mean
Size of the pasture	ha	0.1	564.5	43.4
Length of the pasture perimeter	meter	129.3	15123.4	2542.3
Number of sheep	n	0	912	82.8
Number of goats	n	0	85	2.9
Size of the flock (Number of sheep and goats)	n	1	912	85.7
Number of attacks per pasture	n	0	17	1.0
Shortest distance to closest forest border	meter	0.0	1165.6	56.3
Average distance to closest forest border (parts of the pasture that are situated in the forest are attributed zero when calculating the average)	meter	0.0	2151.5	225.8
Maximum distance to closest forest border	meter	0.0	3765.6	461.9
Shortest distance to closest settlement border	meter	0.0	1100.9	161.1
Average distance to closest settlement border	meter	5.1	1715.1	393.1
Maximum distance to closest settlement border	meter	12.2	2765.2	642.0
Shortest distance to closest road	meter	0.0	3377.2	709.0
Average distance to closest road	meter	0.0	3478.3	1006.1
Maximum distance to closest road	meter	1.9	4017.0	1307.7

In the study area, lynx attacks on sheep also occurred outside of defined pastures, because sheep escaping from pastures and intruding closed forests from time to time. In order to concentrate on risk relevant factors related with circumstances prevailing on pastures we exclusively refer to attack sites located at defined pastures. Out of 735 attacks in total recorded during the study period, we explored 386 attacks (52.5%). However, analysing site related attributes we found no differences between attack sites on pastures and those attacks sites outside the defined pastures.

In order to analyse for factors relevant for depredation risk, we compared sites where lynx attacks definitely took place with an equal number of “non-attack-sites” randomly distributed within the defined pastures (Manel et al. 1999; Koutsias & Karteris 1998).

Table 2: Attributes explored for attack sites and non attack sites

Attributes	Unit	Attack sites			Sites without attack		
		Min.	Max.	Mean	Min.	Max.	Mean
Pasture properties							
Size of the pasture	ha	0.5	564.5	46.0	0.1	564.5	175.1
Length of the pasture perimeter	m	269.1	15123.4	2842.8	129.3	15123.4	6599.2
Size of the flock (number of sheep and goats)	n	5	912	117.1	5	912	211.8
Related to location of pastures							
Shortest distance to closest forest border	m	0.0	214.8	3.3	0.0	1165.6	114.5
Average distance to closest forest border (Parts of the pasture that are situated in the forest are attributed zero when calculating the average.)	m	0.0	703.7	122.8	0.7	2151.5	621.3
Maximum distance to closest forest border	m	0.0	1968.2	351.1	16.5	3765.6	1289.0
Shortest distance to closest settlement border	m	0.0	2483.4	778.8	0.0	3103.4	927.5
Average distance to closest settlement border	m	30.3	2888.8	1117.6	21.2	3409.1	1663.6
Maximum distance to closest settlement border	m	59.0	3731.4	1466.2	67.7	4017.0	2395.1
Shortest distance to closest road	m	0.0	931.2	203.6	0.0	1025.2	216.1
Average distance to closest road	m	26.7	1289.4	473.6	12.0	1715.1	721.1
Maximum distance to closest road	m	67.3	1891.3	762.6	24.8	2765.2	1271.6
Attack site properties							
Number of pasture animals (sheep & goats) within a buffer of 2 km around the attack site	n	5.0	1228. ₃	331.2	12.0	1715.1	446.4
Related to location of attack sites							
Distance to closest forest (set to zero if located inside forest)	m	0.0	858.7	96.1	0.0	3241.5	645.7
Distance to closest settlement border	m	8.9	3162.4	1115.1	0.0	3695.2	1725.6
Distance to closest road	m	4.4	1704.5	474.8	8.1	2597.3	744.2

2.2 Analytical Methods

The recent study aims on exploring potential factors relevant for depredation probability. A typically dichotomous target variable - attack vs. no attack – therefore is inherent with this research question. According to data properties, we used different analytical methods. (i) Multiple logistic regression models are standard for studying the impact of diverse variables on a target variable characteristically dichotomous (Hosmer & Lemeshow 2000). In addition, we used (ii) multiple adapted regression splines (Breiman et al. 1984; Prasad et al. 2006; Friedman 1991), and (iii) classification tree models in our analyses (Breiman et al. 1984). For (i) and (ii) significance testing is not applicable. Thus, for these two data mining techniques a selection rule for model acceptance is necessary.

Multiple logistic regression models

In order to identify main driving factors for depredation probability, we involved different predicting variables into the regression models by stepwise forward regression. Probability testing relies on the *Wald*-statistic (Hosmer and Lemeshow 2000). For compensation of potential spatial interdependencies a low error level of 1 % was chosen for significance testing. Aiming at the identification of factors of considerable explanatory relevance, only models were accepted that increased the coefficient of determination (R^2) by at least 2% compared to the lower ranked more simple models.

Multivariate Adaptive Regression Splines

The Multivariate Adaptive Regression Splines procedure (MARS) is based on separate regression functions (splines) best fitting into intervals of the different predictor variables that in total describe the complete model (Abraham & Steinberg 2001). This approach is thus relatively close to the conventional regression approach. The MARS approach allows to split existing explanatory functions into linear components and to identify the splitting nodes. The multiple model then consist of several of such sections, so called basic functions and for each of such basic function a parameter estimate is required. Splitting values and parameter estimates are iteratively derived by an optimisation approach. Model evaluation is principally based on the improvement of the overall predictive power, which is measured as generalized cross-validation coefficient of determination $GVC-R^2$ (Bre-

iman et al. 1984; Prasad et al. 2006; Friedman 1991). Cross validation is used to determine the number of degrees of freedom and for model selection (Friedman 1991). Cross validation in this study was approved by splitting the data set. The model properties were estimated based on 90% of the data, whereas 10% were used for evaluation of the model. After dividing the data set into 10 equal parts, estimations and evaluation is carried out for each possible 10% - 90% combination by means of bootstrapping. When optimal splitting values have been identified, the models can be ranked according to complexity and explanatory power. In order to identify factors of relevance, we selected those models providing an increase of the $GVC-R^2$ by at least 2%.

Classification Tree Models

The classification tree method is based on binary recursive partitioning of data sets. The data set is split into exactly two sets using a simple splitting rule based on one of the depending variables and a splitting value (e.g. distance to forest smaller than 100 m). In other terms, a parent node (representing a partial set of the observations, in the first iteration the entire data set) is split into two child nodes on the basis of a quality-of-split-criterion. This process is repeated at each child node, resulting into a growing a sort of decision tree. To split a node a best splitting rule needs to be identified. Using a quality-of-split criterion allows to rank all possible rules and the selection variables together with splitting values with the best explanatory power.

The growing of the tree or the splitting process, respectively, principally could be stopped if a threshold goodness of split value is failed to be met at a certain node. In order to yield important information potentially inherent also within lower levels of the decision tree, we instead decided for a technique that proceeds splitting until further partitioning is not possible due to the low number of cases left. In so doing, a maximum tree is provided. The explanatory power of smaller trees then is explored by systematically pruning away branches of the basic maximum tree.

The best tree out of the sub set of trees is determined by evaluating the overall error rates using learning and test sub samples. To assess the error rates cross validation was used, as explained above for the MARS technique. The data set was also portioned in 10 roughly equal parts to define 10 different 90% to 10% percent subdivisions of the data set. The subdivisions each were used to evaluate the model according to the average error rate of repetitions.

As indicated above, classification tree procedures require a quality of split criterion as well as rules for pruning the classification tree. We used the GINI index as a goodness-of-split criterion (Breiman et al. 1984). In order to avoid over-fitting and thus over-interpretation, restricting the analysing trials by adjusting minimum case numbers for terminal nodes and for splitting of nodes, respectively, is necessary. In our analysis, we adjusted further splitting to a minimum of 40 cases (~5.4 % of the number of observations). The number of cases remaining at a terminal node was 20 at least (~2.7 % of the number of observations).

Analysing the data for depredation hot spots

Beside the identification of factors relevant for depredation risk in general, examining the spatial distribution of attack incidents according to potential concentrations of depredation. This part of the study is based on the total of 735 attacks recorded during the study period.

In order to determine potential depredation hot spots, we applied the normative definition of Stahl et al. (2001b). According to that definition, hot spots are defined to be areas where more than ten attacks per year occurred within a circular with a radius of 5 km. The area was determined in relation to lynx home range size on the one hand and due to a number of attacks per year intuitively assumed to be a threshold of acceptance of herders towards the lynx (Stahl et al. 2001b). The definition was stepwise applied to our data set. When aiming at the identification of the number of hot spots per year, 5-km circles are iteratively identified. Circles are drawn around each attack site and the number of attacks per circle is identified. Circles comprising most attacks are removed from the data set and the iteration is started again. We repeated procedure until no further circle meets the minimum threshold criteria. Overlapping circles equal in number of attacks where distinguished by selecting the attack closest to the centre of the attack agglomerations. The procedure allows identification of annually occurring potential depredation hot spots. Given the assumption of depredation hot spots depending on certain landscape attributes (Stahl et al. 2001b), we tested attack sites within hot spots from those attack sites outside of defined hot spot areas according to environmental features.

3.3 Results

3.3.1 Attack incidents

From 1990 – 2005, 735 attacks are reported within the study area. The number attacks varied annually between 2 attacks in 1990 and 140 killed sheep and goats in 1999, with an average of 45.9 kills per year. The overall probability for a sheep to be killed by lynx is 0.15%. The number of animals killed per attack differed from 1 to 10, in average 1.2 animals have been killed per attack. Most attack incidents (79.5% of attacks) resulted in killing of only a single sheep. Within the defined pastures, 479 sheep and goats have been killed during the 16 years of study. The animals were killed during 386 attacks, which occurred at 330 different sites within 114 out of 389 different pastures.

3.3.2 Factors relevant for depredation risk

Linear regression models

We tested diverse variables according to their explanatory power by means of linear regression models. The ‘distance to the forest edge’ is demonstrated the however most important factor concerning exposition of sheep towards lynx attacks in every of the models. This corresponds with the finding of about 80% of lynx attacks reported on pastures occurring within 100 m distance to the next forest edge (Figure 3).

In detail, the variables ‘distance of the definite location of attacks to the nearest forest edge’, the ‘maximum distance to the forest edge possible on the respective pasture’, or the ‘mean distance to the forest edge on respective pastures’ are variables each alternatively contributing about 50% to the explanatory potential of the regression models. Combining the variable attributes ‘distance of definite attack sites to the forest edge’ with variables referring to the distance of the whole pasture to the forest edge, e.g. the maximum distance to the next forest edge and mean distance of possible locations on a pasture, respectively, slightly improves the fitting of the model for about further 5%. Remarkably, variables referring to a maximum distance from forest edges are of considerable higher explanatory power than using the minimum distance to nearby woods as predicting variable ($R^2 = 0.22$). Given the total number of attacks relatively low, and attacks concentrated nearby the forest edge, the risk diminishing effects of large extensions of pastures diametrically off the forest edge obviously exceeds the risk increasing effect of long pasture-forest lines.

Further it became obvious that when using the minimum distance to nearby forest of a pasture as predicting variable instead of using the definite attack site, the explanatory

power of the model is much lower (Nagelkerkes $R^2 = 0.22$). This may be a result of large parts of the pastures in the study are actually located far off from forest. From that, it can be concluded that the most relevant factor determining depredation probability is the distance of a grazing sheep from the forest edge and in turn, the potential on a certain pasture to keep in distance to forest. This corresponds with the finding of depredation risk is increasing not simply linear (Figure 3).

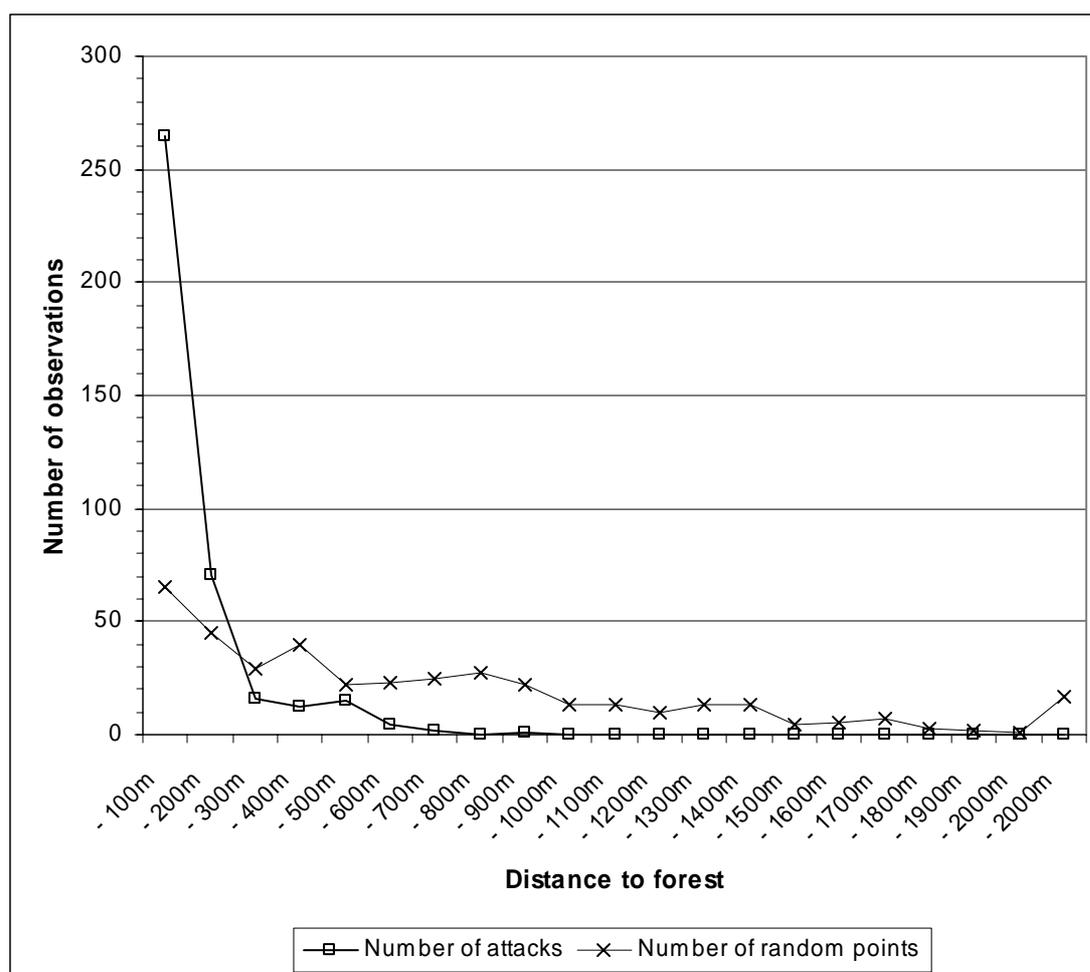


Figure 3: Attack sites and randomly selected locations within pastures versus their distance to the forest.

Multivariate Adaptive Regression Splines

The Multivariate Adaptive Regression Splines procedure (MARS) is based on separate regression functions (splines) best fitting into intervals of the different predictor variables describe within the complete model (Abraham and Steinberg 2001). When including all

variables in the analyses (see table 2). The best fitting model is based on a function containing the variable “distance to forest”. The model reveals a distance up to 700 m to be relevant for depredation risk (corresponding GVC $-R^2$ 39.2%). Out of all variables, the explanatory power of the basic function mainly could be increased by adding the variable “pasture size” (GVC $-R^2$ 46.5%). MARS revealed that an increase of the “pasture size” is relevant up to 56 approximately 56 ha. A further increase of the size of the pastures does not lead to further diminishing of depredation risk.

The regression model underlying these findings that include the distance to the forest of the site (df_s) and the size of the pasture (s_p) and is given in the following. The two basic functions of the model are

$$bf_1 = \text{maximum}(0, 700.430 \text{ m} - df_s)$$

and

$$bf_2 = \text{maximum}(0, 55.698 \text{ ha} - s_p)$$

and the model has the parameters intercept: 0,008 and the regression coefficients for bf_1 : 0,0008 and bf_2 : 0,008.

With the MARS model 80.7 % of the data are predicted correctly (79.8% of the no attack sites and 81.2 of the attacks). Applying MARS revealed (1) that below a certain distance to forest (below 700 m) depredation risk is diminishing with the distance to forest increasing. Beyond that threshold distance, this variable is not relevant. (2) Depredation risk is decreasing according to pasture size. The threshold for further diminishing of depredation risk is 56 ha.

Classification Trees

Applying Classification Tree Methods to our data an optimal decision tree was derived including five splitting nodes and six terminal nodes, respectively. Out of 16 test variables, we successively identified ‘distance of attack site to the forest edge’, ‘pasture size’, ‘distance of attack site to traffic roads’, ‘distance of attack site to human settlements’, and the ‘maximum distance from forest edge possible on a respective pasture’ as variables to be relevant for predicting attack probability within the study area (Figure 4).

The optimum splitting value found for the variable distance of attack site to the forest (CV-error-rate: 22.0%). This finding is in accord with those demonstrated by the other

analytical approaches. When excluding distance of attack site to the forest, mean distance of a pasture turn out to be best predictor (CV-error-rate 25.6%).

Although each of our models revealed the distance to forest edges as most important for prediction of depredation risk, factors are not necessarily independent. In addition to indicate factors relevant for depredation risk per se, the classification tree procedure allows to compare depredation probability according to certain combinations of potential factors at the terminal nodes of the model (Figure 5). We found that highest values of depredation risk occur if sites are close to the forest (>194 m) and in parallel located on small pastures (<24 ha). In turn, the lowest risk still is revealed at great distance to forest edges (>194 m).

With the Classification Tree method 84.5% of the data are predicted correctly (87.3% of the no attack sites and 81.6% of the attacks). Thus, using this method, higher values of explanatory power could be achieved than by the analytical approaches based on regression functions. However, the possibility for sheep to stay distantly away from wooded areas is identified as the most vital landscape parameter concerning the risk of lynx attacks. In addition to risk factors identified by regression based methods, the classification tree procedures obviously are capable to provide a more differentiated analyse of landscape factors.

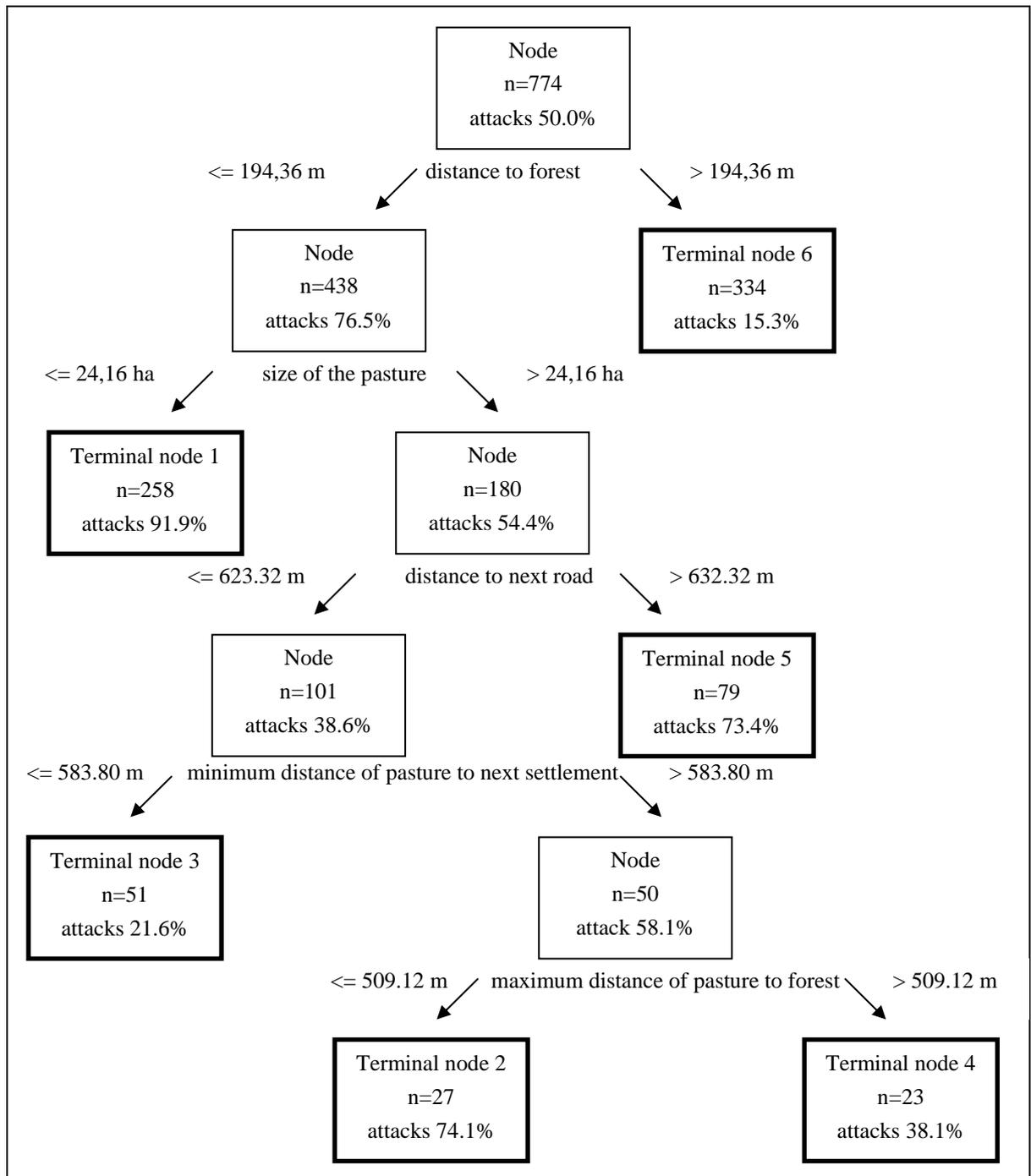


Figure 4: Classification tree of the best fitting model

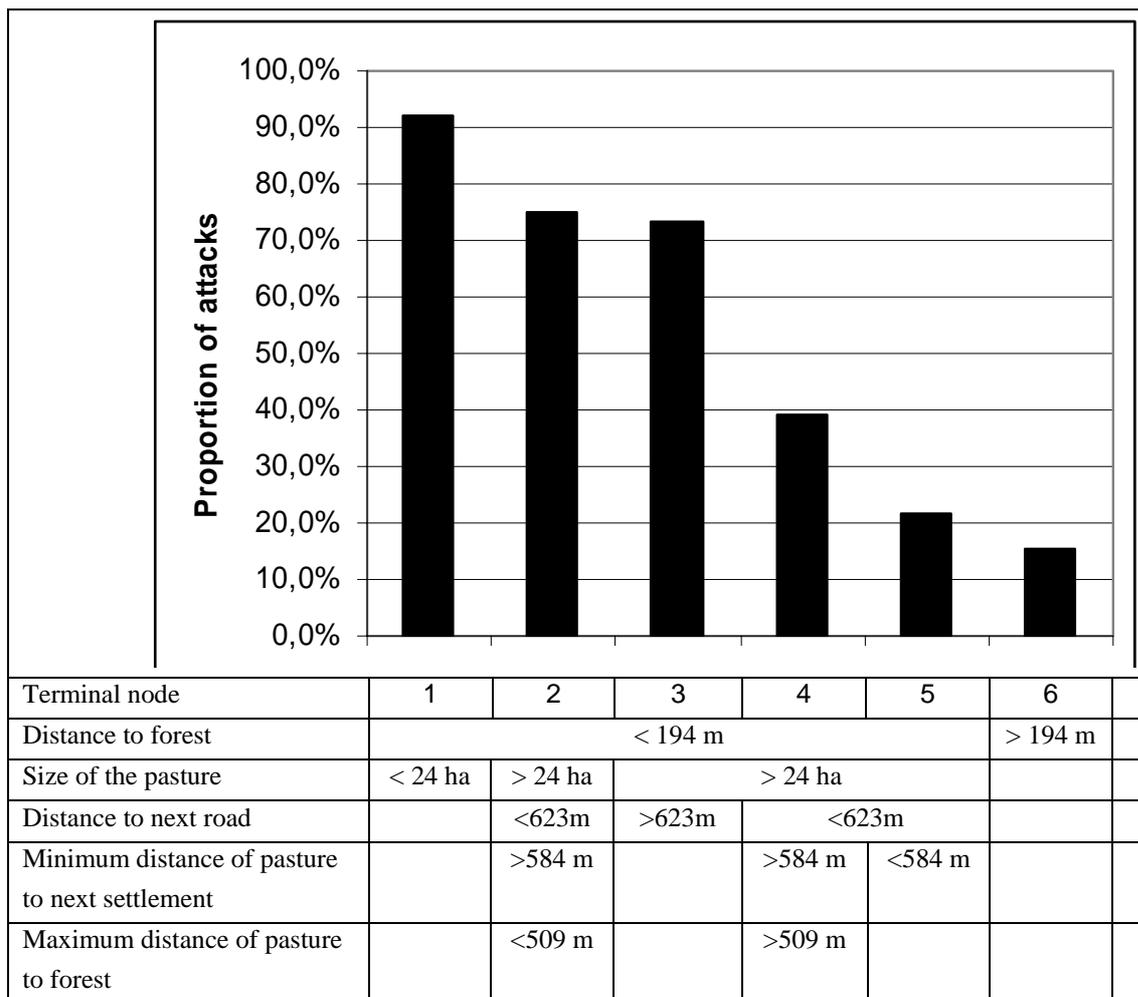


Figure 5: Depredation risk values determined for the terminal nodes of the best fitting Classification tree model (threshold values rounded off) .

3.3.3 Spatial distribution of lynx attacks

In order to test the “hot spot” hypothesis (Stahl et al. 2001b), we evaluated the spatial distribution of attack sites occurring throughout the study area from 1990 to 2005. When applying the definition suggested by Stahl et al. (2001), we found assumed concentrations of lynx attacks in subsequent years from 1996 to 2004, whereas such hot spots neither occurred from 1990 to 1995 nor in 2005 (Table 3). In years when hot spots occurred, their number varied from one to a maximum of four in 1999. The average number of attacks per hot spot ranged from 10 to 16.5 except for 2001 when 30 attacks occurred within the only one hot spot of the year.

Table 3: Depredation hot spots per year

Year	Number of attacks	Number of hotspots	Number of attacks per hot-spot	Average number of attacks per hotspot	Number of dead Lynx (population density indicator)
1990	2	-			3
1991	3	-			2
1992	7	-			1
1993	13	-			4
1994	16	-			3
1995	25	0			3
1996	51	2	10/11	10.5	7
1997	75	2	16/17	16.5	10
1998	72	2	10/13	11.5	8
1999	140	4	10/14/17/25	16.5	15
2000	83	3	10/12/22	14.5	14
2001	74	1	30	30	3
2002	52	2	12/13	12.5	5
2003	58	1	16	16	3
2004	40	1	10	10	9
2005	24	0			2
Total	735	18			92

When comparing the spatial properties of attacks inside (n=328) and outside (n=409) of hotspots, we found no significant differences concerning distance of the attack sites to the forest as the main risk relevant factor (Figure 6) (prob. =0.613, t- test for equal variances). Unlike, the number of sheep locally availability (expressed as number of sheep within a range of 2 km) was revealed to be considerably higher at attack sites situated within presumed hot spots than at sites outside (prob. <0.000, t-test for unequal variances). We found that high local densities of livestock result in an advanced number of attacks that exceeds the hot spot minimum density criteria. In addition, the annual number sheep killed by lynx as well as the occurrence of presumed hot spots obviously is correlated with lynx density (Figure 7). Thus, our findings suggest assumed concentrations of lynx rather result from the proportions of lynx and sheep in a certain area than it supports the hypothesis of depredation hot spots due to specific landscape attributes of pastures.

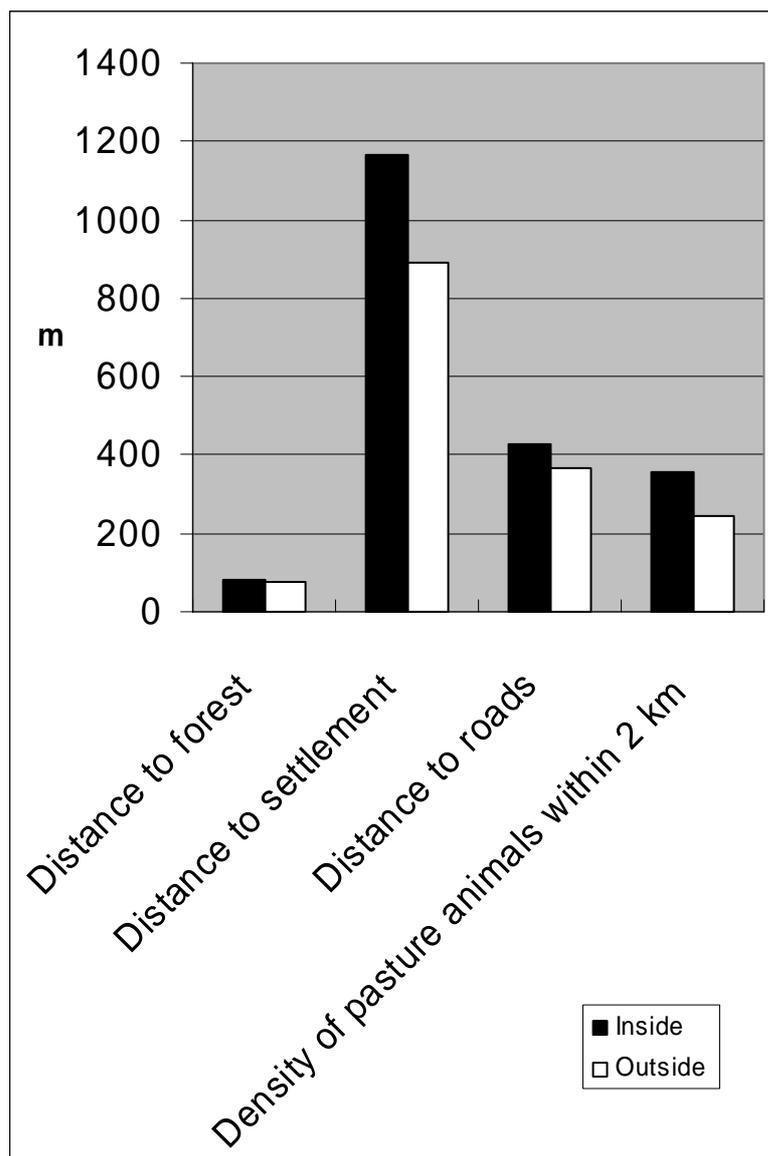


Figure 6: Spatial properties of attack sites inside and outside of assumed depredation hotspots

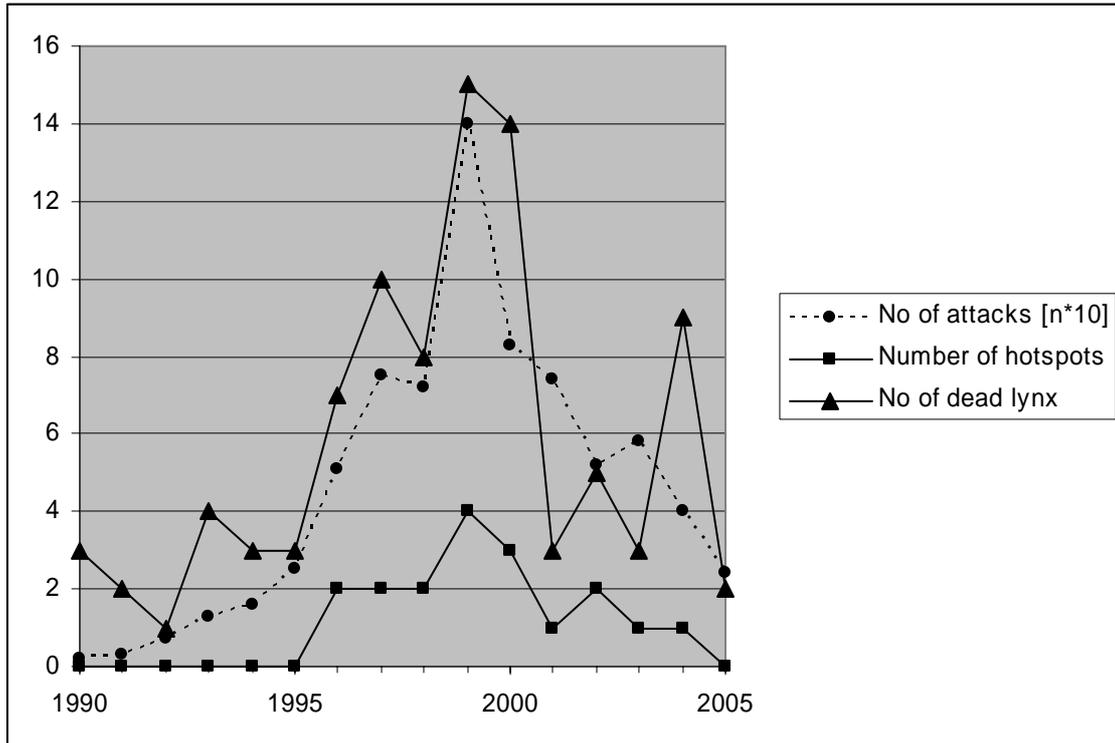


Figure 7: Number of attacks and hotspots in relation to the number of lynx found dead from 1990 to 2005. Correlation (No of attacks / Number of hotspots): $r=0.927$; Correlation (Number of hotspots / No of dead lynx): $r=0.900$; Correlation (No of attacks / No of dead lynx): $r=0.814$

3.4 Discussion

3.4.1 Patterns of live stock depredation

During the 16 years of data collection, annual depredation rate of lynx on sheep was relatively low. The finding of generally low depredation rates caused by Eurasian lynx on domestic sheep accords with results of research done in other regions in Western Europe and Scandinavia (Odden et al. 2002; Stahl et al. 2001a; Moa et al. 2006). The Eurasian lynx preferably preys on small and medium size ungulates like roe deer and chamois (Molinari-Jobin et al. 2002; Breitenmoser and Haller 1993). According to size, domestic sheep should meet the prey spectrum of the cat. Against the background of numerous sheep present in the range of the lynx apparently easily accessible for the predator, kill rates caused by Eurasian lynx are remarkably low. This identifies domestic sheep to be negligible as prey item for the lynx, which is the case even when densities of wild ungulates are low (Moa et al. 2006; Stahl et al. 2001a). However, given the analysis of spatial influence factors identifying distance to forest cover the main factor for depredation risk,

low depredation rates caused lynx may result from conditions in the alpine environment of the study area and possibly can be higher in other landscapes.

Unlike depredation caused by e.g. wolves, lynx attacks on sheep mostly result into killing of a single sheep per attack incident. We realised that attacks mainly occurred within 100m apart from the forest edge and, in turn, we found almost a few attacks in open environment more than about 200m apart from a forest. Our analyses revealed all variables with the factor 'distance to the forest edge' inherent as most important predictors for site related depredation risk.

Referring to data from almost two decades of documentation of lynx attacks on sheep in the North Western Swiss Alps, we realised that the predator did not deviate from the strategy of solitary ambush hunting. Hunting behaviour in lynx seems strictly bound to definite patterns, which is obviously the case even when easily accessible domestic sheep coexist with predator in the same area for long periods of time.

Inhabiting anthropogenic used landscapes, lynx in Switzerland are almost familiar with human presence. Despite lynx attacks nevertheless can occur in close distance to human dwellings from time to time, our models indicate a certain depredation risk reducing effect of traffic infrastructure and human settlements in vicinity of pastures. However, traffic infrastructure accumulates at settlements as well as the degree of human activities increases near villages, and the concentration of human activities may cause circumstances hindering the lynx to attack sheep. Since our analyses mainly refer to pastures in alpine environment mostly remote from human settlements, the principal risk reducing impact of anthropogenic infrastructure may be underestimated in our study compared to regions more densely settled by humans.

Despite low damage rates with actually insignificant economical impact at least in most regions of Western Europe, depredation is presumed a key issue for refusal of rural citizens towards the return of the lynx (Breitenmoser 1998). Potential conflicts are intensified if damage appears to be concentrated to few pastures and farms, respectively. In such cases, removal of an assumed problem animal is often acclaimed by the farmers concerned and suggested by wildlife managers as a measure to attain acceptance towards predators.

Apart from specimen that are old or handicapped by disease or injuries (Fox & Chundawat 1988; Hoogesteijn et al. 1993), particularly focussing on live stock is not conclusively demonstrated in large felids (Linnell et al. 2005; Mizutani 1993; Mizutani 1999; Hoogesteijn et al. 1993) nor there is hard evidence within large felid families for depredatory behaviour juveniles traditionally learning from adults (Nowell & Jackson 1996). In lynx, research reveals males killing sheep more frequently than females, but specialized

sheep killers were not found (Linnell et al. 1999; Herfindal et al. 2005a; Odden et al. 2002). In fact, removal of single lynx is reported to generate only temporal effects concerning depredation (Herfindal et al. 2005a; Stahl et al. 2001b; Odden et al. 2002). Several explanations are conceivable for that phenomenon. (1) Territories of solitary large cats vacant due to the removal of a resident animal principally can be filled by neighbouring individuals expanding their territories (Lovallo & Anderson 1995) or by occupation of the free territory by transients (Laing & Lindzey 1993). (2) The spatial organisation in lynx is characterised by overlapping home ranges of individuals of different sex, age and social status (Schmidt et al. 1997; Zimmermann 2004; Breitenmoser et al. 1993). This implies that several individuals have access to the same sheep pastures which still can cause damage after one animal has been removed.

(3) Finally, it is postulated that reappearance of lynx regularly attacking sheep at certain pastures results from site specific factors (Stahl et al. 2001b).

Since depredation rates already low, further diminishing of depredation would require considerable efforts for prevention or reduction of the abundance of the lynx (Herfindal et al. 2005a). Reduction of lynx abundance is currently not in accordance with conservational aims and goals in almost all regions of Western Europe, and intensification of prevention always requires additional resources. Against this background, the postulation of site specific factors causal for increased occurrence of lynx attacks on certain pasture areas reasonably was of particular interest in research as well as for management approaches (Stahl et al. 2002; Stahl et al. 2001a; Stahl et al. 2001b). However, in our study we found no differences concerning risk relevant factors between attack sites located within assumed 'hot spots' and those outside (Figure 7, Chapter 3.5). In fact, attack frequency depends on the number of sheep or pastures, respectively, present in the area. On the other hand, comparing annual depredation rates with indices of lynx abundance suggest the amount of damage also to be influenced by lynx abundance. These findings correspond with the results achieved in other regions in Europe, demonstrating that attack rates on lambs depend on both, lynx abundance and on the number of lambs available (Herfindal et al. 2005a).

Depredation risk may differ between pastures depending on the amount of the pastures area situated near to forest line or shrub cover proving good stalking conditions for the lynx. Additionally, patterns of overlapping home ranges can result into locally and temporarily increase of attacks. Repeated occurring of a certain number of attacks may be suggestive of a sort of hot spot on local scale, but, as demonstrated by our findings, the existence of depredation hot spots in the sense of defined areas where attacks occur permanently concentrated is to be challenged. Taking into account the generally low total num-

ber of attacks, erroneous interpretations of attack distributions can result into overestimating the hot spot question and easily generate misleading management schemes.

3.4.2 Statistical analyses and approaches

In addition to the monitoring of lynx attacks on life stock, radio tracking of lynx was conducted in our study from 1997 to 2001. However, telemetric data is not available for the entire 16 years of observation. The usefulness of the data is further restricted in respect to our research, because even exhaustive efforts for capturing lynx and intensive radio tracking do not allow precise allocation of attack incidents to certain individual lynx in any case. Unlike diverse other studies dealing with depredation issues, we therefore abstain from telemetric data as we concentrate on exploiting the long time data bases comprehending attacks on livestock as well as additional data e.g. number of kills of natural prey, dead lynx etc. The main objective of our research, exploring the relations between landscape features and mechanisms of predation, requires detailed landscape information. Unlike comparable studies whose target variables are restricted to refer to the properties of pastures as a whole or even to entire farm areas (Stahl et al. 2002; Treves et al. 2002), the data available for our study area allow both, considering pasture related variables as well as analysing the circumstances at the definite attack sites.

A principle approach underlying our analyses is to compare parameter values of predicting variables at attack sites with those at locations of simulated ‘non-attack sites’. Sheep -lynx -encounters principally possible throughout the study area is prerequisite for this approach. In the North Western Alps, pasture regime and thus sheep occurrence varies with the season. Kept in stables in the low lands during the winter, in spring sheep remain for short periods on pastures at lower altitudes before the animals are passed to alpine meadows for the grazing season. Defining the study area by kernel estimator applied on the attack data helps to avoid overestimation of those parts of the landscape where sheep are actually not present. However, since bound to fenced pastures, even in the defined study area sheep are not randomly distributed. This does not cause any problems if the analyses are conducted on the spatial dimension of pastures, because in doing so, attributes of pastures with and without attack incidents are to be compared (Stahl et al. 2002). Referring the analyses to whole pastures implicate that potential factors, e.g. distance to forest, merely can be explored by using average values, which may seriously diminish the explanatory power of the analyses, especially true if pastures are large and heterogeneous. To prevent from such drawbacks, we analysed attributes at definite attack sites and “non-attack-sites” distributed exclusively within the defined pastures.

Multiple logistic regression models are frequently applied to explore the impact of diverse factors on dichotomous target variables. Independence of observations is prerequisite to the approach. Thus, attacks principally equal possible for all pastures is to be presumed in case of our study. The presumption of spatially independent occurring attacks could be violated for example by a lynx habituated to a certain pasture because of the experience of successful attacks. However, merging chronology and spatial distribution of attack incidents reveals that such conditioning effects are negligible (Chapter 3.3.3). In order to avoid over interpretation, a low significance level was chosen for multiple logistic regression analyses. In case of multi regression splines and classification tree analyses, the cross validation approach prevents from over-interpretational effects.

Beside spatial independency of variables, a linear relation of predictor and regressor over the whole range of the model is an assumption made by logistic regression procedures. With the factor “distance to forest“ it exemplarily becomes apparent that this presumption is not necessarily given for every predicting variables we tested. Against this background, testing of MARS and classification tree procedures is suggested as the methods both are less or not at all restricted, respectively, to the prerequisite of linear relation of target variable and independent variables (Prasad et al. 2006; Breiman et al. 1984). Indeed MARS also refer to the principle of regression procedures. However, in multiple logistic regression models each function is based on the whole range of variable values involved whereas MARS relies on splitting the explanatory function according to the inherent linear components. In addition to showing the amount of predictive quality of the model per variable, MARS thus allows to identify the proportion of the functional range of the predicting variables actually effective. Compared to common multiple logistic regression procedures, the splitting of the regression functions thus results into more differentiated insight concerning the effects of the different factors tested.

In our study MARS did not identify factors largely different from the logistic regression approach. However, the method indicated clearly that the influence of distance to forest on depredation risk is restricted to a certain distance apart off the forest. Further, the range of pasture size, in which alterations of depredation risk is expectable, also is identified.

Potential for more differentiated analyses and thus an increase of information in respect to the effectiveness of variables comes along with the multivariate regression spline approach. In our case the advantage is not that obvious since the predictive accuracy or the best model of multiple linear regression and the multivariate regression spline approach is of comparable size, but still the MARS provided additional information on a differentiation of influence factors along their value ranges. However the informational gain is

based on testing a numerous amount of splitting options, which in turn requires large sample sizes often not at hand with large carnivore research and conservation (Sergio et al. 2008).

A completely different approach is provided by the dichotomous classification tree method. When applying this procedure, “distance to forest” was identified as the main important factor for depredation risk. This is in accord with the regression based methods discussed above. Unlike, the classification tree method indicated further variables to be of relevance for depredation risk. This higher sensitivity results from different methodological principals inherent with the different approaches. While the methods both, logistic regression as well as MARS consider the influence of any variable or basic function over the entire population of observations, the classification tree approach can also consider influence factors within subsets of the sample. Therefore, factors can be identified, which are of depressed effectiveness in concern of the whole population set, but of relevance for a certain subset. Compared to the regression based approaches, the Classification Tree model provided the best predictive accuracy for the data set. However, classification tree modelling is confronted with a relatively high interpretational effort for evaluating the model outcome as well as for adequate adjusting model properties.

3.4.3 Management implications

Predation of livestock can cause severe economic losses particular relevant for herders whose livelihoods depend on livestock (Graham et al. 2005; Thirgood et al. 2005; Wang & MacDonald 2006). However, according to socio-economic circumstances of most western European countries on the one hand and a low extent of damage caused by lynx in these areas on the other hand, a high economic importance of lynx damages actually is not given. In a row, processes recently observed in some Western European regions suggest that opposition against carnivores does not necessarily depend on the amount of damage or compensation, respectively. Switzerland, as an example, experiences restoration of the lynx for now about 30 years. Despite effective damage prevention and additional compensation keeping monetary losses low, and although even sheep farmers describe the compensation paid as adequate (Steck 1999), considerable resistance towards the predator still is prevailing amongst farmers and hunters. Lacking tolerance even with operating compensation systems available is an effect also known from other regions (Treves et al. 2002; Naughton-Treves et al. 2003; Treves et al. 2002; Linnell et al. 2005) and reveals that livestock damage frequently is used as a pretext for weighting up various hidden constrains rather than it virtually expresses serious concerns about monetary losses.

Since providing valuable opportunities for immediately participation of farmers and live stock breeders into the conservation process on the one hand and because a management solely oriented on ex post compensation schemes can lead to suboptimal livestock protection on the other hand, further improvement and implementation of effectual damage prevention measures nevertheless is reasonable also in Western Europe (Swenson & Andren 2005). Being aware of sound decision making often is hindered by politically exploiting the depredation issue by diverse interest groups, new conflict solutions are tested that mainly emphasise the conservation outcome of compensation efforts (Albers & Ferraro 2006; Zabel & Holm-Muller 2008). On the other hand, the expenses needed for management and damage prevention frequently are used to argue against the recovery of large carnivore species, and diffuse ideas of socio-economic effects assumed to come along with the return of the large carnivores still prevent from an impartial and factual decision making processes. Against this background, tools to predict effects and potential conflicts potentially coming along with the return of large carnivores seem important to diminish uncertainty at the side of political decision makers (Rondinini & Boitani 2007).

The recent study demonstrates that careful exploration of depredation mechanisms can support a realistic view even on the dimension of damage actually caused by the respective large carnivore species and therefore prevent from ineffective and probably counterproductive management approaches. Since the lynx closely restricted to behavioural patterns of ambush hunting also while preying on domestic sheep on the one hand, and sheep obviously not constituting a preferable prey item for lynx on the other hand makes excessively surplus killing unlikely. This should allow robust predictions of the expectable efforts for damage prevention and compensation even for expanded time periods and thus will diminish uncertainty of decision making concerning lynx recovery in Western Europe.

Our methodological trials reveal that informational gain can be achieved by combining different analytical methods. Nevertheless, even when applying sophisticated methods, sound expert interpretation is required to great extent, and thus the knowledge on large carnivore ecology within multi use cultural landscapes is to be improved.

4 Exposition von Weidetieren gegenüber Luchsangriffen – Übertragung auf Prognosegebiete

4.1 Einführung

Die Analyse der in den Schweizer Nordwestalpen erhobenen Daten zu Luchsübergriffen auf Schafe verdeutlichte, welche Faktoren und Zusammenhänge für die Exposition von Weidetieren gegenüber dem Luchs in diesem Gebiet ausschlaggebend sind. In einem weiteren Schritt testeten wir, inwieweit sich die gewonnenen Erkenntnisse für Schadensprognosen auf Gebiete übertragen lassen, die bislang noch nicht vom Luchs besiedelt sind und deshalb keine Datengrundlage hinsichtlich von Schäden an Weidetieren liefern.

4.2 Methode

4.2.1 Testgebiet

Als Zielregion für die für Risikoprognosen wählten wir den Schwarzwald im Südwesten Baden-Württembergs aus. Testgebiet ist der gesamte Naturraum Schwarzwald in der Abgrenzung entsprechend der ‚Naturräumlichen Gliederung Baden-Württembergs‘ (Abbildung 8) Das Gebiet umfasst ca. 5000 km², die Topographie entspricht der einer charakteristischen Mittelgebirgslandschaft mit Höhenlagen, die sich bis knapp unter 1500 m ü.n.N. erstrecken.

Mit über 70% ist der Waldanteil in der Region sehr hoch. In Höhenlagen bis 600 m ü.n.N. bestehen die natürlichen Waldgesellschaften aus von Buchen (*Fagus silvatica*) dominierten Mischwäldern. Über 600 m setzt sich der Wald hauptsächlich aus Buche und Tanne (*Abies alba*) zusammen; die Ostabdachung des Schwarzwaldes wird von der Fichte (*Picea abies*) dominiert (Müller et al. 1974).

Der Grünlandanteil im Gebiet liegt bei ca. 19%, Ackerland und Siedlungsflächen nehmen jeweils ca. 4,5% der Fläche ein; die restlichen 2% entfallen auf verschiedene für unsere Untersuchungen nicht relevante Nutzungskategorien (Abbildung 9).

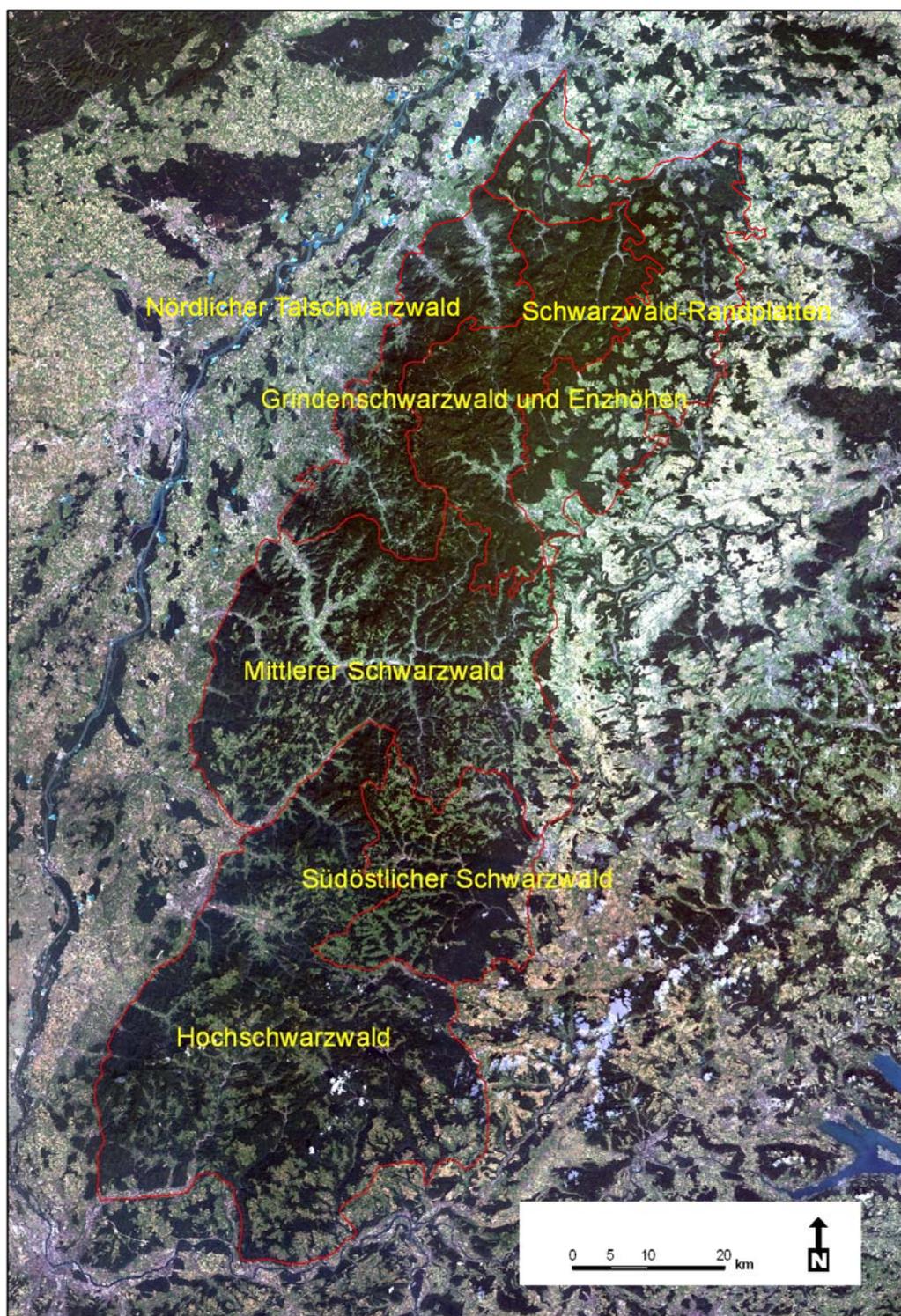


Abbildung 8: Naturräume innerhalb des Großlandschaftsraums Schwarzwald, Hintergrund: Landsat TM, Image 2000 Mosaik

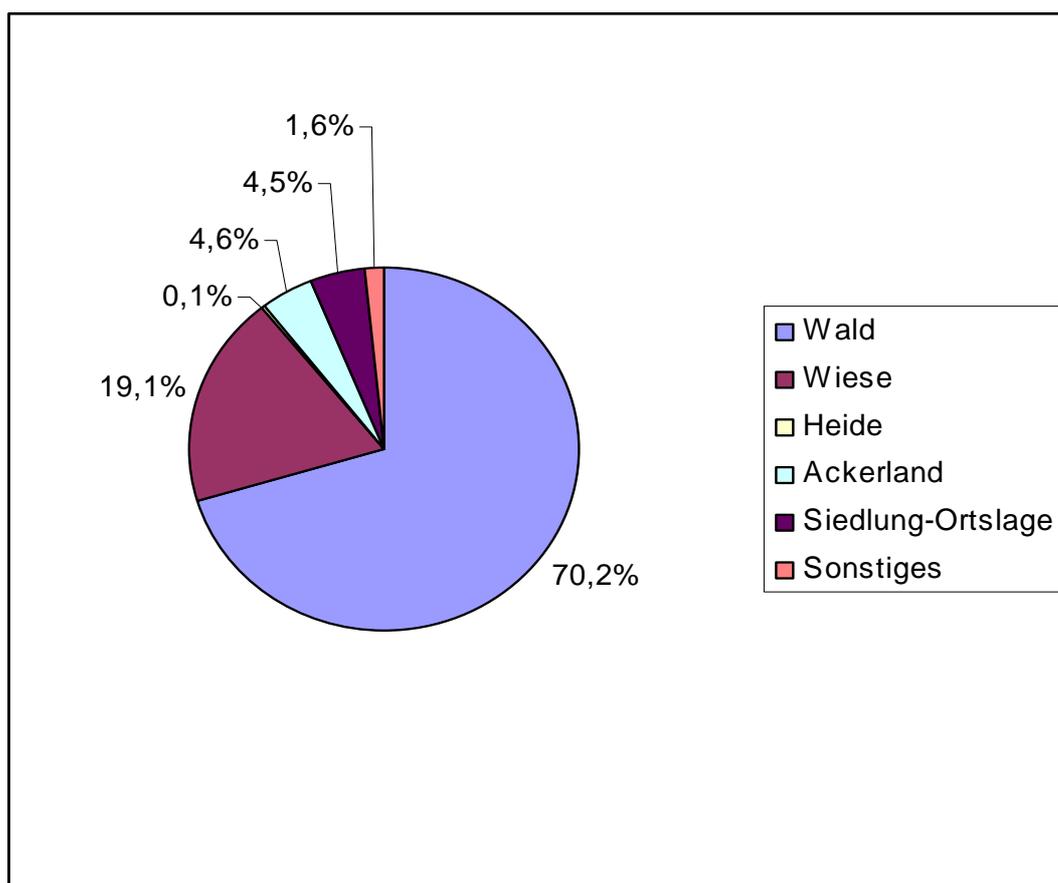


Abbildung 9: Anteil der Landnutzungsformen im Schwarzwald. Grundlage: DLM25BW

Von Frühjahr bis in den Herbst werden im Gebiet des Schwarzwaldes ca. 49.000 Schafe geweidet (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg). Die Beweidung erfolgt als Koppelhaltung sowie durch einige Wanderherden.

Der Luchs kommt im Schwarzwald lediglich sporadisch vor, wobei es sich um Einzeltiere bislang unbekannter Herkunft handelt (Kaphegyi et al. 2006). Als potentielle Beute für den Luchs sind Reh (*Capreolus capreolus*) ebenso wie Fuchs (*Vulpes vulpes*) und Europäischer Feldhase (*Lepus europeus*) im gesamten Gebiet verbreitet. Rotwild (*Cervus elaphus*) ist derzeit auf die ausgewiesenen Managementgebiete im Nordschwarzwald (1070 km²) und im Südschwarzwald (175 km²) beschränkt. Gämsen (*Rupicapra rupicapra*) wurden in den Jahren zwischen 1935 und 1938 im Schwarzwald ausgewildert (Strittmatter 1985). Der Hauptteil der momentanen Population befindet sich im Südschwarzwald (Abbildung 12) und umfasst ca. 700-900 Individuen (Vinnai pers. Mttl.).

4.2.2 Verwendete Datengrundlagen

Für unsere Modellierungen verwendeten wir verschiedene für Baden-Württemberg zur Verfügung stehende Geo-Datensätze (Tabelle 2). Im Wesentlichen griffen wir auf Daten des digitalen Landschaftsmodells ATKIS Basis-DLM des

Tabelle 2: Datengrundlage Schwarzwald

<i>Datentyp</i>	<i>Untereinheit</i>	<i>Datenebene</i>	<i>Datei</i>	<i>Typ</i>	
ATKIS - Digitales Landschaftsmodell 1:25.000 (DLM 25-BW)	Objektbereich 4000 – Vegetation, abgebildet im Themenbereich "4 Vegetation" (TB 4)	Acker- oder Gartenland	t4a_f.shp	Polygon	
		Sonderkultur, Streuobst	t4g_f.shp	Polygon	
		Grünland, Heide	t4b_f.shp	Polygon	
		Feuchtvegetation	t4c_f.shp	Polygon	
		Wald, Gehölz	t4d_f.shp	Polygon	
		Sonstige Fläche: Baum oder Busch	tb4_p.shp	Punkt	
		Vegetationsobjekt	t4e_f.shp	Polygon	
		Baumreihen etc	t4f_l.shp	Linie	
		Objektbereich 5000 - Gewässer	Gewässer	t5a_l.bdf	Linie
			Objektbereich 7000 - Gebiete	Schutzgebiete	t7a_f.dbf
		Objektbereich 2000 - Siedlung		Gemeinden	t7a_l.dbf
			Ortslagen (2101)	T2a_f	Polygon
		Objektbereich 2000 - Verkehr	Straßen (3101, u.a.)	T3a_1	Polygon
DHM xyz	dhm50			Raster	
DHM50	Relief 30	Grunddaten	diverse	Raster	
			diverse	Raster	
TK25	Waldecke	nag200.dbf	nag200.dbf	Polygon	
			Landnutzung	corine	Polygon
Naturräumliche Gliederung	Landsat	1975	corine	Polygon	
			1993	Raster	
			2000	Raster	
CORINE 2000	Gamswildgebiete	Felsen und felsnahe Biotope	gamswild	Polygon	
			nurfels	Polygon	

Landesvermessungsamts Baden-Württemberg, auf das digitale Rasterhöhenmodell in 50m Auflösung des Landesvermessungsamts Baden-Württemberg und digital verfügbare Daten zu Felsstandorten (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) zurück. Um Auswertungen im Testgebiet Schwarzwald vornehmen zu können, mussten zunächst die Grundlagendaten zu den relevanten Strukturen wie potentielle Weideflächen, Waldverteilung und Siedlungsstrukturen aufgearbeitet werden.

4.2.3 Risikomodell

Ziel ist, das potentielle Prädationsrisiko für Schafe bei Auftreten des Luchses in der Testregion Schwarzwald räumlich darzustellen. Mittels der Analyse von Rissdaten aus den Schweizer Nordwestalpen wurde der Abstand einer Weide bzw. eines Schafes zum Waldrand als maßgeblichen Risikofaktor identifiziert (Modul 4). Aus dem Zusammenhang von Risshäufigkeit und der Entfernung der Risse zum Wald leiteten wir aus dem Untersuchungsgebiet Schweizer Nordwestalpen Entfernungsklassen mit jeweils unterschiedlichem relativen Prädationsrisiko ab (Tabelle 3). Mit Hilfe der so generierten Risikofaktoren wird das Gefährdungspotential im Testgebiet räumlich differenziert analysiert. Grundlage der Landschaftsanalyse stellt ein Grid mit Netzweite 1 x 1 km dar. Im Unterschied zum Untersuchungsgebiet ‚Nordwestalpen‘ liegen uns für den Schwarzwald keine digital erfassten Weidendaten vor. In einem ersten Schritt wurde das Testgebiet deshalb hinsichtlich potentieller Weideflächen für Schafe analysiert. Als potentielle Weideflächen wurden die DLM-Basis Objektklassen Weideland und Heide verwendet (Abbildung 10). Die Projektion potentieller Weideflächen ist im Hinblick auf die Übertragbarkeit eines Entscheidungshilfesystems auf andere Regionen wichtig, weil für die meisten Gebiete, in denen Prognosen zum Konfliktpotential vorgenommen werden sollen, kaum entsprechende Datengrundlagen zu tatsächlich genutzten Weiden zur Verfügung stehen dürften. Bei der Analyse der Schafrisse im Gebiet Nordwestalpen deutete sich an, dass die Nähe zu Straßen die Gefahr von Luchsattacken reduziert. Falls Luchse auf die Anwesenheit des Menschen mit Vorsicht reagieren, sollte sich ein solcher Effekt vor allem auch in der Nähe menschlicher Besiedlungen auswirken. Die entsprechende Variable ‚Distanz zu Ortschaften‘ wurde zwar in den Analysen der tatsächlichen Rissdaten in der Schweiz nicht als relevanter Faktor identifiziert, jedoch ist dies möglicherweise auf die geringe Besiedlungsdichte im Gebiet ‚Nordwestalpen‘ zurückzuführen. Im Vergleich dazu weist der Schwarzwald eine höhere Dichte an Ortschaften und eine größere durchschnittliche Nähe menschlicher Siedlungen zu Weideflächen auf (Abbildung 11). Aufgrund der noch unzureichenden Erkenntnisse den Einfluss der Siedlungsnähe auf Luchsattacken betreffend,

erschien es wenig sinnvoll, die Variable ‚Siedlungsnähe‘ in ein Risiko-Zonierungsmodell einzubauen.

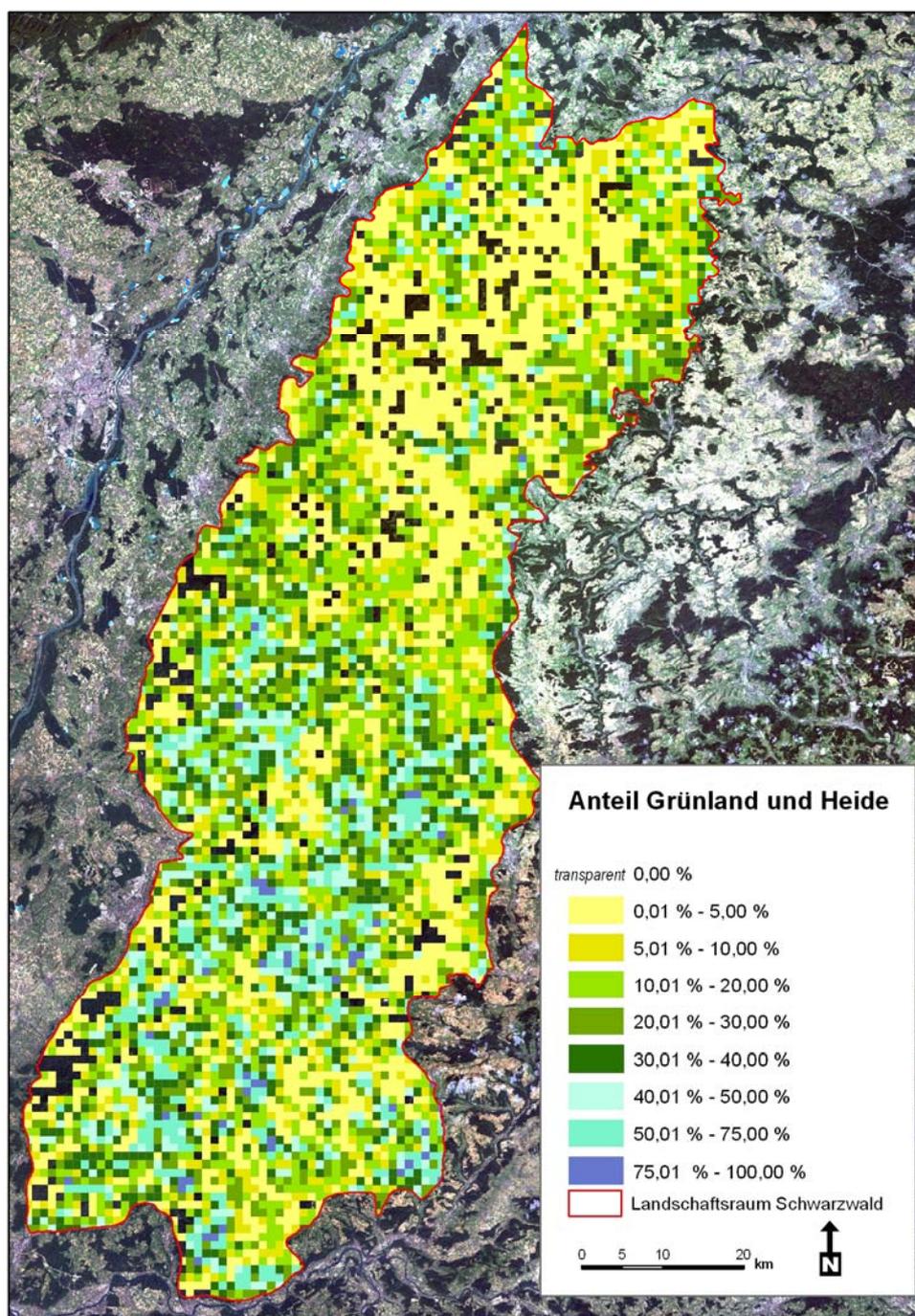


Abbildung 10: Verteilung potentieller Weideflächen im Schwarzwald dargestellt anhand der Landnutzungskategorien „Grünland“ und „Heideflächen“ im 1 km Raster Grundlage DLM25BW.

4.3 Ergebnisse

Die jeweilige Distanz des Aufenthaltsorts eines Schafes zum nächstliegenden Waldrand stellt den für das Risiko von Luchsübergriffen maßgeblichen Faktor dar. Anhand von im Untersuchungsgebiet in den Schweizer Nordwestalpen räumlich erfassten Luchsattacken konnte das relative Prädationsrisiko im Zusammenhang mit der Distanz zum Waldrand abgeleitet werden. Die größte Gefahr einer Luchsattacke auf einer am Wald liegenden Weide besteht im Bereich bis 200m Abstand zum Waldrand. Ab dieser Entfernung bis etwa 500m reduziert sich das Risiko einer Luchsattacke um die Hälfte, in Entfernungen über 1000m zum Wald besteht praktisch keine Gefahr, dass Schafe vom Luchs gerissen werden (Tabelle 3).

Tabelle 3: Relatives Prädationsrisiko für Schafe auf Weiden im Untersuchungsgebiet Nord-Westschweiz.

<i>Entfernung</i>	<i>Alle Punkte</i>	<i>Anzahl Attacken</i>	<i>Anteil Attacken je Entfernungs- klasse [%]</i>	<i>Erwarteter Anteil [%]</i>	<i>Erwartete Anzahl</i>	<i>Risiko im Vergleich zur Klasse 200m-500m</i>
<i>bis 20m</i>	151	125	82,8	50	75,5	2,58
<i>bis 40m</i>	74	58	78,4	50	37	2,44
<i>bis 60m</i>	43	39	90,7	50	21,5	2,83
<i>bis 80m</i>	34	23	67,6	50	17	2,11
<i>bis 100m</i>	28	20	71,4	50	14	2,23
<i>bis 200m</i>	116	71	61,2	50	58	1,91
<i>bis 500m</i>	134	43	32,0	50	67	1,00
<i>bis 1000m</i>	107	7	6,5	50	53,5	0,20
<i>> 1000m</i>	85	0	0,0	50	42,5	0,00
Summe	772	386				

Die Verteilung der potentiellen Weiden im Testgebiet Schwarzwald zeigt, dass hier grundsätzlich eher kleine Weideflächen vorkommen, die sehr häufig von anderen Landschaftsstrukturen, vor allem durch Wald, unterbrochen werden. Die eher wenigen größeren, zusammenhängenden Flächen finden sich vor allem in Bereichen des mittleren und südlichen Schwarzwaldes (Abbildung 10).

Im Schwarzwald liegt der Großteil der Weiden weniger als 1000m von einer Ortschaft entfernt (Abbildung 11). Diesbezüglich unterscheidet sich das Testgebiet Schwarzwald deutlich vom viel weniger dicht besiedelten Untersuchungsgebiet ‚Nordwestalpen‘. Ein

Verringerung des Prädationsrisikos aufgrund der Nähe zu menschlichen Siedlungen ist deshalb im Schwarzwald denkbar, der potentielle Faktor kann aber auf der Basis des derzeitigen Wissens noch nicht effektiv für ein Modell parametrisiert werden.

Tabelle 4: Verteilung der Weiden auf Entfernungszonen zum Wald. Testgebiet Schwarzwald und Untersuchungsgebiet Schweizerische Nordwestalpen sowie die im Untersuchungsgebiet erfassten Weiden.

Entfernungszonen im Bereich aller Weiden im Testgebiet Schwarzwald			
Entfernungszonen	Fläche in ha	Flächenanteil	
<i>bis 20m</i>	43125,7	32,6%	
<i>20m bis 40m</i>	21590,1	16,3%	
<i>40m bis 60m</i>	15753,1	11,9%	
<i>60m bis 100 m</i>	20443,8	15,5%	
<i>100m bis 200m</i>	21286,9	16,1%	
<i>größer 200m</i>	9976,4	7,5%	
Summe	132176,1	100,0%	
Entfernungszonen im Bereich aller Weiden im Untersuchungsgebiet in der Schweiz			
Entfernungszonen	Anzahl Areal Statistik Punkte	Anteil	
<i>bis 20m</i>	9118	11,8%	
<i>20m bis 40m</i>	8615	11,1%	
<i>40m bis 60m</i>	7964	10,3%	
<i>60m bis 100 m</i>	13039	16,9%	
<i>100m bis 200m</i>	14768	19,1%	
<i>größer 200m</i>	23802	30,8%	
Summe	77306	100,0%	
Entfernungszonen im Bereich der für die Untersuchung erfassten Weiden in der Schweiz			
Entfernungszonen	Anzahl Areal Statistik Punkte	Anteil	
<i>bis 20m</i>	26	6,7%	
<i>20m bis 40m</i>	16	4,1%	
<i>40m bis 60m</i>	4	1,0%	
<i>60m bis 100 m</i>	19	4,9%	
<i>100m bis 200m</i>	45	11,7%	
<i>größer 200m</i>	276	71,5%	
Summe	386	100,0%	

Vor dem Hintergrund des für das Prädationsrisiko als maßgeblich identifizierten Faktors Distanz zum Waldrand verglichen wir die Wald-Weide Situation im Testgebiet Schwarzwald mit den entsprechenden Verhältnissen im Untersuchungsgebiet in der Schweiz.

Während der Anteil der Weiden, die außerhalb der besonders gefährdeten Zone von bis zu 200m Waldabstand liegen, im Gebiet in der Schweiz 31% beträgt, sind dies im Schwarzwald lediglich 7,5%. Noch drastischer fällt der Vergleich aus, wenn der Schwarzwald mit den Weiden verglichen wird, die in der Schweiz zur Risikobewertung herangezogen werden konnten. Auf den mehrheitlich alpinen Hochweiden, auf denen sich die Schafe im Sommer aufhalten, befinden sich über 71% der Weideflächen außerhalb der Hauptgefährdenzone (Tabelle 4).

Die enge räumliche Lage der Weiden zum Wald ist in den verschiedenen Naturräumen des Schwarzwaldes nahezu identisch. Lediglich die randlichen Regionen des Schwarzwalds im Naturraum der Schwarzwaldrandplatten heben sich etwas von den anderen Naturräumen ab (Tabelle 5).

Tabelle 5: Verteilung der Weiden auf Entfernungszonen zum Wald in verschiedenen Naturräumen des Schwarzwaldes.

Entfernungszonen	Grinden-schwarz-wald und Enzhöhen	Hoch-schwarz-wald	Mittlerer Schwarz-wald	Nördlicher Tal-schwarz-wald	Schwarz-wald-Rand-platten	Südöstli-cher Schwarz-wald
bis 20m	32,3%	39,8%	27,2%	31,1%	16,3%	33,3%
20m bis 40m	19,9%	15,2%	19,6%	20,9%	12,3%	14,7%
40m bis 60m	13,3%	11,2%	13,9%	13,7%	9,3%	12,0%
60m bis 100 m	16,0%	14,5%	16,9%	16,1%	14,0%	17,0%
100m bis 200m	14,7%	14,6%	15,6%	14,1%	22,5%	17,6%
größer 200m	3,8%	4,7%	6,8%	4,1%	25,5%	5,4%
Summe	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

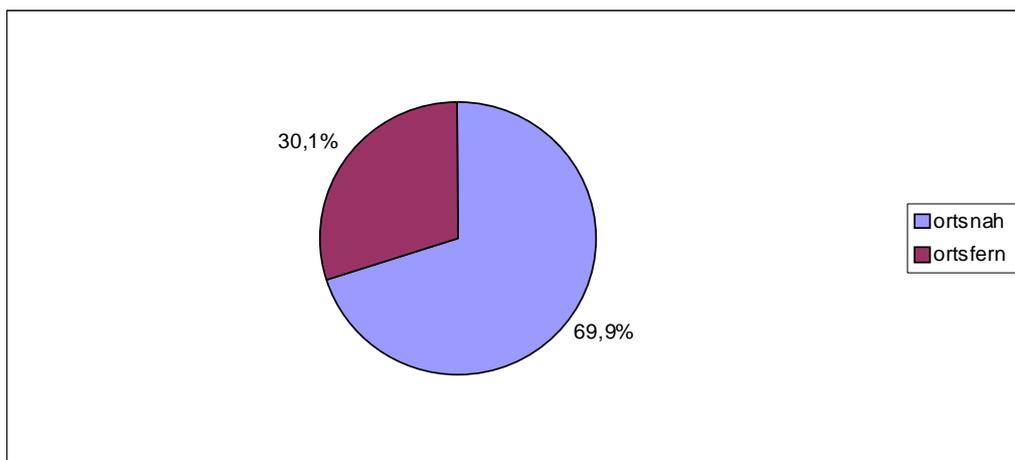
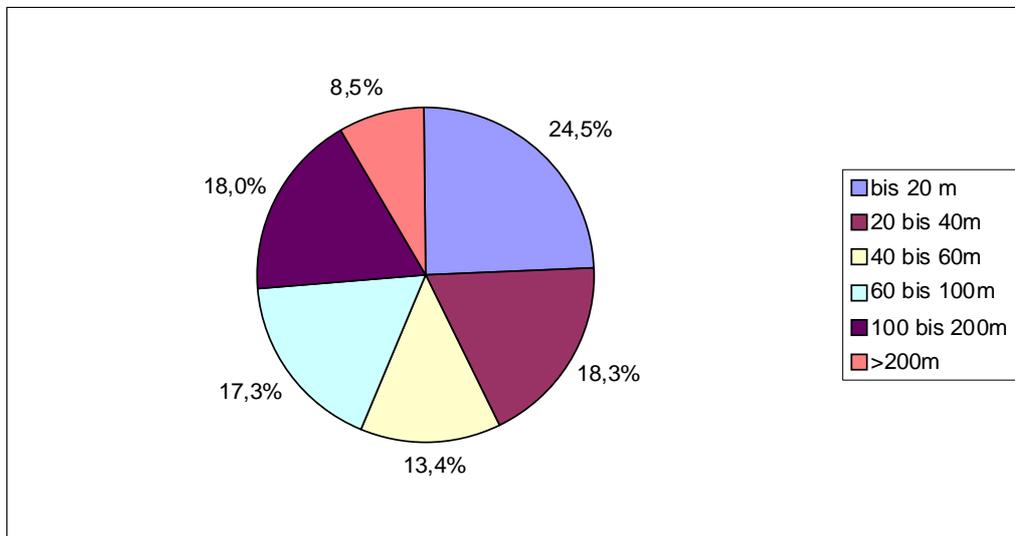
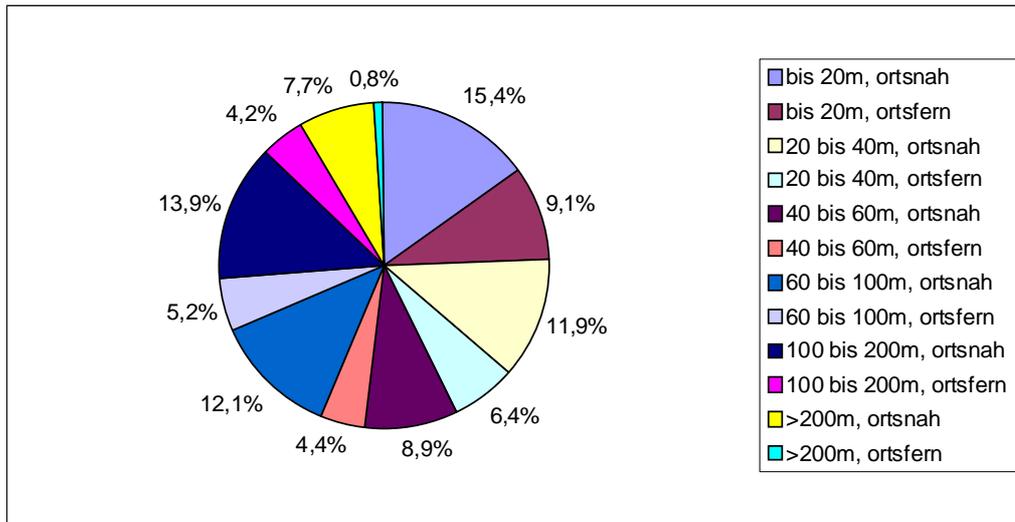


Abbildung 11: Anteile potentieller Weideflächen nach Risikofaktoren im Schwarzwald im 1 km Raster. Die Meterangabe bezeichnet Abstandszonen ausgehend vom Waldrand. Ortsnah \leq 1000m zu einer Siedlung; ortsfern \geq 1000m zu einer Siedlung.

4.4 Diskussion

Die Analyse der über eine Dauer von 16 Jahren registrierten Übergriffe von Luchsen auf Weidetiere in der Schweiz ergab, dass Luchse beim Reißen von Weidetieren an ihrem Verhalten als Überraschungsjäger festhalten und auch Schafe nahezu ausschließlich aus einer Deckung heraus angreifen. Das Prädationsrisiko wird deshalb maßgeblich vom Abstand einer Weide bzw. eines Schafes zu Strukturen bestimmt, die der Luchs als Deckung nutzen kann. In unseren Kulturlandschaften handelt es sich hierbei in der Regel um Wald, der unmittelbar an Weiden angrenzt.

Vor dem Hintergrund des Angebots an Schafen, die Luchsen in der Nordwestschweiz potentiell zur Verfügung stehen, erscheint die Zahl der Risse sehr gering. Obwohl prinzipiell für den Luchs eher leicht zu erbeuten, entsprechen Schafe offensichtlich nur bedingt dem Beuteschema der Raubkatze. Luchse wurden bereits in den 1970ziger Jahren in der Schweiz wieder angesiedelt und kommen seit dieser Zeit in den Nordwestalpen permanent in Gebieten gemeinsam mit Schafen vor. Trotzdem spielen Schafe noch immer eine nur untergeordnete Rolle im Nahrungserwerb der dortigen Luchse. Dieser Zusammenhang erlaubt relativ sichere Prognosen zum Ausmaß potentieller Schäden in zukünftigen Luchsgebieten. Dies bedeutet allerdings nicht, dass die in der Schweiz registrierte Zahl von Übergriffen ohne weiteres auf andere Gebiete übertragen werden können. Gegen ein solches Vorgehen sprechen die gravierenden Unterschiede hinsichtlich der Waldweidestruktur im Schwarzwald und in den Alpen.

Nicht klar ist allerdings, wie präzise die auf der Basis der vorliegenden Analysen möglichen Risikobewertungen die im Schwarzwald tatsächlich zu erwartende Schadenshöhe prognostizieren können. Zwar stellen die der vorliegenden Arbeit zugrundeliegende Daten die umfangreichste Informationsbasis für Luchsschäden in Westeuropa dar; trotzdem darf nicht vergessen werden, dass sich die Analysen lediglich auf eine bestimmte alpine Region beziehen und die dortigen Bedingungen wiedergeben. Das heißt, dass in anderen Lebensräumen weiteren Faktoren wie z.B. die Nähe zu menschlichen Siedlungen durchaus eine weit größere Bedeutung zukommen könnte als sich dies anhand der momentan verfügbaren Daten herausarbeiten lässt. Trotzdem wird anhand der analysierten Zusammenhänge deutlich, dass die Distanz zum Wald grundsätzlich einen entscheidenden Risikofaktor darstellt und bei entsprechenden Prognosen eine wichtige Rolle spielt. Um das Modell hinsichtlich der Wirkungsweise weiterer Faktoren zu verfeinern, sind umfassende Daten zu Luchsübergriffen in unterschiedlichen Lebensräumen notwendig. Aufgrund des mit solchen Erhebungen verbundenen Aufwands erscheint es fraglich, ob und inwieweit

relevante Fragen in naher Zukunft weitergehender und differenzierter als in der vorliegenden Untersuchung bearbeitet werden können. In jedem Fall bieten die vorliegenden Auswertungen präzise Anknüpfungspunkte, um für die Exposition von Weidetieren gegenüber Großraubtieren entscheidenden Mechanismen zu erforschen.

Eine weitere Verfeinerung des Modells bzw. eine Erhöhung des Prognosepotentials ließe sich erreichen, indem detaillierte Daten zur tatsächlichen Verteilung der Weiden, der Herdenstrukturen und der Beweidungsmodi für das Testgebiet verarbeitet werden könnten. Solche Daten sind für den Schwarzwald - zumindest derzeit - nicht abrufbar (Ketterer 2008).

5 Strukturanalyse der Schafhaltung im Schwarzwald im Hinblick auf eine Wiederbesiedlung durch den Luchs

5.1 Hintergrund

Das geringe Ausbreitungspotential von Luchspopulationen innerhalb von Kulturlandschaften ist ein Hauptproblem für die Re-etablierung dieser Art in Deutschland. Nach derzeitigem Wissenstand kann in den allermeisten potentiell geeigneten Gebieten in absehbarer Zukunft nicht von einer selbständigen Zuwanderung des Luchses ausgegangen werden. Unterstützende Maßnahmen sind jedoch kostenintensiv, aufwändig und stoßen teilweise auf massive Ablehnung einzelner Interessensgruppen. Entscheidungen für aktive, unterstützende Maßnahmen setzen voraus, dass die ohnehin nur sehr begrenzten Ressourcen auf besonders geeignete Regionen konzentriert werden. Die Eignung einer Region darf nicht allein anhand ökologischer Parameter beurteilt werden, vielmehr muss das gesamte ‚sozio-ökologische‘ System in die Betrachtungen einbezogen werden.

Der Umgang mit Schäden gilt im Großraubtiermanagement allgemein als ein Schlüsselfaktor für Akzeptanz. In der Vergangenheit wurde das Augenmerk demzufolge auf Präventionsmaßnahmen und Fragen der Entschädigung von Raubtierschäden gelegt. Prävention und Entschädigung müssen gewährleisten, dass der ökologische Gewinn durch den Rückkehr von Großraubtieren nicht zu Lasten einzelner Interessensgruppen z.B. von Schafhaltern geht. Ein effizientes Schadensmanagement bedeutet aber auch, dass sich Aufwand und Nutzen in bestmöglichem Gleichgewicht gehalten werden müssen. Im Rahmen einer in das Gesamtprojekt integrierten Diplomarbeit wurden die Zusammenhänge von Schafhaltung, Vertragsnaturschutz und einer potentiellen Rückkehr des Luchses in den Schwarzwald untersucht (Anhang III).

5.2 Ziele

Besonders für einige der stark industrialisierten Regionen Westeuropas legen der sich momentan in der Landwirtschaft vollziehende Strukturwandel sowie Entwicklungen im Naturschutz Veränderungen bei der ökonomischen Bewertung von Raubtierschäden an Weidevieh nahe. Für Entscheidungen darüber, welche Gebiete sich in Deutschland für die Rückkehr des Luchses besonders eignen, ist eine quantitative Prognose hinsichtlich der zu erwartenden Aufwendungen für ein Schadensmanagement von großer Bedeutung. Notwendig hierfür ist, die sich aus naturschutzrechtlichen Bestimmungen und Subventionspolitik ergebenden Rahmenbedingungen entsprechend in die Prognosen zu integrieren.

Die vorliegende Arbeit analysiert, inwieweit sich (1) Bestimmungen des Naturschutzes mit Präventionsmaßnahmen vereinbaren lassen und ermittelt (2) Art und Umfang potentiell anfallender Aufwendungen, die mit dem Auftreten des Luchses entstehen und (3) vergleicht das Einkommen für Schafhalter aus Vertragsnaturschutz mit dem Erlös aus Primärprodukten der Schafhaltung (Anhang III).

6 Assessment of predictors for population density of Eurasian lynx and for prey abundance by time series analyses

6.1 Introduction

After the Eurasian lynx was forced to extinction almost all over Western Europe about two centuries ago, in the 1970th and 1980th the predator was successfully re-introduced into the Swiss Alps, the Swiss Jura Mountains, Vosges, and the Bohemian Forest (Wölfli et al. 2001; Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 1999; Breitenmoser et al. 1993; Herrenschmidt 1988b). Lynx are currently released in the Harz region, Germany (Anders and Sacher 2005), and the restoration of the cat is discussed for other regions of Western Europe (Federal Ministry for the Environment 2007). Since lynx recovery in western Europe mainly occurs in multi-use landscapes rather than in protected areas and because of the status as game animal in many countries, lynx recovery often is subjected to debates about depredation on life stock and about the impact on herbivorous game species (Breitenmoser et al. 2000).

Interrelations of large carnivores and ungulates mainly have been explored in Africa or North America, where both, ungulates and predators are abundant (Sinclair 1985; Krebs et al. 2000). Since large carnivores have been exterminated and absent for about two centuries in most parts of Western Europe (Breitenmoser 1998), data on large carnivore ungulate predator prey systems for this regions is scarce. Information about prey base, kill rates and consumption rates is available for the lynx from diverse European regions, e.g. for Switzerland, Poland and Norway (Breitenmoser and Haller 1993; Breitenmoser & Haller 1989; Jobin 1998; Jobin et al. 2000; Molinari-Jobin et al. 2002; Molinari-Jobin et al. 2007; Jedrzejewska et al. 1997; Okarma et al. 1997; Sunde et al. 2000). Nevertheless, reliable estimators for both, lynx abundance as well as for density of main prey populations of the cat are not easily at hand. Recently, interdependence of prey density and home range size has been explored in lynx. In so doing, ungulate harvest rates on the one hand and environmental productivity and habitat suitability for prey species on the other hand were used to serve as parameters for estimating prey availability for the lynx (Hervindal et al. 2005b; Molinari-Jobin et al. 2007). However, especially true for Western

Europe, ungulate populations are subject to harvest quotas adjusted against the background of certain management targets, mostly aiming at moderate densities of ungulate populations for reasons of forest management. Thus, actual ungulate abundance probably can deviate considerably from density estimates that are based on habitat productivity models predicting however potential ungulate densities. On the other hand, ungulate harvest rates are accessible for many regions, thus could provide a potential database for density estimations of ungulates without additional expenses for data mining.

Along term lynx monitoring program conducted in the North Western Alps, Switzerland, provides information on the development of an establishing lynx population. In addition comprehensive data on ungulate mortality are available for this region. Based on this data, in this paper we shall explore diverse potential predictors for lynx densities and ungulate abundance in regard to their explanatory power and according to the applicability in wildlife management.

6.2 Study area and data base

Lynx management in Switzerland is conducted and organised within different compartments. Our study principally refers to the management compartment “North Western Alps” (Figure 8). The management compartment North Western Alps spreads over an area of about 7,000 sqkm. For this area, data on lynx occurrence including direct sightings, indirect hints and records of lynx mortality are available from a permanent long term monitoring program.

Telemetry studies revealed population densities to be relatively high (Molinari-Jobin et al. 2007; Zimmermann et al. 2007). Additionally, lynx attacks on livestock were gathered systematically from 1990 to 2005, including the precise coordinates of attacks sites, information about the circumstances of the attack incidents, and additional information about herding conditions (Zimmermann et al. 2007; Angst et al. 2002; 2000a).

The compartment North Western Alps is partially defined according to administrative borders, thus including areas where the lynx is not present. In order to prevent our analyses from biases, we determined a closer study area based on the spatial distribution of sites where lynx attacks on livestock occurred. In so doing, we defined the study area

where the spatial density of attacks exceeds a minimum density. This was achieved by applying a 95%-kernel estimator (Silverman 1992) on the spatial allocation of all attack sites reported during the study period in the management compartment (Figure 8). The study area consists of subalpine and alpine zones with altitudes ranging from 365 m to 4362 m. Forest cover in the study area is 30.5 %, agricultural area accounts with 16.4% whereas settlements cover 4.1 % of the study area. Grazing land captures 28.2% of the study area.

Chamois (*Rupicapra rupicapra*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) are main prey of lynx in the North Western Alps (Breitenmoser and Haller 1993; Molinari-Jobin et al. 2007). The ungulate species both are abundant in the study area. We target on testing data on roe deer and chamois mortality as a indicator for the density of these species. Hunting statistics in are available for the whole study area. However, beyond numbers of animals hunted, the federal entity of the Canton of Bern provides data on 16 different mortality causes of ungulates. The data is allocated according to hunting grounds (“Wildtierraum”) and thus available for a subarea of our study area. Missing data for numbers of chamois and roe deer killed by lynx from 1990 to 1994 we completed by extrapolation the data from subsequent years.

In order to achieve sufficient sample sizes, we merged the 16 different mortality causes provided into five ecologically relevant groups of mortality factors:

- mortality due to physical constitution,
- anthropogenic caused mortality except hunting (road traffic, agricultural machinery, killed by dogs, pesticides and other chemicals),
- hunting,
- natural mortality except predation (e.g. avalanches)
- predation by lynx.

Based on the five categories, a data base on ungulate mortality can be derived for a time period from 1990 to 2005 (Table 4). In order to involve chamois and roe deer density, respectively, in the analyses, a density indicator for the ungulate species each was derived by combining the following categories:

- anthropogenic caused mortality except hunting,
- mortality due to physical constitution,

- natural mortality except predation.

For some of the analyses (indicated in the text), mortality due to predation was added.

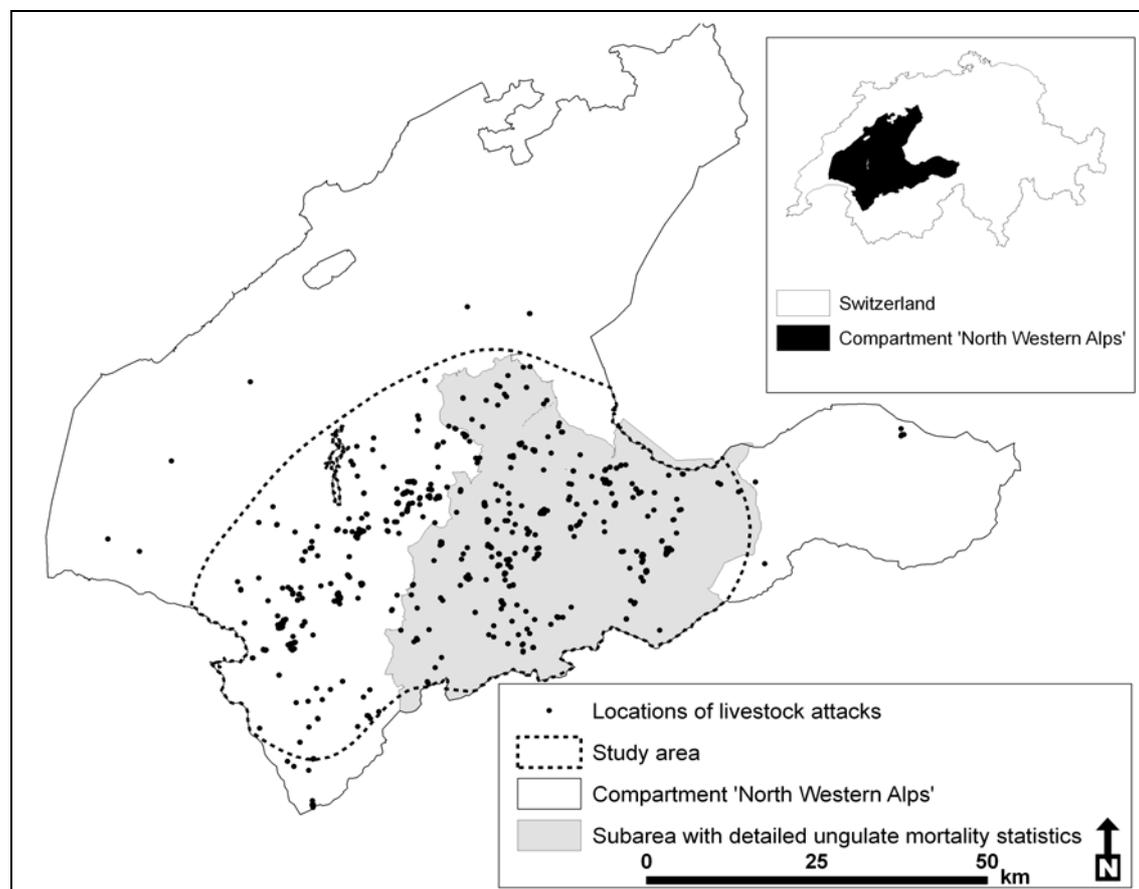


Figure 8: Study area within the Large Carnivore Management Compartment “North Western Alps”. The dotted line shows the study area that is defined by an intersection of a 95%- kernel based on lynx attacks on livestock occurring from 1990 – 2005 and the management compartment border. The sub area comprises hunting grounds located in the Canton of Berne.

To indicate the abundance of the lynx during the study period, different data sets were principally available:

- Number of lynx attacks on livestock
- Number of lynx found dead in the area
- Indirect hints (tracks, kills of natural prey species, scats)
- Sightings of lynx

Table 4: Basic data for density estimation of lynx, roe deer, and chamois 1990 - 2005.

Year	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Study area																
Lynx attacks on live stock	2	3	7	13	16	25	51	75	72	140	83	74	52	58	40	24
Roe deer mortality	2172	1830	2446	2087	2708	2505	2082	1306	1230	776	1026	856	778	782	850	953
Chamois mortality	3211	3307	3236	3381	3102	2874	2764	2650	2539	2071	1728	1648	1745	1934	1793	1733
Lynx found dead	3	2	1	4	3	3	7	10	8	15	14	3	5	3	9	2
Indirect Lynx observations	1	5	27	14	56	67	88	142	95	96	53	75	74	79	104	101
Lynx sightings	6	7	17	18	24	23	54	125	51	68	53	30	24	26	28	27
Total of random lynx observations	7	12	44	32	80	90	142	267	146	164	106	105	98	105	132	128
Sub area																
Lynx attacks on livestock, sub area	0	3	2	10	7	13	25	21	38	80	29	55	36	31	29	16
Roe deer mortality	1782	1404	1923	1583	2180	2062	1700	1018	942	600	868	720	623	647	671	776
Chamois mortality	2527	2496	2478	2538	2355	2103	2065	1880	1797	1400	1088	1051	1116	1320	1240	1195
Roe deer mortality by lynx	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	24	47	67	66	101	75	43	21	13	25	31
Roe deer anthropogenic caused mortality except hunting	193	245	257	311	399	338	247	175	221	174	204	163	162	185	166	221
Roe deer hunting bag	1525	1074	1552	1164	1659	1536	1313	729	618	239	544	476	413	419	446	465
Roe deer mortality due to physical constitution	54	70	101	90	107	154	86	41	30	76	41	31	23	28	23	49
Roe deer mortality, natural mortality except predation	10	15	13	18	15	10	7	6	7	10	4	7	4	2	11	10
Chamois killed by lynx	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	3	11	7	33	48	28	8	4	21	13	2
Chamois anthropogenic caused mortality except hunting	13	6	23	17	26	22	15	18	23	16	11	11	16	14	13	15
Chamois hunting bag	2452	2394	2349	2441	2227	1947	1971	1764	1591	1134	1005	979	1052	1193	1143	1096
Chamois mortality due to physical constitution	54	90	86	63	88	113	58	76	140	82	31	44	33	53	55	63
Chamois natural mortality except	8	6	20	17	14	18	10	15	10	120	13	9	11	39	16	19

In order to derive a robust indicator for lynx density for attending our different research problems, we combined annually numbers of kills of natural prey and numbers of lynx sighted per year.

Compared to all other indicators, the number of recorded kills as well as sightings of lynx was extraordinarily high in 1996 and 1997. However, this phenomenon is likely to be a result of a temporarily increased motivation for recording lynx presence due to a project on depredation management started at this time (Angst pers.). In order to prevent from biases, the values have been smoothed by linearly interpolation (comp. Figure 9).

6.3 Data analysis

Direct measures are available neither for the abundance of the lynx nor in order to determine ungulate densities. We therefore explored the applicability of diverse indicators by means of comparative analyses of variables that are meant to indicate the development of densities of our target species over time. The analyses are based on the assumption that annual observations are both, subject to a random component and influenced by predicting variables as well as by time related factors.

We used multivariate auto-regressive integrated moving average models (ARIMA) for the time series analyses (Box & Jenkins 1970; Chatfield 2004), implemented in SAS/ETS 9.0© (Yaffee 2000).

The models included the following factors: explanatory variables (possibly effective with a time lag of one year or more), autoregressive terms (possibly effective with a time lag of one year or more), and moving average terms.

While in general the amount of autoregression allows gauging a potential impact of external factors not included in the analyses (Box and Jenkins 1970; Mills & Markellos 2008). In order to structure the modelling trials, analyses were conducted according to the subjects (1) applicability of hunting bags for indicating ungulate densities, (2) impact of lynx predation on ungulate abundance, and (3) factors relevant for depredation risk. For each subject different and appropriate target variables and potentially explanatory variables need to be chosen. Since the small number of 16 observations limits the number of

explanatory variables to be tested in one model selected single models with selected single potential explanatory variables have been evaluated per subject and compared with respect to the explanatory power expressed as coefficient of termination of the model. Furthermore the significance of the single explanatory variables was determined.

6.4 Results

The numbers of annually collected records of lynx presence develop relatively synchronously over time and show a common peak in 1999 (Figure 9).

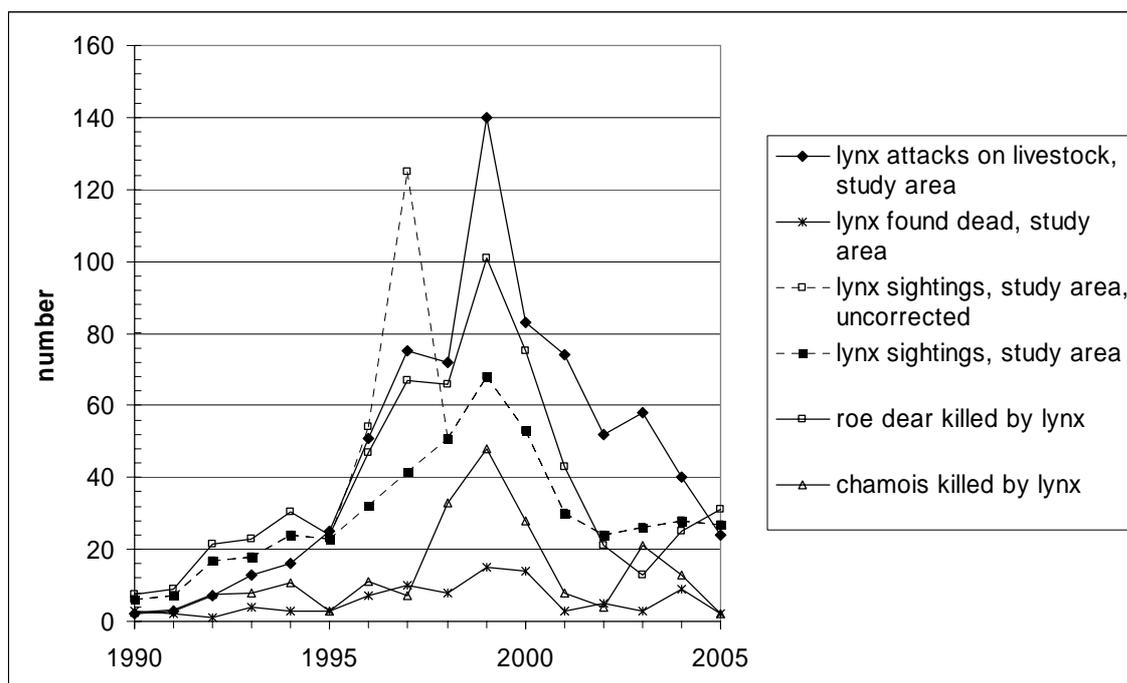


Figure 9: Annual records of lynx presence.

Against the background of harvest rates of roe deer and chamois, respectively, largely decreasing during our study period, we explored the development of hunting statistics of ungulates compared to other mortality factors in a first step (Figure 10). In roe deer, we could not find significant correlations of harvest rates on the one hand and a combination of roe deer killed by traffic and natural mortality cases including lynx predation on the other hand ($R^2 = 0.41$, Table 5, model 4). However, when excluding the factor lynx predation from the analyses, roe deer hunting statistics appear to be considerably closer

Table 5: Analysed models

Model	Target variable	Explanatory variable	Properties and significance
1	Number of lynx attacks on livestock	<ul style="list-style-type: none"> Lynx density indicator: Chamois plus roe deer mortality by lynx plus direct lynx observations (L_DI) Supply of natural prey species: Roe deer density + Chamois deer density (NP_DI) 	L_DI: adj. R ² = 88%, L_DI ** I_NA: n.s. when adding I_NA to L_DI, I-NA is n.s.
2	Number of lynx attacks on livestock	<ul style="list-style-type: none"> Lynx density indicator: Chamois plus roe deer mortality by lynx plus direct lynx observations (L_DI) Roe deer density indicator (RD_DI) Chamois density indicator (CH_DI) 	L_DI: adj. R ² = 88%; L_DI** RD_DI: n.s. CH_DI: n.s. when adding RD_DI and/ or CH_DI to L_DI the additional variables are n.s.
3	Number of lynx attacks on livestock	<ul style="list-style-type: none"> Lynx density indicator: Chamois plus roe deer mortality by lynx plus direct lynx observations (L_DI) Roe deer mortality (RDM) Chamois mortality (CHM) 	L_DI: adj. R ² = 88%; L_DI** RD_MI: n.s.. CH_MI: n.s. when adding RD_DI and/ or CH_DI to L_DI the additional variables are n.s.
4	Roe deer density indicator including mortality by Lynx	<ul style="list-style-type: none"> Roe deer mortality by hunting (RDM_H) 	RDM_H: adj. R ² = 41%; RDM_H** AR(1): adj. R ² = 52%, AR(1)** AR(1), RDM_H: adj. R ² = 50%, AR(1)**, RDM_H n.s.
5	Chamois density indicator including mortality by Lynx	<ul style="list-style-type: none"> Chamois mortality by hunting (CHM_H) 	CHM_H: adj. R ² = 0,003; CHM_H n.s.
6	Roe deer mortality by hunting / Roe deer hunting bag	<ul style="list-style-type: none"> Roe deer density indicator (RD_DI) Roe deer mortality by lynx (RDM_L) 	RD_DI, RDM_L: R ² = 71,1%; RD_DI **, RDM_L n-s. RDM_L: R ² = 20,1%, RDM_L n.s. RD_DI: R ² = 63,6%; RD_DI ** RD_DI, RD_DI (lag 1): R ² = 85,4% RD_DI**, RD_DI (lag 1)** AR(1): R ² = 61,0%, AR(1)**
7	Chamois hunting bag	<ul style="list-style-type: none"> Chamois density indicator (CH_DI) Chamois mortality by lynx (CHDM_L) 	CH_DI, CHDM_L: R ² = 35,8%; CH_DI n.s., CHDM_L* CHDM_L: R ² = 17,0%, RDM_L* CH_DI: R ² = 1,3%; CH_DI n.s. AR(1): R ² = 89,8%, AR(1)**
8	Roe deer density indicator	<ul style="list-style-type: none"> Lynx density indicator (Chamois plus roe deer mortality by lynx plus direct lynx observations) 	Lynx density indicator ; adj.R ² = 6% , not significant AR(2): adj. R ² = 68; Significance: intercept **, lag 1** + lag 2 *
9	Chamois density indicator	<ul style="list-style-type: none"> Lynx density indicator (Chamois plus roe deer mortality by lynx plus direct lynx observations) 	Lynx density indicator ; adj.R ² = 15% , not significant AR(2): adj. R ² = negative

Significance: ** indicating an error probability of < 1%; * indicating an error probability of 5%, n.s.: not significant; AR(1): the value of the target variable of the previous year is used to predict the actual value.

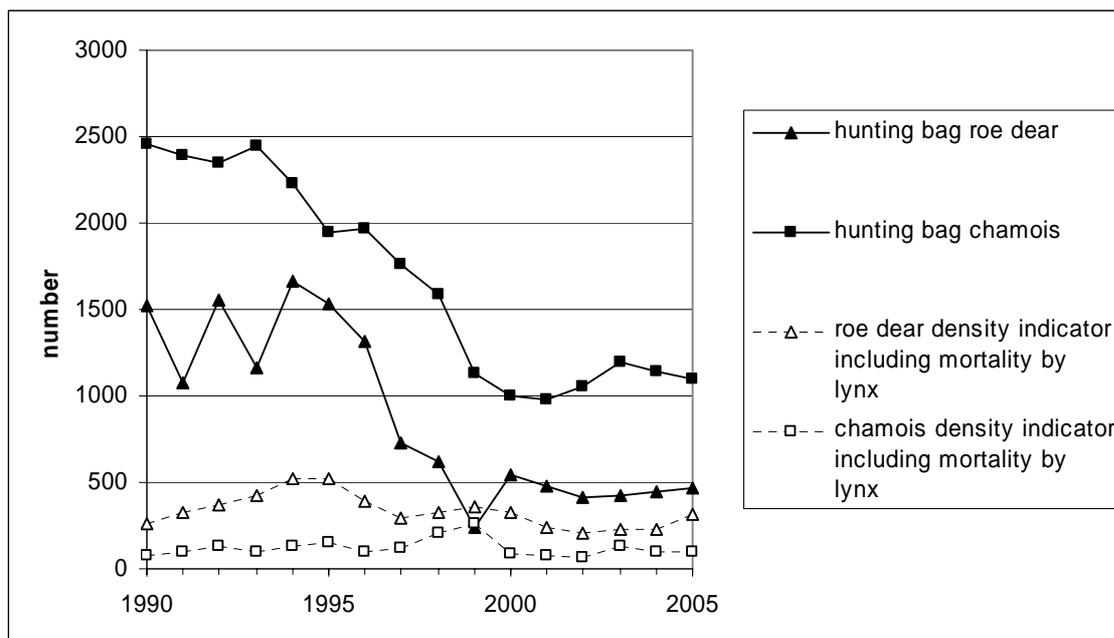


Figure 10: Density indicators for roe deer and chamois 1990 – 2005.

related with the other mortality factors of the ungulate species ($R^2 = 0.64$, Table 5, model 6). The analyses of the harvest numbers over time show a significant amount of auto-regression terms immanent in numbers of roe deer harvested year by year ($R^2 = 0.61$, Table 5, model 6). The decline in roe deer harvest over the years is reflected by numbers of natural mortality as well as number of animals killed by traffic. However, we did not find harvest rates and other mortality factors correlated with indicators for lynx abundance ($R^2 = 0.06$, Table 5, model 8). Obviously, the decline in harvest rates is not caused by a shortage of roe deer due to predation by lynx. As well as detected for hunting rates, the amount of autocorrelation is significantly high within the data sequences of indicators for roe deer densities ($R^2 = 0.68$, Table 5, model 8), implying that population dynamics in roe deer are not severely affected by external factors not included in the analyses.

Unlike in roe deer, no correlation of harvest rates on the one hand and mortality caused by other factors (excluding predation) on the other hand could be found in chamois ($R^2 = 0.003$, Table 5, model 5). This indicates that yearly hunting quota for chamois is adjusted mostly independent from the in fact prevailing population dynamics. When exploring the sequence of annual hunting rates for autocorrelations, we found a significantly high amount of auto-regression, which implies that the number of chamois harvested in a cer-

tain year is closely dependent from the respective hunting quota of the previous year ($R^2 = 0.898$, Table 5, model 7).

Predictors for population density for chamois showed no correlation with those we used for indicating lynx abundance ($R^2 = 0.15$, Table 5, Model 9). Alike in roe deer, lynx is thus demonstrated not to be mainly responsible for the decline in hunting harvest in chamois. However, in contrary of the case of roe deer, respective predictors in chamois show no significant effects of autocorrelation. Obviously, density indicators considerably fluctuate over time.

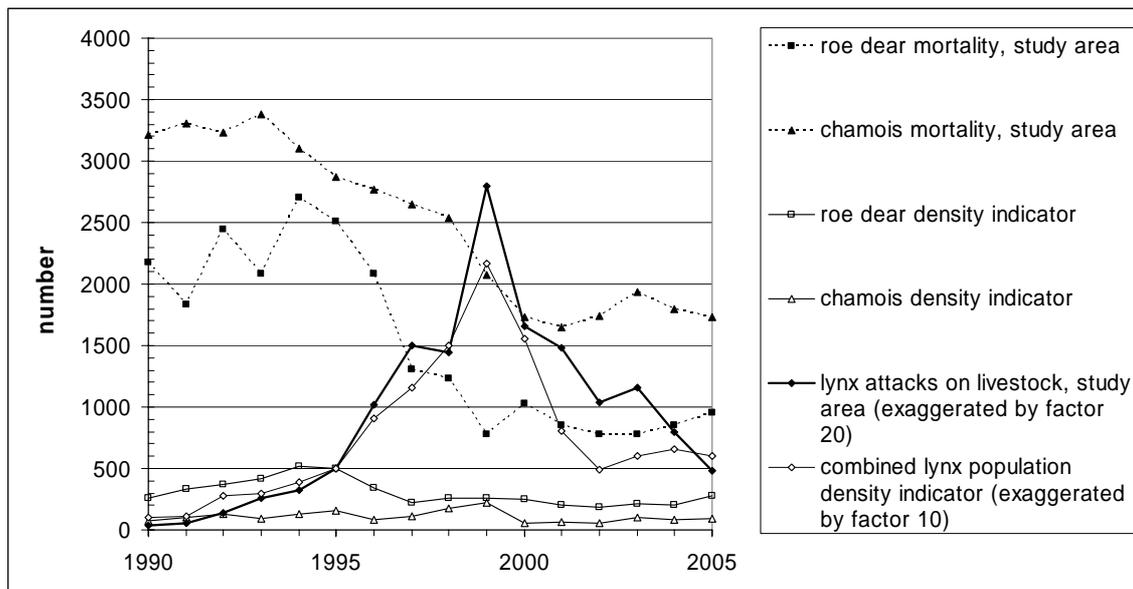


Figure 11: Lynx attacks on life stock and diverse indicators for roe deer, chamois, and lynx 1990 - 2005

Numbers of livestock encounters steadily increased from 1990 till 1999, and the relation of attacks and lynx density increased even till 2002, respectively, then the values both showed a constantly decline till the end of the study period in 2005 (Figure 11) The development of depredation rates over time is significantly correlated with a predictor for lynx density, consisting from records of direct observations, and the annual number of kills of natural prey species ($R^2 = 0.88$; see Table 5, model 1). A detailed view on the data nevertheless showed lynx density and depredation rates somehow diverging from 2002 till 2005, a period obviously too short to affect the result in total. Contrary to our assumptions, supply of natural prey does not impact the amount of depredation on live-

stock, which is revealed to exclusively depend on the abundance of the lynx (see Table 5, model 1 and 2).

6.5 Discussion

The lynx was re-introduced into the Swiss Alps in the early 1970th. With the lynx population increasing over time, depredation on livestock occurred and lead to numerous debates as well as the impact of the predator on game species became an issue more and more in the focus of controversies (Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten 1999; Breitenmoser 1998). Large carnivores have been absent almost all over Western Europe for long time periods, and opportunities for analysing predator-prey relations in lynx therefore were scarce in these regions. However, against the background of controversies increasing, systematic management of the lynx was conducted and accompanying research and data collection was intensified in Switzerland mainly since the 1990th. Impartial and factual discussion about the ecological and socio-economical effects of lynx recovery indeed will require reliable estimations of the population dynamics of both, the predator and its prey species. It is therefore fundamental question if and to what extent the metadata gathered mainly during the previous decade can serve as a bases to support management efforts.

The available information on lynx consists from direct sightings as well as indirect proofs i.e. calls, scats, tracks, kills of both, natural prey species and livestock, and lynx found dead. These records provide a number of measures, which potentially can be used for estimation of lynx abundance (Figure 9). Since not generated through a systematic field project using transects or for instance photo traps, the data can be described as “chance observations”.

Chance observations principally can be achieved for large areas with comparably low investment. Collected systematically and for long time periods the data provide important information for estimating the expansion or shrinking of lynx populations. However, the validity of chance observations depends on the awareness of the observers, who generally are not trained experts, whereas reporting of the observations is vulnerable towards the observers’ personal motivations. Motivation for reporting in turn may depend on media

focus on the program or the amount of public information provided. This phenomenon is expressed also in the data we used. The number of lynx sightings reported from the study area shows a peak in 1997, whereas all other indicators for lynx density culminate in 2000 (Figure 9). In fact, in 1997 a project on depredation management was launched in the North Western Swiss Alps as a response to the more and more upcoming disputes about potential damage on livestock caused by the lynx. With the start of the project, rural citizens were highly motivated to report lynx sightings in order to prove the predator to be present in high densities and thus to underline the relevance of their concerns and apprehensions (Angst pers.). Therefore these data were corrected as described in the chapter on data (Chapter 6.2).

Complementary to information about lynx abundance, reliable estimators for ungulate prey population would be necessary, but sound data are still lacking for most parts of Western Europe (Molinari-Jobin et al. 2002). Especially roe deer is difficult to census with a considerable risk of underestimation and determining densities is laborious and time consuming (Gaillard et al. 2000; Gaillard et al. 1998). Against this background and since accessible from hunting authorities and administrations, hunting statistics are often suggested to serve as indicator of population dynamical trends in ungulates, for example in roe deer (Herfindal et al. 2005b). This seems reasonable for areas with a hunting management relatively stable over time in terms of the objectives. For instance, in Norway good relationship of abundance and harvest rates is shown in moose (*Alces alces*), and it is assumed that harvest rates can very well reflect population densities of red deer (*Cervus elaphus*) in this country (Langvatn et al. 1996; Solberg et al. 1999). However, in many regions of Western Europe, ungulate hunting is subjected to specific management targets, mainly the reduction of ungulate abundance according to forestry objectives, which are likely to result into temporally alterations of hunting intensity. Therefore, the assumption of harvest rates reflecting ungulate densities is to be challenged for many regions.

Further data on mortality of ungulates going beyond hunting statistics i.e. traffic accidents, natural mortality due to disease or constitution etc. provided the opportunity to evaluate hunting statistics concerning their suitability for density estimation. In addition,

the recent study aims on exploring whether the comprehensive data base available for the defined study area in the North Western Alps can be used to enlighten some of the controversially debated aspects in the context of the return of the lynx into multi use landscapes. In so doing, we conducted time series analyses to explore interdependencies of the population dynamical course of the lynx and its main prey species roe deer and chamois in relation to domestic sheep as a potential alternative prey for the felid. Time series analyses are based on the principle of regression analyses referring to linear and, more recently, also to nonlinear models (Tusell 2008). The procedures are meant to detect time dependent impact of uni- and multivariately distributed variables as well as they can be used for exploring state-space interrelations (Tusell 2008; Sandvik & Erikstad 2008; Davis & Ensor 2007). Since based on principles of regression procedures, numbers of observations involved in the analytical trials can have considerable impact on the explanatory power of the analysis. However, the number of samples in a time series analysis is determined by the periodical intercepts comprising the study period. In case of our study, the time span of an intercept is one year. Dealing with a remote and cryptic living felid, shorter sampling intercepts are not reasonable in regard to sufficient numbers of observations. Although 16 years of data collection is outstanding concerning lynx in Western Europe, the number of years of sampling that can be incorporated in the time series analyses thus remains relatively low. From statistical point of view, the annual data sets we used can be characterised as full inventory counts per year. This implies that sample error is unknown and thus estimating the expressiveness of the data becomes more difficult. In regard to this constraint, we tested multivariate auto-regressive integrated moving average models (ARIMA) for the time series analyses. The ARIMA procedure includes random variables determining the variance over the whole data sequence (moving average) as well as it integrates a deterministically characterised variable element (auto-regression). The procedure of combining the moving average parameter with auto-regression elements is mainly meant to predict the development of data sequences over time based on time series analyses while coping with the constraint of impact variables unknown to the greatest extent (Box and Jenkins 1970; Mills and Markellos 2008). However this approach did not result into models fitting with our data sets. In fact, we found model variables on the one hand and autoregressive terms on the other hand to be of sig-

nificant impact and therefore outcompeting the explanatory power of an integrated moving average term. This may be an effect of short data sequences on the one hand, but also we assume this as a result from ecological relevant variables actually integrated in the model. Against this background, regression models involving predicting variables as well as autoregressive terms appear to be an approach feasible to gauge the explanatory integrity of the density indicators for ungulates and for lynx.

Roe deer hunting rates altered considerably during the study period. Starting in 1990 hunting bag shifted by about 400 animals more or less harvested per year and culminated in 1994. From this date, harvest rate decreased year by year reaching its lowest value in 1999, which was about sevenfold under its previous maximum in 1994. In 2000, the minimum harvest rate of the previous year approximately doubled and remained more or less stable till 2005.

Analysing if the considerable alterations apparent in the hunting data are reflected by a combination of natural mortality factors and of roe deer perished by road traffic in a first step, we did not find significant correlations ($R^2 = 0.41$; Table 5; model 4) However, the relation of hunting rates and other roe deer mortality factors increased considerably if data on roe deer killed by lynx was excluded from the analysis ($R^2 = 0.64$, Table 5, model 6). Obviously, annual numbers of roe deer killed by lynx on the one hand and roe deer harvested by hunters on the other hand, are antitonic over a certain time span at least. In fact, all indicators for lynx abundance increased from 1997 to 1999, suggesting a certain raise of lynx abundance during this period. In parallel, we found that indicators for lynx abundance and roe deer density are not correlated. This suggests the lynx as not to be causal for a potential decrease in roe deer density and however not to be responsible for the dwindling of harvest rates at least in the dimension observed.

Exploring hunting bags according to autoregressive components revealed diminishing annual hunting rates to be significantly influenced by the quota of previous years with effects noticeable with a one year time lag (Table 5, Model 6). This suggests that hunting rates are rather determined by management implications than by external factors. The dwindling hunting bag is likely to reflect a certain decrease in roe deer density due to intensive hunting. However, ungulate mortality other than hunting does not reflect the de-

crease of harvest rates in 1998/99, suggesting that hunting quota are not adjusted to the population dynamical situation actually prevailing in roe deer at that time. Probably, hunting rates have been reduced in response to an assumedly increasing lynx population. Although trends in the roe deer population seem to be reflected in the hunting bag to some degree, the potential of bias due to management implications is obvious.

Restricted suitability of hunting data for density estimations is further underlined by complementary analyses concerning chamois. Comparable to roe deer, from 1990 till 1993 harvest rates in chamois remained on a high level, declining continuously to the minima in 2001. Then hunting rates increased for about a quarter of the minimum value and remained more or less stable afterwards. Unlike in roe deer, where a loosely correlation of hunting bag and other mortality factors was indicated, in chamois, hunting quota seem to be completely independent from the species population dynamics ($R^2 = 0.003$, Table 5, model 5). Hunting rates declined during periods when other mortality factors indicated stable or even increasing population densities. The analyses revealed a significant impact of auto-regressive terms ($R^2 = 0.8$, Table 5, model 5). This suggests that respective annual hunting rates strongly depend from the particular rate of each previous year. Hence, chamois hunting bags decreasing in our study area over the years may be explained by management induced reduction of hunting rates rather than by the real development of chamois populations. As mentioned above, the reduction of hunting quota is likely to be a response of hunting authorities to assumedly higher losses of game due to predation by lynx. In fact, as similar as in roe deer, we also found lynx density and chamois abundance not correlated, which suggests that dwindling hunting rates are not caused by a shortage of chamois due to predation. However, our data may be insufficient for correctly reflecting chamois abundance because of scarce data due to carcasses are unlikely to be found in the alpine environment and since road accidents, which are frequent in roe deer, almost never occur in chamois. Nevertheless, the findings of the lynx not to be responsible for decreasing hunting rates in roe deer as well as in chamois are in accord with research from the Jura Mountains where lynx predation is estimated at 9% of roe deer and 11% of chamois spring population, respectively (Molinari-Jobin et al. 2002). Given growth rates observed between 1.37 and even 1.7 (Andersen & Linnell 2000; Gaillard et al. 1997), roe deer populations will have the capacity to sustain lynx predation. Given growth rates of

1.14 found in chamois and against the background of predation rates explored in the Jura Mountains, on a first view, this ungulate species seems to be rather more vulnerable towards lynx predation than roe deer. However, the high impact of predation calculated for chamois in the Jura Mountains may result from habitat features. In the densely forested habitat of Jura mountains, chamois are disproportionately exposed towards predation by lynx (Jobin et al. 2000), whereas predator avoidance in chamois is well adapted to the open and steep alpine environment (Babotai et al. 2000). Hence, due to suitable conditions concerning predator avoidance, in the study area considerably lower impact of predation is to be expected in chamois populations in the North Western Alps as it is stated for chamois in the Jura Mountains.

Although attack rates by lynx on livestock are revealed to be principally low (Stahl et al. 2001a; Odden et al. 2002; Moa et al. 2006), depredation on livestock is described to be an important issue in the context of lynx recovery in Western Europe (Breitenmoser et al. 2000; Breitenmoser 1998). The supply of natural prey is suspected to influence depredation rates of lynx on livestock since it is assumed that depredation mainly occurs when lynx populations increased while re-colonising an area. A growing intra-specific competition in parallel to increasing lynx populations is supposed to force individual lynx to prey on livestock (Stahl et al. 2002). When exploring interrelations of attack rates and lynx density as well as abundance of natural prey, respectively, we found attack rates exclusively correlated with the density of the lynx, but not related to abundance of prey species (Table 2). Attack rates independent from the supply of natural prey is detected also by research from Norway (Moa et al. 2006). In our study area lynx attacks of livestock almost exclusively affect sheep, and in regard to the amount of sheep potentially available for the lynx, attack rates in fact are surprisingly low (Kaphegyi et al. in prep.). However, in 2004 and 2005 depredation rate even diminished in relation to lynx density, which is likely to be an effect of intensified prevention measures conducted during this period.

Although our results as well as the findings of other research do not indicate natural prey and depredation rates ultimately related, underlying mechanisms may be more complex. By applying the theory of behavioural depression (Charnov et al. 1976) on the situation of recovering lynx populations, Breitenmoser and Haller (1993) suggest a more differenti-

ated conception to explain the interplay of natural prey supply and alternative food resources in re-colonising lynx. The behavioural response of formerly “naive” prey animals after adapting to predator presence is the basic idea of the behavioural depression hypothesis. According to the concept, a certain reduction of prey availability is rather caused by modifications of the behaviour of the prey species than by a numerical response, the effects can not be revealed by time series analyses based on density indicators.

The findings on virtues and shortcomings concerning the applicability of meta data e.g. hunting statistics to reveal ecological mechanisms can contribute to a more factual and impartial discussion of large carnivore recovery. Further more, the recent work may give an impetus and motivation for the idea of large-scale carnivore base research to be possible, necessary, and, nevertheless promising in multi use landscapes of Western Europe.

7 Eingebürgerte Schalenwildarten

7.1 Hintergrund

Mit Mufflon (*Ovis gmelini musimon*), Gämsen (*Rupicapra rupicapra*), Dam (*Dama dama*) - und Sikawild (*Cervus nippon*) kommen in Deutschland verschiedene eingebürgerte Paarhuferarten vor, die inzwischen häufig als Bestandteil der heimischen Fauna betrachtet werden und durch das Jagdrecht auch als einheimische Wildarten definiert sind. Vor allem seitens der Jagd erfahren diese Schalenwildarten meist eine hohe Wertschätzung. Aufgrund des Fehlens von Fressfeinden war eine Anpassung des Feindvermeidungsverhaltens an die in unseren Lebensräumen herrschenden Habitatbedingungen für das Überleben dieser eingebürgerten Arten nicht zwingend notwendig. Mit der Rückkehr großer Carnivoren könnte sich diese Situation jedoch ändern. Da die Bedingungen nicht denen ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete entsprechen, sind die vom Menschen angesiedelten Ungulatenarten möglicherweise in besonderem Maße gegenüber Prädatoren exponiert. Die Folge einer Rückkehr großer Beutegreifer sind ggf. spürbare Eingriffe bis hin zum Verschwinden ganzer Bestände (Haller 1992). Konflikte zwischen dem Großraubtierschutz und der Jagd sind in diesem Zusammenhang naheliegend. Im Kontext eines effizienten Großraubtiermanagements wäre zu prüfen, inwieweit sich die Auswirkungen einer der Rückkehr z.B. des Luchses auf eingebürgerte Paarhufer jeweils für ein bestimmtes Gebiet prognostizieren lassen.

7.2 Vorgehen

7.2.1 Gamsvorkommen im Schwarzwald

Zwischen den Jahren 1935 und 1939 wurden im Feldberggebiet im Schwarzwald Gämsen ausgesetzt (Strittmatter 1985). Noch heute beherbergt dieses Gebiet den Großteil der Schwarzwaldpopulation. Die Etablierung dieser Paarhuferart wurde durch entsprechende Hegebemühungen unterstützt, in deren Folge sich im südlichen und im mittleren Schwarzwald weitere kleinere Gamsvorkommen etablierten (Abbildung 12). Jagdreviere mit Gamswild erfahren eine hohe Nachfrage und erzielen entsprechende Pachtpreise. Möglichst präzise Einschätzungen zum potentiellen Einfluss des Luchses auf eingebürgerte Gamspopulationen wären wichtig und hilfreich, um potentiellen Konflikten bereits im Vorfeld einer Rückkehr der Carnivorenart zielgerichtet entgegenwirken zu können.

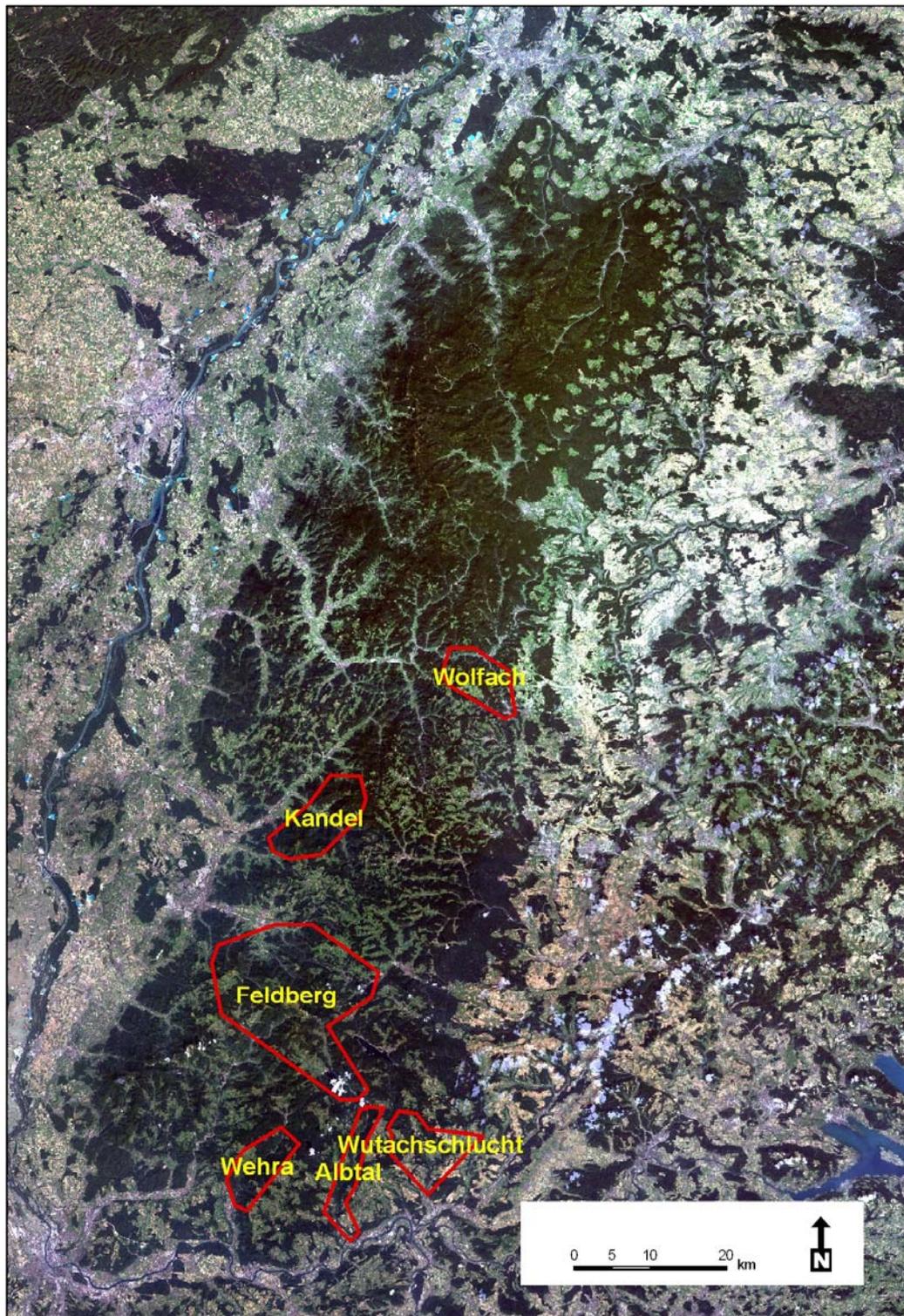


Abbildung 12: Gamswildvorkommen im Schwarzwald. Hintergrund: Landsat TM, Image 2000 Mosaik. Abgrenzung der Gamsgebiete nach LVVG Aulendorf. http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/menu/1101673_11/index1057583835130.html (Zugriff 15.8.2007)

7.2.2 Ableitung der Prognoseparameter

In alpinen Bereichen, ihrem natürlichen Vorkommensgebiet, beruht das Feindvermeidungsverhalten von Gämsen auf Rudelbildung, der visuellen Wahrnehmung von Feinden und dem Rückzug in steiles, felsiges Terrain. Vor allem während der Phase, in der die Jungen gesäugt werden, sind Nahrungsbedarf und Anspruch an die Qualität der Nahrung bei Paarhufern besonders hoch (Iason et al. 1986). Bei Anwesenheit von Fressfeinden zeichnen sich gute Gamshabitate deshalb durch die Vernetzung von *escape terrain* und Arealen mit gutem Nahrungsangebot aus (Schröder & Georgii 1988). Diese grundsätzlichen Zusammenhänge bestehen auch in Lebensräumen, die für Gämsen hinsichtlich Feindvermeidung suboptimal sind; dort jedoch möglicherweise mit einem dementsprechend überproportionalen Einflusses des Fressfeindes Luchs. Entscheidend für die Beurteilung des Prädationseinflusses auf Gamsbestände außerhalb von Gebirgslandschaften ist, ob und inwieweit sich die außeralpinen Habitate im Hinblick auf die Möglichkeiten zur Feindvermeidung von den natürlichen Vorkommensgebieten der Gämsen unterscheiden.

Um die Auswirkungen der Prädation auf Gämsen in bestimmten Lebensräumen prognostizieren zu können, gilt es, die für die Feindvermeidung der Paarhufer entscheidenden Habitatrequisiten zu identifizieren. Jobin et al. (2000) stellten fest, dass im Schweizerischen Jura Gämsen im Vergleich zum Angebot überproportional häufig vom Luchs gerissen werden. Wahrscheinlich sind diese Tiere innerhalb des geschlossenen Waldes leichter vom Luchs zu erbeuten als zum Beispiel Rehe, die an Habitate mit dichter Vegetation besser adaptiert sind.

Frühere Untersuchungen zur Rückkehr des Luchses in die Schweizer Alpen nennen die Steilheit des Geländes als besonders wichtiges Kriterium für die erfolgreiche Feindvermeidung der Gämse gegenüber dem Luchs (Haller 1992). Die Arbeiten deuten an, dass Steilheit und Felsanteil sowie die Übersichtlichkeit des Geländes wichtige Faktoren für Gämsen darstellen, um sich ihren Fressfeinden zu entziehen. Steilheit, Felsanteil sowie Übersichtlichkeit und Verzahnung von Äsungsflächen und *escape terrain* wurden von Gams-Experten als die wesentlich für die Feindvermeidung bzw. den Einfluss des Luchses auf Gamspopulationen genannt (Reimoser mündlich). Untersuchungen, die operationale Prüfgrößen für entsprechende Habitatanalysen definieren, sind allerdings nicht bekannt.

Anhaltspunkte dafür, in welcher Ausprägung die genannten Habitatrequisiten vorliegen müssen, um den Gämsen eine effektive Feindvermeidung zu ermöglichen, könnten vergleichende Untersuchungen in unterschiedlichen Gamshabitaten mit Luchspräsenz lie-

fern. Baumann et al. (2000) führten am Alpennordrand entsprechende Untersuchungen zur Habitatwahl, Nahrungsselektion und zur Überlebensrate von adulten Gamsgeißen durch. Hierbei wurden zwei Gamspopulationen verglichen, die

Tabelle 6: Datengrundlagen der Modellierung der Gamshabitate im Schwarzwald

Informationsebene	Datenquelle
Freiflächen	Grundlage der Landnutzungsarten nach ATKIS: 4102 Grünland, ohne Grünland mit Vegetation Röhricht/Schilf 4104 Heide
Felsen	Grundlage: Biotopkartierung, Biotoptyp 2100 „Offene Felsbildungen, Steilwände, Block- und Geröllhalden, Abbauflächen und Aufschüttungen“
Steilheit	Grundlage: Raster DTM 50m

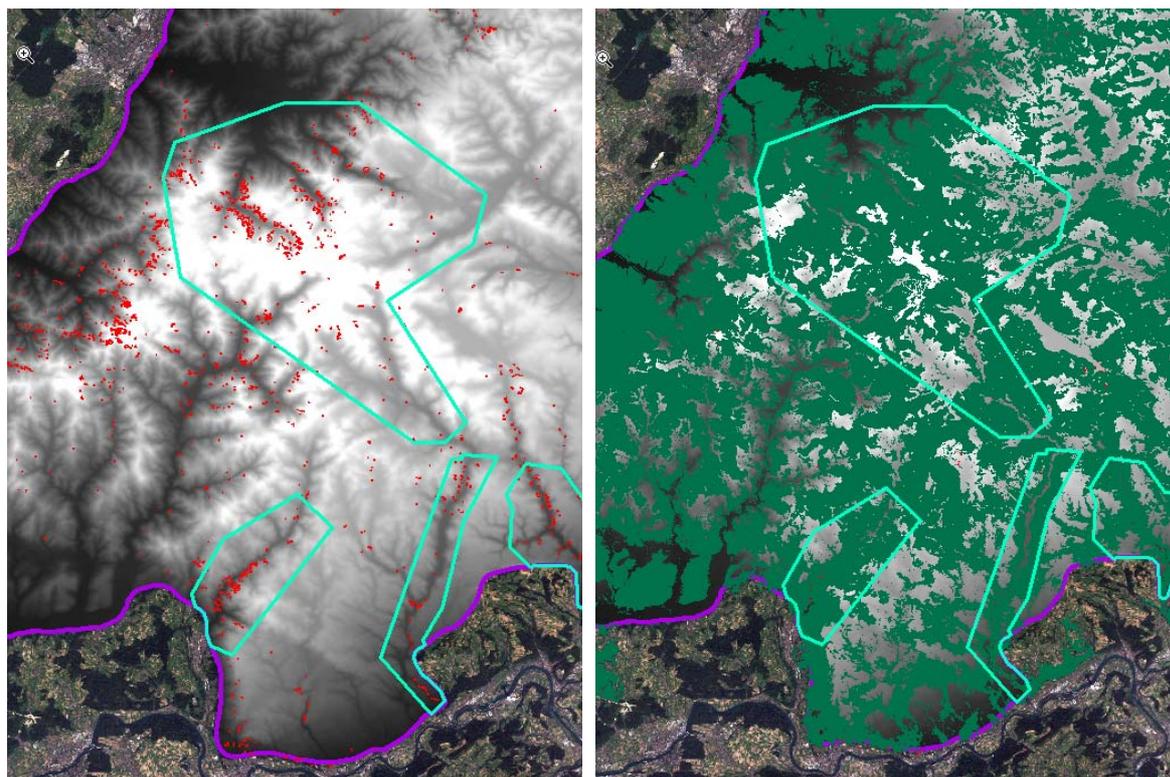
Tabelle 7 Kriteriendefinition für zur Analyse des Feindvermeidungspotentials in Gamshabitaten. ✓ = Anforderung für die jeweilige Klasse.

	Steilheit	Freiflächen- anteil	Felsanteil	
	>100% auf über 50% der Zelle 200m *200m	>= 90%	>= 40% der Zelle 200m * 200m (z.B.:~80m * 100 m Fels)	>= 6,25% der Zelle 200m * 200m (z.B.:~50m * 50 m Fels)
Klasse 1	✓	✓	✓	
Klasse 2		steil oder felsig (>=40%)		
Klasse 3a		✓		✓
Klasse 3b		✓		
Klasse 4 (als Flucht- terrain ungeeignet)				
Kommentar zu den Einzelanforderungen im Schwarzwald	nirgends erfüllt	für 6991 Zellen erfüllt	für 50 Zellen erfüllt	für 1220 Zellen erfüllt

sich zum einen in walddominierten Habitaten und andererseits in alpinen Lebensräumen aufhielten. Der außeralpine Gamslebensraum wies 70% Waldbedeckung auf, wobei sich die wenigen Freiflächen als in den Wald eingestreute Weideflächen darstellen. Der Felsanteil lag in diesem Gebiet unter 5%, die mittlere Steilheit des Geländes betrug $35^\circ - 40^\circ$ (70 – 84%). Demgegenüber war das Habitat der Alpingämsen mit lediglich 10% bewaldet, der Felsanteil beträgt 40% zuzüglich 5% Blockhalden. Die mittlere Steilheit des Geländes liegt bei $45^\circ - 50^\circ$ (100 – 119%). Die mehrheitlich im Wald lebenden Gämsen wiesen eine deutlich geringere durchschnittliche Lebenserwartung auf als ihre Artgenossen im alpinen Gebiet. Als Hauptmortalitätsursache bei den im Wald lebenden Gämsen wurde der Luchs ermittelt (Baumann et al. 2000). Die in den beiden von Baumann et al. 2000 untersuchten Gebieten herrschenden Habitatbedingungen dienten uns als Vergleich für entsprechende Lebensraumanalysen, um auf der Basis verschiedener Geodatenätze die Gamsverbreitungsgebiete im Schwarzwald auf ihre Eignung hinsichtlich Feindvermeidung untersuchen zu können (Tabelle 6). Die Habitateignung hängt von der Kombination der Faktoren Steilheit des Geländes, Freiflächenanteil und Felsanteil ab. Für die Habitatbeurteilung arbeiteten wir eine Klassifizierung, die eine abgestufte Bewertung verschiedener Faktorenkombinationen erlaubt (Tabelle 7). Die Klassifizierung basiert auf der Analyse von $200\text{m} * 200\text{m}$ Rasterflächen. Als Schwellenwert bei der Analyse pro Raster legten wir bestimmte Mindestausprägungen der jeweiligen Prüfgröße auf über 50% der Rasterfläche fest (Tabelle 7).

7.3 Ergebnisse

Bereits die Betrachtung der Verteilung von Felsformationen im Schwarzwald verdeutlicht gravierende Unterschiede des Mittelgebirges zu alpinen Habitaten. Zwar weisen die Vorkommensgebiete der Gämsen im Schwarzwald einen für das Mittelgebirge hohen Felsanteil auf, dieser ist jedoch erheblich geringer als der Anteil an Felsen im besagten Waldgämsengebiet in der Schweiz und liegt weit unter dem des alpinen Vergleichsgebietes (5% bzw. 40%). Die Felsen im Schwarzwald befinden sich zudem nahezu ausschließlich innerhalb des geschlossenen Waldes (Abbildung 13).



Südlicher Schwarzwald mit Gamswildhabitaten (türkis), Felsen in Rot,

Südlicher Schwarzwald mit Gamswildhabitaten (türkis) und Waldbedeckung (grün).

Abbildung 13: Verteilung der Felsformationen und Waldbedeckung innerhalb der Verbreitungsgebiete der Gämsen im südlichen Schwarzwald. Bildhintergrund: DTM 50

Der Anteil an zusammenhängenden und damit übersichtlichen Äsungsflächen, der den Gämsen im Schwarzwald zur Verfügung steht ist sehr gering, und Areale, die hinsichtlich Steilheit mit alpinen Gebieten vergleichbar sind, kommen nur sehr selten und auf sehr kleiner Fläche vor (Abbildung 14; Abbildung 15). Die meisten Steillagen im Schwarzwald sind mit Wald bestockt (Abbildung 16). Die durchschnittliche Hangneigung betreffend, liegen die Gamsgebiete im Schwarzwald sogar unter dem in der Schweiz untersuchten Waldgämsengebiet (Baumann et al. 2000).

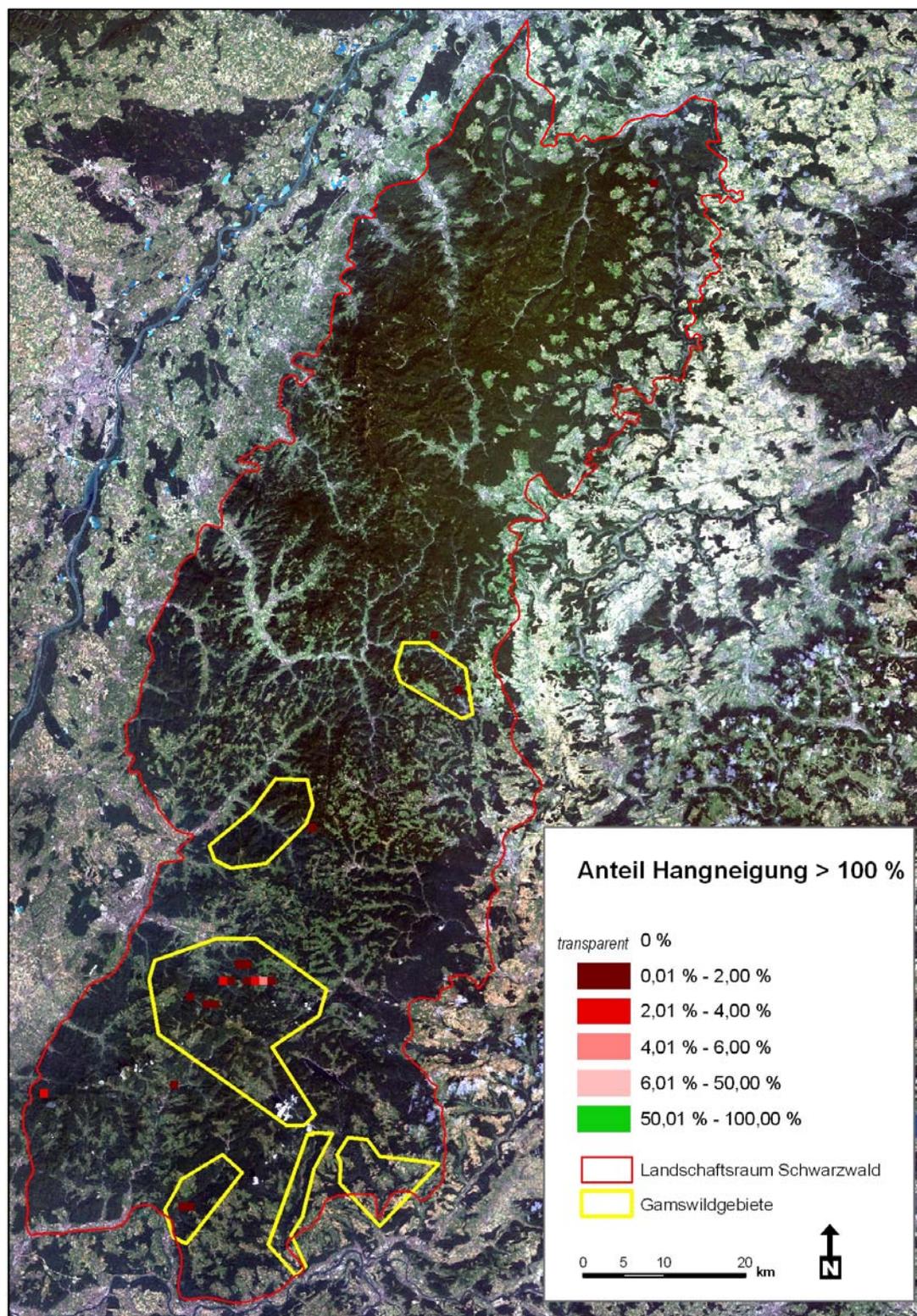


Abbildung 14: Anteile von Gebieten im Schwarzwald mit einer Hangneigung von mindestens 100%. Rastergröße 1 km²; Grundlage: DLM25BW; Bildhintergrund: Landsat Mosaik Image 2000

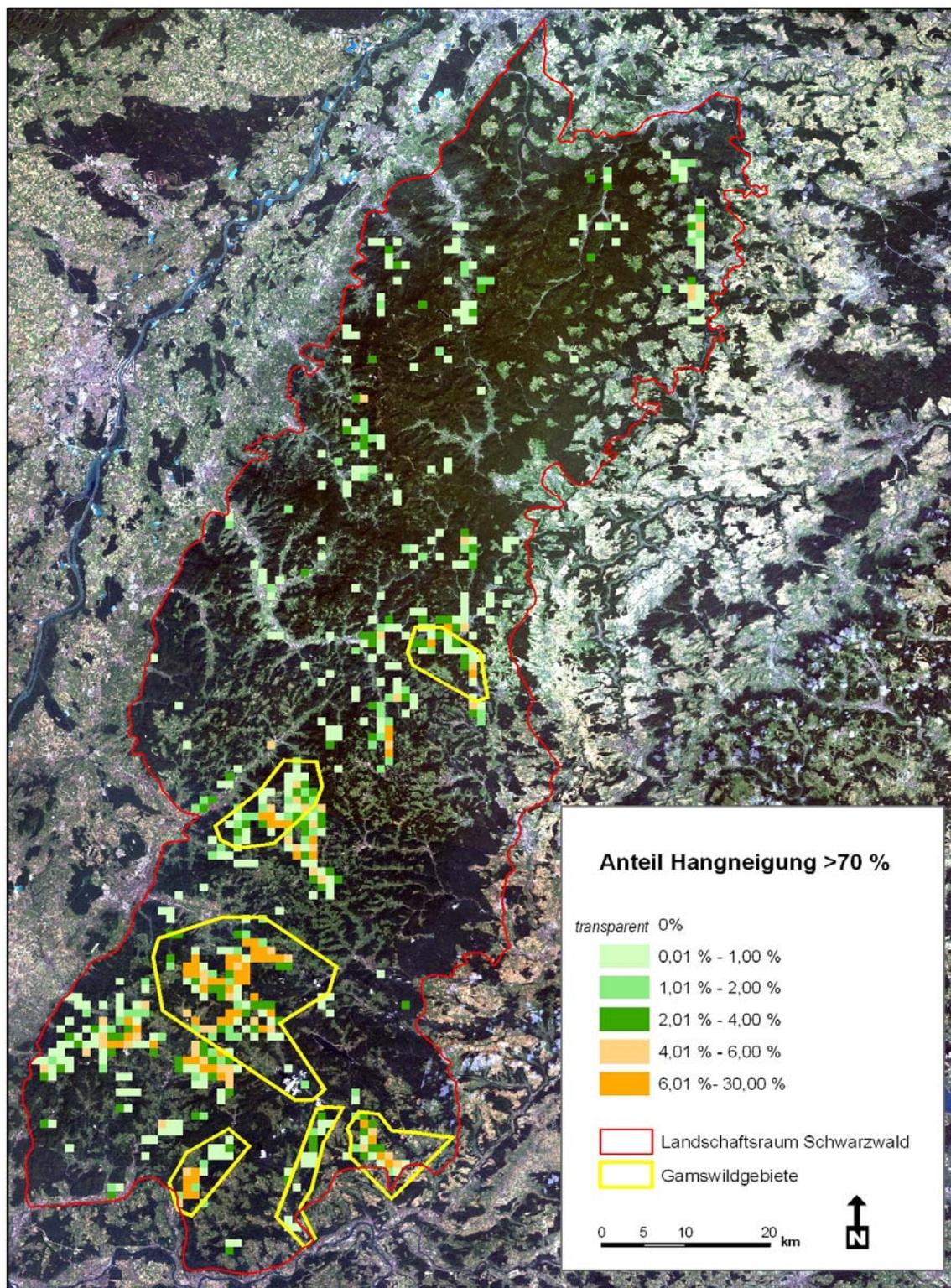


Abbildung 15: Anteile von Gebieten im Schwarzwald mit einer Hangneigung von mindestens 70%. Rastergröße 1 km²; Grundlage: DLM25BW, Bildhintergrund: Landsat Mosaik Image 2000

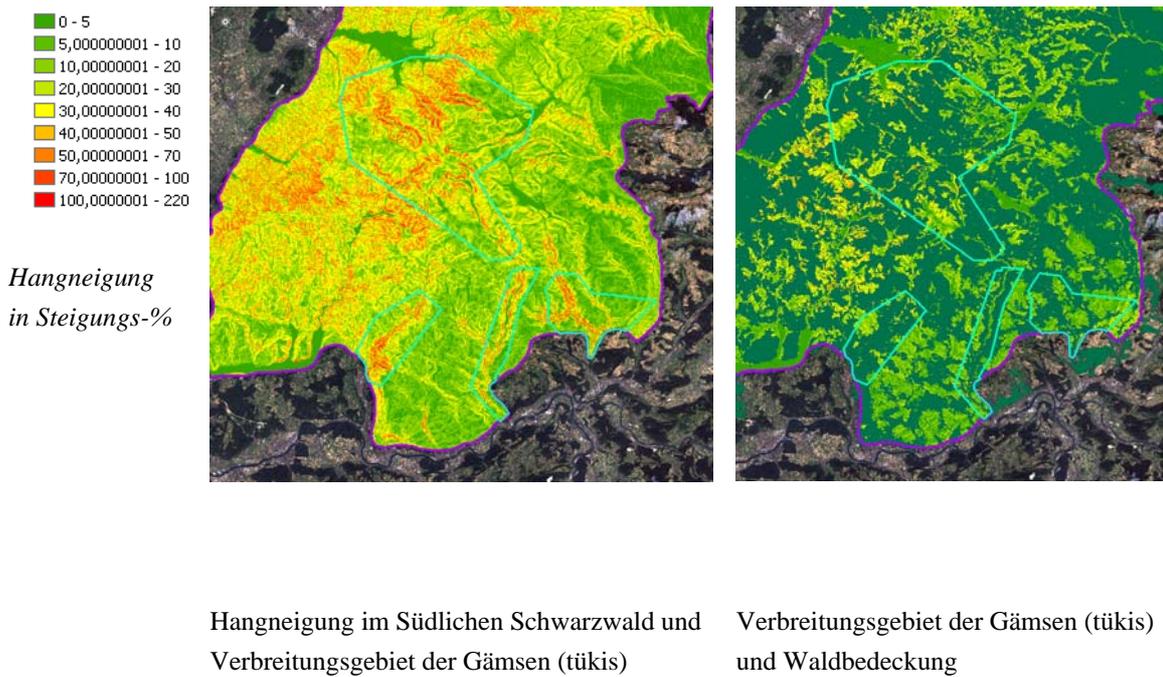


Abbildung 16: Hangneigung und Waldbedeckung im Südlichen Schwarzwald (Rasterweite 50m, Grundlage DHM 50).

Tabelle 8: Flächenanteile der Gams-Habitateneignungsklassen im gesamten Schwarzwald und in den Vorkommensgebieten der Gämsen im Schwarzwald im Vergleich.

	Schwarzwald gesamt		Gamsgebiete im Schwarzwald	
	Fläche [ha]	Anteil	Fläche [ha]	Anteil
Klasse 1	0,0	0,00%	0,0	0,00%
Klasse 2	200,0	0,03%	120,0	0,20%
Klasse 3a	4,0	0,00%	0,0	0,00%
Klasse 3b	27.208,1	4,42%	3.633,1	6,15%
Nicht geeignet	588.402,0	95,55%	55.313,2	93,65%
Summe	615.814,2	100,00%	59066,3	100,00%

Die Habitatanalyse zeigt, dass nirgendwo im Schwarzwald Gamslebensräume vorhanden sind, die hinsichtlich der Kombination von Steilheit, Freiflächen- und Felsanteil die Kriterien der Eignungsklasse 1 erfüllen. Ebenso wenig vorhanden sind Flächen der Kategorie 3a, die einen Freiflächenanteil und einen (reduzierten) Felsanteil fordert. Hinsichtlich der Klasse 2 und 3b weisen die Vorkommensgebiete der Gämsen höhere Flächenanteile als der restliche Lebensraum im Schwarzwald auf. Offensichtlich

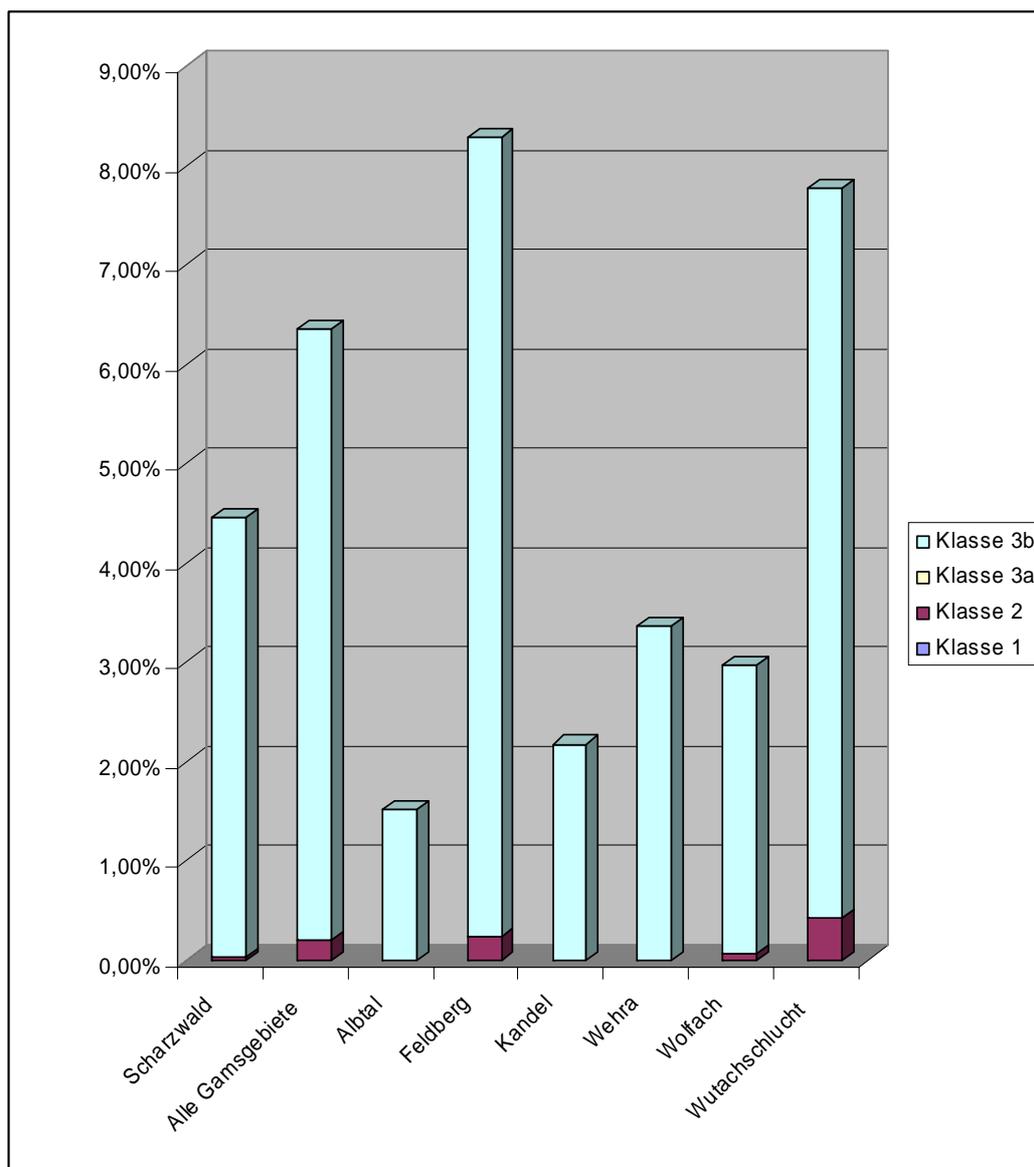


Abbildung 17: Eignung des Habitats zur Feinvermeidung für Gämsen im gesamten Gebiet des Schwarzwalds und in den einzelnen Verbreitungsgebieten der Gämsen im Schwarzwald (Klassifizierung: Tabelle 7)

befinden sich zumindest einige der Gamsvorkommen in den am besten geeigneten Gebieten des Mittelgebirges. Dieser Umstand wird aber dadurch stark relativiert, dass der Anteil der hinsichtlich Feindvermeidung ungeeigneten Habitate selbst in den Gamsgebieten bei über 90% liegt (Tabelle 8). Zwischen den einzelnen Gebieten mit Gamsvorkommen

bestehen hinsichtlich der Eignung zur Feindvermeidung nur sehr geringfügige Unterschiede (Abbildung 17).

Die Landschaftsanalyse im Testgebiet Schwarzwald zeigt, dass nirgendwo in diesem Mittelgebirge Habitatbedingungen vorliegen, die sich die Eignung zur Feindvermeidung betreffend, mit alpinen Gamshabitaten vergleichen lassen. Ausreichend steile Regionen beschränken sich auf sehr kleine Flächen, zusammenhängende Felspartien liegen meist im Wald und sind von übersichtlichen Äsungsflächen räumlich getrennt. Damit ist eine Verzahnung von geeigneten Nahrungshabitaten und *escape terrain* nicht gegeben. Die Bedingungen für eine effektive Feindvermeidung stellen sich damit im Schwarzwald sogar noch erheblich schlechter dar als in dem von Baumann et al. 2000 in der Schweiz untersuchten „Waldgämsengebiet“, in dem sehr hohe durch den Luchs verursachte Mortalitätsraten bei Gämsen verzeichnet wurden.

7.4 Diskussion

Bei Anwendung der aus den alpinen Habitaten abgeleiteten Parametern zeigt sich, dass Gämsen im Schwarzwald gegenüber der Prädation durch Luchse grundsätzlich stärker exponiert sind als dies in alpinen Lebensräumen der Fall ist. Treten Luchse im Schwarzwald auf, sind bei entsprechend positiver Populationsentwicklung der Katzenart spürbare Eingriffe in die Gamswildbestände zu erwarten. In welchem Ausmaß der Luchs die Abundanz und Verteilung der Gämsen beeinflusst, ist mit den vorliegenden Erkenntnissen nur schwer abzuschätzen.

Die wenigen zur Verfügung stehenden empirischen Erhebungen zeigen unterschiedliche Auswirkungen des Luchses auf Gamswildbestände. Anfang der 1990ziger Jahre zeigten Untersuchungen im Turtmantal in den Schweizer Zentralalpen einen eindeutigen Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Luchses und einem massiven Rückgang der dortigen Gamsbestände (Haller 1992). Die Beutetierpopulationen wurden durch den Luchs deutlich reduziert, obwohl es sich hier um einen alpinen Lebensraum handelt, an den Gämsen auch hinsichtlich ihres Feindvermeidungsverhaltens sehr gut angepasst sind. Beachtet werden muss, dass es sich im Fall des Turtmantals um ein sog. Jagdbanngebiet handelt, in dem sich zum Zeitpunkt des Auftretens des Luchses sehr hohe Wilddichten vorfanden. Inwieweit Effekte einer verstärkten intraspezifischer Konkurrenz, z.B. eingeschränkte Konstitution oder Abdrängen in suboptimale Habitate, einen großen Teil der Gämsen gegenüber dem Luchs stärker exponierten, lässt sich schwer zu beurteilen.

Hinweise auf den Einfluss des Luchses in Gamspopulationen in nicht alpinen Lebensräumen geben langjährige Untersuchungen im Schweizer Jura. Die Erfassung von Luchsrissen über einen Zeitraum von zehn Jahren zeigte, dass Gämsen in den bewaldeten Gebieten des Jura (Waldanteil 53%) überproportional häufig vom Luchs gerissen werden und der Prädator dort die Bestandssituation der Gämsen verhältnismäßig stärker beeinflusst als die der dortigen Rehpopulation (Jobin et al. 2000). Molinari-Jobin et al. (2002) kalkulieren den Eingriff des Luchses in den Frühjahrbestand der Rehe in Schweizer Jura auf 9% und in den der Gämse im selben Gebiet auf 11%. Die Zuwachsraten für Rehe und Gämsen wurden im Untersuchungsgebiet nicht erhoben. Die Autoren legten deshalb aus anderen Gebieten beobachtete Zuwachsraten von 1,4 bzw. 1,7 für Rehe (Gaillard et al. 1997; Andersen and Linnell 2000) und 1,14 für Gämsen (Loison 1995) zugrunde und argumentieren, dass vor diesem Hintergrund Prädation durch den Luchs keinen begrenzenden Faktor für Rehe, jedoch aufgrund der für diese Paarhuferart eher suboptimalen Habitatbedingungen des Schweizer Jura durchaus für die Populationen der Gams darstellen könnte (Molinari-Jobin et al. 2002). Zu erwähnen ist hierbei, dass die genannten Zuwachsraten für Gämsen im entsprechenden nach einem seuchenbedingten Populationstief erhoben wurden und dementsprechend als eher hohe Zuwachsraten einzustufen sind.

Im Freiland wurde der Einfluss des Luchses auf Gämsen in unterschiedlichen Habitaten bislang nur in einer Forschungsarbeit verglichen (Baumann et al. 2000). Diese Arbeit zeigt, dass Gämsen gegenüber dem Luchs in nichtalpinen, vom Wald dominierten Lebensräumen in erheblich größerem Ausmaß exponiert sind als in Gebirgshabitaten. Aufgrund des mit solchen Untersuchungen verbundenen Aufwands muss sich die Arbeit – im Hinblick auf Aussagen zur Populationsdynamik – auf relativ kleine Stichproben sowie auf einen kurzen Ausschnitt der Populationsentwicklung beschränken.

Basierend auf den oben diskutierten Erkenntnissen deutet unsere Habitatanalyse an, dass Gämsen im Schwarzwald gegenüber Eingriffen des Luchses stark exponiert wären. Die habitatbedingten Möglichkeiten zur Feindvermeidung sind für Gämsen im Schwarzwald nach derzeitigen Erkenntnissen als suboptimal zu bezeichnen. Hinsichtlich Feindvermeidung wirken die verschiedenen Habitatrequisiten wie Steilheit, Felsanteil, Übersichtlichkeit des Geländes etc. nicht unabhängig voneinander. Deshalb ist zu hinterfragen, inwieweit der von uns entwickelte Kriterienkatalog tatsächlich Prüfgrößen für das Feindvermeidungspotential des Lebensraums widerspiegelt. Hinzu kommt, dass sich unsere Prüfgrößen ausschließlich auf Habitatfaktoren beziehen, das Ausmaß des Einflusses der Prädation aber von anderen Größen abhängen kann. Beispielsweise wurden beim Rotluchs (*lynx rufus*) geschlechterspezifische Unterschiede bei der Wahl der Beutetier-

spezies festgestellt (Fritts & Sealander 1978; Litvaitis et al. 1984). Dies trifft offensichtlich auch für den Eurasischen Luchs im Schweizer Jura zu, wo Gämsen hauptsächlich von männlichen Luchsen erbeutet werden, während weibliche Katzen bei entsprechendem Angebot mehrheitlich Rehe jagen. In diesem Zusammenhang ist interessant, dass sich Prädationsrate des Luchses auf Gämsen in einer bestimmten Region des Jura nach einem Rückgang männlicher Luchse um nahezu 25% reduzierte (Molinari-Jobin et al. 2002). Wie sich Prädation auf die Entwicklung von Beutetierbeständen auswirkt, hängt zudem nicht unerheblich davon ab, in welche soziale Klasse der Beutetierpopulation maßgeblich eingegriffen wird. Weil Luchse offensichtlich abhängig von ihrem Geschlecht und Alter neben verschiedenen Beutetierarten auch unterschiedliche alters- bzw. soziale Beutetierklassen bevorzugen, kann neben der Abundanz des Luchses auch die Zusammensetzung der Luchspopulation innerhalb eines bestimmten Gebietes eine Rolle für das Ausmaß des Eingriffes in die Beutebestände spielen.

Die Vorhersage der Entwicklungen von Räuber-Beute-Beziehungen in Kulturlandschaften ist komplex. Dies gilt umso mehr, wenn eine Raubtierart nach langer Abwesenheit in einen Lebensraum zurückkehrt und dort auf potentielle Beutetierarten trifft, die ihrerseits vom Menschen im betreffenden Lebensraum angesiedelt wurden. Um bereits vor dem Auftreten des Luchses in einem Gebiet möglichst realistische, quantitative Aussagen hinsichtlich des Prädationseinflusses auf eingebürgerte Schalenwildarten zu ermöglichen, sind weitergehende Erkenntnisse notwendig. Besonders wichtig ist, das Wissen um die Wirkungen und Zusammenhänge potentieller Prüfgrößen für Vorhersagemodelle zu verfeinern. Solche Untersuchungen sind aufwändig und erfordern aufgrund der nur spärlich vorhandenen empirischen Daten die Zusammenarbeit verschiedener Institutionen. Die Thematik ist jedoch von großem wissenschaftlichem Interesse und für den Schutz und das zukünftige Management von Großraubtieren äußerst relevant. Belastbare und plausible Aussagen zu den Auswirkungen einer Rückkehr großer Carnivoren auf ihre Beutetiere und damit auch auf Möglichkeiten der Jagd ausübung sind ein Schlüssel zur Akzeptanz gegenüber den betreffenden Raubtierarten in Westeuropa. Obwohl unsere Analysen keine sicheren quantitativen Vorhersagen zum potentiellen Eingriff des Luchses in z.B. die Gamsvorkommen des Schwarzwaldes erlauben, macht die vorliegende Arbeit trotzdem deutlich, dass spürbare Effekte einer Rückkehr des Luchses auf die Gämsen im Schwarzwald - zumindest im Laufe der Zeit - zu erwarten sind. Die möglichen Auswirkungen gilt es bereits im Vorfeld einer Rückkehr des Luchses transparent und sachlich mit den verschiedenen Interessensgruppen zu erörtern. Die vorliegende Arbeit kann eine Basis für die Vermittlung der ökologischen Zusammenhänge darstellen.

8 Synthese

8.1 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die Rückkehr von Großraubtieren nach Deutschland ist sowohl ökologisch als auch naturschutzpolitisch von großem Interesse. Aufgrund des Konfliktpotentials, das die Thematik beinhaltet, sowie vor dem Hintergrund stark fragmentierter und vom Menschen dicht besiedelter Lebensräume stellt die Rückkehr von Wolf, Luchs oder Bär in unsere Kulturlandschaften hohe Anforderungen an den Natur- und Artenschutz. Die Herausforderungen sind vielschichtig und betreffen ökologische und sozio-ökonomische Themenfelder. Die vorliegende Untersuchung erarbeitet Grundlagen für ein systematisches Vorgehen bei der Rückführung des Luchses in Kulturlandschaften. Aufgrund der unterschiedlichen hierbei zu berücksichtigenden thematischen Bereiche, ist die Arbeit modular aufgebaut.

Situation des Luchses in Deutschland. Regelmäßige Vorkommen des Luchses sind derzeit in Deutschland nur im Harz und im Gebiet des Bayerischen Waldes an der Grenze zu Tschechien und Österreich zu finden. Beide Vorkommen können noch nicht als gesicherte Populationen betrachtet werden. Nachweise der Katzenart liegen auch aus weiteren Regionen Deutschlands vor. Die Herkunft dieser in der Regel sehr weit von möglichen Quellpopulationen entfernt nachgewiesenen Luchse ist bislang ungeklärt. Illegale Aussetzungen oder aus Gehegen entlaufene Tiere können als Ursprung der spontan auftauchenden Luchse nicht ausgeschlossen werden.

Die Monitoringdaten aus der Harzregion zeigen, dass einzelne der dort ausgewilderten Luchse das Mittelgebirge verlassen haben und in das weitere Harzumland abgewandert sind. Nach derzeitigem Wissensstand zum Ausbreitungsverhalten des Luchses ist aber davon auszugehen, dass sich Luchspopulationen selbst bei hohem Populationsdruck innerhalb von Kulturlandschaften kaum ausbreiten (Zimmermann 2004). Die dazu in der Schweiz gewonnenen Erkenntnisse werden durch die Situation des Luchses in Deutschland gestützt, wo in verschiedenen Regionen seit Jahrzehnten immer wieder einzelne Luchse nachgewiesen werden, sich jedoch bislang ohne eine aktive Wiederansiedlung nirgendwo Vorkommen etablieren konnten. Vor diesem Hintergrund ist für die meisten Gebiete in Deutschland nicht zu erwarten, dass der Luchs durch selbständige Zuwanderung und ohne aktive Unterstützung wieder heimisch werden wird.

Derzeitiger Stand beim Luchsmanagement in Deutschland. Hinweise auf Luchse werden inzwischen in allen relevanten Gebieten in Deutschland mit Hilfe von Meldernetzwerken erfasst und durch geschulte Personen verifiziert. In nahezu allen von der Thematik betroffenen Bundesländern wird das Luchsmonitoring als langfristige Verwaltungsaufgabe verstanden.

Die Vorgehensweise beim Monitoring in den verschiedenen Gebieten beruht in der Regel auf der Erfassung von Zufallshinweisen. In allen Bundesländern werden die Hinweise inzwischen nachvollziehbar kategorisiert. Größtenteils erfolgt die Bewertung gemäß sogenannter SCALP-Kriterien bzw. lassen sich die zugrunde gelegten Bewertungsschemata in die drei SCALP-Bewertungskategorien überführen.

Die Monitoringdaten liegen somit prinzipiell in bundesweit qualitativ vergleichbarer Form vor. Quantitative Vergleiche zwischen den Regionen sind derzeit aber noch nicht ohne Weiteres möglich, weil nicht von einer flächendeckend identischen Intensität der Erfassung und Motivation der Melder ausgegangen werden kann. In einigen Bundesländern werden beispielsweise Prämien für Luchshinweise ausbezahlt. Solche Meldeprämien sind aus verschiedenen Gründen grundsätzlich zu hinterfragen.

Auffällig ist, dass in den meisten Regionen Deutschlands nur relativ wenige Hinweise der SCALP-Kategorie 2 anfallen. Diese indirekten, durch Experten überprüften Hinweise sind von hoher Aussagekraft und bilden die Basisdaten eines Luchsmonitorings. Der intensiven Überprüfung von indirekten Nachweisen im Feld kommt deshalb vor allem in solchen Gebieten eine große Bedeutung zu, in denen die Situation des Luchses noch weitgehend ungeklärt ist (Kaphegyi et al. 2006). Eine intensive Überprüfung indirekter Nachweise setzt voraus, dass die lokalen Experten und Luchsberater zeitnah informiert und die Hinweise dann auch unverzüglich im Freiland überprüft werden. Eine grundsätzliche Intensivierung der Überprüfung von C 2 – Hinweisen lässt eine maßgebliche Erhöhung der Aussagekraft des Luchsmonitorings in nahezu allen betroffenen Regionen in Deutschland erwarten.

Darüber hinaus fielen im Rahmen unserer Analyse das Monitoring betreffend eher marginale Inkonsistenzen auf, die vor allem die Auswertung und die Darstellung der Monitoringdaten betreffen. Beispielsweise werden zum Teil fotografische Aufnahmen, die mittels gezielt platzierten (z.B. an Rissen) Fotofallen gewonnen wurden, als C1 Nachweise im Zusammenhang mit Zufallshinweisen dargestellt.

Um bei der Planung und auch im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit rasch auf die Meldesituation reagieren zu können, ist die zeitnahe Bereitstellung der Daten wichtig. Regelmäßige öffentlich zugängliche Monitoring-Berichte sind bislang die Ausnahme und werden nur von der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz für das Gebiet des Pfälzerwaldes verwirklicht. Die verzögerte Aufarbeitung und Veröffentlichung der Monitoringdaten verhindert einen aktuellen Überblick über die Situation des Luchses und kann zu Einbußen bei der Informationsqualität der Daten führen. Das von uns entwickelte und im Rahmen eines komplementären Projekts optimierte Monitoring-Erfassungs-Werkzeug kann die Erfassung, Aufarbeitung und zeitnahe Darstellung der Monitoringdaten wesentlich unterstützen.

Bis auf wenige Ausnahmen verfügen inzwischen alle Länder über eigene *on-line* Auftritte, die zur Verbreitung und Bereitstellung von Informationen für die Öffentlichkeit sehr gut geeignet sind. Aufgrund der Internetauftritte der Länder ist der Bedarf an einer zentralen Großraubtier – Informations-Webseite nicht vorhanden. Eine zentrale *Internet-Plattform* ist nur dann sinnvoll, wenn die dort angebotenen Informationen über das Angebot der von den Ländern geschalteten *web-sites* hinausgehen. Ein von den Ländern gemeinsam regelmäßig erstellter Monitoring-Bericht könnte ein solches Angebot darstellen. Zu prüfen ist aber, ob für die Verteilung solcher Informationen nicht weniger aufwändige bzw. bereits vorhandene Werkzeuge genutzt werden können.

Die bisher in verschiedenen Bundesländern durchgeführten genetischen Analysen verdeutlichen, dass die hinsichtlich der Herkunftsnachweise in diese Methode gesetzten Erwartungen deutlich relativiert werden müssen. Abgesehen von labortechnischen Schwierigkeiten, aus im Freiland gewonnenen Proben ausreichend Luchs-DNA zu extrahieren, lassen sich gewonnene DNA-Profile häufig nicht eindeutig einer potenziellen Herkunftspopulation zuordnen. Dieses Problem wurde durch das Aussetzen von in Gefangenschaft gezüchteten Luchsen noch erheblich verschärft. Ein genetisches Monitoring der in Deutschland vorkommenden Luchse ist trotzdem wichtig, um Einblicke in die genetische Struktur einer sich möglicherweise gründenden Population zu erlangen. Allerdings ist darauf zu achten, dass sämtliche Analysen mittels deutschlandweit und mit den Nachbarländern abgestimmten, vergleichbaren Methoden durchgeführt werden.

Ebenfalls wichtig im Zusammenhang mit der Herkunftsfrage der auftretenden Luchse ist der Einblick in bzw. die Kontrolle von Gehegehaltungen. Die Zusammenarbeit der Monitoring-Verantwortlichen mit den Behörden, die für die Genehmigung und Überwachung

von Gehegehaltungen zuständig sind, sowie der direkte Kontakt und die Kooperation mit den Gehegebetreibern sollte aufgebaut werden.

Unsere Analyse verdeutlicht, dass Verbesserungen und Modifizierungen beim Luchsmo-
nitoring in Deutschland weniger auf der inhaltlich-methodischen Seite notwendig sind.
Die methodischen Anforderungen sind klar und können durch die in den Ländern tätigen
Experten ohne weiteres bewältigt werden. Weitere Investitionen in Methodik-Manuals
sind deshalb nicht notwendig. Für Vorgehensweisen, wie beispielsweise Fotofallenmoni-
toring, die über die Erfassung von Zufallshinweisen hinausgehen, stehen fundierte und
umfassende Informationen öffentlich zugänglich zur Verfügung (Zimmermann et al.
2007; Fattebert et al. 2008; Breitenmoser et al. 2006).

Eine grundsätzliche Ausweitung der Ressourcen für Monitoring ist differenziert zu be-
trachten. Die geringe Hinweisdichte in den meisten Regionen bedingt, dass die Arbeiten
im Rahmen der Erfassung und Verifizierung sehr unregelmäßig anfallen und dadurch
schwer planbar sind. Am ehesten dürften sich die Arbeitskapazitäten für das Monitoring
über ehrenamtliche Mitarbeiter erweitern lassen. Im Gegenzug ist es wichtig, die Motiva-
tion der eher selten zum Einsatz kommenden Luchsberater aufrecht zu halten. Entschei-
dend ist, die Berater eng in das Geschehen einzubinden und ihnen Rückkopplung und
Einblicke in Datenlage zu bieten, die über die öffentlich zugänglichen Informationen hin-
ausgehen. Jährliche Berichte und Treffen reichen hierfür sicher nicht aus. Auch hier kann
das bereits zur Verfügung stehende Erfassungswerkzeug wichtige Funktionen überneh-
men und den Arbeitsaufwand für die hauptamtlich mit dem Monitoring befassten Perso-
nen reduzieren. Neben der effizienten Datenerfassung – die Berater können Hinweise
direkt in das Werkzeug eingeben – besteht zusätzlich die Möglichkeit, die ehrenamtlichen
bzw. externen Luchs-Berater über das Werkzeug in den Informationsfluss einzubinden
(BfN Z.1.3 – 892 11 – 3/07).

In nahezu allen betroffenen Bundesländern haben sich die in die Thematik involvierten
Interessensgruppen zu Arbeitsgemeinschaften zusammengeschlossen. Regelmäßige Tref-
fen dienen dem Informationsaustausch und mildern potenzielle Konflikte ab. Ohnehin
sind aufgrund der geringen Abundanz des Luchses aktuell gravierende Konflikte nicht
vorhanden.

Bei regelmäßigem Vorkommen des Luchses muss mit Schäden an kleineren Weidetierar-
ten wie Schafen und Ziegen gerechnet werden. Zur Umsetzung geeigneter Präventions-

maßnahmen liegen umfassende Erfahrungen und Handreichungen vor (Angst et al. 2000f; Angst et al. 2002). Die für das Management notwendigen Informationen sind öffentlich zugänglich und können abgerufen werden (www.kora.ch). Entsprechende Handbücher müssen für Deutschland nicht nochmals separat erstellt werden.

Zur Kompensation von Schäden, die der Luchs an Haustieren verursacht, wurden in einigen Bundesländern bereits im Vorfeld einer Rückkehr der Raubkatze entsprechende Fonds eingerichtet. Die Erfahrungen aus der benachbarten Schweiz zeigen, dass die zu erwartenden Schäden, die Luchse an Weidetieren verursachen, im Vergleich zum Schadensumfang durch andere Großraubtiere eher moderat sind und sich aufgrund bestimmter verhaltensökologischer Aspekte als zuverlässiger prognostizierbar darstellen (s. Kap. 3).

Ein weiteres Konfliktfeld neben den erwähnten Schäden an Weidetieren bietet die Jagd, wobei die vermeintliche Konkurrenz Luchs – Jäger als Konfliktpunkt jedoch weitestgehend überwunden scheint. Bedenken werden vielmehr darüber geäußert, dass die Anwesenheit des Luchses Veränderungen der Jagdausübung nach sich ziehen könnte. Bei der Bearbeitung dieses Themenkomplexes muss zur Kenntnis genommen werden, dass der Luchs nur ein Element in dem häufig emotionsgeladenen Diskussionsfeld Wald – Wild darstellt. Kooperationsfördernd und vertrauensbildend in diesem Zusammenhang sind Ansätze z.B. in Bayern und Baden-Württemberg, die darauf abzielen, einen Großteil der Verantwortung für die Abschussplanung auf die Jägerschaft zu übertragen und damit mehr Flexibilität bei der Umsetzung forst- und jagdwirtschaftlicher Managementziele zu erreichen.

Weitere mögliche Konflikte im Zusammenhang mit der Jagd ergeben sich durch potenzielle Eingriffe des Luchses in die Populationen eingebürgerter Ungulaten. Diese Wildarten stehen dort wo sie vorkommen meist im Zentrum des jagdlichen Interesses. Aufgrund fehlender Anpassung an die Lebensräume, in denen sie ausgewildert wurden, sind diese Arten möglicherweise gegenüber zurückkehrenden großen Prädatoren überproportional exponiert (Molinari-Jobin et al. 2002; Babotai et al. 2000; Baumann et al. 2000). Welchen Einfluss der Luchs auf die Populationen eingebürgerter Huftierarten ausübt, ist derzeit nur ansatzweise untersucht (s. Kap. 7). Neben dem reinen Managementaspekt ist diese Frage deshalb auch von erheblichem wissenschaftlichem Interesse.

Identifizierung von Luchslebensräume in Kulturlandschaften. Das Auftreten des Luchses in Deutschland wird häufig sehr medienwirksam dargestellt. In weiten Teilen der Öffentlichkeit entsteht dadurch der Eindruck, die einst ausgerottete Raubkatze hätte sich bereits wieder etabliert bzw. ihre Rückkehr wäre bereits erfolgreich im Gange. Im Gegen-

satz zum Wolf stellt sich das Ausbreitungsverhalten des Luchses jedoch als sehr konservativ dar. Die Aufarbeitung des derzeit zur Verfügung stehenden Wissens macht deutlich, dass von einer selbständigen Rückkehr der Raubkatze in die potentiell in Deutschland zur Verfügung stehenden Habitate zumindest in näherer Zukunft nicht auszugehen ist. Die Etablierung überlebensfähiger Luchspopulationen ist in den meisten Regionen Deutschlands offensichtlich auf aktive Unterstützung des Menschen angewiesen. Wiederansiedlungsmaßnahmen für große Beutegreifer sind langwierig und aufwändig. Vor dem Hintergrund knapper Ressourcen kommt der Auswahl der für die Maßnahmen geeigneten Gebiete eine Schlüsselrolle zu, wobei die Auswahlkriterien auf ökologischen aber auch auf soziologischen und ökonomischen Zusammenhängen basieren.

Für die Gebietsauswahl nach ökologischen Gesichtspunkten wird in der Regel die Durchführung von Lebensraumanalysen empfohlen. Die momentan für den Luchs verfügbaren Habitat- und Ausbreitungsmodelle sollen als Werkzeuge für derartige Analysen dienen. Zwar sind die derzeit zur Verfügung stehenden Modelle in sich konsistent, die Parametrisierung der Modelle muss sich jedoch auf eine verhältnismäßig geringe Datenbasis beschränken, was das Verhalten des Luchses in Kulturlandschaften anbelangt. Hinzu kommt, dass die Habitatanalysen und Korridorberechnungen auf Geodatenätze aufbauen müssen, von denen nicht klar ist, inwieweit sie die Klassifizierung in Habitattypen sowie die räumliche und zeitliche Auflösung betreffend, geeignet sind, um das Raumnutzungsverhalten des Luchses in Kulturlandschaften repräsentieren zu können. Das heißt, die zur Verfügung stehenden Methoden können zwar grundsätzlich für Lebensraumanalysen herangezogen werden. Die Ergebnisse stellen aber lediglich eine Quantifizierung einer Landschaft gemäß der Analyse zugrundeliegenden vordefinierten Habitatkategorien dar. Ohne das entsprechende Wissen, wie sich der Luchs tatsächlich gegenüber den einzelnen Habitattypen verhält, sind Aussagen zur Eignung von potentiellen Luchslebensräumen nur bedingt möglich. An dieser Stelle wird deutlich, dass präzisere Aussagen und damit auch verlässlichere Prognosen hinsichtlich der Eignung von Luchslebensräumen weniger über verbesserte Modellertechniken zu erwarten sind, vielmehr sollte das Wissen zur Verhaltensökologie des Luchses in vom Menschen intensiv genutzten Kulturlandschaften verdichtet werden.

In Deutschland lassen sich derartige Informationen momentan nur in Bayern oder in der Harzregion erarbeiten. Die in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt gestarteten Telemetrieprojekte könnten wichtige Beiträge dazu leisten. Allerdings müssten die Projekte konzeptionell auf die für eine Rückkehr des Luchses in Kulturlandschaften relevanten Fragestellungen ausgerichtet werden. Dies ist wiederum nur bei einer erheblichen Erweiterung des Umfangs der jeweiligen Projekte möglich. Entsprechende Investitionen

in Projekterweiterungen sind allerdings nur dann sinnvoll, wenn die beiden derzeit in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt gestarteten Vorhaben inhaltlich eng verzahnt werden und dauerhaft kooperieren.

Prädationsrisiko von Weidetieren. Schäden an Nutztieren stellen grundsätzlich eine zentrale Thematik beim Management großer Beutegreifer dar. Mit der vorliegenden Arbeit konnten Einblicke in die Zusammenhänge des Prädationsverhaltens des Luchses und des Schadensaufkommen in Luchsgebieten gewonnen werden. Hierfür analysierten wir Luchsübergriffe auf Haustiere, die über einen Zeitraum von 16 Jahren in den Schweizer Nordwestalpen erfasst und dokumentiert wurden (s. Kap. 3).

Hauptsächlich betroffen von Luchsattacken auf Weidetiere sind Schafe. Die Anzahl gerissener Tiere ist im Verhältnis zur Gesamtzahl der Schafe, die sich auf den Weiden befinden, sehr gering. Obwohl sie nach Größe und Verfügbarkeit zu urteilen als Luchsbeute geradezu prädestiniert erscheinen, passen Schafe offensichtlich nicht ins Beuteschema des Luchses. Luchsattacken auf Schafe erfolgen nahezu ausschließlich aus der Deckung des geschlossenen Waldes heraus, wobei in der Regel nur ein Tier pro Angriff getötet wird. Obwohl Schafe für den Luchs sicher mühelos zu erbeuten sind, weicht die Raubkatze bei ihren Angriffen nicht von ihrer Jagdstrategie als Ansitzjäger ab, die notwendig ist, um natürliche Beute wie Rehe und Gämsen zu überraschen. Interessant ist, dass sich dieses Verhalten gegenüber Schafen nicht änderte, obwohl Luchse seit ihrer Wiederansiedlung in den 1970ziger Jahren Erfahrungen mit den grundsätzlich leichter zu erbeutenden Weidetieren sammeln konnten. Dementsprechend zeigten unsere Auswertungen, dass das Prädationsrisiko für Schafe im Wesentlichen durch den Abstand des Aufenthaltsorts eines Tieres zum nächstgelegenen Waldrand bestimmt wird. Darüber hinaus deutete sich an, dass je nach Gebietsstruktur weitere Faktoren, wie beispielsweise die Besiedlungsdichte durch den Menschen das Prädationsrisiko möglicherweise beeinflussen. Die Wirkung von Faktoren, die mit Besiedlungsdichte und Infrastruktur in Zusammenhang stehen, konnte mit den uns vorliegenden, auf den siedlungsfernen alpinen Weiden erhobenen Daten jedoch nicht vertiefend analysiert werden.

Neben Abwehrmaßnahmen gegenüber Luchsangriffen stellt das Entfernen schadenstiftender Tiere eine praktizierte Managementmaßnahme dar. In bestimmten Fällen, wenn das Tier z.B. durch Krankheit nicht in der Lage ist, natürliche Beute zu jagen, kann der Abschuss sogenannter Schädlichse die ultima ratio darstellen. Grundsätzlich bedeutet die Entnahme aber immer auch einen erheblichen Eingriff in die Luchspopulation. Deshalb sind die Kriterien für die Entnahme von Tieren aus der Wildbahn sehr sorgfältig zu definieren.

Verschiedene Untersuchungen aus dem Französischen Jura befassten sich mit dem Prädationsrisikos von Schafen durch den Luchs. Die betreffenden Autoren stellten fest, dass sich Luchsübergriffe auf bestimmten Weiden fortsetzten, obwohl dort schadenstiftende Luchse entfernt wurden. Postuliert wurde, dass sich aufgrund spezifischer Eigenschaften bestimmter Weiden Luchsübergriffe in sogenannten Schadens - „hot spots“ konzentrieren. Durch Übertragung der in diesen Arbeiten formulierten normativen Definition ließen sich auch im Gebiet der Schweizer Nordwestalpen solche „Schadensbrennpunkte“ ausweisen. Unsere Analysen ergaben jedoch, dass Faktoren, die sich auf die Landschaftsstruktur beziehen, wie z.B. die Distanz eines Schafes zum Wald, nicht für das Zustandekommen der vermeintlichen Schadens - hot spots verantwortlich sind. Wir können vielmehr zeigen, dass die räumlich inhomogene Verteilung der Luchsübergriffe maßgeblich von der Vorkommensdichte der Schafe im jeweiligen Gebiet abhängt.

Neben Landschaftsfaktoren wurde das Angebot an natürlicher Beute als Einflussfaktor auf die Häufigkeit von Luchsübergriffen auf Nutztiere vermutet. Abundanzen von Wildtieren lassen sich grundsätzlich nur schwer erfassen. Wir testeten, ob und inwieweit sich aus vorhandenen Datensätzen zu verschiedenen Mortalitätsursachen bei Rehen, Gämsen und beim Luchs Kenngrößen zur Populationsentwicklung dieser Arten ableiten lassen (s. Kap. 6). Durch Verschneidung verschiedener Datenquellen konnte ein Optimum an verfügbarer Information für einen Zeitraum von 1990 bis 2005 für unser Bezugsgebiet in den Schweizer Nordwestalpen herausgearbeitet und mittels Methoden der Zeitreihenanalyse untersucht werden. Inhaltlich weisen die Resultate auf einen eher geringen Einfluss des Luchses auf die Populationsentwicklung von Gämsen und Rehen im Untersuchungsgebiet hin. Die Analysen machten aber deutliche Einschränkungen sichtbar, was die Eignung verschiedener Kenngrößen als Schätzer für Luchs- bzw. Gämsen- und Rehwildabundanzen betrifft. Vor allem Jagdstatistiken, die aufgrund ihrer Verfügbarkeit häufig als Dichteindikatoren für Ungulatenpopulationen verwendet werden, erwiesen sich als wenig robuste Parameter.

Als Fazit lässt sich festhalten, dass in Luchsgebieten immer mit Übergriffen der Raubkatze auf kleinere Weidetiere wie Schafe oder Ziegen gerechnet werden. Obwohl Schafe grundsätzlich leicht zu erbeuten sind, verursacht der Luchs lediglich einen geringen Anteil der Gesamtmortalität gesömmerter Schafe. Ursächlich hierfür scheint der Umstand, dass Luchse bei Angriffen auf augenscheinlich leicht zu erbeutende Schafe im Wesentlichen an den Verhaltensmustern des Überraschungsjägers festhalten. Aufgrund des langen Betrachtungszeitraums der vorliegenden Analysen kann davon ausgegangen werden, dass

dieses Verhaltensmuster seitens des Luchses auch dann beibehalten wird, wenn Luchse und Schafe über längere Zeiträume im selben Gebiet vorkommen.

Auf der Basis momentan verfügbarer Prüfgrößen konnte kein Zusammenhang zwischen der Verfügbarkeit natürlicher Beute und der Häufigkeit von Luchsübergriffen auf Haustiere festgestellt werden. Unter den im Untersuchungszeitraum herrschenden Bedingungen hängt die Schadenshöhe offensichtlich vor allem von der Häufigkeit der Begegnungen von Luchs und Schafen ab.

Schadensprognosen für potentielle Luchsgebiete. Hier testeten wir, in wie weit sich die gewonnenen Erkenntnisse für Schadensprognosen in potentiellen Luchsgebieten umsetzen lassen (s. Kap. 4). Das grundsätzlich eher geringe Schadaufkommen zeigt, dass Schäden durch den Luchs in jedem Fall von einer geringeren ökonomischen Dimension sind als dies bei Wolf oder auch Bär zu erwarten ist. Die Sicherheit von Schadensprognosen für den Luchs wird dadurch erhöht, dass die Raubkatze auch bei Übergriffen auf Weidetiere an der Strategie des Überraschungsjägers festhält und zudem Schafe offensichtlich dem Beuteschema des Luchses nicht in dem zu erwartenden Maß entsprechen. Diese Zusammenhänge lassen keine besonders großen Schwankungen der Schadensraten erwarten. Das bedeutet selbstverständlich nicht, dass von dauerhaft gleichbleibenden Schadensumfängen ausgegangen werden kann. Die Entwicklung der Luchsschäden in der Schweiz zeigt, dass bei zunehmender Abundanz des Prädatoren innerhalb eines Gebietes die Schäden durchaus zunehmen können.

Landschaftsanalysen für das Testgebiet Schwarzwald weisen eine deutlich höhere Risikobewertung hinsichtlich des Faktors Distanz der Schafe zum Waldrand auf als für die Weidegebiete in den Nordwestalpen. Andererseits könnten Faktoren wie beispielsweise die Dichte menschlicher Besiedlung das Prädationsrisiko im Schwarzwald relativieren. Wie erwähnt, können Effekte dieses potentiellen Faktors aufgrund fehlender Daten bislang nicht weitergehend analysiert und quantifiziert werden. Deutlich wird an dieser Stelle, dass in allen Gebieten, in denen Luchse auftreten, entsprechende Daten systematisch erfasst und für Auswertungen zugänglich gemacht werden müssen.

Strukturanalyse der Schafhaltung im Schwarzwald. Häufig wird das Ausmaß der an Weidetieren verursachten Schäden als ausschlaggebend für die Akzeptanz betrachtet, die Großraubtieren wie dem Luchs entgegengebracht wird. Den Luchs betreffend wird die ökonomische Relevanz der Schäden offensichtlich häufig überschätzt, was möglicherweise einen eher ineffizienten Ressourceneinsatz beim Schadensmanagement resultiert. Die Schadensregulierung im Großraubtiermanagement basiert in der Regel auf den Pfeilern

Prävention und Entschädigung. Vor allem den Präventionsmaßnahmen kommt dabei eine wichtige Bedeutung zu, weil sie bereits vor der Schadensentstehung ansetzen und dadurch zusätzlichen Konfliktpotentialen wie Entschädigungsmissbrauch und nicht eindeutig zu beurteilenden Schadensfällen vorbeugen. Zudem bieten sich im Rahmen der Konzeption und vor allem bei der Umsetzung von Präventionsmaßnahmen sehr gute Möglichkeiten, Interessensgruppen und unmittelbar betroffene Tierhalter direkt in das Vorgehen einzubinden. Diese offenkundigen Vorteile bergen jedoch die Gefahr eines ineffizienten Ressourceneinsatzes, nämlich dann, wenn die Aufwendungen für entsprechend wirksame Präventionsmaßnahmen die Kosten für eine Entschädigung bei weitem übersteigen. Diese Situation kann vor allem bei insgesamt geringen Schadensumfängen und eher sporadisch anfallenden Schadereignissen auftreten. Sobald Präventionsmaßnahmen offensichtlich gegen ökonomische Grundsätze verstoßen, ist auch ihre akzeptanzfördernde Wirkung in Frage gestellt, weil die getätigten Aufwendungen leicht als leichtfertige und unangebrachte Verschwendung verstanden werden können. Hier wird klar, dass das Verhältnis von Prävention und reinen Entschädigungsleistungen sehr sorgfältig abgewogen werden muss. Die Einkommensstruktur und Einkommensquellen der Schafhalter in einer bestimmten Region spielt hierbei möglicherweise eine wichtige Rolle. Wird ein Großteil der Erlöse aus Primärprodukten der Schafhaltung erzielt, werden Schäden durch den Luchs sicher eher als schmerzhafteste Verluste betrachtet als dies der Fall ist, wenn Schafe hauptsächlich im Rahmen des Vertragsnaturschutzes unter Gesichtspunkten der Landschaftspflege gehalten werden. Meist werden beide Einkommensquellen genutzt. Eine Strukturanalyse der Schafhaltung im Schwarzwald soll das Verhältnis der beiden Einkommensquellen herausarbeiten und aufzeigen, inwieweit die Thematik entscheidungsrelevante Aspekte für ein Großraubtiermanagement beinhaltet. Die Analyse zeigt, dass Primärprodukte zwar noch immer einen wichtigen Anteil der aus der Schafhaltung erzielten Erlöse ausmachen. Aufgrund der zunehmenden Relevanz des landschaftspflegerischen Einsatzes von Schafen und Ziegen und die sich daraus ergebenden Einkommensquellen für die Halter wird jedoch zudem deutlich, dass Kosten-Nutzen-Kalkulationen für Präventionsmaßnahmen Eingang in das Großraubtiermanagement vor allem in Kulturlandschaften finden sollten (s. Anhang III; Kap. 5).

Prädationsexposition von eingebürgerten Paarhuferarten. In verschiedenen Regionen Deutschlands kommen Paarhuferarten außerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete vor. Die entsprechenden Arten werden in der Regel inzwischen als heimisch betrachtet bzw. durch das Jagdrecht als heimische Wildarten definiert. Die Verwundbarkeit dieser Vorkommen gegenüber Fressfeinden kann die Akzeptanz, die zurückkehrenden Groß-

raubtiere seitens der Jagd entgegengebracht wird, regional maßgeblich beeinflussen. Ungulaten, die in Gebieten angesiedelt wurden, die nicht ihren natürlichen Habitaten entsprechen, sind dort möglicherweise in ihrem Feinvermeidungsverhalten beeinträchtigt und deshalb einem überproportionalen Prädationsdruck ausgesetzt. Weil die angesiedelten Paarhuferarten meist als attraktives Jagdwild gelten, kann sich ein Konfliktpotential im Zusammenhang mit dem Auftreten großer Beutegreifer ergeben. Fundierte Einschätzungen hinsichtlich möglicher Auswirkungen der Prädation auf die Populationsentwicklung der entsprechenden Paarhuferarten sind deshalb eine Grundlage für sachliche Diskussionen und damit Voraussetzung für die langfristige Re-Etablierung von Großraubtieren. Am Beispiel der im Schwarzwald angesiedelten Gämsen testeten wir Möglichkeiten für die Erstellung entsprechender Prognosen. Hierfür wurden aus derzeit zur Verfügung stehenden Forschungsarbeiten Parameter abgeleitet, um Gamshabitate hinsichtlich ihrer Eignung zur Feinvermeidung beurteilen zu können. Die entsprechende Analyse ergab, dass der Schwarzwald Gämsen nur sehr unzureichende Möglichkeiten zur Vermeidung von Fressfeinden bietet (s. Kap. 7). Die Aussagekraft der Untersuchung wird jedoch durch die geringe Datenbasis, die der Parametrisierung zugrunde liegt, stark eingeschränkt. Zudem muss sich die Arbeit zum momentanen Zeitpunkt noch rein auf die Analyse der Habitatausstattung beschränken. Möglicherweise relevante Einflussfaktoren wie z.B. Alters- und Sozialstruktur der Räuber- und der Beutepopulationen oder das Angebot an alternativer Beute können aufgrund noch fehlender Erkenntnisse und Daten derzeit noch nicht in die Bewertung integriert werden. Untersuchungen in diesem Themenfeld sind sehr aufwändig und müssten in großem Umfang in Gebieten mit unterschiedlicher Lebensraumausstattung und unter Anwesenheit von Luchs- und Beutetierpopulationen durchgeführt werden. Die Thematik ist nicht nur für das Management relevant, sondern bietet vor allem interessante Möglichkeiten, Mechanismen von Räuber – Beute – Beziehungen unter Kulturlandschaftsaspekten intensiv zu untersuchen - ein Thema das zukünftig sicher an Bedeutung gewinnen wird, falls die Rückkehr von Großraubtieren in westeuropäische Lebensräume ernsthaft unterstützt werden soll.

8.2 Schlussfolgerungen

Im Unterschied zum Wolf, der durch selbständige Zuwanderung die Durchführung von Managementmaßnahmen für jedermann nachvollziehbar erforderlich macht, ist im Fall des Luchses die aktive Unterstützung der Rückkehr der Raubkatze notwendig, um eine dauerhafte Etablierung und Verbreitung dieses ehemals heimischen Beutegreifers in Deutschland überhaupt erst zu ermöglichen. Damit ist die zentrale Frage, die sich den für ein Luchsmanagement in Deutschland Verantwortlichen derzeit stellt, klar vorgegeben: Es muss darüber entschieden werden, ob Luchspopulationen in weiteren Gebieten neben Harz und Bayerisch-Böhmischen Wald etabliert werden sollen. Solange die übergeordneten Zielvorgaben nicht klar definiert sind, laufen auch *Managementpläne*, die teilweise bereits für einzelne Regionen bzw. Bundesländer entwickelt wurden, ins Leere. Die derzeit auf Länderebene verfügbaren Konzepte beschränken sich auf Vorgaben zum Umgang mit der jeweils vorherrschenden Situation. Zwar stellt dies die originäre Aufgabe von Managementplänen dar, innerhalb einer konsistenten *Gesamtstrategie* müssen jedoch den Managementplänen zunächst *Aktionspläne* vorgeschaltet werden, in denen übergeordnete Ziele definiert und der Handlungsablauf zur Erreichung des Gesamtziels dargestellt ist. Diese wichtigen Schritte wurden bei den Bemühungen um eine Etablierung des Luchses in Deutschland bislang ausgelassen.

Um die Rahmenbedingungen und Voraussetzungen für die Rückkehr der Raubkatze nach Deutschland zu schaffen, sind zunächst grundsätzliche Fragen zu klären:

1. Soll die Etablierung des Luchses in Deutschland aktiv unterstützt werden?
2. In welche Regionen soll der Luchs zurückkehren?
3. Ist eine länderübergreifende Ressourcen- und Aufgabenverteilung zwischen den Bundesländern im Sinne eines Luchsmanagement auf Metapopulationsebene grundsätzlich gewollt und möglich?

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit können grundlegende Entscheidungen zum zukünftigen Umgang mit dem Luchs in Deutschland unterstützen. Unsere Analysen zeigen Forschungsbedarf auf, sie machen aber auch deutlich, welche Bereiche derzeit nicht oder nicht mehr im Zentrum der Anstrengungen und Investitionen stehen müssen. Klar wurde beispielsweise, dass auf Länderebene kein weiterer Entwicklungsbedarf beim Monitoring und hinsichtlich der Methoden zur Schadensprävention besteht. In allen in Frage kom-

menden Regionen stehen den verantwortlichen Behörden Fachleute zur Verfügung. Hinsichtlich Methodik und technischen Anleitungen zur Umsetzung kann bereits seit geraumer Zeit auf umfangreiche Erfahrungen (Kaphegyi et al. 2009; Kaphegyi et al. 2006; Anders 2008; Huckschlag 2007; Kaczensky et al. 2009) und auf öffentlich zugängliches Material aus den Nachbarländern, namentlich aus der Schweiz, zurückgegriffen werden (Angst 1998; Angst et al. 2000g; Angst et al. 2002). Zur Unterstützung einer effizienten Datenverarbeitung und Vorbereitung eines länderübergreifenden Monitoring-Datenaustauschs steht seit dem Frühjahr 2009 ein on-line Erfassungswerkzeug zur Verfügung (Kaphegyi et al. 2009). Die Akzeptanzförderung betreffend, ist der Dialog zwischen den Interessengruppen in nahezu allen mit der Thematik befassten Bundesländern inzwischen in Arbeitskreisen organisiert. Hinzu kommt, dass sich die Schadensproblematik den Luchs betreffend als eher wenig schwerwiegend darstellt und damit verbundene Konfliktpotentiale in der Vergangenheit offensichtlich häufig überschätzt wurden.

Forschungsbedarf besteht auf ökologischer Seite. So sind die meisten Zusammenhänge, die der Ausbreitung und der Dynamik von Luchspopulationen in Kulturlandschaften zugrunde liegen, bislang noch weitgehend unklar. Neue Erkenntnisse hierzu können den zukünftigen Schutz und das Management des Luchses in Westeuropa maßgeblich unterstützen. Wie die Etablierung des Luchses in der Schweiz zeigt, kann die erfolgreiche Rückführung des Beutegreifers aber durchaus bereits zum jetzigen Zeitpunkt und auf der Basis des derzeitigen Wissens angestrebt werden.

Unsere Arbeiten zeigen, dass die sehr schleppende Etablierung des Luchses in Deutschland im Wesentlichen darauf zurückzuführen ist, dass die momentanen Planungs- und Arbeitsansätze nicht mit den Lebensraumanforderungen des Luchses in Einklang stehen (Abbildung 18).

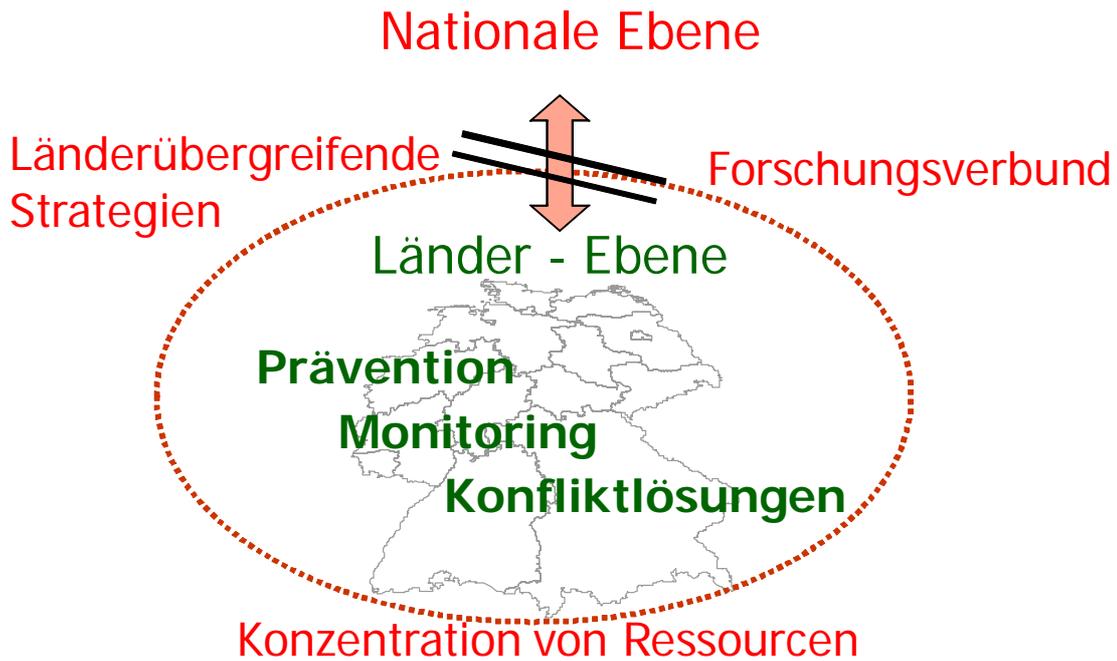


Abbildung 18: Räumliche Bezugsebenen eines Luchsmanagements in Deutschland

Was bislang fehlt, sind länderübergreifende Konzepte, die sich vorwiegend an Lebensräumen und nicht an administrativen Grenzen orientieren. Entsprechende Konzeptionen müssen über einen Daten- bzw. Informationsaustausch zwischen Länderverwaltungen hinausgehen. Wichtig wäre ein bundesweit abgestimmtes Management, das alle potentiellen und tatsächlichen Vorkommen in Deutschland und den angrenzenden Staaten im Rahmen eines **Meta-Populationskonzeptes** behandelt. Neben adäquaten Voraussetzungen für Schutz und Management bietet ein solches Vorgehen Möglichkeiten, die oben erwähnten offenen Forschungsfragen zu beantworten. Die Bearbeitung ökologischer Aspekte erfordert den Einsatz von Ressourcen und kann nur in Gebieten mit Luchsvorkommen durchgeführt werden. Nationale Konzepte müssen deshalb die Bildung von Forschungsverbänden beinhalten und einen länderübergreifenden, zielgerichteten Ressourceneinsatz gewährleisten (Abbildung 18).

9 Literatur

- Abraham, A. and Steinberg, D. 2001. MARS: Still an alien planet in soft computing? Proceedings of international conference on computational science. Lecture notes in computer sciences. Berlin, Heidelberg. 235-244. Springer. 2001.
- Albers, H. and Ferraro, P. 2006. Economics of biodiversity conservation in developing countries. In: Economic development and environmental sustainability: new policy options. Ed.: Toman, M. and Lopez, R., pp. 382-411. New York, Oxford University Press.
- Anders, O. 2008. Luchsprojekt Harz: Jahresbericht 2006 / 2007. 2-23. Wenigerode, Nationalpark Harz.
- Anders, O. and Sacher, P. 2005. Das Luchsprojekt Harz - Ein Zwischenbericht. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 42 [2], 3-12.
- Andersen, R. and Linnell, J. D. C. 2000. Irruptive potential in roe deer: density-dependent effects on body mass and fertility. The Journal of Wildlife Management 64 [3], 698-706.
- Andren, H., Linnell, J. D. C., Liberg, O., Andersen, R., Danell, A., Karlsson, J., Odden, J., Moa, P. F., Ahlqvist, P., Kvam, T., Franzen, R., and Segerstrom, P. 2006. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes 1. Biological Conservation 131 [1], 23-32.
- Andren, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. Oikos 71 , 355-366.
- Angst, C. 1998. Predation by lynx on sheep in the Swiss Alps
Workshop on human dimension in large carnivore conservation. In: Strahm, D. Muri Bern. 9-12. KORA. 1998.
- Angst, C., Hagen, S., and Breitenmoser, U. 2002. Übergriffe von Luchsen auf Kleinvieh und Gehegetiere in der Schweiz. Teil II: Massnahmen zum Schutz von Nutztieren. 10 , 1-65. Muri, Switzerland, KORA.
- Angst, C., Olsson, P., and Breitenmoser, U. 2000e. Uebergriffe von Luchsen auf Kleinvieh und Gehegetiere in der Schweiz Teil 1: Entwicklung und Verteilung der Schaeden. Angst, C. and Hagen, S.5 , 1-58. Muri Bern, KORA. KORA Bericht.
- Angst, C., Olsson, P., and Breitenmoser, U. 2000d. Uebergriffe von Luchsen auf Kleinvieh und Gehegetiere in der Schweiz Teil 1: Entwicklung und Verteilung der Schaeden. Angst, C. and Hagen, S.5 , 1-58. Muri Bern, KORA. KORA Bericht.

- Angst, C., Olsson, P., and Breitenmoser, U. 2000c. Uebergriffe von Luchsen auf Kleinvieh und Gehegetiere in der Schweiz Teil 1: Entwicklung und Verteilung der Schaeden. Angst, C. and Hagen, S.5 , 1-58. Muri Bern, KORA. KORA Bericht.
- Angst, C., Olsson, P., and Breitenmoser, U. 2000b. Uebergriffe von Luchsen auf Kleinvieh und Gehegetiere in der Schweiz Teil 1: Entwicklung und Verteilung der Schaeden. Angst, C. and Hagen, S.5 , 1-58. Muri Bern, KORA. KORA Bericht.
- Angst, C., Olsson, P., and Breitenmoser, U. 2000a. Uebergriffe von Luchsen auf Kleinvieh und Gehegetiere in der Schweiz Teil 1: Entwicklung und Verteilung der Schaeden. Angst, C. and Hagen, S.5 , 1-58. Muri Bern, KORA. KORA Bericht.
- Angst, C., Olsson, P., and Breitenmoser, U. 2000g. Uebergriffe von Luchsen auf Kleinvieh und Gehegetiere in der Schweiz Teil 1: Entwicklung und Verteilung der Schaeden. Angst, C. and Hagen, S.5 , 1-58. Muri Bern, KORA. KORA Bericht.
- Angst, C., Olsson, P., and Breitenmoser, U. 2000f. Uebergriffe von Luchsen auf Kleinvieh und Gehegetiere in der Schweiz Teil 1: Entwicklung und Verteilung der Schaeden. Angst, C. and Hagen, S.5 , 1-58. Muri Bern, KORA. KORA Bericht.
- Babotai, C., Baumann, M., Suter, W., and Schibler, J. 2000. Landscape characteristics of chamois habitat - construction and application of an empirical model for the spatial distribution of female chamois by means of logistic regression. 2000.
- Baumann, M. and Struch, M. 2000. Waldgemsen: Neue Erscheinung der Kulturlandschaft oder alte Variante der Naturlandschaft? Bern, Eidg. Forstdirektion.
- Baumann, M., Struch, M., Jäggi, C., and Schnidrig-Petrig, R. 2000. Habitatspezifisches Überleben von Gemsgeissen: Leben Waldgemsen riskanter als Alpingemsen? Bern, Eidg. Forstdirektion, Bern, Switzerland. Waldgemsen: Neue Erscheinung der Kulturlandschaft oder alte Variante der Naturlandschaft?
- Beissinger, S. R. and Westphal, M. I. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62 [3], 821-841.
- Box, G. E. P. and Jenkins, G. M. 1970. Time series analyses: Forecasting and control. San Francisco, Holden-Day.
- Breiman, F., Friedman, J. H., Ohlsen, R. A., and Stone, C. J. 1984. Classification and regression trees. New York, Chapman & Hall.
- Breitenmoser, U. 1998. Large Predators in the Alps: The fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation* 83 [3/1998], 279-289.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Wuersten, Ch., Arx, M., Zimmermann, F., Ryser, A., Angst, C., Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Linnell, J., Siegenthaler, A., and Weber, J.-M.

2006. Guidelines for the Monitoring of Lynx. 6-31. Muri, Bern, KORA. KORA-Report No. 33.

Breitenmoser, U. and Breitenmoser-Würsten, Ch. 1990. Status, Conservation Needs and Re-introduction of the Lynx *Lynx lynx* in Europe. 1-43. Strasbourg, Council of Europe, Nature and Environment Series, No. 45.

Breitenmoser, U. and Breitenmoser-Würsten, Ch. 1999. Eurasian lynx - The re-introduction of the Eurasian lynx in the European Alps. Re-Introduction News [18], 13-14.

Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, Ch., Capt, S., Ryser, A., Zimmermann, F., Angst, Ch., Olsson, P., Baumgartner, H. J., Siegenthaler, A., Molinari, P., Laass, J., Burri, A., Jobin, A., and Weber, J. M. 1999. Lynx Management Problems in the Swiss Alps. Cat News 30, 16-18.

Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, Ch., Okarma, H., Kaphegyi, T. A. M., Kaphegyi-Wallmann, U., and Müller, U. 2000. Action plan for the conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe. [No. 112], -69 Seiten. Strasbourg. Nature and Environment.

Breitenmoser, U. and Haller, H. 1987. Zur Nahrungsökologie des Luchses *Lynx lynx* in den schweizerischen Nordalpen. Zeitschrift für Säugetierkunde 52, -168. 191.

Breitenmoser, U. and Haller, H. 1989. Space use of the lynx in Switzerland and its food habits. In: Reintroduzione dei predatori nelle aree protette (Atti del convegno 24./25.6.1987). pp. 92-93. Torino, Regione Piemonte.

Breitenmoser, U. and Haller, H. 1993. Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps. J.Wildl.Manage. 57 [1], 135-144.

Breitenmoser, U., Kaczenski, P., Dötterer, M., Bernhart, F., Breitenmoser-Würsten, Ch., Capt, S., and Liberek, M. 1993. Spatial organization and recruitment of Lynx (*Lynx lynx*) in a reintroduced population in the Swiss Jura Mountains. Journal of Zoology 231, 449-464. London.

Breitenmoser-Wuersten, Ch., Zimmermann, F., Ryser, A., Capt, S., Laass, J., Siegenthaler, A., and Breitenmoser, U. 2001a. Untersuchungen zur Luchspopulation in den Nordwestalpen der Schweiz 1997-2000. Hagen, S. and Klopstein, S.9, 1-88. Muri Bern, KORA. KORA Bericht.

Breitenmoser-Wuersten, Ch., Zimmermann, F., Ryser, A., Capt, S., Laass, J., Siegenthaler, A., and Breitenmoser, U. 2001b. Untersuchungen zur Luchspopulation in den Nordwestalpen der Schweiz 1997-2000. Hagen, S. and Klopstein, S.9, 1-88. Muri Bern, KORA. KORA Bericht.

Breitenmoser-Würsten, Ch., Breitenmoser, U., Zimmermann, F., Ryser, A., Capt, S., Laass, J., and Siegenthaler, A. 2001. Untersuchungen zur Luchspopulation in den Nord-

westalpen der Schweiz 1997-2000. Koordinierte Forschungsprojekte zum Schutz und Management der Raubtiere in der Schweiz (KORA).9 , -88 Seiten.

Bufka, L., Cervený, J., Koubek, P., and Horn, P. 2000. Radiotelemetry research of the lynx (*Lynx lynx*) in Sumava - preliminary results. *Predatori v.myslivosti* 2000. Hranice. 2000.

Bundesamt für Landestopographie. 2007. VECTOR25.Dokumentversion V25 L2 d 06/2007 at. Wabern, Switzerland, Bundesamt für Landestopographie.

Bundesamt für Statistik. 1997. Arealstatistik der Schweiz 1979/85 und Arealstatistik der Schweiz 1992/97. Neuchâtel, Switzerland, Bundesamt für Statistik.

Bunnefeld, N., Linnell, J. D. C., Odden, J., van Duijn, M. A. J., and Andersen, R. 2006. Risk taking by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in a human-dominated landscape: effects of sex and reproductive status. *Journal of Zoology* , 1-9.

Burnham, K. P. and Anderson, D. R. 1998. *Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. New York, NY, Springer.

Cervený, J., Koubek, P., Bufka, L., Kocurová, M., and Fejklová, P. 2004. Eurasian lynx in the Czech Republic and its chance for survival. *Naturschutz in Niederbayern Luchsmanagement in Mitteleuropa* [4/2004].

Charnov, E. L., Orians, G. H., and Hyatt, K. 1976. Ecological implications of resource depression. *Am.Nat.* 110 , 247-259.

Chatfield, C. 2004. *The analysis of time series: an introduction*. 6 , -333. London, Chapman and Hall/CRC.

Clevenger, A. P., Gunson, K., Wierzchowski, J., and Chruszcz, B. 2002. GIS-generated, expert-based models for identifying wildlife habitat linkages and planning mitigation passages. *Conservation Biology* 16 , 503-514.

Corsi, F., Sinibaldi, I., and Boitani, L. 1998. Large carnivores conservation areas in Europe. Large Carnivore Initiative of Europe.

Cowling, R. M., Knight, A. T., Faith, D. P., Ferrier, S., Lombard, A. T., Driver, A., Rouget, M., Maze, K., and Desmet, P. G. 2004. Nature conservation requires more than a passion for species. *Conservation Biology* 18 , 1674-1677.

Davis, C. E. and Moss, D. 1999. *EUNIS Habitat Classification*. Final Report to the European Environmental Agency.

Davis, G. M. and Ensor, K. B. 2007. Multivariate time-series analysis with categorical and continuous variables in an Lstr Model. *Journal of Time Series Analysis* 28 [6], 867-885.

- Egli, E., Lüthi, B., and Hunziker, M. 1998. Die Akzeptanz des Luchses im Simmental - Ergebnisse einer Fallstudie. Informationsblatt des Forschungsbereiches Landschaftsökologie [39], 2-4.
- Engleder, T. 2004. Der Luchs im Norden Österreichs – Böhmerwald, Mühl- und Waldviertel. Naturschutz in Niederbayern Luchsmanagement in Mitteleuropa [4/2004], 68-77.
- Ericsson, G., Bostedt, G., and Kindberg, J. 2008. Wolves as a symbol of people's willingness to pay for large carnivore conservation. *Society and natural Resources* 21 , 294-309.
- Ericsson, G. and Heberlein, T. A. 2003. Attitudes of hunters, locals, and the general public in Sweden now that the wolves are back. *Biological Conservation* 111 [2], 149-159.
- Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. *Ecological Applications* 12 , 346-353.
- Fattebert, J., Caviezel, S., Avgan, B., Breitenmoser-Wuersten, Ch., Breitenmoser, U., and Zimmermann, F. 2008. Abundanz und Dichte des Luchses im Jura-Mitte: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen im K-I, Februar-April 2008. 4-13. Muri, Bern, KORA. KORA-Bericht Nr. 43d u. f.
- Federal Ministry for the Environment, N. C. a. N. S. 2007. National Strategy on Biological Diversity. Küchler-Krischun, J., Walter, A. M., and Hildebrand, M., 6-175. Berlin, Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety.
- Fox, J. L. and Chundawat, R. S. 1988. Observations of snow leopard stalking, killing, and feeding behavior. *Mammalia* 52 [1], 137-140.
- Francisci, F. and Guberti, V. 1993. Recent trends of wolves in Italy as apparent from kill figures and specimens. In: Promberger, C. and Schröder, W. Ettl. 91-103. Munich Wildlife Society. 1993.
- Frank, K., Tluk von Toschanowitz, K., and Kramer-Schadt, S. 2005. Straßen und Wildtierpopulationen in Modellen. Zwei Beispiele für den Beitrag der Modellierung zur Erforschung der Landschaftszerschneidung. *GAIA* 14 [2], 107-112.
- Friedman, J. H. 1991. Multivariate Adaptive Regression Splines. *Annals of Statistics* 19 , 1-141.
- Fritts, S. H. and Sealander, J. A. 1978. Diets of bobcats in Arkansas with special reference to age and sex differences. *J. Wildl. Manage.* 42(3) , 533-539.
- Gaillard, J.-M., Boutin, J.-M., Delorme, D., VanLaere, G., Duncan, P., and Lebreton, J.-D. 1997. Early survival in roe deer: causes and consequences of cohort variation in two contrasted populations. *Oecologia* 112 , 502-513.

Gaillard, J.-M., Festa-Bianchet, M., and Yoccoz, N. G. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *Trends in Ecology and Evolution* 13 [2], 58-63.

Gaillard, J.-M., Loison, A., Boisaubert, B., and Catusse, M. 2000. Estimating population size and trends in ungulates: problems and prospects. 2000.

Graham, K., Beckerman, A. P., and Thirgood, S. 2005. Human-predator-prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. *Biological Conservation* 122 , 159-171.

Greenwood, P. J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* 28 , 1140-1162.

Grimm, V., Frank, K., Jeltsch, F., Brandl, R., Uchmanski, J., and Wissel, C. 1996. Pattern-oriented modelling in population ecology. *The Science of Total Environment* 183 , 151-166.

Grimm, V., Revilla, E., Groeneveld, J., Kramer-Schadt, S., Schwager, M., Tews, J., Wichmann, M. C., and Jeltsch, F. 2005. Importance of Buffer Mechanisms for Population Viability Analysis. *Conservation Biology* 19 [2/2005], 578-580.

Groves, C. R. 2003. Drafting a conservation blueprint: A practitioner's guide to planning for biodiversity. Washington, D.C., Island Press.

Haight, R. G., Cypher, B., Kelly, P. A., Phillips, S., Possingham, H. P., Ralls, K., Starfield, A. M., White, P. J., and Williams, D. 2002. Optimizing habitat protection using demographic models of population viability. *Conservation Biology* 16 , 1386-1397.

Haller, H. 1992. Zur Ökologie des Luchses *Lynx lynx* im Verlauf seiner Wiederansiedlung in den Walliser Alpen - Ecology of the lynx (*Lynx lynx*) during its re-introduction in the Valais, Swiss Alps. *Mammalia depicta Beih.Z.Saeugetierk* , 1-62.

Haller, H. and Breitenmoser, U. 1986. Zur Raumorganisation der in den Schweizer Alpen angesiedelten Population des Luchses *Lynx lynx*. *Zeitschrift fuer Saeugetierkunde* 51 , 289-311.

Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Moa, P. F., Odden, J., Austmo, L. B., and Andersen, R. 2005a. Does recreational hunting of lynx reduce depredation losses of domestic sheep? *J.Wild.Manage.* 69 [3], 1034-1042.

Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Odden, J., Nilsen, E. B., and Andersen, R. 2005b. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology* 265 , 63-71.

Herrenschmidt, V. 20-7-1988b. The role of information in connection with the reintroduction of the lynx in the Vosges Massif
national Agencies and Correspondents - 21st Annual Meeting, Strasbourg 26.-27. April

1988

Steering committee for the conservation and management of the environment and natural habitats

Documentation and information centre for the environment and nature. Strasbourg. 1-5. Council of Europe. 20-7-1988b.

Herrenschmidt, V. 20-7-1988a. The role of information in connection with the reintroduction of the lynx in the Vosges Massif
national Agencies and Correspondents - 21st Annual Meeting, Strasbourg 26.-27. April 1988

Steering committee for the conservation and management of the environment and natural habitats

Documentation and information centre for the environment and nature. Strasbourg. 1-5. Council of Europe. 20-7-1988a.

Hirzel, A. H., Perrin, N., and Hausser, J. 2000. A new tool to compute suitability maps: the Ecological Niche Factor Analysis (ENFA). 2000.

Hoogesteijn, R., Hoogesteijn, A., and Mondolfi, E. 1993. Jaguar predation and conservation: cattle mortality caused by felines on three ranches in the Venezuelan Llanos. *Symp.zool.Soc.Lond.* 65 , 391-407.

Hosmer, D. W. and Lemeshow, S. 2000. *Applied Logistic Regression.* 2 , -373. New York, Wiley.

Howard, W. E. 1960. Innate and environmental dispersal of individual vertebrates. *American Midland Naturalist* 63 , 152-161.

Huckschlag, D. 2007. Luchs-Monitoring im Pfälzerwald. Jahresbericht 2006 . Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz; Im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd – Zentralstelle der Forstverwaltung.

Hunziker, M., Egli, E., and Wallner, A. 1998. Return of predators: Reasons for existence or lack of public acceptance

Workshop on human dimension in large carnivore conservation. In: Strahm, D. Muri Bern. 25-30. KORA. 1998.

Iason, G. R., Duck, C. D., and Clutton-Brock, T. H. 1986. Grazing and reproductive success of red deer - the effect of local enrichment by gull colonies. *Journal of Animal Ecology* 55 , 507-515.

Jaeger, J. and Holderegger, R. 2005. Schwellenwerte der Landschaftszerschneidung. *GAIA* 14 [2], 113-118.

Jax, K. 2003. Wozu braucht der Naturschutz die wissenschaftliche Ökologie? *Natur und Landschaft* 78 , 93-99.

Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W., Bunevich, A. N., Milkowski, L., and Krasinski, Z. A. 1997. Factors shaping population densities and increase rates of ungulates in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries. *Acta theriologica* 42 [4], 399-451.

Jobin, A. 1998. Predation patterns of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. 1-75. Universität Bern (Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät).

Jobin, A., Molinari, P., and Breitenmoser, U. 2000. Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta theriologica* 45 [2], 243-252.

Kaczensky, P., Blazic, M., and Gossow, H. 2004. Public attitudes towards brown bears (*Ursus arctos*) in Slovenia. *Biological Conservation* 118 [5], 661-674.

Kaczensky, P., Kluth, G., Knauer, F., Rauer, G., Reinhardt, I., and Wotschikowsky, U. 2009. Monitoring von Großraubtieren in Deutschland. 3-86. Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg 2009.

Kaphegyi, T. A. M., Dees, M., Christoffers, Y., and Schwaderer, G. 2009. Etablierung von Luchspopulationen in Kulturlandschaften. Voruntersuchung eines E+E-Vorhabens. Bericht an das Bundesamt für Naturschutz. Teil 2.

Kaphegyi, T. A. M., Kaphegyi, U., and Müller, U. 2006. Status of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in the Black Forest Region, South Western Germany. *Mammalian Biology* 71 [3], 172-177.

Kellert, S. R., Black, M., Rush, C. R., and Bath, A. J. 1996. Human culture and large carnivore conservation in North America. *Conservation Biology* 10 [4], 977-990.

Ketterer, S. 2008. Strukturanalyse der Schafhaltung im Schwarzwald im Hinblick auf eine Wiederbesiedlung durch den Luchs (*Lynx lynx*). 1-69. Rottenburg, Hochschule für Forstwirtschaft, Schadenweilerhof.

Klar, N., Herrmann, M., and Kramer-Schadt, S. 2006. Effects of roads on a founder population of lynx in the biosphere reserve "Pfälzerwald - Vosges du Nord" - a model as a planning tool. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38 , 330-337.

Knight, A. T., Cowling, R. M., and Campbell, B. M. 2006a. Planning for implementation: an operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology* 20 , 408-419.

Knight, A. T., Driver, A., Cowling, R. M., Maze, K., Desmet, P. G., Lombard, A. T., Rouget, M., Botha, M. A., Boshoff, A. F., Castley, J. G., Goodman, P. S., MacKinnon, K., Pierce, S. M., Sims-Castley, R., Steward, W. I., and von Hase, A. 2006b. Designing systematic conservation assessments that promote effective implementation: Best practice from South Africa. *Conservation Biology* 20 [3], 739-750.

- Korpimäki, E. and Krebs, C. J. 1996. Predation and population cycles of small mammals - A reassessment of the predation hypothesis. *BioScience* 46 [10], 754-764.
- Koutsias, N. and Karteris, M. 1998. Logistic regression modeling of multitemporal thematic mapper data for burn area mapping. *International Journal of Remote Sensing* 19 , 3499-3514.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., and Wiegand, T. 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* .
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., and Breitenmoser, U. 2004. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: Modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41 , 711-723.
- Krebs, C. J., Boutin, S., Boonstra, R., Sinclair, A. R. E., Smith, J. N. M., Dale, M. R. T., Martin, K., and Turkington, R. 1995. Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* 269 , 1112-1115.
- Krebs, J. R., Boutin, S., and Boonstra, R. 2000. Ecosystem Dynamics of the Boreal Forest: The Kluane Project. Krebs, J. R., Boutin, S., and Boonstra, R., 1-511. New York, Oxford University Press, USA.
- Kvaalen, I. 1998. Acceptance of lynx by sheep farmers - a sociological comparison. In: *The re-introduction of the lynx into the Alps*. Ed.: Breitenmoser-Würsten, Ch., Rohner, C., and Breitenmoser, U., pp. 59-64. Strasbourg, Council of Europe Publishing. Environmental encounters, No.38.
- Laing, S. P. and Lindzey, F. G. 1993. Patterns of replacement of resident cougars in southern Utah. *Journal of Mammalogy* 74 , 1056-1058.
- Langvatn, R., Albon, S. D., Burkey, T. V., and Clutton-Brock, T. H. 1996. Climate, plant phenology and variation in age of first reproduction in a temperate herbivore. *Journal of Animal Ecology* 65 , 653-670.
- Lawton, J. H. 1996. Corncrake pie and prediction in ecology. *Oikos* 76 , 3-4.
- Linnell, J. D. C., Nilsen, E. B., Lande, U. S., Herfindal, I., Odden, J., Skogen, K., Andersen, R., and Breitenmoser, U. 2005. Zoning as a means of mitigating conflicts with large carnivores: principles and reality. In: *People & wildlife: conflict or co-existence*. Ed.: Woodroffe, R., Thirgood, S., and Rabinowitz, A. Cambridge, United Kingdom, Cambridge University Press.
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R., and Swenson, J. E. 1999. Large carnivores that kill livestock: do "problem individuals" really exist? *Wildlife Society Bulletin* 27 [3], 698-705.

- Litvaitis, J. A., Stevens, C. L., and Mautz, W. W. 1984. Age, sex, and weight of bobcats in relation to winter diet. *J.Wildl.Manage.* 48(2) , 632-635.
- Loison, A. 1995. Approches intra- et inter-spécifiques de la dynamique des populations: l'exemple du chamois. 1-311. Université Claude Bernard - Lyon 1.
- Lovallo, M. J. and Anderson, E. M. 1995. Range shift by a female Bobcat (*Lynx rufus*) after removal of neighboring female. *Am.Midl.Nat.* 134 , 409-412.
- Manel, S., Dias, J. M., Buckton, S. T., and Ormerod, S. J. 1999. Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan birds. *J.Appl.Ecol.* 36 , 734-747.
- Mills, T. C. and Markellos, R. N. 2008. The econometric modelling of financial time series. 3. Cambridge, UK, Cambridge University Press.
- Mizutani, F. 1993. Home range of leopards and their impact on livestock on Kenyan ranches. *Symp.zool.Soc.Lond.* 65 , 425-439.
- Mizutani, F. 1999. Impact of leopards on a working ranch in Laikipia, Kenya. *African Journal of Ecology* 37 , 211-225.
- Moa, P. F., Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Overskaug, K., Kvam, T., and Andersen, R. 2006. Does the spatiotemporal distribution of livestock influence forage patch selection in Eurasian lynx *Lynx lynx*? *Wildlife Biology* 12 [1], 63-70.
- Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Breitenmoser-Würsten, Ch., and Breitenmoser, U. 2002. Significance of *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology* 8 [2], 109-115.
- Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Breitenmoser-Würsten, Ch., Wölfl, M., Stansia, C., Fasel, M., Stahl, P., Vandel, J.-M., Rotelli, L., Kaczensky, P., Huber, T., Adamic, M., Koren, I., and Breitenmoser, U. 2003. The Pan-Alpine Conservation Strategy for the Lynx. 130 , -20. Council of Europe publishing. Nature and Environment.
- Molinari-Jobin, A., Zimmermann, F., Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, Ch., and Capt, S. 2001. Present status and distribution of the lynx in the Swiss Alps. *Hystrix* 12 , 17-27.
- Molinari-Jobin, A., Zimmermann, F., Ryser, A., Molinari, P., Haller, H., Breitenmoser-Würsten, Ch., Capt, S., Eyholzer, R., and Breitenmoser, U. 2007. Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology* , 393-405.
- Morris, W. F., Bloch, P. L., Hudgens, B. R., Moyle, L. C., and Stinchcombe, J. R. 2002. Population viability analysis in endangered species recovery plans: Past use and future improvements. *Ecological Applications* 12 , 708-712.

Müller, T., Oberdorfer, E., and Philippi, G. 1974. Die potentielle natürliche Vegetation von Baden-Württemberg. [6], 1-45. Beihefte zu den Veröffentlichungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg.

Müller, U., Strein, M., and Suchant, R. 2003. Wildtierkorridore in Baden-Württemberg. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 48 , 1-45. Freiburg, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.

Naughton-Treves, L., Grossberg, R., and Treves, A. 2003. Paying for tolerance: Rural citizens' attitudes toward wolf depredation and compensation. Conservation Biology .

Nowell, K. and Jackson, P. 1996. Wild Cats. Status Survey and Conservation Action Plan. Gland, Switzerland, IUCN.

Odden, J., Linnell, J. D. G., Moa, P. F., Herfindal, I., Kvam, T., and Andersen, R. 2002. Lynx depredation on domestic sheep in Norway. Journal of Wildlife Management 66 [1], 98-105.

Okarma, H., Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Kowalczyk, R., and Jedrzejewska, B. 1997. Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Bialowieza Primeval Forest, Poland. Acta theriologica 42 [2], 203-224.

Pe´er, G. and Kramer-Schadt, S. 2008. Incorporating the perceptual range of animals into connectivity models. Ecological Modelling 213 , 73-85.

Poulle, M.-L. 1995. Le suivi des loups dans le Parc national du Mercantour. Bulletin mensuel 201 , 36-45.

Prasad, A. M., Iverson, L. R., and Liaw, A. 2006. Newer classification and regression tree techniques: Bagging and random forest for ecological prediction. Ecosystems 9 , 181-199.

Rauer, G. 1995. Der umstrittene Bär - eine Herausforderung für den Naturschutz. Natur und Land 81 [1], 21-27.

Rauer, G., Spassov, N., Spiridonov, G., Nyholm, E. S., Nyholm, K.-E., Camarra, J.-J., Mertzanis, G., Boscagli, G., Osti, F., Sorensen, O. J., Swenson, J. E., Kvam, T., Frackowiak, W., Gula, R., Perzanowski, K., Ionescu, O., Hell, P., Find'O, S., Clevenger, A. P., Purroy, F. J., Cienfuegos, J. N., Quesada, C. N., Sandegren, F., Bjärvall, A., Franzén, R., Söderberg, A., Wabakken, P., and Huber, D. 1999. Brown Bear Conservation Action Plan for Europe (*Ursus arctos*). In: Bears. Ed.: Servheen, C., Herrero, S., and Peyton, B. [6], pp. 55-122. Oxford, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Redford, K. H., Coppolillo, P., Sanderson, E. W., da Fonseca, G. A. B., Dinerstein, E., Groves, C., Mace, G. M., Maginnis, S., Mittermeier, R. A., Noss, R., Olson, D., Robinson, J. G., Vedder, A., and Wright, M. 2003. Mapping the conservation landscapes. Conservation Biology 17 [1], 116-131.

- Rohner, Ch. and Krebs, C. J. 1996. Owl predation on snowshoe hares: consequences of antipredator behaviour. *Oecologia* 108 , 303-310.
- Rondinini, C. and Boitani, L. 2007. Systematic Conservation Planning and the Cost of Tackling Conservation Conflicts with Large Carnivores in Italy
5. *Conservation Biology* 21 [6], 1455-1462.
- Rudolph, B. and Fetz, R. 2008. Konzept zur Erhaltung und Wiederherstellung von bedeutsamen Wildtierkorridoren an Bundesfernstraßen in Bayern. 1-165. Augsburg, Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Ryser, A., v.Wattenwyl, K., Ryser-Degiorgis, M.-P., Willisich, C., Zimmermann, F., and Breitenmoser, U. 2003. Luchsumsiedlung Nordostschweiz 2001-2003, Schlussbericht Modul Luchs des Projektes LUNO. 22 , -60. KORA. KORA.
- Sandvik, H. and Erikstad, K. E. 2008. Sea bird life histories and climatic fluctuations: a phylogenetic-comparative time series analysis of North Atlantic seabirds. *Ecography* 31 [1], 73-83.
- Schadt, S., Knauer, F., Kaczensky, P., Revilla, E., Wiegand, T., and Trepl, L. 2002a. Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx. *Ecological Applications* 12 [5], 1469-1483.
- Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Knauer, F., Kaczensky, P., Breitenmoser, U., Bufka, L., Cerveny, J., Koubek, P., Huber, T., Stanisa, C., and Trepl, L. 2002b. Assessing the suitability of central European landscape for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 39 , 189-203.
- Schmidt, K., Jedrzejewski, W., and Okarma, H. 1997. Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Acta theriologica* 42 [3], 289-312.
- Schmidt-Posthaus, H., Breitenmoser-Würsten, Ch., Posthaus, H., Bacciarini, L., and Breitenmoser, U. 2002. Causes of mortality in reintroduced Eurasien lynx in Switzerland. *J.Wildlife Dis.* 38 , 84-92.
- Schröder, B. and Richter, O. 2000. Are habitat models transferable in space and time? *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8 , 195-205.
- Schröder, W. and Georgii, B. 1988. Ein Habitatmodell für Gams. C.I.C.Gamswildsymposium. Ljubljana. 147-160. 1988.
- Seidensticker, J. and Lumpkin, S. 1992. *Great Cats*. London, Merehurst.
- Sergio, F., Newton, I., and Marchesi, L. 2008. Top predators and biodiversity: much debate, few data. *Journal of Applied Ecology* 45 [3], 992-999.

Silverman, B. W. 1992. Density estimations for statistics and data analysis. Boca Raton, London, New York, Washington D.C., Chapman & Hall/CRC.

Sinclair, A. R. E. 1985. Does interspecific competition or predation shape the African ungulate community? *Journal of Animal Ecology* 54 , 899-918.

Sinclair, A. R. E. 1992. Do large mammals disperse like small mammals? In: *Animal dispersal: small mammals as a model*. Ed.: Stenseth, N. C. and Lidicker, W. Z.[10], pp. 229-242. London, Chapman & Hall.

Solberg, E. J., Saether, B. E., Strand, O., and Loison, A. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. *Journal of Animal Ecology* 68 , 186-204.

Soulé, M. E. 1991. Conservation: Tactics for a constant crisis. *Science* 253 , 744-757.

Soulé, M. E. and Sanjayan, M. A. 1998. Conservation targets: Do they help? *Science* 279 , 2060-2061.

Stahl, P., Vandel, J.-M., Herrenschmidt, V., and Migot, P. 2001a. Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology* 38 , 674-687.

Stahl, P., Vandel, J.-M., Herrenschmidt, V., and Migot, P. 2001b. The effect of removing lynx in reducing attacks on sheep in the French Jura mountains. *Biological Conservation* 101 , 15-22.

Stahl, P., Vandel, J.-M., Ruetten, S., Coat, L., Coat, Y., and Balestra, L. 2002. Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology* 39 , 204-216.

Stanisa, C. 1998. Methodenvergleich zur Erhebung der Anwesenheit des Luchses *Lynx lynx* L. Feldkirchen. 57-66. Landesjagdverband Bayern e.V. 1998.

Steck, N. 1999. SchafzüchterInnen sagen "ja, aber..." zum Luchs. *Studies in Ecology* [1], 9.

Strittmatter, W. 1985. Über die Schwarzwaldgams. Freiburg, Landesjagdverband Baden-Württemberg e.V., Forstamt Kirchzarten, Gamshegering Schwarzwald.

Sunde, P., Kvam, T., Bolstad, J. P., and Bromdal, M. 2000. Foraging of lynxes in a managed boreal-alpine environment. *Ecography* 23 , 291-298.

Sweaner, L. L., Logan, K. A., and Hornocker, M. G. 2000. Cougar dispersal patterns - Metapopulation Dynamics and Conservation. *Conservation Biology* 14 , 798-808.

Swenson, J. E. and Andren, H. 2005. A tale of two countries: large carnivore compensation schemes in Sweden and Norway. In: *People and wildlife: conflict or coexistence?*

Ed.: Woodroffe, R., Thirgood, S., and Rabinowitz, A., pp. 323-339. London, Cambridge University Press.

Swenson, J. E., Sandergrén, F., Bjarvall, A., Soderberg, A., Wabakken, P., and Franzen, R. 1994. Size, trend distribution and conservation of the brown bear *Ursus arctos* population in Sweden. *Biological Conservation* 70 , 9-17.

Thirgood, S., Woodroffe, R., and Rabinowitz, A. 2005. The impact of human-wildlife conflict on human lives and livelihoods. In: *People and wildlife: conflict or coexistence?* Ed.: Woodroffe, R., Thirgood, S., and Rabinowitz, A., pp. 13-26. London, Cambridge University Press.

Tischendorf, L. and Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90 , 7-19.

Thluk von Toschanowitz, K. 2002. Der Einfluss von Straßennetz und Verkehrsfluss auf die Überlebensfähigkeit von territorialen Wildtierpopulationen: Eine Modellanalyse. Universität Osnabrück.

Trepl, L. 1991. Forschungsdefizite: Naturschutzbegründungen. Berichte aus der ökologischen Forschung. Henle, K. and Kaule, G.4 KFA , 424-432. Jülich. Arten und Biotop-schutzforschung für Deutschland.

Treves, A., Jurewicz, R. R., Naughton-Treves, L., Rose, R. A., Willing, R. C., and Wydeven, A. P. 2002. Wolf depredation on domestic animals in Wisconsin, 1976-2000. *Wildlife Society Bulletin* 30 , 231-241.

Tusell, F. 2008. An introduction to state space time series analysis. *Journal of the Royal Statistical Society* 171 [3], 756-757.

Van Langefelde, F. and Jaarsma, C. F. 2004. Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. *Landscape Ecology* 19 , 895-907.

Wang, S. W. and MacDonald, D. W. 2006. Livestock predation by carnivores in Jigme Singye Wangchuck National Park, Bhutan. *Biological Conservation* 129 [4], 558-565.

Ward, R. M. P. and Krebs, C. J. 1986. Behavioral responses of lynx *Lynx canadensis* to declining snowshoe hare *Lepus americanus* abundance. *Can.J.Zool.* 63(12) , 2817-2824.

Waser, P. M., Austad, S. N., and Keane, B. 1986. When should animals tolerate inbreeding? *American Naturalist* 128 , 529-537.

Waser, P. M., Sorbeck, K., and Paetkau, D. 2001. Estimating interpopulation dispersal rates. In: *Carnivore Conservation*. Ed.: Gittleman, J. L., Funk, S. M., McDonald, R. K., and Wayne, R. K., pp. 484-497. Cambridge, England, Cambridge University Press.

- Wiegand, T., Jeltsch, F., Hanski, I., and Grimm, V. 2003. Using pattern-oriented modeling for revealing hidden information: A key for reconciling ecological theory and application. *Oikos* 100 , 209-222.
- Wiegand, T., Knauer, F., Kaczenski, P., and Naves, J. 2004. Expansion of brown bears (*Ursus arctos*) into the eastern Alps: A spatially explicit population model. *Biodiversity and Conservation* 13 , 79-114.
- Wiegand, T., Revilla, E., and Moloney, K. A. 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology* 19 , 108-121.
- Williams, C. K., Ericsson, G., and Heberlein, T. A. 2002. A quantitative summary of attitudes toward wolves and their reintroduction. *Wildlife Society Bulletin* 30 , 575-584.
- Wilson, E. O. 1992. *The Diversity of Life*. Cambridge / Massachusetts, The Belknap Press of Harvard University Press.
- Wöfl, M., Bufka, L., Cervený, J., Koubek, P., Heurich, M., Habel, H., Huber, T., and Poost, W. 2001. Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republic, Germany and Austria. *Acta Theriol.* 46 [2], 181-194.
- Woodroffe, R. 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* [3], 165-173.
- Woodroffe, R., Lindsey, P., Romanach, S., Stein, A., and Ranah, S. 2005. Livestock predation by endangered African wild dogs (*Lycaon pictus*) in northern Kenya. *Biological Conservation* 124 , 225-234.
- Yaffee, R. 2000. *Time Series Analysis and Forecasting with applications of SAS and SPSS*. -528. Amsterdam, Academic Press, Inc.
- Yamada, K., Elith, J., McCarthy, M., and Zerger, A. 2003. Eliciting and integrating expert knowledge for wildlife habitat modelling. *Ecological Modelling* 165 , 251-264.
- Zabel, A. and Holm-Müller. 2008. Conservation Performance Payments for Carnivore Conservation in Sweden. *Conservation Biology* 22 [2], 247-251.
- Zimmermann, F. 1998. Dispersion et survie des Lynx (*Lynx lynx*) subadultes d'une population réintroduite dans la chaîne du Jura. 4 , 1-50. KORA. KORA.
- Zimmermann, F. 2004. Conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in a fragmented landscape – habitat models, dispersal and potential distribution. 1-193. Université de Lausanne.
- Zimmermann, F. and Breitenmoser, U. 2002. A distribution model for the Eurasian lynx in the Jura Mountains, Switzerland. In: *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Ed.: Scott, J. M., Heglund, P. J., Morrison, M. L., Haufler, J. B., Raphael, M. G., Wall, W. A., and Samson, F. B. Covelo, CA, Island Press.

Zimmermann, F., Weber, J.-M., Molinari-Jobin, A., Ryser, A., Fattebert, J., Breitenmoser-Wuersten, Ch., Capt, S., and Breitenmoser, U. 2007. Monitoring der Raubtiere in der Schweiz 2006. 40 , 6-50. Muri, Switzerland, Coordinated research projects for the conservation and management of carnivores in Switzerland. KORA-Reports.

Zinn, H. C., Manfredo, M. J., Jones, J., and Sikorowski, L. 1996. Social preferences for mountain lion management along Colorado's front range
Abstracts
Fifth Mountain Lion Workshop
27.02.-01.03., 1996 Bahia Hotel, San Diego, California. 27-28. California Department of Fish and Game / Southern California Chapter of the Wildlife Society. 1996.