

Ein Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs

Stephanie SCHADT, Felix KNAUER und Petra KACZENSKY

1. Einleitung

Erhaltung und Schutz großer Beutegreifer ist eine schwierige Aufgabe für den Naturschutz aufgrund ihrer großen Raumansprüche und Konflikte mit dem Menschen. Letztere resultieren nicht nur aus den Raumansprüchen, sondern aus der vermeintlichen Jagdkonkurrenz und Schäden an Haustieren. Eine veränderte Haltung des Menschen gegenüber großen Beutegreifern und der Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzung in der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts haben dazu beigetragen, daß sich Raubtiere teilweise wieder ausbreiten konnten, z. B. Wölfe (*Canis lupus*) in Italien (CORSI et al. 1999a), Luchse (*Lynx lynx*) in Polen (JEDRZEJEWSKI et al. 1996) oder Bären (*Ursus arctos*) in Österreich (RAUER und GUTLEB 1997).

In Mitteleuropa wurde der Eurasische Luchs mit Ausnahme der Slowakischen Karpaten in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts vollständig ausgerottet. Seit den 70er Jahren bemüht man sich in Europa mit zahlreichen Wiedereinbürgerungsprojekten um seine Wiederkehr (BREITENMOSER 1998, THOR und PEGEL 1992). Auch in Deutschland wurden mehrere Gebiete für Wiedereinbürgerungen in Betracht gezogen. Schwarzwald (GOSSMANN-KÖLLNER und EISFELD 1989), Pfälzer Wald (HIMMER 1978, VAN ACKEN und GRÜNWALD 1977), Harz (POHLMAYER 1997a), Bayerischer Wald (PLÄN 1988) und die Alpen (KLUTH et al. 1989) wurden heftig und kontrovers als potentielle Lebensräume diskutiert, jedoch aufgrund der politisch-sozialen Brisanz des Themas nicht umgesetzt. Mittlerweile wandern Luchse - ausgehend von einer Aussetzung von 18 Luchsen im Böhmerwald auf tschechischer Seite in den 80er Jahren (KLUTH et al. 1989, KACZENSKY 1998) - auf bayerische Seite ein. Im Jahre 1996 schätzt man die Anzahl an Luchsen im Bayerischen Wald auf 10-15 Individuen (WÖLFL 1996, CERVENY und BUFKA 1996). Zusätzliche Beobachtungen werden weiter im Norden entlang des deutsch-tschechischen Grenzgebirges gemeldet, und im Südwesten Deutschlands aus dem Schwarzwald und dem Pfälzer Wald. Woher die Luchse in den beiden letztgenannten Gebieten stammen, ist unbekannt.

Was bisher jedoch fehlt ist ein großräumiger Ansatz, mit dessen Hilfe man die Ausbreitungsmöglichkeiten einer Luchspopulation in Deutschland abschätzen kann. Diese ist jedoch eine wichtige Voraussetzung, um die einzelnen Wiedereinbürgerungsinitiativen besser bewerten und koordinieren zu können. Habitatemgnungsmodelle für den Luchs

wurden bisher nur auf regionaler Ebene für den Schwarzwald (GOSSMANN-KÖLLNER und EISFELD 1989) realisiert. Großräumige Habitatmodell für Wildtiere in Europa sind bisher äußerst selten. Für den Alpenraum existiert ein Habitatmodell für Luchs, Wolf und Bär (DUPRÉ et al. 1996, CORSI et al. 1999a, CORSI et al. 1999b), das jedoch erhebliche methodische Probleme beinhaltet. Unser Ansatz besteht aus zwei auf Geographischen Informationssystemen (GIS) basierenden Modellen: einem Habitatmodell um geeignete Lebensräume für den Luchs in Deutschland aufzuzeigen, und einem Ausbreitungsmodell, um geeignete Korridore zwischen den Lebensräumen zu ermitteln. In einem regelbasierten Modell haben wir die Habitatpräferenzen von Luchsen beschrieben und auf die Form und Struktur von Landnutzungstypen bezogen. Neben Maßen wie der Größe und Breite von Waldstücken und ihrem Abstand zueinander fließen auch Zerschneidungsfaktoren wie Straßen, Flüsse und Siedlungen mit ein. In einem darauf aufbauenden Ausbreitungsmodell ermittelten wir den besten Korridor zwischen zwei geeigneten Gebieten und bewerteten ihn aufgrund der Landnutzungstypen und der Distanz (sog. CostPath-Analyse). Die Kenntnis dieser Korridore ist wichtig, um die natürliche Einwanderung der Luchse in geeignete Lebensräume abschätzen zu können.

Das Ziel unserer Studie war die Beantwortung folgender Fragen:

1. Wo gibt es in Deutschland geeignete Lebensräume für den Luchs?
2. Sind diese Lebensräume untereinander verbunden?
3. Wo befinden sich Engpässe oder Barrieren zwischen geeigneten Gebieten?

2. Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfaßt auf einer Fläche von ca. 374.000 km² Deutschland und angrenzende Waldgebiete entlang der Grenze zu Tschechien und Polen und die Vogesen. Die Alpen sind aus der Untersuchung ausgeschlossen, da der deutsche Alpenanteil so gering ist, daß es keinen Sinn machen würde, diesen vom gesamten Alpenbogen abgetrennt zu betrachten.

Grundlage für unsere GIS-Analysen war der CORINE (Coordination of Information on the Environment) Landnutzungsdatensatz (Deggau 1995). Wir klassifizierten die mehr als 60 Landnutzungs-

typen von CORINE in fünf Kategorien: (1) besiedelte Gebiete, (2) landwirtschaftlich genutzte Flächen, (3) Wälder, (4) offene, unbewaldete Flächen mit natürlicher Vegetation und (5) Gewässer. Die Information über Straßen stammt aus ArcDeutschland'500 von ESRI (1991). Angrenzende Waldgebiete der Nachbarländer Frankreich, Polen und Tschechien wurden von Straßenkarten mit dem Maßstab 1:200.000 digitalisiert.

2.2 Habitatansprüche und Abwanderungsmuster von Luchsen

Unser Modell basiert hauptsächlich auf Erfahrungen, Daten und Ergebnissen des Schweizer Luchsprojektes im Mittelgebirge des Schweizer Jura. Es handelt sich bei diesem Projekt um eine der wenigen Langzeitstudien über den Europäischen Luchs (BREITENMOSER et al. 1993), und zudem ist die Landschaft des Schweizer Jura den deutschen Mittelgebirgen ähnlich.

Habitatanspruch

Die Verbreitung des Luchses ist in Mitteleuropa eng an das Vorhandensein großer Wälder geknüpft (MATJUSCHKIN 1978; HALLER und BREITENMOSER 1986; BREITENMOSER und BAETTIG 1992). Habitatanalysen im Schweizer Jura haben gezeigt, daß in einem Wohngebiet eines erwachsenen Luchses durchschnittlich 60% der Fläche mit Wald bedeckt ist (Fridolin ZIMMERMANN, pers.). Allerdings ist auch die Verteilung des Waldes innerhalb des Wohngebietes von Bedeutung, da stark fragmentierter Wald lediglich als Durchgangsgebiet genutzt wird (HALLER und BREITENMOSER 1986). So betrug die Mindestgröße eines Waldgebietes, in der sich ein Luchs dauerhaft aufhält, in den Schweizer Alpen 30 km². Dieses Waldstück kann von landwirtschaftlichen Flächen unterbrochen sein, aber nicht von Hauptverkehrsachsen und Siedlungen (Haller 1992). Innerhalb der Wohngebiete können die Waldstücke schmale Passagen bilden, sind aber in der Regel breiter als 3 km. Allerdings müssen die Waldstücke näher als 1 km zusammen liegen, da offene Flächen über 1 km Breite bereits Hindernisse darstellen können (HALLER und BREITENMOSER 1986). Autobahnen, ebenso wie große Flüsse und hohe Berggrücken, stellen meist Grenzen von Wohngebieten dar.

Raumnutzung und Dichte

Die Größen der Wohngebiete der Juraluchse schwanken für Weibchen ($n = 6$) zwischen 74,7 km² und 166,7 km² (durchschnittlich 114 km²) und für Männchen ($n = 4$) zwischen 188,5 km² und 308 km² (durchschnittlich 258 km²) (ZIMMERMANN 1998). Dabei werden die Wohngebiete innerhalb des gleichen Geschlechts ausschließlich und zwischen den Geschlechtern überlappend genutzt, so daß die Wohngebiete gleichgeschlechtlicher Tiere kaum überlappen, die Gebiete von Luchsmännchen die der Luchsweibchen aber überlagern (BREITENMOSER et al. 1993). Die durchschnittliche Luchsdichte im Schweizer Jura beträgt zwischen 1 und 1,4 erwachsene Luchse auf 100 km² (BREITENMOSER und HALLER 1993;

BREITENMOSER et al. 1998). In Polen betragen die Wohngebietsgrößen für weibliche Luchse ($n = 7$) im Durchschnitt 133 km² und für männliche Luchse ($n = 11$) 248 km² (SCHMIDT et al. 1997). Die durchschnittliche Luchsdichte auf 100 km² sind dort 1,9 bis 3,2 erwachsene Luchse (JEDRZEJEWSKI et al. 1996; OKARMA et al. 1997). HALLER und BREITENMOSER (1986) haben ermittelt, daß Flächen geeigneten Habitats mindestens 500 km² groß sein müssen, da sich in kleineren Flächen Luchse nicht dauerhaft niederlassen. Für eine lebensfähige Population wird als Faustregel mit mindestens 20 bis 50 adulten Tieren gerechnet, was eine Mindestfläche von 2000 km² verlangt (nach THOR und PEGEL 1992).

Nahrung

Die Hauptbeute des Luchses in Mitteleuropa sind die kleinen Schalenwildarten Reh (*Capreolus capreolus*) und Gams (*Rupicapra rupicapra*) (BREITENMOSER und HALLER 1987a). Dabei erbeutet ein Luchs im Schweizer Jura zwischen 50 und 70 Rehe pro Jahr (BREITENMOSER und HALLER 1987a), damit kommt man auf 0,6 bis 1 Reh pro km². In Deutschland liegen die Abschußzahlen bei durchschnittlich 3 Rehen pro km² gerechnet auf die Gesamtfläche (DJV 1999). Auf der tatsächlichen Jagdfläche ist der Abschuß demnach höher. Angesichts dieser Zahlen scheint es gerechtfertigt davon ausgehen zu können, daß die Schalenwilddichte in Deutschland überall ausreichend ist als Nahrungsgrundlage für den Luchs.

Abwanderung

Die Abwanderungsphase beim Luchs beginnt für beide Geschlechter im zweiten Lebensjahr. Dabei sind die Richtung und die Wanderrouten anscheinend an das Vorhandensein und die Verteilung von Wald und Waldkorridoren gekoppelt. In Polen änderten zwei Luchse ihre Wanderrichtung, nachdem sie den westlichen Waldrand erreicht hatten (SCHMIDT 1998). Offene Feldlandschaft wird daher als Barriere für Luchse angenommen (SCHMIDT 1998). Aus der Schweiz ist allerdings bekannt, daß ein Jungluchs zweimal eine 4 km breite, waldlose Ebene überquert hat und dabei tagsüber in einem Weizenfeld gepeilt wurde (KACZENSKY 1993). Dies macht deutlich, daß waldlose Flächen keine absoluten Barrieren darstellen. Die durchschnittliche Abwanderungsdistanz bei den subadulten Juraluchsen betrug 43 km ($n=11$) vom Wohngebiet der Mutter, die maximale Distanz lag bei 98 km. Die Abwanderungsrichtung war mehr oder weniger korrielt mit der Ausrichtung der Jurakette (ZIMMERMANN 1998). In Polen schwankten die Abwanderungsdistanzen bei Jungluchsen zwischen 5 und 129 km (SCHMIDT 1998).

Mortalität und Barrieren

Ein Blick auf die Mortalitätsursachen der Luchse im Schweizer Jura zeigt, daß der Tod im Straßenverkehr sowohl bei Jungtieren als auch bei Adulten mit ca. 47% ($n=17$) bzw. ca. 25% ($n=40$) an der Gesamtmortalität einen hohen Anteil einnimmt (ZIMMERMANN 1998). Dies bedeutet, daß der

Anteil an Straßen in einem Gebiet ein Faktor ist, der in die Modelle einbezogen werden muß, da Straßen erstens ein erhöhtes Mortalitätsrisiko darstellen und zweitens als Barriere wirken, indem sie Wohngebietsgrenzen bilden oder während der Abwanderung nur sehr unwahrscheinlich überquert werden. Auch Siedlungen und landwirtschaftliche Nutzungen können Lebensräume zerschneiden, wobei es dabei auf die Anordnung dieser Nutzungstypen ankommt, z. B. wird ein zusammenhängendes Siedlungsband einen Lebensraum zerschneiden, Siedlungsinselfn, die die Luchse umgehen könnten, dagegen nicht.

2.3 Das Habitatmodell

Wir verwendeten ein regelbasiertes Habitatmodell, d. h. die Habitatnutzung der Luchse wird in ökologischen Regeln beschrieben, und nicht in mathematischen Gleichungen. Aus der Literatur leiteten wir folgende Regeln für unser Habitatmodell ab:

1. Die Mindestgröße eines geeigneten Lebensraumes muß 200 km^2 betragen, was ungefähr der minimalen Raumforderung für eine „Reproduktionseinheit“, d.h. einem Männchen und einem Weibchen, entspricht. Wohngebiete männlicher und weiblicher Luchse überlappen, so daß die Raumansprüche eines Kuders als Grundlage herangezogen werden können. Das kleinste ermittelte Wohngebiet eines Kuders im Schweizer Jura lag bei knapp 200 km^2 . Für diese geforderte Mindestfläche gelten weiterhin folgende Regeln:
2. Flüsse, Autobahnen und Siedlungen stellen Grenzen von Wohngebieten dar.
3. Wohngebiete sollen mindestens 3 km breit sein, können aber engere Passagen und Korridore enthalten.
4. Die Waldstücke innerhalb eines Wohngebietes müssen näher als 1 km zueinander liegen, um als zusammenhängend bezeichnet werden zu können.
5. Der Waldbedeckungsgrad innerhalb eines Wohngebietes muß mindestens 60% betragen.
6. In einem Wohngebiet muß es mindestens eine von Straßen unzerschnittene Kernzone von 30 m^2 geben.

Die Landnutzungstypen wurden anhand dieser Regeln mit einem GIS über Rasterung, Nachbarschaftsanalysen, Verschneidungstechniken und

Flächenabfragen ausgewertet (SCHADT 1998). Das Ergebnis ist eine Karte mit allen Teillebensräumen, die die Modellregeln für mindestens ein Luchspaar erfüllen. Diese 200 km^2 -Flächen bilden die kleinste Einheit in unserem Modell und werden später noch auf ihren Zusammenhang mit anderen geeigneten Flächen geprüft. So können Gebiete, die beispielsweise nur durch Autobahnen getrennt oder über geeignete Korridore verbunden sind, zu großen Populationsarealen zusammengefaßt werden („spatially heterogeneous population“, (HANSKI und GILPIN 1991; WELLS und RICHMOND 1995)), da ein hoher Individuaustausch erwartet werden kann. Die Gebiete können dann unterteilt werden in Lebensräume, die zu klein sind für die dauerhafte Anwesenheit von Luchsen ($<500 \text{ km}^2$), in Lebensräume, die eine kleine Population tragen könnten ($> 500 \text{ km}^2$) und in Populationsareale, die eine lebensfähige Population tragen könnten ($> 2000 \text{ km}^2$). Um die Populationsgröße einschätzen zu können, wird jedes Gebiet durch 100 km^2 geteilt, der durchschnittlichen Dichte von 1 Luchs auf 100 km^2 entsprechend (BREITENMOSER et al. 1993).

Um unser Modell auf Robustheit der Variablen zu testen, haben wir eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt und vier weitere Szenarien für geeignete Wohngebiete und innerhalb derer 24 Variablenänderungen für die Bedingungen der Kernzonen getestet (Abb. 1). Eine Abweichung von maximal 20% der Modellergebnisse bei Variablenänderung haben wir als zulässig betrachtet.

2.4 Das Ausbreitungsmodell

Das Verhalten der Luchse, sich so weit wie möglich im Wald fortzubewegen, ist die Grundlage für unsere Analyse. Für die Fortbewegung über verschiedene Landnutzungstypen haben wir "Ausbreitungswiderstände" vergeben, dabei wurde Wald am besten für die Ausbreitung klassifiziert und somit gleichgesetzt mit Ausbreitungshabitat, und umgekehrt wurden besiedelte Bereiche mit einem sehr hohen Widerstand versehen, was Barrieren gleichkommt. Allen anderen offenen Bereichen (z.B. Heiden, Feuchtgebieten, landwirtschaftlich genutzten Flächen) und Gewässern ab einer Breite von 100 m haben wir mittlere Widerstände zugeordnet. Diese "Kostenoberfläche" der Landschaft ist die Basis für unsere GIS-gestützte "Weg-Kosten-Analyse" ("costpath-analysis"). Damit errechneten wir dann den Weg mit den geringsten "Kosten" zwischen zwei geeigneten Gebieten, d.h. jene Korridore, die für den Luchs am günstigsten für die Ausbreitung sind.

Varianten	A	B	C	D
Mindestbreite der Teil-Lebensräume	ohne	mind. 3 km	über 5 km , mit Engpässen	über 8 km , mit Engpässen
Abstand der Waldflächen	näher 1 km	näher 1 km	bis 3 km	bis 4 km
Kernzonen				
Von Straßen zerschnitten/unzerschnitten		Mindestbreite keine, $500 \text{ m}, 1 \text{ km}, 3 \text{ km}$		Größe 30 km^2 , $50 \text{ km}^2, 80 \text{ km}^2$

Abbildung 1

Varianten der Habitatmodellregeln für die Sensitivitätsanalyse

In einem zweiten Schritt wird jeder dieser ermittelten Korridore auf seine "Qualität" als Verbindungs weg zwischen geeigneten Habitaten bewertet. Hier kommen auch wieder Zerschneidungsfaktoren zum Tragen. Die Bewertung stützt sich auf folgende Parameter: (1) Gesamtlänge des Korridors, (2) Landnutzungstypen, über die der Weg führt, (3) Anzahl der zu überquerenden Autobahnen und (4) Anzahl der zu überquerenden Flüsse. Jedem dieser Parameter wird bezogen auf das Mortalitätsrisiko, dem ein Luchs bei Benutzung des Korridors ausgesetzt wäre - eine Anzahl an Punkten vergeben, wodurch die Korridore eingeteilt und verglichen werden können. Auch hier haben wir eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt und 18 verschiedene Varianten getestet (Tab. 1). Für die Auswertung des Modellergebnisses haben wir Variante 14 verwendet. Einen Überblick über die Einteilung und Bewertung der Qualität der Korridore gibt Tabelle 2. Im Anschluß daran wurden die Ergebnisse für die Korridore nochmals im Detail überprüft, z. B. entfallen auf Kategorie 1, also geeignete Korridore, auch Verbindungen, die z. B. nur durch den Rhein getrennt sind. Der Rhein stellt aber für die Luchs-

ausbreitung eine Barriere dar, und somit wurden beispielsweise solche Korridore nochmals aussortiert.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen

Bei der Berechnung der verschiedenen Varianten für geeignete Lebensräume liegen die Abweichungen von der Fläche, die sich aus den Modellregeln ergibt, bei maximal 20%, der Toleranzbereich wird also nicht überschritten (Abb. 2). Das heißt, daß eine Veränderung der Mindestbreite der Wohngebiete und eine Änderung der Abstände der Waldfächen zueinander sich nicht stark auf das Ergebnis auswirkt. Dabei bilden sich bei allen Varianten nicht viele neue Flächen für potentielle Lebensräume, sondern es handelt sich überwiegend um Erweiterungen und Ausbuchtungen der großen Waldgebiete bzw. Mittelgebirge wie Thüringer Wald, Rothaargebirge, Schwarzwald etc., bzw. kleinere Flächen, die nur knapp die geforderte Mindestgröße erreicht haben, entfallen. Am stärksten auf

Tabelle 1

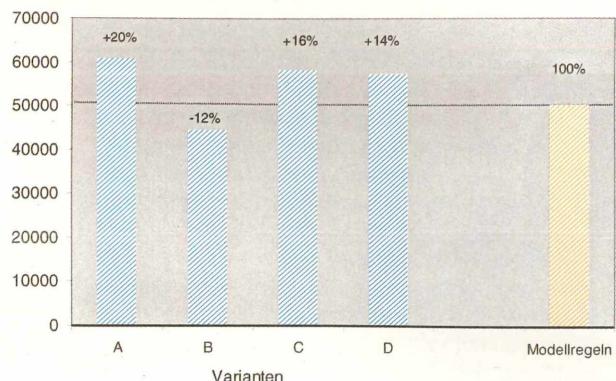
Sensitivitätsanalyse für die Ausbreitungskorridore. Mit x ist der jeweilige Wert gekennzeichnet, der in der Variante für die Berechnung der Sensitivitätsanalyse verwendet wurde.

Punktezahl	Pro km Gesamtlänge		Pro km offenes Feld		Pro Fluß				Pro Auto- bahn		
	1	2	5	10	20	50	20	50	100		
Variante 1	x	x		x			x				
V2	x	x			x		x				
V3	x	x				x	x				
V4	x	x	x						x		
V5	x	x			x			x			
V6	x	x				x		x			
V7	x	x	x							x	
V8	x	x			x			x			
V9	x	x				x			x		
V10	x		x	x					x		
V11	x		x		x		x		x		
V12	x		x			x	x				
V13	x		x	x					x		
V14	x		x		x		x		x		
V15	x		x			x		x		x	
V16	x		x	x						x	
V17	x		x		x		x			x	
V18	x			x			x			x	

Tabelle 2

Einteilung der Korridore

Kategorie 1	Kategorie 2	Kategorie 3	Kategorie 4	Kategorie 5
0-50 Punkte	51-100 Punkte	101-150 Punkte	151-200 Punkte	201 und mehr Punkte
Geeigneter Korridor, der hauptsächlich durch Wald führt, oder der sehr kurz ist mit einer hohen zu erwartenden Austauschrate an Individuen und einem geringen Mortalitätsrisiko.	Korridore mit einem möglichen, aber nicht so häufigen Individuaustausch.	Strecke, die zwar überwunden werden kann, aber das Mortalitätsrisiko relativ hoch eingeschätzt werden kann.	Eine erfolgreiche Benutzung dieser Korridore ist zwar möglich, es wird sich dabei aber eher um einen Einzelfall handeln.	Ungeeignete Korridore.

km²**Abbildung 2**

Flächengrößen der Teillebensräume bei den Varianten im Vergleich zu den Modellregeln.

die Veränderungen der Werte reagieren sehr schmale und fragmentierte Waldgebiete wie z. B. die Schwäbische Alb.

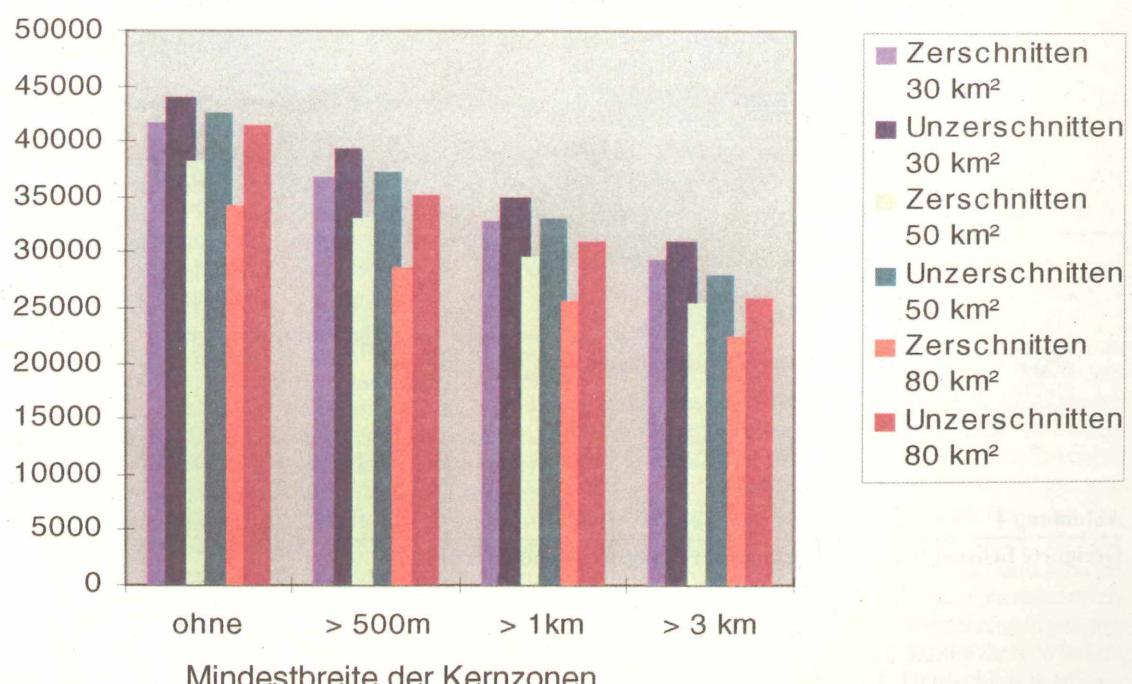
Der Toleranzbereich von 20% bei der Variation der Werte für die Kernzonen wird erst überschritten, wenn man eine Mindestbreite von 3 km zugrunde legt (Abb. 3). Das heißt, daß die Zerschneidungswirkung der Hauptverkehrsachsen auf die inneren Waldstücke sich nicht so stark auf das Ergebnis auswirkt wie die Wahl der Breite der Waldfächen. Konkret bedeutet dies, daß - wenn keine Mindestbreite für die Kernzonen gefordert wird - es trotz der Zerschneidungswirkung von Straßen genügend Waldstücke gibt, die über den geforderten 30 km² liegen.

Bei der Sensitivitätsanalyse des AusbreitungsmodeLLS blieben Korridore ohne Barrieren wie Fluß oder Autobahn und sehr lange Korridore robust gegenüber Änderung der Werte.

3.2 Ergebnis des Habitat- und AusbreitungsmodeLLS

Insgesamt erhielten wir 59 Flächen geeigneter Lebensräume für den Luchs in Deutschland und angrenzenden Waldgebieten (Abb. 4). Es handelt sich dabei hauptsächlich um die Mittelgebirge Süd- und Mitteldeutschlands und die großen Waldgebiete im Osten und Norden Deutschlands. Im Durchschnitt beträgt die Waldbedeckung 75% in diesen potentiellen Lebensräumen, 2% entfielen auf besiedelte Flächen, und bei dem Rest handelt es sich hauptsächlich um landwirtschaftliche Flächen, und um Gewässer oder andere Vegetation ohne Baumbestand.

Insgesamt nehmen die ermittelten potentiellen Lebensräumen eine ungefähre Fläche von 55.000 km² einnehmen. Allerdings sind wenige Gebiete groß genug für eine überlebensfähige Population, und viele dieser Flächen sind isoliert.

Km²**Abbildung 3**

Flächengröße der Kernzonen bei den verschiedenen Varianten

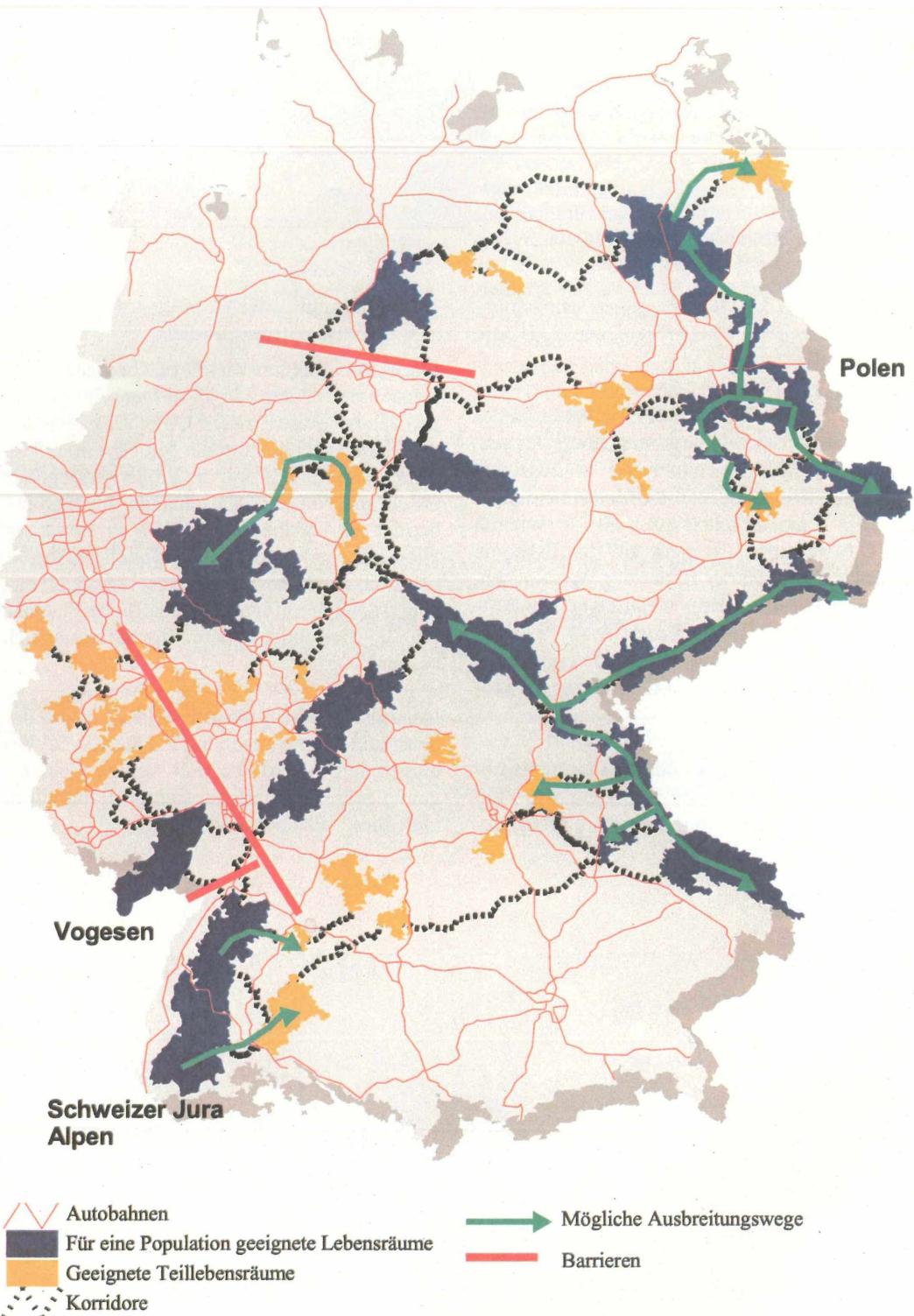


Abbildung 4

Geeignete Lebensräume, potentielle Ausbreitungswege und Barrieren

Faßt man nun potentielle Habitate zusammen, die über geeignete Korridore (Kategorie 1, Tab. 2) verbunden sind, so können neun Bereiche für Populationsareale abgegrenzt werden, nämlich die Lüneburger Heide, das Gebiet um das Rothaargebirge, der Pfälzer Wald mit den Vogesen, der Schwarzwald, der Harz, Thüringer Wald und Odenwald/Spessart/Rhön, die Wälder um Berlin und die Mittelgebirge entlang der deutsch-tschechischen Grenze, wozu auch der Bayerische Wald gehört (blaue Flächen in Abb. 4). Diese neun Populationareale, die ca. 38.000 km² umfassen, könnten bei einer angenommenen Luchsdichte von 1 Luchs auf 100 km² ca. 380 residente Luchse aufnehmen.

4. Diskussion

4.1 Einschätzung der Luchssituation in Deutschland nach den Modellergebnissen

Generell sind die Lebensräume im Osten Deutschlands geeigneter als im Westen. Dies gilt besonders für die Gebiete um Berlin entlang der deutsch-polnischen Grenze und entlang der deutsch-tschechischen Grenze, die jeweils groß genug für mindestens 70 residente Luchse sind. Zusätzlich könnten auf der polnischen und tschechischen Seite weitere Luchse in den relativ unfragmentierten und großen Waldgebieten leben.

Schwarzwald und Pfälzer Wald mit den Vogesen im Südwesten sind mit Raum für jeweils ca. 40 Individuen zwar ebenfalls für eine überlebensfähige Population geeignet. Es besteht jedoch keine Verbindung zu anderen geeigneten Lebensräumen in Deutschland, da der Rhein bzw. das Siedlungsband entlang der Autobahn BAB 8 eine Barriere für die Luchse darstellen. Auch ein Anschluß an die Jura-population in der Schweiz und in die Alpen scheint derzeit nicht gewährleistet. Eine ähnliche Situation trifft man auch im Harz an, der eine relativ isolierte Lage innerhalb der geeigneten Lebensräume in Deutschland einnimmt.

Abgesehen von diesen relativ großen Populationsarealen gibt es viele kleine geeignete Flächen (orange Flächen in Abb. 4), die über mögliche Korridore (grüne Pfeile in Abb. 4) mit den Populationsarealen oder untereinander in Verbindung stehen und somit als "Trittsteine" fungieren könnten. Generell aber scheinen die geeigneten Populationsareale relativ stark voneinander isoliert.

Was die Korridore anbetrifft, so könnte eine Population, die aus dem deutsch-tschechischen Grenzgebiet stammt, sich mit einer relativ hohen Wahrscheinlichkeit bis in den Thüringer Wald ausbreiten. Von dort aus scheinen weitere Lebensräume relativ schwierig zu erreichen sein, da die Korridore in den Norden in den Harz oder in den Westen in das Gebiet um den Odenwald sehr lang (zwischen 70 und 100 km) und von Autobahnen zerschnitten sind.

4.2 Diskussion des Modellierungsansatzes

Für unser Modell haben wir lediglich einen Faktor, nämlich Wald modifiziert durch den Fragmentationsgrad, zur Vorhersage geeigneten Habitats für

den Luchs verwendet. Es wird oft kritisiert, nur einen Parameter zur Eignungsbestimmung von Gebieten für eine Art heranzuziehen (CLARK et al. 1993; DUPRÉ et al. 1996), aber es handelt sich bei dem Parameter Wald um den Schlüsselfaktor für das Vorkommen des Luchses. Außerdem werden durch die Modellregeln weitere Faktoren - wie Einfluß der Straßen und unbewaldeten Flächen - mit abgedeckt. In Anbetracht des großen Untersuchungsgebietes scheint es auch gerechtfertigt, das Modell so weit wie möglich zu vereinfachen. Die Toleranz des Menschen gegenüber dem Luchs ist ein weiterer Schlüsselfaktor, konnte aber in diesem Modell nicht berücksichtigt werden. Unsere Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, daß das Modellergebnis relativ stabil blieb nach Änderung der Werte für die Breite und den Fragmentationsgrad. Die großen Waldgebiete haben sich nicht verändert, es handelte sich hauptsächlich um kleine und teilweise noch völlig isolierte Flächen, die für die Frage nach Lebensraum für eine Luchspopulation weniger relevant sind.

Ein weiterer Kritikpunkt an unserem Modell ist die Tatsache, daß es sich um ein extrapoliertes Modell handelt und nicht auf Parametern beruht, die durch Analyse von Felddaten aus dem Untersuchungsgebiet ermittelt wurden. Dadurch wird zwangsläufig die Annahme gemacht, daß die genutzten Ergebnisse aus anderen Gebieten auf Deutschland übertragbar sind. Dies ist in diesem Fall sicher sehr wahrscheinlich, aber nicht zwingend notwendig. Zudem ist eine Auswertung von Felddaten für Deutschland überhaupt nicht möglich, da es keine Population gibt, von der man derzeit genügend Daten gewinnen könnte.

Wir sind uns außerdem bewußt, daß unser Modellieransatz beim Ausbreitungsmodell Informationen benutzt, die wandernden Luchsen nicht zur Verfügung stehen, und der Modellansatz daher nicht das tatsächliche Verhalten des Luchses zeigt. Luchse besitzen keine Informationen über die Landschaft, in der sie abwandern, und können nicht voraussehen, wo sich ein Waldkorridor zwischen geeigneten Gebieten befindet. Wir benutzen das GIS lediglich, um die günstigsten Wege zwischen geeigneten Lebensräumen herauszufinden. Ein Vorteil dieses Modellieransatz ist, daß hier nicht nur die Weglänge berücksichtigt wird, was in vielen Ausbreitungsmodellen kritisiert wird (GAONA et al. 1998), sondern auch der Einfluß von Barrieren wie Straßen.

Die Modellergebnisse können in der nahen Zukunft nicht überprüft werden, wenn auch erste Hinweise auf die Vorhersagekraft des Modells durch eine Ausbreitung der Luchspopulation im Bayerischen und Oberpfälzer Wald gewonnen werden können. Der wesentliche Nutzen dieses Modells ist jedoch, daß es einige fundierte Spekulationen über die Zukunft des Luchses in Deutschland erlaubt. Es läßt sich abschätzen, welche Gebiete besser und welche weniger gut geeignet sind, welche wahrscheinlich von allein und welche ohne Wiedereinbürgerung nicht besiedelt werden. Damit lassen sich Wiedereinbürgerungspläne innerhalb Deutschlands priorisieren. Darüber hinaus macht dieses Modell deutlich, daß die Bundesländer als die im wesentlichen rechtlich Zuständigen sehr klein sind im Vergleich

zum Raumanspruch überlebensfähiger Luchspopulationen, und eine deutschlandweite Abstimmung über Wiedereinbürgerungen im Gegensatz zur heutigen bundeslandweiten Situation naheliegt. Über diese großräumigen Implikationen hinaus läßt das Modell jedoch auch Schlußfolgerungen auf einer mehr regionalen räumlichen Ebene zu, z. B. wenn es um den Zerschneidungseffekt bestehender oder geplanter Autobahnen geht. Besonders auf dieser Ebene darf man aber nicht übersehen, daß Modelle nicht die Wahrheit darstellen, sondern das derzeitige Verständnis repräsentieren, wie sich ein System bezüglich einer bestimmten Fragestellung verhält (STARFIELD 1997).

Danksagung

Unser Dank gilt Herrn Prof. Dr. Ludwig TREPL, Technische Universität München-Weihenstephan, für die Bereitstellung der GIS-Workstation und seine Anregungen.

Ebenso möchten wir uns bei Dr. Christine und Dr. Urs BREITENMOSER, Dr. Anja JOBIN und Fridolin ZIMMERMANN (Projekt KORA, Schweiz), Manfred WÖLFL (Naturpark Bayerischer Wald) und Thomas HUBER (Institut für Wildbiologie und Jagdkunde, BOKU Wien) für ihre Informationen über die Biologie des Luchses bedanken.

Auch Dr. Armin MÜLLER, Dr. Ruth LANG, Christine SCHNEIDER und Uwe SCHLÄFER sei für ihre Hilfe bei den GIS-Analysen gedankt.

Eine Fortsetzung der Arbeit wird ermöglicht durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und die Deutsche Wildtier Stiftung.

Literatur

- BREITENMOSER, U. (1998): Recovery of the Alpine lynx population: Conclusions from the 1st SCALP report. Council of Europe Publ., Environmental Encounters **38**: 135-144.
- BREITENMOSER, U. und H. HALLER (1987a): Zur Nahrungsökologie des Luchses *Lynx lynx* in den schweizerischen Nordalpen. Z. f. Säugetierkunde **52**(3): 168-191.
- BREITENMOSER, U. und M. BAETTIG (1992): Wiederansiedlung und Ausbreitung des Luchses (*Lynx lynx*) im Schweizer Jura. Revue suisse Zool. **99**(1): 163-176.
- BREITENMOSER, U. und H. HALLER (1993): Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps. J. Wildl. Manage. **57**(1): 135-144.
- BREITENMOSER, U.; P. KACZENSKY, M. DÖTTERER, C. BREITENMOSER-WÜRSTEN, S. CAPT, F. BERNHARDT, M. LIBEREK (1993): Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura Mountains. J. Zool. Lond. **231**: 449-464.
- BREITENMOSER, U.; C. BREITENMOSER-WÜRSTEN, H. OKARMA, T. KAPHEGYI, U. KAPHEGYI-WALLMANN, U. M. MÜLLER (1998): The Action Plan for the Conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe. Seminar on Action Plans for Large Carnivores, Slovakia, Council of Europe. CERVENY, J. und L. BUFKA (1996): Lynx (*Lynx lynx*) in south-western Bohemia. Lynx in the Czech and Slovak Republics. P. Koubek and J. Cerveny, Acta Sc. Nat. Brno. **30**(3): 16-33.
- CLARK, J.; J. DUNN, K. SMITH (1993): A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. J. Wildl. Manage. **57**(3): 519-526.
- CORSI, F.; E. DUPRÈ, L. BOITANI (1999a): A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. Conservation Biology **13**(1): 150-159.
- CORSI, F., I. SINIBALDI, L. BOITANI (1999b): Large Carnivore Conservation Areas in Europe: a summary of the Final Report. Roma, Italy, Istituto Ecologia Applicata: 28.
- DEGGAU, M. (1995): Statistisches Informationssystem zur Bodennutzung. Wirtschaft und Statistik **12**: 893-849.
- DJV (1999): Handbuch des deutschen Jagdverbandes. Mainz, 596 S.
- DUPRÈ, E.; F. CORSI, L. BOITANI (1996): A GIS applied to the viability analysis of the wolf: Preliminary results and prospects. The Journal of Wildlife Research **1**(3): 278-281.
- GAONA, P.; P. FERRERAS, M. DELIBES (1998): Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian Lynx (*Lynx pardinus*). Ecological Monographs **68**(3): 349-370.
- GOSSMANN-KÖLLNER, S. und D. EISFELD (1989): Zur Eignung des Schwarzwaldes als Lebensraum für den Luchs (*Lynx lynx*, L. 1758). Arbeitsbereich Wildökologie und Jagdwirtschaft des Forstzoologischen Instituts der Universität Freiburg: 127.
- HALLER, H. (1992): Zur Ökologie des Luchses *Lynx lynx* im Verlauf seiner Wiederansiedlung in den Walliser Alpen. Mammalia depicta **15**: 62.
- HALLER, H. und U. BREITENMOSER (1986): Zur Raumorganisation der in den Schweizer Alpen wiederangesiedelten Population des Luchses (*Lynx lynx*). Z. f. Säugetierkunde **51**(5): 289-311.
- HANSKI, I. und M. E. GILPIN (1991): Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. Biol. J. Linn. Soc. **42**: 3-16.
- HIMMER, G. (1978): Der Pfälzerwald - Vorstellung des größten geschlossenen Waldgebiets in der BRD. Der Luchs Erhaltung und Wiedereinbürgerung in Europa. U. Wotschikowsky. Grafenau, Verlag Morsak: 131-134.
- JEDRZEJEWSKI, W.; B. JEDRZEJEWSKA, H. OKARMA, K. SCHMIDT, A. N. BUNEVICH, L. MILKOWSKI (1996):

Population dynamics (1869-1994), demography, and home ranges of the lynx in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus). *Ecography* **19**(2): 122-138.

KACZENSKY, P. (1993):

Zur Mortalität von Jungluchsen. *Mitteilungen aus der Wildtierforschung* **125**: 4.

KACZENSKY, P. (1998):

Status and distribution of the lynx in the German Alps. *Hystrix* **10**(1): 39-42.

KLUTH, S.; U. WOTSCHIKOWSKY, W. SCHRÖDER (1989):

Stand der Luchs-Wiedereinbürgerungen in Europa 1989. *Wildtiere* **3**: 6-9.

MATJUSCHKIN, E. N. (1978):

"Der Luchs" Wittenberg Lutherstadt, A. Ziemsen Verlag.

OKARMA, H., W. JEDRZEJEWSKI, K. SCHMIDT, R. KOWALCZYK, B. JEDRZEJEWSKA (1997):

Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* **42**(2): 203-224.

PLÄN, T. (1988):

Überlegungen des Bundes Naturschutz in Bayern zur Wiedereinbürgerung des Europäischen Luchses (*Lynx lynx* L.). *Waldhygiene* **17**: 147-164.

POHLMAYER, K. (1997a):

Zur Wiederansiedelung des Luchses (*Lynx lynx* L.) im Harz. *Beiträge zur Wildforschung* **22**: 377-381.

RAUER, G. und B. GUTLEB (1997):

Der Braunbär in Österreich. Umweltbundesamt Monographie **88**: 64 S.

SCHADT, S., (1998):

Ein Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan, 102 S.

SCHMIDT, K., W. JEDRZEJEWSKI, H. OKARMA (1997):

Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* **42**(3): 289-312.

SCHMIDT, K. (1998):

Maternal behavior and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta theriol.* **43**(4): 391-408.

STARFIELD, A. M. (1997):

A pragmatic approach to modeling for wildlife management. *J. Wildl. Manage.* **61**(2): 261-270.

THOR, G. und M. PEGEL (1992):

Zur Wiedereinbürgerung des Luchses in Baden-Württemberg. *Wildforschung Bad.-Württ.* **2**: 163 S.

VAN ACKEN, D. und A. GRÜNWALD (1977):

Überlegungen zur Wiedereinbürgerung des Luchses in den Pfälzer Wald. *Beiträge Landespflege Rhld.-Pfalz* **5**: 36-53.

WELLS, J. V. und M. E. RICHMOND (1995):

Populations, metapopulations, and species populations: what are they and who should care? *Wildl. Soc. Bull.* **23**: 458-462.

WÖLFL, M. (1996):

Lynx in Eastern Bavaria. *Cat News* **25**: 18.

ZIMMERMANN, F. (1998):

Dispersion et survie des Lynx (*Lynx lynx*) subadultes d'une population réintroduite dans la chaîne du Jura. *KORA Bericht* **4**: 50.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Ing. Stephanie Schadt

(Lehrstuhl für Landschaftsökologie

TUM-Weihenstephan), derzeit:

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Sektion Ökosystemanalyse

Permoser Str. 15

D-04318 Leipzig

steph@oesa.ufz.de

Dr. Felix Knauer

Fachgebiet Wildbiologie und Wildtiermanagement

Wissenschaftszentrum Weihenstephan

Außenstelle Linderhof

Linderhof 2

D-82488 Ettal

Tel.: 08822-9212-20

Fax: 08822-9212-12

info.wildlife@t-online.de

Dr. Petra Kaczensky

Fachgebiet Wildbiologie und Wildtiermanagement

Wissenschaftszentrum Weihenstephan

Außenstelle Linderhof

Linderhof 2

D-82488 Ettal

Tel. und Fax: 08822-945643

pkaczensky@t-online.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: [2_2000](#)

Autor(en)/Author(s): Schadt Stephanie, Knauer Felix, Kaczensky Petra

Artikel/Article: [Ein Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs 37-45](#)