

DER LUCHS IN WEST- UND MITTELEUROPA



Denkanstöße 14

D 14 | Mai 2023



Empfehlungen für den Schutz des Eurasischen Luchses *Lynx lynx* in West- und Mitteleuropa

**Schlussfolgerungen aus dem Workshop der „Bonn Lynx Expert Group“ in
Bonn, Deutschland, 16. bis 19. Juni 2019**

Die Denkanstöße basieren auf den Schlussfolgerungen aus dem Workshop der „Bonn Lynx Expert Group“ in Bonn, Deutschland, 16. bis 19. Juni 2019. Diese wurden ursprünglich in englischer Sprache veröffentlicht in den CATnews Nr. 14 – Herbst 2021.

Bei dieser Veröffentlichung handelt es sich um eine Übersetzung des Newsletters CATnews – Special Issue – The Eurasian lynx in Continental Europe.

Herausgeber: Christine und Urs Breitenmoser. Co-Chairs IUCN / SSC, Cat Specialist Group, KORA, Stiftung KORA, Talgut-Zentrum 5, CH-3063 Ittigen

CATnews ist der Newsletter der Cat Specialist Group, einer Sektion der Species Survival Commission SSC der International Union for Conservation of Nature (IUCN). Die Bezeichnung der geografischen Einheiten in dieser Veröffentlichung und die Darstellung des Materials bedeuten nicht, dass dies der Meinung der IUCN über den rechtlichen Status eines Landes, eines Territoriums oder eines Gebiets oder seiner Behörden oder über die Abgrenzung oder Grenzen entspricht.

Wir danken für die gute Kooperation!



INHALT

1. Herausforderungen für die Erhaltung des Eurasischen Luchses in Kontinentaleuropa – eine Einführung	4
2. Erhaltungszustand des Eurasischen Luchses in West- und Mitteleuropa	7
3. Erhaltung der nordosteuropäischen Tieflandpopulation des Eurasischen Luchses	14
4. Erhaltungsbedarf der Luchspopulation in den Karpaten	19
5. Balkanluchs und das „Balkan Lynx Recovery Programme“	26
6. Herausforderungen bei der Erhaltung der böhmisch-bayerisch-österreichischen Luchspopulation	31
7. Der Eurasische Luchs im Dinarischen Gebirge und in den südöstlichen Alpen und die Notwendigkeit einer Bestandsstärkung	35
8. Die Entwicklung der Harzer Luchspopulation	41
9. Situation des Luchses im Juragebirge	48
10. Situation des Eurasischen Luchses in den Vogesen	56
11. Wiederansiedlung des Eurasischen Luchses im Pfälzerwald, Deutschland	62
12. Die Rückkehr des Luchses in den Nordwesten Polens	71
13. Schritte zu einer Luchspopulation im Schwarzwald?	74
14. Der Beitrag von Trittstein-Ansiedlungen zur Verbesserung der Verbreitung des Luchses	76
15. SCALP: Monitoring des Eurasischen Luchses in den Alpen und darüber hinaus	82
16. Günstiger Erhaltungszustand und Management auf Populationsebene – die böhmisch-bayerisch-österreichische Luchspopulation als Fallbeispiel	87
17. Grenzüberschreitende Zusammenarbeit bei der Erhaltung des Luchses unter der Schirmherrschaft der Oberrheinkonferenz	91
18. Auswirkungen der Fragmentierung und Vernetzung von Luchshabitaten auf die Populationsgenetik in Kontinentaleuropa	94
19. EUROLYNX: Wissenschaftliche Zusammenarbeit bei der Untersuchung der Bewegungsökologie des Eurasischen Luchses in seinem Verbreitungsgebiet	99
20. Gesundheitsüberwachung im Wildtierschutz: Erfahrungen mit dem Eurasischen Luchs in der Schweiz	105
21. EAZA-Zuchtprogramme als Quelle für Luchswiederansiedlungen	124
22. Empfehlungen für den Schutz des Eurasischen Luchses <i>Lynx lynx</i> in West- und Mitteleuropa	127

URS BREITENMOSER^{1*}, JOCHEN KREBUHL², CHRISTOPH HEIDER³ & CHRISTINE BREITENMOSER-WÜRSTEN⁴

1. HERAUSFORDERUNGEN FÜR DIE ERHALTUNG DES EURASISCHEN LUCHSES IN KONTINENTALEUROPA – EINE EINFÜHRUNG

Der Eurasische Luchs *Lynx lynx* besiedelte einst ganz Kontinentaleuropa, wurde aber einerseits mit dem Rückgang der Wälder und des Wildtierbestandes und andererseits dem menschlichen Bevölkerungswachstum, der Ausdehnung der Anbauflächen und der Zunahme der Viehbestände allmählich verdrängt. Die endgültige Ausrottung der Restpopulationen erfolgte im Laufe des 19. Jahrhunderts. Eine Ausnahme bildeten die Populationen im nordosteuropäischen Tiefland, in den Karpaten und im südlichen Dinarischen Gebirge, die alle in den späten 1940er Jahren ein Minimum erreichten, aber schließlich überlebten (für einen Überblick über den historischen Rückgang und die Originalliteratur siehe Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Die Wiederansiedlungsprogramme begannen vor fast 50 Jahren; nicht ausschließlich, aber meistens mit Fundtieren aus der slowakischen Population. Bis heute wurden Eurasische Luchse in Kontinentaleuropa in Frankreich, der Schweiz, Deutschland, Polen, der Tschechischen Republik, Italien, Österreich und Slowenien wieder angesiedelt (siehe Beiträge in dieser Sonderausgabe). Einige Wiederansiedlungsprojekte scheiterten bereits in einem frühen Stadium, und alle neu entstandenen Populationen der Wiederansiedlungen sind immer noch relativ klein, meist isoliert und weisen einen recht hohen Grad an Inzucht auf, unter anderem aufgrund der begrenzten Anzahl von Nachzuchttieren (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008).

Gegenwärtig gibt es in Kontinentaleuropa drei kleine bis mittelgroße autochthone und elf winzige bis kleine wieder eingeführte Populationen, die sich auf 23 Länder verteilen (von Arx et al. 2021). In den letzten Jahren wurden neue Wiederansiedlungsprojekte initiiert (z. B. Idelberger et al. 2021, Tracz et al. 2021). Es wurden Anstrengungen unternommen, um getrennte Populationen miteinander zu verbinden (Molinari et al. 2021), und die genetische Sanierung früherer Wiederansiedlungspopulationen wurde diskutiert und – in einem Fall (Fležar et al. 2021) – bereits in Angriff genommen. Solche Projekte erfordern den Zugang zu geeigneten Ausgangstieren und den Transport von umgesiedelten Luchsen über internationale Grenzen hinweg. Gemäß den IUCN-Leitlinien für Wiederansiedlungen und andere Umsiedlungen zu Erhaltungszwecken (IUCN/SSC 2013), aber auch gemäß den EU- und/oder nationalen Rechtsvorschriften müssen für solche Erhaltungsmaßnahmen eine geeignete Ausgangspopulation ermittelt, der Erhaltungszustand der Ausgangspopulation bewertet und tierärztliche Gesundheitsvorkehrungen getroffen werden, um die Übertragung von Krankheitserregern zu verhindern. Die „traditionellen“ Quellpopulationen in den Karpaten und vor allem in der Slowakei haben jedoch ihre eigenen Erhaltungsprobleme (Kubala et al. 2021), was (erneut) die Diskussion über die Nutzung von Erhaltungszuchtprogrammen als Quelle für Wiederansiedlungen ausgelöst hat (Lengger et al. 2021). Letztendlich sollten diese jetzt isolierten Populationen alle zu wenigen

1 IUCN/SSC Cat Specialist Group, Stiftung KORA, Muri, Schweiz

*Email: u.breitenmoser@kora.ch

2 Stiftung Natur und Umwelt RLP, Mainz, Deutschland

3 HIT Umwelt- und Naturschutz Stiftungs-GmbH, Siegburg, Deutschland

4 IUCN/SSC Cat Specialist Group, Stiftung KORA, Muri, Schweiz

großen und lebensfähigen Metapopulationen zusammengeführt werden, um die negativen Auswirkungen der Fragmentierung ihres Lebensraums abzumildern (Premier et al. 2021). Erschwerend kommt hinzu, dass Kontinentaleuropa drei phylogenetisch unterschiedliche Linien des Eurasischen Luchses beherbergt, die als gültige Unterarten anerkannt sind (Kitchener et al. 2017). Ist also jeder Luchs überall willkommen? Wie sollen wir Gebiete für die Unterarten in denjenigen Regionen abgrenzen, in denen wir keine Informationen über die ursprünglichen Bewohner haben?

Diese Fragen und die komplexe Situation erfordern eine einvernehmliche Strategie zum Schutz des Eurasischen Luchses, vereinbarte Standards und Protokolle, die die internationale und interregionale Zusammenarbeit erleichtern, sowie gemeinsame Leitlinien und einen koordinierten Ansatz für den Erhalt des Luchses in Kontinentaleuropa. Aktuelle Herausforderungen sind z. B.

1. die Abgrenzung von Erhaltungseinheiten,
2. die genetische Sanierung von Inzuchtpopulationen,
3. die Ausgangspopulationen für weitere Umsiedlungen,
4. die Vernetzung kleiner Populationen und
5. das Management von Luchspopulationen im Hinblick auf die Koexistenz mit Menschen.

Vom 16. bis 19. Juni 2019 trafen sich rund 50 Luchsexperten und -expertinnen in Bonn (Abb. 1, Anhang I), um über den Erhalt des Eurasischen Luchses in Kontinentaleuropa zu diskutieren. Ziele des Workshops waren,

1. den Erhaltungszustand der kontinentalen Luchspopulationen und die Durchführung von Projekten zur Erhaltung des Luchses zu überprüfen,
2. Empfehlungen für einen koordinierten langfristigen Ansatz zur Wiederansiedlung und Erhaltung des Luchses in West- und Mitteleuropa zu diskutieren und
3. sich auf die Entwicklung von Standards und gemeinsamen Protokollen für die praktische Erhaltungsarbeit zu einigen.

Die Ergebnisse des Symposiums sind in dieser Sonderausgabe zusammengefasst. Im Anschluss an die Bestandsaufnahme erarbeiteten die Teilnehmenden Empfehlungen (Bonn Lynx Expert Group 2021), um den Schutz des Luchses in Kontinentaleuropa zu koordinieren. Die Ergebnisse des Bonner Workshops wurden dem Sekretariat und dem Ständigen Ausschuss des Übereinkommens über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume (Berner Konvention) des Europarates vorgelegt, der am 6. Dezember 2019 die Empfehlung Nr. 204 (Ständiger Ausschuss 2019) verabschiedete. Diese ist mit den am Ende dieses Sonderheftes vorgestellten Empfehlungen (Bonner Luchsexpertengruppe 2021) deckungsgleich.

Die geografische Bezeichnung ‚Kontinentaleuropa‘ bezieht sich im Kontext des vorliegenden Tagungsbandes und der Empfehlungen auf das historische und aktuelle Verbreitungsgebiet des Eurasischen Luchses südlich der großen autochthonen Populationen in Fennoskandinavien und Russland. Die Bonner Konferenz konzentrierte sich auf die biologischen und ökologischen Aspekte im Hinblick auf die Wiederherstellung lebensfähiger Metapopulationen des Luchses in dieser Region. Obwohl wir uns der Bedeutung der menschlichen Dimension eines solchen Unterfangens voll bewusst sind, konnten wir aus praktischen Gründen nicht auch die sozialwissenschaftlichen Aspekte der Luchserhaltung behandeln. Alle Teilnehmenden waren sich jedoch einig, dass die Diskussionen in Bonn fortgesetzt werden sollten und dass in Zukunft weitere Themen des Luchserhalts in Kontinentaleuropa behandelt werden müssen.

Die Bonner Luchskonferenz wurde gemeinsam von der HIT Umwelt- und Naturschutz Stiftung, der Stiftung Natur und Umwelt (SNU) Rheinland-Pfalz, der IUCN SSC Cat Specialist Group und der Stiftung KORA organisiert. Finanzielle Unterstützung wurde großzügig von der HIT Umwelt- und Naturschutz Stiftung, der SNU, dem EU-Förderprogramm LIFE und dem Europarat (Berner Konvention) gewährt.





Abbildung 1: Die „Bonn Lynx Expert Group“ – Teilnehmerinnen und Teilnehmer des Bonner Workshops vom 16. bis 19. Juni 2019 (Foto A. Prüssing).

QUELLENANGABEN

Bonner Luchsexpertengruppe. 2021. Recommendations for the conservation of the Eurasian lynx in Western and Central Europe. Conclusions from the workshop of the “Bonn Lynx Expert Group” in Bonn, Germany, 16–19 June 2019. Cat News Sonderausgabe 14, 78-86.

Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten Ch. 2008. Der Luchs – ein Großraubtier in der Kulturlandschaft. Salm Verlag, Wohlen/Bern, 537 S.

Fležar U., Pičulin A., Bartol M., Stergar M., Sindičić M., Gomerčić T., Slijepčević V., Trbojević I., Trbojević T., Molinari A., Molinari P., Krofel M., Skrbinšek T., Wilson S., Černe R., 2021. Eurasian in the Dinaric Mountains and the south-eastern Alps, and the need for population reinforcement. Cat News Sonderausgabe 14, 21-24.

Idelberger S., Back M., Ohm J., Prüssing A., Sandrini J., Huckschlag D. & Krebühl J. 2021. Reintroduction of Eurasian lynx in the Palatinate Forest, Germany. Cat News Special Issue 14, 38-42.

IUCN/SSC. 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viii + 57 S.

Kitchener A. C., Breitenmoser-Würsten Ch., Eizirik E., Gentry A., Werdelin L., Wilting A. & Tobe S. 2017. A revised taxonomy of the Felidae. The final report of the Cat Classification Task Force of the IUCN/SSC Cat Specialist Group. Cat News Sonderausgabe 11, 80 S.

Kubala J., Ćirović D., Dul'a M., Kutil M., Myslajek R.W., Nowak S. & Zlatanova D. 2021. Conservation needs of the Carpathian lynx population. Cat News Sonderausgabe 14, 12-15.

Lengger J., Breitenmoser U. & Sliwa A. 2021. EAZA-Zuchtpogramme als Quellen für die EAZA breeding programmes as sources for lynx reintroductions. Cat News Sonderausgabe 14, 76-77.

Molinari P., Breitenmoser U., Černe R., Fuxjäger C., Weingarth K., Ryser A. & Molinari-Jobin A. 2021. The contribution of stepping-stone releases for enhancing lynx distribution. Cat News Sonderausgabe 14, 46-49.

Premier J., Kramer-Schadt S., Fickel J. & Heurich M. 2021. Effects of fragmentation and connectivity of lynx habitats on population genetics in continental Europe and long-term management perspectives. Cat News Sonderausgabe 14, 57-59.

Ständiger Ausschuss der Berner Konvention. 2019. Empfehlung. Nr. 204 (2019), angenommen am 6. Dezember 2019, zur Erhaltung des Eurasischen Luchses (Lynx lynx) in Kontinentaleuropa. <https://rm.coe.int/2019-rec-204e-lynx/1680993e0b> (Zugegriffen: 31.03.2020).

Tracz M., Tracz M., Grzegorzek M., Ratkiewicz M., Matosiuk M., Górný M. & Schmidt K. 2021. The return of lynx to northwestern Poland. Cat News Sonderausgabe 14, 43-44.

von Arx M., Kaczensky P., Linnell J., Lanz T., Breitenmoser-Würsten Ch., Breitenmoser U. & Boitani L. 2021. Conservation status of the Eurasian lynx in West and Central Europe. Cat News Sonderausgabe 14, 5-8.

MANUELA VON ARX^{1*}, PETRA KACZENSKY², JOHN LINNELL^{2,3}, TABEA LANZ⁴, CHRISTINE BREITENMOSER-WÜRSTEN⁴, LUIGI BOITANI⁵ & URS BREITENMOSER⁴

2. ERHALTUNGSZUSTAND DES EURASISCHEN LUCHSES IN WEST- UND MITTELEUROPA

Mit einer Zahl von insgesamt 17.000-18.000 Individuen, einschließlich dem europäischen Gebiet Russlands, wird der Eurasische Luchs *Lynx lynx* in der Roten Liste der IUCN auf europäischer Ebene als „am wenigsten gefährdet“ geführt. Einige der größeren autochthonen Populationen in Skandinavien und im Baltikum haben jedoch in den letzten zehn Jahren rückläufige Tendenzen gezeigt. Die Unterart des Balkanluchses wurde als kritisch gefährdet eingestuft. Die wiederangesiedelten Populationen in West- und Mitteleuropa sind nach wie vor klein und werden als gefährdet (Alpen, Jura, Dinarisches Gebirge) oder kritisch gefährdet (Vogesen-Palatin, Böhmen-Bayern-Österreich, Harz) eingestuft. Wir stellen die einzelnen Populationen im Hinblick auf Bestandszahlen, Verbreitungsgebiet und Bedrohungen vor und begründen die jeweilige Einstufung in der Roten Liste.

Die ersten gesamteuropäischen Berichte über die Erhaltung des Eurasischen Luchses wurden vom Europarat in Auftrag gegeben und lieferten Informationen über den Status in den 1980er (Breitenmoser & Breitenmoser-Wursten 1990) und frühen 1990er Jahren (Breitenmoser et al. 2000). In der Folgezeit wurde der Status des Luchses nicht nur auf Länderebene, sondern auch für jede einzelne Population zusammengestellt und bewertet; zehn der elf Luchspopulationen in Europa existieren grenzüberschreitend (von Arx et al. 2004). Die IUCN SSC Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) hat regel-

mäßige Überprüfungen des Status von Großkarnivoren in Europa veranlasst; die Ergebnisse wurden in Linnell et al. (2008), Kaczensky et al. (2013) bzw. Chapron et al. (2014) veröffentlicht. Eine regionale Bewertung von *Lynx lynx* nach der Roten Liste für Europa wurde 2006 von von Arx et al. (nicht mehr online verfügbar) im Rahmen der von Temple & Terry (2007) erstellten Bewertung aller europäischen Säugetiere veröffentlicht. Die folgenden Informationen basieren auf einer LCIE-Untersuchung für die Jahre 2012-2016, die für eine aktualisierte Bewertung der Roten Liste verwendet wurde (von Arx 2020).

METHODEN

2017/2018 wurde per Fragebogen eine Erhebung für den Eurasischen Luchs, den Braunbären *Ursus arctos*, den Wolf *Canis lupus*, den Vielfraß *Gulo gulo* und den Goldschakal *Canis aureus* unter allen LCIE-Mitgliedern und zusätzlichen Artenexpert:innen in ganz Europa außer Russland und Weißrussland durchgeführt. In dem Fragebogen wurden Informationen zu Bestand und Verbreitungsgebiet, Konflikten und Management sowie zu

Bedrohungen und Schutzmaßnahmen für den Zeitraum 2012-2016 auf Populations- bzw. Länderebene abgefragt. Die Informationen wurden dazu genutzt, die Bewertung der Europäischen Roten Liste für die fünf Arten gemäß den IUCN-Leitlinien für die Anwendung der Rote-Liste-Kriterien auf regionaler Ebene vorzunehmen (IUCN 2012). Im Prinzip wird eine regionale Bewertung wie eine globale Bewertung durchgeführt, aber wenn die regionale

1 KORA - Ökologie der Raubtiere und Wildtiermanagement, Muri b. Bern, Schweiz

* Email: m.vonarx@kora.ch

2 Inland Norway University of Applied Sciences (INN), Abteilung für Forstwirtschaft und Wildtiermanagement, Campus Evenstad, Koppang, Norwegen

3 Norwegisches Institut für Naturforschung (NINA), Trondheim, Norwegen

4 IUCN/SSC Cat Specialist Group, Stiftung KORA – Raubtierökologie und Wildtiermanagement, Muri, Schweiz b. Bern, Schweiz

5 Dipartimento Biologia e Biotecnologie, Università di Roma Sapienza, Rom, Italien

Population als nicht isoliert angesehen wird (d. h. es wandern regelmäßig Individuen ein), wird die Kategorie um eine Stufe herabgesetzt (z. B. „anfällig“ statt „gefährdet“). Die Verbreitung der Arten wurde auf Grundlage ihres Vorkommens und ihrer Häufigkeit in jeder Zelle des 10x10 km großen ETRS89-LAEA Europa Rasters kartiert. Eine Zelle wurde als ständig besetzt definiert, wenn das Vorkommen der Art in ≥ 3 Jahren in den fünf Jahren von

2012-2016 oder in $>50\%$ der Zeit bestätigt wurde oder wenn die Reproduktion in den letzten drei Jahren des Zeitraums bestätigt wurde. Sie wurde als sporadisch (stark schwankendes Vorkommen) definiert, wenn das Vorkommen in <3 Jahren oder in $<50\%$ der Zeit bestätigt wurde. Für weitere Informationen zum Verfahren der Kartierung der Luchsverbreitung und der Flächenberechnung siehe Kaczensky (2018).

ERGEBNISSE

Status des Eurasischen Luchses in Europa

Der Eurasische Luchs ist im nördlichen und östlichen Teil seines Verbreitungsgebiets nach wie vor weit verbreitet (Abb. 1, Tab. 1). In Europa (ohne Russland und Weißrussland) wurde die Zahl der Individuen auf 8.000-9.000 Luchse geschätzt. Diese Zahl ist seit der letzten regionalen Bewertung stabil geblieben (von Arx et al. 2006; nicht mehr online verfügbar). Unter Einbeziehung der Zahlen aus Russland westlich des Uralgebirges gemäß der letzten globalen Rote-Liste-Bewertung (Breitenmoser et al. 2015) kann die europäische Population auf 17.000-18.000 Luchse geschätzt werden, so dass die Art auf europäischer Ebene als am wenigsten gefährdet eingestuft wird. Die Luchspopulation innerhalb der Mitgliedstaaten der Europäischen Union ist nach wie vor klein. Mit einer geschätzten Gesamtzahl von 7.000-8.000 Individuen liegt sie unter dem Schwellenwert für eine gefährdete Population nach Kriterium C, erfüllt jedoch derzeit nicht die relevanten Unterkriterien. Einige der größeren Teilstaaten (skandinavische und baltische) haben jedoch in den letzten zehn Jahren rückläufige Tendenzen gezeigt, und wenn dieser Trend anhält, könnte die Luchspopulation in der EU in naher Zukunft das Kriterium C1 erfüllen. Daher wird der Luchs auf EU-Ebene als ‚fast bedroht‘ eingestuft.

Status der autochthonen Luchspopulationen

Die größeren autochthonen Populationen (Karelien, Baltikum und Karpaten; Abb. 1) sind weiterhin am wenigsten gefährdet. Die skandinavische Population musste jedoch aufgrund ihres negativen Trends auf die Gefährdungsliste gesetzt werden. Der Balkanluchs *L. l. balcanicus* ist vom Aussterben bedroht (Critically Endangered).

Skandinavien – Obwohl der Luchs hier ein großes Verbreitungsgebiet abdeckt (über 450.000 km²), ist sein Bestand drastisch auf ca. 1.300-1.800 Individuen zurück-

gegangen, verglichen mit ca. 1.800-2.300 im Jahr 2011. Der Rückgang war vor allem eine Folge der Managemententscheidung, die Konflikte mit Schafen und halbwilden Rentieren zu reduzieren. Demnach würde die Population nach Kriterium C1 als gefährdet eingestuft (weniger als 2.500 geschlechtsreife Individuen und ein Rückgang um 20 % über zwei Generationen). In den Jahren 2015 und 2016 konnte der Rückgang jedoch gestoppt werden und es besteht eine gewisse Verbindung mit der karelischen Population, so dass sich einzelne Individuen wahrscheinlich ausbreiten können. Die Kategorie wird daher in „anfällig (vulnerabel)“ geändert. Legale Jagd und illegale Tötung sind potenzielle Bedrohungen für die skandinavische Population.

Karelien – Die Teilstaaten in Finnland haben sich weiter vergrößert und werden auf ca. 2.500 Individuen geschätzt (gegenüber 1.100 Tieren im Jahr 2004). Obwohl keine aktuellen Informationen aus dem russischen Teil Kareliens vorliegen, ging man davon aus, dass der Bestand dort stabil ist. Die karelische Population ist mit der großen Nachbarpopulation in Russland verbunden, von der ein möglicher Rettungseffekt zu erwarten ist. Daher wurde sie als „wenig besorgniserregend“ eingestuft. Potenzielle Bedrohungen: absichtliche legale Bejagung, Konflikte mit Jäger:innen, mangelnde Kapazität und Finanzierung von Managementbehörden.

Baltikum – Gezählt wurden 1.200-1.500 Individuen, ohne Berücksichtigung von Russland und Weißrussland, aus denen keine aktuellen Informationen vorliegen. Trotz eines leichten Rückgangs – insbesondere in Estland – ist diese Population sowohl mit der karelischen als auch der größeren russischen Population verbunden. Sie wird daher als „am wenigsten gefährdet“ eingestuft. Die Entwicklung in den südlichen baltischen Staaten und im Nordosten Polens muss sorgfältig überwacht werden, da

das Verbreitungsgebiet in diesem Teil des Baltikums stark fragmentiert ist (Abb. 1). Ein weiterer Rückgang in Estland muss verhindert werden. Potenzielle Bedrohungen: Straßen und Eisenbahnlinien, unzureichender Dialog mit den Interessengruppen, geringe Beutebasis, mangelnde Kenntnisse über den Bestand und die Entwicklung der Art sowie fehlende Kapazitäten und Finanzmittel in den Managementstrukturen.

Karpaten – Die Gesamtzahl lag bei etwa 2.100-2.400 Individuen. Sie scheint recht stabil zu sein, obwohl die Zahlen in einigen Regionen zurückgegangen sind, was entweder einen realen Trend widerspiegelt (z. B. Ukraine, Bulgarien) oder auf bessere Überwachungssysteme zurückzuführen ist, die darauf hindeuten, dass frühere Zahlen überschätzt wurden (z. B. Slowakei). Die Population wurde als „am wenigsten besorgniserregend“ eingestuft (Tabelle 1). Wird jedoch die Zahl der geschlechtsreifen Individuen betrachtet, wird der Schwellenwert für „fast bedroht“ gemäß Kriterium D fast erreicht. Es wird empfohlen, die Situation sorgfältig zu überwachen (was die Einführung besserer Überwachungssysteme in vielen Ländern des Verbreitungsgebiets erfordert) und in einigen Jahren eine Neubewertung vorzunehmen. Potenzielle Bedrohungen: unzureichende Einbeziehung der Wissenschaft in die Entscheidungsfindung, Todesfälle im Straßenverkehr, Konflikte mit Jäger:innen und mangelnde Kenntnisse über den Bestand und die Entwicklung der Arten.

Balkan – Besteht aus nur 20-39 ausgewachsenen Individuen. Die Unterart *L. l. balcanicus* wurde 2015 als „kritisch gefährdet“ eingestuft (Melovski et al. 2015). Anzahl und Verbreitung haben sich seitdem nicht verändert und die Population ist isoliert. Daher ist die Einstufung als „vom Aussterben bedroht“ nach Kriterium D weiterhin gültig. Größere Bedrohungen: unzureichende Durchsetzung der Rechtsvorschriften, mangelnde Kapazität und Finanzierung der Verwaltungsstrukturen, unzureichende Einbeziehung der Wissenschaft in die Entscheidungsfindung, Korruption, versehentliche illegale Tötung und schlecht regulierte Forstwirtschaft in großem Maßstab. Im Jahr 2017 wurde der Balkanluchs in den Anhang II der Berner Konvention aufgenommen.

Status der wiedereingeführten Luchspopulationen

Die wiedereingeführten Populationen in West- und Mitteleuropa sind nach wie vor klein und werden alle als „gefährdet“ oder „vom Aussterben bedroht“ eingestuft.

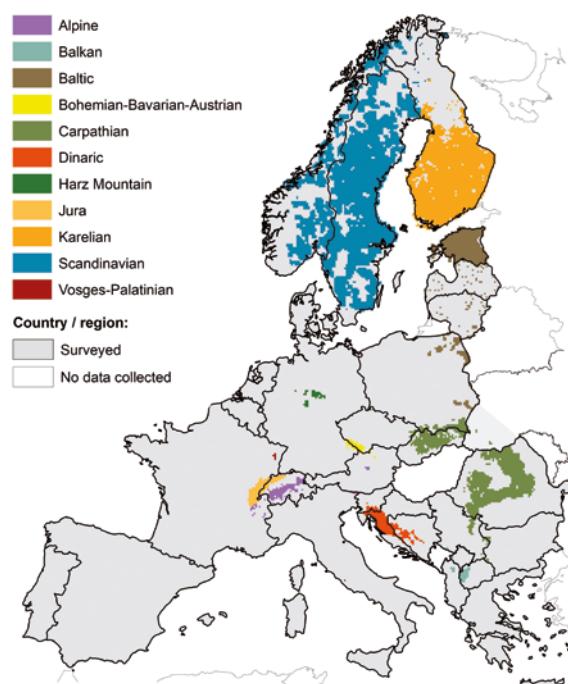


Abb. 1. Verbreitung des Eurasischen Luchses in Europa 2012-2016. Die Karte zeigt ausschließlich ständige Anwesenheiten. © Großraubtierinitiative für Europa

Dinarisches Gebiet – Die Zahl der Luchse beträgt etwa 130 Exemplare und ist im nördlichen Teil des Verbreitungsgebiets zurückgegangen. Neben einer hohen, durch den Menschen verursachten Sterblichkeit wurden Inzuchtprobleme festgestellt, die auf die sehr wenigen Gründertiere zurückzuführen sind. Die Population ist isoliert und eine Rettung ist nicht zu erwarten. Sie wird nach Kriterium D als „gefährdet“ eingestuft. Bemühungen zur Stärkung der Population sind im Gange. Größere Bedrohungen: unzureichende Durchsetzung der Rechtsvorschriften (illegale Tötung), Todesfälle im Straßenverkehr, Verarmung der Beutebasis und Inzuchtdepression.

Böhmen, Bayern, Österreich – Die Verbreitung des Luchses stagniert hier seit Ende der 1990er Jahre und die Population ging von ca. 75 Individuen im Jahr 2005 auf ca. 50 Individuen in den Jahren 2006-2011 zurück. Im Jahr 2015 gab es eine leichte Erholung auf 60-80 Individuen und die Zahlen scheinen sich zu stabilisieren. 60-80 eigenständige Individuen entsprechen etwa 45-60 geschlechtsreifen Individuen, was knapp über dem Schwellenwert (50 geschlechtsreife Individuen) für eine Gefährdung nach Kriterium D liegt. In Anbetracht des vorangegangenen langfristigen Negativtrends und der Tatsache, dass sich die einschränkenden Faktoren

noch nicht umgekehrt haben, empfehlen sich jedoch ein vorsorgender Ansatz und die Einstufung als „vom Aussterben bedroht“. Eine Einwanderung aus den Karpaten ist unwahrscheinlich, da es AusbreitungsbARRIEREN gibt. Folglich ist kein Rettungseffekt zu erwarten. Größere Bedrohungen: vorsätzliche illegale Tötung, Konflikte mit Jäger:innen und mangelhafte Durchsetzung der Gesetze.

Alpen – Der Bestand hat sich leicht auf ca. 163 Exemplare erhöht, was jedoch immer noch eine geringe Zahl ist, und die Teilpopulation ist nach wie vor „gefährdet“. Der Anstieg ist zum Teil auf die Gründung von Teilpopulatio-

nen durch die Umsiedlung von Luchsen zurückzuführen. Der Population fehlt es an relevanter Zuwanderung aus benachbarten Teilpopulationen, die alle klein oder (z. B. im Falle der Karpatenpopulation) durch starke Barrieren getrennt sind. Die Alpenpopulation selbst ist in vier kleinere Teilpopulationen in den West- und Ostalpen zersplittert. Daher wird die Population als isoliert betrachtet und die Kategorie der Roten Liste nicht angepasst. Größere Bedrohungen: illegale Tötung, Infrastruktur-entwicklung (insbesondere Straßenbau), Kollisionen mit Fahrzeugen und Zügen, begrenzte Ausbreitung, schmale genetische Basis (wenige Gründertiere).

Tabelle 1. Eurasische Luchspopulationen in Europa gemäß der regionalen Bewertung der Roten Liste (von Arx 2020). Kursiv gedruckte Zeichen bedeuten wiedereingeführte Populationen. Trends: \nearrow = steigend, \rightarrow = stabil, \searrow = abnehmend, \downarrow = stark abnehmend. RLA: Kategorien der Roten Liste der IUCN (LC = Least Concern (am wenigsten besorgniserregend), VU = Vulnerable (anfällig), EN = Endangered (gefährdet), CR = Critically Endangered (stark gefährdet)).

Population	Range countries	Size (ind.)	Trend	RLA
Alpine	Switzerland, Slovenia, Italy, Austria, France	163	\nearrow	EN
Balkan	Macedonia, Albania, Kosovo	20-39	\rightarrow	CR
Baltic	Estonia, Latvia, Lithuania, Poland, Ukraine	1200-1500	\searrow	LC
Bohemian-Bavarian-Austrian	Czech Republic, Germany, Austria	60-80	\rightarrow	CR
Carpathian	Romania, Slovakia, Poland, Ukraine, Czech Republic, Hungary, Serbia, Bulgaria	2100-2400	\rightarrow	LC
Dinaric	Slovenia, Croatia, Bosnia-Herzegovina	130	\rightarrow/\searrow	EN
Harz	Germany	46	\nearrow	CR
Jura	France, Switzerland	140	\nearrow	EN
Karelian	Finland	2500	\nearrow	LC
Scandinavian	Norway, Sweden	1300-1800	\downarrow	VU
Vosges-Palatinian	France, Germany	1-3 ^a	$\downarrow [\nearrow]$	CR

^a Diese Zahl bezieht sich nur auf den Anteil in den Vogesen. Im Pfälzerwald gibt es ein laufendes Wiederansiedlungsprogramm (Idelberger et al. 2021), das jedoch bei der Bewertung der Roten Liste noch nicht berücksichtigt wurde.

Jura – Der Bestand hat sich auf ca. 140 unabhängige Individuen erhöht und das Verbreitungsgebiet hat sich erweitert. Der Luchs ist jedoch nach Kriterium D immer noch als „gefährdet“ einzustufen, da die Populationsgröße unter 250 geschlechtsreifen Individuen liegt. In den letzten Jahren haben sich männliche Luchse aus dem Jura gelegentlich in benachbarte Regionen (z.B. Schwarzwald) ausgebreitet. Es gibt jedoch keine substanzielle Einwanderung aus benachbarten Teilpopulationen, z. B. aus den Alpen, die einen ausreichenden demografischen Rettungseffekt hätte, so dass die Kategorie der Roten Liste nicht angepasst wird. Große Be-

drohungen: Verkehrsunfälle, illegale Tötungen, Konflikte mit Jäger:innen und mangelndes Wissen über Konfliktminderung.

Vogesen, Pfälzerwald – Die Zahl der Luchse war von 30-40 im Jahr 2005 auf 1-3 zehn Jahre später gesunken, was einem Rückgang von 91 % entspricht (CR-Kriterium C1 – 25 % Rückgang in vier Jahren – zusätzlich zu Kriterium D für die sehr kleine Populationsgröße). Die Einwanderung aus dem Jura war bisher zu gering, um einen demografischen Rettungseffekt zu erzielen. Als größte Bedrohungen wurden die illegale Tötung aufgrund

von Konflikten mit Jäger:innen, die Fragmentierung des Lebensraums und die geringe Populationsgröße ermittelt. Im Rahmen des EU-LIFE-Projekts „Wiederansiedlung des Luchses im Biosphärenreservat Pfälzerwald“ wurden inzwischen Luchse im Pfälzerwald in Deutschland ausgesetzt (Idelberger et al. 2021). Da die Wiederansiedlung jedoch erst 2016 begann und in den Jahren zuvor ein kontinuierlicher Rückgang zu verzeichnen war, wurde die Population durch von Arx (2020) weiterhin als „kritisch“ gefährdet nach den Kriterien C und D eingestuft.

Harz – Diese Population wurde durch die Freilassung von 24 Luchsen zwischen 2000 und 2006 wieder angesiedelt. Sie wurde auf 46 unabhängige Individuen geschätzt, ist isoliert und gilt nach Kriterium D als vom Aussterben bedroht. Todesfälle im Straßenverkehr und Krankheiten sind bisher die wichtigsten Mortalitätsfaktoren für Luchse im Harz.

DISKUSSION

Obwohl der Eurasische Luchs als Art weltweit nicht bedroht ist, sind weitere Schutzmaßnahmen erforderlich, um die Erholung der Populationen in Europa zu gewährleisten: Nur drei von elf Populationen werden als am wenigsten gefährdet eingestuft (Tab. 1). Einige wichtige Erhaltungsmaßnahmen wurden von Boitani et al. (2015) definiert. Erhaltungsmaßnahmen sind insbesondere für die vom Aussterben bedrohte Unterart des Balkanluchses erforderlich, aber auch für die wieder angesiedelten Populationen in West- und Mitteleuropa (Alpen, Vogesen, Jura, Böhmen, Bayern, Österreich, Dinarisches Gebiet), die immer noch klein sind und als gefährdet oder vom Aussterben bedroht eingestuft werden. Diese Wiederansiedlungen stützten sich alle auf die Karpatenluchse als Ausgangspopulation. Die Karpatenpopulation ist zwar als am wenigsten gefährdet eingestuft, scheint aber zunehmend fragmentiert und muss beobachtet werden, um ihre Leistungsfähigkeit als Ausgangspopulation für die Erholung des Luchses in West- und Mitteleuropa nicht zu gefährden. Darüber hinaus sind die jüngsten negativen Trends in einigen der größeren autochthonen Teilpopulationen (Skandinavien und Baltikum) besorgniserregend und müssen angegangen werden. Die Bewertung der Populationen erfolgte hauptsächlich auf der Grundlage der Gesamtpopulationsgröße (Anzahl der Luchse) oder der Anzahl unabhängiger Individuen (erwachsene und halbwüchsige Tiere (adults/subadults), basierend auf Fang-Wiederfang-Schätzungen mit Hilfe von Erhebungen mit Kamerafallen und extrapoliert auf das Verbreitungsge-

biet). Dies sind die Schätzungen, die in der Regel aus den Ländern des Verbreitungsgebiets vorliegen. Selbst innerhalb einer Population kann die Qualität der Informationen zwischen den verschiedenen Verbreitungsländern stark variieren. Dies erschwert eine Bewertung auf Populationsebene. Die Zahl der geschlechtsreifen Individuen – die für eine Bewertung auf der Roten Liste erforderliche Einheit – ist deutlich geringer als die Gesamtzahl, aber auch geringer als die Zahl der unabhängigen Individuen. Dies wurde bei der Bewertung der Kategorie der Roten Liste berücksichtigt. Die genetische Populationsgröße wurde jedoch überhaupt nicht berücksichtigt. In Anbetracht des kritischen genetischen Zustands einiger isolierter wieder eingeführter Populationen in West- und Mitteleuropa (Stiftung KORA 2021) ist die Gesamtgröße dieser Populationen daher nur von begrenztem Wert für die Bewertung ihres Erhaltungszustands. Besonders störend bei der Erstellung der Verbreitungskarte (Kaczensky 2018) war die unterschiedliche Datenlage in den einzelnen Ländern. Insbesondere bei einigen der größeren autochthonen, grenzüberschreitenden Populationen wie in den Karpaten und im Baltikum würde eine Verbesserung und Harmonisierung der Monitoringsysteme das Bild erheblich verbessern. Die SCALP-Kriterien (Molinari-Jobin et al. 2003, Molinari-Jobin et al. 2021) sind ein Mittel zur Validierung von Daten aus verschiedenen Verbreitungsländern und zur Bewertung der Verbreitung und des Zustands auf Populationsebene.

Hinweis: Die in den nachfolgenden Kapiteln dieser Sonderausgabe enthaltenen Daten können von den hier vorgestellten abweichen. Die europäische Erhebung und die Bewertung der Roten Liste basieren auf Informationen aus den Jahren 2012-2016. Für einige Länder und Populationen liegen neuere Daten vor, die in den folgenden Darstellungen berücksichtigt werden.

DANKSAGUNGEN

Die folgenden Kollegen haben an der Zusammenstellung der Luchsdaten für die Zustandsbewertung 2012-2016 mitgewirkt: Agreiter A., Anders O., Avukatov V., Bagrade G., Balys V., Bartol M., Belotti E., Bionda R., Blažič M., Bojda M., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Bufka L., Cerne R., Ćirović D., Da Rold O., De Martin D., Denk M., Duchamp C., Dul'a M., Dykyy I., Engleder T., Fattori U., Fuxjager C., Gagliardi A., Galanaki A., Gerngröss P., Gomerčić T., Gregorova E., Groff C., Gužvica

G., Herdtfelder M., Holmala K., Hoxha B., Hucht-Ciorga I., Huckschlag D., Ionescu G., Ionescu O., Jerina K., Jokisch S., Jonozovič M., Kalaš M., Kominoš T., Koren I., Kos I., Krofel M., Krojerova J., Kubala J., Kunz F., Kusak J., Kutil M., Kubarsepp M., Lükins M., Machčinik B., Majić Skrbinšek A., Marucco F., Melovski D., Middlehoff L., Mingozi A., Mináriková T., Molinari P., Molinari-Jobin A., Myslajek R.W., Männil P., Müller U., Nowak S., Ozoliņš J., Pagon N., Paunović Molinari-Jobin A., Myslajek R.W.

QUELLENANGABEN

Boitani L., Alvarez F., Anders O., Andrén H., Avanzinelli E., Balys V., ... & Zlatanova D. 2015. Key actions for Large Carnivore populations in Europe. Report to DG Environment. Europäische Kommission, Brüssel. Vertrag Nr. 07.0307/2013/654446/SER/B3. Institut für angewandte Ökologie, Rom, Italien.

Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten Ch. 1990. Status, Conservation Needs and Reintroduction of the Lynx *Lynx lynx* in Europe. Straßburg, Europarat, Natur und Umwelt Reihe 45, 43 Seiten.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Okarma H., Kaphegyi T., Kaphegyi-Wallmann U. & Müller U. M. 2000. Action Plan for the conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe. Europarat, Straßburg.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Lanz T., von Arx M., Antonevich A., Bao W. & Avgan B. 2015. *Lynx lynx* (Errata-Version publiziert 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T12519A121707666. am 10. März 2021.

Chapron G., Kaczensky P., Linnell J.D.C., von Arx M., Huber D., Andrén H., ... & Boitani, L. 2014. Recovery of Large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*. 346: 1517-1519.

Idelberger S., Back M., Ohm J., Prüssing A., Sandrini J., Huckschlag D. & Krebühl J. 2021. Reintroduction of Eurasian lynx in the Palatinate Forest, Germany. *Cat News Sonderausgabe* 14, 38-42.

IUCN 2012. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. Gland, Schweiz und Cambridge, UK: IUCN. iii + 41 S.

Kaczensky P. 2018. IUCN Red List Mapping for the regional assessment of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe. Als Supplementary Information auf <https://www.iucnredlist.org/species/12519/145266191> (Zugegriffen: 22.02.2022).

Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell, J. 2013. Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf and wolverine in Europe. *Instituto di Ecologia Applicata*, mit Beiträgen der IUCN/SSC Large Carnivore Initiative for Europe.

Linnell J., Salvatori V. & Boitani, L. 2008. Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe, Bericht für die Europäische Kommission, Rom.

Melovski D., Breitenmoser U., von Arx M., Breitenmoser-Würsten C. & Lanz, T. 2015. *Lynx lynx* ssp. *balcanicus* (Errata-Version publiziert 2016). <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T68986842A68986849.en>. (Zugegriffen: 31. Mai 2020).

Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten Ch., Wölfl M., Staniša C., Fasel M., ... & Breitenmoser U. 2003. Pan-Alpine Conservation Strategy for the Lynx. *Nature and environment* 130, Europarat, 25 S.

Molinari-Jobin A., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Černe R., Drouet-Hoguet N., Fuxjäger C. ... & Zimmermann F. 2021. SCALP: Monitoring the Eurasian lynx in the Alps and beyond. *Cat News Sonderausgabe* 14, 50-52.

Stiftung KORA 2021. 50 Jahre Luchs in der Schweiz. KORA-Bericht Nr. 99, 80 S.

Temple H.J., & Terry A. (Compilers). 2007. The Status and Distribution of European Mammals. Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften, Luxemburg. 48 Seiten.

von Arx M. 2020. *Lynx lynx* (geänderte Fassung des Gutachtens von 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T12519A177350310. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T12519A177350310.en> (Zugegriffen: 10.03.2021).

von Arx M., Breitenmoser-Würsten Ch., Zimmermann F. & Breitenmoser U. (Eds). 2004. Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001. KORA-Bericht 19, 30 S.



Luchs in den Alpen (Foto KORA).

KRZYSZTOF SCHMIDT^{1*}, PETRAS ADEIKIS², LINAS BALČIAUSKAS³, JOSE GODOY⁴, DANIEL KLEINMAN-RUIZ⁴, MARIA LUCENA-PEREZ⁴, PEEP MÄNNIL⁵, ELENA MARMESAT⁴, JANIS OZOLINŠ⁶, MIROSLAW RATKIEWICZ⁷, MARYNA SHKVYRIA⁸ & IRINA SOLOVEI⁹

3. ERHALTUNG DER NORDOSTEUROPÄISCHEN TIEFLANDPOPULATION DES EURASISCHEN LUCHSES

Die nordosteuropäische Tieflandpopulation des Luchses wird gemeinhin der „baltischen Population“ zugerechnet und gehört vermutlich zur nominellen Unterart *Lynx lynx lynx*. Geografisch erstreckt sich das Verbreitungsgebiet von Ostpolen über die baltischen Staaten nach Norden bis Fennoskandinavien und im Osten bis nach Zentralasien. Innerhalb seines Verbreitungsgebiets in Nordosteuropa ist der Status dieser Art in den Ländern unterschiedlich: von ganzjährig geschützt bis hin zu einer bejagten Art. Die Population ist unterschiedlich stark fragmentiert, wobei die Lebensräume im südwestlichen Teil des Verbreitungsgebiets am stärksten zersplittet sind und im Nordosten gut zusammenhängende Waldlebensräume bestehen. Die Population ist genetisch divers strukturiert, was höchstwahrscheinlich auf die Fragmentierung des Lebensraums zurückzuführen ist. Die genetisch ärmste Teilpopulation kommt in Nordostpolen vor, das vom übrigen Teil am stärksten isoliert ist, und die höchste genetische Vielfalt weisen die lettischen und estnischen Luchse auf. Die genetischen Daten bestätigen jedoch, dass der Luchs innerhalb der nordosteuropäischen Tieflandpopulation eine mitochondriale, phylogeographische Unterlinie besitzt, die sich von den übrigen mitteleuropäischen (Karpaten) und südeuropäischen Populationen unterscheidet, obwohl ihr taxonomischer Wert noch unklar ist. Die Luchse sind in den verschiedenen Ländern unterschiedlichen Bedrohungen ausgesetzt. Der gesetzliche Schutz reicht nicht aus, um die demografische Sicherheit der Population zu gewährleisten, da sie entweder dem Mangel an geeigneten und gut vernetzten Lebensräumen, der Abholzung der Wälder, der Wilderei oder dem illegalen Bernsteinabbau ausgesetzt ist. Bejagte Populationen können überhöhten Fangquoten unterworfen sein. Zu den Herausforderungen bei der Erhaltung des Luchses gehören die Wiederherstellung der Eignung und des Verbunds der Lebensräume, die Wiederansiedlungen, die Überprüfung der Jagdquoten, die Einführung einer nicht-invasiven, robusten Populationsüberwachung und die Sensibilisierung der Öffentlichkeit für die Erfordernisse der Luchserhaltung.

VERBREITUNG UND DIFFERENZIERUNG DER POPULATION

Die Population des Eurasischen Luchses, die im nordosteuropäischen Tiefland lebt und sich von Ostpolen über Weißrussland und die nördliche Ukraine bis in die balti-

schen Staaten erstreckt, wird gemeinhin der „baltischen Population“ zugeordnet (von Arx et al. 2004, Boitani et al. 2015). Das Verbreitungsgebiet dieser Population ist jedoch

1 Säugetierforschungsinstitut der Polnischen Akademie der Wissenschaften, Białowieża, Polen
* Email: kschmidt@ibs.bialowieza.pl

2 Vytautas-Magnus-Universität, Kaunas, Litauen

3 Naturforschungszentrum, Vilnius, Litauen

4 Estación Biológica de Doñana, Sevilla, Spanien

5 Estnische Umweltagentur, Tartu, Estland

6 Staatliches lettisches Forstforschungsinstitut „Silava“, Salaspils, Lettland

7 Universität von Białystok, Fakultät für Biologie, Białystok, Polen

8 Kiewer zoologischer Park von nationaler Bedeutung, Kiew, Ukraine

9 Wissenschaftliches und praktisches Zentrum der Nationalen Akademie der Wissenschaften von Belarus für Bioressourcen, Minsk, Weißrussland

nicht klar abgegrenzt, da keine Daten aus dem russischen Gebiet vorliegen (Boitani et al. 2015). Es ist davon auszugehen, dass es sich in Richtung Osten erstreckt und große zusammenhängende Waldgebiete im Westen Russlands umfasst. Andererseits sollte die „baltische Population“ des Luchses wahrscheinlich keine Tiere aus dem Gebiet von Karelien und Finnland umfassen, da der Finnische Meerbusen eine gewisse Rolle als Barriere für den Genfluss spielt (Ratkiewicz et al. 2014). Es wird angenommen, dass sie zur nominellen Unterart *Lynx lynx lynx* gehören (Kitchener et al. 2017).

Die Verbreitung der Population ist sehr unregelmäßig, da sie aus einem stark fragmentierten Teil im südwestlichen Teil des Verbreitungsgebiets (auf dem Gebiet Polens, Weißrusslands, der Ukraine, der Oblast Kaliningrad und Litauens) und einem großen, zusammenhängenden Teil des Verbreitungsgebiets im Nordosten (auf dem Gebiet Lettlands, Estlands und Russlands) besteht. Die Verbreitung des Luchses deckt sich weitgehend mit dem Ausmaß der Fragmentierung des Waldlebensraums und die am stärksten isolierten Populationen sind über den am stärksten fragmentierten Lebensraum am südwestlichen Rand des Verbreitungsgebiets der Art verstreut (Abb. 1).

Die Population weist eine eindeutige genetische Struktur auf, was höchstwahrscheinlich auf die langfristige Fragmentierung und Isolierung des Lebensraums zurückzuführen ist. Die Diversität sowohl der Mikrosatelliten als auch der mitochondrialen Marker zeigte die höchste

Differenzierung zwischen dem Luchs aus Nordostpolen (insbesondere dem Białowieża-Wald) und allen übrigen Teilstämmen innerhalb der „baltischen Population“ (Ratkiewicz et al. 2014). Die am stärksten isolierte Population in Nordostpolen ist auch die genetisch ärmste, während die lettischen und estnischen Luchse die höchste genetische Vielfalt aufweisen. Der Genfluss zwischen dem Luchs in Nordostpolen und der übrigen „baltischen Population“ ist sehr begrenzt. Der effektivste Genfluss wurde zwischen finnischen und russischen (Gebiet Kirov) Luchsen festgestellt, der geringste zwischen russischen und estnischen Tieren (Ratkiewicz et al. 2014), was darauf hindeutet, dass die finnische Population nicht zur „baltischen Population“ dieses Raubtiers gezählt werden sollte. Es gab auch einen sehr schwachen (unidirektionalen) Genfluss vom baltischen (Estland) zum finnischen Luchs. Dies deutet darauf hin, dass die baltische Population den meisten Genfluss vom nicht beprobten russischen Luchs oder nur gelegentlich indirekt von Finnland erhalten sollte. Die genetischen Daten (nuklear, intergenetisch autosomal und mitogenomisch) bestätigten, dass die Luchse der nordosteuropäischen Tieflandpopulation bis zum Uralgebirge mit den russischen Luchsen verwandt sind, aber auch eine mitochondrialen phylogeografische Sublinie aufweisen, die sich von den nördlichen (skandinavischen) und südeuropäischen (balkanischen) Populationen unterscheidet (Lucena-Perez et al. 2020). Der taxonomische Wert dieser Feststellung ist jedoch noch unklar.

STATUS DER POPULATION UND BEDROHUNGEN

Der Status der Art ist in den Ländern, in denen die baltische Luchspopulation lebt, sehr unterschiedlich. In Polen, Litauen, Weißrussland und der Ukraine ist der Luchs ganzjährig geschützt und es werden hohe Geldstrafen für die Tötung von Individuen verhängt, während er in Estland, Lettland und großen Teilen Russlands legal bejagt wird. Der gesetzliche Schutz ist jedoch keine ausreichende Maßnahme, um die demografische Sicherheit der Population zu gewährleisten. Der Luchs ist in seinem Verbreitungsgebiet in Nordosteuropa verschiedenen Arten von Bedrohungen ausgesetzt. Zu den Faktoren, die zur Bedrohung der Populationen in den Ländern beitragen, die der Art vollen gesetzlichen Schutz gewähren, gehören der Mangel an geeigneten und gut vernetzten Lebens-

räumen, die geringe Größe der Populationen, die geringe Verfügbarkeit von Beutetieren, die Abholzung der Wälder, die Wilderei und sogar der illegale Bernsteinabbau. Bejagte Populationen können dem Risiko nicht nachhaltiger Quoten ausgesetzt sein.

Polen

Der Erhaltungszustand der Art ist in Polen am ungünstigsten. Obwohl Polen ein großes, relativ stark bewaldetes Land ist (30 % der Fläche), macht die vom Luchs bewohnte Fläche nur 3,5 % des gesamten Territoriums aus (Schmidt 2011). Obwohl der Luchs seit 1995 vollständig geschützt ist, hat sich sein Verbreitungsgebiet

nicht vergrößert und sein Bestand stagniert bei etwa 200 Individuen (Mystajek et al. 2019). Die Modellierung der Lebensraumeignung hat gezeigt, dass sich das derzeitige Verbreitungsgebiet des Luchses weitgehend mit den größten Gebieten mit bester Lebensraumqualität – in Bezug auf die Struktur und die Vielfalt der Wälder – überschneidet, die sich im Norden und Südosten Polens befinden (Schmidt & Górný, in Vorbereitung). In Anbetracht der allgemein zur Verfügung stehenden, ausreichend großen Waldflächen könnte das Verbreitungsgebiet dieser Raubkatze jedoch fast um das Dreifache erweitert werden, so dass sie auf 10 % der Landesfläche vorkommen könnte. Es ist daher wahrscheinlich, dass die Fragmentierung der Lebensräume zusammen mit ihrer schlechten Qualität (vereinfachte Struktur von Waldmonokulturen) die Ausbreitung der Luchspopulation in Polen behindert. Ein weiteres Problem, das sich negativ auf das Entwicklungspotenzial der Luchspopulation auswirken kann, ist die geringe Verfügbarkeit der wichtigsten Beutetierart des Luchses – des Rehs –, was im Rahmen eines groß angelegten Monitorings von Huftieren in Polen festgestellt wurde (Borkowski 2019).

Im polnischen Teil des Luchsverbreitungsgebiets gibt es somit die folgenden fünf großen Herausforderungen für die Erhaltung des Luchses:

1. die Wiederherstellung und Verbesserung der Verbindung zwischen großen Waldkomplexen;
2. die Verbesserung der Lebensraumqualität in den Wäldern;
3. die Verbesserung der Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen für Luchse;
4. die Stärkung und Vergrößerung der bestehenden Population durch Wiederansiedlungen oder Verstärkungen und
5. die Umsetzung des landesweiten Monitorings von Großraubtieren.

Litauen

Die Luchspopulation in Litauen ist seit 1975 vollständig geschützt, obwohl sie in den letzten Jahrzehnten einen Rückgang von 200 auf 30-40 Individuen im Jahr 2010 verzeichnete (Balčiauskas 2021). Die Population ist derzeit über das ganze Land verteilt, obwohl sie aufgrund des sehr spärlichen Bestands an Waldlebensräumen stark fragmentiert ist. Infolge eines erfolgreichen Wiederansiedlungsprogramms (2011-2017) und der Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der Fortpflanzungs-umgebung und der Beuteverfügbarkeit nimmt die Luchs-

population seit 2015 jedoch wieder zu. Es wurde eine höhere Anzahl an erfassten Familiengruppen beobachtet (Balčiauskas et al. 2017). Die Populationsgröße wird derzeit auf etwa 150 Individuen geschätzt (L. Balčiauskas, pers. Mitteilung). Die Fragmentierung des Lebensraums und der Mangel an Primärhabitaten, die für die Luchszucht geeignet sind, werden als wichtige Herausforderungen für die wirksame Erhaltung der Art angesehen. Auch der Konkurrenzkampf mit Wölfen wird als Störfaktor angesehen.

Lettland

Die Luchspopulation in Lettland hat einen günstigen Status. Daher ist auf der Grundlage der detaillierten Erhaltungsstrategie eine begrenzte Nutzung der Art zu Jagdzwecken gemäß Artikel 16 der EG-Richtlinie 92/43/EWG (Habitat-Richtlinie) zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen erlaubt. In der Mitte des Landes ist die Jagd jedoch verboten. Die Population wächst seit den späten 1960er und frühen 1970er Jahren stetig. Ihr Verbreitungsgebiet erstreckt sich über das gesamte Land und die jüngsten Schätzungen gehen von einer Populationsgröße von 600-1.600 Individuen aus, je nach der angewandten Erhebungsmethode (Ozoliņš et al. 2017). Etwa 100-160 Luchse werden jährlich erlegt, wobei die Hälfte der getöteten Tiere für Forschungszwecke wie Populationsdemografie, Genetik und Parasitologie verwendet wird. Obwohl der Status des Luchses überwacht wird und die Bejagung der Population gut kontrolliert zu sein scheint, besteht die Sorge, dass die mangelnde Koordination der Aktionspläne (einschließlich der doppelten Überwachung durch zwei Ministerien – Umwelt und Landwirtschaft) in Zukunft zu Problemen bei der Erhaltung der Art führen könnte. Da in jüngster Zeit die traditionelle Landwirtschaft durch neue Landnutzungsformen ersetzt wurde und Nutzungen wie Wildgehegehaltung oder Freilandhaltung von Schafen gefördert wurde, häufen sich die Klagen über den Luchsrisse bei Nutztieren. Die Einrichtung ökologischer Korridore, um die Auswirkungen des Ausbaus der Straßeninfrastruktur abzumildern, und Jagdbeschränkungen, um den Erhaltungszustand der Art zu gewährleisten, gehören zu den größten Herausforderungen bei der Luchserhaltung in Lettland.

Estland

Estland ist das einzige EU-Land, in dem der Luchs als Ausnahmeart in Anhang V der Habitat-Richtlinie aufgeführt ist. Diese Art wird von Dezember bis Februar mit

einer strengen Beutequote bejagt. Gemäß des Aktionsplans für Großkarnivoren wird die Populationsgröße des Luchses auf 100-130 reproduzierende Weibchen geschätzt (Männil & Kont 2013). Der aktuelle Zustand der Population ist jedoch ungünstiger: 2013-2018 wurden nur 50-65 reproduzierende Weibchen gezählt. Mehrere Faktoren könnten zum Rückgang der Population beigetragen haben, darunter der Einbruch des Rehwildbestands aufgrund der extrem strengen Winter 2010 und 2011, zu hohe Fangquoten von 2012-2015, illegale Jagd, Räude und Abwanderung (auf der Suche nach Gebieten mit besserer Beutebasis; Veeroja & Männil 2019). 2018 hat sich die Luchspopulation entgegen der Vorhersagen des demografischen Modells nicht verbessert, obwohl sich die Rehwildpopulation gut erholt hat. Als Reaktion auf den Populationsrückgang wurden die Jagdquoten von 2016 bis 2019 ausgesetzt.

Ukraine

Die baltische Luchspopulation kommt nur entlang der Nordgrenze des Landes in der Region Polesien vor und wird auf 60 bis 80 Individuen geschätzt (M. Shkvyria, unveröffentlichte Daten). Es handelt sich wahrscheinlich um eine zusammenhängende Population mit Luchsen in Belarus und der Russischen Föderation. Die Art ist im Land vollständig geschützt und steht im Roten Buch der Ukraine. Zu den wichtigsten Herausforderungen bei der Erhaltung der Art gehören die Aufstellung eines Aktionsplans zur Erhaltung und die landesweite Überwachung. Der Luchs ist durch massive Abholzung der Wälder, Wilderei, illegalen Fang für die Zucht als Haustiere und illegalen Bernsteinabbau bedroht.

Weißrussland

Die Art ist seit 1981 geschützt und wurde 1993 in das Rote Buch von Weißrussland aufgenommen. Ihr Verbreitungsgebiet ist im ganzen Land zersplittet und die offiziellen Schätzungen der Luchs-Bestände schwankten im Zeitraum 2000 bis 2018 zwischen 250 und 830 Individuen (A. Kozorez, pers. Mitteilung). Diese Zahlen wurden jedoch nie durch ein striktes landesweites Monitoring erreicht. Im Jahr 2011 wurde der Managementplan für die Luchs-Population für einen Zeitraum von zehn Jahren genehmigt. Es wurden Maßnahmen eingeleitet, um den Status des Luchses zu aktualisieren und eine Schätzung der Populationsgröße vorzunehmen. Obwohl vor kurzem das Streichen des Luchses aus dem Roten Buch vorgeschlagen wurde, scheint dies derzeit unwahrscheinlich zu sein; stattdessen könnte eine lizenzierte Jagd in Betracht gezogen werden (A. Kozorez, pers. Mitteilung). Derzeit ist die größte Bedrohung für den Luchs in Weißrussland die Wilderei, die nach allgemeiner Überzeugung schädliche Auswirkungen auf die Populationen von Huftieren hat.

Russische Föderation

Der Luchs gilt in der Russischen Föderation als eine weit verbreitete und häufige Art. Daher wird er auf dem größten Teil des russischen Territoriums bejagt. Im europäischen Teil Russlands wurde der Status des Luchses jedoch kürzlich in 23 von 46 Regionen von „bejagt“ in „geschützt“ umgewandelt (Lissovsky et al. 2019). Vor kurzem wurden auch Programme zur Wiederansiedlung vorgeschlagen (A. P. Saveljev, pers. Mitteilung).

GEMEINSAME HERAUSFORDERUNGEN FÜR DIE NORDÖSTLICHEN POPULATIONEN

Der Status und die Verbreitung des Luchses in den einzelnen Ländern der baltischen Populationen sind sehr unterschiedlich und reichen von streng geschützten und durch anthropogene Faktoren bedrohten bis hin zu bejagten Populationen, die zahlenmäßig zunehmen. Darüber hinaus gibt es eine erhebliche genetische Differenzierung und Unterschiede in der genetischen Variabilität zwischen den Teilpopulationen, die auf die jüngsten anthropogenen Einflüsse zurückzuführen sind. Betrachtet man das gesamte Verbreitungsgebiet der nordosteuropäischen Tieflandpopulation des Eurasischen Luchses, so gehören die Wiederherstellung der Eignung und Vernetzung des

Lebensraums, die Verbesserung der Beuteverfügbarkeit, die Einrichtung eines einheitlichen Überwachungssystems, die Sensibilisierung der Öffentlichkeit für die Ökologie des Luchses und die Erhaltungsbedürfnisse zu den wichtigsten gemeinsamen Herausforderungen für den Artenschutz. Die einzelnen Teilpopulationen erfordern zusätzliche spezifische Erhaltungsmaßnahmen, wie z. B. die Überprüfung der Jagdquoten, die Entschärfung von Konflikten, die durch die Verwüstung von Viehbeständen verursacht werden, oder die Verbesserung der Lebensraumqualität.



Abb. 1. Verbreitung des Eurasischen Luchses (grau) in Mittel- und Nordmitteleuropa. Modifiziert aus von Arx et al. (2004); Waldbedeckung = grün, gestrichelte Linie = wiederangesiedelte Populationen.

QUELLENANGABEN

Balčiauskas, L. 2021: Lūšis. *Lynx lynx* (Linnaeus 1758). In: Rašomavičius, V. (Hrsg.). Red Data Book of Lithuania. Animals, plants, fungi. Vilnius, 305 S.

Balčiauskas L., Balčiauskienė L., Litvaitis J. A. & Tijušas E. 2017. Preliminary impressions of a citizen-scientist effort to monitor large carnivores in Lithuania. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 42, 37–41.

Boitani L., Alvarez F., Anders O., Andren H., Avanzinelli E., Balys V., ... & Zlatanova D. 2015. Key actions for large carnivore populations in Europe. Institute of Applied Ecology (Rome, Italy). Report to DG Environment. Europäische Kommission, Brüssel. Vertrag Nr. 07.0307/2013/654446/SER/B3. 120 S.

Borkowski J. 2019. Określenie bazy pokarmowej wilka i rysia na stanowiskach monitoringowych. [Bestimmung der Nahrungsgrundlage von Wolf und Luchs auf Monitoring-Flächen]. Conference: "Pilot monitoring of wolf and lynx in Poland implemented as part of the State Environmental Monitoring – preliminary results of the project POIS.02.04.00-00-0040/16". Ministerium für Umwelt, Warschau, 15.10.2019. [in Polish]

Kitchener A. C., Breitenmoser-Würsten C., Eizirik E., Gentry A., Werdelin, L., Wilting, A., ... & Tobe, S. 2017. A revised taxonomy of the Felidae. The final report of the Cat Classification Task Force of the IUCN/SSC Cat Specialist Group. Cat News Sonderausgabe 11, 80 S.

Lissovsky A. A., Sheftel B. I., Saveljev A. P., Ermakov O. A., Kozlov Yu. A., Smirnov D. G., Stakheev V.V. & Glazov D.M. 2019. Mammals of Russia. Species list and applied issues. KMK Scientific Press, Moskau. 191 S.

Lucena-Perez M., Marmesat E., Kleinman-Ruiz D., Martínez-Cruz B., Węcek K., Saveljev A.P., ... & Godoy J.A. 2020. Genomic patterns in the wide-spread Eurasian lynx shaped by Late Quaternary climatic fluctuations and anthropogenic impacts. Molecular Ecology 29, 812–828.

Männil P. & Kont R. (Eds) 2013. Action Plan for Conservation and Management of Large Carnivores in Estonia in 2012–2021. Estonian Game No. 12. Estonian Theriological Society, 120 S.

Myslajek R., Kwiatkowska I., Diserens T. A., Haidt A. & Nowak S. 2019. Occurrence of the Eurasian lynx in western Poland after two decades of strict protection. Cat News 69, 12–14.

Ozoliņš J., Bagrade G., Ornīcāns A., Žunna A., Done G., Stepanova A., Pilāte D., Šuba J., Lūkins M. & Howlett S.J. 2017. Action Plan for Eurasian lynx *Lynx lynx* Conservation and Management. LSFRI Silava, Salaspils, 78 S.

Ratkiewicz M., Matosiuk M., Saveljev A. P., Sidorovich V., Ozolins J., Mannil P., ... & Schmidt K. 2014. Long-range gene flow and the effects of climatic and ecological factors on genetic structuring in a large, solitary carnivore: the Eurasian lynx. PLoS ONE 9(12): e115160.

Schmidt K. 2011. Strategia ochrony rysia (*Lynx lynx*) warunkująca trwałość populacji gatunku w Polsce – projekt. [Strategie zur Erhaltung des Luchses (*Lynx lynx*) zur Sicherung der Stabilität seiner Population in Polen – Vorschlag]. Instytut Biologii Ssaków PAN, Białowieża/Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa [in Polish].

Veeroja R. & Männil P. (Eds) 2019. Status of Game populations in Estonia and proposal for hunting in 2019. Estonian Environment Agency, Tartu, 132 S.

von Arx M., Breitenmoser-Würsten C., Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2004. Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in 2001. Muri: KORA Bericht, Nr. 19, 330 S.

JAKUB KUBALA^{1,2,*}, DUŠKO ĆIROVIĆ³, MARTIN DUŁA^{4,5}, MIROSLAV KUTAL^{4,5}, ROBERT W. MYSŁAJEK⁶,
SABINA NOWAK⁷, MIHAI POP⁸, MARYNA SHKVYRIA⁹, TEODORA SIN⁸, LÁSZLÓ SZEMETHY¹⁰, BRANISLAV
TÁM¹¹ & DIANA ZLATANOVA¹²

4. ERHALTUNGSBEDARF DER LUCHS- POPULATION IN DEN KARPATEN

Die Population des Eurasischen Luchses in den Karpaten ist eine der größten in Europa, mit einer Gesamt-populationsgröße von ~2.100-2.400 Individuen. Der Status der Art in den Karpaten beruhte jedoch ausschließlich auf „Expertenmeinungen“, während relevante wissenschaftliche Daten nur begrenzt verfügbar waren. Jüngste Untersuchungen haben gezeigt, dass diese Zahlen nicht zuverlässig sind und die Populationsgröße stark überschätzen. Übertrieben hohe Daten und irreführende Informationen über den Status und die Entwicklung der Luchspopulation haben zu Konflikten zwischen dem Luchs und den menschlichen Interessen geführt, was letztlich illegale Tötungen zur Folge hatte. Die negative Haltung der Jäger:innen gegenüber dem Luchs hat ihren Ursprung in dem Glauben, dass das Raubtier für den angeblichen Rückgang der Rehwildpopulationen in der Slowakei verantwortlich ist. Darüber hinaus könnte die illegale Tötung einen gewissen Synergieeffekt mit der Entwicklung der Verkehrsinfrastruktur haben, die die Verbindung zwischen geeigneten Lebensräumen zunehmend unterbricht und die vom Menschen verursachte Mortalität verstärkt. Die Karpaten waren und sind eine Quelle für Wiederansiedlungs- und Verstärkungsprojekte des Luchses und sind von starker Bedeutung für seine großflächige Erhaltung in Europa. Die zuständigen Behörden, Luchsexpert:innen und interessierte Gruppen aus den Karpaten sollten gemeinsam ein standardisiertes, robustes Populationsmonitoring einrichten und die anthropogenen Faktoren, die das Überleben des Luchses gefährden, ernsthaft eindämmen. Eine gute Zusammenarbeit zwischen allen Ländern, die sich die Karpatenpopulation teilen, ist für die Erhaltung und das Management des Luchses erforderlich. Wir empfehlen insbesondere die Verabschiedung einer gemeinsam entwickelten pan-karpatischen Schutz- und Managementstrategie und entsprechender nationaler Aktionspläne.

AKTUELLER STATUS DER KARPATENLUCHSPOPULATION

Die Karpaten erstrecken sich mit einer Fläche von 209.256 km² über acht europäische Länder, von Rumänien und Serbien im Süden über die Ukraine, Polen, die Slowakei und Ungarn bis zur Tschechischen Republik und Österreich im Norden (Abb. 1). In der Region leben 16-18 Millionen Menschen in vielen verschiedenen Lebensräumen, von traditionellen Dörfern bis hin zu

städtischen Zentren. Die Waldbedeckung ist ungleichmäßig verteilt und reicht von 29,5 % im ungarischen Teil bis zu fast 60 % in Rumänien; weniger als ein Drittel der Karpaten ist von offenen, naturnahen Lebensräumen, vor allem Grasland, bedeckt. Seit der Würm/Weichsel-Kaltzeit (150.000-15.000 v. Chr.) waren die Karpaten vermutlich dauerhaft ein Rückzugsraum für Waldarten, der

1 Technische Universität Zvolen, Fakultät für Forstwirtschaft, Fachbereich Angewandte Zoologie und Wildtiermanagement, Zvolen, Slowakei

* Email: kubala.zoobojnice@gmail.com

2 DIANA – Carpathian Wildlife Research, Banská Bystrica, Slowakei

3 Universität Belgrad, Fakultät für Biologie, Belgrad, Republik Serbien

4 Mendel Universität Brünn, Fachbereich Waldökologie, Brünn-sever-Černá Pole, Tschechische Republik

5 Freunde der Erde Tschechische Republik, Niederlassung Olomouc, Tschechische Republik

6 Universität Warschau, Fakultät für Biologie, Department of Ecology, Institute of Functional Biology and Ecology, Biological and Chemical Research Center, Warszawa, Polen

7 Association for Nature “Wolf”, Twardorzecza, Polen

8 The Association for the Conservation of Biological Diversity, Focșani, Vrancea, Rumänien

9 Department of Scientific Research and International Collaboration of Kyiv Zoo, Kyiv, Ukraine

10 University of Pécs, Faculty of Science, Institute of Biology, Ungarn

11 National zoological garden Bojnice, Bojnice, Slowakei

12 Sofia University „St. Kliment Ohridski“, Fakultät für Biologie, Sofia, Bulgarien

bereits von dem Luchs bewohnt wurde, den wir heute als *Lynx lynx carpathicus* bezeichnen, einer Unterart, die sich offensichtlich nach dem Ende der Eiszeit nicht mehr ausbreitete und sich daher immer noch von anderen Luchsformen in Europa unterscheidet (Breitenmoser & Breitenmoser-Wursten 2008).

Die autochthone Luchspopulation deckt derzeit den nordwestlichen und südlichen Teil der Karpatenkette ab und hat sich in jüngster Zeit im Süden bis nach Serbien und Bulgarien ausgedehnt; in der Ukraine scheint sie jedoch nur spärlich vertreten zu sein (Abb. 1). Der prozentuale Anteil der Population in den einzelnen Ländern entspricht fast dem jeweiligen flächenmäßigen Anteil der Karpatenregion (Tab. 1), mit Ausnahme der Ukraine und Bulgariens, wo die aktuelle Verteilung nicht bekannt ist. Der größte Teil der Karpatenpopulation befindet sich in Rumänien und der Slowakei (Abb. 1), die daher eine besondere Verantwortung für die Erhaltung der gesamten Population tragen (von Arx et al. 2004, Kaczensky et al. 2013, Boitani et al. 2015, von Arx 2018). In allen Ländern der Karpaten ist der Luchs gesetzlich vollständig geschützt (Tab. 2). Die Population gilt als eine der größten in Europa, mit einer Gesamtpopulationsgröße von ~2.100-2.400 Luchsen laut der Populationsbewertung für 2012-2016 (von Arx 2018). Die Population in den Karpaten scheint stabil zu sein, auch wenn die Zahlen in bestimmten Regionen zurückgegangen sind, was entweder einen realen Trend widerspiegelt (z. B. Ukraine und Bulgarien) oder auf eine zuverlässige Überwachung zurückzuführen ist (Tab. 3; von Arx 2018). Der Status der Art in den Karpaten basierte ausschließlich auf „Expertenmeinungen“, während relevante wissenschaftliche Daten nur begrenzt oder gar nicht vorhanden waren. Ein solides wissenschaftliches Monitoring in der Slowakei hat kürzlich gezeigt, dass solche Daten nicht zuverlässig sind und die Populationsgröße überbewertet (Kubala et al. 2019, Dul'a et al. 2021). Dennoch hat sich die staatliche Verwaltung lange Zeit nicht mit dieser Situation befasst, was dazu führte, dass auf lokaler und nationaler Ebene vage und irreführende Informationen über den Status und die Entwicklung der Population präsentiert wurden (Smolko et al. 2018, Kubala et al. 2019).

Tabelle 1. Ausdehnung und Verbreitung des Luchses in den Ländern, die die Karpatenpopulation teilen. Aus Ungarn liegen nur wenige Informationen vor, aber es gibt eine Ausbreitung im Norden, entlang der Grenze zur Slowakei. Die Verbreitung in der Ukraine und Bulgarien ist derzeit unbekannt. In Bulgarien gab es bis Ende 2015 bestätigte Beobachtungen (Kamerafallen) aus dem Osogovo-Gebirge. Danach gab es trotz intensiver Kamerafänge keine Nachweise mehr.

Country	Lynx extension and distribution area (km ²)		
	Constantly occupied area	Single observation confirmed	Total
Romania	66 000	unknown	unknown
Slovakia	27 200	890	28 090
Poland	10 100	1100	11 200
Ukraine	unknown	unknown	unknown
Czechia	1200	800	2 000
Hungary	2 100	100	2 200
Serbia	3 000	5 000	8 000
Bulgaria	unknown	unknown	unknown

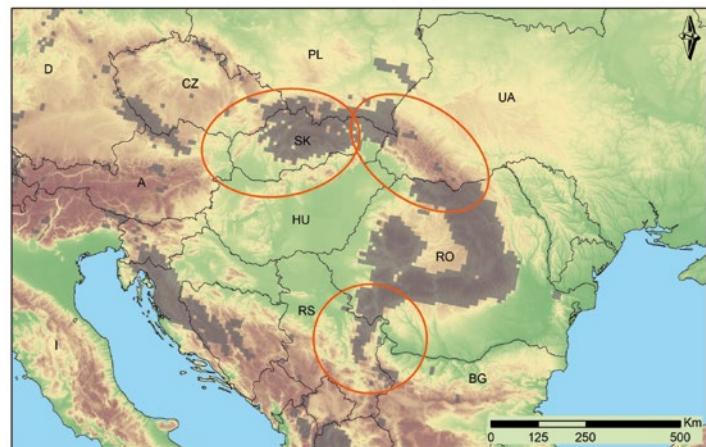
HERAUSFORDERUNGEN FÜR DEN NATURSCHUTZ

Das Fehlen einer wissenschaftlichen Grundlage bei der Berichterstattung und der Interpretation von Daten über Luchspopulationen führt zu Konflikten zwischen dem Luchs und menschlichen Interessen und fördert die illegale Tötung (Tab. 4; Červeny et al. 2002, 2019, Zlatanova et al. 2001, Dul'a et al. 2021). Die negative Haltung der lokalen Jäger:innen in der Slowakei gegenüber dem Luchs hat ihren Ursprung in der Überzeugung, dass die Art für den angeblichen Rückgang der Populationen des Rehwildes *Capreolus capreolus* verantwortlich ist (Smolko et al. 2018). Dabei wird jedoch außer Acht gelassen, dass neben dem Luchs als Hauptprädator die Rehwildpopulation auch von der Konkurrenz durch die schnell wachsende Rothirschpopulation *Cervus elaphus* betroffen ist, was zu einer verminderten Fitness sowohl der erwachsenen Tiere als auch der Jungtiere führt

Abb. 1. Verbreitung des Eurasischen Luchses in den Karpaten gemäß der Populationsbewertung für 2012-2016 (grau schraffiert; von Arx 2018). Rote Ovale stellen Regionen dar, für die die notwendigen Schutzmaßnahmen und Aktionen vorrangig umgesetzt werden müssen: die ukrainischen Ostkarpaten und insbesondere die Grenzgebiete zu Rumänien, der Slowakei und Polen, das Gebiet der Kern- und Randbereiche der slowakischen Luchspopulation und deren natürliche Ausbreitung nach Nordungarn, Westösterreich und Nord- bzw. Südschweiz sowie die Regionen mit einer natürlichen Ausbreitung der rumänischen Luchspopulation in den serbischen Karpaten und Bulgarien.

Außerdem können die illegale Tötung und die Fragmentierung von Lebensräumen einen Synergieeffekt haben (Tab. 4; Kubala et al. 2020): In großem Maßstab könnten der Verlust von Lebensraumqualität und -vernetzung und die Abnahme der Beuteverfügbarkeit (was die Konflikte mit Jäger:innen verstärkt) die Lebensfähigkeit der Luchspopulationen insbesondere in den ukrainischen Karpaten ernsthaft gefährden (von Arx 2018). Auf kleinermiger Ebene wird erwartet, dass der Ausbau der Verkehrsinfrastruktur die Konnektivität zwischen geeigneten Lebensräumen stört und die vom Menschen verursachte Mortalität erhöht (Huck et al. 2010, Kubala et al. 2019, 2020, Dul'a et al. 2021). Der Ausbau der Straßeninfrastruktur bedroht die langfristige Lebensfähigkeit des Luchses in Europa, indem er die Wanderungsbewegungen zwischen und innerhalb von Gebirgszügen (Teilpopulationen) ein-

(Latham 1999, Richard et al. 2010). Der Einfluss anderer Arten auf Rehkitze, wie z. B. die stark verbreiteten Rotfuchse *Vulpes vulpes*, Wildschweine *Sus scrofa* und eine schlechte Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen, wird dabei ebenfalls übersehen (Smolko et al. 2018). Obwohl die Faktoren, die hinter der illegalen Tötung stehen, je nach lokaler sozioökonomischer Situation unterschiedlich sein können, führen sie wohl zu einer erheblichen jährlichen Sterblichkeit in der Luchspopulation. So wurde beispielsweise geschätzt, dass dies mindestens 20 % der adulten Tiere in Tschechien (Červeny et al. 2019) und bis zu 22 % im Białowieża-Wald in Polen (Kowalczyk et al. 2015) betrifft, und es gibt keinen Grund zu der Annahme, dass dies in der Slowakei anders sein könnte (Kubala et al. 2020, Dul'a et al. 2021).



schränkt und das Risiko von Kollisionen mit Fahrzeugen erhöht (von Arx et al. 2004, Kaczensky et al. 2013, Boitani et al. 2015). Die Entwicklung von Verkehrsnetzen hat in allen Karpatenländern hohe Priorität, da sie als äußerst wichtig für die Wirtschaft der Region angesehen wird. Die Errichtung von Barrieren und die Unterbrechung wichtiger Migrationsrouten können daher zu einem eingeschränkten Genfluss und zur Isolierung von Teilpopulationen führen (von Arx et al. 2004, Krojerova-Prokešova et al. 2019, Kubala et al. 2020). Wenn das Verbreitungsgebiet des Luchses in der Ukraine unterbrochen wird (Abb. 1; von Arx 2018), stellt dies eine potenziell gefährliche Lücke in der kontinuierlichen Verbreitung in den Karpaten dar und bedroht die langfristige (genetische) Überlebensfähigkeit der gesamten Population.

ERHALTUNGSAKTIONEN UND -MASSNAHMEN

Zur Erhaltung und zum Management des Luchses ist eine gute Zusammenarbeit zwischen allen Ländern erforderlich, in denen die Karpatenpopulation vorkommt. Um die wichtigsten Aktionen und Maßnahmen zur Erhaltung des Luchses zu identifizieren und umzusetzen, empfehlen wir insbesondere die Verabschiedung einer gemeinsam entwickelten pan-karpathischen Erhaltungs- und Managementstrategie und entsprechender nationaler Aktionspläne. Der Gesamtrend der Population des Karpatenluchses wird als stabil oder leicht abnehmend eingeschätzt (Tab. 3; von Arx 2018). Diese Einschätzung basiert jedoch nicht auf belastbaren Daten, weshalb die tatsächliche Tendenz schwer zu beurteilen ist (Kubala et al. 2019, Dul'a et al. 2021). Dies unterstreicht die Notwendigkeit genauerer Informationen und der Einführung eines standardisierten Überwachungssystems auf der Grundlage eines räumlichen Konzepts und wissenschaft-

lich fundierter Methoden, die in jedem Land durch das nationale Wildtiermanagement und unter Einbeziehung der Jäger- und Försterorganisationen angewendet werden können. Außerdem muss ein Programm zur Abschwächung der Auswirkungen von Konflikten zwischen Luchsen und lokalen Gemeinschaften und Interessengruppen (insbesondere Jäger:innen) aufgestellt werden, um die illegalen Tötungen zu verringern. Bedrohungen wie der Verlust oder die Fragmentierung von Lebensräumen und die Entwicklung von Verkehrsinfrastrukturen müssen bewertet und abgemildert werden. Alle künftigen Entwicklungsprojekte müssen sorgfältig geplant werden, um negative Auswirkungen auf den Karpatenluchs und andere Wildtierpopulationen zu vermeiden. Die Verfahren zur Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) müssen für Verkehrsnetzprojekte in der gesamten Region strikt durchgeführt werden.

Tabelle 2. Erhaltungszustand und Management des Luchses in den Karpatenländern. Für Bulgarien ist in den nächsten fünf Jahren kein Managementplan zu erwarten.

Country	Management		
	Legal status	Conservation / Action / Management plan status 2011	Conservation / Action / Management plan status 2019
Romania	fully protected	none	none
Slovakia	fully protected	none	Management plan ^a
Poland	fully protected	none	none
Ukraine	fully protected	none	none
Czechia	fully protected	none	none
Hungary	fully protected	Conservation plan ended in 2011	no actual plan, revision is planned
Serbia	Fully protected	Management plan ^a	Management plan ^a
Bulgaria	fully protected	none	none

^a Erhaltungs-, Aktions- oder Managementplan.

^b Umsetzung von Managementplänen in der Slowakei, Tschechien und Serbien ist in Arbeit.



Tabelle 3. Größe und Entwicklung der Luchspopulation in den Karpaten in den Jahren 2011-2019. Dichte in Anzahl Luchse/100 km²

Country	Estimation 2019	Density (lynx per 100 km ² of area)	Trend 2001 - 2011	Trend 2011 - 2019
Romania	not available	unknown	stable	stable
Slovakia	250-400	0.96 ^A	likely increase	stable to decreasing
Poland	no reliable data	1.3 ^B - 2.4 ^C	unknown	unknown
Ukraine	336	unknown	unknown	unknown
Czechia	10-12	0.70 ^A	stable to decreasing	stable to decreasing
Hungary	12-20	0.68	stable	stable or likely increase
Serbia	40-60	1	increase	stable/slightly increasing
Bulgaria	unknown	unknown	likely increase	likely decrease

A: für ein geeignetes Luchshabitat.

B: Pirga 2018: Bieszczady (ostpolnische Karpaten), Dichte nur für erwachsene Individuen.

C: Pirga 2018: Bieszczady (ostpolnische Karpaten), Dichte adulte und Jungtiere.

Diese wichtigen Erhaltungsmaßnahmen stehen im Einklang mit dem Aktionsplan zur Erhaltung des Eurasischen Luchses in Europa (Breitenmoser et al. 2000, von Arx et al. 2004), den Schlüsselaktionen für Großkarnivoren in Europa (Boitani et al. 2015) und dem Internationalen Aktionsplan zur Erhaltung von Großkarnivoren und zur Sicherung des ökologischen Verbunds in den Karpaten, der von der Konvention zum Schutz und zur nachhaltigen Entwicklung der Karpaten (Papp et al. 2020) erarbeitet wurde. Die Karpatenkonvention unterstützt die Ausarbeitung und Zusammenstellung von standardisierten Monitoring-Leitlinien für den Luchs in den Karpaten sowie die gemeinsame Entwicklung einer pan-karpatischen Schutz- und Managementstrategie für den Luchs als Vorlage für konkretere nationale Aktionspläne.

Die Karpaten waren und sind eine Quelle für Luchs-Wiederansiedlungs- und Verstärkungsprojekte (Breitenmoser & Breitenmoser-Wursten 2008; Bonn Lynx Expert Group 2021) und haben eine große Bedeutung für das internationale Management und den großflächigen Schutz des Luchses in Europa. Daher hängt die Erhaltung des Luchses in West- und Mitteleuropa in hohem Maße vom

Status der Luchspopulation in den Karpaten ab (von Arx et al. 2004, Kaczensky et al. 2013, Boitani et al. 2015). Paradoxe Weise sind die wiederangesiedelten Populationen des Karpatenluchses heute besser erfasst und untersucht als die autochthone Ausgangspopulation (siehe verschiedene Beiträge in dieser Sonderausgabe). Es besteht also ein allgemeiner Bedarf, das Basiswissen über den Status und die Biologie der Luchspopulationen sowie über die Einstellung der Menschen in dieser Region zu verbessern (Boitani et al. 2015, Kubala et al. 2019). Es wäre gut, den positiven wirtschaftlichen Nutzen von Großraubtieren aufzuzeigen, zum Beispiel durch Ökotourismus. Natürlich reicht es nicht aus, den Luchs einfach unter gesetzlichen Schutz zu stellen, ohne weiter mit den Interessengruppen zu interagieren oder die Bedrohungen zu mindern. Nur eine gebietsweite Zusammenarbeit mit einem effizienten adaptiven Ansatz kann das langfristige und großflächige Überleben der Art in den Karpaten sicherstellen und somit zur Erhaltung sowohl der autochthonen als auch der wiedereingeführten Populationen beitragen (von Arx et al. 2004, Kaczensky et al. 2013, Boitani et al. 2015, Bonner Luchsexpertengruppe 2021).

Tabelle 4. Zusammenfassung der Luchsabschüsse und der bekannten Verluste, einschließlich illegaler Tötungen und anderer Mortalität in den Karpaten im Zeitraum 2011-2019.

Country	Harvest and known loses			
	Harvest number	Illegal killings	Other mortality	Total 2011-2019
Romania	6	2 D	3 E	11
Slovakia	0	7 A	17 B	24
Poland	0	unknown	unknown	unknown
Ukraine	unknown	3 A	unknown	unknown
Czechia	0	2	3 C	5
Hungary	0	unknown	unknown	unknown
Serbia	0	unknown	unknown	unknown
Bulgaria	0	at least 2 confirmed	unknown	3

a: 2001-2014.

b: Fahrzeugkollisionen 2011-2016.

c: 2001-2018, andere Mortalität: Fahrzeugkollisionen 5, unbekannt 2.

d: 2012-2018.

e: Fahrzeugkollisionen 2012-2018.

DANKSAGUNG

Wir danken Michal Belak, Michal Bojda, Jaroslav Brndiar, Radek Červenka, Ihor Dikij, Andrea Gazzola, Eva Gregorova, Nuno Filipe Guimaraes, Silviu Chiriac, Michal Figura, Tomaš Il'ko, Peter Klinga, Peter Kovač, Mirko Krejčí, Jarka

Krojerova-Prokešova, Rudolf Kropil, Michal Kudlák, Jiří Labuda, Beňadik Machčinik, Leona Marčáková, Teresa Oliveira, Peter Smolko, Jerguš Tesák, Martin Vaňa, Yegor Yakovlev und freiwilligen Helfer:innen.

REFERENZEN

Boitani L., Alvarez F., Anders O., Andrén H., Avanzinelli E., Balys V., ... & Zlatanova D. 2015. Key actions for large carnivore populations in Europe. Institute of Applied Ecology, Rom, Italien, Report to DG Environment, Europäische Kommission, Brüssel. Vertrag Nr. 07.0307/2013/654446/SER/B3. 120 S.

Bonn Lynx Expert Group. 2021. Recommendations for the conservation of the Eurasian lynx in Western and Central Europe. Conclusions from the workshop of the "Bonn Lynx Expert Group" in Bonn, Deutschland, 16.-19. Juni 2019. Cat News Sonderausgabe 14, 78-86.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten Ch., Okarma H., Kaphegyi T., Kaphegyi-Wallmann U. & Mueller U.M. 2000. Action Plan for the Conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe. Council of Europe Publishing, Straßburg, 35 S.

Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten Ch. 2008. Der Luchs – ein Grossraubtier in der Kulturlandschaft. Salm Verlag, Bern, 584 S.

Červený J., Koubek P. & Bufka L. 2002. Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) and its chance for survival in Central Europe: The case of the Czech Republic. *Acta Zoologica Lituanica* 12, 362-366.

Červený J., Krojerová-Prokešová J., Kušta T. & Koubek P. 2019. The change in the attitudes of Czech hunters towards Eurasian lynx: Is poaching restricting lynx population growth? *Journal for Nature Conservation* 47, 28-37.

Dul'a M., Bojda M., Chabanne B. J. D., Drengubiak P., Hrdý L., Krojerová-Prokešová J., Kubala J., Labuda J., Marčáková L., Oliveira T., Smolko P., Váňa M., Kutil M. 2021. Multi-seasonal systematic camera-trapping reveals fluctuating densities and high turnover rates of Carpathian lynx on the western edge of its native range. *Scientific Reports* 11: 9236.

Huck M., Jędrzejewski W., Borowik T., Miłosz-Cielma M., Schmidt K., Jędrzejewska B., Nowak S. & Myslajek R. W. 2010. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica* 55, 177-192.

Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. 2013. Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf and wolverine – in Europe. Part 1. Large Carnivore Initiative for Europe Report to the European Commission, 72 S.

Kowalczyk R., Górný M. & Schmidt K. 2015. Edge effect and influence of economic growth on Eurasian lynx mortality in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Mammal Research* 60, 3–8.

Krojerová-Prokešová J., Turbáková B., Jelenič M., Bojda M., Kutil M., Skrbinšek T., Koubek P. & Bryja J. 2019. Genetic constraints of population expansion of the Carpathian lynx at the western edge of its native distribution range in Central Europe. *Heredity* 122, 785–799. Online am 23. November 2018 veröffentlicht.

Kubala J., Smolko P., Zimmermann F., Rigg R., Tám B., Il'ko T., ... & Breitenmoser U. 2019. Robust monitoring of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Slovak Carpathians reveals lower numbers than officially reported. *Oryx* 53, 548–556. Online am 7. August 2017 veröffentlicht.

Kubala J., Gregorová E., Smolko P., Klinga P., Il'ko T. & Kaňuch P. 2020. The coat pattern in the Carpathian population of Eurasian lynx has changed: a sign of demographic bottleneck and limited connectivity. *Eur J Wildl Res* 66, 2. Online 5. Dezember 2019 veröffentlicht.

Latham J. 1999. Interspecific interactions of ungulates in European forests: an overview. *For. Ecol. Manage.* 120, 13–21.

Papp C. R., Egerer H., Kuraš K. & Nagy G. 2020. International Action Plan on Conservation of Large Carnivores and Ensuring Ecological Connectivity in the Carpathians. UNEP Vienna Programme Office - Secretariat of the Carpathian Convention, WWF Romania, CEEWeb, Eurac Research. 22 S.

Pirga B. 2018. Monitoring zwierząt drapieżnych zachodzących na obszar Bieszczadzkiego Parku Narodowego w latach 2014–2018 [Überwachung von Raubtieren im Gebiet des Bieszczadzki-Nationalparks in den Jahren 2014–2018]. Bieszczadzki Park Narodowy, Ustrzyki Górne, Polen, 26 S.

Richard E., Gaillard J. M., Saïd S., Hamann J. L. & Klein F. 2010. High red deer density depresses body mass of roe deer fawns. *Oecologia* 163, 91–97.

Smolko P., Kubala J., Klinga P., Il'ko T., Tám B., Tesák J. & Guimaraes N. F. 2018. Lynx monitoring in the Muránska Planina NP, Slovakia and its importance for the national and European management and conservation of the species. Technical report. DIANA – Carpathian Wildlife Research, Banská Bystrica, Slovakei, 25 S.

von Arx M. 2018. *Lynx lynx* (Errata-Version 2019 veröffentlicht). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T12519A145266191 (Zugegriffen: 14. April 2020).

von Arx M., Breitenmoser-Würsten C., Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2004. Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001. *KORA Report* No. 19, 330 S.

Zlatanova D., Tzvetkov P. & Tzingarska-Sedefcheva E. 2001. The lynx in Bulgaria: present conservation status and future prospects. In *The Balkan Lynx Population – History, Recent Knowledge on its Status and Conservation Needs*. Breitenmoser-Würsten C. & Breitenmoser U. (Hrsg.). *KORA Bericht* Nr. 7, 19–24.



Luchskuder Beňadik, fotografiert in der Slowakei. Er wurde später gefangen und in die Telemetrieerhebung aufgenommen (Foto B. Machčiník).

DIME MELOVSKI^{1,2,*}, ALEKSANDER TRAJCE³, MANUELA VON ARX⁴, ALEKSANDAR STOJANOV¹, BLEDI HOXHA³, ALEKSANDAR PAVLOV¹, MAREIKE BRIX⁵, GABRIEL SCHWADERER⁵, ANNETTE SPANGENBERG⁵, ILIR SHYTI³, OLSION LAMA³, VASKO AVUKATOV¹, KLAUDIA KOÇI³, GJORGJE IVANOV⁶, XHEMAL XHERRI³, BARDH SANAJA⁷, CHRISTINE BREITENMOSER-WÜRSTEN⁴ & URS BREITENMOSER⁴

5. BALKANLUCHS UND DAS „BALKAN LYNX RECOVERY PROGRAMME“

Der Balkanluchs *Lynx lynx balcanicus* ist eine Unterart des Eurasischen Luchses, die auf dem südwestlichen Balkan verbreitet ist, mit Reliktpopulationen im Mavrovo-Nationalpark und seiner Umgebung in Nordmazedonien und dem Munella-Gebirge in Albanien sowie mit einzelnen Individuen in Bjeshkët e Nemuna im westlichen Kosovo. 2015 wurde der Balkanluchs in der Roten Liste der IUCN als vom Aussterben bedroht (Critically Endangered) eingestuft. Die Hauptbedrohungen sind die geringe Populationsgröße, der begrenzte Beutetierbestand, die Verschlechterung des Lebensraums und die Wilderei. Die Bewertung erfolgte auf der Grundlage einer zehnjährigen Luchsforchung und -überwachung in den Ländern des Verbreitungsgebiets im Rahmen des Balkan Lynx Recovery Programme. Dieses grenzüberschreitende Projekt zielt darauf ab, (1) Kapazitäten für ein langfristiges Schutzprojekt zu schaffen, (2) die bestehende Population zu überwachen und zu studieren, (3) die Einstellung der lokalen Bevölkerung gegenüber dem Luchs und anderen Großraubtieren zu verstehen und sie in die Schutzbemühungen einzubeziehen sowie (4) ein Schutzgebietsystem zum Wohle des Balkanluchses und seiner Beutetiere einzurichten. Das laufende Projekt konzentriert sich auf die Reduzierung der Hauptbedrohungen für den Balkanluchs und die Zusammenarbeit mit Interessenvertretern und der lokalen Bevölkerung im Hinblick auf die Sensibilisierung, die Sammlung von Wissen, die Verbesserung der Erhaltungsmaßnahmen und den Schutz von Gebieten.

Der Balkanluchs, eine Unterart des Eurasischen Luchses, wurde auf der Grundlage der Anzahl fortpflanzungsfähiger Individuen, die sich aus einer zehnjährigen Überwachung und Forschung ergeben hat, in der Roten Liste der bedrohten Arten der IUCN als vom Aussterben bedroht eingestuft (Melovski et al. 2015). Historisch gesehen war die Population einst über die gesamte Halbinsel verbreitet (Mirić 1981), doch die weitgehende Ausrottung der Großraubtiere auf dem Kontinent (Breitenmoser 1998) forderte auch vom Balkanluchs einen hohen Tribut. Mirić (1981) vermutete einen möglichen Tiefstand der Population noch vor dem Zweiten Weltkrieg und schätzte die damalige Zahl der fortpflanzungsfähigen Individuen auf lediglich 15 bis 20. Zu diesem Zeitpunkt war der Balkanluchs bereits

aus den meisten Balkanländern verschwunden und sein Vorkommen war auf den südwestlichen Teil beschränkt (Abb. 1). Die Population begann sich allmählich zu erholen, was auf den 1949 gewährten Schutzstatus und die in den frühen 1950er Jahren im ehemaligen Jugoslawien ausgewiesenen Schutzgebiete zurückzuführen war. In den 1970er Jahren erreichte sie schließlich 280 Individuen (Mirić 1981). Der zweite Rückgang begann Ende des 20. Jahrhunderts, als zivile Unruhen in den Ländern des südwestlichen Balkans zu einem starken Rückgang der Beutetierarten, zu massiver Wilderei von (geschütztem) Wild und zu großflächiger Abholzung führten (Breitenmoser et al. 2000, Melovski et al. 2013).

1 Macedonian Ecological Society, Skopje, Nord-Mazedonien

2 Wildlife Sciences, Universität Göttingen, Göttingen, Deutschland

* Email: melovskidime@gmail.com

3 Protection and Preservation of Natural Environment in Albania, Tirana, Albanien

4 Foundation KORA, Muri, Schweiz

5 EuroNatur Foundation, Radolfzell, Deutschland

6 Geonatura, Zagreb, Kroatien

7 Environmentally Responsible Action Group, Peja, Kosovo

Der Schutz des Balkanluchs war bereits in den 1960er Jahren Gegenstand von Besorgnis (Kratochvil 1968). Spätere Zustandsberichte bestätigten den Handlungsbedarf und wiesen auf die Isolation, den Rückgang und die mögliche Einzigartigkeit der Population hin (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 1990, Breitenmoser-Würsten & Breitenmoser 2001). Erst im Jahr 2005 gab es erste Aktivitäten zugunsten des Luchses in den Verbreitungsländern, als zwei NGOs aus Albanien und Mazedonien mit Unterstützung deutscher und schweizerischer Partner ein Schutzprogramm auf die Beine stellten. Diese Initiative, die von der MAVA-Stiftung unterstützt wird und als Balkan Lynx Recovery Programme (BLRP; Breitenmoser et al. 2008) bekannt ist, wurde zu einem der am längsten laufenden Schutzprojekte in der Region. Das BLP ist bestrebt, Kapazitäten sowohl auf Regierungs- als auch auf Nichtregierungsebene zu schaffen, Kinder im Verbreitungsgebiet des Balkanluchses zu unterrichten, die Population des Luchses kontinuierlich und systematisch zu überwachen, ökologische Grundlagenforschung zu betreiben, das für das Überleben des Luchses relevante Schutzgebietssystem zu erweitern, Lobbyarbeit für eine bessere Politik und Gesetzgebung zu betreiben, mit relevanten Interessengruppen (insbesondere Jäger:innen) zusammenzuarbeiten und ein Netzwerk interessierter lokaler Personen in den Verbreitungsländern aufzubauen. In diesem Artikel gehen wir auf die wichtigsten Erfolge

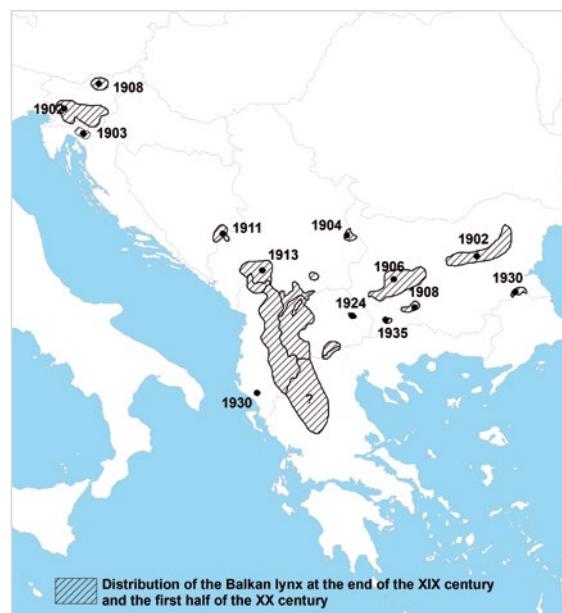


Abb. 1. Verbreitung des Balkanluchses Ende des 19. und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts. Die Jahreszahlen geben die letzten Luchssichtungen in den jeweiligen Gebieten an. Die Daten für die Karte wurden von Mirić (1981) abgeleitet.

des Programms ein, heben die Herausforderungen und Bedrohungen hervor, denen sich die Luchspopulation auf dem Balkan gegenüberstellt, und schlagen Lösungen und Abhilfemaßnahmen vor.

ERRUNGENSCHAFTEN 2005-2020

Die Hauptaufgabe der neu gebildeten Balkanluchs-Teams in Albanien und Nordmazedonien bestand darin, zunächst Nachweise für die Existenz des Balkanluchses zu finden und seine Verbreitung zu kartieren. Zu diesem Zweck wurde eine systematische Fragebogenerhebung organisiert, die sich an die örtliche Bevölkerung mit spezifischem Hintergrund (Jäger:innen, Förster:innen usw.) richtete, um Informationen über die Verbreitung des Luchses, seine Entwicklung und mögliche Konflikte mit Menschen zu erhalten (Melovski et al. 2013).

Diese Grundlagenerhebung, die 2006-2007 in Albanien und Nordmazedonien und 2013 im Kosovo und in Montenegro durchgeführt wurde, umriss das aktuelle Verbreitungsgebiet des Balkanluchses und zeigte die wichtigsten Bereiche für die Erhaltung und weitere

Forschung auf (Melovski et al. 2020a; Abb. 2). Die Ergebnisse der Basiserhebung wiesen eindeutig auf den Mavrovo-Nationalpark in Nordmazedonien als Kerngebiet für den Balkanluchs hin (Abb. 2). Im Jahr 2008 führten wir die erste systematische Kamerafallenerhebung im Nationalpark durch. Die Erhebung wurde in den Jahren 2010, 2013, 2015 und 2018 wiederholt und lieferte zuverlässige Schätzungen der Luchspopulationsdichte und -entwicklung in der Kernzone. Ähnliche Untersuchungen wurden im Munella-Gebirge (Abb. 2) durchgeführt, das erst 2011 mit den ersten Nachweisen von Balkanluchsen aus Albanien mittels Kamerafallen in den Fokus geriet. In den darauffolgenden Jahren stellte sich heraus, dass Munella das zweite Kerngebiet des Balkanluchses ist, eine kleine Population von 4-6 Individuen und das einzige Gebiet mit bestätigter Reproduktion außerhalb

von Mavrovo (Koçi et al. 2017). Bei den kontinuierlichen Kamerafallen-Erhebungen von 2013 bis 2020 gelang es nicht, Luchse in Montenegro zu dokumentieren, während die Kolleg:innen aus dem Kosovo mindestens zwei verschiedene Individuen im Nationalpark Bjeshkët e Nemuna im Westen des Kosovo fotografieren konnten (Abb. 2). Dies war jedoch bisher das einzige Luchsvorkommen, welches im Kosovo nachgewiesen wurde. Darüber hinaus wurden Luchse auch in anderen Gebieten in der Nähe des Kerngebiets nachgewiesen – im Shebenik NP und in Shara Planina. Diese Gebiete sind in dreifacher Hinsicht von Bedeutung: Sie tragen zum System der grenzüberschreitenden Schutzgebiete bei, das für den Balkanluchs von Bedeutung ist, sie fungieren als Biokorridore für die weitere Ausbreitung der Population und, was am wichtigsten ist, sie erweitern den geeigneten Lebensraum, der neue Luchse aufnehmen kann (Abb. 2).

Elf Jahre Radiotelemetrie-Forschung in Nordmazedonien führten zu zwölf Luchsen (7 Männchen und 5 Weibchen), die sendermarkiert wurden, und lieferten erste Informationen über die räumlichen Anforderungen des Balkan-

luchs. Es zeigte sich, dass sein System der Landnutzung dem der Luchse in West- und Mitteleuropa ähnelt (Melovski et al. 2020b). Ernährungstechnisch verhält sich der Balkanluchs ebenfalls ähnlich wie die anderen europäischen Populationen. Er erbeutet hauptsächlich Huftiere (Reh *Capreolus capreolus* und Gämse *Rupicapra rupicapra*), wobei 75 % (n = 167) der dokumentierten Beutetiere (n = 222) zu dieser Säugetiergruppe gehören (Melovski et al. 2020b).

Die Überwachung und Forschung in den Kerngebieten wäre ohne die Zusammenarbeit mit den Behörden (Parkbeamte:innen oder Vertreter:innen der regionalen Schutzgebietebehörden) nicht möglich gewesen. Darüber hinaus zählt das BLP-Team zunehmend auf die Unterstützung von Interessengruppen wie Jägern, Wildhütern, Förstern, Tierärzten und Journalisten und versucht, sie in die täglichen Schutzmaßnahmen einzubeziehen. Die Ergebnisse dieser Zusammenarbeit sind ermutigend und bestehen aus Hilfe im Feld, Werbung, Sensibilisierung, tierärztlicher Unterstützung und mehr (Melovski et al. 2022).

HERAUSFORDERUNGEN UND BEDROHUNGEN

Obwohl der Balkanluchs in den Ländern seines Verbreitungsgebiets streng geschützt ist, sieht er sich in der heutigen Zeit mit Bedrohungen konfrontiert, die aus nicht nachhaltiger Jagd seiner Beutetiere, Wilderei und Infrastrukturentwicklung resultieren. Der Rückgang der Beutetiere ist auf illegale Abschüsse und veraltete Jagdsysteme zurückzuführen, denen es an modernen Monitoringsystemen, aber auch an Motivation und Mitteln zur Eindämmung illegaler Aktivitäten innerhalb der Jagdgebiete fehlt. Die Wilderei auf Luchse ist in den Ländern ihres Verbreitungsgebiets nicht so häufig. Angesichts der Bedrohung der Population wirkt sich jedoch jedes verlorene Individuum in hohem Maße auf die Population aus.

Eine weitere Herausforderung ist der Zustrom von streunenden Hunden. Im Rahmen des Projekts wurde mehrfach das massive Eindringen streunender Hunde in für den Luchs wichtige Gebiete dokumentiert sowie die Auswirkungen, die Hunde haben, indem sie die Beutereste der Balkanluchse erbeuten und um dieselbe Nahrung (z. B. Rehe) konkurrieren.

Die weniger entwickelte Industriestruktur und der niedrige Index der menschlichen Entwicklung (HDI, Human Development Index) definieren die Länder des südwestlichen Balkans als ‚Entwicklungsänder‘ (O’Sullivan & Sheffrin 2003). Große Anstrengungen werden in die Entwicklung der Infrastruktur gesteckt, die unter anderem ein modernisiertes Straßennetz, Energie- und Tourismusinfrastruktur umfasst. Da die Ankurbelung der lokalen und nationalen Wirtschaft im Vordergrund steht, wird den Maßnahmen zur Eindämmung des Klimawandels und den negativen Aspekten, die diese wirtschaftlichen und sozialen Vorteile für die Tierwelt mit sich bringen, weniger Aufmerksamkeit geschenkt. Dies kann sich negativ auf die Luchspopulation auf dem Balkan auswirken, da ihre geeigneten Habitate begrenzt sind und weiter fragmentiert werden.

In Bezug auf die Zusammenarbeit mit den relevanten Institutionen hat das Balkanluchs-Team sowohl positive als auch negative Erfahrungen gemacht, was vor allem auf das polarisierte politische Klima zurückzuführen ist, das in den letzten 15 Jahren in den Ländern des

Verbreitungsgebiets herrschte und dazu führte, dass das BLP-Team von 2012 bis 2017 mehrmals aus dem Mavrovo-Nationalpark ausgewiesen wurde. Das ungünstige Klima für den Naturschutz hat auch die Ausweisung weiterer Schutzgebiete in Nordmazedonien behindert (Melovski et al. 2022). In Albanien und im Kosovo hingegen wurden zwischen 2008 und 2013 mehrere Schutzgebiete ausgewiesen, hauptsächlich zum Schutz des

Balkanluchses (Shumka & Trajce 2012). Das Munella-Gebirge, die zweitwichtigste Hochburg des Balkanluchses, hat jedoch aufgrund des mangelnden Engagements der Regierung noch immer keinen Schutzstatus. Die wankelmütige Politik in den südwestlichen Balkanländern ist nicht nur unberechenbar, sondern behindert auch die langfristige Planung, da sie keine dauerhafte Verpflichtung und Verlässlichkeit bietet.

LÖSUNGEN

Die Schätzung der Populationsdichte im Mavrovo-Nationalpark und seiner Umgebung ergab Hinweise auf eine leichte Zunahme über den Zeitraum eines Jahrzehnts. Die vorläufigen Ergebnisse der Kamera-fallen-Erhebung im Jahr 2021 deuten jedoch auf einen erneuten Rückgang der Populationsgröße in diesem wichtigsten Gebiet des Balkanluchses hin. Dies erfordert eine genauere Überwachung im Gebiet des Mavrovo-Nationalparks durch Dichteschätzung und genetisches Monitoring. Stochastische Ereignisse können sich stark auf kleine und isolierte Populationen auswirken und eine mögliche Inzuchtdepression könnte schwerwiegende Folgen für diese vom Aussterben bedrohte Raubkatze haben, indem sie ihr Fortpflanzungspotenzial verringert. Eine systematische genetische Überwachung sollte im nächsten Jahrzehnt zur allgemeinen Praxis werden. Aus diesem Grund muss eine gute Verbindung zwischen den Teilpopulationen von Mavrovo und Munella sichergestellt werden. Außerdem erfordert die Ausbreitung neuer Individuen in neue Gebiete eine gute Anbindung an geeignete Lebensräume jenseits des derzeitigen Verbreitungsgebiets (Ivanov 2014). Um dies zu erreichen, bedarf es einer wildtierfreundlichen Infrastrukturentwicklung, einer intensiveren Zusammenarbeit mit der lokalen Bevölkerung und einer Bewusstseinsbildung auf allen Ebenen, die hoffentlich zu einem ernsthaften Engagement der Behörden führt. Darüber hinaus sollten Forschung und Monitoring in den Verbreitungsgebieten fortgesetzt werden, um die Entwicklung der Population sorgfältig zu beobachten und die Wirkung von Schutzmaßnahmen zu bewerten.

Die politische Arbeit sollte die günstigen Gelegenheiten nutzen, da Albanien, Kosovo und Nordmazedonien den Beitritt zur EU anstreben. Daher besteht die Hoffnung, dass die strengere EU-Naturschutzpolitik Richtlinien und Kohärenz in Umweltfragen bringen wird. Ein Großteil der politischen Arbeit im Rahmen des Projekts wird darauf ausgerichtet sein, den Schaden zu mindern, den die neuen Autobahnen für den Balkanluchs und seine Beutetiere darstellen könnten. Dazu gehört die Verpflichtung der Regierungen, Schlüsselgebiete für den Schutz des Balkanluchses auszuweisen und mit effektiven Verwaltungsorganen auszustatten, aber auch Änderungen von Gesetzen im Bereich der Jagd und der Forstwirtschaft, die das Überleben des Balkanluchses bedrohen, und die Stärkung der Rechtsdurchsetzung. Eine aktualisierte Bewertung der Roten Liste der IUCN sollte den Status der Population weiter erhellen, was eine kontinuierliche Überwachung und Forschung voraussetzt, um die fehlenden Lücken in der Demografie, dem sozialen Status sowie der Raum- und Bewegungsökologie des Balkanluchses zu schließen. Schließlich ist die Bildung junger Menschen in den ländlichen Berggebieten im Verbreitungsgebiet des Balkanluchses ein Schritt nach vorn, um gegen die nicht nachhaltige Entnahme von Wildtieren vorzugehen und gleichzeitig einen nachhaltigen ländlichen Tourismus zu fördern. Parallel dazu muss die Zusammenarbeit mit lokalen Jagdgruppen fortgesetzt werden, um die Jäger:innen in die regelmäßige Überwachung von Wildtieren einzubinden. Die Menschen vor Ort sind ein echter Gewinn für ein kontinuierliches und langfristiges Schutzprogramm.

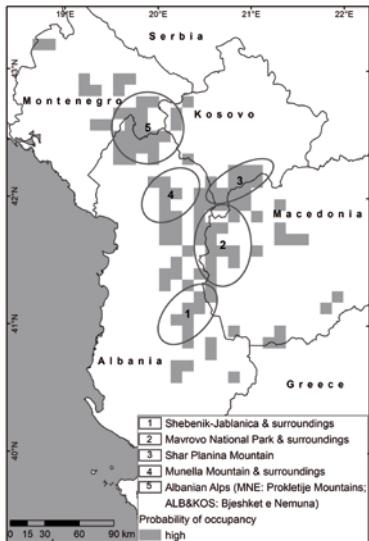


Abb. 2. Fünf wichtige Gebiete für die Erhaltung des Balkanluchses, die auf der Grundlage einer hohen Occupancy identifiziert wurden (Melovski et al. 2020a).

REFERENZEN

Breitenmoser U. 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation* 83, 279–289.

Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten Ch. 1990. Status, Conservation Needs and Reintroduction of the Lynx *Lynx lynx* in Europe. *Nature and environment* No. 45. Veröffentlichung des Europarats, Straßburg, 43 S.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten Ch., Okarma H., Kaphegyi T., Kaphegyi-Wallmann U. & Müller U. 2000. Action Plan for the Conservation of the Eurasian lynx in Europe (*Lynx lynx*). *Nature and environment* No. 112. Veröffentlichung des Europarats, Straßburg, 70 S.

Breitenmoser U., von Arx M., Bego F., Ivanov G., Keçi E., Melovski D., ... & Linnell J. D. C. et al. 2008. Strategic planning for the conservation of the Balkan lynx. In *Proceedings of the III Congress of Ecologists of the Republic of Macedonia with International Participation*, S. 242–248. Macedonian Ecological Society, Struga, Mazedonien.

Breitenmoser-Würsten Ch. & Breitenmoser U. 2001. The Balkan lynx population – History, recent knowledge on its status and conservation needs. *KORA Report* Nr. 7, 39 S.

Bureš I. 1941: *Risove v Makedonija* (Lynx in Macedonia). *Priroda* 42, 51–52 (in Bulgarian).

Ivanov Gj. 2014. Spatially explicit model for habitat suitability and potential distribution of the critically endangered Balkan lynx (*Lynx lynx balcanicus* Bures 1941). Master Thesis, Institute of Biology, Faculty of Natural Sciences and Mathematics, Ss. Cyril and Methodius University, Skopje, 73 S.

Koçi S., Hoxha B., Mersini K. & Trajce A. (Hrsg.) 2017. Biodiversity Assessment of the Munella Mountain area and justification for its protection: Final Report. PPNEA, Tirana, Albanien.

Kratochvíl J. 1968. Recent distribution of the lynx in Europe. *Acta sc. nat. Brno* 5/6, 1–74.

Melovski D., Ivanov G., Stojanov A., Trajce A., Hoxha B., von Arx M., ... & Breitenmoser U. 2013. Distribution and conservation status of the Balkan lynx (*Lynx lynx balcanicus* Bures, 1941). In *Proceedings of the IV Congress of Ecologists of the Republic of Macedonia with International Participation*. Macedonian Ecological Society, Ohrid, Mazedonien, S. 50–60.

Melovski D., Breitenmoser U., von Arx M. & Breitenmoser-Würsten Ch. & Lanz T. 2015. *Lynx lynx* ssp. *balcanicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015.

Melovski D., von Arx M., Avukatov V., Breitenmoser-Würsten C., Durovic M., Elezi R., ... & Breitenmoser U., 2020a. Using questionnaire surveys and occupancy modelling to identify conservation priorities for the Critically Endangered Balkan lynx *Lynx lynx balcanicus*. *Oryx* 54, 706–714. Online am 3. Dezember 2018 veröffentlicht.

Melovski D., Ivanov Gj., Stojanov A., Avukatov V., Gonev A., Pavlov A., ... & Balkenhol N. 2020b. First insight into the spatial and foraging ecology of the critically endangered Balkan lynx (*Lynx lynx balcanicus*, Bures 1941). *Hystrix It. J. Mamm.* 31, 26–34.

Melovski D., Stojanov A., Hoxha B., Ivanov Gj., Mersini K., Sanaja B., Pavlov A. & Trajce A. 2021. Integrating local people in Balkan lynx conservation, monitoring and research. *Cat News Sonderausgabe* 15.

Mirić D. 1981. The lynx populations of the Balkan Peninsula (*Lynx lynx martinoi* Mirić, 1978). – *Pos. izd. SANU* 139, Odel prir.-mat. nauka 55:1–154, sl. 1–15, dijagr. 1–2, karte 1–12, tab. 1–15, Belgrad (in Serbisch).

O'Sullivan A. & Sheffrin SM. 2003. *Economics: Principles in Action*. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 471 S.

Shumka S. & Trajce A. 2012. The Albanian Alps and Korabi Mountain – important chains of the European Green Belt, *The Albanian Alps Report*, Tirana.

SYBILLE WÖLFL^{1,*}, ELISA BELOTTI², TEREZA MINÁRIKOVÁ³, JOSEFA VOLFOVÁ⁴, LUDĚK BUFKA², THOMAS ENGLEDER⁵, PETER GERNGROSS⁶, MARKUS SCHWAIGER¹, MARTIN STRNAD⁷, HANA BEDNÁŘOVÁ⁷, SIMONA POLÁKOVÁ⁸ & LUKÁŠ POLEDNÍK³

6. HERAUSFORDERUNGEN BEI DER ERHALTUNG DER BÖHMISCH-BAYERISCH-ÖSTERREICHISCHEN LUCHSPOPULATION

Im Beitrag wird die Entwicklung der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit beim Monitoring und der Erhaltung der böhmisch-bayerisch-österreichischen Luchspopulation *Lynx lynx* vorgestellt. Von 2013 bis 2020 wurden in zwei internationalen, von der EU kofinanzierten Luchsprojekten Monitoringstandards festgelegt und umfassende demografische und genetische Daten auf Populationsebene gesammelt. Die Hauptbedrohungen für die Population sind illegale Tötung und genetische Verarmung.

Die böhmisch-bayerisch-österreichische Luchspopulation (BBA) erstreckt sich über drei Länder: die Tschechische Republik, Deutschland und Österreich. Diese Region bildet eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete Mitteleuropas. Die zwei Nationalparks an der tschechisch-deutschen Grenze (Šumava und Bayerischer Wald) umfassen 680 km² bzw. 240 km². Diese sind von großen Kultur- und Landschaftsschutzgebieten mit unterschiedlicher Landbedeckung und Landnutzungspraktiken umgeben. Die Bevölkerung lebt vorwiegend von der Forstwirtschaft, der Landwirtschaft und dem Tourismus. In den Jahren 1982-1989 wurden insgesamt 17 Luchse (6 Weibchen, 11 Männchen) aus den Karpaten im Gebiet des späteren Nationalparks Šumava offiziell wieder angesiedelt (Bufka & Červený 1996).

Es ist unbekannt, ob einer der 5-7 Luchse, die zwischen 1970 und 1974 im Bayerischen Wald ausgesetzt wurden (Festetics 1981, Stehlik 2004), oder deren Nachkommen bis zur Wiederansiedlung im Böhmerwald überlebt haben. Wir gehen daher davon aus, dass erst diese zweite Wiederansiedlung in der ehemaligen Tschecho-

slowakei die Grundlage für die heutige Luchspopulation legte. Nichtsdestotrotz ist die heimliche Auswilderung von Luchsen auf bayerischer Seite in den 1970er Jahren immer noch für die teils negative Einstellung gegenüber Luchsen verantwortlich und stellt daher bis heute eine Herausforderung für die Erhaltung der Art dar.

Die grenzüberschreitende Zusammenarbeit zum Schutz und Monitoring des Luchses begann in den frühen 1990er Jahren. Die Zusammenarbeit war weder institutionalisiert noch methodisch einheitlich. Sie umfasste den Austausch von Informationen und Erfahrungen mit der Datenerhebung und der Radiotelemetrie.

Die erste grenzüberschreitende Bewertung der Luchsdaten auf Populationsebene wurde im Jahr 2000 durchgeführt (Wölfel et al. 2001). Die Daten waren von sehr uneinheitlicher Qualität, wurden mit verschiedenen Erhebungsmethoden in unterschiedlicher Intensität gesammelt (Zufallshinweise, Abspüraktionen und Fragebögen) und konnten aufgrund fehlender Dokumentation nicht überprüft und bewertet werden. Diese Informationen bildeten

1 Luchs Bayern e.V., Waldmünchen, Deutschland

* E-Mail: sybille.woelfl@luchs-bayern.de

2 Nationalpark Šumava, Vímperek, Tschechische Republik

3 ALKA Wildlife o.p.s., Dačice, Tschechische Republik

4 Hnutí DUHA Olomouc, Olomouc, Tschechische Republik

5 Luchsprojekt Österreich Nordwest, Haslach a. d. Mühl, Österreich

6 Silvestris e.U., Wien, Österreich

7 Naturschutzbehörde (AOPK ČR), Tschechische Republik

8 Umweltministerium der Tschechischen Republik, Prag, Tschechische Republik

jedoch die Grundlage für das weitere Vorgehen und alle seit den 1970er Jahren gesammelten Daten stellen einen wertvollen Datenfundus dar, der Langzeitstudien zur Bestandsentwicklung ermöglicht.

Da Monitoringdaten als Grundlage für fast alle Arten von Schutzmaßnahmen dienen, lag der Schwerpunkt nicht nur auf der Verbesserung des Monitorings, sondern auch auf der grenzüberschreitenden Harmonisierung der Datenerhebungsmethoden. In Bayern werden seit 2002 die von der SCALP-Expertengruppe (Molinari-Jobin et al. 2003) entwickelten Gütekriterien angewendet. Dies war

aufgrund eines frühzeitig aufgebauten, flächendeckenden Netzes von Freiwilligen möglich, die in der Erfassung und Dokumentation von Luchshinweisen geschult wurden. Dies war die Voraussetzung für die Auswertung der Hinweismeldungen nach den SCALP-Kategorien (Molinari-Jobin et al. 2021). Seit 2007 wurde die Qualität des Monitorings durch den Einsatz von Fotofallen weiter verbessert (z.B. Wölfl 2008, Wölfl et al. 2009, Weingarth et al. 2012). Dennoch wurde bald klar, dass für eine fundierte Bestandserhebung die Monitoringstandards grenzüberschreitend und auf großer Fläche angewendet werden müssen.

TRANS-LYNX-PROJEKT

Das von der EU kofinanzierte Trans-Lynx-Projekt war schließlich von 2013 bis 2015 auf die gesamte böhmisch-bayerisch-österreichische Luchspopulation (Fläche: rund 7.500 km²) ausgerichtet und bezog mehrere staatliche und nichtstaatliche Organisationen in eine grenzüberschreitende Zusammenarbeit ein. Hauptziel war die Umsetzung internationaler Monitoringstandards, d. h. die Harmonisierung der Datenerhebung, -auswertung und -interpretation. Die Projektpartner einigten sich auf die Anwendung der SCALP-Kategorien und machten damit

einen großen Schritt vorwärts in Bezug auf grenzüberschreitende Monitoringstandards auf Populationsebene. Weitere Ziele waren die Einbeziehung von Interessengruppen in die Projektdurchführung und die Entwicklung und Stärkung der internationalen Zusammenarbeit.

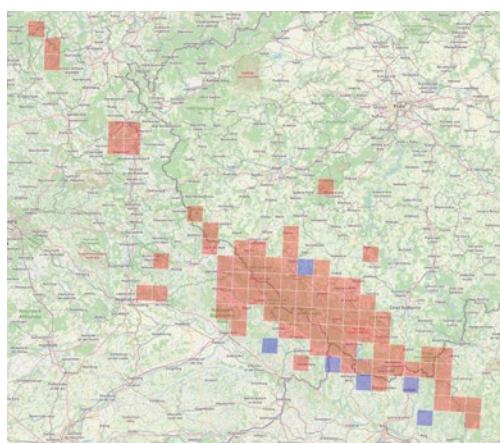


Abb. 1. Verbreitung der böhmisch-bayerisch-österreichischen Luchspopulation im Monitoringjahr 2018/2019 (1.5.2018-30.4.2019) auf Basis von Nachweisen (C1, rot) und bestätigten Hinweisen (C2, blau).

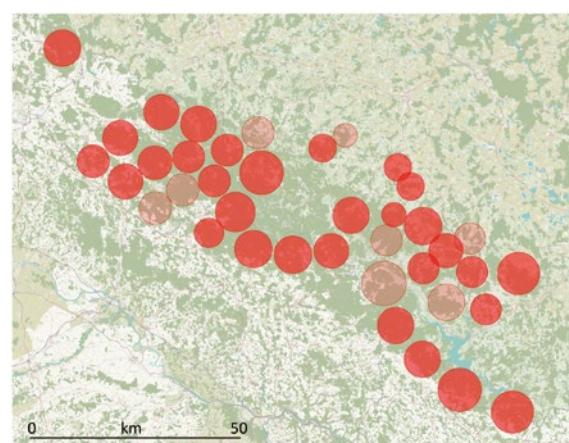


Abb. 2. Karte der Wohngebiete von reproduzierenden Weibchen mit Jungtieren (rot) und standorttreuen Weibchen ohne bestätigte Reproduktion (hellrot), erfasst im Monitoringjahr 2018/2019 (1.5.2018-30.4.2019).

3LYNX-PROJEKT

Im anschließenden 3Lynx-Projekt (2017-2020, EU-kofinanziert) wurde die Zahl der auf transnationaler Ebene kooperierenden Institutionen weiter erhöht und das Untersuchungsgebiet weiter vergrößert. Zusätzlich zu den Ländern des BBA-Verbreitungsgebiets kamen Organisationen aus Italien und Slowenien hinzu, um die benötigte Expertise zu erweitern. Das 3Lynx-Projekt machte dort weiter, wo das Trans-Lynx-Projekt aufgehört hatte und fügte einen weiteren Schritt hinzu: eine internationale Erhaltungsstrategie auf Populationsebene. Das 3Lynx-Projekt konzentrierte sich daher auf vier Themen: (1) internationale Zusammenarbeit, (2) Luchsmonitoring, (3) Kommunikation und (4) Erhaltungsstrategie.

Da verlässliche Monitoringdaten die Grundlage für Entscheidungen zum Erhalt und Management des Luchses sind, war ein wesentliches Ziel von 3Lynx die Verbesserung und Harmonisierung des Monitorings von der Datenerhebung bis zur Interpretation. Das Monitoring mit Hilfe von Fotofallen wurde als wichtigste Monitoringmethode intensiviert und auf ein Gebiet von 13.000 km² ausgedehnt; es umfasst mehr als das derzeit bekannte Verbreitungsgebiet der böhmisch-bayerisch-österreichischen Luchspopulation (Abb. 1). Die Fotofallen wurden das ganze Jahr über mit 2-10 Kameras pro 100 km² aufgestellt, abhängig von den bestätigten oder vermuteten Reproduktionsgebieten der Luchs. Da Weibchen mit Jungtieren der wichtigste Indikator für die Vitalität der Population sind, war es das Ziel, alle reproduktiven Einheiten zu erfassen (Abb. 2). Wir haben für die gesamte böhmisch-bayerisch-österreichische Luchspopulation eine Gesamterhebung der Familiengruppen durchgeführt und Daten zu Verbreitung, Mindestgröße der Population, Sterbe- und Geburtenrate, Geschlechts- und Altersstruk-

tur, Ausbreitung und Genetik gesammelt. Darüber hinaus konnten wir durch den Vergleich zweier aufeinanderfolgender Überwachungszeiträume populationsweite Daten zum Überleben subadulter und erwachsener Luchse sammeln. Diese Informationen halfen uns, die Bedeutung der Hauptgefährdungsursachen für die Luchspopulation im böhmisch-bayerisch-österreichischen Raum einzuschätzen: illegale Tötung, genetische Verarmung und Lebensraumfragmentierung (Mináriková et al. 2020, Wölfel et al. 2020).

Der im Rahmen von 3Lynx verfolgte partizipative Monitoringansatz zielte darauf ab, die Beziehungen zu den Interessengruppen, vor allem Jäger:innen und Förster:innen, zu verbessern. Die Einbindung von relevanten Interessenvertretern aus verschiedenen Ländern und mit unterschiedlichen Sprachen ist eine kommunikative Herausforderung und erfordert eine gute Koordinierung der Projektaktivitäten. Wir organisierten gegenseitige Besuche der Interessenvertreter in jedem der fünf beteiligten Länder. Dies gab den Teilnehmern die Möglichkeit zum Informationsaustausch und zum Kennenlernen regionaler Ansätze für den Schutz und Erhalt des Luchses. Internationale Projekte sind mit unterschiedlichen behördlichen, rechtlichen und soziopolitischen Bedingungen in den jeweiligen Ländern konfrontiert, was die Umsetzung harmonisierter Lösungen auf dem gesamten Luchsverbreitungsgebiet sehr erschwert, obwohl der Luchs in allen drei Ländern den gleichen Bedrohungen ausgesetzt ist. Dies stellte eine besondere Herausforderung für die Entwicklung der populationsübergreifenden Luchsstrategie im böhmisch-bayerisch-österreichischen Raum dar (Wölfel et al. 2021).

REFERENZEN

Bufka L., & Červený J. 1996. The lynx (*Lynx lynx* L.) in the Sumava region, southwest Bohemia. *Journal of Wildlife Research*, 1, 167–170.

Festetics A. 1981. Das ehemalige und gegenwärtige Vorkommen des Luchses *Lynx lynx* (Linneus 1758) in Europa und seine Wiederansiedlung in einigen europäischen Ländern. *Säugetierkundliche Mitteilungen* 29, 21–77.

Mináriková T., Wölfel S., Belotti E., Engleder T., Gahbauer M., Volfová J., ... & Poláková S. 2020. Lynx Monitoring Report for Bohemian- Bavarian- Austrian lynx population for Lynx year 2017. 17 S. Aktualisierte Version. Bericht erstellt im Rahmen des 3Lynx-Projekts, finanziert durch INTERREG Central Europe.

Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten C., Wölfel M., Stanisa C., Fasel M., ... & Breitenmoser U. 2003. The Pan-Alpine conservation strategy for the lynx. *Nature and environment* No. 130. Veröffentlichung des Europarats, Straßburg, 26 S.

Molinari-Jobin A., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Černe R., Drouet-Hoguet N., Fuxjäger C. ... & Zimmermann F. 2021. SCALP: Monitoring the Eurasian lynx in the Alps and beyond. *Cat News Sonderausgabe* 14, 50–52.

Stehlik L. 2004. Participation of the Ostrava Zoo in reintroduction of European lynx *Lynx lynx* (Linneus 1758) in Europe. *Gazella* 31, 7–38.

Weingarth K., Heibl C., Knauer F., Zimmermann F. et al. 2012. First estimation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) abundance and density using digital cameras and capture-recapture techniques in a German national park. *Animal Biodiversity and Conservation* 35, 197–207.

Wölfl S. 2008. Fotofallen-Monitoring Luchs, Ergebnisse der Pilotstudie im Bayerischen Wald. Im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, 35 S.

Wölfl M., Bufka L., Cerveny J., Koubek P. et al. 2001. Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republic, Germany and Austria. *Acta theriologica*, 46, 181–194.

Wölfl S., Schwaiger M. & Sandrini J. 2009. Luchsmonitoring mittels Fotofallen im Bayerischen Wald, Wintereinsatz 2009. Im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, 51 S.

Wölfl S., Mináriková T., Belotti E., Engleider T., Schwaiger M., Gahbauer M., ... & Zápotočný Š. 2020. Lynx Monitoring Report for Bohemian-Bavarian-Austrian lynx population in 2018/2019. Bericht erstellt im Rahmen des 3Lynx-Projekts, finanziert durch INTERREG Central Europe, 27 S.

Wölfl M., Wölfl S., Mináriková T., Weingarth K., Gerngross P., Engleider T. ... & Klose M. 2021. Favourable conservations status and population level management – the Bohemian-Bavarian- Austrian lynx population as a case study. *Cat News Sonderausgabe* 14, 53–54.

URŠA FLEŽAR^{1,2*}, ALEŠ PIČULIN¹, MATEJ BARTOL¹, MATIJA STERGAR¹, MAGDA SINDIČIĆ³, TOMISLAV GOMERČIĆ³, VEDRAN SLIJEPEČEVIĆ⁴, IGOR TRBOJEVIĆ⁵, TIJANA TRBOJEVIĆ⁵, ANJA JOBIN-MOLINARI⁶, PAOLO MOLINARI⁶, MIHA KROFEL² & ROK ČERNE¹

7. DER EURASISCHE LUCHS IM DINARISCHEN GEBIRGE UND IN DEN SÜDÖSTLICHEN ALPEN UND DIE NOTWENDIGKEIT EINER BESTANDSSTÄRKUNG

Der Eurasische Luchs *Lynx lynx* wurde 1973 im Dinarischen Gebirge wieder angesiedelt, um eine ausgestorbene autochthone Schlüsselart zurückzubringen, aber auch, um die Jagdgebiete zu bereichern. Die an der Wiederansiedlung beteiligten Institutionen waren sich der Gefahr der genetischen Isolierung bewusst und wiesen darauf hin, wie wichtig die Verbindung zwischen den Luchspopulationen im Dinarischen Gebirge und in den Westalpen für deren langfristige Stabilität ist. Leider wurden diese Populationen nie miteinander verbunden und die einst blühende Population im Dinarischen Gebirge ging dramatisch zurück. Heute sind die Luchse im Dinarischen Gebirge und in den benachbarten Südostalpen erneut vom Aussterben bedroht. Um dies zu verhindern, wird die Population derzeit im Rahmen eines von der EU finanzierten LIFE-Luchs-Projekts gestärkt. Während die Hauptbedrohung unbestritten ist – die Population ist hochgradig Inzucht-belastet –, wird die relative Bedeutung der anderen Faktoren, die den Rückgang verursachen, immer noch diskutiert, insbesondere, weil der wieder angesiedelte Luchs im Dinarischen Gebirge mehr als zwei Jahrzehnte lang legal bejagt wurde. Im Folgenden werden die wichtigsten historischen Ereignisse beschrieben, die es dem Luchs ermöglichten, Slowenien, Kroatien, Nordostitalien und Bosnien und Herzegowina (BiH) wieder zu besiedeln, und die wichtigsten Managemententscheidungen, die während der Ausbreitung der Luchspopulation getroffen wurden, beleuchtet. Da die Jäger:innen nicht nur die Förderer der Wiederansiedlungsbemühungen waren, sondern auch alle jagdlichen Aktivitäten durchgeführt haben, diskutieren wir auch die Bedeutung der Jagd für die Entwicklung der Luchspopulation in der Region.

WIEDERANSIEDLUNG DES LUCHSES UND RASCHE AUSBREITUNG DER POPULATION

Der Eurasische Luchs wurde Ende des 19./Anfang des 20. Jahrhunderts aus dem nördlichen Dinarischen Gebirge und den südöstlichen Alpen ausgerottet (Abb. 1). 1973 wurden von slowenischen Jäger:innen und Förster:innen sechs Luchse (drei Weibchen und drei Männchen, darunter eine Mutter und ihr Sohn sowie wahrscheinlich ein Bruder und eine Schwester; Šrum-

belj 1974) aus der Slowakei wieder angesiedelt, die die Gründer der neuen dinarischen und südostalpinen Luchspopulation waren. Das Hauptziel der Wiederansiedlung war, ein autochthones Spitzenraubtier wieder anzusiedeln und so das Gleichgewicht des Ökosystems neu herzustellen. Es wurde sogar betont, dass Jäger:innen nicht in der gleichen Weise wie einheimische Raubtiere nach

1 Mazedonische Ökologische Gesellschaft, Skopje, Nord Mazedonien
2 Wildtierwissenschaften, Universität Göttingen, Göttingen, Deutschland

* Email: melovskidime@gmail.com

3 Stiftung KORA, Muri, Schweiz

4 Stiftung EuroNatur, Radolfzell, Deutschland

5 Geonatura, Zagreb, Kroatien

6 Environmentally Responsible Action Group, Peja, Kosovo

Beutetieren selektieren können und dass der Luchs durch seinen selektiven Raub von wildlebenden Huftieren das Waldwachstum positiv beeinflussen wird (Čop 1972). Čop (1994) stellte klar, dass ein wichtiges Ziel der Wiederansiedlung, sofern sie erfolgreich ist, auch die Bereicherung des staatlichen Jagdgebiets ist, in dem die Wiederansiedlung vorgeschlagen wurde, mit zusätzlichen Trophäenarten für die Jagd.

Vom Slowenischen Institut für Forstwirtschaft und Holzproduktion (SIFWP) entworfene Fragebögen wurden über die Jagdverbände verschickt, um Informationen über die Verbreitung des Luchses, die geschätzte Abundanz, den Reproduktionserfolg und die Prädation zu sammeln. Das SIFWP informierte die Jagdverbände regelmäßig über die Entwicklung der Luchspopulation. Auf Anregung von Janez Čop begann der kroatische Förster und Jagdmanagementexperte Alojzije Frković 1973 mit der Erhebung von Luchsdaten in Zusammenarbeit mit Jäger:innen in Kroatien (Frković 2001). Eine gute Zusammenarbeit mit Kroatien ermöglichte einen ständigen Informationsfluss auch zu den kroatischen Akteur:innen und umgekehrt, was zum Aufbau einer vertrauensvollen Beziehung zwischen den Expert:innen und den Jäger:innen beitrug. Dies ist ein wichtiger Unterschied zu mehreren anderen Wiederansiedlungen des Eurasischen Luchses, die im gleichen Zeitraum durchgeführt wurden, manchmal mit versteckten Luchsfreisetzungen und oft ohne angemessene Information der Öffentlichkeit und der Jäger:innen, z. B. in der Schweiz und wahrscheinlich auch in Österreich (Breitenmoser und Breitenmoser-Wursten 2008). Dies hat wahrscheinlich immer noch negative Auswirkungen auf die Einstellung der Menschen zu dieser Art.

Die Luchspopulation in Slowenien wurde 1978, d. h. fünf Jahre nach der Wiederansiedlung, als ausreichend groß für eine legale Jagd eingestuft. Die Jagd wurde kontrolliert und durfte nur innerhalb des festgelegten „Luchs kerngebiets“, das etwa 4.000 km² umfasste, sowie innerhalb der vorgeschriebenen Jagdzeit (Oktober-Februar) ausgeübt werden. Inzwischen hatte der Luchs in Kroatien den Status einer Wildart und das erste Tier wurde 1978 erlegt. Die Jagd in Kroatien wurde bis 1982 ohne Einschränkungen fortgesetzt, als die Art durch einen Beschluss über

den besonderen Schutzstatus des Luchses geschützt wurde. Um die Zusammenarbeit mit den Jäger:innen zu gewährleisten und Daten über den Populationsstatus zu sammeln, erließ das Staatliche Büro für Naturschutz (SBNP) in Kroatien jährliche Jagdquoten für eine begrenzte Jagdsaison bis 2013, als Kroatien die Habitat-Richtlinie annahm (Sindičić et al. 2009, 2016).

In Slowenien schlug der Jagdverband 1986 eine unbegrenzte Bejagung des Luchses außerhalb des Kerngebiets vor. Die SIFWP lehnte diese Idee aufgrund der prognostizierten negativen Auswirkungen auf die Ausbreitung der Population in Richtung Alpen entschieden ab und schlug einen Kompromiss vor, der die Jagd unter eingeschränkten Jagdzeiten und mit einem Verbot der Jagd auf Weibchen mit Jungtieren vorsah. Die Größe der Luchspopulation in Slowenien wurde damals auf rund 200 Tiere geschätzt (Kos et al. 2012).

Im Jahr 1990 wurde die Zonierung der Jagd als Managementmaßnahme beendet, obwohl die Jagd an der Grenze zu Italien und Österreich weiterhin verboten war, um die Einwanderung von Luchsen in diese Länder zu ermöglichen. Čop (1994) und Čop & Frković (1998) warnen, dass das Jagdregime nicht streng genug sei und schlügen Einschränkungen vor. Darüber hinaus erschwerete der Zerfall Jugoslawiens im Jahr 1991 die Datenerfassung, einschließlich der Mortalitätsaufzeichnungen (Abb. 2) sowie die Kontrolle der regulierten Jagd, insbesondere in Kroatien und BiH.

1994 übernahm der Slowenische Forstdienst (SFS) die Verwaltung des Luchses in Slowenien und die Jagdquoten wurden auf Empfehlung von Čop (1994) gesenkt. 1993 nahm die Regierung eine neue Gesetzgebung an, die den Luchs in Slowenien als geschützte Art mit legaler Jagd auf der Grundlage einer Quote aufführte. Die Quote wurde auf Basis der Überwachungsergebnisse der vorangegangenen Jahre festgelegt. Der Schutz wurde verstärkt, als das Land 2004 der EU beitrat und die europäischen Rechtsvorschriften (Habitat-Richtlinie) ratifizierte, was einen vollständigen Stopp der legalen Jagd zur Folge hatte (Sindičić et al. 2009).

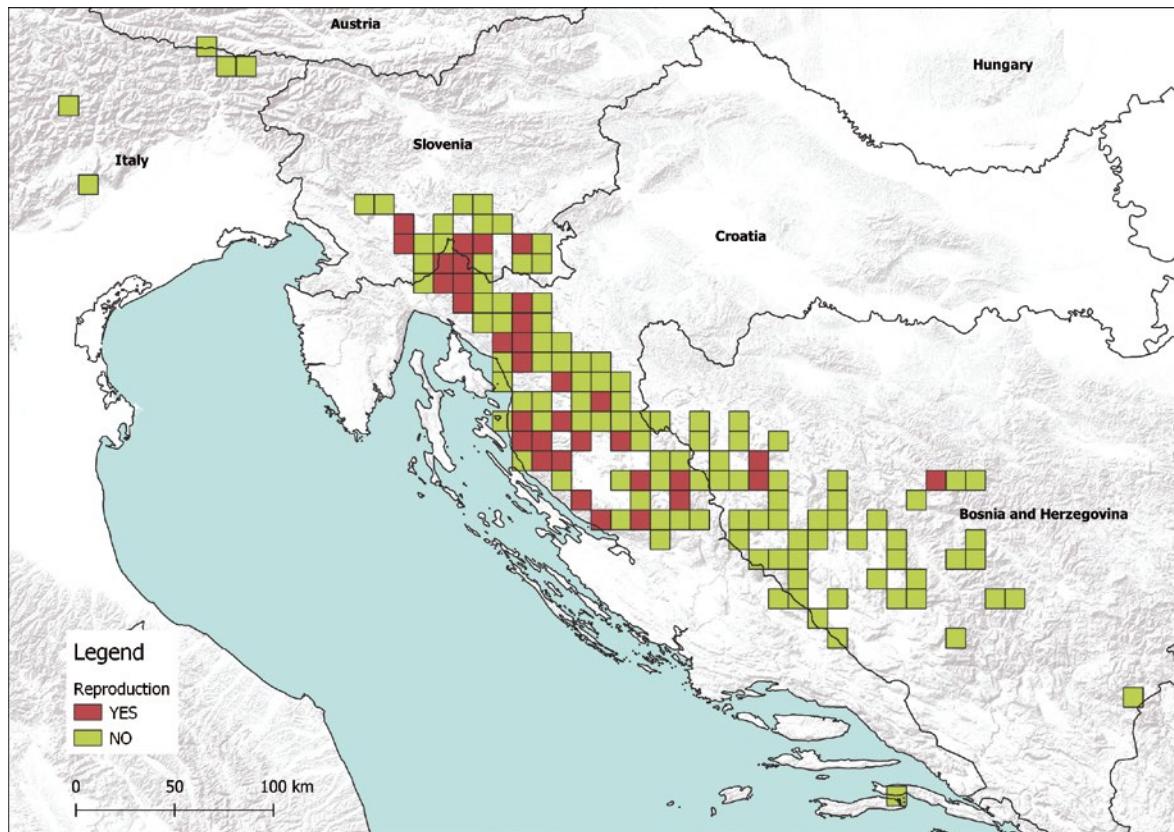


Abb. 1. Verbreitungsgebiet des Luchses nach C1- und C2-Daten (SCALP-Kategorisierung; Molinari-Jobin et al. 2003), einschließlich der Daten aus systematischem Kamera-Trapping, im Dinarischen Gebirge und in den südöstlichen Alpen in den Jahren 2018 und 2019 (Daten entnommen aus der Datenbank lynx.vef.hr [21.9.2020] und Trbojević & Trbojević 2018).

In Bosnien und Herzegowina (BiH) hatte der Luchs einen unterschiedlichen Status in den beiden regierenden Entitäten (Republik Srpska und Föderation Bosnien und Herzegowina), wurde aber erst 2009 vollständig gesetzlich geschützt. Generell mangelte es den staatlichen Institutionen an Interesse für die Art und an finanziellen Mitteln für Forschungs- und Überwachungsaktivitäten. Der erste bestätigte Bericht über die Rückkehr des Luchses nach BiH stammt aus dem Jahr 1980 (Spuren) und die Jagd wurde 1984 aufgenommen. Die Jagd wurde nicht eingeschränkt und die Mortalitätsdaten waren die wichtigsten Informationen, die über die

Luchspopulation gesammelt wurden (Soldo 2001). Mithilfe von Fragebögen wurden Daten über die Mortalität der letzten Jahrzehnte rekonstruiert (Trbojević & Trbojević 2018), während andere Methoden zur Überwachung erst in den letzten Jahren eingesetzt wurden (Trbojević 2019).

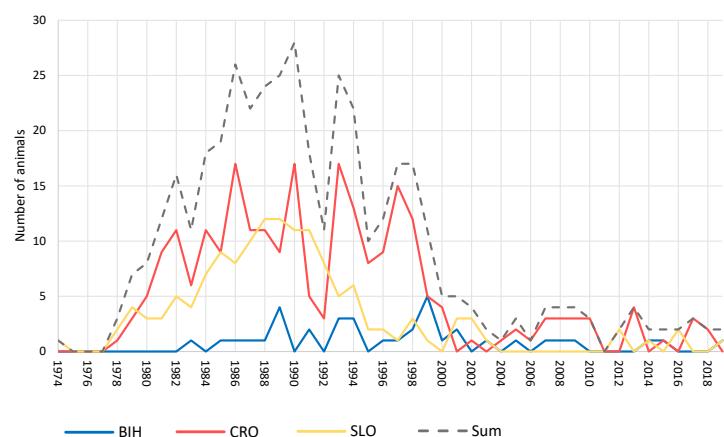


Abb. 2. Aufgezeichnete Luchsmortalität in Slowenien, Kroatien und BiH zwischen 1974 und 2018 (Soldo 2001, Frković 2001, Sindičić et al. 2016, Čop 1994, Slovenia Forest Service 2018, Trbojević & Trbojević 2018).

RÜCKGANG DER LUCHSPOPULATIONEN UND VERSTÄRKTE INTERNATIONALE ZUSAMMENARBEIT

Die Wiederansiedlung des Luchses im Dinarischen Gebirge wurde zu dieser Zeit international als die erfolgreichste aller Wiederansiedlungen in Europa anerkannt (Breitenmoser-Wursten & Breitenmoser 2001). Im neuen Jahrtausend verstärkte sich die internationale Zusammenarbeit vor allem im Alpenbogen und die slowenischen Monitoring-Aktivitäten wurden mit der Einführung der SCALP-Datenkategorisierungskriterien in den 2000er Jahren systematischer (SCALP steht für Status and Conservation of the Alpine Lynx Population; Molinari-Jobin et al. 2003). Die Luchspopulation in Slowenien ging in den 1990er Jahren leicht auf 40-50 Tiere zurück (Abb. 3; Staniša et

al. 2001). In der darauffolgenden Periode (2000-2005) wurde trotz des Verdachts auf vermehrte illegale Tötungen und des lokalen Rückgangs der LuchsNachweise offiziell immer noch Stabilität gemeldet. Genehmigungen für die LuchsJagd wurden in Gebieten erteilt, in denen opportunistische Daten und Schäden an Nutztieren auf eine konstante LuchsPräsenz hindeuteten, obwohl diese in den späteren Jahren oft nicht mehr erreicht wurden (Abb. 3). Einigen Expert:innen zufolge verringerten die Jagdgenehmigungen die Wahrscheinlichkeit der Wilderei (Koren et al. 2006), doch tauchten gleichzeitig unbestätigtes Gerüchte über regelmäßige Wilderei auf.

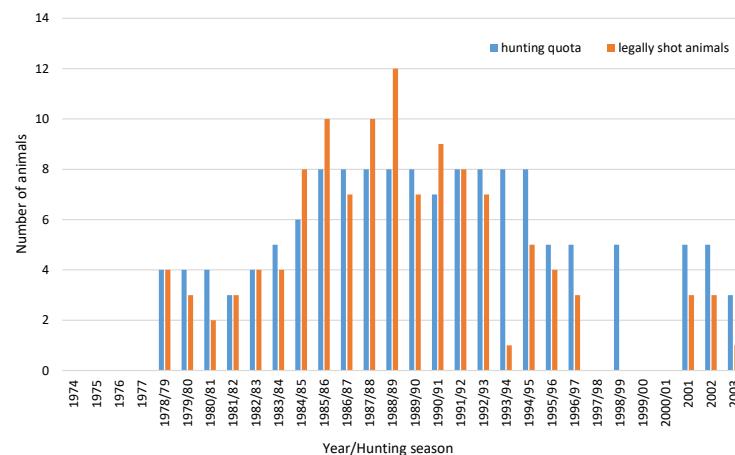


Abb. 3. LuchsJagdquoten und legal erlegte Luchse in Slowenien zwischen 1973 und 2004. Für einige Jahre waren Daten pro Kalenderjahr verfügbar, während die meisten Aufzeichnungen pro Jagdsaison (während des Winters) verfügbar waren (Slovenia Forest Service 2016).

Auch in Kroatien begann, nachdem die Art geschützt wurde, der Verdacht auf Wilderei und Sindičić et al. (2016) berichteten, dass in Kroatien 60 % (18 Fälle pro Jahr) aller registrierten Todesfälle nach dem Schutz (zwischen 1999 und 2013) auf Wilderei zurückzuführen waren. Dies war wesentlich höher als die geschätzte Wilderei-Rate, als die legale Jagd noch erlaubt war (zehn Fälle pro Jahr; bis zu 10 %; Sindičić et al. 2016). Nach 2009, als in Slowenien keine Luchssterblichkeit mehr verzeichnet wurde und die Aufzeichnungen in Kroatien drastisch zurückgingen (ebd.), wurde auch allgemein anerkannt, dass die Luchspopulation im Dinarischen Gebirge alles andere als stabil ist. Anfang der 2000er Jahre wurde der Luchsbestand in Slowenien auf 15-25 und in Kroatien auf 40-60 Tiere geschätzt. Es ist aber wichtig zu betonen, dass diese Schätzung nicht auf einem koordinierten Monitoring beruhte. Das Verbreitungsgebiet schrumpfte, wobei die Zahl der Nachweise vor allem in den Randgebieten der Populationsverteilung, in Dalmatien und Ost- und Zentral-

kroatien sowie in den slowenischen Südalpen, zurückging (Kos et al. 2012, Huber et al. 2013).

Seit 2007 haben sich Forschung und Überwachung verbessert und es wurde eine gemeinsame slowenisch-kroatische Managementstrategie ausgearbeitet, die jedoch nie von den Regierungen angenommen wurde (Majić Skrbinšek et al. 2008). Einen wichtigen Erkenntnisfortschritt brachten genetische Studien, die ein hohes Maß an Inzucht in der Population bestätigten und einen dramatischen Rückgang der effektiven Populationsgröße zeigten, die für den langfristigen Fortbestand zu gering wurde (10,2-17,5 95 % CI; Skrbinšek et al. 2019; Polanc 2012, Sindičić et al. 2013a,b). Die Notwendigkeit einer genetischen Unterstützung wurde seither befürwortet, aber die Finanzierung dafür wurde erst 2017 mit dem Start des EU-finanzierten LIFE-Luchs-Projekts sichergestellt (www.lifelynx.eu).

DIE ROLLE DER JÄGER:INNEN UND DES DINARISCHEN LUCHSES HEUTE

Die Bedeutung der Jäger:innen für die Existenz des Luchs im Dinarischen Gebirge ist unbestritten. Nach der Wiederansiedlung des Luchs im Jahr 1973 waren sie für das Luchsmanagement zuständig, schlugen die Jagdquoten vor und führten in Zusammenarbeit mit der SIFWP ein gelegentliches Monitoring durch. Wäre die Bejagung nicht geplant gewesen, ist es fraglich, ob die Jäger:innen in dieser Zeit die Wiederansiedlung dieses großen Raubtiers im Dinarischen Gebirge durchgeführt hätten. Die Bejagung des Luchs basierte auf der angenommenen Vitalität der Luchspopulation und von Ende der 1970er Jahre bis 2003 waren in Slowenien, bis 1998 in Kroatien und bis 2009 in Bosnien und Herzegowina Quoten geplant. Zwischen 1977 und 2008, als der Luchs im Dinarischen Gebirge und in den südöstlichen Alpen legal bejagt wurde, wurden in den drei Ländern 296 Tiere legal erlegt (Zavod za gozdove 2018, Trbojević & Trbojević 2018, Sindičić et al. 2016), was 75 % der gesamten erfassten Luchsmortalität in den jeweiligen Ländern entsprach (Abb. 2). Trotz regelmäßiger Bejagung wuchs die Population, breitete sich räumlich aus und besiedelte den gesamten nördlichen Teil des Dinarischen Gebirges und einen Teil der Südalpen.

Inwieweit die (legale und illegale) Bejagung den Ausbreitungsprozess verlangsamt und den Rückgang der Population beschleunigt haben könnte, ist nicht bekannt. Einige wiederangesiedelte Populationen in Europa dehnen sich aufgrund hoher illegaler Tötungsraten räumlich nicht

aus (Muller et al. 2014, Heurich et al. 2018). Es bleibt unklar, ob regelmäßige Jagdquoten die Wahrscheinlichkeit illegaler Tötungen und die Gesamtzahl der entnommenen Tiere aus der Population reduzieren, wie z. B. von Koren et al. (2006) angenommen.

Dank der großen Unterstützung durch und der engen Zusammenarbeit mit den Jäger:innen und ihrer öffentlich vertretenen Naturschutzphilosophie sind wir zuversichtlich, dass der im Rahmen des LIFE-Luchsprojekts (www.lifelynx.eu) durchgeführte Prozess zur Stärkung des Luchs heute dem Luchs im Dinarischen Gebirge und in den südöstlichen Alpen eine zweite Chance gibt. Ziel des Projekts ist es, die Luchspopulation im Dinarischen Gebirge und in den südöstlichen Alpen vor dem Aussterben zu bewahren, indem die genetischen und demografischen Perspektiven bis weit ins 21. Jahrhundert verbessert werden. Bis 2021 wurden bereits sieben Luchse aus der Karpatenpopulation in das Dinarische Gebirge umgesiedelt und weitere Aussetzungen sind für die nächsten Jahre geplant (Krofel et al. 2021). Darüber hinaus wurde 2021 in den slowenischen Alpen ein neuer Populationskern („Sprungbrett“) mit fünf Tieren geschaffen. Ziel ist es, den südostalpinen Kern näher an die westalpine Population heranzuführen, mit der Vision, eine vernetzte Metapopulation mit regelmäßigem Genfluss zu schaffen, was dazu beitragen wird, die negativen Auswirkungen der Fragmentierung des Lebensraums zu verringern und die Aussichten beider Populationen zu verbessern.

REFERENZEN

Breitenmoser U. & Breitenmoser-Wursten, C. 2008. Der Luchs – ein Grossraubtier in der Kulturlandschaft. Salm Verlag, Bern, Schweiz.

Breitenmoser-Wursten C. & Breitenmoser U. 2001. The Balkan Lynx Population-History, Recent Knowledge on its Status and Conservation Needs. KORA Bericht Nr. 7e. Muri b. Bern. 38 S.

Čop J. 1972. Ponovna naselitev risa (Lynx lynx) v Sloveniji (Kočevska). Ljubljana, 17 S.

Čop J. 1990. Review of the resettlement of lynx (Lynx lynx L.) in Slovenia (YU) 1973–1990. Ljubljana. 15 S.

Čop J. 1994. Spremljanje ponovne naselitve risa (Lynx lynx L.) v Sloveniji 1973–1993. I. del. 151 S.

Čop J. & Frković A. 1998. The re-introduction of the lynx in Slovenia and its present status in Slovenia and Croatia. *Hystrix* 10, 65–76.

Fležar U., Pičulin A., Bartol M., Černe R., Stergar M. & Krofel M. 2019. Eurasian lynx (Lynx lynx) monitoring with camera traps in Slovenia in 2018–2019. LIFE Lynx project report. Slovenia Forest Service and University of Ljubljana, Ljubljana.

Frković A. 2001. Ris (Lynx lynx L.) u Hrvatskoj – naseljavanje, odlov i brojnost (1974–2000). Šumarski list hr. CXXV: 625–634 (in Kroatisch).

Heurich M., Schultze-Naumburg J., Piacenza N., Magg N., Červeny J., Engleider T., Herdtfelder M., Sladova M. & Kranner-Schadt S. 2018. Illegal hunting as a major driver of the source-sink dynamics of a reintroduced lynx population in Central Europe. *Biological Conservation* 224, 355–365.

Huber Đ., Kusak J., Sindičić M., Sljepčević V., Gužvica G., Hamidović D., et al. 2013. Izvješće o stanju populacije risa u Hrvatskoj za razdoblje 2011. i 2012. godine. Izvješće o stanju populacije risa u Hrvatskoj za razdoblje 2011. i 2012. godine. Zagreb. 74 S.

Koren I., Jonozovič M., Kos I. 2006. Status and distribution of the Eurasian lynx (*Lynx lynx* L.) in Slovenia in 2000–2004 and comparison with the years 1995–1999. *Acta Biologica Slovenica* 49: 27–41.

Kos I., Koren I., Potočnik H., Krofel M. 2012. Stanje in razširjenost evrazijskega risa (*Lynx lynx*) v Sloveniji v obdobju 2005–2009. *Acta Biologica Slovenica* 55: 49–63.

Krofel M., Fležar U., Hočvar L., Sindičić M., Gomerčić T., Konec M., et al. 2021. Surveillance of the reinforcement process of the Dinaric-SE Alpine lynx population in the lynx-monitoring year 2019–2020. Ljubljana. 45 S.

Majić Skrbinšek A., Skrbinšek T., Sindičić M., Krofel M., Huber D., Kusak J., Potočnik H. & Kos I. 2008. Predlog skupne strategije upravljanja z risom v Sloveniji in na Hrvaškem. Project Dina-Ris. Ljubljana und Zagreb.

Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Wursten C., Wolff M., Stanisa C., Fasel M., ... & Breitenmoser U. 2003. The Pan-Alpine Conservation Strategy for the Lynx, Nature and environment 130, Council of Europe.

Muller J., Wolff M., Wolff S., Muller D. W. H., Hothorn T. & Heurich M. 2014. Protected areas shape the spatial distribution of a European lynx population more than 20 years after reintroduction. *Biological Conservation* 177, 210–217. Polanc P. 2012. Populacijska genetika evrazijskega risa (*Lynx lynx* L.) v Sloveniji. PhD thesis. University of Ljubljana, Ljubljana. 155 S.

Sindičić M., Majić Skrbinšek A., Huber D., Sinanović N. & Kos I. 2009. Legal status and management of the Dinaric lynx population. *Veterinaria* 58, 229–238.

Sindičić M., Polanc P., Gomerčić T., Jelenčić M., Huber D., Trontelj P. & Skrbinšek T. 2013a. Genetic data confirm critical status of the reintroduced Dinaric population of Eurasian lynx. *Conservation Genetics* 14, 1009–1018.

Sindičić M., Gomerčić T., Polanc P., Krofel M., Sljepčević V., Gembarovski N., ... & Huber, D. 2013b. Kinship analysis of dinaric lynx (*Lynx lynx*) population. *Šumarski list* 137, 43–49.

Sindičić M., Gomerčić T., Kusak J., Sljepčević V., Huber D. & Frković A. 2016. Mortality in the Eurasian lynx population in Croatia during the 40 years. *Mammalian Biology* 81, 290–294.

Skrbinšek T., Boljte B., Jelenčić M., Sindičić M., Paule L., Promberger B., et al. 2019. Baseline (pre-reinforcement) genetic status of SE Alpine and Dinaric Lynx population. Ljubljana. 24 S.

SOLDO, V. 2001: The lynx in Bosnia and Herzegovina. The Balkan Lynx Population - History, Recent Knowledge on its Status and Conservation Needs. Ed. by Ch. Breitenmoser-Würsten and U. Breitenmoser, KORA Bericht No. 7: 6–7.

Staniša C., Koren I. & Adamič M. 2001. Situation and distribution of the lynx (*Lynx lynx* L.) in Slovenia from 1995–1999. *Hystrix* 12, 43–51.

Strokovno mnenje za odvzem velikih zveri iz narave v obdobju 1. 10. 2018 – 30. 9. 2019. 2018. Zavod za gozdove Slovenije. Ljubljana.

Strategija ohranjanja in trajnostnega upravljanja navadnega risa (*Lynx lynx*) v Sloveniji. 2016. Vlada Republike Slovenije. Ljubljana, 36 S.

Štrumbelj C. 1974. Ris zopet na Slovenskem – prve ugotovitve. *Lovec* 57, 200–201. Trbojević T. 2019. Investigating the Potential Presence of Balkan Lynx in Bosnia And Herzegovina. Project report. Accessed at https://www.rufford.org/projects/tijana_trbojevic_0 (28.8.2020)

Trbojević T. & Trbojević I. 2018. Distribution of Eurasian lynx (*Lynx lynx* L., 1758) in Bosnia and Herzegovina. Survey of Hunting and Forestry Organizations. 27th Rufford Small Grants Conference “From Mountains to Deep Seas”, 3–6 February, Bar, Montenegro.

Wilson S., Molinari-Jobin A., Krofel M., Kubala J., Pop M. & Stergar M. 2019. Population level reinforcement plan. Action A.4 – Elaboration of plans for reinforcement of the Dinaric-SE Alpine population and for creation of a new “stepping stone” population. Ljubljana. 65 S.

8. DIE ENTWICKLUNG DER HARZER LUCHS-POPULATION

Zwischen den Jahren 2000 und 2006 wurden 24 in Zoos und Wildparks geborene Luchse (*Lynx lynx*) im Nationalpark Harz in die Freiheit entlassen. Im Monitoringjahr 2010/11 waren 25 Zellen des EU-Referenzrasters mit Nachweisen von Luchsen der Harzer Luchspopulation (HLP) besetzt. In der gleichen Saison gelang der erste Reproduktionsnachweis außerhalb des Harzes. Bis zum Monitoringjahr 2018/19 erhöhte sich die Zahl der von der HLP besetzten Zellen des EU-Referenzrasters auf 84. Dies entspricht einer durchschnittlichen jährlichen Zunahme von 7,4 Rasterzellen. Obwohl der Gebirgszug von Hauptverkehrsstraßen und Landschaften mit geringer Waldbedeckung umgeben ist, etablierten sich reproduzierende Luchsweibchen in fünf verschiedenen Gebieten außerhalb des Harzes. Telemetrie-, Genetik- und Fotodaten zeigen, dass einzelne männliche Abwanderer Distanzen von bis zu 309 km zum Populationszentrum (PZ), dem ehemaligen Auswilderungsgehege im Nationalpark Harz erreichten. Reproduzierende Weibchen konnten hingegen nicht weiter als 100 km vom PZ entfernt nachgewiesen werden. Eine Luchsin ohne Jungtiere wurde in einer maximalen Entfernung von 143 km zum PZ beobachtet.

Stahl (1972) formulierte erstmals den Vorschlag zur Wiederansiedlung des Luchses im Harz. Danach folgte eine fast drei Jahrzehnte lange Diskussion um dieses Thema, bis 1999 der politische Beschluss gefasst wurde, ein entsprechendes Projekt zu starten. Die niedersächsischen Ministerien für Landwirtschaft und Naturschutz übernahmen gemeinsam mit der Landesjägerschaft Niedersachsen e.V. die Durchführung der Luchswiederansiedlung. Deren praktische Umsetzung fand im Nationalpark Harz statt. Im Frühsommer 2000 wurden die ersten Luchse in den Harz überführt, in ein Gehege im zentralen Teil des Nationalparks gesetzt und nach einigen Wochen der

Eingewöhnung freigelassen. Bei allen 24 (15 Weibchen, 9 Männchen) bis 2006 freigelassenen Tiere handelte es sich um Gehegenachzuchten aus deutschen und schwedischen Zoos und Wildparks. Der Einsatz von Gehegeluchsen, die wissenschaftliche Begleitung des Projekts und die Eignung des Harzes als Projektgebiet wurden vor und während der ersten Jahre des Wiederansiedlungsprogramms intensiv diskutiert (Wotschikowsky et al. 2001, Schadt et al. 2002a/b, Barth 2002, Kramer-Schadt et al. 2005, Wotschikowsky 2007). Im Folgenden geben wir einen Überblick über die Entwicklung und Ausbreitung der Population fast zwanzig Jahre nach ihrer Gründung.

METHODEN

Untersuchungsgebiet

Der Harz (51°43'27.8"N 10°43'56.7"E) bildet mit einer Fläche von 2.200 km² und einer Geländehöhe von bis zu 1.141 m das nördlichste deutsche Mittelgebirge. Das Gebiet berührt die drei Bundesländer Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. Der Nationalpark Harz

nimmt eine Fläche von 250 km² ein. Etwa 75 % des Mittelgebirges sind bewaldet. Der Wald wird weitgehend von der europäischen Fichte *Picea abies* anthropogenen Ursprungs dominiert. Natürliche Fichtenbestände kommen in Höhenlagen über 800 m vor. Aufgrund der immensen menschlichen Einflüsse auf die Vegetation

1 Harz Nationalpark, Wernigerode, Germany
* Email: Ole.Anders@npharz.Niedersachsen.de

(Bergbau, Köhlerei in historischer Zeit) tritt der früher im Gebiet dominierende Buchenwald *Fagus sylvatica* heute vor allem an den Rändern des Gebirges auf. Das Relief wird von mehreren weitgehend ungestörten Flüssen geprägt, von denen viele ihren Ursprung in den zahlreichen Mooren des Harzes haben.

In den höheren Lagen wird der Huftierbestand vom Rothirsch *Cervus elaphus* dominiert. Das Wildschwein *Sus scrofa* kommt häufig in den Wäldern vor. Rehwild *Capreolus capreolus* ist in höheren Lagen, in denen im Winter eine hohe Schneedecke liegt, selten. An den Rändern des Mittelgebirges ist es hingegen häufig. Einige isolierte Populationen des eingeführten Mufflons *Ovis amon* kommen vor allem in den östlichen und nordwestlichen Teilen des Harzes vor. Im Umland des Harzes sind Rehe und Wildschweine die dominierenden Huftierarten. Rothirsche kommen hier nicht vor.

Die Gebiete außerhalb des Harzes sind landwirtschaftlich geprägt, so dass am Waldrand des Mittelgebirges ein abrupter Wechsel der Habitatqualität stattfindet. Im westlichen und südlichen Vorland des Harzes erreicht die Waldbedeckung ein Maximum von etwa 25 %, während im Norden und Osten des Gebirges aufgrund der fruchtbaren Böden, die eine rentable landwirtschaftliche Produktion ermöglichen, partiell kaum noch Wald vorhanden ist.

Luchsmonitoring

Der Nationalpark Harz ist für das Luchsmonitoring in den beiden Bundesländern Niedersachsen und Sachsen-Anhalt zuständig. Die angrenzenden Bundesländer (Hessen, Nordrhein-Westfalen, Thüringen) haben jeweils eine eigene Infrastruktur für das Monitoring aufgebaut. Das Luchsmonitoring folgt jedoch im gesamten Verbreitungsgebiet der HLP denselben nationalen Richtlinien (Kaczensky et al. 2009, Reinhardt et al. 2015), die auf den SCALP-Kriterien basieren und in C1-, C2- und C3-Nachweise unterscheiden (Molinari-Jobin et al. 2003). Die Ergebnisse müssen auf einem jährlichen Treffen der für das Monitoring zuständigen Luchsexpertinnen und -experten in den Bundesländern berichtet werden. Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) sammelt die Daten und erstellt jährlich eine Karte des Luchs-Vorkommensgebietes auf der Grundlage des EU-Monitoringrasters. Jede Rasterzelle umfasst eine Fläche von 100 km² (10 x 10 km). Eine Rasterzelle gilt als von Luchsen besiedelt, wenn

darin mindestens ein C1-Nachweis oder mindestens zwei C2-Nachweise vorliegen. Ein Luchs gilt als in einem Gebiet resident, wenn er mit C1- oder C2-Nachweisen über einen Zeitraum von mindestens sechs Monaten bestätigt wurde (Reinhardt et al. 2015). Im Jahr 2009 wurden die Luchsmonitoringstandards bundesweit vereinheitlicht. Einschließlich des Monitoringjahres 2009/10 befanden sich alle von Luchsen besetzten Rasterzellen der Harzer Luchspopulation (HLP) innerhalb des Harzes. Erst in den Folgejahren siedelten sich Individuen dauerhaft außerhalb des Mittelgebirges an. Zur Beschreibung der Arealentwicklung der HLP wurden daher alle Rasterzellen der Monitoringjahre 2010/11 und 2018/19 in den Bundesländern Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen, Hessen und Nordrhein-Westfalen betrachtet (BfN 2011, BfN 2019). Im Jahr 2018/19 wurden zwei Rasterzellen im westlichen Nordrhein-Westfalen, in denen sich ein aus einem Zoo entkommener Luchs aufhielt, nicht berücksichtigt.

Zufallsbeobachtungen

Zufallsbeobachtungen von Luchsen wie Sichtungen, Fährten, Beutereste etc., die von Jäger:innen, Förster:innen und anderen Personen gemeldet werden, bilden die Grundlage des Monitorings und werden seit der Freilassung der ersten Luchse im Sommer 2000 gesammelt. Luchsbilder, die als Zufallsbeobachtungen gemacht werden, bieten gelegentlich die Möglichkeit, Individuen anhand ihrer Fellzeichnung zu identifizieren (Weingarth et al. 2012) und die Dispersion von Luchsen nachzuweisen.

Kamerafallen-Monitoring

Im Jahr 2001 wurden vom Nationalpark Harz erstmals Kamerafallen im Rahmen des Luchsmonitorings opportunistisch eingesetzt. Damals wurden die Geräte hauptsächlich an Beutetierresten aufgestellt, um C1-Nachweise zu generieren. Zwischen 2014 und 2017 wurde ein systematisches Kamerafallen-Monitoring mit 60 Standorten durchgeführt. An jedem Standort wurden zwei einander gegenüberliegenden Kameras installiert. Auf diese Weise gelang es, Daten zur Abundanz und Dichte von Luchsen in drei verschiedenen Untersuchungsgebieten im Harz zu erheben (Anders & Middelhoff 2016, Middelhoff & Anders 2018). Jedes der sich überschneidenden Studiengebiete umfasst eine Fläche von mindestens 741 km². Die Daten wurden mit dem Modul CAPTURE des Computerprogramms MARK (White & Burnham 1999) ausgewertet. Darüber hinaus fanden seit 2015 in allen Gebieten mit nachgewiesener Luchsreproduktion außerhalb des

Harzes alternierend Kamerafallenprojekte mit 10 bis 22 Geräten statt, um sowohl residente Luchse als auch Jungtiere vor ihrer Abwanderung zu identifizieren. Wie die Luchsphotos aus Zufallsbeobachtungen können auch die

Bilder der Fotofallen zur Identifizierung von Abwanderern zwischen verschiedenen Untersuchungsgebieten verwendet werden (vergl. Singh et al. 2013).

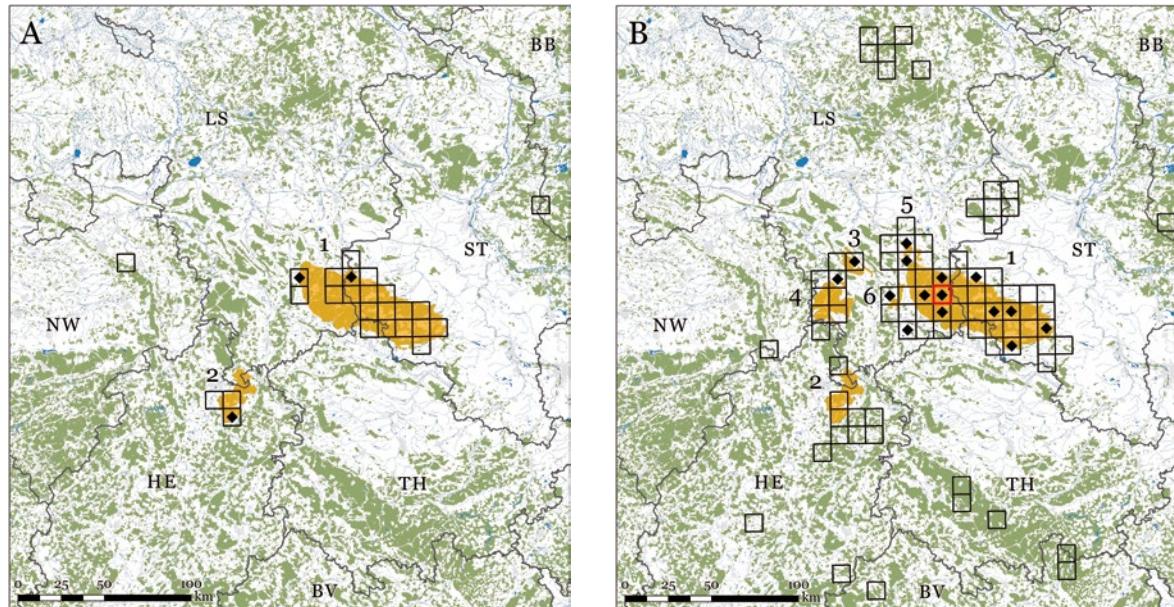
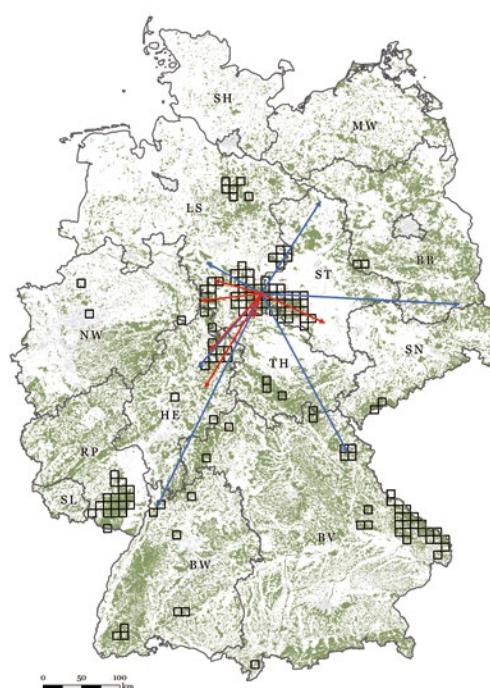


Abb. 1. Verbreitungsgebiet der Harzer Luchspopulation in den Monitoringjahren 2010/11 (BFN 2011) (A) und 2018/19 (BFN 2019) (B). Jede Zelle des EU-Referenzrasters umfasst 100 km². Rasterzellen mit schwarzen Rauten enthalten Reproduktionsnachweise. Zwischen 2016 und 2019 gab es keine Hinweise auf Reproduktion in Hessen. B: Die orange markierten und nummerierten Flächen definieren die sechs Reproduktionsgebiete: 1 Harz, 2 Kaufunger Wald, 3 Hils und umliegende Wälder, 4 Solling, 5 Hainberg, 6 Westerhäuser Wald. Die rote Gitterzelle markiert das Populationszentrum (PZ).

Abb. 2. Maximale Entferungen der männlichen und weiblichen Luchse vom Populationszentrum im Harz. Grün: Waldbedeckung in Deutschland. Graue Linien stellen die Grenzen der Bundesländer dar: Schleswig-Holstein (SH), Mecklenburg-Vorpommern (MV), Niedersachsen (NI), Sachsen-Anhalt (ST), Brandenburg (BB), Nordrhein-Westfalen (NW), Hessen (HE), Thüringen (TH), Sachsen (SN), Rheinland-Pfalz (RP), Saarland (SL), Baden-Württemberg (BW), Bayern (BY). Graue Rasterzellen zeigen die Luchsverbreitung im Monitoringjahr 2018/19 (BFN 2019). Nach dem Projekt im Harz wurden seit 2016 auch in RP Luchse wieder angesiedelt. In BY leben Individuen der bayerisch-böhmischi-österreichischen Luchspopulation. Rote Linien zeigen die maximalen Entferungen der Nachweise weiblicher Luchse vom PZ. Blaue Linien zeigen die maximalen Entferungen der Nachweise männlicher Luchse vom PZ. Die sechs männlichen und die sechs weiblichen Individuen mit den größten Entfernungen zum PZ wurden für die grafische Darstellung ausgewählt.



Telemetrie

Zwischen 2008 und 2019 wurden 23 Luchse (15 männliche, 8 weibliche) mit GPS/GSM-Halsbändern ausgestattet. Die Tiere waren zuvor in Kastenfallen gefangen und mit einem Blasrohr immobilisiert worden. In zwei Fällen gelang die Immobilisierung mit einem Betäubungsgewehr ohne vorherigen Fallenfang. Die Halsbandsender wurden entweder von VECTRONIC AEROSPACE, Deutschland, oder LOTEK, Kanada, hergestellt. Zwei Luchse (1 männliches, 1 weibliches) stattete man mit VHF-Halsbandsendern der Firma WAGENER, Deutschland, aus. Ursprünglich wurden die Telemetriedaten erhoben, um Informationen über Streifgebietsgrößen, Nahrungsgewohnheiten und in jüngerer Zeit über die Ausbreitungswege der Luchse aus dem Harz heraus zu ermitteln (siehe Anders et al. 2012). Die Daten werden im Folgenden genutzt, um die Richtungen darzustellen, in welche Luchse abwandern und um die maximalen Entfernung der Tiere zum PZ zu ermitteln.

Genetisches Monitoring

Ein genetisches Monitoring der HLP findet seit dem Jahr 2009 statt. In diesem Jahr wurde das Senckenberg Labor für Naturschutzgenetik zum deutschen Referenzlabor für Wolfs- und Luchsgenetik bestimmt. Bis Herbst 2019 konnten insgesamt 179 Luchsindividuen aus der HLP anhand

von Blut-, Speichel-, Haar- und Kotproben identifiziert werden, darunter zehn Gründerindividuen. Es ist möglich, Individuen aus der HLP von denen anderer Populationen zu unterscheiden. Aufgrund von Foundereffekten in der HLP ist auch eine Unterscheidung von Luchsen aus Gefangenschaftshaltungen möglich (Mueller et al. 2020). Dementsprechend werden genetische Analysen genutzt, um die Zugehörigkeit von Luchsen zur HLP zu verifizieren, Anfangs- und Endpunkte der Luchsausbreitung zu definieren und darüber hinaus C1-Luchsnachweise zu erbringen.

Entfernung der Luchsindividuen vom Populationszentrum

Da nur bei sehr wenigen abwandernden Tieren das mütterliche Territorium bekannt ist, in dem sie ihr Dispersal begonnen haben, haben wir den ehemaligen Standort des Auswilderungsgeheges im Nationalpark Harz als einheitlichen Ausgangspunkt für die Messung der Dispersaldistanzen verwendet. Wir haben die maximalen Entfernung gemessen, die (1.) dispergierende Luchse aus dem Harz, (2.) dispergierende Luchse mit unklarem Startpunkt und (3.) außerhalb des Harzes rezidente Luchse zu diesem Populationszentrum (PZ) erreicht haben. Außerdem berücksichtigten wir einzelne C1-Zufallsbeobachtungen, wenn Weibchen mit Jungtieren oder deutlich sichtbaren Genitalien fotografiert werden konnten.

ERGEBNISSE

Dispersaldistanzen

Bis zum Monitoringjahr 2009/10 befanden sich alle von Luchsen besetzten Rasterzellen im Bereich der HLP innerhalb des Harzes. In der darauffolgenden Saison 2010/11 befanden sich fünf von insgesamt 25 besetzten Rasterzellen außerhalb des Harzes (Abb. 1). In der Saison 2018/19 erschienen 84 besetzte Rasterzellen auf der Verbreitungskarte (Abb. 1). 48 (57 %) von ihnen berührten nicht das Gebiet des Harzes. Die meisten dieser Rasterzellen befanden sich westlich und südlich des Harzes. 19 besetzte Rasterzellen lagen nördlich und östlich vom Harz (vgl. BfN 2011; 2019). Zwischen 2010/11 und 2018/19 nahm die Zahl der von Luchsen besetzten Rasterzellen um 59 Zellen (236 %) zu, was einer durchschnittlichen Zunahme von 7,4 Zellen pro Jahr entspricht.

Luchshäufigkeit und -dichte im Harz

Die Ergebnisse des systematischen Kamerafallen-Monitorings in verschiedenen Untersuchungsgebieten innerhalb des Harzes, die mit nicht-räumlichen Fang-Wiederfang-Modellen analysiert wurden, lagen zwischen 2,1 und 2,9 unabhängigen Luchsen/100 km². Daraus lässt sich eine mittlere Dichte von 2,5 unabhängigen Individuen und eine Abundanz von 55 unabhängigen Individuen ableiten (Anders & Middelhoff 2016, Middelhoff & Anders 2018). Diese bilden die Quellpopulation, aus der das Vorland des Harzes besiedelt wird und aus der heraus Individuen teils über weite Strecken abwandern.

Reproduktionsgebiete

Innerhalb des Harzes wurden 2002 die ersten Nachweise einer Reproduktion von Luchsen erbracht. In jedem der

folgenden Jahre wurde Luchsnachwuchs verzeichnet. Im Monitoringjahr 2010/11 zeigten Kamerafallenbilder Luchswelpen in Nordhessen (Kaufunger Wald) rund 100 km vom Populationszentrum im Harz entfernt (Denk 2011; 2012; s. Abb. 1). Seitdem hat die Reproduktion in vier weiteren Gebieten außerhalb des Harzes in Entfernnungen von 30 bis 70 km vom Populationszentrum stattgefunden (Hils und umliegende Wälder: 2013 ff., Solling: 2016 ff., Hainberg, 2018 ff. und Westerhäuser Wald 2018 ff.). Nach 2015 brach das Fortpflanzungsgebiet im Kaufunger Wald jedoch zusammen. Mindestens zwei Weibchen starben an Sarcoptes-Räude (Port et al. 2020, Wölfl et al. 2021).

Distanzen vom Populationszentrum

Zwischen 2010 und 2019 wurden insgesamt 11 (9 männliche, 2 weibliche) Luchse nachgewiesen, die ihr Dispersal innerhalb des Harzes begannen und später das Gebiet verließen. Das geschah entweder durch Telemetriedaten, Fotofallenbilder oder genetische Nachweise. Zehn weitere Männchen begannen ihre Wanderung an einem unbekannten Ort und wurden außerhalb des Harzes mittels telemetrischer Daten nachgewiesen oder wiederholt fotografiert. Außerdem wurden drei residente Weibchen außerhalb der Harzes wiederholt genetisch erfasst und fotografiert. Die Gebiete, in denen diese Luchsinnen geboren wurden, sind jedoch unbekannt. Alle diese zuvor genannten Tiere (n = 24) sind entweder selbst genetisch bekannte Mitglieder der HLP oder Nachkommen von genetisch überprüften Weibchen aus der HLP. Um die maximale Entfernung von Luchsweibchen zum PZ zu ermitteln, haben wir einzelne C1-Fotonachweise aus Nordhessen betrachtet, ohne dass Informationen zur Genetik der abgebildeten Tiere vorlagen.

Das erste der beiden sendermarkierten Weibchen, das den Harz verließ (Abb. 2), hatte bereits einen Wurf mit drei Jungtieren zur Welt gebracht, als es im September 2012 in Begleitung mindestens eines Jungtieres aus seinem bisherigen Streifgebiet abwanderte. Das Tier verließ den Harz in östlicher Richtung (max. Entfernung zum Populationszentrum 92 km), kehrte aber kurz vor dem Ausfall des Halsbandsenders in den Harz zurück. Im Jahr 2014 verließ das zweite, mit einem Halsband versehene, subadulte Weibchen den Harz. Es war als verwaistes Jungtier gefangen und in einem Gehege des Nationalparks Harz aufgezogen worden. Das Weibchen etablierte ein Territorium südlich des Harzrandes in halboffenem Habitat (max. Distanz zum PZ: 34 km) und brachte im Mai 2015 einen Wurf mit fünf Jungtieren zur Welt (Anders et al. 2016a). Das Weibchen wurde im Dezember desselben Jahres tot aufgefunden. Die drei residenten Weibchen reproduzierten in verschiedenen Gebieten außerhalb des Harzes (max. Entfernung vom Populationszentrum 63, 78 und 87 km; s. Abb. 2). Nicht individualisierbare Weibchen mit Jungtieren wurden in einer maximalen Entfernung von 100 km vom PZ fotografiert (Kaufunger Wald, Denk 2013). Ein einzelner C1-Nachweis eines Weibchens ohne Jungtiere erfolgte südlich des Kaufunger Waldes und 143 km vom Populationszentrum entfernt (Denk 2016).

Im Gegensatz dazu wurden einzelne männliche Abwanderer durch Telemetriedaten, genetische Nachweise oder Fotos in Entfernnungen von bis zu 258 km vom PZ nachgewiesen. Ein sendermarkiertes Individuum, das etwa 90 km nordwestlich des Harzes gefangen worden war, erreichte später die maximale Entfernung von 309 km vom PZ (Abb. 2).

DISKUSSION

Nach dem Monitoringjahr 2010/11 und damit mehr als zehn Jahre nach der ersten Wiederansiedlung haben die Luchsdichte und der Populationsdruck im Harz ein Niveau erreicht, das Dispersionen ins Vorland immer wahrscheinlicher macht. Es ist möglich, dass die Luchsdichte im Harz heute nahe der Grenze der Lebensraumkapazität liegt. Die auf der Basis von nicht-räumlichen Fang-Wiederfang-Modellen geschätzte Dichte selbstständiger Luchse im Harz ist nur bedingt mit den in der Literatur beschriebenen und mit verschiedenen Methoden ermittelten Ergebnissen vergleichbar. Diese variiieren von

0,3 Luchsen pro 100 km² in Norwegen (Sunde et al. 2000) bis zu 4,2 unabhängigen Luchsen pro 100 km² in der Türkei (Avgan et al. 2014). Eine ähnliche Methodik wie im Harz wird zur Bestimmung der Luchsdichte in der Schweiz verwendet. Nach Zimmermann et al. 2020 reichten die mit nicht-räumlichen Fang-Wiederfang-Modellen erzielten Ergebnisse von 1,44 Individuen/100 km² in der westlichen Zentralschweiz bis 3,48 Individuen/100 km² im südlichen Jura. Für die Nordostschweiz und den Nordjura wurden mit 2,53 bzw. 2,55 Individuen/100 km² ähnliche Werte wie für den Harz ermittelt.

Der Eurasische Luchs ist stark an den Lebensraum Wald gebunden (Haller & Breitenmoser 1986, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008, Rozylowicz et al. 2010). Daher führt die Ausbreitung der HLP erwartungsgemäß nach Westen und Südwesten in Gebiete mit relativ hoher Waldbedeckung. Eine Ausbreitung der HLP in die mäßig bewaldete Landschaft im Norden und im Osten des Mittelgebirges findet hingegen kaum statt.

Luchse, die den Harz verlassen, müssen größere Straßen und mehr oder weniger offene Agrarlandschaften durchqueren, bevor sie den Schutz der nächsten Waldungen erreichen. Anders et al. (2016b) gehen davon aus, dass neben der Waldbedeckung auch die Durchlässigkeit der Straßen rund um den Harz die Richtung beeinflusst, in die die Tiere wandern. Straßen als Migrationsbarrieren behindern die Geschwindigkeit, mit der sich die Population ausbreitet. Huck et al. (2010) betrachten Hauptverkehrsstraßen (mehrspurige Bundesstraßen, Autobahnen usw.) als Faktoren, die die Ausbreitung von großen Beutegreifern behindern.

In den letzten Jahren wurden im Harzvorland eher männliche als weibliche Abwanderer nachgewiesen. Zimmermann et al. (2005) stellten hingegen in den Schweizer Populationen im Jura und in den Alpen keine geschlechtsspezifischen Unterschiede beim Dispersal von Luchsen fest. Schmidt (1998) berichtet, dass die bei der Ausbreitung zurückgelegten Entfernung bei Männchen größer sind als bei Weibchen. Aus dem Harz abwandern die Männchen haben das Potenzial, große Entfernung zurückzulegen und weniger geeignete Lebensräume zu überwinden. Einige Männchen gelangten sogar in die Nähe der Verbreitungsgebiete der pfälzer und der bayrisch-böhmischi-österreichischen Luchspopulationen. In einem Fall kam es zu einer Reproduktion zwischen einem Harzer Männchen und einem translozierten bayerischen Weibchen (Wölfel et al. 2021). Die eher mäßigen Wanderdistanzen der Weibchen scheinen jedoch die Ausbreitungsgeschwindigkeit der Harzer Luchspopulation zu diktieren.

QUELLENANGABEN

Anders O. & Middelhoff T. L. 2016. Der Einsatz von Fotofallen beim Monitoring des Luchsbestandes (*Lynx lynx*) im Harz – Abundanz und Dichte im Herbst und Winter 2015/2016. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 41, 319–331.

Anders O., Kaphegyi T., Dees M. & Kubik F. 2012. Untersuchungen zum Dispersionsverhalten eines männlichen Luchses (*Lynx lynx*) im Dreiländereck zwischen Thüringen, Niedersachsen und Hessen. Säugetierkundliche Informationen 45, 455–462.

Anders O., Middelhoff T. L., Boddenberg J., Müller U. & Eberl C. 2016a. Sendermarkierte Luchs in (*Lynx lynx*) gebiert fünf Jungtiere. Ein Wurf mit außergewöhnlicher Jungtieranzahl in Nordthüringen. Säugetierkundliche Informationen 50, 205–212.

Anders O., Middelhoff T. L., Dobrescu B. & Kajanus M. 2016b. Wie kommt der Luchs (*Lynx lynx*) aus dem Harz heraus? Untersuchungen zur Durchlässigkeit von Bundesstraßen- und Autobahnunterführungen. Säugetierkundliche Informationen 50, 225–236.

Avgan B., Zimmermann F., Güntert M., Arkan F. & Breitenmoser U. 2014. The First Density Estimation of an Isolated Eurasian Lynx Population in Southwest Asia. Wildlife Biology 20, 217–221.

Barth W. E. 2002. Luchs-Wiederauswilderungsprojekt im Nationalpark Harz: Ein erster Erfahrungsbericht. Naturschutz und Landschaftsplanung. Zeitschrift für angewandte Ökologie 34, 157–159.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) 2011. Luchsverbreitung in Deutschland im Monitoringjahr 2010/2011 (1.5.2010–30.4.2011). Zusammengestellt vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) nach den Monitoringdaten der Bundesländer. Bonn.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) 2019. Luchsverbreitung in Deutschland im Monitoringjahr 2018/2019 (01.05.2018–30.04.2019). Zusammengestellt vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) nach den Monitoringdaten der Bundesländer. Bonn.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C. 2008. Der Luchs. Ein Großraubtier in der Kulturlandschaft. Salm Verlag, Wohlen – Bern, 537 S.

Denk M. 2011. Arbeitskreis Hessenluchs, Luchshinweise in Hessen – Bericht 2011. Monitoringberichte im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

Denk M. 2012. Arbeitskreis Hessenluchs, Luchshinweise in Hessen – Bericht 2012. Monitoringberichte im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

Denk M. 2013. Arbeitskreis Hessenluchs, Luchshinweise in Hessen – Erfassungsjahr 2012/13. Monitoringberichte im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

Denk M. 2016. Arbeitskreis Hessenluchs, Luchshinweise in Hessen – Erfassungsjahr 2015/16 – mit Ergebnissen des Fotofallenmonitorings der Universität Göttingen. Monitoringberichte im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

Haller H. & Breitenmoser U. 1986. Zur Raumorganisation der in den Schweizer Alpen wiederangesiedelten Populationen des Luchses (*Lynx lynx*). Zeitschrift für Säugetierkunde 51, 289–311.

Huck M., Jde 51, Luchsesen wiederangesiedelten Cielma M. 2010. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica* 55, 177-192.

Kaczensky P., Kluth G., Knauer F., Rauer G., Reinhardt I. & Wotschikowsky U. 2009. Monitoring von Großraubtieren in Deutschland. BfN Skripten 251. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 86 S.

Kramer-Schadt S., Revilla E. & Wiegand T. 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125, 169-182.

Middelhoff T. L. & Anders O. 2018. Abundanz und Dichte des Luchses im östlichen Harz, Fotofallenmonitoring 2017, Projektbericht, Nationalpark Harz.

Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten C., Wölfl M., Stanisa C., Fasel M., ... & Breitenmoser U. 2003. The Pan-Alpine Conservation Strategy for the Lynx, *Nature and environment* 130, Council of Europe. 25 S.

Mueller S. A., Reiners T. E., Middelhoff T. L., Anders O., Kasperkiewicz A. & Nowak C. 2020. The rise of a large carnivore population in Central Europe: genetic evaluation of lynx reintroduction in the Harz Mountains. *Conservation Genetics* 21, 577-587.

Port M., Henkelmann A., Schröder F., Walter M., Middelhoff T. L., Anders O. & Jokisch S. 2020. Rise and fall of a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) stepping-stone population in central Germany. *Mamm Res* 66, 45-55.

Reinhardt I., Kaczensky P., Knauer F., Kluth G., Wölfl S., Huckschlag D. & Wotschikowsky U. 2015. Monitoring von Wolf, Luchs und Bär in Deutschland. BfN-Skripten 413. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 96 S.

Rozylowicz L., Chiriac S., Sandu R. M. & Manoulache S. 2010. The habitat selection of a female lynx (*Lynx lynx*) in the northwestern part of the Vrancea Mountains, Romania. *North-Western Journal of Zoology* 6, 122-127.

Schadt S., Revilla E., Wiegand T., Knauer F., Kaczensky P., Breitenmoser U., ... & Trepl L. 2002a. Assessing the Suitability of Central European Landscapes for the Reintroduction of Eurasian Lynx Source. *Journal of Applied Ecology* 39, 189-203.

Schadt S., Knauer F., Kaczensky P., Revilla E., Wiegand T. & Trepl L. 2002b. Rule-Based Assessment of Suitable Habitat and Patch Connectivity for the Eurasian Lynx. *Ecological Applications* 12, 1469-1483.

Schmidt K. 1998. Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theriologica* 43, 391-408.

Singh R., Qureshi Q., Sankar K., Krausman P.R. & Goyal S. 2013. Use of camera traps to determine dispersal of tigers in a semi-arid landscape, western India. *Journal of Arid Environments* 98, 105-108.

Stahl, D. 1972. Möglichkeiten und Aussichten einer Wiedereinbürgerung des Luchses (*Lynx lynx* L.) im westlichen Harz. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 18, 57-66.

Sunde, P., Kvam T., Moa P., Negård, A., Overskaug, K. (2000) Space use by Eurasian lynxes *Lynx lynx* in central Norway. *Acta Theriologica* 45, 507-524.

Weingarth K., Heibl C., Knauer F., Zimmermann F., Bufka L. & Heurich M. 2012. First estimation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) abundance and density using digital cameras and capture-recapture techniques in a German national park. *Animal Biodiversity and Conservation* 35, 197-207.

White G. C. & Burnham K. P. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46, 120-138.

Wölfl S., Anders O., Middelhoff T. L., Hohmann U., Back M., Idelberger S., ... & Steinberg C. 2021. *Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* 96, 2-10.

Wotschikowsky U. 2007. Haben Luchse Flügel? Ein Plädoyer für aktive Wiederansiedlung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39, 317-319.

Wotschikowsky U., Kaczensky P. & Knauer F. 2001. Wiederansiedlung des Luchses im Harz – Eine kritische Stellungnahme aus wildbiologischer Sicht. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33, 259-261.

Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten C. & Breitenmoser U. 2005. Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Journal of Zoology* 267, 381 of ria Zimmermann, F., Manz, R., Raber, J. & Kunz, F.

2020. Fang-Wiederfang-Schätzung der Abundanz und Dichte des Luchses im Oberwallis IVe im Winter 2019/20 KORA Bericht 95, 23 S.



9. SITUATION DES LUCHSES IM JURAGEBIRGE

Der vorliegende Bericht beschreibt die Situation des Eurasischen Luchses *Lynx lynx* im Juragebirge, das sich in Frankreich und der Schweiz befindet. Die Art verschwand zwischen dem 17. und 20. Jahrhundert und besiedelte ihr natürliches Verbreitungsgebiet ab den 1970er Jahren wieder, nachdem sie in der Schweiz wieder angesiedelt worden war. Das aktuelle Verbreitungsgebiet in der Region umfasst insgesamt 13.700 km², davon 4.200 km² mit „harten“ Reproduktionsnachweisen (Daten aus dem biologischen Jahr 2018/19). In Frankreich nimmt das Gebiet zu, in dem der Luchs regelmäßig vorkommt, und es konsolidiert sich insbesondere in der Region Franche-Comté, während im Schweizer Jura fast alle geeigneten Lebensräume besiedelt sind. Zwischen 2004 und 2020 haben wir sechzehn Ausbreitungsbewegungen in die angrenzenden Gebirge dokumentiert, darunter in die Alpen (9), den Schwarzwald und die Schwäbische Alb (6), die Vogesen (1) und zwei in das Schweizer Mittelland. Die Jurahöhen könnten wahrscheinlich eine größere funktionierende Metapopulation mit den angrenzenden Vogesen und dem Pfälzerwald, dem Schwarzwald und der Schwäbischen Alb sowie den Alpen bilden, auch wenn dies ohne Verstärkung schwer zu erreichen ist. Die Luchspopulation im Jura ist wahrscheinlich in unterschiedlichem Maße durch Verkehrsunfälle, Konflikte mit menschlichen Aktivitäten und Verfolgung bedroht. Darüber hinaus sind eine koordinierte Gesundheitsüberwachung und ein Monitoring der genetischen Variabilität erforderlich, um die Lebensfähigkeit der Population zu sichern.

Der Eurasische Luchs ist in Frankreich und der Schweiz zwischen dem 17. und 20. Jahrhundert als Folge von Lebensraumzerstörung, direkter Verfolgung und übermäßiger Reduzierung des Wildbestandes an Huftieren verschwunden. Im Juragebirge (Abb. 1) wurde zuletzt 1830 ein Luchs bei Lignerolle (Kanton Waadt, Schweiz) und ein weiterer Luchs bei Pontarlier (Département 39/ Jura, Frankreich) erlegt (Breitenmoser et al. 2007). Ein Fang im Jahr 1885 am Rande des französischen Juras ist zweifelhaft (historischer Überblick von Eiberle (1972), Herrenschmidt & Leger (1987) und Schauenberg (1969) in Breitenmoser et al. (2007)). Die Art wurde in den 1970er Jahren in der Schweiz wieder angesiedelt, wobei mindestens 8 bis 10 Individuen an drei verschiedenen Orten ausgesetzt wurden (Breitenmoser et al. 1998, Breitenmoser & Baettig 1992). Kurz nach ihrer anfänglichen Wiederansiedlung in der Schweiz vergrößerte der Luchs auf natürliche Weise sein Verbreitungsgebiet und begann Frankreich in den Wäldern auf der französischen Seite des Juras wieder neu zu besiedeln (Vandel & Stahl 2005). Auch in den französischen Vogesen gab es zwischen

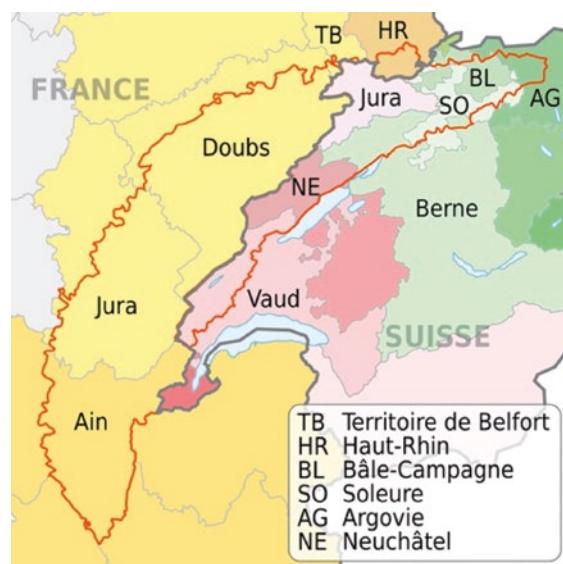


Abb. 1. Karte des Juras mit Départements auf französischer Seite und Kantonen auf Schweizer Seite (Sémhurst 2019/Wikimedia Commons).

¹ Französisches Büro für biologische Vielfalt, Gières, Frankreich, Email: nolwenn.drouet-hoguet@ofb.gouv.fr

² KORA, Muri, Schweiz

* Email: f.zimmermann@kora.ch

1983 und 1993 Wiederansiedlungen mit dem Ziel, dort eine Population zu etablieren (Vandel et al. 2006). Einige zufällige oder heimliche Freisetzungen erfolgten auch im nahen deutschen Pfälzerwald (Vandel & Wecker 1995). In Frankreich geht die erste Beobachtung auf den Oktober 1974 im Nordosten des Départements Ain zurück.

Ziel dieses Berichts ist es, 1.) einen Überblick über die in Frankreich und der Schweiz durchgeführten Zählungen und Erhebungen zu geben und 2.) den Erhaltungszustand des Luchses im Jura mit besonderem Augenmerk auf die Herausforderungen für die Erhaltung und die Schutzansätze darzustellen.

VERBREITUNG, GRÖSSE UND ENTWICKLUNG DER POPULATION

Zähltechniken und Dichte

In beiden Ländern gibt es ein stratifiziertes Luchs-monitoring.

Frankreich: Die Überwachung begann 1998 auf der Grundlage eines partizipativen Netzwerks, an dem 3.500 geschulte Expert:innen beteiligt sind, die das ganze Jahr über Luchsnachweise sammeln. Für jedes entdeckte Anwesenheitszeichen wird ein standardisiertes Formular ausgefüllt, das alle für die weitere Analyse erforderlichen technischen Kriterien enthält. Die Daten werden von einem professionellen Mitarbeiter:innen des OFB (französisches Amt für biologische Vielfalt) geprüft und validiert; nur die erfassten Luchsvorkommen, die den standardisierten Kriterien entsprechen, werden berücksichtigt (verfügbar unter <http://carmen.carmencarto.fr/38/Lynx.map#>).

Seit 2011 werden in einem großen Teil des Juras auch intensive Fotofallen-Einsätze durchgeführt, um die lokalen Populationsdichten zu schätzen. Auf der Grundlage der räumlichen Erfassung und Wiedererfassung (SCR) ergeben Datenanalysen Schwankungen der Luchsdichte (SE) in den französischen Gebieten des Juras zwischen 0,24 (0,02) und 0,91 (0,03) Luchsen pro 100 km² (Gimenez et al. 2019).

Schweiz: Das Monitoring wird seit 1995 landesweit durchgeführt. Beobachtungen (z.B. tote Luchse, zufällig aufgenommene Fotos, z.B. mit einer Pocketkamera und während des opportunistischen Fotofallen-Monitorings, erlegte Wildtiere und Nutztiere, Spuren und Sichtungen) werden das ganze Jahr über auf nationaler und (Teil-) Kompartimentsebene von den staatlichen Wildhüter:innen, Jäger:innen, Naturforscher:innen und der Öffentlichkeit gesammelt und nach den SCALP-Kriterien in drei Kategorien eingestuft (s. Molinari-Jobin et al. 2003;

Molinari-Jobin et al. 2021 für Details). Sie sind online veröffentlicht (<https://www.koracenter.ch/>).

In kleinerem Maßstab, auf der Ebene der Luchs-Unterkompartimente, werden die Anzahl und die Dichte der Luchse alle zwei bis vier Jahre mit Hilfe von fotografischen Fang-Wiederfang-Modellen geschätzt. Im Jura wurden die Erhebungen alle drei Jahre seit Winter 2006/07 im Referenzgebiet Nördlicher Jura (882 km²; Kunz et al. 2019) und seit Winter 2008/09 im Referenzgebiet Südlicher Jura (949 km²; Zimmermann et al. 2018) durchgeführt. Die Dichten (SE) variierten zwischen 1,59 (0,6) und 2,55 (0,33) Luchsen/100 km² geeigneten Lebensraums im Referenzgebiet Nördlicher Jura und zwischen 1,2 (0,25) und 3,61 (0,85) im Referenzgebiet Südlicher Jura. Weitere Informationen zu Datenarten, Erhebung und Organisation des Luchsmonitorings in der Schweiz finden sich in Zimmermann (2019). Wir weisen darauf hin, dass die Dichteschätzungen zwischen Frankreich und der Schweiz nicht vergleichbar sind, da der Ansatz zur Schätzung der Dichten unterschiedlich ist (räumliches vs. nicht-räumliches Modell, Zustandsraum oder halbe mittlere maximale Bewegungsdistanz vs. festes Referenzgebiet) (s. Gimenez et al. 2019 und Zimmermann et al. 2018 für Details zu den methodischen Unterschieden).

Verbreitung

Eine Luchs-Verbreitungskarte für das gesamte Juragebirge wurde für das biologische Jahr 2018/19 nach den SCALP-Kriterien erstellt (Abb. 2). Auf der Grundlage von 10x10-km-Rasterzellen betrug die Gesamtverbreitung im Jura 13.700 km², wovon 4.200 km² mit „harten Fakten“ für die Reproduktion belegt sind. Die Populationsgröße wird auf etwa 150 unabhängige Individuen geschätzt (wo bei die Schwankungen der Dichte in den verschiedenen Gebieten mit Vorsicht betrachtet werden sollten).

Trends nach Ländern

Frankreich: Das Gebiet, in dem Luchse regelmäßig vorkommen – basierend auf einem zweijährigen Zeitraum und 10x10-km-Rasterzellen – hat sich von 6.800 km² im Jahr 2017 auf 7.300 km² im Jahr 2018 vergrößert (OFB 2021 für Aktualisierungen) und konsolidiert sich vor allem im Département Franche-Comté, mit einer bemerkenswerten Zunahme im Département Doubs.

Schweiz: Fast das gesamte geeignete Luchshabitat (2.700 km²) im Jura ist von der Art besiedelt. Die Populationsgröße ist zwischen 2010 und 2018 von etwa 30 auf 75 unabhängige Luchse gestiegen (KORA, unveröffentlichte Daten).

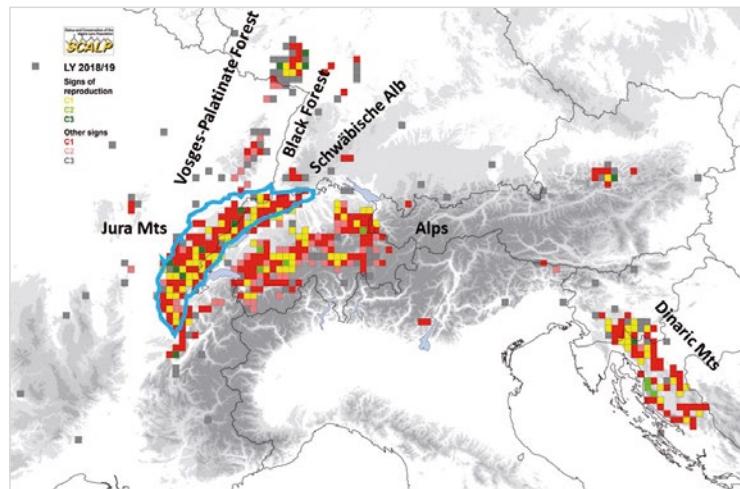


Abb. 2. Beobachtete Luchsverbreitung im Jura (blauer Umriss) und den angrenzenden Gebirgszügen Vogesen/Pfälzerwald, Schwarzwald, Schwäbische Alb, Alpen und Dinarisches Gebirge auf Basis eines 10x10 km Rasters (SCALP 2018/2019).

Mortalitätstrends

Mortalitätsdaten werden in der Schweiz seit Beginn der Wiederansiedlung des Luchses erfasst. Seit den ersten Aufzeichnungen in den 1980er Jahren ist ein steigender Trend zu beobachten (Abb. 3), was nicht überrascht, da sowohl das Verbreitungsgebiet als auch die Luchsbestände im Laufe der Jahre zugenommen haben.

Grenzüberschreitende Bewegungen und Konnektivität

Zwischen 2004 und 2020 konnten wir mit Hilfe von Kamerafallen und Telemetrie achtzehn Ausbreitungsbewegungen dokumentieren, darunter auch einige weiträumige „Dispersale“ in angrenzende Gebirgszüge und das Schweizer Mittelland (Tab. 1, Abb. 4). Neun Luchse (R67, B232, F39_049, TALO, F01_049, B656, F01_053, F01_059, 2117) wanderten in die Alpen aus, sechs (B328, FRIEDL, B430, B618, LIAS, TONI) in den Schwarzwald und die Schwäbische Alb (M. Herdfelder, pers. Mitt.), ein Luchs (BINGO) in die Vogesen (Hurstel & Laurent 2016) und zwei (B288, B296) ins Schweizer Mittelland. Zwei von ihnen kehrten zurück (B430, F01_053) und ließen sich in der Region nieder, in der sie zuerst beobachtet wurden. Elf Individuen waren männlich, zwei waren weiblich und fünf waren von unbekanntem Geschlecht. Bisher haben sich nur die

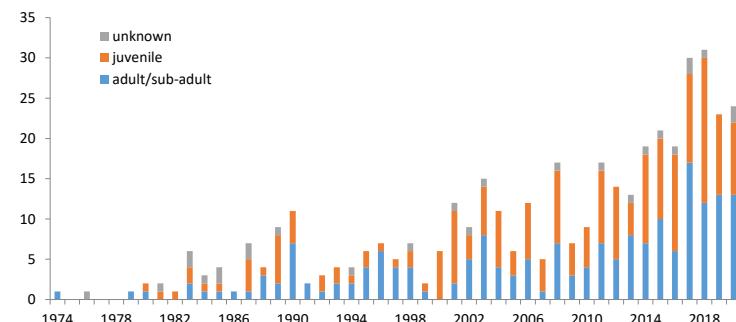


Abb. 3. Entwicklung der Zahl tot aufgefunder Luchse, der aus der Population entfernten jungen Waisen und der im Rahmen von Umsiedlungsprogrammen gefangen Luchse pro Jahr (klassifiziert nach den Alterskategorien: Jungtiere, subadulte/adulte Tiere, unbekannt) in den Jurahöhen (N= 413).

beiden Luchse (B288 und B296), die sich ins Schweizer Mittelland ausgebreitet haben, mit Sicherheit fortgepflanzt. Diese Ausbreitungen in benachbarte Gebirge zeigen, dass das Jura wahrscheinlich eine größere Metapopulation mit den angrenzenden Populationen des Gebiets Vogesen/Pfälzerwald, des Schwarzwaldes, der Schwäbischen Alb und der Alpen bilden könnte, sobald alle diese Gebirge von Luchsen besiedelt sind. Wir glauben jedoch, dass die Etablierung einer funktionierenden Population vor allem im Schwarzwald, auf der Schwäbischen Alb und in den französischen Alpen (mit Ausnahme der Chartreuse) ohne weitere Verstärkung, insbesondere durch weibliche Luchse, nur schwer zu erreichen sein wird.

Tabelle 1. Luchse, die in den letzten Jahrzehnten aus dem Jura in die angrenzenden Gebirgsketten und die Schweizer Hochebene ausgewandert sind, dokumentiert mit Hilfe von Kamerafallen und Telemetrie. Name, Geschlecht, letzte Beobachtung im Jura (Monat/Jahr), Bestimmungsort, erster Nachweis am Bestimmungsort (Monat/Jahr), zurückgelegte Entfernung (Summe der Entfernungen zwischen aufeinanderfolgenden Orten vom ersten bis zum letzten Ort), reproduziert (ja/nein/?).

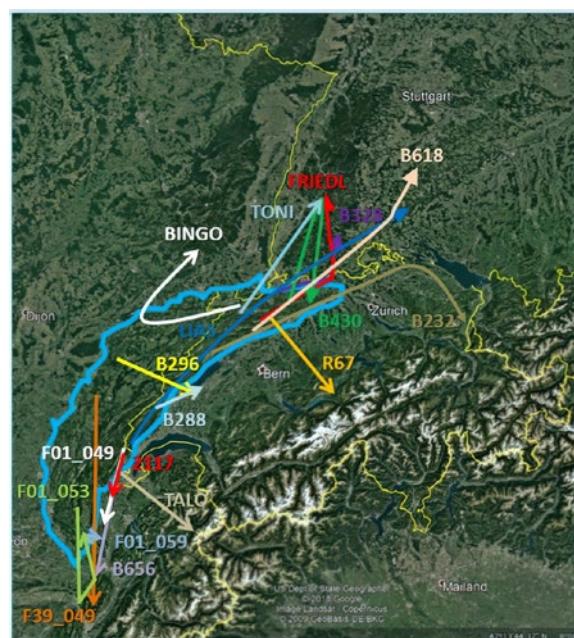
Name	Sex	Last observation in the Jura Mts.	Mountain range First detection (month/year)	Distance travelled (km)	Reproduced
R67 ^a	?	2/2004	Swiss Central Alps (03/2006)	75	?
B296 ^a	m	01/2011	Swiss Plateau (08/2012)	60	yes
B288 ^a	f	01/2011	Swiss Plateau (08/2012)	25	yes
B232 ^a	m	02/2011	North-eastern Swiss Alps (02/2012)	240	?
B328 ^a	m	10/2012	Black Forest (03/2013)	70	no
F39_049 ^a	?	12/2012	Chartreuse (Alps) (10/2013)	154	?
TALO ^b	m	05/2013	Haute Savoie (Alps) (05/2014)	70	?
FRIEDL ^a	m	05/2014	Black Forest (04/2015)	130	no
BINGO ^a	m	06/2014	Vosges (03/2015)	178	?
B430 ^{a,c}	m	09/2014	Black Forest (02/2015)	200	no
F01_049 ^a	?	03/2015	Savoie (Alps) (03/2016)	57	?
B618 ^a	m	06/2015	Schwäbische Alb (06/2015)	185	no
B656 ^a	?	12/2016	Chartreuse (Alps) (06/2017)	85	?
LIAS ^a	m	02/2017	Schwäbische Alb (02/2017)	290	no
TONI ^a	m	05/2019	Black Forest (12/2019)	97	no
F01_059 ^a	f	01/2020	Savoie (Alps) (02/2020)	9	?
2117 ^a	?	02/2020	Haute Savoie (Alps) (05/2020)	27	?

^a Camera-trapping, ^b telemetry, ^c turned back and settled in the region where they were first observed

Abb. 4. Luchse, die aus dem Jura in die angrenzenden Gebirge und die Schweizer Hochebene abgewandert sind, dokumentiert mit Hilfe von Kamerafallen und Telemetrie (Details in Tabelle 1).

Nutztieruisse

Haustiere im Jura sind in erster Linie Schafe *Ovis aries* (Vandel & Stahl 1998, Angst et al. 2000, Stahl et al. 2001). Schafherden gibt es vor allem in den tieferliegenden Gebieten des Juras entlang des Nordrandes, wo sie in Koppelweiden gehalten werden. Auf der Schweizer Seite ist die Zahl der Schafe gering und die Herden sind ungleichmäßig verteilt. Die meisten Schafe werden auf kleinen Weiden in der Nähe der Häuser gehalten. Die Schafhaltung ist vor allem im nördlichen Jura im Clos du Doubs im Kanton Jura von Bedeutung, wo bisher die einzigen nennenswerten Verluste auftraten (Abb. 5).



Die Übergriffe auf Schafherden führte vor allem im französischen Juragebiet zu erheblichen Konflikten mit der Öffentlichkeit, obwohl die Zahl, der von Luchsen getöteten Schafe, im Vergleich zu Übergriffen durch Wölfe gering ist. In Frankreich erreichten die Schäden an Nutztieren Ende der 1980er und 1990er bis in die 2000er Jahre ihren Höhepunkt (max. 410 Opfer im Jahr 1989; Abb. 6). Seit den 2000er Jahren sind die Schäden auf ein niedrigeres Niveau gesunken und schwanken zwischen 40 und 182 durch Luchse getötete Tiere pro Jahr. Auf Schweizer Seite schwanken die Schäden an Nutztieren zwischen 0 und 48 pro Jahr (Abb. 6) und treten hauptsächlich in den nördlichen Schweizer Jurahöhen auf (Abb. 5).

Abb. 5. Verteilung der von Luchsen getöteten entschädigten Nutztiere im französischen Jura (N = 4.343, 1984-2019, grüne Punkte) und im Schweizer Jura, Kanton Bern, Baselland, Genf, Jura, Neuenburg und Waadt (N = 496, 1973-2019, blaue Punkte).

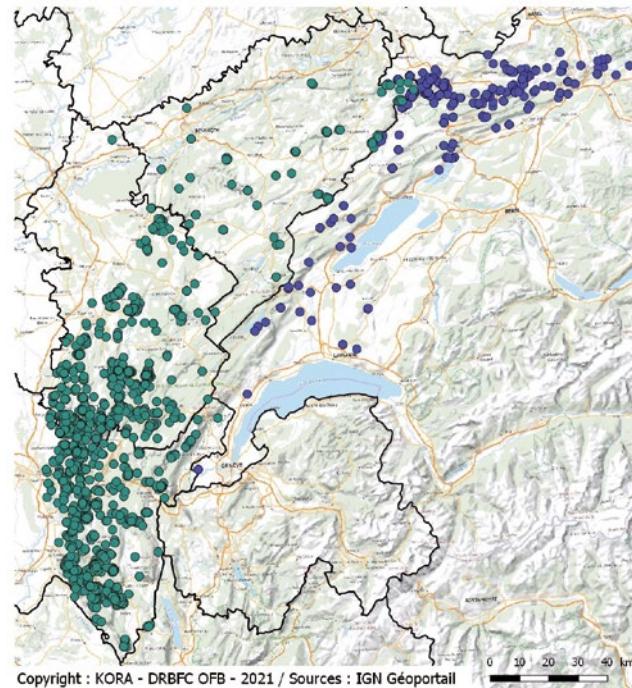


Abb. 6. Entwicklung der Zahl der von Luchsen getöteten Tiere im französischen Jura (grün) seit den 1980er Jahren (N = 4.343) und im Schweizer Jura (blau) seit der Wiederansiedlung in den 1970er Jahren (N = 496).



BEDROHUNGEN UND PRIORITYÄTEN

Es gibt mehrere Hauptbedrohungen für die Luchspopulation im Jura. Verkehrsunfälle stellen eine der Haupttodesursachen dar (Abb. 7), obwohl diese Annahme mit der Tatsache abgewogen werden muss, dass Tötungen auf der Straße im Vergleich zu anderen Todesursachen (z.B. illegale Tötungen, Krankheiten) eine hohe Wahrscheinlichkeit haben, gefunden und gemeldet zu werden. Als Reaktion auf diese Bedrohung wird derzeit im Rahmen eines von CEFE/CNRS, CEREMA, CROC und OFB durchgeföhrten Projekts zu Überland-Verkehrsinfrastrukturen, Ökosystemen und Landschaften (ERC-Lynx-Projekt: <https://sites.google.com/view/erclynx>) ein Prognoseinstrument entwickelt, mit dem die Auswirkungen verschiedener Straßenmanagementmaßnahmen auf die Lebens-

fähigkeit der Luchspopulationen abgeschätzt werden können. Darüber hinaus stellen Konflikte mit Jäger:innen und in geringerem Maße mit Nutztierehalter:innen immer noch eine große Herausforderung für die Erhaltung des Luchses im Jura dar, wie an anderer Stelle berichtet wurde (Breitenmoser et al. 2000). Illegale Tötungen werden wahrscheinlich unterschätzt und dies bestätigt die Notwendigkeit, sie zu verhindern und zu verfolgen, indem eine kohärente Strategie und Richtlinien für den Umgang mit Wildtierkriminalität entwickelt werden, z.B. Sensibilisierung aller Beteiligten, Aufbau eines Netzwerks von Wildtierforensiker:innen, Verstärkung der Tatortuntersuchung und Verfolgung illegaler Aktivitäten durch die Strafverfolgungsbehörden. Obwohl bisher kein größerer

Tierseuchenausbruch zu verzeichnen war, könnten Fälle von Krankheiten wie dem Katzenimmunschwächevirus (FIV) und dem Katzenleukämievirus (FeLV), die in den nördlichen Schweizer Jurahöhen entdeckt wurden (Ryser-Degiorgis et al. 2021), die Jurapopulation bedrohen, was die Bedeutung einer koordinierten Gesundheitsüberwachung zwischen Frankreich und der Schweiz unterstreicht.

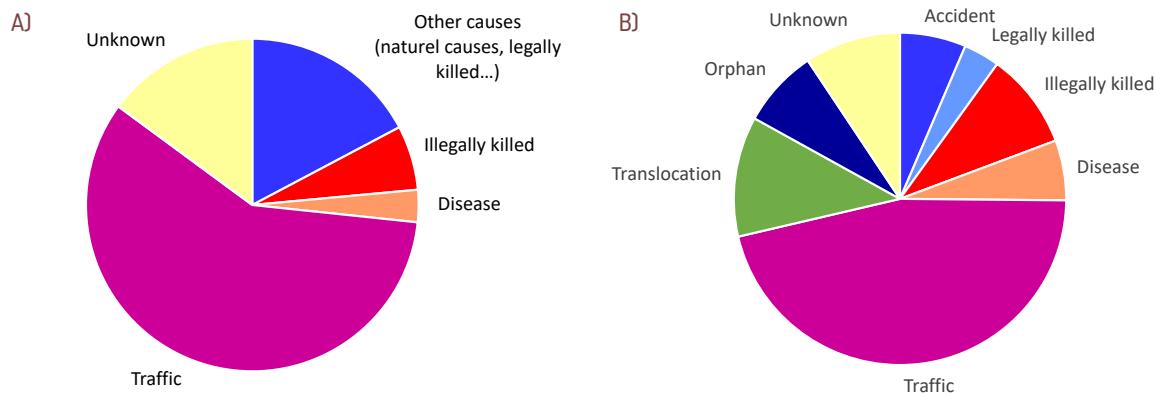


Abb. 7. Todesursachen in: a) französisches Juragebiet (N=255, 1974-2020); b) Schweizer Jura (N=171, 1976-2020). Im Schweizer Jura wurden verwaiste, ausgewilderte Luchse und Luchse, die im Rahmen von Umsiedlungsprojekten gefangen wurden, in die Todesursachenliste aufgenommen.

Die Lebensfähigkeit einer Population erfordert schließlich die Sicherung einer demografisch und genetisch gesunden Population. Die Heterozygotie, die Allelhäufigkeiten und der Genfluss zwischen der Population im Jura und den angrenzenden Gebieten sind nur unzureichend bekannt und bedürfen weiterer Untersuchungen.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Wir sehen mehrere Herausforderungen und Chancen für die langfristige Erhaltung dieser Luchspopulation. In den letzten Jahren war die Jurapopulation eine Quellpopulation und diente für Wiederansiedlungs- oder Aufstockungsprogramme. Zwischen 2003 und 2020 wurden 20 Luchse (12 Weibchen und 8 Männchen) im Schweizer Jura gefangen und im Rahmen von Wiederansiedlungs- und Aufstockungsprogrammen in verschiedenen Gebirgsregionen freigelassen (Einzelheiten siehe Molinari et al. 2021): Nordostschweiz (Alpen), Kalkalpen (Alpen), Tarvisiano (Alpen) und Pfälzerwald. Solche Umsiedlungen sind zwar eine gute Gelegenheit, um neue Populationen zu gründen oder bestehende zu stärken, stellen aber auch eine Herausforderung für die Jurapopulation dar. Da nur gesunde junge Individuen, die nicht zu eng miteinander verwandt sein sollten, wenn sie in dasselbe Gebiet umgesiedelt werden, für Umsiedlungsprogramme in Frage kommen, könnte sich dies auf den genetischen Status der Jurapopulation auswirken, insbesondere wenn die Populationsgröße abnimmt und in den kommenden

Jahren ein wachsender Bedarf an Individuen für Wiederansiedlungs- bzw. Wiederaufstockungsprogramme besteht. Dies erfordert eine grenzüberschreitende genetische Überwachung der Jurapopulation. Die Art hat fast alle geeigneten Lebensräume besiedelt, so dass es nur noch wenig Spielraum für eine weitere Zunahme der Population gibt. Die Jurapopulation, die derzeit als gefährdet („Endangered“ (EN) unter Kriterium D) gelistet ist, wird immer unter 250 geschlechtsreifen Individuen bleiben. Dies ist weit entfernt von der Größe einer langfristig gesicherten Population unter Berücksichtigung genetischer Aspekte und stochastischer Ereignisse.

Die langfristige genetische Lebensfähigkeit könnte erreicht werden, wenn die Jurapopulation Teil einer größeren Metapopulation wäre, die den Austausch von Individuen zwischen den Populationen ermöglicht, was angesichts der jüngsten Aufzeichnungen über Langstreckenwanderungen zwischen benachbarten Gebirgszügen visionär, aber nicht illusorisch erscheint. Luchse müssen

jedoch zunächst benachbarte Gebirgszüge mit verbesserten Verbindungen oder Umsiedlungen besiedeln. Die Erhaltung des Luchses im Jura erfordert ein koordiniertes Monitoring, Management und angewandte Forschung. In der Schweiz erfolgt das Luchsmanagement durch das Luchskonzept Schweiz (FOEN 2016), das auf vier Hauptpfeilern beruht:

1. Luchserhaltung als Hauptziel,
2. Schadensprävention,
3. Schadensausgleich und
4. Eingriffsregelung.

In Frankreich wird derzeit ein nationaler Aktionsplan ausgearbeitet, der sich auf die Verstärkung des Monitorings,

die Verringerung der durch den Menschen verursachten Sterblichkeit, die Reduzierung von Konflikten mit dem Menschen und die Verbesserung der Kommunikation und Sensibilisierung konzentriert. Besonderes Augenmerk soll in Zukunft auf grenzüberschreitende konvergente Methoden und Zusammenarbeit gelegt werden.

Auf der Populationsebene haben das Office Français de la Biodiversité und die Stiftung KORA kürzlich ihre Zusammenarbeit intensiviert, während auf der Metapopulationsebene eine grenzüberschreitende Zusammenarbeit im Rahmen der deutsch-französisch-schweizerischen Oberrheinkonferenz (Krebühl et al. 2021) initiiert wurde.

QUELLENANGABEN

Angst C., Olsson P. & Breitenmoser U. 2000. Übergriffe von Luchsen auf Kleinvieh und Gehegetiere in der Schweiz Teil 1: Entwicklung und Verteilung der Schäden. KORA Bericht Nr. 5, 58 S.

Breitenmoser U. & Baettig M. 1992. Wiedersiedlung und Ausbreitung des Luchses *Lynx lynx* im Schweizer Jura. *Revue suisse de Zoologie* 99, 163–176.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten Ch. & Capt S. 1998. Re-introduction and present status of the lynx in Switzerland. *Hystrix* 10, 17–30.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten Ch., Okarma, H., Kaphegyi, Thomas, Kaphygyi, U. & Müller U. 2000. Action Plan for the Conservation of the Eurasian Lynx in Europe (*Lynx lynx*). *Nature and Environment* N°112. Council of Europe Publishing, Strasbourg, France. 69 S.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Capt S., Molinari-Jobin A., Molinari P. & Zimmermann F. 2007. Conservation of the lynx *Lynx lynx* in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology* 13, 340–355.

Elberle K. 1972. Lebensweise und Bedeutung des Luchses in der Kulturlandschaft. *Mammalia depicta* (Beiheft zur Zeitschrift für Säugetierkunde), Parey Verlag, Hamburg. 65 S.

FOEN, Federal Office for the Environment. 2016. Swiss Lynx Concept. 23 S.

Gimenez O., Gatti S., Duchamp C., Germain E., Laurent A., Zimmermann F. & Marboutin, E. 2019. Spatial density estimates of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the French Jura and Vosges Mountains. 2019. *Ecology and Evolution* 9, 11707–11715.

Herrenschmidt V. & Leger F. 1987. Le Lynx *Lynx lynx* dans le nord-est de la France. La colonisation du massif jurassien français et la réintroduction de l'espèce dans le massif vosgien. *Ciconia* 11, 131–151.

Hurstel A. & Laurent A. 2016. Première preuve de dispersion du Lynx d'Eurasie (*Lynx lynx*) du Jura vers les Vosges. *Ciconia* 40, 1–6.

Krebühl J., Idelberger S., Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten C., Breitenmoser U., Herdtfelder M., Suchant R., Drouet-Hoguet N. 2021. Trans-boundary cooperation in lynx conservation under the auspice of the Upper Rhine Conference. *Cat News Sonderausgabe* 14, 45–46.

Kunz F., Le Grand L., Tremblay-Otis F., Breitenmoser-Würsten C., Breitenmoser U. & Zimmermann F. 2019. Fang-Wiederfang-Schätzung der Abundanz und Dichte des Luchses im Jura Nord Ib im Winter 2018/19. KORA Bericht Nr. 86, 16 S.

Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten C., Wölfl M., Staniša C., Fasel M., ... & Breitenmoser U. 2003. Pan-Alpine Conservation Strategy for the Lynx. *Nature and environment* No.130. Veröffentlichung des Europarats, Straßburg, 19 S.

Molinari P., Breitenmoser U., Černe R., Fuxjäger C., Weingarth K., Ryser A. & Molinari-Jobin A. 2021. The contribution of stepping-stone releases for enhancing lynx distribution. *Cat News Sonderausgabe* 14, 46–49.

Molinari-Jobin A., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Černe R., Drouet-Hoguet N., Fuxjäger C. ... & Zimmermann F. 2021. SCALP: Monitoring the Eurasian lynx in the Alps and beyond. *Cat News Sonderausgabe* 14, 50–52.

OFB 2021. French Office for Biodiversity. Répartition géographique et situation de l'espèce. Available from <https://professionnels.ofb.fr/no-de/857#onglets>.

Ryser-Degiorgis M.-P., Meli M. L., Breitenmoser-Würsten C., Hofmann-Lehmann R., Marti I. A., Pisano S. R. R. & Breitenmoser U. 2021. Health surveillance as an important tool in wild felid conservation: experiences with the Eurasian lynx in Switzerland. *Cat News Sonderausgabe* 14, 64–75.

Schauenberg P. 1969. Le lynx *Lynx lynx* en Suisse et dans les pays voisins. *Revue suisse de Zoologie* 76, 257–287.

SCALP Monitoring Report lynx year 2018/2019 (1. May 2018 – 30. April 2019) Available from https://www.kora.ch/fileadmin/file_sharing/4_Projekte/SCALP_Berichte/SCALP_monitoring_report_2018.pdf.

Sémhur 2019. Atelier graphique. Wikimedia Commons. Available from https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Jura_mountain_range_map-fr.svg.

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

Vandel J.-M. & Wecker F. 1995. Présence actuelle du Lynx (*Lynx lynx*) dans le massif des Vosges du Nord (France) et le Palatinat (Allemagne). *Ciconia*19, 133–144.

Vandel J. M. & Stahl P. 1998. Lynx (*Lynx lynx*) population monitoring in France: comments on a method of data collection applied over a 6-year period. In *The Re-introduction of the Lynx into The Alps*. Environmental Encounters No. 38. Europarat (Hrsg.). Straßburg, S. 97–104.

Vandel J.-M. & Stahl P. 2005. Distribution trend of the Eurasian lynx *Lynx lynx* populations in France. *Mammalia* 69, 145–158.

Vandel J.M., Stahl P., Herrenschmidt V. & Marboutin, E. 2006. Reintroduction of the Lynx into the Vosges mountain massif: from animal survival and movements to population development. *Biological Conservation* 131, 370–385.

Zimmermann F. 2019. Monitoring von großen Beutegreifern. In *Wolf, Luchs und Bär in der Kulturlandschaft*. Heurich M. (Hrsg.) Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 165–200.

Zimmermann F., Meylan L., Frey O., Breitenmoser-Würsten Ch., Breitenmoser U. & Kunz F. 2018. Abondance et densité du lynx dans le Sud du Jura suisse: estimation par capture-recapture photographique dans le sous-compartiment la durant l'hiver 2017/18. *KORA Bericht* Nr. 80.



10. SITUATION DES EURASISCHEN LUCHSES IN DEN VOGESEN

Der Eurasische Luchs *Lynx lynx* ist in den Vogesen seit dem frühen 17. Jahrhundert ausgestorben. Zwischen 1983 und 1993 wurden 21 Luchse im Rahmen eines Wiederansiedlungsprogramms freigelassen. Allerdings überlebten nur zehn Luchse, vor allem wegen illegaler Tötungen. Außerdem kam es zu Spannungen zwischen den lokalen Akteuren: Die Rückkehr des Luchses in die Vogesen wurde nicht einhellig akzeptiert. Fast 30 Jahre später ist der Luchs in den Vogesen immer noch vom Aussterben bedroht und die Akzeptanz des Luchses ist nach wie vor fragil. Sein Erhaltungszustand muss daher dringend verbessert werden. Dies ist eine Herausforderung sowohl für die Art in den Vogesen als auch für die Metapopulation des Oberrheinluchses. In diesem Zusammenhang wurde für den Zeitraum 2016 bis 2019 in den Vogesen ein regionaler Aktionsplan für den Luchs nach einem partizipativen Ansatz erstellt. Es wurden insgesamt 18 Maßnahmen zu vier Themenbereichen (Koexistenz mit Jäger:innen und Tierhalter:innen, ökologische Vernetzung, Monitoring, Sensibilisierung) festgelegt. Die Umsetzungsphase dieses Aktionsplans erstreckt sich über zehn Jahre, von 2020 bis 2029, um den Erhaltungszustand des Luchses in den Vogesen dauerhaft wiederherzustellen.

HISTORISCHER KONTEXT UND AKTUELLE SITUATION

Der Eurasische Luchs ist in den Vogesen im frühen 17. Jahrhundert ausgestorben (Stahl & Vandel 1998). Die Gründe für das Aussterben sind die gleichen wie bei anderen europäischen Luchspopulationen: Jagd, Fallenschlerei, Abnahme der Beutedichte und Veränderung der Lebensräume (Breitenmoser et al. 2003). Im Laufe des 20. Jahrhunderts hat die Entwicklung der europäischen Gesetzgebung zu einem günstigen ökologischen Kontext für die Rückkehr der Art geführt (Aufforstung, Erhöhung der Beutetierdichte, Schutzgesetze). Wie in anderen Regionen Westeuropas, in denen eine natürliche Rückkehr des Luchses gefährdet oder sogar unmöglich schien, wurde auch in den Vogesen ein Wiederansiedlungsprogramm organisiert (Vandel et al. 2006). Zwischen 1983 und 1993 wurden insgesamt 21 Luchse (9 Weibchen und 12 Männchen) in 13 Einsätzen an vier Standorten auf der elsässischen Seite der Hochvogesen (Climont, Taennchel, Grand Ballon und Rossberg; ebd.) ausgewildert. In diesen zehn Jahren verschwanden neun der freigelassenen Luchse durch illegale Tötung (3 bestätigt, 3 vermutet),

Unterernährung (1), unbekannte Ursachen (2) und zwei Luchse wurden wieder eingefangen, weil sie zu vertraut mit dem Menschen waren. Schließlich überlebten nur zehn Luchse (4 weibliche und 6 männliche) und trugen so zur Etablierung der Luchspopulation auf französischer Seite der Region Vogesen/Pfälzerwald bei (ebd.). Darüber hinaus kam es während dieses Wiederansiedlungsprogramms zu Spannungen zwischen den verschiedenen Akteuren, insbesondere aufgrund mangelnder Kommunikation und konzenterter Aktionen im Zusammenhang mit den Luchsaußensetzungen (Herrenschmidt 1990). Dies hatte zur Folge, dass dieses Wiederansiedlungsprogramm und damit die Rückkehr des Luchses in die Vogesen nicht einhellig akzeptiert wurden. In der Folge wurde die Situation noch prekärer (Charbonnel & Germain 2020).

Fast 30 Jahre später ist die Zukunft des Luchses in diesem Teil seines französischen Verbreitungsgebiets immer noch ungewiss. Nach der Wiedereinführung des Luchses in den Vogesen wuchs das Gebiet, in dem er

1 CROC (Centre de Recherche et d'Observation sur les Carnivores), Lucy, Frankreich

* Email: estelle.germain@croc-crea.org

2 OFB (Office Français de la Biodiversité), Direction Grand Est, Rozérieulles, Frankreich

regelmäßig vorkommt, zwar bis 2004 auf ein Maximum von etwa 2.000 km² an (Marboutin 2013), aber ab 2005 begann diese reguläre Präsenzfläche zu sinken und erreichte 2016 mit 100 km² ihren niedrigsten Wert (Marboutin 2013, Réseau Loup-Lynx 2014, 2016, 2019). Im Jahr 2018 (Zeitraum 01.04.2015-31.03.2018) erreichte es 400 km², verteilt auf alle Vogesen (Nordvogesen, Zentralvogesen, Hochvogesen und Südvogesen; Réseau Loup-Lynx 2019). Alle Karten stehen unter <https://carmen.carmen-carto.fr/38/Lynx.map> zur Verfügung.

Für das biologische Jahr 2018-2019 wurde eine Verbreitungskarte für den Luchs über die gesamten Vogesen und die angrenzenden Gebirge – insbesondere für die Luchs-Metapopulation am Oberrhein – in Anlehnung an das SCALP-Raster erstellt (Abb. 1; SCALP 2018/2019). Basierend auf 10x10 km-Rasterzellen betrug die Verbreitung in den Vogesen 1.400 km² (Kategorien C1 und C2), ohne Anzeichen von Reproduktion.

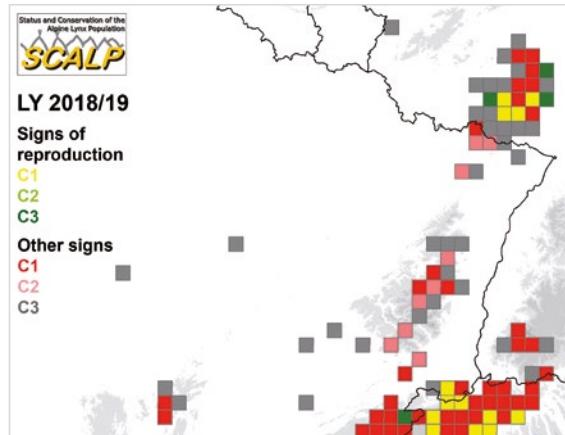


Abb. 1. Beobachtete Luchsverbreitung in den Vogesen gemäß dem SCALP-Monitoringbericht Luchsjahr 2018/2019 (biologischer Zeitraum: vom 01.05.2018 bis 30.04.2019) auf Basis eines 10x10 km-Rasters (SCALP 2018/2019). Es wird zwischen verschiedenen SCALP-Kategorien und eventuellen Reproduktionseignissen unterschieden (siehe Molinari-Jobin et al. 2021).

LUCHSMONITORING IN DEN VOGESEN

Ein wichtiger Aspekt des Luchsmonitorings in den französischen Vogesen ist die langjährige Entwicklung verschiedener Feldmonitoringverfahren, um die Fragen der Luchsschützer:innen zu beantworten, die den Rückgang des Luchses befürchten. In Frankreich unterstehen das Luchsmonitoring und die Bewertung des Erhaltungszustands seit 1988 dem französischen Amt für Biodiversität (OFB, ehemals ONCFS). Das OFB stützt sich auf 4.500 (Stand Januar 2021) geschulte Freiwillige mit unterschiedlichem Hintergrund, so genannte Korrespondent:innen, die das Luchsmonitoring-Netzwerk („Réseau Loup-Lynx“) bilden.

Im Jahr 2013 wurde die Methode zur Bewertung des Erhaltungszustands des Luchses neu überarbeitet, um reaktiver zu sein (Réseau Loup-Lynx 2013). Da der Luchs eine diskret lebende Spezies ist und um Beobachtungsfehler zu vermeiden, werden bei der aktuellen Methode die Abundanz und die Wiederkehr von Indizes in aufeinanderfolgenden und sich überschneidenden Zweijahreszeiträumen von einem Jahr analysiert (ebd.). Diese

Zeiträume orientieren sich am biologischen Zyklus der Art (z. B. vom 1. April 2015 bis zum 31. März 2017 und vom 1. April 2016 bis zum 31. März 2018 mit dem 1. April 2016 bis zum 31. März 2017 als Überschneidungsjahr). Die kartografische Darstellung der regelmäßigen und gelegentlichen Gebiete, in denen Luchse nachgewiesen wurden, wird jährlich anhand des europäischen Standardrasters von 10x10 km erstellt (ebd.). Mit dieser „überlappenden Zweijahresmethode“ wird der Rückgang der regelmäßigen Luchsvorkommen in den Vogesen im Jahr 2005 dokumentiert, während die vorherige Methode dies nur im Jahr 2011 dokumentierte (Marboutin 2013).

Parallel dazu wurden seit 2011 verschiedene Feldprotokolle durchgeführt, um den Erhaltungszustand des Luchses in den Vogesen zu klären. In den Wintern 2011/2012 und 2012/2013 wurden zwei intensive Nachsuchen im regulären Verbreitungsgebiet des Luchses organisiert, die nur neun Nachweise in den Zentralvogesen (im Bereich der Hohen Donne/Donon) und eine Luchsspur im selben Gebiet ergaben (Marboutin 2013).

Außerdem wurde im Winter 2012/2013 ein Luchs (der wegen seines abgeschnittenen rechten Ohrs ‚Van Gogh‘ genannt wurde) in demselben Sektor mit Hilfe von Kamerafallen fotografiert, die von Freiwilligen des Réseau Loup-Lynx im Feld aufgestellt wurden (Germain 2013). Darüber hinaus wurden von 2012 bis 2016 jeweils im Winter in vier verschiedenen Untersuchungsgebieten intensive Kamerafallen-Durchgänge organisiert (2012/2013: Hochvogesen, 2013/2014: südlich der Autobahn A4, 2014/2015: nördliche Vogesen, 2015/2016: Zentralvogesen). Sie dauerten jeweils zwei Monate und umfassten rund 400 km² Untersuchungsgebiet (Raster mit 2,7x2,7 km großen Zellen) und 50-60 Kamerafallen (ein Standort in jeder zweiten Zelle, zwei Kamerafallen pro Standort). Die Auswahl der Kamerastandorte erfolgte auf

der Grundlage früherer Anzeichen für die Anwesenheit von Luchsen, lokaler Kenntnisse und Landschaftsmerkmalen, um die Nachweisbarkeit zu optimieren. Diese Kamerafallen-Durchgänge ergaben kein einziges Luchsphotos (Germain 2014, Germain et al. 2013, 2016, Charbonnel et al. 2017). Im Vergleich dazu wurden von 2011 bis 2015 im französischen Jura 92 Luchse mit demselben Protokoll in drei Untersuchungsgebieten nachgewiesen (Gimenez et al. 2019). Derzeit verstärkt das Luchsmonitoring-Netzwerk wieder das koordinierte Kamerafallen-Monitoring in den Vogesen, insbesondere im Zusammenhang mit der Neuankunft von Luchsen aus dem Pfälzerwald, wo von 2015 bis 2021 eine Wiederansiedlung erfolgte (Schwoerer 2021, Scheid et al. 2021).

HERAUSFORDERUNGEN FÜR DEN LUCHS IN DEN VOGESEN

Der vom Aussterben bedrohte Erhaltungszustand des Luchses in den Vogesen kann nicht mehr in Frage gestellt und sein Zustand muss dringend verbessert werden. Dies ist eine Herausforderung für die Art, nicht nur im Bereich der Vogesen, sondern auch auf der westeuropäischen Populationsebene, genauer gesagt in Bezug auf die „Luchs-Metapopulation Oberrhein“ (Pfälzerwald/Vogesen/Jura/Schwarzwald). Durch ihre Lage zwischen dem Jura, der den Hauptkern der französischen Luchspopulation beherbergt, die mit der Schweizer Luchspopulation verbunden ist (Drouet-Hoguet et al. 2021), und dem Pfälzerwald in Deutschland, wo ein Wiederansiedlungsprogramm durchgeführt wurde (Idelberger et al. 2021), nehmen die Vogesen eine strategische Position für die Vernetzung der westeuropäischen Luchspopulationen ein.

Auch wenn die ökologische Vernetzung zwischen Pfälzerwald, Vogesen, Jura und Schwarzwald derzeit alles andere als optimal ist (Morand 2016, Zimmermann & Breitenmoser 2007), könnte eine natürliche Besiedlung der Vogesen durch Luchse sowohl von Norden als auch von Süden möglich sein. So kamen von 2017 bis 2021 fünf im Pfälzerwald ausgewilderte Luchse (2 weibliche und 3 männliche) und vier Nachkommen (4 männliche) in die Vogesen. Ein Weibchen und vier Männchen richteten dort ihre Reviere ein, zwei Männchen haben ein grenzüberschreitendes Revier und zwei Luchse (1 männlicher und 1 weiblicher) wurden nur auf der Durchreise be-

obachtet (Idelberger et al. 2021, Scheid et al. 2021). Auf die gleiche Weise kam ein Männchen (Luchs F25_034, auch ‚Bingo‘ genannt) im Winter 2014-2015 aus dem Département Doubs in den Süden der Vogesen, wo er von Kamerafallen erfasst wurde (Hurstel & Laurent 2016, Germain et al. 2017). Vor seiner Wanderung wurde F25_034 zwischen November 2013 und Juni 2014 mehr als 20 Mal nordwestlich von Besançon (französischer Jura) fotografiert (Réseau Loup-Lynx/OFB-Datenbank). Dies war der erste Nachweis einer Ausbreitung der Art aus dem Jura in die Vogesen (Chenesseau & Briaudet 2016, Hurstel & Laurent 2016). Weitere Luchse werden derzeit in den Zentralvogesen und in den Hochvogesen nachgewiesen oder sind vorbeigezogen, aber ihre Herkunft ist unbekannt (Schwoerer 2021). Im Frühjahr 2021 hat sich ein Weibchen aus dem Pfälzerwald in den Nordvogesen niedergelassen und zwei Junge zur Welt gebracht (M.-L. Schwoerer, pers. Mitt.).

DER ERSTE REGIONALE AKTIONSPLAN ZUR ERHALTUNG DES LUCHSES IN FRANKREICH

Um auf die dringende Notwendigkeit für eine Verbesserung des Luchserhaltungszustandes in den Vogesen zu reagieren, wurde von 2016 bis 2019 ein regionaler Aktionsplan (PRA) erstellt (siehe Charbonnel & Germain 2020). Der regionale Aktionsplan zur Wiederherstellung des Erhaltungszustandes des Luchses in den Vogesen trug zunächst den Namen „Programm Lynx Massif des Vosges“. Zu diesem Zeitpunkt gab es noch keinen nationalen Aktionsplan für Frankreich, aber in der Kontinuität des Aktionsplans von Breitenmoser et al. (2003) zur Erhaltung des Luchses in Europa zielt der PRA darauf ab, konkrete Maßnahmen zu definieren und zu entwickeln, um den Erhaltungsstatus des Eurasischen Luchses in den Vogesen durch einen partizipativen, konzentrierten und gemeinsamen Prozess unter Einbeziehung lokaler Interessengruppen (Jäger:innen, Schafzüchter:innen, Wissenschaftler:innen, NGOs, Regierungsbehörden usw.) dauerhaft wiederherzustellen. In einer Wissenssynthese wurden fünf Erhaltungsbedürfnisse und -fragen in folgender Prioritätenliste ermittelt:

1. Verbesserung der Koexistenz mit menschlichen Aktivitäten (Jagd, Nutztierhaltung), um die Akzeptanz des Luchses zu erhöhen,
2. Wiederherstellung des ökologischen Verbunds zwischen den Gebirgszügen (Jura/Vogesen/Pfälzerwald/Schwarzwald) und Erhaltung eines günstigen Lebensraums innerhalb des Massivs,
3. Verringerung der durch den Menschen verursachten Sterblichkeit (Kollisionen mit dem Straßenverkehr und illegale Tötungen),
4. Konsolidierung des Netzes von Beobachter:innen und Ausbau der (regionalen und grenzüberschreitenden) Zusammenarbeit zur besseren Überwachung und zum

Schutz des Luchses,

5. Verbreitung von Wissen über den Luchs und die Probleme seiner Erhaltung.

Um diese Bedürfnisse und Fragen anzugehen, stützten sich Leitung und Entscheidungsfindung auf einen Lenkungsausschuss, einen Leseausschuss, fünf Arbeitsgruppen („Koexistenz mit der Jagd“, „Koexistenz mit Nutztieren“, „Lebensraum und Vernetzung“, „Überwachung und Erhaltung“, „Vertretung und Sensibilisierung“), externe Berater:innen und eine Koordinierungsstelle. Die Entscheidungen wurden einvernehmlich getroffen, um nicht nach den besten/idealsten Lösungen zu suchen, sondern nach Entscheidungen, die die Grenzen derjenigen respektieren, die sie umsetzen müssen, und die in keiner Weise die Fähigkeit der Gruppe, ihre Ziele zu verwirklichen, beeinträchtigen (Charbonnel & Germain 2020). Nach drei Workshops mit jeder Arbeitsgruppe wurden insgesamt 18 Aktionen festgelegt (Tab. 1). Diese Aktionen sind nach vier Themen („Koexistenz mit menschlichen Aktivitäten“, „Lebensraum und ökologischer Verbund“, „Überwachung und Erhaltung“, „Repräsentation und Sensibilisierung“) – die den Themen der Erhaltungsfragen und Arbeitsgruppen entsprechen – und drei Bereichen („Studie“, „Schutz und Management“, „Kommunikation“) gegliedert. Jede dieser 18 Aktionen wird in Aktionsblättern beschrieben, in denen das Thema, der Bereich, der Kontext, die Ziele, die Koordinator:innen, der Zeitplan usw. angegeben sind. Die Umsetzungsphase des PRA wird über einen Zeitraum von zehn Jahren (von 2020 bis 2029) von der Regionaldirektion für Umwelt, Planung und Wohnungsbau (DREAL Grand Est) koordiniert und erfolgt im Einklang mit dem nationalen Aktionsplan (PNA) der Regierung, der derzeit erarbeitet wird.



Tabelle 1. Liste der 18 Maßnahmen des regionalen Aktionsplans (PRA) zur Wiederherstellung des Erhaltungszustands des Luchses in den Vogesen (2020-2029). Thema: 1 = Koexistenz mit menschlichen Aktivitäten (Jagd und Nutztierhaltung), 2 = Lebensraum und ökologischer Verbund, 3 = Überwachung und Erhaltung, 4 = Repräsentation und Sensibilisierung. Bereich: S = Studie, P/M = Schutz und Management, C = Kommunikation.

Topic	Domain	N°	Title of the action
1	P/M	1	Consider the presence of lynx in hunting activities
		2	Support sheep breeders to improve coexistence with lynx
		3	Fight against illegal killing of lynx
	C	4	Communicate with hunters
		5	Communicate with sheep breeders
2	S	6	Refine knowledge about lynx habitat, corridors, and movement barriers
	P/M	7	Maintain, restore areas of favorable habitat and corridors
		8	Facilitate the crossing of linear transport infrastructure and reduce mortality
	C	9	Communicate on lynx habitat with managers, planners and decision makers
3	S	10	Monitor the evolution of lynx distribution with methods adapted to the Vosges Mountains
		11	Study the future of the lynx in the French Vosges Mountains and complement PRA actions
	P/M	12	Strengthen the regional/cross-border cooperation and boost the existing monitoring network
		13	Taking care of orphans and injured lynx
4	S	14	Identify, complete and evaluate studies on representations
	C	15	Strengthen awareness and communication projects around the lynx
		16	Value the image of the lynx and reinforce acceptance through local development
		17	Continue and generalize concertation meetings with local stakeholders
	C	18	Coordinate and implement the regional action plan

DANKSAGUNG

Das CROC dankt den wichtigsten Finanzpartnern des „Plan Régional d’Actions en faveur du Lynx boréal dans le Massif des Vosges“ (PRA) seit 2016: dem Commissariat à l’Aménagement du Massif des Vosges (FNADT), der DREAL Grand Est, der Région Grand Est, der Europäischen Union im Rahmen des operationellen Programms

FEDER-FSE „Lorraine et Massif des Vosges 2014-2020“, der Fondation Nature et Découvertes, der Fondation Le Pal Nature und der UEM Fondation d’Entreprise. Wir möchten uns auch bei allen Akteuren bedanken, die derzeit an der PRA beteiligt sind.

QUELLENANGABEN

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Okarma H., Kaphegyi T., Kaphegyi-Wallmann U. & Müller U. 2003. Plan d'action pour la conservation du Lynx eurasien en Europe (*Lynx lynx*). Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Sauvegarde de la Nature n°112, Verlag des Europarats, Straßburg, Frankreich, 80 S.

Charbonnel A. & Germain E., coordination, 2020. Plan Régional d'Actions en faveur du Lynx boréal (*Lynx lynx*) dans le Massif des Vosges: rétablir le Lynx dans un état de conservation favorable dans le cadre d'une démarche participative, concertée et partagée avec les acteurs du territoire. Centre de Recherche et d'Observation sur les Carnivores (CROC), Lucy, Frankreich, 296 S.

Charbonnel A., Schwoerer M. L. & Germain E. 2017. Suivi par piégeage photographique du Lynx dans le Massif des Vosges. Session intensive 2016 / Vosges Moyennes / Février-Mars 2016. Partenariat de recherche CROC – ONCFS – Réseau Loup-Lynx (N°DR04-2013-004), Frankreich, 14 S.

Chenesseau D. & Briaudet P. E. 2016. Destin de lynx, trombinoscope insolite de lynx identifiés par piégeage photographique : Bingo ! Du massif jurassien aux Vosges, il n'y a qu'un pas... de lynx. Actualité. Bulletin Lynx du Réseau 20, 9–10.

Drouet-Hoguet N., Chenesseau D., Kunz F. & Zimmermann F. 2021. Situation of the Eurasian lynx in the Jura Mountains. Cat News Sonderausgabe 14, 29–34.

Germain E. 2013. Van Gogh, le lynx du Donon (67). Bulletin Lynx du Réseau 18, 14–17.

Germain E. 2014. Suivi par piégeage photographique du Lynx dans le massif Vosgien : session intensive 2014. Bulletin Lynx du Réseau 19, 22–25.

Germain E., Laurent A. & Marboutin E. 2013. Rapport technique. Test de détectabilité du Lynx dans le massif des Vosges. Première session de piégeage intensif dans le sud du massif (Hautes Vosges), Décembre 2012–Janvier 2013. Partenariat de recherche CROC – ONCFS – Réseau Loup-Lynx (N°DR04-2013-004), Frankreich, 10 S.

Germain E., Clasquin M. & Schwoerer M.-L. 2016. Suivi par piégeage photographique du lynx dans le massif des Vosges / Session intensive 2015 dans les Vosges du Nord. Technique et Recherche. Bulletin Lynx du Réseau 20, 19–22.

Germain E., Charbonnel A. & Papin M. 2017. Bilan des programmes scientifiques et des actions pédagogiques conduits par le CROC du 1er janvier au 31 décembre 2016. Centre de Recherche et d'Observation sur les Carnivores, Lucy, Frankreich, 68 S.

Gimenez O., Gatti S., Duchamp C., Germain E., Laurent A., Zimmermann F. & Marboutin E. 2019. Spatial density estimates of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the French Jura and Vosges Mountains. Ecology and Evolution 9, 11707–11715.

Herrenschmidt V. 1990. Le Lynx : un cas de reintroduction d'un super-prédateur. Revue d'écologie (Terre et Vie) SUP5, 159–174.

Hurstel A. & Laurent A. 2016. Première preuve de dispersion du Lynx d'Eurasie (*Lynx lynx*) du Jura vers les Vosges. Ciconia 40, 1–6.

Idelberger S., Back M., Ohm J., Prüssing A., Sandrini J., Huckschlag D. & Krebühl K. 2021. Reintroduction of Eurasian lynx in the Palatinate Forest, Germany. Cat News Sonderausgabe 14, 38–42.

Marboutin E. 2013. Note sur le statut du Lynx dans les Vosges. Bulletin Lynx du Réseau 18, 14–17.

Molinari-Jobin A., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Černe R., Drouet-Hoguet N., Fuxjäger C. ... & Zimmermann F. 2021. SCALP: Monitoring the Eurasian lynx in the Alps and beyond. Cat News Sonderausgabe 14, 50–52.

Morand A. 2016. Le Lynx : risques routiers et mesures correctrices – état des lieux et recommandations. Cerema, Direction Territoriale Est, Metz, Frankreich, 93 S.

Réseau Loup-Lynx. 2013. Vers une nouvelle définition et mise à jour de l'aire de présence régulière. Bulletin Lynx du Réseau 18, 22–23.

Réseau Loup-Lynx. 2014. Bilan national d'évolution de l'aire de présence détectée du Lynx. Les données du Réseau. Bulletin Lynx du Réseau 19, 26–27.

Réseau Loup-Lynx. 2016. Bilan national d'évolution de l'aire de présence détectée du Lynx en 2014–2015. Les données du Réseau. Bulletin Lynx du Réseau 20, 26–27.

Réseau Loup-Lynx. 2019. Mise à jour de l'aire de présence détectée du Lynx boréal (*Lynx lynx*) en France - 2018. Lettre d'information du réseau Loup-Lynx. Flash info 10, 1–3.

SCALP. 2018/2019. Status and Conservation of the Alpine Lynx Population. Monitoring report lynx year 2018/2019 (1. May 2018 – 30. April 2019). Available from: https://www.kora.ch/fileadmin/file_sharing/4_Projekte/SCALP_Berichte/SCALP_monitoring_report_2018.pdf.

Scheid C., Germain E. & Schwoerer M.-L. 2021. Les Lynx (*Lynx lynx*) du Pfälzerwald s'installent progressivement dans le Massif des Vosges. Annales Scientifiques de la Réserve de Biosphère Transfrontalière Vosges du Nord 20 (2019–2020), 104–125.

Schwoerer M.L. 2021. Action 10 / Bilan 2019–2020 du suivi conduit par le Réseau Loup-Lynx, Axe 3 : Suivi et conservation du Lynx. Lettre d'information n°2 du PRA Lynx Massif des Vosges. Juli-Dezember 2020, 7–13.

Stahl P. & Vandel J. M. 1998. Le lynx boréal : *Lynx lynx* (Linné, 1758). Encyclopédie des carnivores de France n°19. Société française pour l'Étude et la Protection des Mammifères, Bourges, Frankreich, 65 S.

Vandel J. M., Stahl P., Herrenschmidt V. & Marboutin E. 2006. Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: From animal survival and movements to population development. Biological Conservation 131, 370–385.

Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2007. Potential distribution and population size of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. Wildlife Biology 13, 406–416.

SYLVIA IDELBERGER¹, JOCHEN KREBÜHL¹, MICHAEL BACK², JUDITH OHM¹, ANNINA PRÜSSING¹, JULIAN SANDRINI¹ & DITMAR HUCKSCHLAG²

11. WIEDERANSIEDLUNG DES EURASISCHEN LUCHSES IM PFÄLZERWALD, DEUTSCHLAND

Im Rahmen eines Wiederansiedlungsprojekts im Pfälzerwald – als Teil des deutsch-französischen Biosphärenreservats Pfälzerwald/Nordvogesen – wurden bis 2020 insgesamt 20 wildgeborne Luchse (*Lynx lynx*) aus der Schweiz und der Slowakei umgesiedelt. Ziel war die Initiierung eines neuen Populationskerns, um eine weitere Ausbreitung zu ermöglichen. Das Wiederansiedlungsprojekt umfasste auch die Beteiligung von Interessengruppen, die Entwicklung eines Managementplans sowie Umweltbildung und Öffentlichkeitsarbeit. Die Interessengruppen, darunter Jäger:innen und Nutzterhalter:innen, unterstützten überwiegend die Wiederansiedlung. Eine Wiederansiedlung war erforderlich, um wieder eine Teilpopulation des Luchses in seinem früheren natürlichen Verbreitungsgebiet im Pfälzerwald etablieren zu können. Das Vorkommen wird zur Erhaltung der Art beitragen, die in der Roten Liste der bedrohten Arten in Deutschland als stark gefährdet eingestuft ist (Meinig et al. 2009) und in Deutschland und Frankreich nur noch in wenigen, mehr oder weniger isolierten Gebieten vorkommt.

Mit Hilfe des EU-Förderprogramms LIFE setzten die Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz (SNU) und ihre Projektpartner Landesforsten Rheinland-Pfalz, SYCOPARC in Frankreich und WWF Deutschland das Projekt zur Wiederansiedlung des Karpatenluchses im Pfälzerwald um. Das Wiederansiedlungsprojekt mit der Umsiedlung von 20 wild geborenen Luchsen schweizerischer und slowakischer Herkunft begann im Januar 2015 und wurde bis September 2021 fortgesetzt. Das LIFE-Programm der EU finanzierte 50 % der Projektkosten von 2,75 Millionen Euro. Das Pfälzer Luchsvorkommen wird zum Schutz und Erhalt einer Art beitragen, die in Europa nur in wenigen isolierten Gebieten vorkommt (Breitenmoser & Breitenmoser 2008). Der Pfälzerwald umfasst eine Fläche von 1.790 km² und gilt als größtes zusammenhängendes Waldgebiet Deutschlands. 360 km² des Gebietes sind als Natura 2000-Gebiet geschützt. Das Gebiet ist Teil des grenzüberschreitenden UNESCO-Biosphärenreservats Pfälzerwald/Nordvogesen mit einer Gesamtfläche von 3.028 km².

Mehrere im Auftrag des Landes Rheinland-Pfalz durchgeführte Machbarkeitsstudien bestätigten die Eignung des Pfälzerwaldes in Verbindung mit den Nordvogesen für eine Wiederansiedlung des Luchses (Van Acken & Grünwald 1977, Wotschikowsky 1990, ÖKO-LOG 1998). Eine aktive Ansiedlung im deutschen Teil des Biosphärenreservats Pfälzerwald/Nordvogesen wurde empfohlen (ÖKOLOG 2010), da eine natürliche Einwanderung von Luchsen in den Pfälzerwald in den letzten Jahrzehnten nicht dokumentiert werden konnte und aufgrund des konservativen Ausbreitungsverhaltens der Art auch nicht zu erwarten war. Im Pfälzerwald freigelassene Luchse können sich in die Nordvogesen ausbreiten und letztlich einen genetischen Austausch mit Vorkommen in den Südvogesen (FR), dem Jura (FR/CH) oder, über den Rhein, sogar mit dem Schwarzwald (DE) ermöglichen (Abb. 1).

¹ Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz (SNU), Mainz, Deutschland
* Email: sylvia.idelberger@snu.rlp.de

² Landesforsten Rheinland-Pfalz, Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF), Trippstadt, Deutschland

VORBEREITUNGSPHASE

Die Akzeptanz für den Luchs wurde in der regionalen Bevölkerung über Jahre hinweg behutsam aufgebaut und entwickelt. Behörden und Zivilgesellschaft haben über einen langen Zeitraum gemeinsam agiert und eine positive Wertschätzung gegenüber dem Luchs erzeugt. Im Freilassungsgebiet Pfälzerwald befinden sich ca. 60 % der Waldfächen im Besitz des Landes, 30 % im Besitz der Kommunen. Das Land und alle neun Landkreise sowie kreisfreie Städte im Bereich des Pfälzerwaldes begrüßten die Wiederansiedlung.

Die regionale Bevölkerung und alle relevanten Interessengruppen wurden vor Beginn des Projekts informiert und konsultiert. Es erfolgte eine umfassende Berichterstattung und Öffentlichkeitsarbeit während der Freilassungen und des anschließenden Monitorings. Mitarbeiter:innen des Projekts besuchten regelmäßig lokale Zusammenkünfte von Jäger:innen und Nutzterhalter:innen und hielten Vorträge über das Projekt. Der direkte Austausch mit den Menschen war immer ein wichtiges Anliegen im Projekt. Er ermöglichte ein kontinuierliches Feedback und eine Verbesserung der Projektarbeit, wodurch Vertrauen zwischen allen Beteiligten aufgebaut wurde. Um die Akzeptanzarbeit weiter zu fördern, wurden nicht nur zahlreiche Informationsveranstaltungen durchgeführt, sondern auch verschiedene Materialien erstellt, die interessengruppenspezifische Informationen rund um das Thema Luchs bieten. Insbesondere der Landesjagdverband Rheinland-Pfalz unterstützte aktiv die Kommunikation im Projekt.

Im Rahmen des Projektbeirats „Luchs-Parlament“ wurden regionale Vertreter:innen aus den Bereichen Nutztierehaltung, Jagd, Forst, Naturschutz, Tourismus sowie von Behörden und beteiligten Institutionen regelmäßig über den aktuellen Stand der Wiederansiedlung informiert. Die Beteiligten wurden zum Meinungsaustausch und zur Erarbeitung gemeinsamer Beschlüsse über zukünftige Projektentwicklungen oder Forschungsbedarf eingeladen. Das Luchs-Parlament tagte in zwei getrennten Kammern, eine im Pfälzerwald, die andere in den Nordvogesen. Einmal im Jahr fand ein grenzüberschreitendes Treffen statt.

Ein umfassendes Monitoringprogramm hat die Wiederansiedlung begleitet. Die im Rahmen des Monitorings gesammelten Daten zu Vorkommen, Verbreitung und Verhalten wurden in die partizipativen Prozesse mit den verschiedenen Interessengruppen einbezogen. Das

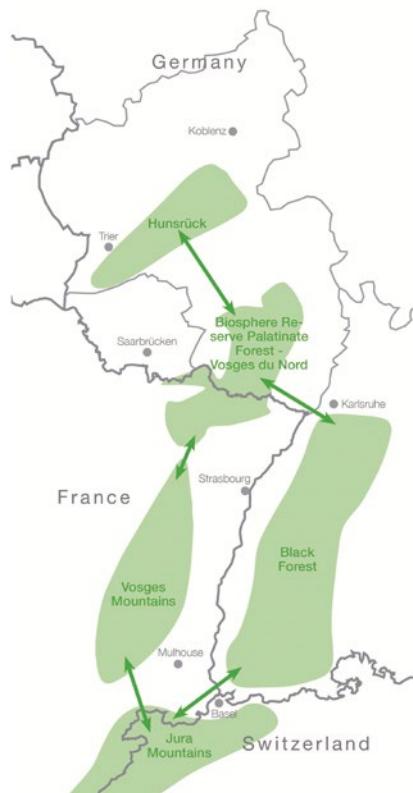


Abb. 1. Pfälzerwald und angrenzende bestehende oder potenzielle Luchshabitate und Ausbreitungsmöglichkeiten. Ausbreitungen wurden vom Jura in die Vogesen (Drouet-Hoguet et al. 2021), vom Jura in den Schwarzwald (Herdlefelder et al. 2021) und vom Pfälzerwald in die Vogesen dokumentiert (siehe Text).

Luchs-Parlament hat sich als eine interessenübergreifende Institution etabliert, die anerkannt ist und sich aktiv an der Umsetzung des Projektes beteiligt. Der offene und direkte Austausch hat dazu beigetragen, eine Vertrauensbasis zwischen allen Beteiligten aufzubauen und die Akzeptanz für den Luchs und das Wiederansiedlungsprojekt zu festigen.

Ein Managementplan für den Umgang mit dem Luchs in Rheinland-Pfalz wurde bereits vor der Freilassung der ersten Luchse veröffentlicht (MUEEF 2016). Er umfasst Aspekte des demografischen Monitorings, Lösungsvorschläge für den Fall von Konflikten, Präventions- und Kompensationsmaßnahmen, Regeln für das Konfliktmanagement und Verantwortlichkeiten. Die Regelungen wurden im Konsens mit den Beteiligten verabschiedet und können gemeinsam geändert werden, wenn es die Situation erfordert.

Als zentrale Kommunikationsplattform wurde eine deutsch-französische Homepage eingerichtet mit regelmäßigen Informationen zur Entwicklung des Projekts, aktuellen Ereignissen und einer monatlich aktualisierten Karte, die das ungefähre Verbreitungsgebiet der Luchse im grenzüberschreitenden Biosphärenreservat und seiner Umgebung zeigt. Der große Zuspruch auf der Homepage zeigte die Relevanz dieser Informationen für die Öffentlichkeit. Durch die Einbindung lokaler Institutionen und Schulen, die Bereitstellung von Umweltbildungsmaterialien und die Ausbildung sogenannter regionaler Luchsberater:innen wurden Multiplikatoren geschult, die eine Sensibilisierung der Öffentlichkeit für die Projektziele bewirkten. Für Schulklassen wurde das Umweltbildungprogramm „Luchsauge“ etabliert, mit dem sich Kinder intensiv und kreativ mit der Rückkehr des Luchses in seinen ehemaligen Lebensraum auseinandersetzen können.

Die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg führte unter Betreuung von Prof. Schraml im Rahmen einer Bachelorarbeit eine Umfrage zur Akzeptanz des Luchses im Pfälzerwald durch (Fräger & Schraml 2016). Die mehr als 300 Teilnehmenden der telefonischen Umfrage hatten eine überwiegend positive Einstellung zum Luchs. 70 % der Befragten gaben an, ein positives oder sehr positives Gefühl gegenüber dem Luchs zu

haben, nur 1 % äußerte negative Gefühle. Auf die Frage nach den Vor- und Nachteilen der Wiederansiedlung nannten mehr als 55 % der Befragten ausschließlich Vorteile. Etwa 10 % sahen die Anwesenheit des Luchses kritisch – dies waren hauptsächlich Personen, die negative Folgen für den Tourismus befürchteten.

Um die Idee, den Luchs als Imageträger des Biosphärenreservats Pfälzerwald zu etablieren, zu prüfen, wurde zudem eine Bewertung des touristischen Potenzials des Luchses als Attraktor für die Region durchgeführt (Sigmund 2017). In Zusammenarbeit mit dem Pfalz.Touristik e. V. wurde eine Bachelorarbeit an der Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg unter der Betreuung von Prof. Bachinger erstellt. Die Studie kam zu dem Ergebnis, dass der Luchs Werte für den nachhaltigen Tourismus im Pfälzerwald schaffen kann und entsprechende Potenziale bietet. In einer Online-Umfrage zeigten die Gäste großes Interesse an den Luchsen im Pfälzerwald. Die Gäste wären bereit, ihren Urlaub wegen der Anwesenheit des Luchses im Durchschnitt um zwei Tage zu verlängern. Für luchsspezifische Angebote waren Gäste bereit, etwa 18-20 Euro zu investieren. Im Vergleich zu anderen (Wildtier-)Angeboten liegt die Herausforderung bei der Tierart Luchs mit seiner heimlichen Lebensweise in einer ansprechenden Angebotsentwicklung.

FREILASSUNGEN UND MONITORING NACH DER FREISETZUNG

Die Partner aus den Ländern der Luchs-Spenderpopulation Slowakei (DIANA, Zoo Bojnice) und Schweiz (KORA, FIWI) sowie die Projektkoordinatorin und die Partner im Aufnahmeland Rheinland-Pfalz (SNU, MKUEM) einigten sich in einem gemeinsamen Memorandum auf festgelegte Vorgehensweisen und Protokolle für die Umsiedlungen. Die Regeln für Transport, Quarantäne, notwendige veterinärmedizinische Untersuchungen, Präventivmaßnahmen, Ausschlusskriterien für Transport und Freilassung wurden vor Beginn der Umsiedlungen festgelegt. Ziel war es, einen reibungslosen und koordinierten Ablauf des Projekts zu gewährleisten. Die Festlegung eines Wiederansiedlungsplans sowie von Fang- und Freilassungsprotokollen ermöglichte allen Partnern ein abgestimmtes Vorgehen und die Erfüllung aller notwendigen Vorschriften der unterschiedlichen Gesetzgebungen in den beteiligten Ländern sowie die Einhaltung internationaler Standards

(z.B. IUCN, IATA, CITES). Der Umgang mit den Luchsen entsprach den bewährten Praktiken. Die Tiere mussten während des Fangs, der Quarantäne und des Transports überwacht werden und wurden bei Bedarf von erfahrenen Tierärzt:innen medizinisch behandelt. Es wurden angemessene Vorkehrungen für mögliche Notfälle getroffen. Des Weiteren wurden Gesundheitsanforderungen festgelegt, z. B. Tests, tolerierbare bzw. nicht tolerierbare Krankheitserreger (wie FeLV, FIV) und mögliche nicht-infektiöse Probleme. Die Quarantänezeit in der Schweiz dauerte zwischen fünf und elf Tagen, während die Quarantänezeit in der Slowakei zwischen drei und fünf Wochen variierte, wobei die Notwendigkeit eines Tollwut-Antikörpertests berücksichtigt wurde. Die Partner überprüften die Situation und die Freilassungsstrategie mehrmals während der Durchführung der Umsiedlungen und optimierten sie bei Bedarf.

Auf der Grundlage von Monitoringergebnissen legten die Geberländer Fanggebiete mit der Anzahl der möglichen Fänge in Abhängigkeit vom Geschlecht der Tiere fest, um sicherzustellen, dass die Umsiedlungen die Geberpopulation nicht gefährdeten. Die Hauptfangsaison lag in der Zeit von Februar bis Anfang April, um zu vermeiden, dass junge Luchse zu früh von ihren Müttern getrennt oder trächtige Weibchen im Spätstadium gefangen werden. Die Luchse wurden in einem sogenannten „hard release“ freigelassen, d. h. unmittelbar nach ihrer Ankunft im Freilassungsgebiet und einem abschließenden (Gesundheits-) Check. Alle umgesiedelten Luchse bekamen ein GPS/GSM-Sendeuhalsband (Lotek Wildcell SL oder SD) mit einer mechanischen Sollbruchstelle aus Draht umgelegt. Die Sendeuhalsbänder ermöglichen ein Monitoring des räumlichen Verhaltens, das Finden von Beutetieren und die Begleitung des Wiederansiedlungsprozesses.

Ergänzende Monitoringmethoden wurden eingeführt, um die Entwicklung der Population zu bewerten. Ein genetisches Monitoring wurde durchgeführt, um einen Stammbaum zu erstellen und die Entwicklung der genetischen Variabilität innerhalb der neuen Teilpopulation langfristig erfassen zu können. Das opportunistische Monitoring

wurde ausgebaut, einschließlich eines Netzwerks von geschulten Feldexpert:innen, um Luchs-Hinweise aus der Bevölkerung zu sammeln und zu verifizieren sowie um zusätzliche Informationen über das Auftreten und die Verbreitung zu gewinnen. Dies war vor allem für die Zeit erforderlich, in der die verschiedenen GPS-Halsbänder nach dem Ende ihrer Betriebszeit (1-2 Jahre) keine Daten mehr übermittelten sowie für nicht mit Sendeuhalsbändern versehenen Nachwuchs. In den letzten beiden Wintern des Projekts wurde jeweils ein systematisches Fotofallen-Monitoring durchgeführt, um die Größe der Population zu schätzen.

Bei den Wiederansiedlungen von Juli 2016 bis März 2020 wurden insgesamt 20 Luchse (12 Weibchen, 8 Männchen) gefangen und mit Hilfe der Partner und Behörden der Herkunftsländer umgesiedelt. Zwölf Luchse stammen aus der Schweiz (Abb. 2), acht aus der Slowakei. Davon waren sieben aufgenommene verwaiste Luchslinge, die vorübergehend in Gefangenschaft gehalten wurden. Bis Ende April 2020 gab es vier dokumentierte Verluste von ausgewilderten Luchsen durch (Verkehrs-)Unfälle (Tab. 1).



Abb. 2. Weibchen TARDA aus dem Schweizer Jura, der letzte der 20 Luchse, die von 2016 bis 2020 in den Pfälzerwald umgesiedelt wurden (Foto A. Prüssing, SNU).

Tabelle 1. In den Pfälzerwald umgesiedelte Luchse (2016-2020), Stand Mai 2021. Herkunftsland SLK = Slowakei, CH = Schweiz, * Luchsweise.

year of release	country of origin	lynx	sex	orphaned lynx	year of birth	fate
2016	Slovakia	LUCKY	m	yes	2015	dead (May 2019, car accident)
2016	Slovakia	KAJA	f	yes	2013	last record June 2020
2016	Slovakia	LUNA	f	yes	2011	last record April 2017
2017	Switzerland	ARCOS	m		-	migrated to the Southern Vosges, last record November 2020
2017	Switzerland	BELL	f		2013	migrated to the Donnersberg, last record September 2019
2017	Switzerland	ROSA	f		2012	last record January 2021
2017	Slovakia	CYRIL	m		~ 2011	last record June 2019
2017	Slovakia	LABKA	f	yes	2016	found dead (February 2018, train accident)
2017	Switzerland	ALOSA	f	yes	2016	euthanized (February 2018, infected paw)
2018	Switzerland	JURI	m		2016	found dead (February 2020, inflamed paw)
2018	Switzerland	JARA	f		2012	last record December 2018
2018	Slovakia	WRANO	m	yes	2017	last record August 2020
2018	Slovakia	ALFI	m	yes	2017	last record May 2021
2019	Switzerland	MALA	f		2010	last record May 2021
2019	Switzerland	GAUPA	f		2012	last record March 2021
2019	Switzerland	LIBRE	m		2016	GPS-collar active
2019	Slovakia	BRAŇO	m		2017	last record June 2020
2020	Switzerland	ISIS	f		2017	last record April 2021
2020	Switzerland	LYCKA	f		2011	GPS-collar active
2020	Switzerland	TARDA	f		~ 2018	last record March 2020

Die Luchse haben ihre körperlichen Fähigkeiten und ihre Anpassungsfähigkeit bei verschiedenen Gelegenheiten unter Beweis gestellt. Ein Männchen (ARCOS) wanderte in die Hochvogesen und legte dabei in einem Monat eine Strecke von ca. 350 km zurück. Ein anderes Männchen (CYRIL) nahm sich die Freiheit, den Rhein (Breite ca. 200 m) in der Nähe der Industriegebiete von Mannheim und Ludwigshafen zu überqueren. Er wurde eingefangen

und in den Pfälzerwald zurückgebracht, da die Landschaft auf der anderen Rheinseite durch Straßen und Siedlungen stark zersplittert ist und andere Luchspopulationen nicht erreichbar gewesen wären. Nach seiner Umsiedlung blieb CYRIL im Pfälzerwald. Große Teile des grenzüberschreitenden Biosphärenreservats und auch darüber hinaus wurden von Luchsen erkundet (Abb. 3).

REPRODUKTIONSERFOLG

Die ersten beiden Jungtiere wurden bereits 2017 beobachtet. Das junge Luchsmännchen LUCKY nahm dabei bereits in seinem zweiten Lebensjahr an der Fortpflanzung teil. Es folgten drei weitere Würfe im Jahr 2018 und jeweils zwei Würfe in den Jahren 2019 und 2020. Damit wurden für die ersten vier Jahre insgesamt mindestens 16 Jungtiere nachgewiesen (Abb. 4). Weitere Würfe sind möglich. Vorläufige Ergebnisse des Monitorings deuten darauf hin, dass auch in Rheinland-Pfalz weitere noch nicht (genetisch) nachgewiesene Luchse leben.

Von den 20 freigelassenen Luchsen haben bis 2020 sieben Individuen nachweislich an der Reproduktion teilgenommen, drei der 20 Tiere wurden erst im Frühjahr 2020 umgesiedelt. Zwei Würfe stammen aus schweizerisch-slowakischen Luchspaarungen, während zwei Würfe von bereits trächtigen umgesiedelten Weibchen aus der Schweiz stammen, die neben den Freilassungen zusätzliches genetisches Material einbringen. Drei Luchse konnten an der Fortpflanzung nicht teilnehmen, weil sie zu früh abgewandert oder gestorben sind (ARCOS, LABKA, ALOSA). Ein Beitrag zur Reproduktion der anderen Luchse bleibt offen. Bemerkenswert ist die hohe Zahl männlicher Jungtiere (nachweislich acht Männchen im Verhältnis zu zwei Weibchen) im Projekt, von sechs Jungtieren ist das Geschlecht noch unbekannt. Wurfplätze befanden sich in Fels Höhlen oder unter Schlagabbaum. Auch wenn jeweils Waldwege in der Nähe waren, gab es dort wenig menschliche Aktivitäten oder der Zugang zum Wurfplatz war erschwert.

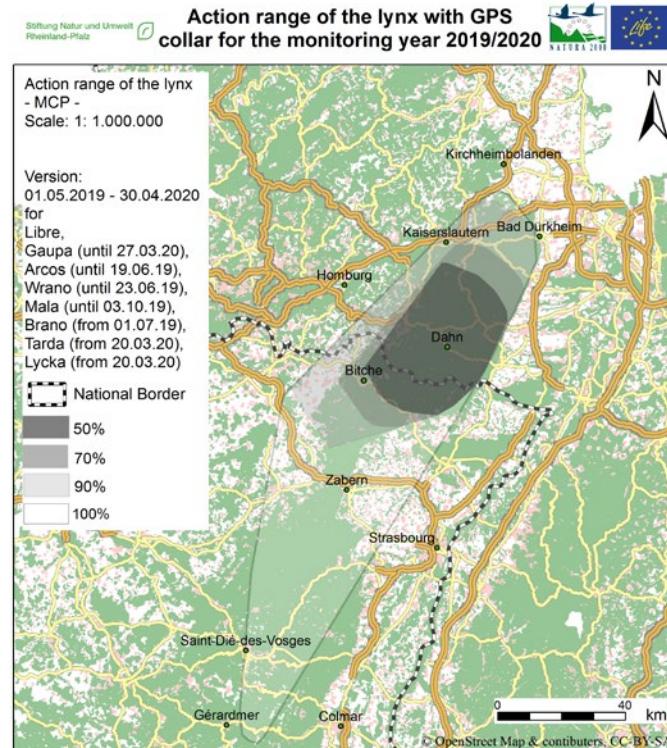


Abb. 3. Kombinierter Aktionsradius von acht GPS-telemetrierten Luchsen im Pfälzerwald, dargestellt als MCP (minimum convex polygon) für das Monitoringjahr 2019/2020, © SNU.



Abb. 4. Zwei im Pfälzerwald dokumentierte Jungtiere des Weibchens ROSA (Foto B. Allmoslöchner).

BEUTE

Eine zufällige, nicht systematische Suche nach erlegten Tieren wurde mit Hilfe der gesammelten GPS-Daten durchgeführt. Von den 205 registrierten Wildtierrissen war die Hauptbeute des Luchses Rehwild (82 %), gefolgt von Rotwild (7 %) und Fuchs (6 %). Mufflon, Marder, Hase und Wildschwein wurden ebenfalls erbeutet. Dies deckt sich mit anderen Studien in Deutschland (Mayer et al. 2012).

Elf Angriffe auf Nutztiere fanden an acht verschiedenen Orten statt, manchmal waren Weiden oder Wildgehege zweimal kurz hintereinander betroffen. Die getöteten Tierarten waren Schafe, Ziegen bzw. Dam- und Rotwild in Gehegen. Die Tierhalter wurden für die Verluste entschädigt. Präventionsmaßnahmen wie die Elektrifizierung von Zäunen wurden bezahlt und die Tierhalter, die diese Maßnahmen durchführten, erhielten vor Ort Unterstützung von den Mitarbeiter:innen des Projekts und einem Helfernetzwerk von Freiwilligen.

Tabelle 2. Jungtiere im Pfälzerwald (2016-2020), Stand Mai 2021.

Number (name)	year	mother (country of origin)	father (country of origin)	sex	fate
1(PALU)	2017	KAJA (SK)	LUCKY (SK)	m	last record January 2020
2(FILOU)	2017	KAJA (SK)	LUCKY (SK)	m	last record April 2021
3	2018	JARA (CH)	unknown Swiss lynx	m	last record June 2018
4	2018	KAJA (SK)	unknown	unknown	last record September 2018
5(FRAN)	2018	ROSA (CH)	LUCKY (SK)	1x m, 1x unknown	last record March 2021
6(FIFO)	2018	ROSA (CH)	LUCKY (SK)		last record March 2021
7(RUMO)	2018	ROSA (CH)	LUCKY (SK)	m	last record April 2021
8(PIP)	2019	MALA (CH)	WRANO (SK)	2x m, 1x unknown	last record April 2020
9(TWIK)	2019	MALA (CH)	WRANO (SK)		last record April 2020
10(KELY)	2019	MALA (CH)	WRANO (SK)		last record March 2021, migrated to Southern Vosges
11	2019	GAUPA (CH)	most probably unknown Swiss lynx	m	last record December 2019
12	2020	ROSA (CH)	unknown	f	last record November 2020
13	2020	ROSA (CH)	unknown	f	last record November 2020
14	2020	ROSA (CH)	unknown	unknown	last record November 2020
15	2020	GAUPA (CH)	unknown	unknown	last record July 2020
16	2020	GAUPA (CH)	unknown	unknown	last record February 2021

VORLÄUFIGE ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Ein bemerkenswerter Aspekt des Projekts ist der Einsatz von verwaisten Jungluchsen in die Wiederansiedlung. Dieses Verfahren ermöglichte eine schnellere Etablierung der neuen Luchspopulation, da der Fangerfolg in der Wildbahn teilweise von Zufallsereignissen abhängen kann. Ein schnelles Populationswachstum begünstigt die genetische Vielfalt innerhalb einer neuen Population (Frankham 2009). Die ersten Freilassungen im Jahr 2016 wurden mit drei Luchswaisen aus der Slowakei durchgeführt. Die Luchse wurden unterschiedlich lang in Gefangenschaft gehalten. Zum Zeitpunkt der Freilassung waren die Tiere ein Jahr (Männchen) sowie drei und fünf Jahre (beides Weibchen) alt. Die drei Luchse erkundeten ihre neue Umgebung recht vorsichtig. Offenbar erleichterte diese Vorsicht den drei Tieren in Kontakt zu bleiben, was dazu beitrug, die Chancen für eine Paarung zu erhöhen und einen ersten Kern einer Luchspopulation in der weiteren Umgebung des Auswilderungsortes zu etablieren. Alle folgenden Freilassungen fanden in etwa am selben Ort statt, um den umgesiedelten Luchsen zu ermöglichen, die Anwesenheit von anderen Luchsen in ihrem neuen Lebensraum zu registrieren. Hintergrund für dieses Vorgehen war es, eine Abwanderung in Gebiete außerhalb des Pfälzerwaldes zu vermeiden und den neu entstandenen Populationskern zu vergrößern. Die meisten der umgesiedelten Luchse haben ihre Reviere im Anschluss an dieses Gebiet etabliert. Drei der nicht verwaisten Luchse begannen unmittelbar nach der Freilassung mit weiträumigen Exkursionen und verließen das besiedelte Gebiet innerhalb kürzester Zeit, während die Luchswaisen die Umgebung scheinbar eher zurückhaltend erkundeten. Andererseits kann die Wahrscheinlichkeit früher Verluste bei unerfahrenen subadulten Tieren höher sein (z. B. Tod von LABKA durch Zugkollision kurz nach der Freilassung). Beute zu fangen und zu töten, schien für die Luchswaisen kein Problem zu sein; die meisten von ihnen rissen schon nach kurzer Zeit erfolgreich Rehe. Die wissenschaftliche Auswertung der Daten ist noch nicht abgeschlossen. Weitere Forschungsarbeiten zu diesem Thema könnten dazu beitragen, die Eignung von Luchswaisen für Wiederansiedlungen oder Bestandsstützungen zu bewerten.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das Hauptziel, einen neuen Populationskern im Pfälzerwald zu initiieren, erreicht wurde. Große Teile des Pfälzerwaldes sind von Luchsen besiedelt worden, ebenso Teile der Nordvogesen. Im Norden des Pfälzerwaldes wurde ein erstes Revier eingerichtet (BELL). Die beobachteten Wanderungen von männlichen und weiblichen Luchsen (ARCOS, LIBRE, KELY, LYCKA) dokumentierten den möglichen Austausch zwischen den Nord- und den Südvrogesen. Die erfolgreiche Überwindung der Migrationsbarriere an der Zabernder Steige (Col de Saverne), der engsten Passage der Vogesen mit Querung einer Autobahn, einer TGV-Bahntrasse und dem Rhein-Marne-Kanal, wurde zuvor von vielen in Frage gestellt. Dies war ein wichtiges Signal für eine mögliche natürliche Ausbreitung des Luchses zwischen den Teilpopulationen einer Metapopulation am Oberrhein. Nun bietet das Luchsvorkommen im Pfälzerwald eine weitere Anschlussmöglichkeit für wandernde Luchse aus allen geografischen Richtungen. Dennoch ist der neu gegründete Populationskern noch klein und fragil. Der zukünftige Erfolg der Wiederansiedlung hängt davon ab, dass weitere Nachkommen, vor allem weibliche, geboren werden und möglichst viele der umgesiedelten Luchse zur Reproduktion beitragen, um die genetische Diversität langfristig zu erhalten.

Die folgenden Schutzbemühungen sollten sich auf das weitere Wachstum der Teilpopulation, die Förderung der genetischen Vielfalt, ausreichende Ausbreitungsmöglichkeiten in benachbarte Teilpopulationen, die Aufrechterhaltung einer hohen Akzeptanz sowie die Etablierung eines dauerhaften und gemeinsamen Managements einer Metapopulation Oberrhein (Krebühl et al. 2021) konzentrieren. Für weitere Informationen besuchen Sie <https://www.luchs-rlp.de/>.



DANKSAGUNG

Neben den genannten Projektpartnern haben das Land Rheinland-Pfalz, die Deutsche Wildtier Stiftung, die Landesverbände von NABU und BUND, die HIT-Umweltstiftung sowie weitere Förderer das Projekt finanziell unterstützt. Wir danken herzlich allen Partnern und Behörden (BAFU – Bundesamt für Umwelt, Schweiz,

Umweltministerium der Slowakischen Republik, Staatslicher Naturschutz der Slowakischen Republik) in den Geberländern für die Ermöglichung der Wiederansiedlung; ein besonderer Dank geht an Urs Breitenmoser für die zehnjährige Beratung!

QUELLENANGABEN

Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten C. 2008. Der Luchs – Ein Grossraubtier in der Kulturlandschaft. Salm Verlag, Wohlen/Bern, Schweiz, 584 S.

Drouet-Hoguet N., Chenesseau D., Kunz F. & Zimmermann F. 2020. Situation of the Eurasian lynx in the Jura Mountains. Cat News Sonderausgabe 14, 29-34.

Fräger C. & Schraml U. 2016. Die Akzeptanz des Luchses im Pfälzerwald – eine vergleichende Studie. Wildbiologische Forschungsberichte 2018. Schriftenreihe der Vereinigung der Wildbiologen und Jagdwissenschaftler Deutschlands (VWJD) (Hrsg.), S. 141-144.

Frankham R. 2009. Genetic considerations in reintroduction programs for top-order, terrestrial predators. In: Reintroduction of top-order predators. Hayward M. W. & Somers M. J. (Hrsg.). Blackwell, Hoboken, New Jersey, USA, S. 371-387

Krebs J., Idelberger S., Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten C., Breitenmoser U., Herdtfelder M., Suchant S. & Drouet-Hoguet N. 2020. Trans-boundary cooperation in lynx conservation under the auspice of the Upper Rhine Conference. Cat News Sonderausgabe 14, 55-56.

Germain E. & Schwoerer M.-L. 2021. Situation of the Eurasian Lynx in the Vosges Mountains. Cat News Sonderausgabe 14, 34-37.

Herdtfelder M., Schraml U. & Suchant R. 2021. Steps towards a lynx population in the Black Forest? Cat News Sonderausgabe 14, 45-46.

Mayer K., Belotti E., Bufka L., Heurich M. 2012. Dietary patterns of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Bohemian Forest. – On the feeding ecology of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Bavarian-Bohemian Forest. Mammalogical Information Jena, 8, H. 45, 447-453.

Meinig H., Boye P. & Hutterer R. 2009. Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. In Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. Haupt H., Ludwig G., Gruttk H., Binot-Hafke M., Otto C. & Pauly A. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1), Bonn (Bundesamt für Naturschutz), S. 115-153

MUEEF. 2016. Managementplan für den Umgang mit Luchsen in Rheinland-Pfalz, https://mueef.rlp.de/fileadmin/mulewf/publications/management_plan_fuer_den_Umgang_mit_Luchsen_in_RLP.pdf, 37 S.

ÖKO-LOG. 1998. Der Luchs im Pfälzerwald. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz. Ottweiler Druckerei und Verlag GmbH, 51 S.

ÖKO-LOG. 2010. Aktionsplan Luchs/Plan d'action pour le lynx Pfälzerwald/Vosges du Nord, Empfehlungen zur Bestandsstützung. Im Auftrag von SYCOPARC und Naturpark Pfälzerwald e.V., Interreg III. 12 S.

Sigmund J. 2016. Der Luchs und sein Potenzial für den nachhaltigen Tourismus im Biosphärenreservat Pfälzerwald. Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg, unveröff., 92 S.

Van Aacken D. & Grünwald A. 1977. Überlegungen zur Einbürgerung des Luchses im Pfälzerwald, Beiträge zur Landespflege 5, 36-55.

12. DIE RÜCKKEHR DES LUCHSES IN DEN NORDWESTEN POLENS

Obwohl der Luchs *Lynx lynx* im Nordwesten Polens vor mehreren hundert Jahren ausgerottet wurde, zeigt die derzeit durchgeführte Analyse der Habitateignung, dass es in diesem Teil Polens für den Luchs geeignete Lebensräume und Beutepopulationen gibt, die denen im östlichen Teil des Landes ähnlich sind. Der Plan zur Wiederansiedlung des Eurasischen Luchses in Westpommern wird von der Western Pomeranian Natural Society umgesetzt und im Rahmen des Infrastruktur- und Umweltprogramms 2014–2020 finanziert. Der Ansatz besteht in einer Kombination aus der sanften Auswilderung von in Gefangenschaft geborenen Luchsen und möglicherweise der Umsiedlung von wilden Luchsen aus der nordosteuropäischen Tieflandpopulation.

Der Eurasische Luchs wurde vor mehreren hundert Jahren im Nordwesten Polens ausgerottet (Bieniek et al. 1998). Während des gesamten 20. Jahrhunderts umfasste das Verbreitungsgebiet der Art nur den östlichen und südlichen Teil des Landes mit einer deutlichen Lücke zwischen dem nördlichen (baltische Population) und dem südlichen (Karpatenpopulation) Teil der Verbreitung in Polen. Weitere Einschränkungen des Vorkommens wurden in den 1960er und 1980er Jahren aufgrund von Überjagung verzeichnet, als die Art nur noch in einigen wenigen Waldstücken an der Ostgrenze des Landes überlebte. Abgesehen von gelegentlichen Wanderungen ist es dem Luchs nie gelungen, eine Population westlich der Weichsel aufzubauen. Selbst nach 1995, als er zu einer streng geschützten Art wurde, hat sich sein Verbreitungsgebiet nicht vergrößert (Myslajek et al. 2019). Eine von Huck et al. (2010) durchgeführte Analyse der Lebensraumeignung hat gezeigt, dass im westlichen Teil Polens immer noch bewaldete Gebiete vorhanden sind, die potenziell für den Luchs geeignet sind, obwohl die Fragmentierung des Lebensraums durch unbewaldete Gebiete und Hauptverkehrsstraßen ein Hindernis für eine erfolgreiche Ausbreitung darstellen könnte. Außerdem bestätigte eine im Nordosten Polens durchgeführte genetische Studie, dass diese Luchspopulation durch eine geringere Variabilität gekennzeichnet ist als die Population in den intensiv bewaldeten Gebieten Estlands und Lettlands (Schmidt et al. 2009).

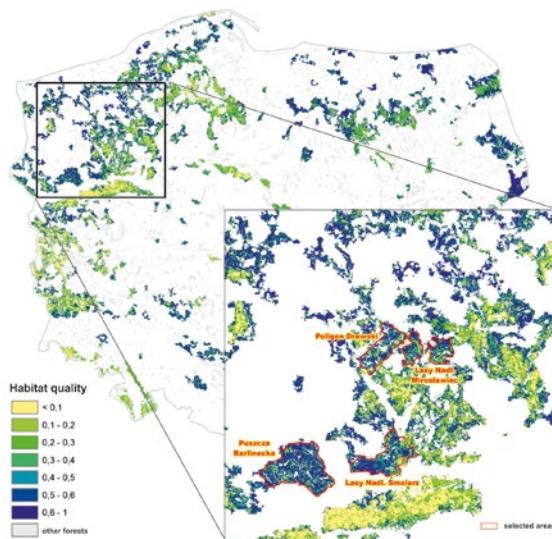


Abb. 1. Für die Wiederansiedlung des Luchses in Westpolen ausgewählte Gebiete auf der Grundlage von Habitat-Eigenschaftsanalysen.

Darüber hinaus wurden signifikante genetische Unterschiede festgestellt (sowohl bei den Mikrosatellit-Genotypen als auch bei den mtDNA-Haplotypen), was auf einen geringen Genfluss zwischen diesen Populationen hindeutet (Ratkiewicz et al. 2014) und möglicherweise auf die bestehende Umweltisolation zwischen diesen Gebieten zurückzuführen ist. Diese Fakten deuten darauf hin, dass

1 Westpommerscher Naturschutzverband, Dłusko, Polen

2 Universität von Białystok, Fakultät für Biologie, Białystok, Polen

3 Institut für Säugetierforschung, Polnische Akademie der Wissenschaften, Białowieża, Polen

* Email: kschmidt@ibs.bialowieza.pl

der Luchs in Polen derzeit von ungünstigen Entwicklungen betroffen ist, die auf seine Lage in den Randgebieten des Verbreitungsgebiets der Art und die Fragmentierung seines Lebensraums zurückzuführen sind. Daher sind aktive Schutzmaßnahmen erforderlich, um sowohl die Ausdehnung des vom Luchs bewohnten Gebiets als auch seine genetische Variabilität zu beeinflussen und damit die Lebensfähigkeit der Population zu erhöhen.

Bislang wurden zwei Wiederansiedlungsprogramme durchgeführt, um das Verbreitungsgebiet des Luchses zu erweitern und damit den Luchserhalt in Polen zu verbessern. Das Projekt mit in Gefangenschaft geborenen Tieren wurde zwischen 1993 und 2000 in Zentralpolen im Kampinos-Nationalpark in der Nähe der Hauptstadt Warschau durchgeführt (Böer et al. 2000). Es ist recht wahrscheinlich, dass Luchse dort immer noch überleben und sich fortpflanzen, da ihre Anwesenheit durch Fotofallen im Jahr 2018 festgestellt wurde (Myslajek et al. 2019). Ein weiteres Wiederansiedlungsprojekt wurde in den Jahren 2012 bis 2015 im Nordosten Polens im Piska-Wald (Johannisburger Heide) durchgeführt – dem Gebiet, in dem die Luchspopulation in den 1980er Jahren durch Überjagung ausgerottet worden war (Jakimiuk 2015). Während das Kampinos-Projekt am Westufer der Weichsel durchgeführt wurde und somit wenig Gelegenheit zur Verstärkung durch Einwanderung aus den östlichen natürlichen Populationen hatte, liegt der Piska-Wald im Bereich der ehemaligen nordöstlichen Metapopulation. Auch wenn beide Projekte erfolgreich sind, so reichen sie doch nicht aus, um die Nachhaltigkeit des Luchserhaltes auf dem Gebiet Polens zu gewährleisten. Es sollten weitere Populations-

kerne geschaffen werden, um das Verbreitungsgebiet der Art zu erweitern und ihre Populationsgröße zu erhöhen. Aufgrund der starken Fragmentierung der Lebensräume in Polen und insbesondere der großen Diskontinuität der Waldbedeckung entlang des Weichseltals, das das Land von Süden nach Norden durchquert, ist es sehr unwahrscheinlich, dass Luchse in absehbarer Zeit spontan westliche Wälder besiedeln könnten. Daher ist es wichtig, sich für die Rückkehr des Luchses in die Gebiete einzusetzen, in denen er vor langer Zeit ausgerottet wurde.

Wir haben ein Gebiet für die Wiederansiedlung des Luchses in den Wäldern Westpommerns in Polen ausgewählt, basierend auf Habitat-Eignungsanalysen, die mit Hilfe der CORINE-Landbedeckungskarten (Huck et al. 2010) und zusätzlich einer digitalen Datenbank der staatlichen Forstwirtschaft, die Daten zur detaillierten Habitatstruktur und Beuteverfügbarkeit enthält, durchgeführt wurden (Górny et al. 2017). Eine hohe Waldbedeckung (44 %), eine geringe Fragmentierung (2,37 %) und ein spärliches Straßennetz (Haupt- und Nebenstraßen mit 0,08 bzw. 0,10 km/km²) schaffen geeignete Bedingungen für die Wiederherstellung der Luchspopulation. Ein weiterer Vorteil ist die hohe Verfügbarkeit der Nahrungsgrundlage (720 kg/km²) aufgrund der hohen Anzahl an Rehen und Rothirschen. In Westpommern wurden vier potenzielle Gebiete ausgewählt: der Wald bei Barlinek, der Staatsforst bei Smolarz, der Militärkomplex Drawno und der Staatsforst bei Miroslawiec (Abb. 1).

Der Plan zur Wiederansiedlung des Eurasischen Luchses in Westpommern wurde von der Western Pomeranian

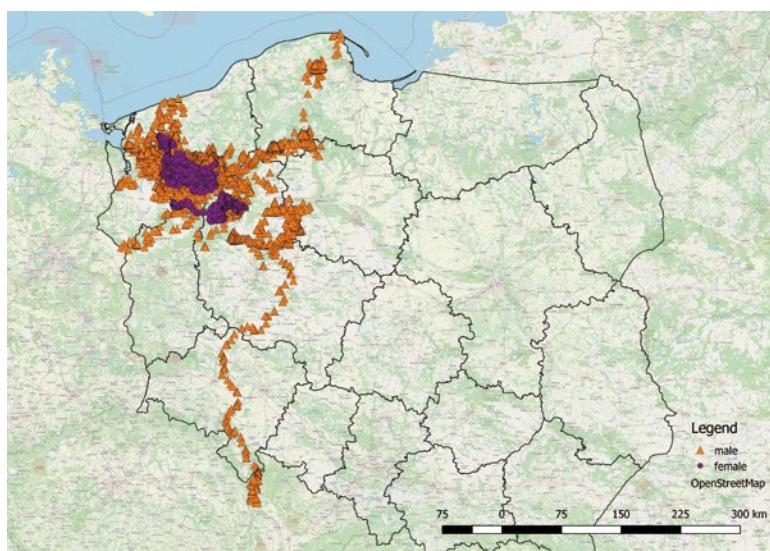


Abb. 2. Kombinierte Bewegungen von 38 noch in Polen lebenden Luchsen, die zwischen 2019 und 2021 im Rahmen des Wiederansiedlungsprogramms mit GPS-Kennzeichnung ausgesetzt wurden. Zwei Luchse sind nach Deutschland ausgewandert, das Weibchen lebt definitiv in Deutschland, über das Männchen gibt es keine Informationen.

Natural Society umgesetzt und im Rahmen des Infrastruktur- und Umweltprogramms 2014-2020 finanziert. Der Ansatz besteht in einer Kombination aus der sanften Freilassung von in Gefangenschaft geborenen Luchsen und möglicherweise der Umsiedlung wilder Luchse aus der nordosteuropäischen Tieflandpopulation, aber auch dem Import von Individuen aus Zuchtstationen. Im Rahmen des Projekts wurden fünf Zucht- und Anpassungsgehege gebaut. Die Luchse werden in Gefangenschaft gezüchtet, für die Jagd auf wilde Beute trainiert und wieder freigelassen. Es wird angestrebt, dass die im Programm verwendeten Luchse aus der baltischen Population stammen. Von allen Individuen werden entweder Blut- oder Haarproben entnommen und auf 20 autosomale Mikrosatellit-Loci in Verbindung mit einer Sequenzierung der Kontrollregion (mitochondriale DNA) genotypisiert. Die Zucht ist nur für Paare mit genetisch nachgewiesener baltischer Herkunft und mit nicht verwandten Individuen erlaubt. Vor der Auswilderung werden die Luchse mit GPS-Halsbändern (280 g) ausgestattet.

61 Luchse (26 Weibchen, 35 Männchen, darunter 59 aus den Zuchzentren importierte und 2 in Gefangenschaft geborene Tiere) wurden bis Juli 2021 freigelassen. Fünfzehn Luchse (24,6 %) überlebten nicht aufgrund von Fahrzeugkollisionen (4), Krankheiten (8, meist Räude), Raubtieren (1) oder unbekannten Gründen (2). Weitere sechs werden vermisst, weil kein GPS-Kontakt besteht. Alle verbleibenden Tiere haben sich gut im Feld eingelebt und sind effiziente Jäger. Sie werden nur sehr selten von Menschen beob-

achtet. Die meisten Individuen haben sich innerhalb eines Radius von 100 km um die Freilassungsorte ausgetragen und dort ihr Revier eingerichtet, nur wenige Männchen unternahmen längere Streifzüge durch das Land. Alle Weibchen zeigten deutlich eingeschränkte Bewegungen im Vergleich zu den Männchen (Abb. 2, Daten in Vorbereitung). Wir verzeichneten neun sichere Fälle von Reproduktion bei ausgewilderten Luchsen. Zwei Weibchen brachten in zwei aufeinanderfolgenden Jahren zweimal Junge zur Welt. Die Zahl der Jungtiere pro Wurf lag zwischen 2 und 4 (im Durchschnitt 2,4). Das Projekt wird fortgesetzt.

Die Ergebnisse der mit der Software Vortex durchgeführten Analyse der Lebensfähigkeit der Population (Górny et al. 2017) deuten darauf hin, dass im Falle einer erfolgreichen Wiederansiedlung von Luchsen im Rahmen des aktuellen Projekts letztlich eine Maximierung der Größe und Verteilung der Population angestrebt werden sollte, so dass die meisten der in Pommern verfügbaren Waldlebensräume besetzt werden. Alle für den Luchs nützlichen Lebensräume in diesem Gebiet, das sich durch eine große Anzahl von Waldkomplexen auszeichnet, die durch ein Netz zahlreicher Waldkorridore miteinander verbunden sind, und das gleichzeitig eine große Fülle von Lebensräumen guter Qualität und eine hohe Dichte an Huftieren aufweist, können zusammen ein Biotop für mindestens 80 Individuen dieser Art bilden. Eine solche Luchspopulation garantiert ein Überleben von 100 Jahren auf einem Niveau von 57 %, wenn sie isoliert ist (Górny et al. 2017). Daher muss sie möglicherweise noch gestärkt werden.

QUELLENANGABEN

Bieniek M., Wolsan M. & Okarma H. 1998. Historical biogeography of the lynx in Poland. *Acta. zool. cracov.* 41, 143-167.

Böer M., Reklewski J., Smielowski J., & Tyrala P. 2000. Reintroduction of the European lynx (*Lynx lynx*) to the Kampinoski National Park/Poland – field experiment with zooborn individuals Part III: Demographic development of the population from December 1993 until January 2000. *Der Zoologische Garten* 70, 304-312.

Górny M., Schmidt K. & Kowalczyk R. 2017. Analiza przydatności środowiska dla reintrodukcji rysia w północno-zachodniej Polsce oraz prognoza i perspektywy funkcjonowania populacji. [Analyse der Lebensraumeignung für die Wiederansiedlung des Luchses im Nordwesten Polens sowie die Prognose und die Perspektiven einer funktionierenden Population]. Expertenstudie im Rahmen des Projekts POIS.02.04.00-0143/16 „Rückkehr des Luchses in Nordwestpolen“. Kraków, Białowieża. 25 S.

Huck M., Jędrzejewski W., Borowik T., Mirosz-Cielma M., Schmidt K., Jędrzejewska B., Nowak S. & Myslajek R. W. 2010. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica* 55, 177-192.

Jakimiuk S. (Hrsg.) 2015. Active protection of the lowland population of the lynx in Poland. WWF Polen, Warschau, 144 S.

Myslajek R., Kwiatkowska I., Diserens T.A., Haidt A., Nowak S. 2019. Occurrence of the Eurasian lynx in western Poland after two decades of strict protection. *Cat News* 69, 12-14.

Ratkiewicz M., Matosiuk M., Saveljev A.P., Sidorovich V., Ozolins J., Mannil P,...& Schmidt K. 2014. Long-range gene flow and the effects of climatic and ecological factors on genetic structuring in a large, solitary carnivore: the Eurasian lynx. *PLoS ONE* 9(12): e115160.

Schmidt K., Kowalczyk R., Ozolins J., Männil P. & Fickel J. 2009. Genetic structure of the Eurasian lynx population in north-eastern Poland and the Baltic states. *Conservation Genetics* 10, 497-501.

Wotschikowsky U. 1990. Der Luchs im Pfälzerwald, Gutachterliche Stellungnahme zu seiner Wiedereinbürgerung im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz, 8 S.

13. SCHRITTE ZU EINER LUCHSPOPULATION IM SCHWARZWALD?

Die Diskussion zwischen verschiedenen Akteuren über eine Wiederansiedlung des Luchs *Lynx lynx* im Schwarzwald wird bereits seit den 1980er Jahren geführt. Seit der Einrichtung der Arbeitsgruppe Luchs Baden-Württemberg (AG Luchs) im Jahr 2004 wurde das Wissen über den Luchs und die dahinterstehenden Konflikte bei allen in der AG Luchs vertretenen Akteuren verbessert und verbreitet. Die gemeinsame Erarbeitung eines Fachkonzepts zum Umgang mit dem Luchs half, konkrete Lösungen für identifizierte Anliegen der Akteure zu entwickeln. Nach der Landtagswahl im Frühjahr 2021 haben die Regierungsparteien in ihrem Koalitionsvertrag festgehalten, dass die Chancen für die Rückkehr des Luchs durch ein Verstärkungsprogramm zur Unterstützung der Population in enger Zusammenarbeit mit allen betroffenen Akteuren verbessert werden sollen.

Baden-Württemberg (BW) und insbesondere der Schwarzwald liegen weniger als 20 km von der Luchspopulation im Jura und etwa 40 km von der Luchspopulation in den französischen Vogesen entfernt. Zusammen mit dem Pfälzerwald bilden diese vier Mittelgebirge den Kern einer potenziellen Oberrhein-Metapopulation des Luchs (Kreßbühl et al. 2021). Geeignete Lebensräume, die bestehende Teilpopulationen beherbergen, und weitgehend ungenutzte Lebensräume im Schwarzwald werden durch das Rheintal und die ausgedehnte menschliche Infrastruktur, die das Tal zerschneidet, getrennt. Das Monitoring in BW zeigt, dass männliche Luchse aus dem Jura in den Schwarzwald und die angrenzenden Regionen vordringen, während die Weibchen diese Landschaft offenbar meiden (Abb. 1, Monitoring-Ergebnisse der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt BW (FVA)).

Die Wiederansiedlung des Luchs im Schwarzwald wird seit den 1980er Jahren von den beteiligten Akteuren sehr emotional diskutiert. Der Prozess war geprägt von einseitigen Aktionen gegnerischer Gruppen zur Verteidigung ihrer jeweiligen Interessen. Irgendwann zogen die Luchs befürworter:innen vor Gericht, um ihr Recht auf Wiederansiedlung des Luchs im Alleingang durchzusetzen. Im Jahr 1997 erlitten sie eine schwere Niederlage, da das Gericht entschied, dass die Wiederansiedlung der

Zustimmung des zuständigen Ministeriums für Ernährung, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz (MLR) bedürfe, welches diese verweigerte. Die Art und Weise, wie die Debatte ausgetragen wurde, führte zu Misstrauen zwischen den beteiligten Gruppen und zu einer Escalation des Konflikts (Lüchtrath et al. 2012). Im Jahr 2004 wurde vom selben Ministerium eine Arbeitsgruppe Luchs (AG Luchs) eingerichtet. Ein Ziel war es, Vertrauen aufzubauen und zwischen den vertretenen Stakeholder-Gruppen zu vermitteln. Zu diesem Zweck wird eine externe Moderation eingesetzt. Seit 2004 wurden von den Mitgliedern der AG Luchs zahlreiche Maßnahmen diskutiert und umgesetzt (z. B. Einführung von SCALP-Kategorien im Monitoring, Gewährleistung der Transparenz von Monitoringdaten, Schulung lokaler Kontakt Personen für das Monitoring und den Wissenstransfer, Einrichtung von Entschädigungsfonds für getötete Nutztiere).

Von 2008 bis 2012 beteiligte sich die AG Luchs an dem Forschungsprojekt „Luchs in Baden-Württemberg“, das von der FVA BW in Zusammenarbeit mit der Universität Freiburg durchgeführt wurde, um eine gemeinsame Wissensbasis zu schaffen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Lebensraumeignung im Schwarzwald fast so gut ist wie im Schweizer Jura, dass aber ohne die Freilassung von Weibchen kaum Chancen bestehen, eine lebensfähige

1 Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Wonnehaldestr. 4, 79100 Freiburg i. Br., Deutschland
* Email: Micha.Herdtfelder@forst.bwl.de

(Teil-)Population in BW zu etablieren (Herdtefelder 2012). Die Ergebnisse zeigen auch, dass der Konflikt um den Luchs als Teil eines größeren Konflikts um die Definition und Rangfolge gesellschaftlicher Werte zwischen den beteiligten Gruppen gesehen werden muss (Lüchtrath 2011). Ein wichtiger Effekt des Forschungsprojekts und der bewusst neutralen und überparteilichen Moderation der AG ist ein zunehmend respektvoller und wertschätzender Umgang zwischen den Mitgliedern der Arbeitsgruppe, der im Laufe der Zeit beobachtet werden konnte.

Als Konsequenz wurde von 2012 bis 2016 ein Folgeprojekt von der FVA und anderen Mitgliedern der AG Luchs durchgeführt, um das Wissen über Luchse und nun auch über Wölfe *Canis lupus* sowie das Wissen über Interaktionen und Kommunikation zwischen Angehörigen betroffener Gruppen in BW zu verbessern und zu verbreiten. Im Rahmen des Projekts wurden in drei Modellregionen lokale Netzwerke von Interessenvertreter:innen aufgebaut und über 60 Veranstaltungen auf verschiedenen räumlichen und organisatorischen Ebenen durchgeführt. Bei jeder Veranstaltung waren Informationen über Konfliktdynamiken und Strategien zur Verbesserung der Kommunikation ein wichtiger Bestandteil der Vorträge und Diskussionen.

Als nächsten Schritt beauftragte das Ministerium für Ernährung, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz 2018 die FVA mit der Erstellung eines detaillierten Konzepts, das die aktuelle Situation des Luchses, den Stand der Forschung und die daraus resultierenden Optionen für das zukünftige Management des Luchses in BW beinhalten sollte. Die Mitglieder der AG Luchs beteiligten sich an der Erarbeitung des Konzepts, insbesondere bei der Suche nach Lösungen, die vermeintliche Nachteile für Grundbesitzer, Nutzterhalter und Jäger vermeiden

oder ausgleichen. Ein Entwurf des Konzepts wurde im Sommer 2019 fertiggestellt und umfasste die folgenden drei alternativen Managementszenarien:

1. Status quo – keine spezifischen Maßnahmen, um den Status des Luchses in BW zu verbessern;
2. kleines Wiederansiedlungsprojekt – Verstärkung durch nur vier weibliche Luchse innerhalb der nächsten drei Jahre;
3. großes Wiederansiedlungsprojekt – Verstärkung durch 12 Luchse (acht weibliche und vier männliche).

Für alle Szenarien wäre die Ausarbeitung eines Managementplans obligatorisch. Nach der Vorstellung des vollständigen Konzeptentwurfs in der AG Luchs hatten die Interessengruppen die Möglichkeit, dem Ministerium ihre endgültigen Kommentare zu übermitteln. In einer hochrangigen Sitzung der AG Luchs im Oktober 2019 bekundete das Ministerium den politischen Willen, ein Verstärkungsprojekt in Zusammenarbeit mit Jäger:innen und Landbesitzer:innen umzusetzen. Aufgrund der laufenden Debatte über die generelle Abstimmung mit Landwirtschaft und Naturschutz und den damit verbundenen Herausforderungen für die Grundeigentümer:innen hielt das Ministerium den Zeitpunkt für eine sofortige Umsetzung jedoch für ungeeignet. Um den Prozess in Gang zu halten, wurde die FVA beauftragt, die praktischen Herausforderungen eines Verstärkungsprojekts weiter zu klären und einen kontinuierlichen konstruktiven Dialog zwischen den Beteiligten zu unterstützen. Nach den Landtagswahlen im Frühjahr 2021 haben die alten und neuen Regierungsparteien in ihrem neuen Koalitionsvertrag festgehalten, dass die Chancen für eine Rückkehr des Luchses durch ein Wiederansiedlungsprogramm in enger Zusammenarbeit mit allen betroffenen Akteuren verbessert werden sollen.

QUELLENANGABEN

Herdtefelder M. 2012: Natur- und sozialwissenschaftliche Analysen anthropogen bedingter Mortalitätsfaktoren und deren Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit des Luchses (*Lynx lynx*). Dissertation an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg..

Krebs J., Idelberger S., Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten C., Breitenmoser U., Herdtfelder M., Suchant S. & Drouet-Hoguet N. 2021. Trans-boundary cooperation in lynx conservation under the auspice of the Upper Rhine Conference. Cat News Sonderausgabe 14, 55-56.

Lüchtrath A. 2011. Bewertung des Luchses durch betroffene Akteursgruppen und Bevölkerung. Dissertation an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

Lüchtrath A., Liebmann S. & Schraml U. 2012. Vom Gerichtssaal zu gemeinsamen Strategien: Entwicklung des Luchskonfliktes in Baden-Württemberg aus Sicht der beteiligten Akteure. Naturschutz und Landschaft 87, 114-119.

PAOLO MOLINARI¹*, URS BREITENMOSER², ROK ČERNE³, CHRISTIAN FUXJÄGER⁴, KIRSTEN WEINGARTH⁵,
ANDREAS RYSER² & ANJA MOLINARI-JOBIN^{1,2}

14. DER BEITRAG VON TRITTSTEIN- ANSIEDLUNGEN ZUR VERBESSERUNG DER VERBREITUNG DES LUCHSES

Unter der Annahme, dass groß angelegte Wiederansiedlungsprojekte in den Alpen oder anderswo in West- oder Mitteleuropa in Zukunft nur schwer umsetzbar sein werden, scheint der Trittsteinansatz zur Verbindung kleiner und isolierter Populationen eine angemessene Strategie zu sein. Die Erfahrungen zeigen, dass die Anzahl der freigesetzten Tiere im Rahmen einer adaptiven Auswilderungsstrategie (Monitoring und ggf. weitere Auswilderungen) sowie die Entfernung zur nächsten Luchspopulation die entscheidenden Faktoren für den Erfolg dieser kleinräumigen Wiederansiedlungen sein könnten.

„Ein erhöhter Stein, der einzeln oder in einer Reihe als Trittplätze beim Überqueren eines Baches oder eines schlammigen Geländes verwendet wird“, so lautet die Definition eines ‚Trittsteins‘. Im übertragenen Sinne kann es als eine Maßnahme definiert werden, die dazu beiträgt, einen begrenzten, einstufigen Fortschritt in Richtung eines bestimmten Ziels zu machen. Im Zusammenhang mit der Erhaltung des Luchses werden Trittsteine als unzusammenhängende kleine Vorkommen definiert, die ansonsten isolierte Populationen miteinander verbinden können. Die langfristige Lebensfähigkeit der wiederangesiedelten Luchspopulationen hängt von der erfolgreichen Etablierung einer großen Metapopulation ab, die idealerweise mit der Gründerpopulation in den Karpaten verbunden ist. Die Alpen spielen aufgrund ihrer Größe und Ausdehnung eine entscheidende Rolle, da sie potenziell Populationen in West- und Mitteleuropa miteinander verbinden können (von Arx et al. 2021). Die Alpenluchspopulation selbst ist jedoch weit davon entfernt, ihre potenzielle Ausdeh-

nung und Häufigkeit zu erreichen, und kann nicht als lebensfähig angesehen werden. Gegenwärtig besteht die Population aus vier Teilpopulationen (Abb. 1):

1. Die Population in den Nordwestalpen ist die größte und hat ihr Zentrum in der Westschweiz, von wo aus sie sich nach Frankreich und gelegentlich nach Italien ausbreitet. Sie geht auf Wiederansiedlungen in den 1970er Jahren zurück.
2. Im Jahr 2001 wurde in der Nordostschweiz ein erster Trittstein mit dem ausdrücklichen Ziel geschaffen, die Ausbreitung der Alpenpopulation zu fördern.
3. Die zweite Trittsteinpopulation wurde aufgrund des Vorkommens eines einzigen Männchens in den Kalkalpen in Oberösterreich gegründet.
4. Die südöstliche Alpenluchspopulation geht auf die Einwanderung aus dem Dinarischen Raum zurück (Molinari 1998), wo 1973 sechs Luchse wieder angesiedelt wurden (Čop & Frkovic 1998).

1 Progetto Lince Italia, Tarvisio, Italien

* Email: p.molinari@wilcons.eu

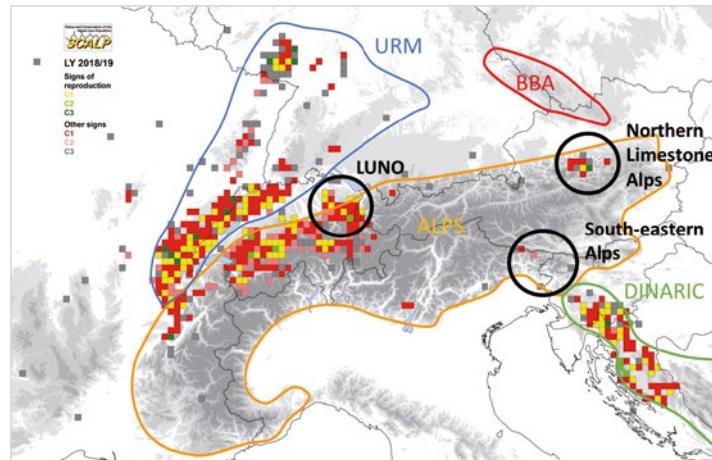
2 Stiftung KORA, Muri, Schweiz

3 Slowenischer Forstdienst, Ljubljana, Slowenien

4 Nationalpark Kalkalpen, Molln, Österreich

5 Habitat – Wildlife Services, Großraming, Österreich

Abb. 1. Verteilung der Luchse in den Alpen, im nördlichen Dinarischen Gebirge und in der Metapopulation am Oberrhein (URM) basierend auf der SCALP-Kategorisierung (Molinari-Jobin et al. 2012) im Jahr 2018/2019. Die Gebirgszüge sind in verschiedenen Farben dargestellt (URM = blau, Alpen = orange, Dinarisches Gebirge = grün, böhmisch-bayerisch-österreichischer Wald = rot). Die Trittsteinvorkommen sind mit schwarzen Kreisen gekennzeichnet. Für C1, C2, C3 siehe Molinari-Jobin et al. 2021.



Die dinarische Luchspopulation gedieb zunächst gut und breitete sich bald in die Alpen und südlich nach Bosnien und Herzegowina aus. In den letzten 20 Jahren hat sich der Trend jedoch umgekehrt (Fležar et al. 2021, Sindičić et al. 2013), mit der Folge, dass der Luchs in den Südostalpen kurz vor seinem zweiten Aussterben steht. Die Populationen in den Nordwestalpen und in der Ostschweiz könnten jedoch bald verschmelzen. Zwischen diesen Populationen und den Vorkommen in den Ostalpen klafft aber eine Lücke von 300 bzw. 150 km unbesetztem, aber geeignetem Lebensraum (Abb. 1; Zimmermann 2004, Molinari-Jobin et al. 2018). Im Vergleich zu Wolf und Braunbär breiten sich Luchspopulationen nur langsam aus und überwinden nicht so leicht Barrieren. Obwohl die individuelle Ausbreitungsfähigkeit insbesondere männlicher Luchse beträchtlich ist, erfordert eine erfolgreiche Fortpflanzung (und damit die Ausbreitung der Population) eine Landschaft mit angrenzenden individuellen Lebensräumen, die einen engen Kontakt zu benachbarten Artgenossen ermöglicht (Zimmermann et al. 2005). Dennoch hat die Alpenpopulation in den letzten 20 Jahren ihr Verbreitungsgebiet um durchschnittlich 4 % pro Jahr erweitert (Molinari-Jobin et al. 2018). Die Ausdehnung war jedoch zu einem großen Teil auf Trittstein-Projekte zurückzuführen. Unser Ziel ist es, Erfahrungen aus den Alpen zu teilen und die Bedeutung von Trittstein-Projekten zu bewerten sowie Vorteile, Fallstricke und Zukunftsperspektiven zu diskutieren.

In den frühen 2000er Jahren wurde das LUNO-Projekt mit dem Ziel gestartet, die Verbreitung des Luchses in der Schweiz zu verbessern (Robin & Nigg 2005). 2001-2003 wurden insgesamt neun Luchse aus den Nordwestalpen

und dem Jura in die Nordostschweiz transloziert (Ryser et al. 2004). Die freigelassenen Luchse etablierten bald das typische Landbesitzsystem. Ein Jahr nach den ersten Freilassungen wurden die ersten Jungtiere gemeldet.

Einige herausragende Ereignisse verdienen es, erwähnt zu werden: Der männliche Luchs TURO überquerte – wahrscheinlich bei seinem Versuch in das Juragebirge zurückzukehren, aus dem er stammte – mehrere Autobahnen und den Rhein, bevor er wieder eingefangen und erneut freigelassen wurde. Nach seiner Gefangen nahme und Wiederfreilassung wurde TURO bei einem zweiten Versuch der Heimkehr berühmt, als er sich in die Stadt Zürich wagte. Es gelang ihm nicht, die Stadt zu durchqueren, aber er hielt sich mehrere Monate lang im Stadtwald auf, wo es reichlich Rehe gab, bevor er sich schließlich im Auswilderungsgebiet niederließ. Das Weibchen AIKA überquerte zwei Autobahnen und den Fluss Reuss (ebd.). Sie verbrachte den Rest ihres Lebens ohne Kontakt zu anderen Luchsen. Das Weibchen AURA hat sich nie fortgepflanzt. Männchen ROCO gründete ein Revier, verschwand aber einige Monate nach der Auswilderung. Sein Revier wurde bald von dem Männchen ODIN übernommen. Das Männchen VINO starb im Mai 2003, so dass es nur noch ein erwachsenes Männchen, ODIN, gab, da TURO zu diesem Zeitpunkt keinen Kontakt zu anderen Weibchen hatte (ebd.).

Nachdem das Monitoring mit Hilfe von Kamerafällen diese ungünstige Situation aufgedeckt hatte, wurde beschlossen, das Vorkommen 2007-2008 mit drei weiteren Luchsen zu verstärken. Dadurch wurde die Trittstein- Population gestärkt, die sich nach Süden und Osten

auszubreiten begann. Die Fortpflanzung wurde östlich des Rheins in Liechtenstein und Vorarlberg (Österreich) beobachtet. Die LUNO-Trittstein-Population ist im Begriff, mit der nordwestlichen Alpenpopulation in der Zentral-schweiz zu verschmelzen, obwohl noch kein Austausch von Individuen durch Kamerafallen bestätigt wurde. Interessanterweise wurde ein Einwanderer aus dem Jura bestätigt. Ob er sich fortpflanzt, ist noch offen.

Anders war die Situation, die zum Trittstein-Projekt im Gebiet des Nationalparks Kalkalpen in Oberösterreich führte (Abb. 1). In den späten 1990er Jahren tauchte ein männlicher Luchs unbekannter Herkunft in der Region auf. Ausgehend von den Monitoringdaten blieb er über Jahre hinweg der einzige Luchs in der Region und wurde von 2000 bis 2012 nachgewiesen. Im Jahr 2007 wurde LUKA (Luchsarbeitskreis), ein Gremium mit Vertreter:innen aller Interessensgruppen, mit dem Ziel gegründet, ein Luchsvorkommen mit regelmäßiger Reproduktion im Gebiet des NP Kalkalpen zu etablieren und die Interessen der Beteiligten auszugleichen. Von 2011 bis 2013 wurden zwei weibliche und ein männlicher Luchs aus dem Schweizer Jura und den Nordwestalpen in den NP Kalkalpen umgesiedelt. Die Luchse etablierten das typische Landnutzungssystem und im Jahr 2012 wurde der erste Wurf gemeldet (Fuxjäger 2020). Die Zahl der Würfe stieg auf zwei mit sechs Jungen im Jahr 2013 und drei Würfe und vier Junge im Jahr 2014. Im Jahr 2013 verschwand jedoch das umgesiedelte Luchsmännchen und in den Jahren 2015, 2016 und 2017 wurde keine Reproduktion beobachtet (ebd.).

Zwei männliche Luchse wurden 2014 von zwei Jägerillegal getötet, die später verurteilt wurden. Die Strafanzeigen

stützten sich auf das Strafrecht (§181 StGB) und das Zivilrecht (zusätzliche Entschädigungszahlungen), die ersten ihrer Art in Österreich. Daraufhin beschloss die LUKA-Gruppe, zwei weitere Luchse als Ersatz für die nachgewiesenen illegalen Tötungen wieder auszuwildern. Im Jahr 2017 wurden ein Männchen und ein Weibchen aus dem Jura ausgewildert. Ein Jungtier aus dem Jahr 2013 wanderte in das Wildnisgebiet um den Dürrenstein, etwa 50 km östlich des NP Kalkalpen, ein und wurde dort 2014 und 2015 dokumentiert (Abb. 2). Im Jahr 2016 gab es keine Hinweise auf Luchsvorkommen im Gebiet des Dürrensteins. In den Jahren 2017 und 2018 wurden jedoch wieder Luchse fotografiert, eine individuelle Identifizierung war aufgrund der Bildqualität jedoch nicht möglich. Im Jahr 2018 konnte nur einmal ein Jungtier im NP Kalkalpen dokumentiert werden und 2019 keines, trotz der bestätigten Anwesenheit von drei Männchen und drei Weibchen im Gebiet des NP Kalkalpen (Fuxjäger 2020). Bisher ist diese Trittsteinpopulation klein und isoliert geblieben. Aufgrund der kleinen genetischen Quelle stellt die Inzucht eine ständige Bedrohung für die Population dar. Die Tatsache, dass es keinen Populationsaustausch mit anderen Luchspopulationen gibt, weder mit der alpinen noch mit der böhmisch-bayerisch-österreichischen (BBA) Population, verschärft diesen Effekt und verhindert die angestrebte Trittstein-Funktion der nördlichen Kalkalpen.

Eine dringende Maßnahme zur Erhaltung des Luchses (Urgent Lynx Conservation Action – ULyCA) wurde 2012 initiiert, als der Rückgang des Luchses in den Südost-alpen offensichtlich wurde (Molinari-Jobin et al. 2018). Ziel war es, das Aussterben des lokalen Vorkommens zu verhindern, indem es mit drei Individuen verstärkt werden sollte. Mit dieser Aktion sollte Zeit gewonnen werden,

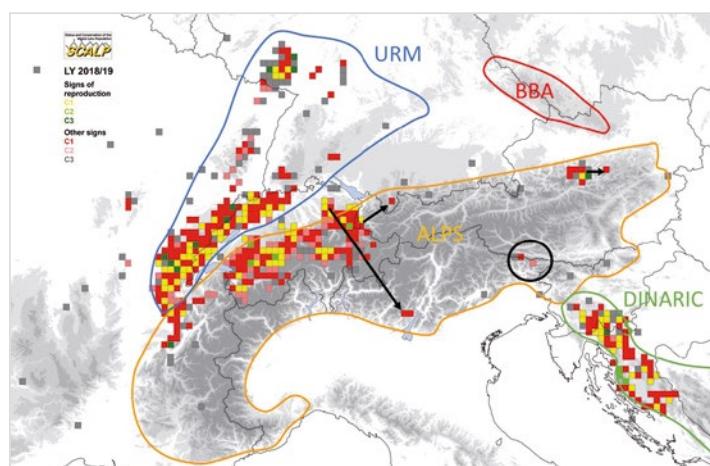


Abb. 2. Einzelne Luchsvorkommen in den Alpen sind das Ergebnis der Ausbreitung aus den Trittstein-Populationen (schwarze Pfeile), die Gebirgszüge sind farblich abgesetzt (URM = blau, Alpen = orange, Dinarisches Gebirge = grün, böhmisch-bayerisch-österreichischer Wald = rot).

um ein größeres Projekt zur Rettung der lokalen Luchspopulation vorzubereiten (siehe unten). 2014 wurden ein männlicher und ein weiblicher Luchs aus dem Jura in die Julischen Alpen in Italien umgesiedelt. Anders als bei allen anderen Umsiedlungen wurde beim ULyCA-Projekt ein Soft-Release-Protokoll angewendet (Abb. 3). Einen Monat nach der Freilassung hatten beide Luchse die Autobahn überquert und waren in die Karnischen Alpen gezogen, wo das Weibchen zwei Jungtiere zur Welt brachte. Das Männchen zog weiter, überquerte die Alpen in Richtung Norden und ließ sich an der österreichisch-deutschen Grenze nieder, wo es im September 2017 illegal getötet wurde, 140 km Luftlinie vom Auswilderungsort entfernt. Das Weibchen blieb in den Karnischen Alpen, wo sie jedoch keinen Kontakt zu anderen Luchsen hatte. Das Projekt wurde unter Berücksichtigung der nationalen und internationalen Richtlinien (AA.VV. 2007, IUCN 1998, 2013) vorbereitet, z. B. wurde die positive Stellungnahme der Jägerschaft und der Politik eingeholt. Nach einem Wechsel an der Spitze des örtlichen Jagdverbands und

des regionalen politischen Gremiums setzte sich jedoch eine oppositionelle Haltung durch, die dazu führte, dass die Freilassung des dritten Luchses und das gesamte Projekt blockiert wurden. Fünf Jahre später hat sich die politische Situation wieder geändert und das ULyCA-Projekt konnte wieder aufgenommen werden.

Im Jahr 2016 wurde die Finanzierung des größeren Projekts LIFE Lynx genehmigt, das 2017 anlief. Ziel von LIFE Lynx ist es, das Aussterben des Luchses im Dinarischen Gebirge und in den südöstlichen Alpen zu verhindern (Fležar et al. 2021). Der Plan umfasst die Integration von neun neuen Luchsen in die dinarische Population sowie die Schaffung einer Trittstein-Population in den Alpen. Fünf Luchse wurden im April 2021 in den slowenischen Alpen ausgewildert. Bis jetzt haben sie sich alle in der Umgebung der Auswilderungsgebiete aufgehalten, aber es ist noch zu früh, um zu wissen, wo sie ihr Revier einrichten werden.

SCHLUSSFOLGERUNG

Zwanzig Jahre nach der Schaffung der ersten Trittstein-Population ist es noch zu früh, um endgültige Schlussfolgerungen zu ziehen. Aber die derzeitige Situation ist vielversprechend (s. Tab. 1). Die LUNO-Population dehnt sich langsam nach Westösterreich und in die Südostschweiz aus und vor allem liegt sie nahe genug an anderen Luchspopulationen, z. B. in den Nordwestalpen, im Jura und möglicherweise an der Metapopulation am Oberrhein (Schwäbische Alb/Schwarzwald, Herdtfelder et al. 2021), um den Austausch von Individuen zu ermöglichen. In der südöstlichen Alpenpopulation hingegen

wurden in letzter Zeit weder Reproduktion noch Einwanderung gemeldet. Die Erfahrung aus dem ULyCA-Projekt hat gezeigt, dass zufällige und unvorhersehbare gesellschaftspolitische Ereignisse, selbst auf lokaler Ebene, den Erfolg eines Projekts trotz seriöser Planung und Durchführung ernsthaft gefährden können. Die Verstärkung im Rahmen des LIFE-Luchs-Projekts war dringend erforderlich. Fünf Luchse wurden 60-70 km vom nördlichen Rand der dinarischen Population entfernt freigelassen (Fležar et al. 2021), nahe genug, damit Luchse in das Trittstein-Vorkommen einwandern konnten (Čop & Frkovič 1998).

Tabelle 1. Vergleich der Trittstein-Projekte. Anzahl der freigelassenen Tiere in Klammern sind noch nicht freigelassen worden.

Project	Area of releases	Timeframe	Nr of animals released [m/f]	Estimated number of individuals 2018
LUNO	North-eastern Switzerland	2001-2008	5/7	25
NP Kalkalpen	Upper Austria	2011-2017	2/3	7
ULyCA	South-eastern Alps (I)	2014	1/1+(1+)	}3-5
LIFE Lynx	South-eastern Alps (SLO)	2021	2/3	

Im Gegensatz dazu bleibt die Situation der Trittstein-Population in den Kalkalpen kritisch. Mit der Eingliederung von zwei zusätzlichen Luchsen im Jahr 2017 konnte der Kern dieser Trittstein-Population kurzfristig vor dem Aussterben bewahrt werden. Künftig wird jedoch ein aktives Management erforderlich sein, da die geringe Anzahl von Individuen, Inzucht, stochastische Ereignisse und illegale Tötungen die Population bedrohen können. Im Vergleich zu den beiden anderen Trittstein-Populationen fehlt den Luchsen der Kalkalpen eine nahe gelegene Nachbarpopulation, die in naher Zukunft Einwanderer aufnehmen könnte. Die Luchspopulation der BBA (Wölfl et al. 2021) ist zwar nur 80 km entfernt, aber durch das Donautal mit seiner Kulturlandschaft getrennt. Die Entfernung zu den Trittstein-Vorkommen in den Südostalpen beträgt 140 km und zur Ostschweiz 350 km. Wenn der Kern dieser Luchs-Population der Kalkalpen überleben soll, sind also weitere Verstärkungen notwendig. Andernfalls droht dem Luchs dort das gleiche Schicksal wie der österreichischen Braunbärenpopulation, die nach einem Wiederansiedlungsprojekt in den 1980er Jahren ausge-

storben ist (Kruckenhauser et al. 2009). Mit der Schaffung eines weiteren Trittsteins zwischen den Südostalpen und den Kalkalpen würden sich die Überlebenschancen des Kalkluchses jedoch wahrscheinlich deutlich verbessern. Eine Bewertung der Lebensfähigkeit der Population (Population Viability Assessment – PVA) sollte in Kombination mit einer Lebensraummodellierung durchgeführt werden, um den Trittstein-Ansatz hinsichtlich der Freilassungsorte und der Anzahl der Individuen zu steuern. Unter der Annahme, dass groß angelegte Wiederansiedlungsprojekte in den Alpen oder anderswo in West- oder Mitteleuropa in Zukunft nur schwer umsetzbar sein werden, scheint der Trittstein-Ansatz zur Verbindung kleiner und isolierter Populationen eine angemessene Strategie zu sein. Die hier vorgestellten Erfahrungen deuten darauf hin, dass die Nähe zu anderen Luchsen und die Anzahl der im Rahmen einer adaptiven Auswilderungsstrategie (Monitoring und ggf. weitere Auswilderungen) freigelassenen Tiere, die entscheidenden Elemente für den Erfolg dieser kleinen Auswilderungsprojekte sein könnten.



Abb. 3. Luchs freilassung in den Südostalpen im Jahr 2014. Vor der Freilassung verbrachten die beiden umgesiedelten Luchse 17 Tage in einem Gehege (im Hintergrund zu sehen), um eine Rückkehr zu verhindern (Foto Renato Pontarini).

QUELLENANGABEN

AA.VV. 2007. Linee guida per l'immissione di specie faunistiche [Leitlinien für die Freisetzung von Wildtierarten]. Quad. Cons. Natura 27, Ministero Ambiente – Istituto Nazionale Fauna Selvatica.

Čop J. & Frkovič A. 1998. The reintroduction of the lynx in Slovenia and its present status in Slovenia and Croatia. *Hystrix* 10, 65-76.

Fležar U., Pičulin A., Bartol M., Stergar M., Sindičić M., Gomerčić T., ... & S. Černe R. 2021. Eurasian lynx in the Dinaric Mountains and the south-eastern Alps, and the need for population reinforcement. *Cat News Sonderausgabe* 14, 21-24.

Fuxjäger C. 2020. Der Luchs im Nationalpark Kalkalpen 2019. Bericht, 10 S.

IUCN. 1998. Guidelines for Re-introductions. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Schweiz und Cambridge, GB. 10 S.

IUCN. 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Schweiz und Cambridge, GB. 57 S.

Herdtfelder M., Schraml U. & Suchant R. 2021. Steps towards a lynx population in the Black Forest? *Cat News Sonderheft* 14, 45-46.

Kruckenhauser L., Rauer G., Däubl B. & Haring E. 2009. Genetic monitoring of a founder population of brown bears (*Ursus arctos*) in central Austria. *Conservation Genetics* 10, 1223-1233.

Molinari P. 1998. The lynx in the Italian south-eastern Alps. *Hystrix* 10, 55-64.

Molinari-Jobin A., Kéry M., Marboutin E., Molinari P., Koren, I., Fuxjäger C., Breitenmoser-Würsten C., Wölfl S., Fasel, M., Kos, I., Wölfl, M. & Breitenmoser U. 2012. Monitoring in the presence of species misidentification: the case of the Eurasian lynx in the Alps. *Animal Conservation* 15, 266-273.

Molinari-Jobin A., Kéry M., Marboutin E., Marucco F., Zimmermann F., Molinari P., Frick H., Fuxjäger C., Wölfl S., Bled F., Breitenmoser-Würsten C., Kos I., Wölfl M., Černe R., Müller O. & Breitenmoser U. 2018. Mapping range dynamics from opportunistic data: spatiotemporal modelling of the lynx distribution in the Alps over 21 years. *Animal Conservation* 21, 168-180.

Molinari-Jobin A., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Černe R., Drouet-Hoguet N., Fuxjäger C. ... & Zimmermann F. 2021. SCALP: Monitoring the Eurasian lynx in the Alps and beyond. *Cat News Sonderausgabe* 14, 50-52.

Robin K. & Nigg H. 2005. Luchsumsiedlung Nordostschweiz LUNO. Bericht über die Periode 2001 bis 2003. Schriftenreihe Umwelt Nr. 377. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 53 S.

Ryser A., von Wattenwyl K., Ryser-Degiorgis, M.-P., Willisch Ch., Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2004. Luchsumsiedlung Nordostschweiz. 2001-2003. KORA Report 22, 59 pp.

Sindičić M., Polanc P., Gomerčić T., Jelenčić M., Huber D., Trontelj P., Skrbinšek T. 2013. Genetic data confirm critical status of the reintroduced Dinaric population of Eurasian lynx. *Conservation Genetik* 14: 1009-1018.

von Arx M., Kaczensky P., Linnell J., Lanz T., Breitenmoser-Würsten Ch., Breitenmoser U. & Boitani L. 2021. Conservation Status of the Eurasian lynx in West and Central Europe. *Cat. News Sonderausgabe* 14, 5-8.

Wölfl S., Belotti E., Mináriková T., Volfová J., Bufka L., Engleter T. ... & Poledník L. 2021. Conservation challenges in the Bohemian-Bavarian-Austrian lynx population and 3Lynx project. *Cat News Sonderausgabe* 14, 19-20.

Zimmermann F. 2004. Conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in a fragmented landscape – habitat models, dispersal and potential distribution. Dissertation, Universität Lausanne, Schweiz, 180 S.

Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten, Ch. & Breitenmoser U. 2005. Natal dispersal of lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Journal of Zoology* 267, 381-395.

ANJA MOLINARI-JOBIN¹, MICHAEL BACK², URS BREITENMOSER¹, CHRISTINE BREITENMOSER-WÜRSTEN¹,
ROK ČERNE³, NOLWENN DROUET-HOGUET⁴, CHRISTIAN FUXJÄGER⁵, MICHA HERDTFELDER⁶, SYLVIA
IDELBERGER⁷, IVAN KOS⁸, JOCHEN KREBÜHL⁷, MIHA KROFEL⁸, FRANCESCA MARUCCO⁹, PAOLO
MOLINARI¹⁰, OLIVIER NÄGELE¹¹, GEORG RAUER¹², MAGDA SINDIČIĆ¹³, IGOR TRBOJEVIĆ^{14;15}, TIJANA
TRBOJEVIĆ¹², MANFRED WÖLFL¹⁶, SYBILLE WÖLFL¹⁷ & FRIDOLIN ZIMMERMANN¹

15. SCALP: MONITORING DES EURASISCHEN LUCHSES IN DEN ALPEN UND DARÜBER HINAUS

Das Projekt ‚Status und Erhaltung der alpinen Luchspopulation‘ (Status and Conservation of the Alpine Lynx Population – SCALP) ist ein laufendes Programm zur Koordinierung der Monitoring-, Erhaltungs- und Managementaktivitäten für den Eurasischen Luchs *Lynx lynx* in den Alpen, wobei der Monitoringansatz vor kurzem auch auf das benachbarte Dinarische Gebirge und den Jura ausgedehnt wurde. Langfristiges Ziel des SCALP ist es, den noch kleinen und isolierten Wiederansiedlungspopulationen zu helfen, sich auszubreiten und sich in Ko-existenz mit dem Menschen zu erholen. Der Prozess wird von der SCALP-Expertengruppe vorangetrieben und überwacht, die auch die jährlichen Verbreitungskarten erstellt.

Seit der Gründung der SCALP-Gruppe in den frühen 1990er Jahren haben wir beträchtliche Erfahrungen mit dem Monitoring dieser schwer nachweisbaren Art gesammelt. Im Zusammenhang mit der Verbreitung von Arten entstehen falsch-positive Beobachtungen, wenn eine Art fälschlicherweise an einem Ort erfasst wird, an dem sie nicht vorkommt, meist, weil eine andere Art mit der Fokusart verwechselt wird. Um die potenziellen Fälle von falsch-positiven Beobachtungen zu ermitteln, haben wir die so genannten „SCALP-Kriterien“ entwickelt, bei denen jedes Anzeichen für das Vorhandensein von Luch-

sen auf der Grundlage der Möglichkeit, die gemeldete Beobachtung zu überprüfen und zu bestätigen, in Kategorien eingeteilt wird. Für Luchse werden die folgenden Kategorien verwendet (Molinari-Jobin et al. 2012):

C1 – Bestätigte harte Fakten, überprüfte und unbestreitbare Aufzeichnungen der Luchspräsenz mit materiellen Beweisen wie (1) tote Luchse, (2) gefangene Luchse, (3) georeferenzierte Luchsfotos und (4) Proben (z. B. Kot, Haare), die mittels einer wissenschaftlich zuverlässigen Analyse (z. B. Genetik) dem Luchs zugeordnet werden.

1 KORA, Ittigen, Schweiz

* Email: a.molinari@kora.ch

2 FAWF, Trippstadt, Deutschland

3 Slowenischer Forstdienst, Ljubljana, Slowenien

4 OFB - Französisches Büro für biologische Vielfalt. Gières, Frankreich

5 Nationalpark Kalkalpen, Mölln, Österreich

6 FVA, Freiburg, Deutschland

7 SNU, Mainz, Deutschland

8 Universität von Ljubljana, Biotechnische Fakultät, Ljubljana, Slowenien

9 Centro Grandi Carnivori, Valdieri, Italien

10 Progetto Lince Italia, Tarvisio, Italien

11 Amt für Umwelt, Vaduz, Liechtenstein

12 Forschungsinstitut für Wildtierökologie, Universität der Veterinärmedizinischen Universität Wien, Österreich

13 Veterinärmedizinische Fakultät der Universität Zagreb, Zagreb, Kroatien

14 Naturwissenschaftliche Fakultät, Universität Banja Luka, Banja Luka, Bosnien und Herzegowina

15 Fakultät für Ökologie, Unabhängige Universität von Banja Luka, Banja Luka, Bosnien und Herzegowina

16 Landesamt für Umwelt, Hof/Saale, Deutschland

17 Luchsprojekt Bayern, Lam, Deutschland

C2 – Aufzeichnungen, die von einem Luchsexperten (d. h. einem geschulten Mitglied des Netzwerks) bestätigt wurden, wie z. B. (1) von einem Luchs getötete Nutztiere oder (2) wilde Beutetiere, (3) Luchsspuren oder andere nachweisbare Anzeichen der Anwesenheit.

C3 – Unbestätigte Aufzeichnungen, Zufallsfunde (Risse, Fährten und andere Feldzeichen, die zu alt oder schlecht dokumentiert sind, bei denen die Beschreibung jedoch mit einem Luchszeichen übereinstimmt) und alle Beobachtungen wie direkte Sichtungen und Rufe, die naturgemäß nicht verifiziert werden können.

Wir haben zur Schätzung der Luchsverbreitung eine Modellierung der Gebietsbesetzung verwendet und gezeigt, dass die abgeleitete Verbreitung sehr empfindlich auf die Präsenzkategorie reagiert, wobei die C3-Daten eine viel größere Verbreitung aufwiesen als die C1- und C2-Daten (Molinari-Jobin et al. 2012). Wir empfehlen eine strenge Unterscheidung zwischen vollständig zuverlässigen, nur teilweise zuverlässigen oder unzuverlässigen Daten in Monitoring-Datensätzen. Obwohl sie potenziell falsch-positive Beobachtungen enthalten, werden „weiche“ Daten (C3) nicht verworfen: Sie erhöhen die Genauigkeit von Parameterschätzungen in dynamischen Besetzungsmodellen (Louvrier et al. 2018) und sind wertvoll, um Ausdehnungen oder Regionen anzuzeigen, in denen das Monitoring verbessert werden muss.

Obwohl diese Art der Kategorisierung an die Fokusarten angepasst werden muss, kann eine Unterscheidung zwischen „harten“ und „weichen“ Daten zur Bewusstseinsschärfung beitragen, da es im Monitoring-Datensatz falsche Artenidentifikationen geben und so die Anpassung der Erhebung und damit die Bewertung des Populationsstatus erleichtern kann. Wir haben die Luchsverbreitungskarten weiter verbessert, indem wir zwischen 10x10 km-Vorkommenszellen mit und ohne Reproduktion unterschieden haben, die nach den SCALP-Kriterien klassifiziert wurden (Abb. 1).

Es ist nicht nur wichtig, falsch-positive Daten zu berücksichtigen. Die Wahrscheinlichkeit des Nachweises von Luchsen variiert in Raum und Zeit. Daher haben wir auch Methoden erforscht, die eine unvollkommene Detektion bei der Erstellung von Verbreitungskarten berücksichtigen (Molinari-Jobin et al. 2018). Arealbelegungsmodelle schätzen Vorkommen und Entdeckungswahrscheinlichkeit gemeinsam (MacKenzie et al. 2002, 2003) und sind in der Lage, die Monitoringeffizienz zu verbessern und

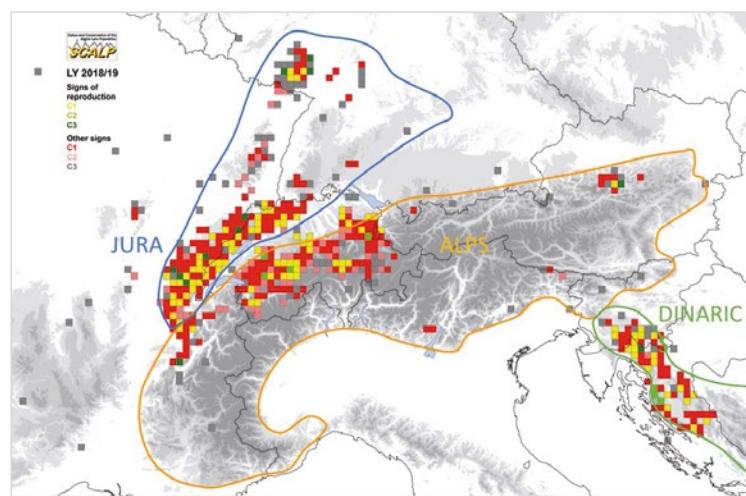


Abb. 1. Luchsverbreitung im Jahr 2018 in der Metapopulation am Oberrhein (blau), in den Alpen (orange) und im Dinarischen Gebirge (grün), basierend auf den SCALP-Kriterien, bei denen harte Daten (C1) von bestätigten Daten (C2) und nicht verifizierten Daten (C3) getrennt werden. Es werden auch Anzeichen für die Reproduktion unterschieden. Die Quadrate stellen 10x10 km-Zellen des Europäischen Terrestrischen Referenzsystems 1989 dar.

zu korrigieren. In den Alpen wurde das Monitoring in den letzten 25 Jahren sowohl durch eine bessere Ausbildung und fortgeschrittene Erfahrung der Mitglieder des Monitoringnetzes als auch durch den verstärkten und heute weit verbreiteten Einsatz von Fotofallen verbessert. Die Luchsverteilung und die Entdeckungswahrscheinlichkeit variierten je nach Jahr, Land, Waldbedeckung, Höhenlage und Entfernung zum nächsten Luchsaustrittsgebiet (Molinari-Jobin et al. 2018). Die Belegung benachbarter Zellen hatte einen starken positiven Effekt auf die Besiedlungs- und Persistenzraten. Unsere Analysen haben gezeigt, wie wichtig es ist, eine unvollständige Erfassung zu berücksichtigen: Die Rohdaten unterschätzten das Verbreitungsgebiet des Luchses um durchschnittlich 55 %, je nach Land und Winter. Wir empfehlen, das angenommene Verbreitungsgebiet mindestens einmal in einer

Generation mit Hilfe von Modellen zur Standortbelegung zu kalibrieren.

Wir haben unser Wissen über die Verbreitung der Art beträchtlich erweitert, aber wir haben gerade erst damit begonnen, uns mit der Frage „wie viele“ zu befassen. Obwohl räumliche Fang-Wiederfang-Modelle auf lokaler Ebene hervorragende Ergebnisse liefern (Zimmermann et al. 2013, Zimmermann & Foresti 2016), bleibt eine großräumige Extrapolation, z. B. auf Populationsebene, eine Herausforderung. Ähnlich wie bei den Verbreitungsdaten ist es wünschenswert, auch die Interpretation von Abundanzschätzungen zu standardisieren, die derzeit von Expertenschätzungen über Mindestzählungen durch Kamerafalle bis hin zu robusten Schätzungen auf der Grundlage von Fang-Wiederfang-Methoden reichen, die ihrerseits Standardisierungen erfordern. Gegenwärtig sind wir dabei, SCALP-Kriterien für Abundanzschätzungen zu entwickeln.



Abb. 2. Die Mitglieder der SCALP-Expertengruppe treffen sich regelmäßig, um Fortschritte und Herausforderungen zu diskutieren, z. B. trafen sich Mitglieder aus Slowenien, Italien, Österreich, Deutschland, der Schweiz, Frankreich und dem Fürstentum Liechtenstein im September 2018 in Berchtesgaden, Deutschland.

Seit Beginn der SCALP-Kooperation Anfang der 1990er Jahre haben die Expert:innen (Abb. 2) betont, dass die Verbindung der isolierten Luchspopulationen für die Erhaltung des Luchses entscheidend ist. Grundlage für eine Wiederherstellungsstrategie ist die Pan-Alpine Conservation Strategy for lynx (PACS; Molinari-Jobin et al. 2003), die von der SCALP-Expertengruppe erarbeitet und vom Ständigen Ausschuss des Übereinkommens über die

Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume (Berner Konvention) im Jahr 2001 angenommen wurde. In den letzten 20 Jahren hat sich das Verbreitungsgebiet des Luchses in den Alpen mit einer durchschnittlichen Rate von 4 % pro Jahr ausgedehnt, was vor allem das Ergebnis von Umsiedlungsprojekten war (Molinari-Jobin et al. 2018): Zwölf Luchse wurden zwischen 2001 und 2008 aus den Nordwestschweizer Alpen und dem Jura in die Nordostschweiz umgesiedelt, fünf Luchse zwischen 2011 und 2017 aus den Nordwestschweizer Alpen und dem Jura nach Oberösterreich, zwei Luchse 2014 aus dem Jura nach Nordostitalien und weitere fünf Luchse wurden in den Karpaten gefangen und 2021 in den slowenischen Julischen Alpen wieder ausgesetzt. Bislang haben Luchse weniger als 20 % der Alpen wiederbesiedelt (Abb. 1). Die Umsiedlungsprojekte basieren alle auf der „Trittstein-Idee“ (Molinari et al. 2021), die im Rahmen des SCALP-Projekts an den Luchserhalt angepasst wurde.

Die seit dem Jahr 2000 veröffentlichten Bewertungen sind sich weitgehend einig über die Hauptbedrohungen für die Luchspopulationen in den Alpen (Molinari-Jobin et al. 2003, Molinari-Jobin et al. 2010, Schnidrig et al. 2016) und in Europa im Allgemeinen (Breitenmoser et al. 2000, von Arx et al. 2004, Europarat 2012, Kaczensky et al. 2013, Boitani et al. 2015). Sie bestehen hauptsächlich aus illegaler Verfolgung, zufälliger Mortalität (Fahrzeugkollisionen) und Lebensraumverschlechterung aufgrund von Infrastrukturentwicklung. Die geringe Akzeptanz aufgrund von Konflikten mit Jäger:innen in Verbindung mit der begrenzten Ausbreitungsfähigkeit der Art tragen dazu bei, dass sich die alpine Luchspopulation nur langsam ausbreitet. In den neueren Bewertungen wurde auch Inzucht als wichtige Bedrohung für einige der Luchspopulationen identifiziert (Schnidrig et al. 2016). Darüber hinaus nennen Boitani et al. (2015) schlechte Managementstrukturen als einen Faktor, der die Erhaltung des Luchses in Europa behindert.

Auf der Grundlage dieser Bedrohungsanalysen sowie sozialer und politischer Überlegungen wurden im Auftrag der Alpenkonvention Managementszenarien zur Förderung der Erholung der alpinen Luchspopulation entwickelt (Schnidrig et al. 2016). Obwohl die alpine Luchspopulation noch weit davon entfernt ist, (genetisch) lebensfähig zu sein, sind die Alpen das einzige Gebirge in West- und Mitteleuropa, das angesichts seiner potenziellen Ausdehnung eine isolierte lebensfähige Population beherbergen

könnte. Die Alpen sind daher eine künftige Hochburg für die Art und auch im Hinblick auf die Verbindung mit benachbarten Populationen, z. B. der dinarischen, böhmisch-bayerisch-österreichischen, Schwarzwald- und Jurapopulation, von entscheidender Bedeutung (von Arx et al. 2021). Das übergeordnete Ziel ist der Aufbau einer großen mitteleuropäischen Metapopulation (Bonner Luchsexpertengruppe 2021). Die Verbindung zwischen den Ost- und Westalpen ist entscheidend, wird aber nur durch aktives Management zu gegebener Zeit erreicht werden können, da sich die bestehenden Luchs-Teilpopulationen nur sehr langsam ausbreiten. Zudem ist die genetische Variabilität der Alpenpopulation als Folge einer sehr kleinen Gründergruppe sehr gering und bedarf eines

genetischen Managements (Breitenmoser-Würsten & Obexer-Ruff 2003). Daher sind weitere Umsiedlungen und Verstärkungen notwendig, wie sie derzeit in Slowenien und Kroatien im Rahmen des LIFE-Luchs-Projekts durchgeführt werden (Fležar et al. 2021). Um die Ausbreitung der Population zu fördern und die demografische und genetische Sanierung zu gewährleisten, wird ein koordinierter Ansatz mit einer schrittweisen Verbesserung in allen kleinen Teilpopulationen empfohlen (Abb. 3). Im Rahmen des SCALP-Projekts haben wir allgemein anerkannte Best-Practice-Ansätze für Monitoring und Management entwickelt, die auch bei mehreren anderen Schutzprojekten in den Alpen und darüber hinaus angewandt wurden.

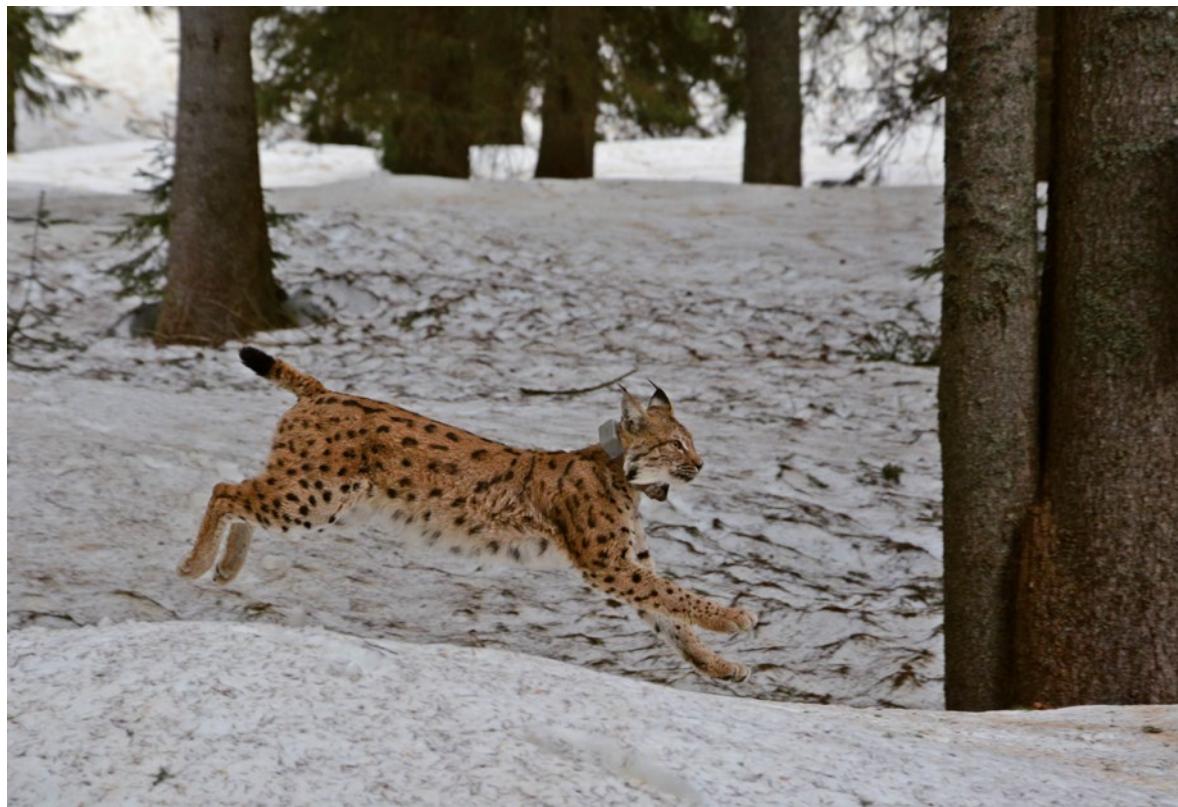


Abb. 3. Umsiedlungen sind ein effizientes Mittel, um die Aussichten kleiner Populationen zu verbessern (Foto R. Pontarini).

QUELLENANGABEN

Boitani L., Alvarez F., Anders O., Andren H., Avanzinelli E., Balys, ... & Zlatanova D. 2015. Key actions for Large Carnivore populations in Europe. Institute of Applied Ecology (Rome, Italy). Report to DG Environment, Europäische Kommission, Bruxelles. Vertrag Nr. 07.0307/2013/654446/SER/B3. 119 S.

Bonner Luchsexpertengruppe. 2021. Recommendations for the conservation of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in Western and Central Europe. Schlussfolgerungen aus dem Workshop der „Bonn Lynx Expert Group“ in Bonn, Deutschland, 16.-19. Juni 2019. Cat News Sonderausgabe 14, 78-86.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten Ch., Okarma H., Kaphegyi T. A. M., Kaphegyi-Wallmann, U. & Müller U. M. 2000. Action Plan for the Conservation of the Eurasian Lynx in Europe (*Lynx lynx*). Nature and environment, Nr. 112. Verlag des Europarates, Straßburg, 70 S.

Breitenmoser-Würsten C. & Obexer-Ruff G. 2003. Population and conservation genetics of two re-introduced lynx (*Lynx lynx*) populations in Switzerland – a molecular evaluation 30 years after translocation. Environmental encounters 58, 51-55.

Fležar U., Pičulin A., Bartol M., Stergar M., Sindičić M., Gomerčić T., & S. Černe R. 2021. Eurasian lynx in the Dinaric Mountains and the south-eastern Alps, and the need for population reinforcement. Cat News Sonderausgabe 14, 21-24.

Europarat (Hrsg.) 2012. Group of Experts on the conservation of Large Carnivores in Europe. Saanen, Gstaad (Switzerland), 24–26 May 2012. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. T-PVS (2012) 7. Europarat, Straßburg, Frankreich, 75 S.

Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H. & Linnell J. (Eds) 2013. Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe Part I. Europe summaries. A Large Carnivore Initiative for Europe Report prepared for the European Commission.

Louvrier J., Molinari-Jobin A., Kéry M., Chambert T., Miller D., Zimmermann F., & Gimenez O. 2018. Use of ambiguous detections to improve estimates from species distribution models. Conservation Biology 33, 185-195.

MacKenzie D. I., Nichols J. D., Lachman G. B., Droege S., Royle J.A. & Langtimm C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology 83, 2248-2255.

MacKenzie D. I., Nichols J. D., Hines J. E., Knutson M. G. & Franklin A. B. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. Ecology 84, 2200-2207.

Molinari P., Breitenmoser U., Černe R., Fuxjäger C., Weingarth K., Ryser A. & Molinari-Jobin A. 2021. The contribution of stepping-stone releases for enhancing lynx distribution. Cat News Sonderausgabe 14, 46-49.

Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten C., Wölfl M., Stanisa C., Fasel M., ... & Breitenmoser U. 2003. The Pan-Alpine Conservation Strategy for the Lynx. Nature and environment, Nr. 130. Veröffentlichung des Europarats, Straßburg, 19 S.

Molinari-Jobin A., Marboutin E., Wölfl S., Wölfl M., Molinari P., Fasel M., & Breitenmoser U. 2010. Recovery of the Alpine lynx *Lynx lynx* metapopulation. Oryx 44, 267-275.

Molinari-Jobin A., Kéry M., Marboutin E., Molinari P., Koren I., Fuxjäger C., ... & Breitenmoser U. 2012. Monitoring in the presence of species misidentification: the case of the Eurasian lynx in the Alps. Animal Conservation 15, 266-273.

Molinari-Jobin A., Kéry M., Marboutin E., Marucco F., Zimmermann F., Molinari P., ... & Breitenmoser U. 2018. Mapping range dynamics from opportunistic data: spatiotemporal modelling of the lynx distribution in the Alps over 21 years. Animal Conservation 21, 168-180.

Schnidrig R., Nienhuis C., Imhof R., Bürki R. & Breitenmoser U. 2016. Lynx in the Alps: Re-commendations for an internationally coordinated management. KORA Bericht 71, 70 S.

von Arx M., Breitenmoser-Würsten Ch., Zimmermann F. & Breitenmoser U. (Eds) 2004. Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001. KORA Bericht 19, 330 S.

von Arx M., Kaczensky P., Linnell J., Lanz T., Breitenmoser-Würsten Ch., Breitenmoser U., Boitani L & Mitwirkende. 2021. Conservation status of the Eurasian lynx in West and Central Europe. Cat News Sonderausgabe 14, 5-8.

Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten Ch., Molinari-Jobin A. & Breitenmoser U. 2013. Optimizing the size of the area surveyed for monitoring a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population in the Swiss Alps by means of photographic capture-recapture. Integrative Zoology 8, 232-243.

Zimmermann F. & Foresti D. 2016. Capture-Recapture methods for density estimation. In Camera Trapping for Wildlife Research. Rovero F. & Zimmerman F. (Eds). Pelagic Publishing, Exeter, GB, S. 95-141.

MANFRED WÖLFL^{1*}, SYBILLE WÖLFL², TEREZA MINÁRIKOVA³, KIRSTEN WEINGARTH⁴, PETER GERNNGROSS⁵, THOMAS ENGLEDER⁶, ELISA BELOTTI⁷, LUDĚK BUFKA⁷, MARTIN STRNAD⁸, SIMONA POLÁKOVÁ⁹, ANNA MARIA RODEKIRCHEN¹, MARKUS SCHWAIGER¹⁰ & MORITZ KLOSE¹⁰

16. GÜNSTIGER ERHALTUNGSZUSTAND UND MANAGEMENT AUF POPULATIONSEBENE – DIE BÖHMISCH-BAYERISCH-ÖSTERREICHISCHE LUCHSPOPULATION ALS FALLBEISPIEL

Die FFH-Richtlinie der Europäischen Union verpflichtet die Mitgliedsstaaten, für streng geschützte Arten einen günstigen Erhaltungszustand (favourable conservation status – FCS) zu erhalten oder anzustreben. Im Rahmen des „3Lynx-Projekts“ entwickelten elf Partner aus fünf Ländern eine populationsbezogene Erhaltungsstrategie. Zur Umsetzung der FCS-Standardisierung wurde das Kriterium D (Populationsgröße) der Rote-Liste IUCN-Kategorie „Fast bedroht“ verwendet und in eine spezifische Mindestpopulationsgröße übersetzt. Für die böhmisch-bayerisch-österreichische (BBA) Luchspopulation *Lynx lynx* kamen wir auf 250 geschlechtsreife Tiere, wobei vorausgesetzt wird, dass gleichzeitig die Konnektivität zu anderen Luchspopulationen gewährleistet ist. Die dafür zentrale Überwachungseinheit ist definiert als die Anzahl der reproduzierenden Weibchen. Um den FCS-Zustand zu erreichen, wird eine Anzahl von 165 tatsächlich nachgewiesenen Weibchen mit Jungtieren innerhalb der BBA-Population angestrebt.

Die FFH-Richtlinie der Europäischen Union verpflichtet die Mitgliedsstaaten, einen günstigen Erhaltungszustand (FCS) für streng geschützte Arten zu erhalten oder anzustreben (Europäische Wirtschaftsgemeinschaft 1992). Der Eurasische Luchs, der in den Anhängen II und IV der Habitat-Richtlinie aufgeführt ist, ist eine Art mit hohen räumlichen Ansprüchen von durchschnittlich nur einem erwachsenen Tier pro 100 km² (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Die große Herausforderung besteht darin, eine ausreichend große Population für den FCS-Zustand in die vom Menschen geprägte Kulturlandschaft Mitteleuropas zu integrieren.

Im Rahmen des so genannten „3Lynx-Projekts“ arbeiteten elf Partner aus fünf Ländern (Tschechien, Deutschland, Österreich, Italien und Slowenien) an der Harmonisierung des Luchsmonitorings und tauschten regionale und nationale Erfahrungen über Schutzbemühungen im Hinblick auf das Populationsmanagement aus (z. B. Wölfel et al. 2021). Der Schwerpunkt lag auf der Entwicklung einer Schutzstrategie für die böhmisch-bayerisch-österreichische Luchspopulation (BBA) (Abb. 1). Dort leben Luchse entlang der Gebirgszüge, die sich im Grenzgebiet zwischen Tschechien, Deutschland und Österreich erstrecken (Abb. 2).

1 Bayerisches Landesamt für Naturschutz, Hof, Deutschland

* Email: manfred.woelfl@lfn.bayern.de

2 Luchs Bayern e.V., Waldmünchen, Deutschland

3 ALKA Wildlife o.p.s., Dačice, Tschechische Republik

4 Habitat – Wildlife Services, Großraming, Österreich

5 Luchsprojekt Österreich Nordwest, Wien, Österreich

6 Luchsprojekt Österreich Nordwest, Haslach a. d. Mühl, Österreich

7 Nationalpark Böhmerwald, Vimperk, Tschechische Republik

8 Naturschutzbehörde (AOPK ČR), Tschechische Republik

9 Ministerium für Umwelt der Tschechischen Republik, Prag, Tschechische Republik

10 World Wildlife Fund for Nature, Berlin, Deutschland

Luchse wurden in diesem Gebiet im 19. Jahrhundert ausgerottet – die letzten Nachweise stammen aus den Anfängen des 20. Jahrhunderts (Bufka & Červeny 1996). In den 1980er Jahren wurden insgesamt 17 Luchse karpatischer Herkunft im Gebiet des später gegründeten Nationalparks Šumava wieder angesiedelt (ebd., Volfová & Toman 2018). Aus dieser Keimzelle entwickelte sich im Laufe der nächsten Jahrzehnte die heute existierende BBA-Luchspopulation (z. B. Wölfl et al. 2001, Wölfl et al. 2021). Obwohl geeigneter Lebensraum weitgehend zur Verfügung steht, ist die BBA-Luchspopulation mit 107 eigenständigen Tieren und 32 Familiengruppen (Mináriková et al. 2019) noch relativ klein und isoliert. Zudem sind Teile des Gebietes stark fragmentiert. Diese Faktoren tragen zum Risiko einer geringen genetischen Variabilität bei, die zu einem erneuteten Aussterben führen würde.

Die „Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe“ („Leitlinien für Managementpläne auf Populationsebene für Großkarnivoren in Europa“) (Linnell et al. 2008) wurden von der EU-Kommission empfohlen, um praktische Ratschläge für die Festlegung und Erreichung des FCS auf Populationsebene für mittelgroße Säugetiere zu geben. Dies bedeutet einen grenzüberschreitenden Schutzansatz in Bezug auf Anzahl und Raum für die meisten Großkarnivoren-Vorkommen in Europa.

Im Rahmen des 3Lynx-Projekts wird daher die übergeordnete Vision für die BBA-Luchspopulation wie folgt



Abb. 1. Teilnehmer eines Workshops des 3Lynx-Projekts zur Entwicklung einer Erhaltungsstrategie für die BBA-Luchspopulation (Foto: Tschechisches Umweltministerium).

formuliert: eine kontinuierliche Entwicklung der BBA-Luchspopulation hin zu einem langfristigen Überleben in einem günstigen Erhaltungszustand, was bedeutet, dass

1. Luchse sich über alle geeigneten Lebensräume im BBA-Gebiet ausbreiten,
2. Luchse eine ausreichende Anzahl innerhalb des BBA-Gebiets erreichen,
3. die BBA-Luchspopulation mit anderen Luchs-Subpopulationen verbunden ist, um eine funktionierende Metapopulation aufzubauen, und
4. der Luchs vom Menschen als integraler Bestandteil des Ökosystems Mitteleuropa akzeptiert wird.

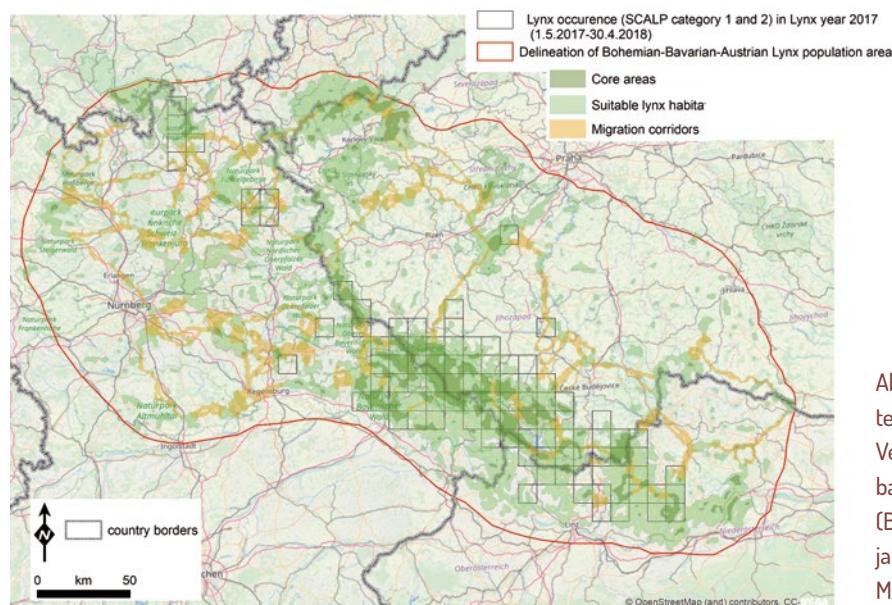


Abb. 2. Abgrenzung geeigneter Lebensraum und aktuelle Verbreitung der böhmisch-bayerisch-österreichischen (BBA) Luchspopulation (Luchs-jahr 2017: 01.05.17-30.04.2018; Mináriková et al. 2019).

In Bezug auf den Lebensraum im und um das BBA-Gebiet sind folgende Erhaltungsmaßnahmen notwendig:

- 1a) die Sicherung und Verbesserung des Luchshabitats auf einer kleinen lebensraumspezifischen Ebene (z. B. wichtige Fortpflanzungsstätten und Beutetiere);
- 1b) die Sicherung und Verbesserung der Konnektivität innerhalb des BBA-Gebiets (z. B. Durchlässigkeit von Straßen oder Autobahnen; Bergtäler, die sehr oft schrittweise durch Siedlungen mit immer weniger Querungsmöglichkeiten verbaut werden);
- 1c) die Sicherung und Verbesserung der Konnektivität zu anderen Luchspopulationen (Karpaten, Alpen oder Harz).

Für das Erreichen des Anschlusses an die Karpatenpopulation könnte das sogenannte „CELTIC“-Konzept (Conservation of the Eurasian Lynx – Management and International Cooperation; Wölfl et al. 2001) als Leitlinie dienen.

Für das „Erreichen einer ausreichenden Anzahl von Luchsen“ wichtig ist die Übersetzung der gesetzlichen Verpflichtung zur FCS in praktische Ziele. Ein pragmatischer Ansatz besteht darin, sich auf das Kriterium D (Populationsgröße) der Roten Liste der IUCN (Kategorie „potenziell gefährdet/Near Threatened“) zu beziehen und die Übersetzung in Zahlen zu verwenden, die in den „Guidelines for population level management plans of Large Carnivores in Europe“ angegeben ist: 1.000 geschlechtsreife Tiere für eine isolierte Luchspopulation (Kategorie „potenziell gefährdet/Near Threatened“) oder 250 geschlechtsreife Tiere für ein Vorkommen, das mit anderen Populationen verbunden ist (Kategorie „gefährdet/Vulnerable“).

Für Luchse würden 1.000 geschlechtsreife Tiere einen Raumbedarf von etwa 100.000 km² bedeuten. Das BBA-Gebiet ist nicht groß genug, um diesen Zahlen zu entsprechen, so dass die logische Konsequenz darin besteht, zwei parallele Ansätze zu verfolgen: die Etablierung von mindestens 250 geschlechtsreifen Luchsen und gleichzeitig die Sicherung des genetischen Austauschs zwischen benachbarten Teilpopulationen.

Da die 250 geschlechtsreifen Tiere in den oben genannten Leitlinien als absolute Mindestzahl angegeben sind,

schlagen wir vor, nur tatsächlich reproduzierende Tiere zu zählen, um deutlich über der kritischen Untergrenze zu liegen. Unter Berücksichtigung der sozialen Organisation des Luchses (im Durchschnitt deckt ein Männchen den Lebensraum von zwei Weibchen ab; siehe Abb. 3) schlagen wir daher vor, mindestens 165 reproduzierende Weibchen und 85 Männchen in der BBA-Population anzustreben, um sicher die 250 Tiere zu erreichen, die an der Reproduktion teilnehmen.

Die wichtigste Überwachungseinheit sollte die „Luchs-familiengruppe“ sein, d. h. ein Luchsweibchen mit dokumentierten Jungtieren – gleichbedeutend mit „reproduzierendem Weibchen oder Luchsfamilie“. Unter Berücksichtigung des räumlichen Verhältnisses von zwei

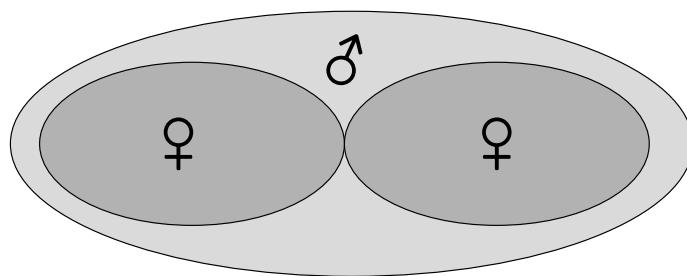


Abb. 3. Soziale Organisation des Luchses – im Durchschnitt deckt ein erwachsenes Männchen das Territorium von zwei erwachsenen Weibchen ab.

Weibchen pro einem Männchen gehen wir dann von mindestens 165 Luchsfamilien aus, um den FCS innerhalb der BBA-Population zu erreichen. Diese erforderliche Anzahl soll auf die drei EU-Mitgliedsstaaten Tschechien, Deutschland und Österreich entsprechend dem verfügbaren Lebensraum aufgeteilt werden.

Um die gegebene Argumentation weiter zu bewerten, zu verfeinern und zu evaluieren, werden wir nach dem 3Lynx-Projekt zusätzliche Analysen (Populationslebensfähigkeitssanalyse, Besetzungs- und Habitatmodell) durchführen. Um diese Analysen mit Daten zu untermauern, werden wir uns auf die weitere Verbesserung unserer Datenbasis zur Populationsstruktur und -dynamik sowie auf eine umfassende Bewertung des Inzuchtkoeffizienten konzentrieren.

Im Hinblick auf die Akzeptanz des Luchses als integralen Bestandteil des grenzüberschreitenden Ökosystems wurde im Rahmen des 3Lynx-Projekts auch ein Kommunikationskonzept entwickelt, das ebenfalls Teil der BBA-Erhaltungsstrategie sein wird.

QUELLENANGABEN

Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten C. 2008. Der Luchs – ein Großraubtier in der Kulturlandschaft. Salm Verlag, Bern/Wohlen, 537 S.

Bufka, L. & Červeny J. 1996. The lynx (*Lynx lynx* L.) in the Sumava region, southwest Bohemia. *Journal of Wildlife Research* 1, 167-170.

Europäische Wirtschaftsgemeinschaft. 1992. Flora-Fauna-Habitats Directive (92/43/EWG).

Linnell J., Salvatori V. & Boitani L. 2008. Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European commission (Vertrag 070501/2005/424162/ MAR/B2), 85 S.

Mináriková T., Wölfl S., Belotti E., Engleider T., Gahbauer M., Volfová J., ... & Poláková S. 2019. Lynx Monitoring Report for Bohemian-Bavarian-Austrian lynx population for Lynx year 2017. 17 S. Bericht erstellt im Rahmen des 3Lynx-Projekts, finanziert durch INTERREG Central Europe.

Volfová J. & Toman L. 2018. Navrat rysa ostrovida na Sumavy ve 2. polovině 20. století. *Vlastivedny sborník muzea Sumavy – Muzeum Sumavy*, 397-415 (mit deutscher Zusammenfassung).

Wölfl M., Bufka L., Červeny J., Koubek, P., Heurich, M., Habel, H., Huber, T. & Poost, W. 2001. Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republic, Germany and Austria. *Acta theriologica* 46, 181-194.

Wölfl S., Belotti E., Mináriková T., Volfová J., Bufka L., Engleider T., ... & Poledník L. 2021. Conservation challenges in the Bohemian-Bavarian-Austrian lynx population. *Cat News Sonderausgabe* 14, 19-20.

17. GRENZÜBERSCHREITENDE ZUSAMMEN- ARBEIT BEI DER ERHALTUNG DES LUCHSES UNTER DER SCHIRMHERR- SCHAFT DER OBERRHEINKONFERENZ

Die Wiederansiedlung des Luchses *Lynx lynx* im Pfälzerwald mit den angrenzenden geeigneten Lebensräumen in Frankreich, der Schweiz und Deutschland hat das Interesse geweckt, die internationale Zusammenarbeit zum Informationsaustausch, zur Entwicklung harmonisierter Ansätze und unterstützende Organisationsstrukturen zu schaffen. So wurde der Expertenausschuss Luchs unter der Schirmherrschaft der Oberrheinkonferenz gegründet und fungiert als administratives Dach für die herausragenden Luchshabitate.

Der Oberrhein wird eingegrenzt von den Mittelgebirgszügen des Schwarzwalds, des Jura, den Südvogesen und den nördlichen Vogesen mit dem Übergang in den Pfälzerwald (Abb. 1). Der Luchs wurde im Schweizer Jura in den 1970er Jahren und in den französischen Vogesen in den 1980er Jahren wiedereingeführt. Im Schwarzwald werden regelmäßig einzelne männliche Luchse beobachtet. Die Population im Pfälzerwald befindet sich derzeit in der Wiederansiedlung (Drouet-Hoguet et al. 2021; Germain & Schwoerer 2021; Herdtfelder et al. 2021; Idelberger et al. 2021).

Eine demografisch und genetisch lebensfähige Luchspopulation erfordert eine große Ausdehnung, die erreicht werden könnte, indem die Teilpopulationen zu einer „Metapopulation“ zusammengeführt werden. Die an den Oberrhein angrenzenden Mittelgebirgszüge, der Schwarzwald, das Jura, die Südvogesen und der Bereich Nordvogesen/Pfälzerwald, bilden einen naturnahen Lebensraum von rund 36.000 km² und könnten eine lebensfähige „Oberrhein-Metapopulation“ (Upper Rhine metapopulation – URM) des Luchses beherbergen. Diese URM ist außerdem verbunden mit den Alpen

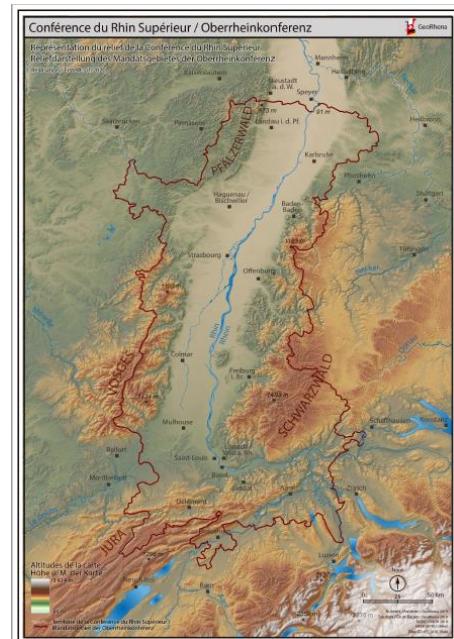


Abb. 1. Das Mandatsgebiet der Oberrheinkonferenz (rot umrandet) und die eingeschlossenen Gebirgszüge Jura und Vogesen, Schwarzwald und Pfälzerwald (Oberrheinkonferenz 2012).

1 Stiftung Natur und Umwelt RLP, Mainz, Deutschland

* Email: jochen.krebuehl@snu.rlp.de

2 Stiftung KORA, Muri, Schweiz

3 Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg i. Br., Deutschland

4 Office Français pour la Biodiversité, Vincennes, Frankreich

und der Schwäbischen Alb und schließlich zu sekundären Gebirgszügen weiter nördlich. Die in weiten Teilen bewaldeten Mittelgebirge bieten dem Luchs günstige Lebensräume (Schadt 2002; Zimmermann & Breitenmoser 2007), aber die Populationen sind immer noch klein, verletzlich und voneinander getrennt. Die einzige bedeutende Population besteht aus etwa 150 unabhängigen Luchsen im französischen und Schweizer Jura, während nur einige wenige Individuen in der Region Vogesen/Pfälzerwald leben und männliche Luchse aus dem Schweizer Jura gelegentlich in den Schwarzwald einwandern (Drouet-Hoguet et al. 2021; Herdtfelder et al. 2021; von Arx et al. 2021). Einzelne Luchse werden in den Südvogesen beobachtet (Germain et al. 2021).

Die Gründe für die langsame Ausbreitung liegen in der Biologie des Luchses (Zimmermann et al. 2007), insbesondere die geringe Bereitschaft der Weibchen die fragmentierte Landschaft zu durchqueren, aber auch eine hohe anthropogene Sterblichkeit, nicht zuletzt durch die Fragmentierung von Lebensräumen und illegale Tötungen aufgrund der geringen Akzeptanz des Luchses in Teilen der lokalen Bevölkerung. Eine weitere Bedrohung ist die genetische Verarmung durch Inzucht, solange die einzelnen Populationen isoliert bleiben. Eine funktionierende Metapopulation am Oberrhein erfordert die natürliche oder unterstützte Ausbreitung des Luchses zwischen diesen gesunden Teilpopulationen und die Besiedlung weiterer geeigneter Lebensräume insbesondere durch Weibchen. Basierend auf dokumentierten Migrationen gehen wir davon aus, dass die natürliche Migration ausreichen würde, um die genetische Lebensfähigkeit der Population zu erhalten, wenn einmal vitale Subpopulationen in allen Gebieten existieren. Bislang sind 13 männliche Luchse in den Schwarzwald und die angrenzenden Nebengebirge eingewandert. Für sieben Individuen ist die Schweizer Herkunft dokumentiert (Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 2019; M. Herdtfelder, pers. Mitt.). Ein weiteres Männchen wanderte im Jahr 2015 aus dem französischen Jura in die Südvogesen (Hurstel & Laurent 2016). Zwei Männchen wanderten vom Pfälzerwald in die Südvogesen, wobei mehrere Individuen die Nordvogesen in begrenzten Ausflügen oder als Teil ihres Territoriums erkundeten. Ein Männchen überquerte den Rhein von Ludwigshafen nach Mannheim (Idelberger et al. 2021). Flüsse dieser Größe werden normalerweise als große Barrieren angesehen (Schadt 2002).

Auf institutioneller Ebene wurde die notwendige grenzüberschreitende Zusammenarbeit im Rahmen der Deutsch-Französisch-Schweizerischen Oberrheinkonferenz (Oberrheinkonferenz 2018) eingeleitet. Die Oberrheinkonferenz bildet den institutionellen Rahmen für die grenzüberschreitende Zusammenarbeit in der Region. Sie ist die Nachfolgeorganisation der beiden Regionalkommissionen (zweigliedrige Regionalkommission für den nördlichen und dreigliedrige Regionalkommission für den südlichen Oberrhein), die aus dem Oberrheinabkommen zwischen Deutschland, Frankreich und der Schweiz von 1975 hervorgegangen sind und die unter der Schirmherrschaft der deutsch-französisch-schweizerischen Regierungskommission arbeiten (Oberrheinkonferenz o.J.a).

Die Regierungen Frankreichs, der Schweiz und Deutschlands haben die Einrichtung des Expertenausschusses Luchs (Oberrheinkonferenz o.J.b) auf der Sitzung der Regierungskommission in Berlin am 23. Oktober 2015 begrüßt. Am 27.10.2016 konstituierte sich der Expertenausschuss, der sich mit dem demografischen und genetischen Monitoring, der Vernetzung, der Akzeptanz und dem Management beschäftigt. Die Wirksamkeit der

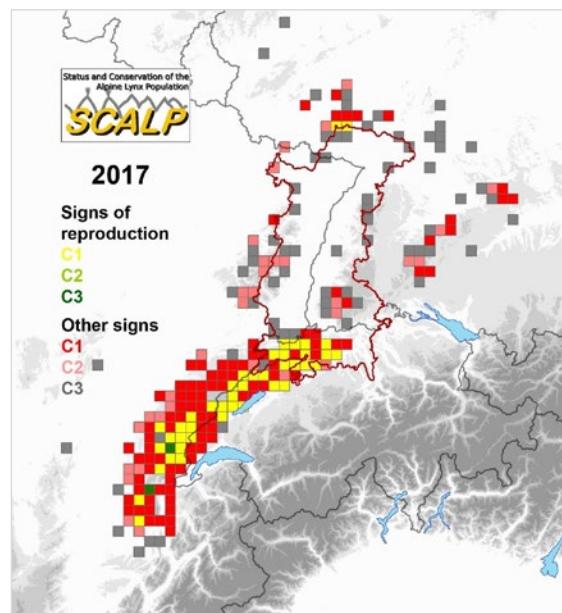


Abb. 2. Als ein Ergebnis des Expertenausschusses Luchs wurde eine gemeinsame Verbreitungskarte nach den SCALP-Kriterien für das Oberrheingebiet erstellt (Molinari-Jobin, unpubl.). Die rote Abgrenzung zeigt das Mandatsgebiet der Oberrheinkonferenz.

institutionellen Plattform zur Bewältigung der aktuellen Herausforderungen bei der Erhaltung des Luchses wird von der Fähigkeit und Bereitschaft der Teilnehmer zur Zusammenarbeit, den verfügbaren Ressourcen und den in jeder Region vorgeschlagenen gesellschaftspolitischen Maßnahmen abhängen.

Das Mandatsgebiet der Oberrheinkonferenz umfasst Abschnitte dreier bestehender oder potenzieller Luchspopulationen, nämlich des Juras, des Gebiets Vogesen/Pfälzerwald sowie des Schwarzwaldes (Abb. 1) und ist mit angrenzenden Nebengebirgen verbunden.

Der Expertenausschuss Luchs der Oberrheinkonferenz hat in einem ersten Schritt Methoden und Instrumente zum demografischen und genetischen Monitoring erarbeitet und sich darauf verständigt, die nationalen Daten zu konsolidieren, um eine übergreifende Darstellung der URM (Abb. 2) unter Anwendung der SCALP-Kriterien für die Bewertung und Transformation nationaler Daten zu ermöglichen (Molinari-Jobin et al. 2021).

Um eine Oberrhein-Metapopulation zu etablieren und zu erhalten, sollte Folgendes durchgeführt werden:

1. Entwicklung eines demografisch-genetischen, räumlich expliziten Modells für eine potenzielle Metapopulation,
2. Entwicklung und Umsetzung gemeinsamer und standardisierter Monitoring-, Schutz- und Managementmaßnahmen gemäß den „Leitlinien für Managementpläne auf Populationsebene für Großkarnivoren“ (Linnell et al. 2008) und
3. Konsultationen und Informierung der zuständigen Behörden und Interessengruppen sowie Förderung des öffentlichen Bewusstseins für einen gemeinsamen, großräumigen, grenzüberschreitenden Lebensraum Oberrhein.

Die notwendige grenzüberschreitende Zusammenarbeit wurde mit dem Expertenausschuss Luchs der Oberrheinkonferenz eingeleitet und sollte in Zukunft ausgebaut werden.

QUELLENANGABEN

Drouet-Hoguet N., Chenesseau D., Kunz F. & Zimmermann F. 2021. Situation of the Eurasian lynx in the Jura Mountains. Cat News Sonderausgabe 14, 29-34.

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (2019) Fachkonzept Luchs. Baden Württemberg. Unveröffentlicht.

Germain E. & Schwoerer M.-L. 2021. Situation of the Eurasian lynx in the Vosges Mountains. Cat News Sonderausgabe 14, 34-37.

Herdthfelder M., Schraml U. & Suchant R. 2021. Steps towards a lynx population in the Black Forest? Cat News Sonderausgabe 14, 45-46.

Hurstel A. & Laurent A. 2016. Première preuve de dispersion du Lynx d'Eurasie (Lynx lynx) du Jura vers les Vosges. [Erster Nachweis der Ausbreitung des Eurasischen Luchses (Lynx lynx) vom Jura in die Vosges] Ciconia 40, 1-6.

Idelberger S., Back M., Ohm J., Prüssing A., Sandrini J., Huckschlag D. & Krebühl J. 2021. Reintroduction of Eurasian lynx in the Palatinate Forest, Germany. Cat News Sonderausgabe 14, 38-42.

Linnell J., Salvatori V. & Boitani L. 2008. Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission (Vertrag 070501/2005/ 424162/MAR/B2).

Molinari-Jobin A., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Černe R., Drouet-Hoguet N., Fuxjäger C. ... & Zimmermann F. 2021. SCALP: Monitoring the Eurasian lynx in the Alps and beyond. Cat News Sonderausgabe 14, 50-52.

Molinari-Jobin A. 2020. Map based on SCALP Monitoring 2017 including Data provided by the Upper Rhine Conference Expert Committee Lynx.

Oberrheinkonferenz. o.J.a. <https://www.oberrheinkonferenz.org/de/services/english.html>. Abgerufen am 19.12.2019.

Oberrheinkonferenz. o.J.b. <https://www.oberrheinkonferenz.org/de/umwelt/arbeitsgruppe.html>, Zugriff am 17.01.2020

Oberrheinkonferenz. 2018. Zahlen und Fakten. <https://www.oberrheinkonferenz.org/de/wirtschaft/uebersicht-news/aktuelle-informationen/items/zahlen-und-fakten-2018.html>. Abgerufen am 19.12.2019.

Schadt S. 2002. Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian Lynx. Ecological Applications, 12, 1469-1483.

von Arx M., Kaczensky P., Linnell J., Lanz T., Breitenmoser-Würsten Ch., Breitenmoser U. & Boitani L. 2021. Conservation Status of the Eurasian lynx in West and Central Europe. Cat News Sonderausgabe 14, 5-8.

Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2007. Potential distribution and population size of the Eurasian lynx Lynx lynx in the Jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. Wildlife Biology 13, 406-416.

Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten Ch. & Breitenmoser U. 2007. Importance of dispersal for the expansion of a Eurasian lynx Lynx lynx population in a fragmented landscape. Oryx 41, 358-36.

18. AUSWIRKUNGEN DER FRAGMENTIERUNG UND VERNETZUNG VON LUCHSHABITATEN AUF DIE POPULATIONSGENETIK IN KONTINENTALEUROPA

Nach der Wiederansiedlung und der natürlichen Ausbreitung verschiedener Populationen des Eurasischen Luchses *Lynx lynx* stehen wir vor neuen Herausforderungen. Der derzeitige Mangel an genetischem Austausch zwischen kleinen Populationen aufgrund der eingeschränkten Ausbreitung wegen menschlicher Aktivitäten (z. B. Lebensraumfragmentierung, Verfolgung, Fahrzeugkollisionen) gefährdet diese in Bezug auf stochastische demografische Ereignisse, genetische Drift und Inzucht. Geringe genetische Vielfalt wurde für die meisten wiederangesiedelten Populationen berichtet und Anzeichen für negative Auswirkungen aufgrund von genetischer Verarmung wurden in zwei wiederangesiedelten Luchspopulationen nachgewiesen. Wir stellen die relevanten Punkte vor, die zum Thema Fragmentierung und Konnektivität des Luchshabits diskutiert werden, mit besonderem Augenmerk auf den Diskussionen um Genetik und die Anforderungen an ein langfristiges Management einer potenziellen „mitteleuropäischen Metapopulation“. Das Management einer potenziellen Metapopulation muss durch genetisches und demografisches Monitoring und gezielte Erhaltungsforschung auf einer guten Wissensbasis beruhen, um die von den Manager:innen benötigten Prognosen zu erstellen. Die gegenwärtige Entwicklung eines räumlich expliziten, Individuen-basierten, demogenetischen Simulationsmodells hat das Potenzial, die zukünftigen Fragen des Metapopulationsmanagements zu beantworten.

Jahrzehnte nach ihrer lokalen Ausrottung konnten sich große Raubtiere wie der Eurasische Luchs in Mitteleuropa wieder ansiedeln (Chapron et al. 2014). Möglich wurde dies durch die Unterstützung der Öffentlichkeit, gesetzlichen Schutz und Wiederansiedlungen. Trotz dieser Entwicklungen geht die Rückkehr des Luchses nicht unbehindert weiter. Aufgrund historischer Vorurteile gegenüber Großraubtieren und Konflikten zwischen Interessengruppen sind weiterhin Anstrengungen erforderlich, um ihr Überleben zu schützen (z. B. Lüchtrath & Schraml 2015, Červený et al. 2019). Der anthropogene Einfluss auf mittel-europäische Landschaften setzt die Luchspopulationen unter Druck. Obwohl es genügend Lebensraum für Luchs-populationen für eine Ausdehnung gibt, bedeutet die geringe landschaftliche Konnektivität, dass Luchse sich weniger verbreiten können (Kramer-Schadt et al. 2005). In

Mitteleuropa sind viele Sterbefälle beim Luchs auf Wilderei oder Verkehrskollisionen zurückzuführen (Schmidt-Post-haus et al. 2002, Sindičić et al. 2016, Heurich et al. 2018). Diese Faktoren haben dazu beigetragen, dass die Luchspopulationen stagnieren, obwohl es regelmäßig zu einer erfolgreichen Reproduktion kommt. Die geringe Größe von Luchspopulationen erhöht ihr demografisches Risiko, da kleine und schlecht vernetzte Tierpopulationen einem höheren Risiko ausgesetzt sind, durch zufällige Ereignisse auszusterben (Sanderson et al. 2014). Neben dem demografischen Risiko kann auch ein Mangel an genetischer Vielfalt zu verschiedenen Problemen führen. In kleinen Tierpopulationen ist die Wahrscheinlichkeit eines Verlusts der genetischen Vielfalt aufgrund von genetischer Drift und Inzucht höher (Keller et al. 2012). Dies kann negative Auswirkungen auf die Gesundheit der Art, auf individueller

1 Lehrstuhl für Wildtierökologie und Wildtiermanagement, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Deutschland

* Email: joseph.premier@wildlife.uni-freiburg.de

2 Abteilung für Nationalparküberwachung, Nationalpark Bayerischer Wald, Deutschland

3 Leibniz-Institut für Wildtier- und Zooforschung, Deutschland

4 Fachgebiet Ökologie, Technische Universität Berlin, Deutschland

5 Institut für Wald- und Wildtiermanagement, Campus Evenstad, Universität von Binnennorwegen für angewandte Wissenschaft, Koppang, Norwegen

und Populationsebene und letztlich auf das Überleben haben (Keller & Waller 2002). Beim Luchs wurden genetische Probleme bereits als wahrscheinliche Ursache für die in der Schweiz festgestellten angeborenen Herzfehler (Ryser-Degiorgis et al. 2004) und den Zusammenbruch der dinarischen Population (Sindičić et al. 2013) angeführt. Je länger kleine Tierpopulationen getrennt bleiben, desto höher ist das Risiko genetischer Nebenwirkungen. In vielen mitteleuropäischen Luchspopulationen wurde bereits ein Verlust der genetischen Vielfalt festgestellt (z. B. Sindičić et al. 2013, Bull et al. 2016). Der Rückgang der genetischen Vielfalt der wiederangesiedelten Luchspopulationen in Mitteleuropa motiviert zu einer Diskussion über die möglichen Managementmaßnahmen, die erforderlich sind, um diese Populationen langfristig zu erhalten. Das ultimative Ziel solcher Überlegungen ist die Schaffung einer „mitteleuropäischen Metapopulation“, die alle wiederangesiedelten Populationen mit Verbindungen zu autochthonen Populationen umfassen sollte (Abb. 1). Hier skizzieren wir die Diskussion und zeigen auf, wo ein räumlich explizites, Individuen-basiertes, demogenetisches Simulationsmodell helfen könnte, die Diskussion zu unterstützen, indem es Prognosen für die verschiedenen diskutierten Szenarien liefert.

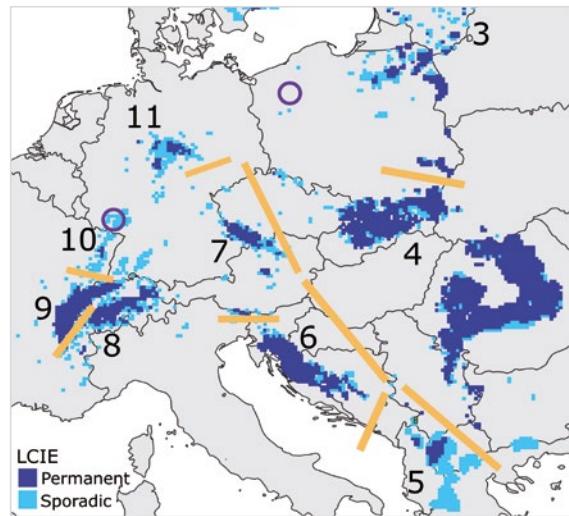


Abb. 1. Verbreitungskarte des Eurasischen Luchses im Jahr 2016 aus der Bewertung der Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE, Kaczensky et al. 2021) und Abgrenzung (orange Linien, Chapron et al. 2014) der wiederangesiedelten (6 – Dinarisches Gebiet, 7 – Böhmisches-Bayerisch-Österreichisches Gebiet, 8 – Alpen, 9 – Jura, 10 – Vogesen-Pfalz, 11 – Harz) und autochthonen (3 – Baltikum, 4 – Karpaten, 5 – Balkan) Populationen in Mitteleuropa, mit den ungefähren Standorten (lila Kreise) der laufenden Wiederansiedlungen in der Pfalz und in Nordwestpolen.

DISKUSSION ÜBER DAS LANGFRISTIGE MANAGEMENT

Habitatfragmentierung und anthropogene Mortalität

Es ist nicht anzunehmen, dass sich die Fragmentierung in Mitteleuropa in den nächsten Jahrzehnten verbessern wird (Tillman 2005). Obwohl der Bau neuer Straßen in den EU-Mitgliedsstaaten die Planung von „Grünbrücken“ erfordert, stellt die bestehende Infrastruktur bereits eine große Barriere für die Ausbreitung des Luchses dar (Kramer-Schadt et al. 2004). Dies wird durch die hohe Straßensterblichkeit in einigen Populationen verdeutlicht. Darüber hinaus wird eine Zunahme der Verkehrsdichte prognostiziert (Petersen et al. 2009). Für viele Luchspopulationen besteht kein Mangel an Lebensraum für die Ansiedlung oder Ausbreitung und Beutetiere sind ausreichend vorhanden (Apollonio et al. 2010). Leider hindern menschliche Faktoren wie Wilderei (Lüchrath & Schraml 2015) und Straßenmortalität (Kramer-Schadt et al. 2004, Andrén et al. 2006) den Luchs daran, sein Verbreitungsgebiet auszuweiten. In Mitteleuropa ist die Wilderei nach

wie vor eine wichtige Ursache für die Mortalität verschiedener Luchspopulationen (Heurich et al. 2018, Arlettaz et al. 2021). Die Akzeptanz von Großkarnivoren durch den Menschen könnte sich mit der Zeit ändern, aber wenige Wilderer können in kleinen Populationen großen Schaden anrichten. Es ist möglich, dass die bestehende Konnektivität in Bezug auf die Demografie ausreicht, aber die geringe Ausbreitungsrate deutet darauf hin, dass dies in Bezug auf die Genetik zu langsam sein könnte. Die Diskussion während der Konferenz basierte daher auf der Annahme, dass die Vernetzung im schlimmsten Fall nicht ausreicht, damit der Luchs auf natürliche Weise eine Metapopulation aufbauen kann, und dass er zumindest etwas Unterstützung benötigt.

Monitoring und Forschung

Die Planung von Managementmaßnahmen erfordert eine gute Wissensbasis. Derzeit gibt es gute empirische

Informationen über die wiederangesiedelten, mittel-europäischen Luchspopulationen. Dazu gehört in den meisten Fällen ein umfassendes Monitoring mit Hilfe von Kamerafallen und genetischen Methoden. Über die „Ursprungs“-Population in den Karpaten (hauptsächlich in der Slowakei, Rumänien und der Ukraine) ist weniger bekannt. In den letzten Jahren haben systematische Monitoringprojekte mit Kamerafallen und Schneespuren in einigen Regionen begonnen, Informationen zu sammeln (Kubala et al. 2019). Allerdings sind weitere systematische Kamerafallen-Einsätze notwendig, um die unbekannten Regionen zu beleuchten. Außerdem fehlt eine umfassende genetische Bestandsaufnahme der Population des Karpatenluchses. Dies wären wichtige Bausteine, auf die sich künftige Managementdiskussionen stützen könnten. Idealerweise würden alle Luchspopulationen einem kontinuierlichen, demogenetischen Monitoring mit kohärenten Methoden unterzogen. Dies bedeutet, dass Standards für den Kamerafang und die Analyse ähnlicher Genloci-Panels angewendet werden müssen, um Quervergleiche zu ermöglichen.

Die Artenschutzforschung sollte das Management nicht nur durch die Bereitstellung hochwertiger Informationen aus dem demogenetischen Monitoring unterstützen, sondern auch durch Prognosen und Empfehlungen wie Ziele (z. B für den genetischen Status) und Maßnahmen zu deren Erreichung. Ein in der Entwicklung befindlicher Ansatz ist ein Individuen-basiertes, demogenetisches Modell, mit dem räumlich explizite Managementszenarien simuliert werden können (Premier et al. 2020). Es basiert auf einem bestehenden Luchsmodell (Kramer-Schadt et al. 2005), das mit neutralen genetischen Markern (z.B. Mikrosatelliten) erweitert wurde. Ziel dieser Arbeit ist es, Szenarien für das Management von Metapopulationen zu simulieren und deren Auswirkungen auf die genetische Vielfalt und den Austausch sowohl innerhalb als auch zwischen den einzelnen Populationen zu verstehen, um Managemententscheidungen zu unterstützen. Das demogenetische Modell ist flexibel und wird in der Lage sein, die demografische und genetische Entwicklung unter verschiedenen Bedingungen zu simulieren. Kurz gesagt, es kann beliebige genetische Ausgangsbedingungen simulieren, da das Geschlecht, der Genotyp und der Standort aller Ausgangsluchse a priori festgelegt sind. Zusätzliche Luchse mit beliebigem Genotyp können in dem Modell zu jedem beliebigen Zeitpunkt freigelassen werden, um Bestandsstützung oder Umsiedlung zu simulieren. Darüber hinaus können räumlich explizite und

zeitlich definierte Mortalitätsszenarien simuliert werden, z. B. mit weniger Wilderei. Die Landschaftskonnektivität kann mit Hilfe einer räumlich expliziten Karte der Habitat-präferenz berücksichtigt werden, derzeit mit den Ebenen: Barriere, Landbedeckungsmatrix, Ausbreitungs- und Wurfhabitate. Darüber hinaus wird eine Karte mit Angaben des Verkehrsrisikos verwendet, um das zusätzliche Mortalitätsrisiko zu berücksichtigen, das beim Durchqueren der Landschaft droht. In einem ersten Schritt soll mit Simulationen auf mitteleuropäischer Ebene das Potenzial der natürlichen Ausbreitung untersucht werden, bei dem verschiedene kleine Populationen miteinander verbunden und dadurch vorrangige Populationen für Managementmaßnahmen vorgeschlagen werden. Letztlich soll dieses demogenetische Modell dazu verwendet werden, die erforderlichen Raten, Herkunfts- und Zielgebiete von Umsiedlungen oder Bestandsstützungen innerhalb einer mitteleuropäischen Metapopulation zu bestimmen, um bestimmte genetische Ziele zu erreichen.

Möglichkeiten des Metapopulationsmanagements

Wenn die natürliche Ausbreitung nicht ausreicht oder nicht schnell genug erfolgt, um die wiedereingeführten Populationen vor den potenziell negativen Auswirkungen von genetischer Drift und Inzucht zu schützen, gibt es im Wesentlichen drei potenzielle Managementoptionen:

1. Verstärkung der Population aus den Ursprungspopulationen. Eine Möglichkeit ist die Verstärkung der Populationen aus Ursprungspopulationen wie den Karpaten. In den letzten Jahren gab es zwei Projekte zur Umsiedlung von Individuen aus den slowakischen und rumänischen Karpaten zur Wiederansiedlung (Pfälzerwald: 8 Individuen, 2016-2020) und zur Verstärkung (Südostalpen und Dinarisches Gebirge, Kroatien/Slowenien: 13 Individuen, ab 2019 – laufend). Lange Zeit wurde davon ausgegangen, dass die Karpatenpopulation groß und stabil genug ist, um als Ausgangspopulation zu dienen. Für weitere Luchstranslokationen in freier Wildbahn müssen jedoch die Grundlagenkenntnisse über den Zustand und die Biologie der Population sowie über die Einstellung der Menschen in dieser Region verbessert werden. Aus diesen Gründen könnte der Einsatz von Waisen der am besten geeignete Weg sein. Obwohl Waisen unter bestimmten Umständen in der freien Wildbahn unterstützt werden könnten (Premier et al. 2021), können Individuen, die ansonsten in der freien Wildbahn wahrscheinlich nicht überleben oder ihr ganzes Leben in Gefangenschaft

verbringen würden, im Rahmen des Metapopulationsmanagements vorteilhaft umgesiedelt werden. Neben autochthonen Populationen könnten auch wiederangesiedelte Populationen als Quelle genutzt werden, so wurden beispielsweise neben zehn slowakischen Luchsen weitere zehn Luchse in der Schweiz für die jüngste Wiederansiedlung im Pfälzerwald gefangen.

2. Populationsmanagement innerhalb der Metapopulation. Das Populationsmanagement innerhalb der vorgeschlagenen Metapopulation könnte eine Vielzahl von Formen annehmen. Im Mittelpunkt steht die Idee, Individuen zwischen den isolierten Populationen umzusiedeln, um natürliche Ausbreitungsvorgänge zu unterstützen oder nachzuahmen. Bevor derartige Umsiedlungen vorgenommen werden, müssen verschiedene Aspekte geklärt werden, darunter biologische und phylogenetische Faktoren sowie die menschliche Dimension. Zu den biologischen Faktoren, die erörtert werden müssen, gehören beispielsweise die Anzahl der pro Zeiteinheit umgesiedelten Individuen, die Auswahl der Individuen (Geschlecht/Alter/Genetik) sowie Herkunft und Bestimmungsort der Individuen, um den Nutzen zu maximieren. Mit Blick auf die Phylogenie stammen zwar die meisten wiederangesiedelten Populationen von Individuen aus den Karpaten, aber es wurden auch in Zoos geborene Individuen verwendet. Außerdem gibt es in Europa drei verschiedene Unterarten des Eurasischen Luchses (Skandinavischer Luchs, Karpatenluchs, Balkanluchs). Diese Unterarten sind noch nicht auf natürliche Weise miteinander verbunden, aber in der Zukunft könnte es zu Verbindungen kommen, z. B. könnte eine Verbindung zwischen den Unterarten Karpaten- und Balkanluchs durch die wiederangesiedelte dinarische Population hergestellt werden. Wie diese unterschiedlichen Ursprünge und Unterarten bei der Planung von Wiederansiedlungen und Bestandsstützungen zu behandeln sind, wird von den Expert:innen noch diskutiert.

3. Unterstützung durch ein Zuchtprogramm in Gefangenschaft. Ein Zuchtprogramm in Gefangenschaft könnte in der Lage sein, eine Metapopulation als lebensfähige Quelle zu unterstützen. Der Vorteil einer solchen Population in Gefangenschaft ist, dass Herkunft und Stammbäume der Individuen bekannt sind. Die Möglichkeit, aus einer in Gefangenschaft lebenden Population Individuen mit vorteilhaften Genotypen auszuwählen und sie in einer Zielpopulation freizusetzen, ist sehr attraktiv, da sie die unsichere „Selektion“ von Wildfängen ausschließt. Bei einigen Wiederansiedlun-

gen wurden erfolgreich in Gefangenschaft gezüchtete Tiere eingesetzt (Harz), was auf ein gutes Potenzial für die Nutzung einer in Gefangenschaft gehaltenen Population schließen lässt (Mueller et al. 2020). Bei der jüngsten Wiederansiedlung im Nordwesten Polens wurden Individuen (54 berichtete Exemplare) unterschiedlicher Herkunft, einschließlich in Gefangenschaft gezüchteter Tiere, freigelassen, wobei der Erfolg dieses Projekts noch nicht bekannt ist (www.rysie.org).

Bei allen oben genannten Optionen sind jedoch viele praktische Überlegungen anzustellen, wie z. B. Genehmigungen für den Umgang mit Tieren oder Quarantäne. Im Idealfall, wenn Umsiedlungen Teil eines routinemäßigen Metapopulationsmanagements sind (z. B. Umsiedlung oder Freilassung von N Individuen/Zeit/Population), sollten einige administrative Aspekte nicht unzählige Male wiederholt werden müssen. Neben der Logistik können Szenarien wie 1.-3. und andere, die auf der Bonner Konferenz erörtert wurden, Gegenstand künftiger Simulationsstudien unter Verwendung des oben erwähnten demogenetischen Modells sein. Ein Verständnis vom natürlichen Ausbreitungspotenzial und die Priorisierung der am stärksten gefährdeten Populationen ist ein wichtiges Ziel. In weiteren Schritten sollten verschiedene Managementzonen auf der Grundlage von Expertenwissen in Betracht gezogen werden.

Etablierung eines Metapopulationsmanagements

In den letzten Jahren gab es unter anderem verschiedene EU-finanzierte Projekte, die den Schutz des Luchses in Europa mit Maßnahmen unterstützen. Dazu gehören unter anderem ein Wiederansiedlungsprojekt im Pfälzerwald „LIFE Luchs Pfälzerwald“ (gefördert 2015-2021), eine Populationsstärkung im Dinarischen Gebirge in Kroatien und Slowenien „Life Lynx“ (gefördert 2017-2024), eine grenzüberschreitende Zusammenarbeit in der österreichisch-bayerisch-böhmischem Region „3Lynx“ (gefördert 2017-2020) und ein Wiederansiedlungsprojekt in Polen „The Return of Lynx to northwestern Poland“ (gefördert 2016-unbekannt). Die an diesen Initiativen beteiligten Naturschutzmanager und Forscher:innen kommen aus verschiedenen europäischen Ländern, was auf eine breite Zusammenarbeit hinweist, die die Situation aller Luchspopulationen verbessern möchte. Dies in Verbindung mit finanzieller Unterstützung ist die Voraussetzung für künftige Managementperspektiven auf europäischer Ebene. Eine kurzfristige projektbezogene Finanzierung mag für Wiederansiedlungsprojekte oder den Aufbau von

Kapazitäten ausreichen, da hier auch die Ziele kurzfristig sind. Langfristig ist dies wahrscheinlich keine zufriedenstellende Lösung, da Finanzierungsanträge zeitintensiv und nicht immer erfolgreich sind. Keine der in den vorangegangenen Abschnitten erörterten potenziellen

Managementmaßnahmen ist ohne ein kontinuierliches und konsequentes Monitoring (vor allem genetischer Art) möglich, weshalb auch eine kontinuierliche Finanzierung äußerst wünschenswert ist.

QUELLENANGABEN

Andrén H., Linnell J. D., Liberg O., Andersen R., Danell A., Karlsson J., Odden J., Moa P. F., Ahlgqvist P., Kvam T. & Franzén R. 2006. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation*, 131, 23-32.

Apollonio M., Andersen R., & Putman R. 2010. Present status and future challenges for European ungulate management. In European ungulates and their management in the 21st century. Apollonio M., Andersen R., & Putman R. (Hrsg.). Cambridge University Press, Cambridge, GB. 578-603.

Arlettaz, R., Chapron, G., Kéry, M., Klaus, E., Mettaz, S., Roder, S., Vignal, S., Zimmermann, F. und Braunisch, V. 2021. Poaching threatens the establishment of a lynx population, highlighting the need for a centralized judiciary approach. *Frontiers in Conservation Science* 2, 17.

Bull J. K., Heurich M., Saveljev A. P., Schmidt K., Fickel J. & Förster D. W. 2016. The effect of reintroductions on the genetic variability in Eurasian lynx populations: the cases of Bohemian-Bavarian and Vosges-Palatinian populations. *Conservation Genetics* 17, 1229-1234.

Červený J., Krojerová-Prokešová J., Kušta T., & Koubek P. 2019. The change in the attitudes of Czech hunters towards Eurasian lynx: Is poaching restricting lynx population growth? *Journal for Nature Conservation* 47, 28-37.

Chapron G., Kaczensky P., Linnell J. D., von Arx M., Huber D., Andrén H., López-Bao J. V., Adamec M., Álvares F., Anders O. & Balčiauskas L. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes.. *Science* 346, 1517-1519.

Heurich M., Schultze-Naumburg J., Piacenza N., Magg N., Červený J., Engleder T., Herdtfelder M., Sladová M. & Kramer-Schadt S. 2018. Illegal hunting as a major driver of the source-sink dynamics of a reintroduced lynx population in Central Europe. *Biological Conservation* 224, 355-365.

Kaczensky, P. et al. 2021. Distribution of Large Carnivores in Europe 2012–2016: Distribution maps for Brown bear, Eurasian lynx, Grey wolf, and Wolverine. Dryad Dataset, <https://doi.org/10.5061/dryad.pc866t1p3>.

Keller L. F. & Waller D. M. 2002. Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 230-241.

Keller L. F., Biebach I., Ewing S. R. & Hoeck P. E. 2012. The genetics of reintroductions: inbreeding and genetic drift. In *Reintroduction biology: integrating science and management*. Ewen, J.G., Armstrong, D.P., Parker, K.A. & Seddon, P.J. (Hrsg.). Wiley-Blackwell, Chichester, GB, S. 360-394.

Kramer-Schadt S., Revilla E., Wiegand T. & 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.

Kramer-Schadt S., Revilla E. & Wiegand T. 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125, 169-182.

Kubala J., Smolko P., Zimmermann F., Rigg R., Tám B., Ilko T., Foresti D., Breitenmoser-Würsten C., Kropil R. & Breitenmoser U. 2019. Robust monitoring of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Slovak Carpathians reveals lower numbers than officially reported. *Oryx* 53, 548-556.

Lüchtrath A. & Schraml U. 2015. The missing lynx – understanding hunters' opposition to large carnivores. *Wildlife Biology* 21, 110-120.

Mueller S. A., Reiners T. E., Middelhoff T. L., Anders O., Kasperkiewicz A. & Nowak C., 2020. The rise of a large carnivore population in Central Europe: genetic evaluation of lynx reintroduction in the Harz Mountains. *Conservation Genetics* 21, 577-587.

Petersen M. S., Bröcker J., Enei R., Gohkale R., Granberg T., Hansen C. O., ... & Ulied A. 2009. Report on Scenario, Traffic Forecast and Analysis of Traffic on the TEN-T, taking into Consideration the External Dimension of the Union – Abschlussbericht, finanziert von der GD TREN. Tetraplan A/S, Kopenhagen, Dänemark, 320 S.

Premier J., Fickel J., Heurich M. und Kramer-Schadt S. 2020. The boon and bane of boldness: movement syndrome as saviour and sink for population genetic diversity. *Movement Ecology* 8, 1-17.

Premier J., Gahbauer M., Leibl F. & Heurich M., 2021. In situ feeding as a new management tool to conserve orphaned Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Ecology and Evolution* 11, 2963-2973.

Ryser-Degiorgis M. P., Ryser A., Obexer-Ruf G., Breitenmoser U., Lang J., & Breitenmoser-Würsten C. H. 2004. Emergence of congenital malformations in free-ranging Lynx from Switzerland: first evidence of inbreeding depression. *Proceedings of the 5th Science Meeting Europa: European Association of Zoo- and Wildlife Veterinarians*, S. 19-23.

Sanderson C. E., Jobbins S. E. & Alexander K. A. 2014. With Allee effects, life for the social carnivore is complicated. *Population ecology* 56, 417-425.

Sindičić M., Polanc P., Gomerčić T., Jelenčić M., Huber D., Trontelj P. & Skrbinšek T. 2013. Genetic data confirm critical status of the reintroduced Dinaric population of Eurasian lynx. *Conservation Genetics* 14, 1009-1018.

Sindičić M., Gomerčić T., Kusak J., Slijepčević V., Huber D. & Frković A. 2016. Mortality in the Eurasian lynx population in Croatia over the course of 40 years. *Mammalian Biology* 81, 290-294.

Schmidt-Posthaus H., Breitenmoser-Würsten C., Posthaus H., Bacciarini L. & Breitenmoser U. 2002. Causes of mortality in reintroduced Eurasian lynx in Switzerland. *Journal of Wildlife Diseases* 38, 84-92.

Tilmann J. E. 2005. Habitat fragmentation and ecological networks in Europe. *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society* 14, 119-123.

MARCO HEURICH^{1,2,3*}, JOE PREMIER^{1,2,4}, JULIAN OESER⁵, SABRINA STREIF⁶, MATTEO BASTIANELLI², KEVIN MORELLE⁷, STEFANO FOCARDI⁸, JOHANNES DE GROEVE^{9,10}, FERDINANDO URBANO¹¹& FRANCESCA CAGNACCI⁹

19. EUROLYNX: WISSENSCHAFTLICHE ZUSAMMENARBEIT BEI DER UNTERSUCHUNG DER BEWEGUNGSÖKOLOGIE DES EURASISCHEN LUCHSES IN SEINEM VERBREITUNGSGEBIET

EUROLYNX (European Lynx Information System) ist ein offenes, gemeinschaftliches Projekt, das auf einer Geodatenbank basiert, in der gemeinsam genutzte Daten über den Eurasischen Luchs *Lynx lynx* gespeichert werden, um Variationen in der Verhaltensökologie entlang von Umweltgradienten oder Reaktionen der Populationen auf spezifische Bedingungen zu untersuchen, wie z. B. Veränderungen des Lebensraums, Auswirkungen menschlicher Aktivitäten, Beutetierdichten oder Methoden der Nutztierhaltung. EUROLYNX zielt darauf ab, vergleichende theoretische und angewandte Forschung zum Verhalten und zur Ökologie des Eurasischen Luchses auf europäischer Ebene zu fördern. Die offene, von unten nach oben gerichtete und kooperative Struktur von EUROLYNX fördert das proaktive Engagement der Partner und gewährleistet, dass sie in alle Phasen der Forschung einbezogen werden. Derzeit haben sich 42 Gruppen aus 19 Ländern der Initiative angeschlossen und es wurden neun Arbeitsgruppen eingerichtet, die sich mit ökologischen Fragen befassen, Forschungsprotokolle erstellen und methodische Fortschritte vorantreiben.

In den letzten Jahren haben Fortschritte bei den Forschungsmethoden, wie z. B. genetische Analysen, Kamerafallen, Bio-Logging und Fernerkundung, neue Forschungswege in der Ökologie und Naturschutzbiologie eröffnet. Insbesondere die Einführung der satelliten-gestützten Telemetrie, der so genannten GPS-Telemetrie, hat die Möglichkeit eröffnet, das Verhalten von Wildtieren in ihrem natürlichen Lebensraum auf beispiellose Weise und zu geringen Kosten zu beobachten (Cagnacci et al.

2010). Abgesehen von der Erforschung des Zugvogelverhaltens wurden Telemetiestudien hauptsächlich von einzelnen Forschergruppen an lokalen Untersuchungsstandorten durchgeführt und lieferten räumlich begrenzte Einblicke in die Ökologie der Zielarten. Die Gründe dafür sind vielfältig, aber die wichtigsten sind wahrscheinlich der enorme Aufwand, der für die Einrichtung von Telemetrieprojekten erforderlich ist, und die begrenzten Möglichkeiten einzelner Forschungsgruppen, Studien in mehreren

1 Lehrstuhl für Wildtierökologie und -management, Universität Freiburg, Deutschland

2 Nationalpark Bayerischer Wald, Abteilung für Besuchermanagement und Nationalparküberwachung, Deutschland

* Email: Marco.Heurich@npp-bw.bayern.de

3 Institut für Wald- und Wildtiermanagement, Inland Norway University of Applied Science, Norwegen

4 Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung (IZW), Berlin, Deutschland

5 Geographisches Institut, Humboldt-Universität zu Berlin, Deutschland

6 Forstliche Versuchsanstalt Baden Württemberg, Freiburg, Deutschland

7 Lehrstuhl für Wildtiermanagement und Wildtierkunde Biologie, Fakultät für Forstwirtschaft und Holzwissenschaften, Tschechische Universität für Biowissenschaften, Prag, Tschechische Republik

8 Istituto dei Sistemi Complessi del CNR, Florenz, Italien

9 Abteilung Biodiversität und Molekularökologie, Forschungs- und Innovationszentrum, Fondazione Edmund Mach, Italien

10 Institut für Biodiversität und Ökosystemdynamik, Universität von Amsterdam, Niederlande

11 Freiberuflicher Berater, Mailand, Italien

Ländern durchzuführen. Für ein besseres Verständnis der Verhaltensreaktionen auf Klima- und Ökosystemveränderungen, Bewirtschaftungspraktiken und menschliche Störungen ist jedoch ein kontinentaler Ansatz erforderlich. Dies war der Grund für die Gründung der EURODEER-Initiative vor zwölf Jahren (Cagnacci et al. 2010). In der Tat ist eine solche groß angelegte Forschung im Fall von Großkarnivoren besonders wertvoll, da die Schutzplanung für diese Arten Informationen über regionale und/oder nationale Grenzen hinweg erfordert. Um eine solche Forschung zu ermöglichen, sind populationsübergreifende Datensätze entlang der Umweltgradienten eine Voraussetzung. Insbesondere sind standardisierte Tier- und Umweltdatensätze über große räumliche Ausdehnungen mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung von großem Nutzen. Die Satellitentelemetrie ist für einen solchen Ansatz gut geeignet, da die Daten relativ einfach sind und im Grunde nur aus geografischen Koordinaten und einem Zeitstempel bestehen. Darüber hinaus können Satelliten-Fernerkundungsplattformen wie die Landsat- und Sentinel-Satelliten eine Vielzahl von standardisierten Produkten liefern, die die Lebensraum- und Umweltbedingungen in großen Gebieten beschreiben und die begrenzte Vergleichbarkeit lokaler Ansätze überwinden (Oeser et al. 2020). Außerdem werden Geodatenbanken benötigt, um die Daten zu speichern (Urbano et al. 2010). Technische Fortschritte werden jedoch bedeutungslos, wenn eine enge Zusammenarbeit zwischen verschiedenen Forschungsgruppen fehlt, die in der Lage ist, die von der Technologie gebotenen Möglichkeiten zu nutzen.

Um dieses Manko zu überwinden, wurde EUROLYNX gegründet – eine gemeinschaftliche wissenschaftliche Initiative zum Daten- und Wissensaustausch über die Bewegungsökologie des Eurasischen Luchses. Ziel ist es, die Variationen in der Verhaltensökologie des Eurasischen Luchses entlang von Umwelt- und Klimagradienzen zu untersuchen und die Reaktionen der Populationen auf spezifische Bedingungen wie Lebensraumveränderungen, Auswirkungen menschlicher Aktivitäten sowie unterschiedliche Beutetierdichte und -verteilung zu erfassen.

EUROLYNX ist Teil von EUROMAMMALS, einer Dachplattform, die artspezifische Projekte zu den europäischen Populationen von Rehwild *Capreolus capreolus* EURODEER, Rothirsch *Cervus elaphus* EUREDDEER, Wildschwein *Sus scrofa* EUROBOAR und Europäischer Wildkatze *Felis silvestris* EUROWILDCAT koordiniert. Gegenwärtig fördert EUROMAMMALS die wissenschaft-

liche Zusammenarbeit von 100 Forschungsgruppen aus Forschungsinstituten, Wildtierämtern, Schutzgebieten und Nichtregierungsorganisationen mit wissenschaftlichen Zielen aus 30 Ländern. EUROMAMMALS wird von einem externen Sponsor und durch die freiwilligen Beiträge der einzelnen Partner unterstützt.

Strukturell ist EUROLYNX eine Datenbank, die als Repository dient, in dem Daten von Partnerinstitutionen harmonisiert, gespeichert und für Analysen freigegeben werden. Die EUROLYNX-Datenbank befindet sich auf dem Server der Fondazione Edmund Mach – Centro Ricerca e Innovazione (Italien). Die Datenbank ist so aufgebaut, dass sie Daten auf individueller Ebene (GPS- und VHF-Standorte, Aktivitätsdaten usw.), auf Standortebene (Beutetierdichte, Bewirtschaftung, Nahrungszusammensetzung usw.), auf Populationsebene (Überleben, Sterblichkeit, genetische Struktur usw.) und alle anderen spezifischen Daten enthält, die die Partner für notwendig erachten, um sie in den Datensatz aufzunehmen (z. B. Körpermasse, Fortpflanzungserfolg, Persönlichkeit usw.).

Darüber hinaus werden die Tierdaten in der Datenbank automatisch mit Umweltdaten verknüpft. Dazu gehören der Normalized Difference Vegetation Index („normierter differenzierter Vegetationsindex“; NDVI), die Dichte der Baumbestände, die Schneebedeckung, der Index des menschlichen Fußabdrucks, Straßennetze und die Bodenbedeckung. Eine detaillierte Beschreibung der Datenbank findet sich in Urbano & Cagnacci (2014). Die Stärke des Ansatzes dieser Datenbank ist die Standardisierung der Daten zwischen den verschiedenen Forschungsgruppen, was eine nahtlose Analyse ermöglicht. Durch die Verwendung von Verarbeitungsprotokollen und automatisierten sowie manuellen Qualitätskontrollen verbessert die Standardisierung auch die Datenqualität. Darüber hinaus gewährleistet die Datenbank eine langfristige Datenerhaltung. Dies ist besonders wichtig für Forschungsgruppen oder Doktoranden, die sich nicht ausschließlich mit Luchsen beschäftigen. In beiden Fällen kann es passieren, dass die Daten nach dem Verfassen einer Dissertation oder eines Projektberichts ‚verschwinden‘. Daher ist es auch ein Anliegen von EUROLYNX, alte Daten wiederherzustellen und sie über die Datenbank zugänglich zu machen. Darüber hinaus ermöglicht die Datenbank auch die Zusammenarbeit mit anderen großen e-Infrastrukturen wie Movebank (Kranstauber et al. 2011) und stärkt vor allem die Verbindungen zwischen den verschiedenen Gruppen, die sich mit dem Eurasischen

Luchs beschäftigen. Um diese Zusammenarbeit zu gewährleisten, muss jede Gruppe spezifischen Regeln zu stimmen, die die Art und Weise der Zusammenarbeit der

Gruppen regeln. Diese „Nutzungsbedingungen“ müssen von jeder Gruppe, die sich EUROLYNX anschließen möchte, anerkannt und unterzeichnet werden.

EUROLYNX WIRD AKTIV

Die Initiative wurde bei einem Workshop gegründet, der vom 15. bis 17. Oktober 2018 im Nationalpark Bayrischer Wald, Deutschland, stattfand. Im ersten Jahr konzentrierten sich die Aktivitäten auf die Einrichtung und Vorbereitung der Webseite und der Datenbank sowie auf grundlegende Kommunikationsaufgaben, die Organisation von Nutzungsbedingungen von Partnern, die Verwaltung von Webseite-Konten, die Vorbereitung von Datenvorlagen, die Vorbereitung von Datenbanktabellen und die Datenzusammenstellung. Darüber hinaus nahmen die Datenkurator:innen an einem Schulungsworkshop bei der Stiftung Edmund Mach teil, um von dem EUROMAMMALS-Kernteam zu lernen, wie man Daten kuratiert.



Abb. 1. Die Teilnehmer des zweiten EUROLYNX-Workshops am Säugetierforschungsinstitut der Polnischen Akademie der Wissenschaften, Białowieża, Polen.

Der zweite EUROLYNX-Workshop wurde vom 28. bis 30. Oktober 2019 am Säugetierforschungsinstitut der Polnischen Akademie der Wissenschaften in Białowieża, Polen, veranstaltet (Abb. 1). Die Finanzierung für das erste Jahr wurde vom WWF-Polen und dem Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) sichergestellt. Der dritte Workshop wurde aufgrund der Corona-Pandemie vom 7. bis 8. Oktober 2020 digital abgehalten, ermöglichte aber die Teilnahme von mehr als 70 Mitgliedern und Studierenden. Darüber hinaus wurde die Kuratierung der Daten durch einen Zuschuss des WWF Deutschland im Rahmen des Euro Large Carnivore Project unterstützt.

Während der beiden Workshops wurden folgende Arbeitsgruppen gebildet:

1. Ursachen für das Überleben und die Sterblichkeit des Eurasischen Luchses in europäischen Landschaften

Das Ziel dieser Arbeitsgruppe ist es, europaweite Bedrohungen für Luchspopulationen zu ermitteln. Daher analysiert die Arbeitsgruppe das Überleben und die Ursachen der Sterblichkeit über ökologische und menschliche Störungsgradienten hinweg. Die Arbeitsgruppe wird von dem Doktoranden Joe Premier, Universität Freiburg, Deutschland, geleitet.

2. Bewertung des Lebensraums des Eurasischen Luchses in Europa anhand von populationsübergreifenden Wildtier-Bewegungsdaten

Das Ziel dieser Arbeitsgruppe ist die Erstellung einer kontinentalen Europakarte der Lebensraumeignung des Eurasischen Luchses. Daher wird die Arbeitsgruppe die Nützlichkeit von GPS-Telemetriedaten von Luchspopulationen in ganz Europa testen. Ziel ist es, auf der Grundlage einer systematischen Bewertung der Übertragbarkeit von Modellen Lebensraummodelle zu identifizieren, die über ökologische Gradienten hinweg übertragbar sind und gleichzeitig lokale Reaktionen erfassen. Die Arbeitsgruppe wird von dem Doktoranden Julian Oeser, Humboldt-Universität zu Berlin, Deutschland, geleitet.

3. Wahl des Verbreitungsgebiets von Luchspopulationen über Landschaftsgradienten hinweg

Ziel dieser Arbeitsgruppe ist es, die Auswirkungen des geschlechtsspezifischen Verhaltens und der Populationsdichte auf die Wahl des Lebensraums zweiter Ordnung zu untersuchen. Insbesondere wird analysiert, ob Männchen weniger selektiv sind, da sie größere Gebiete abdecken müssen, während Weibchen qualitativ hochwertigere Lebensräume wählen, um ihre Jungen aufzuziehen und zu schützen. Darüber hinaus wird untersucht, ob die Tiere eine geringere Anwesenheit des Menschen im Kern ihres

Lebensraums bevorzugen. Die Arbeitsgruppe wird von der Masterstudentin Lucia Ripari, Universita degli Studi di Torino, Italien, geleitet.

4. Harmonisierung und Standardisierung des Fotofallen-Monitorings für den Eurasischen Luchs

Das Ziel dieser Arbeitsgruppe ist die Standardisierung von Protokollen für das Fotofallen-Monitoring für Abundanz- und Dichte-Schätzungen des Eurasischen Luchses, um einen einfachen Vergleich von Schätzungen zwischen verschiedenen Untersuchungsgebieten zu ermöglichen. Daher wird der Einfluss des Stichprobendesigns, der im Feld erfassten Variablen, der verschiedenen Analyseansätze, der Einbeziehung von Kovariaten und Telemetriedaten analysiert. Die Arbeitsgruppe wird geleitet von Fridolin Zimmermann, KORA Schweiz und Kirsten Weingarth, Habitat – Wildlife Services, Österreich.

5. Auf maschinellem Lernen (ML) basierende Mustererkennung mit Hilfe von Neuronalen Faltungsnetzwerken („Convolutional Neural Networks“) zur Identifizierung individueller Eurasischer Luchse, die mit Kamerafallen fotografiert („gefangen“) wurden, auf der Grundlage ihrer charakteristischen Fellmuster

Derzeit werden Tausende von Fotos gefangener Luchse manuell verarbeitet und die visuelle Analyse erfordert einen erheblichen Zeit- und Arbeitsaufwand. Diese Methode zur Identifizierung von Individuen ist eine mühsame, zeitaufwändige Aufgabe, die zu Verzerrungen durch die Beobachtenden führt. Daher wird die Implementierung eines ML-basierten Ansatzes durch das Training eines neuronalen Faltungsnetzwerks in der Python-Programmierumgebung (KERAS/Tensorflow) geplant. Der daraus resultierende Algorithmus soll bei der Verarbeitung und Analyse der gesammelten Daten helfen und eine genaue (halb-) automatische Klassifizierung von Einzelbildern des Eurasischen Luchses ermöglichen. Die Arbeitsgruppe wird von Robert Behnke, Universität für Veterinärmedizin Wien, Österreich, geleitet.

6. Auswirkungen menschlicher Störungen auf die Aktivitätsmuster des Luchses

Das Verständnis der Aktivität und der Lebensraumanforderungen von Großkarnivoren in Bezug auf menschliche Störungen ist eine grundlegende Information für die Entwicklung effektiver Schutz- und

Managementmaßnahmen. Daher plant die Gruppe, die räumliche und zeitliche Toleranz von Luchsen gegenüber menschlichen Störungen über die ökologischen Gradienten in Europa hinweg zu analysieren. Das Hauptziel ist es, die Formen menschlicher Störungen zu ermitteln, die sich am stärksten auf die Aktivitätsmuster der Luchse in Europa auswirken, und festzustellen, ob sich die räumlichen und zeitlichen Aktivitätsmuster der Luchse an die Existenz langjähriger Störungen anpassen. Die Arbeitsgruppe wird von Julie Louvrier, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Deutschland, geleitet.

7. Bewegungsökologie des Eurasischen Luchses in Bezug auf das Nahrungsverhalten

Die Arbeitsgruppe zielt auf kontinentaler Ebene darauf ab, die Bewegungsmuster des Luchses in Bezug auf seine Nahrungsökologie über verschiedene Landschaften in Europa hinweg zu analysieren. Die Arbeitsgruppe befasst sich insbesondere mit folgenden Fragen: Wie verändern sich die Rissrate, die Fraß- und Suchzeiten des Luchses in Europa und was bestimmt die zeitliche und räumliche Verteilung der Rissorte. Die Arbeitsgruppe wird von der Doktorandin Teresa Oliveira, Universität Ljubljana, Slowenien, geleitet.

8. Bewegungsökologie des Eurasischen Luchses während der Fortpflanzungszeit

Die Forschung über die Ökologie des Luchses während der Fortpflanzungszeit hat sich hauptsächlich auf die Auswahl von Wurfplätzen konzentriert, während weniger Informationen über die Veränderungen der Bewegungsmuster während der Paarungs- und Wurfzeit vorliegen. Diese Arbeitsgruppe wird versuchen, diese Wissenslücke zu schließen, indem sie untersucht, wie sich die geschlechtsspezifischen Bewegungsmuster während der Paarungszeit ändern und wie die Weibchen den Raum nutzen, während sie die noch nicht mobilen Jungtiere säugen. Die Arbeitsgruppe wird von der Doktorandin Teresa Oliveira, Universität von Ljubljana, Slowenien, geleitet.

9. Soll ich überqueren? Was treibt die raumzeitlichen Muster von Straßenüberquerungen und Fahrzeugkollisionen von Luchsen in ganz Europa an?

Ziel dieser Arbeitsgruppe ist es, die bisher kaum verstandenen Verhaltensweisen des Eurasischen Luchses gegenüber Straßen auf verschiedenen räum-

lichen Ebenen zu erhellen. Die Arbeitsgruppe möchte das raumzeitliche Straßenüberquerungsverhalten vorhersagen und diese Überquerungsstellen mit Luchs-Fahrzeug-Kollisionen vergleichen. Damit sollen Erkenntnisse über die Lebensraum- und Straßenrandmerkmale gewonnen werden, die das Ergebnis von Straßenüberquerungen beeinflussen, und es sollen raumzeitliche „Hot-Spots“ für Kollisionen von Luchsen mit Fahrzeugen vorhergesagt werden. Die Arbeitsgruppe wird von Matteo Bastianelli, Nationalpark Bayerischer Wald, Abteilung für Besuchermanagement und Nationalparküberwachung, Deutschland, geleitet.

10. Zeitpunkt und Synchronität der Geburten bei Eurasischen Luchsen

Im Gegensatz zu den meisten Felidenarten haben Luchse eine streng saisonale Fortpflanzungszeit. Der Zeitpunkt der Geburt ist daher höchstwahrscheinlich entscheidend, um die Entwöhnung mit einer ressourcenreichen Periode abzustimmen. Diese Arbeitsgruppe will den Mechanismus hinter dem Zeitpunkt und der Synchronität der Geburt bei Luchsen entschlüsseln. Die Forschenden gehen davon aus, dass Luchse in nördlichen Breitengraden aufgrund des extremeren Klimas einen späteren Zeitpunkt und eine kürzere Geburtsperiode haben als Luchse in südlicheren Breitengraden.

11. Dispersal in vom Menschen geprägten Landschaften

Für die Erhaltung von Großkarnivoren in vom Menschen geprägten Landschaften ist es von großer Bedeutung, den Prozess der Ausbreitung zu verstehen. Dies gilt insbesondere für den Eurasischen Luchs, der in weiten Teilen seines Verbreitungsgebiets immer noch in kleinen isolierten Populationen vorkommt.

Das Dispersal spielt eine Schlüsselrolle bei der Vernetzung dieser Populationen und ermöglicht den genetischen Austausch. Diese Arbeitsgruppe wird die Bewegungen von dispersierenden Tieren mit Hilfe von Selektionsfunktionen analysieren, um ein besseres Verständnis der Anforderungen subadulter Luchse an vom Menschen dominierte Landschaften zu erhalten.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass es in den ersten Jahren nach der Gründung gelungen ist, die zentrale Infrastruktur aufzubauen und viele Gruppen zu motivieren, sich dem EUROLYNX-Netzwerk anzuschließen (Abb. 2). Die Datenbank enthält 680 Tiere und über 390.000 GPS- und 74.000 UKW-Positionen. Auch eine Datentabelle zur Erfassung von Riss-Serien und tot aufgefundenen Luchsen ist implementiert. EUROLYNX verbindet nun einen großen Teil der europäischen Gemeinschaft, die sich mit dem Eurasischen Luchs befasst, und erleichtert so deren Zusammenarbeit. In den nächsten Jahren wird der Schwerpunkt auf der Integration weiterer Datensätze wie Genetik und Nahrungszusammensetzung und auf der Finanzierung von Doktoranden liegen, um die Datenanalyse und die Zusammenarbeit mit anderen weltweiten Felidennetzwerken zu erleichtern. Parallel dazu müssen wir die Grundfinanzierung für die Datenpflege und die Entwicklung der Datenbanken sicherstellen. Darüber hinaus wurden in 2022 die ersten wissenschaftlichen Artikel veröffentlicht (Ripari et al. 2022) und weitere bereits bei wissenschaftlichen Zeitschriften eingereicht. EUROLYNX wird auch an der Definition von Protokollen und Standards für künftige Datenerhebungen arbeiten und die Identifizierung von Wissenslücken in der Forschung fördern, um sich in der nächsten Generation in der Feldarbeit darauf zu konzentrieren, diese Lücken zu schließen und das Überleben der Luchse zu sichern.



Abb. 2. Standorte der 41 Mitgliedsgruppen aus 19 Ländern des EUROLYNX-Netzwerks (siehe auch Supporting Online Material Table SOM T1).



unbezifferte Abb.: Luchs mit Sendehalsband, das mit dem EUROLYNX-Netzwerk Daten für Bewegungsanalysen sammelt (Foto KORA).

QUELLENANGABEN

Cagnacci F., Boitani L., Powell R. A. & Boyce M. S. 2010. Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: a perfect storm of opportunities and challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365, 2157-2162.

Kranstauber B., Cameron A., Weinzerl R., Fountain T., Tilak S., Wikelski M. & Kays, R. 2011. The Movebank data model for animal tracking. *Environmental Modelling & Software* 26, 834-835.

Oeser J., Heurich M., Senf C., Pflugmacher D., Belotti E. & Kuemmerle T. 2020. Habitat metrics based on multi-temporal Landsat imagery for mapping large mammal habitat. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 6, 52-69.

Ripari, L., Premier, J., Belotti, E., Bluhm, H., Breitenmoser-Würsten, C., Bufka, L., ... & Heurich, M. 2022. Human disturbance is the most limiting factor driving habitat selection of a large carnivore throughout Continental Europe. *Biological Conservation*, 266, 109446.

Urbano F., Cagnacci F., Calenge C., Dettki H., Cameron A. & Neteler M. 2010. Wildlife tracking data management: a new vision. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365, 2177-2185.

Urbano F. & Cagnacci F. 2014. Spatial database for GPS wildlife tracking data. Springer International Publishing Switzerland.

Unterstützendes Online-Material: Tabelle 1 ist verfügbar unter www.catsg.org.

MARIE-PIERRE RYSER-DEGIORGIS¹, MARINA L. MELI², CHRISTINE BREITENMOSER-WÜRSTEN³, REGINA HOFMANN-LEHMANN², IRIS MARTI¹, SIMONE R. R. PISANO¹ & URS BREITENMOSER³

20. GESUNDHEITSÜBERWACHUNG IM WILD-TIERSCHUTZ: ERFAHRUNGEN MIT DEM EURASISCHEN LUCHS IN DER SCHWEIZ

Die Schweiz ist zu einer wichtigen Quelle des Eurasischen Luchses *Lynx lynx* für Wiederansiedlungsprojekte in Europa geworden. Es ist inzwischen allgemein anerkannt, dass die Umsiedlung von Tieren mit ernstzunehmenden Gesundheitsrisiken verbunden ist. Daher sind die Entwicklung von multidisziplinärem Fachwissen und die Ausarbeitung von Veterinärprotokollen erforderlich, die Kenntnisse über den Gesundheitszustand der Quellenpopulation und Informationen über potenzielle Gesundheitsrisiken am Freilassungsort voraussetzen. Dabei müssen sowohl Krankheitsfälle als auch Träger von potenziell bedrohlichen Krankheitserregern berücksichtigt werden. In der Schweiz zirkuliert eine Reihe von Infektionserregern in Luchspopulationen, die scheinbar keine Krankheitsfälle verursachen. Genetische Analysen in Verbindung mit Gesundheitsuntersuchungen haben jedoch auf eine mögliche Inzuchtdepression hingewiesen. Außerdem traten im Rahmen von Umsiedlungen unerwartete Gesundheitsprobleme auf. Insgesamt unterstreichen die Schweizer Erfahrungen die Notwendigkeit einer langfristigen Gesundheitsüberwachung von wiederangesiedelten und kleinen isolierten Wildtierpopulationen, die Nützlichkeit gut etablierter Veterinärprotokolle im Rahmen von Umsiedlungsprojekten, den Wert multidisziplinärer Zusammenarbeit und von Probenarchiven für weitere Analysen sowie die Notwendigkeit eines adaptiven Managements auf der Grundlage wissenschaftlicher Daten. Für ein Erhaltungsprogramm des Eurasischen Luchses auf gesamteuropäischer Ebene sollte eine Harmonisierung der Vorgehensweisen angestrebt werden.

Defaunation ist ein relativ neuer Begriff, der darauf abzielt, weltweit das Bewusstsein für den anhaltenden, beispiellosen Artenverlust zu schärfen (Dirzo et al. 2014). Zu den Versuchen, diesem dramatischen Phänomen entgegenzuwirken, gehören Erhaltungsmaßnahmen durch die Wiederansiedlung von Arten und die Verstärkung von Populationen (Seddon et al. 2014). Es ist jedoch inzwischen allgemein anerkannt, dass die Umsiedlung von Tieren mit einem ernsthaften Gesundheitsrisiko verbunden ist (Daszak et al. 2000, Kock et al. 2010), da die Umsiedlung eines Tieres immer die Umsiedlung eines „biologischen Pakets“ (das Tier zusammen mit seinen „Passagierorganismen“) bedeutet. Weitere gesundheitliche Aspekte, die in diesem Zusammenhang zu berück-

sichtigen sind, sind die stressbedingte erhöhte Anfälligkeit für Krankheiten und Verletzungen, die mit dem Fang, dem Transport und der Unterbringung in einem Quarantänegehege verbunden sind. Hier müssen nicht nur gesundheitliche, sondern auch tierschutzrechtliche Anforderungen erfüllt werden (Kock et al. 1999, Kock et al. 2010, Ryser-Degiorgis 2009a). Zusätzlich sind genetische Überlegungen erforderlich, insbesondere wenn es sich um Populationen handelt, die nur aus wenigen Individuen bestehen (Trinkel et al. 2011, Brambilla et al. 2015, Pelletier et al. 2017, Grossen et al. 2018, Bozzuto et al. 2019). Die Entwicklung von Veterinärprotokollen erfordert Kenntnisse über die Anfälligkeit der Arten für Infektionen und Krankheiten, die Ursachen der Sterblichkeit und die

¹ Institut für Fisch- und Wildtiergesundheit (FIWI), Departement für Infektionskrankheiten und Pathobiologie, Vetsuisse-Fakultät, Universität Bern, Länggassstrasse 122, Postfach, 3001 Bern, Schweiz

* Email: marie-pierre.ryser@vetsuisse.unibe.ch

² Veterinärmedizinisches Labor und Zentrum für klinische Studien, Departement für klinische Diagnostik und Services, Vetsuisse-Fakultät, Universität Zürich, Winterthurerstrasse 260, 8057 Zürich, Schweiz

³ Stiftung KORA (Raubtierökologie und Wildtiermanagement), Thunstrasse 31, 3074 Muri b. Bern, Schweiz

Gesundheitsrisiken sowohl in der Ausgangspopulation als auch am Freilassungsort, einschließlich nicht-infektiöser Gesundheitsprobleme wie einer Inzuchtdepression. Voraussetzung für den Zugang zu diesen Informationen ist das Vorhandensein einer Gesundheitsüberwachung der Zielspezies, welche die pathologische Untersuchung toter Tiere, Erreger nachweise und serologische Untersuchungen, insbesondere in der Quellenpopulation, beinhaltet (Ryser-Degiorgis 2009a).

Der Eurasische Luchs wurde in den 1970er Jahren in der Schweiz wieder angesiedelt. Inzwischen wird der

Schweiz eine große Verantwortung für die Erhaltung der Alpinen Luchspopulation zugeschrieben (Zimmermann et al. 2011) und die beiden Schweizer Luchspopulationen (eine in den Alpen, die andere im Jura; Breitenmoser et al. 1998, Chapron et al. 2014) sind zu einer wichtigen Quelle für Wiederansiedlungs- und Bestandsstützungsprojekte in den Nachbarländern geworden. Ziel dieses Artikels ist es, die im Rahmen der veterinärmedizinischen Betreuung von Luchsumsiedlungen in der Schweiz (2000-2020) angewandten Vorgehensweisen und gesammelten Erfahrungen zu teilen.

PROGRAMM ZUR ÜBERWACHUNG DER LUCHSGESUNDHEIT IN DER SCHWEIZ

Die Überwachung der Luchsgesundheit in der Schweiz wird seit mehreren Jahrzehnten durchgeführt, was eine enge Zusammenarbeit zwischen Tierärzten, Biologen, Wildtiermanagern und Museen voraussetzt. Das derzeitige Programm umfasst (1) die pathologische Untersuchung aller Luchse, die tot aufgefunden werden (unabhängig ihrer Todesursache, d. h. ob sie krank waren, gewildert oder überfahren wurden). Die Kadaver können zufällig gefunden oder dank der Radiotelemetrie aufgefunden werden; und (2) die klinische Untersuchung lebender Luchse (Waisen und ältere Tiere, die zu Management-, Artenschutz- oder Forschungszwecken gefangen wurden).

Die Kosten für die Post-Mortem-Untersuchungen wurden durch das langfristige Mandat des Bundesamts für Umwelt (BAFU) an das Zentrum für Fisch- und Wildtiergesundheit (FIWI) der Universität Bern für die allgemeine Überwachung der Wildtiergesundheit in der Schweiz gedeckt (Ryser-Degiorgis & Segner 2015). Das BAFU hat auch das Luchsmonitoring der Stiftung KORA (Raubtierökologie und Wildtiermanagement) unterstützt und sowohl dem FIWI als auch KORA Mandate für die Umsiedlungsprogramme erteilt. Forschungsgelder haben zur Deckung weiterer Fangkosten und der genetischen Analysen beigetragen und die Laboranalysen wurden vom Klinischen Labor der Universität Zürich unterstützt. Ein weiterer Beitrag bestand aus unentgeltlichen persönlichen

Investitionen mehrerer Mitarbeiter:innen.

Morphologische Daten, Bilder der Fellmuster und Proben wie Blut werden sowohl von toten als auch von lebenden Tieren gesammelt. Der Kot von lebenden Tieren wird entweder im Feld (von besiedelten Luchsen, auf Fährten oder in der Nähe von Beutetieren) oder während der Quarantäne vom Boden gesammelt. Die Proben werden anschließend analysiert und/oder archiviert. Versuche zur Rehabilitation von Luchswaisen werden seit Jahrzehnten mit durchwachsenen Ergebnissen versucht. Gründe für die bescheidenen Erfolge bei der Pflege und Aufzucht verwaister Jungluchse waren die politische Situation, die eine Auswilderung verhinderte, das Fehlen geeigneter Gehege, Stress in Gefangenschaft, der zu schweren Zahnschäden führte, und Probleme nach der Auswilderung wie Verkehrsunfälle oder andere Fleischfresser. Unabhängige kranke Luchse wurden entweder im Feld behandelt und an Ort und Stelle wieder freigelassen (zwei Fälle mit Sarkoptes-Räude) oder wegen schwerer Entkräftung in der Quarantäne eingeschläfert (zwei Fälle mit Verdacht auf Infektion mit dem Feline Immundefizienz-Virus (FIV); Ryser-Degiorgis et al. 2017).

TOTE LUCHSE

Post-mortem-Untersuchungen von in der Schweiz tot aufgefundenen, erlegten oder euthanasierten Eurasischen Luchsen werden seit den 1970er Jahren durchgeführt (früheste Berichte im FIWI-Archiv) und die Sektionsbefunde ab 1987 zusammengestellt (Schmidt-Posthaus et al. 2002). Im Jahr 2002 wurde ein erweitertes Sektionsprotokoll eingeführt, das auch die Entnahme von Proben für systematische histologische Analysen (Sammlung von Basisdaten) und für Archivzwecke umfasst. Die Aktualisierung des offiziellen Managementplans von 2004 (Schweizerisches Luchskonzept, das ursprünglich im Jahr 2000 umgesetzt wurde) verlangte die Übermittlung aller toten Luchse an eine einzige Institution (FIWI). Seitdem ist das FIWI offiziell für die veterinärmedizinischen Untersuchungen der Luchse und für die Führung eines Probenarchivs zuständig.

Die Sektions- und Probenentnahmeprotokolle wurden im Laufe der Jahre verbessert. Das aktuelle Protokoll umfasst folgende Schritte (Abb. 1): Luchse werden beidseitig fotografiert, um das individuelle Fellmuster zu erfassen und einzelne Tiere für den Vergleich mit Fotofangdaten zu identifizieren (Thüler 2002, Pesenti & Zimmermann 2013), Geschlecht und Nährzustand werden bestimmt, das Körpergewicht wird erfasst und es werden morphologische Standardmessungen vorgenommen (Marti & Ryser-Degiorgis 2018b). Das Alter wird hauptsächlich anhand des Gebisses, der Zahnnutzung und der Körpergröße (Abb. 2; Marti & Ryser-Degiorgis 2018a, 2018b), aber auch unter Berücksichtigung der Reife der Geschlechtsorgane und der Jahreszeit geschätzt. Alle Tiere werden systematisch geröntgt, um nach Fremdkörpern wie Munitionsfragmenten und nach Skeletanomalien zu suchen. Nach der vollständigen Enthäutung gemäß den Museumsanweisungen für die anschließende taxidermische Präparation wird eine gründliche, vollständige Sektion durchgeführt, ohne das Skelett zu beschädigen. Eine sorgfältige makroskopische Inspektion der Brust- und Bauchhöhle sowie aller inneren Organe wird durchgeführt; von allen Auffälligkeiten werden Fotos angefertigt. Gewicht und andere morphologische Daten ausgewählter Organe werden aufgenommen und mehrere Organproben werden in 4 % gepuffertem Formalin für die histologische Untersuchung fixiert. Weitere native Proben (Blut, ausgewählte Organe) werden für genetische Analysen bei -20°C und für Archivierungszwecke bei -20°C und -80°C

1. Morphological data

- Body weight & measurements
- Dentition, tooth wear
- Coat pattern: photographs

2. Radiology

- Radio-opaque structures? (metallic fragments)
- Skeleton (traumatic lesions, anomalies?)
- Growth plates (age information)

3. Skinning

According to museum instructions

4. Gross pathological examination

- Skin and appendages
- Body cavities
- Inner organs incl. collection of morphological data

5. Sampling & further analyses

- Genetics: spleen sample
- Histology
- Parasitology
- Sample archive
- Bacteriology, virology, toxicology (as needed)

Abb. 1. Sektionsprotokoll für Eurasische Luchse, erstellt am Zentrum für Fisch- und Wildtiergesundheit, Universität Bern, Schweiz

eingefroren. Das Gehirn wird nur dann entnommen, wenn es für die Diagnose erforderlich ist, und zwar nach Rücksprache und mit Zustimmung der örtlichen Jagdbehörde, die den Fall zur Untersuchung geschickt hat (andernfalls werden die Skelette für Präparationszwecke intakt gelassen). Proben des Zwerchfells, der Zunge und/oder des Kaumuskels sowie Kotproben aus dem Rektum werden sofort parasitologisch untersucht und zwar auf *Trichinella* sp. (Frey et al. 2009) und gastrointestinale Helminthen bzw. Protozoen. Erforderlichenfalls werden bakteriologische, virologische oder toxikologische Analysen eingeleitet, um die Todesursache zu ermitteln.

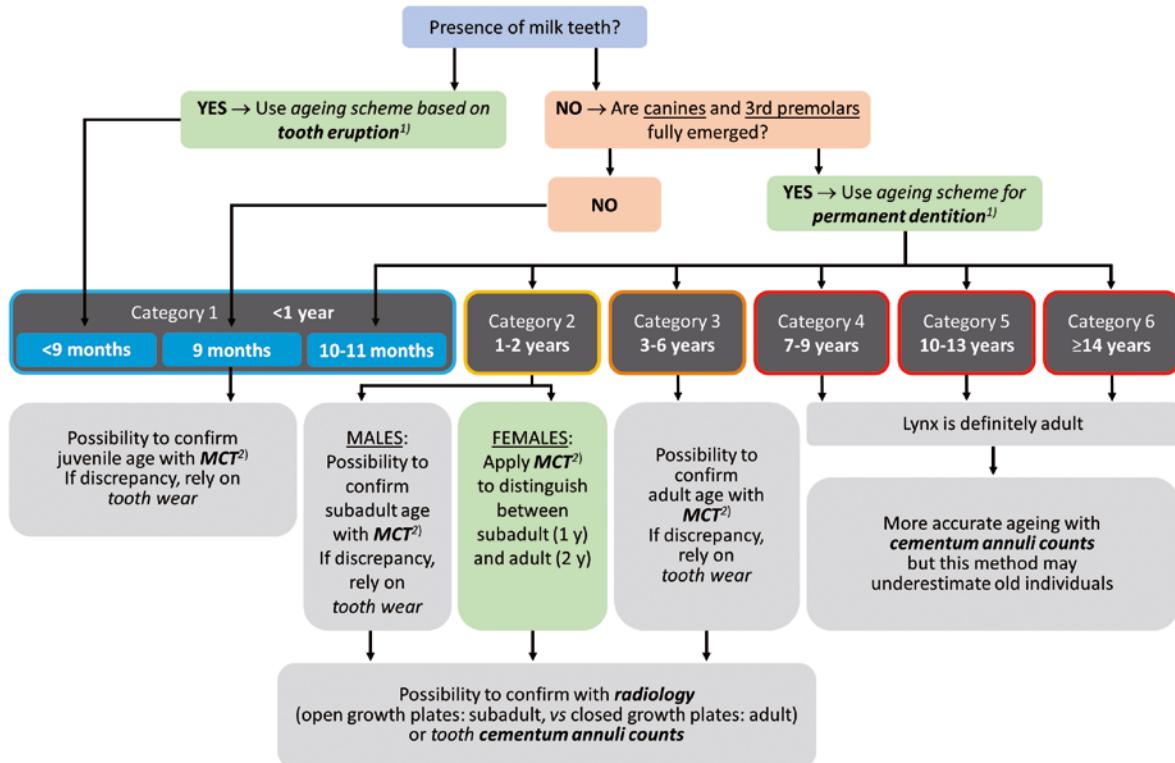


Abb. 2. Entscheidungsbaum zur Bestimmung des Alters des Eurasischen Luchses (entwickelt für *Lynx lynx carpathicus* in der Schweiz). 1) Marti & Ryser-Degiorgis 2018a (Altersschätzung basierend auf Zahnausbruch und Zahnabnutzung); 2) MCT = Morphologie-Klassifikationsbaum beschrieben in Marti & Ryser-Degiorgis 2018b (Altersschätzung basierend auf morphologischen Messungen). Diese beiden Methoden haben den Vorteil, dass sie nicht invasiv sind, keine Kosten verursachen, sofortige Ergebnisse liefern und sowohl intra- als auch postmortal, an jedem Arbeitsplatz, angewendet werden können. Grüne Kästchen sind notwendige Schritte, hellgraue Kästchen entsprechen entweder möglichen Bestätigungsschritten oder einem genaueren, aber invasiven Prozess der Altersbestimmung.

LEBENDE LUCHSE

Bei lebenden Luchsen wird ein ähnliches Vorgehen wie bei toten Luchsen angewandt, beginnend mit der Erfassung morphologischer Daten, einschließlich Körpergewicht und Fotos der Fellzeichnung (Abb. 3). Seit 1993 wird Blut für genetische Analysen entnommen. Seit 1997 werden zusätzliche Blutproben für Gesundheitsuntersuchungen und zur Archivierung entnommen. Seit 2000 wird jeder Luchs, der lebendig behandelt wurde, einer gründlichen klinischen Untersuchung unterzogen, während die Narkose engmaschig überwacht wird (unterstützendes Online-Material Abbildung SOM F1). Die entsprechenden Daten wurden auf Papier festgehalten und die wichtigsten Informationen in eine digitale Datenbank übertragen. Seit 2013 werden die Herztöne mittels

eines elektronischen Stethoskops mit Aufzeichnungsfunktion (3M™LittmannR 3200; https://www.littmann.com/3M/en_US/littmann-stethoscopes/) aufgezeichnet und seit 2018 werden zusätzlich Echokardiografien mit einem tragbaren Ultraschallgerät durchgeführt (Logiq_e BT12 mit Schallkopf 3S-RS (1,5-4,0 MHz), scil animal care company GmbH, Deutschland; SOM F2). Blutproben und bei Bedarf (je nach klinischen Symptomen oder Translokationsprotokollen) andere klinische Proben (z. B. oropharyngeale, konjunktivale oder rektale/fäkale Abstriche) werden zur sofortigen Analyse (Hämatologie, Blutchemie, Serologie und molekulare Methoden zum ErregerNachweis) an das klinische Labor der Universität Zürich geschickt.

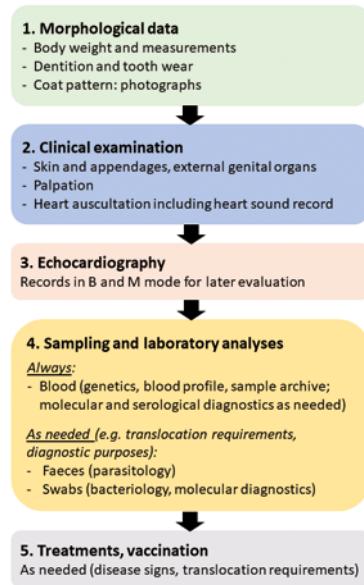


Abb. 3. Fangprotokoll für Eurasische Luchse in der Schweiz mit Schwerpunkt auf veterinärmedizinischen Vorgehensweisen. Einzelheiten zu Proben, Blutprofil und molekularer Diagnostik sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1. Untersuchungsschema für Eurasische Luchse, die aus der Schweiz umgesiedelt werden sollen. Da es einerseits darum geht, den Gesundheitszustand jedes einzelnen Individuums zu beurteilen, und andererseits darum, den „Export“ von Infektionserregern zu verhindern, die für die (neue) Population am Freilassungsort potenziell relevant sind, zielen die Untersuchungen hauptsächlich auf den direkten Erreger nachweis und nicht auf Antikörper ab, da Antikörper eine frühere oder gegenwärtige Exposition des Individuums gegenüber dem/den Mikroorganismus(en) anzeigen, aber keine Informationen über seinen aktuellen Infektionsstatus liefern.

Parameter	Target	Sample	Details/methods
Blood profile	Haematology	EDTA whole blood + fresh thin blood smears	Complete blood cell count and white blood cell differential
	Blood chemistry	Serum	Chemistry profile parameters*
FeLV ¹	Free FeLV p27 antigen	Serum	Enzyme linked immunosorbent assay (ELISA)
	FeLV whole virus (FL74) and/or FeLV p15E antibodies	Serum	ELISA
	Proviral DNA	EDTA whole blood	Real-time TaqMan qPCR ²
FIV ³	FIV antibodies	Serum	FIV-Westernblot
Feline Herpesvirus	Viral DNA	Conjunctival swab	Real-time TaqMan qPCR
Feline Calicivirus	Viral RNA	Oropharyngeal swab	Real-time TaqMan RT ⁴ -qPCR
Canine Distemper Virus	Viral RNA	Oropharyngeal swab	Real-time TaqMan RT-qPCR
Feline Parvovirus	Viral DNA	Rectal or faecal swab	Real-time TaqMan qPCR
Feline Coronavirus	Viral RNA	Rectal or faecal swab	Real-time TaqMan RT-qPCR

¹ FeLV: Felines Leukämie-Virus. ² ELISA: Enzymimmunoassay (Enzyme-linked immunosorbent assay). ³ qPCR: Quantitative Polymerase-Kettenreaktion. ⁴ FIV: Felines Immundefizienz-Virus. ⁵ RT: Reverse Transkriptase. * Parameter: Gesamtbilirubin, Glukose, Harnstoff, Kreatinin, Gesamtprotein, Albumin, Globulin, Cholesterin, Triglyceride, alkalische Phosphatase, Alanin-Aminotransferase, Aspartat-Aminotransferase, Lipase, Kreatinkinase, Calcium, Phosphor, Natrium, Kalium, Chlorid

LUCHSPROTOKOLLE FÜR DIE UMSIEDLUNG

Das erste Projekt zur Umsiedlung des Eurasischen Luchses aus der Schweiz (2000-2008) zielte auf die Wiederansiedlung von Tieren in einem Gebiet innerhalb der Landesgrenzen ab (Ryser-Degiorgis et al. 2002a, Zimmermann et al. 2011). In der Folge wurden einige Luchse zur Stärkung der Population nach Österreich (2011, 2013 und 2017: www.kalkalpen.at/de/Luchse_in_den_OOe_Kalkalpen) und Italien (2014: Molinari et al. 2021) umgesiedelt, gefolgt von einem größeren Wiederansiedlungsprojekt in Süddeutschland (2016-2020: Idelberger et al. 2021). Das Überschreiten nationaler Grenzen erforderte die Erfüllung zusätzlicher Anforderungen durch internationale Vorschriften (Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen – Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora – CITES) und die Veterinärbehörden der Zielländer. Im Laufe der Jahre haben sich die Gesundheitsprotokolle auf der Grundlage der gewonnenen Erfahrungen und der gesammelten gesundheitlichen und genetischen Daten weiterentwickelt.

Krankheitsanfälligkeit des Eurasischen Luchses

Zunächst wurde die verfügbare veröffentlichte und „graue“ Literatur durchgesehen, ergänzt durch persönliche Mitteilungen über laufende Studien oder unveröffentlichte Daten, um einen Überblick über die Kenntnisse von Krankheitserregern zu erhalten, die Luchse potenziell befallen oder von ihnen übertragen werden (Ryser-Degiorgis 2001, 2009b, Ryser-Degiorgis et al. 2002a).

Die wichtigste Krankheit, die Anlass zur Sorge gab, war die Sarkoptes-Räude, die Ende der 1990er Jahre bei Luchsen in den Schweizer Alpen auftrat (Ryser-Degiorgis et al. 2002b, Schmidt-Posthaus et al. 2002, Munson et al. 2010). Diese Krankheit wird bei Luchsen typischerweise in geografischen Gebieten beobachtet, in denen die lokale Fuchspopulation von der Räude befallen ist (Ryser-Degiorgis 2009b, Munson et al. 2010), aber zum damaligen Zeitpunkt gab es im Freilassungsgebiet in der Nordostschweiz keine Räudeepidemie bei Rotfüchsen *Vulpes vulpes* (Pisano et al. 2019). Kein spezifisches Bakterium war besonders besorgniserregend (Ryser-Degiorgis 2001, 2009b), aber Katzenviren (Tab. 1) wurden als potenzielle Bedrohung betrachtet, da sie sowohl bei Haus- als auch bei Wildkatzen von Bedeutung sind (Lutz

2005; Leutenegger et al. 1999, Meli et al. 2009). Auch internationale Organisationen (International Union for the Conservation of Nature, IUCN; Weltorganisation für Tiergesundheit (World Organisation for Animal Health), OIE; und European Association of Zoo and Wildlife Veterinarians, EAZWV; Woodford 2000) empfehlen, bei der Gesundheitsprüfung von Wildfeliden, die umgesiedelt werden sollen, den Schwerpunkt auf Räude und Viren zu legen.

Krankheitsrisiko in der Zielumgebung

Als zweites wurden Informationen über potenzielle Gesundheitsrisiken im Zusammenhang mit der Zielumgebung gesammelt. Der Zugang zu diesen Informationen war äußerst schwierig, da die Dokumentation (wissenschaftliche Literatur, unveröffentlichte Projektberichte) unzureichend oder gar nicht vorhanden war. Daher stützte sich die Risikobewertung im Ausland weitgehend auf den offiziellen Tierseuchenstatus des betreffenden Landes und persönliche Mitteilungen der Projektpartner. Für das erste Projekt in der Schweiz (2000-2008) wurden jedoch Daten über Beutetierarten aus dem allgemeinen Wildtiergesundheitsprogramm berücksichtigt und für das letzte Projekt (Deutschland, 2016-2020) wurde davon ausgegangen, dass das Risiko einer Erregerexposition mit der Situation im Fanggebiet vergleichbar ist, da das Freilassungsgebiet in geografischer Kontinuität mit der Quellpopulation steht.

Kriterien für die Umsiedlung

Die Auswahl der Individuen zielt auf Folgendes ab:

1. Verhinderung der Umsiedlung von Luchsen, die entweder klinisch erkrankt sind oder Krankheitserreger in sich tragen, die eine potenzielle Bedrohung für andere Luchse, andere Tiere (Wild- oder Haustiere) und Menschen im Umsiedlungsgebiet darstellen (Abb. 4 und 5 (1));
2. Erhöhung der Überlebenschancen der umgesiedelten Individuen (Abb. 5 (2a, 2b));
3. Erhöhung der Reproduktionschancen der umgesiedelten Luchse nach der Umsiedlung; und
4. Optimierung des genetischen Pools von Luchsen, die zur Wiederansiedlung oder Verstärkung umgesiedelt werden.

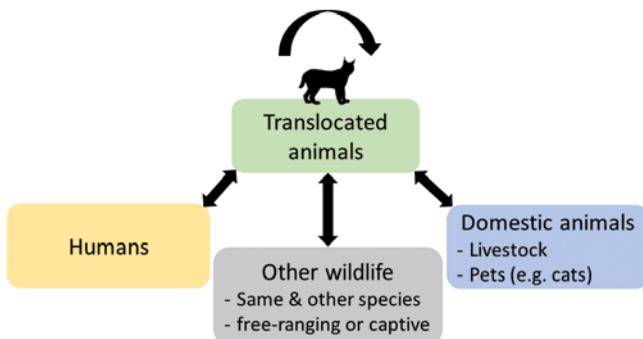


Abb. 4. Gesundheitsrisiken im Zusammenhang mit Luchs-translokationen auf Populationsebene. Umgesiedelte Wildtiere können Mikroorganismen oder schädliche Gene in die Zielumgebung einschleppen, die bei Individuen der gleichen Art, bei anderen Wildtieren, bei Haustieren oder beim Menschen Krankheiten verursachen können.

Diese vier Aspekte beziehen sich auf die Gesundheit sowohl auf individueller (1, 2, 3) als auch auf Populations-ebene (1, 3, 4). Zu den weiteren wichtigen gesundheitlichen Überlegungen auf individueller Ebene gehört das Handeln im Sinne des Tierschutzes, d. h. die Auswahl geeigneter Methoden für einen sicheren und effektiven Fang bzw. eine Betäubung, das Stressmanagement und die größtmögliche Verringerung des Verletzungsrisikos.

Zu den 2015 überarbeiteten Auswahlkriterien gehören das Fehlen/Vorhandensein von Krankheitsanzeichen oder anderen abnormalen Beobachtungen bei der klinischen Untersuchung, das geschätzte Alter (auf der Grundlage der für tote Luchse beschriebenen Methoden, siehe Abb. 2), das genetische Profil des Tieres und die Ergebnisse der Laboranalysen (Hämatologie, Blutchemie, Koprologie und Erregerscreening, wie in Tab. 1 dargestellt). Die Auswahl der Tiere erfolgt in zwei Schritten (Abb. 6). Eine erste Auswahl erfolgt im Feld nach der Untersuchung am Fangort. Tiere, die für das Umsiedlungsprogramm geeignet sind, werden in Quarantäneeinrichtungen gebracht.

Während der Quarantäne werden die Luchse per Video-überwachung beobachtet, während ihre Proben im Labor untersucht werden (Blut- und Genprofile, ausgewählte Infektionserreger und Endoparasiten). Je nach Ergebnis kommt der Luchs entweder für eine sofortige Umsiedlung in Frage oder er wird zusätzlichen Tests und einer längeren Beobachtungszeit unterzogen und/oder erhält eine spezifische Behandlung. In einigen Fällen muss eine Rückführung an den ursprünglichen Fangort oder sogar eine Euthanasie in Betracht gezogen werden (Abb. 6).

Während des ersten Umsiedlungsprojekts (2000-2008) betrug die Quarantänedauer 2-3 Wochen. Andere empfehlen eine Mindestdauer von 30 Tagen für Wildfeliden (Woodford 2000). Die Erfahrung hat jedoch gezeigt, dass die Quarantänedauer auf ein Minimum reduziert werden sollte: dies zum einen aufgrund des erheblichen Stresses, dem Luchse ausgesetzt sind, die aus der freien Wildbahn stammen, und zum anderen wegen der daraus resultierenden Selbstverletzungen, wenn sie in Gefangenschaft gehalten werden. Neben der Verbesserung der Gehege (Größe, Struktur, Materialien, Schiebetüren zwischen benachbarten Gehegen, Videoüberwachung) dauert die Quarantäne heute nur noch so lange, bis alle Laborergebnisse vorliegen und die Logistik für die Freilassung (Grenzformalitäten, Transport zum Freilassungsort) eingearbeitet ist; all dies dauert etwa eine Woche.

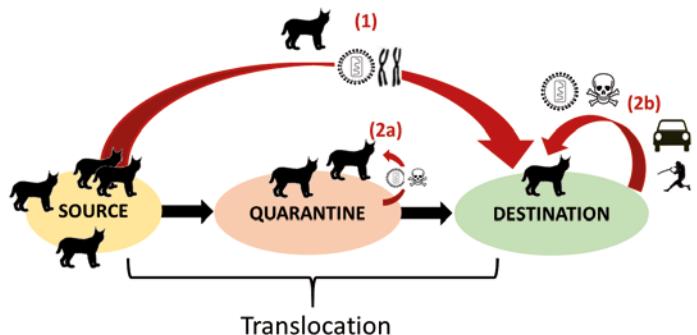


Abb. 5. Zu den Gesundheitsrisiken im Zusammenhang mit der Umsiedlung von Luchsen gehören die potenzielle Einschleppung eines Krankheitserregers (infektiöser Erreger mit dem Potenzial, Krankheiten zu verursachen) oder schädlicher Gene in die Zielpopulation (zur Verstärkung oder Wiedereinführung) durch die umzusiedelnden Tiere (1) und die potenzielle Übertragung (durch andere Tiere oder die Umwelt) eines für den umzusiedelnden Luchs neuen Krankheitserregers sowie die Exposition gegenüber toxischen Verbindungen aus der Umwelt oder anderen nicht infektiösen Krankheits- oder Todesursachen während (2a) oder nach (2b) dem Umsiedlungsprozess.

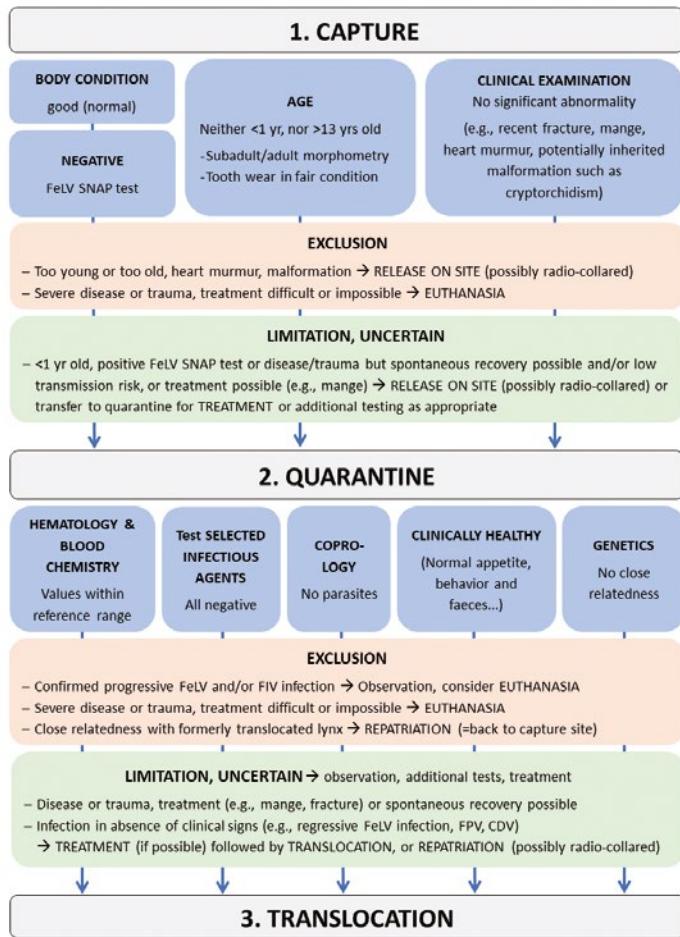


Abb. 6. Derzeit angewandte Auswahlkriterien für die Umsiedlung von Luchsen aus der Schweiz.
 FIV: Felines Immundefizienz-Virus; FeLV: Felines Leukämie-Virus; FPV: Felines Parvovirus; CDV: Canines Staupe-Virus.

Vorgehen im Feld

Luchse werden mit Fußschlingen, Kastenfallen oder einem ferngesteuerten Injektionssystem gefangen, wie bereits beschrieben (Breitenmoser et al. 2014, Ryser et al. 2005, Vogt et al. 2016). Bis 2019 wurden subadulte und adulte Luchse mit einer intramuskulären Injektion von Medetomidin-Hydrochlorid (Domitor®, Orion Corporation, Espoo, Finnland) in die hintere Muskulatur eines Hinterlaufs betäubt, gefolgt von Ketamin-Hydrochlorid (Ketasol®-100, Dr. E. Graub AG, Bern, Schweiz) 15–20 Minuten später. Da das Gewicht des Tieres vor der Narkose nicht bekannt ist, wurde den Luchsen eine Standarddosis von 2,8 mg Medetomidin und 80 mg Ketamin verabreicht (d. h. ca. 0,13–0,17 mg/kg Medetomidin und 3,6–5,0 mg/kg Ketamin je nach Gewicht; Marti & Ryser-Degiorgis 2018a). Dies ist in der Regel ausreichend für eine sichere Anästhesie bis zum Ende der Untersuchungen. Bei Bedarf wurden anschließend 0,1–0,2 mg Medetomidin und/oder 10–20 mg

Ketamin in die Schultermuskulatur injiziert. Atipamezol-Hydrochlorid (Antisedan®, Orion Corporation, Espoo, Finnland) in der fünffachen Dosis der Medetomidin-Dosis (in mg) wurde als Antagonist für Medetomidin verwendet und mindestens eine Stunde nach der letzten Ketamin-Injektion injiziert. Die Wirkung von Ketamin kann bis zu etwa einer Stunde anhalten und kann nicht antagonisiert werden. Wird Medetomidin zu früh antagonisiert, besteht die Gefahr eines unsanften Aufwachens durch die Restwirkung des Ketamins (Kreeger & Arnemo 2012). Die Injektion des Medikaments in die Schulter führt zu einer schnelleren Aufnahme (Kreeger & Arnemo 2012), was in Notfallsituationen nützlich sein kann. Abgesehen von Notfallsituationen hat unsere Erfahrung gezeigt, dass die Injektion in die Schulter bei Nachdosierungen während den Manipulationen zu einer raschen Wirkung führt (siehe oben). Für das Aufwachen unter normalen Bedingungen ist jedoch die Injektion des Antagonisten in die Hinterhandmuskulatur vorzuziehen, da sie zu einem reibungsloseren Aufwachen führt als die Verabreichung

des Medikaments in die Schultermuskeln. Dieses Anästhesieprotokoll ist gut etabliert und es wurden weder in früheren Studien (Vogt et al. 2016) noch in den letzten Jahren unerwünschte Wirkungen festgestellt. Seit 2020 wird jedoch eine einzelne intramuskuläre Injektion von 2,2 mg Medetomidin in Kombination mit 80 mg Ketamin pro Luchs verwendet, um die Einleitungszeit zu verkürzen, gefolgt von demselben Vorgehen zur Gegenwirkung wie zuvor. Dieses neue Protokoll wurde bisher nur bei einigen Luchsen angewandt, scheint aber vielversprechend zu sein.

Während der Narkose (SOM F2) werden Atemfrequenz, Herzfrequenz, Puls, Schleimhäute (kapilläre Füllungszeit und Farbe), Rektaltemperatur und Reflexe kontinuierlich von einer zuvor für diese Aufgabe bestimmten Person überwacht. Die Sauerstoffsättigung des Blutes wird mit einem tragbaren Pulsoximeter (Pulse Oximeter, CONTEC Medical Systems Co., LTD, Qinhuangdao, China) gemessen. Alle Werte und Beobachtungen werden in einem Anästhesie-Datenblatt festgehalten. Der kritischste Punkt, der bei der Feldanästhesie von Luchsen auftrat, betraf die Körpertemperatur, nämlich Unterkühlung an kalten Tagen, insbesondere bei Regen oder Schnee, und Überhitzung bei milden Umgebungstemperaturen. In diesen Situationen ist die Vorbeugung entscheidend, da es sehr schwierig ist, die Entwicklung in die eine oder andere Richtung umzukehren. Details zu Untersuchungen und Notfallmaßnahmen sind an anderer Stelle zu finden (Breitenmoser et al. 2014, Kreeger & Arnemo 2012).

Gefangene Tiere werden klinisch untersucht, mit besonderem Augenmerk auf ihrem allgemeinen Erscheinungsbild, ihrem Körperzustand, ihrer Größe und ihrem Gewicht, dem Zahnabrieb und den Genitalien. Tiere in normaler körperlicher Verfassung (unter Berücksichtigung der Tatsache, dass erwachsene Männchen während der Paarungszeit dünner sein können als zu anderen Jahreszeiten), die älter als ein Jahr, aber nicht älter als 13 Jahre sind und keine signifikanten klinischen Auffälligkeiten aufweisen (wie z. B. eine kürzlich erlittene Fraktur, infizierte Wunden, Räude, ein Herzgeräusch oder eine potenziell vererbte Fehlbildung wie Kryptorchismus), gelten als geeignet für eine Verbringung in Quarantäneeinrichtungen (Abb. 6). Im Gegensatz dazu werden offensichtlich alte Luchse (basierend auf der Zahnabnutzung, z. B. stark abgenutzten oder verfärbten Zähnen; Marti & Ryser-Degiorgis 2018b), Luchse mit einem Herzgeräusch oder einer nicht tödlichen Fehlbildung potenziellen genetischen

Ursprungs direkt vor Ort freigelassen; Luchse mit einem Herzgeräusch können mit einem GPS/GMS System markiert werden, um die Entwicklung ihres Zustands zu verfolgen und schließlich ihre Kadaver für pathologische Untersuchungen zu bergen. Luchse, die jünger als ein Jahr sind oder eine Krankheit oder ein Trauma mit guten Heilungschancen aufweisen (z. B. Räude nach entsprechender Behandlung), können an Ort und Stelle mit einem GPS-Halsband freigelassen werden, um zu einem geeigneten Zeitpunkt wieder eingefangen zu werden. In einigen Fällen kann eine Verbringung in die Quarantänestation zur intensiveren Betreuung in Betracht gezogen werden. Dabei sind jedoch Tierschutzaspekte zu berücksichtigen (z. B. kann sich der durch den Transport und die Gefangenschaft verursachte Stress negativ auf die Gesundheit auswirken) sowie das Risiko, das ein an einer Infektion erkranktes Tier für andere, bereits in der Quarantänestation befindliche Luchse darstellen kann (dieses Risiko hängt jedoch weitgehend von der Gebäudestruktur und dem Quarantänemanagement ab).

Alle für die Umsiedlung ausgewählten Luchse erhalten eine antiparasitäre Behandlung (einmalige subkutane Injektion von Praxiquantel: Caniquantel pro Inj., Dr. E. Graub AG, Bern, Schweiz, in einer Dosierung von 5,68 mg/kg; und von Doramectin: Dectomax®, Elanco Tiergesundheit AG, Basel, Schweiz, in einer Dosierung von 1 mg/kg; diese Doramectin-Dosierung hat zu einer vollständigen Genesung von stark von Räude befallenen Luchsen geführt; Ryser-Degiorgis 2013). So wird das Risiko der Umsiedlung scheinbar gesunder, von Räude-milben befallener Luchse (frühes Krankheitsstadium oder gesunder Träger; Munson et al. 2010) verringert und es besteht die Hoffnung, ihre Helminthen-Belastung zu verringern (Woodford 2000), die unter Stressbedingungen größere gesundheitliche Auswirkungen haben kann. Eine eventuell notwendige Wundbehandlung wird zu diesem Zeitpunkt durchgeführt. Andere Medikamente (einschließlich Antibiotika) werden nur dann verabreicht, wenn dies aufgrund der klinischen Befunde angemessen erscheint. Eine Impfung ist nur vorgesehen, wenn die Behörden des Empfängerlandes dies vorschreiben. Die Gründe für diese Entscheidung sind:

1. Die Impfung bietet nur für einen begrenzten Zeitraum Schutz: Da sowohl wiederholte Impfungen als auch die systematische Impfung von Nachkommen in einer freilebenden Population nicht praktikabel sind, würden Tiere, die den Infektionsrisiken in ihrer neuen Umge-

bung nicht gewachsen sind, langfristig nicht überleben; und

2. die Impfung mit inaktivierten Impfstoffen bietet nur einen begrenzten Schutz, während die Verwendung von Lebendimpfstoffen bei Wildtierarten Krankheiten oder sogar den Tod verursachen kann (Connolly et al. 2015).

Alle gefangenen Luchse werden mit einem subkutanen Transponder (Mikrochip; DATAMARS, <https://datamars.com/>) markiert, der in der Mitte der linken Halsseite implantiert wird (gemäß den Standards der Global Veterinary Community für Hauskatzen und andere Haustiere in Kontinentaleuropa; <https://www.wsava.org/Global-Guidelines/Microchip-Identification-Guidelines>) und es wird eine Blutprobe entnommen. Pharyngeale, konjunktivale und rektale Trockenabstriche werden entnommen. In den letzten Jahren wurde ein für Hauskatzen validierter Point-of-Care-Test (d. h. ein Schnelltest vor Ort) zum Nachweis von Antikörpern gegen das Feline Immundefizienz-Virus (FIV) und Antigenen gegen das Feline Leukämie-Virus (FeLV) (SNAP FIV/FeLV Combo Test, IDEXX, Schweiz) eingesetzt, da die Auswahlkriterien vorsehen, Tiere mit einem positiven Ergebnis auszuschließen. Die Erfahrungen mit der Untersuchung auf FIV in den Jahren 2016 und 2017 haben jedoch gezeigt, dass dieser schnelle Feldtest bei Luchsproben falsch-negative Ergebnisse liefern kann und dass eine Untersuchung im Labor erforderlich ist, um zuverlässige Daten zur FIV-Infektion zu erhalten. Da die Erfahrungen mit dem iberischen Luchs darauf hindeuten, dass der Test fortschreitende FeLV-Infektionen erkennen kann, die tödlich enden könnten, werden Luchse, die die Kriterien für eine Umsiedlung erfüllen, ohne SNAP-Test in Quarantäne gebracht und im Labor getestet. Luchse, die die Kriterien für eine Umsiedlung nicht erfüllen und an Ort und Stelle freigelassen werden sollen, sollten mit dem SNAP-Test getestet und im Falle eines positiven Ergebnisses in Gefangenschaft genommen werden. Wenn eine fortschreitende Infektion durch Labortests bestätigt wird, sollten sie aus der Population entnommen werden (Meli et al. 2010a).

Der Transport von Luchsen hat sich als schwieriger erwiesen als ursprünglich angenommen. Wenn sie betäubt sind und während des Transports langsam aufwachen, ist eine ständige Überwachung der Vitalparameter erforderlich, bis sie wach sind, und Luchse neigen selbst in einem beheizten Fahrzeug zur Unterkühlung. Werden Luchse nach Beenden des Narkosezustands transportiert, besteht die Gefahr, dass sie gestresst sind und Verletzungen

(gespaltene Krallen, abgebrochene Zähne, Hautabschürfungen an der Stirn) und kardiorespiratorische Probleme (Hyperthermie, Hyperventilation) erleiden. Die Antagonisierung der Narkose ist jedoch vorzuziehen, da das Risiko von Stress und Verletzungen auch für Luchse besteht, die während des Transports aufwachen, und bei grenzüberschreitenden Umsiedlungen kann der Transport sehr lang sein. Es gibt deutliche und unvorhersehbare interindividuelle Unterschiede im Verhalten und in der Stressanfälligkeit, aber da Eingriffe an einem Luchs bei Bewusstsein nicht durchgeführt werden können, ist Prävention einmal mehr der Schlüssel. Für Menschen, die das Tier während des Transports begleiten, ist es wichtig, sich ruhig zu verhalten (keine lauten Stimmen oder plötzlichen Geräusche) und den Innenraum des Fahrzeugs zu kühlen. Außerdem wurden die Transportboxen im Laufe der Jahre so verbessert, dass die Türen ausgetauscht werden können, ohne die Boxen zu öffnen, und somit die Möglichkeit besteht, das Tier entweder im Dunkeln zu halten (vollständige Tür) oder die Belüftung zu verbessern (Metallsprossettür), indem die Türtypen ausgetauscht werden (SOM F3). Zusätzlich hat die aktive Belüftung der Box mit einem externen Gerät eine beruhigende Wirkung auf gestresste Luchse gehabt. Ausführliche allgemeine Leitlinien für den Transport lebender Tiere sind an anderer Stelle zu finden (z. B. die „IATA Live Animals Regulations“ (LAR), die den weltweiten Standard und den wesentlichen Leitfaden für den sicheren, humanen und kosteneffizienten Transport von Tieren auf dem Luftweg darstellen (<https://www.labeline.com/product/iata-live-animalregulations-lar-46th-edition-2020>); und die CITES-Richtlinien für den Transport lebender Wildtiere und -pflanzen außerhalb des Luftverkehrs (https://cites.org/sites/default/files/eng/resources/transport/transport_guidelines_2013-english.pdf).

Vorgehen vor der Freilassung

Die beim Fang entnommenen Blutproben werden im Labor analysiert. Die hämatologischen und blutchemischen Werte werden mit Referenzwerten verglichen, die von klinisch gesunden freilebenden Luchsen aus der Schweiz stammen. Der erste im Gehege gefundene Kot wird gesammelt und mittels Koprologie auf Lungen- und Magen-Darm-Parasiten untersucht. Blut- und Tupferproben werden mit molekularen Methoden und/oder serologisch auf ausgewählte Infektionserreger untersucht (Tab. 1).

Auf der Grundlage der Daten, die in der Schweiz seit den ersten Luchs-Wiederansiedlungen gesammelt wurden,

und von Studien, die bei freilebenden Feliden in anderen europäischen Ländern veröffentlicht wurden, haben wir Mikroorganismen, die bei Luchsen auftreten können, in drei Risikostufen eingeteilt:

1. Hohes Risiko: Nur Infektionen mit FeLV und FIV wurden als Ausschlusskriterium betrachtet, da diese Viren zuvor nicht bei freilebenden oder in Gefangenschaft gehaltenen Populationen des Eurasischen Luchses nachgewiesen worden waren und das Potenzial hatten, infizierte Tiere ernsthaft zu schädigen (Meli et al. 2009, Geret et al. 2011, Troyer et al. 2011).
2. Geringes bis mittleres Risiko: Bei anderen Erregern wie dem Caninen Staupevirus (CDV) oder dem Feline Parvovirus (FPV), die bei Luchsen Krankheiten verursachen können (Stahl & Vandel 2009, Wasieri et al. 2009, Meli et al. 2010, Origgi et al. 2012), von denen aber auch bekannt ist, dass sie in scheinbar gesunden Luchspopulationen vorkommen (FPV PCR-positiv, CDV-seropositive), ohne dass damit Morbidität und Mortalität verbunden sind, oder wie das Feline Calicivirus, das Feline Herpesvirus und das Feline Coronavirus, für die es serologische Hinweise auf eine Exposition, aber keine bekannte Morbidität gibt (Meli et al. 2009; Ryser-Degiorgis und Meli, unveröff.), sind der klinische Zustand und die Blutparameter der Tiere wichtigere Kriterien für die Bewertung ihres individuellen Gesundheitszustands als der Nachweis des Erregers. Auf der Ebene der Population/des Ökosystems hängt die Relevanz des Erregernachweises von den Schäden ab, die er am Ort der Freisetzung verursachen kann.
3. Minimales Risiko: Infektionserreger wie Cytauxzoon spp., feline hämotrope Mykoplasmata und intestinale Endoparasiten sind bei klinisch gesunden Luchsen weit verbreitet (Valdmann et al. 2004, Willi et al. 2007, Millan et al. 2007, Meli et al. 2009, Ryser-Degiorgis et al. 2010, Deksne et al. 2013) und es ist nicht zu erwarten, dass sie eine Bedrohung für Luchse darstellen oder ein ernsthaftes Risiko für andere Felidenarten im Rahmen von Eurasischen Luchsumsiedlungen bedeuten. Ihr Nachweis sollte als Dokumentation für die langfristige Gesundheitsüberwachung der Quellen- und der wiedereingeführten Populationen dienen, wird aber

derzeit nicht als Kriterium für die Auswahl von Luchsen im Rahmen von Umsiedlungen angesehen. Daher werden Proben für zusätzliche Tests von wissenschaftlichem Wert, die jedoch nicht für die unmittelbare Umsiedlung relevant sind, für eine mögliche spätere Analyse aufbewahrt.

Tiere mit Blutwerten, die erheblich von den Referenzdaten abweichen, oder mit Infektionen von unklarer klinischer Bedeutung werden genauer beobachtet, möglicherweise länger, und gegebenenfalls zusätzlichen Tests unterzogen. Das genetische Profil aller Tiere wird während der Quarantänezeit bestimmt. Im Falle einer engen Verwandtschaft (Bruder/Schwester; Mutter/Vater und Nachkommen) mit anderen Luchsen, die bereits umgesiedelt wurden oder gleichzeitig für die Umsiedlung in Quarantäne gehalten werden, wird das Tier aus dem Programm ausgeschlossen und an den Fangort zurückgebracht.

Vor dem Transport zum Freilassungsort werden die Luchse betäubt, um mit einem GPS-Halsband versehen zu werden, und vor dem Transport einer weiteren klinischen Untersuchung unterzogen. Zu Archivierungszwecken wird eine Blutprobe entnommen, d. h. ohne besondere Indikation wird zu diesem Zeitpunkt kein Test durchgeführt. Wird ein Ausschlussgrund (siehe oben) festgestellt, der zuvor nicht bemerkt wurde, erwägen die zuständigen Expert:innen drei Optionen:

1. Rückführung an den ursprünglichen Fangort,
2. Verlängerung der Quarantäne (gegebenenfalls mit Behandlung und anschließender Neubewertung), oder
3. Euthanasie.

Röntgenaufnahmen oder zusätzliche Laboruntersuchungen werden nur bei besonderer Indikation durchgeführt. Zum Zeitpunkt der Freilassung wird keine Behandlung durchgeführt, es sei denn, der klinische Befund spricht dafür. Wenn die Eignung eines Individuums fraglich ist, wird die Entscheidung, ob es umgesiedelt werden soll oder nicht, gemeinsam mit den Projektpartnern im Empfängerland getroffen. Eine Zusammenfassung der identifizierten Gesundheitsrisiken und der entsprechenden Managementmaßnahmen ist in Tabelle 2 vorgestellt.

Tabelle 2. Gesundheitsrisikomanagement im Rahmen der Umsiedlung von freilebenden Eurasischen Luchsen aus der Schweiz.

Health issue	Risk management
POTENTIALLY INHERITED	
Heart murmurs of potential genetic origin incl. a few fatal cases (Alpine population)	Exclusion of all Alpine lynx as well as individuals from other populations presenting with a heart murmur
Sporadic malformations of various body parts	Documentation of visible anomalies at clinical examination; exclusion if suspected inheritance (e.g. cryptorchidism)
INFECTIOUS	
High risk: FeLV ¹ , FIV ² (no infection known in the source population, potential threat to both the source and destination)	Systematic testing; if confirmed positive for FIV or progressive FeLV infection: observation, with additional testing if deemed appropriate, followed by repatriation or euthanasia
Moderate risk: Canine Distemper Virus (moderate disease risk), Feline Parvovirus (low disease risk but cannot be excluded: see Stahl & Vandel 2009), Feline Herpesvirus, Feline Calicivirus and Feline Coronavirus	Systematic testing, decision based on clinical status and re-testing (aim: to minimize the risk of excretion)
Minimal risk: Cytauxzoon sp., feline haemotropic mycoplasmas, among other microorganisms (no known cases of clinical disease)	No systematic testing (scientific documentation only)
Sarcoptic mange (also notoedric, otodectic)	Systematic treatment against mites (aim: to eliminate mites)
Endoparasites (gastro-intestinal helminths)	Systematic treatment and testing (aim: to minimize the risk of increase of endoparasite burden and associated apparition of clinical signs potentially resulting from increased stress)
OTHERS	
Any other viral or bacterial infection; ecto- or endoparasitic infestation; trauma; or detection of unspecific disease signs	Treatment if available and appropriate (on medical, financial, logistical and animal welfare points of view), observation of clinical status, additional testing if deemed useful; depending on disease course: translocation, repatriation or euthanasia

¹ FeLV: Feline Leukaemia Virus. ² FIV: Feline Immunodeficiency Virus

Tabelle 3. Gesundheitsprobleme während des Fangs und der Quarantäne von Eurasischen Luchsen, die für Umsiedlungen in der Schweiz gefangen wurden, 2001–2020.

Health issue	Decision criteria	Case management and decision	Reference
Heart murmur (in absence of associated clinical signs)	<ul style="list-style-type: none"> DS¹: None; TH²: None Previous data: suspected inherited cardiomyopathy 	REPATRIATION and follow-up (radio-collar, photo-trapping)	(Ryser-Degiorgis et al. 2018)
Parvovirus infection and excretion (faeces) ³	<ul style="list-style-type: none"> DS: None; TH: None Not all Parvoviruses cause disease Previously same situation in orphaned lynx: remained healthy, excretion stopped, was released and followed up 	Retesting, negative in faeces (no excretion) and TRANSLOCATION	(Ryser-Degiorgis and Meli, unpublished)
<i>Cytauxzoon</i> sp. infection ³	<ul style="list-style-type: none"> DS: None; TH: None Retrospective analysis: many Swiss lynx infected, no known fatal cases in domestic cat in Europe at the time (questionable parasite pathogenicity) Widespread in healthy bobcats and Iberian lynx 	TRANSLOCATION	(Ryser-Degiorgis et al. 2010a)
Suspected FIV ⁴ infection	<ul style="list-style-type: none"> DS: present and potentially associated with FIV infection TH: None available Deterioration of health status in quarantine Retrospective analysis with reliable test (gold standard): Absence of positive lynx in source population confirmed 	EUTHANASIA	(Ryser-Degiorgis et al. 2017)
Chlamydiosis	<ul style="list-style-type: none"> DS: Yes, typical for infection; TH: Yes, available and feasible No other known disease case in source population, infection status population unknown (neither previous data nor appropriate samples available) 	Treatment, observation until total recovery and TRANSLOCATION (retesting at release and post-release observation by photo-trapping)	(Marti et al. 2018)
FeLV ⁵ infection	<ul style="list-style-type: none"> DS: None; TH: None Previous data: No infection in source population Regressive infection, high antibody titre, no virus shedding 	REPATRIATION and follow up (GPS collar, photo-trapping)	(Marti et al., unpublished)

¹DS: Disease signs; ²TH Available therapy; ³These experiences contributed to the classification of the corresponding infectious agents in the currently used risk category (see Table 2); ⁴ FIV: Feline Immunodeficiency Virus; ⁵FeLV: Feline Leukaemia Virus.

HERAUSFORDERUNGEN BEI DER UMSIEDLUNG IN DER SCHWEIZ

Die Sarkoptes-Räude wurde bei Luchsen in der Schweiz erstmals 1999 nachgewiesen (Ryser-Degiorgis et al. 2002b, Schmidt-Posthaus et al. 2002). Damals gab es keine Anzeichen für ein anderes Gesundheitsproblem, das für Umsiedlungen in der Schweizer Luchspopulation relevant wäre (Ryser-Degiorgis et al. 2002a). Seither wurden weitere Fälle von Räude diagnostiziert, darunter auch bei gefangenen Luchsen, die erfolgreich behandelt wurden (Ryser-Degiorgis 2013). Dies geschah zeitgleich mit der Ausbreitung der Sarkoptes-Räude beim Rotfuchs in der gesamten Schweiz (Pisano et al. 2019). In ähnlicher Weise wurde im Rahmen des großen Ausbruchs der Hundestaupe, von dem Schweizer Wildtiere seit 2009 betroffen sind, ein infizierter Eurasischer Luchs mit klinischen Symptomen beobachtet (Origgi et al. 2012). *Cytauxzoon spp.* wurde zum ersten Mal 2006 bei einem stark geschwächten Luchs gefunden, aber die Hypothese der kausalen Rolle von *Cytauxzoon spp.* für diesen Zustand wurde durch die pathologische Untersuchung nach der Euthanasie verworfen. Da die Bedeutung dieses Erregers immer noch unklar war und Fragen bezüglich der Eignung positiver Tiere für Umsiedlungsprogramme aufkamen, wurde eine retrospektive Studie an archivierten Proben und eine systematische Untersuchung von umzusiedelnden Luchsen initiiert, die zeigte, dass dieser Hämoparasit bei Luchsen in der Schweiz weit verbreitet ist (Ryser-Degiorgis et al. 2010). Eine Infektion mit dem Feline Parvovirus (Virämie und Kotausscheidung) ohne entsprechende Krankheitsanzeichen wurde erstmals 2012 bei einem verwaisten Luchs und 2013 bei einem erwachsenen Luchs, der nach Österreich umgesiedelt werden sollte (nur Virämie), festgestellt (Ryser-Degiorgis & Meli, unveröff.). Im Jahr 2017 wurde bei einem Luchs eine Chlamydiose (Augensymptomatik) diagnostiziert (Marti et al. 2019) und bei zwei Tieren mit unspezifischen Krankheitsanzeichen bestand der Verdacht auf eine Infektion mit FIV (Ryser-Degiorgis et al. 2017). Im Jahr 2019 wurde ein scheinbar gesundes Männchen als latent mit FeLV infiziert bestätigt (Nachweis von proviraler DNA und Anti-Whole-Virus- und p15E-Antikörpern, d. h. regressive FeLV-Infektion) und mit einem GPS Halsband versehen an den Fangort zurückgebracht; in der Folge wurde keine Entwicklung von Krankheitszeichen beobachtet (Marti et al. unveröff.). In Bezug auf nicht-infektiöse Krankheiten wurden in den letzten Jahrzehnten sporadisch angeborene Missbildungen beobachtet (Morend 2016, Ryser-

Degiorgis et al. 2004).

Genetische Analysen haben vor allem in den Alpen einen Verlust an Variabilität und zunehmende Inzucht festgestellt (Breitenmoser-Würsten & Obexer-Ruff 2003). Seit 2001 werden bei Alpenluchsen vermehrt Herzgeräusche festgestellt, nachdem ein Luchs mit einem solchen Geräusch umgesiedelt wurde und zwei Jahre nach der Freilassung an Herzversagen aufgrund einer Kardiomyopathie starb (Ryser-Degiorgis et al. 2020). Seitdem wurden einige weitere tödliche Kardiomyopathien diagnostiziert und inzwischen gibt es Hinweise darauf, dass die beobachteten Herzanomalien (Herzgeräusche, histologische Herzläsionen), ob mit Krankheitsanzeichen verbunden oder nicht, mit Inzucht in Zusammenhang stehen könnten (Ryser-Degiorgis et al. 2018). Neue Erkenntnisse zu diesem Thema haben nach und nach zum Ausschluss einzelner Luchse mit Herzgeräuschen aus Umsiedlungsprogrammen und seit 2015 sogar der gesamten Alpinen Luchspopulation geführt. Andere Aspekte des Gesundheitsscreening-Protokolls (ausgewählte Erreger, gesammelte Proben und angewandte Labortests) wurden verbessert und die Auswahlkriterien für einzelne Luchse verfeinert (Tab. 2, Abb. 6). Der Umgang mit gesundheitsrelevanten Befunden, die bei einzelnen Luchsen während der Umsiedlungsprojekte seit 2013 erhoben wurden, ist in Tab. 3 zusammengefasst.

Detaillierte Aufzeichnungen über klinische Befunde und Narkoseabläufe haben dazu beigetragen, die Fangmethoden und Präventionsmaßnahmen zu verbessern, um fangbedingte Risiken zu verringern. Insbesondere wurde das Bewusstsein für das erhöhte Verletzungsrisiko bei der Verwendung von Kastenfallen aus Metallgitter, für Unterkühlung im Winter und für Überhitzung während des Transports sowie bei der Verwendung von Fußschlingen im Frühjahr geschärft. Bereits nach dem ersten Jahr des ersten Projekts (d. h. Ende 2001) wurden Verbesserungen an den Kastenfallen vorgenommen, um das Risiko von Verletzungen beim Fang zu verringern, sowie an den Unterbringungsbedingungen, um das Risiko von Verletzungen und Stress während der Quarantäne zu verringern, und später wurden Änderungen an den Transportboxen vorgenommen, um das Risiko von Verletzungen, Stress und damit verbundener Überhitzung zu verringern und Möglichkeiten zur besseren Belüftung

und Beobachtung der Tiere während des Transports zu schaffen. Wie bereits ausdrücklich erwähnt, wurde die Dauer der Quarantäne drastisch verkürzt und ist nun auf die Zeit beschränkt, die erforderlich ist, bis die entsprechenden Laborergebnisse vorliegen, es sei denn, es gibt Anzeichen für eine Notwendigkeit der Verlängerung.

Von den wenigen Weibchen, bei denen am Ende der Quarantäne eine Trächtigkeit festgestellt wurde, brachten einige nach der Umsiedlung ein Junges zur Welt, andere nicht, was darauf schließen lässt, dass der durch den Transport und die Freilassung in einer neuen Umgebung verursachte Stress allein oder zusätzlich zu dem durch den anfänglichen Fang, den ersten Transport und

die Quarantänezeit verursachten Stress (d. h. additive Stresssituationen) zu einem Abort führen könnte. Unseres Wissens gibt es jedoch bisher keine wissenschaftlichen Belege für diese Hypothese (Vie et al. 1998, Kreeger & Arnemo 2012, Nagel et al. 2019), dass es ein minimales Risiko eines Aborts aufgrund von Umsiedlungsvorgängen gäbe. Da die Jahreszeit mit dem höchsten Luchsfangerfolg die Paarungszeit ist (Männchen, die zu Fortpflanzungszwecken unterwegs sind, schneedeckte Landschaften, die eine höhere Wahrscheinlichkeit für das Auffinden von Beutetieren mit sich bringen, und eine häufige Nutzung bestehender Wege, auf denen Kastenfallen aufgestellt werden), ist es unvermeidlich, potenziell trächtige Weibchen zu fangen und umzusiedeln.

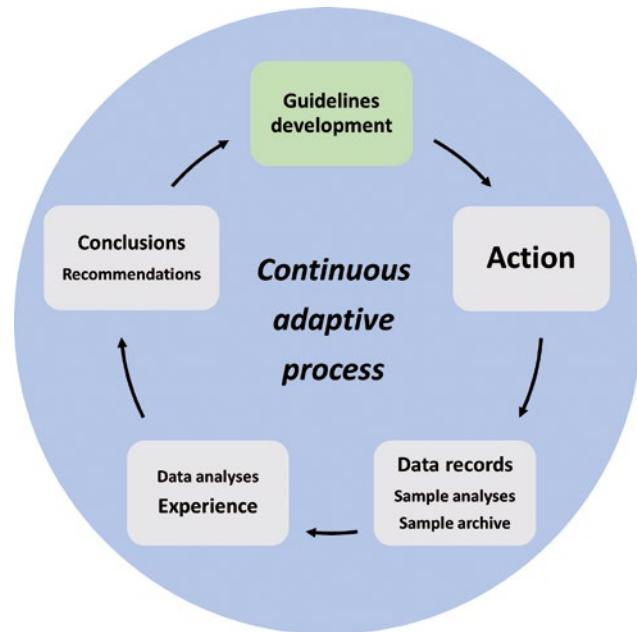


Abb. 7. Die Erhaltung von Luchspopulationen, einschließlich, aber nicht beschränkt auf Umsiedlungsvorgehen, erfordert ein adaptives Management auf der Grundlage wissenschaftlicher Daten. Dies entspricht einem nie endenden Lernprozess, der sich in einer kontinuierlichen Anpassung der Protokolle niederschlägt.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Gesundheitsrisikoanalysen im Rahmen von Luchsumsiedlungen haben sich als wichtiges Instrument zur Verringerung des Risikos eines Projektmisserfolgs erwiesen, wenn man bedenkt, dass eine Reihe von Krankheitserregern festgestellt wurde, die fallspezifische Managementmaßnahmen erforderten. Diese Erfahrungen haben auch deutlich gemacht, wie wichtig ein Gesundheitsüberwachungsprogramm ist, das vor einem Umsiedlungsprojekt beginnt, und wie nützlich ein Probenarchiv ist. Das Fehlen von Daten über das Krankheitsrisiko an den Freisetzungsorten

machte außerdem deutlich, dass eine Gesundheitsüberwachung sowohl bei Haustieren als auch bei Wildtieren erforderlich ist, um Daten für die Planung von Artenschutzprojekten zu erhalten.

Es ist wichtig, sich daran zu erinnern, dass es nie möglich sein wird, mit einem Nullrisiko zu arbeiten, und dass man bereit sein muss, Unerwartetes zu erleben und nach sorgfältiger Planung Anpassungspotenzial zu zeigen. Obwohl hier nicht weiter erwähnt, ist die Überwachung

nach der Auswilderung nicht nur des Verhaltens, der Fortpflanzung und der Populationsgenetik der Luchse, sondern auch von Gesundheitsfragen (insbesondere die gründliche Untersuchung toter Luchse) ein entscheidender Punkt, um den Erfolg des Projekts längerfristig zu bewerten und die Notwendigkeit zusätzlicher Managementmaßnahmen zu überprüfen.

Vor zwanzig Jahren, als die veterinärmedizinische Überwachung von Luchsumsiedlungsprojekten in der Schweiz eingeführt wurde, waren Gesundheitsprobleme kein begrenzender Faktor und Infektionen schienen von geringer Bedeutung zu sein, aber in den letzten zehn Jahren wurde eine Reihe von Mikroorganismen mit krankmachendem Potenzial neu entdeckt. Der Wechsel von serologischen Untersuchungen zum Erregernachweis mag diese Situation begünstigt haben, allerdings erfolgte der Erregernachweis teilweise erst nach dem Nachweis assoziierter klinischer Anzeichen (Origgi et al. 2012, Ryser-Degiorgis et al. 2017, Marti et al. 2019). Während sowohl der Antigen- als auch der Antikörpernachweis für die Untersuchung der Erreger-/Krankheitsdynamik in einer Population von wesentlicher Bedeutung sind, ist nur der Erregernachweis für die Entscheidungsfindung im Rahmen von Umsiedlungen relevant (Risiko einer Ausscheidung, die bei gestressten Tieren zu einer Krankheit führen kann oder zu einer Kontamination/Übertragung am Freisetzungsort führt). In diesem Zusammenhang ist es wichtig, zwischen Infektion und Exposition und Krankheit zu unterscheiden und sich nicht von den Ergebnissen von Antikörper-Tests täuschen zu lassen (Munson et al. 2010).

Die bei Luchsen in der Schweiz dokumentierten Infektionen waren höchstwahrscheinlich sporadisch und hingen mit dem Auftreten der entsprechenden Infektionserreger bei sympatrischen Wirten wie Füchsen [Sarkoptes-Räude (Ryser-Degiorgis et al. 2002b, Pisano et al. 2019); Staupe (Origgi et al. 2012)] und möglicherweise Hauskatzen und/oder Europäischen Wildkatzen *Felis sylvestris* [FIV (Ryser-Degiorgis et al. 2017); FeLV (Leutenegger et al. 1999, Meli et al. 2009, Geret et al. 2011, Hofmann-Lehmann et al. 2018); Chlamydia felis (Marti et al. 2019)] zusammen. Die aktuellen Informationen über streunende und verwilderte Hauskatzen in der Schweiz sind begrenzt (Berger et al. 2015, Hofmann-Lehmann et al. 2018; Novacco et al. 2019), aber persönliche Mitteilungen von klinischen Pathologen des Klinischen Labors der Universität Zürich deuten ebenfalls auf das Auftreten von FeLV und auf das

Vorhandensein anderer Viren wie FIV bei verwilderten und streunenden Katzen hin, die möglicherweise den Lebensraum von Luchsen teilen (B. Riond, pers. Mitteil.). Das regelmäßige Auftreten von Herzanomalien, die möglicherweise mit einem Verlust an genetischer Variabilität einhergehen (Ryser-Degiorgis et al. 2018), hat zu weiteren Bedenken hinsichtlich des Gesundheitszustands der Quellenpopulationen geführt und die Notwendigkeit unterstrichen, bei der Bewertung des Gesundheitsrisikos im Rahmen von Umsiedlungsprojekten auch nicht-infektiöse Krankheiten zu berücksichtigen.

Gesundheitsüberwachung und retrospektive Studien erfordern den Zugang zu einer Stichprobengröße, die für Schlussfolgerungen auf Populationsebene ausreicht (Ryser-Degiorgis 2013). Bei geschützten, versteckt lebenden Arten ist der Zugang zu Proben in der Regel schwierig, da tot aufgefundene Tiere und gefangene Individuen die einzigen möglichen Quellen für Material darstellen. Aus strategischer Sicht scheinen drei Komponenten der Gesundheitsüberwachung besonders wichtig zu sein:

1. langfristige Daten- und Probensammlung;
2. interdisziplinäre Zusammenarbeit und eine Kombination verschiedener diagnostischer Ansätze (z. B. klinische und postmortale Untersuchungen, Labor- tests, Beobachtung von Krankheitsanzeichen durch Fotofallen; Untersuchung sowohl markierter als auch zufällig aufgefunder Tiere; Untersuchung kranker und scheinbar gesunder Tiere, wie z. B. Verkehrstote, die Basisdaten liefern können);
3. Harmonisierung der Datenerhebung im Laufe der Zeit und zwischen den Untersuchungsgebieten, um Vergleiche zu ermöglichen.

Nicht zuletzt müssen die Daten regelmäßig zusammenge stellt werden, um Protokolle und Verfahren gegebenenfalls zu verbessern. Insgesamt besteht das Ziel darin, ein adaptives Management auf der Grundlage wissenschaftlicher Daten durchzuführen (Abb. 5). Für ein europaweites Schutzprogramm des Eurasischen Luchses sind koordinierte Anstrengungen ratsam. Wünschenswert sind unter anderem die Harmonisierung von Veterinär- protokollen und genetischen Untersuchungen sowie der Austausch von Informationen über festgestellte Gesundheitsprobleme.

DANKSAGUNG

Ein großer Dank geht an alle Projektpartner und die vielen assoziierten Mitarbeitenden, vom Feld bis zum Labor, in der Schweiz und im benachbarten Ausland, für die gute Zusammenarbeit. Besondere Anerkennung geht an alle beteiligten Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des KORA und FIWI, insbesondere Andreas Ryser, Fridolin Zimmermann und Mirjam Pewsner sowie dem ehemaligen Leiter Hans Lutz, den Tierärzt:innen und Techniker:innen des Klinischen Labors für ihre hoch geschätzten Beiträge.

Die Laborarbeiten wurden teilweise unter Nutzung der Logistik des Zentrums für Klinische Studien an der Vetsuisse-Fakultät der Universität Zürich durchgeführt. Aufträge im Zusammenhang mit Luchsumsiedlungen und der Gesundheitsüberwachung von Luchsen im Allgemeinen sowie die entsprechenden Finanzierungsprogramme wurden KORA und FIWI vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) übertragen.

QUELLENANGABEN

Berger A., Willi B., Meli M. L., Boretti F. S., Hartnack S., Dreyfus A., Lutz H. & Hofmann- Lehmann R. 2015. Feline calicivirus and other respiratory pathogens in cats with Feline calicivirus-related symptoms and in clinically healthy cats in Switzerland. *BMC Veterinary Research* 11, 282.

Bozzuto C., Biebach I., Muff S., Ives A. R. & Keller L. F. 2019. Inbreeding reduces long-term growth of Alpine ibex populations. *Nature Ecology & Evolution* 3, 1359-1364.

Brambilla A., Biebach I., Bassano B., Bogliani G. & von Hardenberg A. 2015. Direct and indirect causal effects of heterozygosity on fitness-related traits in Alpine ibex. *Proceedings of the Royal Society B* 282, 20141873.

Breitenmoser U., Breitenmoser C. & Capt S. 1998. Re-introduction and present status of the lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 12, 17-27.

Breitenmoser U., Ryser A. & Ryser-Degiorgis M.-. P. 2014. Dokumentation Fang, Narkose und Markierung von Raubtieren. KORA, Muri bei Bern, und FIWI, Universität Bern, Schweiz, 33 S.

Breitenmoser-Würsten C. & Obexer-Ruff G. 2003. Population and conservation genetics of two re-introduced lynx (*Lynx lynx*) populations in Switzerland – a molecular evaluation 30 years after translocation. In *Proceedings of the 2nd Conference on the Status and Conservation of the Alpine Lynx Population (SCALP)*, 7.-9. Mai 2003. Amden, Schweiz. *Environmental Encounters* 58, 28-31.

Chapron G., Kaczensky P., Linnell J. D. C., von Arx M., Huber D., Andrén H., ... & Boitani L. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346, 1517-519.

Connolly M., Thomas P., Woodroffe R. & Raphael B. L. 2015. Single- versus double-dose rabies vaccination in captive African wild dogs (*Lycaon pictus*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 46, 691-698.

Daszak P., Cunningham A. A. & Hyatt A. D. 2000. Emerging infectious diseases of wildlife – threats to biodiversity and human health. *Science* 287, 443-449.

Deksne G., Laakkonen J., Näreaho A., Jokelainen P., Holmala K., Kojola I. & Sukura A. 2013. Endoparasites of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Finland. *The Journal of Parasitology* 99, 229-234.

Dirzo R., Young H. S., Galetti M., Ceballos G., Isaac N. J. B. & Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345, 401-406.

Frey C. F., Schupperts M. E., Müller N., Ryser-Degiorgis M.-P. & Gottstein B. 2009. Assessment of the prevalence of *Trichinella* spp. in red foxes and Eurasian lynxes from Switzerland. *Veterinary Parasitology* 159, 295-299.

Gallusová, M., Jirsová D., Mihalca A. D., Gherman C. M., D'Amico G., Qablan M. A., Modrý D. 2016. Cytauxzoon infections in wild felids from Carpathian-Danubian-Pontic space: further evidence for a different Cytauxzoon species in European felids. *Journal of Parasitology* 102, 377-380.

Geret C. P., Cattori V., Meli M. L., Riond B., Martínez F., López G., Vargas A., Simón M. A., López- Bao J. V., Hofmann-Lehmann R. & Lutz H. 2011. Feline leukemia virus outbreak in the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*): high-throughput sequencing of envelope variable region A and experimental transmission. *Archives of Virology* 156, 839-854.

Grossen C., Biebach I., Angelone-Alasaad S., Keller L. F. & Croll D. 2018. Population genomics analyses of European ibex species show lower diversity and higher inbreeding in reintroduced populations. *Evolutionary Applications* 11, 123-139.

Hofmann-Lehmann R., Gönczi, Riond B., Meli M. L., Willi B., Howard J., Schaarschmidt-Kiener D., Regli W., Gilli U. & Boretti F. 2018. Die feline Leukämievirus-Infektion: Bedeutung und aktuelle Situation in der Schweiz [Feline leukemia virus infection: importance and current situation in Switzerland]. *Schweizer Archiv für Tierheilkunde* 160, 95-105.

Idelberger S., Back M., Ohm J., Prüssing A., Sandrini J., Huckschlag D. & Krebühl K. 2021. Reintroduction of Eurasian lynx in the Palatinate Forest, Germany. *Cat News Sonderausgabe* 14, 38-42.

Kock R. A., Mihok S. R., Wambua J., Mwanzia J. & Saigawa K. 1999. Effects of translocation on hematologic parameters of free-ranging black rhinoceros (*Diceros bicornis michaeli*) in Kenya. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 30, 389-396.

Kock R. A., Woodford M. H. & Rossiter P. B. 2010. Disease risks associated with the translocation of wildlife. *Revue Scientifique et Technique de l'Office International des Epizooties (OIE)* 29, 329-350.

Kreeger T. J. & Arnemo J. M. 2012. Animal capture: putting it all together. In *Handbook of Wildlife Chemical Immobilization*, 4. Aufl. Laramie, Wyoming, Vereinigte Staaten, veröffentlicht von den Autoren.

Leutenegger C. M., Hofmann-Lehmann R., Riols C., Liberek M., Worel G., Lups P., Fehr D., Hartmann M., Weilenmann P. & Lutz H. 1999. Viral infections in free-living populations of the European wildcat. *Journal of Wildlife Diseases* 35, 678-686.

Lutz H. 2005. Virusinfektionen. In *Krankheiten der Katze*. Horzinek M. C., Schmidt V. & Lutz H. (Eds). Enke Verlag, Stuttgart, S. 107-155.

Marti I. & Ryser-Degiorgis M.-P. 2018a. Morphometric characteristics of free-ranging Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland and their suitability for age estimation. *Wildlife Biology* 2018, wlb.00432.

Marti I. & Ryser-Degiorgis M.-P. 2018b. A tooth wear scoring scheme for age estimation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) under field conditions. *European Journal of Wildlife Research* 64, 37.

Marti I., Pisano S. R. R., Wehrle M., Meli M. L., Hofmann-Lehmann R. & Ryser-Degiorgis M.-P. 2019. Severe conjunctivitis associated with *Chlamydia felis* infection in a free-ranging Eurasian Lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Wildlife Diseases* 55, 522-525.

Meli M. L., Cattori V., Martínez F., López G., Vargas A., Simón M. A., ... & Lutz H. 2009. Feline leukemia virus and other pathogens as important threats to the survival of the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *PLOS ONE* 4, e4744.

Meli M. L., Simmler P., Cattori V., Martínez F., Vargas A., Palomares F., ... & Lutz H. 2010. Importance of canine distemper virus (CDV) infection in free-ranging Iberian lynxes (*Lynx pardinus*). *Veterinary Microbiology* 146, 132-137.

Millán J., Naranjo V., Rodríguez A., de la Lastra J. M. P., Mangold A. J. & de la Fuente J. 2007. Prevalence of infection and 18S rRNA gene sequences of *Cytauxzoon* species in Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Spain. *Parasitology* 134, 995-1001.

Molinari P., Breitenmoser U., Cerne R., Fuxjäger C., Weingarth K., Ryser A. & Molinari-Jobin A. 2021. The contribution of stepping-stone releases for enhancing lynx distribution. *Cat News Sonderausgabe* 14, 46-49.

Morend F. 2016. Radiologic investigations of pelvic bone structures in reintroduced free-ranging Eurasian lynx in Switzerland. Master-Thesis, Vetsuisse-Fakultät, Universität Bern. 44 S.

Munson L., Terio K. A., Ryser-Degiorgis M.-P., Lane P. E. & Courchamp F. 2010. Wild felid diseases: conservation implications and management strategies. In *Biology and conservation of wild felids*. MacDonald D. W. und Loveridge A. J. (Eds) Oxford University Press Inc., New York, USA, S. 237-259.

Nagel C., Aurich C. & Aurich J. 2019. Stress effects on the regulation of parturition in different domestic animal species. *Animal Reproduction Science* 207, 153-161.

Nentwig A., Meli M. L., Schrack J., Reichler I.M., Riond B., Gloor C., ... & Hofmann-Lehmann R. 2018. First report of *Cytauxzoon* sp. infection in domestic cats in Switzerland: natural and transfusion-transmitted infections. *Parasites & Vectors* 11, 292.

Novacco M., Kohan N. R., Stirn M., Meli M. L., Díaz-Sánchez A., Boretti F. S., Hofmann-Lehmann R. 2019. Prevalence, geographic distribution, risk factors and co-infections of feline gammaherpesvirus infections in domestic cats in Switzerland. *Viruses* 11, 721.

Origi F. C., Plattet P., Sattler U., Robert N., Casaubon J., Mavrot F., ... & Ryser-Degiorgis M.-P. 2012. Emergence of canine distemper virus strains with modified molecular signature and enhanced neuronal tropism leading to high mortality in wild carnivores. *Veterinary Pathology* 49, 913-929.

Panait L.C., Mihalca A.D., Modrý D., Juránková J., Jonică A. M., Deak G., ... & Hrazdilová K. 2021. Three new species of *Cytauxzoon* in European wild felids. *Veterinary Parasitology* 290, 109344.

Pelletier A., Obbard M. E., Hamden M., McConnell S., Howe E. J., Burrows F. G., White B. N. & Kyle C. J. 2017. Determining causes of genetic isolation in a large carnivore (*Ursus americanus*) population to direct contemporary conservation measures. *PLOS ONE* 12, e0172319.

Pesenti E. & Zimmermann F. 2013. Density estimations of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Alps. *Journal of Mammalogy* 94, 522.

Pisano S. R. R., Zimmermann F., Rossi L., Capt. S., Akdesir E., Bürki R., Kunz F., Origi F. C. & Ryser-Degiorgis M.-P. 2019. Spatiotemporal spread of sarcoptic mange in the red fox (*Vulpes vulpes*) in Switzerland over more than 60 years: lessons learnt from comparative analysis of multiple surveillance tools. *Parasites & Vectors* 12, 521.

Ryser A., Scholl M., Zwahlen M., Oetliker M., Ryser-Degiorgis M.-P. & Breitenmoser U. 2005. A remote-controlled teleinjection system for the low-stress capture of large mammals. *Wildlife Society Bulletin* 33, 721-730.

Ryser-Degiorgis M.-P. 2001. Todesursachen und Krankheiten beim Luchs – eine Übersicht. *KORA Bericht* 8. Muri bei Bern, Schweiz. 19 S.

Ryser-Degiorgis M.-P. 2009a. Planning of veterinary supervision for translocation programmes of wild felids. In *Iberian lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach*. Vargas A., Breitenmoser-Würsten C., Breitenmoser B. (Hrsg.). Fundación Biodiversidad / IUCN Katzen-Spezialistengruppe Gruppe. Madrid, Spanien, S. 488-497.

Ryser-Degiorgis M.-P. 2009b. Causes of mortality and diseases of Eurasian lynx (*Lynx lynx*). In *Iberian lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach*. Vargas A., Breitenmoser-Würsten C., Breitenmoser B. (Hrsg.). Fundación Biodiversidad / IUCN SSC Cat Specialist Group. Madrid, Spanien, S. 274-289.

Ryser-Degiorgis M.-P. 2013. Wildlife health investigations: needs, challenges and recommendations. *BMC veterinary research* 9, 223.

Ryser-Degiorgis M.-P. & Segner H. 2015. National competence center for wildlife diseases in Switzerland: Mandate, development and current strategies. *Schweizer Archiv für Tierheilkunde* 157, 255-266.

Ryser-Degiorgis M.-P., Lutz H., Bauer K., Gottstein B., Ryser A., Zimmermann F., Breitenmoser-Würsten A. & Breitenmoser U. 2002a. Translocation of lynx within the Swiss Alps: veterinary supervision. In *Proceedings of the 4th scientific meeting of the EAZWV joint with the biennial EWDA meeting*. Heidelberg, Deutschland, S. 147-153.

Ryser-Degiorgis M.-P., Ryser A., Bacciarini L. N., Angst C., Gottstein B., Janovsky M. & Breitenmoser U. 2002b. Notoedric and sarcoptic mange in free-ranging lynx from Switzerland. *Journal of Wildlife Diseases* 38, 228-232.

Ryser-Degiorgis M.-P., Ryser A., Obexer-Ruff G., Breitenmoser U., Lang J. & Breitenmoser-Würsten C. 2004. Emergence of congenital malformations in free-ranging lynx from Switzerland: first evidence of inbreeding depression? In Proceedings of the 5th scientific meeting of the European Association of Zoo and Wildlife Veterinarians (EAZVV). Ebeltoft, Dänemark, S. 307-311.

Ryser-Degiorgis M.-P., Meli M. L., Zimmermann F & Lutz H. 2010. First evidence of *Cytauxzoon* sp. in Eurasian lynx. In Proceedings of the 9th Conference of the European Wildlife Disease Association (EWDA), Vlieland, Niederlande, 35 S.

Ryser-Degiorgis M.-P., Marti I., Pisano S. R. R., Wehrle M., Hofmann-Lehmann R., Breitenmoser U., Origgi F. C., Kübber-Heiss A., Knauer F. & Meli M. L. 2017. Suspected feline immunodeficiency virus infection in Eurasian lynx during a translocation program – a veterinary challenge at the interface among health risks, species conservation, animal welfare and politics. In Proceedings of the 66th International Conference of the Wildlife Disease Association (WDA). San Cristobál de la Casas, Chiapas, Mexiko, S. 27.

Ryser-Degiorgis M.-P., Breitenmoser-Würsten C., Marti I., Pisano S. R. R., Pewsner M., Breitenmoser U. & Kovacevic A. 2018. High prevalence of heart anomalies of suspected genetic origin in a reintroduced Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population, Switzerland. In Proceedings of the 13th Conference of the European Wildlife Disease Association (EWDA). Larissa, Griechenland, S. 27.

Ryser-Degiorgis M.-P., Robert N., Meier R. K., Zürcher-Giovannini S., Pewsner M., Ryser A., ... & Origgi F. C. 2020. Cardiomyopathy associated with coronary arteriosclerosis in free-ranging Eurasian lynx (*Lynx lynx carpathicus*). *Frontiers in Veterinary Science* 7, 594952.

Schmidt-Posthaus H., Breitenmoser-Würsten C., Posthaus H., Bacciarini L. & Breitenmoser U. 2002. Causes of mortality in reintroduced Eurasian lynx in Switzerland. *Journal of Wildlife Diseases* 38, 84-92.

Seddon P. J., Griffiths C. J., Soorae P. S. & Armstrong D. P. 2014. Reversing defaunation: restoring species in a changing world. *Science* 345, 406-412.

Stahl P. & Vandel J.-M. 2009. Mortalité et captures de lynx (*Lynx lynx*) en France (1974-1998). *Mammalia* 63, 49-60.

Thüler K. 2002. Spatial and temporal distribution of coat patterns of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in two re-introduced populations in Switzerland. *KORA Bericht* 13e. Muri bei Bern, Schweiz, 35 S.

Trinkel M., Cooper D., Packer C. & Slotow R. 2011. Inbreeding depression increases susceptibility to bovine tuberculosis in lions: an experimental test using an inbred-outbred contrast through translocation. *Journal of Wildlife Diseases* 47, 494-500.

Troyer J. L., Roelke M. E., Jespersen J. M., Baggett N., Buckley-Beason V., MacNulty D., Craft M., Packer C., Pecon-Slattery J. & O'Brien. 2011. FIV diversity: FIV P1e subtype composition may influence disease outcome in African lions. *Veterinary Immunology and Immunopathology* 143, 338-346.

Valdmann H., Moks E. & Talvik H. 2004. Helminth fauna of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Estonia. *Journal of Wildlife Diseases* 40, 356-360.

Vié J. C., De Thoisy B., Fournier P., Fournier-Chambrillon C., Genty C. & Kéravec J. 1998. Anesthesia of wild red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) with medetomidine/ketamine and reversal by atipamezole. *American Journal of Primatology* 45, 399-410.

Vogt K., Hofer E., Ryser A., Kölleliker M. & Breitenmoser U. 2016. Is there a trade-off between scent marking and hunting behaviour in a stalking predator, the Eurasian lynx, *Lynx lynx*? *Animal Behaviour* 117, 59-68.

Wasieri J., Schmiedeknecht G., Förster C., König M. & Reinacher M. 2009. Parvovirus infection in a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) and in a European wildcat (*Felis silvestris silvestris*). *Journal of Comparative Pathology* 140, 203-207.

Willi B., Filoni C., Catão-Dias J. L., Cattori V., Meli M. L., Vargas A., Martínez F., Roelke M. E., Ryser-Degiorgis M.-P., Leutenegger C. M., Lutz H. & Hofmann-Lehmann R. 2007. Worldwide occurrence of feline hemoplasma infections in wild felid species. *Journal of Clinical Microbiology* 45, 1159-1166.

Woodford M. H. 2000. Quarantine and health screening protocols for wildlife prior to translocation and release into the wild. Veröffentlicht gemeinsam von der IUCN Species Survival Commission's Veterinary Specialist Group, Gland, Schweiz, dem Internationalen Tiersuchenamt des Epizooties (OIE), Paris, Frankreich, Care for the Wild, U.K., und der Europäischen Vereinigung der Zoo und Wildlife Veterinarians (EAZVV), Schweiz. 87 S.

Zimmermann F., Molinari-Jobin A., Ryser A., Breitenmoser- Würsten C., Pesenti E. & Breitenmoser U. 2011. Status and distribution of the lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Alps 2005-2009. *Acta Biologica Slovenica* 54, 73-80.

Unterstützendes Online-Material SOM Abbildungen F1-F3 sind verfügbar unter www.catsg.org

21. EAZA-ZUCHTPROGRAMME ALS QUELLE FÜR LUCHSWIEDERANSIEDLUNGEN

Die Verwendung von in Gefangenschaft geborenen Luchsen für Wiederansiedlungsprogramme wurde in der Vergangenheit kontrovers diskutiert, aber Projekte wie die Wiederansiedlung im Harz haben gezeigt, dass sich in Zoos geborene Luchse an das Leben in freier Wildbahn anpassen können. Phylogenetische Überlegungen erfordern jedoch, dass die Zoopopulation bekannt ist und dass Unterarten in getrennten Linien gezüchtet werden. Die EAZA hat ein europäisches Zuchtbuch ESB für *Lynx lynx lynx* und für *Lynx lynx carpathicus* eingerichtet. In Zukunft könnten diese in das ESB eingetragenen Individuen auch als Ausgangspopulationen für die Wiederansiedlung dienen, vorausgesetzt, es werden vernünftige Protokolle für die Zucht, Haltung und Ausbildung von Luchsen, die ausgewildert werden sollen, entwickelt und befolgt.

Die Wiederansiedlungsprojekte im Kampinos-Gebiet ab 1992 (Polen; Böer et al. 1994, Blomqvist et al. 1999) und im Harz ab 2000 (Deutschland; Anders & Middelhoff 2021) haben eine anhaltende Diskussion über die Eignung von in Zoos geborenen Luchsen für den Aufbau freilebender Populationen ausgelöst (z.B. Wotschikowsky et al. 2001). Dabei ging es nicht nur um die Eignung von Luchsen aus Gefangenschaft für das Leben in freier Wildbahn, sondern auch um die phylogenetische Herkunft der Luchse in Zoos. Eine Voruntersuchung der European Association of Zoos and Aquaria (EAZA), einem Zusammenschluss wissenschaftlich geführter Zoos, ergab, dass selbst die Zoos des Verbandes nicht sicher waren, welche „Luchsart“ sie besaßen, da es bisher kein spezifisches Zuchtmanagement für Eurasische Luchse in europäischen Zoos gab (Versteege 2005; 2009).

Im Jahr 2002 richtete die EAZA ein Europäisches Zuchtbuch (ESB) für Eurasische Luchse ein (Versteege 2009). Innerhalb der europäischen Zoopopulation sind mehrere Unterarten vertreten. Eine Bewertung der Felid Taxon Advisory Group (TAG) der EAZA schlug vor, sich auf die Zucht des Nordluchses *Lynx lynx lynx* und des Karpatenluchses *Lynx lynx carpathicus* als einzige nachhaltige Populationen zu konzentrieren (A. Sliwa, pers. Mitt.). Obwohl die Taxonomie des Eurasischen Luchses

lange Zeit umstritten war und manchmal unterschiedlich interpretiert wurde, stimmt dies mit der jüngsten taxonomischen Klassifizierung und Zuordnung zu Unterarten in Kontinentaleuropa durch die IUCN Cat Specialist Group überein (Kitchener et al. 2017). Diese beiden ESB repräsentieren zwei bedeutende Unterarten, die in Europa leben, da es keine in Gefangenschaft lebende Population des Balkanluchses *Lynx lynx balcanicus* gibt. Alle anderen Unterarten, Hybriden und Exemplare unbekannter Herkunft, die in EAZA-Zoos leben, wurden in



Abb. 1. Karpatenluchs-Männchen im Zoo Dortmund
(Foto A. Sliwa).

1 Zoo Zürich AG, Zürichbergstrasse 221, 8044 Zürich, Schweiz

* Email: jochen.lengger@zoo.ch

2 IUCN/SSC Cat Specialist Group, c/o Stiftung KORA, Thunstrasse 31, 3074 Muri, Schweiz

3 AG Kölner Zoo, Riehler Str. 173, 50735 Köln, Deutschland

einer Auslaufpopulation zusammengefasst, die derzeit noch 120 Individuen umfasst (Lengger 2020), um Platz für diese beiden Unterarten zu schaffen. Seither hat sich der Bestand des Karpatenluchses von 50 Individuen im Jahr 2002 auf 154 Exemplare in 56 Einrichtungen im Jahr 2019 verdreifacht (Abb. 1, 2; ebd.). Die ESB-Population des Nordluchses liegt derzeit bei 184 (Abb. 3). Nach einem Jahrzehnt des Populationswachstums haben die EAZA-Zoos ihre maximale Aufnahmekapazität erreicht, was in den letzten Jahren eine Reduzierung der Zuchtempfehlungen durch das Zuchtbuch erforderlich machte (ebd.). Das Ziel der Zoopopulationen ist es auch, einen möglichst großen Teil des Genpools zu erfassen. Derzeit unterrepräsentierte Linien sollen gefördert werden und neue Gründer können in Zukunft in die Population eintreten. Einige der Gründer der ESB-Population mit unbekannter Abstammung wurden jedoch nur anhand morphologischer Merkmale klassifiziert und könnten daher Kreuzungen mehrerer Unterarten sein. Eine molekulargenetische Studie könnte zur Klärung dieses Risikos beitragen (Versteege et al. 2017) und wird nun eingeleitet.

In der Vergangenheit wurden Wiederansiedlungen mit in Gefangenschaft gezüchteten Luchsen (Kampeinos-Nationalpark, Polen, 1992-1999, Harz, Deutschland, 2000-2007) mit unterschiedlichem Erfolg durchgeführt (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008, Anders & Middelhoff 2021). Das Projekt im Harz hat gezeigt, dass Luchse, die in Gefangenschaft geboren und/oder aufgewachsen sind, für die Wiederansiedlung verwendet werden können. Anekdotische Beobachtungen deuten jedoch darauf hin, dass sich nicht alle Tiere an ein Leben in freier Wildbahn anpassen können. Wir gehen davon aus, dass neben den individuellen Unterschieden auch die Aufzucht, die Haltung und das Training der in Gefangenschaft geborenen Luchse entscheidend für ihre erfolgreiche Auswilderung sind und dass diese Aspekte daher besondere Überlegungen und Protokolle erfordern.

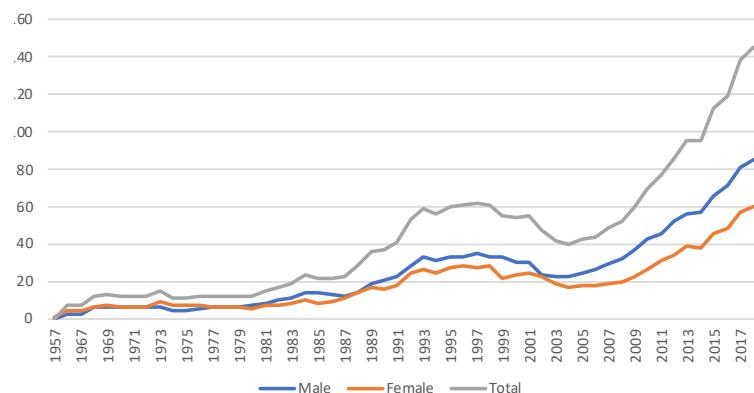


Abb. 2. Entwicklung der EAZA-ESB-Population von *Lynx lynx carpathicus*. Die gelbe gestrichelte Linie zeigt den Beginn des Zuchtbuchs im Jahr 2002.

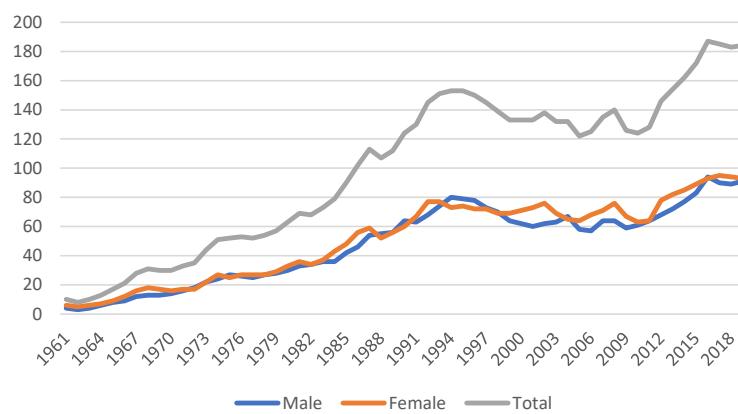


Abb. 3. Entwicklung der EAZA-ESB-Population des Luchses *Lynx lynx lynx*. Die gelbe gestrichelte Linie zeigt den Beginn des Zuchtbuchs im Jahr 2002 an.

Neben der Wiederansiedlung von Populationen in ehemaligen Verbreitungsgebieten könnte die genetische Wiederherstellung bestehender Wildluchspopulationen ein Zukunftsszenario für den Einsatz von Tieren in Gefangenschaft darstellen (Bonner Luchsexpertengruppe 2021). Daher ist eine vollständige genetische Bewertung der aktuellen Zoopopulation erforderlich, da in der Vergangenheit einige Individuen unbekannter Abstammung aufgrund phänotypischer Merkmale als reine Unterarten angesehen wurden (Versteege 2009). Neben der phylogenetischen Herkunft muss auch die genetische Variabilität (z. B. Heterogenität) der Zoopopulationen im Vergleich zu den wilden Ausgangspopulationen bekannt sein und berücksichtigt werden.

Wir sind davon überzeugt, dass Zoos eine wichtige Rolle bei den Bemühungen um die Wiederherstellung oder

Sanierung der Luchspopulationen in Europa spielen könnten. In Zoos geborene Luchse hätten im Vergleich zu in freier Wildbahn gefangenen Exemplaren einige erhebliche Vorteile, da ihr individueller genetischer Hintergrund und ihr Gesundheitszustand lange vor der Umsiedlung festgestellt werden können. Obwohl es bereits Haltungsrichtlinien für Eurasische Luchse in EAZA-Zoos gibt (Krelecamp 2004), müssen diese für den speziellen Zweck der Bereitstellung von Luchsen für die Wiederansiedlung und die Wiederaufstockung der Bestände noch viel stärker spezifiziert werden. Detaillierte Protokolle für die Zucht, die Haltung, das Training und die Wiederauswilderung solcher Luchse müssen gemeinsam von Luchsexperten:innen, der EAZA Felid TAG und ESB sowie den relevanten IUCN SSC-Institutionen (z.B. Cat Specialist Group, Conservation Translocation Specialist Group (früher Reintroduction SG) und LCIE) entwickelt werden. Diese Protokolle müssen dann eingehalten werden und jeder Zoo/jede Luchsauffangstation, der/die potenziell an

einem solchen Programm teilnimmt, muss eine strenge Liste von Anforderungen erfüllen, zu denen auch die Veterinär- und Verhaltenstests der freizulassenden Luchse gehören werden. Das ESB für den Karpatenluchs könnte bald bereit sein, Tiere für die Zucht zur Auswilderung im jeweiligen Verbreitungsgebiet zur Verfügung zu stellen (Abb. 1 in Bonner Luchsexpertengruppe 2021). Beim Nordluchs-ESB ist jedoch eine wichtige phylogenetische Frage zu klären: Sind der skandinavische und der fennobaltische Luchs phylogenetisch nah genug, um als eine ESU (evolutionär bedeutsame Einheit) betrachtet zu werden? Bis zur Beantwortung dieser Frage empfehlen wir, für eine Wiederansiedlung oder Verstärkung in der Region des baltischen Tieflandluchses nur wilde Luchse aus der baltischen Population oder in Gefangenschaft gezüchtete Luchse zu verwenden, die nachweislich zur baltischen oder karelischen Population gehören (Abb. 2 in Bonner Luchsexpertengruppe 2021).

QUELLENANGABEN

Anders O. & Middelhoff T. L. 2021. The development of the Harz lynx population. Cat News Sonderausgabe 14, 24-28.

Blomqvist L., Reklewski J. & Mikkola J. 1999. Lynx reintroduction in Kampinoski Natural Park, Poland. Helsinki Zoo – Annual Report: 29-36.

Böer M., Smielowski J. & Tyrala P. 1994. Reintroduction of the European lynx (*Lynx lynx*) to the Kampinoski Nationalpark/Poland – a field experiment with zooborn individuals Part I: Selection, adaptation and training. Zool. Garten N. F. 64, 366-378.

Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten Ch. 2008. Der Luchs – ein Grossraubtier in der Kulturlandschaft. Salm Verlag, Wohlen/Bern, 537 S.

Bonner Luchsexpertengruppe. 2021. Recommendations for the conservation of the Eurasian lynx in Western and Central Europe. Conclusions from the workshop of the “Bonn Lynx Expert Group” in Bonn, Deutschland, 16.-19. Juni 2019. Cat News Sonderausgabe 14, 78-86.

Kitchener A. C., Breitenmoser-Würsten Ch., Eizirik E., Gentry A., Werdelin L., Wilting A., ... & Tobe S. 2017. A revised taxonomy of the Felidae : The final report of the Cat Classification Task Force of the IUCN Cat Specialist Group. Cat News Sonderausgabe 11, 79 S.

Krelecamp C. J. 2004. Husbandry guidelines *Lynx lynx* ssp. European Association of Zoos and Aquaria, Amsterdam, Niederlande, 71 S.

Lengger J. 2020. Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) European Studbook update report 2019. Zoo Zürich, Schweiz.

Versteege L. 2005. European Studbook Eurasian Lynx *Lynx lynx*. Safaripark Beekse Bergen, 57 S.

Versteege L. 2009 . Studbook management of captive Eurasian lynx (*Lynx lynx*) / Gestión del libro genealógico (studbook) del lince eurasíatico (*Lynx lynx*) en cautividad. In: Vargas A., Breitenmoser C., Breitenmoser U. (Hrsg.): Iberian Lynx ex situ conservation: An interdisciplinary approach. Fundación Biodiversidad, Madrid, Spanien, S. 100-107.

Versteege L., Lengger J., Fienieg E. & Schad K. 2017. Long-term management plan for the Eurasian lynx (*Lynx lynx*), Safaripark Beekse Bergen, Niederlande, Januar 2017.

Wotschikowsky U., Kaczensky P. & Kanauer F. 2001. Gehegeluchse weniger scheu. Naturschutz . und Landschaftsplanung 33, 388.

22. EMPFEHLUNGEN FÜR DEN SCHUTZ DES EURASISCHEN LUCHSES *LYNX LYNX* IN WEST- UND MITTELEUROPA

Die erste Einschätzung zum Eurasischen Luchs *Lynx lynx* in Europa wurde von der IUCN (International Union for Conservation of Nature) und dem WWF International im Jahr 1962 initiiert, als die beiden Organisationen den tschechischen Zoologen Josef Kratochvíl baten, den Status der Art auf dem gesamten Kontinent zu überprüfen (Kratochvíl et al. 1968a, b). Einem breiteren Publikum wurde das Schicksal dieser heimlich lebenden Art jedoch erst bewusst, als in den frühen 1970er Jahren die Wiederansiedlungsprogramme in West- und Mitteleuropa begannen (Übersicht in Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Im Jahr 1990 gab das „Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume“ (Berner Konvention) des Europarates eine Überprüfung des Status und des Erhaltungsbedarfs des Luchses in Europa in Auftrag (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 1990). Seitdem wurden eine Reihe von paneuropäischen oder grenzüberschreitenden Schutzbewertungen und -strategien erstellt:

- › Action Plan for the Conservation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe (Breitenmoser et al. 2000);
- › The Pan-Alpine Conservation Strategy for the Lynx (Molinari-Jobin et al. 2003);
- › Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001 (von Arx et al. 2004);
- › Status Balkan Lynx Conservation Strategy (Council of Europe 2011);
- › Key actions for Large Carnivore populations in Europe (Boitani et al. 2015);
- › Lynx in the Alps: Recommendations for an internationally coordinated management (Schnidrig et al. 2016);
- › *Lynx lynx*: European regional assessment in the IUCN Red List of Threatened Species (von Arx 2018).

Obwohl sich die Situation des Luchses seit dem niedrigsten Stand seiner Population in der Mitte des 20. Jahrhunderts verbessert hat, haben die oben aufgeführten Schutzpläne gezeigt, dass ein erheblicher Bedarf an gezielteren Schutzbemühungen in allen autochthonen und wiederangesiedelten Populationen in West- und Mitteleuropa besteht. In den letzten Jahren ist eine deutliche Zunahme von Luchsprojekten in Kontinentaleuropa zu verzeichnen. Diese Entwicklung ist sehr zu begrüßen, erfordert aber mehr Zusammenarbeit und ein gemeinsames Verständnis und Vorgehen bei der Erhaltung und dem Management des Luchses in den west- und mitteleuropäischen Ländern. Luchse als Spitzenprädatoren sind seltene Tiere, und ihre Verbreitung ist bisher auf bewaldete Gebiete beschränkt. Abgesehen von den großen Gebirgszügen wie den Alpen, den Karpaten oder dem Dinarischen Gebirge könnte keiner der west- und mittel-europäischen Mittelgebirgszüge oder Tieflandwälder auf Dauer eine (genetisch) lebensfähige Luchspopulation beherbergen, solange sie isoliert ist. Die Wiederherstellung und Erhaltung demografisch und genetisch lebensfähiger Luchspopulationen erfordert daher einen Metapopulationsansatz und eine grenzüberschreitende Zusammenarbeit. Aktivitäten wie gestützte Ausbreitung durch Umsiedlungen („assisted dispersal“), Wiederansiedlungen oder genetische Auffrischung erfordern darüber hinaus Standards und gemeinsame Protokolle, denn Aktivitäten in einer Population in einem Land wirken sich letztlich auch auf die der Nachbarländer aus.

Auf der Bonner Konferenz vom 16.–19. Juni 2019 kam eine Gruppe von 53 Expert:innen aus ganz Europa zusammen, um die Situation des Eurasischen Luchses in West- und Mitteleuropa zu überprüfen, Empfehlungen für den Schutz und das Management des Luchses auszusprechen und eine Reihe von Standards und Protokollen festzulegen.

Die folgenden Empfehlungen sollen eine praktische Anleitung für laufende und zukünftige Schutzprojekte in West- und Mitteleuropa und für die Zusammenarbeit zwischen Projekten und Ländern sein. Sie beruhen auf den besten, derzeit verfügbaren Informationen und wissenschaftlichen Erkenntnissen und sollen den Standard für Projekte zum

Erhalt des Luchses in den kommenden Jahren setzen. Sie richten sich sowohl an Wissenschaftler:innen als auch an Naturschutzpraktiker:innen, aber auch an Entscheidungsträger:innen in staatlichen Institutionen sowie an potenzielle Geldgebende von Projekten zum Erhalt des Luchses.

STRATEGISCHE PRÄAMBEL

Der Eurasische Luchs ist nach der Berner Konvention (Anhang III mit Ausnahme des Balkanluchses *Lynx lynx balcanicus*, der unter Anhang II gelistet ist) und der EU-Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Anhänge II und IV, mit Ausnahme von Estland, Finnland und Lettland, wo es eine Ausnahme vom Anhang II gibt; von Arx 2018) geschützt. Gemäß dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt ist „die grundlegende Voraussetzung für die Erhaltung der biologischen Vielfalt die In-situ-Erhaltung von Ökosystemen und natürlichen Lebensräumen sowie die Erhaltung und Wiederherstellung lebensfähiger Populationen von Arten in ihrer natürlichen Umgebung“. Der Luchs ist ein Spaltenprädator der europäischen Waldlebensräume, der hauptsächlich Rehe, aber auch andere kleine Huftiere und eine Reihe mittelgroßer Säugetiere erbeutet. Die Anwesenheit des Luchses trägt zur ökologischen Funktionalität dieser Ökosysteme bei und bewahrt ihr evolutionäres Potenzial. Die Bedrohungen des Luchses wurden in allen oben genannten Studien untersucht. Die letzte populationsbasierte Überprüfung wurde für den Zeitraum 2012–2016 durch von Arx (2018) im Rahmen der Bewer-

tung der Roten Liste der IUCN für den Luchs in Europa ausgeführt. Die Bedrohungen in Kontinentaleuropa sind hauptsächlich anthropogen bedingt, entweder durch die vom Menschen verursachte Mortalität oder durch intrinsische Bedrohungen aufgrund der begrenzten Größe und der Isolation der Populationen in der modernen Kulturlandschaft. Aber alle diese Bedrohungen können durch geeignete Maßnahmen gemildert werden.

Die oben aufgeführten Strategien und Aktionspläne für den Eurasischen Luchs in Europa haben alle die Absicht geäußert, lebensfähige Luchspopulationen innerhalb des historischen Verbreitungsgebiets der Art zu erhalten oder wiederherzustellen, wo immer die ökologischen und anthropogenen Rahmenbedingungen dies zulassen. Die Teilnehmer:innen des Bonner Workshops haben die Ziele und Vorgaben der oben genannten Dokumente überprüft und den folgenden strategischen Rahmen für die langfristige Erhaltung des Eurasischen Luchses in West- und Mitteleuropa zusammengefasst.



Zielsetzung:

Schutz und Wiederherstellung lebensfähiger Populationen und Metapopulationen des Eurasischen Luchses in einem günstigen Erhaltungszustand als integraler Bestandteil von Ökosystemen und Landschaften in Kontinentaleuropa in Koexistenz mit dem Menschen.

Das allgemeine Ziel soll durch die folgenden sechs Zielsetzungen erreicht werden:

Zielsetzung 1.

Alle autochthonen Populationen sollen erhalten, ihre natürliche Ausbreitung und Bestandserholung ermöglicht sowie die unterschiedlichen evolutionär bedeutsamen Einheiten (ESUs) des Eurasischen Luchses in Kontinentaleuropa gesichert und alle notwendigen Maßnahmen ergriffen werden, um das lokale Aussterben zu verhindern.

Zielsetzung 2.

Alle wiederangesiedelten Populationen des Eurasischen Luchses sind zu erhalten und in Übereinstimmung mit den IUCN-Richtlinien weitere Wiederansiedlungen in Gebieten mit geeignetem Lebensraum zu fördern, die geeignet sind, lebensfähige Populationen oder relevante Teilpopulationen oder „Trittsteinvorkommen“ zu beherbergen, die zum Funktionieren einer größeren Metapopulation beitragen.

Zielsetzung 3.

Förderung der natürlichen oder gestützten Vernetzung zwischen Populationen derselben phylogenetischen Einheiten (z. B. Unterarten¹ oder ESUs), um die langfristige Erhaltung großer lebensfähiger Metapopulationen zu sichern.

Zielsetzung 4.

Entwicklung und Umsetzung von Managementmaßnahmen, die sich mit den Wechselwirkungen in Bezug auf den Luchs in den vielfältigen Kulturlandschaften Europas befassen (z. B. in Bezug auf Forstwirtschaft oder Jagd).

Zielsetzung 5.

Generierung und Bereitstellung objektiver Informationen durch Monitoring und Forschung, um den Erhaltungszustand der einzelnen Populationen kontinuierlich zu beobachten und geeignete Schutzmaßnahmen vorzuschlagen.

Zielsetzung 6.

Reduzierung der vom Menschen verursachten Mortalität des Luchses, insbesondere durch illegale Tötung und Fahrzeugkollisionen.

¹ Für den Eurasischen Luchs wurde allgemein eine Reihe verschiedener Unterarten akzeptiert, obwohl nicht alle auf ausreichenden wissenschaftlichen Nachweisen beruhen (Kitchener et al. 2016). Wo immer es sinnvoll ist, betrachten wir die Unterarten als die ESUs.

Diese Ziele sollen unter anderem durch die folgenden sieben konkreten Ergebnisse erreicht werden:

Ergebnis 1.

Einigung auf „evolutionär bedeutsame Einheiten – ESU“² des Eurasischen Luchses in Kontinentaleuropa, deren geografische Abgrenzung und die Verwendung von ESUs/Unterarten für weitere Umsiedlungen.

Ergebnis 2.

Erstellen eines vorläufigen räumlichen Metapopulationskonzeptes für Kontinentaleuropa, um die funktionale Konnektivität zwischen jetzt isolierten Teilstämmen¹ zu verbessern und entsprechende praktische Maßnahmen umzusetzen.

Ergebnis 3.

Empfehlungen zu gemeinsamen Ansätzen und Protokollen für Erhebungen und Monitoring sowie die Zusammenführung von Daten und Informationen aus Erhebungen von Luchspopulationen (einschließlich demografischem, gesundheitlichem und genetischem Status).

Ergebnis 4.

Empfehlungen zum genetischen Monitoring, zum Management und zur Abhilfe bei Inzuchtpopulationen: warum, wann, wie?

Ergebnis 5.

Empfehlungen zur Nutzung geeigneter Quellpopulationen für Wiederansiedlungen, Bestandsstützungen oder „gestützte Ausbreitung“ (Metapopulationsmanagement).

Ergebnis 6.

Empfehlungen zu Best-Practice-Protokollen für Gesundheitsaspekte und die praktische Durchführung von Umsiedlungen, einschließlich Quarantäne und (grenzüberschreitendem) Transport.

Ergebnis 7.

Ausblick auf die langfristige Zusammenarbeit zur Erhaltung des Luchses in West- und Mitteleuropa:

1. Einbindung in internationale Konventionen und nationale Naturschutzinstitutionen,
2. Einbindung von Interessengruppen auf internationaler Ebene (und in der Folge auf nationaler und lokaler Ebene),
3. Notwendigkeit der Entwicklung gemeinsamer grenzüberschreitender Managementansätze und
4. Notwendigkeit einer verstärkten Zusammenarbeit/Koordination auf regionaler oder Metapopulations-Ebene.

EMPFEHLUNGEN

Die folgenden Empfehlungen sind das gemeinsame Werk der Teilnehmenden der Bonner Luchs-Expertengruppe. Die Empfehlungen wurden in Arbeitsgruppen erarbeitet, im Plenum diskutiert, von einer Redaktionsgruppe formuliert und schließlich von allen Teilnehmenden verabschiedet.

Abgrenzung der phylogenetischen Linien des Luchses in Kontinentaleuropa

Für Europa wurden drei Unterarten des Eurasischen Luchses (*Lynx lynx*) beschrieben (Kitchener et al. 2017): der Nordluchs *L. l. lynx* (Linnaeus 1758), der Karpatenluchs *L. l. carpathicus* (Heptner 1972) und der Balkanluchs *L. l. balcanicus* (Bureš 1941). Die phylogenetische

Unterteilung der Arten ist noch in der Diskussion. So ist z. B. die skandinavische Population (von Arx et al. 2020) genetisch von der karelischen und der baltischen Population verschieden (z. B. Hellborg et al. 2002) oder *L. l. balcanicus* könnte Teil von *L. l. dinniki* (dem Kaukasusluchs; Kitchener et al. 2017) sein. Nichtsdestotrotz deutet der derzeitige Stand der Forschung auf das Vorhandensein von drei existierenden phylogenetischen Linien in Kon-

¹ Eine Teilstämme ist eine Teilmenge einer größeren Metapopulation; mehrere Teilstämme bilden zusammen eine Metapopulation. Teilstämme sind durch Barrieren oder weniger geeignete Lebensräume getrennt, die jedoch durchlässig genug sind, um eine Wanderung von Individuen zu ermöglichen, die ausreicht, um die demografische und genetische Lebensfähigkeit der Teilstämme zu erhalten.

tinentaleuropa hin, die wir empfehlen, als eigenständige „evolutionär bedeutsame Einheiten“ (ESU) zu behandeln: die baltische, die karpatische und die balkanische ESU.

Am stärksten von diesen ESUs ist der Balkanluchs bedroht, der laut der Roten Liste der bedrohten Arten der IUCN als „Critically Endangered“ (vom Aussterben bedroht) gilt (Melovski et al. 2015). Der Balkanluchs ist Gegenstand eines laufenden Erhaltungsprogramms auf der Grundlage einer Schutzstrategie (Europarat 2011); sein Schutz wird daher in diesen Empfehlungen nicht weiter ausgeführt. Der allgemeine Ansatz besteht darin, die Restpopulation in ihrem derzeitigen Verbreitungsgebiet zu stärken und sie bei der Ausbreitung über das historisch vermutete Verbreitungsgebiet auf der südlichen Balkanhalbinsel zu unterstützen. Eine lebensfähige Balkanpopulation wird in der Lage sein, der Konkurrenz mit einwandernden *L. l. carpathicus* aus der autochthonen Karpatenpopulation oder der wiedereingeführten dinarischen Population zu widerstehen, wie sie es in der Vergangenheit über Jahrtausende hinweg getan hat. Sollte jedoch das weitere Monitoring ergeben, dass die extrem kleine Balkanluchspopulation (genetisch) nicht mehr überlebensfähig ist, müsste eine alternative Schutzstrategie entwickelt werden.

Ähnlich wie beim Balkanluchs muss die Erhaltung der autochthonen Populationen des Karpaten- und des Baltischen Luchses eine hohe Priorität haben. Beide Populationen erstrecken sich über mehrere Länder (von Arx et al. 2020; Abb. 1) und würden in hohem Maße von gemeinsamen Schutz- und Managementplänen auf Populationsebene profitieren, die von den Ländern mit diesen Populationen gemeinsam entwickelt und anschließend durch nationale Aktionspläne umgesetzt werden. Die baltische Population ist Teil der großen nordosteuropäischen Luchspopulation (z. B. der karelischen), die jedoch in ihrem südwestlichen Bereich stark fragmentiert ist. Die Karpatenpopulation ist offenbar in einen nördlichen und einen südlichen Teil geteilt, da der Luchs in den ukrainischen Karpaten praktisch ausgestorben zu sein scheint (Abb. 1).

Für die Wiederansiedlung von Luchsen in West- und Mitteleuropa, die vor fast 50 Jahren begann, wurden in der Regel Karpatenluchse verwendet, mit Ausnahme der Wiederansiedlungen im Kampinos-Nationalpark (Polen) und im Harz (Deutschland), wo generische Luchse aus

Zoos ausgesetzt wurden (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Heute zeigen 87,5 % der Tiere im Harz den Haplotyp 4 (Mueller et al. 2020), der als einziger in der Karpatenluchspopulation vorkommt. Obwohl dieser Haplotyp nicht exklusiv ist, da er auch in der baltischen Population vorkommt, wird vermutet, dass die meisten der Haplotypen 4 aus der Karpatenpopulation stammen (T. Reiners, pers. Mitt.).

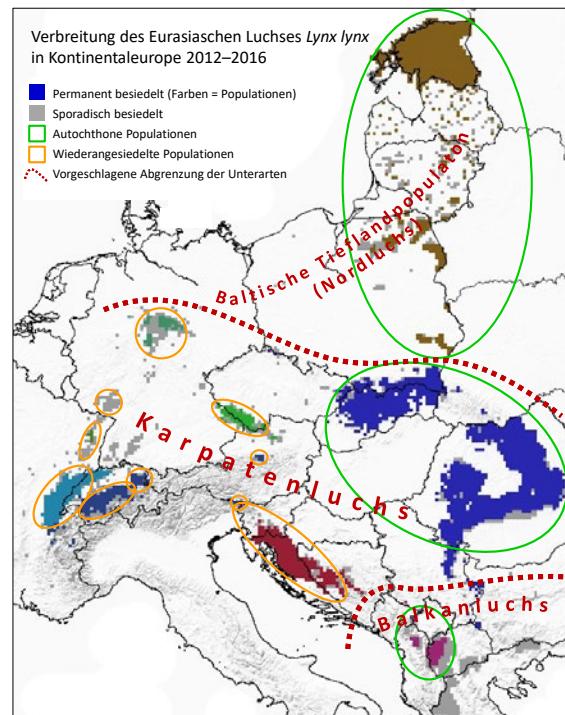


Abb. 1. Verbreitung des Eurasischen Luchses (*Lynx lynx*) in Kontinentaleuropa 2012–2016 nach einer LCIE (Large Carnivore Initiative for Europe)-Erhebung (von Arx 2018). Die autochthonen Populationen (grüne Kreise) repräsentieren drei verschiedene phylogenetische Linien, die als solche erhalten werden sollten. Die gestrichelten Linien (dunkelrot) stellen die vorgeschlagene Abgrenzung des Verbreitungsgebiets der ESU für Erhaltungs- bzw. Wiederansiedlungsprojekte dar.

Die Verwendung von Individuen des Karpatenluchses bei den frühen Wiederansiedlungen in den 1970/80er Jahren war eine willkürliche Entscheidung, die auf der geografischen Nähe und den Habitatähnlichkeiten der Karpaten beruhte. Heute weiß man, dass die früher z. B. in den Alpen lebenden Luchse genetisch nicht mit dem Karpatenluchs identisch waren (Gugolz et al. 2008), aber die

historisch in diesen Gebieten lebenden Luchse sind für immer verloren, so dass es vertretbar war, den nächstgelegenen Ökotyp zu verwenden. Die Teilnehmer:innen eines Workshops über den genetischen Status und das Erhaltungsmanagement von wiederangesiedelten Luchspopulationen empfahlen im Jahr 2011, weiterhin den Karpatenluchs (*L. l. carpathicus*) für die gesamte Region zu verwenden, in der diese phylogenetische Linie zuvor verwendet wurde (Breitenmoser 2011). Wir unterscheiden also drei „Luchsregionen“ in Kontinentaleuropa (Abb. 1):

1. das Gebiet des Balkanluchses im Südosten, einschließlich des südlichen Teils des Dinarischen Gebirges (bestehendes Gebiet) sowie des Balkan- und Rhodopengebirges als historisches und potenzielles Verbreitungsgebiet,
2. die Region zwischen dem zentralen Dinarischen Gebirge und dem Südrand der Karpaten sowie nördlich bis zum Harz als bestehendes oder zukünftiges Verbreitungsgebiet den Karpatenluchs. Dies würde große Gebirgszüge wie die Alpen, aber auch alle Mittelgebirgszüge in West- und Mitteleuropa einschließen, in denen Karpatenluchse seit den 1970er Jahren wieder angesiedelt wurden.
3. Das Tiefland der nordkontinentalen Ebene sollte als bestehendes oder zukünftiges Verbreitungsgebiet des Baltischen Luchses betrachtet werden.

EMPFEHLUNGEN:

- › Zu unterscheiden sind drei Gebiete mit unterschiedlichen phylogenetischen Linien in Kontinentaleuropa (Abb. 1): *L. l. balcanicus* im Südosten (südliche Dinariden oder Helleniden, Balkangebirge und Rhodopen); *L. l. carpathicus* von den südlichen Karpaten und dem zentralen Dinarischen Gebirge nördlich bis zum Harz, einschließlich der Alpen und aller Mittelgebirge West- und Mitteleuropas; (3) der „Nordosteuropäische Tieflandluchs“ in den Ebenen Nordkontinentaleuropas nordöstlich bis zum Baltikum (Empfehlungen zu Quellpopulationen siehe Abschn. 3.5).
- › Die Ausbreitung über die Abgrenzungslinie der ESUs (Abb. 1) ist ein natürlicher Prozess, der seit Tausenden von Jahren stattfand. Er sollte weder verhindert noch gefördert werden, aber schwache einheimische Populationen wie der Balkanluchs sollten durch sinnvolle Schutzmaßnahmen gestärkt werden.
- › Innerhalb des ausgewiesenen Verbreitungsgebietes einer ESU sollte die genetische Vielfalt der einzelnen Populationen optimiert, überwacht und aufrecht erhalten werden (siehe Abschn. 3.2 und 3.4).

METAPOPULATIONEN DES LUCHSES IN KONTINENTALEUROPA UND IHRE VERNETZUNG

Sowohl der Lebensraum (Waldbedeckung und in großen Gebieten Baumvielfalt) als auch die Beutetierbestände (z. B. Rehwild) haben sich in West- und Mitteleuropa seit dem Aussterben der historischen Luchspopulationen im 19. Jahrhundert erheblich verbessert (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2008). Neben den großen Verbreitungsgebieten wie den Karpaten, den Alpen oder dem Dinarischen Gebirge bieten heute auch viele der Mittelgebirge Kontinentaleuropas einen gut geeigneten Lebensraum für den Luchs, aber ihre räumliche Ausdehnung reicht möglicherweise nicht aus, um eine genetisch lebensfähige Population zu beherbergen. Langfristig sollte das endgültige Verbreitungsgebiet jeder der ESUs als eine genetische Metapopulation betrachtet und gemanaget

werden. Einige der Vernetzungen zwischen Teilstücken sind offensichtlich und wurden nachgewiesen (z. B. Herdtfelder et al. 2020); andere sind spekulativ und werden nur vermutet (wie in Abb. 2 für den Karpatenluchs dargestellt). Einige Populationen sind durch Entfernung und suboptimalen Lebensraum getrennt, andere liegen nahe beieinander, sind aber durch starke Barrieren wie große Flüsse, Ballungsräume oder Hauptverkehrsachsen getrennt. Luchse zeigen eine geschlechtsspezifische Ausbreitung: Männliche Luchse wandern weiter und überwinden erhebliche Barrieren wie den Alpenhauptkamm oder den Rhein. Einzelne Luchse haben ein beträchtliches Potenzial durch die kultivierten und vom Menschen dominierten Landschaften West- und Mitteleuropas zu wan-

dern, aber nachgewiesene Fälle von Migration zwischen Populationen mit erfolgreicher Integration (Reproduktion) des Einwanderers sind bisher sehr selten. Der Erfolg der Migration hängt von der Entfernung und der Korridorqualität zwischen benachbarten Populationen, aber auch vom Status der Ausgangs- und Zielpopulation ab. Die Vernetzung und der Austausch von Individuen kann mit Hilfe von Modellen vorhergesagt werden (Premier et al. 2020); ihre Auswirkung auf die genetische Vielfalt jedoch muss letztlich durch genetisches Monitoring (siehe Abschn. 3.4) bewertet werden.

Es wurden mehrere große „potenzielle Populationen“ oder „Metapopulationen“ vorgeschlagen: Die „Alpenpopulation“ (A in Abb. 2) wurde im Rahmen des SCALP-Konzepts (Status and Conservation of the Alpine Lynx Population) als potenzielle Population betrachtet (z. B. Molinari-Jobin et al. 2003, Schnidrig et al. 2016, Molinari-Jobin et al. 2020). Die Mittelgebirgszüge des Juras, der Vogesen, des Pfälzerwaldes und des Schwarzwaldes werden als „Metapopulation Oberrhein“ vorgeschlagen (B in Abb. 2; Krebühl et al. 2020). Die waldreichen Gebirgszüge rund um die Tschechische Republik mit dem Bayerischen Wald im Westen und den Karpaten im Osten wurden als potenzielle Metapopulation vorgeschlagen (C in Abb. 2; von Wölfl et al. 2001 als „CELTIC“-Metapopulation bezeichnet; siehe auch Wölfl et al. 2020). Und nicht zuletzt ist die Karpatenpopulation (D in Abb. 2), die immer als Hochburg des Luchses in Mitteleuropa

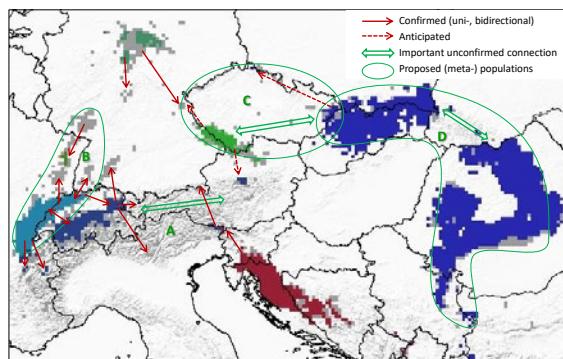


Abb. 2. Verbreitung des Karpatenluchses (*L. l. carpathicus*) in Kontinentaleuropa 2012-2016 (Farben = Populationen), bestätigte (Radiotelemetrie, Kamerafalle oder Genetik) oder erwartete Bewegungen von Luchsen zwischen Populationen (Pfeile), unbestätigte, aber potenziell wichtige Verbindungen und vorgeschlagene (Meta-)Populationen (Polygone A-D, siehe Text), die als größere Einheiten erhalten und verwaltet werden sollen.

galt, heute stark fragmentiert und könnte funktionell eine Metapopulation sein. Obwohl das hier vorgestellte Metapopulationskonzept nicht vollständig konsistent ist und möglicherweise in Zukunft angepasst werden muss, ist es ein nützliches Konzept, um den Zusammenschluss von fragmentierten Populationen oder isolierten Vorkommen zu planen. Die Vernetzung von benachbarten Populationen muss durch Habitatverbesserung, die Schaffung von Korridoren, die Entschärfung von Barrieren wie Verkehrsachsen, wo immer dies möglich ist, oder durch gezielte „Trittstein-Ansiedlungen“ erhalten oder wiederhergestellt werden (Molinari et al. 2020).

EMPFEHLUNGEN:

- › Jede grenzüberschreitende Population oder ausgewiesene Metapopulation sollte kooperativ überwacht und grenzüberschreitende Erhaltungs- und Managementpläne sollten auf Grundlage der von Linnell et al. (2008) vorgeschlagenen Prinzipien entwickelt werden. Eine gemeinsame Erhaltungsstrategie wird insbesondere für die autochthonen Populationen in den Karpaten und im Baltikum empfohlen.
- › Das Wissen über Wanderungen von Luchsen zwischen den Populationen muss verfeinert werden. Dazu gehört ein gemeinsames Monitoring der Population (genetischer Status) und der Bewegungen von Individuen (Ausbreitung beider Geschlechter), aber auch das Verständnis von Lebensraum, Korridoren und Hindernissen für Bewegungen der Luchse.
- › Wo immer dies als unzureichend angesehen wird (z. B. auf der Grundlage des genetischen Monitorings), sollte die funktionale Vernetzung verbessert werden (z. B. Wiederherstellung von Korridoren, Grünbrücken, Verringerung der vom Menschen verursachten Mortalität usw.). Wo die Verbesserung der natürlichen Ausbreitung nicht möglich oder zu teuer ist, muss eine gestützte Ausbreitung durch Umsiedlungen in Betracht gezogen werden. Lokale Populationen sollten nicht unter die funktionale (demografische) Lebensfähigkeit sinken dürfen.

KONZEPTE ZUR ÜBERWACHUNG DES ERHALTUNGSZUSTANDS DER LUCHSPOPULATIONEN

Die europaweite Überprüfung des Erhaltungszustands der europäischen Luchspopulationen wurde von der Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) koordiniert. Alle sechs Jahre wird eine umfassende Bewertung durchgeführt, die auf den Bewertungsverfahren der Roten Liste der IUCN basiert (von Arx 2018; von Arx et al. 2020). Die europaweite Bewertung ist eine Zusammenstellung von populations- und länderbezogenen Informationen, die von Expertenmeinungen bis hin zu robusten quantitativen Schätzungen der Abundanz reichen. Eine Reihe von Ländern hat spezifische Protokolle für das Luchsmonitoring verabschiedet (z. B. Breitenmoser et al. 2006; Reinhardt et al. 2015; Gimenez et al. 2019; Zimmermann 2019), und für mehrere Populationen wurde ein grenzüberschreitend koordiniertes Monitoringschema oder zumindest ein Verfahren für die gemeinsame Interpretation und Freigabe von Monitoringberichten eingerichtet (z. B. die norwegisch-schwedische Anleitung zum Luchsmonitoring; für die Alpen: Molinari-Jobin et al. 2020; für die böhmisch-bayerisch-österreichische Population: Wölfl et al. 2020). Das Monitoring des Erhaltungszustandes einer Art umfasst Informationen über Verbreitung, Populationsgröße, Populationsdynamik (Demografie), Gesundheit, genetischen Status, Gefährdungen und Konflikte. Die folgenden Empfehlungen befassen sich mit dem (technischen) Monitoring der ökologischen und biologischen Parameter des Luchses, obwohl wir uns bewusst sind, dass das Monitoring von Konflikten mit menschlichen Aktivitäten (Jagd, Nutztierhaltung) und der Einstellung der Menschen ebenso wichtig für die erfolgreiche Umsetzung von Schutzprogrammen ist.

Die Verbreitung ist im Allgemeinen die erste Zielgröße eines wiederholten Monitorings. Auf europäischer Ebene wird die Verbreitung anhand des 10 x 10 km-Referenzrasters der EEA (Europäische Umweltagentur) dargestellt, mit einigen Angaben pro Zelle, wie z. B. dauerhaftes (mit/ohne Reproduktion), sporadisches Vorkommen oder unbestätigte Präsenz (Kaczensky 2018), basierend auf gemeldete Daten pro Land, differenziert nach den SCALP-Kriterien aus dem standardisierten Monitoring für die Alpen (Molinari-Jobin et al. 2012). Das Ergebnis ist eine einfache Verbreitungskarte, die größtenteils auf zufälligen und opportunistischen Hinweisen beruht, für bestimmte Populationen oder Länder einschließlich Informationen zur

Reproduktion. Für einige Länder basieren die Verbreitungsinformationen jedoch immer noch auf Experteneinschätzungen oder einer eher zufällig gesammelten Menge an Beobachtungen.

Populationsgrößen (Populationskenngrößen, Mindestgröße, robuste Fang-Wiederfang-Schätzungen) in Kontinentaleuropa basieren heute hauptsächlich auf Kamerafalten (anders als in den nördlicheren Ländern wird das Ausfährten im Schnee nirgends systematisch eingesetzt) und teilweise auf Telemetriedaten (meist in Verbindung mit Forschungsprojekten). Die zuverlässigsten Abundanz- oder Dichteabschätzungen werden mit Fang-Wiederfang-Analysen von Kamerafalten-Daten erzielt (z. B. Zimmermann & Foresti 2016; Gimenez et al. 2019). Das Aufstellen von Kamerafalten in Referenzgebieten sollte etwa alle zwei bis drei Jahre wiederholt werden, um eine ausreichende Auflösung der Populationstrends und zuverlässige Schätzungen demografischer Parameter (z. B. Überlebensrate, Einwanderung) zu erhalten.

Demografische Daten (Geburtenrate, Mortalität, Altersstruktur und Geschlechterverhältnis) sind wichtig und sollten zumindest als Zufallsbeobachtungen im gesamten Verbreitungsgebiet systematisch erhoben werden. Weitere demografische Parameter wie Wachstumsrate, Überlebensrate oder Einwanderung können mit Hilfe von Fang-Wiederfang-Modellen („capture-recapture“) geschätzt werden.

Der Populationstrend beschreibt die zeitliche Veränderung von Parametern wie Verbreitung, Populationskenngrößen, Abundanz und Dichte. Das Monitoring und die Interpretation von Entwicklungen ist von grundlegender Bedeutung, um die richtigen Schlüsse im Hinblick auf Schutz- oder Managementmaßnahmen zu ziehen.

Das Monitoring des Gesundheitszustandes ist vor allem für die kleinen Populationen in Kontinentaleuropa von zunehmender Bedeutung, da Gesundheitsprobleme mit der Populationsgröße und dem genetischen Status zusammenhängen und mit dem Klimawandel (aufkommende Krankheitserreger) an Bedeutung gewinnen können. Darüber hinaus ist für jede Umsiedlung von Luchsen zwischen Populationen oder Ländern ein Gesundheits-



screening nach vereinbarten veterinärmedizinischen Protokollen erforderlich. Zu den gesundheitlichen Aspekten gehören ein harmonisiertes Screening der Populationen (z. B. Protokoll für die Nekropsie), der Umgang mit lebend gefangenen Tieren (Narkose, Gesundheitsuntersuchung) und die veterinärmedizinischen Anforderungen für Um siedlungen (Transport, Quarantäne, Gesundheitsbericht erstattung; Ryser-Degiorgis et al. 2020). Veterinärproto kolle sollten mit dem genetischen Monitoring abgestimmt werden (siehe unten).

EMPFEHLUNGEN:

- › Die Zusammenstellung, Analyse, Interpretation und Präsentation von Verbreitungsdaten (systematisch zusammengestellte, georeferenzierte, datierte und kategorisierte Zufallsbeobachtungen) müssen für alle Länder, die eine Population teilen, standar disiert werden, und harmonisierte Verbreitungskar ten für die gesamte Population sollten regelmäßig aktualisiert werden.¹ Neben der Darstellung der einfachen Verbreitung sollten Verbreitungsmodelle berechnet werden, um die unvollständige Erfas sung zu kompensieren (z. B. Molinari-Jobin et al. 2018).
- › Es muss ein standardisiertes Protokoll für Kamera fallen zur Abundanz-/Dichteschätzung für West und Mitteleuropa entwickelt werden (Referenz gebiet, Größe und Kamerafallenabstand, Dauer, Jahreszeit, Datenanalyse und Interpretation).
- › Eine Reihe von standardisierten Veterinär- und Ge sundheitsprotokollen (Fang und Narkose, Gesund heitsscreening, Nekropsie, Quarantäne, Transport, Berichterstattung) müssen entwickelt (oder ange passt/übersetzt werden, wo sie bereits existieren)², zur Verfügung gestellt und regelmäßig überprüft und aktualisiert werden (siehe auch Online Unter stützungsmaterial zu der englischen Ausgabe).
- › Zur Bewältigung der oben genannten Aufgaben und zur Entwicklung/Harmonisierung der vorge schlagenen Protokolle sollten ständige Experten arbeitsgruppen für (1) Monitoring und (2) Ge sundheitsfragen eingerichtet werden.

1 Der LCIE-Berichtsrhythmus ist an die EU-Habitat-Richtlinien angepasst, also alle sechs Jahre. Dies ist jedoch länger als die durchschnittliche Generationsdauer des Eurasischen Luchses und wird es nicht ermöglichen, wichtige Veränderungen rechtzeitig zu erkennen.

2 Eine Reihe von Luchshandhabungs- und Veterinärprotokollen vom Schweizer Luchsprojekt sind zugänglich (Breitenmoser et al. 2014). Spezifische Protokolle sind bei Marie-Pierre Ryser-Degiorgis (Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, FIWI, Universität Bern) erhältlich.

GRUNDSÄTZE FÜR DAS GENETISCHE MONITORING UND MANAGEMENT VON LUCHSPOPULATIONEN

Genetisches Monitoring ist wichtig für alle kleinen, wiederangesiedelten, isolierten und fragmentierten Populationen sowie für solche, die einen ernsthaften historischen genetischen Flaschenhals durchlaufen haben. Mit anderen Worten: für alle europäischen Luchspopulationen. Die wiederangesiedelten Populationen werden in absehbarer Zeit nicht (genetisch) lebensfähig sein (Reiners et al. 2020), daher brauchen sie ein kurz- bis langfristiges genetisches Management. Alle wiederangesiedelten Luchspopulationen in Mittel- und Westeuropa – mit Ausnahme derjenigen in Polen – werden als Teil der ESU des Karpatenluchses betrachtet.

Kleine und isolierte Populationen sollten genetisch ge- managt werden, um den Verlust der genetischen Vielfalt (Heterozygotie, Allelreichtum) zu minimieren und den Inzuchtkoeffizienten F_{IT} unter 0,15 zu halten (Reiners et al. 2020). Wenn der Inzuchtkoeffizient 0,25 übersteigt (was einer vollständigen Geschwisterverpaarung entspricht), sind sofortige Maßnahmen erforderlich, um die genetische Variabilität der Populationen wiederherzustellen und den Inzuchtkoeffizienten zu senken. Um diese Ziele zu erreichen, sollte ein Genfluss innerhalb einer lokalen Metapopulation eingerichtet werden. Wenn dies durch natürliche Migration nicht möglich oder nicht ausreichend ist, muss ein gestützter Genfluss („assisted dispersal“) implementiert werden. Wenn die lokale Metapopulationsdynamik (innerhalb einer bestehenden, aber fragmentierten Population oder zwischen benachbarten, wiederangesiedelten Populationen) entweder durch natürlichen Genfluss oder gestützte Ausbreitung funktioniert, sollte die effektive Populationsgröße der Population/Metapopulation (Abb. 2) nicht unter eine effektive Populationsgröße von 100 geschlechtsreifen Individuen fallen, wie kürzlich von Frankham et al. (2014) vorgeschlagen. Folglich sollte das Freilassen von verwandten Tieren in neu gegründeten oder sehr kleinen Populationskernen vermieden werden. Verwandte Tiere und Tiere aus Inzuchtpopulationen sollten nicht voll zählen, sondern z. B. 2 Geschwister als 1,75. Die Genotypisierung jedes freizulassenden Tieres ist obligatorisch.

Die Entnahme von Material für genetische Analysen muss in die Monitoringprotokolle aufgenommen werden (Reiners et al. 2020): Opportunistische Probenahmen (z. B. von toten oder gefangenen Luchsen) müssen dauerhaft im gesamten Verbreitungsgebiet implementiert werden. Wenn

das Ziel eines Stichprobenumfangs von 30 Tieren pro Generation (fünf Jahre) pro Population nicht erreicht wird, muss die Beprobung intensiviert werden. Ein gemeinsames Panel von 15 Mikrosatelliten sollte im gesamten Verbreitungsgebiet von allen Laboren verwendet werden, die am genetischen Monitoring des Luchses beteiligt sind. Kalibrierungsproben müssen zwischen den teilnehmenden Labors ausgetauscht werden und es sollte eine gemeinsame Kalibrierungstabelle genutzt werden. Neue Markersysteme sollten getestet werden, sobald sie verfügbar sind.

EMPFEHLUNGEN:

- › Ein genetisches Monitoring muss dort etabliert werden, wo es noch nicht existiert, und muss für alle Luchspopulationen in Kontinentaleuropa verpflichtend sein. Dies beinhaltet die Überwachung der genetischen Diversität und der Inzucht über die Zeit und ermöglicht so die Bewertung der effektiven Populationsgröße (Ne) sowie die Erkennung des Genflusses zwischen benachbarten Populationen.
- › Um ein gestütztes Metapopulationsmanagement zu etablieren, muss ein System zur Bewertung und zum Austausch von Tieren (z. B. verwaiste Luchse) zwischen wiederangesiedelten und anderen Populationen/Teilpopulationen mit genetischen Problemen entwickelt werden.
- › Es sollte eine ständige Arbeitsgruppe zur Genetik des Luchses eingerichtet werden, die Expert:innen aus den an der genetischen Überwachung und Forschung beteiligten Labors umfasst. Diese Gruppe sollte ein detaillierteres Protokoll für das genetische Monitoring und die Erhaltung entwickeln (genetische Sanierung von Inzuchtpopulationen, langfristiges, genetisches Management der Metapopulationen). Ein regelmäßiger Informationsaustausch zwischen den teilnehmenden Labors und mit den In-situ-Projekten muss sichergestellt werden. Jedes neue Labor, das mit der Arbeit im Bereich der Luchsgenetik beginnt, wird ermutigt, der Arbeitsgruppe beizutreten.

QUELLPOPULATIONEN FÜR WIEDERANSIEDLUNGEN ODER BESTANDSSTÜTZUNGEN

Wiederansiedlungsprojekte, Bestandsstützungen (einschließlich Trittstein-Vorkommen; Molinari et al. 2020), genetische Sanierung von Inzuchtpopulationen und fortgesetztes genetisches Management (“assisted dispersal”/ Umsiedlungen) benötigen geeignete Luchse, die umgesiedelt und freigelassen werden können. Bis vor kurzem war die dominierende Quelle die autochthone Population der Slowakei, die jedoch selbst einige Erhaltungsprobleme hat (Kubala et al. 2020). Das „LIFE Lynx Project“, das darauf abzielt, die Inzucht der dinarischen Population zu mindern, hat nun Rumänien als Quelle für die Bereitstellung von Luchsen etabliert (Černe et al. 2020). Doch obwohl die autochthonen Populationen eine wichtige Quelle für Wiederansiedlungen und Bestandsstützungen bleiben werden, wird der Fang und die Umsiedlung von Wildtieren aufgrund von teilweise widersprüchlichen Überlegungen zum Wohlergehen, zur Gesundheit und zur Genetik zunehmend komplizierter (siehe Abschn. 3.6).

Alternative Quellen sind die Zuchtprogramme für den Eurasischen Luchs der European Association of Zoos and Aquariums (EAZA). Die EAZA führt heute zwei Europäische Zuchtbücher (ESB) für Eurasische Luchse, eines für den Nordluchs (*L. l. lynx*) und ein weiteres für den Karpatenluchs (*L. l. carpathicus*) (Lengger et al. 2020). Wenn der genetische Status und die Verwandtschaft der ESBs getestet wurden, sind diese Zuchtprogramme bereit, Tiere für Auswilderungen zur Verfügung zu stellen – vorausgesetzt, die für die Freilassung vorgesehenen Luchse werden nach einem strengen Protokoll gezüchtet, gehalten, trainiert und getestet. Das ESB des Karpatenluchses ist grundsätzlich bereit, Tiere zu liefern (Lengger et al. 2020), die im jeweiligen Verbreitungsgebiet ausgewildert werden können (Abb. 1). Beim Nordluchs-ESB ist jedoch eine wichtige phylogenetische Frage zu klären: Sind der skandinavische und der fенно-baltische Luchs phylogenetisch nah genug, um als eine ESU betrachtet zu werden? Bis zur Beantwortung dieser Frage empfehlen wir, für jede Wiederansiedlung oder Verstärkung im Gebiet des baltischen Tieflandluchses nur wilde Luchse aus der baltischen Population oder in Gefangenschaft gezüchtete Luchse zu verwenden, die nachweislich zur baltischen oder karelischen Population gehören (Abb. 1).

Eine dritte „Quelle“ sind verwaiste Luchse, die fast jedes Jahr in einer der Populationen zu finden sind. Solche Luchse tauchen oft in menschlicher Nähe auf, werden im Spätherbst in ein Gehege gebracht und können im Frühjahr freigelassen werden, wenn sie etwa ein Jahr alt sind – also in einem Alter, in dem sich Luchse sowieso ein eigenes Revier suchen würden. Unter der Voraussetzung, dass sie körperlich und geistig gesund und genetisch fit sind (z. B. aus einer Population stammen, die als Quelle für die Umsiedlung empfohlen wird), sind solche subadulten Tiere ideal für eine Umsiedlung geeignet. Die Erfahrungen in Bezug auf das Überleben rehabilitierter Waisen sind gemischt. Sie scheinen jedoch keine geringere Überlebensraten im Vergleich zu natürlich abwandernden Jungluchsen zu haben. Derzeit wird eine europaweite Zusammenstellung und Überprüfung durchgeführt, um das Überleben von rehabilitierten Waisen und ihr Potenzial für Wiederansiedlungsprojekte oder genetische Auffrischung zu untersuchen (A. Molinari-Jobin, pers. Mitt.).

EMPFEHLUNGEN:

- › Quellen für Wiederansiedlungen und Bestandsstützungen (genetische Auffrischung) im ausgewiesenen Verbreitungsgebiet des Karpatenluchses (Abb. 2) sind (1) die autochthone Population in der Slowakei und in Rumänien, (2) Luchse (einschließlich Waisen), die aus einer beliebigen Population entnommen wurden, die die genetischen Anforderungen erfüllt (siehe Abschn. 3.4), und (3) entsprechend gehaltene Exemplare aus dem EAZA Karpatenluchs-ESB.
- › Quellen für die Wiederansiedlung im Gebiet „Baltischer Tieflandluchs“ (Abb. 2) sind geeignete Wildtiere aus den baltischen oder karelischen Populationen oder Exemplare aus dem EAZA Nordluchs-ESB, wenn nachgewiesen wird, dass sie zur fennو-baltischen Linie gehören.
- › Werden Tiere aus wildlebenden Populationen entnommen, darf sich die Entnahme von Individuen nicht nachteilig auf die Quellpopulation auswirken. Dies muss durch ein angemessenes Monitoring/ Beurteilung vor und nach den Fängen nachgewiesen werden.
- › Es müssen spezifische Protokolle entwickelt werden: (1) für Aufzucht, Haltung, Training und Beurteilung von in Zoos geborenen Luchsen, die freigelassen werden sollen, und (2) für die Rehabilitation, Haltung, das Training (falls erforderlich) und die Beurteilung von verwaisten Luchsen, die freigelassen werden sollen. Diese Protokolle müssen gemeinsam von Luchsexperten:innen, dem EAZA Felid TAG und dem ESB sowie relevanten IUCN-SSC-Institutionen (z. B. Cat Specialist Group, Conservation Translocation Specialist Group (früher Reintroduction SG) und LCIE) entwickelt werden.

PROTOKOLLE FÜR DIE UMSIEDLUNG VON LUCHSEN

Wiederansiedlung und Bestandsstützung, einschließlich des genetischen Managements, erfordern die Umsiedlung von Luchsen von ihrem Herkunftsgebiet zum Freilassungsort. Dieser Prozess erfordert eine Reihe von rechtlichen Vorgaben und praktischen Vorsichtsmaßnahmen im Hinblick auf die Sicherheit des Tieres, der Menschen und des Ökosystems an den Fang- und Freilassungsorten. Allgemeine Anleitungen für die Planung von Umsiedlungen bieten z. B. die IUCN Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations (IUCN/SSC 2013) oder die Guidelines for the management of confiscated, live organisms (IUCN 2019). Umsiedlungen von Wildtieren in der freien Wildbahn umfassen im Allgemeinen die folgenden praktischen Komponenten:

- › **Fang:** Auswahl eines geeigneten Fangsystems, Überwachungssystem, kompetenter Umgang mit dem Tier einschließlich Betäubung, Untersuchung und Entscheidung über die Eignung des Individuums.
- › **Quarantäne:** Vorbereitung der Quarantänestation (zur Minimierung des Verletzungs- und Stressrisikos und zur Erfüllung gesetzlicher Anforderungen, falls erforderlich), Untersuchungen und Beurteilungen während der Quarantänezeit (Krankheiten, Genetik, Anzeichen von Stress), Dauer (so kurz wie möglich, so lange wie nötig; die Dauer der Quarantäne erfordert oft einen Kompromiss zwischen Tierschutz und veterinärmedizinischen Anforderungen), Wiedereinfangen und Vorbereitung für den Transport/die Freilassung (z. B. Anlegen eines Sendehalsbands).
- › **Transport:** Geeignete Transportbox und Fahrzeug (beide müssen gut belüftet sein), Zeitplan (z. B. wenn Grenzformalitäten erforderlich sind), Transportteam (Fahrer:in, tierärztliche Betreuung). Bei langen Transporten müssen Tierbetreuer:in und Transportfahrzeuge durch das EU-System TRACES (Trade Control and Expert System) zertifiziert sein.

Viele dieser Überlegungen betreffen auch die Umsiedlung von in Zoos geborenen Luchsen, doch haben in Zoos geborene Luchse den Vorteil, dass das geeignete Individuum im Voraus ausgewählt werden kann und dass seine genetische Konstellation, sein Verhalten und bis

zu einem gewissen Grad auch sein Gesundheitszustand vor dem Fang bekannt sind. Neuere Erfahrungen mit der Umsiedlung von Luchsen liegen aus den Wiederansiedlungsprojekten in der Nordostschweiz (berücksichtigt in Breitenmoser et al. 2014) und im Pfälzerwald (Idelberger et al. 2020) sowie dem Projekt zur Bestandsstützung im nördlichen Dinarischen Gebirge (Černe et al. 2020) vor. Die gemeinsamen Erfahrungen aus diesen Projekten ermöglichen die Erstellung von spezifischen und detaillierten Richtlinien und Protokollen für die Umsiedlung des Eurasischen Luchses.

EMPFEHLUNG:

- › Es sollte eine Arbeitsgruppe eingerichtet werden, die detaillierte Protokolle für den Fang, die Behandlung/Untersuchung, die Quarantäne und den Transport von Eurasischen Luchsen für Umsiedlungen erstellt (siehe Abschn. 3.3).

ZUSAMMENARBEIT BEIM SCHUTZ DES LUCHSES IN EUROPA

Die Wiederherstellung und langfristige Erhaltung lebensfähiger Metapopulationen des Eurasischen Luchses in Europa erfordert die Beteiligung vieler Institutionen und Interessensgruppen. Das Bonner Symposium mit dem Workshop war ein Treffen von Wildtierforscher:innen und Naturschützer:innen. Die Plenardiskussion zeigte, dass es einen Bedarf an Austausch jenseits wissenschaftlicher Publikationen und eine Notwendigkeit für eine koordiniertere und institutionelle Zusammenarbeit über die „Bonner Expertengruppe“ hinaus gibt. Die folgenden Themen wurden angesprochen:

Austausch von Informationen: Für die kontinuierliche Bewertung und Erhaltung der europäischen Luchs-Metapopulationen müssen Daten über den Status der Populationen (Abundanz, Trend, Demografie, Genetik und Gesundheit) und ökologische Informationen ausgetauscht werden. Die Entwicklung sinnvoller Schutzprogramme erfordert darüber hinaus Informationen zu (1) Gesetzen, Richtlinien, Strategien und Aktionsplänen, (2) Gefährdungsursachen für den Luchs und die Koexistenz mit dem Menschen, (3) wirtschaftlichen Aspekten (Prävention und Kompensation von Übergriffen auf Nutztiere, Auswirkungen auf die Jagd, Ökotourismus) und (4) Kommunikation und Bewusstsein. Für die praktische Umsetzung von Schutz- und Managementmaßnahmen sollten Informationen über (1) Ansätze (Konzepte, Werkzeuge, Protokolle) und Erfahrungen (Ergebnisse), (2) anstehende Forschungs- und Schutzprojekte und (3) gewonnene Erkenntnisse und Best Practices ausgetauscht werden. Diese kombinierten Erfahrungen sollten in Empfehlungen und Richtlinien zusammengefasst werden, die regelmäßig zu aktualisieren sind.

Wissenschaftliche und populäre Publikationen sind der grundlegende Weg des Informationsaustausches, sollten aber ergänzt werden durch (1) regelmäßige multinationale und interdisziplinäre Treffen, (2) Plattformen für Informations- und Datenaustausch (z. B. EUROLYNX; Heurich et al. 2020), (3) gezielte Informationen an übergeordnete Naturschutzinstitutionen und zuständige Behörden (z. B. IUCN-SSC-Gruppen, Konventionen und nationale Regierungsinstitutionen, Interessengruppen auf internationaler, nationaler und lokaler Ebene).

Erreichen anderer Institutionen und Interessengruppen: Die Expertengruppe, die sich in Bonn getroffen hat, muss mehr mit internationalen Konventionen, nationalen Regierungen und Interessengruppen zusammenarbeiten und die Entwicklung von grenzüberschreitenden Schutzstrategien oder Managementplänen vorantreiben sowie die Zusammenarbeit auf regionaler und Metapopulations-Ebene stärken.

Internationale Konventionen, die in den langfristigen Schutz des Luchses einbezogen werden sollten, sind die Berner Konvention (Europarat; siehe Kap. 4), die EU-Kommission (FFH-Richtlinie), die Plattform Wildlife and Society der Alpenkonvention, die Karpatenkonvention sowie das IUCN/SSC und seine Fachgruppen. Diese Gremien sollten regelmäßig informiert und zur Teilnahme an weiteren Treffen zum Schutz des Luchses in Europa eingeladen werden.

Nationale Behörden, die mit der Erhaltung und dem Management des Luchses befasst sind, sollten kontinuierlich „bottom up“ durch Projektträger und Wildtierexpert:innen,

bei Bedarf durch die „Bonner Expertengruppe“, aber auch durch internationale Institutionen (EU-FFH-Richtlinie, Berner Konvention) informiert werden, wenn es um grenzüberschreitende Zusammenarbeit oder internationale Verpflichtungen geht. Statusberichte und Empfehlungen (z. B. diese Publikation) sollten den zuständigen nationalen Behörden zur Kenntnis gebracht werden.

Stakeholder und Interessengruppen müssen auf allen Ebenen in den Schutz und das Management des Luchses einbezogen werden, aber die „Bonner Expertengruppe“ sollte auf internationaler Ebene mit ihnen zusammenarbeiten. Offensichtliche Partnergruppierungen sind die IUCN/SSC Cat Specialist Group, die LCIE, sowie die EAZA Felid TAG. Darüber hinaus sollte ein regelmäßiger Kontakt mit der Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU (FACE), dem International Council for Game and Wildlife Conservation (CIC), dem World Wide Fund for Nature (WWF), Landowners' Association, Europarc/Alparc, Euronatur, Greenpeace und anderen hergestellt werden. Diese Institutionen sollten (1) regelmäßig über den Erhaltungszustand des Luchses informiert werden, (2) an internationalen/kontinentalen Treffen teilnehmen und (3) eingeladen werden, Expertise und Unterstützung zu liefern.

Die wissenschaftliche Zusammenarbeit zwischen Luchsforscher:innen auf europäischer Ebene funktioniert gut, basierend auf persönlicher Kommunikation und Kooperation auf Projektebene. Netzwerke wie EUROLYNX (Heurich et al. 2020) erleichtern die Zusammenarbeit zusätzlich. Es gibt jedoch zwei offensichtliche Anforderungen in Bezug auf Wissenschaft und Schutz des Luchses: (1) Sozialwissenschaftler:innen müssen in Zukunft in den Luchserhalt eingebunden werden. Obwohl die sozial- und rechtswissenschaftliche Forschung zum Schutz der Großkarnivoren in den letzten zwei Jahrzehnten deutlich zugenommen hat, sind die meisten für den Luchsschutz relevanten Arbeiten immer noch aus naturwissenschaftlicher Sicht erstellt. (2) Schlussfolgerungen aus Forschungsprojekten müssen direkter in Luchserhaltungs- und Managementansätze einfließen. Dies erfordert zunächst, dass Politik und Entscheidungsträger:innen (und relevante Interessengruppen) über die wissenschaftlichen Erkenntnisse informiert werden (siehe oben).

Grenzüberschreitende Managementpläne, wie sie von Linnell et al. (2008) vorgeschlagen wurden, werden als nützliches Instrument zur Entwicklung und Koordinierung

der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit angesehen. Während die technisch-wissenschaftliche Zusammenarbeit auf internationaler Ebene recht gut funktioniert und das Monitoring zunehmend auf Metapopulationsebene koordiniert wird (Molinari-Jobin et al. 2020), gibt es immer noch sehr wenige grenzüberschreitende Schutz- und Managementprojekte, an denen die jeweiligen nationalen Institutionen beteiligt sind. Technische Kooperationen und internationale Förderungen (z. B. EU-LIFE oder InterReg-Projekte) für grenzüberschreitende Projekte sind oft ein guter Anfang. Die Bonner Luchs-Expertengruppe (z. B. in Zusammenarbeit mit NGOs) sollte sich stärker in die Entwicklung von grenzüberschreitenden Populationsmanagement-/Schutzstrategien und den dazugehörigen nationalen Aktionsplänen als Umsetzungsinstrumente einbringen. Es ist wichtig, messbare Ziele auf Populationsebene zu definieren. Nationale Behörden werden jedoch oft durch verbindliche konkrete internationale Verpflichtungen abgeschreckt, die sie auf nationaler Ebene durchsetzen müssen. In dieser Hinsicht sollte das Prinzip der „Freiheit innerhalb des Rahmens“ (Linnell et al. 2008) angewandt werden, das es erlaubt, die Ziele auf Populationsebene an die nationalen Anforderungen anzupassen.

EMPFEHLUNGEN:

- › Um den Teilnehmer:innen des Bonner Luchs-Symposiums und der Workshops ein Gesicht und eine Stimme zu geben, sollte dieser Kreis als permanente Luchs-Arbeitsgruppe weitergeführt werden, z. B. angegliedert an IUCN-SSC-Spezialgruppen wie die Cat Specialist Group und die LCIE.
- › Diese Gruppe sollte eine Reihe von praktischen Protokollen für die Erhaltung und das Management des Luchses entwickeln und pflegen, wie unter den „Empfehlungen“ oben beschrieben.
- › Neben den technischen Empfehlungen sollte sich die Gruppe mit anderen Expert:innen zusammenschließen, um Konzepte für eine breitere Öffentlichkeitsarbeit und Kommunikation zu entwickeln, um die oben genannten Institutionen und Interessengruppen, aber auch die allgemeine Öffentlichkeit zu erreichen.

ABSCHLIESSENDE BEMERKUNGEN



Die Abschlussdiskussion auf dem Bonner Luchs-Symposium und -Workshop ergab, dass die Teilnehmer:innen diese Bestandsaufnahme (siehe Tagungsband) als sehr nützlich und die Schlussfolgerung und den Ausblick (diese Empfehlungen) als Ausgangspunkt für eine gezieltere und koordinierte Arbeit zum Schutz des Luchses ansehen. Es ist relativ einfach, innerhalb einer Gruppe gleichgesinnter Expert:innen einen Konsens zu erreichen, aber es ist eine viel größere Herausforderung, mit den zuständigen Behörden, den Interessengruppen und der Zivilgesellschaft zusammenzuarbeiten. Dies erfordert ein langfristiges Engagement und einen kontinuierlichen Dialog zwischen allen interessierten und betroffenen Teilen unserer Gesellschaft. Dieser Tagungsband fasst den gegenwärtigen Status des Eurasischen Luchses in Kontinentaleuropa zusammen, und die Empfehlungen skizzieren den strategischen Ansatz und geben Hinweise für die praktische Zusammenarbeit. Ein Bericht, der das Bonner Symposium und den Workshop zusammenfasst, wurde der Berner Konvention vorgelegt, und am 6. Dezember 2019 hat der Ständige Ausschuss die Empfehlung Nr. 204 (2019) zum Schutz des Eurasischen Luchses (*Lynx lynx*) in Kontinentaleuropa verabschiedet (<https://rm.coe.int/2019-rec-204e-lynx/1680993e0b>; siehe auch begleitendes Online-Material). Diese Empfehlungen wurden daher von Vertreter:innen aller in diesem Bericht berücksichtigten Länder geprüft, diskutiert und verabschiedet. Dieser Tagungsband und seine Empfehlungen werden verwendet, um die oben genannten potenziellen Partner für den Schutz des Luchses zu informieren und mit ihnen in Kontakt zu treten. Um die Öffentlichkeit und die nationalen oder lokalen Interessenvertreter:innen zu erreichen, müssen Botschaften an die lokale Situation angepasst sowie in den jeweiligen Sprachen und über die geeigneten Kanäle kommuniziert werden. Dies kann nicht die Aufgabe einer internationalen Gruppe von Spezialist:innen wie der „Bonn Lynx Expert Group“ sein. Diese Empfehlungen können jedoch die Grundlage für gezieltere, an die Situation in den Ländern West- und Mitteleuropas angepasste Botschaften bilden. Darüber hinaus bieten die Empfehlungen auch eine Agenda für die zukünftige Arbeit der Luchsexpert:innen, die sich auf dem Bonner Luchs-Symposium und -Workshop getroffen haben.

QUELLENANGABEN

Boitani L., Alvarez F., Anders O., Andren H., Avanzinelli E., Balys V., Blanco J. C., Breitenmoser U., Chapron G., Ciucci P., Dutsov A., Groff C., Huber D., Ionescu O., Knauer F., Kojola I., Kubala J., Kutil M., Linnell J., Majic A., Mannil P., Manz R., Marucco F., Melovski D., Molinari A., Norberg H., Nowak S., Ozolins J., Palazon S., Potocnik H., Quenette P.-Y., Reinhardt I., Rigg R., Selva N., Sergiel A., Shkvyrka M., Swenson J., Trajce A., von Arx M., Wölfl M., Wotschikowsky U. & Zlatanova D. 2015. Key actions for Large Carnivore populations in Europe. Institute of Applied Ecology (Rome, Italy). Report to DG Environment, European Commission, Brüssel. Contract no. 07.0307/2013/654446/SER/B3. 120 S.

Breitenmoser U. 2011. Genetic status and conservation management of reintroduced and small autochthonous Eurasian lynx *Lynx lynx* populations in Europe. Final scientific report on an exploratory workshop in Saanen, Schweiz, 24-27.10.2011, 9 S.

Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten Ch. 1990. Status, conservation needs and reintroduction of the lynx (*Lynx lynx*) in Europe. Nature and Environment Series, No. 45, Straßburg, Frankreich, 47 S.

Breitenmoser U. & Breitenmoser-Würsten Ch. 2008. Der Luchs – ein Grossraubtier in der Kulturlandschaft. Salm Verlag, Wohlen/Bern, Schweiz, 537 S.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Okarma H., Kaphegyi T., Kaphegyi-Wallmann U. & Müller U. M. 2000. Action Plan for the conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe. Nature and Environment, No. 112. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention). Straßburg, Frankreich, 70 S.

Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., von Arx M., Zimmermann F., Ryser A., Angst C., Molinari-Jobin A., Molinari P., Linnell J., Siegenthaler A., Weber J.-M. 2006. Guidelines for the Monitoring of Lynx. KORA Bericht Nr. 33e, Muri b. Bern, Schweiz, 31 S.

Breitenmoser U., Ryser A. & Ryser-Degiorgis M.-P. 2014. Dokumentation Fang, Narkose und Markierung von Raubtieren. Bericht z.H. der Tierver suchskommission, 35 S. (Unpublished report, available on request.)

Černe R., Fležar J., Pičulin A., Bartol M., Stergar M., Sindičić M., Gomerčić T., Slijepčević V., Trbojević I., Trbojević T., Molinari A., Molinari P., Krofel M., Skrbinšek T., Wilson S. 2020. Lynx population in the Dinaric Mountains and the south-eastern Alps and the LIFE Lynx Project. Cat News Special Issue 14.

Council of Europe. 2011. Conservation Strategy and National Action Plans for the conservation of the Critically Endangered Balkan Lynx. T-PVS/Inf (2011) 33. Council of Europe, Straßburg, Frankreich, 30 S.

Frankham R., Bradshaw C. J. A. & Brook B. W. 2014. Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. Biological Conservation 170, 56–63.

Gimenez O., Gatti S., Duchamp C., Germain E., Laurent A., Zimmermann F. & Marboutin E. 2019. Spatial density estimates of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the French Jura and Vosges Mountains. Ecology and Evolution 9(20), 11707–11715.

Gugolz D., Bernasconi M. V., Breitenmoser-Würsten Ch. & Wandeler P. 2008. Historical DNA reveals the phylogenetic position of the extinct Alpine lynx. Journal of Zoology 275, 201–208.

Hellborg L., Walker C. W., Rueness E. K., Stacy J. E., Kojola I., Valdmann H., Vilà C., Zimmermann B., Jakobsen K.S. & Ellegren H. 2002. Differentiation and levels of genetic variation in the northern European lynx (*Lynx lynx*) populations revealed by microsatellites and mitochondrial DNA analysis. Conservation Genetics 3, 97–111.

IUCN. 2019. Guidelines for the management of confiscated, live organisms. Gland, Schweiz: IUCN. iv + 38 S.

IUCN/SSC. 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Schweiz: IUCN Species Survival Commission, viii + 57 S.

Kaczensky P. 2018. IUCN Red List Mapping for the regional assessment of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe. Supplementary information to von Arx (2018). *Lynx lynx* (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T12519A145266191.

Kitchener A. C., Breitenmoser-Würsten Ch., Eizirik E., Gentry A., Werdelin L., Wilting A., Yamaguchi N., Abramov A., Christiansen P., Driscoll C., Duckworth W., Johnson W., Luo S.-J., Meijaard E., O'Donoghue P., Sanderson J., Seymour K., Bruford M., Groves C., Hoffmann M., Nowell K., Timmons Z. & Tobe S. 2016. A revised taxonomy of the Felidae. The final report of the Cat Classification Task Force of the IUCN Cat Specialist Group. Cat News Special Issue 11, 80 S.

Kratochvíl J. et al. 1968a. History of the distribution of the lynx in Europe. Acta sc. nat. Brno 2(4), 1-50.

Kratochvíl J. et al. 1968b. Recent distribution of the lynx in Europe. Acta sc. nat. Brno, 2(5/6), 1-74.

Linnell J., Salvatori V. & Boitani L. 2008. Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission (contract 070501/2005/424162/MAR/B2). 85 S.

Melovski D., Breitenmoser U., von Arx M., Breitenmoser-Würsten C. & Lanz T. 2015. *Lynx lynx* ssp. *balcanicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T68986842A68986849. Downloaded on 25 July 2019.

Molinari P., Breitenmoser U., Černe R., Fuxjäger C., Weingarth K., Ryser A. & Molinari-Jobin A. 2020. The contribution of stepping-stone releases for enhancing lynx distribution. Cat News Special Issue 14

Molinari-Jobin A., Molinari P., Breitenmoser-Würsten C., Wölfl M., Stanisa C., Fasel M., Stahl P., Vandel J.-M., Rotelli L., Kaczensky P., Huber T., Adamic M., Koren I. & Breitenmoser U. 2003. The Pan-Alpine Conservation Strategy for the Lynx. Nature and Environment, No. 130. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention). Straßburg, Frankreich, 19 S.

Molinari-Jobin A., Wölfl S., Marboutin E., Molinari P., Wölfl M., Kos I., Fasel M., Koren I., Fuxjäger C., Breitenmoser C., Huber T., Blazic M. & Breitenmoser U. 2012. Monitoring the Lynx in the Alps. *Hystrix* 23, 49-53.

Molinari-Jobin A., Kéry M., Marboutin E., Marucco F., Zimmermann F., Molinari P., Frick H., Fuxjäger C., Wölfl S., Bled F., Breitenmoser-Würsten C., Kos I., Wölfl M., Černe R., Müller O. & Breitenmoser U. 2018. Mapping range dynamics from opportunistic data: spatiotemporal modelling of the lynx distribution in the Alps over 21 years. *Animal Conservation* 21(2), 168-180.

Molinari-Jobin A., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten C., Černe R., Drouet-Hoguet N., Fuxjäger C. ... & Zimmermann F. 2020. SCALP: Monitoring the Eurasian lynx in the Alps and beyond. Cat News Special Issue 14, xx-xx. Mueller S. A., Riners T. E., Middelhoff T. L. Anders O., Kasperkiewicz A. & Nowak C. 2020. The rise of a large carnivore population in Central Europe: genetic evaluation of lynx reintroduction in the Harz Mountains. Conservation Genetics, published online 7 April 2020. Doi.org/10.1007/s10592-020-01270-w.

Reinhardt I., Kaczensky P., Knauer F., Rauer G., Kluth G., Wölfl S., Huckschlag D. & Wotschikowsky U. 2015. Monitoring von Wolf, Luchs und Bär in Deutschland. 2., überarbeitete Version. BfN-Schriften 413. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Deutschland, 94 S.

Reiners T.E., Mueller S., Breitenmoser-Würsten Ch., Klinga P., Konec M., Krojerová-Prokešová J., Sindličíč M., Skrbinská T., Tám B. & Nowak K. 2020. Factors shaping the genetic status of reintroduced Eurasian Lynx populations in Central Europe. Cat News Special Issue 14.

Schnidrig R., Nienhuis C., Imhof R., Bürki R. & Breitenmoser U. (Eds) 2016. Lynx in the Alps: Recommendations for an internationally coordinated management. RowAlps Report Objective 3. KORA Bericht Nr. 71. KORA, Muri bei Bern, Schweiz und BAFU, Ittigen, Schweiz, 70 S.

von Arx M. 2018. Lynx lynx (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: <https://www.iucnredlist.org/species/12519/145266191> (letzter Zugriff 18.07.2019).

von Arx M., Breitenmoser-Würsten Ch., Zimmermann F. & Breitenmoser U. 2004. Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001. KORA Bericht Nr. 19, Muri b. Bern, Schweiz, 330 S.

Wölfl M., Buška L., Červený J., Koubek P., Heurich M., Habel H., Huber T. & Poost W. 2001. Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republic, Germany and Austria. *Acta theriologica* 46(2), 181-194.

Zimmermann F. 2019. Monitoring von großen Beutegreifern. In Wolf, Luchs und Bär in der Kulturlandschaft. Heurich M. (Ed.). Ulmer, Stuttgart, Deutschland, S. 165-200.

Zimmermann F. & Foresti D. 2016. Capture-recapture methods for density estimations. In Camera trapping for Wildlife Research. Rovero F. & Zimmermann F. (Eds). Pelagic Publishing, Exeter, UK, S. 95-141.

ANHANG

Liste der Teilnehmer:innen der Bonner Konferenz

Name	Affiliation	Country
Anders, Ole	National Park Harz	DEU
Bagrade, Guna	SILAVA, Latvian State Forest Research Institute	LVA
Breitenmoser, Urs	KORA	CHE
Breitenmoser-Würsten, Christine	KORA	CHE
Brix, Mareike	EuroNatur Stiftung	DEU
Černe, Rok	LIFE-Project Lynx „Dinarisches Gebirge“/ forestry authority	SVN
Cirovic, Dusko	University Belgrad	SRB
Drouet- Houget, Nolwenn	OFB, Office français de la biodiversité	FRA
Fernandez-Galiano, Eladio	Council of Europe; Environment, Biodiversity, Cultural Routes	FRA
Germaine, Estelle	CROC (Centre de Recherche et d'Observation sur les Carnivores)	FRA
Heider, Christoph	HIT environmental foundation	DEU
Herdtfelder, Micha	Forestry research institution Baden-Württemberg (FVA)	DEU
Heurich, Marco	National Park Bayerischer Wald, University Freiburg	DEU
Hucht-Ciorga, Ingrid	State office of Nature, Environment and consumer protection Nordrhein-Westfalen (LANUV)	DEU
Idelberger, Sylvia	Foundation Nature and Environment Rheinland-Pfalz (SNU), LIFE-Project	DEU
Klinga, Peter	University Zvolen	SVK
Klose, Moritz	WWF Germany	DEU
Krebühl, Jochen	Foundation Nature and Environment Rheinland-Pfalz (SNU)	DEU
Krojerová-Prokešová, Jarmila	Mendel-University Brno (Brünn)	CZE
Kubala, Jakub	Diana	SVK
Kutal, Miroslav	Mendel-University Brno (Brünn)	CZE
Melovski, Dime	MES, Macedonian Ecological Society	MKD
Middelhoff, Lilli	National Park Harz	DEU
Minarikova, Tereza	ALKA wildlife	CZE
Molinari- Jobin, Anja	KORA; The Progetto Lince Italia	CHE/ITA
Molinari, Paolo	KORA; The Progetto Lince Italia	CHE/ITA
Nowak, Carsten	Senckenberg research institute	DEU
Ohm, Judith	Foundation Nature and Environment Rheinland-Pfalz (SNU)	DEU
Ozolins, Janis	SILAVA, Latvian State Forest Research Institute	LVA
Premier, Joe	University Freiburg	DEU
Prüssing, Annina	Foundation Nature and Environment Rheinland-Pfalz (SNU), LIFE-Project	DEU
Reiners, Tobias	Senckenberg research institute	DEU
Rodekirchen, Anna-Maria	Bavarian State office of Environment	DEU
Ryser-Degioris, Marie-Pierre	Centre for Fish and Wildlife Health (FiWI), Universitiy of Bern	CHE
Schmidt, Krzysztof	Mammal Research Institute, Białowieża	POL
Shkvyria, Marina	Schmalhausen Institute, National Academy of Science of Ukraine	UKR
Sin, Teodora	The Association for the Conservation of Biological Diversity	ROU
Sindičić Magda	University Zagreb	HRV
Skrbinšek, Tomaž	University Ljubljana	SVN
Sliwa, Alex	EAZA Felid TAG chair	DEU
Tám, Branislav	Zoo Bojnice	SVK
Tiesmeyer, Annika	Federal Office for Environment, special field zoological species protection	DEU
Trajče, Aleksander	PPNEA (Protection and Preservation of Natural Environment in Albania)	ALB
Trbojevic, Igor	University Banja Luka	BIH
Trbojevic, Tatjana	University Banja Luka	BIH
von Arx, Manuela	KORA Carnivore	CHE
Walsh, Katherine	Natural England	GBR
Weingarth, Kirsten	National Park Kalkalpen	AUT
Wölfl, Sybille	Lynx Project Bayern	DEU
Wölfl, Manfred	Bavarian State office of Environment	DEU
Zimmermann, Fridolin	KORA	CHE
Zlatanova, Diana	University Sofia "St. Kliment Ohridski"	BGR

PERSÖNLICHE ANMERKUNGEN

PERSÖNLICHE ANMERKUNGEN

Impressum

Herausgeber

Jochen Krebühl | Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz

Für die Inhalte der Beiträge sind die Autorinnen und Autoren verantwortlich. Die in den Texten vertretenen Meinungen stimmen nicht immer mit denen des Herausgebers überein.



Diether-von-Isenburg-Straße 7
55116 Mainz
+49 (0) 6131 – 16 50 70
kontakt@snu.rlp.de
www.snu.rlp.de

Gestaltung:

Jonathan Fieber, igreen media | www.igreen.de

Titelfoto:

A. Pruessing

klimaneutral gedruckt auf 100 % Recyclingpapier

Langfassung:
ISBN 978-3-939719-10-6



ISBN 978-3-939719-10-6

Empfehlungen für den Schutz des Eurasischen Luchses *Lynx lynx* in West- und Mitteleuropa

Schlussfolgerungen aus dem Workshop der „Bonn Lynx Expert Group“ in Bonn, Deutschland, 16. bis 19. Juni 2019

Die Denkanstöße basieren auf den Schlussfolgerungen aus dem Workshop der „Bonn Lynx Expert Group“ in Bonn, Deutschland, 16. bis 19. Juni 2019. Diese wurden ursprünglich in englischer Sprache veröffentlicht in den CATnews Nr. 14 – Herbst 2021.

Bei dieser Veröffentlichung handelt es sich um eine Übersetzung des Newsletters CATnews - Special Issue – The Eurasian lynx in Continental Europe. Herausgeber: Christine und Urs Breitenmoser. Co-Chairs IUCN / SSC, Cat Specialist Group, KORA, Stiftung KORA, Talgut-Zentrum 5, CH-3063 Ittigen CATnews ist der Newsletter der Cat Specialist Group, einer Sektion der Species Survival Commission SSC der International Union for Conservation of Nature (IUCN). Die Bezeichnung der geografischen Einheiten in dieser Veröffentlichung und die Darstellung des Materials bedeuten nicht, dass dies der Meinung der IUCN über den rechtlichen Status eines Landes, eines Territoriums oder eines Gebiets oder seiner Behörden oder über die Abgrenzung oder Grenzen entspricht.

Wir danken für die gute Kooperation!

