



Der Luchs in der Harzregion

Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz | Band 22

Nationalpark
Harz



Der Luchs in der Harzregion

Ergebnisse des Monitorings und der Forschung

Ole Anders, Hermann Ansorge, Matthias Dees, Bettina Dobrescu, Antje Henkelmann, Meike Hullen,
Susanne Jokisch, Mira Kajanus, Thomas A.M. Kaphegyi, Friedhart Knolle, Frank Kubik, Paul Lippitsch,
Tomma Lilli Middelhoff, Markus Port, Katja Schnetz, Friederike Schröder, Michael Schulte,
Vanessa Schulz & Matthias Waltert

Herausgegeben von der
Gesellschaft zur Förderung des Nationalparks Harz e. V.

Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz

Band 22

Zitiervorschlag: GFN (2023) (Hg.): Der Luchs in der Harzregion – Ergebnisse des Monitorings und der Forschung. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 22, 128 Seiten.

Impressum

Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz
ISSN 2199-0182

Herausgeber:

Gesellschaft zur Förderung des Nationalparks Harz e.V.
Grummetwiese 16
38640 Goslar
www.gfn-harz.de

Redaktion:

Ole Anders, Tomma Lilli Middelhoff & Friedhart Knolle

Titelfoto:

Luchs im Schaugehege des Nationalparks Harz (Foto: Ole Anders)

Wir danken der Nationalparkverwaltung Harz für die Unterstützung und Aufnahme in die Schriftenreihe.

1. Auflage 2023

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
Katja Schnetz Das Harzgebiet und dessen Umland	7
Ole Anders Der Luchs im Harz – ein kurzer Blick in die Geschichte	10
Ole Anders & Meike Hullen Die Auswilderung des Luchses im Harz	13
Ole Anders Die Methoden des Harzer Luchsmonitorings	18
Ole Anders & Tomma Lilli Middelhoff Die Entwicklung der Harzer Luchspopulation	26
Tomma Lilli Middelhoff & Ole Anders Abundanz und Dichte des Luchses im Harz – die Ergebnisse systematischer Fotofallenstudien	31
Tomma Lilli Middelhoff & Ole Anders Der Einsatz von Fotofallen in den Reproduktionsgebieten des Luchses im Umland des Harzes - Monitoringbericht	42
Ole Anders, Matthias Dees, Frank Kubik & Thomas A.M. Kaphegyi Dispersal eines subadulten Luchses (<i>Lynx lynx</i>) durch die Agrarlandschaft zwischen Harz und Kaufunger Wald	61
Markus Port, Antje Henkelmann, Friederike Schröder, Matthias Waltert, Tomma Lilli Middelhoff, Ole Anders & Susanne Jokisch Der Luchs in Nordhessen - Entstehung und Zusammenbruch eines Trittsteinvorkommens in der Mitte Deutschlands	68
Ole Anders, Tomma Lilli Middelhoff, Bettina Dobrescu & Mira Kajanus Wie kommt der Luchs (<i>Lynx lynx</i>) aus dem Harz heraus? Untersuchungen zur Durchlässigkeit von Bundesstraßen- und Autobahnunterführungen	76
Ole Anders & Tomma Lilli Middelhoff Die Körpergewichte von Harzluchsen	84
Michael Schulte, Paul Lippitsch, Ole Anders, Tomma Lilli Middelhoff & Hermann Ansorge Untersuchung zur Nahrung der Harzluchse - Ergebnisse der Untersuchung von Kotproben aus dem Harz und dessen Umland	86
Michael Schulte, Vanessa Schulz, Paul Lippitsch, Tomma Lilli Middelhoff, Ole Anders & Hermann Ansorge Alters- und Geschlechtsstruktur des von Harzluchsen erbeuteten Rot- und Rehwildes	97

Ole Anders	
Schäden an Haus- und Nutztieren durch den Luchs im Umfeld des Harzes - Kompensationszahlungen der Länder Niedersachsen und Sachsen-Anhalt	102
Eick von Ruschkowski & Ole Anders	
Der Luchs in Niedersachsen - Akzeptanz in Bevölkerung und Jägerschaft	105
Literatur	110
Autorinnen und Autoren	125
Dank	127

Vorwort

Im Jahr 1999 verkündete die Niedersächsische Landesregierung die Entscheidung, den Eurasischen Luchs im Harz wiederanzusiedeln. Damit wurde eine beinahe dreißigjährige Diskussion um das Für und Wider eines solchen Projektes zum Abschluss gebracht. Erstmals in Deutschland hatte sich damit eine Landesregierung zu einem solchen Schritt entschlossen und dies zu einem Zeitpunkt, zu dem noch kaum jemand über den Wolf in Deutschland redete und auch „Bruno“ der Bär seine Pfade noch nicht durch die Alpen gezogen hatte. Der Luchs galt vielen damals als ein großes und gefährliches Raubtier. Dementsprechend gab es anfangs Vorbehalte und Befürchtungen gegenüber der Luchswiederansiedlung. Es wurde nicht nur ein negativer Einfluss auf die Bestände anderer Wildtiere befürchtet, sondern hier und da auch Besorgnis geäußert, dass die angesiedelten Luchse Menschen attackieren und den Tourismus im Harz gefährden könnten. Angesichts der damals geteilten öffentlichen Meinung kann man daher die Entscheidung der Niedersächsischen Landesregierung durchaus mutig nennen. Gleichberechtigte Partnerin im Luchsprojekt war von Anfang an die Landesjägerschaft Niedersachsen e.V. Der Entschluss der Jägerschaft, Verantwortung für den nicht nur dem Naturschutzrecht, sondern auch dem Jagdrecht unterliegenden Luchs zu übernehmen und diesen mit aktiven Maßnahmen zu fördern, war richtungweisend. Bis heute gestaltet die Landesjägerschaft die Geschichte des Harzer Luchsprojektes mit. Zwischen dem Jahr 2000 und dem Jahr 2006 kamen 24 Luchse im Nationalpark Harz in die Freiheit. Trotz manch negativer Prophezeiung begründeten diese Tiere eine vitale Population, die im Gegensatz zu dem einen oder anderen europäischen Luchsvorkommen weiterhin einen positiven Entwicklungstrend aufweist. Heute hat der Luchs eine solide Akzeptanz unter Jägern und Nichtjägern im und rund um den Harz. Für viele ist er sogar eine Symbolart des Mittelgebirges. Die hohe Medienpräsenz der Harzluchse hat sie zu Werbeträgern der Region gemacht.

Der erfolgreiche Verlauf des Harzer Luchsprojektes ist nur möglich, weil sich nun schon über mehr als zwei Jahrzehnte Akteure aus dem Naturschutz, der Jagd, der Forstwirtschaft, dem Tourismus, der Politik und der Wirtschaft aktiv für dessen Gelingen einsetzen. Mit vereinten Kräften wurde die eine oder andere

schwierige Phase im Projektverlauf erfolgreich gemeistert.

Wirft man einen Blick auf die europäische Ebene, so stellt man jedoch schnell fest, dass es insgesamt nicht gut um die kleinen und voneinander isolierten mitteleuropäischen Luchsvorkommen bestellt ist. Die meisten Populationen sind von Inzucht bedroht. Aktives Handeln ist erforderlich, wenn wir die größte europäische Katzenart erhalten möchten. Viele der langjährigen Erfahrungen aus der Arbeit mit dieser wunderschönen, aber auch wissenschaftlich interessanten Tierart fassen wir in diesem Band der Schriftenreihe des Nationalparks Harz zusammen. Wir hoffen, damit einen kleinen Beitrag zu den laufenden Bemühungen um den Erhalt der Luchse in Europa leisten zu können.

Im Namen der Nationalparkverwaltung Harz

Thomas Glinka
 Fachbereichsleiter Naturschutz, Forschung,
 Dokumentation

Das Harzgebiet und dessen Umland

Katja Schnetz

1. Topographie und Lage

Der Harz ($51^{\circ}43'27.8''\text{N}$, $10^{\circ}43'56.7''\text{E}$) mit einer Fläche von rund 2.200 km² liegt zentral in Deutschland. Er berührt die Bundesländer Sachsen-Anhalt, Niedersachsen und Thüringen und stellt das nördlichste der deutschen Mittelgebirge dar. Rund 10 % (247,32 km²) der Harzfläche sind als Nationalpark ausgewiesen (NATIONALPARK HARZ 2011). Von Nord nach Süd erstreckt sich das Mittelgebirge über eine Breite von etwa 30 km und von West nach Ost über eine Länge von etwa 90 km. Die höchste Erhebung ist mit 1.141 m ü. NHN der Brocken. Randgebiete des Mittelgebirges erreichen Höhen von nur etwa 250 m NHN. Im Norden

und Westen erhebt sich der Harz mit stark geneigten Hängen abrupt aus der Tiefebene. Im Südosten hingegen läuft das Mittelgebirge allmählich in das hügelige Vorland aus (DIERSCHKE & KNOLL 2002). Die Landschaften der oberen Lagen des Harzes sind durch aufragende Felsen, Klippen und Blockhalden geprägt. Als charakteristisch für den Harz gelten zahlreiche, im Laufe der Zeit tief eingeschnittene Bäche und Flusstäler. Durch die Errichtung von Talsperren entstanden mehrere Stauseen. Außerdem befinden sich in den höheren Lagen des Harzes zahlreiche Hochmoore, die wichtige Quellgebiete darstellen (DIERSCHKE & KNOLL 2002).

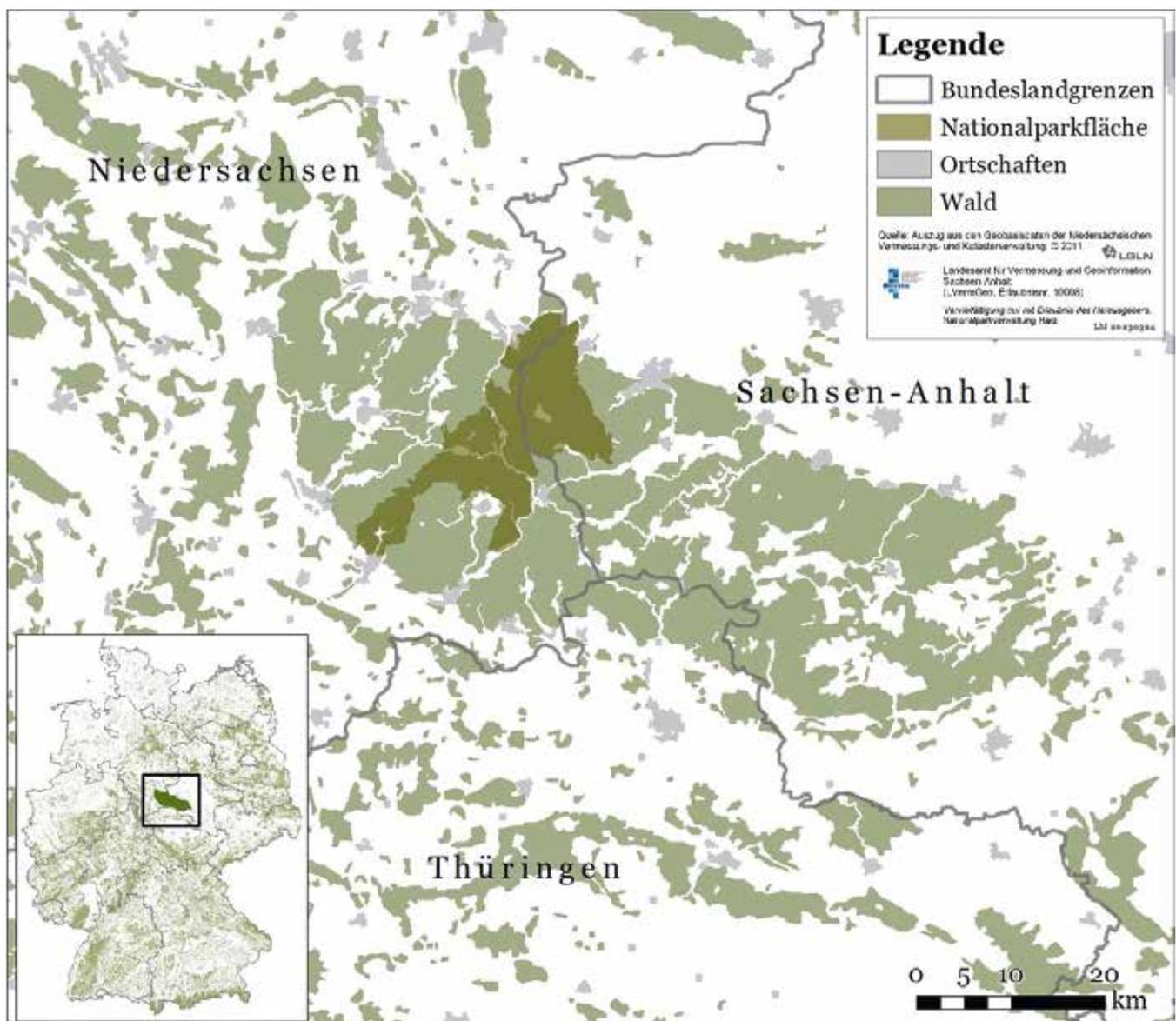


Abb. 1: Die Lage des Harzes in Deutschland und die Waldbedeckung im Mittelgebirge und dessen Umland.

2. Klima

Der Harz zeichnet sich durch ein raues Gebirgsklima mit subatlantischer Prägung in nordwestlichen Harzregionen und subozeanisch-subkontinentalem Klima im Oberharz aus (DIERSCHKE & KNOLL 2002, NATIONALPARK HARZ 2011). Als nordwestlichstes Gebirge Mitteleuropas ist der Harz den überwiegend von Nordwesten nach Südosten wehenden Winden und somit auch ergiebigen Niederschlägen ausgesetzt (DIERSCHKE & KNOLL 2002).

Je nach Region innerhalb des Harzes unterscheidet sich das Klima deutlich, abhängig von Exposition und Höhenlage. So beträgt die mittlere Jahrestemperatur etwa 3,9 °C auf dem Brocken, in tieferen Lagen des Südharzrandes beträgt die mittlere Jahrestemperatur 8,5 °C (Bad Sachsa). Auch die mittleren Jahresniederschlagsmengen variieren je nach Region innerhalb des Harzes zwischen etwa 1.799 l/m² im Hochharz (Brocken) und etwa 583 l/m² am nordöstlichen Harzrand (Blankenburg) (DWD für die Jahre 1991-2020). In den höheren Lagen macht Schneefall einen erheblichen Teil des Niederschlages aus.

Für die Jahre 1962-1990 gibt der Deutsche Wetterdienst die mittlere Jahrestemperatur auf dem Brocken noch mit 2,9 °C an.

3. Vegetation

Etwa 75 % der gesamten Harzregion sind bewaldet. Fichten (*Picea abies*) anthropogener Herkunft waren lange Zeit die weitaus häufigsten Bäume des Harzes. Fichtenwälder machten rund die Hälfte der Gebirgsfläche aus (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN O. J., LANDESFORSTBETRIEB SACHSEN-ANHALT O. J., NATIONALPARK HARZ 2011). Die hier eigentlich heimische Buche (*Fagus sylvatica*) und andere Laubbaumarten finden sich heute eher im östlichen Teil des Harzes sowie an dessen südlichem und nördlichem Rand. Seit den späten 2010er Jahren leisteten sehr warme und niederschlagsarme Sommer Massenvermehrungen des Borkenkäfers Vorschub und führten so zum großflächigen Absterben von Fichtenwäldern.

Das unmittelbare Harzumland ist durch einen Wechsel von Agrar- zu Waldlandschaften geprägt. In dem westlichen und südlichen Umland beträgt der Waldanteil etwa 25 %, im nördlichen und östlichen Umland begünstigen reiche Böden (Magdeburger Börde, Hildesheimer Börde) eine ertragreiche Landwirtschaft, weshalb der Waldanteil in diesen Regionen sehr gering ist.

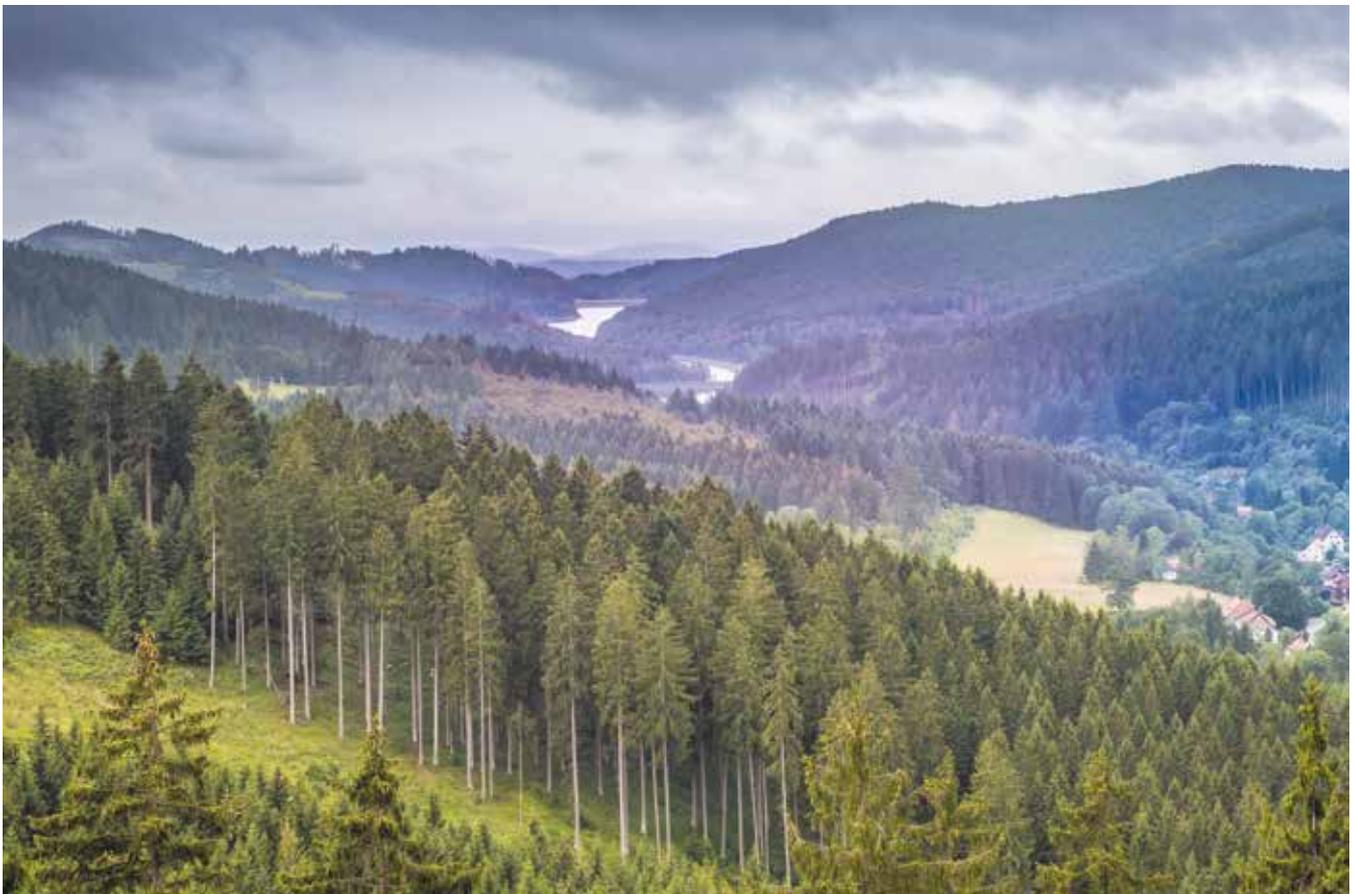


Abb. 2: Anthropogene Fichtenwälder verdrängten die eigentlich hier heimische Buche für mehrere Jahrhunderte aus weiten Teilen des Harzes (Foto: Ole Anders).



Abb. 3: Das Vorland des Mittelgebirges zeichnet sich durch einen Wechsel von Agrar- und Waldflächen aus. Während in den Bördegebieten des nördlichen und östlichen Harzvorlandes Wald selten ist, beträgt der Waldanteil südlich und westlich des Mittelgebirges bis zu 25 % (Foto: Ole Anders).

Das Landschaftsbild des Harzes wurde deutlich durch seine bereits sehr frühe bergbauliche Nutzung geprägt. Sowohl oxidische Eisenerze als auch sulfidische Buntmetallerze spielten eine wichtige wirtschaftliche Rolle und so betrachtete man den Harz als eines der ersten geschlossenen mitteleuropäischen Industriegebiete (LIESSMANN 2010, DIERSCHKE & KNOLL 2002). Übernutzung und Rodungen der Wälder v.a. für die Köhlerei und zum Bau der Stollen oder zwecks Brennholznutzung waren die Folge. Wiederaufforstungen fanden zumeist mit Fichten statt und führten zur weitgehenden Verdrängung der eigentlich (mit Ausnahme der Hochlagen) nahezu flächendeckend verbreiteten Buche (DIERSCHKE & KNOLL 2002, LEINBÖCK 1834).

4. Das Vorkommen der Huftierarten

Die am häufigsten vorkommende Huftierart, v.a. in den oberen Lagen des Harzes, ist das Rotwild (*Cervus elaphus*). Neben Rotwild ist aber auch Schwarzwild (*Sus scrofa*), Rehwild (*Capreolus capreolus*) und gebietsweise eingebürgertes Muffelwild (*Ovis gmelini musimon*) in den Harzer Wäldern zu finden. Im Harzer Umland bis hin zur Weser im Westen sind die Bestände von Rehwild und Schwarzwild deutlich höher. Das Rotwild kommt hier nur in vergleichsweise kleinen Verbreitungsgebieten vor (z.B. Kaufunger Wald, Solling, Hils).

5. Bevölkerungsdichte und Tourismus

Die Bevölkerungsdichte innerhalb des Harzes ist mit etwa 100 Einwohnern/km² deutlich geringer als im unmittelbaren Umland (STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT 2019, DRIEFERT 2011). In einigen Regionen des Harzes liegt die Einwohnerzahl sogar bei unter 100 Personen/km² (DRIEFERT 2011).

Eine wichtige wirtschaftliche Rolle im Harz spielt der Tourismus. Im Juni des Jahres 2019 wurden etwa 3,7 Millionen Übernachtungsgäste im Harz gezählt. Die Region ist sowohl bei Winter- als auch bei Sommertouristen beliebt (LANDESAMT FÜR STATISTIK NIEDERSACHSEN 2019).

Der Luchs im Harz

Ein kurzer Blick in die Geschichte

Ole Anders

In seinem Buch „Die Tierwelt des Harzes“ bezeichnet SKIBA (1983) das Vorkommen des Luchses im nördlichsten deutschen Mittelgebirge als erloschen und weist darauf hin, dass die Tierart im Sachsen Spiegel von 1235 für den Harz nicht genannt werde. Im Mittelalter und bis in das 17. Jahrhundert hinein sei der Luchs der Einschätzung des Autors zufolge daher nur gelegentlich im Harz vorgekommen. LÖNS (1906)

kommt im Gegensatz dazu zu dem Schluss, dass der Luchs im Jahr 1670 im Wernigeröder Harz noch öfter vorkam. Das letzte Exemplar wurde im Jahr 1649 von dem Förster Adam Egel auf der „Herrn Thalls Wiese“ bei Clausthal erlegt (v. VELTHEIM 1818). BUTZECK et al. (1988) beschreiben einen mittelalterlichen Backstein aus dem Jahre 1104, der von einer Brennstelle im Selketal stammen soll. Darauf sei demnach ein Tritt-

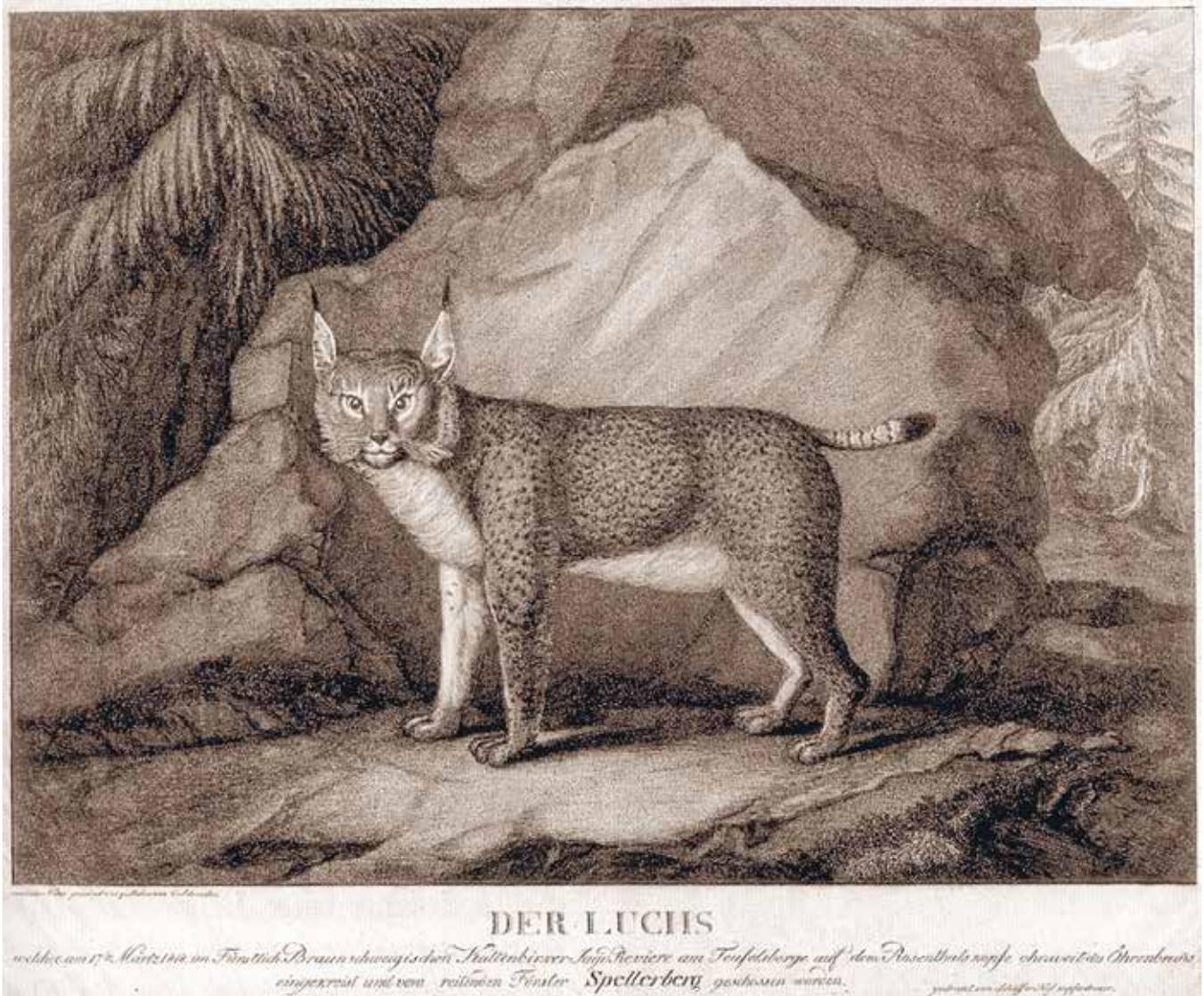


Abb. 1: Druck nach einem Kupferstich des 1818 bei Lautenthal erlegten Luchses. Historische Quelle; das Original befindet sich im Städtischen Museum Seesen. Der Erlegungsort wurde mehr als 70 Jahre später mit einem Gedenkstein versehen, welchen man in den 1970er Jahren schließlich an den nahen Forstweg versetzte, wo man ihn auch heute noch nach kurzer Wanderung vom Sternplatz an der Landesstraße 516 aus besichtigen kann.



Abb. 2: Der Luchsstein nahe des Sternplatzes bei Lautenthal im Harz (Foto: Ole Anders).

siegel eines Luchses zu sehen, der offenbar über die zum Lufttrocknen ausgelegten Nassziegel lief. SCHULZE-LUTTER (1997) stellt in diesem Kontext fest, dass im Harz nur wenige topografische Bezeichnungen mit dem Präfix Luchs zu verzeichnen sind und nennt als Beispiele das Luchsloch nordöstlich des Brockens, die Luchsklippe südwestlich von Wildemann, den Luchsschacht bei Oker und den Luchsweg nördlich von Torfhaus.

Nach offenbar längerer Zeit der Abwesenheit der Tierart tauchten erst 1817 und 1818 wieder zwei vermutlich zugewanderte männliche Luchse im Harz auf, die nach aufwändigen Jagden erlegt wurden (SKIBA 1983). Auch BUTZECK et al. (1988) vertreten die Ansicht, dass es sich bei diesen Tieren nicht um autochthone Harzer Luchse gehandelt hat. LÖNS (1906) nennt eine weitere, allerdings erfolglose, Luchsjagd, die im Jahr 1830 stattgefunden haben soll.

HAGEN (1817) liefert einen detaillierten Bericht über die Luchsjagd am Brocken, die im März 1817 mit der Erlegung eines männlichen Luchses an der Sonnenklippe nahe des heutigen Gasthauses Plessenburg endete. Das Tier war vermutlich bereits seit dem Jahr 1814 wiederholt gespürt worden und der Autor berichtet von mehreren Rissfunden. Er beschreibt den Luchs sehr genau: Demnach handelte es sich um ein schwach geflecktes Exemplar mit einem Gewicht von 53 Pfund. Ein Präparat des Tieres steht heute im Harzmuseum Wernigerode.

V. VELTHEIM (1818) beschreibt die Luchsjagd von 1818 ausführlich. An dieser nahmen ab dem 22. Februar knapp 200 Treiber und Schützen teil. Der ebenfalls

männliche Luchs wurde am 17. März nahe Lautenthal im Westharz erlegt. Um den Schützen auszuzeichnen, überreichte man diesem ein doppelläufiges Gewehr und einen Pokal. Der Balg des Luchses ist heute Teil eines Dioramas im Naturhistorischen Museum Braunschweig.

Luchsjagden wurden im ersten Quartal des 19. Jahrhunderts offenbar mit erheblichem Aufwand betrieben. BUTZECK et al. (1988) sehen in diesen, neben Lebensraumwandlungen (Rodungen), die Hauptursache für das Verschwinden der Art auf dem Gebiet der ehemaligen DDR. Mitte des 20. Jahrhunderts war der historische Tiefstand der Verbreitung der Tierart in Mitteleuropa erreicht (CHAPRON et al. 2014). Erst danach änderte sich mit den sozioökonomischen Bedingungen und den Wertvorstellungen der menschlichen Gesellschaften gegenüber der Natur und der Biodiversität auch allmählich die Einstellung gegenüber dem großen Beutegreifer (BOITANI & LINNELL 2015). Erstmals 1938 (BUTZECK et al. 1988), vermehrt aber ab den 1970er Jahren, fanden Wiederansiedlungsversuche in mehreren europäischen Staaten statt (LINNELL et al. 2009).

STAHL (1972) sieht in einem für die Universität Göttingen verfassten Gutachten zur Machbarkeit einer Wiederansiedlung des Luchses im Westen des damals noch durch die innerdeutsche Grenze geteilten Harzes alle Lebensraumsprüche der Tierart als erfüllt an. Er verweist auf ein reichliches Nahrungsangebot und erwartet keine nennenswerten Schäden für Nutztierhalter und auch keine negativen Auswirkungen auf andere geschützte Arten, wie die Europäische Wildkatze (*Felis silvestris*).

Derselbe Autor berichtet allerdings einige Jahre später während eines Symposiums im bayerischen Spiegelau, dass das Luchsprojekt im Harz aufgrund von Bedenken im Hinblick auf die Tollwutgefahr, mögliche negative Auswirkungen auf den Fremdenverkehr und letztlich zugunsten eines Auerwild-Wiederansiedlungsprojektes zurückgestellt worden sei (STAHL 1978). Im Rahmen einer studentischen Abschlussarbeit setzt sich REULECKE (1979) kritisch mit einem möglichen Luchsprojekt im Harz auseinander, sieht aber überwiegend Gründe, die dafür sprechen.

Mit der Planung des Nationalparks Harz (NI) wurde das Thema einer Luchswiederansiedlung erneut aufgegriffen, zumal nun, nach Wegfall der innerdeutschen Grenze, der gesamte Harz als Lebensraum in Betracht gezogen werden konnte. Ende 1994 wurde die im selben Jahr eingerichtete Nationalparkverwaltung vom Niedersächsischen Umweltministerium



Abb. 3: Nahe des ehemaligen Auswilderungsgeheges bei Torfhaus im Nationalpark Harz wurde im Jahr 2018 ein Denkmal zur Erinnerung an die erfolgreiche Wiederansiedlung errichtet. Von l.n.r.: Dietrich Steinhausen (Stifter), Andreas Pusch (Leiter des Nationalparks Harz bis April 2021), Anna Barth (Künstlerin), Wolf-Eberhard Barth (Leiter des Nationalparks Harz (NI) zum Zeitpunkt der Auswilderungen) (Foto: Ole Anders).

zu einer fachlichen Stellungnahme zur Frage der Luchswiederansiedlung aufgefordert (NATIONALPARK HARZ 1997).

Im Jahr 1999 erfolgte der politische Entschluss zur Wiederansiedlung des Luchses im Harz (NI) als gemeinsames Projekt des Landes Niedersachsen, vertreten durch die Ministerien für Landwirtschaft

und Umwelt und der Landesjägerschaft Niedersachsen e.V. (BARTH & POHLMAYER 2000). Verantwortlich für die praktische Durchführung des Vorhabens war die Nationalparkverwaltung. Bis heute ist der 2006 aus den Nationalparks Harz (NI) und Hochharz (ST) fusionierte und seither länderübergreifende Nationalpark Harz für das Monitoring der Tierart in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt zuständig.

Die Auswilderung des Luchses im Harz

Ole Anders & Meike Hullen

1. Der Verlauf der Auswilderung

Im Gegensatz zu den meisten bis dahin durchgeführten Luchs-Wiederansiedlungsprojekten wurden im Harz ausschließlich Gehegenachzuchten aus europäischen Wildparks und Zoos eingesetzt. Die Tiere wurden aus den Herkunftsgehegen in den Nationalpark Harz transportiert und dort zunächst in einem rund vier Hektar großen sogenannten Auswilderungsgehege gehalten (Abb. 1). Dieses war in einem sehr abgelegenen Waldbereich bei Torfhaus in den Hochlagen des Nationalparks Harz errichtet worden. Es bestand aus fünf jeweils etwa 100 Quadratmeter großen Separierungsgehegen sowie einem reich strukturierten, rund vier Hektar großen Außengehege. Die Gehegeteile ließen sich durch Schieber miteinander verbinden. Die Wasserversorgung der Tiere wurde durch einen Bach gewährleistet, der das Außengehege durchfloss. Der

Zaun bestand aus einem etwa vier Meter hohen Knotengeflecht, das zusätzlich mit stromführenden Litzen gesichert war (Abb. 2).

Nach dem Transport in den Harz (Abb. 3) und einem meist etwa einwöchigen Aufenthalt in den Separierungsgehegen (Abb. 4) konnten die Luchse in das Außengehege umziehen. Die Kontakte mit Menschen wurden in der Eingewöhnungsphase auf ein Minimum (z.B. Fütterung) reduziert. Die Fütterung erfolgte zu meist mit vollständigen Rehkadavern oder Teilen von Rothirschen. Die Luchse wurden nur dann ausgewildert, wenn sie eine deutliche Fluchtdistanz gegenüber sich annähernden Menschen zeigten. Die Verweildauer der einzelnen Luchse im Auswilderungsgehege betrug bis zu 88 Tage (Tab. 1).

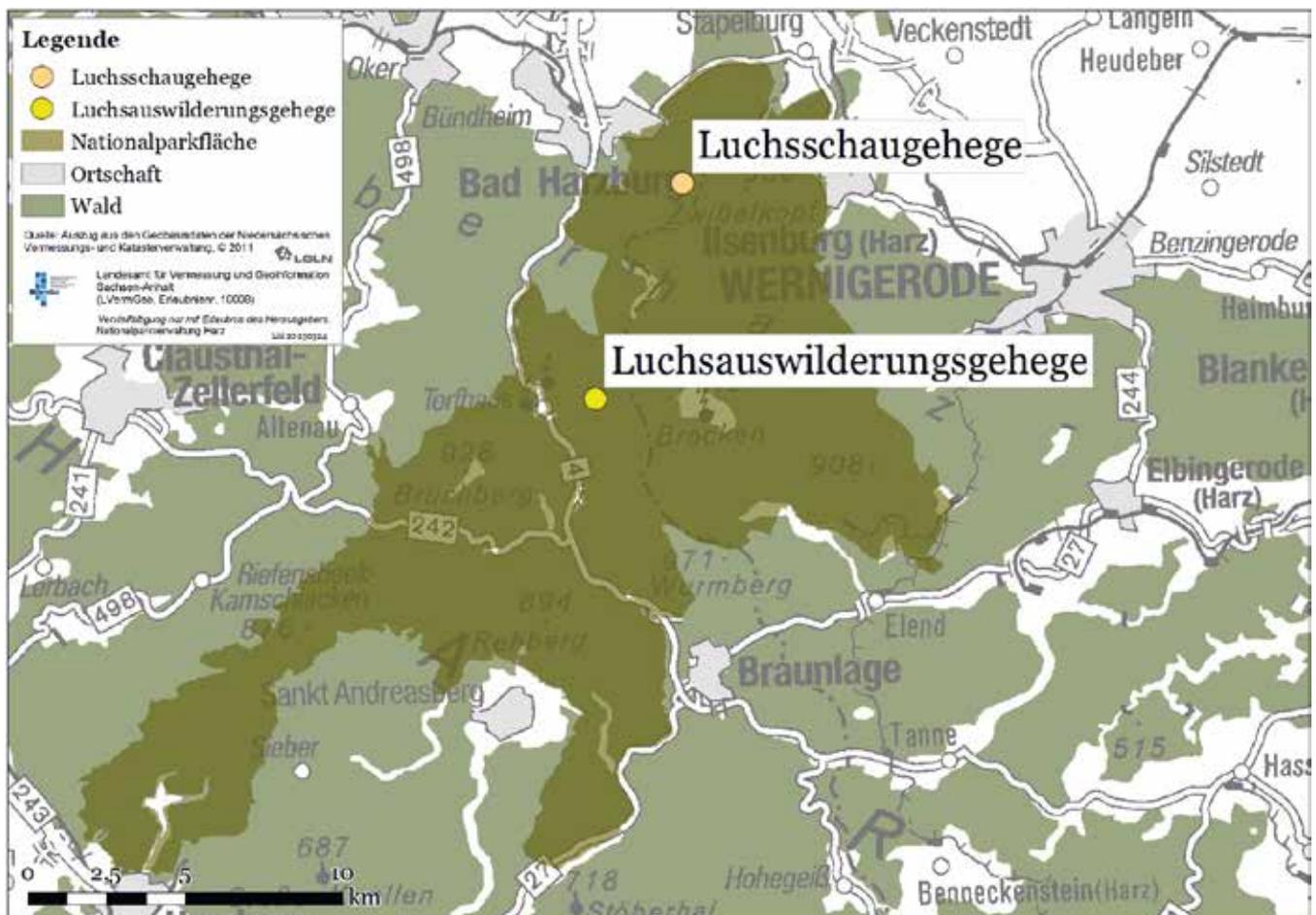


Abb. 1: Lage des Auswilderungsgeheges und des Schaugeheges im Nationalpark Harz.



Abb. 2: Der Zaun des Auswilderungsgeheges während der Bauphase. Die Gehegefläche wurde bewusst so gewählt, dass kein Weg unmittelbar daran vorbeiführte. Die Kontakte der Luchse mit Menschen wurden so auf ein Minimum reduziert. Der Bau der Anlage und auch die Versorgung der Tiere gestalteten sich dadurch aber aufwändiger (Foto: Ole Anders).



Abb. 3: Ein Luchs wird aus der Transportkiste in das Separierungsgehege entlassen (Foto: Ole Anders).



Abb. 4: Ein Luchs im 100 m² großen Separierungsgehege (Foto: Ole Anders).

Durch eine der drei Türen im Außenzaun gelangten die Tiere schließlich in die Freiheit. Der Betrieb des Auswilderungsgeheges und sämtliche Auswilderungen fanden in der schneefreien Jahreszeit statt.

Zeitgleich mit der Einrichtung des Auswilderungsgeheges wurde im Nationalpark Harz, bei Bad Harzburg, ein Luchs-Schaugehege eingerichtet, welches vorwiegend der Öffentlichkeitsarbeit diente und nicht mit Tieren besetzt wurde, die für die Auswilderung vorgesehen waren. Während das Auswilderungsgehege, nachdem es seinen Zweck erfüllt hatte, komplett zurückgebaut wurde, existiert das Schaugehege bis heute. Ein für Besucher nicht zugänglicher Teil der Anlage dient seit dem Jahr 2000 dazu, temporär kranke, verletzte oder verwaiste Tiere unterzubringen, die im Freiland eingefangen werden mussten.

2. Die ausgewilderten Luchse

Zwischen den Jahren 2000 und 2006 wurden im Rahmen der Auswilderung insgesamt 24 Luchse (9 m, 15 w) in die Freiheit entlassen. 12 der Tiere (5 m, 7 w) waren zum Zeitpunkt der Auswilderung ein Jahr alt. 6 Luchse (3 m, 3 w) hatten ein Alter von 2 Jahren, 3 Tiere (1 m, 2 w) waren 3 Jahre alt und zwei Luchsin-

nen hatten höhere Alter von 4 Jahren bzw. 11 Jahren (ANDERS 2016). Detaillierte Daten zu den ausgewilderten Tieren sind der Tab. 1 zu entnehmen.

3. Auswilderungserfolg und Reproduktion

Erstmals konnte im Jahr 2002 in der Nähe der Stadt Altenau eine erfolgreiche Reproduktion des Luchses im Harz dokumentiert werden. Danach gab es in jedem Folgejahr im Harz gesicherte Nachweise oder zumindest Hinweise auf wildgeborene Jungtiere. Bei drei der ausgewilderten Weibchen konnte eine Reproduktion in Freiheit nachgewiesen werden (Fotobelege, pathologischer Befund). Eines dieser Weibchen brachte nachweisbar mehrfach Junge zur Welt. Bei elf weiteren Weibchen der Gründergeneration war die Reproduktion in Freiheit zumindest möglich. Bei den Männchen kamen sechs Individuen für eine Fortpflanzung infrage.

Letztmals ging 2008 ein Hinweis auf einen ausgewilderten, ohrmarkierten Luchs ein. Zehn ausgewilderte Tiere verendeten nachweisbar oder mussten wieder eingefangen werden (siehe Tab. 1 und 2). Von diesen Tieren hatten drei Weibchen die längsten Aufenthalte

Tab. 1: Daten der im Nationalpark Harz ausgewilderten Luchse. Bei ohrmarkierten Tieren ist neben dem Geschlecht (m/w), dem Auswilderungsjahr und dem Kürzel des Herkunftsgeheges (BW = Bayerischer Wald, LH = Lüneburger Heide, HA = Hanau, SN = Skansen, SD = Skanes Diurpark, SB = Schwarze Berge, OS = Osnabrück, RO = Rostock, ES = Edersee, NH = Neuhaus, BB = Bernburg) auch die Farbe der Marke Teil der Kennung (ID).

Herkunft	ID des Luchses	Übernahme	Geschlecht	Auswilderung	Alter bei Auswilderung	Tage im Auswilderungsgehege	Verendet	Eingefangen	Todesursache bzw. Einfanggrund	Vollständige Monate in Freiheit	Reproduktion
Bayerischer Wald (BY)	M00BW	20.07.2000	m	22.08.2000	2	34					möglich
Niendorf (NI)	M00LH	09.08.2000	m	10.10.2000	2	63					möglich
Hanau (HE)	W00HA	18.08.2000	w	27.09.2000	4	41	13.04.2004		Verkehr	42	möglich
Skansen, Stockholm, Schweden	W01SN-1	30.03.2001	w	18.06.2001	2	88	08.01.2003	08.01.2003	krank	18	möglich
Skansen, Stockholm, Schweden	W01SN-2	30.03.2001	w	18.06.2001	2	88	14.02.2005		krank	43	möglich
Skansen, Stockholm, Schweden	M01SN-1	30.03.2001	m	18.06.2001	2	81					möglich
Skanes Djurpark, Schweden	W01SD-1	30.03.2001	w	18.06.2001	2	81					möglich
Schwarze Berge (HH)	W01SB-1	06.07.2001	w	14.08.2001	11	40					möglich
Schwarze Berge (HH)	W01SB-2	06.07.2001	w	14.08.2001	3	40					möglich
Niendorf (NI)	W01LH	06.07.2001	w	14.08.2001	1	40	27.06.2003	25.06.2003	krank	21	möglich
Osnabrück (NI)	M01OS	09.07.2001	m	14.08.2001	1	37					möglich
Bayerischer Wald (BY)	W01BW	11.07.2001	w	14.08.2001	1	35					möglich
Rostock (MV)	M03RO-orange	28.04.2003	m	10.06.2003	1	44	03.08.2003	03.08.2003	Beinbruch	1	nein
Rostock (MV)	M03RO-blau	28.04.2003	m	10.06.2003	1	44	07.04.2004		krank	9	nein
Edersee (HE)	M03ES-weiß	16.06.2003	m	11.08.2003	1	57					möglich
Edersee (HE)	M03ES-gelb	16.06.2003	m	11.08.2003	1	57		02.10.2003	geringe Scheu	1	nein
Osnabrück (NI)	W03OS-blau	03.07.2003	w	11.08.2003	1	40		21.11.2007	krank	50	ja
Fürstenwalde (BB)	W04FW	01.04.2004	w	21.04.2004	5	-					möglich
Bayerischer Wald (BY)	W04BW-rot	23.04.2004	w	03.06.2004	3	42		11.11.2004	geringe Scheu	4	nein
Bayerischer Wald (BY)	Mo4BW-gelb	23.04.2004	m	03.06.2004	3	42					möglich
Neuhaus (NI)	Wo5NH-gelb	10.05.2005	w	11.05.2005	1	1					ja
Bernburg (ST)	W05BB-orange	11.05.2005	w	27.06.2005	1	24					möglich
Neuhaus (NI)	W06NH-weiß	18.05.2006	w	20.06.2006	1	34					möglich
Neuhaus (NI)	W06NH-rot	07.09.2006	w	18.10.2006	1	42	03.11.2008		Verkehr	24	ja

in der Freiheit. Eines der Tiere wurde nach 51 Monaten aufgrund einer Räudeinfektion (*Sarcoptes spec.*) eingefangen, gesund gepflegt und an einen Tierpark abgegeben. Ein anderes Weibchen verendete 44 Monate nach der Auswilderung aufgrund der Kollision mit einem Zug. Das dritte Tier starb nach 43 Monaten. An dem Weibchen wurde u.a. eine Räudeinfektion festgestellt. Das Uterusgewebe der Luchsin wies Residuen einer ehemaligen Trächtigkeit auf. Die Aufenthaltsdauer im Freiland lag bei den übrigen abgängigen Individuen zwischen 1 und 22 Monaten. Für 14 ausgewilderte Individuen liegen keine Informationen zur Lebensdauer vor.

Bei den ausgewilderten Luchsen waren Krankheiten die am häufigsten festgestellte Verlustursache. In allen Krankheitsfällen konnte ein Befall mit Räudemilben diagnostiziert werden. Zumeist ließen sich an diesen Individuen auch andere Beeinträchtigungen nachweisen (z.B. hochgradiger Befall mit Spul- oder Bandwürmern, Kachexie). Während eine Luchsin von einem Kraftfahrzeug überfahren wurde, musste ein Männchen euthanasiert werden, nachdem es mit einem komplizierten Beinbruch eingefangen worden war. Die geringe Scheu vor Menschen führte zum Wiedereinfang zweier Luchse.

4. Schlussbetrachtung

Bis zum Start der Wiederansiedlungsmaßnahme im Harz lagen nur wenige Erfahrungen mit der Auswilderung von Gehegeluchsen vor. Ein entsprechendes Projekt hatte bis dahin nur im Kampinoski-Nationalpark in Polen stattgefunden (Boer et al. 1994, 1995, 2000, 2005).

Besonders zu betrachten ist dabei die relative Vertrautheit von Gehegeluchsen gegenüber dem Menschen, die in den Anfangsjahren der Maßnahme häufiger zu Nahkontakten zwischen Mensch und Luchs und in der Folge zum Wiedereinfang von zwei Individuen führte. Auch wenn in keinem Fall ein aggressives Verhalten der Luchse festzustellen war, bedeuteten diese Ereignisse einen nicht unerheblichen Mehraufwand bei der Öffentlichkeitsarbeit und der Betreuung des Projektes. Demgegenüber stehen allerdings die sehr einfache Logistik und die vergleichsweise geringen Kosten bei der Beschaffung von Gehegenachzuchten. Anders als noch im Jahr 2000 sind mittlerweile zwei europäische Zuchtbücher für den Eurasischen Luchs vorhanden und können für die genetische Auswahl von Tieren für eine Wiederansiedlung herangezogen werden (Versteeg 2003).

Die Auswilderung von Gehegeluchsen mit unklarem genetischem Hintergrund, die nicht erfolgte Besenderung der Tiere und die damals als weitgehend isoliert betrachtete Lage des Harzes als Projektgebiet wurden in den Anfangsjahren von mehreren Autoren kritisiert und waren immer wieder Gegenstand von Diskussionen (Wotschikowsky et al. 2001, Schadt et al. 2002a, b, c, Barth 2002, Kramer-Schadt et al. 2005, Wotschikowsky 2007).

Dennoch hat das Projekt im Harz gezeigt, dass Luchse, die in Gehegen geboren wurden, im Freiland eine gute Überlebenswahrscheinlichkeit haben und offenbar in der Lage sind, eine vitale Population aufzubauen. Sofern Luchse kontrollierter genetischer Herkunft zur Verfügung stehen und die Tiere mit nur geringem Kontakt zu Menschen aufgezogen werden können, halten die Autoren den Einsatz von Gehegetieren im Rahmen von zukünftigen Wiederansiedlungsprojekten für erfolgversprechend. Insbesondere, wenn geeignete Wildfänge nicht oder nur in begrenztem Umfang zur Verfügung stehen. Um die genetische Diversität wiederangesiedelter Populationen zu erhöhen, wäre es auch denkbar, hierfür Luchse verschiedener Herkünfte (Gehege und Freiland) zu kombinieren.

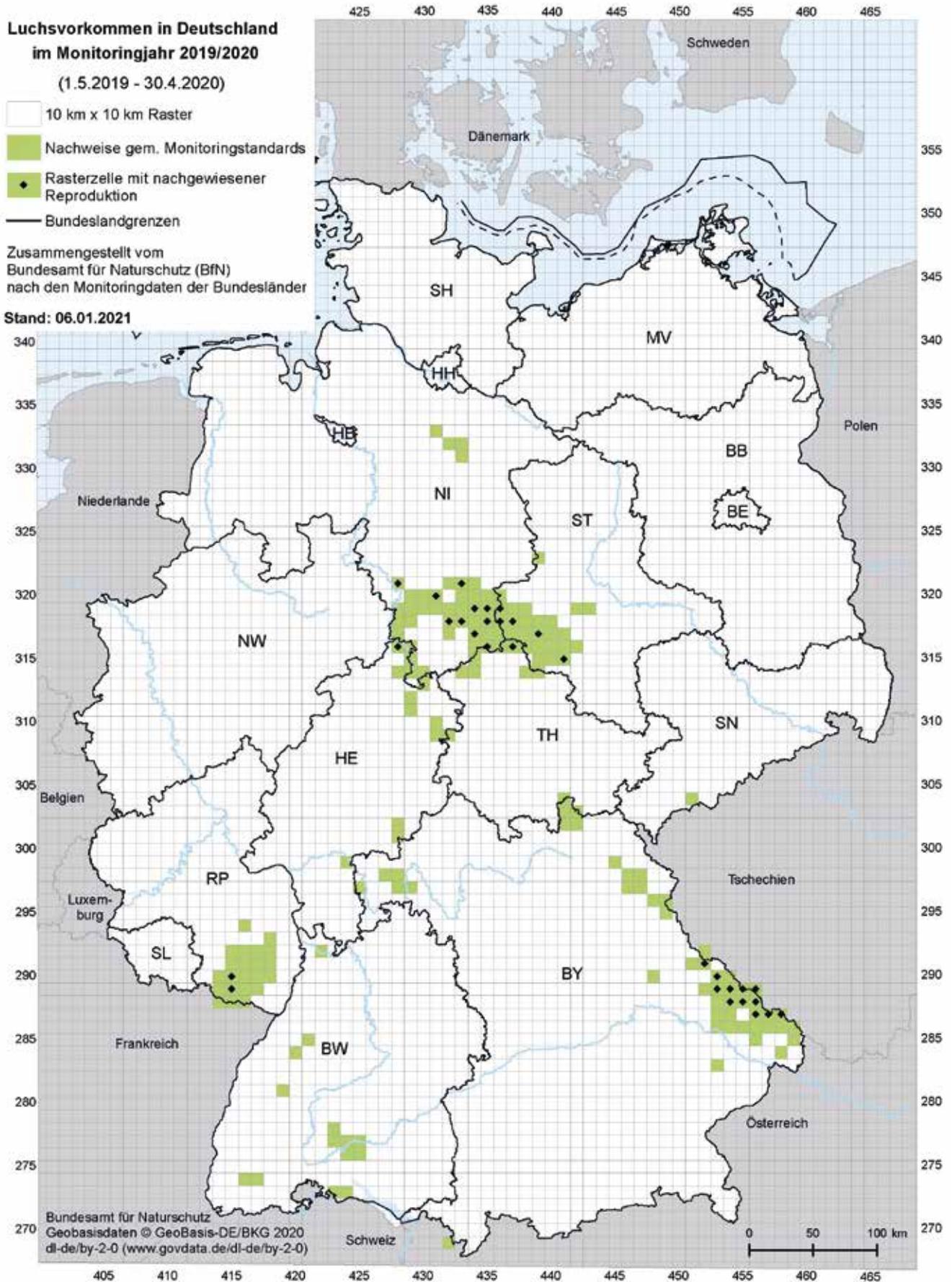


Abb. 1: Beispiel für die jährlich nach den Monitoringdaten der Bundesländer erstellte Karte des Vorkommensgebietes des Luchses in Deutschland. Hier das Vorkommen im Monitoringjahr 2019/2020 (BfN 2020). C1: Genetische Nachweise, eindeutige Luchsfotos, Totfunde, Telemetriedaten, C2: von sogenannten „erfahrenen Personen“ überprüfte Hinweise (Luchstrittsiegel, Risse), C3: unüberprüfte Hinweise und Sichtungen ohne Fotobeleg, Kot, Luchsrufe.

3. Winterliches Abfährten

In den Jahren 2001 bis 2005 war das harzweite, gleichzeitige Abfährten nach dem Luchs im Winter als Erfolgskontrolle des Luchswiederansiedlungs-Projektes vorgesehen.

Es sollte so ein Überblick über die aktuellen Aktivitätsräume des Luchses im Harz gewonnen und eine Bestandsschätzung durchgeführt werden. Außerdem sollten Hinweise auf führende Weibchen ermittelt und die Anzahl der Jungtiere eingeschätzt werden. Von den Harz-Forstämtern der Länder Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen wurden in Abstimmung mit der Nationalparkverwaltung Fährtenlinien ausgesucht, die auf Forstwegen, Rückwegen oder Loipen lagen. Die Fährtenlinien standen untereinander im Zusammenhang, um möglichst auszuschließen, dass ein Luchs über längere Strecken durch den Harz wechseln konnte, ohne eine der Linien zu überqueren. Die Länge der einzelnen Fährtenlinien war so gewählt, dass diese innerhalb eines Vormittages kontrolliert werden konnten.

Voraussetzungen für die erfolgreiche Durchführung einer Abfähraktion waren Neuschnee und eine geschlossene Schneedecke auf dem größten Teil der Harzfläche. War dies der Fall, erfolgte ausgehend von der koordinierenden Stelle im Nationalpark Harz der Rundruf an die Harzforstämter. Möglichst im Laufe des Vormittages des festgesetzten Tages wurden daraufhin die Fährtenlinien kontrolliert, so dass der Nachmittag für die Überprüfung und nähere Untersuchung einzelner Nachweise zur Verfügung stand. Das winterliche Abfährten fand in den Jahren 2001, 2002, 2003 und 2005 statt. Im Jahr 2004 war die



Abb. 2: Das Trittsiegel eines Luchses im Schnee (Foto: Ole Anders).

Durchführung der Maßnahme aufgrund ungünstiger Wetterlagen nicht möglich.

4. Fotofallenmonitoring, opportunistisch

Seit 2001 standen für das Luchs-Monitoring einige selbstkonstruierte, analoge, automatische Kameras, sog. Fotofallen, zur Verfügung. Die Geräte kamen vorwiegend an Luchs-Beuteresten zum Einsatz, um die zurückkehrende große Katze als Verursacher des Risses zu verifizieren. Gelegentlich wurden aber auch Wildwechsel damit überwacht, um die Präsenz oder Absenz des Luchses nachzuweisen. Mit den Kameras gelangen darüber hinaus Reproduktionsnachweise. Die so entstandenen Luchsfotos erwiesen sich als sehr nützlich für die Öffentlichkeitsarbeit des Luchsprojektes Harz.

5. Fotofallenmonitoring, systematisch

Die Individualisierung von Luchsen anhand der Fleckenzeichnung und der Einsatz von Fotofallen, um entsprechend auswertbare Bilder zu generieren, fanden ab dem Jahr 2012 statt. 2014 startete auf großer Fläche innerhalb des Harzes die erste systematische Studie, um Daten zur Abundanz und zur Dichte der Harzer Luchspopulation zu ermitteln (ANDERS & MIDDELHOFF 2016a, b).

6. Ohrmarkierungen

Seit 2003 erhielten alle für die Auswilderung vorgesehenen Luchse eine farbige, runde und beidseitig gleichermaßen sichtbare Ohrmarke aus weichem Kunststoff. Nach dem Abschluss der Auswilderungen wurden gelegentlich im Freiland gefangene Tiere mit den Marken gekennzeichnet, u.a. dann, wenn diese aufgrund eines zu geringen Körpergewichts nicht mit einem Halsbandsender ausgestattet werden konnten. Das Gewicht der Marke beträgt bei einem Durchmesser von drei Zentimetern nur drei Gramm. Während eines ersten Versuches mit dieser Form der Kennzeichnung an einem im Oktober 2002 kurzzeitig wieder eingefangenen Tier zeigte sich, dass die Ohrmarke offenbar dauerhaft haltbar war und nicht herausgekratzt wurde. Diese zuerst markierte Luchsin wurde im April 2004 nach einer Kollision mit einem Zug tot aufgefunden und trug zu dem Zeitpunkt nach wie vor die Marke. Zwei länger im Gehege gehaltene Luchse dagegen verloren die Ohrmarke nach einiger Zeit. Denkbar ist, dass sie damit am Drahtzaun hängen blieben oder sich den Fremdkörper gegenseitig herausbissen. Allerdings erwies sich in beiden Fällen das Kunststoffmaterial als flexibel genug, um durch das in den Ohrknorpel gestanzte Loch gezogen zu



Abb. 3: Fotofallenbild eines Luchses an dem Riss eines Rotwildkalbes.

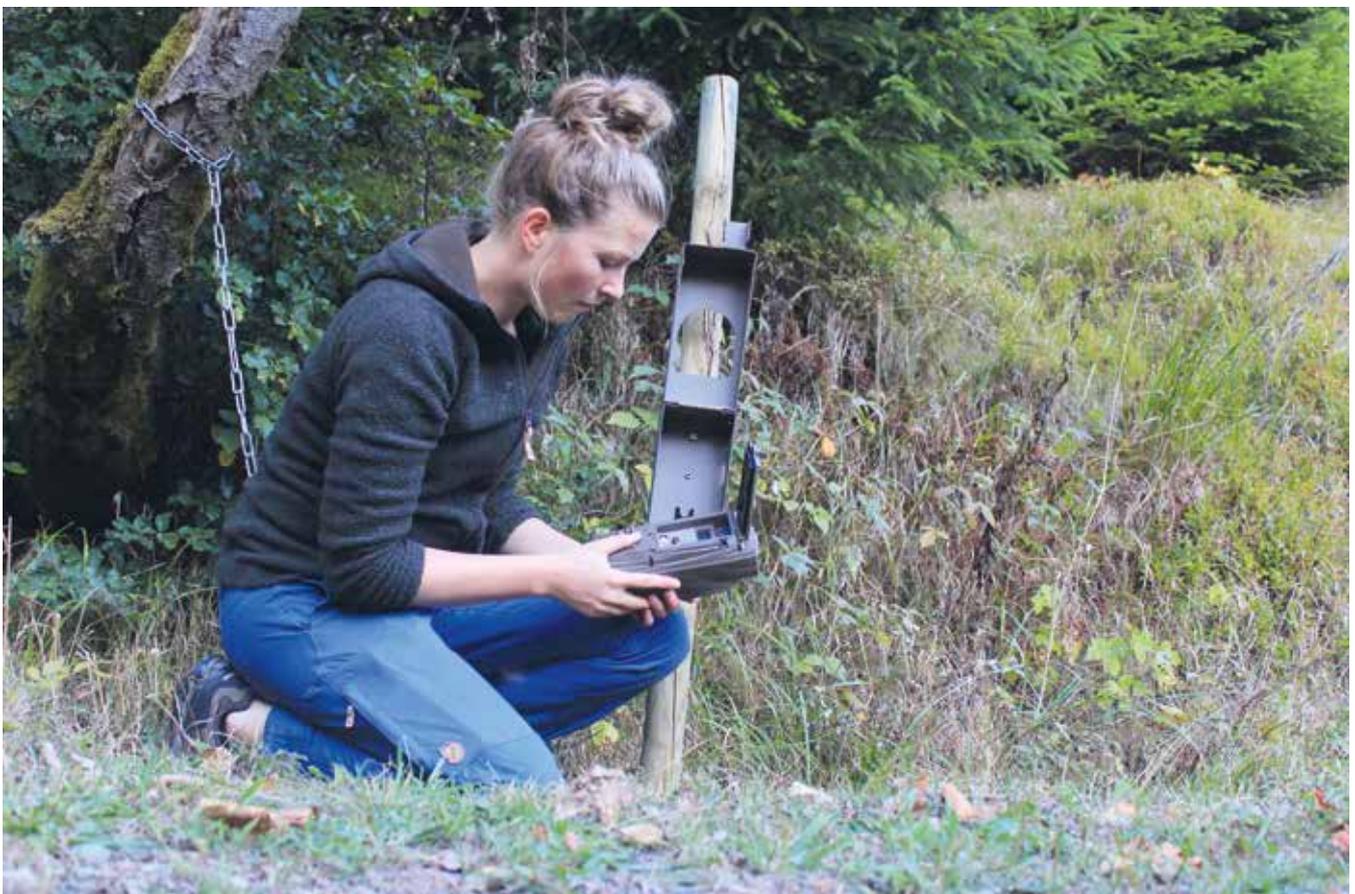


Abb. 4: Die Kontrolle eines Fotofallenstandortes (Foto: Tomma Lilli Middelhoff, Selbstauslöser).



Abb. 5: Ein immobilisierter, ohrmarkierter weiblicher Luchs (Foto: Ole Anders).

werden, ohne größere oder bleibende Verletzungen zu verursachen. Weibchen erhalten die Kennzeichnung im rechten Ohr, Männchen im linken Ohr (jeweils aus der Sicht des Tieres). Innerhalb der Geschlechtergruppen wird jede Farbe nur einmal verwendet. Dieses einfache System ermöglicht es, dass auch durch zufällige Beobachter weiter geleitete Informationen zur Identifizierung einzelner Luchse ausreichen können.

7. Telemetrie

Die telemetrische Überwachung einzelner Luchse erfolgte ab dem Jahr 2008 mit GPS/GSM-Halsbändern der Firmen Vectronic Aerospace, Berlin und Lotek, Kanada. Zwischen 2008 und 2009 kamen an zwei Luchsen (1 m, 1 w) auch VHF-Sender der Firma Wagener, Köln zum Einsatz. Telemetriedaten dienen in der Regel der Beantwortung komplexer wissenschaftlicher Fragestellungen. Verortungen territorialer Luchse fließen darüber hinaus aber auch in das Monitoring ein und besetzen als C1-Nachweise Zellen des EU-Referenzrasters. Telemetrie-Daten von nachweislich dispergierenden Tieren definieren hingegen kein Luchsvorkommensgebiet (REINHARDT et al. 2015).

Erkenntnisse aus der telemetrischen Überwachung von Luchsen werden in mehreren Artikeln dieses Bandes der Nationalpark-Schriftenreihe erwähnt. Bis zum April 2023 wurden insgesamt 36 Luchse (23 m, 13 w) aus der Harzpopulation sendermarkiert und überwacht.

8. Genetisches Monitoring

Mit einem Beschluss der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) wurde das Senckenberg Labor für Naturschutzgenetik, Gelnhausen zum Nationalen Referenzlabor für die Genetik von Wolf und Luchs bestimmt. Das Luchsprojekt arbeitet seither mit der Institution zusammen. Dort wurden Proben von ausgewilderten Gründertieren der Harzpopulation ebenso analysiert wie Proben von Luchsen, die im Freiland geboren wurden. Bis zum Jahr 2023 gelang die genetische Individualisierung von rund 300 Luchsen aus der Harzpopulation. Mit der steigenden Anzahl der Proben lässt sich die genetische Struktur des Vorkommens zunehmend besser beschreiben (MUELLER et al. 2020, 2022).



Abb. 6: Ein besonderer Luchs durchläuft einen Fotofallenstandort im Nationalpark Harz (Foto: Nationalpark Harz).



Abb. 7: Um den Luchs anhand seines Speichels genetisch identifizieren zu können, wird mit einem Wattestäbchen ein Abstrich an der Fraßstelle am Kadaver eines Rotwildkalbes genommen (Foto: Ole Anders).



Abb. 8: Das Wattestäbchen wird nach dem Beprobieren in Filterpapier eingeschlagen, getrocknet und anschließend zur sicheren Lagerung mit einem Trocknungsmittel in eine Plastiktüte verpackt.

9. Eine kritische Betrachtung zur Effektivität des bisherigen Luchsmonitorings

Seit dem Start des Harzer Luchsprojektes im Jahr 2000 stellen Zufallsmeldungen eine solide Grundlage des FFH-Monitorings dar. Nach der bundesweiten Einführung der SCALP-Kriterien mussten viele der Datensätze aus den Anfangsjahren des Luchsprojektes jedoch als C3-Hinweise kategorisiert werden, ohne Beweiskraft und daher mit allenfalls geringer Relevanz für die Darstellung des Luchsvorkommensgebiets auf überregionalen Karten. Mit der Verbreitung von Smartphones incl. der üblichen Foto- und Videofunktionen stieg der Anteil an Meldungen mit C1-Qualität, die die Nationalparkverwaltung erreichten. Auch die unter Jägern inzwischen sehr verbreiteten kostengünstigen Wildkameras steigerten den Anteil von Luchsnachweisen erheblich. Dennoch ist die Verifizierung vieler Nachweise vor Ort unerlässlich und bedeutet einen großen personellen Aufwand. Ohne diesen Einsatz würden die Ergebnisse eines Zufallsmonitorings lückenhaft bleiben und wären nicht in der Lage, das tatsächliche Vorkommensgebiet der Art auf

Basis der national gültigen Standards zu beschreiben. Die Einführung dieser Standards hat zu einer erheblichen Qualitätssteigerung der aufgenommenen Daten und somit auch zu einer qualitativen Verbesserung der seither erstellten Verbreitungskarten geführt. Die weitgehend passive Sammlung von Meldungen Dritter wird sehr sinnvoll durch aktive Maßnahmen unterstützt. Der Einsatz von Fotofallen und die Anlage eines bis zum Jahr 2023 rund 120 Luchse umfassenden Fotokatalogs mit Luchsindividuen hat das Wissen um die Abundanz der Tierart, die Lage von Streifgebieten einzelner Tiere sowie deren Alter und Reproduktionserfolg erheblich erweitert. Die mäßige Fleckung der Harzluchse führte anfangs zu erheblichen Zweifeln, ob eine Individualisierung der Tiere überhaupt möglich sei. Um Harzluchse zu identifizieren, sind Fotos hoher Qualität erforderlich. Eine relevante Fleckung weisen die Tiere meist nicht am Corpus, sondern eher an den Beinen, insbesondere an den Innenbeinen, auf. Der Einsatz von Fotofallen erfordert daher eine gewisse Erfahrung, um die relevanten Körperpartien entsprechend abzulichten. Mittlerweile ist das Fotomonitoring ein wesentlicher Bestandteil der Arbeit im Luchsprojekt Harz und auch in anderen Projekten im Vorkommensgebiet der Harzpopulation (z.B. PORT et al. 2020) geworden. Der wachsende Datenbestand und der Austausch mit Kolleginnen und Kollegen in anderen Bundesländern erlauben es zunehmend, z.B. auch Wanderungen von Luchsen aus der Harzpopulation nachzuweisen. Der systematische Einsatz der Fotofallen, z.B. mit rund 60 Kamerastandorten auf der gesamten Harzfläche, erfordert zwar einen hohen materiellen wie auch personellen Aufwand, liefert dabei aber auch eine sehr hochwertige Datenbasis. Besonders effektiv ist es, wenn Tiere sowohl fotografisch als auch genetisch individualisiert werden können. Die Zusammenführung beider Datensätze ermöglicht häufig die Darstellung weitaus längerer Abschnitte aus der Lebensgeschichte einzelner Individuen und trug im Falle der Harzpopulation auch dazu bei, deren Entwicklung nach der Wiederansiedlung besser zu verstehen (MUELLER et al. 2020). Die konsequente Sammlung von genetisch auswertbarem nichtinvasivem Material (Haare, Kot oder Speichel) kann im Zuge des Zufallsmonitorings bzw. bei der Vor-Ort-Kontrolle entsprechender Meldungen erfolgen. Besonders ergiebig sind dabei Rissfunde, an denen häufig Speichel-Abstriche genommen oder in deren Umfeld Kothaufen gefunden werden können. Nicht selten finden sich in der Nähe von Rissen auch Ruheplätze des Luchses, von denen Haare des Tieres gesammelt werden können. Nichtinvasiv gewonnene Proben werden

heute mit recht hoher Erfolgsaussicht analysiert. Die höchste Erfolgschance bei der genetischen Analyse haben jedoch Blut- oder Gewebeproben von gefangenen oder toten Tieren (MUELLER et al. 2020). Neben dem genannten Nutzen für das FFH-Monitoring liefert die fortlaufende genetische Kontrolle der Population auch grundlegende Informationen z.B. über deren Inzuchtgrad (MUELLER et al. 2022). Gerade bei bislang weitgehend isolierten und kleinen Vorkommen wie die Harzpopulation haben solche Informationen erhebliche Bedeutung für das weitere Management der Art.

Zum Zeitpunkt der Gründung der Harzpopulation waren Verfahren zur Analyse von Luchsgenetik kaum etabliert. Wildkameras waren im freien Handel noch nicht erhältlich. Auf eine telemetrische Überwachung der ausgewilderten Luchse wurde mit dem Verweis auf die hohen Kosten verzichtet (BARTH & POHLMAYER 2000). Es standen damals somit nur in sehr begrenztem Umfang Möglichkeiten zur individuellen Unterscheidung einzelner Luchse zur Verfügung. Die Markierung mit Ohrmarken stellte daher zunächst einen Versuch dar, Informationen über den Verbleib und das Verhalten der ausgewilderten Tiere zu bekommen. Es gingen allerdings nur sehr wenige verwertbare Beobachtungen ohrmarkierter Luchse bei der Nationalparkverwaltung ein. Die mehrjährige Dokumentation des Schicksals eines Tieres anhand wiederholter Beobachtungen der Ohrmarke gelang nur bei wenigen gut etablierten Tieren. Gelegentlich halfen die Ohrmarken, ausgewilderte Luchse mit geringer Fluchtdistanz gegenüber Menschen zu identifizieren und in zwei Fällen wieder einzufangen. Später waren die Marken in Einzelfällen hilfreich, um abwandernde Luchse außerhalb des Harzes leichter zu identifizieren oder um gelegentlich Informationen über das Überleben von ehemals kranken, rehabilitierten wiederausgewilderten Luchsen zu erhalten. Die Verwendung von Ohrmarken stellt eine kostengünstige Möglichkeit zur Individualisierung von Luchsen dar, erzeugt aber nur sehr wenige Daten und kann daher allenfalls als ergänzendes Hilfsmittel beim Monitoring der Art dienen.

Das systematische winterliche Abfährten nach dem Luchs wurde mittlerweile aufgegeben. In den Anfangsjahren des Luchsprojektes brachte es noch durchaus wertvolle Präsenz- oder Absenz-Nachweise und auch Informationen über Reproduktionserfolge. Der hohe personelle Aufwand stand in späteren Jahren jedoch nicht mehr im Verhältnis zu den Ergebnissen. Die im Harz stets wechselnden Wetter- bzw.

Schneelagen und schließlich einige nahezu schneefreie Winter führten zum endgültigen Verzicht auf diese Methode. Dennoch ist das Abfährten im Schnee im Einzelfall noch immer nützlich, wenn es bei günstigen äußeren Bedingungen dazu dient, spontan einer Luchsspur zu folgen, zum Beispiel, um Beutereste oder genetisch verwertbares Material zu finden.

Ein qualitativ hochwertiges Luchsmonitoring erfordert die Kombination mehrerer Methoden und muss von Bearbeitern mit einer fundierten Felderfahrung durchgeführt werden.

Die Entwicklung der Harzer Luchspopulation

Ole Anders & Tomma Lilli Middelhoff

1. Einleitung

Nach etlichen Jahrzehnten intensiver Verfolgung und teilweiser Ausrottung durch den Menschen vergrößerte sich das Verbreitungsgebiet des Eurasischen Luchses seit den frühen 1970er Jahren wieder allmählich. Neben einem verbesserten gesetzlichen Schutz der Art in mehreren Ländern trugen auch eine Reihe von Auswilderungsprojekten zu dieser Entwicklung bei.

LINNELL et al. (2009) analysierten 15 verschiedene Luchs-Wiederansiedlungsversuche, die seit 1971 in ganz Europa stattfanden. Die Autoren betrachten sechs davon als eindeutig gescheitert und nur fünf Wiederansiedlungen als wahrscheinlich erfolgreich. Sie stellen fest, dass die Wachstumsraten der meisten der entstandenen Luchspopulationen offenbar sehr gering und einige der Populationen sogar rückläufig sind.

Das Vorkommensgebiet der Harzpopulation wurde von KRAMER-SCHADT et al. (2005) als klein und isoliert betrachtet. Es wurde infrage gestellt, ob es dort gelingen könnte, eine lebensfähige Population zu erreichen und ob Harzluchse jemals einen Beitrag zur Lebensfähigkeit anderer Populationen leisten könnten. Praktisch alle Luchspopulationen in Mitteleuropa sind isoliert und verfügen über zu wenige Individuen, um vor dem Verlust genetischer Diversität geschützt zu sein (LINNELL et al. 2009). Daher sind Managementmaßnahmen erforderlich, um aus den vorhandenen Vorkommen eine vernetzte Metapopulation zu erzeugen.

Insbesondere vor diesem Hintergrund ist es wichtig, die vorliegenden Monitoringergebnisse der vergangenen zwei Jahrzehnte genauer zu betrachten und die Entwicklung und das Ausbreitungs- und Vernetzungspotential der Harzpopulation einzuschätzen.

2. Methodik

2.1 Räumliche Ausdehnung der Population

Um einen Überblick über die Entwicklung der wiederangesiedelten Harzer Luchspopulation zu gewinnen, wurden die eingegangenen Luchsmeldungen aus den

Monitoringjahren 2000/01 bis 2018/19 ausgewertet und mit den Ergebnissen des Fotofallenmonitorings, des genetischen Monitorings sowie mit den vorliegenden Telemetriedaten ergänzt. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt auf der Grundlage des Europäischen Referenzrasters 10k, welches auch für den jährlichen nationalen Bericht zur Entwicklung des Luchsvorkommens und den alle sechs Jahre erfolgenden Bericht an die Europäische Kommission verwendet wird. Rasterzellen sind in einem Monitoringjahr (1. Mai bis 30. April) als Luchsvorkommensgebiet auszuweisen, wenn sich darin mindestens ein Nachweis der Kategorie C1 oder zwei Hinweise der Kategorie C2 erbringen lassen (REINHARDT et al. 2015).

2.2 Reproduktionsgebiete

Als Reproduktionsgebiete der Harzpopulation betrachten wir alle durch landwirtschaftliche Flächen und/oder Schnellstraßen voneinander getrennte Waldgebiete, in denen während des Untersuchungszeitraumes mindestens ein Luchs-Weibchen einmal oder mehrfach Jungtiere zur Welt brachte.

2.3 Distanzen von Luchsindividuen vom Zentrum der Population

Da das mütterliche Streifgebiet nur für eine geringe Anzahl dispergierender Harzluchse bekannt ist, verwendeten wir die Lage des ehemaligen Luchsauswilderungsgeheges im Nationalpark als einheitlichen Ausgangspunkt für die Messung von Dispersaldistanzen aus dem Quellgebiet der Population. Außerdem maßen wir die maximalen Abstände, die residente Luchse außerhalb des Harzes, dispergierende Luchse, die aus einem der Reproduktionsgebiete außerhalb des Harzes stammten und dispergierende Luchse mit unklarem Startgebiet zu diesem Populationszentrum (PZ) aufbauten.

3. Ergebnisse

Bis zum Monitoringjahr 2009/10 befanden sich alle im Bereich der Harzpopulation mit Luchsnachweisen belegten Zellen des EU-Referenzrasters innerhalb des Harzes. In der folgenden Saison 2010/11 lagen

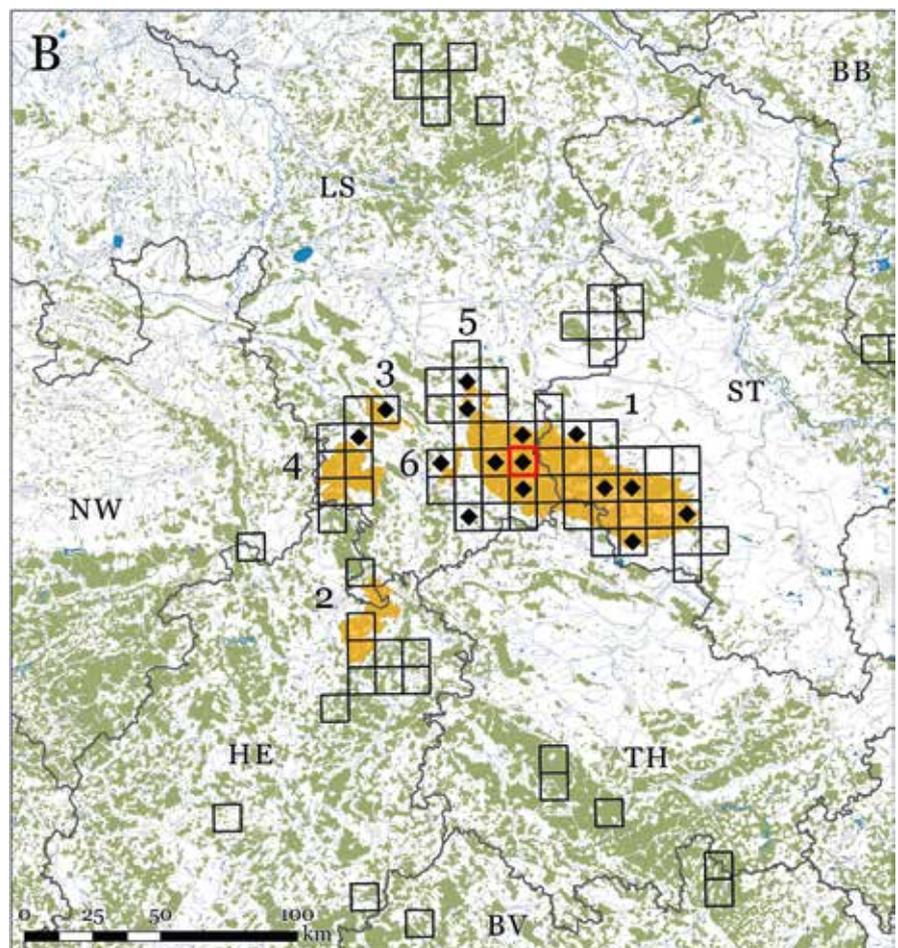
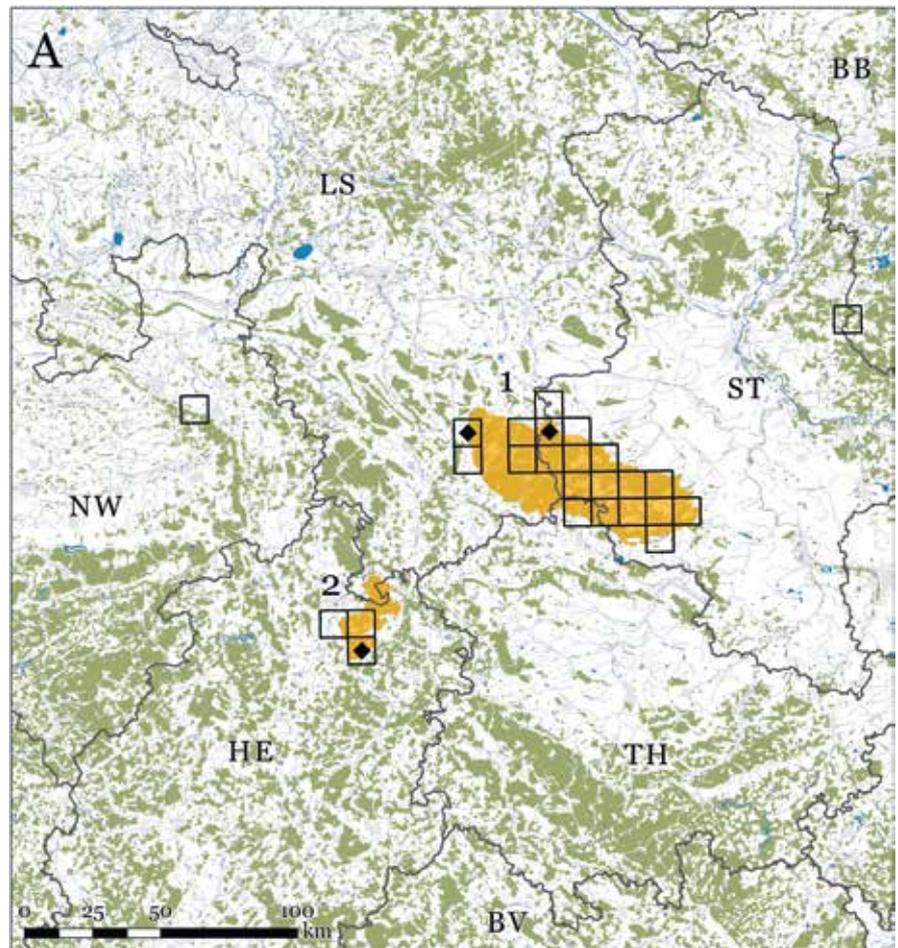


Abb. 1a, b: Mit Luchsnachweisen besetzte Zellen des EU-Referenzrasters in den Monitoringjahren (MJ) 2010/11 (oben) und 2018/19 (unten). Rasterzellen mit Reproduktionsnachweisen sind mit einem schwarzen Punkt markiert. Jede Rasterzelle umfasst 100 Quadratkilometer. Waldgebiete, in denen Luchse bis zum MJ 2021/22 reproduziert haben, sind gelb dargestellt und in der Reihenfolge der Reproduktionsnachweise nummeriert. Zwischen den Monitoringjahren 2015/16 und 2021/22 konnte kein Reproduktionsnachweis mehr im Kaufunger Wald erbracht werden.

fünf von insgesamt 25 besetzten Rasterzellen außerhalb des Mittelgebirgswaldes (Abb. 1a). In der Saison 2018/19 erschienen 84 besetzte Rasterzellen auf der Verbreitungskarte (Abb. 1b, Abb. 2). 48 (57 %) davon berührten den Harzwald nicht. Die meisten von ihnen befanden sich westlich und südlich des Harzes. Nur 12 Rasterzellen lagen nördlich und östlich des Mittelgebirges.

Dies beschreibt eine Vergrößerung des Vorkommensgebiets um 59 Rasterzellen (236 %) innerhalb von acht Jahren zwischen 2010/11 und 2018/19 und eine durchschnittliche jährliche Zunahme von 7,4 Rasterzellen innerhalb desselben Zeitraums.

3.1 Reproduktionsgebiete

Im Monitoringjahr 2010/11 zeigten Fotofallaufnahmen erstmals Luchswelpen außerhalb des Harzes in Nordhessen (Kaufunger Wald), rund 100 Kilometer vom PZ im Harz entfernt (DENK et al. 2011) (Abb. 2). Bis zum Monitoringjahr 2019/20 fand in vier weiteren Gebieten außerhalb des Mittelgebirges und in Entfernungen von 30 bis 80 Kilometern zum PZ Luchsreproduktion statt (Tab. 1).

Tab. 1: Reproduktionsgebiete des Luchses innerhalb der Harzpopulation, aber außerhalb des Harzer Mittelgebirges. MJ = Monitoringjahr, PZ = Populationszentrum (ehem. Auswilderungsgehege im Nationalpark Harz).

Reproduktionsgebiet	MJ des ersten Nachweises	MJ des letzten Nachweises	Distanz zum PZ in Kilometern
Kaufunger Wald (HE/NI/)	2010/11	2015/16	80
Hils (NI)	2013/14		55
Solling (NI)	2016/17		70
Westerhöfer Wald (NI)	2018/19		30
Hainberg (NI)	2018/19		35

3.2 Entfernungen vom Populationszentrum

Zwischen 2010 und 2019 wurden insgesamt 24 Luchse vom Monitoring erfasst, die später aus dem Harzgebiet abwanderten oder sich bereits außerhalb des Mittelgebirges befanden, als sie erstmals identifiziert werden konnten:

- Elf (9 m, 2 w) Luchse, die ihr Dispersal innerhalb des Harzes begannen und das Gebiet später verließen, wurden entweder durch Telemetriedaten, aufeinanderfolgende Fotofallenbilder oder genetische Proben nachgewiesen.

- Zehn wandernde Männchen wurden außerhalb des Harzes mit GPS-Halsbandsendern ausgestattet oder wiederholt fotografiert.
- Drei außerhalb des Harzes residente Weibchen wurden wiederholt genetisch beprobt und fotografiert.

Alle diese Tiere sind entweder selbst genetisch überprüfte Mitglieder der Harzpopulation oder Nachkommen von Weibchen, für die dieser Nachweis erbracht werden konnte. Hinzu kommt ein weiteres Weibchen, dessen Herkunft und Genetik unbekannt sind und das nur durch ein einzelnes Fotofallenbild außerhalb des Harzes nachgewiesen werden konnte.

Das erste der beiden mit Halsbandsendern ausgestatteten Weibchen, das den Harz verließ, hatte bereits einen Wurf mit drei Jungtieren zur Welt gebracht, als es im September 2012, gefolgt von mindestens einem seiner Jungtiere, abwanderte. Das Tier verließ den Harz in östlicher Richtung (max. Entfernung zum PZ: 92 km), kehrte einige Zeit später aber in das Mittelgebirge zurück. Im Jahr 2014 verließ das zweite besenderte subadulte Weibchen den Harz. Es war zuvor als verwaistes Jungtier gefangen und in einem Gehege des Nationalparks Harz aufgezogen worden. Das Weibchen besetzte ein Territorium südlich des Harzes in halb offenem Habitat (max. Entfernung vom PZ: 34 km) und brachte dort im Mai 2015 Jungtiere zur Welt (ANDERS et al. 2016). Das Weibchen wurde im Dezember desselben Jahres tot aufgefunden. Die drei oben genannten, außerhalb des Harzes residenten Weibchen reproduzierten im Kaufunger Wald, im Hils bzw. im Solling (max. Entfernungen vom PZ: 87 km, 78 km und 63 km). Von einem Weibchen ungeklärter Herkunft existiert ein einzelnes Fotofallenbild in einer Distanz von 143 km vom PZ (Abb. 2). Einzelne aus dem Harz dispergierende Männchen wurden hingegen durch Telemetrie, genetische Daten oder Fotos in Entfernungen von bis zu 258 km vom PZ nachgewiesen (Abb. 1). Ein GPS-besendertes Individuum, das rund 90 Kilometer nordwestlich des Harzes bei Bad Pyrmont gefangen wurde, erreichte später die maximale Entfernung von 309 Kilometern vom PZ (Abb. 2). Der entfernteste Nachweispunkt des Tieres lag bei Wiesloch in Baden-Württemberg.

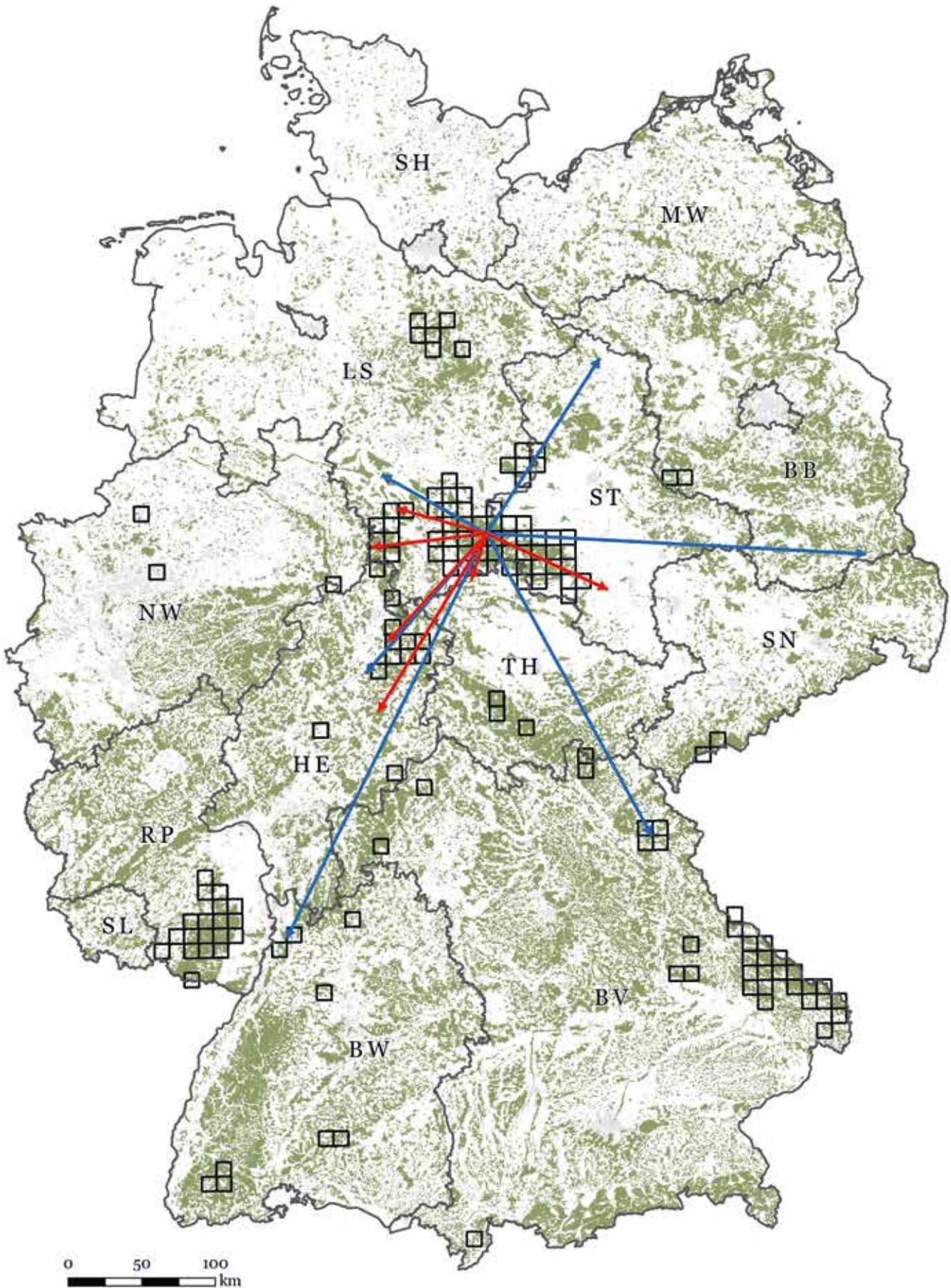


Abb. 2: Die maximalen Entfernungen von zwölf Harzluchsen (6 m, 6 w) zum Populationszentrum (PZ), dem ehemaligen Auswilderungsgehege im Nationalpark Harz. Rote Pfeile: die sechs maximalen Distanzen weiblicher Tiere, blaue Pfeile: die sechs maximalen Distanzen männlicher Tiere. Die Waldbedeckung ist grün und die Grenzen der einzelnen Bundesländer sind grau dargestellt.

4. Diskussion

Nach dem Monitoringjahr 2010/11 und damit mehr als zehn Jahre nach der ersten Auswilderung haben die Luchsdichte und der Populationsdruck im Harz offenbar ein Niveau erreicht, das die Ausbreitung der Population in das Vorland des Mittelgebirges beförderte. Der Eurasische Luchs ist eine Art, die stark an den Lebensraum Wald gebunden ist (HALLER & BREITENMOSEER 1986, BREITENMOSEER & BREITENMOSEER-WÜRSTEN 1999, ROZYLWICZ et al. 2010). Daher verläuft die Ausbreitung der Harzpopulation erwartungsgemäß west- und südwestwärts in Gebiete mit einer höheren Waldbedeckung. Nach Osten und Norden hingegen ist aufgrund des geringen Waldanteils kaum eine Vergrößerung des Populationsgebietes erkennbar. Auch SCHMIDT (1998) stellte fest, dass sich abwandernde subadulte Luchse im Osten Polens an der Waldverteilung orientierten.

Unabhängig von der Richtung des Dispersals müssen aus dem Harz abwandernde Luchse früher oder später Schnellstraßen und mehr oder weniger offene Agrarflächen überqueren, bevor sie den Schutz des nächsten Waldgebietes erreichen. In den letzten Jahren war es im Harzvorland wahrscheinlicher, auf männliche als weibliche Abwanderer zu treffen. Während ZIMMERMANN et al. (2005) keine Gewichtung zugunsten eines bestimmten Geschlechts bei abwandernden Luchsen aus dem Schweizer Jura und aus den Alpenpopulationen feststellten, berichtet SCHMIDT (1998), dass die Dispersaldistanzen von Luchsmännchen größer sind als die der Weibchen. Aus dem Harz dispergierende Männchen legen weitere Strecken zurück und durchqueren daher offenbar leichter weniger geeignete Lebensräume. In Einzelfällen haben sie sich sogar den Verbreitungsgebieten der Pfälzer und der bayerischen/böhmischen/österreichischen Luchspopulationen angenähert (GAJDÁROVÁ 2021, 2023). In einem Fall traf ein anhand von Fotofallenbildern identifizierter Harzluchs im bayerischen Steinwald auf ein ehemals verwaistes, dann in einem Gehege aufgezogenes und schließlich dort angesiedeltes Weibchen. Fotos belegten, dass die Luchsin im Monitoringjahr 2020/21 Jungtiere führte (WÖLFL, mdl. Mitteilung). Männliche Harzluchse haben damit das Potential, eine genetische Verbindung mit anderen Populationen zu erreichen. Die eher geringen Wanderdistanzen der Weibchen scheinen jedoch die insgesamt eher mäßige Geschwindigkeit der Populationsausbreitung zu diktieren.

Abundanz und Dichte des Luchses im Harz

Ergebnisse systematischer Fotofallenstudien

Tomma Lilli Middelhoff & Ole Anders

1. Einleitung

In den vergangenen Jahrzehnten hat sich der Einsatz von automatischen Wildkameras zu einem festen Bestandteil wildbiologischer Forschung entwickelt (KUCERA & BARRETT 2011). Zunächst diente die Technik eher dazu, Aussagen zu Präsenz oder Absenz bzw. zur Verbreitung bestimmter Tierarten zu treffen (HIBY & JEFFERY 1987, NICHOLAS et al. 1991, ZIELINSKI et al. 1995). Seit etwa ein bis zwei Jahrzehnten werden jedoch auch vermehrt Fotofallen-Studien durchgeführt, um die Dichte von Tierpopulationen zu bestimmen. WINARNI et al. (2005) untersuchten die Dichte von Hühner-vögeln in Indonesien. TROLLE et al. (2008) setzten Fotofallen zum Monitoring von Tapiren (*Tapirus terrestris*) ein. NGOPRASERT et al. (2012) untersuchten damit das Vorkommen von asiatischen Bären (*Ursus thibetanus*, *Helarctos malayanus*). ROWCLIFFE et al. beschrieben 2008 ein sog. Random-Encounter-Model, das auf der Kontaktrate zwischen bewegten Tieren und statischen Kamerafallen beruht und für das eine Individualisierung der fotografierten Tiere nicht erforderlich ist. Gefleckte Katzenarten bieten jedoch besonders gute Voraussetzungen zur Unterscheidung von Tierindividuen. Weltweit werden Fotofallen für das Monitoring verschiedener Felidenarten verwendet. KARANTH et al. (1998) untersuchten Tiger (*Panthera tigris*), TROLLE et al. (2003) Ocelots (*Leopardus pardalis*), MAFFEI et al. (2004) und SILVER et al. (2004) führten ein Monitoring von Jaguaren (*Panthera onca*) durch und JACKSON et al. (2006) erhoben entsprechende Daten bei Schneeleoparden (*Uncia uncia*).

Beim Eurasischen Luchs (*Lynx lynx*) wird die Methode des systematischen Fotofallenmonitorings und die Auswertung der erhobenen Daten mit sogenannten Fang-Wiederfang-Modellen seit einigen Jahren durchgeführt. ZIMMERMANN et al. (2013) und PESENTI & ZIMMERMANN (2013) untersuchten die Schweizer Luchspopulationen. GIMENEZ et al. (2019) arbeiteten im französischen Jura und in den Vogesen. AVGAN et al. (2014) stellten die erste Fotofallenstudie aus Südwestasien

vor. KUBALA et al. (2017) beobachteten die Luchspopulation in den slowakischen Karpaten. In Deutschland wurden Luchse bislang im Bayerischen Wald mithilfe eines systematischen Fotofallenmonitorings erfasst (WÖFLER et al. 2009, WÖFLER & SCHWAIGER 2010, WEINGARTH et al. 2011, 2013) und auch im Pfälzerwald findet ein Luchsmonitoring mithilfe von Kameras statt (PORT 2020).

Zwischen 2000 und 2006 wurden im niedersächsischen Teil des Nationalparks Harz insgesamt 24 Exemplare des Eurasischen Luchses ausgewildert. Seit 2002 liegen regelmäßig Reproduktionsnachweise der Art aus dem Harzgebiet vor.

Um den Zustand der Luchspopulation im Harz zu erfassen, traf die Nationalparkverwaltung (NLPV) Harz die Entscheidung, ein systematisches Fotofallenmonitoring zu etablieren. Im Jahr 2010 wurde erstmals eine größere Anzahl geeigneter Kameras im Rahmen des Förderprojektes „Wilde Katzen am Grünen Band“ (Natur erleben in Niedersachsen/EFRE) angeschafft. 2012 begann auf kleiner Fläche eine Pilotstudie zur systematischen Erfassung des Luchses mit Fotofallen (DOBRESCU 2012). Gefördert durch das Land Sachsen-Anhalt (EPLR) und den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER) erarbeitete die NLPV seit 2013 ein Konzept zur „Ersterfassung des Luchses in Referenzgebieten als Grundlage für ein systematisches Fotofallenmonitoring“ im sachsen-anhaltischen Teil des Harzes (WEINGARTH 2015). Die Pilotstudie eines systematischen Fotofallenmonitorings fand schließlich im Herbst und Winter 2014/15 im westlichen Harz statt (ANDERS & MIDDELHOFF 2016a) (Abb. 1) und es folgte 2015/16 in einem nur leicht veränderten Referenzgebiet ein erneuter Durchgang einer solchen Untersuchung (ANDERS & MIDDELHOFF 2016b). In der Folgesaison 2016/17 lag das Referenzgebiet im mittleren Harz (MIDDELHOFF & ANDERS 2017), um dann letztlich 2017 in den Ostharz verschoben zu werden (MIDDELHOFF & ANDERS 2018). 2019/20 erfolgte der Einsatz von 60 Kamerastandorten auf

einem Großteil der Gesamtfläche des Harzes. Die Ergebnisse dieser letzten Studie dienten als Plausibilitätskontrolle der zuvor erhobenen Daten.

2. Material und Methoden

2.1 Die Referenzgebiete

Die Referenzgebiete liegen ausschließlich in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt (Abb. 1). Die äußere Waldkante des Harzes bildet die äußeren Grenzen der Referenzgebiete. Innerhalb des Harzwaldes wurden die Kanten von Rasterquadranten oder halben Rasterquadranten des EU-Reference-Grids 10k zur Abgrenzung der Referenzgebiete verwendet. Beim dritten und vierten Fotofalldurchgang definierten auch Waldinnenränder bzw. die thüringische Landesgrenze die Fläche des Referenzgebietes.

In Niedersachsen gehörten zu den untersuchten Gebieten Flächen in den niedersächsischen Forstämtern Riefensbeek, Seesen und Clausthal sowie in der Stadtforst Goslar. Außerdem wurde ein Großteil des

Nationalparks Harz sowohl in Niedersachsen als auch in Sachsen-Anhalt untersucht. In Sachsen-Anhalt lagen die untersuchten Flächen in den sachsen-anhaltischen Forstbetrieben Oberharz, Ostharz und Süd, außerdem im Stadtforst Wernigerode, auf Flächen der Stiftung Umwelt, Natur- und Klimaschutz des Landes Sachsen-Anhalt (SUNK) und auf Privatwaldflächen, die durch die Oldershausen Holz- und Forstservice GmbH betreut werden (Abb. 1).

2.2 Fotofallenmodelle

Aufgrund der Auslösegeschwindigkeit und anderer Parameter eignen sich nur wenige Fotofallenmodelle für das systematische Monitoring einer Luchspopulation. Eine Auswertung der relevanten Literatur (WEINGARTH et al. 2011, WEINGARTH et al. 2013, KELLY & HOLUB 2008) sowie eigene Versuche haben ergeben, dass nur sehr wenige Kameramodelle auch bei zügig vorbeiwechselnden Tieren schnell und zuverlässig auslösen. Für die scharfe Abbildung der Fellzeichnung sind Weiß-

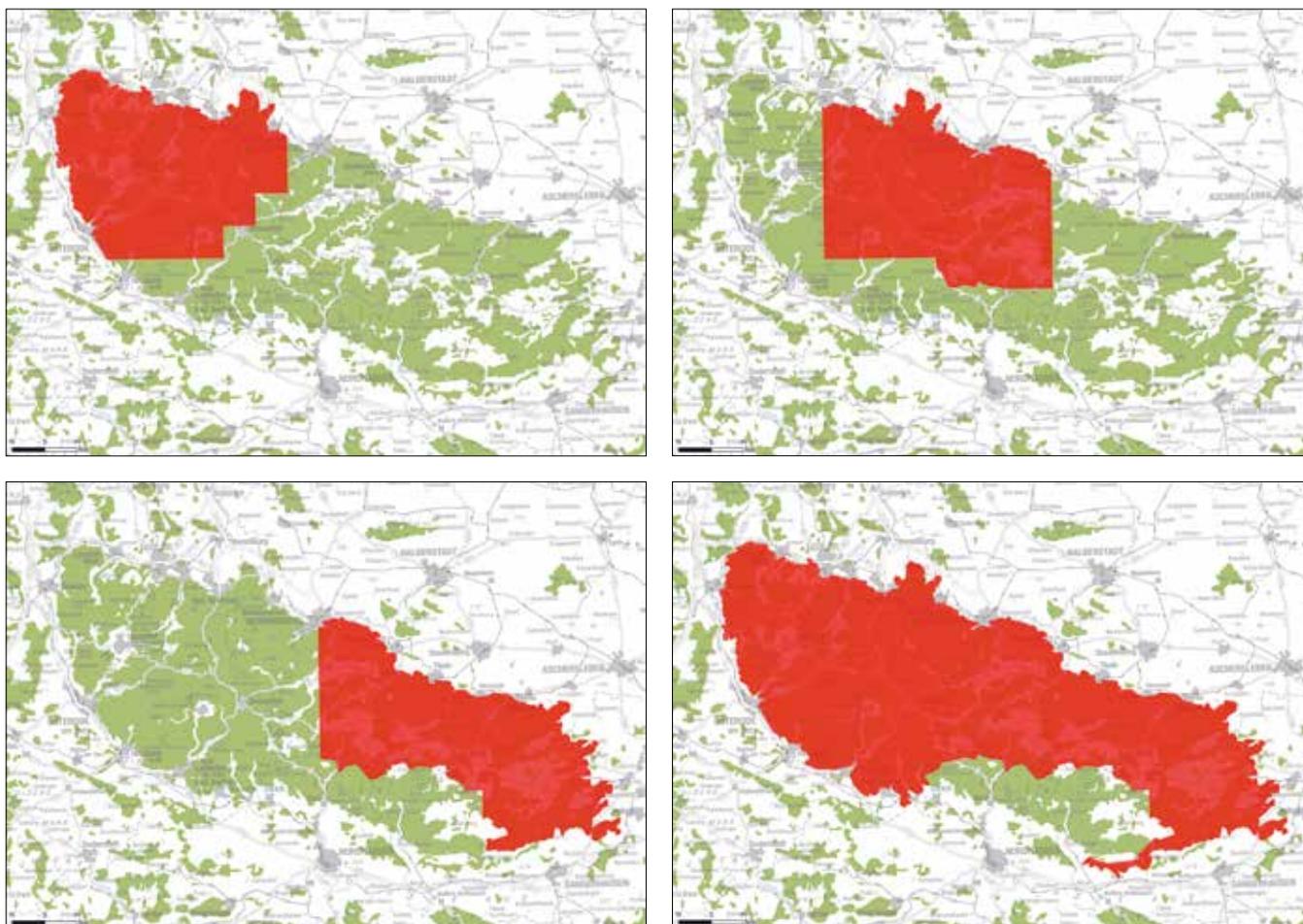


Abb. 1: Lage der Referenzgebiete im Harz in den Jahren 2015/16 (741 km², oben links), 2016/17 (779 km², oben rechts), 2017 (780 km², unten links) und 2019/20 (1.899 km², unten rechts). Innerhalb der Referenzgebiete wurden 58 bis 62 Kamerastandorte systematisch verteilt. Die Referenzgebiete der Studien in den Jahren 2014/15 (746 km²) und 2015/16 sind weitgehend identisch.



Abb. 2: Die verwendeten Fotofallenmodelle von links nach rechts: Cuddeback Capture™, Cuddeback Attack™ und Cuddeback C1™ (Foto: cuddeback.com), Cuddeback Capture im Stahlkasten gesichert, Hinweisschild für Waldbesucher. (Foto: Nationalpark Harz).

lichtblitzkameras notwendig (FATTEBERT & ZIMMERMANN 2007, WEINGARTH et al. 2012).

Im Laufe der Fotofallenstudien wurden die im Folgenden dargestellten Fotofallenmodelle (Abb. 2) auf Grund ihrer technischen Eigenschaften für den Monitoring Einsatz eingesetzt. Die Modelle Cuddeback Capture und Cuddeback Attack sind inzwischen nicht mehr auf dem Markt und wurden durch neuere Modelle (Cuddeback C1-3 bzw. D1-3) ersetzt.

Cuddeback Capture™ (Green Bay, Wisconsin, USA)

Die Cuddeback Capture™ ist eine Weißblitzkamera mit einer Auslösegeschwindigkeit von 0,3 Sekunden (Abb. 2). Dadurch sind Farbaufnahmen am Tag und in der Nacht möglich. Die Reichweite des Bewegungsmelders beträgt ca. 13 Meter, die des Blitzes ca. 15 Meter. Nach dem Auslösen benötigt die Kamera mindestens 30 Sekunden, bis sie ein weiteres Bild anfertigen kann. Als Energiequelle fungieren vier Mono-D-Zellen. Die Geräte speichern die Bilddateien auf herausnehmbaren SD-Karten. Datum und Uhrzeit der Kameraauslösung werden auf jedem Bild angezeigt. Dieses Modell wurde seit dem Jahr 2008 erfolgreich im Rahmen des Luchs-Monitorings im Nationalpark Bayerischer Wald genutzt (WEINGARTH et al. 2011, 2012).

Cuddeback Attack™ (Green Bay, Wisconsin, USA)

Die Cuddeback Attack™ ist das Nachfolgemodell der Capture™ (Abb. 2). Die Auslösegeschwindigkeit der Kamera verbesserte sich auf 0,2 Sekunden. Die Reichweite des Bewegungsmelders beträgt ca. 15 Meter. Der Xenon-Röhren-Blitz (Xenon Strobe Flash) erhöht die Blitzstärke gegenüber dem Modell Capture™ und

damit die Blitzreichweite auf ca. 30 m. Nach einer Auslösung kann in einem Abstand von mindestens 3-5 Sekunden (bzw. ca. 45-60 Sekunden nach Auslösen des Blitzes) ein weiteres Bild gemacht werden. Für den Betrieb sind pro Kamera 4 Mono-D-Zellen notwendig. Um das sehr starke Blitzlicht der Kamera zu reduzieren, wurde der Blitz in Abhängigkeit vom Kamerastandort z.T. mit mehreren Schichten halbdurchsichtiger Klebefolie bedeckt.

Cuddeback C1™ (Green Bay, Wisconsin, USA)

Das Modell Cuddeback C1™ folgt der Cuddeback Attack™ nach. Die Auslösegeschwindigkeit der Kamera beträgt wie beim Vorgängermodell 0,2 Sekunden. Die Reichweite des Bewegungsmelders beträgt ca. 25 m, die des Blitzes ca. 15 m. Anders als die Vorgängermodelle arbeitet die C1 mit 8 AA-Batterien. Die Kamera hat ein deutlich geringeres Volumen als Capture und Attack.

2.3 Die Auswahl der Fotofallenstandorte

Um eine möglichst gleichmäßige Verteilung der Fotofallenstandorte zu erreichen, wurde das Referenzgebiet mittels eines 5 x 5 km Raster unterteilt. Dieses entspricht einer Vierteilung des Europäischen Referenzrasters (EEA reference grid 10k). Auf der Basis der 100 km² großen Rasterzellen erfolgt bundesweit einheitlich die jährliche Definition des Vorkommensgebietes des Eurasischen Luchses.

Im Referenzgebiet der Fotofallenstudie wurden pro Rasterquadrat (25 km²) möglichst zwei Fotofallenstandorte ausgewählt. Um einen optimalen und „fängischen“ Standort zu finden, wurden innerhalb



Abb. 3: Fotofallenstandort an einem Forstweg mit zwei Kameras und Hinweisschild im Hintergrund (Foto: Nationalpark Harz).

der Rasterzellen die topografischen Gegebenheiten berücksichtigt und alle vorliegenden Verortungen von Luchsbeobachtungen und Telemetriedaten zur Hilfe genommen. Außerdem wurden Hinweise von ortskundigen Personen (Jäger, Förster etc.) berücksichtigt. In den Jahren 2019/20 wurde eine möglichst gleichmäßig verteilte Auswahl aus den Standorten getroffen, an denen in den Vorjahren Luchsbilder entstanden waren. Dies resultierte in einer Kameradichte von 2 bis 3 Standorten pro 100 Quadratkilometer.

2.4 Standortaufbau

An jedem Standort erfolgte beiderseits eines Forstweges oder einer Rückegasse der Aufbau einer Fotofalle (Abb. 3). Die Geräte sollten von einem vorbeiwandelnden Tier kurz nacheinander ausgelöst werden, um beide Flanken des Individuums zu fotografieren. Dabei war darauf zu achten, dass sich die Geräte nicht

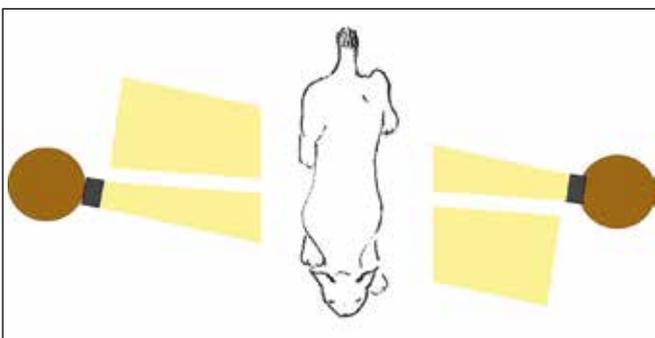


Abb. 4: Grafische Darstellung der versetzten Ausrichtung der zwei sich gegenüberstehenden Kameras (Grafik: T.L. Middelhoff).

gegenseitig durch den Blitz beeinträchtigt (Abb. 4). Die Kameras wurden daher leicht versetzt zueinander, in einer Höhe von ca. 30-40 Zentimetern über dem Erdboden angebracht.

Metallgehäuse schützten die Geräte vor Witterungseinflüssen und Vandalismus (Abb. 5). Zusätzlich wurden die Geräte mittels Ketten und Bügelschlössern an Bäumen und Pfosten befestigt und so gegen Diebstahl gesichert. Beiderseits eines Kamerastandortes wiesen Schilder Wanderer und andere Waldbesucher auf die Geräte hin (Abb. 2). Ein zusätzliches Dach schützte die Geräte vor allem bei Schneefall (Abb. 5).

2.5 Untersuchungszeiträume

Der Untersuchungszeitraum variierte zwischen den einzelnen Fotofalldurchgängen zwischen vier- bis einhalb (2017) und fast sieben Monaten (2016/17, 2019/20) (Tab. 1). Um eine gute Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurde pro Durchgang ein 100-tägiger Zeitraum zwischen September und Dezember/Januar für die Dichteberechnung herangezogen. Die Ausnahme bildete hierbei, wie schon erläutert, der Fotofalldurchgang 2019/20.

2.6 Kontrolldurchgänge

Im Untersuchungszeitraum wurde jede Kamera im Abstand von etwa zwei Wochen aufgesucht und auf ihre Funktionstüchtigkeit geprüft. Gegebenenfalls war es notwendig, die Batterien auszutauschen, vor den Kameras hoch gewachsene Vegetation zurückzuschneiden oder die Kameras neu auszurichten. Bei jeder Kontrolle wurden die SD-Karten der Kameras ge-



Abb. 5: Metallgehäuse schützen die Kameras vor Witterungseinflüssen und Vandalismus. Dächer bieten einen zusätzlichen Schutz vor Schnee (Fotos: Nationalpark Harz).

wechselt und die vorhandenen Bilddaten im Büro auf einen eigens dafür vorgesehenen Rechner überspielt. Die Verwaltung der Bilder erfolgte mit dem EDV-Programm Adobe LIGHTROOM™. Aus den gespeicherten Tierbildern wurden alle Luchsbilder isoliert, in einem separaten Ordner abgespeichert und in eine Ereignistabelle eingetragen.

2.7 Sozialer Status- und Alterskategorisierung von Luchsen auf Fotofallenbildern

Um eine grobe Alterseinteilung fotografiertes Luchse vorzunehmen, fand die Kategorisierung nach ZIMMERMANN (2007) Verwendung:

Unabhängige/selbständige Luchse

Luchse, die nicht mehr der Mutter folgen. Die Trennung vom Muttertier findet ca. 10 Monate nach der

Geburt statt und ist meist Ende April vollzogen. Selbständige Luchse lassen sich in die folgenden beiden Gruppen aufteilen:

- Adulte Tiere: Mindestens zweijährigen Tiere. Sofern es sich nicht um führende Weibchen handelt, kann das Mindestalter eines Luchses z.B. durch letztjährige Fotos bestimmt werden. Auch ein zurückliegender Fang des Tieres kann entsprechende Informationen liefern.
- Subadulte Tiere: einjährige Tiere (Jährlinge). Eine Altersbestimmung ist möglich, wenn der Luchs im Vorjahr als abhängiges Jungtier fotografiert oder gefangen wurde.

Abhängige Luchse/Jungtiere

Jungtiere von der Geburt bis zum 30. April des Folgejahres.

Tab. 1: Untersuchungszeiträume der Fotofallenmonitoringdurchgänge im Harz 2014-2020.

Fotofalldurchgang	Aufbaustart	100 % Kameras aufgebaut	Abbauende	100 Tage Auswertungszeitraum
2014/15	26.8.2014	19.9.2014-4.1.2015	22.1.2015	25.9.2014-2.1.2015
2015/16	14.8.2015	11.9.2015-11.1.2016	25.1.2016	25.9.2015-2.1.2016
2016/17	9.8.2016	2.9.2016-10.1.2017	8.3.2017	28.9.2016-5.1.2017
2017	9.8.2017	2.9.2017-18.12.2017	21.12.2017	2.9.2017-10.12.2017
2019/20	17.09.2019	17.10.2019-20.4.2020	5.5.2020	-

2.8 Abgleich der Luchsbilder

Insbesondere Feliden weisen eine große Variabilität ihrer Fellzeichnung auf (WERDELIN & OLSSON 1997). Auch bei Luchsen handelt es sich um gefleckte Katzen mit variablem Fleckenmuster. THÜLER (2002) beschreibt fünf unterschiedliche Fleckungsarten beim Eurasischen Luchs (große Flecken, kleine Flecken, ohne Flecken, Rosetten, rudimentäre Rosetten). Die Kategorie „große Flecken“ ist in den Populationen karpatischen Ursprungs sehr häufig, kommt im Harz jedoch so gut wie gar nicht vor (Abb. 6). Diese Tatsache erschwert die Individualisierung von Luchsen.

Dennoch liefert die Fleckenzeichnung eines Harzluchses auf Fotos guter Qualität in der Regel ausreichende Informationen, um Individuen zu unterscheiden und wieder zu erkennen. Um ein Individuum sicher zu identifizieren, sollten mindestens zwei bis drei Bereiche im Fellmuster des Tieres identisch sein (Abb. 7). Die Unterscheidung erfolgt, indem auf Vergleichsfotos die Kategorie des Fellmusters, die Größe der vorhandenen Flecken und deren relative Position zueinander verglichen werden. Die Fleckenzeichnung der Luchse

ist auf den beiden Körperseiten unterschiedlich. Dies macht es erforderlich, die Tiere von beiden Seiten zu fotografieren (WEINGARTH et al. 2011). Das Geschlecht eines Luchses kann anhand lateral aufgenommener Bilder nur selten eindeutig bestimmt werden, es sei denn, es werden weibliche Tiere mitsamt dem Nachwuchs abgelichtet. Im Laufe eines Fotofalldurchgangs entstehen aber auch gelegentlich dorsale Fotos, die eine Geschlechtsbestimmung erlauben. Nach der eindeutigen Individualisierung eines Tieres wird eine Identifikationsnummer vergeben (z.B. B1004m). Eine nähere Erläuterung dazu findet sich im Katalog der fotografierten Luchse von MIDDELHOFF & ANDERS (2018).

2.9 Luchs-Fotoereignisse

Wenn ein Luchs einen Kamerastandort passiert, können dabei abhängig von der Laufgeschwindigkeit des Tieres die Kameras mitunter mehrfach auslösen. Alle Luchsfotos, die innerhalb eines fortlaufenden Zeitraumes von fünf Minuten an demselben Fotofallenstandort entstehen, werden daher zu einem „Fotoereignis“ zusammengefasst.



Abb. 6: Vergleich der Fellzeichnung eines Harzer Luchses mit geringer Fleckung (links, Foto: Nationalpark Harz) und eines Schweizer Luchses mit großen Flecken (rechts, Foto: Ryser et al. 2012).

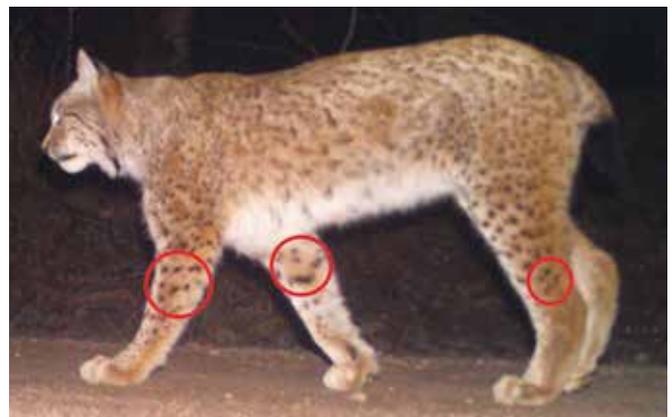


Abb. 7: Foto-Identifikation des Harzer Luchses B1023m durch Vergleich der Fleckenzeichnung auf Fotofallenbildern im Sommer (links) und im Winter (rechts) (Bildquellen: Nationalpark Harz).

2.10 Abundanzschätzung

Das sogenannte „Fang-Wiederfang-Prinzip“ wurde zum ersten Mal im Jahr 1662 angewendet, um die Bevölkerung von London zu schätzen. Die Arbeiten von PETERSEN (1896) und LINCOLN (1930) beschäftigten sich anhand dieses Prinzips mit der Ermittlung der Populationsgrößen von Fischen bzw. Wasservögeln. Der daraus resultierende Lincoln-Peterson-Index ist bis heute die Grundlage moderner Fang-Wiederfang-Modelle:

$$N = \frac{nM}{m}$$

Ursprünglich wird dabei eine Stichprobe (M) der zu messenden Population gefangen, markiert und wieder freigelassen. Danach wird eine zweite Stichprobe (n) gefangen und anhand des Anteils der darin markierten Tiere (m) auf die Gesamtgröße (N) geschlossen. Die Voraussetzung für die Gültigkeit dieser Grundformel ist, dass die Fangwahrscheinlichkeit aller Individuen gleich hoch ist. Moderne Fang-Wiederfang-Modelle basieren nach wie vor auf derselben Grundformel, berücksichtigen aber, dass die Fangwahrscheinlichkeit der einzelnen Tiere sowohl zeitlich als auch individuell variieren kann.

Bei der Auswertung von Fotofallendaten findet das oben genannte Grundprinzip in einer weiterentwickelten Form Anwendung. Es finden dabei zeitlich definierte Fangzeiträume in steter Folge statt. Jeder Fangzeitraum umfasst in der vorliegenden Studie fünf Tage (Pentade). Bei 100 durchgeführten Überwachungstagen unterteilen sich diese in 20 Pentaden. Alle in diesem Zeitraum entstandenen Luchsfotos sind in einem Fangkalender chronologisch verzeichnet worden. Innerhalb der Fangzeiträume wurde für jedes in der Gesamtstichprobe vorhandene selbständige Individuum vermerkt, ob es fotografiert wurde („1“) oder nicht („0“). Fotografierte Jungtiere, die durch Fotos sicher einem bekannten Weibchen zugeordnet werden konnten, wurden dabei als Fang der Mutter behandelt. Die Analyse der aus dem Fangkalender erzeugten Matrix erfolgte mit dem Modul CAPTURE im EDV-Programm MARK (WHITE & BURNHAM 1999). Das Modul CAPTURE wählt aus acht möglichen Modellen das geeignetste aus. Das Programm bestimmt die mittlere Fangwahrscheinlichkeit der Luchsindividuen und schätzt die Abundanz der Luchse.

Fang-Wiederfang-Modelle gehen von einer geschlossenen Population aus. Das heißt es muss ein Untersuchungszeitraum gefunden werden, in dem erwartet werden kann, dass keine oder nur eine

minimale Anzahl von Zu- oder Abwanderungen aus dem Referenzgebiet stattfinden. Bei einer Luchspopulation ist dies im letzten Quartal des Kalenderjahres am wahrscheinlichsten (ZIMMERMANN et al. 2007). Zu diesem Zeitpunkt finden keine Geburten statt und die Abwanderung von Jährlingen aus den mütterlichen Streifgebieten ist weitgehend vollzogen. Ob die analysierte Stichprobe eine ausreichende Geschlossenheit aufweist, kann mit mathematischen Tests überprüft werden. Hierzu wurde das EDV-Programm CLOSETEST (STANLEY & RICHARDS 2004) verwendet und die Tests nach OTIS et al. (1978) und STANLEY & BURNHAM (1999) durchgeführt. Dabei wurde bei einem p -Wert $\geq 0,05$ von einer geschlossenen Population ausgegangen.

Für diese Schätzung ist wichtig, dass kein Tier der Population im Referenzgebiet eine Fangwahrscheinlichkeit von Null hat. Die Dichte der Fotofallenstandorte muss daher so gewählt werden, dass das kleinste bekannte Revier der untersuchten Art mindestens einen Standort enthält (KARANTH & NICHOLS 1998, NICHOLS & KARANTH 2002).

2.11 Dichteschätzung

Die Dichte der selbständigen Luchsindividuen ergibt sich aus dem Verhältnis der ermittelten Abundanz und der Größe des Referenzgebietes.

Eine statistische Auswertung der Daten der fotografierten Jungtiere ist nicht möglich, da sich diese in Abhängigkeit von ihrer Mutter durch deren Streifgebiet bewegen. Zudem werden beim Durchlaufen eines Fotofallenstandortes selten alle Individuen einer solchen Familiengruppe abgelichtet. Jungtierfotos werden daher zunächst als Detektionen des Muttertieres behandelt. Die tatsächliche Anzahl der fotografierten Jungtiere geht allerdings in die Berechnung eines Dichtewertes für alle Luchs-Individuen ein. Die Luchsdichte im gesamten Harz wurde mithilfe des einfachen Mittelwertes aus den Ergebnissen der einzelnen Fotofalldurchgänge gebildet. Lediglich die Ergebnisse aus dem Jahre 2019/20 wurde nicht mittels Fang-Wiederfang-Modellen ausgewertet, da die Fotofallen in diesem Durchgang anders verteilt waren als in den Jahren zuvor. Hier wurde nur die Anzahl der tatsächlich fotografierten selbständigen Individuen herangezogen, aus denen dann die Dichte für den Gesamtharz geschätzt wurde. Die 2019/20 ermittelten Daten dienten als Plausibilitätskontrolle für die Ergebnisse der vorhergehenden Studien.

3. Ergebnisse

3.1 Anzahl der Fallennächte

Die Anzahl der Fallennächte bezeichnet die Anzahl der Nächte, in denen mindestens eine Kamera je Standort funktionstüchtig war. Insgesamt konnten in den Untersuchungszeiträumen von 2014/15 bis 2017 durchschnittlich 8.238 (pro Durchgang: 7.137, 9.632, 8.736, 7.445) effektive Fallennächte verzeichnet werden (Tab. 2). In den ausgewerteten Zeiträumen von 100 Tagen gab es jeweils 6.000 bzw. 6.200 (2015/16) potentielle Fallennächte. Davon waren pro Durchgang 5.944, 6.182, 5.897, 5.847 Fallennächte effektiv. Durchschnittlich fielen somit pro Durchgang rund 1,6 % der Fallennächte wegen defekter Geräte oder durch den Diebstahl von Kameras aus. Im Untersuchungszeitraum 2019/20 fanden 11.194 effektive Fallennächte statt. 1,3 % der Fallennächte fielen aus.

3.2 Erfolgreiche Standorte

An 39, 44, 49 bzw. 50 Standorten entstanden in den Überwachungszeiträumen von 2014/15 bis 2017 Luchsbilder. Während des statistisch ausgewerteten Zeitraums von 100 Tagen konnten an 36, 38, 47 bzw. 48 Standorten Luchsaufnahmen gemacht werden. Dies entspricht einem durchschnittlichen Anteil erfolgreicher Standorte von 70 %. Im Untersuchungszeitraum 2019/20 entstanden an 53 (91 %) Standorten Luchsbilder.

3.3 Bildanzahlen und Luchs-Fotoereignisse

Es entstanden in allen Durchgängen zwischen 2014/15 und 2017 zusammen 27.422 Tierbilder (pro Durchgang: 4.333, 6.269, 8.689, 8.131). 1.511 Fotos (5,5 %) zeigten Luchse (pro Durchgang: 268, 286, 502, 455). Die 1.511 Luchsbilder konnten zu 794 Fotoereignissen (pro Durchgang: 142, 145, 285, 222) zusammengefasst werden. Die Qualität von 68 Ereignissen (8,6 %) (pro Durchgang: 11, 24, 21, 12) dieser Bilder reichte nicht aus, um eine Individualisierung der abgebildeten Luchse vorzunehmen. In den statistisch ausgewerteten Zeiträumen von jeweils 100 Tagen entstanden insgesamt 1.163 Luchsbilder, die sich auf 613 Fangereignisse (pro Durchgang: 125, 99, 206, 183) verteilten. Insgesamt wurden 28 Tierarten durch das Fotofallenmonitoring erfasst.

Während der Studie im Jahr 2019/20 entstanden 732 Luchsfotos. Diese konnten zu 437 Ereignissen zusammengefasst werden. Die Bildqualität von 45 Ereignissen (10,3 %) reichte nicht aus, um eine eindeutige Individualisierung vorzunehmen.

3.4 Ergebnisse der Bildauswertung

Innerhalb der Harzfläche wurden während der vier Fotofallenmonitoringdurchgänge in den Jahren von 2014/15 bis 2017 insgesamt 47 verschiedene selbständige Luchse individuell nachgewiesen (Tab. 2). Dabei handelte es sich um 17 männliche Tiere, 15 weibliche Tiere und 15 Individuen, die keinem Geschlecht zugeordnet werden konnten. Pro Durchgang waren dies 15, 17, 19 bzw. 23 Individuen. Von diesen 47 selbständigen Luchsen konnten mittels des hier beschriebenen systematischen Fotofallenmonitorings, dem opportunistischen Einsatz von Fotofallen (z.B. mit Fotofallen an Luchs-Beuterissen) sowie anhand genetischer Analysen innerhalb des Kalenderjahres 2014 17, im Jahr 2015 18 und in den Jahren 2016 und 2017 jeweils 34 Luchse nachgewiesen werden. Zwölf der 47 Tiere konnten mittels der verschiedenen Nachweismethoden in jedem der vier genannten Jahre nachgewiesen werden. Es handelt sich bei diesen um territoriale Luchse. Während des Fotofallenmonitorings in den Jahren 2019/20 wurden 41 dieser Tiere nachgewiesen.

Die Gesamtzahl an Wiederfängen (d.h. wiederholtes Fotografieren) betrug 649 (pro Durchgang: 113, 99, 243, 194). Die maximale Anzahl von Wiederfängen eines einzelnen Luchses betrug 44. Hierbei handelt es sich um das territoriale Luchsmännchen B1021m. Ein weiteres selbständiges und territoriales Luchsmännchen (B1049m) erreichte mit 32 Wiederfängen den zweithöchsten Wert. Im Durchgang 2019/20 wurden insgesamt 347 Wiederfänge erreicht und das Luchsmännchen B1021m hatte mit 33 Wiederfängen die höchste Wiederfangquote.

Bemerkenswert ist, dass im Rahmen der Pilotstudie in der Saison 2014/15 alle Individuen fotografiert wurden, von denen vorher bekannt war, dass sie in der untersuchten Fläche vorhanden sein mussten: vier telemetrierte bzw. ehemals telemetrierte Luchse und ein Weibchen, das 2014 kurzzeitig eingefangen aber nicht besendert worden war. Zudem wurden auch drei aus dem Nationalparkschauegehe bei Bad Harzburg entkommene Gehegetiere an unterschiedlichen Fotofallenstandorten erfasst. Die Gehegeflüchtlinge wurden nach 14 Tagen in der Freiheit wieder eingefangen und nicht in die Auswertungen dieser Studie einbezogen.

Das Luchswelbchen B1008w und das Luchsmännchen B1023m sind die einzigen Luchsindividuen, die in allen vier Fotofallenmonitoringdurchgängen zwischen 2014 und 2017 nachgewiesen wurden. Beide besetzen Streifgebiete im mittleren Harz, die von jedem der vier Referenzgebiete angeschnitten wurden.

Tab. 2: Gesamtübersicht der Ergebnisse des Fotofallenmonitorings.

	2014/2015	2015/2016	2016/2017	2017	2019/2020
<i>Standzeiten der Fotofallen im Gelände</i>					
Aufbaustart	26.08.2014	14.08.2015	09.08.2016	09.08.2017	17.09.2019
Beginn 100 % Kameras aufgebaut	19.09.2014	11.09.2015	02.09.2016	02.09.2017	17.10.2019
Ende 100 % Kameras aufgebaut	04.01.2015	11.01.2016	10.01.2017	18.12.2017	20.04.2020
Aufbauende	22.01.2015	25.01.2016	08.03.2017	21.12.2017	05.05.2020
Beginn 100 Tagezeitraum	25.09.2014	25.09.2015	28.09.2016	02.09.2017	-
Ende 100 Tagezeitraum	02.01.2015	02.01.2016	05.01.2017	10.12.2017	-
<i>Entstandene Bilder</i>					
Luchsbilder gesamt	268	286	502	455	732
Luchsereignisse	142	145	285	222	437
Luchsbilder 100 Tage	226	191	371	375	-
Luchsereignisse in 100 Tagen	125	99	206	183	-
Anzahl unidentifizierbare Bilder	13	29	15	10	19
Anzahl unidentifizierbare Ereignisse	11	13	14	7	19
Anzahl nicht sicher zugeordnete Bilder	0	30	16	8	42
Anzahl nicht sicher zugeordnete Ereignisse	0	11	7	5	26
Summe unzugeordnete Bilder	13	59	31	18	61
Summe unzugeordnete Ereignisse	11	24	21	12	45
Tierbilder	4.333	6.269	8.689	8.131	11.538
Wildkatzenbilder	223	228	397	748	356
<i>Untersuchungsaufbau</i>					
Referenzgebietsfläche (km ²)	746	741	779	780	1.899
Standorte	60	62	60	60	58
Erfolgreiche Standorte gesamt	39	44	49	50	53
Erfolgreiche Standorte 100 Tage	36	38		47	48
Luchs Foto-Ereignisse insg.	142	145	285	222	437
Luchs Foto-Ereignisse 100 Tage	125	99	206	183	-
StO mit Wildkatzen	36	37	44	56	45
StO mit Wildkatzen & Luchs	23	28	38	46	40
<i>Fangnächte</i>					
Effektive Fangnächte insg.	7.445	8.736	9.632	7.137	11.194
Potentielle Fangnächte insg.	7.52	8.759	9.961	7.352	11.339
Effektive Fangnächte 100 Tage	5.944	6.182	5.897	5.847	-
Potentielle Fangnächte 100 Tage	6	6,2	6	6	-
Ausfallnächte insg.	75	23	329	215	145
Ausfallnächte 100 Tage	56	18	103	153	-
Prozent Ausfall insg.	1,0 %	0,3 %	3,3 %	2,9 %	1,3 %
Prozent Ausfall 100 Tage	0,9 %	0,3 %	1,7 %	2,6 %	-
<i>Luchsindividuen und Luchsdichte</i>					
Fotografierte selbständige Individuen	15	17	3	23	41
Fotografierte selbständige Individuen 100 Tage	15	15	19	22	-
p-value CLOSETEST (OTIS et al. 1978)	0,60	0,76	0,28	0,76	-
p-value Closetest (STANLEY & BURNHAM 1999)	0,00	0,92	0,78	0,91	-
Abundanz selbst. Luchse CAPTURE	16 (16-23)	17 (16-31)	19 (19-21)	23 (23-44)	-
Bestes Modell	Mh	Mb	Mbh	Mh	-
Konfidenzintervall	16-23	16-31	19-19	23-44	-
Standardfehler	1,49	2,78	0,56	3,47	-
Wiederfangwahrscheinlichkeit	0,24	0,27		0,27	-
Summe aller Wiederfänge	113	99	243	194	347
Max. Wiederfänge pro Durchgang	31	29	44	32	33
Tier mit den maximalen Wiederfängen	B1004m	B1001m	B1021m	B1049m	B1021m
Führende Weibchen	6	4	4	6	10
Erwachsene Weibchen ohne Jungtiere	1	2	3	0	4
Erwachsene Männchen	2	7	9	9	15
Unbekanntes Geschlecht	6	4	3	8	11
Anzahl Jungtiere	12	11	11	13	21
Anzahl selbst. Luchse & Jungtiere	28	28	30	36	62
Dichte selbst. Luchse pro 100 km ²	2,1	2,3	2,4	2,9	-
Dichte selbst. Luchse & Jungtiere pro 100 km ²	3,8	3,8	3,9	4,6	-

3.5 Statistische Auswertung/Abundanzschätzung

Der CLOSETEST nach OTIS et al. (1978) geht bei allen vier Auswertungen (2014-2017) für den ausgewählten Zeitraum von 100 Tagen von einer geschlossenen Stichprobe aus, d.h. der p-Wert liegt in jedem Fall über 0,05 (p-Wert pro Durchgang: 0,60, 0,76, 0,28, 0,76). Das Ergebnis des Tests nach STANLEY & BURNHAM (1999) erfüllt bei drei der vier Durchgänge die Kriterien für eine geschlossene Population (p-Werte pro Durchgang: 0,00, 0,92, 0,78, 0,91). Die Abundanz- und Dichte-Ergebnisse der vier Fotofallenstudien gehen aus der Tab. 3 hervor.

3.6 Dichteschätzung im Gesamtharz

Die Ergebnisse geben Aufschluss über die Luchsabundanz und Luchsdichten im westlichen, mittleren und östlichen Harz. Um einen Dichtewert für den gesamten Harz zu bekommen, wurde der Mittelwert aus den vier berechneten Populationsdichten gebildet. Das Ergebnis betrug 2,5 selbständige Luchsen/100 km² bzw. 4,1 Luchsindividuen/100 km² incl. der abhängigen Jungtiere.

Daraus wiederum lässt sich eine Gesamtzahl von 55 selbständigen Luchsen und 35 abhängigen Jungtieren, also insgesamt 90 Luchsen ableiten, die innerhalb der Grenzen des 2.200 km² großen Harzer Mittelgebirges leben.

Es handelt sich dabei um eine Schätzung, die eine valide Größenordnung angibt, nicht aber den Anspruch erhebt, die Anzahl der im Harz lebenden Luchsindividuen exakt zu bestimmen.

In den Jahren 2019/20 wurden mittels der 58 Kamerastandorte, verteilt auf einem Großteil der Harzfläche, 41 selbständige Luchse fotografiert. Darunter befanden sich neun Weibchen mit Jungtieren. Dies entspricht einer Dichte von 1,89 selbständigen Luchsen/100 km². Aufgrund der vergleichsweise geringen

Dichte der Kamerastandorte in diesem Durchgang stellt dieser Wert eine Minimaldichte dar, die zur Plausibilitätskontrolle der oben dargestellten Ergebnisse dient.

4. Diskussion

Die Referenzgebiete für die hier beschriebene Fotofallenstudie liegen innerhalb der Grenzen des durchgehend bewaldeten Harzgebietes. Telemetrydaten zeigen, dass territoriale Luchse im Harz ihre Streifgebiete weitgehend an die Waldgrenze des Mittelgebirges anpassen und diese nur relativ selten überschreiten. Außerhalb des Harzwaldes dürfte somit eine andere (geringere) Luchsdichte herrschen als innerhalb dieser Fläche. Die Ausrichtung der Grenzen der Referenzgebiete an der Waldkante des Harzes erscheint somit sinnvoll. Innerhalb des Mittelgebirges ist es jedoch wahrscheinlich, dass die Streifgebiete einiger fotografierten Luchse nur zu einem Teil innerhalb des Referenzgebietes liegen.

Solche Tiere können den ermittelten Dichtewert rechnerisch erhöhen.

Um diesem Problem zu begegnen, verwenden viele Schätzverfahren für territoriale Arten mit großem Raumanspruch Pufferzonen, die um das Referenzgebiet gelegt werden. Die Breite der Pufferzonen ist dabei abhängig von den Ergebnissen der Studie (MMDM-Methode, PARMENTER et al. 2003). Ein erweiterter Ansatz errechnet die Größe des gesamten Referenzgebietes erst im Nachhinein als Funktion der zeitlichen und räumlichen Verteilung der Fangereignisse jedes einzelnen Luchsindividuum (räumliche Fang-Wiederfangmodelle, z.B. EFFORD 2011).

Aus Gründen der besseren Verständlichkeit der hier vorgestellten Ergebnisse wurde bewusst auf eine Pufferung des Referenzgebietes verzichtet und somit etwas höhere Dichtewerte in Kauf genommen. Mit

Tab. 3: Anzahl selbständiger Luchse und Jungtiere je Untersuchungsgebiet und Fotofalldurchgang, sowie die berechnete Dichte an selbständigen Luchsen inklusive und exklusive Jungtiere je Untersuchungsgebiet. Das zugehörige Konfidenzintervall ist jeweils in Klammern angegeben.

	2014/15	2015/16	2016/17	2017
Flächengröße Untersuchungsgebiet (UG)	746 km ²	741 km ²	779 km ²	780 km ²
Anzahl selbständiger Luchse im UG	16 (16-23)	17 (16-31)	19 (19-21)	23 (23-44)
Anzahl Jungtiere im UG	12	11	11	13
Anzahl Selbständige und Jungtiere im UG	28	28	30	36
Dichte selbständiger Luchse im UG	2,1/100 km ²	2,3/100 km ²	2,4/100 km ²	2,9/100 km ²
Dichte Selbständige und Jungtiere im UG	3,8/100 km ²	3,8/100 km ²	3,9/100 km ²	4,6/100 km ²

diesem Vorgehen wurde sich an jenem Verfahren orientiert, welches in der Schweiz beim Monitoring des Luchses Verwendung fand und somit vergleichbare Datensätze erzeugte. KUNZ et al. (2017) nennen für die Schweizer Referenzgebiete Dichtewerte, die in den Studien zwischen 2013/14 und 2016/17 zwischen 0,92 und 3,26 selbständigen Luchsen/100 km² liegen. Die hier gewonnenen Dichtewerte, die auf der eher gutachterlichen Festlegung des Untersuchungsgebietes beruhen, sind hingegen mit denen etlicher anderer bislang publizierten Studien (MMDM, SECR) nur bedingt vergleichbar. Die hier verwendeten Kontrollwerte, u.a. die Plausibilitätskontrolle in den Jahren 2019/20, deuten jedoch darauf hin, dass das hier durchgeführte Vorgehen in Bezug auf den Harz sehr valide Ergebnisse liefert. Die geringere Dichte von Kamerastandorten während der Studie in den Jahren 2019/20 dürfte dazu geführt haben, dass eine Reihe der im Harz lebenden Luchsindividuen nicht fotografiert worden sind. Es wurden 41 (75 %) von geschätzten 55 im Harz lebenden selbständigen Individuen in den Jahren 2019/20 abgelichtet. Folglich wurden 25 % der im Untersuchungsgebiet erwarteten Luchse nicht erfasst.

Der aus den Ergebnissen des vierten Fotofalldurchgangs (2017) im Ostharz errechnete Dichtewert von 2,9 selbständigen Luchsindividuen/100 km² ist der höchste Dichtewert in den hier untersuchten Gebieten. Es ist denkbar, dass günstige Lebensbedingungen (z.B. Nahrungsangebot) die Ursache für höhere Luchsdichtewerte im östlichen Harz sind. Der östliche Harz ist, im Vergleich zum Hochharz, von einem milderen Klima und Relief sowie einem höheren Anteil landwirtschaftlicher Flächen geprägt.

Der höchste bislang mittels Fotofallen erhobene Dichtewert einer Luchspopulation stammt aus der Türkei und liegt bei 4,2 selbständigen Individuen/100 km² (AVGAN et al. 2014). In Zentralnorwegen liegt die Luchsdichte, vermutlich aufgrund geringerer Nahrungsressourcen, bei 0,3 selbständigen Tieren/100 km² (SUNDE et al. 2000). OKARMA et al. (1997) nennen eine Dichte von 2,4–3,2 selbständigen Luchsen im ostpolnischen Waldgebiet von Bialowieza.

Verschiedentlich wird die Frage diskutiert, ob mittels Fotofallen ein ausreichend großer Anteil der Luchspopulation abgebildet werden kann, um valide Schätzergebnisse zu erreichen. Es ist an dieser Stelle daher noch einmal auf die Ergebnisse der ersten systematischen Fotofallenstudie im Harz 2014/15 zu verweisen, bei der sämtliche fünf bereits zuvor bekannte Luchse detektiert werden konnten und darüber hinaus auch

Fotos von drei entkommenen Gehegeluchsen entstanden, die sich rund zwei Wochen lang in Freiheit befanden (MIDDELHOFF & ANDERS 2015). Es ist somit davon auszugehen, dass auch in den beiden anderen Referenzgebieten im Harz ein sehr hoher Prozentanteil der tatsächlich vorhandenen Luchse fotografiert wurde.

Der Einsatz von Fotofallen in den Reproduktionsgebieten des Luchses im Umland des Harzes

Monitoringbericht

Tomma Lilli Middelhoff & Ole Anders

1. Einleitung

Das Luchs-Monitoring des Nationalparks Harz verfolgt das Ziel, in allen bekannten Reproduktionsgebieten der Tierart in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt Fotofallen einzusetzen, um die dort vorhandenen Luchse, inkl. der Jungtiere, anhand ihrer Fleckenzeichnung zu individualisieren. Die Bestandsentwicklung innerhalb des Reproduktionsgebietes kann so besser

dokumentiert werden. Außerdem ist es dadurch möglich, Jungtiere nach deren Abwanderung in andere Gebiete zu identifizieren und Wanderrouten und -distanzen nachzuvollziehen. Aus Gründen der Arbeitskapazität können jedoch nicht alle Reproduktionsgebiete gleichzeitig mit Kameras ausgestattet werden. Zur Vervollständigung der Berichte über die einzelnen Reproduktionsgebiete werden im Folgenden neben

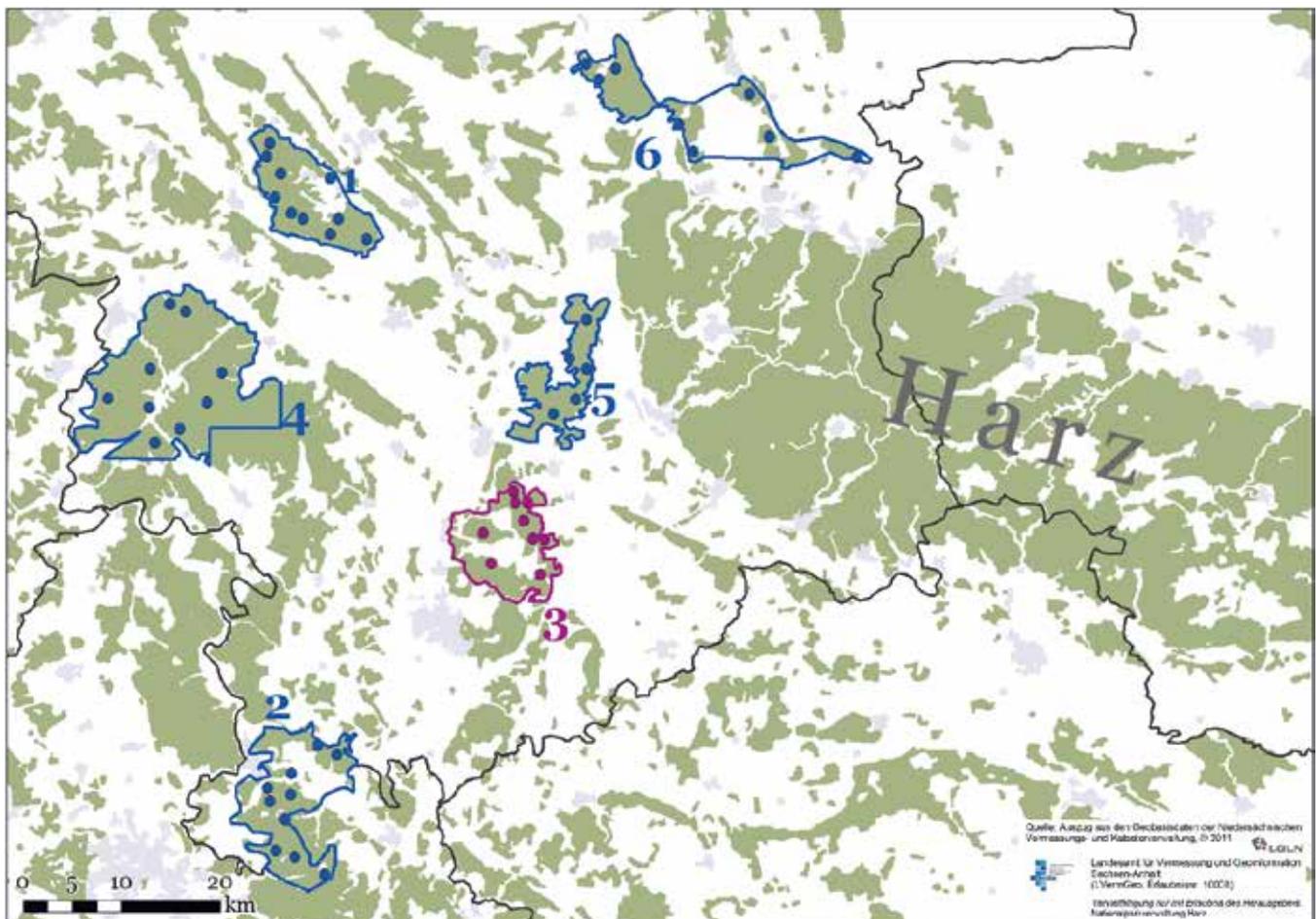


Abb. 1: Übersicht der sechs Fotofallen-Untersuchungsgebiete außerhalb des Harzes: 1. Hils, 2. Kaufunger Wald, 3. Nörten-Hardenberg, 4. Solling, 5. Westerhöfer Wald, 6. Hainberg und benachbarte Wälder. In blau umrandeten Untersuchungsgebieten konnte eine Reproduktion nachgewiesen werden, in violett umrandeten nicht. Fotofallenstandorte sind durch einen Punkt dargestellt.

den Fotofallenbildern auch Informationen herangezogen, die mit anderen Nachweismethoden (Telemetrie, Genetik, zufällig entstandene Fotos etc.) ermittelt wurden. Die bis zur Monitoringsaison 2021/2022 bekannten Luchs-Reproduktionsgebiete außerhalb des

Harzes und die Einsatzgebiete von Fotofallen sind Abb. 1 zu entnehmen. Nach 2015 liegen alle Reproduktionsgebiete außerhalb des Harzer Mittelgebirges auf niedersächsischem Gebiet.

Tab. 1: Dargestellt sind für jedes Untersuchungsgebiet und Untersuchungsjahr der Fotofallen-Aufbau- und -Abbauzeitpunkt, die Anzahl effektiver Fangnächte, die Anzahl der potentiellen Fangnächte und der prozentuale Anteil ausgefallener Fangnächte (Ausfall Kameras). Bei zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch laufenden Fotofallenstudien wird statt des Abbaupunktes das Ende des Auswertungszeitraumes angegeben.

Untersuchungsgebiet	Jahr	Aufbau	Abbau/Auswertungsende	Effektive Fangnächte	Potentielle Fangnächte	Ausfall Kameras (%)
Hils	2015/2016	04.06.2015	07.09.2016	3.924	4.590	14,51 %
Kaufunger Wald	2015-2017	20.11.2015	24.05.2017	3.065	3.210	4,52 %
	2018	03.02.2018	13.11.2018	1.309	1.349	2,97 %
Nörten-Hardenberg	2017	13.06.2017	14.11.2017	1.313	1.395	5,88 %
Solling	2018-2020	11.01.2018	11.04.2022*	15.397	16.774	8,21 %
Westerhöfer Wald	2019/2020	22.03.2019	13.04.2022*	3.992	4.559	12,44 %
Hainberg/benachbarte Wälder	2019/2020	02.03.2019	09.06.2022*	5.352	5.939	9,88 %

* In mehreren Fällen wurden die Kamerastandorte nach dem Auswertungsende nicht abgebaut sondern verblieben im Gelände, um weiter Fotos aufzuzeichnen.

Tab. 2: Überblick über die Standortanzahl, die Anzahl entstandener Luchs-, Wolf- und Wildkatzenfotos sowie die Anzahl nachgewiesener Luchsindividuen innerhalb verschiedener Untersuchungsgebiete (Stand 7.7.2022).

Untersuchungsgebiet	Jahr	Standortanzahl	Tierbilder	Luchsbilder	Wildkatzenbilder	Wolfsbilder	Luchsindividuen
Hils	2015/2016	10	3.424	34	105	0	2
Kaufunger Wald	2016-2017	10	3.182	16	400	0	1
	2018	5	15.401	5	52	0	1
Nörten-Hardenberg	2017	9	1.247	4	125	0	1
Solling	2018-2020	11	21.626	241	1.684	0	6
Westerhöfer Wald	2019-2020	5	3.380	412	262	1	5
Hainberg/benachbarte Wälder	2019-2020	7	6.827	165	509	2	8

2. Hils

Der erste Luchsnachweis der Kategorie C1* aus dem Hils entstand im November 2012. Über das Jahr 2013 hinweg folgten weitere einzelne Belege für die Anwesenheit mindestens eines Luchses im Hils. Es ist möglich, dass es sich dabei bereits um dasselbe Weibchen (B1027w) handelte, das im Frühjahr 2014 mit den inzwischen vom Nationalpark Harz installierten Fotofallen nachgewiesen werden konnte. Die Luchsin führte zu diesem Zeitpunkt zwei im Jahr 2013 geborene Jungtiere. Bis Ende 2018 gelangen im Hils regelmäßig Nachweise des Tieres. Ab 2015 bis Frühjahr 2016 hielt sich ein territoriales Luchsmännchen, der zugewanderte und zeitweise besenderte M8,

im Hils auf. Einzelne genetische Nachweise von verschiedenen männlichen Luchsen erfolgten 2013, 2017, 2018 und 2019. Ob es sich dabei um den Nachwuchs von B1027w oder um andere Männchen handelte, ist unklar.

Insgesamt ließ sich im Hils in vier Jahren Nachwuchs bestätigen. Es handelt sich dabei um insgesamt mindestens acht Jungtiere.

* Entsprechend der nationalen Monitoringstandards (REINHARD et al. 2015) werden Luchshinweise und -nachweise in drei Kategorien eingeteilt: C1 = eindeutige Nachweise wie Fotos, Genetik, Totfunde, eingefangene Luchse etc., C2 = von definierten Personen überprüfte indirekte Nachweise wie Risse oder Trittspuren, C3 = Luchshinweise ohne überprüfbare Belege wie z.B. Sichtungen, bei denen kein Foto entstand.

Zunächst wurden in einem Pilotprojekt vom 27.3.2014 bis zum 3.6.2014 an drei Standorten im Hils Fotofallen installiert. Ab dem 4.6.2015 bis zum 7.9.2016 standen dann zehn Fotofallenstandorte im Gebiet.

Insgesamt nahmen die Kameras 3.424 Tierbilder auf. An sieben verschiedenen Standorten entstanden insgesamt 34 Luchsfotos, die zwei adulte Luchsindividuen zeigten.

Neben den Luchsen wurde auch die Europäische Wildkatze (*Felis silvestris*) fotografiert. Insgesamt entstanden während des Untersuchungszeitraumes 105 Bilder der Tierart.

2.1 Nachgewiesene Luchsindividuen im Hils

Im Untersuchungsgebiet konnten seit 2013 fünf Luchsindividuen genetisch, über Fotofallen, Totfunde oder über Telemetrie nachgewiesen werden.

Im Dezember 2013 konnte an einem Rehriss ein männlicher Luchs (LL066m) genetisch erfasst werden. An den ersten drei im April 2014 im Hils installierten Fotofallenstandorten wurde das Luchsweibchen B1027w (LL197w) mit zwei fast ausgewachsenen Jungtieren fotografiert. Eins der Jungtiere ließ sich im Juni 2014 noch einmal an einem Rehriss im Solling nachweisen. Ob das Luchsweibchen im Jahr 2014

reproduzierte, ist unklar. B1027w wurde während des Fotofallen-Untersuchungszeitraumes 2015/2016 regelmäßig im Hils bestätigt. Bei dem Weibchen konnte ein 2015 geborenes Jungtier nachgewiesen werden. In den Jahren 2016 und 2017 ließ sich nicht klären, ob es im Hils Reproduktion gab. 2018 wurde allerdings B1027w wieder an einem Riss zusammen mit einem Jungtier nachgewiesen. Dieses Jungtier wanderte 2019 Richtung Nordwesten ab und konnte im September 2019 im Raum Hameln fotografiert werden. Das Luchsmännchen B1028m (LL062m, M8) wanderte im Januar 2015 in den Hils ein. Bis zum Frühjahr 2016 konnte die Anwesenheit des Luchses über Telemetrie- und Fotodaten im Hils dokumentiert werden.

Im Februar 2017 musste der Luchs LL145m (M10) auf einem Gartengrundstück in Lenne nahe des Hils auf Grund einer Verletzung eingefangen werden. Zwei Wochen später entließen Mitarbeitende des Nationalparks Harz und des Forstamtes Grünenplan den mit einem Halsbandsender ausgestatteten Luchs im Hils wieder in die Freiheit. M10 hielt sich jedoch nicht lange dort auf. Er wanderte bis in den Harz, durchquerte das Mittelgebirge und verließ dieses wieder Richtung Süden. Er setzte seine Wanderung bis in das Gebiet des Hohen Meißners in Hessen fort. Hier verendete



Abb. 3: Zwei im Hils während des Fotofallenmonitorings nachgewiesene selbstständige Luchse, die jeweils von beiden Seiten abgelichtet wurden. Oben das Männchen B1028m und unten das Weibchen B1027w.

das Luchsmännchen im August 2017 aus ungeklärter Ursache.

Im August 2018 und Mai 2019 konnte ein Luchsmännchen (LL196m) genetisch an verschiedenen Rehrissen im Hils bestätigt werden.

3. Kaufunger Wald

Ende 2009 wanderte das telemetrierte einjährige Luchsmännchen M2 aus dem Harz in den Kaufunger Wald (Niedersachsen und Hessen). Bereits einige Zeit zuvor hatte es die ersten Luchsnachweise vor allem im hessischen Teil des Kaufunger Waldes gegeben (DENK et al. 2011). Im Frühjahr 2010 war dort – erstmals seit dem Start der Wiederansiedlung außerhalb des Harzes – Luchsnachwuchs geboren worden. Bis ins Jahr 2015 bekamen in jedem Jahr mindestens 1-2 Luchsweibchen Nachwuchs. Insgesamt wurde im Kaufunger Wald in sechs aufeinander folgenden Jahren Nachwuchs aus 10 Würfen nachgewiesen. Es handelte sich dabei um mindestens 21 Jungtiere. Alle bekannten Luchsinnen starben dann allerdings 2015 samt des zu diesem Zeitpunkt geführten Nach-

wuchses an Sarcopitesräude (B1061w und B1037w) oder verschwanden aus nicht bekannten Gründen. Seither (Stand MJ 2022/23) fand keine Luchs-Reproduktion mehr im Kaufunger Wald statt. Ende 2015 lebten noch mindestens zwei territoriale Luchsmännchen im Gebiet, die inzwischen beide nicht mehr nachgewiesen werden konnten, so dass sich das Luchsvorkommen seither auf einzelne durchwandernde und, soweit nachweisbar, männliche Individuen beschränkte. Der Kaufunger Wald wurde immer wieder einmal von dispergierenden Luchsen aus dem Harz erreicht. In mehreren Fällen kehrten diese aber nach längerem oder kürzerem Aufenthalt in den Harz zurück.

Im Gebiet des Kaufunger Waldes bei Hann. Münden kamen während zwei Untersuchungszeiträumen Fotofallen zum Einsatz. Erstmals wurden am 20.11.2015 zwei Kamerastandorte eingerichtet. Am 27.7.2016 bzw. 26.8.2016 wurden diese um acht weitere Standorte ergänzt. Der Abbau aller Standorte erfolgte am 24.5.2017. Der zweite Kameraeinsatz erfolgte vom



Abb. 4: Abbildung der zehn Fotofallenstandorte (blauer Punkt) im Untersuchungsgebiet Kaufunger Wald bei Hann. Münden.

3.1 Nachgewiesene Luchsindividuen im Kaufunger Wald

Im Untersuchungsgebiet konnten seit 2008 elf Luchsindividuen genetisch, über Fotofallen, Totfunde oder über Telemetrie nachgewiesen werden.

Das im Frühjahr 2008 im Harz geborene Luchsmännchen LL011m (M2) wurde im November 2008 zusammen mit einem Geschwistertier (F1) eingefangen, nachdem die Mutter auf der B 242 überfahren worden war. Bis zur Freilassung im April 2009 wurden beide Geschwistertiere in einem der Öffentlichkeit nicht zugänglichen Bereich am Luchsschauegehege an der Rabenklippe bei Bad Harzburg versorgt. Beide Tiere wurden ab der Freilassung mit Hilfe von Telemetrie-halsbändern überwacht. Das junge Luchsmännchen verließ nicht lange danach den Harz in Richtung Süden (KAPHEGYI et al. 2023). Im November 2009 erreichte es den Kaufunger Wald. Hier hielt es sich bis zum Ende der Halsbandlaufzeit im Februar 2010 auf. Spuren im Schnee deuteten darauf hin, dass zu dieser Zeit mehr als nur ein Luchs im Kaufunger Wald vorkam. 2010 wurde auf hessischer Seite des Kaufunger Waldes die erste Luchsreproduktion außerhalb des Harzes nachgewiesen. Ob M2 der Vater der Jungtiere war, ist allerdings unklar.

Im Januar 2011 gelang der genetische Nachweis eines Luchsweibchens (LL056w) mittels zufällig auf einem Hochsitz gefundener Haare.

Im November 2012 wurde ein Luchsmännchen mit einer gelben Ohrmarke (LL039m) auf der A 44 überfahren. Der Totfund belegte die zweite Luchswanderrung vom Harz in den Bereich des Kaufunger Waldes, da das Tier im November 2011 im Harz gefangen und ohrmarkiert worden war.

Ab 2012 bis 2015 wurde das Luchsweibchen B1061w (LL124w) sowohl im hessischen als auch im niedersächsischen Teil des Kaufunger Waldes nachgewiesen. Das Weibchen reproduzierte in mindestens drei Jahren. Im Januar 2014 wurde ein männliches Jungtier (LL062m, B1028m, M8) aus ihrem Wurf mit einer blauen Ohrmarke markiert. Das junge Luchsmännchen konnte im Oktober 2014 erneut bei Uslar im Solling gefangen und mit einem Telemetrie-halsband ausgestattet werden. Es wanderte anschließend durch den Solling und hielt sich danach bis Ende 2015 im nördlich davon gelegenen Hils auf (vgl. Kap. 3 Hils). Im Februar 2015 wurde das Luchsweibchen B1037w (LL102w, F7) im niedersächsischen Teil des Kaufunger Waldes gefangen und besendert. Es handelte sich um ein adultes territoriales Tier, das im Mai 2015 vier Jungtiere zur Welt brachte. Das Halsband der Luchsin fiel im September 2015 auf Grund eines technischen

Defekts aus. Im November 2015 wurde das Luchsweibchen apathisch auf einem Gartengrundstück entdeckt. Es war hochgradig abgemagert, wies für Räude typische Symptome auf und wurde daraufhin von einer hinzugerufenen Tierärztin eingeschläfert. Es ist davon auszugehen, dass die Jungtiere der Luchsin zuvor eingegangen waren.

Im Rahmen eines Fotofallenmonitorings im hessischen Teil des Kaufunger Waldes wurde 2015 erstmals das Luchsmännchen B1036m (LL146m) nachgewiesen (PORT et al. 2020). Auch im Fotofallenmonitoring 2016/2017 und 2018 konnte das Tier auf der niedersächsischen Seite des Kaufunger Waldes bestätigt werden.

Parallel zu B1036m wurde 2015 im hessischen Teil des Waldgebietes das Luchsmännchen B1025m (LL152m) nachgewiesen (PORT et al. 2020). Dieser Luchs wanderte im Dezember 2015 ab und wurde Anfang Januar 2016 im Harz fotografisch erfasst. Der letzte Nachweis des dann territorialen Luchses erfolgte im August 2018.

Im April 2016 wurde im niedersächsischen Teil des Kaufunger Waldes das Luchsmännchen B1009m (LL119m, M9) gefangen und besendert. Es wanderte anschließend in ein zwischen Ebergötzen und Katlenburg (NI) gelegenes Gebiet ab und blieb dort auch noch nach dem Halsbandabwurf im April 2017 bis ca. Anfang 2018 (vgl. Kap. 5 Nörten-Hardenberg). Nach einer erneuten Besenderung kehrte M9 im Januar 2019 in den Kaufunger Wald zurück. Hier verendete das Tier allerdings schließlich in Folge einer Lungen- und Bauchfellentzündung.

Das Luchsmännchen B1039m (LL129m) wurde 2015 im Harz geboren und dort als Jungtier mittels Fotofallen und Genetik nachgewiesen. Ab Ende 2016 tauchte es im Kaufunger Wald (hessischer Teil) auf und konnte hier mit Fotofallen über ein Jahr hinweg nachgewiesen werden (PORT et al. 2020). Dann kehrte es in den Harz zurück und wurde dort im Sommer 2018 erstmals wieder bestätigt. Im Januar 2019 kam das Tier bei einem Verkehrsunfall ums Leben.

Im November 2019 wurde im niedersächsischen Teil des Kaufunger Waldes an einem Rehriss, erstmals seit dem Zusammenbruch des Vorkommens im Jahr 2015, wieder ein weiblicher Luchs genetisch nachgewiesen (LL219w). Eine neue Reproduktion erfolgte danach jedoch nicht.

4. Nörten-Hardenberg

Aus dem zwischen Göttingen, Nörten-Hardenberg und Katlenburg gelegenen Untersuchungsgebiet gab es bislang insgesamt nur sehr wenige Luchsnachweise.

gab es einzelne Beobachtungen von zwei unterschiedlichen Luchsen im Untersuchungsgebiet, die jedoch nicht individualisiert werden konnten. Im Untersuchungsgebiet Nörten-Hardenberg wurden somit bislang noch keine Jungtiere nachgewiesen.

Ein Fotofallenstandort wurde frühzeitig wieder abgebaut, sodass acht Fotofallenstandorte in der Zeit vom 13.6.2017 bis zum 14.11.2017 im Untersuchungsgebiet Nörten-Hardenberg betrieben wurden.

Insgesamt entstanden in diesem Zeitraum 1.247 Tierbilder. Darunter befanden sich vier Luchsbilder, die an zwei Standorten aufgenommen wurden. Alle Bilder zeigen dasselbe männliche, adulte Luchsindividuum. Neben den Luchsen konnte auch die Europäische Wildkatze fotografiert werden. Es entstanden während des Fotofallenzeitraumes insgesamt 125 Wildkatzenfotos.

4.1 Nachgewiesene Luchsindividuen bei Nörten-Hardenberg

Im Oktober 2016 wandert das telemetrierte Luchsmännchen M9 (B1009m, LL119m) aus dem hessischen Kaufunger Wald (vgl. Kap. 4 Kaufunger Wald) in das

Untersuchungsgebiet Nörten-Hardenberg zu. Es war im April 2016 im niedersächsischen Teil des Kaufunger Waldes gefangen und besendert worden. Im Untersuchungsgebiet Nörten-Hardenberg hielt sich das Luchsmännchen äußerst kleinräumig in der halb-offenen Landschaft und überwiegend außerhalb der größeren geschlossenen Waldbereiche auf. Auch nach dem planmäßigen Halsbandabwurf im April 2017 befand sich das Luchsmännchen bis ca. Anfang 2018 in dem bekannten Bereich bei Katlenburg. Ab 2018 wurde das Männchen häufiger etwas weiter nordöstlich zwischen Osterode und Katlenburg mittels zufälliger erfolgter Beobachtungen und entsprechender Fotos nachgewiesen. Im Dezember 2018 gelang schließlich ein erneuter Fang und eine zweite Besenderung des Tieres. Unmittelbar nach dem Fang wanderte der Luchs nach Süden ab und hielt sich ab Januar 2019 wieder im Kaufunger Wald auf. Hier starb das Männchen infolge einer Lungen- und Bauchfellentzündung.

5. Solling

Nur ein Jahr nachdem im Hils erstmals Luchse nachgewiesen werden konnten, gab es im Monitoringjahr 2013/2014 auch im Solling die ersten C1-Meldungen

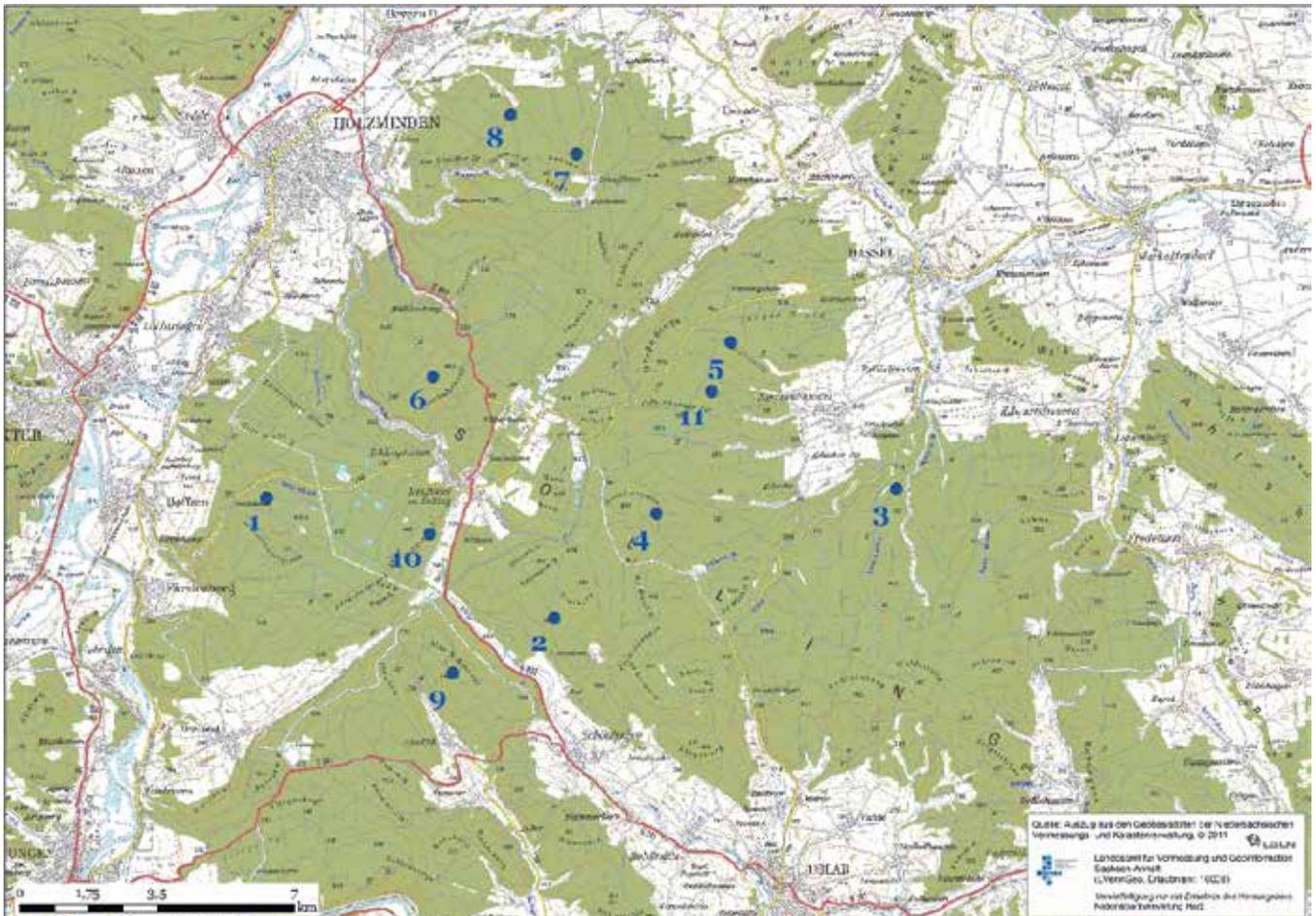


Abb. 6: Untersuchungsgebiet Solling mit den elf Fotofallenstandorten (blaue Punkte).

Im Solling wurde im Januar 2018 mit dem Aufbau von zehn Fotofallen begonnen. Am 4.6.2018 wurde der elfte Kamerastandort eingerichtet. Insgesamt entstanden bis zum 11.4.2022 21.626 Tierbilder und 241 Bilder von Luchsen. An allen elf Standorten wurden Luchse fotografiert. Es handelte sich dabei um insgesamt sechs adulte Luchsindividuen.

Auch hier konnte neben dem Luchs die Europäische Wildkatze fotografiert werden. Dies gelang bis zum 11.4.2022 insgesamt 1.684 mal.

5.1 Nachgewiesene Luchsindividuen im Solling

Im Untersuchungsgebiet konnten seit 2013 elf Luchsindividuen genetisch, über Fotofallen, Totfunde oder über Telemetrie nachgewiesen werden.

Das subadulte Luchsmännchen B1033m (LL054m, M6) wurde am 1.5.2013 bei Bühren (Landkreis Göttingen) gefangen und besendert. Bis zum Ausfall des Halsbandes am 6.12.2013 hielt sich das Tier überwiegend im Solling auf.

Das Luchsmännchen B1028m (LL062m, M8) wurde erstmals am 24.1.2014 bei Oberode (Landkreis Göttingen) als abhängiges Jungtier gefangen und mit einer blauen Ohrmarke markiert (vgl. Kap. 3 Hils). Am 22.10.2014 konnte das nun subadulte Luchsmännchen ein zweites Mal bei Fürstenhagen (Landkreis Nörthheim) gefangen und besendert werden. Bis November 2014 hielt sich M8 im Solling auf und wanderte anschließend in den Hils weiter. Dort blieb es bis zum planmäßigen Abwurf des Halsbandes am 9.12.2015, abgesehen von zwei Exkursionen, die es im März und April 2015 in den Solling machte. M8 belegte damit eine Wanderverbindung zwischen den Untersuchungsgebieten Kaufunger Wald, Solling und Hils.

Im April bzw. Juni 2014 wurden in den Revierförstereien (Rfö.) Merxhausen und Knobben auf Hochsitzen in der Nähe von Rissen Luchshaare gefunden und genetisch analysiert. Das Ergebnis war der erste Nachweis eines weiblichen Luchses (LL069w) im Solling. Danach erfolgte kein weiterer genetischer Nachweis dieser Luchsin.

Ein im Juni 2014 in der Revierförsterei Knobben zufällig entstandenes Foto zeigte eins der ersten im Hils nachgewiesenen Jungtiere als nun subadultes, dispergierendes Tier (JT1.2013-B1027w, geboren 2013, zusammen mit der Mutter B1027w im Hils im April 2014 fotografiert).

Im Oktober 2015 wurde das Luchsmännchen LL131m erstmals genetisch an einem Wildtierriss in der Rfö. Mühlenberg nachgewiesen. Im Januar 2017 riss dieses Luchsmännchen am nordwestlichen Sollingrand mehrere Schafe. Das adulte Tier verendete im November

2017 nach dem Zusammenstoß mit einem Fahrzeug auf der A 4 bei Bad Hersfeld in Hessen. Ca. 100 km Luftlinie liegen zwischen dem letzten Nachweis im Solling und dem Fundort auf der Autobahn.

Im Januar 2016 konnte in der Revierförsterei Rottmünde das Luchsmännchen LL153m (B1020m) an einem Wildtierriss genetisch nachgewiesen und fotografiert werden. Abgleiche mit archivierten Fotofallenbildern ergaben, dass es sich bei dem Luchs um ein 2013 bei Bad Harzburg im Harz geborenes Jungtier handelte. Im März 2017 wurde der Luchs genetisch an einem getöteten Stück Gatterdamwild in der Revierförsterei Steinhoff, Forstamt Neuhaus nachgewiesen. Ab Januar 2018 bis Mai 2019 war das Luchsmännchen durchgängig im Solling präsent.

Im August 2017 wurde in der Revierförsterei Rottmünde an einem Wildtierriss ein Luchsweibchen (LL113w) nachgewiesen, das im Juli 2015 bereits im Landkreis Hörter genetisch erfasst worden war. Bei dem Weibchen handelt es sich mit größter Wahrscheinlichkeit um das Tier mit der Foto ID B1074w, welches von Februar 2018 bis Dezember 2018 während des Fotofallenmonitorings parallel zu dem Luchsmännchen B1020m nachgewiesen wurde.

Im Oktober 2018 tauchte das Luchsweibchen B1072w im Fotofallen-Untersuchungsgebiet auf. Im Februar und April 2019 gab es im hessischen Reinhardswald Nachweise des Tieres. Im Mai, August und November 2019 wurde das Weibchen wieder im Solling fotografiert. Im Januar 2020 wurde die Luchsin sowohl im Reinhardswald als auch im Solling zusammen mit mind. zwei Jungtieren fotografiert. Es müssen also nicht nur das Weibchen selbst, sondern auch dessen Jungtiere die Weser gequert haben. Der Fluss führte allerdings in diesem Jahr aufgrund anhaltender Trockenheit nur sehr wenig Wasser. Im Januar 2020 entstand der bislang letzte Nachweis von B1072w.

Ab Oktober 2019 tauchte vier Monate nach dem Verschwinden von B1020m ein neues Luchsmännchen (B1097m) im Solling auf. Das Tier war bis zum Dezember 2020 nachzuweisen.

Kurz nach dem ersten Erscheinen des Luchsmännchens B1097m auf Fotofallenbildern konnte im Dezember 2019 auch ein neues Luchsweibchen (B1098w) erfasst werden. B1097m und B1098w waren danach bis zur Berichterstellung die einzigen nachgewiesenen territorialen Luchse im Solling.

6. Westerhöfer Wald

Seit 2008 wurden immer wieder einzelne Luchse im Westerhöfer Wald nachgewiesen. 2013 wanderte das telemetrierte Luchsweibchen F4 vom benachbarten

Harz aus in das Waldgebiet ein und hielt sich dort ca. einen Monat lang auf. Mindestens fünf verschiedene Luchse wurden 2015 bis 2018 im Westerhöfer Wald genetisch nachgewiesen. 2018 erfolgte der erste Reproduktionsnachweis im Gebiet. Das Anfang 2019 etablierte Fotofallenmonitoring wies bis Ende 2021 zwei gleichzeitig dort vorkommende Luchsweibchen mit Jungtieren und vier wechselnde Luchsmännchen nach.

Im Westerhöfer Wald wurde in vier Jahren Luchsnachwuchs aus sechs Würfen nachgewiesen. Es handelt sich dabei um insgesamt mindestens 14 Jungtiere.

Im Westerhöfer Wald wurden am 22.3.2019 fünf Fotofallenstandorte aufgebaut. Am 12.6.2019 wurde ein Standort (Nr. 4) wieder entfernt. Bis Ende 2021

entstanden 3.004 Tierbilder. An allen fünf Standorten wurden Luchse fotografiert. Zwischen 2019 und 2021 entstanden 412 Luchsbilder und es konnten insgesamt sechs selbstständige Luchsindividuen sowie Jungtiere von zwei Luchsweibchen identifiziert werden, die sich über längere Zeiträume im Gebiet aufhielten (Tab. 7). Es ist wahrscheinlich, dass mindestens eins der reproduzierenden Luchsweibchen zwischen Harz und Westerhöfer Wald hin und her wechselte.

Neben Luchsen wurden auch andere Tierarten fotografiert, unter anderem die Europäische Wildkatze. Insgesamt entstanden während des Fotofallenzeitraumes 262 Wildkatzenbilder. Am 1.5.2019 entstand außerdem ein Foto von einem offenbar durchwandernden Wolf.

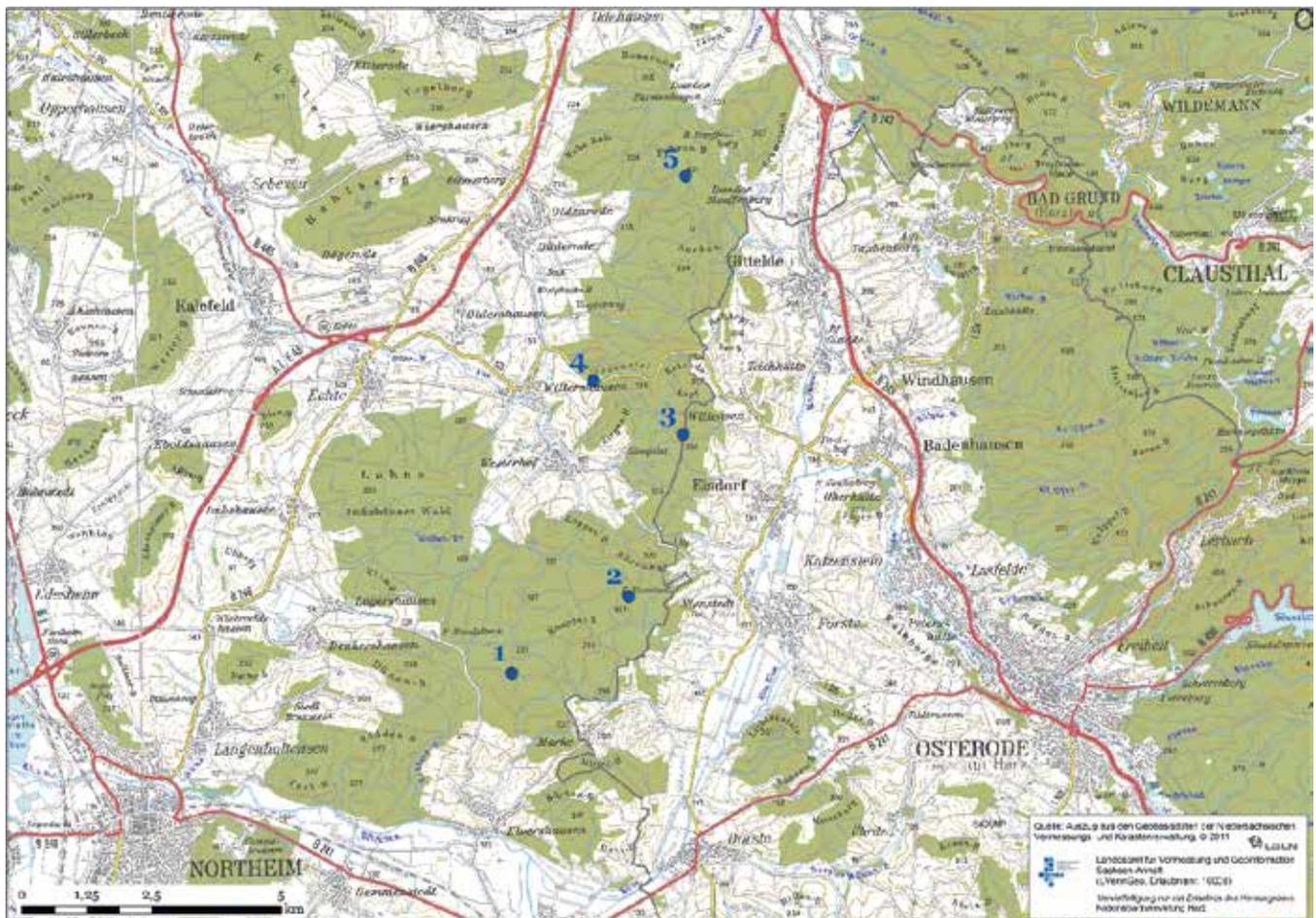


Abb. 7: Untersuchungsgebiet Westerhöfer Wald mit fünf Fotofallenstandorten (blau markiert).

6.1 Nachgewiesene Luchsindividuen im Westerhöfer Wald

Im Untersuchungsgebiet Westerhöfer Wald konnten seit 2013 20 Luchsindividuen genetisch, über Fotofallen, Totfunde oder über Telemetrie nachgewiesen werden.

Der erste individuell nachgewiesene Luchs im Westerhöfer Wald war das im Harz mit einem Halsbandsender ausgestattete junge Luchsweibchen F4 (LL042w). Gleich einen Monat nach seiner Besenderung wanderte das Tier im April 2013 in den Westerhöfer Wald und blieb dort für ca. drei Wochen. Danach wechselte F4 wieder in den Harz. Das Halsband löste sich schließlich planmäßig im November 2014 bei Güntersberge (ST) vom Hals des Tieres.

Ein weiteres Weibchen (LL108w) wurde im Juli 2014 an einem Rehriss, am westlichen Harzrand bei Bad Grund in geringer Distanz zum Westerhöfer Wald, genetisch nachgewiesen. Im Juni 2015 wurde das Tier nahe einer Straße im Fissekental bei Willershausen tot aufgefunden.

Das Luchsmännchen LL128m wurde im Frühjahr 2015 im Harz geboren und konnte als Jungtier zweimal genetisch bei St. Andreasberg nachgewiesen werden. Im August 2016 riss der zu diesem Zeitpunkt subadulte Luchs im Westerhöfer Wald ein Reh. Anhand eines Abstrichs von diesem Kadaver gelang der erneute genetische Nachweis des Tieres.

Im September 2016 wurde einmalig das Luchsweibchen LL149w im Westerhöfer Wald an einem Rehriss genetisch nachgewiesen.

Zwischen September 2017 und September 2018 konnte das Luchsweibchen LL172w (B1013w) im Westerhöfer Wald mehrfach an Rissen nachgewiesen werden. Ab dem Frühjahr 2019 ließ sich die seit 2014 aus dem Harz bekannte Luchsin immer wieder im Westerhöfer Wald fotografieren. Auf Fotofallenbildern aus dem März 2019 ist zu erkennen, dass die Luchsin zu diesem Zeitpunkt drei (2018 geborene) Jungtiere führte. Der Luchs B1067m (LL231m, M15), welcher später im Hainberg nachgewiesen wurde, stammte aus diesem Wurf (vgl. Kapitel 8 Hainberg). LL172w führte auch im Jahr 2020 und 2021 Jungtiere im Westerhöfer Wald.

Ein weiteres Luchsweibchen, B1080w, etablierte sich im März 2019 im Westerhöfer Wald. Das Tier wirkte auf den ersten Fotofallenbildern noch relativ jung (vermutl. subadult). Es führte danach in der Saison 2019/2020 und auch 2020/2021 Jungtiere.

In den ersten Monaten des Fotofallenmonitorings gelang zeitgleich außerdem der Nachweis von zwei Luchsmännchen im Westerhöfer Wald: B1076m und B1081m. Ab Mai bzw. Juni 2019 entstanden in diesem

Gebiet allerdings keine Fotos der Tiere mehr. B1076m erschien im Juli 2019 auf Fotofallenbildern im Hainberg (vgl. Kap. 8 Hainberg).

Direkt nach dem Verschwinden der beiden Luchsmännchen B1076m und B1081m tauchte ein neues Luchsmännchen, B1082m (evtl. LL216m), im Westerhöfer Wald auf. Nachweise dieses Tieres gelangen danach bis zum März 2021.

Es wurde außerdem seit Dezember 2019 ein Luchs fotografiert, der wegen der Qualität der bislang vorliegenden Fotos und aufgrund seiner sehr mäßigen Fleckenzeichnung nicht sicher individualisiert werden kann (vorläufige Individuumsbezeichnung: WHW1). Der Luchs weist allerdings eine möglicherweise unfallbedingte Anomalie des hinteren Bewegungsapparates auf. Die auf den vorliegenden Fotos jeweils außergewöhnliche Körperhaltung lässt darauf schließen, dass es sich immer wieder um dasselbe Individuum handelt. Aus dem Jahr 2019 liegt ein Video vor, das einen stark humpelnden Luchs zeigt, der über eine Wiese etwas außerhalb des Westerhöfer Waldes läuft.

Eine Besonderheit des Untersuchungsgebietes Westerhöfer Wald ist, dass hier immer wieder Luchse fotografiert werden, von denen nur Einzelbilder entstehen und die danach gar nicht mehr oder nur noch wenige Male vor den Kameras erscheinen. Es handelt sich dabei mitunter um Jungtiere oder einjährige, d.h. subadulte Tiere, die möglicherweise im Westerhöfer Wald geboren wurden und sich in den Monaten nach der Trennung von der Mutter noch im Umfeld des mütterlichen Streifgebiets aufhalten. Außerdem sind unter diesen Luchsen vermutlich auch Tiere, die im Harz geboren und aufgewachsen sind und nach der Trennung von der Mutter durch den Westerhöfer Wald wandern. Es könnte sich insbesondere bei adulten Luchsen auch um Tiere handeln, deren eigentliche Territorien in benachbarten Waldgebieten liegen und die nur kurze Exkursionen in den Westerhöfer Wald unternehmen. Gerade zur Paarungszeit zwischen Januar und März ist das ein typisches Verhalten von Luchsmännchen. Individuen, die im Westerhöfer Wald nur mit wenigen Fotos über kurze Zeiträume nachgewiesen wurden, werden bis auf weiteres nicht mit einer Fotofallen-ID-Nummer versehen, sondern erhalten eine abweichende Kennung (z.B. WHW1). Die bekannten Fakten zu diesen Individuen werden im Folgenden dargestellt.

Bei WHW2 handelt es sich um einen Jungluchs bzw. subadulten Luchs. Er wurde als noch abhängiges Jungtier im Jahr 2020 und dann noch einmal im Mai 2021 kurz nach der Trennung von der Mutter nachgewiesen. Das Jungtier konnte keinem der bekannten

Luchsweibchen mit ausreichender Sicherheit zugewiesen werden.

WHW3 ist ein selbständiger Luchs mit einem Einzelnachweis im Dezember 2020.

Bei WHW4 handelt es sich um ein Jungtier aus dem Jahr 2020 mit einem Einzelnachweis im März 2021. Es ist nicht bekannt, von welcher Luchsin das Jungtier abstammt.

WHW5 ist ein weiterer Jungluchs mit unbekannter Mutter, geboren 2020, mit zwei Einzelnachweisen im April und Mai 2021. Zu dieser Zeit haben sich Luchs-Jungtiere bereits von Ihren Müttern getrennt.

Bei WHW6 handelt es sich um einen (möglicherweise weiblichen) selbständigen Luchs mit einem Einzelnachweis im August 2021.

Von WHW7 existiert nur ein einziger Nachweis aus dem November 2020.

Das subadulte, männliche und telemetrierte Tier M18 (B1107m) unternahm im November 2021 und im Januar 2022 eine Exkursion in den Westerhöfer Wald und wurde dabei am Standort 5 fotografiert. Der Luchs etablierte sich danach in einem Streifgebiet westlich

der Autobahn A 7.

Bei B1106x handelt es sich um einen selbständigen Luchs unbekanntes Geschlechts. Das ehemalige Jungtier der Luchsin B1080w, geboren 2019, fotografierte sich Anfang April 2021 an drei Standorten im Westerhöfer Wald. Seit Ende April 2021 hält es sich vermutlich überwiegend im Hainberg auf.

7. Hainberg und benachbarte, dem Harz nordwestlich vorgelagerte, Waldgebiete

Das Untersuchungsgebiet setzt sich neben dem größten untersuchten Waldgebiet, dem Hainberg außerdem aus der Braunen Heide, dem Appelhorn/Ostlutterschen Höhenzug, dem südlichen Salzgitter-Höhenzug und dem Harlyberg zusammen. Seit ca. 2013 gab es vereinzelte Nachweise von Luchsen im Bereich der Braunen Heide, des Hainbergs und des Appelhorns. Im Frühjahr 2018 wurden erstmals Jungtiere im Appelhorn nachgewiesen. Möglicherweise handelte es sich dabei aber um den Nachwuchs eines Luchsweibchens, das ihre Jungtiere 2017 im Harz zur Welt brachte und anschließend in das Appelhorn

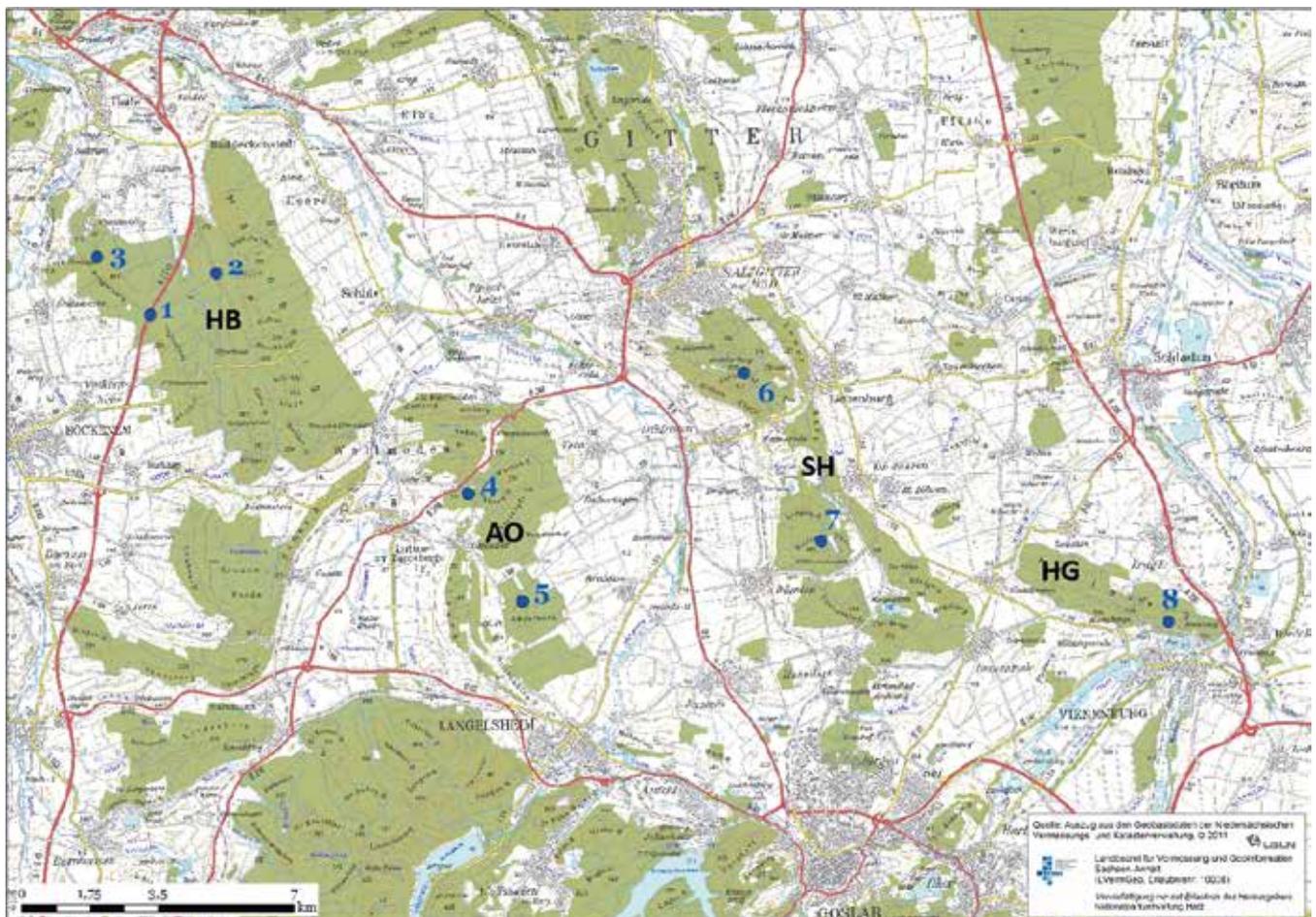


Abb. 8: Untersuchungsgebiet Hainberg und umliegende, dem Harz vorgelagerte, Waldgebiete mit acht dort betriebenen Fotofallenstandorten: Hainberg (HB), Appelhorn/Ostlutterscher Höhenzug (AO), südlicher Salzgitter-Höhenzug (SH), Harlyberg (HG).

7.1 Nachgewiesene Luchsindividuen im Hainberg und den dem Harz nordwestlich vorgelagerten Waldgebieten

Im Untersuchungsgebiet konnten seit dem Jahr 2014 elf Luchsindividuen genetisch, über Fotofallen, Totfunde oder über Telemetrie nachgewiesen werden.

Im Januar 2014 wurde das Luchsmännchen B1007m (LL058m, M7) zwischen Hahnenklee und Goslar besendert. Das Tier hielt sich territorial im Harz zwischen der Okertalsperre, der Innerstetalsperre und Clausthal-Zellerfeld auf. Während der Paarungszeit, welche von Februar bis April andauert, wechselte das Luchsmännchen regelmäßig zwischen Harz und Brauner Heide hin und her. Im April 2015 verlor M7 planmäßig das Halsband. Das Luchsmännchen konnte anschließend im Winter 2015/2016 noch dreimal im Harz nachgewiesen werden.

Im September 2014 wurde in der Braunen Heide ein weiblicher Luchs (LL143w) an einem Wildtierriss genetisch nachgewiesen.

Im Oktober 2015 wurde ein junges, vermutlich subadultes, Luchsmännchen (LL122m) beim Versuch, die A 7 innerhalb des Hainberges zu queren, überfahren. Besonders zu erwähnen ist das Luchsmännchen B1003m (LL104m). Das Tier wurde erstmals im Mai 2010 im Harz bei Lautenthal als adulter Luchs nachgewiesen. Im Winterhalbjahr 2014/2014 und 2015/2016 konnte das Tier regelmäßig im Westharz fotografiert werden. Ab 2015 gab es außerdem regelmäßige Zufallsnachweise des Luchses. Im März 2017 gelang es, den Luchs im Bereich des Appelhorns in einer Kastenfalle zu fangen und mit einer Ohrmarke auszustatten. Zu diesem Zeitpunkt war B1003m bereits ein augenscheinlich altes Tier mit entsprechendem Habitus und starken Zahnabnutzungen. Danach wechselte das Luchsmännchen zwischen dem Harz, dem Hainberg und dem Appelhorn hin und her. Im September 2020 wurde der Luchs dann überraschend bei Freden und im Oktober bei Lamspringe (NI) westlich der Autobahn 7 nachgewiesen. Das Männchen war davor im Dezember 2018 auf der Grünbrücke im Hainberg bei Bockenem fotografiert worden. Bei einer dieser ausgedehnten Exkursionen verendete das Tier aus ungeklärter Ursache. Ein Jäger fand dessen anhand der Ohrmarke leicht zu identifizierende Überreste im September 2021 bei Bad Salzdetfurth. Das Luchsweibchen B1075w (vermtl. LL154w) wurde im April 2017 als fast einjähriges Jungtier bei Schulenberg im Harz sowohl genetisch als auch über Fotofallenbilder nachgewiesen. Im Oktober 2017 gelang ein weiterer genetischer Nachweis des Tieres im Appelhorn an einem Wildtierriss. Mit größter Wahr-

scheinlichkeit handelt es sich um dieselbe Luchsin, die ab 2019 im Hainberg zwei Jungtiere führte. Zu diesem Zeitpunkt wies das Tier Räudesymptome auf.

Das Luchsmännchen B1076m wurde 2019 sowohl im Westerhöfer Wald (vgl. Kap. 6 Westerhöfer Wald) als auch im Hainberg nachgewiesen.

Der Luchs B1079x wurde nur insgesamt zweimal nachgewiesen: im Oktober 2019 im Harz und im November 2019 auf der Grünbrücke im Hainberg.

Das Luchsweibchen LL201w wurde genetisch erstmals im November 2018 an einem Wildtierriss in der Braunen Heide nachgewiesen. Im Frühjahr 2019 wurde die Luchsin im Zusammenhang mit einem Jungtiergeheck ein zweites Mal genetisch erfasst. Auch 2020 konnte die Luchsin zwischen Brauner Heide und Hainberg an einem Wildtierriss genetisch nachgewiesen werden.

Ab Ende 2019 wurde eine Luchsin (B1078w) mittels Fotofallen erst im Salzgitter-Höhenzug (Naturschutzgebiet Barley) und anschließend ab Frühjahr 2020 regelmäßig am nördlichen Harzrand bei Langelsheim und zwischen Hainberg und Appelhorn bei Wallmoden nachgewiesen. Im Oktober 2020 und März 2021 wurde die Luchsin zusammen mit einem Jungtier über Zufallsnachweise bei Neuwallmoden erfasst. Es ist sehr wahrscheinlich, dass es sich bei LL201w und B1078w um ein und dasselbe Tier handelt.

Das Luchsmännchen B1067m (LL231m, M15) wurde 2018 im Westerhöfer Wald geboren. Als Mutter konnte das Tier B1013w identifiziert werden (s. Westerhöfer Wald). Im August gelang es, das subadulte Tier mit einer Kastenfalle bei Osterode zu fangen und zu besendern. Bis Ende November 2019 hielt sich der Luchs im Bereich zwischen Osterode, Clausthal-Zellerfeld und Bad Grund auf. Mit dem Beginn der Paarungszeit verließ der Kuder sein bisheriges Streifgebiet und bewegte sich ab Anfang Dezember 2019 zwischen dem Harzhorn (innerhalb des Harzes) und dem Appelhorn, der Braunen Heide und dem Hainberg (außerhalb des Harzes). Im September 2020 verlor das Luchsmännchen planmäßig das Halsband. Mit Hilfe von Fotofallenbildern konnte das Tier bis ins Frühjahr 2021 im Hainberg sporadisch nachgewiesen werden. Dabei gelang auch ein Nachweis westlich der A 7 in direkter Nähe zur Grünbrücke über der Autobahn. In derselben Nacht entstand ein Luchsbild auf der Grünbrücke, dessen Qualität jedoch nicht für eine Identifikation des abgebildeten Tieres ausreichte.

Im November 2019 konnte das subadulte Luchsweibchen B1077w (LL228w, F9) bei Hörden außerhalb des Harzes gefangen werden. Durch einen Fleckenabgleich wurde es als 2018 geborenes Jungtier eines inzwischen elfjährigen Luchsweibchens (B1015w), das

ein Territorium im zentralen Harz bei St. Andreasberg besetzt, identifiziert. Ganz ähnlich wie B1067m hielt sich auch B1077w in den ersten Monaten in der Nähe ihres Fangortes zwischen Herzberg und Bad Grund auf. Im Mai 2020 wechselte das Tier in den Waldkomplex Braune Heide - Hainberg - Appelhorn ein und blieb dort bis zur Berichterstellung. Die Luchsin brachte 2021 mindestens ein Jungtier zur Welt.

Im März 2020 wurde ein vermutlich subadultes Luchsmännchen (LL227m) im Hainberg auf der Autobahn A 7 überfahren.

Seit 2021 kann regelmäßig ein weiteres Luchsindividuum (B_neu) im Hainberg fotografiert werden. Das Tier nutzt auch die Grünbrücke über die Autobahn 7.

8. Zusammenfassung

In vier der sechs untersuchten Gebiete außerhalb des Harzes kann regelmäßig Luchsnachwuchs nachgewiesen werden: im Hils seit 2013, im Solling seit 2016, im Hainberg und den dem Harz nordwestlich vorgelagerten Waldgebieten seit 2017 und im Westerhöfer Wald seit 2018. Im Kaufunger Wald (grenzüberschreitend zu Hessen) konnte zwischen 2010 und 2015 in jedem Jahr Luchsnachwuchs nachgewiesen werden. Nach 2015 fand dort jedoch keine Reproduktion mehr statt. Der Grund dafür war der Tod von mindestens zwei reproduzierenden Luchsweibchen. Im Untersuchungsgebiet Nörten-Hardenberg gab es bislang nur unbestätigte Hinweise auf Reproduktion.

Insgesamt konnten in den hier beschriebenen Re-

produktionsgebieten seit Ende 2009 durch Zufallsnachweise und den Einsatz von Fotofallen insgesamt mindestens 38 selbständige Luchsindividuen nachgewiesen werden. Darunter befanden sich mindestens 10 reproduzierende Weibchen, die verteilt auf 30 Würfe mindestens 61 Jungtiere zur Welt brachten. Im Monitoringjahr 2020/21 existierten in den Untersuchungsgebieten Solling, Hils, Westerhöfer Wald, Hainberg und Kaufunger Wald mindestens 12 selbständige Luchse. Bei fünf dieser Tiere handelte es sich um reproduzierende Weibchen.

Seit 2009 wurden die ersten Wanderbewegungen von Luchsen aus dem Harz heraus in umliegende Gebiete dokumentiert. Seitdem konnten zwischen dem Harz und dessen Umfeld zahlreiche in verschiedene Richtungen dispergierende Luchse durch Telemetrie, genetische Analysen und Fotofalldokumentation bestätigt werden (Tab. 9). Zumeist handelt es sich bei den wandernden Tieren um männliche Luchse. Kürzere Wanderstrecken wurden jedoch auch bei Luchsweibchen dokumentiert. Bei den (reproduzierenden) Weibchen weist bislang nur deren Existenz teils weit außerhalb des Harzes auf längere Dispersaldistanzen einzelner Individuen hin. ANDERS & MIDDELHOFF (2021) geben an, dass Weibchen, die später reproduzierten eine Distanz von max. 100 Kilometern zum zentralen Harzgebiet erreichten, während das Harzer Luchsmännchen mit der längsten Dispersaldistanz über 300 Kilometer davon entfernt bestätigt wurde.

Tab. 9: Anzahl der nachgewiesenen Luchsindividuen in den Fotofallen-Untersuchungsgebieten außerhalb des Harzes während der Untersuchungszeiträume dieses Berichtes und im Monitoringjahr 2020/21 (1. Mai bis 30. April).

Untersuchungsgebiet	Luchsnachweise seit	Luchsindividuen insgesamt	Luchsindivid. 2020/21	Reproduzierende Weibchen insgesamt	Reproduzierende Weibchen 2020/21	Würfe insgesamt	Jungtiere insgesamt (mind.)
Hils	2012	5	1-2	1	1	4	8
Kaufunger Wald	2009	11	1	2	0	10	21
Nörten-Hardenberg	2016	1	0	0	0	0	0
Solling	2013	11	3	3	1	6	11
Westerhöfer Wald	2008	10	3	2	2	5	12
Hainberg/LK Goslar	2013	12	4	2	1	5	9
Summe		38*	12-13	10	5	30	61

*ohne Doppelzählungen von Individuen, die in mehreren Gebieten nachgewiesen wurden

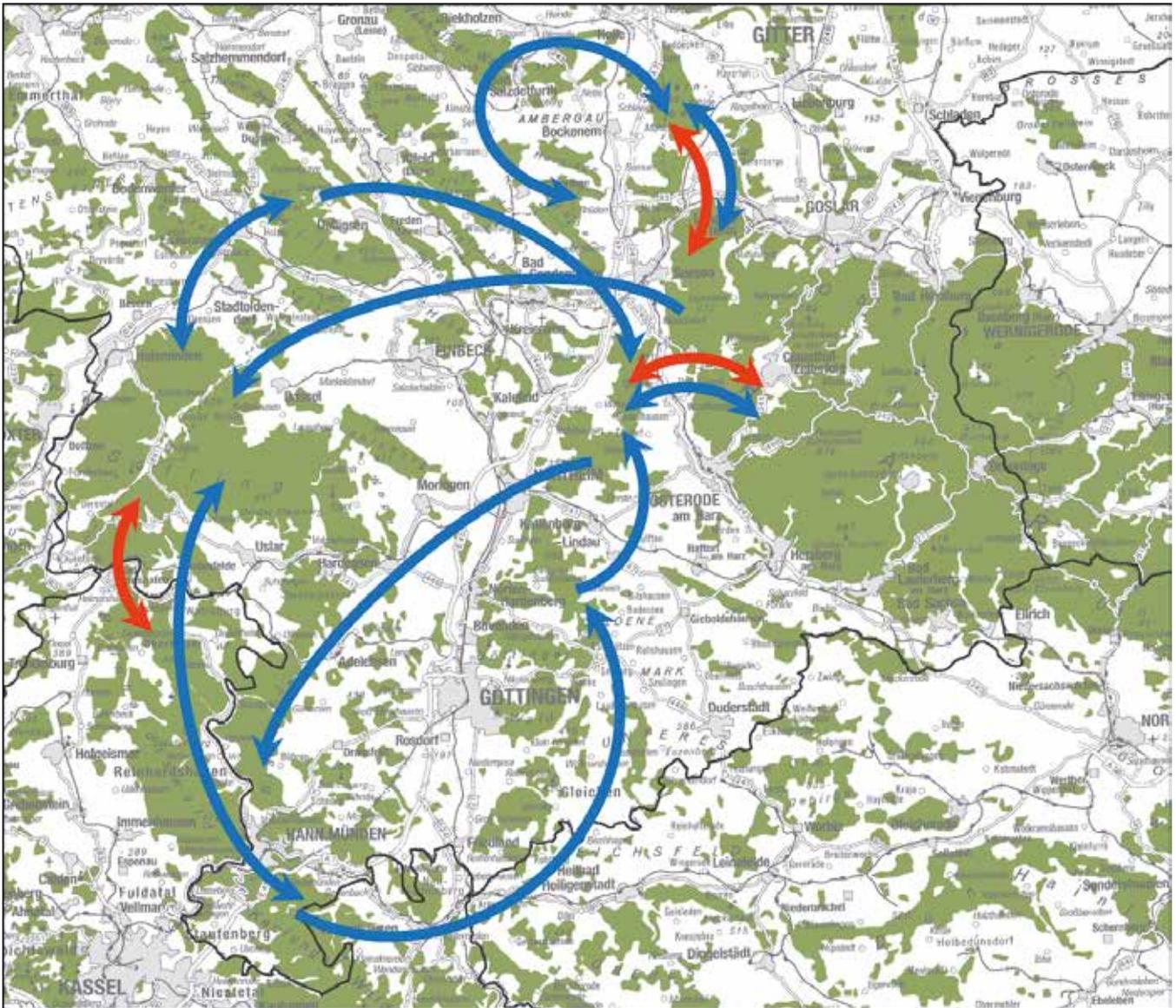


Abb. 9: Belegte Wanderbewegungen von Luchsen zwischen dem Harz und den sechs untersuchten Gebieten außerhalb des Harzes. Rot weibliche Tiere, blau männliche Tiere.

9. Dank

Wir bedanken uns bei unseren Projektpartnern, den Mitarbeitern der Niedersächsischen Forstämter, der Klosterkammer Hannover und den privaten Forstbetrieben, auf deren Flächen und mit denen zusammen wir arbeiten durften. Unser Dank gilt außerdem den zahlreichen Praktikantinnen und Praktikanten, die im Laufe der Jahre für den einwandfreien Betrieb der Kameras gesorgt haben und viel Zeit bei der Auswertung der Bilddateien verbracht haben.

Dispersal eines subadulten Luchses (*Lynx lynx*) durch die Agrarlandschaft zwischen Harz und Kaufunger Wald

Ole Anders, Matthias Dees, Frank Kubik & Thomas A.M. Kaphegyi

1. Einleitung

Im 18. und 19. Jahrhundert wurden die großen Beutegreifer Luchs, Wolf (*Canis lupus*) und Braunbär (*Ursus arctos*) in vielen Teilen Westeuropas intensiv verfolgt und ausgerottet (BREITENMOSER et al. 2000). Vor allem in Folge verschärfter rechtlicher Schutzbestimmungen und positiver öffentlicher Wahrnehmung sind Großraubtiere in verschiedenen westeuropäischen Regionen inzwischen wieder anzutreffen (CHAPRON et al. 2014). Die Rückkehr dieser Arten wird unter Naturschützern und Landnutzern intensiv und häufig kontrovers diskutiert. Insbesondere Wölfe sind in den letzten Jahrzehnten z.B. in die Schweiz, nach Frankreich, Westpolen und in weite Teile Deutschlands zurückgekehrt (BUFKA et al. 2005, SALVATORI & LINNELL 2005, CHAPRON et al. 2014). Anders als beim Wolf stammen die derzeit in westeuropäischen Ländern vorhandenen Vorkommen des Eurasischen Luchses weitgehend aus Wiederansiedlungsprojekten (WÖLFL et al. 2001, WÖLFL & KACZENSKY 2001, COP & FRKOVIC 1998, FESTETICS 1980, LINNELL 2009, IDELBERGER 2021, ANDERS & MIDDELHOFF 2021). Die Vorkommen befinden sich innerhalb der meist intensiv vom Menschen genutzten Kulturlandschaften voneinander weit entfernt, und keines dieser Vorkommen expandiert in größerem Umfang (BREITENMOSER et al. 2000, ZIMMERMANN 2004, KAPHEGYI et al. 2006, BREITENMOSER et al. 2021). Das Ausbreitungspotenzial von Luchspopulationen gilt als äußerst begrenzt, selbst in Gebieten, wie z.B. den nordwestlichen Schweizer Alpen, in denen der Luchs in etablierten Populationen vorkommt (ZIMMERMANN 2004). Bereits frühe Arbeiten zeigten, dass die Ausbreitung von Tierpopulationen von den herrschenden Habitatbedingungen abhängt, das Ausbreitungspotenzial aber auch durch artspezifisches Ausbreitungsverhalten beeinflusst werden kann (LIDICKER & STENSETH 1992). Trotz entsprechender Forschung sind Zusammenhänge bei der Ausbreitung von Luchspopulationen in bislang unbesiedelte Areale nicht vollständig geklärt (ZIMMERMANN et al. 2005). Seit den ersten grundlegenden Untersuchungen gilt der

Luchs als eine eng an Waldlebensräume gebundene Art (HALLER & BREITENMOSER 1986). In Finnland nutzten dispergierende Luchse beiderlei Geschlechts Wälder (insbesondere Mischwälder) häufiger als baumfreie Flächen (HERRERO et al. 2020). Vorhandene Ausbreitungsmodelle für den Eurasischen Luchs basieren im Wesentlichen auf diesen Erkenntnissen. Angewendet auf die vom Menschen stark beeinflussten Landschaften Deutschlands, in denen Waldgebiete durch Agrarlandschaften mit Siedlungen und Verkehrswegen voneinander getrennt sind, lässt sich aus den Modellen kaum ein Austausch zwischen potenziellen Luchslebensräumen ableiten (KRAMER-SCHADT et al. 2004, 2005). Neuere Untersuchungen zeigen aber auch das Potenzial einzelner männlicher Luchse durch anthropogen geprägte Lebensräume zu dispergieren (GAJDÁROVÁ et al. 2021).

Vor diesem Hintergrund bot die Abwanderung eines sendermarkierten Luchses aus dem Harz in die umgebende Agrarlandschaft eine interessante Möglichkeit, um Einblicke in das Verhalten eines Luchses außerhalb geschlossener Waldgebiete zu erlangen. Wir konnten dem subadulten Kuder, der Ende 2009 den Waldkomplex des Harzes nach Süden verließ, folgen und Informationen zur Raumnutzung und zum Jagdverhalten des Tieres unmittelbar während seiner Durchquerung der agrarisch geprägten Landschaft erheben.

2. Methoden

2.1 Das überwachte Tier

Bei dem von uns überwachten Luchs handelte es sich um ein junges Männchen, das im November 2008 zusammen mit seinem weiblichen Geschwistertier eingefangen worden war. Vierzehn Tage zuvor war das begleitende Muttertier beim Zusammenstoß mit einem Kraftfahrzeug ums Leben gekommen. Die verwaisten Luchse wurden zusammen in einem Gehege gehalten, bis sie etwa elf Monate alt waren.

Dies entspricht dem Alter, in dem freilebende Luchse das Revier ihrer Mutter verlassen (ZIMMERMANN et al. 2005, BREITENMOSER et al. 1993, SAMELIUS et al. 2012). Die Unterbringung der Luchse erfolgte in einem Gehege innerhalb des Nationalparks Harz auf 550 m ü. NHN am Nordrand des Harzer Mittelgebirges. Unseren Monitoringdaten zufolge befand sich das Gehege innerhalb des Verbreitungsgebietes der damaligen Harzer Luchspopulation. Während des Aufenthalts im Gehege wurde den Tieren hauptsächlich Fleisch von Rehen (*Capreolus capreolus*) und Rothirschen (*Cervus elaphus*) gefüttert. Um eine entsprechende Gewöhnung zu verhindern, wurde dabei der Kontakt der Tiere mit Menschen auf das unbedingt erforderliche Minimum reduziert. Das Gehege war vollständig mit einem Sichtschutz verhängt. Betriebsfremde Personen hatten keinen Zugang zu dem weiträumig mit einem Zaun umgebenen Areal.

Am Abend des 13. April 2009 wurde das Gehege geöffnet. Beide Luchse verließen dieses innerhalb weniger Minuten. Den Telemetriedaten zufolge trennten sich die Geschwister unmittelbar nach dem Verlassen des Geheges. Das Weibchen etablierte später ein Territorium innerhalb des Harzer Mittelgebirges. Ihre erfolgreiche Reproduktion (min. zwei Jungtiere) konnte im darauffolgenden Jahr 2010 bestätigt werden.

Die medizinische Untersuchung sechs Tage vor der Auswilderung ergab, dass sich beide Luchse in einem guten Gesundheitszustand befanden. Das Männchen (M2) wog dabei 17,9 kg und wurde mit einem GPS/GSM/VHF-Halsbandsender der Firma Vecronics Aerospace, Berlin markiert. Das Gewicht des Halsbandes betrug 290 g. Standortbestimmungen wurden zu programmierten Zeiten über das globale Positionierungssystem (GPS) vorgenommen. Gleichzeitig ermöglichte das Gerät eine terrestrische Funkortung. Die Übertragung der automatisch gespeicherten GPS-Standorte erfolgte in regelmäßigen Abständen per Short Message Service (SMS).

2.2 Untersuchungszeitraum und Lokalisierungen

Insgesamt konnten die Bewegungen von M2 zwischen dem 13.4.2009 und dem 7.12.2009 aufgezeichnet werden. Während dieses Zeitraums führten 788 Verortungsversuche des Halsbandesenders zu 577 erfolgreich übermittelten Positionen. Diese hier dargestellte Studie bezieht sich auf den Zeitraum zwischen dem 16.6.2009, als M2 das Harzer Mittelgebirge verließ, und dem 6.12.2009, als das Tier in den Kaufunger Wald (Nordhessen) einwechselte und der Kontakt zum

Halsbandsender abbrach (Abb. 1). Während dieses Untersuchungszeitraumes fanden 654 Verortungsversuche des Halsbandesenders statt, von denen 478 (73 %) erfolgreich waren. Das Datum und die Tageszeit jeder Position wurden aufgezeichnet. Die Unterteilung in Tag- und Nachtpositionen basierte auf dem für jede einzelne Ortung berechneten Sonnenauf- bzw. Sonnenuntergangszeitpunkt.

2.3 Daten zur Habitatnutzung

Um einen Einblick in das Habitatnutzungsverhalten des dispergierenden Luchses zu erhalten, bewerteten wir die Habitatbedingungen direkt vor Ort an jeder übermittelten Lokalisation des Luchses. Hierfür wurde jede Position, an der sich M2 befand, entweder als "Wald" (definiert als Baumbestände > 1 ha) oder "Offenland" kategorisiert. Für jeden Offenland-Standort wurden der Vegetationstyp und die Vegetationshöhe erfasst und die Entfernung zum nächstgelegenen Waldbestand (> 1 ha) gemessen. Außerdem wurde für jeden Standort die Entfernung zur nächstgelegenen Struktur ermittelt, die dem Luchs potenziell Versteckmöglichkeiten (Deckung) bot. Potenziell geeignete Deckung definierten wir als geschlossene Vegetationsstrukturen mit einer Höhe von > 1 m. Wir gingen davon aus, dass die Orte, die für das Tier tagsüber zum Ruhen und Verstecken geeignet sind, eine wichtige Ressource darstellen. Daher untersuchten wir die Tagespositionen auf Anzeichen dafür, dass der Luchs diese Position als Ruheplatz genutzt hatte.

Um das Raumnutzungsverhalten des Luchses zwischen Offenland und Wald mit Hilfe des Geographischen Informationssystems näher zu untersuchen, verwendeten wir Wald-Layer aus den Datenbanken CORINE Land Cover (BÜTTNER et al. 2006) und ATKIS (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem der Bundesrepublik Deutschland).

2.4 Untersuchungen zum Beuteverhalten

Die Umgebung aller zur Verfügung stehenden Positionen, an denen sich M2 aufhielt, wurden auf Beutereste untersucht, um das Beuteverhalten des dispergierenden Tieres zu beurteilen. Die gefundenen Kadaver wurden anhand von charakteristischen Merkmalen als Luchsbeute identifiziert (vgl. BREITENMOSER et al. 2006, MOLINARI-JOBIN et al. 2007). Dokumentiert wurden die Art, das Geschlecht und das Alter der Beutetiere. Nachdem der Luchs das Gebiet um den Riss verlassen hatten, wurde der Nutzungsgrad des jeweiligen Kadavers ermittelt und nach Möglichkeit der Ort bestimmt, an dem das Beutetier gerissen worden war.

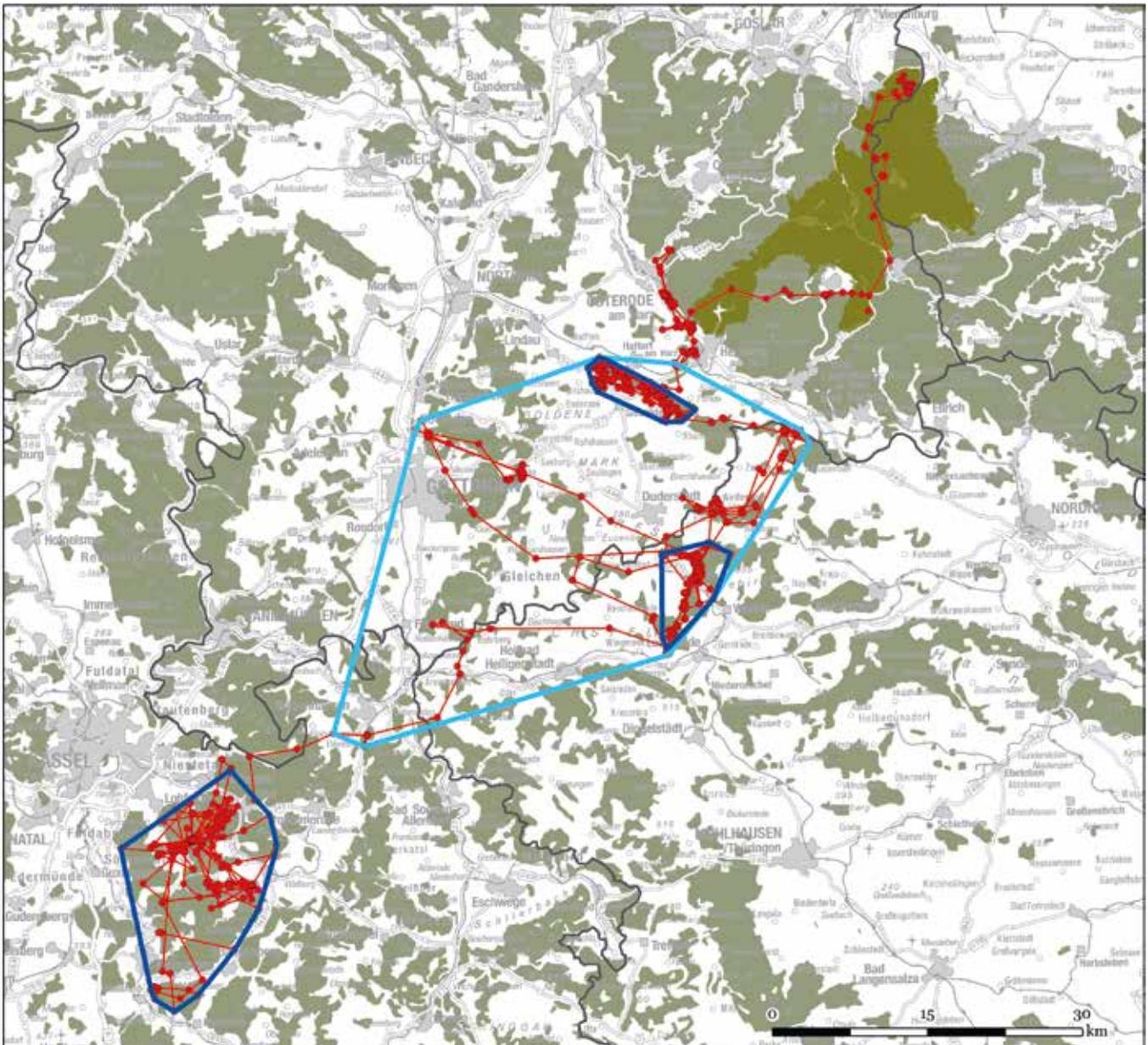


Abb. 1: Lokalisationen des Luchses M2 in chronologischer Reihenfolge verbunden (rote Punkte und Linien) im Untersuchungsgebiet zwischen dem Harz und dem Kaufunger Wald. Die hellblaue Linie markiert das 100 % Minimum-Konvex-Polygon (MCP) der Luchslokalisationen während des Untersuchungszeitraumes vom 16.6.2009 bis zum 6.12.2009. Die dunkelblauen Linien markieren temporäre Streifgebiete des Luchses (MCP 100 %) im Rothenberg, im Ohmgebirge und im Kaufunger Wald (von Nord nach Süd). Hellgrün = Waldabdeckung; grün = Fläche des Nationalparks Harz; grau = Siedlungen und Verkehrsinfrastruktur.

Für jeden dieser Rissorte wurden Vegetationstyp und Vegetationshöhe, sowie die Entfernung zur nächsten potenziell für den Luchs geeigneten Versteckmöglichkeit ermittelt.

3. Ergebnisse

3.1 Raum- und Habitatnutzung

Nach dem Verlassen der dicht bewaldeten Harzregion und vor dem Eintritt in den nächsten zusammenhängenden großen Waldkomplex des Kaufunger Waldes durchstriefte M2 144 Tage lang Agrarlandschaften mit

einer Fläche von insgesamt etwa 1130 km² (Abb. 1). Dieses anhand des Minimum-Konvex-Polygons der zur Verfügung stehenden Verortungen definierte Gebiet wies einen Anteil von 54 % landwirtschaftlicher Fläche, 7 % menschlicher Siedlungen und Verkehrsinfrastruktur und nur etwa 24 % Waldabdeckung auf (sonstige Landnutzungsformen: 15 %). Es ist durch intensive menschliche Landnutzung gekennzeichnet.

Nachdem M2 den Harz verlassen hatte, fanden 223 von insgesamt 478 Lokalisierungen auf Offenland-

Tab. 1: Gemessene und berechnete Entfernungen von Offenlandpositionen des überwachten Tieres (DistM2) zu nahegelegenen Waldbeständen (> 1 ha). Die Distanzen wurden im Feld gemessen und auf Basis von Wald-Layern aus sowohl ATKIS (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem der Bundesrepublik Deutschland) als auch CIC (CORINE Land Cover) Landnutzungsdatensätzen berechnet. DistZufall = Entfernungen zwischen einer Reihe von zufällig im Untersuchungsgebiet verteilten Lokalisationen und den nächst gelegenen Waldbeständen (> 1 ha).

Distanzen von Luchslokalisationen zum nächstgelegenen Wald (in Metern)				
	max.	min.	mittel	SD
DistM2 gemessen	780	1	97	131
DistM2 ATKIS	981	20	160	206
DistM2 CIC	1512	11	288	332
DistZufall ATKIS	1355	14	321	283
DistZufall CIC	3547	52	691	592
DistM2 ATKIS vs. DistZufall ATKIS	p < 0.001; df = 777; t = 7.544			
DistM2 CIC vs. DistZufall CIC	p < 0.001; df = 794; t = 9.400			

strukturen statt. M2 wurde in nicht bewaldeten Gebieten hauptsächlich zur Nachtzeit lokalisiert (84 %). Acht Prozent der Positionen, die wir für M2 außerhalb von Wäldern identifizierten, befanden sich an Waldrändern und 13 % auf mit Gebüsch bewachsenen Flächen. Der größte Anteil (79 %) der Positionen außerhalb des Waldes lag jedoch auf Ackerland, wobei 30 % dieser Positionen eine Versteckmöglichkeit für den Luchs boten. Der Anteil der Lokalisationen auf Flächen, die keine Versteckmöglichkeit boten, war nachts signifikant höher als tagsüber ($p < 0,001$; $\chi^2 = 13,34$; $df = 3$). Die mittlere Entfernung der Positionen ohne Deckung zur nächstgelegenen Versteckmöglichkeit betrug 43 m (min. = 1 m; max. = 386 m; SD = 58 m). Obwohl sich M2 tagsüber hauptsächlich innerhalb des Waldes aufhielt, befanden sich 34 Tagespositionen im Offenland. Wir entdeckten 16 Tagesrastplätze außerhalb von Wäldern auf Ackerland.

M2 hielt sich deutlich häufiger in Waldflächen auf, als auf der Basis von zufällig verteilten Positionen zu erwarten gewesen wäre. Die direkt im Feld gemessenen Entfernungen der Positionen von M2 zu Wäldern legen nahe, dass die Raumnutzung des Tieres sogar noch stärker an Waldflächen gebunden war, als es die GIS-Analysen auf Basis der verfügbaren CORINE und ATKIS-Datensätze vermuten ließen (Tab. 1).

3.2 Beuteverhalten

Bei der Kontrolle von Lokalisationen des Luchses fanden wir während des Untersuchungszeitraumes 37 Risse (Tab. 2). Insgesamt erbeutete M2 34 Rehe (*Capreolus capreolus*). Wir fanden auf den Positionen des Luchses außerdem einen Fuchs (*Vulpes vulpes*), ei-

nen Waschbären (*Procyon lotor*) und im Umfeld eines Rehresses einen toten Igel (*Erinaceus europaeus*). Die Altersstruktur der erbeuteten Rehe setzte sich zusammen aus 15 erwachsenen Tieren, 7 Jährlingen und 8 Kitzen. Bei vier der Rehkadaver war eine Altersbestimmung nicht möglich. Das Geschlechterverhältnis der erbeuteten Rehe betrug 2,2 Weibchen gegenüber 1 Männchen. Aus den Beutefunden konnten wir zwei Serien von aufeinanderfolgenden Rissen erstellen. Beide Rissserien zeigten, dass M2 im Durchschnitt alle 3,5 bzw. 3,6 Tage ein Beutetier tötete. Die durchschnittliche Ausnutzungsrates der verwertbaren Teile der Beutetiere betrug 66 % bzw. 52 % für die beiden Rissserien. Der Luchs nutzte seine Beute im Durchschnitt 3,3 bzw. 2,3 Tage lang. Bei mindestens drei Gelegenheiten stellten wir fest, dass M2 verschiedene Beutetiere parallel nutzte. Bei 18 von 37 Rissen war es möglich, den anschließenden Tagesruheplatz von M2 zu ermitteln. Die mittlere Entfernung des Ruheplatzes zum Rissplatz betrug 239 m. Die maximale Entfernung von Rissplätzen zu einer Struktur mit Versteckmöglichkeit für den Luchs betrug 55 m. M2 erbeutete Rehe in Wäldern (n = 8), an Waldrändern (n = 5), Gebüschen (n = 5) und auf Ackerland (n = 16).

4. Diskussion

Die Verbesserung des Erhaltungszustandes des Eurasischen Luchses schreitet in Westeuropa nur sehr langsam voran. Umso bedeutender sind daher fundierte Informationen über das Ausbreitungspotential der Art in anthropogen veränderten Landschaften. Zielgerichtete Schutzstrategien und Entscheidungen über Wiederansiedlungsmaßnahmen hängen wesentlich von verlässlichen Prognosen zu mög-

Tab. 2: Zwei aufeinanderfolgende Rissserien des Luchses M2. ad = adult; jr = Jährling ; juv. = juvenil. ♀ = weiblich; ♂ = männlich; G = Geschlecht; AK = Altersklasse; AR = Ausnutzungsrate (%); DvR = Distanz zum vorherigen Riss (Meter); ZaR = Zeit zwischen aufeinanderfolgenden Rissen (Tage).

Rissdatum	Tierart	G	AK	ND	AR (%)	DvR	ZaR (Tage)
29.06.2009	Reh	♀	ad	4	-	-	-
30.06.2009	Reh	-	juv	3	-	116	1
04.07.2009	Reh	♀	jr	4	90	1	4
08.07.2009	Reh	♂	ad	4	45	660	4
13.07.2009	Reh	♀	jr	1	-	2,3	5
14.07.2009	Reh	♀	jr	4	-	386	1
15.07.2009	Reh	-	juv	2	100	136	1
16.07.2009	Reh	♀	ad	1	10	437	1
18.07.2009	Reh	♀	ad	4	100	1,8	2
23.07.2009	Fuchs	-	-	-	-	-	-
25.07.2009	Reh	♂	ad	4	100	10	7
28.07.2009	Reh	♀	jr	-	95	374	3
29.07.2009	Reh	♀	ad	8	-	481	1
31.07.2009	Reh	♂	jr	4	60	260	2
08.08.2009	Reh	-	juv	3	-	1,6	8
11.08.2009	Reh	♀	ad	2	60	1,4	3
16.08.2009	Reh	♂	jr	4	70	499	5
16.08.2009	Reh	♀	ad	4	-	41	0
26.08.2009	Reh	♂	juv	-	30	7,4	10
27.08.2009	Reh	-	juv	-	-	3,2	1
30.08.2009	Reh	♀	ad	3	100	8,7	3
05.09.2009	Reh	♂	juv	2	50	7,2	6
18.09.2009	Reh	♀	-	1	15	11,8	13
Mittelwert				3.3	66	2,9	3.5
06.10.2009	Reh	-	-	-	-	-	-
11.10.2009	-	-	-	-	-	835	5
15.10.2009	-	-	-	-	-	1,3	4
19.10.2009	Waschbär	-	-	-	-	-	-
20.10.2009	Reh	♀	ad	5	100	989	5
20.10.2009	Igel	-	-	-	0	-	-
23.10.2009	Reh	♀	jr	2	45	3,1	3
26.10.2009	Reh	-	-	1	-	5,4	3
30.10.2009	-	-	-	3	-	6,3	4
02.11.2009	Reh	♀	ad	1	15	3,9	3
08.11.2009	Reh	♀	ad	3	40	19,2	6
11.11.2009	Reh	♀	ad	2	30	706	3
15.11.2009	-	-	-	3	-	19,6	4
19.11.2009	-	-	-	3	-	4,2	4
21.11.2009	Reh	♂	juv	1	15	2,1	2
26.11.2009	Reh	-	-	2	-	30,6	5
28.11.2009	Reh	-	-	1	-	3,2	2
30.11.2009	Reh	♀	juv	2	90	19,4	2
03.12.2009	Reh	♂	ad	3	80	13,3	3
Mittelwert				2.3	52	7,3	3.6

lichen räumlichen Ausdehnungen der Katzenart ab. Luchse sind Einzelgänger. Eine Ausnahme bilden nur die Weibchen mit ihrem Nachwuchs der laufenden Saison. Männchen können ihr Revier mit mehreren, aber selten mehr als zwei Weibchen teilen, während sich die Reviere erwachsener Individuen desselben Geschlechts kaum überlappen (BREITENMOSEER et al. 1993, MOLINARI-JOBIN et al. 2001). Da die Territorialität ein wichtiges Element des Sozialverhaltens von Luchsen ist, sind dispergierende subadulte Tiere für die Expansionsfähigkeit der Population besonders wichtig. Das Dispersionsverhalten subadulte Luchse wurde im Schweizer Jura und in den Nordwestalpen intensiv untersucht (BREITENMOSEER & BREITENMOSEER-WÜRSTEN 1999, ZIMMERMANN 2004). Subadulte Luchse verließen das Territorium ihrer Mütter im Alter von acht bis elf Monaten. Das Alter beim Verlassen der mütterlichen Territorien unterschied sich in der Studie von ZIMMERMANN et al. (2005) nicht zwischen den Geschlechtern. Die Überlebensrate von subadulten Luchsen in der Schweiz liegt bei etwa 50 %, wobei die Mortalität hauptsächlich durch den Straßenverkehr und illegale Tötungen verursacht wird (SCHMIDT-POSTHAUS et al. 2002). Telemetriestudien ergaben, dass die meisten dispergierenden subadulten Luchse keine neuen Territorien etablierten, sondern häufig in bereits besetzte Territorien zurückkehrten (BREITENMOSEER et al. 1999, ZIMMERMANN 2004). Diese Befunde könnten darauf hindeuten, dass expandierende Luchspopulationen einem kontinuierlichen räumlichen Muster folgen, indem die Tiere Territorien vorzugsweise in der Nähe von Gebieten mit ansässigen Artgenossen etablieren.

Landwirtschaftlich geprägte Gebiete mit geringer Waldbedeckung werden gemeinhin als Ausbreitungsbarriere beschrieben (SCHADT et al. 2002a, b, c, KRAMER-SCHADT et al. 2004). Als Kenngrößen zur Bewertung der Bedingungen, denen der wandernde Luchs außerhalb großer Waldkomplexe ausgesetzt war, verwendeten wir Versteckmöglichkeiten, Tagesruheplätze und die Verfügbarkeit von Beutetieren. Anhand dieser für Luchse essentiellen Habitatrequisiten ließ sich beurteilen, wie M2 während seiner Dispersionsphase im Harzvorland mit den herrschenden Gegebenheiten zurechtkam. Die von uns festgestellte überproportional hohe Bindung des Tieres an Wälder stimmt mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen überein (BREITENMOSEER et al. 1993, HALLER & BREITENMOSEER 1986). Unsere Daten zeigen jedoch auch, dass die Habitatstrukturen der überwiegend offenen Agrarlandschaft die Bedürfnisse des Luchses nach Deckung und Nahrung erfüllten. M2 nutzte sogar recht häufig

Strukturen außerhalb geschlossener Waldkomplexe als Tagesruheplatz.

Die Rissserien zeigten, dass M2 während des Dispersals sehr erfolgreich jagte (Tab. 2). Viele Rehe erbeutete der Luchs auf Ackerflächen. Die Entfernungen zwischen den Rissplätzen und den Orten für die anschließende Tagesruhe waren gering. Die Frequenz der Risse und deren Ausnutzungsraten lagen im Bereich der Ergebnisse von Untersuchungen in gut etablierten Luchspopulationen (MOLINARI-JOBIN et al. 2002, BREITENMOSEER & HALLER 1993, OKARMA et al. 1997, SUNDE et al. 2000). Insgesamt deuten unsere Befunde auf ein höheres Abwanderungspotenzial für Luchse aus dem Harz hin als bisher auf nationaler Ebene durchgeführte Habitatmodellierungen vermuten lassen (SCHADT et al. 2002a, b, c, KRAMER-SCHADT et al. 2005).

Wichtig bei der Beurteilung der Isolationswirkung von Agrarlandschaften auf das Abwanderungspotenzial von Luchsen mittels Modellen scheint, inwieweit die verwendeten Landnutzungsdaten die aktuelle Situation abbilden. Beispielsweise wiesen die zum Untersuchungszeitpunkt jeweils rezent verfügbaren Datensätze von ATKIS und CORINE Land Cover mit einer Differenz von lediglich 0,03 % nahezu gleiche Waldanteile für unser Untersuchungsgebiet aus. Allerdings unterscheidet sich die Anzahl der von ATKIS bzw. CORINE Land Cover identifizierten einzelnen Waldflächen (1328 vs. 70) erheblich, ebenso wie die mittlere Größe der Waldflächen (25 ha vs. 447 ha). Dies deutet darauf hin, dass die zum Zeitpunkt der Modellierungen und GIS-Analysen auf regionaler Ebene verfügbaren Landnutzungsdatensätze entscheidende Habitatmerkmale sehr unterschiedlich repräsentieren können. Basierend auf nachfolgenden Modellen wird angenommen, dass Habitattrittsteine für die Ausbreitung des Luchses in strukturierten Landschaften von gravierender Bedeutung sind (KRAMER-SCHADT et al. 2011). Die Entfernungen zum Wald, die wir für M2-Standorte im Feld gemessen haben, legen nahe, dass selbst die detaillierteren ATKIS-Daten die Verfügbarkeit von solchen Habitattrittsteinen in der Untersuchungsregion unterschätzen.

Neben der räumlichen Auflösung von Landnutzungsdaten in Bezug auf Habitatmerkmale erscheint auch eine zeitlich differenzierende Betrachtung wichtig. Landwirtschaftliche Gebiete sind im Jahresverlauf durch abrupte Veränderungen der Habitatbedingungen gekennzeichnet. Agrarlandschaften können of-

fensichtlich für Wochen oder Monate im Jahr bessere Bedingungen für Luchse und ihre Beutetiere bieten. Das Angebot an Deckung und Jagdoptionen für Luchse kann sich jedoch mit dem Einsetzen der Ernte sehr rasch und fundamental ändern.

Verschiedene Autoren stellen fest, dass Faktoren wie die Landschaftsstruktur, Vegetation und Topographie, für die Habitatauswahl von Luchsen insbesondere in anthropogen geprägten Gebieten wichtig sind (FILLA et al. 2017, BASILLE et al. 2009, BELOTTI et al. 2013, BOUYER et al. 2015).

FILLA et al. (2017) berichten, dass Luchse tagsüber vor allem auf die Meidung menschlicher Präsenz achten, während ihre nächtliche Raumnutzung sich stärker an der Verfügbarkeit von Beute orientiert. NAGL et al. (2022) zeigten, dass sich die Habitatnutzung in der wiederangesiedelten Luchspopulation der Schweizer Alpen über Generationen hinweg veränderte. Luchse nutzten u.a. am Ende des Untersuchungszeitraumes in einem höheren Maße offenen Landschaften, als sie dies an dessen Beginn taten.

Insgesamt zeigen unsere aus Felddaten unmittelbar abgeleiteten Ergebnisse, dass Agrarlandschaften zumindest zu bestimmten Jahreszeiten Potenziale für auf Deckung und Beutetiere angewiesene Luchse bieten. Klar ist, dass die hier vorgestellten Ergebnisse lediglich aus der Fallstudie eines Einzeltieres resultieren. Die Daten wurden jedoch mittels Methoden erhoben, die den Vergleich mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen ohne Weiteres erlauben. Dabei wird deutlich, dass das Untersuchungstier keine für Luchse atypischen Muster von Raum- und Habitatnutzung sowie Jagdverhalten zeigte. Vor diesem Hintergrund sind die hier gezogenen Schlussfolgerungen hinsichtlich der Habitatbedingungen, die sich für das Männchen M2 während des Betrachtungszeitraums ergaben, sicher vertretbar und könnten als Anknüpfungspunkt für umfassendere Untersuchungen zum Ausbreitungsverhalten von Luchsen in Agrarlandschaften dienen.

Der Luchs in Nordhessen

Entstehung und Zusammenbruch eines Trittsteinvorkommens in der Mitte Deutschlands

Markus Port, Antje Henkelmann, Friederike Schröder, Matthias Waltert, Tomma Lilli Middelhoff, Ole Anders & Susanne Jokisch

1. Einleitung

Im Jahr 2009, und damit rund neun Jahre nach der Auswilderung der ersten Luchse im Harz, gelangen erste Luchsnachweise im nordhessischen Kaufunger Wald. Im selben Jahr erreichte ein im Harz besendertes Luchsmännchen (M2) das Gebiet. Winterliches Abfährten offenbarte bald darauf die Existenz eines weiteren, vermutlich weiblichen Individuums. Zufallsnachweise von Weibchen mit Jungtieren belegten in den Folgejahren mehrfach eine erfolgreiche Reproduktion und deuteten auf eine wachsende Subpopulation in Nordhessen hin (MUELLER et al. 2020). Damit war erstmals seit der Wiederansiedlung von Luchsen im Harz ein Reproduktionsgebiet außerhalb des Mittelgebirges entstanden. Allerdings war lange unklar, wie viele Luchsindividuen in Nordhessen lebten.

Zur Beantwortung dieser Frage wurde im Herbst 2014 das Luchsprojekt der Georg-August-Universität Göttingen ins Leben gerufen. Ziel des Projektes war es, mit Hilfe von Fotofallen Informationen zur Abundanz des Luchses im Kaufunger Wald und den sich südlich anschließenden Waldgebieten zu gewinnen. Seit 2018 wird das Projekt in Kooperation und mit Finanzierung durch das Hessische Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) fortgesetzt. Durch den Datenaustausch zwischen HLNUG und Nationalpark Harz konnten Informationen über Wanderbewegungen von Luchsen zwischen der Stammpopulation im Harz und der Subpopulation in Nordhessen gewonnen werden.

2. Material und Methode

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Gebiet, in dem das Fotofallen-Monitoring durchgeführt wurde, liegt überwiegend im Norden des Bundeslandes Hessen (Deutschland; 51°11'51 "N, 9°43'16 "E), etwa 60 km südwestlich des Harzes (Abb. 1). Es ist Teil des Nordhessischen Berglandes, mit Höhenlagen zwischen 120 m und 753 m über dem Meeresspiegel. Mit einem mittleren Jahresnieder-

schlag von 676 mm und Durchschnittstemperaturen von 0,2 °C im Januar bis 17,7 °C im Juli liegt das Nordhessische Bergland in der Übergangszone zwischen atlantischem und kontinentalem Klima mit milden und feuchten Wintern. Das Gebiet zeichnet sich durch einen Wechsel von Wald- (ca. 40 %) und Agrarflächen (ca. 45 %) aus (HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT 2016). Die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und die Fichte (*Picea abies*) dominieren die Waldvegetation und werden durch Kiefern, Eichen und Lärchen ergänzt. Mit ca. 127 Einwohnern/km² liegt die hiesige Bevölkerungsdichte unter der durchschnittlichen Bevölkerungsdichte in Hessen (297 Personen/km², HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT 2019).

2.2 Fotofallen

Bei den im Rahmen dieser Studie eingesetzten Fotofallen handelte es sich um die Modelle Ambush, Attack® und C1 der Firma Cuddeback® (Green Bay, USA).

2.3 Untersuchte Flächen

Zur Erprobung und Etablierung eines Fotofallenmonitorings in Nordhessen wurde von November 2014 bis Oktober 2015 eine Pilotstudie in einem insgesamt ca. 610 km² großen Untersuchungsgebiet durchgeführt (Abb. 1). Innerhalb dieses Areal wurden in den Vorjahren die meisten Luchssichtungen dokumentiert. Da nur eine begrenzte Anzahl von Fotofallen zur Verfügung stand, wurde das Untersuchungsgebiet in drei Bereiche unterteilt. Diese Teil-Untersuchungsgebiete hatten Flächengrößen von 194 km², 224 km² und 192 km². In jedem dieser Teil-Untersuchungsgebiete wurden für die Dauer von jeweils vier Monaten an 20 Standorten 40 Fotofallen aufgestellt. Die meisten Luchsfotos gelangen dabei im Winter und im zeitigen Frühjahr, so dass das Monitoring in den Folgejahren auf einen Zeitraum von etwa fünf Monaten zwischen November und März (Tab. 1) beschränkt wurde. In den Untersuchungszeiträumen 2015/16 und 2016/17 kamen 80 Kameras an 40 Stand-

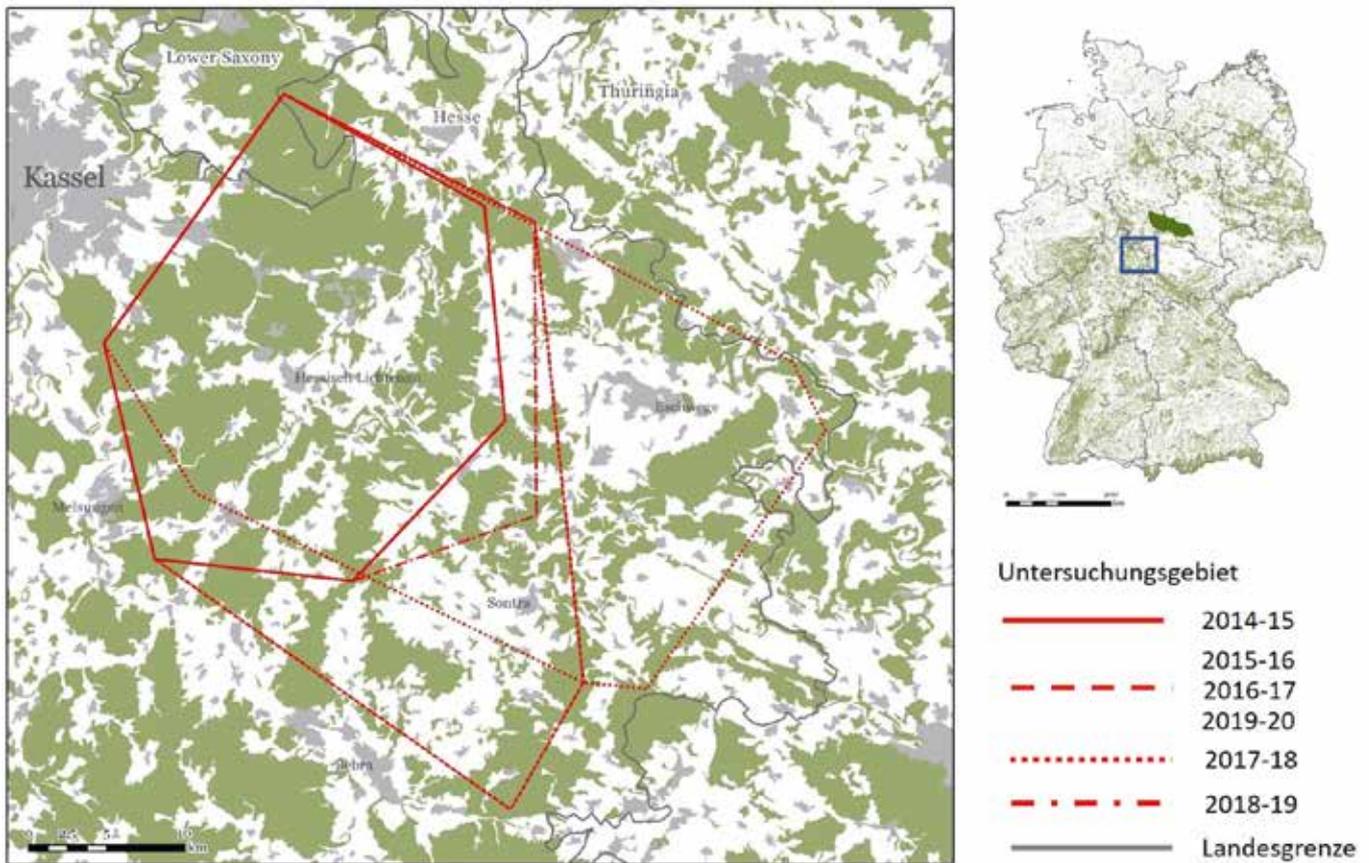


Abb. 1: Lage der Teiluntersuchungsgebiete in der Region des Kaufunger Waldes (rote Polygone, linke große Karte) und in Deutschland (schwarzes Rechteck, rechte kleine Karte). Der Harz ist nordöstlich der Untersuchungsgebiete gelegen (dunkelgrüne gefüllte Fläche, rechte kleine Karte).

orten in einem 630 km² großen Untersuchungsgebiet zum Einsatz, das weitgehend mit dem während der Pilotstudie untersuchten Gesamtgebiet identisch war (Abb. 1).

In der Saison 2017/18 wurde das Untersuchungsgebiet auf eine Fläche von 908 km² in Richtung Südosten erweitert. Der Grund dafür waren Zufallssichtungen von Luchsen, die im Frühjahr 2017 von dort eingegangen waren. 100 Kameras kamen in dieser Saison an 50 Standorten zum Einsatz. In der Fangsaison 2018/19 schließlich wurde das Untersuchungsgebiet nochmals erweitert, diesmal auf eine Fläche von insgesamt 1153 km² (Abb. 1). Die Erweiterung geschah, um auch den östlichsten Bereich Nordhessens auf das Vorkommen von Luchsen zu untersuchen. 75 Kameras kamen dabei an 68 Standorten zum Einsatz. In der letzten Saison 2019/20 umfasste das Untersuchungsgebiet 630 km² und war mit dem Untersuchungsgebiet der Jahre 2015/16 und 2016/17 identisch. Es kamen 47 Kameras an 42 Standorten zum Einsatz. Anders als in den Vorjahren wurde 2018/19 und 2019/20 an den meisten Standorten nur eine Kamera eingesetzt.

2.4 Datenauswertung

Um den Fangerfolg im Verlauf der Jahreszeiten zu vergleichen, ermittelten wir eine Fotorate (vgl. ROVERO & MARSHALL 2009), die sich aus der Anzahl unabhängiger Luchsfotos (Fotoereignisse) pro 100 effektiver Fallentage ergibt. Luchsfotos wurden als voneinander unabhängige Fotoereignisse bewertet, wenn zwischen zwei aufeinander folgenden Fotos ein zeitlicher Abstand von mindestens fünf Minuten lag. Die abgebildeten Luchse wurden anhand ihrer Fellmuster individualisiert. Auf diese Weise konnte beurteilt werden, wie viele unterschiedliche Luchs-Individuen von den Kameras erfasst wurden.

Durch den Abgleich der im Rahmen des Fotofallen-Monitorings erhobenen Daten mit den fortlaufend erhobenen Monitoringdaten des HLNUG und des Nationalparks Harz (NLPH) konnten nach Nordhessen zuwandernde und aus Nordhessen abwandernde Luchse identifiziert werden. Von besonderem Interesse waren dabei Wanderbewegungen von Luchsen über weitere Entfernungen hinweg. Diese wurden als Langstreckenwanderungen bezeichnet, wenn sie zwischen der

nordhessischen Subpopulation und einem anderen Reproduktionsgebiet des Luchses im Harz oder dessen Umland erfolgten. Im Rahmen dieser Studie wurden nur solche Wanderbewegungen ausgewertet, bei denen sowohl der Start- als auch der Endpunkt bekannt waren und entweder der Start- oder der Endpunkt in Nordhessen lag. Nordhessen wurde als Endpunkt einer solchen Wanderung definiert, wenn das Individuum entweder dort starb oder dort ein Streifgebiet etablierte (Anwesenheit im selben Gebiet für mindestens ein halbes Jahr, vgl. ZIMMERMANN et al. 2005, REINHARDT et al. 2015).

3. Ergebnisse

Die Anzahl der effektiven Fallentage pro Saison schwankte zwischen 2.042 während der Pilotstudie und 9.094 während der Fallensaison 2018/19 (siehe Tab. 1). Pro Wintersaison (November – März) konnten zwischen 2 und 86 Fotoereignisse von Luchsen aufgenommen werden. In der Saison 2016/17 war die Anzahl der Ereignisse am höchsten. Im gesamten Untersuchungszeitraum (2014 – 2020) lag die Foto-rate zwischen 0,0004 und 2,73 Fotoereignisse pro 100 effektiver Fallentage (Abb. 2). Der Fangerfolg war während der Pilotstudie im Winter 2014/15 am höchsten und zeigte in den späteren Jahren eine stark rückläufige Tendenz (Abb. 2, 3). In der letzten Saison

entstanden bei 4.554 effektiven Fallentagen lediglich noch zwei Fotoereignisse. Der Anteil der "erfolgreichen" Fangplätze, d.h. der Kamerastandorte, an denen mindestens ein Luchs pro Saison fotografiert wurde, lag zwischen 0,05 und 0,6. Er war am höchsten während der Pilotstudie im Winter 2014/15 (0,6). Während der Winter 2015/16 und 2018/19 war nur noch ein Teil des Untersuchungsgebietes von Luchsen besiedelt. Der Anteil erfolgreicher Standorte war entsprechend niedrig. Im Winter 2019/20 wurde nur noch an zwei von 42 Standorten ein Luchs fotografiert. Innerhalb des fünfmonatigen Untersuchungszeitraums von November bis März gelangen die meisten Luchs-Fotoereignisse im Februar und März.

Mit Ausnahme der letzten Saison waren zwischen 61 % und 92 % der während der Untersuchungszeiträume aufgenommenen Luchsbilder zur Identifikation von Luchsindividuen geeignet (Mittelwert 78 %, Tab. 1). Der Anteil der Bilder, die verwendet werden konnten, war im ersten Zeitraum der Pilotstudie am niedrigsten (61 %) und stieg in späteren Jahren an (Tab. 1).

Im Verlauf der Pilotstudie von November 2014 bis Oktober 2015 konnten insgesamt sieben individuell unterscheidbare Luchse fotografiert werden. Zwei dieser sieben Luchse wurden jedoch nur einmal abgelich-

Tab. 1: Übersicht über die Untersuchungsabschnitte und die Anzahl der Luchsaufnahmen. PFT = Potentielle Fallentage, EFT = Effektive Fallentage, LE = Luchs-Ereignisse, LEI = Luchs-Ereignisse mit identifizierbaren Tieren, FR = Fotorate, angegeben als Luchs-Ereignisse pro 100 effektive Fallentage, EKS = Erfolgreiche Kamerastandorte.

Untersuchungsabschnitt	Fläche [km ²]	Anzahl Kamerastandorte	Zeitraum	Tage	PFT	EFT	LE	LEI	FR	EKS
Pilotstudie Phase 1	194	20	1.11.2014 – 28.2.2015	120	2.400	2.088 (87 %)	57	35 (61 %)	2.73	12 (60 %)
Pilotstudie Phase 2	224	20	8.3.2015 – 30.6.2015	115	2.300	2.042 (89 %)	37	28 (76 %)	1.81	12 (60 %)
Pilotstudie Phase 3	192	20	8.7.2015 – 30.10.2015	115	2.300	2.300 (100 %)	3	2 (67 %)	0.01	2 (10 %)
W 2015/16	630	40	19.11.2015 – 31.3.2016	134	5.360	5.158 (96 %)	68	57 (83 %)	1.32	12 (30 %)
W 2016/17	630	40	1.11.2016 – 31.3.2017	151	6.040	5.744 (95 %)	86	71 (83 %)	1.5	20 (50 %)
W 2017/18	908	50	1.11.2017 – 31.3.2018	151	7.550	7.217 (96 %)	50	42 (84 %)	0.69	24 (48 %)
W 2018/19	1153	68	1.11.2018 – 31.3.2019	151	10.268	9.094 (89 %)	78	72 (92 %)	0.86	11 (16 %)
W 2019/20	630	42	3.12.2019 – 31.3.2020	119	4998	4554 (91 %)	2	1 (50 %)	0.0004	2 (5 %)

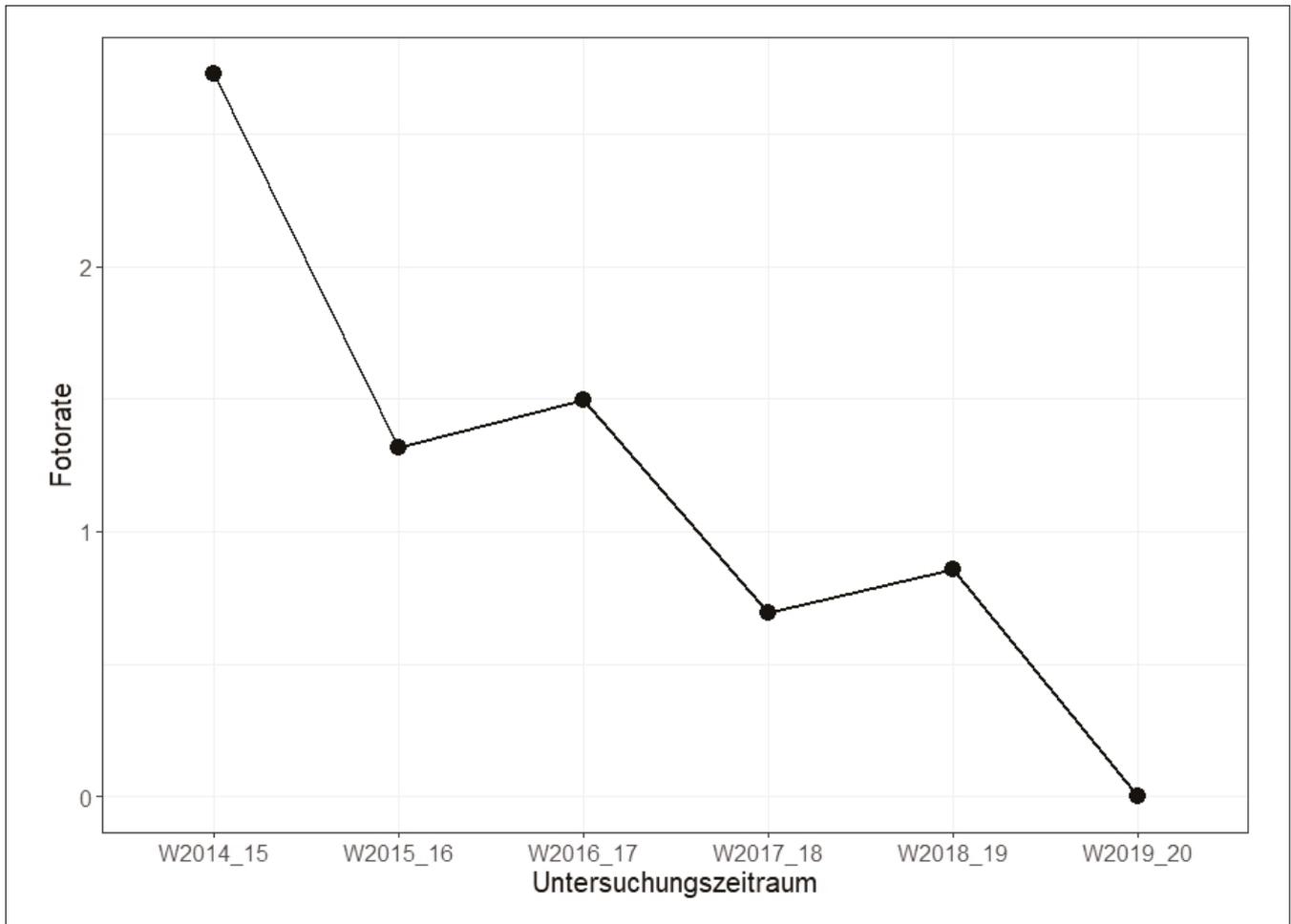


Abb. 2: Ermittelte Fotoraten in den Untersuchungszeiträumen. Die Fotorate ergibt sich aus der Anzahl unabhängiger Luchsfotos (Fotoereignisse) pro 100 effektiver Fallentage.

tet. In einem Fall handelte es sich um ein Individuum, das aufgrund seiner Größe und seines Aussehens ein subadultes Tier gewesen sein könnte, welches das Untersuchungsgebiet möglicherweise nur durchwanderte. Dieses Tier wurde nicht als Teil der ansässigen nordhessischen Subpopulation betrachtet. Bei dem anderen Individuum handelte es sich um ein residentes Weibchen (B1061w), dessen Streifgebiet größtenteils nördlich des Untersuchungsgebietes lag. Ein weiteres Individuum (B1035x) wurde nur im Dezember 2014 zweimal fotografiert. Da das Tier auf einem zufällig entstandenen Foto aus dem März desselben Jahres, also bereits neun Monate zuvor, im selben Gebiet nachgewiesen werden konnte, betrachten wir es als residentes Individuum der nordhessischen Subpopulation. Die vier übrigen Individuen wurden mindestens sechs Mal innerhalb eines Zeitraums von mindestens sieben Monaten fotografiert. Einen Überblick über alle als resident eingestuft Individuen ist Abb. 3 zu entnehmen.

Das Geschlecht von vier der sechs residenten Individuen ließ sich mittels der Kamerafallenbildern (drei Individuen) oder nach Fang und Besenderung durch den NPH (B1037w) bestimmen. Zwei dieser vier Individuen waren männlich (B1036m, B1025m) und zwei Individuen waren weiblich (B1037w, B1061w). In der zweiten Hälfte des Jahres 2015 erlebte die nordhessische Subpopulation jedoch einen dramatischen Rückgang: Im Herbst 2015 starben beide ansässigen Weibchen (B1037w, B1061w) an der Fuchsräude (*Sarkoptes spec.*). Darüber hinaus ließen sich auch die Individuen B1035x und B1038x seit der Saison 2015/16 nicht mehr nachweisen. In dieser Saison ließen sich 53 von 57 Fotoereignissen einem einzigen Individuum (B1036m) zuordnen.

Zwei Nachweise im November 2015 zeigten das Männchen B1025m, das jedoch danach nicht mehr im Untersuchungsgebiet fotografiert wurde. Im Januar 2016 wurde B1025m von einer Kamerafalle im Harz

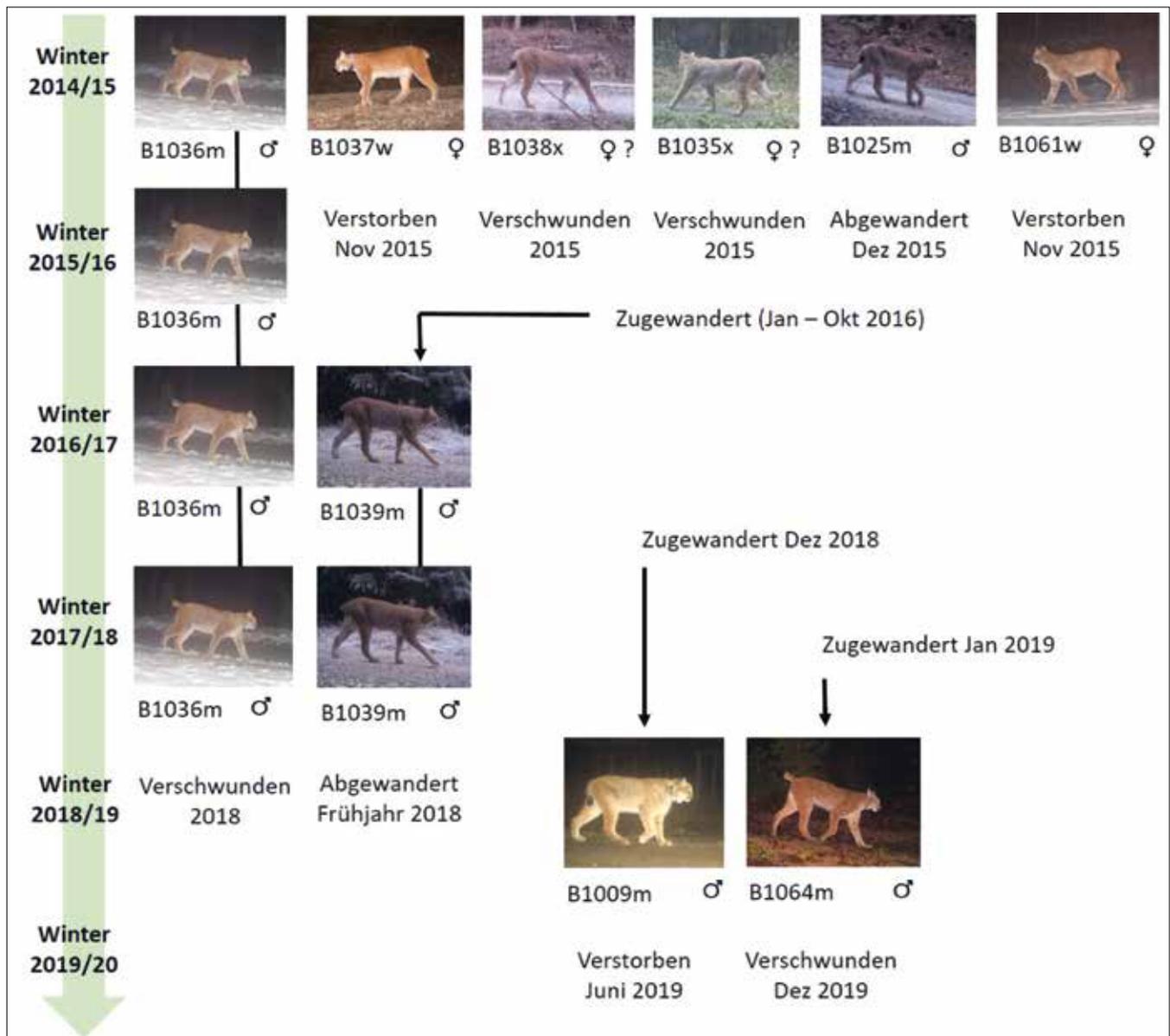


Abb. 3: Fotografierte Luchse mit Foto und Angabe der ID-Nummer in den Untersuchungszeiträumen. Der Verbleib der Tiere wird unter den Fotos angegeben oder mit Pfeilen zugeordnet.

(51°41'19 "N, 10°26'47 "E), 66 km nordöstlich der letzten bekannten Verortung in Nordhessen, nachgewiesen.

Die übrigen beiden Fotoereignisse im März 2015 zeigten ein bis dahin noch unbekanntes männliches Individuum (B1009m), das jedoch das Untersuchungsgebiet nur durchquerte und ebenfalls nach Norden in den Harz wanderte. Während des größten Teils der Fangsaison 2015/16 konnte somit nur ein einziges männliches Tier nachgewiesen werden (B1036m, Abb. 3).

In der Fangsaison 2016/17 wurde weiterhin B1036m fotografiert sowie ein bisher unbekanntes Individuum (B1039m), das aus dem Harz nach Nordhessen zuwanderte. B1039m war im Harz zuletzt als Jungtier

im Januar 2016 nachgewiesen worden. Zum Zeitpunkt seines ersten Nachweises in Nordhessen im Oktober 2016 war das Männchen demnach etwa 18 Monate alt. B1039m verblieb bis Januar 2018 im Untersuchungsgebiet und ließ sich während dieser Zeit vorwiegend in dessen südlichem Teil nachweisen. Nach einem mindestens 16-monatigen Aufenthalt in Nordhessen wanderte B1039m zurück in den Harz, wo er im Juni 2018 fotografisch erfasst wurde. Danach war B1036m das einzige im Untersuchungsgebiet verbliebene Luchsindividuum. Das Männchen konnte regelmäßig bis Ende März 2018 fotografiert werden, ließ sich aber in der Saison 2018/19 nicht mehr nachweisen. In dieser Saison entstand zwischen dem 1. November und dem 24. Dezember an 68 Ka-

merastandorten kein einziges Luchsfoto. Erst danach tauchten zwei neue männliche Individuen im Untersuchungsgebiet auf (Abb. 3). Der inzwischen von der Nationalparkverwaltung Harz telemetrierte Luchs B1009m (s.o.) kehrte nach Nordhessen zurück. Bis zum Ende der Fangsaison 2018/19 wurde er 25 Mal nachgewiesen. Im Juni 2019 starb er an Unterernährung infolge einer Lungen- und Bauchfellentzündung. Das andere Individuum (B1064m) war ein Männchen unbekannter Herkunft. Bis zum Ende der Fangsaison 2018/19 wurde es 49 mal nachgewiesen. Während B1009m offenbar Teile des ehemaligen Streifgebietes von B1036m übernommen hatte, wurde B1064m vor allem im Süden des Untersuchungsgebiets dokumentiert. Das Männchen wurde an vielen der Kamerastandorte fotografiert, an denen bis zum Januar 2018 B1039m nachgewiesen worden war. Zu Beginn der Saison 2019/20 wurde B1064m noch zweimal von den Kameras erfasst, letztmalig im Dezember 2019. Von Januar bis April 2020 entstand an 42 Kamera-Standorten keine einzige Luchs-Aufnahme mehr.

3.1 Langstreckenwanderungen

Zwischen 2009 und 2019 wurden zehn Langstreckenwanderungen nachgewiesen (Tab. 2). Sechs Langstreckenwanderungen hatten ihren Ausgangspunkt im Harz und endeten in Nordhessen, vier Ereignisse

hatten ihren Ursprung im nordhessischen Untersuchungsgebiet und endeten im Harz oder einem anderen Reproduktionsgebiet der Harzer Luchspopulation. Alle Langstreckenwanderer ($n = 8$) waren männlich. Die Individuen B1009m und B1039m sind dabei mit jeweils einer Hin- und einer Rückwanderung erfasst.

4. Diskussion

Bereits im ersten Jahr dieser Untersuchung verlor die nordhessische Subpopulation fünf von ursprünglich sechs residenten Luchsen. Zwei Tiere starben, zwei verschwanden aus unbekanntem Gründen und ein Tier wanderte aus dem Untersuchungsgebiet ab. In den folgenden vier Jahren konnte sich die nordhessische Subpopulation (NHS) von diesem dramatischen Verlust nicht mehr erholen. Zwar kam es zu einer sporadischen Zuwanderung einzelner Männchen, diese blieb jedoch ohne anhaltenden Effekt, da es keine Weibchen mehr im Untersuchungsgebiet gab und auch keine Zuwanderung von Luchsinnen nachgewiesen werden konnte.

Die zu Beginn dieser Studie fotografierten sechs Luchse sollten als Mindestbestand der NHS betrachtet werden. Aufgrund der geringen Anzahl nachgewiesener Individuen wurde auf eine Abundanzschätzung mittels Fang-Wiederfang-Modellen (z.B. BORCHERS & EFFORD 2008, OTIS et al. 1978) verzichtet. Aufgrund der

Tab. 2: Langstreckenwanderungen. Luchs-Individuen sind mit ihrer Foto-ID (beginnend mit B) angegeben oder, sofern diese nicht bekannt war, mit ihrer genetischen ID (beginnend mit LL).

Zeitraum	Individuum	Richtung	Geschlecht	Verbleib
Nov 2009	B1032m	Harz -> Hessen	männlich	unbekannt
Okt 2012	LL039m	Harz -> Hessen	männlich	tot, Verkehrsunfall
Dez 2015	B1025m	Hessen -> Harz	männlich	letzter Nachweis: 18.5.2018
Okt 2014	B1028m	Hessen -> Hils ¹	männlich	unbekannt
Mär 2016	B1009m	Hessen -> Harz	männlich	
Okt 2016	B1039m	Harz -> Hessen	männlich	
Aug 2017	LL145m	Harz -> Hessen	männlich	tot, unbekante Ursache
Nov 2017	LL131m	Harz/Solling ¹ -> Hessen	männlich	tot, Verkehrsunfall
Jun 2018	B1039m	Hessen -> Harz	männlich	tot, Verkehrsunfall
Dez 2018	B1009m	Harz -> Hessen	männlich	tot, Lungenentzündung

1) Hils and Solling sind kleinere Reproduktionsgebiete der Harzpopulation, die sich in einer Entfernung von etwa 30 km nordwestlich (Hils) bzw. westlich (Solling) des Harzes befinden. Während dieser Studie wiesen beide Reproduktionsgebiete lediglich ein reproduzierendes Weibchen auf.

hohen Regelmäßigkeit, mit der die meisten der nachgewiesenen Individuen fotografiert werden konnten, ist aber davon auszugehen, dass die Anzahl der sechs erfassten Individuen nah an der tatsächlichen Anzahl vorhandener Tiere innerhalb des Untersuchungsgebietes lag. Es ist jedoch möglich, dass es Individuen gab, die außerhalb des Untersuchungsgebietes lebten und die NHS ursprünglich einige Tiere mehr umfasste als hier beschrieben. Nach Auswertung aller vorliegenden Daten ist davon auszugehen, dass sich unter den nachgewiesenen Tieren anfangs mindestens zwei residente Männchen und mindestens zwei (wahrscheinlich sogar 3-4) residente Weibchen befanden. In den fünf Jahren nach dem Populationseinbruch lebten zu keinem Zeitpunkt mehr als zwei residente Männchen im Untersuchungsgebiet. Es wurde zwischen 2010 und 2020 kein Weibchen nachgewiesen, das die ca. 60 km zwischen dem Harz und dem nordhessischen Untersuchungsgebiet überwinden konnte oder aus einem der kleineren Reproduktionsgebiete der Harzpopulation zugewandert wäre. Aus dem Harz abwandernde Luchsmännchen erreichten dagegen mehrfach das Untersuchungsgebiet. Dieses Ergebnis ist vielleicht nicht überraschend, da bei der Mehrzahl der Säugetierarten männliche Individuen über ein größeres Ausbreitungspotential verfügen, d.h. Männchen breiten sich über größere Entfernungen aus als Weibchen (GREENWOOD 1980, LAWSON-HANDLEY & PERRIN 2007). Bezüglich der Dispersaldistanz gilt dies auch für den Eurasischen Luchs. In Polen (SCHMIDT 1998), in der Schweiz (ZIMMERMANN et al. 2005) und in Skandinavien (SAMELIUS et al. 2012) wanderten Luchsmännchen über größere Distanzen als Weibchen, wobei der Unterschied bei der Dispersaldistanz zwischen den Geschlechtern in der Schweizer Studie nicht sehr ausgeprägt war (ZIMMERMANN et al. 2005). Im Schweizer Jura gab es jedoch einige Weibchen, die über Entfernungen von mehr als 60 km (die Entfernung zwischen dem Harz und Nordhessen) hinweg wanderten. In der polnischen Region Bialowieza wurde sogar eine Dispersaldistanz von 120 km bei einem Weibchen nachgewiesen. Es stellt sich somit die Frage, warum Luchsweibchen offensichtlich dennoch nicht, oder nur äußerst selten, das nordhessische Untersuchungsgebiet erreichen.

Bei der Beantwortung dieser Frage könnte der Grad der Habitatfragmentierung eine wichtige Rolle spielen, da diese zwischen dem Harz und Nordhessen vermutlich höher ist als innerhalb des Schweizer Juras oder in der Region Bialowieza. Es wurde bereits früher darauf hingewiesen, dass Eurasische Luchse, und insbesondere die Weibchen, möglicherweise nur

begrenzt in der Lage sind, ungünstige Lebensräume zu durchqueren (SAMELIUS et al. 2012, ZIMMERMANN et al. 2007). Entsprechend dieser Vermutung wurden in den stärker fragmentierten Schweizer Alpen (SCHNIDRIG et al. 2016) keine weiblichen Luchse beobachtet, die sich über Entfernungen von mehr als 40 km ausbreiteten (ZIMMERMANN et al. 2005). Auch bei Pumas (*Puma concolor*), die in fragmentierten Habitaten leben, wandern die Männchen über wesentlich größere Distanzen als die Weibchen (SWEANOR et al. 2000). Bei einer Tigerpopulation (*Panthera tigris*) im Chitwan-Nationalpark, Nepal, wurden nur Männchen bei der Durchquerung größerer Gebiete mit ungünstigem Habitat beobachtet (SMITH 1993).

Der Rückgang der nordhessischen Subpopulation wurde durch die Abwanderung von Männchen aus dem Untersuchungsgebiet weiter beschleunigt. Ein Männchen (B1025m) wanderte im Dezember 2015/16 nach einer Aufenthaltsdauer von mindestens neun Monaten ab, ein weiteres Männchen (B1039m) verließ das Untersuchungsgebiet nach einer Aufenthaltsdauer von mindestens 18 Monaten. Solche Abwanderungen nach vorangegangenem längerem Aufenthalt in einer Region werden in der Literatur als sogenannte sekundäre Dispersale beschrieben (LAWSON-HANDLEY & PERRIN 2007). Sekundäre Dispersale sind bei mehreren Arten von Primaten (PUSEY & PACKER 1987), Nagetieren (NUNES 2007) und Karnivoren (WASER 1986) beschrieben. Die Mehrheit dieser Arten lebt jedoch in Gruppen und Männchen führen in der Regel ein sekundäres Dispersal durch, um ihre Reproduktionsmöglichkeiten zu verbessern (PORT et al. 2012, VAN HORN et al. 2003). Sekundäre Dispersale sind bei solitär lebenden Säugern selten und nach unserer Kenntnis beim Eurasischen Luchs bislang nicht beschrieben. Es ist jedoch möglich, dass die Abwanderungen von B1025m und B1039m ebenfalls eine Folge schlechter Reproduktionsmöglichkeiten im nordhessischen Untersuchungsgebiet waren.

Unsere Untersuchung dokumentiert den Zusammenbruch einer zeitweise hoffnungsvollen Trittsteinpopulation des Eurasischen Luchses in Mitteldeutschland. Sie verdeutlicht damit, dass die Ausbreitung des Luchses in Deutschland, und damit die Vernetzung der bestehenden Populationen, ein langwieriger und von Rückschlägen durchsetzter Prozess sein kann. Aktive Maßnahmen könnten und sollten diesen Prozess unterstützen, beispielsweise Bestandsstützungen bestehender (Teil-)Populationen mit geeigneten Individuen oder die Ansiedlung neuer Trittsteinpopulationen zwischen den bestehenden Populationen.

5. Dank

Wir danken der Heidehof-Stiftung, der Heinz Sielmann Stiftung, der HIT-Umweltstiftung, der Bürgerstiftung Kassel und der Bürgerstiftung Werra-Meißner für die finanzielle Unterstützung des Fotofallen-Monitorings in Nordhessen. Ein großer Teil des Materials, das zur Durchführung des Fotofallen-Monitorings der Nationalparkverwaltung Harz diente, wurde gefördert aus dem niedersächsischen Programm Natur erleben, dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) und dem Entwicklungsprogramm für den ländlichen Raum (EPLR) des Landes Sachsen-Anhalt. Das EPLR wird gemeinsam von der Europäischen Union, der Bundesrepublik Deutschland und dem Land Sachsen-Anhalt finanziert. Wir bedanken uns außerdem bei HessenForst und den Niedersächsischen Landesforsten, insbesondere den Forstämtern Hess. Lichtenau, Melsungen, Rotenburg, Wehretal und Münden sowie bei zahlreichen privaten Waldbesitzern für die unverzichtbare Unterstützung unserer Feldarbeit. Unser Dank gebührt außerdem den zahlreichen Bürgerwissenschaftlern, die halfen, die Daten dieser Untersuchung zu erheben, sowie den zahlreichen Jägern, die ihr Wissen über das Vorkommen des Luchses in ihren Revieren mit uns teilten. Dem Arbeitskreis Hessenluchs danken wir für die gute und enge Zusammenarbeit.

Wie kommt der Luchs (*Lynx lynx*) aus dem Harz heraus?

Untersuchungen zur Durchlässigkeit von Bundesstraßen- und Autobahnunterführungen

Ole Anders, Tomma Lilli Middelhoff, Bettina Dobrescu & Mira Kajanus

1. Einleitung

Eine hohe menschliche Siedlungsdichte und eine intensive Landwirtschaft in Kombination mit dem dichten Netzwerk der Verkehrsinfrastruktur führen in Deutschland zu einer stark fragmentierten Landschaft mit negativen Einflüssen für viele Wildtierpopulationen (KRAMER-ROWOLD & ROWOLD 2001, GLITZNER et al. 1999, EEA-FOEN 2011). Große Karnivoren wie der Eurasische Luchs (*Lynx lynx*) können durch die Fragmentierung der Landschaft in ihrem Ausbreitungsverhalten beeinträchtigt werden (JEDRZEJEWSKI et al. 2009, POPA et al. 2012). Besonders stark befahrene Straßen, wie Autobahnen und mehrspurige Bundesstraßen, stellen dabei erhebliche Wanderbarrieren dar oder beeinflussen die Raumnutzung der Tiere (FORMAN & ALEXANDER 1998, KUSAK et al. 2009, RILEY et al. 2006). Beim Verlassen des Harzer Mittelgebirges müssen Luchse stark befahrene Verkehrsadern überwinden. Es kommt daher immer wieder zu Funden toter Tiere auf Straßen und Schienestrecken. Demgegenüber stehen einige Belege dafür, dass Luchse mehrspurige Bundesstraßen oder sogar Autobahnen erfolgreich gequert haben. Die Expansion der Harzpopulation erfolgt vorwiegend in westliche und südwestliche Richtung. Seit 2010 konnten Reproduktionsnachweise in mehreren Waldgebieten westlich und südwestlich des Mittelgebirges nachgewiesen werden. Alle diese Gebiete sind vom Harz aus nur durch die Querung von mindestens einer Autobahn (A 38 oder A 7) und mehrerer Bundesstraßen erreichbar (Abb. 1).

Es stellt sich die Frage, auf welche Weise und an welchen Stellen Luchse Schnellstraßen überwinden, zumal die Durchlässigkeit von Streckenabschnitten einen unmittelbaren Einfluss auf die Ausbreitungsfähigkeit, die möglichen Migrationswege und auf die Ausbreitungsgeschwindigkeit der Luchspopulation haben dürfte. Da nur wenige Studien zum Eurasischen Luchs vorliegen, die diese Thematik behandeln, soll im Folgenden neben dem Luchs auch die zweite heimische Katzenart, die Europäische Wildkatze (*Felis silvestris*), mit betrachtet werden.

Die hohe Waldbindung des Eurasischen Luchses wird verschiedentlich betont und lässt sich anhand von Telemetriedaten belegen (z.B. SCHADT et al. 2002a, b, c, ANDERS et al. 2012). HERDTFELDER (2012) kommt zu dem Schluss, dass Straßenquerungen von Luchsen dort am wahrscheinlichsten sind, wo sich geeignete Habitatbereiche in der Nähe befinden.

KLAR et al. (2009) vermuten, dass die Europäische Wildkatze Straßen vorzugsweise an Stellen quert, an denen der Wald unmittelbar an diese heranreicht. GÖTZ (2015) hebt hervor, dass die Tiere häufig dort überfahren werden, wo Migrationskorridore auf Autobahnen (A) oder Bundesstraßen (B) treffen. Die Wildkatze zieht bei der Querung von Straßen Unterführungen vor (SIMON 2010, KLAR et al. 2009, MATA et al. 2003). Vor Überführungen schrecken Wildkatzen vermutlich durch das Fehlen von Deckungsmöglichkeiten, einen dort meist vorhandenen Asphaltuntergrund und eine freie Sicht auf den Straßenverkehr zurück (KLAR et al. 2009). Über die Bedingungen, unter denen Luchse Querungsbauwerke benutzen, ist allerdings bislang wenig bekannt. Die vorliegende Studie versucht daher, solche Bedingungen zu formulieren, um damit die Durchlässigkeit von Straßenabschnitten für diese Tierart einzuschätzen.

2. Material und Methoden

2.1 Straßenquerungen von Luchsen und verkehrstote Luchse

Innerhalb des Untersuchungsgebietes wurden seit dem Jahr 2008 mehrere Luchse von der Nationalparkverwaltung Harz mit GPS/GSM/VHF-Halsbandsendern überwacht. Einige der Tiere querten während des Überwachungszeitraumes Bundesstraßen oder Autobahnen. In einzelnen Fällen konnte das dabei genutzte Querungsbauwerk mit ausreichender Sicherheit identifiziert werden. Eine von GÖTZ & JEROSCH (2010) im Ostharz mittels einer Wildkamera dokumentierte

Straßenquerung eines Luchses ging ebenfalls in die Auswertung ein. Die Dimension (Länge, Breite, Höhe) der genutzten Querungsbauwerke wurde gemessen und die Anbindung des Bauwerkes an dauerhafte Vegetationsstrukturen wie Wald oder Leitstrukturen vermerkt. Außerdem wurde die Vegetationsanbindung von Fundstellen verkehrstoter Luchse ermittelt. Anhand dieser Daten ließen sich Anforderungen formulieren, welche Querungsbauwerke erfüllen müssen, um für den Luchs passierbar zu sein. Anschließend konnten Straßenabschnitte identifiziert werden, die eine Anzahl geeigneter Querungsmöglichkeiten aufweisen.

2.2 Untersuchte Straßenabschnitte

Die Harzpopulation des Luchses breitet sich überwiegend in Richtung Westen und Südwesten aus (ANDERS & MIDDELHOFF 2021). Die Kartierung von Straßenunterführungen, Wild- und Landschaftsbrücken fand im Jahr 2014 entlang der Autobahn 7 (A 7) statt, von der Anschlussstelle Hildesheim im Norden bis zur Landesgrenze Niedersachsen-Hessen (6 km südlich der Anschlussstelle Hann. Münden/Staufenberg-Lutterberg) im Süden (123 km). Außerdem wurde ein 40 Kilometer langer Streckenabschnitt der A 38 vom Dreieck Drammetal bis zur Anschlussstelle Worbis untersucht. Am westlichen Harzrand verlief die Untersuchung entlang der mehrspurigen Bundesstraße B 242 zwischen der Anschlussstelle an die B 243 und der Ortslage Seesen (6 km). Außerdem wurde ein 38 Kilometer langer Abschnitt der B 243 zwischen Bad Lauterberg und der A 7 untersucht (Abb. 1). Von der Kartierung ausgeschlossen wurden Straßenabschnitte innerhalb von Siedlungen.

2.3 Erfassung von Querungsbauwerken

Die Erhebung der Daten erfolgte in mehreren Schritten. Entlang der zu untersuchenden Autobahn- und Bundesstraßenabschnitte wurden zunächst alle auf Luftbildern (Google Earth 7.1.2.2041) sichtbaren Querungsbauwerke ermittelt und vermerkt. Anschließend wurden die zu untersuchenden Straßenabschnitte mit dem PKW abgefahren und alle Straßenüberführungen, Straßenunterführungen sowie eine vorhandene Landschaftsbrücke (Verkehrstrasse verläuft im Tunnel unter natürlich gewachsener Landschaft, vgl. KRAMER-ROWOLD & ROWOLD 2001) vor Ort kartiert. Neben den eigenen Erhebungen fand auch ein umfangreicher Datensatz aus einer bereits 2001 durchgeführten Kartierung der Arbeitsgemeinschaft COPRIS Verwendung (AG COPRIS 2001).

2.4 Datenerhebung an Unterführungen

Für alle Unterführungen entlang der untersuchten Straßenabschnitte liegen die folgenden Daten vor: geografische Koordinaten, Maße des Durchlasses (Höhe, Breite, Länge), Entfernung zu Wald bzw. Leitstrukturen zu beiden Seiten sowie die Funktion der Unterführung (Straßenverkehr, landwirtschaftlicher Verkehr, Wasserdurchlass, Schienenverkehr, Fußweg). Für Durchlässe (z.B. Wasserdurchlässe) unter Straßen mit einem Durchmesser von weniger als 0,5 Metern wurden mit Ausnahme einer genauen Verortung keine weiteren Daten erhoben. Einige Bauwerke, die zwar über eine ausreichende Dimension sowie Waldanbindung verfügten, wurden bei den weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt, da sie ausschließlich der Unterführung von stark befahrenen Bundesstraßen oder Eisenbahntrassen dienen und damit für die Nutzung durch Wildtiere ungeeignet sind.

2.5 Relative Enge

Um die Dimensionierung von Unterführungen trotz unterschiedlicher Straßenbreiten vergleichen und die Durchlässigkeit solcher Bauwerke für Wildtiere bewerten zu können, wird von mehreren Autorinnen und Autoren der Wert der „relativen Enge“ verwendet (CLEVINGER & HUIJSER 2011, JEDRZEJEWSKI et al. 2009, SIMON 2010). Dieser kann aus den Abmessungen des Durchlasses einer Unterführung nach UECKERMANN & OLBRICH (1984) wie folgt ermittelt werden: relative Enge = Höhe x Breite/Länge.

2.6 Anbindung der Unterführungen an Wald und Leitstrukturen

Der Abstand jeder kartierten Unterführung vom nächstgelegenen Waldstück (mit Bäumen bestandene Fläche von mindestens einem Hektar Größe) wurde anhand von Luftbildern (Google Maps) gemessen. Das Gleiche gilt für den Abstand zur jeweils nächstgelegenen Leitstruktur (flächige oder linienförmige deckungsgebende Struktur mit ganzjährig vorhandener Vegetation über einem Meter Höhe, die an Wald angebunden ist).

2.6 Relative Durchlässigkeit von Straßenabschnitten

Um die Durchlässigkeit der untersuchten Straßenabschnitte für den Luchs zu bewerten, wurden diese in fünf Kilometer lange Segmente unterteilt. Die relative Durchlässigkeit (RD) errechnet sich aus dem Verhältnis der Segmentlänge in Kilometern zur Anzahl der innerhalb des Segments vorhandenen geeigneten Querungsbauwerke (QB): $RD = QB/km$.

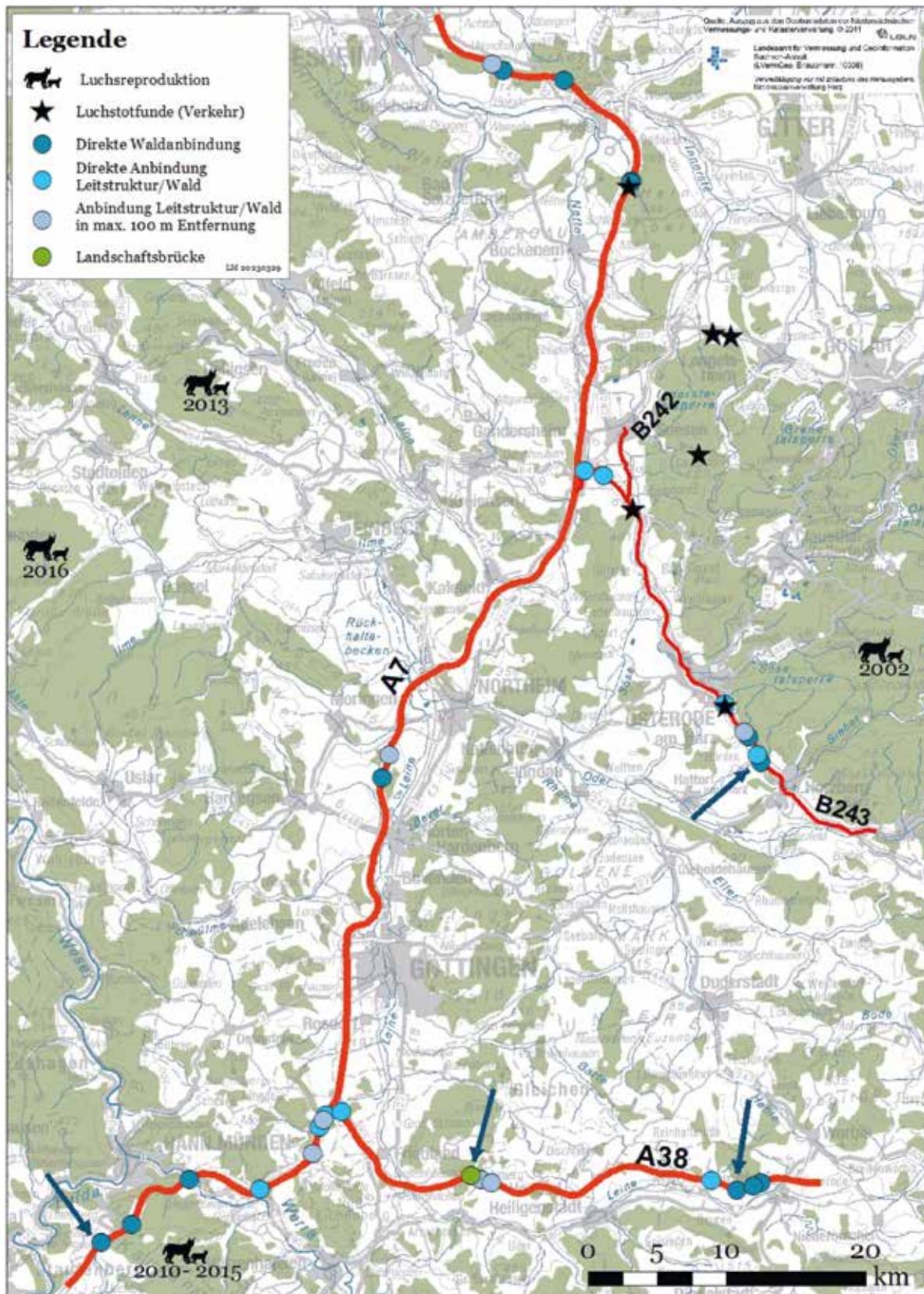


Abb. 1: Kartierte Autobahn- und Bundesstraßenabschnitte (rote Linien) westlich und südwestlich des Harzes mit Unterführungen (farbige Punkte), die eine relative Enge von mindestens 0,24 aufweisen mit entweder 1. beidseitiger direkter Waldanbindung, 2. beidseitig direkter Anbindung an Leitstrukturen bzw. einer Kombination aus Leitstrukturen und Wald oder 3. beidseitiger Anbindung an Leitstrukturen bzw. einer Kombination aus Leitstrukturen und Wald in einer maximalen Entfernung von 100 m zum Querungsbauwerk. Außerdem dargestellt: Fundorte von verunfallten Luchsen auf Straßen (Sterne), Reproduktionsgebiete des Luchses im Harz, Hils, Solling und Kaufunger Wald (Luchssymbole mit Jahreszahl des ersten und ggf. letzten Nachweises von Reproduktion) sowie Kennzeichnung der nachgewiesenen Nutzung von vier Querungsbauwerken durch telemetrierte Luchse (blaue Pfeile).



Abb. 2: Wildtierdurchlass an der B 242 zwischen Harzgerode und Königerode (Götz & Jerosch 2010, Götz 2015).

3. Ergebnisse

3.1 Von Luchsen genutzte Querungsbauwerke

Aus dem Vorkommensgebiet der Harzpopulation des Luchses sind vier erfolgreiche Querungen von Autobahnen und Bundesstraßen bekannt (Stand 2016), bei denen das genutzte Bauwerk mit ausreichender Sicherheit identifiziert werden konnte. In einem Fall handelt es sich um eine Landschaftsbrücke an der A 38. Die übrigen drei Bauwerke sind Unterführungen. Die geringste relative Enge weist dabei mit dem Wert 0,24 eine Wildkatzenunterführung an der B 242 bei Harzgerode auf. GÖTZ & JEROSCH (2010) belegten die Querung durch einen Luchs mit dem Bild einer Wildkamera (Abb. 2). Alle nachweisbaren Nutzungen von Unterführungen fanden an Stellen statt, an denen beidseitig Wald bis an den Straßenkörper heranreichte (Tab. 1).

3.2 Luchs-Totfunde auf Straßen und Schienenstrecken

12 Fundorte von verkehrstoten Luchsen aus den Jahren 2004 bis 2016 konnten für diese Studie ausgewertet werden (Tab. 2). Alle Tiere starben an Straßenabschnitten, die eine Anbindung entweder an Wald (83 %) oder an Leitstrukturen (17 %) aufwiesen. In 9 Fällen (75 %) befindet sich die Vegetation auf beiden Seiten der Straße. Ein männlicher Luchs starb auf der A 7 und ein Weibchen auf der B 243, als sie versuchten, die Fahrbahn nur wenige hundert Meter von einer beidseitig an geeignete Vegetation angebondenen Unterführung von ausreichender Größe zu queren.

Tab. 1: Dokumentierte Nutzungen von Querungsbauwerken durch den Luchs.

Tierart	Relative Enge	Höhe [m]	Breite [m]	Länge [m]	Beidseitige direkte Waldanbindung	Querungsbauwerk	Referenz
Luchs	0,24	1,90	1,50	11,80	ja	Wilddurchlass unter B 242	GÖTZ (2015)
Luchs (M2)	2,49	8,00	12,00	38,50	ja	Wilddurchlass unter A 38	KUBIK (2010)
Luchs (M2)	-	-	1.724,00	-	ja	Landschaftsbrücke* über A 38	KUBIK (2010)
Luchs (F7)	0,95	5,97	6,34	40,00	ja	Wirtschaftsweg unter A 7	Luchsprojekt Harz/ unveröff. Telemetriedaten (2015)

*Heidkopftunnel

Tab. 2: Verkehrstote Luchse an Straßen und Bahnstrecken 2004-2016 (UF = Unterführung).

Lfd. Nr.	Verortung	Straßen	Anzahl Tiere	Direkte Waldanbindung	Leitstrukturen	UF im 500 m Radius & an Vegetation angebunden
1	Stapelburg/Abbenrode	Bahnstrecke parallel zu B 6	1	-	beidseitig	nein
2	Münchehof	B 243	2	einseitig	-	nein
3	Bad Harzburg	B 4	1	beidseitig	-	nein
4	Breuna	A 44	1	beidseitig	-	nein
5	Sangerhausen	A 38	1	-	einseitig	nein
6	Osterode-Leege	B 243	1	beidseitig	-	ja
7	Pansfelde/Meisdorf	L 230	1	beidseitig	-	nein
8	Lautenthal	L 516	1	beidseitig	-	nein
9	Langelsheim-West	B 62	1	einseitig	einseitig	nein
10	Hasselfelde	B 81	1	beidseitig	-	nein
11	Bockenem	A 7	1	beidseitig	-	ja
12	Stiege	B 242	1	einseitig	-	nein

3.3 Definition geeigneter Querungsbauwerke

Entsprechend der oben dargestellten Ergebnisse ist davon auszugehen, dass Unterführungen mit einer relativen Enge von mindestens 0,24 für Luchse nutzbar sind, wenn diese beiderseits der Straße an Wald oder Leitstrukturen angebunden sind. Das Vorhandensein von Waldflächen ist dabei als besonders vorteilhaft zu betrachten. Entsprechend angebundene Landschafts- oder Wildbrücken sind ebenfalls geeignet.

Innerhalb des vorhandenen Datensatzes wurde daher nach Unterführungen mit einer relativen Enge von mindestens 0,24 bzw. nach Wild- oder Landschaftsbrücken gesucht, die in eine der folgenden Kategorien passen:

1. Unterführungen mit beidseitig der Straße unmittelbarer Anbindung an Wald
2. Unterführungen mit beidseitiger unmittelbarer Anbindung an Leitstrukturen oder einer unmittelbaren Anbindung an Wald auf der einen und an eine Leitstruktur auf der anderen Straßenseite
3. Unterführungen mit einer beidseitigen Distanz von maximal 100 Metern zum Wald oder zu einer Leitstruktur
4. Beidseitig an Wald oder Leitstrukturen angebundene Landschafts- oder Wildbrücken.

3.4 Anzahl aller kartierten Querungsbauwerke

Insgesamt konnten 291 Querungsbauwerke auf den untersuchten Straßenabschnitten ermittelt werden, 229 davon an den Autobahnen A 7 (n = 200) und A 38 (n = 29) und 62 an den Bundesstraßen B 243 (n = 53) und B 242 (n = 9). Bei 79 % (n = 230) aller kartierten Querungsbauwerke handelt es sich um Unterführungen (Tab. 3).

3.5 Anzahl der geeigneten Unterführungen und Landschaftsbrücken

Insgesamt 155 (67 %) aller 230 kartierten Unterführungen weisen eine relative Enge auf, die dem im ersten Schritt ermittelten Minimalwert von 0,24 entspricht oder diesen überschreitet. 120 dieser Unterführungen befinden sich an Autobahnen und 35 an Bundesstraßen.

13 % aller Unterführungen (n = 30) passen hinsichtlich ihrer Waldanbindung in eine der oben genannten Kategorien (Abb. 1, Tab. 3). 43 % (n = 13) dieser insgesamt 30 Unterführungen entsprechen der 1. Kategorie, 30 % (n = 9) der 2. und 23 % (n = 7) der 3. Kategorie. Außerdem existiert an den untersuchten Streckenabschnitten der A 38 eine Landschaftsbrücke, die beidseitig an Wald angebunden ist (4. Kategorie).

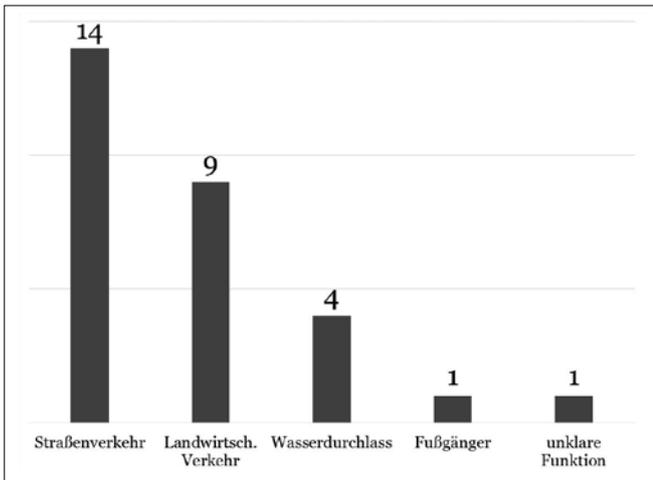


Abb. 3: Anzahl und Funktion der 29 geeigneten Unterführungen.

Mehr als 50 % der ermittelten Querungsbauwerke dienen dem Durchlass von öffentlichem oder landwirtschaftlichem Verkehr.

3.6 Die relative Durchlässigkeit der kartierten Straßenabschnitte

Im nördlichen (I) sowie im südlichen Bereich (II) des 123 Kilometer langen kartierten Abschnitts der A 7 gibt es eine Bündelung von geeigneten Unterführungen. Die drei 5 km-Segmente im Norden (I) weisen eine relative Durchlässigkeit von 0,2-0,4 QB/km auf. Die sechs südlichen Segmente der A 7 inklusive des angrenzenden Segments auf der A 38 verfügen über eine relative Durchlässigkeit von 0,2-0,6 QB/km. Auf dem 80 km langen Streckenabschnitt dazwischen

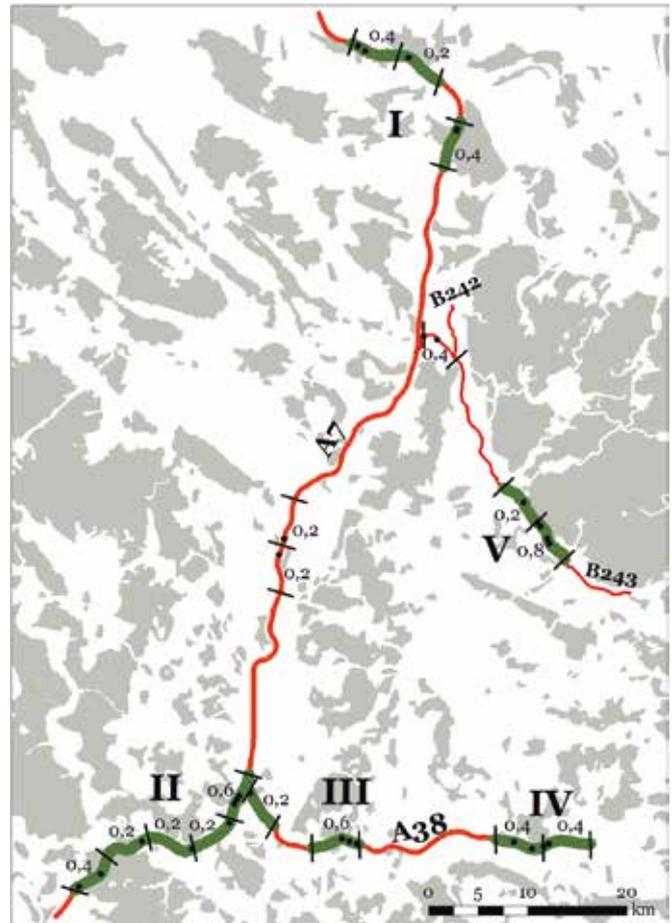


Abb. 4: Untersuchte Streckenabschnitte (rot) von Bundesstraßen und Autobahnen. Für die 5 km langen Segmente (abgegrenzt durch Querstriche), in denen geeignete Querungsbauwerke (Unterführungen, Landschaftsbrücke) liegen, wurden eine relative Durchlässigkeit (RD = 0,2 bis 0,8) berechnet. Die Segmente, denen eine hohe Relevanz für die Dispersion von Luchsen beigemessen wird, sind grün markiert.

Tab. 3: Anzahl der kartierten Querungsbauwerke an den untersuchten Autobahn- und Bundesstraßenabschnitten und ihrer Eignung für den Luchs.

	A 7	A 38	B 243	B 242	Summe
Querungsbauwerke insg.	200	29	53	9	291
Unterführungen	151	23	48	8	230
RE mind. 0,24	103	17	34	1	155
keine Eignung	7	0	2	0	9
1. beids. dir. Waldanbindung	8	3	2	0	13
2. beids. dir. Anbindung an Leitstrukt./Wald	3	2	4	0	9
3. beids. Anbindung an Leitstrukt./Wald in max. 100 m Entfernung	4	2	1	0	7
einseitige Anbindung an Leitstrukt./Wald	29	3	14	0	46
keine Anbindung an Leitstrukt./Wald	52	7	11	1	71
4. Landschaftsbrücke	0	1	0	0	1

gibt es bei Nörten-Hardenberg nur zwei Segmente mit jeweils einer geeigneten Unterführung auf ($RD = 0,2 \text{ QB/km}$). Diese sind jedoch durch die im Leinetal verlaufenden Verkehrsachsen (B 3, ICE-Trasse) von den östlich davon gelegenen größeren Waldflächen getrennt.

Der 40 Kilometer lange kartierte Abschnitt der A 38 weist in einen westlichen Segment (III) und in zwei weiter östlichen gelegenen Segmenten (IV) eine Konzentration von insgesamt 7 geeigneten Unterführungen bzw. einer Landschaftsbrücke auf ($RD = 0,4$ bis $0,6$).

In dem 38 Kilometer langen kartierten Abschnitt der B 243 liegen zwischen Osterode und Herzberg zwei Segmente mit geeigneten Unterführungen (V) und einer relativen Durchlässigkeit von $0,2$ bzw. $0,8 \text{ QB/km}$. Im Bereich der Anschlussstelle an die A 7 gibt es ein weiteres Segment mit zwei geeigneten Unterführungen ($RD = 0,4 \text{ UF/km}$). In diesem Bereich existieren jedoch weder an der A 7 noch an der B 243 weiterführende Querungsbauwerke, was die Bedeutung des Segments als Migrationskorridor herabsetzt.

Innerhalb von vier der oben genannten geeigneten Bereiche (II, III, IV und V) ließen sich in der Vergangenheit bereits erfolgreiche Straßenquerungen von Luchsen nachweisen (Abb. 1).

4. Diskussion

Seit Jahrzehnten wird die Fragmentierung von Populationen großer Säugetiere durch die Verkehrsinfrastruktur intensiv diskutiert. Im Rahmen von Straßenbaumaßnahmen befassen sich ökologische Gutachten vor allem mit den besonders geschützten Arten von gemeinschaftlichem europäischem Interesse (FFH-Arten). Mit ihren Belangen kann im Planungsprozess mitunter erheblicher Einfluss auf Bauvorhaben genommen werden.

Im Zusammenhang mit Wiederansiedlungen großer Beutegreifer, wie dem Luchs im Harz, werden die Möglichkeiten der Populationsvernetzung einer oft recht kritischen Betrachtung unterzogen (LINNELL et al. 2009, SCHADT et al. 2002a, b, c). Die Reproduktionserfolge des Luchses außerhalb des Harzes belegen die grundsätzliche Fähigkeit der Tierart, sich durch die mit Straßen zerschnittene Kulturlandschaft westlich und südwestlich des Mittelgebirges auszubreiten. Über die Bedingungen, unter denen Eurasische Luchse dabei Schnellstraßen überwin-

den können, liegen bislang allerdings relativ wenige Erkenntnisse vor.

GRILO et al. (2008) untersuchten in Portugal die Straßenquerungen verschiedener Karnivoren und stellten dabei, ähnlich wie die vorliegende Studie, eine hohe Relevanz sowohl der relativen Enge einer Unterführung als auch von deren Waldanbindung fest. Verschiedene Autorinnen und Autoren nennen Schwellenwerte der relativen Enge von Straßenunterführungen, die für eine Nutzung durch die Europäische Wildkatze (*Felis silvestris*) zwischen $0,12$ und $0,77$ liegen sollen (HUPE et al. 2004, MIDDELHOFF 2013, SIMON 2010, SCHIEFENHÖVEL et al. 2010). KRAMER-ROWOLD & ROWOLD (1998) nennen Werte von mindestens $0,11$ bzw. $0,16$ für den Fischotter (*Lutra lutra*). Es finden sich auch Angaben für nicht besonders geschützte Säugetiere wie den Rothirsch mit einem Wert von $1,5$, Reh, Dachs und Marder mit jeweils $0,74$ sowie für Fuchs und Hase, für die ein Wert von $0,13$ genannt wird (SIMON 2010).

Auch die Ergebnisse von GÖTZ & JEROSCH (2010) deuten darauf hin, dass eine Waldanbindung die Effektivität entsprechend dimensionierter Unterführungen erheblich steigern kann. Die Autorinnen und Autoren stellten, ähnlich wie hier beim Luchs, auch bei Wildkatzen Unfallschwerpunkte häufig an bewaldeten Streckenabschnitten fest. SIMON (2010) benennt die beidseitige Waldanbindung von Straßenunterführungen als einen der entscheidenden Parameter, um deren Durchlässigkeit für die Wildkatze zu ermitteln.

Ein telemetriertes Luchsmännchen querte die B 243 mehrfach zwischen Osterode und Herzberg im Bereich der mit einigen geeigneten Unterführungen versehenen Streckensegmente. Dasselbe Tier nutzte später auch zwei der als geeignet ausgewiesenen Bauwerke an der A 38 (Abb. 1). HUPE et al. (2004) belegten, dass ein besondertes Wildkatzenweibchen mehrfach eine Unterführung im Bereich des Hainbergs nutzte, die nach den Ergebnissen der vorliegenden Studie auch für den Luchs geeignet ist. Zwei Querungen der A 7 eines weiteren besonderten Luchsmännchens lassen sich keinem Bauwerk zuordnen, fanden aber in den mit relativ vielen geeigneten Unterführungen versehenen Streckensegmenten zwischen dem Autobahndreieck Drammetal und der Anschlussstelle Hann. Münden/Staufenberg statt.

Diese Ereignisse deuten darauf hin, dass die in dieser Studie gewählte Vorgehensweise geeignet ist, um für den Luchs durchlässige Streckenabschnitte entlang

von Schnellstraßen und Autobahnen zu identifizieren. Diese Daten könnten z.B. bei der Modellierung wahrscheinlicher Migrations- und Ausbreitungsrouten der Tierart nützlich sein.

Es fällt auf, dass die ersten Reproduktionsgebiete außerhalb des Harzes von den Luchsen südwestlich und nordwestlich des Mittelgebirges etabliert wurden (Kaufunger Wald 2010, Hils 2013). Beide Wälder sind entlang von Wanderachsen erreichbar, auf denen sich auch Straßensegmente mit mehreren geeigneten Querungsbauwerken befinden.

Nach dem Abschluss der Datenerhebungen für diese Studie wurden im Zuge des Ausbaus der A 7 drei Grünbrücken geplant (Hillerse, Harzhorn, Hainberg). Eines dieser Bauwerke wurde 2019 eröffnet. Fotofallenbilder belegen, dass Luchse es bereits wenig später nutzten (WOLF, mdl. Mitt.). Die Brücken könnten somit die Durchlässigkeit der A 7 für den Luchs erheblich verbessern und zu einer effektiveren Ausbreitung der Tierart in Richtung Westen beitragen.

Die Körpergewichte von Harzluchsen

Ole Anders & Tomma Lilli Middelhoff

1. Einleitung

Innerhalb der Gattung *Lynx* reicht die Gewichtsspanne von Individuen unterschiedlicher Arten von 5 bis 32 kg. Typisch für alle Luchsarten ist ein deutlicher Geschlechtsdimorphismus. Die Karpatischen Luchse (*Lynx lynx*) weisen das größte Körpergewicht unter den beschriebenen Unterarten auf (BREITENMOSER & BREITENMOSER-WÜRSTEN 2008). Es ist jedoch festzustellen, dass in der Literatur insgesamt nur relativ wenige Daten über das Körpergewichte des Eurasischen Luchses zu finden sind und solche auch nicht aus allen Verbreitungsgebieten der Art vorliegen. Die Condylbasallänge (Schädelmaß), die als verlässlicher Parameter für die Größe des Luchses gilt, wird hingegen häufiger in der Literatur angegeben und ist nach den von BREITENMOSER & BREITENMOSER-WÜRSTEN (2008) zusammengestellten Daten bei Luchsen aus der Mongolei und aus Jakutien am Größten. Im Folgenden werden die aus der Harzpopulation vorliegenden Körpergewichte vorgestellt.

2. Methode

Seit 2008 wurden Körpergewichte von gesunden adulten männlichen und weiblichen Luchsen der Harzpopulation ermittelt. Die Tiere waren zuvor meist in Kastenfallen gefangen worden und wurden danach, ausgestattet mit einem Halsbandsender, wieder in die Freiheit entlassen. Das Wiegen der Tiere erfolgte mittels einer Wiegematte und einer Hängewaage. Ausgewertet wurden hier nur die Daten augenscheinlich gesunder Individuen. Die Daten von Totfunden blieben unberücksichtigt, da die Tierkörper häufig durch infektionsbedingte Auszehrung oder Verwesungsprozesse beeinträchtigt oder durch Unfälle stark zerstört waren.

3. Ergebnisse

Die Körpergewichte adulter Weibchen ($n = 5$) aus der Harzpopulation liegen zwischen 17,6 und 22,2 kg, die männlicher Individuen ($n = 9$) zwischen 19,6 und 25,2 kg (Abb. 1, Tab. 1). Der Mittelwert liegt bei Weibchen bei 19 kg und bei Männchen bei 22,2 kg. Weibchen sind somit im Durchschnitt rund 14 % leichter als Männchen.



Abb. 1: Ein immobilisierter Luchs wird mithilfe einer Wiegematte und einer Hängewaage gewogen (Foto: Johanna Emmrich).

Tab. 1: Gemessene Gewichte (kg) bei erwachsenen wilden eingefangenen Luchsmännchen ($n = 9$) und Luchsweibchen ($n = 5$) aus dem Harz.

Männchen	Weibchen
19,6	17,6
20,5	17,8
21,0	18,6
21,0	18,7
22,1	22,2
22,3	
23,5	
23,5	
25,2	

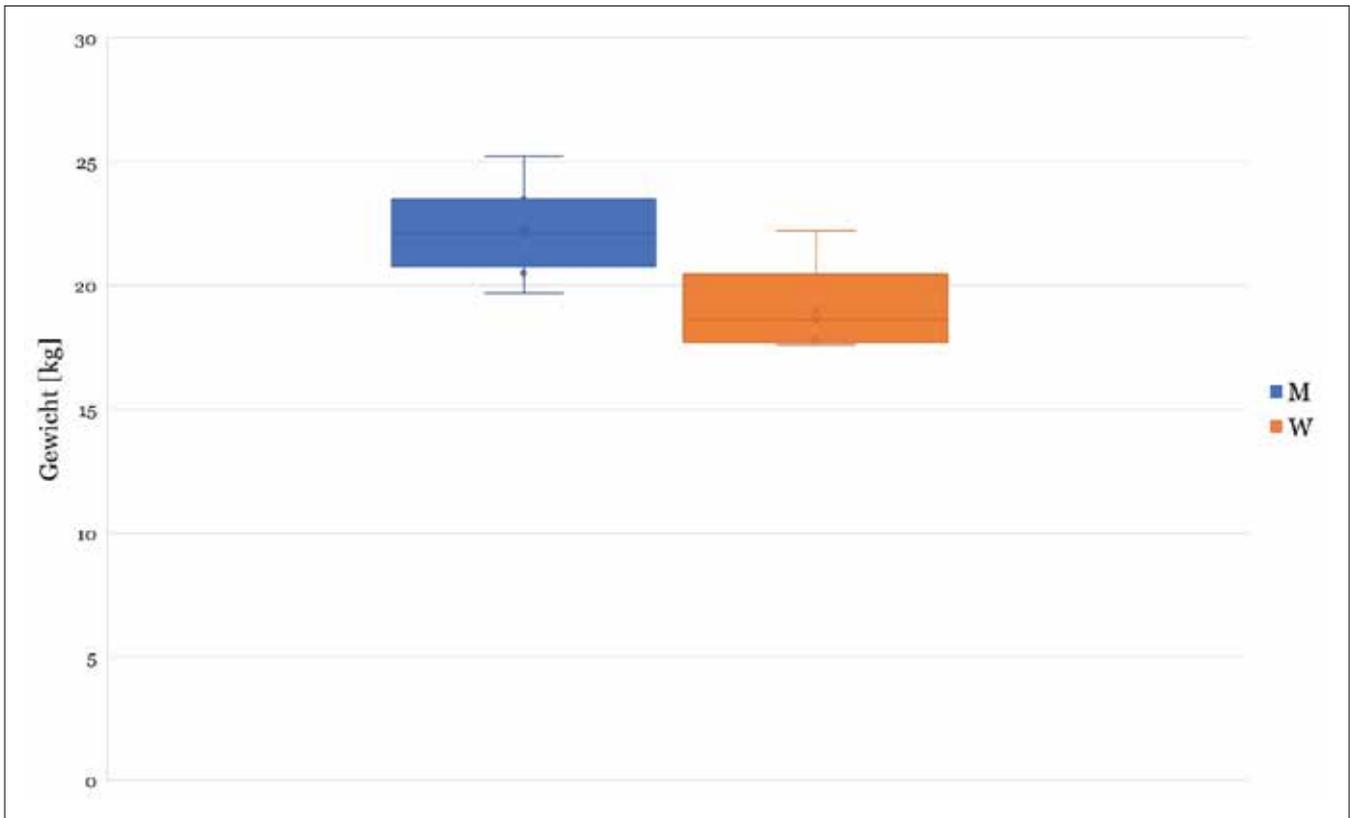


Abb. 2: Die Körpergewichte adulter männlicher (blau, n = 9) und adulter weiblicher (orange, n = 5) Luchse aus der Harzpopulation in Kilogramm (y-Achse). Angegeben sind jeweils der maximale (oberer Strich), der minimale (unterer Strich) und der durchschnittliche Wert (x im Kasten).

4. Einordnung

Die von uns erhobenen Daten bewegen sich damit ungefähr in dem Bereich, der von MARTI & RYSER-DEGIORGIS (2018) für Tiere aus der Schweiz (w: 15 – 21/m: 19-26,8) und von GOMERCIC et al. (2010) für Luchse aus Kroatien (w: 12 – 25/m: 15 -28) angegeben wird. BREITENMOSER et al. (2006) nennen einen Rahmen von 12 bis 35 kg für Luchse aus den Karpaten. SUNDE et al. (2010) telemetrierten mehrere Luchse in Schweden, von denen die männlichen adulten Tiere ein Gewicht zwischen 20,5 und 24,0 kg aufwiesen. Die adulten Luchsinnen wogen zwischen 15,0 und 16,5 kg.

In Kroatien war das Gewicht der Männchen im Durchschnitt 16,2 % größer als das der Weibchen (GOMERCIC et al. 2010). Damit ist der Gewichtsunterschied etwas größer als der, der bei den Harzer Tieren nachgewiesen werden konnte.

Untersuchung zur Nahrung der Harzluchse

Ergebnisse der Untersuchung von Kotproben aus dem Harz und dessen Umland

Michael Schulte, Paul Lippitsch, Ole Anders, Tomma Lilli Middelhoff & Hermann Ansorge

1. Einleitung

Die Ernährungsgewohnheiten des Eurasischen Luchses sind im Allgemeinen gut untersucht. MATJUSCHKIN (1978) beschreibt einige Hauptbeutarten, die in verschiedenen Gebieten der ehemaligen Sowjetunion meist Hasen oder aber kleine Huftiere umfassen. Der Eurasische Luchs ist damit eine der wenigen Felidenarten, deren Hauptbeutarten zwei unterschiedliche Größenklassen aufweisen (BREITENMOSER & BREITENMOSER-WÜRSTEN 2008). Für Europa beschreiben BREITENMOSER & BREITENMOSER-WÜRSTEN (2008) eine Spezialisierung auf Rehwild als Hauptbeute, weisen aber darauf hin, dass diese Präferenz nicht uneingeschränkt gilt. Das Nahrungsspektrum des Luchses und die Anteile verschiedener Beutetierarten an diesem werden von den jeweiligen Habitateigenschaften und dem Beutetierangebot beeinflusst (BREITENMOSER & BREITENMOSER-WÜRSTEN 2008). Die Hauptbeutetierarten und ihr Anteil an der Ernährung des Luchses variieren daher im weiten Verbreitungsgebiet des Luchses erheblich. Die vorliegende Studie wird die Besonderheiten des Beutespektrums und die Anteile der verschiedenen Beutetiere an der Ernährung der Harzer Luchse beschreiben. Zur Analyse der Nahrung von Beutegreifern stehen unterschiedliche Methoden zur Verfügung. Ein grundsätzlich geeignetes Mittel ist die Untersuchung von Mageninhalten (PULLIAINEN et al. 1995). Hierbei ist aber oft die zur Verfügung stehende Probenzahl stark begrenzt. Die Untersuchung von Beuteresten liefert eine größere Anzahl von Proben, die üblicherweise durch das Ausgehen von Schneespuren (HAGLUND 1966) oder die Beobachtung von sendermarkierten Individuen (BREITENMOSER & HALLER 1987) aufgefunden werden. Kleinere Beutetiere, die vollständig gefressen werden (z.B. Mäuseartige), sind im Speiseplan des Luchses auf diese Weise jedoch kaum nachzuweisen. Die Reste dieser Beutetierarten können sich aber im Kot des Luchses wiederfinden (WÖLFL 2003). Im Rahmen des Luchsmonitorings im Harz wurden Kotproben gesammelt und in der vorliegenden Studie analysiert, um insbesondere den folgenden Fragestellungen nachzugehen:

1. Aus welchen Beutetieren setzt sich die Nahrung von Luchsen der Harzpopulation zusammen?
2. Selektiert der Luchs innerhalb der Harzpopulation auf einzelne Hauptbeutetierarten?
3. Treten hierbei innerhalb und außerhalb des Harzes Unterschiede zu Tage?

Vergleichbare Untersuchungen gibt es bereits aus anderen Teilen des Verbreitungsgebietes des Eurasischen Luchses (GOSSOW & HONSIG-ERLENBURG 1985, HUHT-CIORGA 1988, JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, OKARMA et al. 1997, WEBER & WEISSBRODT 1999, PEDERSEN et al. 1999, SUNDE et al. 2000, WÖLFL 2003, ODDEN et al. 2006, KROFEL et al. 2011, MAYER et al. 2012, MENGÜLLÜOĞLU et al. 2017, IVANOV et al. 2018).

2. Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet dieser Studie erstreckt sich über den gesamten Harz und angrenzende Gebiete außerhalb des Harzes. Diese beiden Teilbereiche wurden aufgrund von topografischen, klimatischen und landschaftlichen Unterschieden in dieser Studie getrennt voneinander analysiert und in „Harz“ und „Außerhalb Harz“ gegliedert.

Im größeren Teil des europäischen Verbreitungsgebietes des Luchses ist das Reh (*Capreolus capreolus*) als Hauptbeute bekannt (JOBIN et al. 2000, ODDEN et al. 2006, BREITENMOSER & BREITENMOSER-WÜRSTEN 2008). Wie in anderen Studien gezeigt wurde, kann jedoch auch der Rothirsch (*Cervus elaphus*) als wichtiger Bestandteil der Luchsnahrung dienen (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, MAYER et al. 2012). Beide Huftierarten kommen im Untersuchungsgebiet dieser Studie in unterschiedlichen Dichten vor. Im Harz kommt Rehwild in geringen Zahlen (max. 0,05 – 0,20 Individuen/100 ha) in den Hochlagegebieten und in höheren Zahlen (6 – 10 Individuen/100 ha) im unteren Randbereich vor (RAIMER 2013, 2014). Die höheren Rehdichten am Rande des Mittelgebirges sind vermutlich auf die land-

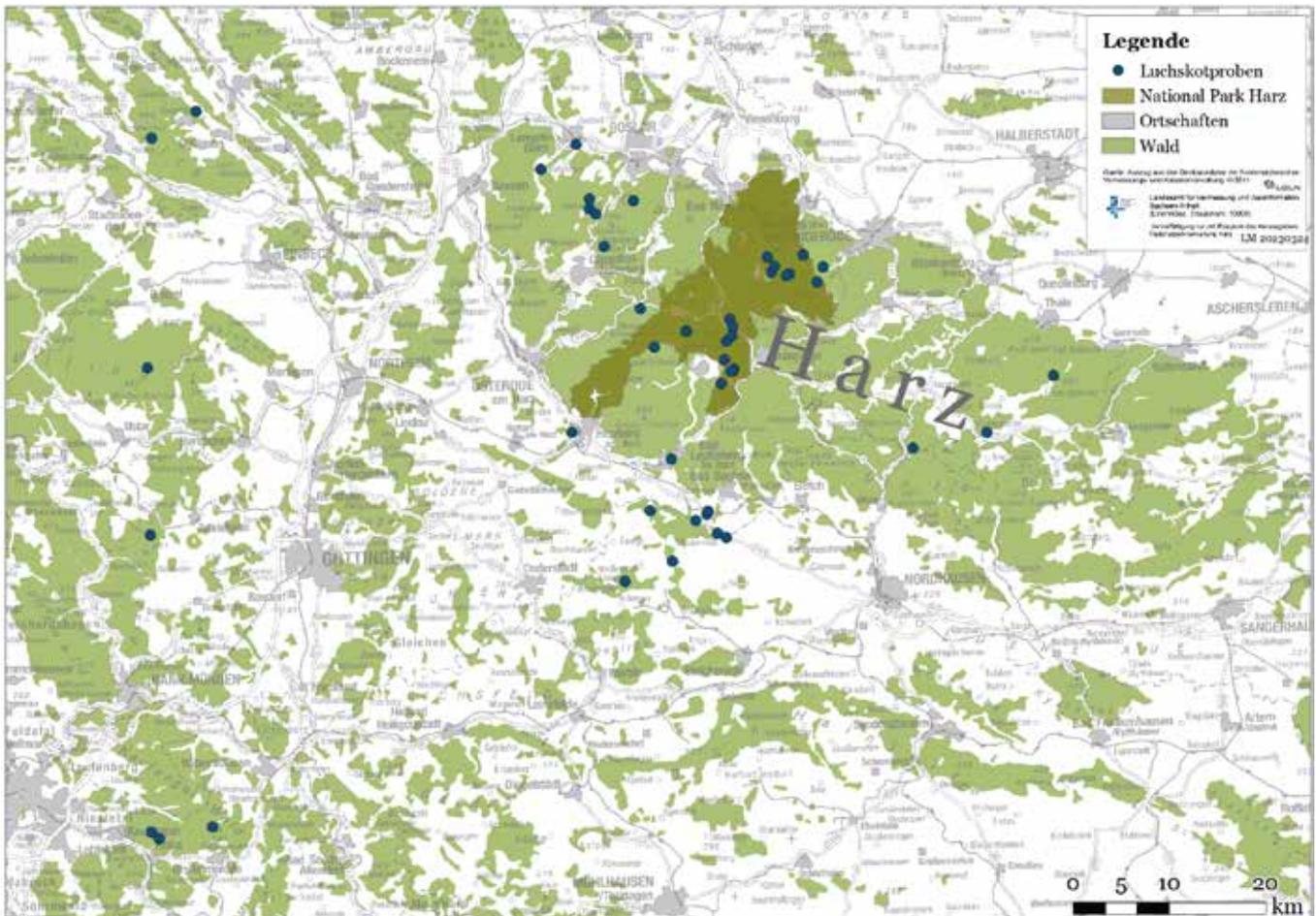


Abb. 1: Fundorte von Luchs-Kotproben im Harz und außerhalb des Harzes.

wirtschaftliche Nutzung der angrenzenden Flächen und das mildere Klima zurückzuführen. Die Rehdichten können durch saisonale Wanderungen variieren (RAIMER 2013). Rotwild hingegen kommt im gesamten Mittelgebirge in höherer Zahl vor, wenngleich geringe Schwankungen in der Dichte auftreten. Diese sind auf saisonale Migration, Habitatqualität und anthropogene Störungen zurückzuführen (RAIMER 2013). Über das Gesamtuntersuchungsgebiet verteilt kommen einige regional begrenzte Vorkommen des Mufflons (*Ovis gmelini musimon*) vor. Das Wildschwein (*Sus scrofa*) ist im gesamten Untersuchungsgebiet zahlreich vorhanden. Da es nach wie vor kaum Untersuchungen zur empirischen Bestimmung von Huftierdichten gibt, stellen Jagdstrecken (JS) immer noch die beste Schätzung dar (BREITENMOSER & BREITENMOSER-WÜRSTEN 2008). Im Westharz wurden zwischen 2012 und 2015 im Jahresdurchschnitt 0,45 Rehe und 2,99 Rothirsche pro 100 ha erlegt (NATIONALPARK HARZ 2016, NIEDERSÄCHSISCHES FORSTAMT CLAUSTHAL 2016). Das Untersuchungsgebiet „Außerhalb Harz“ zeigte eine andere Verteilung der Schalenwildarten. Im Vergleich zum Harz kommt

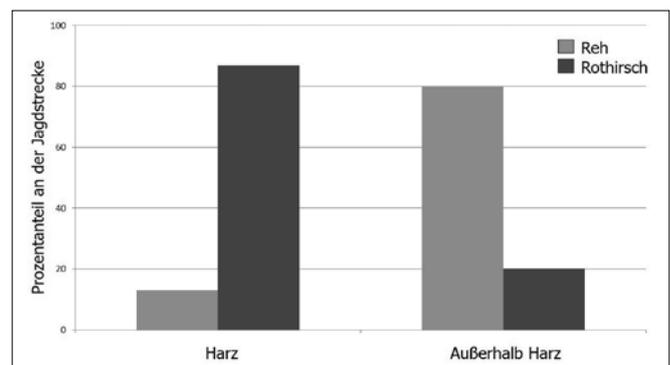


Abb. 2: Prozentualer Anteil von Reh und Rothirsch an den Jagdstrecken zwischen 2012 und 2015 innerhalb und außerhalb des Harzes.

das Rotwild außerhalb des Harzes in geringerer Zahl vor (JS: 0,63 Ind./100 ha). Rehwild kommt hingegen in deutlich höherer Dichte vor (JS: 2,5 Ind./100 ha) (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTAMT MÜNDEN 2016, NIEDERSÄCHSISCHES FORSTAMT GRÜNENPLAN 2016, JÄGERSCHAFT OSTERODE E.V. 2016). Der relative Anteil der beiden Huftierarten Rothirsch und Reh an den Jagdstrecken im Untersuchungsgebiet ist in Abb. 2 dargestellt.

2.2 Aufbereitung der Luchskotproben

Kotanalysen sind eine etablierte, häufig verwendete und nicht-invasive Methode, um Informationen über das Nahrungsspektrum und die Nahrungsmengen großer Beutegreifer zu erhalten. Sie bietet die Möglichkeit, eine große Anzahl von Proben zu sammeln, ohne die untersuchten Arten zu stören (CIUCCI et al. 1996, JĘDRZEJEWSKA & JĘDRZEJEWSKI 1998, STEENWEG et al. 2015).

Im Gegensatz zu Caniden setzen Luchse ihre Exkremente allerdings nicht exponiert ab und vergraben diese sogar in vielen Fällen (HUCHT-CIORGA 1988, ZUB et al. 2003), was das Auffinden erschwert. Ein typischer Ort für das Absetzen von Losungen ist die Umgebung eines Risses. Luchse nutzen über mehrere Tage hinweg den Kadaver eines größeren Beutetieres (BREITENMOSE & HALLER 1993, JOBIN et al. 2000). Dementsprechend finden sich in dessen Umgebung häufig auch Exkremente. Darüber hinaus können Losungen auch beim Abfährten im Schnee gefunden werden. Jede im Rahmen dieser Studie gefundene Losung wurde in eine Plastiktüte verpackt und diese mit zusätzlichen Informationen (Koordinaten des Fundortes, Datum, Habitat, ggf. vorhandenes Beutetier, weitere Hinweise auf den Luchs und die Bezeichnung des betreffenden Luchses, falls es sich um ein telemetriertes Individuum handelte) beschriftet. Bei frischer Losung wurde ein kleines Stück in 96%igem Ethanol konserviert, welches später genetisch analysiert wurde. Hierdurch war eine sichere Identifikation als Luchskot und in einigen Fällen sogar eine Zuordnung zu bestimmten Individuen möglich. Für die Nahrungsanalyse bestimmte

Proben wurden bei -20 °C gelagert, um deren Form zu bewahren und Schimmelbildung zu vermeiden. Vor der Analyse wurden die Kothaufen drei Tage lang bei -80 °C eingefroren und danach auf +70 °C erhitzt, um Parasiten und Keime abzutöten.

Jede der Proben wurde entsprechend der Belastbarkeit ihrer Herkunft einer der folgenden Kategorien zugeordnet:

- A: Genetischer Nachweis.
- B: hochwahrscheinlicher Hinweis = Kot wurde neben Fährten, Beuteresten gefunden und/oder konnte durch GPS-Ortung eines telemetrierten Individuums zugeordnet werden. Der Kot weist außerdem luchsspezifische morphometrische Werte auf.
- C: unbestätigte Referenz = Kot zeigt luchsspezifische morphometrische Werte.
- F: falsche Referenz = Kot ist nicht dem Luchs zugeordnet.

Kotproben der Kategorien A, B und C wurden für die Nahrungsauswertung berücksichtigt, der Kategorie F zugeordnete Proben hingegen verworfen.

Nach dieser ersten Beurteilung folgte die Behandlung des Kots entsprechend der Beschreibung von JĘDRZEJEWSKA & JĘDRZEJEWSKI (1998), die sich auf das Standardverfahren von LOCKIE (1959) und GOSZCZYNSKI (1974) bezieht. Die Kotproben wurden gewogen und mindestens eine Stunde lang in Wasser eingeweicht. Sie wurden mit Wasser und Spülmittel in einem



Abb. 3: Luchskot, gewaschen, getrocknet und sortiert nach verschiedenen unverdauten Fragmenten wie Haaren, Knochen, Pflanzen und Insekten (Foto: Michael Schulte).

Sieb von 0,5 mm Maschenweite gewaschen, um alle organischen Substanzen zu entfernen. Unverdaute Reste wie Federn, Haare und Knochen wurden für drei Tage bei +40 °C getrocknet. Nach dem Wiegen der trockenen Biomasse (TM1) wurden diese nach Federn, Haaren, Knorpeln, Hufen, Knochen, Insekten und Pflanzen sortiert. Erde oder Steine wurden verworfen. Pflanzen und Insekten wurden gewogen, aber nicht als Proteinquelle betrachtet, die von Luchsen aktiv/absichtlich aufgenommen wurde (Abb. 3). Wie alle Katzen sind auch Luchse hochspezialisiert auf das Fressen von Fleisch (BREITENMOSE & BREITENMOSE-WÜRSTEN 2008). Federn, Haare, Knorpel, Hufe und Knochen wurden danach erneut gewogen (TM2) und sortiert, um die einzelnen gefressenen Beutetierarten zu bestimmen.

Bei mittelgroßen und großen Beutetierarten waren die Haare das Hauptidentifikationsmerkmal. Für die Bestimmung wurden die Schlüssel von TEERINK (1991) und MEYER et al. (2002) verwendet. Zusätzlich wurden die Proben mit einer Referenzsammlung verglichen, die vom Senckenberg Museum Görlitz zur Verfügung gestellt wurde. Für diese Methode wurden die Haare auf einen Objektträger gelegt und zur Verbesserung des Kontrastes in Immersionsöl eingebettet. Danach wurden einzelne Deckhaare unter dem Mikroskop betrachtet. Die Struktur der Medulla und der Rinde im Bereich der Haarwurzel sind arttypisch (MEYER et al. 2002). Makroskopische Merkmale der Haare wie Farbe, Form und Durchmesser sind weitere Indizien für die Bestimmung (TEERINK 1991). Hufe und größere Knochen wurden für eine ungefähre Altersabschätzung herangezogen. Wenn möglich, wurden die Beutereste den Altersklassen "Juvenil klein" (bis drei Monate), "Juvenil" (drei bis zwölf Monate) und "Adult" (älter als zwölf Monate) zugeordnet. Mit Hilfe des Schlüssels von SCHAEFER et al. (2010) waren kleine Beutetierarten wie Mäuse und Wühlmäuse anhand der Zähne leichter zu bestimmen. Bei jeder Kotprobe wurden alle ermittelten Arten auf ihren prozentualen Volumenanteil (nicht Gewicht) hin geschätzt. In den Kotproben wurden gelegentlich Haare verschiedener Beutetiere gefunden. Dies kann darauf hindeuten, dass der Luchs in einem kürzeren Abstand an verschiedenen Beutetieren gefressen hat. Einzelne wenige Haare könnten jedoch auch von einer weiter zurückliegenden Mahlzeit stammen und mit den verdauten Resten der folgenden Mahlzeiten ausgeschieden worden sein (ANSORGE et al. 2006). Haare einer Beutetierart mit einem Anteil von weniger als 5 % an der Probe wurden daher nicht für die Biomasseberechnung berücksichtigt.

2.3 Berechnung der Analyseergebnisse

Um die Häufigkeit einer Beutetierart zu bestimmen, wurde die Anzahl der Kotproben, in denen sie nachgewiesen werden konnte, ins Verhältnis mit der Gesamtzahl der analysierten Proben gesetzt:

$$F_i [\%] = n_i * 100 [\%] / n_t$$

F_i : Frequenz des Vorkommens [%] der Beutetierart i

N_i : Anzahl an Kotproben, die Überreste von Beutetierart i enthielten

n_t : absolute Anzahl an Kotproben

Um die konsumierte Biomasse der einzelnen Beutetiere zu berechnen, wurde das von GOSZCZYNSKI (1974) beschriebene Verfahren angewendet. Die Menge der in der Gesamtzahl der Kotproben gefundenen Überreste einer bestimmten Beutetierart wurde akkumuliert. Diese Menge wurde als Gesamttrockenmasse dieser Art definiert:

$$DM_i(g) = \sum DM_{sn} (g) * (P_{in} / 100 (\%))$$

DM_i : Absolute Trockenmasse der Beutetierart i

DM_{sn} : Trockenmasse der Beutetierart i in Kotprobe n

P_{in} : prozentualer Anteil von Beutetierart i an Kotprobe n

Im Verhältnis zu ihren Körpermaßen weisen verschiedene Tierarten jeweils unterschiedliche Anteile an verdaulichen (Fleisch) zu unverdaulichen Bestandteilen (Haare, Knochen, etc.) auf. Große Tiere wie z.B. Rehe haben im Verhältnis zu einer Feldmaus (*Microtus arvalis*) proportional weniger Haare und Knochen als Fleisch (GOSZCZYNSKI 1974, FLOYD et al. 1978). Die Menge der Trockenreste, die im Kot aufzufinden sind, steht dementsprechend bei unterschiedlichen Beutetierarten in einem jeweils unterschiedlichen Verhältnis zur tatsächlichen Fleischmenge, die der Luchs von einer Art verzehrt hat.

Um die gefressene Biomasse einer Beutetierart aus ihren unverdauten Resten zu berechnen, wird daher ein Verdauungskoeffizient benötigt.

GOSZCZYNSKI (1974) ermittelte solche Koeffizienten während seiner Arbeit mit Fuchskot. RÜHE et al. (2007) passten diese Koeffizienten an, indem sie die Untersuchung mit Luchsen erneut durchführten. Die Koeffizienten, die in der vorliegenden Untersuchung verwendet wurden, sind in der Tab. 1 aufgeführt.

Tab. 1: Beutetiere des Luchses und dazugehörige Verdauungskoeffizienten nach GOSZCZYNSKI (1974) (G), RÜHE et al. (2007) (R), FAIRLEY (1987) (F) und ANSORGE et al. (2006) (A).

Beutetier	Verdauungskoeffizient
Rothirsch (<i>Cervus elaphus</i>)	81R
Reh juv./ad. (<i>Capreolus capreolus</i>)	50A/81R
Mittelgroße Säugetiere, z.B. Feldhase (<i>Lepus europaeus</i>)	52R
Kleinsäuger, z.B. Feldmaus (<i>Microtus arvalis</i>)	28R
Vögel (<i>Aves</i>)	35F/G

Unter Berücksichtigung dieser Verdauungskoeffizienten wurde die frisch konsumierte Biomasse mit der folgenden Gleichung berechnet (GOSZCZYNSKI 1974):

$$BM_i(G) = DM_i * DC_i / 1000$$

BM_i(G): frische Biomasse [kg] von Beutetierart i

DM_i: Trockenmasse unverdauter Rückstände [g] von Beutetierart i

DC_i: Verdauungskoeffizient von Beutetierart i (Tab. 1)

Es ist nicht auszuschließen, dass sich die Nahrungszusammensetzungen bei männlichen und weiblichen Luchsen unterscheiden. Ebenso könnte die Habitatqualität (z.B. innerhalb und außerhalb des Harzes) oder die Jahreszeit einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Luchsnahrung haben. Entsprechende Unterschiede in den Frequenzen wurden mit dem Chi²-Test auf eine statistische Signifikanz hin getestet. Dabei wurde die folgende Formel angewendet:

$$\chi^2 = (O - E)^2 / E$$

O: beobachtete Werte

E: zu erwartende Werte

P-Werte kleiner als 5 % wurden als signifikant und P-Werte kleiner als 1 % wurden als hoch signifikant angesehen.

4. Datenauswahl

Luchse ernähren sich in der Regel mehrere Tage lang von den Kadavern größerer Beutetiere (JOBIN et al. 2000). Dementsprechend setzen sie häufiger Kot in deren Umgebung ab. Kotproben, die im Umfeld solcher Risseplätze gefunden werden, resultieren daher mit hoher Wahrscheinlichkeit aus der Verdauung des dort vorhandenen Beutetieres. Um serienabhängige Daten zu vermeiden, fassten ODDEN et al. (2006) die zu

einem Riss gehörenden Exkremente zusammen. In Anlehnung an MAYER et al. (2012) wurde hier aus jedem Proben-Cluster eine Kotprobe zufällig ausgewählt. Die restlichen Kotproben wurden zwar analysiert, nicht aber für die Berechnung des Nahrungsspektrums berücksichtigt.

Bei der Auswertung der Daten wurde, so weit bekannt, nach dem Geschlecht des Luchses, der Jahreszeit (Sommer und Winter) und dem Teil-Untersuchungsgebiet unterschieden.

3. Ergebnisse

3.1 Das Beutespektrum des Luchses

Zwischen 2008 und 2016 wurden insgesamt 119 Kotproben von telemetrierten Luchsen gesammelt oder im Rahmen des FFH-Monitorings zufällig entdeckt und auf ihren Inhalt hin analysiert. 98 der 119 Kotproben wurden in der Nähe von Rissplätzen gesammelt. Die verbleibenden 21 Kotproben waren von Rissen unabhängige Einzelfunde. An den meisten Rissplätzen wurden mehrere Kotproben gefunden. Die Anzahl der an den Rissplätzen gefundenen Kotproben variierte von einer bis zu zwölf. Die Ansammlungen von Kot im Umfeld von Rissplätzen werden im Folgenden als Cluster bezeichnet. Zur Berechnung des Luchs-Beutespektrums wurde von jedem Rissplatz eine einzelne Kotprobe zufällig ausgewählt, so dass hierfür letztlich 56 Kotproben (Abb. 1) zur Verfügung standen (Harz n = 39, Außerhalb Harz n = 17; Sommer n = 25, Winter n = 31; weibliche Luchse n = 28, männliche Luchse n = 18, Geschlecht unbekannt n = 10; Kategorie A = 15, B = 26, C = 15).

Etliche Kothaufen enthielten Reste von Arthropoden. Diese konnten den Gruppen „Coprophag“, „Necrophag“ und „Parasiten“ zugeordnet werden. Letztere hatten den größten Anteil, darunter waren Zecken (*Ixodidae*) und Lausfliegen (*Hippoboscidae*). Reste von Pflanzen hatten einen durchschnittlichen Anteil von 5,0 % am Gewicht der insgesamt in den Kotproben vorhandenen Trockenbiomasse. Für die Analyse des Luchsbeutespektrums wurden Reste von Gliederfüßern und Pflanzen ausgeschlossen. Alle Proben enthielten Überreste von Wirbeltieren. Nur diese wurden für die nachfolgende Auswertung berücksichtigt und ließen sich neun Tierarten zuordnen: Reh, Rothirsch, Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Ostschermaus (*Arvicola terrestris*), Rötelmaus (*Myodes glareolus*), Feldmaus (*Microtus arvalis*), Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*), Wanderratte (*Rattus norvegicus*) und Schwarzspecht (*Dryocopus martius*). Weitere Überreste konnten nur höheren taxonomischen Gruppen zugeordnet werden,

darunter waren *Apodemus*, *Microtus*, *Cervidae*, *Eulipotyphla*, *Mammalia* und *Aves*.

Die Kotproben enthielten entweder eine (80,4 %) oder zwei (19,6 %) Beutetierarten. Im Falle von zwei Beutetieren wurde die Art mit dem höheren Anteil als Hauptbeute betrachtet. Ein statistisch signifikanter Unterschied im Verhältnis von Proben mit einem und solchen mit zwei Beutebestandteilen konnte bezogen auf das Teiluntersuchungsgebiet (Harz und Außerhalb Harz: $\chi^2 = 3,79$, $df = 1$, $p > 0,05$, $ev = 3,34$), das Geschlecht des Luchses (weiblich und männlich: $\chi^2 = 2,22$, $df = 1$, $p > 0,05$, $ev = 3,13$) und die Jahreszeit (Sommer und Winter: $\chi^2 = 0,00$, $df = 1$, $p > 0,05$, $ev = 4,90$) nicht bestätigt werden. Es ließ sich eine nicht signifikante Tendenz ($\chi^2 = 7,76$, $df = 1$, $p < 0,01$, $ev = 3,94$) beobachten, dass Kotproben, die Reh als Hauptbeute enthielten, häufiger Reste eines weiteren, kleineren Beutetieres enthielten als Kotproben, die Rothirsch als Hauptbeute enthielten.

Für die weitere Auswertung wurden die folgenden Arten und Taxa zur Gruppe der „Kleinsäuger“ zusammengefasst: Ostschermaus, Feldmaus, Eichhörnchen, Wanderratte sowie alle Mitglieder der taxonomischen Gruppen *Apodemus*, *Microtus* und *Eulipotyphla*. Der Schwarzspecht und weitere Vogelarten wurden zur Gruppe der „Vögel“ zusammengefasst. Alle Säugetiere, die nicht genauer bestimmt werden konnten,

wurden als „unbestimmbare Säugetiere“ zusammengefasst.

Der Anteil der Beutetierarten in den Kotproben unterschied sich hoch signifikant zwischen dem Harz und den Gebieten außerhalb des Harzes ($\chi^2 = 15,16$, $df = 2$, $p < 0,01$, $ev = 7,09$) (Abb. 4). Während innerhalb des Harzes Rotwild ($fo = 48,7\%$) und Rehwild ($fo = 43,6\%$) in einem ausgeglichenen Verhältnis vorkamen, trat letzteres außerhalb des Harzes in allen Kotproben als Hauptbestandteil auf. Rotwild kam außerhalb des Harzes überhaupt nicht im Speiseplan des Luchses vor. Kleinsäuger kamen außerhalb des Harzes häufiger im Luchskot vor. Im Kontrast zum Anteil in der dortigen Huftierpopulation hatte innerhalb des Harzes das Reh einen etwas höheren Anteil an der von Luchsen gefressenen Biomasse, während der Anteil des Rotwildes geringer war.

Zusammengefasst nahmen Huftiere einen Anteil an der gefressenen Biomasse von 94,2 % innerhalb und 98,8 % außerhalb des Harzes ein. Sie stellten in beiden Teiluntersuchungsgebieten die bei weitem dominierende Beutetiergruppe dar. Kleinsäuger traten zwar häufig in den Kotproben auf, hatten aber einen geringen Anteil an der konsumierten Biomasse (Harz: 0,2 %; Außerhalb Harz: 0,9 %). Gleiches gilt für die Beutetiergruppe der Vögel.

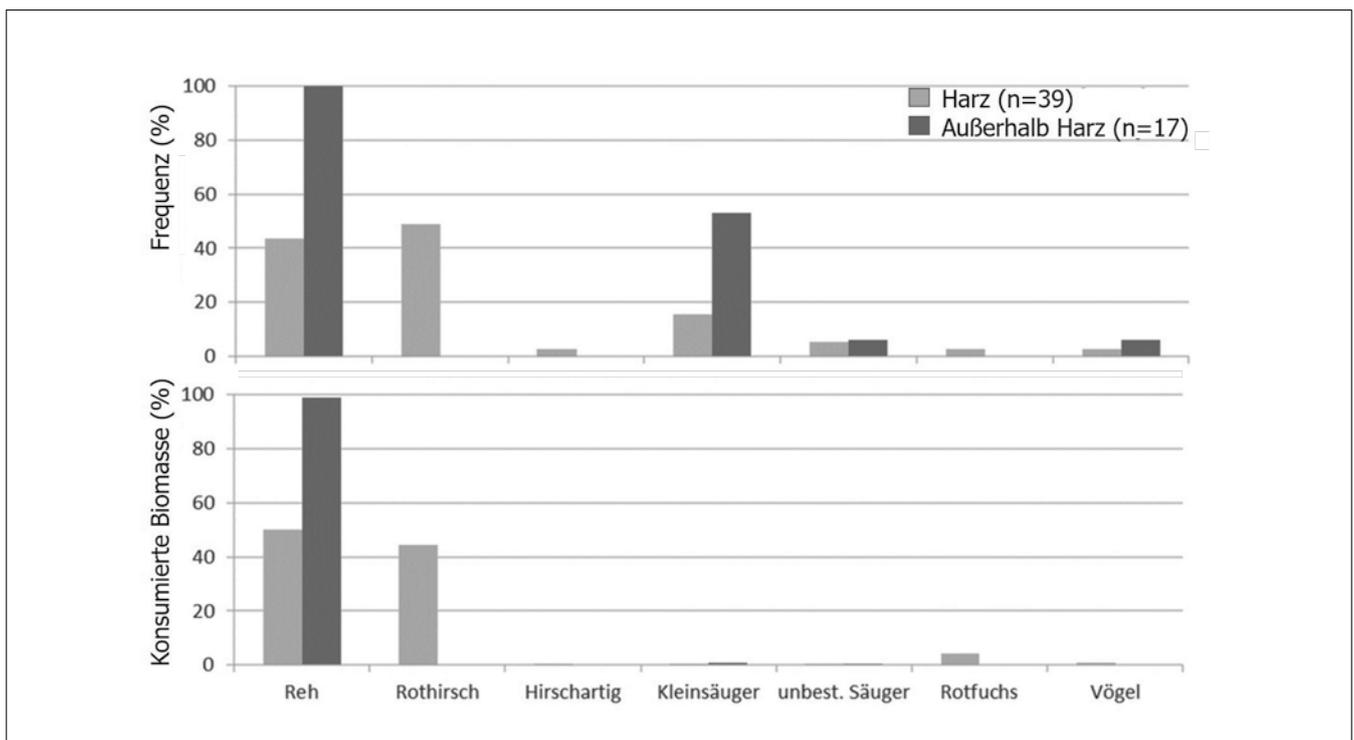


Abb. 4: Prozentualer Anteil der Häufigkeit (Frequenz) von Beutetierarten (oben) und der prozentuale Anteil der konsumierten Biomasse dieser in Luchskotproben (unten) innerhalb und außerhalb des Harzes.

Rehwild (♀ Luchs: 44,4 % und ♂ Luchs: 46,4 %) und Rotwild (♀ Luchs: 50,0 % und ♂ Luchs: 53,8 %) kamen innerhalb des Harzes im Nahrungsspektrum beider Luchsgeschlechter in einer ähnlichen Häufigkeit vor. Kleinsäuger kamen in der Nahrung der männlichen Luchse (30,8 %) häufiger vor als in der Nahrung weiblicher Luchse (5,6 %).

Das Reh nimmt außerhalb des Harzes sowohl bei weiblichen als auch bei männlichen Luchsen mehr als 98 % der insgesamt verzehrten Biomasse ein. Wie bereits dargestellt, war der Anteil der Kleinsäuger an der verzehrten Biomasse denkbar gering. Dies gilt sowohl für weibliche (1,9 %) als auch männliche Luchse (0,5 %). Während sich bei männlichen Luchsen innerhalb des Harzes die Anteile von Rehwild (49,5 %) und Rotwild (49,9 %) an der gefressenen Biomasse kaum unterschieden, war hier bei weiblichen Luchsen der Anteil von Rehwild (55,0 %) deutlich höher als der des Rotwildes (42,7 %).

Innerhalb des Harzes trat ein signifikanter Unterschied zwischen der Häufigkeit der beiden Hauptbeutetiere Rehwild und Rotwild in den Kotproben im Sommer und im Winter auf ($\chi^2 = 4,17$, $df = 1$, $p < 0,05$, $ev = 5,43$). Während im Sommer ein hoher Anteil an Rehwild (72,7 %) und ein geringer Anteil an Rotwild (27,3 %) zu verzeichnen war, gab es im Winter einen geringeren Anteil an Rehwild (32,1 %) und einen höheren Anteil an Rotwild (57,1 %). Kleinsäuger zeigten eine höhere Häufigkeit im Sommer. Eine vergleichbare jahreszeitliche Variation ließ sich anhand der außerhalb des Harzes gesammelten Kotproben nicht nachweisen. Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus dem Harz traten Überreste von Kleinsäufern außerhalb des Mittelgebirges im Winter häufiger in den Kotproben auf.

Unterschiede im Beutespektrum lassen sich offenbar nicht nur beim Vergleich der Kotproben unterschiedlicher Geschlechter oder aus unterschiedlichen Jahreszeiten nachweisen, sondern sogar im Vergleich der Proben von einzelnen Individuen. Die beiden telemetrierten männlichen Luchse M4 und M7 waren zum Zeitpunkt der Überwachung territorial und lebten innerhalb des Harzes. M7 hatte sein Streifgebiet am westlichen Rand des Mittelgebirges, während sich das von M4 teils in höheren Lagen befand. Auch wenn nur wenige Kotproben einem der beiden Individuen zugeordnet werden konnten, so fällt doch auf, dass die Nahrung von M7 ($n = 5$ Kotproben) zu einem hohen Prozentanteil aus Rehwild bestand und zu einem

geringen Anteil aus Rotwild. In den Kotproben von M4 ($n = 3$ Kotproben) fanden sich hingegen ausschließlich Rotwildüberreste.

In den bisherigen Auswertungen wurden alle Kleinsäuger in einer Gruppe zusammengefasst. Nach Gattungen differenziert, war insbesondere die Gruppe der Wühlmäuse in beiden Untersuchungsgebieten recht häufig. Im Gegensatz zu diversen Vögeln, die nur gelegentlich auftraten, kamen Reste kleinerer Säugetiere regelmäßig in den untersuchten Kotproben vor. Der Rotfuchs war die einzige Art in der Gruppe der Nicht-Paarhufer, deren Anteil an der verzehrten Biomasse mehr als 1 % betrug.

Um die mögliche Präferenz des Luchses für eine der beiden Hauptbeutetierarten Rehwild und Rotwild darzustellen, wurde deren Verfügbarkeit aus den Parametern Populationsdichte (Abb. 2), Zuwachsrate und Durchschnittsgewicht berechnet und somit das sich daraus ergebende relative Angebot von Reh- und Rotwild ermittelt.

Während der Anteil des Rehwildes (57,4 %) außerhalb des Harzes etwas höher war, dominierte das Rotwild (92,7 %) innerhalb des Harzes deutlich. Aus diesen Werten wurde der Selektivitätsindex nach I_{VLEV} (1961), modifiziert durch JACOBS (1974), berechnet. Dieser Index kann Werte zwischen -1 und 1 annehmen, wobei 1 eine vollständige Präferenz, -1 eine vollständige Meidung der in Frage stehenden Beutetierart bedeutet. In beiden Teiluntersuchungsgebieten bevorzugten beide Luchsgeschlechter das Reh- vor dem Rotwild. Nach MATTIOLI et al. (2004) sind alle ermittelten Werte als signifikant anzusehen (Abb. 5).

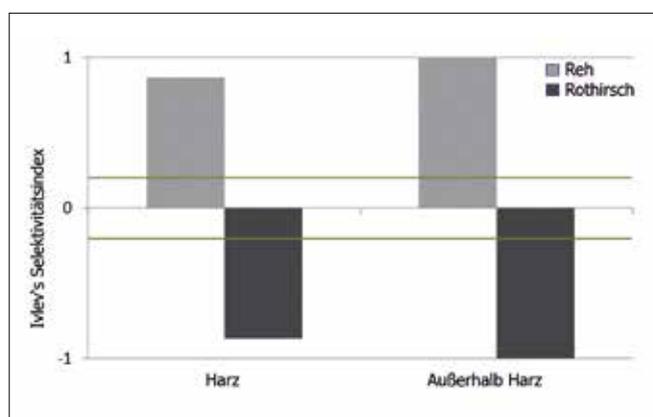


Abb. 5: Beutepräferenz des Luchses inner- und außerhalb des Harzes für Reh und Rothirsch nach I_{VLEV}'s (1961) Selektivitäts-Index, modifiziert nach JACOBS (1974). Die grüne Linie zeigt den Bereich einer Signifikanz nach MATTIOLI et al. (2004).

4. Diskussion

4.1 Diskussion der Methoden

TRITES & JOY (2005) weisen darauf hin, dass zur zuverlässigen Analyse des Nahrungsspektrums von Beutegreifern eine bestimmte Mindestanzahl von Proben erforderlich ist. Sie geben z.B. an, dass 59 Kotproben vorhanden sein sollten, um Hauptbeutereste zu identifizieren, die in 5 % vorhanden sind. Luchse legen allerdings ihren Kot nicht offen ab, wie es Kaniden tun (ZUB et al. 2003). Sie neigen sogar dazu, diesen zu vergraben (HUCHT-CIORGA 1988), was das Auffinden erschwert. Selbst über einen Sammelzeitraum von mehreren Jahren sind große Stichprobenzahlen daher nur schwer zu erreichen. Die Anzahl von 119 Kotproben (56 Sammelereignisse), die in der vorliegenden Studie analysiert wurden, ist daher zwar relativ gering, aber durchaus vergleichbar mit früheren Luchs-Kotuntersuchungen (HUCHT-CIORGA 1988, JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, OKARMA et al. 1997, WEBER & WEISSBRODT 1999, SUNDE et al. 2000, MAYER et al. 2012).

Hinsichtlich morphometrischer Werte gilt die Zuordnung von Luchskot als ungenau (BREITENMOSER & BREITENMOSER-WÜRSTEN 2008, REINHARDT et al. 2015a). Nichtsdestotrotz können die in der vorliegenden Studie analysierten Proben aufgrund genetischer Analysen und einer gut dokumentierten Probennahme, einschließlich weiterer Hinweise wie Spuren oder GPS-Daten, als zuverlässig angesehen werden.

Eine jahreszeitliche Schwankung der Probenanzahlen ist auf günstigere Sammelbedingungen im Winter zurückzuführen, wenn der Boden mit Schnee bedeckt ist und Luchsspuren verfolgt werden können. Solche Umstände sind aus anderen Studien bekannt (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, OKARMA et al. 1997). Aufgrund saisonaler Migration ist die Verfügbarkeit von Rehwild in den höheren Lagen des Harzes im Winter geringer (RAIMER 2013). Eine Verschiebung der Ergebnisse zugunsten eines höheren Anteils von Rotwild an der Ernährung des Luchses könnte in dieser Studie die Folge sein.

STEENWEG et al. (2015) weisen darauf hin, dass die Sammlung von Kotproben im Umfeld von Rissplätzen zu nicht unerheblichen Fehlern in der Berechnung des Anteils verschiedener Beutetiere im Nahrungsspektrum führen kann. In der vorliegenden Studie wurden 62,5 % der Exkremete in der Nähe von Rissplätzen gesammelt. Die in diesen Proben nachgewiesene Hauptbeutetierart entsprach immer der gerissenen Tierart. SUNDE et al. (2000) schlossen Proben, die in der Nähe von Rissplätzen gesammelt wurden, sogar

vollständig aus der Analyse aus. Wir folgten hier den Beispielen von KROFEL et al. (2011) und MAYER et al. (2012), die jeweils nur eine Probe aus entsprechenden Clustern zufällig auswählten. ODDEN et al. (2006) und auch JĘDRZEJEWSKI et al. (1993) mittelten die Ergebnisse solcher Cluster-Proben, was letztlich zu einem ähnlichen Ergebnis führt. Die zufällige Auswahl einer Probe aus den in der Nähe von Rissplätzen gesammelten Kot-Clustern kann seriell abhängige Daten vermeiden (ODDEN et al. 2006), führt aber zu einem anderen Problem bezüglich der Menge der konsumierten Hauptbeute. In der vorliegenden Studie hatten Rehwild und Rotwild die höchsten Anteile an der Nahrung des Luchses. Aufgrund ihrer Größe ernähren sich Luchse von beiden Arten über mehrere Tage (BREITENMOSER & HALLER 1993, JOBIN et al. 2000). Es ist anzunehmen, dass Luchse unabhängig von der Beutetierart eine vergleichbar große Menge an Biomasse fressen müssen, bevor sie Kot absetzen. In Anbetracht des mehrfach höheren Durchschnittsgewichts des Rotwildes (WOTSCHIKOWSKI 2006) sollte der Gesamtverzehr eines Hirsches zu mehr abgesetzten Kothaufen führen als der Gesamtverzehr eines Rehs. Tatsächlich wurden im Rahmen dieser Studie im Durchschnitt mehr als doppelt so viele Kotproben im Umfeld von Rotwildrissen gefunden als im Umfeld von Rehrissen.

Unter Einbeziehung der Fleischmenge und der unverdaulichen Bestandteile helfen Umrechnungsfaktoren bei der Schätzung der gesamten verzehrten Biomasse verschiedener Beutetierarten des Luchses. Die in der vorliegenden Studie verwendeten Faktoren wurden von RÜHE et al. (2007) in Fütterungsversuchen mit Luchsen ermittelt. Da RÜHE et al. (2007) Luchse mit Rehen, aber nicht mit Rothirschen fütterten, sind für letztere keine zuverlässigen Umrechnungsfaktoren verfügbar. Aus diesem Grund wurde für beide Huftiere der Umrechnungsfaktor für Rehwild (Faktor: 81) verwendet. Weitere Kategorien waren Hasen (Faktor: 52) und Mäuse (Faktor: 28).

Die höhere Körpermasse einer Beutetierart führt zu einem höheren Fleisch-Verdauungsrest-Verhältnis (FLOYD et al. 1978). Folglich wäre ein höherer Umrechnungsfaktor für Rotwild schlüssig gewesen. Diese Annahme wird durch die Tatsache gestützt, dass Kothaufen mit Rehbestandteilen einen höheren durchschnittlichen Anteil an unverdauten Resten (7,1 g) aufwiesen als Kothaufen, die Rotwildüberreste enthielten (3,6 g). Die durchschnittliche Frischmasse dieser Kothaufen unterschied sich jedoch kaum (Reh: 83,0 g; Rothirsch: 81,1 g). Wie oben angenommen,

müssen Luchse höchstwahrscheinlich eine vergleichbare Menge an Fleisch von Rehwild und Rotwild fressen, um einen Kothaufen zu produzieren. Daraus folgt, dass der Verdauungskoeffizient für Rotwild vermutlich höher ist als für Rehwild. Die in dieser Studie ermittelten Daten reichen zwar nicht aus, um einen eigenen Umrechnungsfaktor für Rotwild zu bilden, zeigen aber deutlich den diesbezüglichen Forschungsbedarf.

4.2 Diskussion der Ergebnisse

Der Eurasische Luchs ist als opportunistischer Jäger bekannt, der Beutetiere von der Maus bis zum ausgewachsenen Rothirsch frisst (ODDEN et al. 2006, KROFEL et al. 2011, BREITENMOSER & BREITENMOSER-WÜRSTEN 2008). Zahlreiche in Europa durchgeführte Studien, darunter auch die vorliegende Arbeit, zeigten dieses vielfältige Beutespektrum. Durch Kotanalysen konnte ein Spektrum von mehr als neun Arten als Beute des Luchses im Harz und seiner Umgebung nachgewiesen werden. Die meisten davon waren kleine Säugetiere. Vor allem Wühlmäuse traten in den Kotproben der Luchse sehr häufig auf, während ihr Anteil an der verzehrten Biomasse allerdings äußerst gering war. Frühere Studien aus Europa zeigten ähnliche Ergebnisse (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, OKARMA et al. 1997, SUNDE et al. 2000, ODDEN et al. 2006). Das Verhältnis von Aufwand und Ertrag ist für Luchse nicht lohnend, weshalb sie nur bei günstigen Gelegenheiten kleinere Beutetiere fangen (BREITENMOSER & HALLER 1997). Im nördlichen Dinarischen Gebirge machten jedoch Siebenschläfer (*Glis glis*) den zweitgrößten Anteil der verzehrten Biomasse aus und waren eine wichtige Beute für Luchse (KROFEL et al. 2011). Vögel standen im Harz und dessen Umfeld deutlich seltener als Kleinsäuger auf dem Speiseplan des Luchses. In den nördlichen Verbreitungsgebieten der Art haben größere Vögel wie Raufußhühner (*Tetraoniden*) jedoch mehr Bedeutung für die Ernährung des Luchses (PEDERSEN et al. 1999, ODDEN et al. 2006, SIDOROVICH 2006). Einzelne Exemplare des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*) wurden im Harz von Luchsen erbeutet (ANDERS 2003, HULLEN & KIRZINGER 2005, SIANO et al. 2006). Da eine sich selbst erhaltende Population des Auerhuhns im Harz jedoch trotz zahlreicher Auswilderungen nicht etabliert werden konnte (SIANO et al. 2011) und andere Arten wie das Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*) ein extrem geringes Vorkommen innerhalb des Harzes haben (HULLEN & KIRZINGER 2005), spielen Raufußhühner im Nahrungsspektrum des Luchses hier keine Rolle. Seit dem Start der Luchswiederansiedlung im Jahr 2000 wurden im Harz und seiner Umgebung immer wieder auch Nutztierrisse registriert (ANDERS 2001, 2002, 2003, 2004, 2007, 2009, 2010, 2011, 2013).

In früheren Studien in Norwegen und im französischen Jura hatten Nutztiere einen signifikanten Anteil an der Ernährung des Luchses (STAHL et al. 2001, LINNELL & BROSETH 2004). In der vorliegenden Studie gab es keinerlei Nachweise von Nutztieren im Luchskot. Es ist davon auszugehen, dass die Bedeutung von Nutztieren für die Ernährung der Harzluchse äußerst gering ist. In Südostnorwegen zeigten ODDEN et al. (2006), dass Luchse nur wenige Schafe töteten, obwohl deren Verfügbarkeit relativ hoch war.

Neben Pflanzenfressern töten Luchse gelegentlich auch andere Raubtiere. In ganz Europa wurden Rotfüchse regelmäßig und teilweise in beachtlicher Zahl von Luchsen getötet (JOBIN et al. 2000). In vielen Fällen tötete die Raubkatze die Füchse zwar, fraß diese aber nicht. Es wird angenommen, dass dieses Verhalten innerhalb einer Raubtiergilde dazu dient, die Konkurrenz zu minimieren (SUNDE et al. 1999). Immerhin eine Kotprobe aus dem Harz enthielt u.a. Fuchs-Überreste. Der Kanide muss also gefressen worden sein. Für die Ernährung des Luchses im Harz spielt die Tierart allerdings eine offenbar sehr geringe Rolle.

Der Luchs konzentriert sich stets auf einige wenige Hauptbeutearten, zu denen in der Regel Hasen und kleine Huftiere gehören (MATJUSCHKIN 1978). Der Beitrag beider Beutetiergruppen scheint in Europa entlang eines Nord-Süd-Gradienten zu verlaufen (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993). Während in Nordeuropa der Hase die wichtigste Beutegruppe ist (PULLIAINEN 1981, PULLIAINEN et al. 1995), überwiegen weiter südlich Huftiere im Nahrungsspektrum des Luchses. In Mittel-, Süd- und Osteuropa wird der Hase trotzdem immer wieder im Beutespektrum des Luchses nachgewiesen. Innerhalb und außerhalb des Harzes konnten Hasen durch Kotanalysen nicht bestätigt werden. Der fehlende Nachweis mag auf die geringe Anzahl der Proben und die Methode der Probennahme zurückgeführt werden. Seit dem Jahr 2000 wurden anhand von Telemetriedaten mehrere Beutereste von Hasen gefunden (MIDDELHOFF & ANDERS 2015, 2016). Vermutlich ist der Anteil des Hasen im Nahrungsspektrum der Harzluchse jedoch deutlich geringer als der von Huftieren. In verschiedenen Regionen der Türkei hingegen bestand die Nahrung von Luchsen zu mehr als 75 % aus Feldhasen (MENGÜLLÜOĞLU et al. 2017). Im Norden Weißrusslands machten Hasen ebenfalls mehr als die Hälfte der Luchsnahrung aus. Mit zunehmenden Rehwildbeständen stieg auch deren Anteil an der Luchsnahrung, während der Anteil der Hasen abnahm (SIDOROVICH 2006). PULLIAINEN et al. (1995) untersuchten das Prädationsverhalten des Luchses in Finnland an Standorten mit fehlenden und vorhandenen Huftieren. Wenn Huf-

tiere nicht vorhanden waren, machten Hasen 86 % der Luchsnahrung aus. Wenn Huftiere vorkamen, ernährten sich Luchse jedoch in einem gleichwertigen Verhältnis von diesen und von Hasen. Wenn Huftiere in ausreichender Dichte vorhanden sind, scheinen sie Hasen als Hauptbeute zu ersetzen. Fleischfresser müssen ihre Nahrungssuche optimieren und sollten daher auf die profitabelste Beute spezialisiert sein (KREBS & DAVIES 1981, BREITENMOSER & HALLER 1987). Bezogen auf seine Größe und seinen Fleischbedarf ist der Eurasische Luchs hoch spezialisiert auf die Jagd auf kleine Huftiere (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, OKARMA et al. 1997, ODDEN et al. 2006, SIDOROVICH 2006, KROFEL et al. 2011). In Südostnorwegen fanden ODDEN et al. (2006) heraus, dass Luchse im Sommer selten vorkommende Rehe selektieren, trotz eines großen Angebots an Hausschafen. Das gleiche gilt für Ostpolen. Luchse ernährten sich dort von Hasen, Rotwild und Rehen, selektierten aber letztere (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, OKARMA et al. 1997).

Nicht überall selektiert der Luchs das Reh. Je nach Verfügbarkeit und Lebensraum können auch andere Arten aus der Huftierpopulation selektiert werden. Im Schweizer Jura hatten Luchse zwar einen hohen Anteil an Rehwild in ihrer Nahrung, selektierten aber Gämsen (*Rupicapra rupicapra*). Als Grund für diese unerwartete Präferenz wurde eine höhere Exponierung der Gämsen in den bewaldeten Gebieten des Juragebirges angenommen (JOBIN et al. 2000, MOLINARI-JOBIN et al. 2002). Demnach können Habitateigenschaften eine Verschiebung in der Hauptbeutewahl des Luchses verursachen. Eine signifikante Präferenz für Rehwild, wie sie für den Harz gezeigt wurde, ist jedoch für die meisten Verbreitungsgebiete in Europa offensichtlich (BREITENMOSER & HALLER 1987, 1993, HUCHT-CIORGA 1988, JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, OKARMA et al. 1997, PEDERSEN et al. 1999, ODDEN et al. 2006, MAYER et al. 2012). SIDOROVICH (2006) erkennt eine Adaption des Luchses an die Größe des Rehs. Rehwild lebt zumindest in der warmen Jahreszeit einzelgängerisch und nutzt Lebensräume mit ausreichender Deckung, weshalb es ein geeignetes Beutetier für einen Pirschjäger wie den Luchs ist (HUCHT-CIORGA 1988, STUBBE 2008). Rotwild ist hingegen um ein Vielfaches größer und daher schwerer zu überwältigen (HEURICH et al. 2016). Außerdem lebt Rotwild in Rudelverbänden, was die Erfolgchancen für einen einzelgängerischen und pirschenden Jäger wie den Luchs erschwert (WAGENKNECHT 1996). Trotz dieser Aspekte trat Rotwild mit einer recht hohen Frequenz und Biomasse im Nahrungsspektrum der Harzluchse auf. Solche Muster

sind auch aus Ostpolen bekannt. JĘDRZEJEWSKI et al. (1993) untersuchten Gebiete mit unterschiedlichen Reh-, aber gleichbleibenden Rotwildsdichten. Im Bereich geringerer Rehwildverfügbarkeit erbeuteten die Luchse mehr Rotwild als im Bereich höherer Rehwildsdichten. Trotz einer Spezialisierung auf kleinere Huftiere ist der Luchs in der Lage, auch größere Arten zu erbeuten (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993). Der Mangel an bevorzugter Beute zwingt den Luchs, auf alternative Beutetiere auszuweichen. Solche Verschiebungen des Beutespektrums sind auch von anderen großen Beutegreifern wie Wölfen bekannt (GARROT et al. 2007). Innerhalb des Harzes ist Rehwild zum Teil nur in geringen Dichten vorhanden, weshalb Luchse auf Rotwild als alternative Beute ausweichen. Außerhalb des Harzes machte Rehwild 98,9 % der verzehrten Biomasse aus, während das dort seltenere Rotwild überhaupt nicht auf dem Speiseplan des Luchses stand. Der große Unterschied in der Ernährung der Luchse zwischen den beiden Untersuchungsgebieten ist eine Folge der unterschiedlichen Wilddichten. Außerhalb des Harzes sind die Rehdichten vermutlich deutlich höher als innerhalb des Harzes. Die bevorzugte Beute des Luchses ist also ausreichend vorhanden und eine Verlagerung auf alternative Beutetiere nicht notwendig.

Neben Reh- und Rotwild kommen im Harz mit Schwarz- und Muffelwild zwei weitere Paarhufer vor. Beide Arten wurden nicht in den Kotproben der vorliegenden Untersuchung nachgewiesen. Obwohl Luchse grundsätzlich in der Lage sind, Wildschweine zu erbeuten, konnten diese auch in anderen Studien nur selten im Nahrungsspektrum der Raubkatzen nachgewiesen werden (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, BREITENMOSER & BREITENMOSER-WÜRSTEN 2008). Innerhalb und außerhalb des Harzes wurden in den vergangenen Jahren jedoch etliche Mufflonrisse dokumentiert. Die Populationen des Muffelwildes sind im gesamten Untersuchungsgebiet auf mehrere kleinere Vorkommensgebiete begrenzt. In diesen Bereichen ist davon auszugehen, dass das Muffelwild einen mehr oder weniger großen Anteil an der Beute des Luchses ausmacht. Es wird berichtet, dass der Luchs regional einen erheblichen Einfluss auf die Mufflonbestände nimmt (PIEGERT, mdl. Mitt.). Da jedoch aus den Muffelwildgebieten keine Kotproben vorlagen, ist an dieser Stelle dementsprechend keine Aussage über die Bedeutung der Wildart im Nahrungsspektrum des Luchses möglich.

Der Eurasische Luchs weist einen deutlichen Sexualdimorphismus auf. Männchen sind im Durchschnitt größer und schwerer als Weibchen (BREITENMOSER &

BREITENMOSER-WÜRSTEN 2008). Solche Unterschiede können zu geschlechtsspezifischen Prädationsmustern führen, die in mehreren Studien beobachtet wurden. OKARMA et al. (1997) und MAYER et al. (2012) zeigten, dass männliche Luchse häufiger Rotwild töteten als weibliche. MAYER et al. (2012) vermuteten, dass das höhere Gewicht der männlichen Luchse das Erbeuten von Rotwild unterstützt. KROFEL et al. (2011) bestätigten, dass männliche Luchse in der Lage sind, größere Beute zu überwältigen und MOLINARI-JOBIN et al. (2002) zeigten, dass männliche Luchse häufiger Gämsen erbeuteten als weibliche Luchse, die Rehe bevorzugten. Diese Unterschiede in der Beutewahl können auf ein geschlechtsspezifisches Verhalten hindeuten (SUNDE & KVAM 1997). In der vorliegenden Studie jedoch erbeuteten beide Geschlechter Reh- und Rotwild in gleichen Verhältnissen. Weibliche Luchse sind somit trotz ihrer geringeren Körpergröße grundsätzlich in der Lage, größere Huftiere zu überwältigen. HUCHT-CIORGA (1988) zeigte, dass die individuelle Körpergröße und Jagderfahrungen für die Beutewahl wichtiger sind als das Geschlecht. Jagderfahrungen gehen mit Jagdgelegenheiten einher. Die geringen Rehwildichten im Harz könnten nicht nur männliche, sondern auch weibliche Luchse dazu zwingen, häufiger auf eigentlich nicht bevorzugtes Rotwild zu jagen. Indiz dafür ist eine ähnlich starke Selektion auf Rehwild bei beiden Luchsgeschlechtern. Außerhalb des Harzes scheinen die Rehwildichten ausreichend zu sein, so dass weibliche und männliche Luchse fast ausschließlich das von beiden bevorzugte Beutetier bejagen können. Die Nutzung alternativer Beutetiere wird erst bei geringer Verfügbarkeit der bevorzugten Beutetiere notwendig (GARROT et al. 2007).

Saisonale Schwankungen in der Ernährung des Luchses wurden in mehreren Studien aus unterschiedlichen Teilen Europas bestätigt (ODDEN et al. 2006, KROFEL et al. 2011). HUCHT-CIORGA (1988) und MAYER et al. (2012) wiesen für den Bayerisch-Böhmischen Wald sowie OKARMA et al. (1997) für Ostpolen einen geringen oder gar keinen Rotwildanteil in der Sommernahrung des Luchses nach, allerdings einen steigenden Rotwildanteil während der Wintersaison. Eine Verschiebung der Ernährungsmuster in den verschiedenen Jahreszeiten kann durch unterschiedliche Beuteverfügbarkeit verursacht werden. GOSSOW & HONSIG-ERLENBURG (1985) dokumentierten einen Rotwildanteil von 94 % in Winterluchskot und wiesen das Untersuchungsgebiet als „Nicht-Rehwild-Winterhabitat“ aus. Dies ist mit den Verhältnissen im Untersuchungsgebiet der vorliegenden Studie vergleichbar. Vor allem die häufige und

tiefe Schneedecke in hochgelegenen Gebieten behindert das Rehwild und reduziert seinen Lebensraum im Winter. Daher kann es zu saisonalen Wanderungen kommen (HEURICH 2010, RAIMER 2013). Rotwild hingegen kommt auch in schneereichen Gebieten ganzjährig vor, ist dort allerdings im Winter stärker durch Luchse gefährdet (BELOTTI et al. 2014). Unter diesen Bedingungen ist der Anteil des Rehwildes an der Luchsnahrung im Sommer am dominantesten und nimmt im Winter ab. Der Anteil des Rotwildes weist hingegen eine umgekehrte jahreszeitliche Verschiebung auf. Die Ergebnisse dieser Studie weisen auf das Rotwild als wichtige Ersatzbeute der Luchse im Harz hin, insbesondere im Winter, wenn das Rehwild noch weniger verfügbar ist als im Sommer. Im Gegensatz zum Harz war für die Gebiete außerhalb des Mittelgebirges eine saisonale Verschiebung der Luchsnahrung nicht erkennbar. Ausreichende Rehwildichten sind das ganze Jahr über vorhanden, was sich in einem gleichbleibenden Anteil an der Luchsnahrung widerspiegelt.

Alters- und Geschlechtsstruktur des von Harzluchsen erbeuteten Rot- und Rehwildes

Michael Schulte, Vanessa Schulz, Paul Lippitsch, Tomma Lilli Middelhoff, Ole Anders & Hermann Ansorge

1. Einleitung

Wie von SCHULTE et al. in diesem Band der Nationalpark-Schriftenreihe beschrieben, gibt die Analyse von Luchskot Aufschluss über das Nahrungsspektrum und die Bedeutung einzelner Beutetierarten für die Ernährung des Eurasischen Luchses (*Lynx lynx*). Sie liefert aber nur sehr begrenzte Informationen über das Geschlecht oder das Alter der Beutetiere. Das Reh (*Capreolus capreolus*) kann innerhalb und außerhalb des Harzes als das Hauptbeutetier des Luchses betrachtet werden. Innerhalb des Mittelgebirges nimmt aber auch der Rothirsch (*Cervus elaphus*) einen erheblichen Anteil an der Luchsbeute ein. Wir haben daher die Überreste von Luchsen gerissener Rehe und Rothirsche genauer analysiert. Unser Ziel war es dabei, das Alter und das Geschlecht der gerissenen Tiere zu ermitteln, um so mögliche Selektionsmuster des Luchses bei den beiden Beutetierarten aufzuzeigen.

2. Material und Methoden

Eine häufig verwendete Methode zur Altersbestimmung bei Huftieren ist eine Analyse des Zahnwechsels und der Zahnabnutzung (WAGENKNECHT 1984).

Der Zahnwechsel erfolgt beim Rehwild innerhalb des ersten und beim Rotwild innerhalb der ersten beiden Lebensjahre. Die Bestimmung des Alters anhand des Zahnwechselfortschritts gilt als recht genau (GOTTSCHLICH 1984, MÖLLER 1984). Die Zahnabnutzung hingegen kann bei gleichaltrigen Individuen je nach Ernährung, Lebensraum und individuellen Zahneigenschaften stark variieren, wodurch die Altersschätzung nach dieser Methode als ungenau angesehen werden kann (ALSMASAN & RIECK 1970, WHITE 1975, HEWISON 1999). Bei Rehen, die älter als ein Jahr sind, bzw. Rothirschen, die älter als zwei Jahre sind, ist eine zuverlässige Altersbestimmung durch das Zählen der inkrementellen Linien des Zahnwurzelzementes möglich. Der Zahnzement bedeckt die Zahnwurzeln und erscheint als Polster zwischen den Zahnwurzeln und zeigt bei den bleibenden Zähnen der Cerviden lebenslanges Wachstum (MITCHELL 1963). Infolge von Unterbrechungen der Ablagerung des Zahnzementes treten jährlich Linien auf (Abb. 1). Ein Zusammenhang mit jahreszeitlich bedingten Stoffwechseländerungen wird angenommen, ist aber nicht bewiesen (KLEVEZAL & KLEINENBERG 1967, GRUE & JENSEN 1979, BAUMGARTNER 2004, BOJARUN et al.

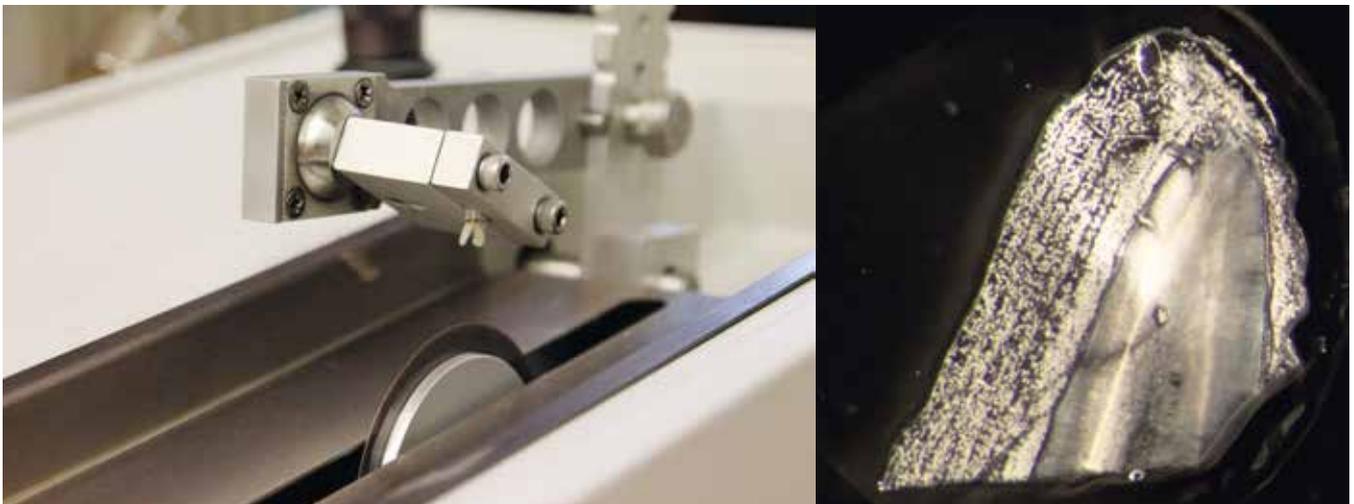


Abb. 1: Präzisionssäge und Längsschnitt der Zahnwurzel eines Rehs. Die jährlichen Zuwachslinien im Zahnzement sind zu erkennen.

2004). Dennoch gilt diese Methode als die genaueste bei der Altersbestimmung von Säugetieren (AITKEN 1975, GOODWIN & BALLARD 1985, THOME & GEIGER 1997, BOJARUN et al. 2004).

2.1 Fundorte und Behandlung von Zahnproben für die Altersbestimmung

Für die Altersschätzung wurden Zähne aus den Unterkiefern (Mandibula) von durch Luchse gerissenen Rehen und Hirschen herangezogen. Diese wurden bei der Begutachtung von Luchsrissen im Rahmen des Luchsmonitorings oder bei der Überwachung telemetriertes Luchse durch Mitarbeitende des Nationalparks Harz gesammelt. Tot aufgefundenen Huftiere wurden als Luchsbeute betrachtet, wenn sie einen luchstypischen Tötungsbiss im Halsbereich aufwiesen und zusätzliche Hinweise auf den Luchs im Umfeld des Risses dokumentiert werden konnten (GPS-Lokalisation besonderer Individuen, Trittsiegel, Fotonachweise). Die gesammelten Kiefer wurden zunächst in Gefrierbeuteln verpackt, welche jeweils mit folgenden Informationen beschriftet wurden: Geschlecht der Beute (soweit noch zu ermitteln), Koordinaten des Fundortes, Datum des Fundes, Geschlecht des Luchses (soweit aus Fotofallenbildern, genetischen Analysen oder Telemetriedaten zu ermitteln). Anschließend wurden sie eingefroren.

Das Alter der Luchs-Beutetiere wurde zunächst unter Berücksichtigung des Zahnwechselstatus und der Zahnabnutzung grob geschätzt. Die Schätzung erfolgte in Anlehnung an die Methoden von MÖLLER (1984) und GOTTSCHLICH (1984) und mit Hilfe von Referenzmaterial, das vom Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz zur Verfügung gestellt wurde. Danach wurden die Kiefer von Fleischresten gesäubert und drei bis vier Tage mit F- und SE-Enzymen bei einer Temperatur von 62 °C mazeriert. Daraufhin wurden sie in Spülmittel und klarem Wasser ausgekocht. Zur Desinfektion wurden die Knochen einen Tag lang in Wasserstoffperoxid gelagert. Im letzten Schritt wurden sie noch einmal mit klarem Wasser gewaschen und schließlich getrocknet.

Vor Beginn der Analysen wurden mehrere Zähne (Schneidezähne, Prämolaren und Molaren) auf Ihre Eignung zur Altersbestimmung hin getestet. Beim Rehwild zeigte der zweite Prämolare (P₂) und beim Rotwild der erste Schneidezahn (I₁) die deutlichsten Zuwachslinien. Die entsprechenden Zähne wurden aus allen für diese Studie verwendeten Unterkiefern entfernt. Wenn bei Rothirschen der I₁ fehlte, wurde stattdessen der dritte Prämolare (P₃) verwendet. In Anlehnung an DRISCOLL et al. (1985) wurden mehrere

Scheiben von 0,3 mm Durchmesser mit einer Präzisionssäge (Isomet 1000 von Bühler) in Längsrichtung (100 U/min) aus der Zahnwurzel geschnitten, mit Histofluid auf einem Mikroskop-Objektträger fixiert und unter einem Binokular mit 40-facher Vergrößerung beurteilt. Unter Berücksichtigung des Todeszeitpunktes und der Zahnabnutzung wurden die Inkrementlinien gezählt und das Alter des Individuums bestimmt. Zusätzlich zur exakten Altersbestimmung in Jahren wurden die Rehe und Hirsche in drei Altersstufen eingeteilt: Juvenile (< 1 Jahr), Subadulte (1 Jahr) und Adulte (≥ 2 Jahre).

2.2 Ivlevs Selektions-Index

Um die mögliche Selektion des Luchses auf Huftiere verschiedener Altersklassen zu analysieren, wurde der Selektions-Index nach IVLEV (1961), modifiziert von JACOBS (1974), angewendet. Die Methode setzt den Anteil der verschiedenen Altersklassen in der Huftierpopulation mit deren Vorkommen in der Nahrung des Luchses in Beziehung. Nach MATTIOLI et al. (2004) wurden Werte, die größer als 0,2 waren, als signifikante Präferenz und Werte, die kleiner als -0,2 waren, als signifikante Ablehnung betrachtet. Da keine Studien zur Verfügung stehen, die die Alterspyramide innerhalb der Reh- und Rotwildpopulation des Harzes beschreiben, wurden hierfür die Daten von ANDERSON (1953) (Rehwild) aus Dänemark und ANSORGE et al. (1999) (Rotwild) aus der Sächsischen Schweiz herangezogen (Abb. 2).

2.3 Statistische Analysen

Die Signifikanz des Anteils der Altersklassen und des Geschlechts von Reh- und Rotwild in der Luchsbeute wurde mit dem Chi²-Test ermittelt. P-Werte, die kleiner als 0,05 sind, wurden als signifikant (*) und p-Werte, die kleiner als 0,01 sind, als hoch signifikant (**) definiert.

3. Ergebnisse

3.1 Beuteauswahl des Luchses hinsichtlich Alter und Geschlecht

Zwischen 2006 und 2016 konnten insgesamt 170 Kiefer von Rehen (n = 132) und Rothirschen (n = 38) innerhalb und außerhalb des Harzes gesammelt werden, die von Luchsen erbeutet wurden. Bei 128 Reh- und 37 Rothirschzähnen gelang es, das genaue Alter zu bestimmen.

Nach Altersklassen betrachtet, hatte juveniles Rotwild (71,1 %) einen deutlich höheren Anteil an der Luchsnahrung als subadultes (13,2 %) und adultes Rotwild (15,8 %). Im Gegensatz dazu hatten juvenile

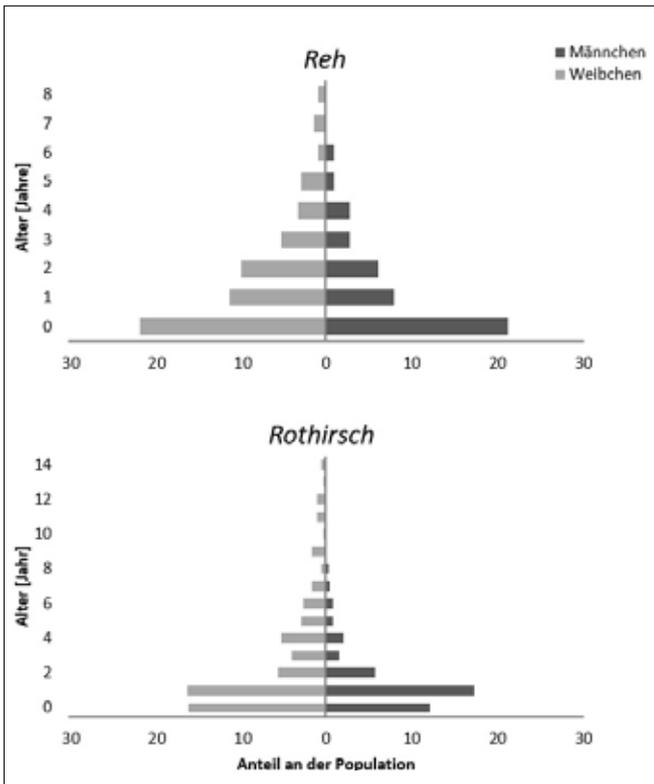


Abb. 2: Alterspyramide innerhalb von Reh- und Rotwildpopulationen berechnet aus Daten von ANDERSON (1953) (Rehwild) aus Dänemark und ANSORGE et al. (1999) (Rotwild) aus der Sächsischen Schweiz.

Rehe nur einen Anteil von 25,0 %, adulte dagegen einen deutlich höheren Anteil von 55,3 % (Abb. 3). Der Anteil der Altersklassen an der Nahrung des Luchses unterschied sich hochsignifikant zwischen beiden Huftierarten ($\chi^2 = 28,34$, $df = 2$, $p < 0,01$, $ev = 6,93$).

Das Durchschnittsalter vom Luchs erbeuteter Rehe betrug 2,0 Jahre, das Durchschnittsalter erbeuteter Rothirsche hingegen 0,6 Jahre. Setzt man die Daten in eine Beziehung mit der von ANDERSON (1953) und ANSORGE et al. (1999) ermittelten Altersstruktur innerhalb von Reh- und Rotwildpopulationen, so ergibt sich beim Rotwild eine signifikante Selektion des Luchses auf juvenile Tiere. Sowohl subadulte als auch adulte Rothirsche sind in der Nahrung des Luchses verglichen mit ihrem Anteil an der gesamten Rothirsch-Population unterrepräsentiert. Beim Rehwild hingegen besteht eine signifikante Präferenz für adulte Tiere (Abb. 4).

Bei 62 der auf das Alter hin bestimmten Rehwildkiefer war das Geschlecht des gerissenen Tieres bekannt. 21 Kiefer stammten von männlichen und 41 Kiefer von weiblichen Rehen. Männliche Rehe, die von Luchsen erbeutet wurden, hatten ein Durchschnittsalter von 1,5 Jahren und kamen in relativen gleichmäßigen Anteilen in Altern von 0 bis 3 Jahren in der Luchsbeute vor. Weibliches Rehwild ($n = 41$) hingegen hatte mit 2,1 Jahren ein höheres Durchschnittsalter und kam mit Altern von 0 bis 7 Jahren in der Luchsbeute vor. Dennoch gab es keinen signifikanten Unterschied zwischen juvenilen und älterem (subadultem + adultem) Rehwild bezüglich des Geschlechts ($\chi^2 = 0,07$, $df = 1$, $p > 0,05$, $ev = 5,42$). Bei zwölf Rothirschkiefern waren sowohl das Alter als auch das Geschlecht des gerissenen Tieres bekannt. Das Durchschnittsalter der von Luchsen getöteten männlichen Rothirsche ($n = 2$) betrug 0,5 Jahre und das der getöteten weiblichen

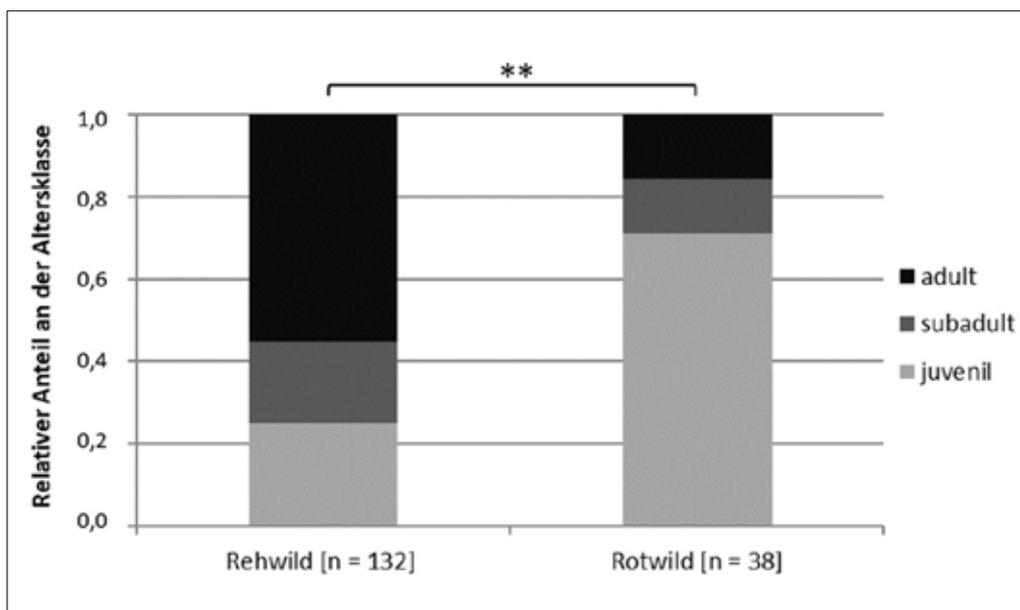


Abb. 3: Prozentualer Anteil der Altersklassen von Reh- und Rotwild im Beutespektrum der Harzluchse. Das Symbol ** steht für hohe Signifikanz.

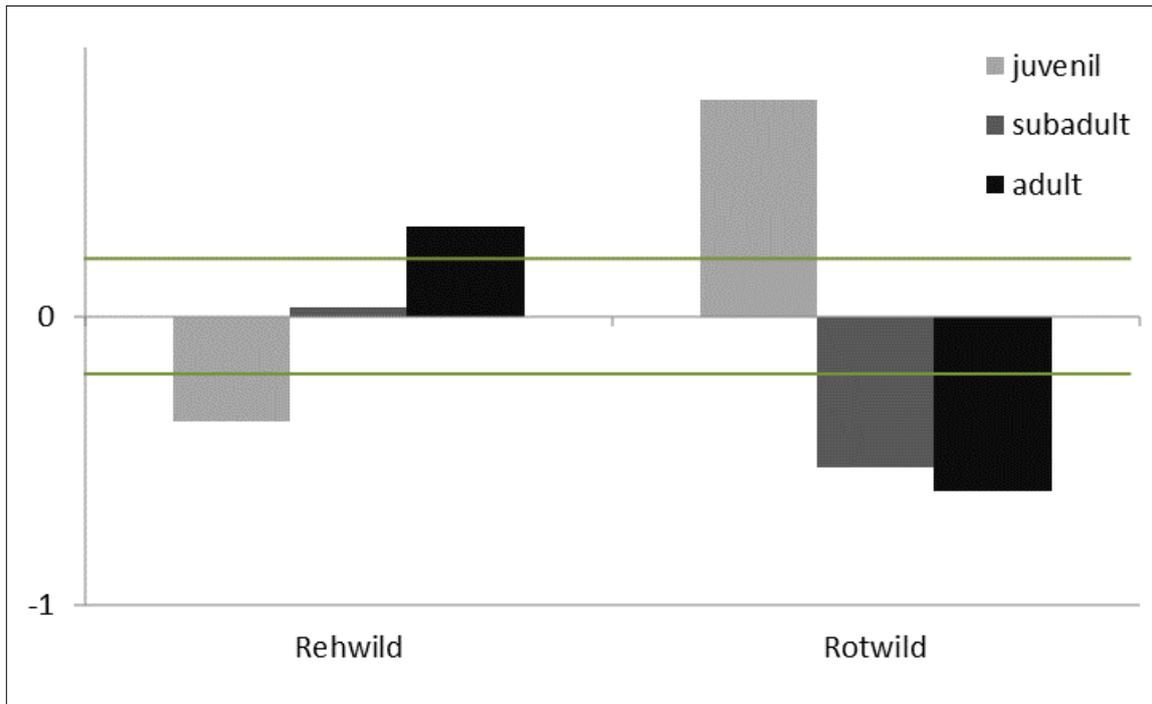


Abb. 4: Beutepräferenzen der Harzluchse bezogen auf verschiedenen Altersklassen bei Reh- und Rotwild nach dem Selektions-Index nach IVLEV (1961), modifiziert von JACOBS (1974). Die grüne Linie markiert den Bereich einer signifikanten Präferenz bzw. Ablehnung nach MATTIOLI et al. (2004).

Rothirsche ($n = 10$) 1,9 Jahre. Aufgrund der zu geringen Stichprobenzahl wurde beim Rotwild auf eine statistische Überprüfung des Ergebnisses verzichtet. Bei 74 Reh- und 19 Rotwildrissen war das Geschlecht des verursachenden Luchses bekannt. Die Risse konnten 5 weiblichen und 7 männlichen Luchsen zugeordnet werden. Der Anteil von Rehen im Alter von 0 bis 4 Jahren an der Luchsbeute war bei weiblichen und männlichen Luchsen vergleichbar hoch. In der Beute männlicher Luchse fanden sich zusätzlich einige wenige Rehe im Alter von 5, 7 und 9 Jahren. Das Durchschnittsalter der von weiblichen Luchsen getöteten Rehe ($n = 17$) lag bei 2,0 Jahren, bei männlichen Luchsen bei 2,3 Jahren ($n = 57$). Ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen weiblichen und männlichen Luchsen bezüglich des in der Beute vorhandenen Anteils der Altersklassen „juvenil“, „subadult“ und „adult“ konnte nicht bestätigt werden ($\text{Chi}^2 = 1,02$, $\text{df} = 2$, $p > 0,05$, $\text{ev} = 2,76$). Rothirsche, die von männlichen Luchsen erbeutet wurden ($n = 14$), hatten ein Alter von 0 bis 5 Jahren. Nur vier gerissene Rothirsche ließen sich weiblichen Luchsen zuordnen. Alle waren juvenil. Ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen männlichen und weiblichen Luchsen konnte nicht bestätigt werden ($\text{Chi}^2 = 1,81$, $\text{df} = 2$, $p > 0,05$, $\text{ev} = 0,42$).

4. Diskussion

Harzluchse präferieren bei ihren beiden Hauptbeutetierarten Reh- und Rotwild jeweils Individuen unterschiedlichen Alters bzw. Geschlechts. Den hier präsentierten Daten zufolge ist eine geringe, aber signifikante Bevorzugung adulter Rehe festzustellen. In Südnorwegen kamen MEJLGAARD et al. (2013) zu ähnlichen Ergebnissen. Von 163 erfassten Rehen, die durch Luchse gerissen wurden, waren den Autoren zufolge 99 Tiere älter als ein Jahr. Die Anzahl juveniler Rehe in der Luchsnahrung ist im Harz gemessen am zu erwartenden Anteil dieser Altersklasse an der Gesamtrehpopulation (42,7 %) eher gering. Es ist allerdings nicht auszuschließen, dass die Methodik der Probennahme dieses Ergebnis begünstigt. Juvenile Rehe werden aufgrund ihrer geringeren Körpermasse vom Luchs in kürzerer Zeit verzehrt als adulte Tiere. Der kürzere Aufenthaltszeitraum an entsprechenden Rissen könnte dazu führen, dass solche sogar bei telemetrierten Luchsen leichter übersehen werden. Außerdem werden Jungtiere, im Gegensatz zu erwachsenen Tieren, in einem frühen Entwicklungsstadium fast vollständig vom Luchs gefressen. Auf Nahrungsreste hin analysierter Luchskot aus dem Harz bestätigt dies. In 3 von 34 Kotproben, in denen Rehe als Beutetiere nachgewiesen werden konnte,

befanden sich Knochen und Hufe, die eine eindeutige Bestimmung eines Rehkittes zuließen. Hufe und größere Knochen adulter Rehe wurden in keiner der Proben gefunden (SCHULTE et al. in diesem Band). Es ist sogar bekannt, dass Luchse den Verdauungstrakt von Kitzen fressen, während der von erwachsenen Rehen immer zurückgelassen wird (JOBIN et al. 2000). Von juvenilen Beutetieren bleiben also weniger Reste zurück. Das Auffinden des Risses ist erschwert.

Da keine Daten zur tatsächlichen Altersstruktur der Harzer Rehpopulation vorliegen, ist bei der Bewertung dieses Ergebnisses Vorsicht geboten. Die Resultate anderer europäischer Studien zur Altersstruktur von Rehen in der Luchsbeute unterstützen diese Einschätzung. Bei Untersuchungen in der Schweiz (BREITENMOSE & HALLER 1987), in Polen (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, OKARMA et al. 1997) und in Norwegen (ANDERSEN et al. 2007) konnten keine Präferenzen des Luchses für bestimmte Altersklassen bei erbeuteten Rehen festgestellt werden.

Der Anteil weiblicher Rehe in der Luchsbeute war im Harz höher als der Anteil der männlichen Individuen. Ähnliche Ergebnisse wurden im Schweizer Jura (MOLINARI-JOBIN et al. 2002) und in Slowenien (KROFEL et al. 2014) ermittelt. HEURICH et al. (2016) stellten jedoch im Bayerischen Wald/Böhmerwald fest, dass Luchse dort mehr männliches Rehwild erbeuteten. Aufgrund eines marginalen Sexualdimorphismus bei Rehen (GILLARD et al. 1993) könnte eine Selektion des Luchses bzgl. des Geschlechts von Rehen wenig ausgeprägt sein. Studien aus der Schweiz (BREITENMOSE & HALLER 1987), aus Polen (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, OKARMA et al. 1997), aus Norwegen (ANDERSEN et al. 2007) und dem tschechisch-deutschem Grenzgebiet (MAYER et al. 2012) wiesen an erbeuteten Rehen keine Präferenz eines Geschlechts nach.

Beim Rotwild hingegen ließ sich im Harz eine deutliche Selektion juveniler Tiere berechnen. Adultes Rotwild steht nur gelegentlich auf dem Speiseplan des Luchses. Der große Gewichtsunterschied zwischen Luchs und erwachsenen Rothirschen macht einen Jagderfolg unwahrscheinlich. Studien aus Polen (JĘDRZEJEWSKI et al. 1993, OKARMA 1994, OKARMA et al. 1997) und dem Bayerischen Wald/Böhmerwald (MAYER et al. 2012) zeigten ebenfalls eine Präferenz des Luchses für juveniles Rotwild.

MAYER et al. (2012) und HEURICH et al. (2016) zeigten, dass im Bayerischen Wald/Böhmerwald männliches Rotwild eine sehr geringe Rolle im Nahrungsspektrum des Luchses spielt. Diese Huftierart zeichnet sich im Gegensatz zum Rehwild durch einen ausgeprägten Sexualdimorphismus aus. Männchen können mehr

als das doppelte Gewicht der Weibchen erreichen (WAGENKNECHT 1996). Das macht männliches Rotwild für Luchse nicht nur schwierig, sondern auch gefährlich zu erbeuten (HEURICH et al. 2016).

Weibliche und männliche Luchse der Harzpopulation erbeuteten Rehe jeder Altersklasse in einem ähnlichen Verhältnis. Im Gegensatz dazu fielen alle im Rahmen dieser Studie analysierten erwachsenen Rothirsche ausschließlich männlichen Luchsen zum Opfer. HEURICH et al. 2016 konnten dies auch im Bayerischen Wald/Böhmerwald beobachten. Das Körpergewicht männlicher Luchse ist im Durchschnitt rund 15 % größer als das der Luchsinnen (GOMERČIĆ et al. 2010). Möglicherweise sind die Männchen daher eher in der Lage, älteres und damit in der Regel schwereres Rotwild zu überwältigen.

Schäden an Haus- und Nutztieren durch den Luchs im Umfeld des Harzes

Kompensationszahlungen der Länder Niedersachsen und Sachsen-Anhalt

Ole Anders

Nutztiere bilden nirgends einen wesentlichen Teil der Nahrung des Eurasischen Luchses – mit Ausnahme der halbzahmen Rentiere im hohen Norden (BREITEN-MOSER & BREITENMOSER-WÜRSTEN 2008). Denselben Autoren zufolge sind außer in Norwegen die durch den Luchs verursachten Nutztierverluste im Vergleich zu anderen Abgängen gering, auch wenn Übergriffe von Luchsen auf Haus- oder Nutztiere als besonders konfliktträchtig angesehen werden müssen. Folgerichtig wurde bereits mit dem Start des Wiederansiedlungsprojektes im Harz ein System zur finanziellen Kompensation entsprechender Schäden etabliert.

Mit dem Beginn der Luchs-Wiederansiedlung im Jahr 2000 übernahm die Nationalparkverwaltung Harz länderübergreifend in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen die Begutachtung entsprechender Verdachtsfälle. Die Nationalparkverwaltung zahlte im Falle ausreichender Hinweise auf den Luchs als Ver-

ursacher des Schadens an den betroffenen Tierhalter einen Kompensationsbetrag in Höhe des aktuellen Marktwertes des verlorenen Tieres aus.

Später etablierten die Bundesländer, die von der Harzer Luchspopulation berührt werden, eigene Regelungen zum Umgang mit Nutztierrißen. Die Nationalparkverwaltung Harz zahlte letztmals 2012 für ein in Sachsen-Anhalt und 2013 für ein in Thüringen gerissenes Nutztier einen Kompensationsbetrag aus. Die zuständige Stelle in Thüringen ist das Kompetenzzentrum Wolf, Biber, Luchs. Entsprechend der „Richtlinie Wolf/Luchs“ (TMUEN 2022) können geschädigte Tierhalterinnen und Tierhalter einen Antrag auf Schadensausgleich stellen. Voraussetzung dafür ist u.a. eine Schadensbegutachtung durch Mitarbeitende des Kompetenzzentrums.

In Sachsen-Anhalt werden Nutztierriße entsprechend der „Richtlinie Herdenschutz und Schadensausgleich“

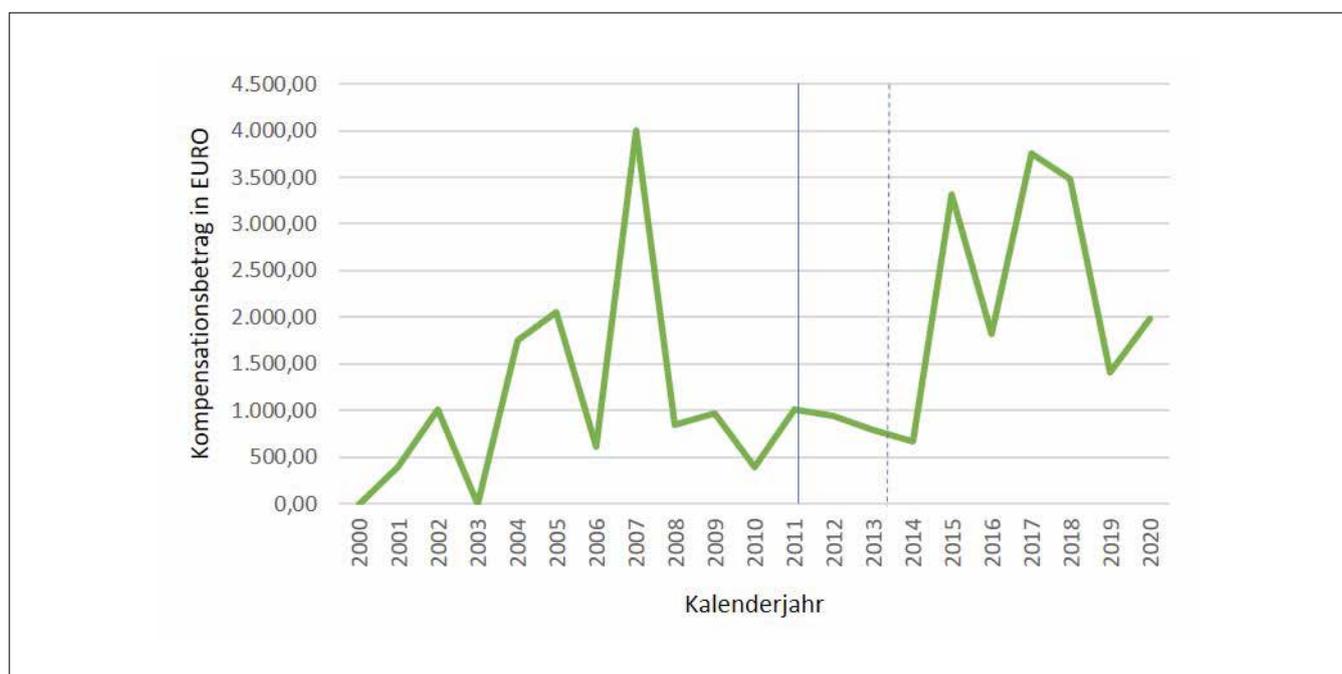


Abb. 1: Kompensationszahlungen für Schäden an Haus- und Nutztieren durch den Luchs in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. Die Beträge sind in Euro angegeben. Durchgezogene Linie: letzte Zahlung der NLPV Harz für einen Nutztierriß in Sachsen-Anhalt, gestrichelte Linie: letzte Zahlung der NLPV Harz für einen Nutztierriß im Freistaat Thüringen.

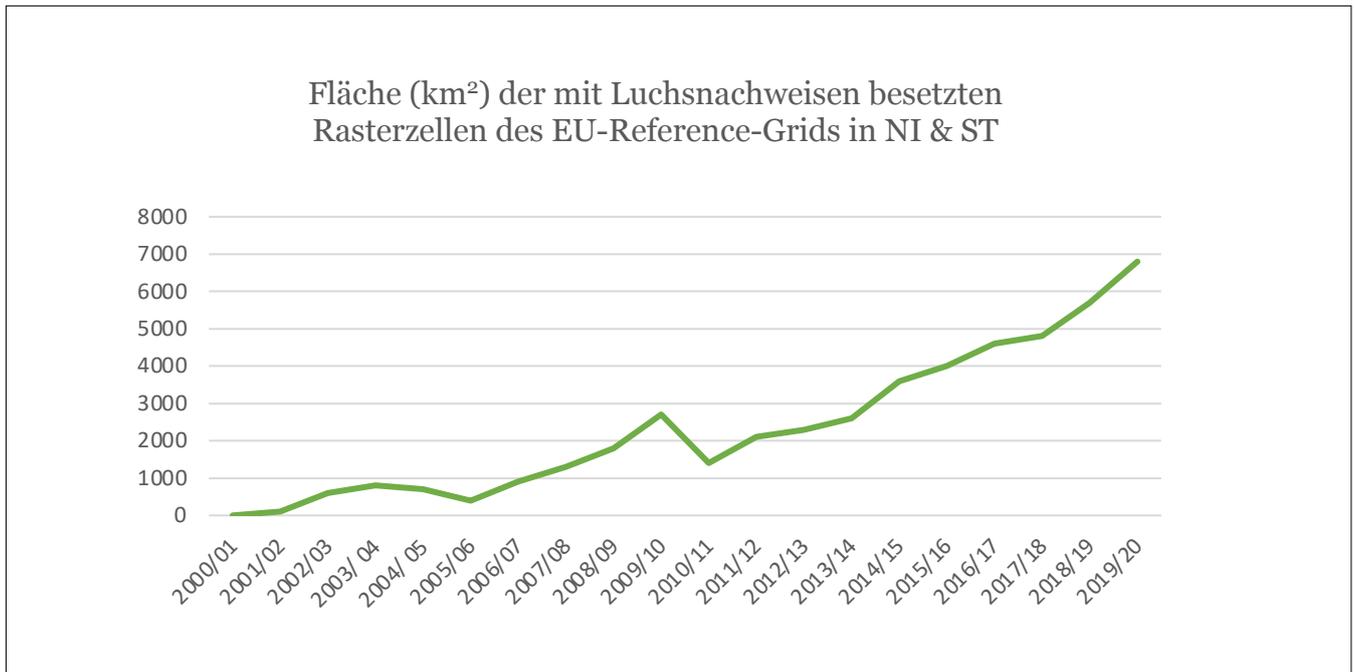


Abb. 2: Anzahl der in den Monitoringjahren 2000/2001 bis 2019/2020 mit Luchsnachweisen besetzten Zellen des EU-Referenzrasters in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt.

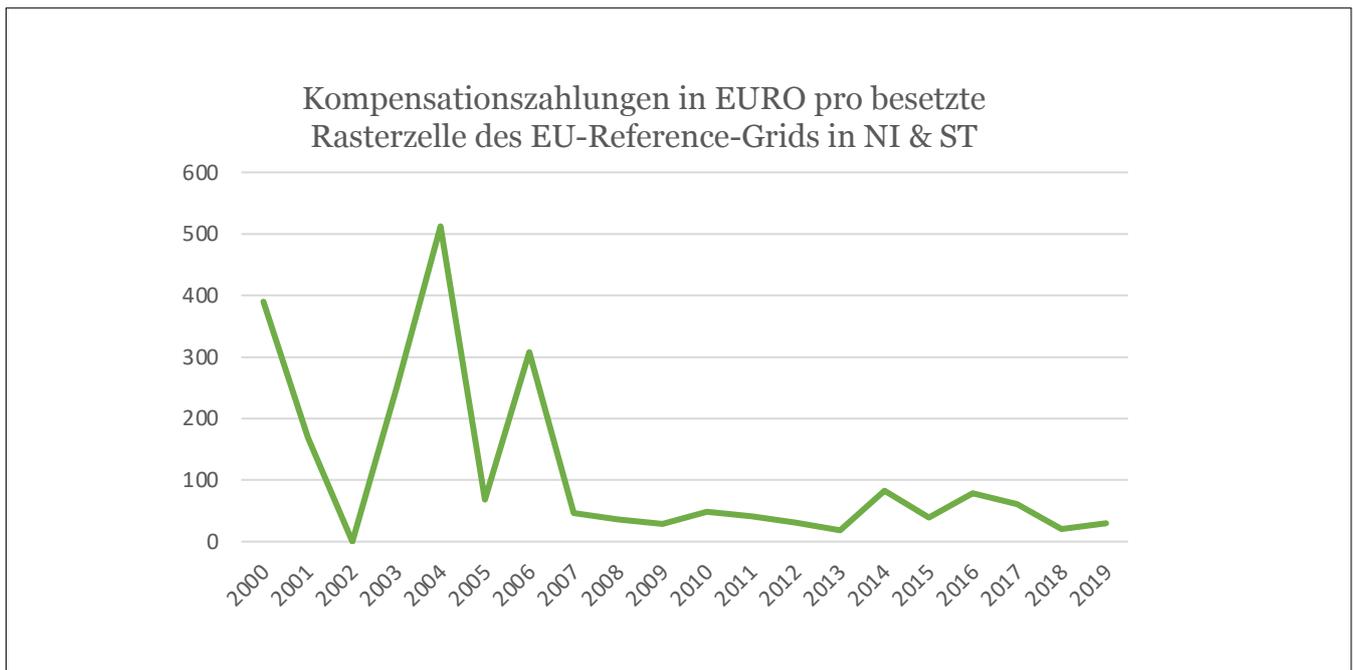


Abb. 3: Kompensationszahlungen der Länder Niedersachsen und Sachsen-Anhalt pro besetzter Rasterzelle des EU-Referenzrasters. Einbezogen wurden nur die Rasterzellen, die mit Luchsnachweisen aus Niedersachsen und Sachsen-Anhalt besetzt werden konnten. Angaben in Euro. Den Kompensationszahlungen des Haushaltsjahres 2000 wurden die Rasterzellen des Monitoringjahres 2000/2001 zugeordnet und so fort.

beim Verdacht, dass ein Luchs der Verursacher sein könnte, von Mitarbeitenden des Nationalparks Harz oder des Wolfskompetenzzentrums in Iden (WZI) begutachtet. Antrags- und Bewilligungsbehörde ist das Amt für Landwirtschaft, Flurneuordnung und Forsten (ALFF).

In Hessen wird darauf verwiesen, dass beim Verlust eines Nutztieres an ein herrenloses Wildtier, wie den Luchs, kein Schadenersatzanspruch begründet werden kann. Dennoch übernimmt das Land in begründeten Einzelfällen und als freiwillige Leistung die Kompensation von Nutztierverlusten.

In Niedersachsen ist weiterhin die Nationalparkverwaltung Harz für die Begutachtung von Nutztierrißen mit Luchsverdacht zuständig und übernimmt die vollständige Bearbeitung solcher Fälle bis zur Auszahlung des Kompensationsbetrages.

Zwischen 2000 und 2020 traten im Vorkommensgebiet der Harzer Luchspopulation Schäden an Schafen, Ziegen und Haushühnern auf. Außerdem wurde gelegentlich Wild in Gehegen (Dam- und Muffelwild) von Luchsen getötet. Auch bei einigen toten Rinderkälbern wurde ein Luchs als Verursacher vermutet. Dies ließ sich jedoch in keinem der Fälle mit genetischen Analysen oder Fotobelegen nachweisen.

Darüber hinaus wurden vereinzelt Hauskatzen von Luchsen gerissen. Außerdem kommt es hin und wieder zu Auseinandersetzungen zwischen Luchsen und Hunden. In einigen dieser Fälle erstattete die Nationalparkverwaltung Harz angefallene Tierärztkosten. 2007 wurde eine Kompensationszahlung für den Verlust eines Jagdhundes geleistet. Die vom Tierhalter hinzugezogene Tierärztin vermutete, dass die Folgen einer Auseinandersetzung mit einem Luchs zum Tod des Hundes führten.

Seit dem Beginn der Wiederansiedlung des Luchses im Harz schwankten die jährlich ausgezahlten Summen für die Kompensation von Schäden recht stark, überschritten aber zwischen 2000 und 2020 in keinem Jahr die Summe von 4.000,00 Euro. Die Anzahl der Nutztiere, die von Luchsen getötet wurden und für die Zahlungen erfolgte, war im Jahr 2017 mit insgesamt 27 Individuen (19 Schafe, 8 Damhirsche) in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt am höchsten.

Insgesamt weisen die jährlichen Zahlungen einen steigenden Trend auf (Abb. 1). Zwischen den Monitoringjahren 2000/01 und 2019/20 erweiterte sich das Vorkommensgebiet der Harzer Luchspopulation allerdings erheblich. Im letztgenannten Monitoringjahr waren allein in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt 67 Zellen (je 100 Quadratkilometer) des EU-Referenzrasters mit Luchsnachweisen besetzt (Abb. 2).

Betrugen die Kompensationszahlungen 2001, 2005 und 2007 pro besetzter Rasterzelle sogar mehrere Hundert Euro, liegen sie seit dem Jahr 2008 beständig unterhalb der Marke von 100 Euro (Abb. 3). Dies gilt auch dann, wenn man insgesamt sechs Nutztiere mit einbezieht, die von der thüringischen Verwaltung zwischen 2015 und 2020 als Luchsriss bestätigt wurden.

Der Luchs in Niedersachsen

Akzeptanz in Bevölkerung und Jägerschaft

Eick von Ruschkowski & Ole Anders

1. Einleitung

1.1 Akzeptanzstudien zum Luchs im Harz

Fünf Jahre nach dem Beginn der Luchs-Wiederansiedlung wurden im Rahmen einer Akzeptanzstudie zum Nationalpark Harz Daten zur Wahrnehmung verschiedener Naturschutzthemen und -maßnahmen erhoben (v. RUSCHKOWSKI 2009). Zum Luchs äußerten sich zum damaligen Zeitpunkt 83,4 % der Befragten positiv (54,2 %), eher positiv (14,6 %) oder zumindest neutral (14,6 %). Die Werte waren, verglichen mit den Aussagen zu den anderen Naturschutzthemen, auffallend hoch.

WHITE et al. (2016) untersuchten den ökonomischen Effekt des Luchses im Harz. Deutlich über die Hälfte (53,5 %) der befragten Harzbesucher gaben an, dass der Luchs die Wahl des Ausflugs-/Urlaubszieles wesentlich mitbeeinflusst habe. Die Autoren schätzen auf der Grundlage ihrer Daten, dass der Luchs im Harz jährlich einen Umsatz von mindestens sieben Millionen Euro generiert.

Es lassen sich innerhalb des Mittelgebirges unschwer etliche Beispiele einer Nutzung des Luchses in der Tourismus- und Produktwerbung finden. Zusammen mit den Ergebnissen der oben genannten Studien entsteht der Eindruck, dass die Akzeptanz des Beutegreifers innerhalb der Gesamtbevölkerung des Harzer Mittelgebirges und auch bei Besuchern als solide bezeichnet werden kann. Wie aber sieht es innerhalb der Bevölkerungsgruppe aus, deren Interessen am stärksten vom Vorhandensein der Tierart berührt sind? Im Rahmen der hier vorgestellten Studie wurden die Ergebnisse der Befragung von Jägern mit denen aus der allgemeinen Bevölkerung verglichen.

1.2 Konfliktpotential Luchs-Jäger

Die Präsenz eines großen Beutegreifers in einem Ökosystem hat Einfluss auf seine Beutetiere – beim Luchs ist dies primär das Reh (*Capreolus capreolus*) mit über 50 % Anteil im Nahrungsspektrum (z.B. HEURICH et al. 2012, JEDRZEJEWSKI et al. 1993, ODDEN et al. 2006). Gleichzeitig stellt das Rehwild mit 128.851 erlegten Individuen 2018/19 in Niedersachsen die mit großem Abstand bedeutendste Schalenwildart in der nieder-



Abb. 1: Für die Nutzung des Luchses als Werbeträger lassen sich im Harz zahlreiche Beispiele finden (Fotos: Ole Anders).

sächsischen Jagdstrecke dar (GRÄBER et al. 2019). Es ist in Sachsen-Anhalt zusammen mit dem Schwarzwild die am häufigsten erbeutete Schalenwildart und steht auf Bundesebene mit deutlichem Abstand auf Platz Eins der Schalenwild-Streckenstatistik (DJV 2020). Darüber hinaus weisen die Habitatsprüche des Luchses eine hohe räumliche Überschneidung mit den Vorkommen des Mufflons (*Ovis gmelini musimon*) in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt auf. Zumindest in Sachsen-Anhalt sind die Mufflonstrecken seit Jahren rückläufig (MULE 2020). Die möglichen Auswirkungen der Präsenz großer Beutegreifer auf Reh- und Muffelwild sind eine Fragestellung, der vor dem Hintergrund möglicher Konflikte mit jagdlichen Interessen nachgegangen werden sollte (vgl. STRAUSS & GRÄBER 2016). An der Schnittstelle zwischen der Jagd und Naturschutz war es daher mehr als ein Jahrzehnt nach dem Beginn des Luchsprojektes von besonderem Interesse, die Akzeptanz der Wiederansiedlung des Luchses innerhalb der Jägerschaft zu untersuchen, zumal im Vergleich zum Wolf (*Canis lupus*) bei ähnlichem jagdlichen Konfliktpotential drei wesentliche Unterschiede zwischen den Arten zum Tragen kommen:

1) der Luchs wird durch ein gezieltes Wiederansiedlungsprojekt, bei dem die Landesjägerschaft zudem eine tragende Säule darstellt, gefördert; 2) die Ausbreitung und Wiederbesiedlung der Habitate erfolgen räumlich und zeitlich wesentlich langsamer; 3) der Luchs ist emotional deutlich weniger „vorbelastet“ als der Wolf. Umfassende Studien im deutschsprachigen Raum, die sich explizit den Konfliktpotentialen zwischen großen Beutegreifern und Landnutzungsinteressen widmen, sind trotz aller grundsätzlich bekannten Interessenskollisionen bisher Mangelware (vgl. als Ausnahmen zum Luchs in Baden-Württemberg LÜCHTRATH 2011, HERDTFELDER 2012 sowie WECHSELBERGER & LEIZINGER 2005 zu allen großen Beutegreifern in Österreich). Das international inzwischen als conservation social science bzw. human dimensions of wildlife management bezeichnete Forschungsfeld (vgl. DECKER et al. 2012, BENNETT et al. 2017) ist hierzulande bislang nicht hinreichend etabliert.

2. Befragungsansatz und -methodik

Vor den genannten Hintergründen sollten folgende Fragestellungen eingehender untersucht werden:

1. Wie stellt sich die Akzeptanz der Wiederansiedlung innerhalb der Jägerschaft, insbesondere auch im Vergleich mit der Gesamtbevölkerung, dar?
2. Welche Konflikte können sich im Hinblick auf die Jagdausübung durch die Präsenz des Luchses ergeben und treten diese Konflikte in Revieren mit Luchsvorkommen tatsächlich auf?
3. Welche Maßnahmen erscheinen zur Reduktion potentieller Konflikte sinnvoll?
4. Ist der Beitrag der Landesjägerschaft Niedersachsen e.V. zum Naturschutz durch die Partnerschaft im Luchsprojekt hinreichend in der Bevölkerung bekannt und wird er ausreichend wertgeschätzt?

Die Befragung wurde im Frühjahr 2013 als Online-Befragung in einer geschichteten Zufallsstichprobe durchgeführt. Dies bedeutet, dass zumindest Teile der Stichprobe – in diesem Falle Mitglieder der Landesjägerschaft Niedersachsen (LJN) – durch gezielte Ansprache ausgewählt wurden. Dennoch blieb die tatsächliche Teilnahme von Vertretern dieser Gruppe letztendlich dem Zufall überlassen. Die Sensibilisierung der Jägerschaft erfolgte auf drei regionalen Versammlungen der Kreisjägerschaften. Die gezielte Ansprache der Jägerschaft diente dem Ziel, möglichst viele jagdaffine Beteiligte in die Befragung zu integrieren. Durch den Einsatz verschiedener Filterfragen wurde gewährleistet, dass mit hinreichender Sicherheit die

Befragung in drei Teilstichproben unterteilt werden konnte, ohne dass die Befragten selbst Einfluss darauf hatten: (1) die Bevölkerung ohne jagdliche Interessen sowie (2) Jägerinnen und Jäger, die in Revieren mit und (3) ohne Luchspräsenz jagten. Für die Auswertung wurden zudem nur die Antworten derjenigen Teilnehmer berücksichtigt, die als Wohnort oder für die Lage des Jagdreviers eine niedersächsische Postleitzahl angegeben hatten.

3. Ergebnisse

Insgesamt wurden unter Anwendung der o.g. Kriterien 1.186 vollständig abgeschlossene Befragungen in die Auswertung einbezogen. 396 der entsprechenden Teilnehmer (33,4 %) konnten als Jagdscheininhaber klassifiziert werden. Aufgrund der relativ großen Gruppe an Jagdberechtigten innerhalb der Stichprobe wies diese bei verschiedenen demographischen Merkmalen eine Abweichung vom Durchschnitt der niedersächsischen Bevölkerung auf, so waren z.B. 69 % der Teilnehmenden männlich und nur 31 % weiblich. Durch entsprechende Gewichtung der Teilgruppen lassen sich diese Verzerrungen allerdings herausrechnen.

3.1 Einstellung zum Luchs

Sowohl die Gruppe der Nicht-Jäger als auch die Gruppe der Jäger zeigten in der Befragung überwiegend positive oder eher positive Einstellungen zum Luchs (Abb. 1) und hielten dessen Rückkehr für überwiegend begrüßenswert bzw. tolerierbar (Abb. 2). Allerdings ergeben sich in beiden Fällen signifikante Unterschiede zwischen den befragten Teilgruppen: der Anteil z.B. (eher) positiver Emotionen ist bei den Jägern deutlich geringer (59,8 %) als bei den Nicht-Jägern (86,7 %); Die Wiederkehr des Luchses halten 77,2 % aus der allgemeinen Bevölkerung bzw. 40,3 % der Jäger für begrüßenswert. Die Vermutung liegt nahe, dass die potentielle Betroffenheit jagdlicher Interessen eine andere Sichtweise und damit abweichende Einstellungen begründet. Dennoch ist z.B. der Anteil (eher) positiver Einstellungen mit rund 60 % innerhalb der Jägerschaft (Abb. 1) als sehr hoch anzusehen.

Abb. 2 hingegen verdeutlicht einzelne Unterschiede zwischen der Gesamtbevölkerung und der Jägerschaft bei der Einstellung gegenüber dem tatsächlichen Vorkommen des Luchses in Niedersachsen. Die Grundtendenz beider Gruppen ist im positiven Bereich der Skala, bei der Gesamtbevölkerung dabei deutlicher als in der Jägerschaft, aber es bleibt festzuhalten, dass auch in letzterer Gruppe die positive Wahrnehmung überwiegt. Aufgrund der möglichen bzw. tatsäch-

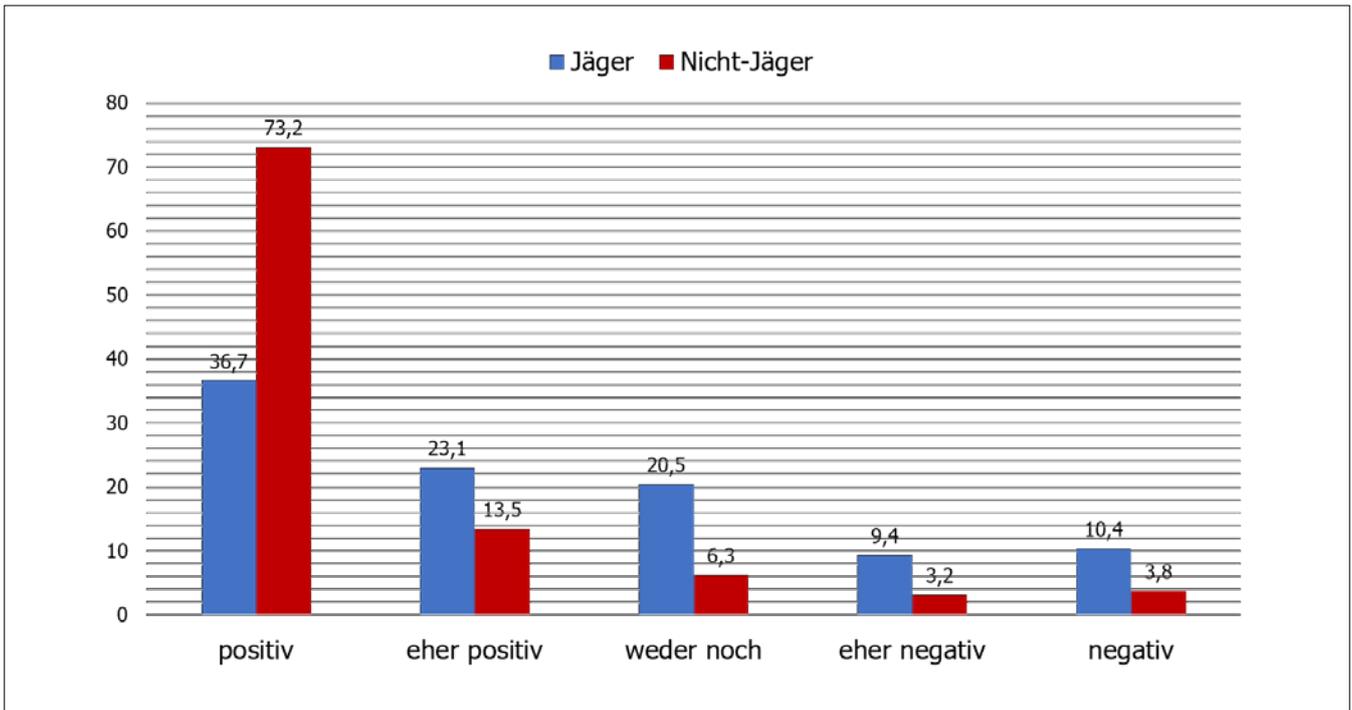


Abb. 2: Emotionen und Gefühle gegenüber dem Luchs (n = 1.186, 790 Nicht-Jäger/396 Jäger), Werte in Prozent.

lichen Betroffenheit jagdlicher Interessen ist unter den Jägern die Gruppe derjenigen, die den Luchs als „kaum akzeptabel“ oder „vollkommen inakzeptabel“ bewerten, größer. Dies entspricht aber dem Erwar-

tungswert und überrascht nicht, weil bei derartigen Befragungen immer ein Zusammenhang zwischen Akzeptanz und Betroffenheit besteht.

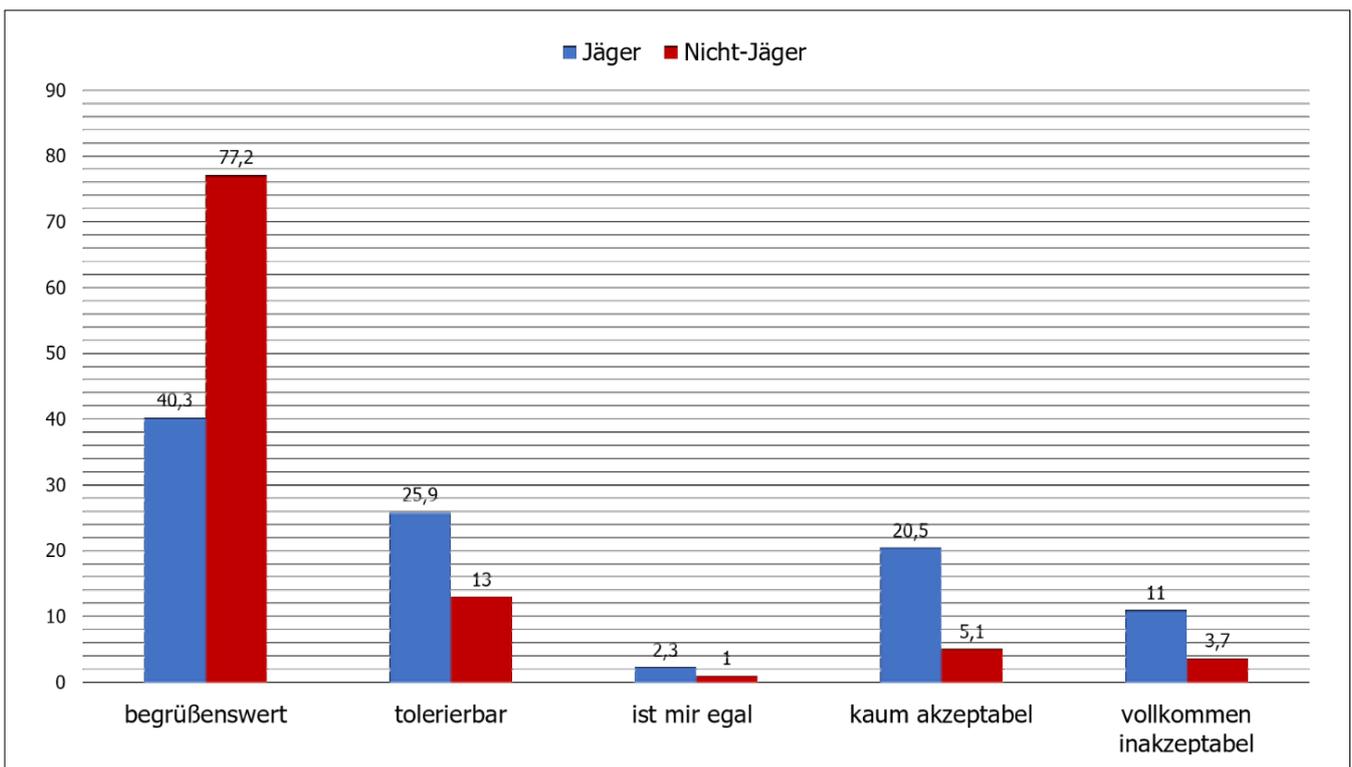


Abb. 3: Einstellungen zur Wiederkehr des Luchses im Harz (n = 1.186: 790 Nicht-Jäger/386 Jäger), Werte in Prozent.

3.2 Mögliche jagdliche Konflikte

Potentiell oder tatsächlich vorliegende Interessenkonflikte mit der Jagd wurden in der Teilstichprobe derjenigen, die über einen Jagdschein verfügten, nochmals untersucht. Hier wurde zudem die Lage der Jagdreviere berücksichtigt, um eine Aufschlüsselung nach Revieren mit (potentieller) Luchspräsenz (n = 249) und jenen ohne (n = 219) vorzunehmen. Dies sollte u.a. der Kontrolle dienen, ob erwartete Konflikte in der Praxis tatsächlich vorkommen. Es wurde daher zunächst in beiden Gruppen nach den erwarteten und dann nur in der Gruppe der „Luchsreviere“ nach den tatsächlich

Tab. 1: Tatsächliche Konfliktpotentiale zwischen Luchspräsenz und Jagd sowie deren Bewertung.

Auswirkung in Luchsrevieren (n = 249)	tatsächlich eingetreten	vollkommen inakzeptabel
Minderung des Jagdwertes	27,6 %	6,9 %
Verlust von Rehwild	52,3 %	6,4 %
Verlust von Muffelwild	25,2 %	12,5 %
erschwerter Abschussplanerfüllung	34,7 %	6,0 %
Rehwild wird heimlicher	55,9 %	7,2 %
Überhöhte Dichte der Luchspopulation	21,4 %	15,5 %
Reduziertes Wilderleben	32,9 %	7,6 %

eingetretenen Konflikten gefragt. Zusätzlich war noch von Interesse, inwieweit die wirklich eingetretenen Konflikte für die Befragten inakzeptable Nutzungseinschränkungen darstellten.

Die Kategorien „Verlust von Rehwild“ sowie „Rehwild wird heimlicher“ waren im ersten Schritt der Befragung von Jägern, die außerhalb der Luchsreviere jagen, als die signifikant zu erwartenden Konsequenzen eingestuft worden. Aus Tab. 1 wird ersichtlich, dass diese beiden Auswirkungen nach Angaben der Befragten in Luchsrevieren tatsächlich in mehr als der Hälfte der Fälle eingetreten sind. Weiterhin von Bedeutung sind die erschwerte Abschussplanerfüllung, das reduzierte Wilderleben und die Minderung des Jagdwertes. Allerdings wird bei Betrachtung des relativ geringen Anteils derjenigen, die diese Auswirkungen als „vollkommen inakzeptabel“ bewerteten, deutlich, dass sich die überwiegende Mehrzahl der Jagd ausübenden in Luchsrevieren mit der Präsenz des Luchses zu arrangieren scheint.

3.3 Informationsstand der Befragten zum Luchsprojekt

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass zwar innerhalb der Gruppe der Jagdscheininhaber einigermaßen Klarheit darüber herrscht, wer die Akteure im Luchsprojekt sind. Aber selbst dort schrieben 30 % der Befragten den beiden Umweltverbänden BUND und NABU eine aktive Rolle zu, obwohl diese niemals Bestandteil der

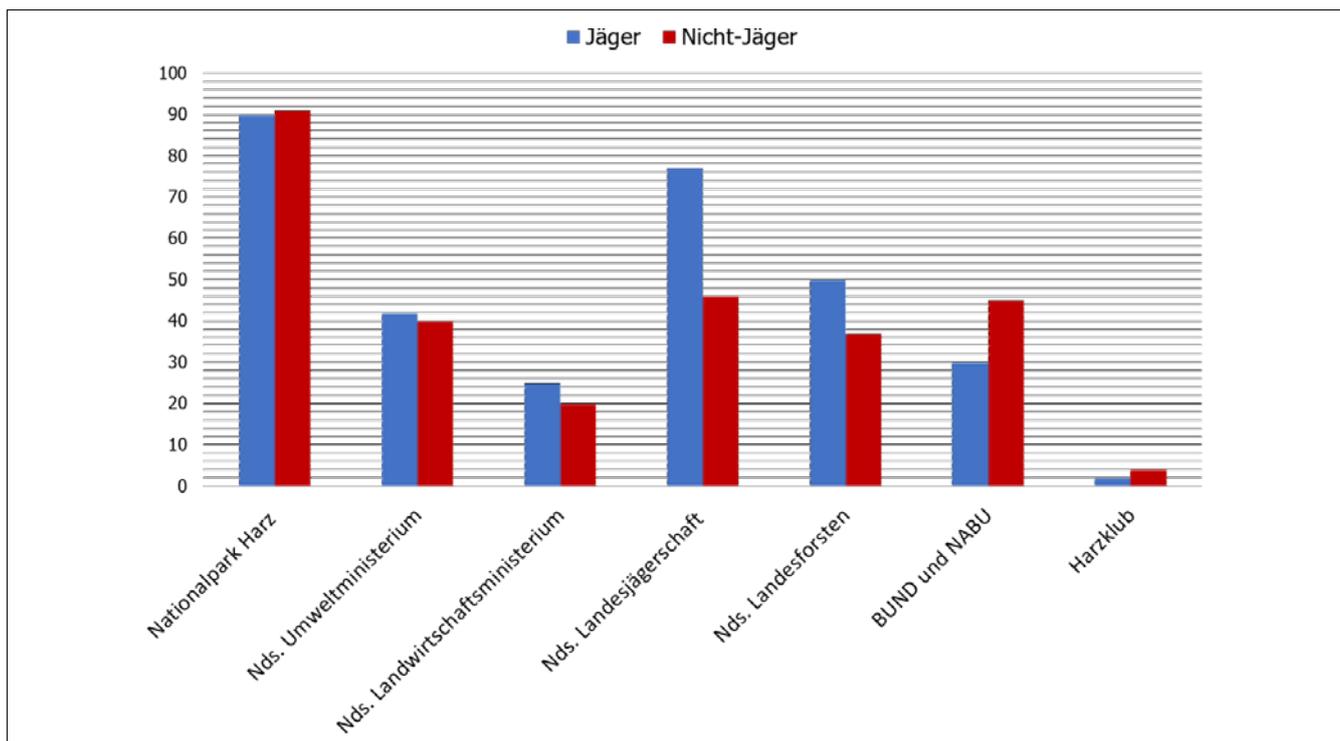


Abb. 4: Wahrnehmung der Akteure im Luchsprojekt (n = 1.186,790 Nicht-Jäger/396 Jäger).

Trägergemeinschaft waren. Im Gegenzug dazu ist die Tatsache, dass die Landesjägerschaft dieses Projekt mitträgt, dem größeren Teil der nicht jagdlich aktiven Bevölkerung nicht bekannt. Primär wird von beiden Teilgruppen der Nationalpark Harz als Hauptakteur wahrgenommen (Abb. 4).

4. Schlussfolgerungen

Ein erster Einblick in die Befragungsergebnisse zeigt, dass sowohl die Mehrzahl der Jagdscheininhaber als auch der Gesamtbevölkerung dem Luchs und seiner Rückkehr positiv gegenüber eingestellt sind. Die Zustimmungswerte aus den Kreisen der Jägerschaft erreichen dabei zwar nicht die in der allgemeinen Bevölkerung festgestellten Spitzenwerte, dennoch ist die Zustimmung grundsätzlich als solide zu bezeichnen. In der Annahme, dass die Mehrzahl der Jagd ausübenden deutlich mehr Anpassungserfordernisse an die Präsenz des Luchses als der Durchschnitt der Bevölkerung hat, sind die beschriebenen Abweichungen nicht weiter verwunderlich. Das Gesamtergebnis darf insofern als positiv, aber erwartet rational, beschrieben werden. Insbesondere die Einschätzungen derjenigen, die in Luchsrevieren jagen, zeugen von einer sehr realitätsnahen Auseinandersetzung mit dem Auftreten des Luchses. Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass es eine Gruppe von Jagdscheinhabern gibt, die dem Luchs gegenüber negativ eingestellt ist. Je nach Fragekomplex beschreibt dies bis zu einem Drittel der Teilstichprobe, was eine ausreichend große Gruppe darstellt, um deren spezifischen Befürchtungen bzw. Ängste ernst zu nehmen, sie näher zu betrachten und sich kommunikativ damit auseinanderzusetzen. Insgesamt scheint es ratsam, einen entsprechenden Schwerpunkt in der Öffentlichkeitsarbeit zu setzen, was insbesondere dann Wirksamkeit entfalten kann, wenn Jagd ausübende aus Luchsrevieren ihre Erfahrungen (positive wie negative, Anpassungsstrategien bei der Jagd ausübung, etc.) mit anderen Kreisen der Jägerschaft, insbesondere den Luchsbeauftragten, diskutieren. Einige Fragestellungen, die in Form der „möglichen Auswirkungen“ abgefragt wurden, bedürfen zunächst langfristiger wissenschaftlicher Untersuchungen, um die Datengrundlage zum tatsächlichen Konflikt Luchs-Mensch-Jagd zu fundieren und anekdotische Erlebnisse abzulösen. Grundsätzlich sollte die Einbeziehung gesellschaftlicher Fragestellungen (Akzeptanz, Einstellungen, Konfliktmuster) auf der Basis wissenschaftlicher Evidenz bei der Durchführung von Naturschutzmaßnahmen ebenso zum Standard werden wie die Untersuchung ökologischer Fragestellungen. Eine

Wiederholung der Studie, um eventuelle Langzeitveränderungen zu erfassen, scheint angemessen. In Bezug auf die Gesamtbevölkerung erscheint es sinnvoll, bei der Kommunikation über das Luchsprojekt die Beiträge der einzelnen Projektpartner deutlicher herauszustellen, weil die z.B. Wahrnehmung der Landesjägerschaft als Naturschutzakteur noch deutlich ausbaufähig ist. Unterschiede zwischen den Ergebnissen bei der Befragung der Gesamtbevölkerung und der Jägerschaft können aufzeigen, dass für den Umgang mit bestimmten Arten ein gewisses Fachwissen erforderlich ist, aber es auch z.B. ein typisches Stadt-Land-Gefälle gibt (in der Regel: höhere Akzeptanz bei der städtischen, nicht betroffenen Bevölkerung). Diese Erkenntnisse sind im Zusammenhang mit der Erstellung von Managementplänen ebenfalls wichtig, damit z.B. die Situation des ländlichen Raumes eine ausgewogene Berücksichtigung findet. Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf die Befragung der niedersächsischen Jägerinnen und Jäger. Die Jägerschaften in Sachsen-Anhalt und in Thüringen waren nicht im gleichen Maße in das Luchswiederansiedlungsprojekt eingebunden. Der Einfluss des Luchses auf die seit Jahren rückläufigen Streckenergebnisse beim Muffelwild ist in Sachsen-Anhalt ein viel und kontrovers diskutiertes Thema. Aus diesem Grunde ist es möglich, dass eine entsprechende Befragung innerhalb der thüringischen und sachsen-anhaltischen Jägerschaften aufgrund des abweichenden Konfliktpotentials auch ein abweichendes Ergebnis liefern könnte. An dieser Stelle bedarf es weiterer empirischer Untersuchungen, auch um ggf. auf den Bedarf einer besseren Verschneidung jagdwissenschaftlicher/ökologischer Daten mit gesellschaftswissenschaftlichen Daten hinzuweisen und solch kontroverse Themen von einer fundierten Datengrundlage aus zu diskutieren und Lösungen abzuleiten.

Literatur

- AITKEN, R.J. (1975): Cementum layers and tooth wear as criteria for ageing Roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Zoology* 175: 15-28.
- ALMASAN, H.A. & RIECK, W. (1970): Untersuchung der Zahnstruktur zur Altersbestimmung beim Rotwild (*Cervus elaphus* L.). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 16 (2): 49-55.
- ANDERS, O. (2001): Luchsprojekt Harz – Jahresbericht 2001. Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode.
- ANDERS, O. (2002): Luchsprojekt Harz – Jahresbericht 2002. Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode.
- ANDERS, O. (2003): Luchsprojekt Harz – Jahresbericht 2003. Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode.
- ANDERS, O. (2004): Luchsprojekt Harz – Jahresbericht 2004. Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode.
- ANDERS, O. (2007): Luchsprojekt Harz – Jahresbericht 2006/2007. Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode.
- ANDERS, O. (2009): Luchsprojekt Harz – Jahresbericht 2008. Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode.
- ANDERS, O. (2010): Luchsprojekt Harz – Jahresbericht 2009. Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode.
- ANDERS, O. (2011): Luchsprojekt Harz – Jahresbericht 2010/2011. Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode.
- ANDERS, O. (2013): Luchsprojekt Harz – Jahresberichte 2011/12 und 2012/13. Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode.
- ANDERS, O. (2016): Die Auswilderung des Luchses im Harz. LBH 8. Leipziger Tierärztekongress. Tagungsband 1, ISBN 978-3-86541-808-1.
- ANDERS, O., KAPHEGYI, T. M. & KUBIK, F. (2012): Untersuchung zum Dispersionsverhalten eines männlichen Luchses (*Lynx lynx*) im Dreiländereck zwischen Thüringen, Niedersachsen und Hessen. *Säugetierkundliche Informationen* 8 (II 45): 455-462.
- ANDERS, O. & MIDDELHOFF, T.L. (2016a): Abundanz und Dichte des Luchses (*Lynx lynx*) im westlichen Harz. Die Ergebnisse eines systematischen Fotofallenmonitorings im Herbst und Winter 2014/15. *Säugetierkundliche Informationen* 51: 213-224.
- ANDERS, O. & MIDDELHOFF, T.L. (2016b): 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. & MIDDELHOFF, T.L. (2021): The development of the Harz lynx population. *Cat News Special Issue* 14: 24-28.
- ANDERS, O., MIDDELHOFF T.L., BODDENBERG J., MÜLLER U. & EBERL, C. (2016): Sendermarkierte Luchsin (*Lynx lynx*) gebiert fünf Jungtiere. Ein Wurf mit außergewöhnlicher Jungtieranzahl in Nordthüringen. *Säugetierkundliche Informationen* 50 (9): 205-212.
- ANDERS, O. & SACHER, P. (2005): Das Luchsprojekt Harz – ein Zwischenbericht. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 42: 3-12.
- ANDERSEN, R., KARLSEN, J., AUSTMO, L.B., ODDEN, J., LINNELL, D.C. & GAILLARD, J.-M. (2007): Selectivity of Eurasian lynx *Lynx lynx* and recreational hunters for age, sex and body condition in roe deer *Capreolus capreolus*. *Wildlife Biology* 13: 467-474.
- ANDERSON, J. (1953) zitiert nach STUBBE & PASSARGE (1979): *Rehwild*. J. Neumann, Berlin 1979: 206 S.
- ANSORGE, H., GRUNWALD, J. & JESCHKE, D. (1999): Altersstruktur und Reproduktion des Rotwildes (*Cervus elaphus*) in der Sächsischen Schweiz. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 24: 133-138.
- ANSORGE, H., KLUTH, G. & HAHNE, S. (2006): Feeding ecology of wolves *Canis lupus* returning to Germany. *Acta Theriologica* 51 (1): 99.

- ARBEITSGEMEINSCHAFT COPRIS (2001): Untersuchungen zur Durchlässigkeit von Bundesstraßen und Autobahnen für Wildtiere in Südniedersachsen – Pilotstudie. Untersuchung im Auftrag des Nds. Landesamtes f. Ökologie, Hildesheim, unveröff.
- AVGAN, B., ZIMMERMAN, F. & GÜNTERT, M. (2014): The First Density Estimation of an Isolated Eurasian Lynx Population in Southwest Asia. *Wildlife Biology* 20 (4): 217–221.
- BARTH, W.-E. (2002): Mitten in Deutschland: Wiederansiedlung des Luchses im Harz. *Nationalpark* 2/2002: 44–47.
- BARTH, W.-E. & POHLMAYER, K. (2000): Der Luchs als Botschafter für ein neues Naturverständnis. Das Wiederansiedlungsprojekt im Harz, mitten in Deutschland. *Niedersächsischer Jäger* 13/2000–16/2000.
- BASILLE, M., HERFINDAL, I., SANTIN-JANIN, H., LINNELL, J.D.C., ODDEN, J., ANDERSEN, R., ARILD HØGDA, K. & GAILLARD, J.-M. (2009): What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people? *Ecography* 32: 683–691.
- BAUMGARTNER, S., STEINBECK, T., WILLING, R. & ARNOLD, W. (2004): Zuverlässigere Methode zur Altersbestimmung beim Rotwild. *Weidwerk* 2: 8–11.
- BEIER, P. (1995): Dispersal of Juvenile Cougars in Fragmented 462 Habitat. *The Journal of Wildlife Management* 59: 228–237. doi:10.2307/3808935.
- BELOTTI, E., KREISINGER, J., ROMPORTL, D., HEURICH, M. & BUFKA, L. (2014): Eurasian lynx hunting red deer: is there an influence of a winter enclosure system? *European Journal of Wildlife Research* 60: 441–457.
- BENNETT, N., ROTH, R., KLAIN, S., CHAN, K., CHRISTIE, P., CLARK, D., CULLMAN, G., CURRAN, D., DURBIN, T., EPSTEIN, G., GREENBERG, A., NELSON, M., SANDLOS, J., STEDMAN, R., TEEL, T., THOMAS, R., VERISSIMO, D. & WYBORN, C. (2017): Conservation Social Science: Understanding and integrating human dimensions to improve conservation. *Biological Conservation* 205: 93–108.
- BÖER, M.J., SMIELOWSKI, J. & TYRALA, P. (1994): Reintroduction of the European lynx (*Lynx lynx*) to the Kampinoski National Park/Poland – a field experiment with zooborn individuals. Part I: Selection, adaptation and training. *Zool. Garten N.F.* 64 (6): 366–378.
- BÖER, M., SMIELOWSKI, J. & TYRALA, P. (1995): Reintroduction of the European lynx (*Lynx lynx*) to the Kampinoski National Park/Poland – a field experiment with zooborn individuals. Part II: Release phase: procedures and activities of lynxes during the first year after. *Zool. Garten N.F.* 65 (5): 333–342.
- BÖER, M., REKLEWSKI, J., SMIELOWSKI, J. & TYRALA, P. (2000): Reintroduction of the European lynx (*Lynx lynx*) to the Kampinoski National Park/Poland – a field experiment with zooborn individuals. Part III: Demographic development of the population from Dec. 1993 until January 2000. *Zool. Garten N.F.* 70 (5): 1–9.
- BÖER, M. & REKLEWSKI, J. (2005): Adaptation of captive born European lynx (*Lynx lynx*) reintroduced to Kampinoski National Park Poland and Harz National Park Germany. XXVII Congress of the International Union of Game Biologists. Hannover, extended abstract, DSV, Hamburg: 59–60.
- BOITANI, L. & LINNELL, J.D.C. (2015): Bringing Large Mammals Back: Large Carnivores in Europe. In: Pereira, H.M. & Navarro, L.M. (Hg.): *Rewilding European Landscapes*. Springer Open: 67–84.
- BOJARUN, R., JANKAUSKAS, R. & GARMUS, A. (2004): Altersbestimmung mithilfe von Wachstumslinien des Zahnezements. *Rechtsmedizin* 14: 405–408.
- BORCHERS, D.L. & EFFORD, M.G. (2008) Spatially Explicit Maximum Likelihood Methods for Capture–Recapture Studies. *Biometrics* 64: 377–385. doi:doi:10.1111/j.1541-420.2007.00927.x.
- BOUYER, Y., SAN MARTIN, G., PONCIN, P., BEUDELS-JAMAR, R.C., ODDEN, J. & LINNELL, J.D.C. (2015): Eurasian lynx habitat selection in human-modified landscape in Norway: effects of different human habitat modifications and behavioral states. *Biological Conservation* 191: 291–299.
- BOYCE, C.C.K., BOYCE, J.L. (1988): Population biology of *Microtus arvalis* II. Natal and breeding dispersal of females. *Journal of Animal Ecology* 57: 723–736.
- BREITENMOSER, U. & BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. (1999): Eurasian lynx – The re-introduction of the Eurasian lynx in the European Alps. *Re-Introduction News* 18: 13–14.
- BREITENMOSER, U., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. (2008): Der Luchs. Ein Großraubtier in der Kulturlandschaft. Salm, Bern.

- BREITENMOSER, U., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., 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 bei Bern, Schweiz.
- BREITENMOSER, U., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., CAPT, S., RYSER, A., ZIMMERMANN, F., ANGST, C., OLSSON, P., BAUMGARTNER, H.J., SIEGENTHALER, A., MOLINARI, P., LAASS, J., BURRI, A., JOBIN, A. & WEBER, J.M. (1999): Lynx Management Problems in the Swiss Alps. *Cat News* 30: 16-18.
- BREITENMOSER, U., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., OKARMA, H., KAPHEGYI, T.A.M., KAPHEGYI-WALLMANN, U. & MÜLLER, U.M. (2000): Action Plan for the conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe. *Nature and environment* 112. Council of Europe Publishing.
- BREITENMOSER, U. & HALLER, H. (1987): Zur Nahrungsökologie des Luchses *Lynx lynx* in den schweizerischen Nordalpen. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 52: 168-191.
- BREITENMOSER, U. & HALLER, H. (1993): Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps. *Journal of Wildlife Management* 57 (1): 135-144.
- BREITENMOSER, U., KACZENSKY, P., DÖTTERER, M., BERNHART, F., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., CAPT, S. & LIBEREK, M. (1993): Spatial organization and recruitment of Lynx (*Lynx lynx*) in a reintroduced population in the Swiss Jura Mountains. *Journal of Zoology* 231: 449-464.
- BREITENMOSER, U., KREBÜHL, J., HEIDER, C. & BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. (2021): Challenges in the conservation of Eurasian lynx in continental Europe – An introduction. *Cat News Special Issue* 14: 3-4.
- BUFKA, L., CERVENY, J. (1996): The lynx (*Lynx lynx* L.) in the Sumava region, southwest Bohemia. *Journal of Wildlife Research* 1:167-170.
- BUFKA, L., HEURICH, M., ENGLEDER, T., WÖFL, M., CERVENY, J. & SCHERZINGER, W. (2005): Wolf occurrence in the Czech-Bavarian-Austrian border region – Review of the history and current status. *Silva Gabreta* 11 (1): 27-42.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hg.) (2011): Luchsverbreitung in Deutschland im Monitoringjahr 2010/2011 (1.5.2010 – 30.4.2011). Zusammenge stellt vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) nach den Monitoringdaten der Bundesländer.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hg.) (2019): Luchsverbreitung in Deutschland im Monitoringjahr 2018/2019 (1.5.2018 – 30.4.2019). Zusammenge stellt vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) nach den Monitoringdaten der Bundesländer.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hg.) (2020): Luchsverbreitung in Deutschland im Monitoringjahr 2019/2020 (1.5.2019 – 30.4.2020). Zusammenge stellt vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) nach den Monitoringdaten der Bundesländer.
- BÜTTNER, G., FERANEC, G. & JAFFRAIN, G., (2006): EEA CORINE Land Cover Nomenclature Illustrated Guide – Addendum 2006. European Environment Agency, Kopenhagen.
- BUTZECK, S., STUBBE, M., PIECHOCKI, R. (1988): Beiträge zur Geschichte der Säugetierfauna der DDR. Teil 2: Der Luchs (*Lynx lynx* Linne 1758). *Hercynia N.F.* 25 (2): 144-168.
- CHAPRON, G., KACZENSKY, P., LINNELL, J.D.C., VON ARX, M., HUBER, D., ANDRÉN, H., LÓPEZ-BAO, J.V., ADAMEC, M., ÁLVARES, F., ANDERS, O., BALČIAUSKAS, L., BALYS, V., BEDŮ, P., BEGO, F., BLANCO, J.C., BREITENMOSER, U., BRØSETH, H., BUFKA, L., BUNIKYTE, R., CIUCCI, P., DUTSOV, A., ENGLEDER, T., FUXJÄGER, C., GROFF, C., HOLMALA, K., HOXHA, B., ILIOPOULOS, Y., IONESCU, O., JEREMIĆ, J., JERINA, K., KLUTH, G., KNAUER, F., KOJOLA, I., KOS, I., KROFEL, M., KUBALA, J., KUNOVAC, S., KUSAK, J., KUTAL, M., LIBERG, O., MAJIĆ, A., MÄNNIL, P., MANZ, R., MARBOUTIN, E., MARUCCO, F., MELOVSKI, D., MERSINI, K., MERTZANIS, Y., MYSLAJEK, R.W., NOWAK, S., ODDEN, J., OZOLINS, J., PALOMERO, G., PAUNOVIĆ, M., PERSSON, J., POTOČNIK, H., QUENETTE, P.-Y., RAUER, G., REINHARDT, I., RIGG, R., RYSER, A., SALVATORI, V., SKRBIŃSEK, T., STOJANOV, A., SWENSON, J.E., SZEMETHY, L., TRAJČE, A., TSINGARSKA-SEDEFICHEVA, E., VÁŇA, M., VEEROJA, R., WABAKKEN, P., WÖFL, M., WÖFL, S., ZIMMERMANN, F., ZLATANOVA, D. & BOITANI, L. (2014): Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346 (6216): 1517-1519.
- CIUCCI, P., BOITANI, L., PELLICIONI, E.R., ROCCO, M. & GUY, I. (1996): A comparison of scat-analysis methods to assess the diet of the wolf *Canis lupus*. *Wildlife Biology* 2: 37-48.
- CLEVINGER, T. & HUIJSER, M. P. (2011): Handbook for Design and evaluation of Wildlife Crossing structures in North America. Western Transportation Institute, Montana State University-Bozeman, Washington.

- COP, J. & FRKOVIĆ, A. (1998): The re-introduction of the lynx in Slovenia and its present status in Slovenia and Croatia. *Hystrix* 10 (1): 65-76.
- DECKER, D., RILEY, S. & SIEMER, W. (2012): *Human Dimensions of Wildlife*. Johns Hopkins University Press.
- DEUTSCHER WETTERDIENST: Niederschlag, vieljährige Mittelwerte 1961-1990. https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/nieder_6190_akt_html.html?view=nasPublication&nn=16102 (aufgerufen am 4.5.2020).
- DENK, M. (2010): Luchshinweise in Hessen. Bericht 2010. Bericht im Auftrag des Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Wiesbaden.
- DENK, M. (2011, 2012): Arbeitskreis Hessenluchs. Monitoringberichte im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Wiesbaden.
- DIERSCHKE, H. & KNOLL, J. (2002): Der Harz, ein norddeutsches Mittelgebirge. *Natur und Kultur unter botanischem Blickwinkel*. *Tuexenia* 22: 279-421.
- DOBRESCU, B. (2012): Pilot study of intensive camera trapping of the lynx (*Lynx lynx*) in Nationalpark Harz. Scientific Report, St. Andreasberg, 42 S.
- DRIEFERT, K. (2011): Die Einwohnerzahl wird in weiten Teilen Niedersachsens weiter zurückgehen – Ergebnisse der regionalisierten Bevölkerungsberechnung. *Statistische Monatshefte Niedersachsens* 1/2011: 4-26.
- DRISCOLL, K.M., JONES, G.S. & NICHY, F. (1985): An efficient method by which to determine age of carnivores, using dentine rings. *Journal of Zoology* 205: 309-313.
- EFFORD, M.G. (2011): Estimation of population density by spatially explicit capture-recapture analysis of data from area searches. *Ecology* 92 (12): 2202-2207.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, FEDERAL OFFICE FOR THE ENVIRONMENT (EEA-FOEN) (2011): *Landscape fragmentation in Europe*, Joint EEA-FOEN report, Publications Office of the European Union Luxembourg.
- FAIRLEY, J.S., WARD, D.P. & SMAL, C.M. (1987): Correction factors and mink faeces. *Irish Naturalist Journal* 22: 334-336.
- FATTEBERT, J. & ZIMMERMANN, F. (2007): Piégeage photographique du lynx dans le Jura vaudois: rapport sur la session semi-intensive de l'automne 2006. KORA Bericht Nr. 36, 26 S.
- FESTETICS, A. (1980): Die Wiedereinbürgerung des Luchses in Europa. In: Festetics, A. (Hg.): *Der Luchs in Europa*. Kilda, Greven: 224-254.
- FILLA, M., PREMIER, J., MAGG, N., DUPKE, C., KHOROZYAN, I., WALTERT, M., BUFKA, L. & HEURICH, M. (2017): Habitat selection by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) is primarily driven by avoidance of human activity during day and prey availability during night. *Ecology and Evolution* 7: 6367- 6381.
- FLOYD, T.J., MECH, L.D. & JORDAN, P.A. (1978): Relating wolf scat content to prey consumed. *The Journal of Wildlife Management* 42 (3): 528-532.
- GAILLARD, J.-M., DELOME, D., BOUTIN, J.-M., VAN LAERE, G., BOISAUBERT, B. & PRADEL, R. (1993): Roe deer survival patterns: a comparative analysis of contrasting populations. *Journal of Animal Ecology* 62 (4): 778-791.
- GAJDÁROVÁ, B., BELOTTI, E., BUFKA, L., DULA, M., KLEVEN, O., KUTAL, M., OZOLIŇŠ, J., NOWAK, C., REINERS, T., TÁM, B., VOLFOVÁ, J. & KROJEROVÁ-PROKEŠOVÁ, J. (2021): Long-distance Eurasian lynx dispersal – a prospect for connecting native and reintroduced populations in Central Europe. *Conservation Genetics* 22: 799-809.
- GAJDÁROVÁ, B., BELOTTI, E., BUFKA, L., VOLFOVÁ, J., WÖFL, S., MINÁRIKOVÁ, T., HOLLERBACH, L., DULA, M., KLEVEN, O., KUTAL, M., NOWAK, C., OZOLINS, J., TÁM, B., BRYJA, J., KOUBEK, P., KROJEROVÁ-PROKEŠOVÁ, J. (2023): Long-term genetic monitoring of a reintroduced Eurasian lynx population does not indicate an ongoing loss of genetic diversity. *Global Ecology and Conservation*, 42(4): e02399, doi:10.1016/j.gecco.2023.e02399.
- GARROTT, R.A., BRUGGEMAN, E., BECKER, M.S., KALINOWSKI, S.T. & WHITE, P.J. (2007): Evaluating prey switching in wolf-ungulate systems. *Ecological Applications* 17 (6): 1588-1597.
- 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.

- GOMERČIĆ, T., SINDIČIĆ, M., GOMERČIĆ, M.D., GUŽVICA, G., FRKOVIĆ, A., PAVLOVIĆ, D., KUSAK, J., GALOV, A. & HUBER, D. (2010): Cranial morphometry of the Eurasian lynx (*Lynx lynx* L.) from Croatia. *Veterinarski Arhiv* 80 (3): 393-410.
- GOODWIN, E.A. & BALLARD, W.B. (1985): Use of tooth cementum for age determination of gray wolves. *The Journal of Wildlife Management* 49 (2): 313-316.
- GOSSOW, H. & HONSIG-ERLENBURG, P. (1985): Several predation aspects of red deer-specialized Lynx. *International Congress IUGB, Brüssel*: 285-291.
- GOSZCZYNSKI, J. (1974): Studies on the food of foxes. *Acta Theriologica* 45: 537-547.
- GOTTSCHLICH, H.-J. (1984) zitiert nach WAGENKNECHT, E. (1984): Altersbestimmung des erlegten Wildes. *VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin*, 148 S.
- GÖTZ, M. (2015): Die Säugetierarten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Land Sachsen-Anhalt – Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777). 2. Aufl., Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2/2015, Halle (Saale)
- GÖTZ, M. & JEROSCH, S. (2010): Wildkatzen und Straßen – Ermittlung von Unfallschwerpunkten im Ostharz. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt*. 47 (1+2): 26-34.
- GRÄBER, R., STRAUSS, E., RÖLFING, F. & JOHANSHON, S. (2019): Wild und Jagd – Landesjagdbericht 2018/2019. *Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hg.)*, Hannover.
- GREENWOOD, P.J. (1980): Mating system, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* 28: 1140-1162.
- GRILO, C., BISSONNETTE, J. A. & SANTOS-REIS, M. (2008): Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation* 17: 1685-1699.
- GRUE, H. & JENSEN, B. (1979): Review of the formation of incremental lines in tooth cementum of terrestrial mammals. *Danish Review of Game Biology* 11 (3): 48.
- HAGEN (1817): Die Luchsjagd im Harze. In: Hartig, G.L. (Hg.): *Forst und Jagdarchiv von und für Preußen* 2 (2): 92-108.
- HAGLUND, B. (1966): Winter habits of the lynx (*Lynx lynx* L.) and wolverine (*Gulo gulo* L.) as revealed by tracking in the snow. *Viltrevy* 4: 81-299.
- HALLER, H. & BREITENMOSE, U. (1986): Zur Raumorganisation der in den Schweizer Alpen wiederangesiedelten Populationen des Luchses (*Lynx lynx*). *Z. Säugetierkunde* 51: 289-311.
- HARMSSEN, B.J., FOSTER, R.J., SILVER, S., OSTRO, L.E.T. & DONCASTER, C. (2017): Long term monitoring of jaguars in the Cockscomb Basin Wildlife Sanctuary, Belize; Implications for camera trap studies of carnivores *PLoS One* 12: e0179505. doi:10.1371/journal.pone.0179505.
- HERDTFELDER, M. (2012): Natur- und sozialwissenschaftliche Analysen anthropogen bedingter Mortalitätsfaktoren und deren Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit des Luchses (*Lynx lynx*). *Dissertation, Universität Freiburg im Breisgau*.
- HERRERO, A., HEIKKINEN, J. & HOLMALA, K. (2020): Movement patterns and habitat selection during dispersal in Eurasian lynx. *Mammal Research* 65: 523-533.
- HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT (2016): www.statistik.hessen.de/servicepresse/im-blick/hoher483-anteil-der-waldflaeche-hessen (aufgerufen September 2019).
- HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT (2019): Die Bevölkerung der hessischen Gemeinden am 31. Dezember 2018. *Wiesbaden*.
- HEURICH, M. (2010): Neues vom Reh – Rehforschung und Rehwildmanagement im Nationalpark Bayerischer Wald. *LWF aktuell* 79: 16-19.
- HEURICH, M., MOEST, L., SCHAUBERGER, G., REULEN, H., SUSTR, P. & HOTHORN, T. (2012). Survival and causes of death of European Roe Deer before and after Eurasian Lynx reintroduction in the Bavarian Forest National Park. *European Journal of Wildlife Research* 58: 567-578.
- HEURICH, M., SCHULTZE-NAUMBURG, J., PIACENZA, N., MAGG, N., ČERVENÝ, J., ENGLEDER, T., HERDTFELDER, M., SLADOVA, M. & KRAMER-SCHADT, S. (2018): Illegal hunting as a major driver of the source-sink dynamics of a reintroduced lynx population in Central Europe *Biology and Conservation* 224: 355-365. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.011>.

- HEURICH, M., ZEIS, K., KÜCHENHOFF, H., MÜLLER, J., BELOTTI, E., BUFKA, L. & WOELFING, B. (2016): Selective predation of a stalking predator on ungulate prey. *PLOS ONE* 11(8).
- HEWISON, A.J.M., VINCENT, J.P., ANGIBAULT, J.M., DELORME, D., VAN LAERE, G. & GAILLARD, J.M. (1999): Tests of estimation of age from tooth wear on roe deer of known age: variation within and among populations. *Canadian Journal Zoology* 77: 58–67.
- HIBY, A.R. & JEFFERY, J.S. (1987): Census techniques for small populations, with special reference to the Mediterranean monk seal. *Symposia of the Zoological Society of London* 58: 193-210.
- HINTON, J.W., VAN MANEN, F.T. & CHAMBERLAIN, M.J. (2015): Space Use and Habitat Selection by Resident and Transient Coyotes (*Canis latrans*). *PLOS ONE* 10: e0132203.
- HUCHT-CIORGA, I. (1988): Studien zur Biologie des Luchses: Jagdverhalten, Beuteausnutzung, innerartliche Kommunikation und an den Spuren faßbare Körpermerkmale. *Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig-Universität Gießen* 19: 18-167.
- HUCKSCHLAG, D. (2018): Demographisches Großkarnivoren-Monitoring in Rheinland-Pfalz. Monitoringjahr 2017. *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* 83.
- HULLEN, M. & KIRZINGER, A. (2005): Artenbericht Nationalpark Harz 2005. *Nationalparkverwaltung Harz, St. Andreasberg*.
- HUPE, K., POTT-DÖRFER, B., GÖTZ, M. & SEMRAU, M. (2004): Nutzung autobahnnaher Habitats im Bereich der BAB 7 nördlich von Seesen durch die europäische Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) unter dem Aspekt der Lebensraumerschneidung. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen. Beiträge zur Situation der Wildkatze in Niedersachsen* 24 (6): 266-278.
- IDELBERGER, S., KREBÜHL, J., BACK, M., OHM, J., PRÜSSING, A., SANDRINI, J. & HUCKSCHLAG, D. (2021): Reintroduction of Eurasian lynx in the Palatinate Forest, Germany. *Cat News Special Issue* 14: 38-42.
- IVANOV, G., MELOVSKI, D., JANEVSK, R., STOJANOV, A., AVUKATOV, V. & PAVLOV, A. (2018): Detecting alternative prey of the Balkan lynx using scat analysis. *Forest Review* 49 (1): 6-13.
- IVLEV, V.S. (1961): *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale Univ. Press, New Haven.
- JACKSON, R.M., ROE, J.D., WANGCHUK, R. & HUNTER, D.O. (2006): Estimating snow leopard population abundance using photography and capture–recapture techniques. *Wildlife Society Bulletin* 34: 772–781.
- JACOBS, J. (1974): Quantitative measurements of food selection - A modification of the forage ratio and Ivlev's selectivity Index. *Oecologica* 14: 413-417.
- JÄGERSCHAFT OSTERODE E.V. (2016): E-Mail vom 8.8.2016.
- JĘDRZEJEWSKA, B. & JĘDRZEJEWSKI, W. (1998): Predation in Vertebrate Communities, The Białowieża Primeval Forest as a Case Study. Springer, Berlin - Heidelberg.
- JĘDRZEJEWSKI, W., NOWAK, S., KUREK, R., MYSLAJEK, R. W., STACHURA, K., ZAWADZKA, B. & PCHALEK, M. (2009): Animals and Roads. Methods of mitigating the negative impact of roads on wildlife. *Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences, Białowieża*.
- JĘDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., MIŁKOWSKI, L., JĘDRZEJEWSKA, B. & OKARMA, H. (1993): Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieża Forest) and the Palaearctic viewpoints. *Acta Theriologica* 38 (4): 385-403.
- JOBIN, A., MOLINARI, P. & BREITENMOSER, U. (2000): Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* 45 (2): 243-252.
- KACZENSKY, P., KLUTH, G., KNAUER, F., RAUER, G., REINHARDT, I. & WOTSCHIKOWSKY, U. (2009): Monitoring von Großraubtieren in Deutschland. *BfN-Skripten* 89, Bonn - Bad Godesberg.
- KAPHEGYI, T.A.M., KAPHEGYI, U. & MÜLLER, U. (2006): Status of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in the Black Forest Region, South Western Germany. *Mammalian Biology* 71 (3): 172-177.

- KARANTH, K.U. (1995): Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture—recapture models *Biology and Conservation* 71: 333-338. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00057-W](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(94)00057-W).
- KARANTH, K.U. & NICHOLS, J.D. (1998): Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852–2862.
- KELLY, M.J. & HOLUB, E.L. (2008): Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist* 15: 249-262.
- KINSER, A., KOOP, K. & FREIHERR V. MÜNCHHAUSEN, H. (2010): Die Rotwildverbreitung in Deutschland. *AFZ Der Wald* 5/2010: 32-34.
- KLAR, N., HERRMANN, M., KRAMER-SCHADT, S. (2009): Effects and Mitigation of Road Impacts on Individual Movement Behavior of Wildcats. *The Journal of Wildlife Management* 73 (5): 631-638.
- KLEVEZAL, G.A. & KLEINENBERG, S.E. (1967): Age determination of mammals from annual layers in teeth and bones (Opredelenie Vozrasta mlekoopf: tayushchikh po sloistym strukturam zubov I kosti). *Akademiya Nauk S.S.S.R., Institut Morfologii Zhivotnykh im. A. N. Severtsova. Publ. by Izdatellstvo "Nauka", Moscow: 144 S.*
- KRAMER-ROWOLD, E. M. & ROWOLD, W. A. (2001): Zur Effizienz von Wilddurchlässen an Straßen und Bahnlinien. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 21 (1): 2-58.
- KRAMER-SCHADT, S., KAISER, T.S., FRANK, K. & WIEGAND, T. (2011): Analyzing the effect of stepping stones on target patch colonisation in structured landscapes for Eurasian lynx. *Landscape Ecology* 26: 501-513.
- 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 (2): 169-182.
- 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.
- KREBS, J. R. & DAVIES, N.B. (1981): An introduction to behavioral ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford - London.
- KROFEL, M., HUBER, D. & KOS, I. (2011): Diet of Eurasian lynx *Lynx lynx* in the northern Dinaric Mountains (Slovenia and Croatia) – Importance of edible dormouse *Glis glis* as alternative prey. *Acta Theriologica* 56: 315-322.
- KROFEL, M., JERINA, K., KLJUN, F., KOS, I., POTOČNIK, H., RAŽEN, N., ZOR, P. & ŽAGAR, A. (2014): Comparing patterns of human harvest and predation by Eurasian lynx *Lynx lynx* on European roe deer *Capreolus capreolus* in a temperate forest. *European Journal of Wildlife Research* 60: 11-21.
- KUBALA, J., SMOLKO, P., ZIMMERMANN, F., RIGG, R., TÁM, B., ILKO, T., FORESTI, D., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., KROBIL, R. & BREITENMOSER, U. (2019): Robust Monitoring of the Eurasian Lynx *Lynx Lynx* in the Slovak Carpathians Reveals Lower Numbers Than Officially Reported. *Oryx* 53 (3): 548-56.
- KUCERA, T.E. & BARRETT, R.H. (2011): A History of Camera Trapping. In: O'Connell A.F., Nichols J.D & Karanth, K.U. (Hg.): *Camera Traps in Animal Ecology*. Springer, Tokyo: 9-26.
- KUNZ, F., BRUN, L., ZURKINDEN, D., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., BREITENMOSER, U. & ZIMMERMANN, F. (2017): Abundanz und Dichte des Luchses im Berner Oberland Ost: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen im Teil-Kompartiment-IVb im Winter 2016/17. *KORA-Bericht* 77: 21 S.
- KUSAK, J., HUBER, D., GOMERCIC, T., SCHWADERER, G. & GUZVICA, G. (2009): The permeability of highway in Gorski kotar (Croatia) for large mammals. *European Journal of Wildlife Research* 55: 7–21.
- LANDE, R. (1988): Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455-1460.
- LANDESAMT FÜR STATISTIK NIEDERSACHSEN (2019): *Statistische Berichte Niedersachsen, Beherbergung im Reiseverkehr Juni 2019*. Hannover.
- LANDESFORSTBETRIEB SACHSEN-ANHALT: *Forstbetrieb Oberharz*. <https://www.landesforstbetrieb.de/der-landesforstbetrieb/forstbetriebe/3-oberharz/> (aufgerufen am 4.5.2020).

- LAWSON-HANDLEY, L.J., PERRIN, N. (2007): Advances in our understanding of mammalian sex-biased dispersal. *Molecular Ecology* 16: 1559-1578. doi:10.1111/j.1365-294X.2006.03152.x.
- LEINBÖCK, J.G. (1834): Forstwirtschaft mit Beziehung auf den Bergbau. Zunächst für Berg-, Kameral- und Forstbeamte, so wie für jeden Forstwirth und Privat-Waldbesitzer. Nach den neuesten Erfahrungen und auf Natur gestützten Prinzipien. Zweiter Theil. Gewinnung der Holzprodukte 4: S. 4 ff. Otto Wigand'sche Verlags-Expedition Leipzig.
- LIDICKER, W.Z. & STENSETH, N.C. (1992): To disperse or not to disperse: who does it and why? In: Stenseth, N.C. & Lidicker, W.Z. (Hg.): *Animal dispersal: small mammals as a model*. Chapman & Hall, London: 21-36.
- LISSMANN, W. (2010): *Historischer Bergbau im Harz. Kurzführer*, 3. Aufl., Springer: 3 ff.
- LINCOLN, F.C. (1930): Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns, Cir. U.S. Department of Agriculture 118: 1-4.
- LINNELL, J.D.C., BREITENMOSER, U., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., ODDEN, J. & VON ARX, M. (2009): Recovery of Eurasian Lynx in Europe: What part has reintroduction played? In: Hayward, M.W. & Somers, M.J. (Hg.): *Reintroduction of Top-Order Predators*. Wiley-Blackwell Publishing, Chichester: 72-91.
- LINNELL J. & BRØSETH H. (2004): Norway. In: Arx M., Breitenmoser-Würsten C., Zimmermann F. & Breitenmoser, U. (Hg.): *Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001*. KORA-Bericht Nr. 19e: 146-153, Bern.
- LINNELL, J.D., SALVATORI, V. & BOITANI, L. (2008): Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. European Commission, Brussels, Belgium.
- LOCKIE, J.D. (1959): The estimation of the food of foxes. *The Journal of Wildlife Management* 23: 224-227.
- LÖNS, H. (1906): Beiträge zur Landesfauna. 3. Hannovers Säugetiere. *Jahrbuch des Provinzial-Museums Hannover 1906*: 26-42.
- LÜCHTRATH, A. (2011): *Bewertung von Bestrebungen zum Schutz großer Beutegreifer durch betroffene Bevölkerungsgruppen am Beispiel des Luchses*. Dissertation, Universität Freiburg im Breisgau.
- MAFFEI, L., CUÉLLAR, E. & NOSS, A. (2004): One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology* 262: 295-304.
- MAFFEI L, NOSS AJ, CUÉLLAR E & RUMIZ, D.I. (2005): Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping *Journal of Tropical Ecology* 21: 349-353. doi:10.1017/s0266467405002397.
- MATA, C., HERVAS, I., HERRANZ, J., SUAREZ, F. & MALO, J. E. (2003): Effectiveness of wildlife crossing structures and adapted culverts in a highway in northwest Spain. *Proceedings 2003 International Conference on Ecology and Transportation*, Hg. Irwin, C.L., Garrett, P. & McDermott, K.P., Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: 265-276.
- MATJUSCHKIN, E.N. (1978): *Der Luchs. Die neue Brehm-Bücherei* 517, A. Ziemsen, Lutherstadt Wittenberg.
- MATTIOLI, L., CAPITANI, C., AVANZIELLI, E., BERTELLI, I. GAZZOLA, A. & APOLLONIO, M. (2004): Predation by wolves (*Canis lupus*) on roe deer (*Capreolus capreolus*) in north-eastern Apennine, Italy. *Journal of Zoology* 264: 249-258.
- MAPCRUZIN (2014): *Download Free GIS Maps, ArcGIS Shapefiles & Geospatial Data for* (aufgerufen www.mapcruzin.com am 10.5.2014).
- MARTI, I. & RYSER-DEGIORGIS, M.-P. (2018): Morphometric characteristics of free-ranging Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland and their suitability for age estimation. *Wildlife Biologie* 2018:1-10. <https://doi.org/10.2981/wlb.00432>
- MAYER, K., BELOTTI, E., BUFKA, L. & HEURICH, M. (2012): Dietary patterns of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Bohemian Forest. *Säugetierkundliche Informationen* 8 (45): 447-453.
- MEJLGAARD, T., LOE, L.E., ODDEN, J., LINNELL, J.D.C. & NILSEN, E.B. (2013): Lynx prey selection for age and sex classes of roe deer varies with season. *Journal of Zoology* 289: 222-228.

- MENGÜLLÜOĞLU, D., AMBARLI, H., BERGER, A. & HOFER, H. (2017): Foraging ecology of Eurasian lynx populations in southwest Asia: Conservation implications for a diet specialist. *Ecology and Evolution*. 8: 9451-9463.
- MEYER, W., HÜLMANN, G. & SEGER, H. (2002): SEM-atlas on the hair cuticle structure of Central European mammals. Schaper, Alfeld-Hannover, 248 S.
- MIDDELHOFF, T.L. & ANDERS, O. (2015): Abundanz und Dichte des Luchses im westlichen Harz. Fotofallenmonitoring 2014/15, Bericht, Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode, 22 S.
- MIDDELHOFF, T.L. & ANDERS, O. (2016): Abundanz und Dichte des Luchses im westlichen Harz. Fotofallenmonitoring 2015/2016, Bericht, Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode, 23 S.
- MIDDELHOFF, T.L. & ANDERS, O. (2017): Abundanz und Dichte des Luchses im mittleren Harz. Fotofallenmonitoring 2016/17, Bericht, Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode, 26 S.
- MIDDELHOFF, T.L. & ANDERS, O. (2018): Abundanz und Dichte des Luchses im östlichen Harz - Fotofallenmonitoring 2017, incl. einer Schätzung von Abundanz und Dichte im gesamten Harz Bericht, Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode, 26 S.
- MIDDELHOFF, T.L. & ANDERS, O. (2018): Katalog der fotografierten Luchsindividuen im Fotofallendurchgang 2017, Bericht, Nationalparkverwaltung Harz, Wernigerode, 29 S.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND ENERGIE, MULE (2019): Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung von Maßnahmen des Herdenschutzes vor dem Wolf und der Gewährung von Billigkeitsleistungen für den Ausgleich von Sachschäden durch Wolf oder Luchs in Sachsen-Anhalt (Richtlinie Herdenschutz und Schadensausgleich), RdErl. des MULE vom 8.4.2019 – 73/26-60129/2.7.
- MITCHELL, B. (1963): Determination in age of Scottish red deer from growth layers in dental cement. *Nature* 198: 350-351.
- MOLINARI-JOBIN, A., MOLINARI, P., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. & BREITENMOSER, U. (2002): Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology* 8 (2): 109-115.
- MOLINARI-JOBIN, A., ZIMMERMANN, F., BREITENMOSER, U., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. & CAPT, S. (2001): Present status and distribution of the lynx in the Swiss Alps. *Hystrix* 12: 17-27.
- MOLINARI-JOBIN, A., ZIMMERMANN, F., RYSER, A., MOLINARI, P., HALLER, H., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., CAPT, S., EYHOLZER, R. & BREITENMOSER, U. (2007): Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology*: 393-405.
- MOLINARI-JOBIN, A., KERY, M., MARBOUTIN, E., MOLINARI, P., KOREN, I., FUXJAGER, C., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., WÖFL, S., FASEL, M., KOS, I., WÖFL, 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.
- MÖLLER, D. (1984) zitiert nach WAGENKNECHT, E. (1984): Altersbestimmung des erlegten Wildes. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, 148 S.
- MUELLER, S.A., REINERS, T.E., MIDDELHOFF, T.L., ANDERS, O., KASPERKIEVICZ, 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. doi.org/10.1007/s10592-10020-01270-w.
- MUELLER, S.A., PROST, S., ANDERS, O., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., KLEVEN, O., KLINGA, P., NOWAK, C. (2022): Genome-wide diversity loss in reintroduced Eurasian lynx populations urges immediate conservation management. *Biological Conservation* 266. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109442>.
- MÜLLER, J., WÖFL, M., WÖFL, S., MÜLLER, 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. *Biology and Conservation* 177: 210-217. doi: doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.007.

- NAGL, D., BREITENMOSER, U., HACKLÄNDER, K., RYSER, A., ZIMMERMANN, F., SIGNER, S., HALLER, H., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. & VOGT, K. (2022): Long-term changes in habitat selection and prey spectrum in a reintroduced Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population in Switzerland. *Ecology and Evolution* 12: 8614.
- NATIONALPARK HARZ (1997): Expertenkolloquium zur Frage der Wiederansiedlung des Luchses im Harz. Fachtagung am 29./30.4.1997 in Goslar.
- NATIONALPARK HARZ (2011): Nationalparkplan für den Nationalpark Harz 2011-2020. <https://www.nationalpark-harz.de/de/der-nationalpark-harz/lebensraeume/#group> Geschichte/Nutzungsgeschichte. Wernigerode (aufgerufen am 17.4.2021).
- NATIONALPARK HARZ: Vegetationsprofil. <https://www.nationalpark-harz.de/de/der-nationalpark-harz/lebensraeume/#group>. Wernigerode (aufgerufen am 5.6.2020).
- NGOPRASERT, D., REED, D.H., STEINMETZ, R. & GALE, G.A. (2012): Density estimation of Asian bears using photographic capture–recapture sampling based on chest marks. *Ursus* 23 (2): 117-133.
- NICHOLAS, K.S., HIBY, A.R., AUDLEY, N.A. & MELTON, T. (1991): The design of camera housings and automatic triggering devices for use with the monk seal register. In: Establishment of a register of monk seal (*Monachus monachus*) within the European community. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique and the Sea Mammal Research Unit, Cambridge und Brussels: 59-62.
- NICHOLS, J.D. & KARANTH, K.U. (2002): Statistical concepts: estimating absolute densities of tigers using capture–recapture sampling. In: Karanth, K. U. & Nichols, J. D. (Hg.): *Monitoring tigers and their prey: a manual for researchers, managers and conservationists in tropical Asia*. Centre for Wildlife Studies, Bangalore: 121-136.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESBEHÖRDE FÜR STRASSENBAU UND VERKEHR - NLSfBV (2012): Verkehrsmengenkarte Niedersachsen 2010. <http://map.strassenbau.niedersachsen.de> (aufgerufen am 10.5.2014).
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN: Forstämter. <https://www.landesforsten.de/forstaemter> (aufgerufen am 4.5.2020).
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSER, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (NLWKN) (2011): Vollzugshinweise Luchs. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/25860>.
- NUNES, S. (2007): *Dispersal and Philopatry*. University of Chicago Press, Chicago.
- ODDEN, J., LINNELL, J.D.C. & ANDERSEN, R. (2006): Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research* 52: 237-244.
- OKARMA, H. (1984): The physical condition of red deer falling a prey to the wolf and lynx and harvested in the Carpathian Mountains. *Acta Theriologica* 29 (23): 283-290.
- OKARMA, H., JEDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., KOWALCZYK, R. & JEDRZEJEWSKA, B. (1997): Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Acta theriologica* 42 (2): 203-224.
- OTIS, D.L., BURNHAM, K.P., WHITE, G.C. & ANDERSON, D.R. (1978): Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135.
- PARMENTER, R.R., YATES, T.L., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., DUNNUM, J.L., FRANKLIN, A.B., FRIGGENS, M.T., LUBOW, B.C., MILLER, M., OLSON, G.S., PARMENTER, C.A., POLLARD, J., REXSTAD, E., SHENK, T.M., STANLEY, T.R. & WHITE, G.C. (2003): Small-mammal density estimation: a field comparison of grid-based vs. web-based density estimators. *Ecological Monographs* 73: 1-26.
- PEDERSEN, V.A., LINNELL, J.D.C., ANDERSEN, R., ANDREN, H., LINDEN, M. & SEGERSTRÖM, P. (1999): Winter lynx *Lynx lynx* predation on semi-domestic reindeer *Rangifer tarandus* in northern Schweden. *Wildlife Biology*: 203-211.
- PESENTI, E. & ZIMMERMANN, F. (2013): Density estimations of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Alps. *Journal of Mammalogy* 94 (1): 73-81.
- PETERSEN, C.G.J. (1896): The yearly immigration of young plaice into the Limfjord from the German Sea. *Report of the Danish Biological Station* 262: 5–84.

- POPA, I. M., SALLAY, A., BEREZKYC, L. & CHIRIAC, S. (2012): Land use and behavioral patterns of brown bears in the South-Eastern Romanian Carpathian Mountains: A case study of relocated and rehabilitated individuals. *Procedia Environmental Sciences* 14: 111-122.
- PORT, M. (2020): Systematisches Fotofallenmonitoring der Luchspopulation im Pfälzerwald (Phase I 2019/2020), gekürzte und korrigierte Fassung des Berichts von Dr. Markus Port, 6.9.2020, im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF), Trippstadt.
- PORT, M., HENKELMANN, A., SCHRÖDER, F., WALTERT, M., MIDDELHOFF, T.L., ANDERS, O. & JOKISCH, S. (2020): Rise and fall of a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) stepping-stone population in central Germany. *Mammal Research* 66 (1): 1-11.
- PORT, M., JOHNSTONE, R.A. & KAPPELER, P.M. (2012): The evolution of multimale groups in Verreaux's sifaka, or how to test an evolutionary demographic model. *Behavioral Ecology* 23: 889-897. doi:10.1093/beheco/ars053.
- PULLIAINEN, E. (1981): Winter diet of *Felis lynx* L. in SE Finland as compared with the nutrition of other northern lynx. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 46 (4): 249-259.
- PULLIAINEN, E., LINDGREN, E. & TUNKKARI, P.S. (1995): Influence of food availability and reproductive status on the diet and body condition of the European lynx in Finland. *Acta Theriologica* 40 (2): 181-196.
- PUSEY, A.E. & PACKER, C. (1987): The Evolution of Sex-Biased Dispersal in Lions. *Behaviour* 101: 275-310. doi:doi.org/10.1163/156853987X00026.
- RAIMER, F. (2013): Monitoring des Rot- und Rehwildes – Waldentwicklung im Nationalpark Harz. *AFZ Der Wald* 68: 20-23.
- RAIMER, F. (2014): Waldentwicklung und Wildeinfluss – Monitoringergebnisse im Nationalpark Harz sowie Erfahrungen dazu aus Nationalparks in Wildnisgebieten. In: *Waldentwicklung und Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz*. Schriftenreihe des Nationalparks Harz 12: 42-64.
- 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. *BfN-Skripten* 413: 94 S.
- REULECKE, U. (1979): Der Luchs – Möglichkeiten seiner Wiedereinbürgerung im deutschen Raum. Ingenieurarbeit im Lehrgebiet Wildbiologie und Jagdkunde, Fachhochschule Hildesheim/Holzminde in Göttingen.
- RILEY, S.P.D., POLLINGER, J.P., SAUVAJOT, R.M., YORK, E.C., BROMLEY, C., FULLER, T.K. & WAYNE, R.K. (2006): A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology* 15: 1733-1741.
- RODRIGUEZ, A., CREMA, G. & DELIBES, M. (1997): Factors affecting crossing of red foxes and wildcats through non-wildlife passages across a high-speed railway. *Ecography* 20: 287-294.
- ROUGHGARDEN, J. (1975): A Simple Model for Population Dynamics in Stochastic Environments. *American Naturalist* 109: 713-736. doi:10.1086/283039.
- ROVERO, F., MARSHALL, A.R. (2009): Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46: 1011-1017.
- ROWCLIFFE, J. M., FIELD, J., TURVEY, S.T. & CARBONE, C. (2008): Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45 (4): 1228-1236.
- 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 (1): 122-127.
- RÜHE, F., BURMESTER, T. & KSINSIK, M. (2007): Data for estimating eaten prey masses from Eurasian lynx *Lynx lynx* scats in Central and East Europe. *Acta Theriologica* 52 (3): 317-322.
- RYSER, A., GRETER, H., ZIMMERMANN, F., BRITT, R., BREITENMOSE, C. & BREITENMOSE, U. (2012): Abundanz und Dichte des Luchses in der Nordostschweiz: Fang-Wiederauffang-Schätzung mittels Fotofallen im K-II im Winter 2011/12. *KORA-Bericht* 56: 16.

- RYSER, A., VON WATTENWYL, K., RYSER-DERGIORGIS, M., WILLISCH, C., ZIMMERMANN, F., BREITENMOSER, U. (2004): Luchsumsiedlung Nordostschweiz 2001 – 2003. Schlussbericht Modul Luchs des Projektes LUNO. Muri bei Bern.
- SALVATORI, V. & LINNELL, J. (2005): Report on the conservation status and threats for wolf (*Canis lupus*) in Europe. Vol T-PVS/Inf 16, Strasbourg.
- SAMELIUS, G., ANDRÉN, H., LIBERG, O., LINNELL, J.D.C., ODDEN, J., AHLQVIST, P., SEGERSTRÖM, P. & SKÖLD, K. (2012): Spatial and temporal variation in natal dispersal by Eurasian lynx in Scandinavia. *Journal of Zoology* 286 (2): 120-130. doi:10.1111/j.1469-7998.2011.00857.x 542.
- SCHADT, S., REVILLA, E., WIEGAND, T., KNAUER, F., KACZENSKY, P., BREITENMOSER, U., BUFKA L., CERVENY, J., KOUBEK, P., HUBER, T., CVETKO, S. & TREPL, L. (2002a): Assessing the Suitability of Central European Landscapes for the Reintroduction of Eurasian Lynx Source. *Journal of Applied Ecology* 39 (2): 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 (5): 1469-1483.
- SCHADT, S., REVILLA, E., WIEGAND, T., KNAUER, F., KACZENSKY, P., BREITENMOSER, U., BUFKA, L., CERVENY, J., KOUBEK, P., HUBER, T., STANISA, C. & TREPL, L. (2002c): Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 39: 189-203.
- SCHAEFER, M., ANSORGE, H., FIEDLER, K., SATTLER, K., SCHEU, S. & SCHMIDT, E. (2010): Brohmer – Fauna von Deutschland. 23. Aufl., 746-749, Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- SCHIEVENHÖVEL, P., ARNOLD, S. & KUNZ, B. (2010): Autobahnunterführungen als Querungsmöglichkeiten für Wildtiere. *Naturhistorischer Verein der Rheinlande und Westfalens e.V., Decheniana (Bonn)* 162: 121-135.
- SCHMIDT, K. (1998): Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theriologica* 43: 391-408.
- 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.
- SCHNIDRIG, R., NIENHUIS, C., IMHOF, R., BÜRKI, R. & BREITENMOSER, U. (2016): Lynx in the Alps: Recommendations for an internationally coordinated management. Muri bei Bern, Schweiz.
- SIANO, R., BAIRLEIN, F., EXO, K.-M. & HERZOG, S.A. (2006): Überlebensdauer, Todesursachen und Raumnutzung gezüchteter Auerhühner (*Tetrao urogallus L.*), ausgewildert im Nationalpark Harz. *Vogelwarte* 44: 145-158.
- SIANO, R., HERZOG, S.A., EXO, K.-M. & BAIRLEIN F. (2011): Nahrungswahl ausgewildelter Auerhühner (*Tetrao urogallus L.*) im Harz. *Vogelwarte* 49: 137-148.
- SIDOROVICH, V.E. (2006): Relationship between prey availability and population dynamics of the Eurasian lynx and its diet in northern Belarus. *Acta Theriologica* 51 (3): 265-274.
- SILVER, S.C., OSTRO, L.E.T., MARSH, L.K., MAFFEI, L., NOSS, A.J., KELLY, M.J., WALLACE, R.B., GÓMEZ, H. & AYALA, G. (2004): The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 148-154.
- SIMON, O. (2010): Nutzen Wildkatzen bestehende Unterführungen? Wissenschaftliche Untersuchung zur Nutzung von Querungshilfen durch die Wildkatze am Beispiel der A 3 Frankfurt-Köln im Abschnitt Niedernhausen – Idstein. Hg. Hessisches Landesamt für Straßen- und Verkehrswesen, Wiesbaden.
- SHAFFER, M.L. (1981): Minimum Population Sizes for Species Conservation. *BioScience* 31: 131-134. doi:10.2307/1308256.
- SKIBA, R. (1983): Die Tierwelt des Harzes. 3. Aufl., Piepersche, Clausthal-Zellerfeld.
- SMITH, J.L.D. (1993): The role of dispersal in structuring the chitwan tiger population. *Behaviour* 124: 165-195.
- STAHL, D. (1972): Möglichkeiten und Aussichten einer Wiedereinbürgerung des Luchses (*Lynx lynx, L.*) im westlichen Harz. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 18: 57-66.
- STAHL, D. (1978): Projekt Harz in Der Luchs – Erhaltung und Wiedereinbürgerung in Europa. Symposium der Luchsgruppe am 14./15. Juli 1978 in Spiegelau, Bayerischer Wald. Druckerei Bernhard, Mammendorf.

- STAHL, P., VANDEL, J.M., HERRENSCHMIDT, V. & MIGOT, P. (2001): Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology* 38: 674-687.
- STANLEY, T.R. & BURNHAM, K.P. (1999): A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics* 6: 197-209.
- STANLEY, T.R. & RICHARDS, J.D. (2004): Close Test version 3.0, a program for testing capture-recapture data for closure. *Wildlife Society Bulletin* 33 (2): 782-785.
- STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2014): Area and population-Germany. <http://www.statistik-portal.de> (aufgerufen am 11.3.2014).
- STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT: Tourismus_Reisegebiete, Halle (Saale). <https://statistik.sachsen-anhalt.de/themen/wirtschaftsbereiche/handel-tourismus-gastgewerbe/tabellen-tourismus/> (aufgerufen am 8.6.2020).
- STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT DEZERNAT BEVÖLKERUNG, MIKROZENSUS, WIRTSCHAFTSRECHNUNGEN (2019): Bevölkerungsstand, Natürliche Bevölkerungsbewegung, Wanderungen – Statistischer Bericht 2018, Halle (Saale).
- STEENWEG, R., GILLINGHAM, M.P., PARKER, K.L. & HEARD, D.C. (2015): Considering sampling approaches when determining carnivore diets: the importance of where, how, and when scats are collected. *Mammal Research* 60 (3): 20-216.
- STRAUSS, E. & GRÄBER, R. (2016): Ausbreitung von Wolf und Luchs und ihre subjektiv empfundenen Effekte auf Reh und Rothirsch in den niedersächsischen Revieren. In: König, A., Hohmann, U., Ebert, C. & Mitschke, J. (Hg.): Große Pflanzenfresser, große Karnivoren, große Schutzgebiete. *Wildbiologische Forschungsberichte*. Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft: Tagungsband der Vereinigung der Wildbiologen und Jagdwissenschaftler Deutschlands, Kessel, Remagen-Oberwinter: 251-259.
- STUBBE, C. (2008): *Rehwild: Biologie – Ökologie – Bewirtschaftung*. 2. Aufl., Franckh Kosmos, 400 S.
- SUNDE, P. & KVAM, T. (1997): Diet patterns of Eurasian lynx *Lynx lynx*: what causes sexually determined prey size segregation? *Acta Theriologica* 42 (2): 89-201.
- SUNDE, P., OVERSKAUG, K. & KVAM, T. (1999): Intraguild predation of lynxes on foxes: evidence of interference competition? *Ecography* 22: 521-523.
- SUNDE, P., KVAM, T., BOLSTAD, J.P. & BROMDAL, M. (2000): Foraging of lynxes in a managed boreal-alpine environment. *Ecography* 23: 291-298.
- 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.
- SWEANOR, L.L., LOGAN, K.A. & HORNOCKER, M.G. (2000): Cougar Dispersal Patterns, Metapopulation Dynamics, and Conservation *Conservation Biology* 14: 798-808. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99079.x.
- TEERINK, B.J. (1991): *Hair of West-European mammals*. Cambridge University Press, Cambridge, 224 S.
- THIEL-BENDER, C. & HEIDER, C. (2017): Luchse in NRW. Regionale Perspektiven/europäische Verantwortung. doi:10.13140/RG.2.2.10987.85288.
- THOME, H. & GEIGER, G. (1997): Vergleich zweier Methoden der Altersbeurteilung an Zähnen altersbekannter wildlebender Fleischfresser. *Anatomia, Histologia, Embryologia* 26: 81-84.
- THÜLER, K. (2002): Spatial and Temporal Distribution of Coat Patterns of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in two Reintroduced Populations in Switzerland. *KORA-Bericht* 13e, 35 S.
- THÜRINGER MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND NATURSCHUTZ, TMUEN (2022): Richtlinie für die Gewährung von Zuwendungen und Billigkeitsleistungen zur Vermeidung oder Minderung wirtschaftlicher Belastungen durch den Wolf/Luchs (Richtlinie Wolf/Luchs) vom 23.5.2022 (ThürStAnz. Nr. 24/2022, S. 705-710), rechtskräftig am 24.5.2022.
- TRITES, A. W. & JOY, R. (2005): Dietary analysis from fecal samples: How many scats are enough? *Journal of Mammalogy* 86 (4): 704-712.
- TROLLE, M. & KÉRY M. (2003): Ocelot density estimation in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84: 607-614.

- TROLLE, M., NOSS, A.J., CORDEIRO, J.L.P. & OLIVEIRA, L.F.B. (2008): Brazilian Tapir Density in the Pantanal: A Comparison of Systematic Camera-Trapping and Line-Transect Surveys. *Biotropica* 40: 211-217.
- UECKERMANN, E. & OLBRICH, P. (1984): Untersuchung der Eignung von Wilddurchlässen und der Wirksamkeit von Wildwarnreflektoren. Bundesminister für Verkehr, Abtl. Straßenbau (Hg.). *Forschung, Straßenbau und Verkehrstechnik* 426: 55 S.
- VAN HORN, R.C., McELHINNY, T.L., HOLEKAMP, K.E. (2003): Age Estimation and Dispersal in the Spotted Hyena (*Crocuta crocuta*). *Journal of Mammalogy* 84: 1019-1030. doi:10.1644/BBa-023.
- VERSTEEGE, L. (2003): Eurasian lynx (*Lynx lynx*) ESB Annual report 2002. Minutes of the EAZA Felid TAG meeting, Leipzig.
- VON VELTHEIM, GRAF (1818): H. Neueste Luchsjagd am Harze, in: Waidmanns Feierabende, ein neues Handbuch für Jäger und Jagdfreunde. Viertes Bändchen. Marburg in der J. Christ. Kriegerschen Buchhandlung: 168-185.
- WAGENKNECHT, E. (1984): Altersbestimmung des erlegten Wildes. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin, 148 S.
- WAGENKNECHT, E. (1996): Der Rothirsch. 3. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag, 156 S.
- WASER, P.M. (1986): Patterns and consequences of dispersal in gregarious carnivores. In: Gittleman, J.L. (Hg.): *Carnivore behaviour, ecology, and evolution*. Vol. 2. Cornell University Press, Ithaca, 267-296.
- WEBER, J.-M. & WEISSBRODT, M. (1999): Feeding habits of the Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains determined by faecal analysis. *Acta Theriologica* 44 (3): 333-336.
- WECHSELBERGER, M. & LEIZINGER, D. (2005): Die Akzeptanz von Bär, Wolf und Luchs in Österreich. WWF Austria und Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ): 1-42.
- WEINGARTH, K. (2015): Leitfaden für ein Fotofallenmonitoring zur Bestandsermittlung des Luchses im Harz (Sachsen-Anhalt). Bericht im Rahmen des Entwicklungsprogramms für den ländlichen Raum (EPLR).
- WEINGARTH, K., BUFKA, L., DANISZOVA, K., KNAUER, F., SUSTR, P. & HEURICH, M. (2011): Grenzüberschreitendes Fotofallenmonitoring – wie zählt man Luchse? *Berichte aus dem Nationalpark Bayerischer Wald* 7/2011, 48 S.
- 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 (2): 197-207.
- WEINGARTH, K., ZEPPENFELD, T., HEIBL, C., HEURICH, M., BUFKA, L., DANISZOVÁ, K. & MÜLLER, J. (2015): Hide and seek: extended camera-trap session lengths and autumn provide best parameters for estimating lynx densities in mountainous areas. *Biodiversity and Conservation* 24 (12): 2935-2952. doi:10.1007/s10531-015-0986-5.
- WEINGARTH, K., ZIMMERMANN, F., KNAUER, F. & HEURICH, M. (2013): Evaluation of six digital camera models for the use in capture-recapture sampling of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*). *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 13: 87-92.
- WERDELIN, L. & OLSSON, L. (1997): How the leopard got its spots: a phylogenetics view of the evolution of felid coat patterns. *Biological Journal of the Linnean Society* 62: 383-400.
- WHITE, G. (1975): Age determination of Roe deer (*Capreolus capreolus*) from annual growth layers in the dental cementum. *Journal of Zoology* 174: 511-537.
- WHITE, G.C. & BURNHAM, K.P. (1999): Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120-138.
- WINARNI, N., CARROLL, J.P. & O'BRIEN, T.G. (2005): The application of camera traps to the study of Galliformes in southern Sumatra, Indonesia. In: Fuller, R. A. & Browne, S. J. (Hg.): *Galliformes 2004. Proceedings of the 3rd International Galliformes Symposium*. World Pheasant Association, Fordingbridge, UK: 109-121.
- WÖLFL, M. (2003): Luchs-Nachrichten – Informationen rund um das Luchsprojekt des Naturparks Bayerischer Wald e.V. 3: 4.

- WÖFL, M., BUFKA, L., CERVENY, 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.
- WÖFL, M. & KACZENSKY, P. (2001): Present status and distribution of the lynx in the German Alps. *Hystrix* 12 (2): 39-41.
- WÖFL, S. & SCHWAIGER, M. (2010): Luchs-Monitoring mittels Fotofallen im Bayerischen Wald. Wintereinsatz 2010. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 42 S.
- WÖFL, S., SCHWAIGER, M. & SANDRINI, J. (2009): Luchs-Monitoring mittels Fotofallen im Bayerischen Wald. Wintereinsatz 2009. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 51 S.
- WOTSCHIKOWSKY, U. (2006): Wölfe, Jagd und Wald in der Oberlausitz. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Museums für Naturkunde Görlitz. Oberammergau.
- WOTSCHIKOWSKY, U. (2007): Haben Luchse Flügel? Ein Plädoyer für aktive Wiederansiedlung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39 (10): 317-319.
- WOTSCHIKOWSKY, U., KACZENSKY, P. & KNAUER, F. (2001): Wiederansiedlung des Luchses im Harz – Eine kritische Stellungnahme aus wildbiologischer Sicht. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33 (8): 259-261.
- ZIELINSKI, W.J., KUCERA, T. E. & BARRETT, R. H. (1995): The current distribution of fisher, *Martes pennanti*, in California. *California Fish and Game* 81: 104-112.
- ZIMMERMANN, F. (2004): Conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in a fragmented landscape – habitat models, dispersal and potential distribution. PhD Thesis, Université de Lausanne.
- ZIMMERMANN, F., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. & BREITENMOSER, U. (2005): Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Journal of Zoology* 267: 381-395.
- ZIMMERMANN, F., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. & BREITENMOSER, U. (2007): Importance of dispersal for the expansion of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population in a fragmented landscape. *Oryx* 41: 358- 368. doi:10.1017/s0030605307000712.
- ZIMMERMANN, F., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., MOLINARI-JOBIN, A. & BREITENMOSER, U. (2013): Optimizing the size of the area surveyed for monitoring a Eurasian lynx (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758) population in the Swiss Alps by means of photographic capture-recapture. *Integrative Zoology* 8: 232-243.
- ZIMMERMANN, F., FATTEBERT, J., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. & BREITENMOSER, U. (2007): Abundanz und Dichte des Luchses: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen im nördlichen Schweizer Jura. KORA-Bericht 37d, 24 S.
- ZUB, K., THEUERKAUF, J., JĘDRZEJEWSKI, W., JĘDRZEJEWSKA, B., SCHMIDT, K. & KOWALCZYK, R. (2003): Wolf pack territory marking in the Białowieża Primeval Forest (Poland). *Behaviour* 140 (5): 635-648.

Autorinnen und Autoren

Ole Anders
Nationalpark Harz
Oderhaus 1
37444 Sankt Andreasberg
ole.anders@npharz.niedersachsen.de

Hermann Ansorge
Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
Abteilung Zoologie, Sektion Mammalogie
Am Museum 1
02826 Görlitz
hermann.ansorge@senckenberg.de

Matthias Dees
GeoFIS
Schlossstraße 1
79211 Denzlingen

Bettina Dobrescu
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt
Baden-Württemberg, Wildtierinstitut
Wonnhalde 4
79100 Freiburg

Antje Henkelmann
Abteilung Naturschutzbiologie
Universität Göttingen
Bürgerstraße 50
37073 Göttingen

Meike Hullen
Nationalpark Harz
Lindenallee 35
38855 Wernigerode

Susanne Jokisch
Hessisches Landesamt für Naturschutz,
Umwelt und Geologie
Abteilung N
Europastr. 10
35394 Gießen
susanne.jokisch@hlnug.hessen.de

Thomas A.M. Kaphegyi
Landespflege Freiburg, Institut für Naturschutz-
ökologie und Landschaftsmanagement
Konold Kaphegyi Wattendorf & Suchomel GbR
Stegener Straße 19
79199 Kirchzarten

Frank Kubik
Nationalpark Harz
Lindenallee 35
38855 Wernigerode

Tomma Lilli Middelhoff
Nationalpark Harz
Oderhaus 1
37444 Sankt Andreasberg
lili.middelhoff@npharz.niedersachsen.de

Paul Lippitsch
Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz
Abteilung Zoologie, Sektion Mammalogie
Am Museum 1
02826 Görlitz
paul.lippitsch@senckenberg.de

Markus Port
Abteilung Naturschutzbiologie
Universität Göttingen
Bürgerstraße 50
37073 Göttingen
mport@gwdg.de

Eick von Ruschkowski
Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz
Camp Reinsehlen
29640 Schneverdingen

Katja Schnetz
Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
Hans-Karl-von-Carlowitz-Platz 3
85354 Freising
katja.schnetz@hswt.de

Friederike Schröder
Abteilung Naturschutzbiologie
Universität Göttingen
Bürgerstraße 50
37073 Göttingen
mport@gwdg.de

Michael Schulte
Universität Bielefeld
Abteilung für Verhaltensökologie
Konsequenz 45
33615 Bielefeld
schulte.mcl@gmail.com

Vanessa Schulz
Ruhr-Universität Bochum
Evolutionsökologie und Biodiversität der Tiere
Universitätsstr. 150
44780 Bochum

Matthias Waltert
Abteilung Naturschutzbiologie
Universität Göttingen
Bürgerstraße 50
37073 Göttingen
mport@gwdg.de

Danksagung

Wir danken allen, die das Harzer Luchsprojekt mit Fördermitteln, Sponsoring und Spenden unterstützt haben, für die freundlichen und großzügigen Zuwendungen:

Allianz Deutschland AG

Artenschutzkreis Deutschland e.V. des Zentralverbands des Kürschnerhandwerks

Berner Konvention, Ständiger Ausschuss

Ch. Borchard GmbH & Co. KG, Hildesheim

Destillerie Schneider, Der Luchs Genuss Manufaktur, Nordhausen

Eishockey-Club Harzer Luchse, Braunlage

Entwicklungsprogramm für den ländlichen Raum (EPLR) des Landes Sachsen-Anhalt. Das EPLR wird gemeinsam von der Europäischen Union, der Bundesrepublik Deutschland und dem Land Sachsen-Anhalt finanziert.

HIT Umwelt- und Naturschutz StiftungsGmbH, Siegburg

Jungfer Druckerei und Verlag GmbH, Herzberg a.H.

Kaffeemanufaktur Schnibbe GmbH, Bad Lauterberg

Klara Samariter-Stiftung

Natur erleben in Niedersachsen/Europäischer Fonds für regionale Entwicklung (EFRE)

Niedersächsische Bingo-Umweltstiftung, Hannover

Serengeti-Park Stiftung, Hodenhagen

SilverLynx Media GmbH, Herzberg a.H.

Dietrich Steinhausen, Goslar-Immenrode

Gisela Tondern, Bad Harzburg

sowie den Zoos und Wildparks, die uns Luchse für die Auswilderung kostenlos überlassen haben, den zahlreichen Spenderinnen und Spendern, die in den vergangenen Jahren kleine und größere Beträge zur Verfügung stellten, um unsere Arbeit zu unterstützen, sowie allen touristischen und anderen Partnern, die uns geholfen haben, Akzeptanz für den Luchs und das Harzer Luchsprojekt aufzubauen.

Nationalpark Harz

Landesjägerschaft Niedersachsen e.V.

Gesellschaft zur Förderung des Nationalparks Harz e.V.

Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz

Bisher erschienene Bände

Band 1: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2007) (Hg.): Walddynamik und Waldumbau in den Entwicklungszonen von Nationalparks. Tagungsbericht zum Wald-Workshop des Nationalparks Harz. 73 S.

Band 2: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2008) (Hg.): Tun und Lassen im Naturschutz. Tagungsbericht zur 7. Wissenschaftlichen Tagung im Nationalpark Harz. 119 S.

Band 3: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2009) (Hg.): Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung – Tagungsband 2008 zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. 92 S.

Band 4: BAUMANN, K. (2009): Entwicklung der Moorvegetation im Nationalpark Harz. 244 S.

Band 5: SCHULTZ, T. (2010): Die Großpilzflora des Nationalparks Harz. 216 S.

Band 6: KARSTE, G., WEGENER, U., SCHUBERT, R. & KISON, H.-U. (2011): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Harz (Niedersachsen). Eine kommentierte Vegetationskarte. 80 S.

Band 7: KARSTE, G., SCHUBERT, R., KISON, H.-U. & WEGENER, U. (2011): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Harz (Sachsen-Anhalt). Eine kommentierte Vegetationskarte. Unveränderter Nachdruck der Ausgabe von 2006. 59 S.

Band 8: KOPERSKI, M. (2011): Die Moose des Nationalparks Harz. Eine kommentierte Artenliste. 248 S.

Band 9: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2012) (Hg.): Waldforschung im Nationalpark Harz – Waldforschungsfläche Bruchberg; Methodik und Aufnahme 2008/09. 120 S.

Band 10: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2013) (Hg.): Zur Situation der Gewässer im Nationalpark Harz. 92 S.

Band 11: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2013) (Hg.): Die Libellen des Nationalparks Harz. 211 S.

Band 12: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2014) (Hg.): Waldentwicklung und Wildbestandsregulierung im Nationalpark Harz. 97 S.

Band 13: SCHIKORA, H.-B. (2015): Die Webspinnen des Nationalparks Harz. 371 S.

Band 14: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2016) (Hg.): 125 Jahre Brockengarten. Festsymposium 2015 in Drübeck. 82 S.

Band 15: SCHINDLER, H., STEIN, H. & HAHN, H.-J. (2017): Quellen im Harz. 224 S.

Band 16: KISON, H.-U., SEELEMANN, A., CZARNOTA, P., UNGETHÜM, K., SCHIEFELBEIN, U. & HAMMELSBECK, U. (2017): Die Flechten im Nationalpark Harz. 305 S.

Band 17: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2019) (Hg.): Heile Welt Nationalpark? 84 S.

Band 18: NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2020) (Hg.): Vögel des Nationalparks Harz. 148 S.

Band 19: KISON, H.-U., CIONGWA, P., CZICHOWSKI, H.-J., HAMMELSBECK, U., HERDAM, H., ILLIG, W., KARSTE, G., SPRICK, P., THIEL, H. & WEGENER, U. (2020): Flora des Nationalparks Harz. 575 S.

Band 20: REINECKE, H. (2022): Die Joch- und Zieralgen in den Mooren, Teichen und Weihern des Nationalparks Harz. 140 S.

Band 21: GFN (2023) (Hg.): Raum und Zeit im Naturschutz – insbesondere in Nationalparks. 100 S.

Band 22: GFN (2023) (Hg.): Der Luchs in der Harzregion – Ergebnisse des Monitorings und der Forschung. 128 S.

