Monitoring von Großraubtieren in Deutschland

Bundesamt für Naturschutz

BfN – Skripten XXX

2009

Monitoring von Großraubtieren in Deutschland

Zitiervorschlag: Projektteam „Grundlagen für Managementkonzepte für die Rückkehr von Großraubtieren – Rahmenplan Wolf“. 2009. Monitoring von Großraubtieren in Deutschland. BfN-Skripten XXX

Titelfotos: oben: Ilka Reinhardt, Mitte und unten: Petra Kaczensky

Autoren (in alphabetischer Reihenfolge):
Petra Kaczensky, Institut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität Wien
Gesa Kluth, Wildbiologisches Büro LUPUS
Felix Knauer, Arbeitsbereich für Wildtierökologie und Wildtiermanagement, Universität Freiburg
Georg Rauer, Institut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität Wien
Ilka Reinhardt, Wildbiologisches Büro LUPUS
Ulrich Wotschikowsky, Oberammergau

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturdatenbank ***„DNL-online“*** (www.dnl-online.de).

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Telefon: 0228/8491-0
Fax: 0228/8491-9999
URL: www.bfn.de

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

Bonn – Bad Godesberg 2009

Inhalt

1 Hintergrund ... 3
1.1 Der Auftrag ... 3
1.2 Aktuelle Situation der Großraubtiere in Deutschland ... 3
1.3 Anforderungen nach der FFH-Richtlinie ... 7
1.3.1 Erforderliche Daten ... 7
1.3.2 Berichtspflicht ... 7
1.4 Gegenwärtiges Monitoring von Großraubtieren in Deutschland ... 11
2 Monitoring – Grundlagen, Überlegungen ... 13
2.1 Begriffsbestimmung und Ziele ... 13
2.2 Monitoringmethoden für Großraubtiere ... 13
2.3 Empfohlene Monitoringmethoden für Deutschland ... 15
2.4 Stratifiziertes Monitoring ... 15
3 Standards für ein Monitoring von Großraubtieren in Deutschland ... 17
3.1 Eine explizite und praktikable Definition der SCALP-Kriterien für deutsche Verhältnisse ... 17
3.1.1 Artspezifische Besonderheiten ... 18
3.1.2 Kriterien für eine erfahrene Person ... 18
3.2 Analyse und Interpretation der Daten ... 18
3.2.1 Räumliche Analyse – Vorkommen und Verbreitungsgebiet ... 18
3.2.2 Demographische Analyse – Populationsgröße ... 21
3.2.3 Standardisierung der Dateninterpretation ... 27
4 Strukturen für ein Monitoring von Großraubtieren in Deutschland ... 28
4.1 Ausgangslage ... 28
4.2 Qualität der Daten, ihre Interpretation und Analyse ... 28
4.2.1 Aufgabenteilung ... 28
4.2.2 Strukturierung ... 29
4.3 Verfügbarkeit von erfahrenen Personen ... 31
4.3.1 Anzahl erfahrener Personen ... 31
4.3.2 Zusammenarbeit der Bundesländer über ihre Grenzen hinweg ... 31
4.4 Vorschläge zur Struktur des Monitorings ... 32
4.4.1 Beschreibung der Bewertungskriterien ... 32
4.4.2 Beschreibung und Bewertung möglicher Ansätze ... 33

5 Handbuch für das Monitoring von Wolf, Luchs und Bär in Deutschland 36
5.1 Hintergrund 36
5.1.1 Warum ein Monitoringhandbuch? 36
5.1.2 Zielgruppe und Inhalte des Handbuches 36
5.1.3 Wie viel Dokumentation ist nötig? 37
5.2 Handbuch Luchsmonitoring 38
5.2.1 Bewerten von Luchshinweisen 38
5.2.2 Zusammenfassung Bewertung Luchshinweise 46
5.2.3 Methoden zum Feststellen von Vorkommen und Populationsgrößen 47
5.3 Handbuch Wolfsmonitoring 53
5.3.1 Bewerten von Wolfshinweisen 53
5.3.2 Zusammenfassung Bewertung Wolfshinweise 60
5.3.3 Dateninterpretation und Methoden zum Feststellen von Vorkommen und Populationsgrößen 62
5.4 Handbuch Bärenmonitoring 66
5.4.1 Bewerten von Bärenhinweisen 66
5.4.2 Zusammenfassung Bewertung Bärenhinweise 74
5.4.3 Dateninterpretation und Methoden zum Feststellen von Vorkommen und Populationsgrößen 75
6 Danksagung 79
7 Literatur 80
8 Anhang 84
8.1 Abkürzungen und Definitionen 84
8.2 Doppelte Begutachtung – eine Begründung aus der Wahrscheinlichkeitsrechnung 86

1 Hintergrund

1.1 Der Auftrag

Die Rückkehr von Großraubtieren ins Bundesgebiet stellt unsere Gesellschaft vor neue, ungewöhnliche Herausforderungen. Das Bundesamt für Naturschutz hat deshalb das Projekt *Grundlagen für Managementkonzepte für die Rückkehr von Großraubtieren – Rahmenplan Wolf* ins Leben gerufen. Es wird unter Federführung der Universität Freiburg in einem Projektteam von Felix Knauer (Universität Freiburg; Projektleitung), Gesa Kluth und Ilka Reinhardt (Wildbiologisches Büro LUPUS), Petra Kaczensky und Georg Rauer (Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie der Veterinärmedizinischen Universität Wien) und Ulrich Wotschikowsky durchgeführt.

Im Rahmen dieses Projekts sind folgende Themen zu bearbeiten:

1 Entwicklung von Standards für ein bundesweites Monitoring

2 Synopse und Bewertung der existierenden Kompensations-/Präventionsmodelle

3 Klärung der Grundlagen für die Einrichtung eines nationalen Referenzzentrum für (populations-) genetische und pathologische Untersuchungen von Großraubtieren

4 Analysen zu Aspekten und Fragen bzgl. einer möglichen Großräuberlenkung bzw. von sog. Großräuber-Erwartungsland

5 Identifizierung von Konfliktpunkten mit bestehenden und geplanten Verkehrsinfrastrukturen

6 Untersuchung und Klärung der rechtlichen Implikationen bei Aktivitäten des Bundes

7 Koordinierung und Harmonisierung der Aktivitäten auf EU-Ebene bzw. mit den Nachbarstaaten (v.a. Polen) sowie der Aktivitäten innerhalb Deutschlands zwischen den Bundesländern.

Dieser Bericht zum Thema 1 unterbreitet detaillierte Vorschläge für ein Monitoring von Großraubtieren nach EU-Vorgaben und für Monitoring-Standards als Grundvoraussetzung für die Vergleichbarkeit von Monitoringdaten innerhalb Deutschlands.

1.2 Aktuelle Situation der Großraubtiere in Deutschland

Nach Jahrhunderte langer Abwesenheit sind Großraubtiere wieder zurück in Deutschland. Mehrere Wolfsrudel haben sich im Osten Deutschlands etabliert, zwei Luchspopulationen und mehrere isolierte Einzeltiere leben wieder in verschiedenen Mittelgebirgen und sogar der erste Braunbär hat schon den deutschen Alpenraum besucht.

Wölfe haben das größte Potential der drei Arten für eine rasche Ausbreitung und Kolonisation neuer Gebiete. Einzeltiere können hunderte Kilometer weit in wolfsfreie Gebiete wandern. In der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts kamen mehr als 40 Wölfe aus Polen nach Deutschland (REINHARDT & KLUTH 2007). Mehr als 30 wurden geschossen, weitere zehn wurden Verkehrsopfer auf Schiene oder Straße (REINHARDT & KLUTH 2007; LUPUS unveröff.). Erst 1998 gelang es einem Wolfspaar, auf einem Truppenübungsplatz in Nordost-Sachsen ein Territorium zu etablieren. Zwei Jahre später kam es zur ersten bestätigten Welpenaufzucht – etwa 150 Jahre nach der definitiven Ausrottung der Art in Deutschland. Im Jahr 2008 wurden fünf Rudel mit Welpen sowie ein territoriales Paar in der Lausitz bestätigt. Zwei Territorien liegen teilweise in Polen, zwei teilweise in Brandenburg (LUPUS, unveröff.). Außerdem wurden vier Rudel in den Westprovinzen Polens bestätigt (ASSOCIATI-

ON FOR NATURE WOLF, unveröff.). Einzelne Wölfe sind in den letzten Jahren in Bayern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Hessen bestätigt worden.

Von allen Großraubtierpopulationen Deutschlands hat die deutsch-westpolnische Wolfspopulation bei weitem das größte Potential für eine rasche Ausbreitung. Bei einer günstigen Entwicklung kann diese Population in den nächsten 10 – 20 Jahren die Mehrheit der deutschen Länder sowie Tschechien erreichen. Damit ergibt sich eine klare Herausforderung für ein grenzüberschreitendes Management und Monitoring.

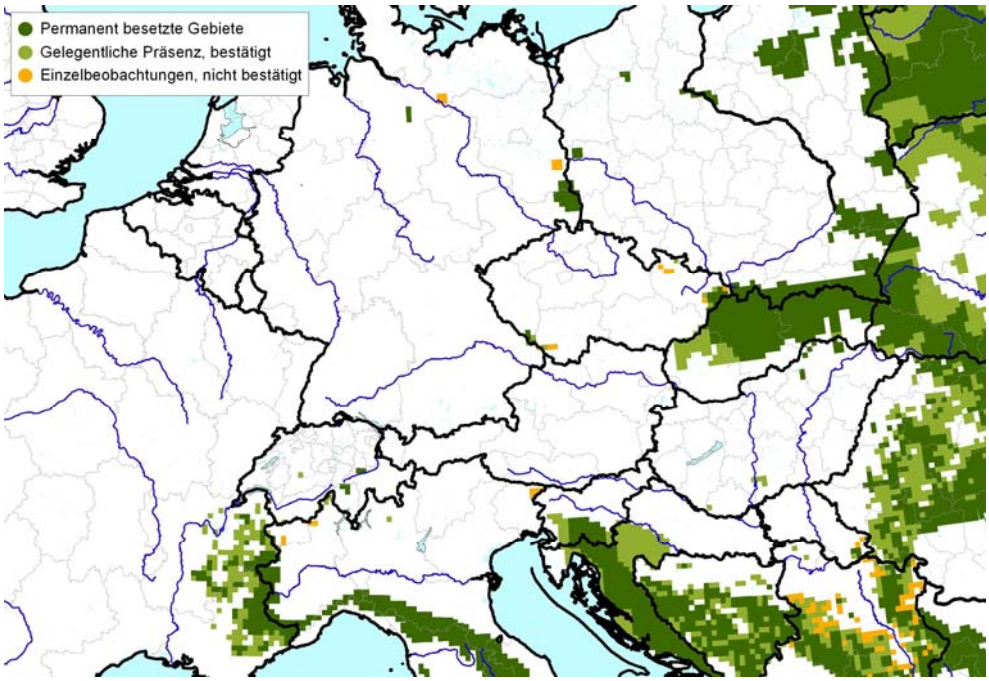

Abb. 1: Wolfspopulationen in Mitteleuropa (Quelle: KORA / LCIE). Die Karte zeigt die Expertenschätzung 2006 / 07.

Luchspopulationen breiten sich wesentlich langsamer aus. Jungtiere siedeln sich überwiegend nahe ihrer Ausgangspopulation an. Abwandernde Luchse queren große ungeeignete Gebiete nur selten. Fehlen Wanderkorridore, so bleiben Luchspopulationen isoliert. Anders als Wolf und Bär war der Luchs in Mittel- und Westeuropa vollständig ausgerottet. Alle derzeitigen Populationen oder Einzelvorkommen stammen aus Wiederansiedlungen. Derzeit besteht eine kleine Population im Bayerischen Wald und eine weitere im Harz. Einzeltiere unbekannter Herkunft wurden während der letzten zwei Jahrzehnte an zahlreichen Orten in Deutschland nachgewiesen, oft weit entfernt von bestehenden Populationen (WOTSCHIKOWSKY 2007).

Die Luchse im Bayerischen Wald sind Teil der Bayerisch-Böhmischen Population, die in den 1980er Jahren mit 17 slowakischen Tieren im böhmischen Teil des Grenzgebirges (Šumava, Tschechien) begründet wurde (ČERVENY, J. & L. BUFKA 1996). Derzeit erstreckt sich ihr Areal auf das Länderdreieck Tschechien, Österreich und Deutschland. Bis Mitte der 1990er Jahre nahm die Population zu und breitete sich aus. Derzeit ist der Populationstrend rückläufig. Die gesamte Population schätzt WOELFL M. (pers. Mittlg., StMUGV) auf etwa 75 Tiere.

Im Westteil des Harzes (Niedersachsen) wurden zwischen 2000 und 2006 insgesamt 24 Gehegeluchse freigelassen (ANDERS 2008). Gegenwärtig schätzt O. ANDERS (pers. Mittlg., Nationalpark Harz,) den Bestand auf etwa 30 residente Tiere.

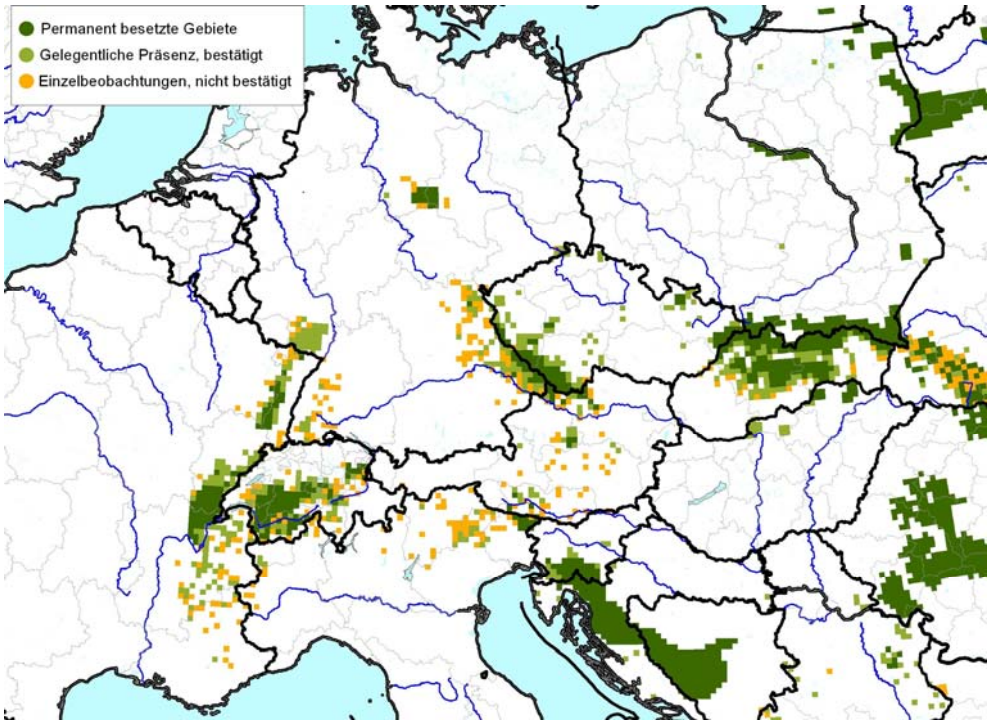

Abb. 2: Luchspopulationen in Mitteleuropa (Quelle: KORA / LCIE). Die Karte zeigt die Expertenschätzung 2006 / 07.

Im Jahr 2006 wanderte ein junger männlicher *Bär* aus Norditalien (Provinz Trient) 250 km weit bis nach Bayern. Seine Eltern waren slowenische Bären, die im Zuge einer Wiederansiedlung ausgesetzt worden waren. Bei seiner Wanderung überquerte er die Staatsgrenzen von Italien, Österreich und Deutschland so wie die von mehreren Provinzen in Italien und Bundesländern in Österreich mit unterschiedlichen Regeln für Management und Monitoring. Nachdem das Tier als gefährlich eingestuft wurde, wurde es in Bayern geschossen. Mit der Zuwanderung weiterer Bären aus Italien (Trient) und evtl. auch aus Österreich, muss in Deutschland (Bayern) gerechnet werden. Die norditalienische Bärenpopulation reproduziert gut und ist im Anwachsen begriffen (DANPIAZ et al. 2008). In Österreich wird derzeit ein neues Wiederansiedlungsprojekt diskutiert.

Großraubtiere unterliegen einem manchmal verwirrenden Rechtsstatus. Dies hängt mit der unterschiedlichen Geschichte des älteren Jagdrechts und des vergleichsweise jungen Naturschutzrechts zusammen. In der Bundesrepublik Deutschland ist der Wolf seit dem 31.08.1980 durch das Bundesnaturschutzgesetz „besonders geschützt". In der Deutschen Demokratischen Republik unterlag er dem Jagdrecht und genoss keine Schonzeit. Nach der Wiedervereinigung 1990 ist er nach und nach in allen Ländern aus dem Jagdgesetz gestrichen worden und unterliegt nun im gesamten Bundesgebiet als streng geschützte Art nach § 10 Abs. 2 Nr. 11 allein dem Naturschutzgesetz, genauso wie der Bär. Der Luchs unterliegt darüber hinaus auch dem Jagdrecht, genießt allerdings eine ganzjährige Schonzeit. Zuständig für die Umsetzung des Schutzes nach FFH sind die Länder, und zwar generell die Naturschutzbehörden, für den Luchs zusätzlich auch die Jagdbehörden.

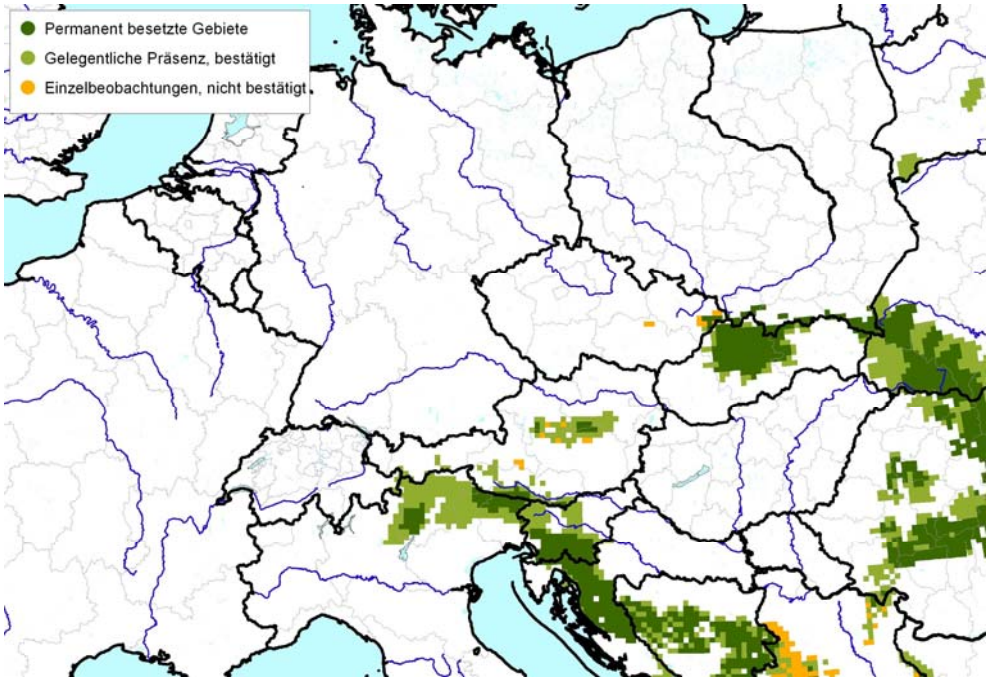

Abb. 3: Braunbärpopulationen in Mitteleuropa (Quelle: KORA / LCIE).

Tab. 1: Großraubtiere in Deutschland – ihre Verbreitung über administrative und politische Grenzen.

Art	Population	Staaten	Länder, Provinzen
Wolf	Deutsch-Westpolnisch	Deutschland Polen	(D) Sachsen, Brandenburg; Eindeutige Nachweise: Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Hessen; (PL) Lubuski, Dolnośląskie
Luchs	Böhmisch-Bayerisch	Tschechien Deutschland Österreich	(CS) Böhmen (D) Bayern; unbest. Hinweise Thüringen, Sachsen; (AT) Oberösterreich.
	Harz	Deutschland	Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen
	Vogesen-Pfälzerwald (derzeit keine bestätigten Hinweise auf deutscher Seite)	Frankreich Deutschland	(D) Rheinland-Pfalz
	Einzeltiere unbekannter Herkunft. Kein Kontakt zu anderen Populationen.	Belgien Deutschland	(D) Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz
Bär	Alpen	Italien Österreich	bisher nur ein Zuwanderer

1.3 Anforderungen nach der FFH-Richtlinie

Übergeordnetes Ziel der FFH-Richtlinie ist das Erreichen und Erhalten eines günstigen Erhaltungszustands (Favorable Conservation Status, FCS) für alle Habitate und Arten von europäischem Interesse, sowie die Erhaltung der Biodiversität natürlicher Habitate, wilder Fauna und Flora in den Mitgliedsstaaten (DocHab 04-03/03-rev.3). Um festzustellen, ob dieses Ziel im Einzelfall erreicht ist, sollen die Mitgliedsstaaten „den Erhaltungszustand der natürlichen Habitate und der in Anhang II und IV Art. 2 aufgeführten Arten überwachen, mit besonderer Berücksichtigung von Habitaten und Arten prioritärer Bedeutung (Art. 11, FFH RL). Nachdem alle Großraubtierarten in Anhang II und IV FFH RL gelistet sind, ist das Monitoring des Erhaltungszustands eine Verpflichtung, die direkt aus Art. 11 der Habitatrichtlinie folgt.

1.3.1 Erforderliche Daten

In den Leitlinien für Managementpläne für Großraubtiere auf Populationsebene (LINNELL ET AL. 2008) ist der Begriff günstiger Erhaltungszustand (FCS) folgendermaßen definiert (diese Leitlinien sind zwar rechtlich nicht bindend, werden von der Kommission aber als beste fachliche Grundlage verwendet):

Eine Population ist in einem günstigen Erhaltungszustand, wenn alle folgenden acht Bedingungen erfüllt sind:

1 – Sie ist stabil oder nimmt zu.

2 – Sie hat genügend geeigneten Lebensraum zur Verfügung.

3 – Dieser Lebensraum wird seine Qualität beibehalten.

4 – Die Größe der günstigen Referenzpopulation (Favorable Reference Population, FRP) ist erreicht (in Anlehnung an die Rote Liste Kriterien D oder E der IUCN).

5 – Die Population ist so groß wie oder größer als zu dem Zeitpunkt, als die Direktive in Kraft trat.

6 – Das geeignete Referenzgebiet (Favorable Reference Range, FRR) ist besetzt.

7 – Ein Austausch von Individuen innerhalb der Population bzw. zwischen Populationen erfolgt oder wird gefördert (mind. ein genetisch effizienter Migrant per Generation).

8 – Ein effizientes und robustes Monitoring ist etabliert.

Um festzustellen, ob das Ziel der Habitatdirektive erreicht ist, benötigen wir also Daten zur Größe und zum Trend der Population, zu ihrer Verbreitung (Fläche und Verbindungen zu anderen Populationen), Verfügbarkeit von geeignetem Habitat und dessen Qualität, und zu ihrer Gefährdung. Dazu ist ein effizientes und robustes Monitoring unerlässlich.

1.3.2 Berichtspflicht

Die wesentlichen Ergebnisse des Monitorings sind alle sechs Jahre an die Kommission zu berichten (Art. 17 FFH-RL). Detaillierte Erklärungen zur Berichtspflicht haben wir den Begleittexten zur Richtlinie *Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines. Final Draft 2006* und *DocHab-04-03/03 rev.3* entnommen.

Auf nationaler Ebene sind Verbreitungs- sowie Vorkommenskarten zu erstellen. Mehr Informationen sind für die biogeografische Region gefordert.

Das gemeldete *Verbreitungsgebiet* ist die aktuelle Verbreitung zum Zeitpunkt des Berichts (oder möglichst kurz davor). Das Verbreitungsgebiet kann als ein Polygon aufgefasst werden, innerhalb dessen die *tatsächlich* besetzten Gebiete liegen. Häufig kommt die Art jedoch nicht flächendeckend in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet vor. Die Grenzen der Verbreitung dürfen allerdings nicht so großzügig um die tatsächlichen Vorkommensgebiete gezogen werden, dass etwaige Änderungen nicht mehr erkennbar sind. In den Berichten sollen vor allem die Änderungen von einem Berichtszeitraum zum nächsten dargelegt werden. Das Verbreitungsgebiet nach der Habitatdirektive entspricht der IUCN-Definition von *extent of occurence* (Ausdehnung des Vorkommens). Dies wird durch ein Minimum Konvex Polygon gemessen.

Vorkommen bezieht sich auf die Fläche, die tatsächlich von der Art besetzt ist. Es ist eine Teilmenge des Verbreitungsgebietes. Eine Möglichkeit das besetzte Gebiet zu messen, ist die Summe von Rasterzellen, die von der Art besetzt sind. Für die meisten Arten gibt es Vorkommenskarten in Form von Präsenzdaten pro Zelle. In den Begleittexten der Richtlinie wird die Anwendung eines UTM-Rasterzellennetzes von 10 * 10 km empfohlen. Die Wahl eines anderen Maßstabs ist den Mitgliedsstaaten frei gestellt, wenn im Land ein anderer Standard benutzt wird.

Für jede biogeografische Region, in der die Art vorkommt, muss ein Bericht erstellt werden, der die folgenden Informationen enthält:

- Verbreitungsgebiet (range)
  - Größe (km²) des derzeitigen Verbreitungsgebietes innerhalb der biogeografischen Region.
  - Zeitpunkt, wann die Größe festgestellt wurde.
  - Datenqualität.
  - Trend.
  - Ausmaß des Trends; wenn möglich, Angabe in km².
  - Zeitspanne des Trends.
  - Gründe für den Trend.

- Population
  - Schätzung der Gesamtgröße der Population in der biogeographischen Region des Landes.
  - Angewandte Methode (Inventur, Extrapolation, Expertenschätzung).
  - Datenqualität.
  - Trend (stabil / zunehmend / abnehmend / unbekannt).
  - Ausmaß des Trends (nach Möglichkeit in der Anzahl von Individuen oder in einer anderen für die Populationsgröße geeigneten Einheit).
  - Zeitperiode des Trends.
  - Gründe für den Trend.
  - Begründung von Prozentschwellen für Trends (üblich ist 1 % p.a., doch wird anerkannt, dass derart kleine Schwellen für Arten der Anhänge II, IV und V nicht angegeben werden können).
  - Beeinträchtigungen: Gegenwärtige und frühere Faktoren, die das langfristige Überleben der Art beeinträchtigen.
  - Bedrohungen: Künftige bzw. vorhersehbare Faktoren, die das langfristige Überleben der Art bedrohen.

Die Populationsgröße ist so exakt wie möglich anzugeben mit Minimum- und Maximumwert. Die Einheit (Einzeltiere, Paare, Rudel) ist nicht festgelegt. Um Daten über die gesamte EU sinnvoll zusammenstellen zu können, ist es wünschenswert, gleiche Einheiten innerhalb der EU-Länder zu verwenden.

Wenn immer möglich und praktikabel, sollte als Trendintervall ein Zeitraum von sechs Jahren angegeben werden. Jedoch können natürliche Fluktuationen von Populationen das Erkennen von Trends erschweren.

- Struktur der Population

Informationen dazu werden nicht ausdrücklich für die Berichte verlangt, allerdings wird für die Beurteilung des Erhaltungszustandes eine „gewisse Kenntnis" der Populationsstruktur vorausgesetzt. Es wird darauf hingewiesen, dass fehlendes oder sehr geringes Populationswachstum, unnatürlich hohe Mortalität oder das Fehlen von Nachwuchs ein Zeichen für eine ungünstige Populationsstruktur sind.

- Habitat
  - Habitatbeschreibung (optional).
  - Schätzung des geeigneten Habitats und der gegenwärtig besiedelten Fläche (km²).
  - Datenqualität.
  - Flächentrend (stabil, zunehmend / Netto-Zunahme, abnehmend / Netto-Abnahme, unbekannt).
  - Zeitperiode des Trends.
  - Gründe für den Trend.

- Perspektive

  Die hier erwartete Information korrespondiert mit der Frage nach der langfristigen Überlebenswahrscheinlichkeit der Art in der biogeographischen Region:

  1 gute Perspektive; die Art wird überleben und sich gut entwickeln.

  2 unsichere Perspektive; Überlebensschwierigkeiten, sofern sich die Bedingungen nicht verbessern.

  3 schlechte Perspektive; Überlebenswahrscheinlichkeit auf lange Sicht gering, die Art wird wahrscheinlich aussterben.

In diesem Abschnitt werden Informationen zu Beeinträchtigungen, Bedrohungen, Populationstrend und Populationsstruktur integriert.

- Zusätzliche Informationen

Zur besseren Einschätzung des Erhaltungszustandes sind Informationen zu Referenzwerten erforderlich.

  - Günstige Referenzpopulation (FRP): für den günstigen Erhaltungszustand erforderliche Populationsgröße (selbe Einheit wie für Populationsgröße).

    In den Leitlinien (LINNELL ET AL. 2008) wurden praktikable Definitionen für FRP und FRR entwickelt. Eine FRP muss demnach folgende Kriterien erfüllen:

  1 Die Population muss mindestens so groß sein wie zu dem Zeitpunkt, als die Habitatdirektive in Kraft trat. UND

2 Sie muss mindestens so groß (vorzugsweise deutlich größer) sein als die MVP (Minimum Viable Population) nach den IUCN-Kriterien D (>1000 adulte Tiere) oder E (Aussterbewahrscheinlichkeit <10 % innerhalb von 100 Jahren). UND

3 Die Population ist Gegenstand ständigen robusten Monitorings.

- Günstiges Referenzgebiet (FRR) Verbreitungsgebiet, das von der Population benötigt wird, um FCS zu erreichen (in km², möglichst mit GIS-Karte).

FRR ist im Grunde genommen das Gebiet, das nötig ist, um eine Population zu beherbergen, die den günstigen Erhaltungszustand erreicht hat. Obwohl Großraubtiere gegenüber menschlichen Aktivitäten relativ tolerant sind, sind nicht alle Gebiete im günstigen Referenzgebiet gleich gut geeignet. Die Leitlinien empfehlen daher, für fragliche Flächen eine geografische Prüfung der Gebietseignung durchzuführen, bevor sie in das FRR übernommen werden. Ferner kann es bei wachsenden Populationen erforderlich sein, die Populationsdichte aus Gründen der Akzeptanz unterhalb der ökologischen Kapazität zu halten. Die benötigte Fläche würde sich dadurch erhöhen. Ein dritter Punkt ist der Kontakt von Populationen untereinander. Verbindungen erhöhen die Überlebenswahrscheinlichkeit zweier Populationen entscheidend.

Die Leitlinien empfehlen daher, dass das FRR

1 größer sein soll als das Mindestareal zu Erhaltung der Referenzpopulation,

2 eine zusammenhängende Verbreitung der Population sicherstellen soll,

3 mit anderen Population vernetzt sein soll.

- Geeignetes Habitat: Sowohl besetzte als auch derzeit unbesetzte Gebiete von für die jeweilige Art geeignetem Habitat (in km²).

Dieser Punkt wird in der Berichterstattung nach Art. 17 FFH-RL abgefragt. Nach der Definition der Leitlinien ist FRR allerdings bereits mit der Habitatqualität verknüpft. Daher kann in diesem Punkt darauf fokussiert werden, welcher Anteil des FRR gegenwärtig besetzt und welcher Teil noch unbesetzt ist.

- Schlussfolgerungen

Abschließend wird der Erhaltungszustand der Art in der biogeografischen Region zum Ende des Berichtszeitraums eingeschätzt (nach Anhang C, *notes & guidelines – Reporting under Article 17*).

Räumliche Ebene

Die biogeografische Region ist die räumliche Ebene für die Einschätzung des FCS nach der FFH-Richtlinie und deshalb auch die räumliche Einheit für den Bericht. Da der Gegenstand jeder Schutzplanung die gesamte biologische Einheit, also die Population sein sollte, empfehlen die Leitlinien eine Einschätzung auf Populationsebene. Dies ist im Einklang mit der Feststellung der Richtlinie, dass Populationen als solche und unabhängig von politischen Grenzen betrachtet werden sollten. Bei grenzüberschreitenden Populationen sollten die Mitgliedstaaten eine gemeinsame Einschätzung vornehmen, jedoch getrennt berichten (DocHab 04-03/03-rev.3).

Resümee für das Monitoring

Nach Art. 17 der Direktive soll alle sechs Jahre berichtet werden. Das Monitoring muss aber kontinuierlich und systematisch erfolgen, wenn man ein klares Bild vom Erhaltungszustand und von etwaigen Trends gewinnen will. Waren die ersten Berichte 2007 noch darauf aus-

gerichtet, einen ersten Überblick anhand der besten verfügbaren Daten zu erhalten, so muss der zweite Bericht 2013 auf einem etablierten Monitoringsystem aufbauen (DocHab 04-03/03-rev.3). Das System muss also rechtzeitig stehen.

Das Monitoring muss ein klares Bild ergeben. Der Schlussbericht an die Kommission muss vergleichbar und kompatibel mit Berichten anderer Staaten sein, um eine Analyse auf EU-Ebene zu ermöglichen. Dies erfordert eine Standardisierung des Monitorings und der Interpretation der Ergebnisse, sowohl national als auch international.

1.4 Gegenwärtiges Monitoring von Großraubtieren in Deutschland

Die Bundesrepublik ist ein föderalistisches System aus 16 Ländern. Die Bundesregierung gibt den gesetzlichen Rahmen vor, die Länder setzen ihn um. Großraubtiere sind (außer durch EU-Recht) durch Bundesgesetze geschützt, die Bundesregierung berichtet an die EU-Kommission. Da aber die Umsetzung der Schutzbestimmungen Ländersache ist, sind die Länder auch zuständig für das Monitoring. Analyse und Interpretation des Monitorings werden derzeit ebenfalls von den Ländern durchgeführt. Die Zusammenführung der Länderberichte zu einem nationalen Bericht obliegt dem Bundesamt für Naturschutz.

Derzeit gibt es keine Koordination des Monitorings von Großraubtieren zwischen den Ländern, oft nicht einmal innerhalb eines Landes, wenn mehrere Arten gleichzeitig vorkommen. Weil die Großraubtiere unterschiedlichen Rechtskreisen unterliegen (Luchs: Naturschutzrecht und Jagdrecht, Bär und Wolf: nur Naturschutzrecht), sind manchmal verschiedene Behörden zuständig. Die daraus resultierende mangelnde Abstimmung erschwert ein koordiniertes Monitoring auf allen Ebenen – innerhalb eines Landes, über Ländergrenzen, und über Staatsgrenzen.

Weder innerhalb Deutschlands noch über die Grenzen der Mitgliedsländer hinweg gibt es ein standardisiertes Monitoring. Das führt unausweichlich zu einem ungenauen, nicht selten falschen Bild der Situation. Zum Beispiel scheint das Vorkommen des Luchses in Sachsen, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz deutlich überschätzt zu werden, dagegen unterschätzt in Nordrhein-Westfalen (HUCHT-CIORGA, pers. Mittlg., Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadenverhütung, Landesbetrieb Wald und Holz NRW). Deshalb ist im nächsten Bericht auf der Grundlage eines standardisierten Monitorings ein Rückgang der Luchsverbreitung in Deutschland absehbar: ein Artefakt, das nichts mit der Realität zu tun hat.

Die Beauftragung von Institutionen oder Einzelpersonen für das Monitoring ist Sache der Länder. Manchmal sind es ein oder zwei Experten, manchmal aber auch Leute, die über keinerlei Felderfahrung mit der jeweiligen Art verfügen. In manchen Ländern wird das Monitoring hauptsächlich von geschulten Personen und Freiwilligen durchgeführt (Wölfe, Brandenburg), gelegentlich befindet sich der Aufbau des Monitoring noch ganz am Anfang (Mecklenburg-Vorpommern). Weder für das Bundesgebiet noch für ein einzelnes Land gibt es derzeit ein Monitoring, das die Anforderungen erfüllen könnte, die von rasch wachsenden und sich ausbreitenden Großraubtier-Populationen gestellt werden.

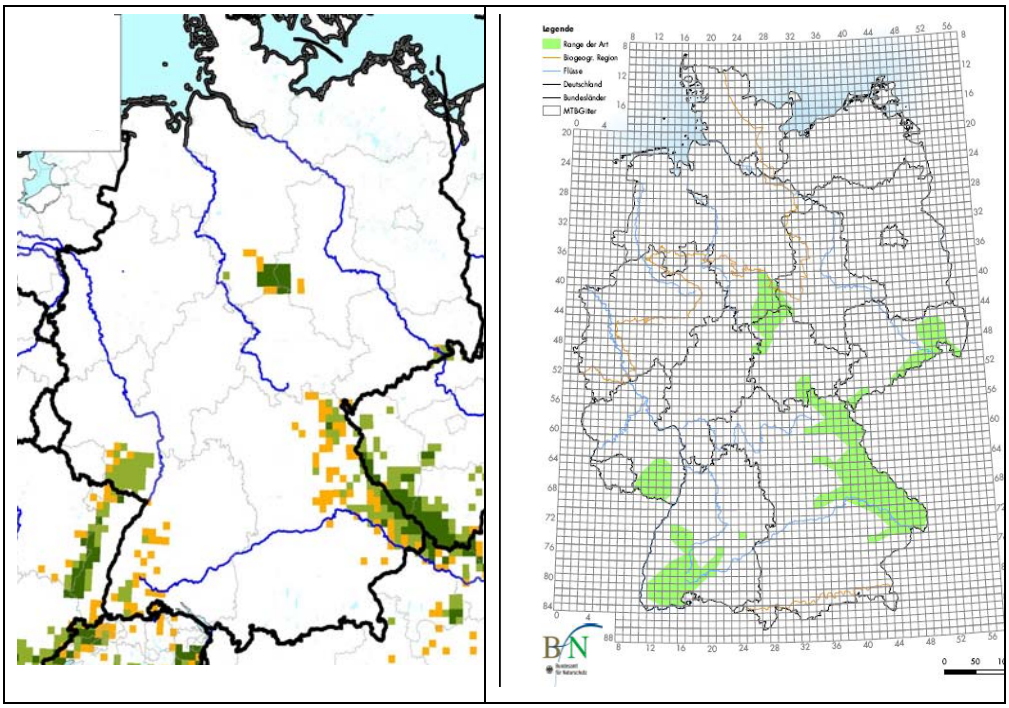

Abb. 4: Zwei Karten zum Vorkommen des Luchses in Deutschland 2007 mit unterschiedlicher Einschätzung des Vorkommensgebietes. Die Karte links basiert auf einer Expertenschätzung (nicht alle Experten sind konsultiert worden, deshalb keine bestätigten Hinweise in der Eifel) (Quelle: KORA / LCIE). Die Karte rechts entstand aus Berichten der Länder an das Bundesamt für Naturschutz und wurde von dort an die EU-Kommission berichtet.

Wo Monitoring betrieben wird, bezieht man sich meist auf die SCALP-Kriterien (vgl. Kapitel 3.1). Bei der Interpretation der Daten und ihrer Zusammenführung herrscht jedoch kein einheitliches Vorgehen, nicht einmal unter den Fachleuten. So trennt beispielsweise Baden-Württemberg die Luchsdaten nach C1, C2 und C3, während Niedersachsen die Kategorien C2 und C3 zusammenfasst. Das ergibt ein ganz anderes Bild des Luchsvorkommens. Wolfshinweise, die in Brandenburg als „bestätigt“ (C2) aufgefasst werden, können in Sachsen als „unbestätigt“ (C3) notiert werden – und so weiter.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass das gegenwärtige Monitoring von Großraubtieren die formellen Erfordernisse der Berichtspflicht nach Artikel 17 FFH-RL nicht erfüllt.

2 Monitoring – Grundlagen, Überlegungen

2.1 Begriffsbestimmung und Ziele

Der Begriff Monitoring wird häufig als Zählung oder Datenaufnahme missverstanden. Nach HELLAWELL (1991, zit. in BREITENMOSER ET AL. 2006), ist Monitoring „eine reguläre, strukturierte Überwachung, um sicherzustellen, dass eine bestimmte Maßnahme zum Ziel führt". Anzufügen ist, dass Monitoring stets über einen langen Zeitraum läuft. Zielorientiertheit und Langfristigkeit sind die zwei wichtigsten Merkmale des Monitorings.

Beim Monitoring werden also Ergebnisse laufend mit dem gesteckten Ziel verglichen. Daher muss, bevor ein Monitoring konzipiert wird, das Ziel definiert sein. Zweitens die Genauigkeit, die nötig ist, um das Erreichen des Monitoringziels einschätzen zu können, muss bekannt sein. Beides zusammen entscheidet über die Methoden des Monitorings. Analyse und Interpretation der Ergebnisse im Vergleich mit dem angestrebten Ziel entscheiden darüber, wie weit die Maßnahmen angepasst werden müssen (LINNELL ET AL. 1998, BREITENMOSER ET AL. 2006).

Das Ziel nach der Habitatdirektive ist es, einen günstigen Erhaltungszustand der Großraubtier-Populationen zu erreichen und beizubehalten. Die genannten Populationsparameter wie Größe, Trend, besetztes Gebiet etc. erlauben es, dies zu beurteilen (Kapitel 1.5).

Monitoring einer Großraubtier-Population erfordert nicht, jedem einzelnen Luchs oder Wolf nachzugehen. Dennoch gibt es manchmal Gründe, auch einem Einzeltier besonderes Augenmerk zu widmen (Schäden, „Problemtiere", öffentliches Interesse etc.).

2.2 Monitoringmethoden für Großraubtiere

Beim Monitoring wird zwischen passivem und aktivem Vorgehen unterschieden (BREITENMOSER ET AL. 2006). *Passives Monitoring* erfordert keine eigene Feldarbeit, sondern besteht im Sammeln, Auswerten und Analysieren von Informationen, die zufällig anfallen, z. B. das Auffinden toter Großraubtiere, Berichte über Schäden oder direkte Beobachtungen, bei bejagten Populationen auch Abschussdaten. Bei der Interpretation dieser Daten ist Vorsicht geboten, da die Gefahr von systematischen Abweichungen gegeben ist.

Manche Mortalitätsursachen sind z. B. leichter zu entdecken (z. B. Verkehrsverluste) als andere (illegale Abschüsse, Krankheiten). Passives Monitoring liefert auch nicht notwendiger Weise die erforderliche Information für alle Fragen, z. B. hängt die Anzahl der Schadensfälle nicht unbedingt mit der Zahl der Großraubtiere zusammen, sondern eher mit der Art der Viehhaltung (KACZENSKY 1996). Auch kann das untypische Verhalten eines einzelnen Tieres das Bild verfälschen (LINNELL et al. 1998).

Aktives Monitoring ist das spezielle Sammeln von Daten für das Ziel des Monitoringprogramms (Breitenmoser et al. 2006). Dies schließt Feldarbeit und spezielle Untersuchungen oder Habitatanalysen ein. Die Daten werden gezielt und systematisch erhoben, um systematische Abweichungen zu vermeiden. Mit den Ergebnissen können die anstehenden Fragen unmittelbar beantwortet werden (BREITENMOSER et al. 2006).

Welche Methoden gewählt werden, hängt von der Fragestellung, der erforderlichen Genauigkeit und den vorhandenen Ressourcen ab, darüber hinaus von den Umweltbedingungen, der Tierart und der Größe und Verbreitung der Population. Es gibt keine artspezifische Methode, die überall in Europa angewandt werden könnte, und auch keine, die alle Fragen beantworten kann, sondern es müssen jeweils die besten Methoden unter den gegebenen Umständen gefunden werden. In den meisten Fällen wird dies eine Kombination von Methoden sein. Einen Überblick dazu vermittelt die Tabelle 2.

Tab. 2: Monitoringmethoden für Große Beutegreifer in Europa (Quelle: LINNELL et al. 2008, REINHARDT & KLUTH unveröff.)

Art	Methode	Länder, die diese Methode verwenden
Wolf	Systematisches Abspüren bei Schnee	Schweden, Norwegen, Finnland, Frankreich, Polen, Italien (Alpen), Litauen, Estland, Lettland
	Genetische Analysen	Schweden, Norwegen, Finnland, Polen, Italien (Alpen), Frankreich, Schweiz
	Heulanimationen	Frankreich, Polen, Italien (Alpen), Spanien
	Sammeln von Anwesenheitshinweisen	Frankreich, Polen, Italien (Alpen), Schweiz
	Telemetrie	Schweden, Finnland
	Analysen von Abschussdaten	Lettland, Estland
	Autopsie toter Tiere	Fast alle Länder
Luchs	Systematisches Abspüren bei Schnee	Schweden, Norwegen, Finnland, Frankreich, Polen, Estland, Litauen
	Abspüren von Luchs-Familien bei Schnee	Norwegen, Schweden
	Sammeln von Anwesenheitshinweisen	Frankreich, Polen, Schweiz
	Haarfallen (Genetik)	Polen, Frankreich
	Fotofallen	Schweiz
	Analysen von Abschussdaten	Lettland, Estland, Norwegen
	Autopsie toter Tiere	Fast alle Länder
Bär	Genetik	Schweden, Spanien, Norwegen, Kroatien, Slowenien, Italien, Österreich
	Beobachtungen von Bärinnen mit Jungtieren	Spanien, Norwegen, Schweden, Estland, Griechenland
	Autopsie toter Tiere	Fast alle Länder
	Sammeln von Anwesenheitshinweisen	Österreich, Griechenland

2.3 Empfohlene Monitoringmethoden für Deutschland

Abspüren im Schnee ist die gängigste Methode für das Monitoring von Luchs und Wolf. Die klimatischen Bedingungen für einen systematischen Einsatz dieser Methode herrschen in Deutschland jedoch, wenn überhaupt, nur in den Gebirgen. Im Flachland reicht die Schneedecke hierfür nicht aus. Wann immer sich die Gelegenheit bietet, sollte Abspüren im Schnee genutzt werden, um so viel Information wie möglich zu sammeln (Anwesenheitsbestätigung, Reproduktion, Rudelgröße, markierende Individuen u. a.).

Immer bedeutender beim Monitoring von Großraubtieren werden *genetische Untersuchungen*. Das erforderliche Material (Kot, Haare) kann unabhängig von der Jahreszeit gesammelt werden. Deshalb sollte dies ein fester Bestandteil des Monitorings in Deutschland werden.

Das *Suchen nach Hinweisen* auf die Anwesenheit von Großraubtieren, wie Spuren, Kot, Markierungszeichen und Risse, ist die am häufigsten angewandte Monitoringmethode für diese Tierarten (LINNELL ET AL. 1998). Sie kann unabhängig von der Jahreszeit und von Umweltbedingungen angewendet und sollten besonders für Wolf und Bär genutzt werden. Die erhobenen Daten liefern die Grundlage für Verbreitungskarten.

Systematische Heulanimationen werden in vielen Ländern im Sommer durchgeführt, um Reproduktion bei Wölfen nachzuweisen. Bisher wurde diese Methode in Deutschland mit geringem Erfolg angewandt. Da die Antwortrate bei Heulanimationen jedoch generell gering ist, sollte diese Methode in den nächsten Jahren weiter getestet werden.

Beim Luchs werden in der Schweiz mit intensivem *Kamerafallenmonitoring* gute Ergebnisse zur Schätzung der Populationsgröße erzielt. Auf Grund der individuellen Unterscheidbarkeit der Luchse anhand des Fleckenmusters, können die Fotos nach einer statistischen Fang-Wiederfang-Methode analysiert werden. Diese vielversprechende Methode sollte auch für das Luchsmonitoring in Deutschland systematisch eingesetzt werden.

Telemetrie ist eine wildbiologische Feldmethode, aber keine Monitoringmethode an sich. Sie liefert detailierte Informationen zu Streifgebiets- und Territoriengrößen, zur Nutzung des Habitats oder zur Mortalität, die mit anderen Methoden kaum gewonnen werden können. Daher werden Telemetriestudien häufig dazu verwendet, die Ergebnisse des Monitorings zu kalibrieren (BREITENMOSER ET AL. 2006). Zum Beispiel lassen sich ohne Kenntnisse über die Territoriumsgrößen in einem bestimmten Gebiet, benachbarte Individuen oder Familiengruppen nur schwer von einander unterscheiden. Telemetrie ergibt sehr genaue Daten, ist aber auf ausgewählte Flächen bzw. wenige Tiere begrenzt (BREITENMOSER ET AL. 2006). Bei Wiederansiedlungs- oder Translokationsaktionen ist Telemetrie ein Muss, um Erfolg oder Misserfolg zu dokumentieren.

Von der Öffentlichkeit gemeldete *Zufallsbeobachtungen*, tot aufgefundene Tiere sowie gerissene Haustiere sollten ebenfalls in standardisierter Form gesammelt werde.

2.4 Stratifiziertes Monitoring

Großraubtiere sind stets selten und bewegen sich über große Räume. Sie können daher nur ausnahmsweise über ihr gesamtes besetztes und möglicherweise zukünftiges Verbreitungsgebiet hinweg mit gleicher Intensität überwacht werden, besonders wenn ihre Populationen expandieren. Deshalb praktizieren manche Länder ein *stratifiziertes Monitoring* (Details siehe BREITENMOSER ET AL. 2006). Die Intensität des Monitorings variiert dabei je nach räumlicher und zeitlicher Ebene. Während auf einer großen Langzeit-Skala generelle Fragen wie Vorkommen, Trend in Verbreitung und Populationsgröße im Vordergrund stehen, werden auf kleinerer Skala (z. B. in Referenzgebieten über einen begrenzten Zeitraum)

detailierte Informationen erhoben, wie Territoriums- und Rudelgröße (um die Dichte einzuschätzen), Habitatnutzung oder Daten zur Reproduktion.

Präzise Daten, die in relativ kleinen Gebieten gewonnen wurden, sind nützlich, um Ergebnisse aus extensiven Monitoringaktionen zu kalibrieren und zuverlässig zu interpretieren (BREITENMOSER ET AL. 2006).

3 Standards für ein Monitoring von Großraubtieren in Deutschland

Wie in Kapitel 1.6 erwähnt verwenden die meisten Monitoringprogramme die SCALP-Kriterien. SCALP (Status and Conservation of the Alpine Lynx Population) ist eine Schutzinitiative (www.kora.ch), die unter Anderem auch standardisierte Kriterien für die Interpretation von Monitoringdaten für den Luchs entwickelt hat.

3.1 Eine explizite und praktikable Definition der SCALP-Kriterien für deutsche Verhältnisse

Nachfolgend definieren wir die für ein standardisiertes Großraubtier-Monitoring in Deutschland erforderlichen SCALP-Kriterien. Sie basieren auf den originalen SCALP-Kriterien, wurden jedoch an die Situation in Deutschland angepasst und für zwei weitere Arten, Wolf und Bär, erweitert.

Einige Vorbedingungen sind festzuhalten:

- In jeder Region mit Großraubtieren ist mindestens eine erfahrene Person für die Evaluierung der Felddaten verfügbar.
- Als erfahren gilt, wer ausgiebige Felderfahrung mit der in Frage kommenden Großraubtierart hat (siehe 3.1.2).
- Alle Beobachtungen sind auf ihre Echtheit (mit anderen Worten auf gezielte Täuschung) zu überprüfen.

Der Buchstabe C steht für Category. Die Ziffern 1, 2 und 3 sagen nichts über die fachliche Qualifikation des Beobachters aus, sondern nur über die Überprüfbarkeit des Hinweises und die entsprechende Zuordnung in die jeweilige Kategorie.

C1: eindeutiger Nachweis = harte Fakten, die die Anwesenheit eines Großraubtiers eindeutig bestätigen (Lebendfang, Totfund, genetischer Nachweis, Foto, Telemetrieortung).

C2: Bestätigter Hinweis = von erfahrener Person überprüfter Hinweis (z. B. Spur oder Riss), bei dem ein Großraubtier als Verursacher bestätigt werden konnte. Die erfahrene Person kann den Hinweis selber im Feld oder anhand einer Dokumentation von einer dritten Person bestätigen.

C3: Unbestätigter Hinweis = Alle Hinweise, bei denen ein Großraubtier als Verursacher auf Grund der mangelnden „Beweislage“ von einer erfahrenen Person weder bestätigt noch ausgeschlossen werden konnte. Dazu zählen alle Sichtbeobachtungen, auch von erfahrenen Personen, ferner alle Hinweise, die zu alt sind, unklar, unvollständig dokumentiert sind, zu wenige um ein klares Bild zu ergeben (z. B. bei Spuren) oder aus anderen Gründen für eine Bestätigung nicht ausreichen; ebenso alle Hinweise, die nicht überprüft werden konnten. Die Kategorie C3 kann in Unterkategorien „wahrscheinlich“ und „unwahrscheinlich“ unterteilt werden.

Falsch: Falschmeldung = Hinweis, bei der ein Großraubtier als Verursacher ausgeschlossen werden konnte oder sehr unwahrscheinlich ist.

3.1.1 Artspezifische Besonderheiten

Der Braunbär ist der einzige Vertreter der Bärenfamilie, und der Luchs die einzige große Katze in Deutschland. Deshalb sind indirekte Hinweise auf diese beiden Arten (Spuren u. a.) in der Regel einfach zuzuordnen. Beim Wolf ist dies komplizierter wegen der Verwechslungsgefahr mit den Hinweisen ähnlich großer Hunde. Daher sind bei Wolfshinweisen strengere Maßstäbe anzulegen, als bei Bär und Luchs.

Braunbär: Spuren, Kot und sogar Haare von Bären sind relativ leicht zu erkennen. Dagegen sind Risse dem Bären oft schwer zuzuordnen, weil das Rissbild stark variieren kann.

Luchs: Spuren und Risse vom Luchs sind relativ leicht als solche zu identifizieren. Schwieriger ist dies mit Kot, Urinmarkierungen und Haaren. Sie können daher für sich allein nicht als C2-Hinweis bewertet werden.

Wolf: Wolfshinweise sind generell schwierig von Hundehinweisen zu unterscheiden. Wolfsfotos für C1 sollten das ganze Tier und alle wolfstypischen Körperpartien zeigen. Spuren, Kot und Risse können besonders leicht mit denen von Hunden verwechselt werden, so dass besondere Vorsicht zu wahren ist. Zur Feststellung von Wolfspräsenz ist daher eine höhere Anzahl von C2-Hinweisen erforderlich als bei Luchs und Bär (siehe Kapitel 3.2.2).

3.1.2 Kriterien für eine erfahrene Person

Eine Person gilt als erfahren, wenn sie bereits ausgiebig mit dem Monitoring der jeweiligen Großraubtierart beschäftigt war, so dass sie Routine im Erkennen und Interpretieren von Hinweisen dieser Art hat. Sie muss also über längere Zeit an Feldarbeit im Rahmen national oder international anerkannter Großraubtier-Projekte teilgenommen haben. Sie muss mit der Biologie der jeweiligen Großraubtierart und ihrer Beutetiere (Wild- und Nutztiere) vertraut sein. Um die Routine im Erkennen und Einordnen von Großraubtierhinweisen aufrecht zu erhalten, muss diese Person Gelegenheit haben, Hinweise regelmäßig zu sehen. So wie ein Vogelkundler seine Erinnerung an Vogelstimmen immer wieder auffrischen muss, so muss die Großraubtier-erfahrene Person ihren Blick ständig trainieren. Von großer Bedeutung ist dabei der häufige Erfahrungsaustausch mit anderen Personen, die im Monitoring von Großraubtieren tätig sind.

3.2 Analyse und Interpretation der Daten

Im folgenden Kapitel schlagen wir vor, wie Monitoringdaten analysiert und die Ergebnisse interpretiert werden sollten, um den Monitoringanforderungen der Habitatdirektive gerecht zu werden und Fragen der zuständigen Behörden zu Management und Schutzanforderungen zu beantworten.

3.2.1 Räumliche Analyse – Vorkommen und Verbreitungsgebiet

Mit den Begriffen Vorkommen und Verbreitungsgebiet wird der räumliche Zustand einer Population beschrieben.

Vorkommen ist das Gebiet, das tatsächlich von der Art besiedelt ist. Es wird durch die besetzten Rasterzellen von 10 * 10 km Größe beschrieben. Als besetzt gilt eine Rasterzelle bei einem C1-Nachweis. Liegt ein solcher nicht vor, so sind für Luchs und Bär zwei, beim Wolf mindestens drei C2- Hinweise erforderlich (siehe 3.2.2). Zellen nur mit C3-Hinweisen gelten nicht als besetzt.

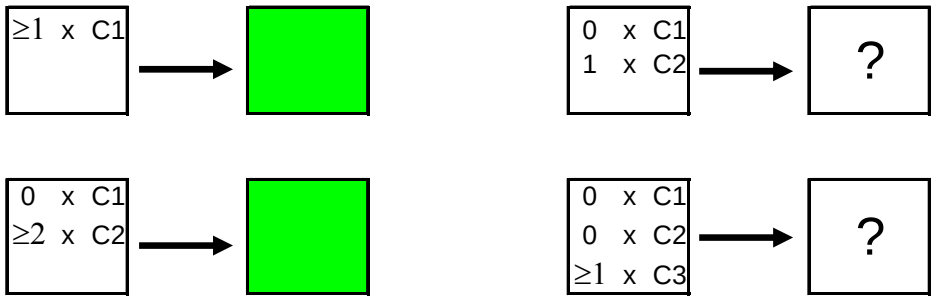

Abb. 5: Beispiele für die Festlegung des Vorkommens pro Rasterzelle (grün = Vorkommen bestätigt = besetzte Zelle). Links oben: eine C1 reicht für eine besetzte Zelle. Links unten: mindestens zwei C2 ergeben eine besetzte Zelle. Rechts: eine C2 und / oder beliebig viele C3 reichen nicht aus, um ein Vorkommen zu bestätigen. Die Zellen bleiben unbesetzt.

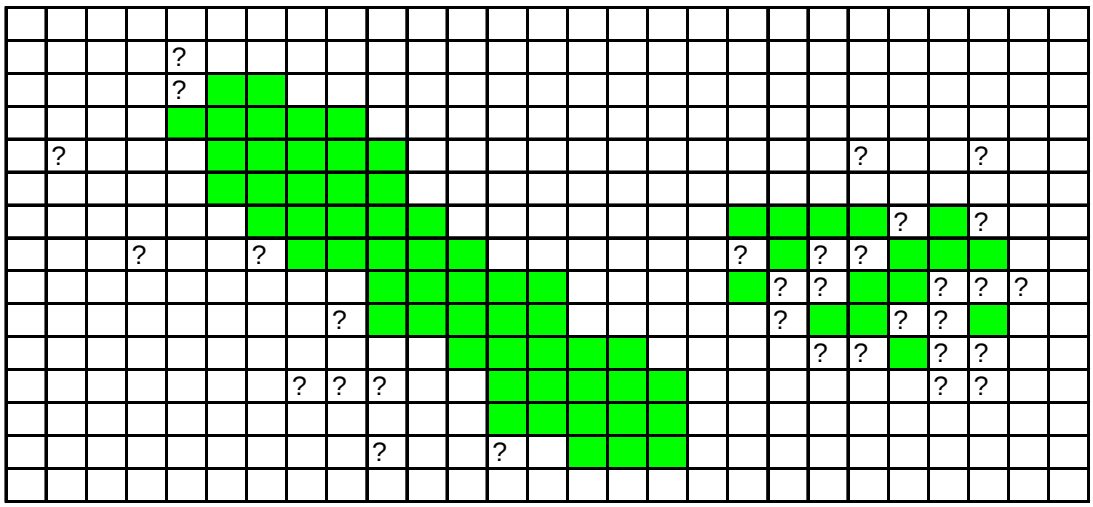

Abb. 6: Beispiel für die Schätzung des Vorkommens (grün). Für eine besetzte (grüne) Zelle lagen mind. ein C1-Nachweis oder zwei C2-Hinweise für Luchs und Bär bzw. mind. drei C2-Hinweise für Wolf vor. Links: geschlossenes Vorkommen mit möglicher Ausdehnung nach Westen. Die Ausdehnung ist spekulativ, da noch keine C1 und zu wenige C2-Hinweise vorliegen. Rechts: Vorkommen mit Lücken. Diese können durch Lücken im tatsächlichen Vorkommen gegeben sein oder durch ungenügenden Monitoringaufwand.

Das Vorkommen wird jährlich bestimmt. Der Trend wird durch eine lineare Regression über alle Daten geschätzt (zeitliche Änderung der Anzahl besetzter Zellen). Nachfolgend sind einige Beispiele aufgeführt.

Verbreitungsgebiet ist das gesamte Gebiet, in dem die Art am Ende der sechsjährigen Berichtsperiode vorkommt. Es wird durch die äußere Umgrenzung der besetzen Zellen gebildet, ist also das Minimum-Konvex-Polygon des Vorkommensgebietes. Wenn fünf oder mehr aneinander grenzende Zellen ohne Vorkommen sind, wird das Verbreitungsgebiet in mehreren Teilgebieten dargestellt

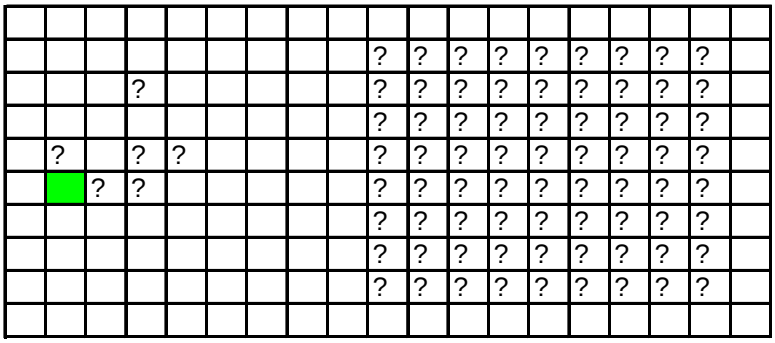

Abb. 7: Links: Wahrscheinlich das Vorkommen eines Einzeltieres. Rechts: Mögliche Präsenz einer Art ohne Datengrundlage. Es besteht Klärungsbedarf. Möglich sind (1) mangelhaftes Monitoring (z. B. unerfahrenes Personal) oder (2) "Enthusiasten", die die Präsenz einer Art lediglich vermuten.

Das Verbreitungsgebiet wird nur alle sechs Jahre im Berichtsjahr geschätzt. Zellen zählen als besetzt, wenn sie sowohl im Berichtsjahr als auch im Jahr davor besetzt waren oder wenn im letzten Jahr des Berichtszeitraumes Nachwuchs festgestellt wurde. Der Trend wird beschrieben durch die Differenz oder den Quotienten der Verbreitungsgebietsgröße im Jahr 0 und Jahr 6 (Jahr 0 ist das letzte Jahr des vorherigen Berichtszeitraumes).

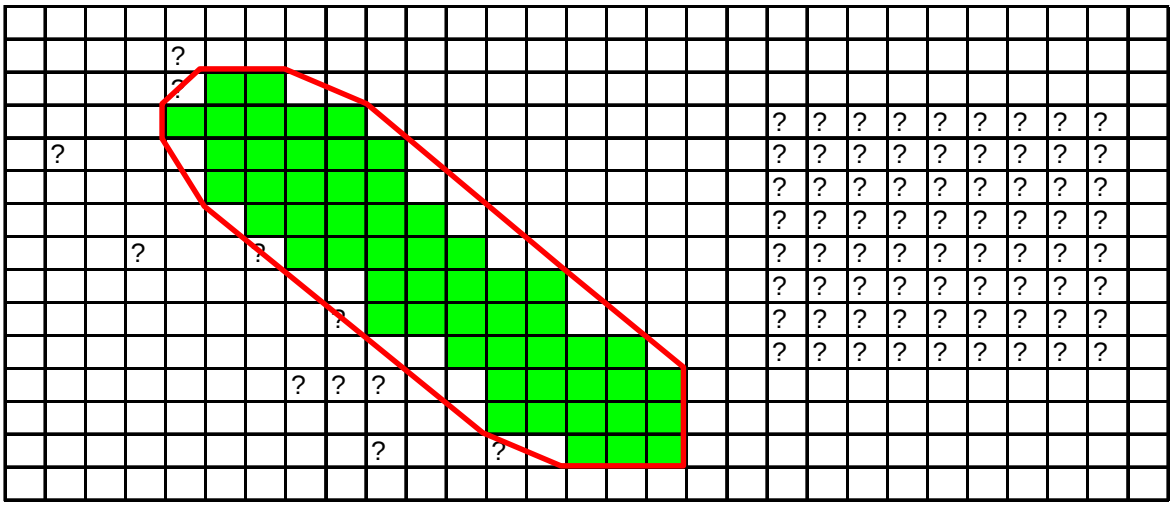

Abb. 8: Beispiel zur Schätzung der Verbreitung (rote Linie). Die Abbildung rechts zeigt keine besetzten Zellen und deshalb keine Verbreitung.

Das Verbreitungsgebiet und sein Trend sind keine guten Indices, um den Trend der räumlichen Ausdehnung einer Population im Vergleich zu ihrem Vorkommen zu beschreiben.

Abb. 9 und Abb. 10 zeigen sehr verschiedene Verbreitungsgebiete, während die beiden Vorkommen ähnlich sind. Wir raten deshalb dazu, das Vorkommen (und dessen Trend) zu benutzen, um die räumliche Ausdehnung einer Großraubtier-Population zu beschreiben.

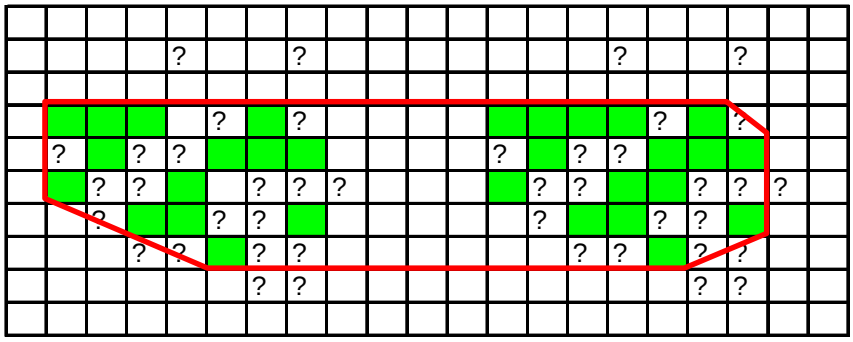

Abb. 9: Zwei Gebiete, die durch weniger als fünf Zellen von einander getrennt sind, ergeben ein Verbreitungsgebiet.

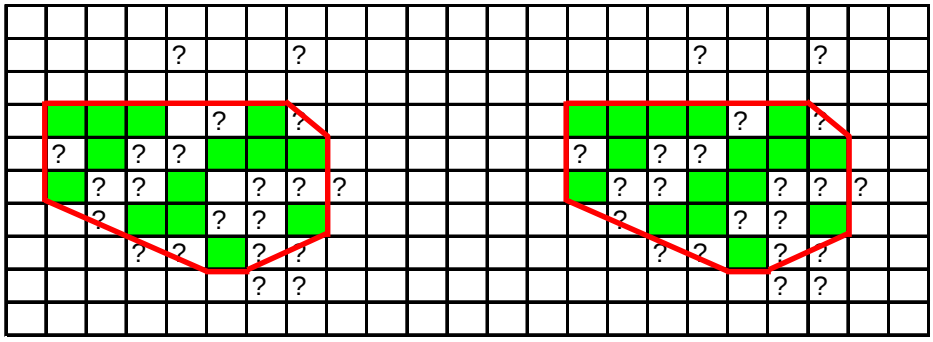

Abb. 10: Zwei Gebiete, die durch fünf oder mehr Zellen von einander getrennt sind, ergeben zwei Verbreitungsgebiete.

3.2.2 Demographische Analyse – Populationsgröße

Wegen der unterschiedlichen Lebensweise der Großraubtier-Arten und der daraus resultierenden Datenverfügbarkeit erfordert die Schätzung der Populationsgröße artenspezifische Methoden. Beispielsweise setzen Bären Kot während des Laufens ab, Wölfe platzieren ihn sogar exponiert, Luchse dagegen verdecken ihn. Für genetische Analysen lässt sich also Kot von Bär und Wolf leicht gewinnen, nicht aber vom Luchs. Bei Haaren – eine weitere Quelle für genetische Analysen – ist es ganz anders. Bären lassen Haare an Stacheldraht, mit dem man eine beköderte Lockstelle umgibt. Wölfe dagegen lassen sich kaum so anlocken, dass regelmäßig Haare für eine genetische Untersuchung anfallen. Luchse können an häufig begangenen Wechseln zwar an Duftmarkierstellen gelockt werden, jedoch ist dies sehr zeit- und arbeitsaufwendig. Effizienter sind Fotofallen, weil sich Luchse anhand ihres Fleckenmusters individuell unterscheiden lassen.

Wegen dieser Unterschiede geben wir für jede der drei Großraubtierarten spezifische Hinweise zum Einschätzen der Populationsgröße. Diese sollte jedes Jahr geschätzt werden. Der Trend ist die lineare Regression der Größe über alle Jahre.

Zu beachten ist, dass kein enger Zusammenhang zwischen Populationsgröße und Vorkommen oder Verbreitungsgebiet besteht.

Die Populationsgröße ist der wichtigste Parameter, um den Zustand einer Großraubtier-Population anzugeben. Deshalb macht es Sinn, das Monitoring darauf zu fokussieren. Es besteht jedoch eine Wechselwirkung zwischen Methode und Populationsgröße. Manche Methoden sind gut geeignet für kleine Populationen, wieder andere für größere. Dort ist ein *stratifiziertes Monitoring* zu empfehlen.

Im Folgenden konzentrieren wir unsere Empfehlungen auf die gegenwärtigen Populationsgrößen, erörtern aber auch Vorschläge, wie bei größeren Populationen verfahren werden sollte.

Bär

Bei kleinen und mittelgroßen Populationen (< 50 – 100 Tiere) ist das Mittel der Wahl die *genetische Analyse* von Kot- und Haarproben. So kommt man zu einer Mindestgröße der Population; denn nicht von allen Tieren wird jedes Jahr eine Probe gefunden.

Das genetische Monitoring wird ergänzt durch konventionelle Methoden wie Abspüren oder das opportunistische Sammeln von Hinweisen. Es wird versucht, so viele genetische Proben wie möglich zu sammeln, die dann jährlich im Labor analysiert werden. So entsteht eine Tabelle von Tieren pro Jahr, die bestätigt werden konnten (Abb. 11).

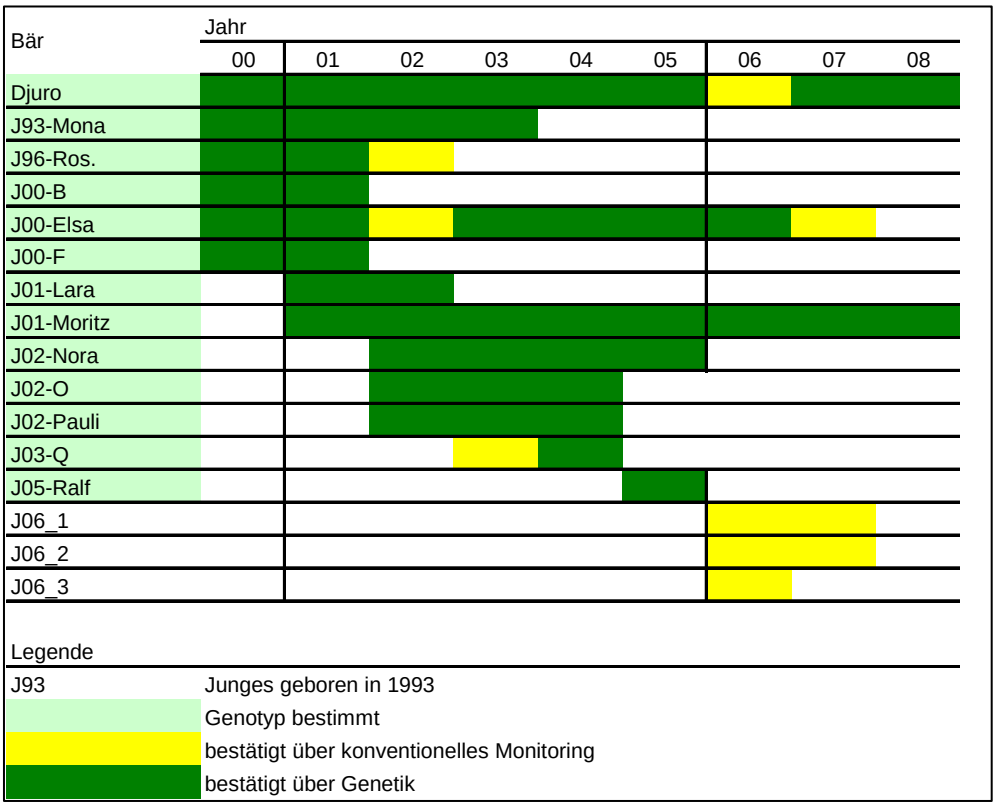

Abb. 11: Ergebnisse des genetischen Monitorings von Bären in den nördlichen Kalkalpen Österreichs seit 2000. In den meisten Jahren konnten die im Gebiet lebenden Bären genetisch nachgewiesen werden. Es gibt aber auch Lücken, was die Bedeutung des zusätzlichen konventionellen Monitorings unterstreicht.

Der erforderliche Aufwand, um alle Bären einer Population nachzuweisen, kann aus der Erfolgsrate bei anderen Populationen geschätzt werden. In Österreich ist die Erfolgsrate bei den Proben 30 – 40 % (d. h. nur etwa ein Drittel der Proben ist für eine genetische Analyse brauchbar). Darüber hinaus werden bei einer zufälligen Sammlung von Proben auch viele Individuen mehrfach in den Proben vertreten sein. Die Erfahrungen aus den Bärenmonitoring in Österreich zeigen, dass etwa zehn intakte Proben pro Bär erforderlich sind, also etwa 30 Proben pro Bär (Abb. 12), um relativ sicher alle Individuen nachgewiesen zu haben. Für eine Population von zehn Bären braucht man also 300 Proben, um ein robustes Minimum der Populationsgröße zu ermitteln.

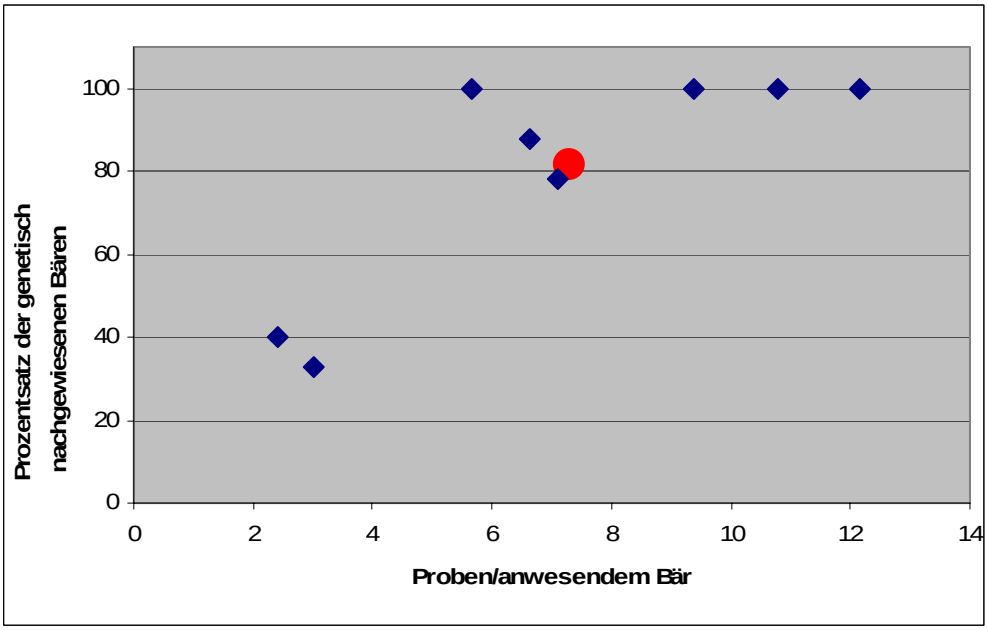

Abb. 12: Die Erfolgsrate des genetischen Monitorings (Prozentanteil der genetisch festgestellten Bären) gegen das Verhältnis positive Proben pro Bär vermittelt einen Eindruck des erforderlichen Aufwands. Blaue Punkte sind Daten einzelner Jahre (2000 – 2007), der rote Punkt ist der Mittelwert aus allen Daten. Etwa zehn positive Proben pro Bär scheinen zu genügen.

Wenn jedes Individuum genetisch identifiziert ist, kann ein Stammbaum konstruiert werden. Dies bedeutet eine große Menge zusätzlicher Information zu Populationszusammensetzung, Reproduktion, Gefährdung der genetischen Vielfalt u. a. m. (KRUKENHAUSE et al. 2008). Wir empfehlen dringend, die Informationen über die genetischen Beziehungen der Individuen stets auf neuestem Stand zu halten.

Ab einer Populationsgröße von ca. 50 Tieren können neben Minimumschätzungen auch statistische Schätzungen anhand von *Fang-Wiederfang-Analysen* der genetischen Daten zum Einsatz kommen.

Bei sehr kleinen Populationen kann man die Individuen manchmal an der Größe ihrer Trittsiegel unterscheiden. In der Regel wird jedoch ein genetisches Monitoring zusammen mit konventionellen Methoden das verlässlichste Ergebnis liefern.

Das Vorkommen von Bären in Deutschland wird in absehbarer Zeit auf den Alpenraum begrenzt bleiben und nur einen kleinen Teil der Alpenpopulation umfassen. Jedes Monitoringprogramm muss daher sinnvoller Weise mit den benachbarten Alpenländern abgestimmt werden.

Tab. 3: Parameter, empfohlene Methoden und erforderliche Genauigkeit zur Schätzung des Vorkommensgebietes und der Populationsgröße von Bären.

Parameter	Methode	Genauigkeit und Umfang der erforderlichen Daten
Vorkommensgebiet	Suche nach Anwesenheitshinweisen	Ein C1 oder zwei C2-Hinweise per 10 x 10 km Zelle und Jahr
Populationsgröße	Genetische Untersuchungen: < 50 Tiere Minimumschätzung; ab ca. 50 Tiere Fang-Wiederfangschätzung möglich, Suche nach Anwesenheitshinweisen	Minimumschätzung beruht auf C1- oder C2-Hinweisen
Reproduktion	Suche nach Anwesenheitshinweisen, Abspüren bei Schnee, Genetik, Fotofallen	Reproduktion muss durch C1 oder C2-Hinweise bestätigt werden.

Wolf

Genaue Schätzungen der Populationsgröße von Wölfen lassen sich nur schwer erheben. Dagegen ist die Anzahl der reproduzierenden Rudel (Familien) nicht nur leichter zu ermitteln, sondern für die Beurteilung des Erhaltungszustandes auch sinnvoller als die Gesamtzahl der Tiere. Wir empfehlen daher, wie in Skandinavien mit *Populationsindices* wie Anzahl der Rudel und der reviermarkierenden Paare zu arbeiten (WABAKKEN et al. 2007).

Wir definieren *Rudel* als eine Gruppe von mehr als zwei Wölfen, die in einem Territorium leben, bestätigt durch C1- oder C2-Daten. Ein *Reproduzierendes Rudel* besteht aus zwei oder mehr Wölfen mit bestätigter Reproduktion. Die Rudelgröße (Mindestanzahl Wölfe im Rudel) sollte im Spätherbst bzw. Winter ermittelt werden.

So lange die Population klein ist (<= 12 Rudel), sollte von jedem Rudel so viel Information wie möglich gesammelt werden (Rudelgröße, Territoriengröße, Identität von Individuen, Anzahl Welpen). Wird die Population größer, ist ein stratifiziertes Vorgehen sinnvoll, mit Referenzrudeln und Referenzgebieten und Extrapolation der Ergebnisse auf die Gesamtpopulation.

In kleinen Populationen ist die Kenntnis vom Vorkommen einzelner territorialer Tiere wichtig sowohl für Managemententscheidungen, als auch für das Monitoring. Die individuelle Kenntnis solcher Tiere bzw. ihres Status (Geschlecht, single / verpaart.) kann von Bedeutung für das Management sein. Da unverpaarte Wölfinnen sich mit Haushunden paaren können, sollte sie besonders eng überwacht werden. Das Problem der Hybridisierung verringert sich mit zunehmender Populationsgröße. Die Überwachung einzelner Individuen kann aus Managementgründen (Wolf-Nutztierkonflikte) noch immer wünschenswert sein, ist dann jedoch weniger eine Monitoringaufgabe.

In Wolfsgebieten ist aktives Monitoring erforderlich, weshalb eine erfahrene Person zur Verfügung stehen muss. Außerhalb oder an der Ausbreitungsfront ist ein passiver Ansatz realistischer. Sobald sich Hinweise aus einem neuen Gebiet häufen, sollte versucht werden, diese zu bestätigen bzw. gezielt vor Ort nach Wolfshinweisen zu suchen. Generell ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass gemeldete Wolfshinweise auf Hunde zurückzuführen sind. Es liegt in der Verantwortung von erfahrenen Personen zu entscheiden, wann die Art und

Anzahl der gemeldeten Hinweise eine aktive Recherche auslösen sollten. Sobald ein Wolf bestätigt ist (C2), muss das Monitoring intensiviert werden. Dabei ist der Focus darauf zu legen, den Status des Tieres herauszufinden.

Tab. 4: Parameter, empfohlene Methoden und erforderliche Genauigkeit zur Schätzung des Vorkommensgebietes und der Populationsgröße von Wölfen.

Parameter	Methode	Genauigkeit und Umfang der erforderlichen Daten
Vorkommensgebiet	Suche nach Anwesenheitshinweisen	Ein C1 oder drei unabhängige C2-Hinweise oder zehn C2-Hinweise gleichen Typus per 10 x 10 km Zelle und Jahr
Anzahl Rudel Anzahl markierender Paare Anzahl einzelner territorialer Wölfe	Suche nach Anwesenheitshinweisen, Abspüren bei Schnee, Genetik, Heulanimation, Videodokumentation	Vorkommen eines Rudels, eines markierenden Paares oder eines territorialen Einzeltieres muss durch C1 oder C2-Hinweise bestätigt werden.
Rudelgröße	Suche nach Anwesenheitshinweisen (Fokus auf Spuren), Abspüren bei Schnee, Genetik, Heulanimation, Videodokumentation	Die Mindestgröße des Rudels muss durch C1 oder C2-Hinweise im Spätherbst / Winter bestätigt werden.
Reproduktion	Suche nach Anwesenheitshinweisen (Fokus auf Welpenspuren), Abspüren bei Schnee, Genetik, Heulanimation, Videodokumentation an Rendezvousplätzen, Fotofallen	Erfolgreiche Reproduktion muss mit C1 oder C2-Hinweisen bestätigt werden.

Luchs

Luchse lassen sich anhand ihres Fleckenmusters individuell unterscheiden. Dies lässt sich für ein Monitoring von Luchspopulationen nutzen. Genetische Methoden anhand von Proben (Kot oder Haare) sind dagegen noch nicht weit genug entwickelt, könnten aber in Zukunft an Bedeutung gewinnen.

Wir empfehlen für alle kleinen Populationen und für das Vorkommen von Einzeltieren, ein *opportunistisches Fotofallenmonitoring* zu etablieren und Minimumschätzungen durchzuführen. Dafür werden Fotofallen an Rissen, Markierstellen und regelmäßig begangenen Wechseln aufgestellt. Für größere Populationen, wie im Harz und im Bayerischen Wald, sollte ein *systematisches* Fotofallenmonitoring durchgeführt werden. Dieses liefert Daten für eine statistische Schätzung der Populationsgröße mittels Fang-Wiederfang-Analysen. Abspüren im Schnee liefert wertvolle zusätzliche Hinweise, zum Beispiel auf Reproduktion.

Die beiden Populationen in Deutschland (Bayerischer Wald und Harz) sind gegenwärtig zu klein, um sie in Referenzgebiete zu unterteilen. Dies gilt wahrscheinlich auch für zukünftige

Populationen (KRAMER-SCHADT et al. 2005) in Deutschland, da diese voraussichtlich stark fragmentiert sein werden. Sollten Gebiete kolonisiert werden, die gegenwärtig als ungeeignet für die Art angesehen werden, und Luchspopulationen sich über große Flächen ausdehnen, sollte ein stratifizierter Ansatz mit Referenzgebieten gewählt werden.

Tab. 5: Parameter, empfohlene Methoden und erforderliche Genauigkeit zur Schätzung des Vorkommensgebietes und der Populationsgröße von Luchsen.

Parameter	Methode	Genauigkeit und Umfang der erforderlichen Daten
Vorkommensgebiet	Fotofallenmonitoring, Suche nach Anwesenheitshinweisen.	Ein C1 oder zwei C2-Hinweis per 10 x 10 km Zelle und Jahr.
Populationsgröße	Bei kleinen Populationen opportunistisches Fotofallenmonitoring für Mindestgröße. Bei größeren Populationen systematisches Fotofallenmonitoring für statistische Fang-Wiederfang-Schätzung, Suche nach Anwesenheitshinweisen.	Minimumschätzung beruht auf C1- oder C2-Hinweisen.
Reproduktion	Abspüren bei Schnee, Fotofallen.	Reproduktion muss durch C1 oder C2-Hinweise bestätigt werden.

Habitat und Bedrohungen

Habitat

Bär, Wolf und Luchs zeigen eine gewisse Präferenz für Waldgebiete. Um die Habitateignung für Großraubtiere abzuschätzen, sollten *Habitateignungsmodelle* (habitat suitability models) in Referenzgebieten gebildet und über das gesamte fragliche Gebiet extrapoliert werden. Allerdings sind solche Extrapolationen immer problematisch, weil die Vergleichbarkeit des Referenzgebietes mit dem Gesamtgebiet meist nicht nachgewiesen werden kann. Eine andere praktikable Methode ist jedoch nicht zur Hand. Entsprechend vorsichtig müssen Ergebnisse aus solchen Extrapolationen interpretiert werden.

Derzeit sind Habitateignungsmodelle verfügbar für den Luchs in Deutschland (außer Alpen; SCHADT et al. 2002), für den Bären in den Ostalpen (GÜTHLIN 2008) und für den Wolf in Deutschland (KNAUER et al. in prep. nach JEDRZEJEWSKI et al., 2004). Alle diese Modelle nutzen großräumige Landnutzungsdaten wie ATKIS oder Corine. Der einfachste Weg, um den Trend der Habitateignung aufzudecken, besteht darin, die Extrapolationen der Modelle dann erneut zu rechnen, wenn die Landnutzungsdaten aktualisiert werden und/oder bessere Tierdaten vorliegen.

Bedrohungen

Ein Monitoring aller Bedrohungsfaktoren für Großraubtiere ist kaum praktikabel. Deshalb muss das Monitoring zu diesem Problemkreis situations- und fallbedingt sein. Von größter Bedeutung ist es, Bedrohungen rechtzeitig zu entdecken, bevor Großraubtier-Populationen in Gefahr geraten. Der Schlüssel zur Aufdeckung solcher Gefahren sind wiederum zuverlässige Schätzungen von Populationsgröße und Trends. Je nach Gefährdungsursache sollten entsprechende Fachleute hinzugezogen werden, z. B. von der Kriminalpolizei. Voraussetzung dazu sind Datentransparenz und gute Kontakte zu solchen Personen.

3.2.3 Standardisierung der Dateninterpretation

Jedes neue System erfordert seine Zeit, bis es etabliert ist. Gegenwärtig gibt es in Deutschland zwar etliche erfahrene Leute für das Monitoring von Großraubtieren, aber keine gültigen Regeln für die Interpretation der Ergebnisse. Dieser Umstand behindert eine allgemein akzeptierte Beurteilung des Erhaltungszustandes der Großraubtiere in Deutschland.

Wir schlagen daher in den ersten Jahren jährliche Treffen aller erfahrenen Personen vor, die mit dem Monitoring von Großraubtieren in Deutschland befasst sind. Bei diesen Treffen werden die Daten präsentiert und ein Teil der Hinweise gemeinsam beurteilt. Dazu gehören die C1- und C2-Daten für besetzte Rasterzellen und jene Daten, die den Schätzungen der Populationsgrößen zugrunde liegen. C1- und C2-Daten müssen so dokumentiert sein, dass die anderen erfahrenen Personen sie selbst beurteilen können. Diese „doppelte“ Begutachtung dient dazu, die Robustheit der Daten und damit die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten (siehe auch Anlage 2). Ergebnis dieser Treffen sind Populationsgrößenschätzungen und Vorkommenskarten auf Bundesebene.

Das erste Treffen sollte im Herbst 2009 stattfinden.

4 Strukturen für ein Monitoring von Großraubtieren in Deutschland

4.1 Ausgangslage

Ein Monitoring von Großraubtieren wird in einigen Bundesländern bereits durchgeführt. Seine Organisation unterscheidet sich von Land zu Land. Eine Koordination zwischen den Ländern ist derzeit die Ausnahme. Auch gibt es deutliche Unterschiede in den Beschäftigungsverhältnissen der beauftragten Personen. Entsprechend unserer föderalistischen Staatsform sind die bisherigen Monitoringstrukturen sehr heterogen.

Insgesamt zeigen sich zwei Hauptprobleme: (1) die Qualität der Daten und ihre Interpretation und Analyse ist uneinheitlich und oft ungenügend, u. a. wegen ungenügender oder fehlender Zusammenarbeit der Länder. (2) erfahrene Personen sind nicht überall verfügbar, weil es in Deutschland nur wenige Personen mit entsprechender Qualifikation gibt.

Vor dem Hintergrund der heterogenen Ausgangslage versuchen wir hier einen Weg aufzuzeigen, der den Ländern viel Freiheit in der Organisation ihres Monitorings einräumt und dabei trotzdem sicherstellt, dass die Ergebnisse sowohl zwischen den Ländern vergleichbar sind, als auch den in diesem Dokument definierten Standards entsprechen.

4.2 Qualität der Daten, ihre Interpretation und Analyse

Im Kapitel 3 und den Handbüchern beschreiben wir die technische Seite der Lösung dieses Problems. Wir beschreiben die Kriterien, nach denen Hinweise auf Großraubtiere bewertet und wie die bewerteten Hinweise analysiert werden müssen, um die Anforderungen der FFH-Richtlinie zu erfüllen. In diesem Kapitel erläutern wir, wie die Qualitätssicherung organisiert werden kann.

4.2.1 Aufgabenteilung

Da Großraubtiere auf großer Fläche in geringer Dichte vorkommen, ist der Personalbedarf für ein Großraubtiermonitoring hoch. In Schweden, Finnland oder Frankreich werden erfahrene Personen von einem großen Netzwerk geschulter Personen unterstützt. Dies können Jäger, Naturschützer oder andere Freiwillige sein (Schweden, Finnland) oder staatlich angestellte Personen, wie Wildhüter oder Förster (Frankreich). Einheitlich ist für diese Länder, dass sie auf große Netzwerke geschulter Personen setzen, die nach einer für das jeweilige Land einheitlichen Schulung in die bestehende Monitoringstruktur integriert werden und die Fachleute unterstützen. Wir schlagen für Deutschland ebenfalls eine solche Aufgabenteilung vor (siehe Tab. 6).

Die zentrale Aufgabe der *erfahrenen Personen* ist die Durchführung und Organisation aller Maßnahmen im aktiven Monitoring. Dies schließt die Koordination der geschulten Personen, die Archivierung aller Hinweise, die Bewertung der Monitoringdaten nach SCALP-Kriterien und die Erstellung von Vorkommenskarten anhand besetzter Rasterzellen ein (siehe Kapitel 3). Darüberhinaus schulen sie Personen im Erkennen und Dokumentieren von Hinweisen, die dann das Monitoring unterstützen (geschulte Personen).

Eine einheitliche Dokumentation und ein vorgegebener Bewertungskatalog, wie in dem hier entwickelten Handbuch (Kapitel 5) sind die technischen Mindestvorgaben für eine einheitliche Interpretation der Monitoringdaten. Natur lässt sich jedoch nicht vollkommen in Normen

abbilden und letztendlich ist die Erfahrung der erfahrenen Personen notwendig und entscheidend für die Bewertung der Monitoringdaten.

Die *geschulten Personen* beherrschen das Handwerkszeug und haben im günstigsten Fall bereits eigene Kenntnisse im Großraubtier-Monitoring sammeln können, jedoch noch nicht die langjährige Routine der erfahrenen Personen. Sie unterstützen sowohl das passive Monitoring, indem sie Hinweise Dritter recherchieren, dokumentieren, vorbewerten und an die Fachleute weiterleiten, als auch das aktive Monitoring, indem sie selbst aktiv nach Hinweisen suchen. Die geschulten Personen dokumentieren alle Hinweise nach festgelegten Protokollen und mit Fotos.

Werden geschulte Personen für spezielle aktive Monitoringmethoden eingesetzt, z. B. Kontrolle und Wartung von Foto- oder Haarfallen, sind weitergehende Schulungen für diese Methoden notwendig.

Hinweise, die von der breiten Öffentlichkeit gemeldet werden, können entweder von geschulten Personen geprüft und dokumentiert werden, oder sie werden durch die erfahrenen Personen dokumentiert, unmittelbar bewertet und archiviert.

4.2.2 Strukturierung

Um die Sicherung der Datenqualität und -analyse und eine einheitliche Interpretation der Daten zu gewährleisten, schlagen wir ein Treffen der erfahrenen Personen in jährlichem Turnus vor (siehe Kapitel 3.3.3). In einigen Ländern wird das GR-Monitoring von Personen durchgeführt, die noch nicht über so viel Routine verfügen, dass sie als erfahren gelten können. Eine Teilnahme dieses Personenkreises an den jährlichen Treffen ist erwünscht.

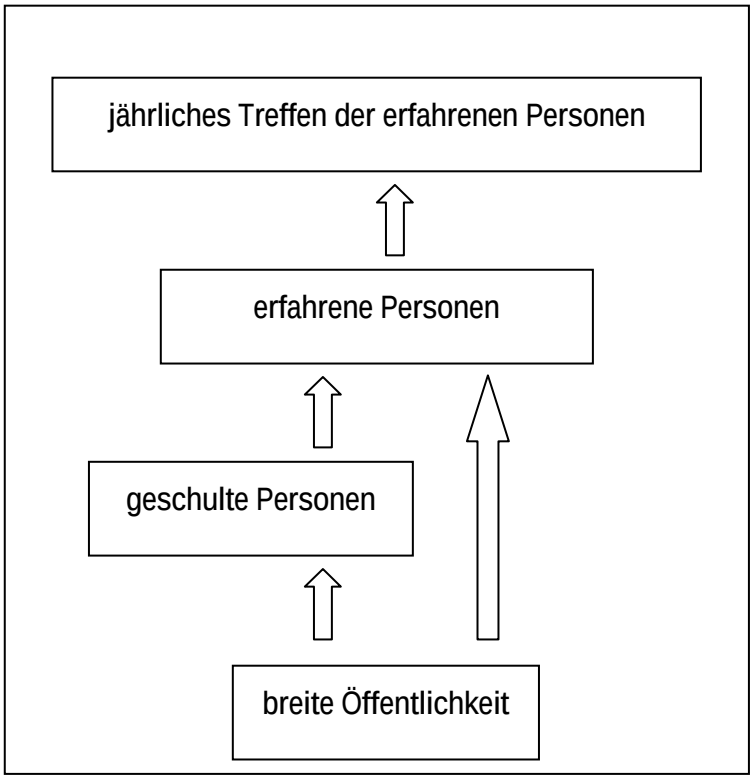

Abb. 13: Nötiger Datenfluss zur Sicherung der Datenqualität und einheitlichen Analyse.

Durch den Evaluierungs- und Bewertungsprozess auf den jährlichen Treffen erhalten die mit dem Monitoring beauftragten Personen das nötige Feedback, welches zusammen mit der Routine nötig ist, um mit der Zeit genügend Erfahrung aufzubauen. Ebenso steht es interessierten Behördenvertretern frei, an den Treffen teilzunehmen.

Die Treffen sollten zumindest bis zum nächsten FFH-Bericht jährlich durchgeführt werden. Sie dienen neben der Kalibrierung der erfahrenen Personen auch der Weiterentwicklung der Monitoring-Standards. 2013 sollte entschieden werden, ob diese Treffen in dieser Form weiterhin notwendig sind und fortgeführt werden.

Für eine Analyse der Daten auf nationaler Ebene ist es notwendig, dass die Länder die von ihnen beauftragten erfahrenen Personen autorisieren, die notwendigen Daten (siehe 5.1.3) für die jährlichen Treffen zur Verfügung zu stellen.

Tab. 6: Konkrete Aufgabenteilung im Monitoring.

Einrichtung	Aufgaben
jährliches Treffen der erfahrenen Personen	Gegenseitiger Abgleich durch gemeinsame Nachbewertung der C1 und C2 Daten, die zur Qualifizierung einer Rasterzelle als besetzt dienen (Vorkommensgebiet). Zusammenstellung und Analyse der Daten zur Darstellung von - aktuellem Vorkommen - Populationsgröße auf nationaler Ebene. Gemeinsamer Vorschlag für Weiterentwicklung der Monitoringstandards und Methoden.
erfahrene Personen (regional)	Organisation und Durchführung des aktiven Monitorings. Standardisierte Bewertung nach SCALP, Archivierung. Analyse von Vorkommen und Populationsgröße auf regionaler Ebene. Bereitstellung der Monitoringexpertise für interessierte Nachbarländer ohne eigene erfahrene Personen. Schulung von geschulten Personen. Kontakt zu Fachleuten in Nachbarstaaten.
geschulte Personen	Unterstützung des Monitorings, standardisierte Dokumentation von Hinweisen mittels Protokoll und Fotodokumentation, Vorbewertung, Weiterleiten der Hinweise an eine erfahrene Person.
breite Öffentlichkeit	Melden von Zufallshinweisen.

4.3 Verfügbarkeit von erfahrenen Personen

Für ein sinnvolles Monitoring müssen überall in Gebieten mit Großraubtiervorkommen erfahrene Personen verfügbar sein, wenn auch der Großteil der Hinweise aus Kostengründen durch geschulte Personen vorbewertet und dokumentiert wird. Die Verfügbarkeit dieser erfahrenen Personen ist derzeit allerdings nicht überall gegeben, zum einen, da besonders beim Wolf nicht genügend erfahrene Personen vorhanden sind, zum anderen – und das gilt für Wolf und Luchs – weil die Zusammenarbeit der Länder über ihre Grenzen hinweg nur ungenügend erfolgt.

4.3.1 Anzahl erfahrener Personen

Erfahrene Personen lassen sich nicht durch Fortbildungskurse aufbauen, sondern sie müssen selbst im Feld viel eigene Erfahrung sammeln. Soll ihre Anzahl im Vorfeld der zu erwartenden Wolfsausbreitung erhöht werden, was zumindest für die neuen Länder nahe liegt, müssen diese Personen länger in Monitoringprojekten arbeiten, wo die betreffenden Arten häufig sind und entsprechend viel Gelegenheit zum Beurteilen von Hinweisen bestehen. Dies kann bei den Wölfen z. B. im deutschen Vorkommen in der Lausitz sein, aber auch in anderen Ländern wie Polen, Italien oder Schweden bestehen gute Möglichkeiten. Österreich ging z. B. diesen Weg, als eine neue erfahrene Person für das Bärenmonitoring in Oberösterreich aufgebaut wurde. Diese Person wurde für mehrere Wochen in die USA geschickt, um dort das Erkennen von Bärenhinweisen und den Umgang mit Problembären zu lernen. Anschließend wurde sie intensiv vor Ort von einer erfahrenen Person betreut.

4.3.2 Zusammenarbeit der Bundesländer über ihre Grenzen hinweg

Die derzeitigen Großraubtierpopulationen Deutschlands verteilen sich auf einzelne, weit voneinander entfernte Vorkommen. Entsprechend sind auch die im Monitoring von Großraubtieren erfahrenen Fachleute nicht gleichmäßig verteilt, sondern in der Regel räumlich an die etablierten Vorkommen von Luchs und Wolf gebunden. Dies führt zwangsläufig zu Engpässen, wenn einzelne Großraubtiere weit entfernt von der Kernpopulation auftreten. In der Vergangenheit tauchten z. B. immer wieder einzelne Luchse unbekannter Herkunft in Gebieten auf, in denen noch kein Monitoring für den Luchs organisiert ist.

Eine sich ausbreitende Wolfspopulation stellt vor allem auf Grund des Abwanderungsverhaltens von Jungwölfen eine besondere organisatorische Herausforderung für ein Monitoring dar. In den letzten drei Jahren sind Wölfe außer in Sachsen in sieben weiteren Ländern bestätigt worden. Zumeist handelte es sich dabei um Einzeltiere. Aktuell halten sich alle bestätigten Wölfe in Deutschland in Grenzgebieten zwischen Bundesländern oder Staaten auf (Deutschland, Polen).

Im Moment fehlen Strukturen, die es den Behörden ermöglichen, über Ländergrenzen hinweg auf die vorhandene Fachexpertise zuzugreifen. Beispiele für ungenügende Zusammenarbeit zwischen den Bundesländern gibt es einige. Eine gemeinsame „Nutzung“ erfahrener Personen ist offensichtlich ohne geeignete Regelung schwer möglich, obgleich sie in der Sache einleuchtend erscheint. Beispiele aus dem Monitoring anderer Artengruppen oder der Zusammenarbeit der Bundesländer in völlig anderen Bereichen können dabei wichtige Hilfestellungen geben.

4.4 Vorschläge zur Struktur des Monitorings

1. Die Sicherung der Datenqualität und der einheitlichen Interpretation und Analyse lässt sich durch ein jährliches Treffen aller im Monitoring tätiger erfahrenen Personen gewährleisten.
2. Verfügbarkeit erfahrener Personen:
   a) Die Anzahl der erfahrenen Personen muss insbesondere beim Wolf erhöht werden. Dies lässt sich nur dadurch erreichen, dass geeignete Personen über längere Zeit in entsprechenden Monitoringprojekten in Deutschland oder im Ausland eigene Felderfahrung erwerben.
   b) Eine länderübergreifende Regelung ist notwendig, die die gemeinsame „Nutzung" erfahrener Personen erleichtert.

Ohne eine Umsetzung dieser Vorschläge oder von Vorschlägen mit gleicher Konsequenz erscheint es derzeit nicht möglich, ein den Anforderungen der FFH-Richtlinie genügendes Monitoring aufzubauen. Die länderübergreifende Regelung muss allerdings noch erarbeitet werden.

Erste Vorschläge hierzu kamen von verschiedenen Ländervertretern bei dem im Rahmen dieses Projektes veranstalteten Monitoring-Workshops für Behördenvertreter am 09.12.2008 in Berlin. Jedoch gab es zwischen den Ländervertretern große Meinungsverschiedenheiten bzgl. geeigneter Strukturen. Deshalb werden im Folgenden keine konkreten Vorschläge gemacht, sondern die verschiedenen Möglichkeiten in Form von Ansätzen zusammengestellt und aus fachlicher Sicht bewertet. Die Bewertung bezieht auch Aktivitäten ein, die über das Monitoring hinausgehen.

4.4.1 Beschreibung der Bewertungskriterien

- Passives Monitoring: Sammeln von Daten, die aus der breiten Öffentlichkeit gemeldet werden.
- SCALP-Bewertung: Bewertung durch erfahrene Person (s. Kapitel 3).
- Aktives Monitoring: Methoden des aktiven Monitorings wie Fotofallen, genetische Analysen, Abspüraktionen, etc.
- Ausweitung des Monitorings in neue Gebiete: Monitoringaktivitäten werden aktiv initiiert, Verdacht auf Großraubtiere besteht, aber keine geschulten oder erfahrenen Personen vorhanden sind.
- Abgleich zwischen erfahrenen Personen: dient der Kalibrierung erfahrener Personen, da auch diese aufgrund unterschiedlicher individueller Erfahrung und unterschiedlichem Kenntnisstand nicht jedes Detail gleich bewerten.
- Beratung und Umgang mit „Problemtieren" bzw. ungewöhnlichen Situationen im Zusammenhang mit Großraubtieren.
- Hilfestellung bei der Beratung zur Schadensprävention, besonders in Gebieten, in denen Großraubtiere neu auftauchen oder selten sind.
- Tiefergehende Analysen wie Habitatmodelle, Auswertung von Daten aus dem Fotofallenmonitoring und genetischer Analysen bei mark-recapture-Ansätzen, Verlustanalysen (Mortaltätsursachen) und Population Viability Analysis (Analyse der Überlebensfähigkeit der Population) einschließlich der Entwicklung von Managementszenarien.

4.4.2 Beschreibung und Bewertung möglicher Ansätze

Ansatz 1: Nur geschulte Personen.

In den (potenziellen) Gebieten mit Großraubtieren gibt es geschulte Personen, die ihre Daten direkt an die zuständigen Behörden melden.

Bewertung: Bei flächiger Abdeckung erlaubt es ein passives Monitoring oder aktives Monitoring mit nur geringer Intensität ohne Bewertung nach SCALP und damit keine sichere Einordnung des Vorkommensgebietes. Es erlaubt keine Initiierung von Monitoringaktivitäten in Gebieten ohne geschulte Personen und keine über das passive Monitoring hinaus gehenden Maßnahmen. Aussagen über Populationsgröße oder Status der Großräuberpopulation sind nicht möglich.

Ansatz 2: geschulte Personen mit Kontakt zu erfahrenen Personen.

Wie Ansatz 1, allerdings werden bei Bedarf erfahrene Personen (z. B. aus anderen Bundesländern) hinzugezogen.

Bewertung: Da der Zeit- und Reiseaufwand hoch ist, können erfahrene Personen nur in Sonderfällen direkt zu einer Begutachtung hinzugezogen werden. Bei gut dokumentierten Hinweisen ist eine Bewertung nach den SCALP Kriterien möglich. Für das Vorkommensgebiet kann nur eine Minimalschätzung erfolgen. Da kein oder nur mit geringer Intensität aktives Monitoring erfolgt, sind keine gesicherten Aussagen über Populationsgröße oder Status der Großräuberpopulation möglich.

Ansatz 3: geschulte und eigene erfahrene Personen.

Die Bundesländer haben geschulte und eigene erfahrene Personen zur Verfügung. Diese können auch mit anderen Bundesländern „geteilt“ sein.

Bewertung: Dies ermöglicht alle Formen des passiven und aktiven Monitorings und stellt eine Bewertung nach SCALP sicher. Vorkommensgebiet und Populationsgröße können zuverlässig ermittelt werden. Der Nachteil besteht darin, dass es unpraktikabel ist, überall erfahrene Personen vorzuhalten, auch wenn es noch keine Großraubtiere in dieser Region gibt. Zwischen den erfahrenen Personen können sich unterschiedliche Vorgehensweisen entwickeln, da der regelmäßige Abgleich fehlt.

Ansatz 4: jährliches bundesweites Treffen.

Wie Ansatz 3, aber mit jährlichem Treffen der erfahrenen Personen auf Bundesebene.

Bewertung: Fördert den Erfahrungsaustausch der erfahrenen Personen und führt so zu einem Abgleich der Monitoringmethoden und einer Angleichung der Umsetzung der Standards. Nur so kann sichergestellt werden, dass ein bundesweit einheitliches Monitoringsystem langfristig trotz personellem Wechseln und der Weiterentwicklung von methodischen Ansätzen aufrecht erhalten bleibt.

Ansatz 5: Monitoringzentrale.

Zusätzlich zu geschulten und erfahrenen Personen in den Bundesländern gibt es eine bundesweite Monitoringzentrale, die Unterstützung im Monitoring für die erfahrenen Personen leistet. Dies kann in der Nachbewertung von besonders schwierigen (und wichtigen) Fällen

bestehen (Reproduktion, Hybriden), dem Vorhalten von teurem Material wie z. B. Fotofallen, der Unterstützung beim aktiven Monitoring und dem Einspringen bei fehlenden erfahrenen Personen.

Bewertung: Der Vorteil gegenüber Ansatz 4 mit erfahrenen Personen vor Ort und einem jährlichen bundesweiten Treffen ist die Verfügbarkeit von erfahrenen Personen in allen Gebieten unabhängig davon, ob in dieser Region oder diesem Bundesland Großraubtiere bereits vorkamen. Darüberhinaus besteht die Unterstützung beim aktiven Monitoring. Auch eine besondere fachliche Absicherung bei politisch heiklen Fällen ist gesichert. Der einzige nennenswerte Nachteil sind die entstehenden Kosten.

Ansatz 6: Kompetenzzentrum Großräuber.

Dieser Ansatz geht über das eigentliche Monitoring hinaus. Es ist also eine Monitoringzentrale (Ansatz 5) mit zusätzlichen Aufgaben. Ein Kompetenzzentrum ermöglicht die Bündelung und optimale Ausnutzung der individuellen Kompetenzen aller am Monitoring und Umgang mit Großraubtieren involvierter Personen. Diese können in der Beratung und im Umgang mit „Problemtieren“ oder ungewöhnlichen Situationen, einer Hilfestellung bei der Schadensprävention und tiefergehenden Analysen (z. B. Fang-Wiederfang-Analysen beim genetischen Monitoring oder beim Fotofallenmonitoring und Habitatanalysen) liegen.

Die Fachkompetenz für solche Leistungen ist über verschiedene Personen in Deutschland verteilt. Ein Kompetenzzentrum bräuchte also eine Koordination, kann ansonsten aber dezentral organisiert werden.

Bewertung: Ein Kompetenzzentrum kann die Arbeit der Behörden erleichtern, da es fachliche Grundlagen bereitstellt, auf deren Basis gute Entscheidungen getroffen werden können. Treten Engpässe im Monitoring, in der Begutachtung von Schadensfällen, bei der Beratung zur Schadensprävention oder Problemtieren auf, können Personen aus dem Kompetenzzentrum einspringen und die Situation zumindest entschärfen. Vergleichbare Institutionen bestehen mit KORA in der Schweiz und Grimsö in Schweden. Allerdings kostet solch eine Einrichtung Geld. Wenn grundsächlich Interesse der Länder daran besteht, sollten Lösungsvarianten für die genaue Struktur, Anbindung und Finanzierung ausgearbeitet werden.

Tab. 7: Übersicht über die Bewertung der verschiedenen Ansätze.

Ansatz	Beschreibung	passives Monitoring	SCALP-Bewertung	aktives Monitoring	Ausweitung des Monitoring in neue Gebiete	Abgleich zwischen erfahrenen Personen	Beratung und Umgang mit Problemtieren	Hilfestellung Beratung Schadensprävention	tiefergehende Analysen
1	nur geschulte Personen	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
2	geschulte Personen mit Kontakt zu erfahrenen Personen	ja	bedingt[1]	bedingt[2]	nein	nein	nein	nein	nein
3	geschulte und eigene erfahrene Personen	ja	ja	ja	ja	nein	bedingt[3]	nein	bedingt[3]
4	Ansatz 3 plus jährliche bundesweite Treffen	ja	ja	ja	ja	ja	bedingt[3]	nein	bedingt[3]
5	Monitoringzentrale	ja	ja	ja	ja	ja	bedingt[3]	bedingt[3]	bedingt[3]
6	Kompetenzzentrum Großräuber	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja

[1]: Grundsätzlich ja, aber viele Hinweise lassen sich aufgrund einer Dokumentation nicht so leicht wie im Feld durch eine erfahrene Person bestätigen.

[2]: Wenn diese erfahrenen Personen aus anderen Gebieten auch die geschulten Personen in bestimmte Methoden des aktiven Monitorings einführen können, ist dies auch mit diesem Ansatz möglich.

[3]: Sind erfahrene Personen nur im Monitoring bezüglich der betreffenden Großraubtierart erfahren, ist dies nicht möglich. Häufig zeichnen sich diese Personen aber auch durch zusätzliche Qualifikationen aus, so dass sie weitere Aufgaben erfüllen können.

5 Handbuch für das Monitoring von Wolf, Luchs und Bär in Deutschland

5.1 Hintergrund

5.1.1 Warum ein Monitoringhandbuch?

In Deutschland gibt es keine Ausbildung und kein Berufsbild, das einen *per se* zum Monitoring von Großraubtieren qualifiziert. Wer heute das Monitoring von Großraubtieren in Deutschland durchführt, war in Bezug auf Felderfahrung und Einschätzung bisher zumeist auf sich allein gestellt. Großes Engagement und viel Eigeninitiative haben dazu geführt, dass Hinweise von Luchs und Wolf überhaupt gesammelt und ausgewertet werden. Ausgehend von dem in der Schweiz initiierten Projekt *Status and Conservation of the Alpine Lynx Population* (SCALP) gab es zumindest unter den Luchsfachleuten eine generelle Verständigung über die Verwendung der sogenannten SCALP Kriterien für die Kategorisierung von Luchshinweisen. Inzwischen sind die im SCALP vorgeschlagenen Kriterien der Einstufung nach Überprüfbarkeit in harte Fakten (Nachweise), bestätigte und unbestätigte Hinweise allgemein für das Großraubtiermonitoring anerkannt und empfohlen (siehe LCIE Policy support statement *Monitoring for large carnivores*).

Allerdings gab es innerhalb Deutschlands bisher keine Verständigung zwischen den im Monitoring engagierten Personen darüber, was z. B. einen Riss zum *bestätigten* Luchsriss und eine Spur zur *bestätigten* Wolfsspur macht. Daher ist es nicht verwunderlich, dass Hinweise auf Wolf und Luchs lokal unterschiedlich bewertet und interpretiert werden. Da es in Deutschland im Gegensatz zur Schweiz, Frankreich oder den skandinavischen Ländern keine nationale Stelle gibt, an der Luchs- und Wolfshinweise zusammenlaufen, ist eine Vereinheitlichung der Dateninterpretation umso schwieriger.

Im Moment ist es nur schwer möglich, rasch und in regelmäßigen Abständen ein Bild von der Situation von Wolf und Luchs in Deutschland zu bekommen. Dies ist in erster Linie ein großes Manko für den Großraubtierschutz, verstößt aber auch gegen die Berichtspflicht im Rahmen der FFH-Richtlinie. Das vorliegende Handbuch ist in Abstimmung mit Monitoring-Fachleuten aus Deutschland und Europa entstanden. Es soll die Dokumentation und Bewertung von Großraubtier-Hinweisen in Zukunft vergleichbar und transparent machen.

5.1.2 Zielgruppe und Inhalte des Handbuches

Dieses Handbuch ist für die mit dem Monitoring von Wolf / Bär / Luchs in Deutschland offiziell beauftragten Personen gedacht. Dabei wird davon ausgegangen, dass diese Personen über ausreichend praktische Erfahrung im Erkennen von Hinweisen der jeweiligen Art verfügen. Dass heißt, das Wissen und die Routine im Erkennen von Großraubtierhinweisen haben sie durch intensive Feldarbeit bereits erworben, qualifizieren also als erfahrene Personen. Das Handbuch dient nicht der Beschreibung, wie man Hinweise auf Großraubtiere erkennt, sondern erläutert,

- welche Großraubtier-Hinweise unter welchen Voraussetzungen als eindeutige Nachweise, bestätigte oder unbestätigte Hinweise gelten können,
- wie Nachweise und Hinweise zu dokumentieren sind, und
- mit welchen Methoden Nachweise und Hinweise zu erheben sind.

5.1.3 Wie viel Dokumentation ist nötig?

Generell sollten alle eingehenden oder durch aktives Monitoring gewonnenen Großraubtier-Hinweise archiviert werden (Begriffserklärung siehe Anhang). Aus Sicht des Monitorings ist es natürlich wünschenswert, jeden Hinweis so genau wie möglich zu dokumentieren. Doch muss der Arbeitsaufwand für die Monitoring-Fachleute realisierbar sein. Wenn auf einer einzigen Spurenexkursion ins Kerngebiet der Lausitzer Wölfe von erfahrenen Personen 20 und mehr Wolfsspuren gefunden werden, ist es unrealistisch und auch nicht notwendig, diese alle einzeln zu vermessen und zu dokumentieren. Auf der anderen Seite sind bestimmte Informationen, wie bestätigte Hinweise aus neuen Gebieten oder Hinweise auf Reproduktion, so wichtig, dass sie dokumentiert werden müssen, um zu gewährleisten, dass die Daten nachprüfbar sind. Häufig wird das Monitoring von Personen unterstützt, die zwar eine Schulung durchlaufen haben (geschulte Personen), aber bisher nicht die Gelegenheit hatten, eine ausreichende Routine im Erkennen von Großraubtier-Hinweisen zu entwickeln. *In diesen Fällen sowie bei allen Hinweisen, die von Dritten gemeldet werden, ist eine detaillierte Dokumentation der Hinweise Voraussetzung für eine Bewertung durch die erfahrenen Personen.* Wir schlagen hier ein abgestuftes Vorgehen bei der Dokumentation der Hinweise vor.

Dokumentiert werden müssen

- alle Nachweise, die für C1 qualifizieren (Totfunde, lebend gefangene Tiere, Genetische Ergebnisse, Fotos; Telemetrieortung);
- alle Hinweise auf Reproduktion;
- pro Jahr und Rasterzelle mindestens zwei bestätigte Luchs- oder Bärenhinweise (C2) bzw. mindestens drei bestätigte Wolfshinweise (C2), sofern für diese Rasterzellen keine C1-Nachweise vorliegen;
- alle Hinweise Dritter (breite Öffentlichkeit und geschulte Personen). Um diese Hinweise als bestätigt (C2) klassifizieren zu können, ist eine standardisierte Dokumentation zwingend erforderlich.

In den Handbüchern wird artspezifisch und für jede Hinweisart angegeben, was die Dokumentationen enthalten müssen.

Es liegt im Ermessen der erfahrenen Personen, welche der Hinweise, die sie selbst vor Ort begutachtet haben, ausführlich dokumentiert und welche nur archiviert werden. Ebenso, ob und in welchem Umfang Spuren und Risse, die im Rahmen eines aktiven Monitorings (Ausfährten, Telemetrie) gefunden wurden, über die angegebenen Mindestanforderungen hinaus dokumentiert werden.

Archivierung

Alle gesammelten Hin- und Nachweise müssen von den erfahrenen Personen in digitalen Datenbanken archiviert werden, die automatische Abfragen ermöglichen. Mindestens festgehalten werden müssen Datum, Koordinaten, Tierart, Art des Hinweises und SCALP-Bewertung. Wünschenswert ist die Speicherung der räumlichen Angaben als unprojezierte Längen- und Breitengrad-Koordinaten in Dezimalgrad (Format dd.dddd, WGS 84). Dies erleichtert das jährliche Zusammenfügen der Monitoringdaten aus ganz Deutschland und gewährleistet die Kompatibilität mit den Nachbarländern.

Darüber hinaus können die Datenbanken weitere Informationen enthalten, die regionale Analysen zu Detailfragen erlauben. Für eine deutschlandweite Analyse von Vorkommen und Populationsgrößen sind diese detaillierten Informationen jedoch nicht notwendig.

5.2 Handbuch Luchsmonitoring

5.2.1 Bewerten von Luchshinweisen

5.2.1.1 Lebende Tiere

„Lebende Tiere“ können Tiere sein, die für ein Forschungsprojekt gefangen und besendert wurden, sowie verletzte oder kranke Tiere oder verwaiste Jungtiere, die vorübergehend oder dauerhaft in menschliche Obhut genommen wurden.

Adulte Eurasische Luchse (*Lynx lynx*) sind auf Grund ihres Körperbaus (kurzer Schwanz mit schwarzer Spitze, Pinsel an den Ohrspitzen) und ihrer Größe und Gewicht (15-39 kg), mit keinem anderen heimischen Wildtier zu verwechseln.

Insbesondere bei Luchsen, die außerhalb bekannter Luchsvorkommen gefunden werden (Lebendfänge und Totfunde) und bei solchen, die ein auffällig vertrautes Verhalten zeigen, sollte versucht werden, die Herkunft des Tieres durch genetische Untersuchungen abzuklären.

C1 - eindeutiger Nachweis

Lebende Tiere gelten als eindeutiger Luchsnachweis, wenn

- eindeutige Fotos und Feldprotokolle vorliegen, UND
- das Tier von einer erfahrenen Person als Luchs identifiziert wurde ODER
- durch eine genetische Untersuchung bestätigt wurde, dass es sich um einen Luchs handelt.

Dokumentation

- Feldprotokoll (lebend gefangenes Tier) UND
- Fotodokumentation:
  - Porträtaufnahmen,
  - Aufnahme des ganzen Körpers zusammen mit einem eindeutigen Größenvergleich zur Artbestimmung,
  - Seitenansicht links und rechts zur individuellen Identifikation an Hand des Fellmusters.
- Evtl. Laborbericht Genetik.

5.2.1.2 Totfunde

Für Totfunde gilt im Prinzip das Gleiche wie für lebende Tiere. Erschwerend kann hinzukommen, dass das tote Tier nicht mehr intakt (z. B. bei Verkehrsunfällen) oder bereits stark in Verwesung begriffen ist. Hier kann bei Bedarf ein genetischer Test Klarheit schaffen. Tote Luchse sollten pathologisch untersucht werden, um die Todesursache abzuklären.

C1 - eindeutiger Nachweis

Totfunde qualifizieren als eindeutiger Luchsnachweis, wenn

- eindeutige Fotos und Feldprotokolle vorliegen UND
- das Tier von einer erfahrenen Person als Luchs identifiziert wurde ODER
- genetische Untersuchungen bestätigen, dass es sich um einen Luchs handelt.

Dokumentation

- Feldprotokoll (Protokoll Totfund Luchs), UND
- Pathologisches Gutachten, UND
- Vermerk Verbleib, UND
- Fotodokumentation:
  - Porträtaufnahmen,
  - Aufnahme des ganzen Körpers zusammen mit einem eindeutigen Größenvergleich zur Artbestimmung,
  - Seitenansicht links und rechts zur individuellen Identifikation an Hand des Fellmusters,
- Evtl. Ergebnis genetischer Untersuchung.

5.2.1.3 Fotos von Luchsen

Für Fotos von Luchsen gilt im Prinzip das Gleiche wie für lebende Tiere. Allerdings lässt sich ein Luchs im Freiland nicht ohne Weiteres „typisch" fotografieren. Außerdem besteht bei Fotografien die Möglichkeit von Fälschungen.

C1 - eindeutiger Nachweis

Fotos von Luchsen gelten als eindeutiger Luchsnachweis, wenn

- mindestens zwei der folgende Merkmale deutlich zu sehen sind: kurzer Schwanz mit schwarzer Spitze, Pinsel an den Ohrspitzen, Backenbart, geflecktes Fell, lange Beine, UND
- das Tier von einer erfahrenen Person als Luchs identifiziert wurde, UND
- auf Grund der Umgebung nicht davon auszugehen ist, dass es sich um eine Gehegeaufnahme handelt.

Dokumentation

- Protokoll – Luchshinweis UND
- Überprüfung Luchsfoto auf Echtheit.

Für echte Freilandaufnahmen spricht, wenn:
- die Landschaft im Hintergrund genug Anhaltspunkte gibt, dass der Standort im Nachhinein aufgesucht und bestätigt werden kann;
- der Luchs auf Forststraßen, Loipen oder Wanderwegen fotografiert wurde;

- andere menschliche Einrichtungen / Eingriffe zu sehen sind, die normaler Weise nicht in einem Gehege zu erwarten sind (z. B. Autos, Hochstände, frische Kahlschläge);
- der Luchs ohne entsprechendes Teleobjektiv (ab achtfacher Vergrößerung oder > 400 mm) nicht Bild füllend abgebildet ist

Problematisch sind Aufnahmen mit automatischen Kameras von Dritten. Oft sind die Tiere Bild füllend abgebildet und gerade bei Nachtbildern lässt sich kaum etwas vom Hintergrund erkennen. Allerdings sollte es eigentlich immer zahlreiche andere Bilder von Wildtieren oder Fehlauslösungen vom gleichen Standpunkt geben. Der angegebene Kamerastandpunkt sollte auf jeden Fall aufgesucht und auf Glaubhaftigkeit überprüft werden.

Für Gehegeaufnahmen sprechen Bilder, wenn
- der Luchs ohne entsprechendes Teleobjektiv (ab achtfache Vergrößerung oder > 400 mm) Bild füllend abgebildet ist,
- Strukturen von Maschendraht, Zäunen oder Beton zu erkennen sind,
- abgesägte Baumstämme (stehend oder liegend) mit glatt geriebenen Oberflächen zu erkennen sind,
- Perspektiven, die auf Aufnahmen von oben hindeuten (Schautribünen, aber außer bei Aufnahmen von einem Hochstand).

Die Anzahl der Luchsgehege, die Aufnahmen wie im Freiland ermöglichen, ist vermutlich stark eingeschränkt. In zweifelhaften Fällen ist eine Abklärung mit der Fellzeichnung von Tieren aus den bekannten Gehegen (z. B. NP Bayerischer Wald, Tierpark Lohberg) anzuraten.

5.2.1.4 Spuren

Einzelne Trittsiegel

Luchse gehören zu den Katzen. Ihre Krallen sind beim Laufen normalerweise eingezogen, die Pfoten sind rund und die Zehenstellung flexibler als bei den Hundeartigen. Dadurch entsteht ein für Katzen charakteristischer Abdruck. Durch die Größe des Trittsiegels (7 – 8 cm) lässt sich der Pfotenabdruck eines adulten Luchses eindeutig von dem einer Haus- oder Wildkatze (4 – 5 cm) unterscheiden. Luchstrittsiegel sind in der Regel eindeutig zu erkennen.

Da aber Form, Größe und Sichtbarkeit von Krallenabdrücken bei allen Trittsiegeln immer auch von Untergrund, Gelände, Witterung und Gangart beeinflusst werden, reicht ein einzelnes Trittsiegel nicht aus. Einzelne Trittsiegel von Hund, Dachs oder Schneehase können unter bestimmten Bedingungen denen eines Luchses so ähneln, dass eine eindeutige Zuordnung nicht möglich ist.

C2 - Bestätigter Hinweis

Trittsiegel können als bestätigter Luchshinweis gelten, wenn

- mindestens drei luchstypische Trittsiegel erkennbar sind.

Dokumentation

- Feldprotokoll – Luchshinweis UND
- Fotos von mindestens drei Trittsiegeln mit eindeutigem Größenvergleich (Maßstab!).

Trittsiegel, die nur teilweise zu sehen sind (z. B. Ballen nur unvollständig abgedrückt, eingeschneit, von anderen Spuren überlagert) zählen nicht als eindeutiges Trittsiegel.

Unscharfe Bilder oder Trittsiegel ohne Größenvergleich zählen ebenfalls nicht als eindeutige Trittsiegel.

Spurenfolge

Bei lockerem Pulverschnee, leicht überschneiten oder ausgeschmolzenen Fährten lassen sich die einzelnen Trittsiegel oft nicht genau erkennen. Man kann allerdings auch aus dem Verlauf einer Spur Rückschlüsse auf den Verursacher ziehen. Die langen Beine (hoher Schwerpunkt) und der kurze Schwanz (schlecht zum Balancieren) machen den Luchs zwar weniger als andere Katzen geeignet, um auf Bäume zu klettern, doch klettert er weit besser als ein etwa gleich großer Hund oder Wolf. Luchse laufen gerne auf liegenden oder schrägen Baumstämmen, Felssimsen oder Steinmauern und haben kaum Schwierigkeiten, Hindernisse wie z. B. Zäune zu überwinden. Der Schrittabstand variiert je nach Gangart zwischen ca. 80 cm im geschnürten Schritt und ca. 140 cm im geschnürten Trab. Die Spur eines Luchses kann, wenn die einzelnen Trittsiegel nicht zu erkennen sind, über kürzere Distanzen und/oder im wenig strukturierten Gelände (z. B. auf Wegen und Forststraßen) nicht eindeutig von Hund, Wolf, Gams oder Hirsch unterschieden werden, es sei denn, anhand des Spurverlaufes lassen sich eindeutige Merkmale von Luchsverhalten erkennen.

C2 - bestätigter Hinweis

Eine Spur kann auch, ohne dass einzelne Trittsiegel erkennbar sind, als bestätigter Luchshinweis gelten, wenn

- die Spur über eine längere Strecke (>500m) verfolgt wurde UND
- am Spurverlauf eindeutige Merkmale von Luchsverhalten erkennbar sind (Balancieren auf linearen Strukturen, Überwinden von Hindernissen, Durchschlüpfe, weitgehend linearer Verlauf) ODER
- die Spur zum Auffinden eines zusätzlichen Hinweises auf den Luchs führt. Als zusätzliche Hinweise in unmittelbarem Zusammenhang mit der Spur gelten: in Luchsmanier verscharrter Luchskot, Luchshaare (nur wenn mikroskopisch untersucht und bestätigt), Luchsrisse oder Markierstellen (Urinmarken mit charakteristischem Katzengeruch).

Dokumentation

- Feldprotokoll – Luchshinweis UND
- Fotodokumentation:
  - 2 – 3 Übersichtsfotos des Spurverlaufs mit eindeutigem Größenvergleich (Zollstock),
  - Übersicht- und Detailaufnahmen der Abschnitte, die typisches Luchsverhalten zeigen,
  - ggf. Fotos zusätzlicher Luchshinweise jeweils erst unmanipuliert und dann in Detailansicht (z. B. erst verscharrter Kot, dann Detailaufnahme Kot unverscharrt).
- ggf. Ergebnis Haarstrukturanalyse, Dokumentation Riss, etc.

5.2.1.5 Risse

Die Hauptbeutetiere des Luchses sind kleinere Schalenwildarten wie Reh und Gämse , in manchen Gebieten auch Rothirsche, allerdings eher die jungen oder weiblichen Tiere). Füchse, Hasen und Kleinsäuger werden gelegentlich, größeres Schalenwild selten gerissen. Übergriffe auf Nutztiere betreffen fast ausschließlich Schafe, Ziegen und Gatterwild. Für Rinder stellt der Luchs keine Gefahr dar, eine mögliche Ausnahme sind neugeborene Kälber.

Der Luchs ist ein Überraschungsjäger, der seine Beute durch Ansitz vom Boden aus oder durch Pirsch erbeutet. Er tötet das Beutetier nach einem kurzen Sprint durch einen gezielten Biss in die Drossel, seltener (bei kleineren Beutetieren) in den Nacken. Durch seine spezifische Jagdweise und die Art der Nutzung sind Risse von Schalenwild, sowie von Schafen und Ziegen meist eindeutig dem Luchs zuzuordnen.

Kleinere Beutetiere (z. B. Füchse, Hasen) oder exotische Beutetiere (z. B. Nandus, Strauße, Wasserschweine, Kängurus etc.) veranlassen den Luchs auf Grund ihrer geringen Größe oder ungewöhnlichen Anatomie evtl. zu Variationen in der Tötungs- und Nutzungsstrategie und sind daher als bestätigte Hinweise nicht geeignet.

Meldeprämien und Kompensationszahlungen können eine Motivation für Fälschungen von Luchsrissen sein. In der Regel lassen sich solche Manipulationen bei einer genauen Untersuchung aber feststellen.

C2 - bestätigter Hinweis

Ein Riss kann unter folgenden Umständen als bestätigter Luchshinweis gelten:

- das gerissene Tier ist ein mittelgroßes, typisches Beutetier des Luchses (Reh, Gämse, Damwild, Sikawild, Rotwildkalb oder ein einjähriges Stück) UND
- der Kadaver weist einen typischen Tötungsbiss in die Drossel auf UND
- außer dem Drosselbiss sind keine weiteren Bissverletzungen vorhanden UND
- der Kadaver ist an Keule oder Schulter angeschnitten UND
- der Kadaver ist weitgehend zusammenhängend UND
- der Kadaver ist noch soweit intakt, dass die luchstypischen Merkmale erkennbar sind (keine Komplettnutzung, keine starke Verwesung, keine starke Nutzung durch andere Arten) ODER
- im unmittelbaren Umfeld werden zusätzliche, für sich allein nicht eindeutige Hinweise auf den Luchs gefunden. Als solche gelten: einzelne Trittsiegel, in Luchsmanier verscharrter Luchskot, teilweise oder vollständige Verblendung des Risses, oder Luchshaare (nur wenn mikroskopisch untersucht und bestätigt).

Zur Feststellung von Verletzungen und Verletzungsgrad muss ein Riss komplett abgehäutet werden. Nur so lassen sich alle Verletzungen und Unterhautblutungen finden bzw. oberflächliche Verletzungen von tiefer gehenden Wunden unterscheiden.

Dokumentation

- Feldprotokoll – Luchsriss UND
- Fotodokumentation:
  - 2 – 3 Übersichtsfotos des Rissstandortes,
  - Übersichts- und Detailaufnahmen der Abschnitte, die typische Luchsnutzung zeigen, jeweils vor UND nach dem Abhäuten der Decke,

  - ggf. Fotos zusätzlicher Luchshinweise jeweils erst unmanipuliert und dann in Detailansicht (z. B. erst verscharrter Kot, dann Detailaufnahme Kot unverscharrt),
- ggf. Ergebnis Haarstrukturanalyse, Dokumentation Trittsiegel, etc.

5.2.1.6 Kot

Luchskot ist schwer zu finden, da Luchse im Gegensatz zu den Hundeartigen ihren Kot gerne verscharren. Der Kot besteht aus mehreren Einzelstücken, enthält viele Schalenwildhaare, Knochensplitter und ist durch den hohen Anteil an Muskelfleisch in der Nahrung und dem darin enthaltenen Blut dunkel. Im Gegensatz zum Kot der Hundeartigen enthält Luchskot keinerlei pflanzliche Nahrungsreste (Früchte, Nüsse etc.). Eine eindeutige Erkennung von Luchskot bleibt jedoch schwierig, es sei denn er wird genetisch analysiert.

C1 – eindeutiger Nachweis

Eine Losung gilt als C1-Nachweis, wenn sie durch eine genetische Analyse bestätigt wurde.

C3 – unbestätigter Hinweis

Für sich allein kann Luchskot nicht als bestätigter Hinweis (C2) gelten.

Das Auffinden von Kot in Kombination mit einer Spur oder einem Riss ist jedoch ein zusätzliches Indiz für den Luchs und kann zu einem bestätigten Luchshinweis führen (siehe Spuren und Riss).

Dokumentation

- Protokoll – Luchshinweis UND
- für C1: Ergebnisse genetischer Untersuchungen.

5.2.1.7 Kratzspuren

Selbst an Luchsrissen sind Kratzspuren in der Decke eher selten. Viel öfter sind Kratzspuren dagegen bei Hunderissen zu finden. Zur Unterscheidung muss die Haut abgeschärft werden. Luchskrallen hinterlassen dünne und tiefe Kratzer, wobei jedoch angeritzte Haut auseinanderreißen und eine breitere Verletzung vortäuschen kann. Hundekrallen hinterlassen in der Regel breite und weniger tiefe Kratzer, können aber durchaus Spuren in tieferen Hautschichten hinterlassen.

C3 - unbestätigter Hinweis

Als alleiniges Merkmal sind Kratzspuren weder am Riss noch im Gelände zum Bestätigen eines Luchses geeignet. Allerdings können sie an einem Riss ein wichtiges zusätzliches Indiz auf den Luchs als Verursacher sein und sollten genau dokumentiert und im Rissprotokoll vermerkt werden

Dokumentation

- Feldprotokoll Luchsriss UND
- Fotos.

5.2.1.8 Haare

Luchshaare sind in der Regel schwer zu finden. Doch wie jedes Tier verliert auch der Luchs hin und wieder Haare, wenn er durch dichtes Gebüsch streift oder unter Hindernissen (z. B. Stacheldraht, umgefallene Bäume) hindurch schlüpft. Auch an Markierstellen (z. B. markante Felsen, Pfosten) hinterlassen die Tiere oft nicht nur Urinmarken, sondern reiben sich auch mit ihren Wangen und Flanken an den Objekten und hinterlassen dabei Haare.

Luchshaare lassen sich unter dem Mikroskop an Hand ihrer Oberflächenstruktur recht eindeutig von denen Hundeartiger unterscheiden). Allerdings braucht es dazu viel Erfahrung und „typische“ Haare. Wegen der Verwechslungsgefahr mit anderen Raubtieren und der Schwierigkeit, Luchshaare von Haus- oder Wildkatzenhaaren zu unterscheiden, ist eine eindeutige Zuordnung schwierig.

C1 – eindeutiger Nachweis

Haare können als C1-Nachweis gelten, wenn durch eine genetische Analyse bestätigt wurde, dass sie von einem Luchs stammen.

C3 – unbestätigter Hinweis

Für sich allein können Haare nicht als bestätigter Hinweis (C2) gelten.

Das Auffinden von Haaren in Kombination mit einer Spur oder einem Riss ist jedoch ein zusätzliches Indiz für den Luchs und kann zu einem bestätigten Luchshinweis führen (siehe Spuren und Risse).

Dokumentation

- Protokoll – Luchshinweis UND
- Für C1: Ergebnis der genetischen Untersuchung.

5.2.1.9 Markierstellen

Luchse benutzen Markierstellen. Durch den dort abgesetzten Urin lassen sich solche Markierstellen am Geruch erkennen. Verwechslungsgefahr mit den Markierstellen von Fuchs bzw. Haus- und Wildkatze ist gegeben. Markierstellen können dann als Nachweis gelten, wenn die hier gefundenen Haare (siehe oben) oder der Urin genetisch untersucht wurden.

C1 – eindeutiger Nachweis

Urin kann als C1-Nachweis gelten, wenn durch eine genetische Analyse bestätigt wurde, dass er von einem Luchs stammt (z. B. HAUSKNECHT et al. 2007).

C3 – unbestätigter Hinweis

Für sich allein können Markierstellen nicht als bestätigte Hinweise (C2) gelten.

Das Auffinden einer Markierstelle in Kombination mit einer Spur oder einem Riss ist jedoch ein zusätzliches Indiz für den Luchs und kann zu einem bestätigten Luchshinweis führen (siehe Spuren und Risse).

Dokumentation

- Protokoll – Luchshinweis UND
- C1: Ergebnis der genetischen Untersuchung.

5.2.1.10 Lautäußerungen

Während der Ranzzeit (Januar – März) rufen Luchse wiederholt und ausdauernd. Diese Rufe ähneln denen von ranzenden Füchsen oder balzenden Eulen. Die Überprüfung von Luchsrufen ist nur schwer möglich. Aufzeichnungen vermeintlicher Luchsrufe ergab bei Fachleuten eine breite Streuung an vermuteten Tierarten .

C3 – unbestätigter Hinweis

Eine Lautäußerung kann ein wichtiges Indiz auf eine mögliche Luchsanwesenheit sein, reicht für sich allein genommen jedoch nicht als bestätigter Hinweis aus.

Dokumentation

- Protokoll – Luchshinweis

5.2.1.11 Sichtbeobachtungen

Luchse sind bei guten Sichtbedingungen relativ leicht zu erkennen. Jede Sichtbeobachtung sollte in einem Gespräch mit dem Beobachter auf Stimmigkeit überprüft werden.

Trotzdem ist immer die Gefahr gegeben, dass die Leute etwas sehen, was sie sehen möchten oder mit ihnen schlicht die „Phantasie durchgeht“. Auch nach der Prüfung auf Plausibilität einer Sichtbeobachtung bleibt immer eine gewisse Unsicherheit. Auch die Tatsache, dass ein Beobachter Jäger, Förster oder Biologe ist, schützt nicht vor Wunschdenken oder Irrtum!

C3 – unbestätigter Hinweis

Sichtbeobachtungen können ein wichtiges Indiz auf eine mögliche Luchsanwesenheit sein, reichen für sich allein genommen jedoch nicht für eine Bestätigung aus, es sei denn das Tier wurde fotografiert (siehe 5.2.1.3).

Dokumentation

Protokoll – Luchshinweis.

5.2.2 Zusammenfassung Bewertung Luchshinweise

In Tabelle 8 ist zusammenfassend dargestellt, welche Luchshinweise von erfahrenen Personen als C1 (eindeutiger Nachweis) oder C2 (bestätigter Hinweis) eingestuft werden *können,* wenn sie die im vorherigen Kapitel genannten Kriterien erfüllen.

Werden die Hinweise von den Fachleuten nicht selbst vor Ort überprüft, so ist eine Dokumentation entsprechend der Vorgaben in Kapitel 5.2.1 zwingend. Alle C1-Hinweise sowie jene C2-Hinweise, welche die Grundlage für Vorkommenskarten und Reproduktionsnachweise sind, *müssen* dokumentiert werden.

Tab. 8: Luchshinweise und ihre Bewertung (ausführliche Erläuterungen im Text).

C1	C2	C3
Lebendfänge	≥ 3 Trittsiegel	< 3 Trittsiegel
Totfunde	≥ 500m Spur und luchstypisches Verhalten	< 500m Spur und/oder kein luchstypisches Verhalten
DNA-Nachweis	luchstypischer Riss	Komplett genutzter / stark verwester Riss
Überprüfte Fotos		Kot*
		Haare*
		Markierstellen*
		Kratzbäume
		Lautäußerungen
		Sichtbeobachtungen
		Hinweise Dritter, die auf Grund unzureichender Dokumentation keine Bestätigung eines Luchshinweises zulassen, aber Luchs nicht unwahrscheinlich erscheinen lassen.
		Hinweise, die noch nicht überprüft wurden oder nicht mehr überprüft werden können.

*ohne DNA Nachweis

Eine Häufung von C3-Hinweisen in Abwesenheit von C1 und C2 sollte als Anlass genommen werden, das Monitoring zu intensivieren.

Als falsch werden eingestuft:

- Alle Hinweise, deren Überprüfung ergeben hat, dass es sich nicht um Luchshinweise handelt.
- Alle Hinweise, die auf Grund der Umstände unplausibel erscheinen (z. B. Luchs mit langem Schwanz).

5.2.3 Methoden zum Feststellen von Vorkommen und Populationsgrößen

5.2.3.1 Vorkommen (*Occurence*) nach FFH

Sammeln von Zufallshinweisen

Eine 10*10 km UTM-Rasterzelle gilt als besetzt (Luchsvorkommen), wenn während eines Jahres mindestens ein C1-Nachweis oder zwei C2-Hinweise für dieses Gebiet dokumentiert wurden.

Die Dichte und Verteilung von zufälligen Luchshinweisen kann entscheidend für die Entdeckung neuer Luchsvorkommen sein und liefert wichtige Informationen zu Ausbreitung und Trend des Luchsvorkommensgebietes. Die Art der Hinweise kann zudem auf mögliche Gefährdungen (z. B. gehäufte Straßenmortalität) oder Konflikte (z. B. häufige Sichtbeobachtungen, Schäden) aufmerksam machen.

Bei sporadischen, aber bestätigten Einzelhinweisen kann auf Grund des zeitlichen und räumlichen Abstandes zwischen aufeinanderfolgenden Hinweisen unter Umständen darauf geschlossen werden, ob es sich um ein oder mehrere Individuen handelt. Auch deuten viele bestätigte Luchsnachweise, die sich in einem Gebiet über das gesamte Jahr verteilen, auf eine permanente Luchpräsenz hin. Ob es sich dabei aber um ein und denselben Luchs, zwei oder drei Tiere, oder mehrere Tier in Folge handelt, lässt sich ohne Zusatzinformationen (z. B. Fotos von Jungtieren oder parallele Spuren von mehr als einem Luchs) nicht sagen. Ohne eigenes, aktives Monitoring bleibt es allein dem Zufall überlassen, ob solche Zusatzinformationen gesammelt werden.

An Hand der Nachweisdichte und Verteilung kann jedoch nicht verlässlich auf die Größe einer Luchspopulation geschlossen werden (BREITENMOSER et al. 2006). Der Status eines Luchses (territorialer, abwandernder oder nicht-territorialer „Floater“), das individuelle Verhalten (z. B. scheu – wenig scheu), die Witterung (z. B. Schneelage), das Gelände (z. B. offen oder dicht bewachsen) und die Intensität der menschlichen Präsenz (z. B. Wintersportaktivität) sind alles Faktoren, die die Hinweisdichte beeinflussen können.

Ein einzelner abwandernder Luchs kann große Strecken zurücklegen und somit Nachweise in zahlreichen Rasterzellen generieren. Ein weniger scheuer Luchs hat höhere Chancen, gesehen und fotografiert zu werden als ein scheuer Luchs. Luchse, die in den Mittelgebirgen oder Alpen auf einer Höhe mit stabiler Schneelage leben, haben eine höhere Chance, gefährtet zu werden, als Luche im Tiefland. Luchse in reinen Waldgebieten sind weniger sichtbar als solche in offenen Landschaften (z. B. alpine Weiden, Wald-Feld Landschaften). Und neben dem Verhalten des Luchses spielt auch das Verhalten der Menschen im Luchsgebiet eine große Rolle. Wo es kaum Wege gibt oder die Landschaft wenig attraktiv ist, gibt es in der Regel auch weniger Naturnutzer und damit eine geringere Wahrscheinlichkeit, auf Luchshinweise aufmerksam zu werden. Doch schon ein einzelner Luchsfan mit ausreichend Zeit und Motivation kann unverhältnismäßig viele Luchshinweise generieren.

Fazit: Daten zur Luchsanwesenheit können durch Zufallsmeldungen gewonnen werden. Die Dichte und Verteilung von Luchshinweisen liefert wichtige Hinweise auf das Vorkommensgebiet und kann Gebiete aufzeigen, in denen das Monitoring verbessert werden muss. Allerdings kann von Zufallshinweisen allein nicht auf die Populationsgröße rückgeschlossen werden. Zudem ist der Einfluss von zufälligen Faktoren umso größer, je kleiner das jeweilige Luchsvorkommen ist.

Aufwand: Die Personal- und Reisekosten, die für die Evaluierung von Luchshinweisen anfallen, lassen sich schwer abschätzen, da der Zeit- und Fahraufwand stark von der Anzahl Luchse, der Meldehäufigkeit und der räumlichen Verteilung der Hinweise abhängt.

5.2.3.2 Populationsgröße und Reproduktionsnachweis

Fotofallen

Luchse weisen ein individuell unterschiedliches Fellmuster, ähnlich einem menschlichen Fingerabdruck, auf. Dies ermöglicht es, einen Luchs an Hand eines Fotos eindeutig zu identifizieren und auf späteren Fotos wiederzuerkennen (LAASS 1999, HEILBRUNN et al. 2003, ZIMMERMANN et al. 2008). Dadurch ist es möglich die Größe einer Luchspopulation mit systematisch platzierten Fotofallen über sogenannte „Fang-Wiederfang" Methoden statistisch zu berechnen (z. B. mit dem Software Programm MARK® http://welcome.warnercnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm). Der große Vorteil dieser „Fang-Wiederfang"-Statistik ist, dass sie nicht nur eine Schätzung der Populationsgröße, sondern auch ein Maß für die Güte dieser Schätzung liefert (z. B. LAASS 1999, ZIMMERMANN et al. 2008).

Da das Fleckenmuster auf der linken und rechten Seite verschieden ist, muss der Luchs, wenn er bei einem zweiten Foto wiedererkannt werden soll, simultan von beiden Seiten fotografiert werden. Jeder Fotofallenstandort muss daher mit zwei leicht versetzten, sich gegenüberstehenden Kameras bestückt werden. Für die Güte der Populationsschätzungen ist es daher wichtig, möglichst viele Luchse beidseitig zu fotografieren (BREITENMOSER et al. 2006).

Bei kleinen Populationen (≤10 Luchse) ist die „Fang-Wiederfang" Statistik nicht robust genug. Hier empfiehlt es sich, über einen opportunistischen Fotofalleneinsatz die Ausbeute an Luchsfotos zu maximieren, um eine Minimumzählung zu bekommen.

Fotofallen an Rissen sind außerdem ein geeignetes Mittel, um Reproduktion nachzuweisen. Die Chance, eine Luchsin und ihre Jungen am Riss zu fotografieren, ist gerade in den Sommermonaten, in denen die Jungen die Mutter noch nicht auf die Jagd begleiten, ungleich höher, als die Familie auf einem Wechsel zusammen zu erfassen.

Fazit: Fotofallen sind in kleinen wie in großen Luchspopulationen derzeit die effizienteste und genaueste Methode, um die Größe und den Trend einer Luchspopulation zu bestimmen. Zudem ermöglichen sie die Erfassung von Reproduktion.

Opportunistisches Fotofallenmonitoring für kleine Vorkommen (≤10 Luchse)

Für ein opportunistisches Fotofallenmonitoring sollten pro Luchsvorkommen mindestens 20 Fotofallen (zehn mit Infrarotblitz, zehn mit Infrarot- oder Normalblitz) zur Verfügung stehen. Gute Erfahrungen gibt es mit den analogen Modellen von KORA (ZIMMERMANN et al. 2008) oder digitalen Modellen (z. B. Cuddeback®, Reconyx®, Trailmaster®). Preislich bewegen sich die unterschiedlichen Modelle derzeit zwischen 200 und 800 €.

Wo Luchse bereits bestätigt wurden, sollten einzelne Kameras an allen bestätigten und möglichen Luchsrissen mehrere Nächte aufgestellt bleiben. Die Erfahrung zeigt, dass ein Luchs nicht immer jede Nacht an einen Riss zurückkehrt. Zudem sollten doppelte Fotofallen auf Wechseln aufgestellt werde, auf denen Luchsspuren bestätigt oder unbestätigte Hinweise (C3) wie Kot, Haare oder Markierstellen gefunden wurden.

Wo Luchse auf Grund von gehäuften C3-Hinweisen vermutet werden, sollten Kameras an strategisch günstigen Punkten aufgestellt werden (z. B. Zwangswechsel, mögliche Markierstellen, auf Wegen in der Nähe von Sichtbeobachtungen). Zudem sollten einzelne Fotofallen an potentiellen Luchsrissen über mehrere Nächte aufgestellt bleiben.

Ein vermuteter Luchsriss sollte möglichst wenig manipuliert werden, um die Chance auf die Wiederkehr des Luchses zu erhöhen. Es heißt dann abzuwägen, ob eine eindeutige Identifizierung des möglichen Rissverursachers im Vordergrund steht oder die Möglichkeit

eines Fotonachweises mit individueller Identifikation. Der Riss sollte fixiert werden, damit ihn der Luchs nicht aus dem Sichtbereich der Kamera ziehen kann.

An Rissen sollten nur Fotofallen mit Infrarotblitz aufgestellt werden. Durch die längere Verweilzeit am Riss wird der Luchs in der Regel mehrmals fotografiert. Während die Luchse durch einzelne Blitzereignisse auf Wechseln kaum abgeschreckt zu werden scheinen, können Blitzlichtgewitter am Riss durchaus zum Aufgeben des Risses führen.

Fazit: Opportunistisches Fotofallenmonitoring sollte in Deutschland in allen Gebieten mit sporadischen oder vermuteten Luchsvorkommen betrieben werden. Im Moment sind dies vor allem Pfälzerwald, Schwarzwald, Eifel, Hessen und Elbsandsteingebirge.

Aufwand:

Personal- und Reisekosten, die für die Evaluierung von Luchshinweisen sowieso anfallen.

4.000 – 8.000 € für Erstanschaffung von 20 automatische Kameras.

400 – 800 € Materialkosten pro Jahr in den folgenden Jahren, da im Schnitt wohl zwei Kameras pro Jahr zu ersetzen/reparieren sein werden.

800 € laufende Kosten für Batterien und Zubehör pro Jahr.

Zusätzlich Fahrtkosten für die Betreuung der Fotofallen.

Systematisches Fotofallenmonitoring

Für ein systematisches Monitoring mit Fotofallen sollte ein Referenzgebiet von 600 – 1.000 km² pro Luchspopulation abgedeckt werden. Die Fotofallendichte sollte ein Fotofallenstandort (mit jeweils zwei gegenüberliegenden Kameras) pro 10 – 15 km² betragen. Aus statistischen und praktischen Gründen ist es sinnvoll, Rasterzellen mit 2,5 km Kantenlänge, also 16 Zellen pro 100 km², zu bestimmen und dann nur jede zweite Zelle mit einer Fotofalle zu bestücken (Abb. 14). In Summe sind für einen systematischen Fotofalleneinsatz 48 – 80 Standorte (96 – 160 Kameras) nötig.

Das Fotofallenmonitoring sollte kontinuierlich über mindestens zwei Monate im Spätwinter (Januar – April) durchgeführt werden. Die Fallenstandorte sollten systematisch über das Gebiet verteilt werden. Innerhalb der ausgewählten Zellen ist allerdings eine möglichst strategische Platzierung sinnvoll (z. B. auf Zwangswechseln, im Wald, nicht im offenen Gelände).

Sollte das Luchsverbreitungsgebiet in voneinander getrennten bzw. landschaftlich stark abweichenden Gebieten (siehe mögliche Luchsgebiete in SCHADT et al. 2002a+b) größer als ein Referenzgebiet sein, kann die Luchsdichte auf den Rest des Luchsverbreitungsgebietes extrapoliert werden.

Fazit: Derzeit sind nur die Populationen im Bayerisch-Böhmischen Grenzgebiet und im Harz groß genug für ein systematisches Fotofallenmonitoring. Sie entsprechen in ihrer Ausdehnung etwa einem Referenzgebiet, sollten also komplett mit einem systematischen Fotofallenmonitoring abgedeckt werden. Bei einer Extrapolation muss berücksichtigt werden, dass die Dichte außerhalb des Referenzgebiets variieren kann.

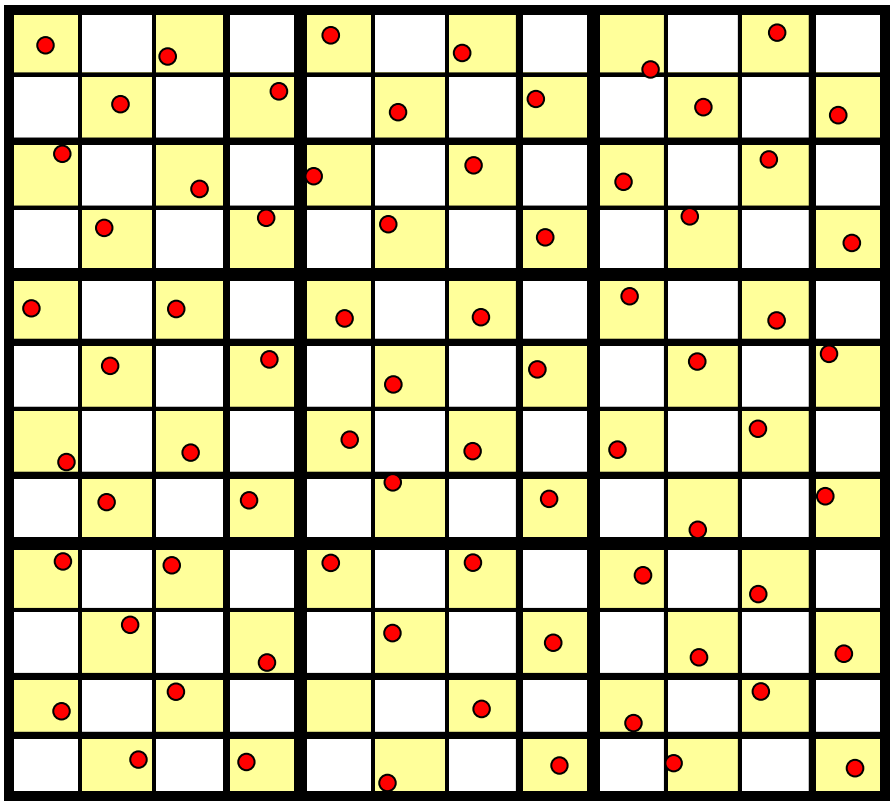

Abb. 14: Verteilung von 72 Fotofallenstandorten (rote Punkte) in einem 900 km² großen Referenzgebiet (Kantenlänge der kleinen Quadrate = 2,5 km).

Aufwand:

Mit dem Aufstellen und der Betreuung der Fotofallen im Feld sind ein bis zwei Personen (eine Person für bis zu 50 Standorte, zwei Personen >50 Standorte) voll beschäftigt. Für die Archivierung und Analyse der Bilder sowie die statistische Analyse ist mit weiteren zwei Personen-Monaten zu rechnen.

4 – 6 Personen-Monate Fotofallenmonitoring und Auswertung pro Jahr.

20.000 – 40.000 € Erstanschaffung für 100 Kameras.

1.000 – 2.000 € Materialkosten pro Jahr in den folgenden Jahren, da im Schnitt wohl fünf Kameras pro Jahr zu ersetzen/reparieren sein werden.

2.000 € laufende Kosten für Batterien und Zubehör pro Jahr.

Zusätzlich Fahrtkosten für die Betreuung der Fotofallen.

5.2.3.2 Genetik

Während Genetik zunehmend zur Bestandschätzung bei Braunbären verwendet wird, ist die Methode bei Luchsen bisher unüblich. Noch wurde in keinem Gebiet Europas ein genetisches Monitoring erfolgreich zur Schätzung von Luchsbeständen angewendet. Dies liegt unter anderem daran, dass Luchskot schwer zu finden ist und der Aufwand für den Betrieb von Haarfallen wegen der geringen Dichte der Luchse sehr aufwändig ist (SCHMIDT und KOWALCZYK 2006). Genetische Analysen sind zudem teuer und liegen meist

erst zeitverzögert vor (aus Kostengründen werden in der Regel erst zahlreiche Proben gesammelt und dann in einem Arbeitsschritt zusammen analysiert).

Da sich Luchse auf Grund ihres Fleckenmusters auch an Hand von Fotos individuell identifizieren lassen, ist die Fotofallen-Methode im Moment effektiver und billiger als ein genetisches Monitoring. Allerdings können Fragen zur Herkunft einzelner Luchse oder möglicher Inzuchtprobleme nur über genetische Analysen geklärt werden (HELLBORG et al. 2002, BREITENMOSER-WÜRSTEN und OBEXER-RUFF 2003, RUENESS et al. 2003). Zudem können genetische Analysen Aufschluss über Reproduktion liefern, und mit ihrer Hilfe können Stammbäume erstellt und wichtige Informationen zum Populationszustand ermittelt werden. In Einzelfällen kann die genetische Analyse von Haaren oder Kot die Anwesenheit von Luchsen in einem Gebiet bestätigen (MCKELVEYA et al. 2006). Auch kann es in Populationen, die eine geringe Fellfleckung aufweisen, schwierig sein, Luchse eindeutig zu identifizieren. Erste Erfahrungen aus dem Harz deuten in diese Richtung (O. ANDERS, pers. Mittlg., Nationalpark Harz). Auch ein hoher Besucherdruck im Wald kann, wenn er mit Diebstahl und Vandalismus einhergeht, den Einsatz von Fotofallen stark behindern.

Aufgrund dieser Vorteile mag sich die Wertschätzung der genetischen Analyse in Zukunft erhöhen. Weitere methodische Entwicklungen sind im Auge zu behalten.

Fazit: Ein genetisches Monitoring ist wegen fehlender Erfahrung derzeit nur bedingt für die Bestimmung von Größe und Trend einer Luchpopulation geeignet. Für spezifische Einzelfragen sind genetische Untersuchungen jedoch unerlässlich. Für Fragen der Populationsschätzung ist die weitere Entwicklung der genetischen Probensammlung zu beobachten.

Aufwand:

Personal- und Reisekosten, die für die Evaluierung von Luchshinweisen sowieso anfallen.

100 – 500 € / Probe.

5.2.3.3 Telemetrie in Referenzgebieten

Radiotelemetrie ist ein gängiges Werkzeug der Wildtierforschung. Mit Hilfe von sendermarkierten Individuen können klassische Daten zur Raumnutzung (Wanderdistanzen und Wege, Territoriengröße) und Aktivität (Ruhe und Aktivitätsphasen über den Tag, die Saison oder das Jahr) gesammelt werden (z. B. BREITENMOSER et al. 1993, HERFINDAL et al. 2005). Die neue GPS-Technologie macht es zudem möglich, durch eine hohe Peilfrequenz auch Risse zu finden oder sogar Interaktionen zwischen besenderten Tieren der gleichen Art (Sozialverhalten) oder anderen Arten (Räuber-Beute, Konkurrenz) zu dokumentieren. Auch können auf Grund eines veränderten Bewegungsmusters wichtige Informationen der Populationsdynamik gewonnen werden. So deuten ein verkleinerter Aktionsradius und die wiederholte Rückkehr an denselben Ort bei einem Luchsweibchen auf Reproduktion hin, oder ein stationäres Signal über mehr als 24 Stunden auf einen Todesfall.

Die neuen technischen Entwicklungen bei GPS / GSM Sendern (die im Halsband gespeicherten GPS Daten werden über das GSM Netz an die Bearbeiter verschickt) machen einen ständigen Kontakt zu den besenderten Tieren zwar entbehrlich, Trotzdem bleibt die Methode aufwändig. Zur Besenderung müssen die Tiere gefangen werden, und um Dichten oder Trends in der Population abzuschätzen zu können, müssen zahlreiche benachbarte Tiere beiderlei Geschlechts über den gleichen oder zumindest überlappende Zeiträume überwacht werden.

In einer solch intensiv überwachten Luchspopulation kann die Effektivität und Präzision anderer Monitoringmethoden getestet bzw. geeicht werden (LINNELL et al. 1998, LINNELL et al. 2005, BREITENMOSER et al. 2006). Die Größe und Variation durchschnittlicher Streifgebiete kann als Referenzwert für die Anschätzung der Populationsgröße in weniger intensiv überwachten Gebieten dienen (LINNELL et al. 1998, ANDREN et al. 2002).

Fazit: Radiotelemetrie ist für ein großflächiges Populationsmonitoring nicht geeignet. Zur Beantwortung von Fragen zur Abwanderung und Raumnutzung ist sie jedoch nach wie vor die Methode der Wahl. Auch kann die Telemetrie ein Hilfsmittel sein, um Reproduktion und Mortalität zu dokumentieren (z. B. ANDRÉN et al. 2006). In Referenzgebieten richtig angewendet, sind die Ergebnisse von Telemetriestudien wichtig zur Überprüfung und Kalibrierung anderer Monitoringmethoden.

Aufwand:

ca. 34.000 € für 10 GPS / GSM Sender.

10.000 € Fallen- und Fangmaterial Erstanschaffung.

Je nach Fragestellung und Gelände ein schwer zu kalkulierender zusätzlicher Aufwand an Personal- und Reisekosten.

5.2.3.4 Ausfährten

Die Suche nach Spuren von Wildtieren gehört zu den klassischen Methoden der Wildtierforschung. Allerdings ist die Methode stark von den Witterungsverhältnissen des Gebietes und des jeweiligen Jahres abhängig. Am besten sind die Bedingungen in den schneereichen Hochlagen der Mittelgebirge oder in den Alpen. Auch in sandigen Gebieten können immer wieder Spuren gefunden und ausgegangen werden.

Systematisches Ausfährten ist zeit- und personalaufwendig. Auch fehlt die statistische Absicherung, ob und in welchen Maß von Spurenanzahl und -dichte wirklich auf Luchsanzahl und -dichte geschlossen werden kann (LINNELL et al. 1998, BREITENMOSER et al. 2006). Großangelegte Aktionen mit vielen Freiwilligen erscheinen zwar auf den ersten Blick preisgünstig und eine gute Gelegenheit zur Einbindung der lokalen Bevölkerung. Auf den zweiten Blick sind sie aber mit großem Organisationsaufwand verbunden. Auch lässt die Datenqualität wegen der unterschiedlichen Vorkenntnisse der Freiwilligen oft zu wünschen übrig.

Trotzdem kann opportunistisches Ausfährten wichtige Zusatzinformationen liefern, z. B. über Reproduktion. Kommen aus einem Gebiet gehäuft unbestätigte Luchshinweise, sollte die aktive Suche nach Spuren, neben dem opportunistischen Fotofalleneinsatz, das Mittel der Wahl sein. Auf günstige Schneebedingungen muss dabei flexibel reagiert werden können. Dies hat vor allem organisatorische Konsequenzen. Ausfährten ist in Gebieten mit nur kurzfristigen Schneelagen nur dann Erfolg versprechend, wenn die Personen rasch verfügbar sind. Wo Schnee oder Sand fehlen, ist Ausfährten keine Option.

Fazit: Opportunistisches, aktives Ausfährten kann lokal eine exzellente Methode sein, Luchspräsenz oder sogar Reproduktion zu bestätigen. Zur Bestimmung von Größe oder Trend einer Luchspopulation ist die Methode wegen der unsicheren Schneelage und ihrer unsicheren statistischen Güte in Deutschland jedoch nicht geeignet.

Aufwand:

Die Personal- und Reisekosten, die für ein aktives, opportunistisches Ausfährten anfallen, lassen sich schwer abschätzen, da der Zeit- und Fahraufwand stark von der räumlichen Verteilung der Hinweise abhängt.

5.3 Handbuch Wolfsmonitoring

5.3.1 Bewerten von Wolfshinweisen

5.3.1.1 Lebende Tiere

Lebende Tiere können Wölfe sein, die für ein Forschungsprojekt (z. B. für Besenderung) gefangen wurden, sowie verletzte oder kranke Wölfe oder verwaiste Welpen, die vorübergehend oder dauerhaft in menschliche Obhut genommen wurden.

Bei Wölfen besteht grundsätzlich eine Verwechslungsgefahr mit Hunden, insbesondere mit nordischen Hunderassen, Tschechoslowakischen und Saarloos Wolfhunden sowie Schäferhundmischlingen. Daher muss die Identität des betreffenden Individuums sorgfältig überprüft werden (das gilt ebenso für Totfunde und Fotos, siehe unten). Bei Individuen, die außerhalb des bekannten Wolfsvorkommens auftauchen, ist es wünschenswert, die Herkunft genetisch abzuklären.

Lebend gefangene Wölfe werden anhand eines Feldprotokolls behandelt, eine Fotodokumentation wird erstellt und Blut, Haare oder Speichel für genetische Analysen sichergestellt.

C1 – eindeutiger Nachweis

Ein Lebendfang qualifiziert als C1, wenn

- eindeutige Fotos und Feldprotokolle vorliegen UND
- das Tier von einer erfahrenen Person als Wolf identifiziert wurde ODER
- genetische Untersuchungen bestätigen, dass es sich um einen Wolf handelt.

Dokumentation

- Feldprotokoll (Protokoll Lebendfang Wolf), UND
- Fotodokumentation: gesamtes Tier, Details von Kopf, Zähnen, Vorderläufen, Pfoten, Schwanz, UND
- Ergebnis genetischer Untersuchungen.

5.3.1.2 Totfunde

Tot aufgefundene Wölfe werden anhand eines Feldprotokolls behandelt, eine Fotodokumentation wird erstellt und Blut, Haare oder Speichel für genetische Analysen sichergestellt. Außerdem wird das Tier zur Feststellung der Todesursache gründlich pathologisch untersucht.

C1 – eindeutiger Nachweis

Ein Totfund qualifiziert als C1, wenn:

- eindeutige Fotos und Feldprotokolle vorliegen UND
- das Tier von einer erfahrenen Person als Wolf identifiziert wurde ODER
- genetische Untersuchungen bestätigen, dass es sich um einen Wolf handelt.

Dokumentation

- Feldprotokoll (Protokoll Totfund Wolf), UND

- Fotodokumentation: gesamtes Tier, Details von Kopf, Zähnen, Vorderläufen, Pfoten, Schwanz, UND
- Pathologisches Gutachten, UND
- Vermerk Verbleib, UND
- Ergebnisse genetischer Untersuchungen.

5.3.1.3 Fotos

Fotos müssen das gesamte Tier entweder von der Seite oder von vorne zeigen. Größe, Färbung und Proportionen des Körpers, zumindest aber der Kopf und der vordere Teil des Tieres müssen klar abgebildet sein. Es muss reichlich Hintergrund erkennbar sein, damit der Ort wieder erkannt und die Größe des Tieres beurteilt werden kann. Fälschungen sind nach Möglichkeit auszuschließen (zu Gehegeaufnahmen: siehe sinngemäß Kapitel 5.2.1.3 bzw. 5.4.1.3).

C1 – eindeutiger Nachweis

Ein Foto qualifiziert als C1, wenn

- das Tier von der Seite oder vollständig von vorne abgebildet ist; Größe, Färbung und Proportionen des gesamten Tierkörpers, mindestens aber von Kopf und Frontpartie deutlich zu sehen sind; UND
- das Tier von einer erfahrenen Person als Wolf identifiziert wurde.

C2-Hinweis

Ein Foto, dessen Qualität für C1 nicht genügt (z. B. bei zu großer Entfernung), kann als C2-Hinweis gewertet werden, wenn keine Einzelheit eine Zuordnung als Wolf zweifelhaft macht.

Dokumentation

- Feldprotokoll (Protokoll Sichtbeobachtung Wolf)

5.3.1.4 Trittsiegel und Spuren

Spuren von Wolf oder Hund sind schwierig von einander zu unterscheiden. Ein einzelnes Trittsiegel oder eine Galoppspur genügen dazu nicht. Entscheidend sind Trittsiegel *und* Spurverlauf (Gangart, Verhalten) in Kombination miteinander. Typisch für Wölfe ist der geschnürte Trab, bei dem die Tritte fast perlschnurartig in einer Linie liegen und die Hinterpfoten in die Abdrücke der Vorderpfoten gesetzt werden. Diese energiesparende Gangart ist bei Wölfen besonders häufig. Die Schrittlänge überschreitet im geschnürten Trab beim adulten Wolf 110 cm. Da auch viele Hunde schnüren können, muss eine fragliche Spur möglichst weit ausgegangen werden.

C2 – bestätigter Hinweis

Spuren adulter Wölfe können als C2-Hinweise gewertet werden, wenn folgende Bedingungen erfüllt sind:

- Feldprotokoll und Fotos liegen vor; UND

- die Spur verläuft gerichtet und gleichmäßig im geschnürten Trab,
  - auf festem / flachem Boden / Sand / Schnee mindestens 100 m ODER
  - auf weichem Untergrund (Trittsiegel ca. 5 cm tief) mindestens 500 m ODER
  - mindestens 2.000 m im tiefen Schnee (> 10 cm), UND
- die durchschnittliche Schrittlänge im geschnürten Trab ist ≥ 110 cm, UND
- das Trittsiegel der Vorderpfote ist ohne Krallen mindestens 8 cm lang; UND
- die Krallen sind stark ausgebildet und gerade, UND
- die einzelnen Abdrücke und der Spurverlauf lassen keine Merkmale erkennen, die Wolf zweifelhaft erscheinen lassen.

Dokumentation

- Der geschnürte Trab wird entsprechend des Feldprotokolls (Spurenprotokoll Wolf) vermessen und dokumentiert. UND
- Folgende Maße müssen mindestens genommen werden:
  - ≥ 3 Schrittlängen,
  - ≥ 3 Doppelabdrücke,
  - wenn möglich (bei Spurabschnitten im Schritt / schräger Trab) Länge (ohne Krallen) und Breite von jeweils mindestens drei Vorder- und drei Hinterlauftrittsiegeln. UND

  Fotodokumentation:
  - ein Foto der Spur in der umgebenden Landschaft,
  - ein Foto der Gangart,
  - ein Foto von allen vier Fußabdrücken mit einem Maßstab zur Schätzung der Schrittlänge,
  - mindestens fünf Fotos, die verschiedene Tritt-in-Tritt-Abdrücke im Detail zeigen, mit einem Maßstab,
  - wenn möglich (bei Spurabschnitten im Schritt Schritt / schräger Trab) 5 Fotos von verschiedenen Einzelabdrücken.

Welpenspuren

Um Welpen an Hand von Spuren nachzuweisen, müssen die Spuren von adulten Wölfen während des Sommers intensiv dokumentiert und auf einer Karte erfasst werden. Welpenspuren lassen sich nur in Kombination mit gut dokumentierten Erwachsenenspuren feststellen, da einzelne Welpenspuren in den ersten Monaten nicht von Hundespuren zu unterscheiden sind. Der Nachweis von Welpen anhand von Spuren erfordert viel Erfahrung speziell im Erkennen von Welpenspuren.

Im ersten Winter sind Trittsiegel von adulten und juvenilen Wölfen bereits sehr ähnlich. Unter guten Bedingungen lassen sich Welpentrittsiegel durch ihre dünnen, spitzen Krallen und die prominenten Ballenabdrücke von Trittsiegeln adulter Wölfe unterscheiden. Eine sorgfältige fotografische Dokumentation dieser Merkmale ist erforderlich, um die Anwesenheit von Welpen bestätigen zu können.

5.3.1.5 Losungen

Wölfe setzen Losung häufig direkt auf Wegen und Wegkreuzungen ab, oft exponiert auf Geländeerhebungen. Die Losung enthält Haare, oft große Knochensplitter und andere Reste von Beutetieren. Normales Hundefutter enthält solche Bestandteile nicht. Da streunende oder verwilderte Hunde in Deutschland selten sind, lässt sich Wolfslosung in den meisten Fällen anhand ihrer Bestandteile sowie eines typischen strengen Raubtiergeruchs identifizieren. In den wenigen Fällen, da (große) Hunde mit Teilen von Wildtieren gefüttert werden, ist ihre Losung nicht von Wolfslosung zu unterscheiden. Wolfslosung ist dennoch eine bedeutende Informationsquelle; denn sie ist nicht nur jederzeit und überall zu finden, sondern repräsentiert auch die Beutewahl. Frische Losung liefert genetisches Material ihres Urhebers und ist für genetische Monitoringmethoden die wichtigste Quelle.

Losung wird fotografiert und anhand eines Feldprotokolls dokumentiert, einschließlich Messungen und einer ersten Einschätzung der Inhaltsbestandteile. Sie wird tief gekühlt gelagert, um weitere Analysen zu ermöglichen. Häufig werden Losungen für Nahrungsanalysen an entsprechende Labors weitergegeben (z. B. Senckenberg Naturkundemuseum Görlitz).

Frische Losung mit intakter Oberfläche wird für genetische Analysen gesammelt. Die Behandlung folgt einem Protokoll, das am besten von dem Genetik-Labor verfasst wird, das die Analysen durchführt. Andernfalls wird ein kurzes Stück Losung in einem Behälter mit Ethanol (96%) aufbewahrt oder die gesamte Losung tief gefroren.

Losung kleiner Welpen lässt sich kaum von Fuchslosung unterscheiden. Deshalb wird Welpenlosung nur an aktuell genutzten Rendezvousplätzen gesammelt oder wenn ihr Urheber aus anderen Gründen zweifelsfrei ein Wolfswelpe ist. Die Umstände werden sorgfältig dokumentiert.

C2 – bestätigter Hinweis

Losungen können als C2-Hinweise gewertet werden, wenn

- die Losung Haare *und* große Knochensplitter, Zähne oder Klauen von Schalenwild enthält, UND
- der Durchmesser der Losung ≥ 2,5 cm, die Länge ≥ 20 cm ist, UND
- sie von einem erfahrenen Labor anhand des Inhalts als Wolfslosung identifiziert wurde, UND
- sie direkt auf einem Weg oder an einer Wolfsspur gefunden wurde.

Vorsicht bei Verdacht auf streunende Hunde!

C1 – eindeutiger Nachweis

Eine Losung gilt als C1-Nachweis, wenn durch eine genetische Analyse bestätigt wurde, dass sie von einem Wolf stammt.

Dokumentation

- Feldprotokoll (Losungsprotokoll Wolf), UND
- Fotodokumentation:
  - Übersicht, aus der die Position in der Landschaft hervor geht;
  - Großaufnahme mit Maßstab,
- für C1: Ergebnisse genetischer Untersuchungen.

5.3.1.6 Urinmarkierung

Territoriale Wölfe hinterlassen häufig Urinmarkierungen. Sie können von Hundemarkierungen nicht unterschieden werden. Im Zusammenhang mit einer Spur liefern sie jedoch die Information, dass es sich um einen territorialen Wolf handelt. Deshalb wird bei der Dokumentation von Spuren immer auf Urinmarkierungen geachtet und die Position im Verhältnis zu den Trittsiegeln festgehalten, da sich daraus Hinweise auf das Geschlecht ergeben können.

Urinmarkierungen können nur auf Grund einer DNA-Analyse als Wolfsnachweis gelten (HAUSKNECHT et al. 2006). Urin, der von sandigem Grund genommen wurde, ist unseres Wissens noch nicht analysiert worden. Ein geeignetes Verfahren und eine Anleitung, wie solche Proben gelagert werden sollen, muss noch entwickelt werden.

C1 – eindeutiger Nachweis

Eine Urinmarkierung gilt als C1-Nachweis, wenn durch eine genetische Analyse bestätigt wurde, dass sie von einem Wolf stammt.

Dokumentation:

- Feldprotokoll UND
- Ergebnis genetischer Untersuchung.

5.3.1.7 Haare

Wolfshaare lassen sich nicht von Hundehaaren unterscheiden. Eine mikroskopische Untersuchung kann lediglich feststellen, ob ein Wolf ausgeschlossen werden kann. Lediglich eine genetische Analyse kann den Nachweis für einen Wolf erbringen. Dafür werden Haarproben in Papier trocken gelagert oder tief gefroren aufbewahrt.

C1 – eindeutiger Nachweis

Haarproben gelten als C1-Nachweis, wenn durch eine genetische Analyse bestätigt wurde, dass sie von einem Wolf stammen.

Dokumentation:

- Feldprotokoll UND
- Ergebnis genetischer Untersuchung.

5.3.1.8 Risse

Wölfe ernähren sich in Europa hauptsächlich von den hier vorkommenden Schalenwildarten sowie in manchen Ländern von Nutztieren (z. B. BOITANI 1982, MERIGGI et al. 1991, JEDRZEJEWSKI et al. 2000, CAPITANI et al. 2004). In der Lausitz ist die Hauptbeuteart der Wölfe das Reh, gefolgt von Rothirsch und Wildschwein. Hasen kommen hier mit einem Frequenzanteil von 4 % in den Losungen vor (C. WAGNER 2008, WAGNER et al. 2008).

Risse von Schalenwild und kleineren Nutztieren wie Schafen und Ziegen können gute Hinweise auf Wölfe sein, wenn sie typische Merkmale aufweisen. Oft sind sie jedoch schwer

von Hunderissen zu unterscheiden. Sie müssen daher besonders sorgfältig untersucht und dokumentiert werden.

Tote Wildtiere, bei denen der Wolf als Verursacher vermutet wird, sind nach einem Feldprotokoll zu untersuchen und fotografisch zu dokumentieren. Um festzustellen, wie das gerissene Tier getötet wurde und welche Verletzungen es hat, muss es in der Regel abgehäutet werden.

Die wichtigsten Daten sind:

- Lage, Anzahl und Schwere der Wunden,
- Lage, Größe und Anzahl der Bissverletzungen durch die Haut,
- Größe und Abstand der Eckzahnmarken,
- gefressene bzw. fehlende Teile,
- Länge der Strecke, die das Tier verschleppt wurde.

Für von Wölfen gerissene oder verwundete Nutz- und Haustiere gelten häufig Kompensationsregelungen. Unabhängig vom bestehenden Kompensationssystem, in dem oft auch zweifelhafte Fälle ausgeglichen werden, sollte für das Monitoring bei den Untersuchungen dieser Fälle dieselbe Sorgfalt aufgebracht werden wie für gerissene Wildtiere. Entsprechend sind bei Haus- und Nutztierrissen die gleichen Daten aufzunehmen wie bei Wildtierrissen.

Nutztierrisse werden daher ebenfalls anhand eines standardisierten Feldprotokolls aufgenommen und fotografisch dokumentiert. Bei Nutztierrissen ist es oft besonders wichtig, die näheren Umstände zu klären, weil der Wolf dabei oft in eine für ihn unnatürliche Situation gerät (z. B. viele Beutetiere, die nicht flüchten; Herdenschutzhunde, die beim Fressen stören), was sein Verhalten beeinflussen kann.

Bei Nutztierrissen ist ein Protokoll Grundlage für das dem Schadensausgleich zugrunde liegende Gutachten. Bei Wildtierrissen werden erfahrene Personen in der Regel ebenfalls Protokolle ausfüllen, um spätere Analysen (z. B. der Beuteselektion) durchführen zu können.

C2 – bestätigter Hinweis

Bei Rissen von Wild- oder kleineren Nutztieren, wie Schafe, Ziegen, Kälber (derzeit gibt es noch keine Erfahrung mit getöteten Rindern oder Pferden in Deutschland) entscheidet der Gesamteindruck. Kadaver müssen zur Beurteilung des Ausmaßes der Verletzungen immer ganz abgehäutet werden.

Risse können als C2-Hinweise gelten, wenn

- Feldprotokoll und Fotos vorliegen, UND
- das Tier typische Merkmale eines Wolfsangriffs aufweist:
  - gut platzierter, „sauberer“ Tötungsbiss in den Hals (Drossel oder Genick), der von außen nicht sehr blutig wirkt, unter der Haut aber massive Verletzungen aufweist.
  - Wenn andere Bisswunden vorhanden sind, sind diese schwer und lassen sich durch die Umstände (z. B. Größe des Beutetieres) erklären. Sie sind im oberen Bereich der Beine, am Hals, den Schultern oder Keulen platziert; UND
  - das Tier wurde > 5 m in Richtung der nächsten Deckung gezogen, UND
  - ≥ 5 kg wurden in der ersten Nacht gefressen, UND
  - ≥ 50 % der Bisse durchdrangen die Haut, UND
  - ≥ 50 % der Perforationen durch einzelne Zähne weisen einen Durchmesser > 3 mm auf, UND

  - der Abstand der Eckzahnperforationen (wenn er gemessen werden kann) liegt zwischen 4 und 4,5 cm; UND
  - wenn mehrere Tiere getötet wurden: Die Tiere mit aufgerissenen Bäuchen sind ebenfalls angefressen; andere sind getötet worden, aber nicht aufgerissen. UND
- der Kadaver weist keine wolfsuntypischen Verletzungen, wie Bisse in Rücken, Bauch, Seiten auf, UND
- der Kadaver ist noch nicht so stark genutzt, dass die wolfstypischen Merkmale nicht mehr erkannt werden können.

Nutztierrisse können u. U. auch dann als C2 bewertet werden, wenn maximal zwei der oben angeführten typischen Merkmale fehlen und dies durch die äußeren Umstände, z. B. die Anwesenheit von Herdenschutzhunden, erklärt werden kann.

Dokumentation:

- Feldprotokoll (Kadaverfund Wild- oder Nutztier), UND
- Fotodokumentation:

  Vor dem Häuten:
  - Überblick der Situation mit dem gesamten Tier,
  - ggf. Schleppspur,
  - mehrere Fotos des Tieres,
  - Details: Bisswunden, Fraßspuren

  Nach dem Häuten:
  - Fotos des gesamten Tieres von beiden Seiten,
  - Fotos der Bisswunden im Detail,
  - Fotos mit Maßstab vom Durchmesser der Zahnperforationen,
  - Foto des Eckzahnabstandes (wenn möglich),
  - durchgebissene Knochen, wenn vorhanden.

5.3.1.9 Sichtungen

Sichtbeobachtungen werden in einem Feldprotokoll mit den näheren Umständen der Beobachtung und einer Beschreibung des Aussehens und des Verhaltens des Tieres dokumentiert.

C3 – unbestätigter Hinweis

Sichtbeobachtungen können nicht bestätigt werden und qualifizieren deshalb grundsätzlich als C3-Hinweis, es sei denn das Tier wurde fotografiert (siehe 5.3.1.3 Fotos).

Dokumentation:

- Feldprotokoll (Protokoll Wolfssichtung).

5.3.1.10 Heulen

Manche Hunde können heulen wie Wölfe. Grundsätzlich lässt sich deshalb das Heulen eines einzelnen Tieres nicht eindeutig einem Wolf zuordnen und Berichte von heulenden Wölfen lassen sich nicht bestätigen. Dies gilt auch, wenn das Heulen auf Tonträger aufgenommen wurde. Trotzdem kann Heulen ein wertvoller Hinweis auf Wolfsanwesenheit sein und wird deshalb in einem Feldprotokoll festgehalten. Dabei wird die Örtlichkeit angegeben, wo sich die Person befunden hat, und die Richtung und Entfernung, aus der das Heulen gehört wurde.

Wird über Chorheulen berichtet, insbesondere mit Welpen, so kann dies Anlass sein, in dem Gebiet umgehend nach Spuren und Losung zu suchen, sofern in diesem Gebiet Reproduktion noch nicht bestätigt wurde. Gegebenenfalls kann eine organisierte Heulanimation durchgeführt und wenn möglich die Antwort auf Tonträger aufgenommen werden.

C2 – bestätigter Hinweis

Heulen kann nur dann als C2-Hinweis qualifizieren, wenn

- Chorheulen durch eine Heulanimation unter Leitung einer erfahrenen Person ausgelöst wurde.

Vorsicht Hundezwinger!

Dokumentation:

- Feldprotokoll.
- Aufnahme auf Tonträger wird empfohlen.

5.3.2 Zusammenfassung Bewertung Wolfshinweise

In Tabelle 8 ist zusammenfassend dargestellt, welche Wolfshinweise von erfahrenen Personen als C1 (eindeutiger Nachweis) oder C2 (bestätigter Hinweis) bewertet werden *können,* wenn sie die im vorherigen Kapitel genannten Kriterien erfüllen.

Werden die Hinweise von den Fachleuten nicht selbst vor Ort überprüft, so ist eine Dokumentation entsprechend der Vorgaben in Kapitel 5.3.1 zwingend. Außerdem *müssen* alle C1- sowie die C2-Hinweise, welche die Grundlage für Vorkommenskarten und Reproduktionsnachweise sind, dokumentiert werden.

Eine Häufung von C3-Hinweisen, in Abwesenheit von C1 und C2, sollte als Anlass genommen werden, dass Monitoring zu intensivieren.

Tab. 9: Wolfshinweise und ihre Bewertung (ausführliche Erläuterungen im Text).

C1	C2	C3
Lebendfänge	Wolfstypische Spur im geschnürten Trab (mind. 100 / 500 / 2000 m je nach Untergrund)	Einzelne Trittsiegel
Totfunde	Wolfstypische Losung auf Wegen / an Wolfsspur	Spuren in anderen Gangarten als geschnürter Trab
DNA-Nachweis	Wolfstypischer Riss	Stark genutzte Risse
Überprüfte Fotos	Chorheulen, durch Heulanimation ausgelöst	Wolfstypische Losungen abseits von Wegen / Wolfsspur
		Haare*
		Urin*
		Heulen
		Sichtbeobachtungen
		Hinweise Dritter, die auf Grund unzureichender Dokumentation keine Bestätigung eines Wolfshinweises zulassen, aber Wolf nicht unwahrscheinlich erscheinen lassen.
		Hinweise, die noch nicht überprüft wurden oder nicht mehr überprüft werden können.

*ohne DNA-Nachweis

Als falsch werden eingestuft:

- Alle Hinweise deren Überprüfung ergeben hat, dass es sich nicht um Wolfshinweise handelt oder die unplausibel erscheinen.

5.3.3 Dateninterpretation und Methoden zum Feststellen von Vorkommen und Populationsgrößen

5.3.3.1 Vorkommen (*Occurence*) nach FFH

Sammlung von Zufallshinweisen

Ein Gebiet gilt als Wolfsvorkommen, wenn eine Zelle des 10*10 km UTM-Rasters während eines Jahres mindestens einen C1-Nachweis oder drei C2-Hinweise aufweist. Mindestens zwei dieser Hinweise müssen verschiedenartig sein (Spur oder Losung oder Riss). Liegen nur Hinweise eines einzigen Typs vor (z. B. nur Spuren oder nur Losungen), so sind zehn Hinweise erforderlich.

Reproduktion in einer Rasterzelle muss durch mindestens einen C1-Nachweis oder durch zwei C2-Hinweise belegt sein. Die Sammlung von Zufallshinweisen (Passives Monitoring) erfordert im ersten Schritt keine eigene Feldarbeit, sondern besteht im Sammeln, Auswerten und Analysieren von Informationen, die zufällig anfallen, z. B. das Untersuchen tot gefundener Wölfe, das Auswerten von Nutztierschäden, direkte Beobachtungen, die von der Bevölkerung gemeldet werden, oder Umfragen. Bei der Interpretation der Daten ist Vorsicht geboten, da die Gefahr von systematischen Abweichungen gegeben ist (siehe Kapitel 2.2).

Häufige Hinweise aus Gebieten, in denen Wölfe bisher nicht nachgewiesen wurden, sollten Anlass sein, aktiv nach Wolfshinweisen zu suchen. Allerdings besteht beim Wolf immer die Gefahr der Verwechslung mit Hunden. Außerdem ist die Tierart sehr stark emotional besetzt und Medienberichte können eine regelrechte Welle von Wolfsbeobachtungen provozieren. Wiederholte Sichtungen wirken dann oft geradezu infektiös. Bei mehr als fünf Millionen Hunden in unserem Land liegt es auf der Hand, dass viele von ihnen, v. a. wolfsähnliche Rassen wie Huskies oder Tschechoslowakische Wolfhunde, für Wölfe gehalten werden können. Zu entscheiden, ob zweifelhaften Hinweisen nachgegangen werden soll, ist Sache der erfahrenen Personen.

Problematisch sind Umfragen, weil Beobachtungen, Spuren oder andere Hinweise wegen mangelnder Erfahrung oft nicht korrekt interpretiert werden (ELGMORK et al. 1976, VAN Dyke & BROCKE 1987a, b, zit. in LINNELL et al. 1998).

Jeder tot aufgefundene Wolf ist es wert, gründlich nach einem standardisierten Verfahren untersucht zu werden, weil er eine Quelle wichtiger Informationen ist. Es ist wünschenswert, dies von einer oder von wenigen erfahrenen Institutionen machen zu lassen. Bei der Interpretation von Daten wie Todesursachen oder Altersklassenverteilung ist zu berücksichtigen, dass diese Daten mit Sicherheit nicht zufällig verteilt sind.

Fazit: Passives Monitoring allein ist nicht geeignet, um Vorkommensgebiete sicher abzugrenzen. Trotzdem sind Informationen aus zweiter Hand bzw. Zufallsbeobachtungen in das Monitoring aufzunehmen, wenn auch mit gegebener Vorsicht zu interpretieren. Umfragen scheinen in Deutschland zur Feststellung von Wolfsvorkommen wenig geeignet. Mit Zunahme der Wölfe könnte sich dies in Zukunft ändern.

Suche nach Anwesenheitshinweisen

Bei der am weitesten verbreiteten Methode zur Bestätigung von Wölfen werden Transekte (Forststraßen, Geländelinien, Gitternetzlinien u. a.) auf Wolfshinweise (Spuren, Losung) abgesucht. Systematisch durchgeführt können damit Indizes der Wolfsdichte ermittelt werden. Ein weniger systematisches Vorgehen liefert immerhin Daten zur An- bzw. Abwesenheit von Wölfen. Da Wölfe gerne Forststraßen nutzen und dort auch Losung absetzen, sollten solche Straßen, Wege und Pfade wiederholt und intensiv zu Fuß oder mit dem Fahrrad abgesucht werden. Die Methode ist arbeitsaufwändig, aber einfach.

Abfährten im Schnee

Schnee ist ideal zur Bestätigung von Wölfen. Die klimatischen Bedingungen dazu herrschen in Deutschland aber nur in den Gebirgen. Im Flachland reicht die Schneedecke für ein systematisches Abspüren in der Regel nicht aus. Wenn sich die Gelegenheit bietet, sollte sie allerdings unverzüglich genutzt werden. Bei mäßigem Schnee bietet sich das Abfahren von (Forst-)Wegen mit dem KFZ an. Mindestens zwei im Abspüren erfahrene Personen sollten sich dabei in jedem Fahrzeug befinden. Während der langsamen Fahrt wird zu beiden Seiten bei offenem Fenster nach Spuren Ausschau gehalten. Wolfsspuren sind zur Bestätigung mindestens 500 m zurück zu verfolgen (siehe 5.3.1.4). Im Gebirge kann in der Regel nur zu Fuß oder per Ski abgefährtet werden. Das bedeutet, dass in der Regel mehr Personen zum Absuchen eines Gebietes benötigt werden, als unter Schneebedingungen im Flachland.

Fotofallen

Fotofallen können in manchen unklaren Situationen eingesetzt werden, um die Anwesenheit eines Wolfes zu bestätigen. Die Fallen können an Wasserstellen, eventuell vom Wolf stammenden Rissen oder an Wegen aufgestellt werden, an denen Spuren oder Losungen gefunden wurden, die nicht eindeutig zugeordnet werden konnten. Der Einsatz von Fotofallen kann die Bestätigung von Wölfen anhand von anderen Kriterien selten ersetzen. Es ist unwahrscheinlich, dass ein Wolf durch eine Fotofalle nachgewiesen wird, ohne vorher Spuren oder Losung hinterlassen zu haben.

Fazit: Die Bestätigung von Wölfen in einem bestimmten Gebiet erfordert in der Regel aktives Monitoring. Die Suche nach Wolfshinweisen (mit oder ohne Schnee) ist dafür die geeignete Methode. Sie ist arbeitsintensiv, erfordert aber wenig Ressourcen.

5.3.3.2 Populationsgröße und Reproduktionsnachweis

Reproduktion

Erfolgreiche Reproduktion wird in vielen Ländern im Winter anhand der Spuren im Schnee nachgewiesen, die ein Rudel hinterlässt. In Gebieten ohne Schnee muss Reproduktion bereits im Sommer und Herbst bestätigt werden. In der Lausitz beginnt die aktive Suche nach Welpenspuren ab Ende Juni in Gebieten, in denen mindestens zwei Altwölfe bestätigt wurden. Rendezvousplätze liegen hier oft in offenem, sandigem Gelände und sind gut zu erkennen. Die Plätze sind mit Welpenspuren regelrecht übersät und weisen außerdem eine Akkumulation von Altwolfspuren auf.

In sandarmen Gegenden kann eine Häufung von Wolfslosung im Sommer (Juni – September) auf begrenzter Fläche ein Hinweis auf Reproduktion sein. Um die Rendezvousplätze kommt es oft zu einer Akkumulation von Wolfslosungen auf Forststraßen und Wegen, die von den Wölfen nun intensiver genutzt werden als der Rest ihres Territoriums. Die Bestätigung von Reproduktion kann dann entweder mit genetischen Methoden oder durch Heulanimation erfolgen.

Bei der Heulanimation wird die Antwort von Wölfen durch Abspielen eines Tonträgers oder durch eigenes Heulen provoziert. Oft reagieren Welpen eifriger als adulte Wölfe und können auf Grund ihrer hohen Stimmen als Jungtiere identifiziert werden. Im Allgemeinen ist die Erfolgsrate jedoch gering und variiert stark, selbst in ein und derselben Region (MARBOUTIN 2008). Bei der Interpretation ist deshalb Vorsicht geboten. Keine Antwort muss nicht fehlende Reproduktion bedeuten.

Wo Welpen vermutet, aber nicht bestätigt werden konnten, empfiehlt sich geduldiges Ansitzen an verdächtigen Plätzen (eigene Erfahrungen sowie BLANCO 2008). In der Regel werden dafür Stellen mit einer Häufung von Altwolfspuren ausgewählt oder an denen glaubhaft von Welpensichtungen berichtet wurde. In Sachsen gehört eine Videokameraausrüstung dazu.

Fazit: Die Bestätigung von Reproduktion ist meist arbeitsintensiv. Für deutsche Verhältnisse ist es nicht möglich, nur eine einzige Erfolg versprechende Methode anzugeben. Mit zunehmender Anzahl von Rudeln wird Reproduktion häufiger mit indirekten (genetischen) Methoden bestätigt werden, allerdings mit zeitlicher Verzögerung.

Mindestgröße der Population

In den meisten Fällen wird bei Großraubtieren auf den Versuch verzichtet, ihre genaue Zahl zu ermitteln. Stattdessen wird für kleine oder mittelgroße Populationen eine Mindestzahl geschätzt. Bei Wölfen kann dies die Mindestzahl der ermittelten Rudel sein plus die markierenden Paare (Frankreich, Schweden, Finnland). Manchmal wird eine Mindest- und Höchstschätzung der Individuen angegeben. Das ist möglich, wenn die Größe der Rudel bekannt ist, oder mit Fang-Wiederfang-Analysen auf genetischer Datengrundlage.

Rudel können durch aktive Hinweissuche mit und ohne Schnee, Heulanimationen oder genetisches Monitoring festgestellt werden. Dabei müssen mehr als zwei Tiere zusammen bestätigt werden, oder – im Fall eines markierenden Paares – nur zwei.

Bei Minimumschätzung ist sicherzustellen, dass keine Doppelzählungen vorkommen. Sofern man sich dabei auf Hinweise verlässt (nicht genetische Analysen), sind Regeln erforderlich, um Rudel anhand von Entfernung und Zeit auseinander zu halten. Diese Regeln erfordern jedoch telemetrische Daten, die für dieses Gebiet repräsentativ sind (LINNELL et al. 1998).

Die Mindestrudelgröße kann durch intensives genetisches Monitoring sowie durch Abspüren bei Schnee oder auf Sand (Lausitz, Deutschland) festgestellt werden.

Für die Schätzung der Populationsgröße werden künftig wahrscheinlich Fang-Wiederfang-Analysen auf genetischer Datengrundlage die größte Rolle spielen. Diese Methode liefert eine Populationsschätzung mit Konfidenzintervallen, basierend auf dem Verhältnis genetisch wiederholt identifizierter und neuer Individuen in einer Stichprobe. Der Aufwand genügend Proben zu sammeln und zu analysieren ist allerdings hoch.

Fazit: Die Schätzung der Populationsgröße bei Wölfen ist sehr aufwändig. In Frankreich werden etwa 100 Arbeitstage pro Rudel benötigt (Abfährten im Schnee, Losungssuche, Heulanimation), um alle für das Monitoring wichtigen Informationen zu erhalten (MARBOUTIN 2008). Auch in Deutschland muss eine Kombination von Methoden erfolgen. Ohne Schnee sollte der Focus besonders auf genetischem Monitoring liegen. Das erfordert viele Proben (viel Feldarbeit) und ist teuer.

5.3.3.3 Ermittlung von Dichte und Populationsstruktur mit Hilfe von Telemetrie

Die radiotelemetrische Untersuchung einzelner Wölfe liefert eine Vielzahl von Informationen, die dazu genutzt werden können, Monitoringprojekte zu konzipieren und die Ergebnisse des Monitorings zu kalibrieren (BREITENMOSER et al. 2006). Ohne Kenntnisse der Territoriumsgröße ist es z. B. schwierig, benachbarte Rudel voneinander zu unterscheiden. Um die Wolfsdichte abschätzen zu können, werden sowohl Daten zu Rudelgrößen als auch zur Größe der Territorien benötigt. Ein einziges besendertes Rudelmitglied erleichtert den Informationsgewinn über sein Rudel enorm, weil dieses leichter überwacht werden kann.

Außerdem liefert Telemetrie präzise Informationen zur Habitatnutzung, zur Dispersion und zum Schicksal der abwandernden Wölfe, was sowohl die Entwicklung von Habitatmodellen erlaubt als auch Einsichten in das Populationsgeschehen vermittelt.

Besenderte Wölfe können eine Menge wichtiger Informationen liefern, doch das Fangen von Wölfen ist schwierig und erfordert sehr viel Zeit. In Deutschland müssen geeignete Erfolg versprechende Fangmethoden erst noch gefunden werden.

Fazit: Telemetrie ist nicht geeignet als Monitoringmethode in größerem Rahmen, liefert aber wertvolle Informationen, die anders nicht zu gewinnen sind. Im Monitoring sollte Telemetrie in Referenzgebieten eingesetzt werden, um andere Monitoringergebnisse zu kalibrieren. Wegen des großen Aufwands beim Fang von Wölfen sollte Telemetrie nur in langfristigen Projekten eingesetzt werden.

5.4 Handbuch Bärenmonitoring

5.4.1 Bewerten von Bärenhinweisen

5.4.1.1 Lebende Tiere

In diese Kategorie fallen Individuen, die im Rahmen eines Forschungsprojekts oder des Problembärenmanagements zum Zweck der Besenderung gefangen und wieder freigelassen werden, verletzte oder durch Krankheit geschwächte Tiere, die vorübergehend oder dauerhaft in menschliche Obhut genommen werden, sowie verwaiste Jungtiere.

Verwechslungsgefahr mit anderen heimischen Wildtieren besteht nicht, Bären sind in allen Altersklassen eindeutig zu erkennen (abgesehen von Jungtieren in den ersten Lebenswochen, diese können aber das Winterlager noch nicht verlassen). Die sichere Unterscheidung des Europäischen Braunbären von anderen Braunbärrassen bzw. anderen Bärenarten (z. B. Amerikanischer Schwarzbär) könnte theoretisch Schwierigkeiten bereiten, praktisch ist das aber nicht relevant, da im Gegensatz zu Luchs und Wolf, flüchtige Zoobären nicht verschwiegen werden können.

C1 - eindeutiger Nachweis

Lebende Tiere gelten als Bärennachweis, wenn

- eindeutige Fotos und Feldprotokolle vorliegen ODER
- durch eine genetische Untersuchung bestätigt wurde, dass es sich um einen Bären handelt.

Dokumentation

- Feldprotokoll (lebend gefangenes Tier), UND
- Fotodokumentation:
  - Porträtaufnahmen,
  - Aufnahme des ganzen Körpers (mit Größenvergleich),
  - Aufnahmen der Pfoten (mit Größenvergleich) UND
- ggf. Laborbericht Genetik.

5.4.1.2 Totfunde

Für Totfunde gilt im Prinzip das Gleiche wie für lebende Tiere. Erschwerend kann hinzukommen, dass tote Tiere durch Gewalteinwirkung verunstaltet (z. B. bei Verkehrsunfällen) oder bereits stark in Verwesung begriffen sein können. In Zweifelsfällen kann ein genetischer Test Klarheit schaffen. Tot aufgefundene Bären sind pathologisch zu untersuchen, um die Todesursache abzuklären.

C1 - eindeutiger Nachweis

Totfunde qualifizieren als eindeutiger Bärennachweis, wenn

- eindeutige Fotos und Feldprotokolle vorliegen ODER

- genetische Untersuchungen bestätigen, dass es sich um einen Bären handelt.

Dokumentation

- Feldprotokoll (Protokoll Totfund Bär), UND
- Fotodokumentation:
  - Porträtaufnahmen,
  - Aufnahme des ganzen Körpers (mit Größenvergleich),
  - Aufnahmen der Pfoten (mit Größenvergleich) UND
- Pathologisches Gutachten, UND
- Vermerk Verbleib, UND
- ggf. Ergebnisse genetischer Untersuchungen.

5.4.1.3 Fotos von Bären

C1 - eindeutiger Nachweis

Fotos von Bären gelten als eindeutiger Bärennachweis, wenn

- der Körper des Bären mit Größenvergleich gut zu erkennen ist UND
- mindestens zwei der folgende Merkmale deutlich zu sehen sind: breiter Kopf mit relativ kleinen Augen und Ohren, kompakter Körper mit massigen Beinen und Höcker zwischen den Schultern, nicht sichtbarer Stummelschwanz UND
- auf Grund der Umgebung nicht davon auszugehen ist, dass es sich um eine Gehegeaufnahme handelt.

Dokumentation

- Protokoll - Bärenhinweis UND
- Überprüfung des Fotos auf Echtheit

Für echte Freilandaufnahmen spricht, wenn

- die Landschaft im Hintergrund genug Anhaltspunkte liefert, dass der Standort im Nachhinein aufgesucht und bestätigt werden kann;
- der Bär auf Forststrassen oder Wanderwegen fotografiert wurde;
- andere menschliche Einrichtungen / Eingriffe zu sehen sind, die normaler Weise nicht in einem Gehege zu erwarten sind (z. B. Autos, Hochstände, frische Kahlschläge);
- der Bär nicht Bild füllend abgebildet ist;
- der Bär keine für präparierte Tiere typische Pose einnimmt bzw. mehrere Fotos in verschiedenen Körperhaltungen vorliegen.

Problematisch sind Aufnahmen mit automatischen Kameras von Dritten. Oft sind die Tiere Bild füllend abgebildet und gerade bei Nachtbildern lässt sich im kaum etwas vom Hintergrund erkennen. Allerdings sollte es immer zahlreiche andere Bilder von Wildtieren oder

Fehlauslösungen vom gleichen Standort geben. Der angegebene Kamerastandort sollte auf jeden Fall aufgesucht und überprüft werden.

Für Gehegeaufnahmen sprechen Bilder, wenn

- der Bär ausschließlich Bild füllend abgebildet ist;
- Strukturen wie Maschendraht, Zäune, Beton, Felsmauern oder abgesägte Baumstämme (stehend oder liegend) mit glatt geriebenen Oberflächen zu erkennen sind;
- die Bodenvegetation durch Trittwirkung kurz gehalten wirkt bzw. gänzlich fehlt;
- die Aufnahme nicht von einem Hochstand oder in steilem Gelände, aber trotzdem von einem erhöhten Standpunkt aus gemacht wurde (Schautribünen!).

Es gibt nicht viele Bärengehege, die Aufnahmen wie im Freiland ermöglichen. In zweifelhaften Fällen ist eine Abklärung mit den bekannten Gehegen (z. B. NP Bayerischer Wald) anzuraten.

5.4.1.4 Spuren

Einzelne Trittsiegel

Bären sind Sohlengänger mit fünf Zehen und nicht einziehbaren Krallen an Vorder- und Hinterfüßen. Ihre Spur ist charakteristisch: Die Zehenabdrücke stehen eng nebeneinander in fast gerader Reihe und zwischen den Abdrücken der Zehenballen und des Hauptballens befindet sich ein deutlicher Wall. Trittsiegel von Vorderbranten und Hinterbranten unterscheiden sich markant, da die Krallen der Vorderbranten deutlich länger sind und nur die Hinterbranten mit der ganzen Fußsohle auftreten (Vorderbranten: eher rundliche Form, Krallenabdrücke weiter vor den Zehenabdrücken; Hinterbranten: längliche Form, Krallenabdrücke nahe bei den Zehenabdrücken). Da der Bär die Außenseite der Branten stärker belastet, werden die inneren Zehen auf härterem Boden schwach bis gar nicht abgedrückt.

Dachsspuren sind Bärenspuren in der Form sehr ähnlich, aber deutlich kleiner (max. 5 cm breit), selbst Jungbärentrittsiegel sind deutlich größer (mind. 7 cm breit). Ähnlichkeit besteht auch zwischen menschlichen Fußabdrücken und Trittsiegeln von Bärenhinterbranten. Bären haben jedoch Krallen, größere und gleichförmige Zehenballen und keine gewölbte Fußsohle.

Vollständige Bärentrittsiegel sind unverwechselbar. Oft können auch unvollständige Trittsiegel (fehlende Krallen, fehlende Innenzehe, unvollständiger Ballen) eindeutig angesprochen werden. Trotzdem können alle Arten von größeren Spuren irrtümlich als Bärenspur gemeldet werden.

Bärentrittsiegel können besonders leicht durch Drücken eines Gipsabdrucks in weichen Untergrund künstlich hergestellt werden. Bei der Beurteilung eines Nachweises auf der Basis nur eines Trittsiegels sind daher immer auch die Lage des Trittsiegels und die Bodenbeschaffenheit im Umfeld zu berücksichtigen (z. B. kleine feuchte Stelle auf Forststraße oder großflächig weicher Boden). Verdächtig wären auch mehrere Trittsiegel ausschließlich vom selben Fuß.

C2 - bestätigter Hinweis

- Für einen bestätigten Bärenhinweis genügt als Mindestanforderung ein einzelnes vollständiges Trittsiegel (bei geringer Eindrücktiefe können Krallenabdrücke auch fehlen).
- Bei Einzeltrittsiegeln ist eine plausible Erklärung nötig, warum nur ein Trittsiegel zu finden war.

Unscharfe Bilder oder Trittsiegel ohne Größenvergleich zählen nicht als eindeutiges Trittsiegel.

Dokumentation

- Protokoll – Bärenhinweis UND
- Fotodokumentation:
  - Ein gutes Foto (nötiger Kontrast, aus senkrechter Position) mit Maßstab!
  - Bei Einzeltrittsiegel Überblicksfoto von der Lage des Abdrucks.

Spurenfolge

Bei lockerem Pulverschnee oder angetauten bzw. wieder zugeschneiten Fährten lassen sich die einzelnen Trittsiegel oft nicht genau erkennen, man kann allerdings auch aus der Anordnung der undeutlichen Trittsiegel und dem Verlauf der Spur auf einen Bären als Verursacher schließen. Im Schnee ziehende Bären treten mit der Hinterbrante in den Abdruck der Vorderbrante. Dadurch entsteht ein Spurbild von zwei parallel verlaufenden Reihen länglicher Abdrücke, das einer menschlichen Spur recht ähnlich ist, nur dass die Abstände der Tritte längs und normal zur Gehrichtung größer sind (das merkt man, wenn man versucht, in der Bärenspur zu gehen). Die Schrittlänge (100 – 160 cm) hängt natürlich von der Größe des Bären, der Tiefe des Schnees und der Art des Geländes ab. Bären, auch subadulte, weisen im Vergleich zum Menschen einen größeren Schrank auf. Der große Schrank ist auch ein gutes Differenzierungsmerkmal zu stark ausgetauten Schalenwildfährten. Auf kurze Strecken kann es zu einer Verwechslung mit Menschenspuren kommen.

C2 - bestätigter Hinweis

Um als bestätigter Bärenhinweis zu gelten, muss eine Spur

- über eine längere Strecke (>50m) verfolgbar sein UND
- einen großen Schrank aufweisen.

Dokumentation

- Protokoll – Bärenhinweis, UND
- Fotodokumentation:
  - 2 – 3 Übersichtsfotos des Spurenverlaufs mit eindeutigem Größenvergleich (Zollstock).

5.4.1.5 Losungen

Bären setzen ihre Losung gern auf Forststraßen und Wegen ab. Die Losung ist relativ groß und wird nicht verscharrt. Dementsprechend leicht ist Bärenlosung in Bärengebieten zu finden.

Eine typische Bärenlosung ist im Freiland eindeutig zu erkennen: ein Haufen wurstförmiger Stücke von mehreren Zentimetern Länge und 1,5 – 4 cm Dicke, mit reichlich wenig verdauten, groben Stücken faserreicher Pflanzenteile oder mit Chitinpanzern von Insekten. Die hohe Variabilität in Konsistenz, Inhalt und Form und der Einfluss der Witterung haben jedoch zur Folge, dass Losungen nicht immer sicher beurteilt werden können. Das gilt im Besonderen, wenn Bären (verwesendes) Fleisch oder faserarme Pflanzenkost (z. B. Biertreber von Rotwildfütterungen) gefressen haben. Hier kann eine genetische Analyse Klarheit schaffen, vorausgesetzt die Losung ist noch nicht zu alt.

Dachslosungen sind von Struktur und Geruch einer Bärenlosung sehr ähnlich, aber (meistens) dünner. Einzelne Dachslosungen sind von Jungbärenlosungen nicht zu unterscheiden. Dachse setzen ihre Losungen an bestimmten Stellen ab (Latrinen), wodurch große Haufen entstehen können, bei auffallend geringem Durchmesser der wurstförmigen Teilstücke im Vergleich zur Losungsmenge.

C1 – eindeutiger Nachweis

Eine Losung gilt als C1-Nachweis, wenn durch eine genetische Analyse bestätigt wurde, dass sie von einem Bär stammt.

C2 - bestätigter Hinweis

Um als bestätigter Bärenhinweis zu gelten, muss eine Losung

- typische Bärenlosungsmerkmale aufweisen:
  - >300g, UND
  - Würstelstücke, UND
  - Durchmesser > 2 cm, UND
  - Nahrung an unverdauten Resten erkennbar, UND
  - typischer Geruch.

Dokumentation

- Protokoll – Bärenhinweis UND
- Fotodokumentation UND
  - Fotos der Losung am Fundort vor einer Manipulation,
  - Detailfotos vom Inhalt nach der Manipulation.
- Für C1: Laborbericht Genetik

5.4.1.6 Haare

Bären hinterlassen Haare in verschiedenen Situationen: beim Gehen an abgebrochenem Ast oder Baumrinde streifend, beim Liegen oder Wälzen im Gras, beim Überwinden von Hindernissen (z. B. Stacheldraht), beim Klettern auf Bäume, beim Reiben an Markierbäumen. Typische Grannenhaare sind an ihrer Länge, Dicke und gewellten Form auch im Feld eindeutig zu erkennen. Der Bär hat aber an manchen Körperstellen auch kürzere oder be-

sonders lange ungewellte Haare, die nicht eindeutig als Bärenhaare angesprochen werden können. Dasselbe gilt für die feinen Wollhaare.

C1 – eindeutiger Nachweis

Haare gelten dann als C1-Nachweis, wenn durch eine genetische Analyse bestätigt wurde, dass sie von einem Bär stammen.

C2 - bestätigter Hinweis

Um als bestätigter Bärenhinweis zu gelten, müssen Haare

- typische Grannenhaare sein von passender Länge, Dicke und Wellung.

Dokumentation

- Protokoll – Bärenhinweis UND
- Foto der Haare vor und nach dem Sammeln UND
- Haarprobe UND
- für C1 Laborbericht Genetik

5.4.1.7 Risse und Aas

Bären sind opportunistische Allesfresser und agieren nur gelegentlich als Beutegreifer. Der Großteil der tierischen Nahrung besteht aus Aas (v.a. im Frühjahr) und Insektenlarven (v.a. im Sommer). Gesundes Schalenwild wird vom Bären nur in Ausnahmefällen erbeutet. Attacken auf Nutztiere betreffen in erster Linie Schafe, aber auch Rinder von mehreren 100 kg können Opfer eines Angriffs werden. Das Jagdverhalten ist im Vergleich zu Luchs und Wolf weniger stark instinktiv vorgegeben. Zwischen einzelnen Bären können große Unterschiede in Jagdtechnik und Beutespektrum vorkommen. Weitaus einheitlicher und damit typischer ist die Art der Manipulation eines frischen Kadavers (Öffnen im Bauchbereich, zuerst Fressen der Innereien und des Brustfleisches, Herausschälen des Kadavers aus der ganz bleibenden Decke, Abdecken oder in Deckung Zerren des Kadavers), aber auch hier kann die Variabilität beträchtlich sein. Viele Risse / Kadavernutzungen können erst durch die Sicherstellung zusätzlicher Bärenhinweise im Bereich der Fundstelle richtig zugeordnet werden. Kleine Beutetiere (Geflügel, Kaninchen etc.) können auf Grund des unspezifischen Tötens ohne Zusatzhinweise nicht eindeutig als Bärenriss bestätigt werden.

C2 - bestätigter Hinweis

Um als bestätigter Bärenhinweis zu gelten, muss ein Riss/Kadaver

- ein Nutz- oder Wildtier mittlerer oder großer Größe sein (mind. Reh, Rind, Schaf oder Ziege) UND
- noch soweit intakt sein (keine Komplettnutzung, keine übermäßige Verwesung), dass die bärentypischen Merkmale erkennbar sind:
  - massive Verletzungen am Rücken oder Kopf aufweisen (Prankenhiebe) ODER
  - in bärentypischer Weise angeschnitten sein ODER

- im Umfeld zusätzliche, auch nicht eindeutige Hinweise auf den Bären aufweisen: unvollständige Trittsiegel, Spuren im Gras, Kampfspuren, Kratzspuren, Wollhaare oder untypische Grannenhaare.

Dokumentation

- Protokoll – Bärenriss UND
- Fotodokumentation ODER
  - 2 – 3 Übersichtsfotos des Rissstandortes,
  - Übersicht- und Detailaufnahmen der typischen Wunden oder Fraßspuren,
  - Fotos der zusätzlichen Bärenhinweise,
- ggf. Ergebnis der DNA-Analyse der Haar- oder Losungsproben

5.4.1.8 Typische Schäden

Typische Bärenschäden sind zerlegte Bienenstöcke, aufgebrochene Rehwildfütterungen, aufgebissene Rapsölkanister, aufgebrochene Fischfutterhütten. Die charakteristische Vorgehensweise und die Stärke der Gewalteinwirkung macht es in der Regel einfach, den Bären als Täter einzugrenzen. In der Regel werden am Tatort weitere Hinweise (Haare, Trittsiegel, Losungen, Kratzspuren) gefunden.

C2 - Bestätigter Hinweis

Um als bestätigter Bärenhinweis zu gelten, muss ein Schaden

- ein typisches Schadensbild aufweisen UND
- einen weiteren Hinweis (z. B. Haare, Losung, Trittsiegel, Kratzspur, Bissspur, Spuren kotiger Branten an der Wand, etc.) zeigen.

Dokumentation

- Protokoll Bärenschaden UND
- Fotodokumentation.

5.4.1.9 Sichtbeobachtungen

Bären sind leicht zu erkennen. Das gilt im Freiland jedoch keineswegs uneingeschränkt. Beeinträchtigt wird die Verlässlichkeit von Sichtbeobachtungen durch wechselnde Lichtverhältnisse, ungünstige Perspektive, kurze Beobachtungsdauer oder die Erwartungshaltung des Beobachters.

Jede Sichtbeobachtung sollte in einem Gespräch mit dem Beobachter auf Stimmigkeit überprüft werden (Datum, Ort, Tageszeit, Beobachtungsdistanz, Sichtverhältnisse, Dauer, Merkmale des Bären, Verhalten des Bären, Verhalten des Beobachters). Restlos sicher kann man sich aber nie sein, und gerade weil Bären so bekannt sind, kann jeder Beobachter einen Bären auch gut beschreiben.

C3 - unbestätigter Hinweis

Sichtbeobachtungen können wichtige Hinweise auf Bären sein, reichen für sich allein genommen jedoch nicht für eine Bestätigung aus, es sei denn das Tier wurde fotografiert (siehe 5.4.1.3).

Nach Möglichkeit sollte an der Beobachtungsstelle Nachsuche gehalten werden, um zusätzliche Hinweise für eine Bestätigung der Bärenanwesenheit zu bekommen.

Dokumentation

- Protokoll – Bärenhinweis

5.4.1.10 Lautäußerungen

Bären geben nur selten Laute von sich, z. B. Brüllen bei Kämpfen. Von unerfahrenen Personen werden aber regelmäßig röhrende Hirsche oder bellende Rehe für brummende Bären gehalten.

Falschmeldung

- Bei Meldungen von brummenden Bären (ohne weitere Hinweise) kann man davon ausgehen, dass sich der Beobachter getäuscht hat.

Dokumentation

- Protokoll Bärenhinweis

5.4.1.11 Reproduktion

Hinweise auf Reproduktion haben einen besonderen Stellenwert, da sie Rückschlüsse auf den Zustand der Population erlauben. Bären paaren sich im Frühsommer, die Jungen werden zur Zeit der Winterruhe geboren, im April/Mai verlässt die Bärin mit den Jungen das Winterlager und führt diese bis zur Paarungszeit im darauffolgenden Jahr. Zum Zeitpunkt des Verlassens der Winterhöhle wiegen die Jungen ca. 5 kg, zum Zeitpunkt der Trennung von der Mutter ca. 40 kg.

Trittsiegel von Jungen sind deutlich kleiner als Trittsiegel von subadulten und adulten Bären. Dasselbe gilt für Losungen, was Gesamtmenge und Durchmesser betrifft. Im Laufe des Sommers verwischt sich der Unterschied zu Losungen älterer Bären zusehends. Eine einzelne kleine Losung bedeutet aber noch nicht viel (außer sie wird durch eine DNA-Analyse bestätigt). Jungbärenlosungen und Dachslosungen können sehr ähnlich sein und auch adulte Bären können einmal ein kleines „Restwürstel“ herausdrücken und so Verwirrung stiften. Aussagekräftig ist erst das Ensemble von Mutter- und Jungbärenlosungen.

Parallel verlaufende, ungleich große Spuren im Schnee im Frühjahr können auf eine Bärin mit einem Jährling hinweisen oder auf ein Männchen, das sich für ein Weibchen interessiert (beginnende Paarungszeit). Vorsicht ist geboten bei der Beobachtung einer großen Spur im Frühjahrsschnee, die von einer auffallend kleinen begleitet wird: Dachse folgen oft einer Bärenspur über weite Strecken!

C1 - eindeutiger Nachweis

Folgende Daten können als eindeutige Nachweise von Reproduktion gelten:

- Lebendfang oder Totfund (Kriterien wie in 5.4.1.1 oder 5.4.1.2) ODER
- Foto von Jungen oder Mutter mit Jungen (Kriterien wie in 5.4.1.3; Größenvergleichsmöglichkeit unbedingt notwendig!) ODER
- große und kleine Bärenlosungen im Abstand von wenigen Metern durch DNA-Analyse bestätigt.

C2 - bestätigter Hinweis

Folgende Hinweise können als bestätigte Bärenreproduktion gelten:

- Trittsiegel mit Vorderbranten-Ballenbreite 7 – 9 cm (Frühling – Herbst) (Kriterien wie in 5.4.1.4) ODER
- ≥ 2 große und kleine Bärenlosungen im Abstand von wenigen Metern

Dokumentation

Wie in vorherigen Abschnitten

5.4.2 Zusammenfassung Bewertung Bärenhinweise

In Tabelle 9 (folgende Seite) ist zusammenfassend dargestellt, welche Bärenhinweise von Monitoring-Fachleuten als C1 (eindeutiger Nachweis) oder C2 (bestätigter Hinweis) bewertet werden *können*, wenn sie die im vorherigen Kapitel genannten Kriterien erfüllen.

Werden die Hinweise von den Fachleuten nicht selbst vor Ort überprüft, so ist eine Dokumentation entsprechend der Vorgaben in Kapitel 5.2.1 zwingend. Alle C1-Daten sowie jene C2-Daten, welche die Grundlage für Vorkommenskarten und Reproduktionsnachweise sind, *müssen* dokumentiert werden.

Eine Häufung von C3-Hinweisen, in Abwesenheit von C1 und C2, sollte als Anlass genommen werden, dass Monitoring zu intensivieren.

Als falsch werden eingestuft:

- Alle Hinweise, deren Überprüfung ergeben hat, dass es sich nicht um Bärenhinweise handelt.

Tab. 10: Bärenhinweise und ihre Bewertung (ausführliche Erläuterungen im Text).

C1	C2	C3
Lebendfänge	Trittsiegel	Unvollständige Trittsiegel
Totfunde	≥ 50 m Spurenfolge	< 50 m Spurenfolge
DNA-Nachweis	Grannenhaare	Wollhaare
Überprüfte Fotos	Losungen	Untypische Losung
	Bärentypische Risse	Stark genutzter / verwester Riss
	Bärentypische Schäden	Untypische Schäden ohne Zusatzhinweise
		Sichtbeobachtungen
		Lautäußerungen
		Hinweise Dritter, die auf Grund unzureichender Dokumentation keine Bestätigung eines Bärenhinweises zulassen, aber Bär nicht unwahrscheinlich erscheinen lassen.
		Hinweise, die noch nicht überprüft wurden oder nicht mehr überprüft werden können.

5.4.3 Dateninterpretation und Methoden zum Feststellen von Vorkommen und Populationsgrößen

5.4.3.1 Vorkommen (*Occurence*) *nach FFH*

Als besetzt gilt eine Rasterzelle, wenn im aktuellen Jahr mindestes zwei C2 Hinweise oder ein C1 Nachweis erbracht wurden. Diese Information kann durch das Sammeln und Evaluieren von Zufallshinweisen erbracht werden.

Als Rasterzelle mit Reproduktion gilt eine Zelle, wenn im aktuellen Jahr mindestes zwei C2 Hinweise oder ein C1 Nachweis für Reproduktion erbracht wurden. Zufallsbeobachtungen reichen für die Erfassung der Reproduktion nicht aus. Hierfür braucht es einen aktiven Monitoringansatz (siehe Kapitel 2.2).

Führende Weibchen haben Streifgebiete, die mehreren Rasterzellen entsprechen. Die genaue Anzahl der Rasterzellen mit Reproduktionsnachweis ist jedoch nicht von Bedeutung. In einem kleinen Bärenbestand am Beginn des Populationsaufbaus ist vielmehr

entscheidend, die Anzahl der Reproduktionsereignisse sowie die Anzahl der Jungen genau zu erfassen.

Fazit: Das Sammeln von Zufallsbeobachtungen ist entscheidend. Aufrufe, dass Beobachtungen gemeldet werden sollen und an wen, sollten in regelmäßigen Abständen über die Verteiler von geeigneten Interessenverbänden (z. B. Sport- und Wandervereine, Jagd- und Naturschutzverbände) erneuert werden – idealer Weise gekoppelt mit dem Bekanntmachen der aktuellen Monitoringergebnisse.

5.4.3.2 Populationsgröße und Reproduktionsnachweis

Dichte und Verteilung von zufälligen Bärenhinweisen

Bären haben große, überlappende Streifgebiete und können in kurzer Zeit große Strecken zurücklegen. Letzteres gilt im besonderen Maß für abwandernde subadulte Männchen. Die Trittsiegelmaße sind auch abhängig von der Bodenbeschaffenheit und damit kein exaktes Maß, um ein Individuum zu identifizieren. Die Losungsdicke ist kein verlässliches Maß für die Größe eines Bären. Bären haben keine Fellzeichnung und selbst auf guten Fotos ist ein bereits einmal fotografierter Bär nicht sicher wiederzuerkennen.

All das macht die Beurteilung der Populationsentwicklung anhand von nicht systematisch gesammelten Hinweisen schwierig. Hinzu kommen die großen individuellen Unterschiede im Verhalten der Bären und die ungleichmäßige Präsenz potentieller Beobachter im Bärengebiet. Scheue, zurückgezogen lebende Bären produzieren viel weniger Hinweise als habituierte oder gar futterkonditionierte Individuen.

All diese Unwägbarkeiten der individuellen und lokalen Unterschiede schlagen sich in einer kleinen Population der Größenordnung, wie sie für die bayrischen Alpen möglich scheint, besonders zu Buche.

Fazit: Anzahl und Verteilung von Bärenhinweisen allein können keinen Aufschluss über Größe, Trend und Zuwachs einer (kleinen) Bärenpopulation geben.

Aufwand: Die Personal- und Reisekosten für die Evaluierung von Bärenhinweisen lassen sich schwer abschätzen, da der Zeit- und Fahraufwand stark von der Anzahl Bären, der Meldehäufigkeit und der räumlichen Verteilung der Hinweise abhängen.

Genetik

Ausgangsmaterial für DNA-Analysen können sein: Gewebeproben (von Totfunden oder gefangenen Tieren), Blutproben (von gefangenen Tieren), Haar- und Losungsproben (im Freiland gesammelt). Die Analyse der mitochondrialen DNA erlaubt eine sichere Artbestimmung, die Analyse von Abschnitten der Kern-DNA (Mikrosatelliten, Sex-Marker) erlaubt die Erstellung eines individuell charakteristischen genetischen Profils sowie die Bestimmung des Geschlechts. Damit können Individuen unterschieden und Verwandtschaftsverhältnisse nachvollzogen werden. In kleinen Populationen können Fragen der Inzucht und genetischen Variabilität überprüft werden.

Die Proben für die DNA-Analyse können opportunistisch gesammelt werden beim Überprüfen von Hinweisen. Die Ergebnisse liefern eine Mindestanzahl Bären. Haarproben können auch systematisch mit Haarfallen erhoben werden. Hier kann die Populationsgröße mit einem Fang-Wiederfang-Ansatz geschätzt werden. Bei kleinen Populationen ist der Schätzwert für die Populationsgröße aber so ungenau, dass die mit Haar- und Losungsproben bestimmte Mindestanzahl das bessere Ergebnis liefert.

In näherer Zukunft werden in den Bayrischen Alpen nur einzelne Bären, in erster Linie Weitwanderer aus der Trentino-Population, auftauchen. Die wichtigsten Fragen, die ein genetisches Monitoring in dieser Situation klären soll, sind: Ist es wirklich ein Bär? Welcher Bär ist es? Männchen oder Weibchen? Ist es ein Bär oder sind es zwei? Für die Interpretation ist eine enge Kooperation mit den anderen Alpenländern notwendig. In Deutschland untersuchte Proben müssen mit Proben aus Österreich, Schweiz, Italien und Slowenien vergleichbar sein. Rasche eindeutige Identifizierung ist für die Beurteilung eines möglichen Problembären unumgänglich.

Für den Erfolg entscheidend ist Sorgfalt beim Sammeln und Aufbewahren der Proben. Proben dürfen nicht vermengt oder mit fremder DNA kontaminiert werden, Haarproben müssen luftig und trocken gelagert werden und Losungsproben in 96 % Alkohol. Man muss damit rechnen, dass ein nicht unbeträchtlicher Teil der Proben kein Ergebnis bringt. Die DNA in den ausgerissenen Haarwurzelzellen und abgelösten Darmschleimhautzellen ist nicht unbegrenzt stabil und kann je nach mikroklimatischen Bedingungen bis zum Zeitpunkt des Einsammelns der Probe schon verdorben sein. Bei reichlichen Probenfunden (in größeren Populationen) kann man sich auf die Analyse guter Proben (frische Losungen, ≥5 Grannenhaare) beschränken, bei wenig Probenfunden in Gebieten mit geringer Bärendichte wird man auch weniger gute Proben mit einbeziehen.

Fazit: Das genetische Monitoring ist zurzeit die verlässlichste und effizienteste Methode zur Bestimmung von Größe und Trend einer Bärenpopulation. Hinweise auf Reproduktion aus dem konventionellen Monitoring können abgesichert werden. Zusätzlich können Daten über Inzucht und genetische Variabilität gesammelt werden.

Opportunistisches Sammeln von Haar- und Losungsproben

Opportunistisches Sammeln von Proben bedeutet, dass Proben bei Gelegenheit gesammelt werden. Trotzdem müssen Proben aktiv gesucht werden, z. B. durch Ausgehen einer Fährte, Abfahren von Forststraßen, Nachsuche im Bereich gemeldeter Hinweise oder bei Schadensbegutachtungen. Zur Erhöhung der Haarprobenausbeute können auch Haarfallen eingesetzt werden, ohne einem besonderen Schema zu folgen.

In erster Linie werden Proben von Monitoring-Fachleuten (Bärenbeauftragten) gesammelt werden. Hält sich ein Bär länger im Gebiet auf, können auch Revierjäger und Förster mit eingebunden werden. Sie müssen geschult, motiviert, mit Material versorgt und laufend informiert werden.

Aufwand:

Personal- und Reisekosten, die für die Evaluierung von Bärenhinweisen ohnehin anfallen.

200 € Materialkosten pro Jahr für Probenröhrchen, Alkohol, Silikagel (zum trocken Lagern der Haarproben).

150 – 500 € pro Probe.

Zusätzliche Reisekosten und Materialkosten für die Betreuung von Haarfallen.

In Österreich fielen bei einer Präsenz von 2 – 7 Bären etwa 100 Proben pro Jahr an (Analysekosten: ca. 13.000 €)

Im Trentino wurden für 27 Bären bis zu 800 Proben pro Jahr analysiert (Analysekosten: ca. 120.000 €).

Systematisches Sammeln von Haarproben mit Haarfallen

Systematisches Sammeln von Haarproben mit Haarfallen und Schätzen der Bärenanzahl im Untersuchungsgebiet mit Fang-Wiederfang-Statistik ist eine Methode, die besonders für die Untersuchung etwas größerer Populationen geeignet ist. Parameter wie kleines Untersuchungsgebiet und geringe Besuchsfrequenz der Fallen durch Bären lassen den Populationsschätzwert rasch unzuverlässig werden.

Das bedeutet, dass in der Anfangsphase einer möglichen Wiederbesiedelung der Bayerischen Alpen systematisches Sammeln mit Haarfallen nicht zielführend sein wird. Die langgestreckte Form des Bärenhabitats in Bayern macht es überdies notwendig, ein solches Unterfangen grenzübergreifend in Zusammenarbeit mit Tirol und Salzburg anzugehen.

Aufwand:

Personalkosten

1.000 – 2.000 € Materialkosten

10.000 km Reisekosten (1 Kontrolle und Umsetzen/Falle alle 2 Wochen) pro Saison.

150 € pro Probe (gute Proben vom Stacheldraht).

Telemetrie

Radiotelemetrie ist eine etablierte und vielfältig einsetzbare Forschungsmethode. Die neue Sendergeneration von GPS-GSM Sendern macht es möglich, Individuen in kurzen Zeitabständen genau zu orten und damit eine Fülle von Daten zur Raumnutzung und Aktivität zu sammeln. Auch die Interaktion zwischen Individuen und zwischen Bär und Mensch kann so näher untersucht werden.

Radiotelemetrie ist jedoch keine Methode für das Bestandsmonitoring, sie kann aber, eingebettet in ein größeres Projekt, wichtige Zusatzinformationen zum Bestandsmonitoring auf Basis des konventionellen Sammelns von Hinweisen liefern: Größe von Streifgebieten, Größe zurückgelegter Distanzen, Hinweis auf Reproduktion (frühes Aufsuchen und spätes Verlassen des Winterlagers), bevorzugte Tageslagereinstände, Aktivitätsrhythmus.

Unumgänglich ist die Radiotelemetrie für das Monitoring von problematischen Individuen zur besseren Überwachung, Einschätzung der Gefährlichkeit und gezielten Ausrichtung von Vergrämungsmaßnahmen.

Fazit: Radiotelemetrie ist keine geeignete Methode für das Monitoring der Populationsgröße und -entwicklung. Das bessere Verständnis der Raumnutzung und Aktivität kann bei der Suche nach Haar- und Losungsproben für die DNA-Analyse hilfreich sein. In Referenzgebieten richtig angewendet, sind die Ergebnisse von Telemetriestudien wichtig zur Überprüfung und Kalibrierung anderer Monitoringmethoden.

Aufwand:

33.000 € für 10 GPS / GSM Sender.

10.000 € Fallen- und Fangmaterial Erstanschaffung.

Je nach Fragestellung und Gelände ein schwer zu kalkulierender zusätzlicher Aufwand an Personal- und Reisekosten.

6 Danksagung

In erster Linie gilt unser Dank den Teilnehmern an den beiden Workshops im Juni und Dezember 2008. Ohne ihre Mithilfe, ganz besonders die der erfahrenen Personen im Luchsmonitoring in Deutschland und der Schweiz, wäre die Entwicklung dieser Standards nicht möglich gewesen.

Ein besonderer Dank gilt auch Harald Martens vom Bundesamt für Naturschutz für die Projektbetreuung und hilfreiche Zusammenarbeit. Denise Güthlin vom Arbeitsbereich für Wildtierökologie und Wildtiermanagement der Universität Freiburg lieferte die stochastische Begründung für die doppelte Begutachtung (s. Anhang 8.2).

Finanziert wurde diese Arbeit mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

7 Literatur

Anders, O. 2008. Luchsprojekt Harz. Vortrag, Monitoring Workshop 17. – 19.06.2008 in München.

Andrén, H., J.D.C. Linnell, O. Liberg, R. Andersen, A. Danell, J. Karlsson, J. Odden, P.F.Moa , P. Ahlqvist, T. Kvam, R. Franzén, and P. Segerström. 2006. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. Biological Conservation, Volume 131(1):23-32.

Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines. Final Draft 2006.

Blanco, J.C. 2008. Wolf monitoring in Spain without snow. Paper presented at the Monitoring Workshop in Munich 17.–19.06.2008.

Boitani, L. 1982. Wolf management in intensively used areas of Italy, Wolves of the world: Perspectives of behavior, ecology, and conservation. Noyes Publications, NJ: 158-172.

Breitenmoser, U., Ch. Breitenmoser-Würsten, M. von Arx, F. Zimmermann, A. Ryser, Ch. Angst , A. Molinari-Jobin, P. Molinari, J. Linnell, A. Siegenthaler, J.-M. Weber. 2006. Guidelines for the Monitoring of Lynx. KORA Bericht Nr. 33 e. http://www.kora.ch/pdf/reports/rep33e.pdf

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

Breitenmoser-Würsten, C. and G. Obexer-Ruff. 2003. Population and conservation genetics of two re-introduced lynx (*Lynx lynx*) populations in Switzerland – a molecular evaluation 30 years after translocation. Proceedings of the 2nd conference on the Status and Conservation of the Alpine Lynx Population, 28-31.

Capitani, C., Bertelli, I., Varuzza, P., Scandura, M. and M. Appolonio. 2004. A comparative analysis of wolf (*Canis lupus*) diet in three different Italian ecosystems. Mamm. Boil. 69 (1): 1 – 10.

Červeny, J. & L. Bufka 1996. Lynx (*Lynx lynx*) in south-western Bohemia. Acta Scientarium Naturalium, in Brno 30 (3): 16 – 33.

Da Davide Dalpiaz, D., C. Frapporti, C. Groff & L. Valenti. 2008. Bear report 2007. Provincia autonoma di Trento, Servizio Foreste e Fauna Ufficio Faunistico. Centro Duplicazioni, Autonomous Province of Trento - Trento, Italy.

Debrot, S. 1988. Atlas des poils de mammifères d'Europe . Institut de zoologie de l'Université de Neuchâtel, Neuchâtel, Schweiz.

DocHab 04-03/03-rev.3: Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the Habitats Directive.

Elgmork, K. Brekke, O. & Selboe, R. 1976. Pålitelighet av meldinger om spor og sportegn av bjørn fra Vassfartraktene. Fauna, 29,45-50.

Güthlin, D. 2008. Habitat selection: recent models and their application illustrated with data from brown bears in the Alps region. Diploma thesis, University of Munich.

Hausknecht, R., R. Gula, B. Pirga, and R. Kuehn. 2007. Urine - a source of noninvasive genetic monitoring in wildlife. Molecular Ecology Notes, 7(2):208-212.

Heilbrun, R. D., N. J. T. M. E. Silvy, and M. J. Peterson. 2003. Using automatically triggered cameras to individually identify bobcats. Wildlife Society Bulletin, 31(3):748-755.

Hellawell, J.M. 1991. Development of a rational for a monitoring. *In*: Goldsmith, F.B. (ed). Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall, London: 1 – 14.

Hellborg, L., C. W. Walker, E. K. Rueness, J. E. Stacy, I. Kojola, H. Valdmann, C. Vila, B. Zimmermann, K. S. Jakobsen, and H. Ellegren. 2002. Differentiation and levels of genetic variation in northern European lynx (*Lynx lynx*) populations revealed by microsatellites and mitochondrial DNA analysis. Conservation Genetics, 3: 97-111.

Herfindal, I., J. D. C. Linnell, J. Odden, E. B. Nielsen, and R. Andersen. 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian Lynx (Lynx lynx). Journal of Zoology, 265: 63-71. 20

Jedrzejewski, W. L., B. L. Jedrzejewska, H. Okarma, K. Schmidt, K. Zub, and M. Musiani. 2000. Prey selection and predation by wolves in Bialowieza primeval forest, Poland. Journal of Mammalogy, 81(1): 197-212.

Jedrzejewski, W., M. Niedzialkowska, S. Nowak, and B. Jedrzejewska. 2004. Habitat variables associated with wolf (Canis lupus) distribution and abundance in northern Poland. Diversity and Distributions 10: 225–233.

Kaczensky, P. 1996. Livestock-carnivore conflicts in Europe. Munich Wildlife Society.

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

Kruckenhauser, L., G. Rauer, B. Däubl, and E. Haring. 2008. Genetic monitoring of a founder population of brown bears (Ursus arctos) in central Austria. Conservation Genetics, DOI 10.1007/s10592-008-9654-6.

KORA news 16.01.2007. Rekordverdächtige Wanderdistanz eines Luchses. http://www.kora.ch/news/archiv/20070116_d.htm

Laass, J. 1999. Evaluation von Photofallen für ein quantitatives Monitoring einer Luchspopulation in den Alpen. Diplomarbeit an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Wien, 74pp.

Linnell, J. D. C., J. E. Swenson, A. Landa, and T. Kvam. 1998. Methods for monitoring European large carnivores - A worldwide review of relevant experience. NINA Oppdragsmelding, 549:1-38.

Linnell, J.D.C., H. Andrén, O. Liberg, J. Odden, K. Skogen and R. Andersen. 2005. Scandlynx: a vision for coordinated lynx research in Scandinavia. NINA Report 86. 26 pp. http://scandlynx.nina.no/pdf/NINA_Rapport_86.pdf .

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

Linnell, J, Odden, J., Swenson, J., Andersen, R. and H. Brøseth. 2008b. Monitoring of large carnivores in Scandinavia: balancing science, practicality and the public. Paper presented at the Monitoring Workshop in Munich 17.–19.06.2008.

Marboutin, E. 2008. Monitoring of a recolonizing Wolf population: constraints and paradoxes. Paper presented at the Monitoring Workshop in Munich 17.–19.06.2008.

McKelveya, K.S., J. von Kienast, K.B. Aubry, G.M. Koehler, B.T. Maletzke, J.R. Squires, E.L. Lindquist, S. Loch and M.K. Schwartz. 2006. DNA Analysis of Hair and Scat Col-

lected Along Snow Tracks to Document the Presence of Canada Lynx. Wildlife Society Bulletin, 34(2):451–455

Meriggi, A., Rosa, P., Brangi, A. and C. Matteucci 1991. Habitat use and diet of the wolf in northern Italy. Acta Theriologica 36(1-2): 141-151

Meyer, W., G. Hülmann und H. Seger. 2002. REM-Atlas zur Haarkutikulastruktur mitteleuropäischer Säugetiere. M. & H. Schaper Verlag Hanover, Deutschland.

Molinari-Jobin, A. F. Zimmermann, A. Ryser, P. Molinari, H. Haller, C. Breitenmoser-Würsten, S. Capt, R. Eyholzer and U. Breitenmoser. 2007. Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. 13(4):393-405.

Reinhardt, I. & G. Kluth. 2007. Leben mit Wölfen – Leitfaden für den Umgang mit einer konfliktträchtigen Tierart. BfN Skripten 201.

Rueness, E. K., E. Jorde, L. Hellborg, C. Stenseth, H. Ellegren, and K. S. Jakobsen. 2003. Cryptic population structure in a large, mobile mammalian predator: the Scandinavian lynx. Molecular Ecology, 12:2623-2633.

Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Knauer, F., Kaczensky, P., Breitenmoser, U., Bufka, L., Cerveny, J., Koubek, P., Huber, T., Stanisa, C. & Trepl, L. 2002a. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. Journal of Applied Ecology 39: 189–203.

Schadt, S., F. Knauer, P. Kaczensky, E. Revilla, T. Wiegand, and L. Trepl. 2002b. Rule-based assesment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasien Lynx. Ecological Applications, 12(5):1469-1483.

Schmidt, K. and R. Kowalczyk. 2006. Using scent-marking stations to collect hair samples to monitor Eurasian lynx populations. Wildlife Society Bulletin, 34(2):462-466.

Van Dyke, F.G. & Brocke, R.H. 1987. Searching technique for mountain lion sign at specific locations. Wildlife Society Bulletin, 15, 256-259.

Van Dyke, F.G. & Brocke, R.H. 1987. Sighting and track reports as indices of mountain lion presence. Wildlife Society Bulletin, 15, 2561256.

Wabakken, P., Å. Aronson, T. H. Strømseth, H. Sand, L. Svensson und I. Kojola. 2007. Ulv i Skandinavia. Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport nr. 6

Wagner, C. 2008. Zur Nahrungsökologie des Wolfes *Canis lupus* L. 1758 in Deutschland. Diplomarbeit. 114 S.

Wagner, C., Ansorge, H., Kluth. G. and I. Reinhardt. 2008. Facts from scats – feeding habits of a newly established wolf *Canis lupus* population in eastern Germany. Poster presented at Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Säugetierkunde. Wien, Sept. 2008.

Wotschikowsky U. 2007. Haben Luchse Flügel? Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (10): 317-319

Zimmermann, F. Ch. Breitenmoser-Würsten und U. Breitenmoser. 2007. Dispersion des Lynx (*Lynx lynx*) subadultes en suisse.Gazette des Grands Prédateurs n°22. http://www.kora.ch/news/pdf/Zimmermann_et_al_2007_Dispersion_des_lynx_subadultes_en_Suisse.pdf

Zimmermann, F., J. Fattebert, S. Caviezel, Ch. Breitenmoser-Würsten und U. Breitenmoser. 2008. Abundanz und Dichte des Luchses in den Nordwestalpen: Fang-Wiederfang-

Schätzung mittels Fotofallen im K-VI im Winter 2007/08. KORA Bericht Nr 42 d und f. http://www.kora.ch/pdf/reports/rep42_d.pdf

Weiterführende Literatur zum Erkennen von Hinweisen auf Bär, Luchs und Wolf:

Breitenmoser, U. und C. Breitenmoser-Würsten. 2008. Der Luchs. Ein Grossraubtier in der Kulturlandschaft. Salm Verlag, Schweiz.

Kaczensky, P. T. Huber, I. Reinhardt & G. Kluth. 2008 (Neuauflage). Wer War Es? Spuren und Risse von großen Beutegreifern erkennen und dokumentieren. *Bayerischer Landesjagdverband*,

Molinari, P., U. Breitenmoser, A. Molinari-Jobin, M. Giacometti. 2000. Raubtiere am Werk. Handbuch zur Bestimmung von Grossraubtierrissen und anderen Nachweisen. Rotografica Verlag, Limena, Italien (in Deutsch vergriffen).

8 Anhang

8.1 Abkürzungen und Definitionen

Begleittexte zur Richtlinie: Die beiden Dokumente "*Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines. Final Draft 2006" und "DocHab-04-03/03 rev.3"*

FAWF = Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Rheinland-Pfalz.

FCS = Favorable Conservation Status = günstiger Erhaltungszustand.

FFH-RL = Fauna-Flora -Habitatrichtlinie, Richtlinie, Habitatdirektive: wird synonym verwendet.

FRP = Favorable Reference Population = günstige Referenzpopulation.

FRR = Favorable Reference Range = günstiges Referenzgebiet

GR = Großraubtiere

IUCN = International Union for Conservation of Nature

KORA = Koordinierte forschungsprojekte zur Erhaltung und zum Management der Raubtiere in der Schweiz.

LCIE = Large Carnivore Initiative for Europe.

Leitlinien = Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores (Linnell et al. 2008).

MVP = Minimum Viable Population = minimale lebensfähige Population.

SCALP = Status and Conservation of the Alpine Lynx Population.

StMUGV = Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz

Monitoring:

aktives Monitoring = durch gezielte Aktivitäten im Großraubtier-Gebiet wird versucht Nachweise und bestätigte Hinweise zu finden, z. B. Ausfährten, systematisches Fotofallenmonitoring, Telemetrie

passives Monitoring = zufällig gefundene Hinweise Dritter werden gesammelt und überprüft

SCALP-Kriterien für Deutschland:

C1: eindeutiger Nachweis = harte Fakten, die die Anwesenheit eines Großraubtiers eindeutig bestätigen (Lebendfang, Totfund, genetischer Nachweis, Foto).

C2: Bestätigter Hinweis = von erfahrener Person überprüfter Hinweis, wie Spur, Kot, Riss oder Haare, bei dem ein Großraubtier als Verursacher bestätigt werden konnte. Die erfahrene Person kann den Hinweis selber im Feld oder anhand einer Dokumentation von einer dritten Person bestätigen.

C3: Unbestätigter Hinweis = Alle Hinweise, bei denen ein Großraubtier als Verursacher auf Grund der mangelnden „Beweislage" von einer erfahrenen Person weder bestä-

tigt noch ausgeschlossen werden konnte. Dazu zählen alle Sichtbeobachtungen, auch von erfahrenen Personen, ferner alle Hinweise, die zu alt sind, unklar, unvollständig dokumentiert sind, zu wenige um ein klares Bild zu ergeben (z. B. bei Spuren) oder aus anderen Gründen für eine Bestätigung nicht ausreichen; ebenso alle Hinweise, die nicht überprüft werden konnten. Die Kategorie C3 kann in Unterkategorien „wahrscheinlich" und „unwahrscheinlich" unterteilt werden, oder auch nach dem subjektiven Befund der erfahrenen Person.

Falsch: Falschmeldung = Hinweis, bei der ein Großraubtier als Verursacher ausgeschlossen werden konnte oder sehr unwahrscheinlich ist.

Archivierung = Festhalten von Hinweisen in einer digitalen Datenbank, um die Anzahl, zeitliche und räumliche Entwicklung von Meldungen analysieren und darstellen zu können. Mindestens aufgenommen werden müssen: Datum, Koordinaten, Tierart, Art des Hinweises, SCALP-Bewertung.

Bewertung = Die Einteilung der Monitoringdaten nach den SCALP-Kriterien erfolgt durch erfahrene Personen nach einheitlichen Standards. In den Handbüchern ist für jede Hinweisart artspezifisch festgelegt, welche Kriterien eine Einteilung in C1, C2 oder C3 rechtfertigen.

Dokumentation = detaillierte Aufnahme der Charakteristika eines Hinweises nach bestimmten Vorgaben, um eine nachträgliche Evaluierung des Hinweises durch erfahrene Personen als C1 (eindeutiger Nachweis), C2 (bestätigter Hinweis) oder C3 (unbestätigter Hinweis) zu ermöglichen.

Erfahrene Personen = Eine Person gilt als erfahren, wenn sie bereits ausgiebig mit dem Monitoring der jeweiligen Großraubtierart beschäftigt war, so dass sie Routine im Erkennen und Interpretieren von Hinweisen dieser Art hat. Sie muss also über längere Zeit an Feldarbeit im Rahmen national oder international anerkannter Großraubtier-Projekte teilgenommen haben. Sie muss mit der Biologie der jeweiligen Großraubtierart und ihrer Beutetiere (Wild- und Nutztiere) vertraut sein. Um die Routine im Erkennen und Einordnen von Großraubtierhinweisen aufrecht zu erhalten, muss diese Person Gelegenheit haben, Hinweise regelmäßig zu sehen.

Geschulte Personen = Personen, die eine Schulung im Erkennen und Dokumentieren von Großraubtierhinweisen absolviert haben (z. B. einen mehrtägigen Kurs). Sie beherrschen das Handwerkszeug, haben idealer Weise bereits eigene Kenntnisse im GR-Monitoring sammeln können, jedoch noch nicht die langjährige Routine der erfahrenen Personen.

Breite Öffentlichkeit = Personen ohne weitere Vorkenntnisse, die Großraubtier-Hinweise melden.

8.2 Doppelte Begutachtung – eine Begründung aus der Wahrscheinlichkeitsrechnung

Im Kapitel 3 schlagen wir vor, dass alle C1- und C2-Hinweise, die zur Erstellung der Vorkommenskarten herangezogen werden, auf dem jährlichen Treffen der erfahrenen Personen ein zweites Mal begutachtet und bewertet werden sollen. Aber ist dieser Aufwand nicht zu hoch? Die praktische Erfahrung zeigt, dass die doppelte Begutachtung durchaus Sinn macht, aber es gibt auch eine Begründung aus der Wahrscheinlichkeitsrechnung:

Es soll folgende Frage geklärt werden: Wie groß ist die Sicherheit, dass man bei einer bestimmten Anzahl von C2-Hinweisen die Großräuberart nachgewiesen hat?

Folgende vier Ereignisse werden definiert:

- L begutachteter Hinweis stammt von einem Luchs
- $\overline{L}$ begutachteter Hinweis stammt nicht von einem Luchs
- E erfahrene Person sagt, es war Luchs
- $\overline{E}$ erfahrene Person sagt, es war kein Luchs

Dann ist nach dem Satz von Bayes, die Wahrscheinlichkeit, dass ein Hinweis von einem Luchs stammt, unter der Bedingung, dass die erfahrene Person dies bestätigt hat:

$$P(L \mid E) = \frac{P(L \cap E)}{P(E)} = \frac{P(E \mid L) \cdot P(L)}{P(E \mid L) \cdot P(L) + P(E \mid \overline{L}) \cdot P(\overline{L})}$$

Nimmt man folgende Beispielszahlen an: $P(E \mid L)$ = 0,90, $P(L)$ = 0,10, $P(E \mid \overline{L})$ = 0,10 und $P(\overline{L})$ = 0,90, d.h. die erfahrene Person erkennt 90% aller Luchshinweise und 10% aller Hinweise stammen vom Luchs, was ziemlich realistisch bei geringen Dichten sein dürfte, so ergibt sich:

$$P(L \mid E) = \frac{0.9 \cdot 0.1}{0.9 \cdot 0.1 + 0.1 \cdot 0.9} = 0.5$$

Bei zwei C2-Hinweisen ergibt dies:

$P(Luchs_anwesend) = 1 - (1 - P(L \mid E))^k = 1 - (1 - 0.5)^2 = 0.75$, mit k Anzahl der nötigen C2-Hinweise, d.h. die Zelle wird als besetzt markiert, obwohl die Wahrscheinlichkeit, dass dort tatsächlich ein Luchs war, nur 75% beträgt. Dies ist unbefriedigend!

Führt man jetzt aber ein bundesweites Treffen und damit eine zweite Begutachtung durch, schaut dies viel besser aus. Damit führt man den Test doppelt durch, reduziert durch die Vorsortierung den Anteil der nicht-Luchs-Hinweise ($P(L)$ bei der zweiten Begutachtung ist $P(L \mid E)$ der ersten Begutachtung und damit 0,50) und kommt dann auf eine Sicherheit von 99%.

Diese Vorgangsweise wird im Übrigen häufig in der Medizin bei der Beurteilung von Tests zur Erkennung seltener Krankheiten verwendet.