



WILDTIEREN IM NATIONALPARK BAYERISCHER WALD AUF DER SPUR



NATIONALPARK
Bayerischer Wald

www.nationalpark-bayerischer-wald.de



NATIONALPARK
Bayerischer Wald

WILDTIEREN
IM NATIONALPARK
BAYERISCHER WALD
AUF DER SPUR

INHALT

1 GESCHICHTE DES FOTOFALLENMONITORINGS IM NATIONALPARK BAYERISCHER WALD	6
1.1 Literatur	9
2 FUCHS, DACHS UND CO. – KLEINE RAUBSÄUGER IM NATIONALPARK	10
2.1 Hintergründe und Motivation	10
2.2 Fotofallenaufbau	11
2.3 Kurzportraits einzelner Mesokarnivoren	12
2.4 Literatur	24
3 ROTHIRSCH, WILDSCHWEIN UND CO. – HUFTIERE IM NATIONALPARK BAYERISCHER WALD	26
3.1 Hintergründe und Motivation	26
3.2 Fotofallenaufbau	27
3.3 Ergebnisse	27
3.4 Literatur	34
4 MONITORING DES LUCHSBESTANDES ÜBER GRENZEN HINWEG	36
4.1 Hintergründe und Motivation	36
4.2 Untersuchungsgebiet und Methodik	37
4.3 Ergebnisse	38
4.4 Begriffsdefintionen	43
4.5 Literatur	45
5 DIE RÜCKKEHR DER WÖLFE	46
5.1 Hintergründe und Motivation	46
5.2 Wie weist man Wölfe nach?	47
5.3 Ergebnisse	47
5.4 Literatur	51
6 AUF FEUCHTEN PFOTEN DURCH DEN NATIONALPARK – FOTOFALLENMONITORING DER FISCHOTTERPOPULATION	52
6.1 Hintergründe und Motivation	52
6.2 Fotofalleneinsatz im Fischottermonitoring	54
6.3 Ergebnisse	54
6.4 Literatur	58

7 EINFLÜSSE VON MENSCHLICHEN AKTIVITÄTEN AUF ROTHIRSCH, WILDSCHWEIN, LUCHS UND CO.	60
7.1 <i>Hintergründe und Motivation</i>	60
7.2 <i>Fotofallenaufbau</i>	61
7.3 <i>Ergebnisse</i>	62
7.4 <i>Literatur</i>	67
8 WELCHEN EINFLUSS HABEN RAUBTIERE AUF IHRE BEUTETIERE UND DIE WALDENTWICKLUNG	68
8.1 <i>Hintergründe und Motivation</i>	68
8.2 <i>Fotofalleneinsatz zum Beobachten der Rothirsche</i>	69
8.3 <i>Ergebnisse</i>	70
8.4 <i>Literatur</i>	72
9 GEWEIHE – EINE WICHTIGE RESSOURCE	74
9.1 <i>Hintergründe und Motivation</i>	74
9.2 <i>Einsatz von Fotofallen zum Überwachen der Geweihe</i>	74
9.3 <i>Ergebnisse</i>	75
10 HEISS BEGEHRT, DIE BEDEUTUNG VON AAS IM ÖKOSYSTEM	78
10.1 <i>Hintergründe und Motivation</i>	78
10.2 <i>Fotofalleneinsatz im Kadavermonitoring</i>	79
10.3 <i>Ergebnisse</i>	80
11 UNTERSUCHUNGEN ZUR AFRIKANISCHEN SCHWEINEPEST	84
11.1 <i>Hintergründe und Motivation</i>	84
11.2 <i>Fotofalleneinsatz im Monitoring der Schweinepest</i>	85
11.3 <i>Ergebnisse</i>	86
11.4 <i>Literatur</i>	91
12 IMPRESSUM	94

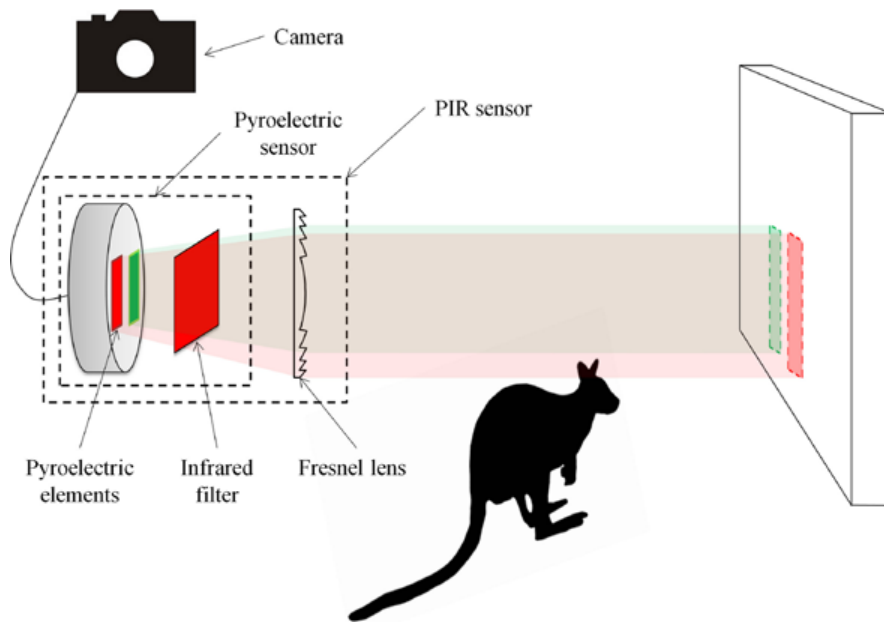


Abbildung 1.1: Funktionsweise einer Fotofalle.
Quelle: Welbourne et al. 2016.

1 GESCHICHTE DES FOTOFALLENMONITORINGS IM NATIONALPARK BAYERISCHER WALD

Marco Heurich

Fotofallen werden mittlerweile auf der ganzen Welt dazu eingesetzt, Wildtiere zu beobachten und deren Lebensweisen besser zu verstehen. Auch besonders entlegene und schwer zugängliche Gebiete können so kontinuierlich überwacht werden, ohne wesentlich in die Natur einzugreifen und Wildtiere zu stören. Auch wenn die Arbeit mit Fotofallen heute im Nationalpark zur Routine geworden ist, war der Weg dahin nicht einfach und durch die rasante technologische Entwicklung, sowohl in der Sensorik als auch in der Datenverarbeitung, geprägt.

Doch wie funktioniert eine Fotofalle überhaupt? Die einfallende Strahlung wird zunächst durch Fresnel-Linsen auf pyroelektrische Sensoren konzentriert. Dabei ist ein Infrarotfilter zwischengeschaltet, der nur die Wärmestrahlung durchlässt. Wenn es zwischen den Sensoren keine Temperaturunterschiede gibt, fließt auch kein Strom, selbst wenn der Hintergrund warm ist. Bewegt sich aber ein warmes Objekt vor der Kamera, wird zunächst nur ein Sensor verdeckt, dadurch entsteht ein Temperaturunterschied zwischen den Sensoren und Strom fließt. Ist der Temperaturunterschied und damit der Stromfluss

stark genug, löst die Kamera aus. Für das erfolgreiche Auslösen einer Fotofalle müssen also zwei Voraussetzungen erfüllt sein: Erstens muss sich ein Objekt bewegen und zweitens muss es wärmer als seine Umgebung sein (Welbourne et al. 2016).

Das Bild eines Luchses (*Lynx lynx*) an einem Rotwildkadaver im Wintergatter Neuhüttenwiese war 1997 der erste Schnappschuss mit einer Fotofalle im Nationalpark Bayerischer Wald. Damals hatte der Wildbiologe Ulrich Wotschikowsky der Nationalparkverwaltung eine Kamera geliehen, um der heimlichen Waldkatze auf die Spur zu kommen.



Abbildung 1.2: Ein Luchs an einem Rotwildkadaver war das erste Fotofallenbild, welches 1997 mit Unterstützung von Ulrich Wotschikowsky im Nationalpark Bayerischer Wald gelang.

In den Folgejahren war der Einsatz von Fotofallen noch sehr schwierig und zeitaufwändig, da es nur analoge Kameras gab, die mit einem Film bestückt waren, der nur 36 Bilder aufnehmen konnte. Und diese wenigen Bilder waren schnell aufgebraucht, wenn sich ein Luchs vor der Kamera bewegte oder nur ein Grashalm im Wind hin und her wog. Auch dauerte es damals ziemlich lange, bis die Ergebnisse eines Fotofalleneinsatzes begutachtet werden konnten, da man die Filme erst noch zur Entwicklung bringen musste. Zusätzlich waren auch die Kosten für die Entwicklung erheblich. Für Videoaufnahmen war der Aufwand noch größer, denn die erste im Nationalpark eingesetzte Videofotofalle musste mit einer Auto



Abbildung 1.1: Luchse sind die bedeutsamsten Aasvertilger im Nationalpark und nur Fliegenmaden machen ihnen Konkurrenz. Das waren die Ergebnisse der ersten Diplomarbeit im Nationalpark in der Fotofallen eingesetzt wurden.

batterie betrieben werden und hatte ein Gewicht von 20 Kilogramm. Um sich die Ergebnisse anschauen zu können, brauchte man dementsprechend noch einen Videorekorder.

2003 startete dann die Biologiestudentin Rebecca Ray das erste größere Fotofallenprojekt, um herauszufinden, ob Aasfresser eine Konkurrenz für Luchse darstellen. Da Luchse mehrere Tage an einem Beutetier fressen, kann es vorkommen, dass Aasfresser ihnen Teile der Beute streitig machen. Um dieser Frage nachzugehen, stellte sie Luchsrisse nach und beobachtete sie mit Fotofallen. Dafür nutzte sie Rehe, die durch Unfälle getötet wurden, legte sie so aus, wie das auch Luchse machen und bestrich sie auch noch mit Luchslosung, um dem Ganzen auch noch die richtige Duftnote zu geben. Zur Beobachtung dieser „Luchsrisse“ setzte sie analoge Kameras der Marke Camtrakker ein, die aus den USA beschafft werden mussten, was damals ein schwieriges Unterfangen war. Von der telefonischen Bestellung bis zur Auslieferung konnte ein halbes Jahr vergehen. Insgesamt erfasste sie acht verschiedene Arten mit ihren Kameras und konnte überraschende Ergebnisse vorweisen, war doch der Luchs die häufigste Art, die an ihren simulierten Rissen auftauchte. Bislang war man davon ausgegangen, dass Luchse kein Aas fressen und entsprechend groß war das Staunen in der Fachwelt. Alle anderen Aasfresser spielten keine große Rolle als Konkurrenten der Luchse, eine Ausnahme stellten nur die Fliegenmaden dar, die im Sommer die ausgelegten Rehkadaver innerhalb weniger Tage auffraßen (Ray et al. 2014).

Nachdem die Arbeit mit konventionellen Fotofallen sehr mühsam war, wurde der Entschluss gefasst erst dann weiter mit Fotofallen zu arbeiten, wenn digitale Modelle mit einer Verschlusszeit von unter 1/3 Sekunde zu Verfügung ständen. Nach einem aufwändigen Test, bei dem ein Luchsfell über eine Wärmflasche auf einer Wäschleine vor Kameras vorbeigezogen wurde (Abbildung 1.4) konnte Kirsten Weingarth 2012 vermelden: Die Cuddeback® Capture™ ist das Kameramodell, welches alle Anforderungen an ein Luchsmonitoring erfüllt (Weingarth et al. 2013).

Damit war der Weg für eine Pilotstudie zur Bestimmung des Luchsbestandes im Nationalpark frei. Obwohl die Beschaffung der Kameras schwierig war, der Zoll viele Nachfragen hatte, was wir mit den Überwachungskameras wollen und nicht bekannt war, wo die Kameras aufgestellt

werden sollten, um die Luchse zu fotografieren, meisterte Kirsten Weingarth in ihrer Diplomarbeit zusammen mit Martin Gahbauer alle Schwierigkeiten und konnte am Ende des Winters insgesamt fünf adulte Luchse und drei Jungtiere nachweisen (Weingarth et al. 2014). Der Anfang für das Luchsmonitoring im Böhmerwaldökosystem und sogar in ganz Deutschland war gemacht. Nach diesem Erfolg wurde das Luchsmonitoring über die Grenze hinweg in den Nationalpark Šumava ausgeweitet und zusammen mit Ludek Bufka und Elisa Belotti weitergeführt. Nach einem kontinuierlichen, dreijährigem Fotofalleneinsatz konnte das Monitoring nach umfangreichen Analysen schließlich optimiert werden. Die Kameras müssen nicht über das ganze Jahr im Gelände stehen, denn es zeigte sich, dass der Zeitraum von September bis Dezember ausreichend ist, um Luchse gut zählen zu können (Weingarth et al. 2015).

In den nächsten Jahren wurden die Fotofallen auch über das Luchsmonitoring hinaus kreativ für die verschiedensten Fragestellungen eingesetzt. Beispielsweise gelang es, mit Fotofallen den Einfluss des Bibers (*Castor Fiber*) auf die Säugetiere und bodenbewohnende Vögel abzuschätzen und die Effekte von Wolf (*Canis lupus*) und Luchs auf das Verhalten ihrer Beutetiere und das der kleinen Raubsäuger zu untersuchen. Ein Schwerpunkt der Aktivitäten war auch die Entwicklung eines Monitorings für das Schalenwild, welche zusammen mit zehn Nationalparks in ganz Deutschland in einem vom Bundesamt für Naturschutz geförderten Projekt erfolgte. Hierfür mussten Methoden entwickelt werden, die es erlauben, Tierarten wie Rehe (*Capreolus capreolus*) und Rothirsche (*Cervus elaphus*) zu zählen,



Abbildung 1.2: Versuchsaufbau zum Testen verschiedener Kameramodelle für das Luchsmonitoring.

bei denen es nicht wie bei den Luchsen möglich ist, die Individuen voneinander zu unterscheiden. Ein Teil all dieser Projekte wird in dieser Broschüre vorgestellt.

Obwohl die digital arbeitenden Kameras viele Vorteile bieten, haben sie doch einen meist stark unterschätzten Nachteil, die Unmengen von Bildern und Videos, die sie liefern. Denn jedes einzelne Bild muss schließlich auch angeschaut und ausgewertet werden und schon wenige Kamerafallen, aufgestellt über ein paar Monate, können tausende von Kamerafallenbildern oder -videos mit mehreren Gigabyte Speicherplatz produzieren. Insbesondere, wenn man die Bilder systematisch auswerten

und langfristig sichern möchte, steht man damit vor großen Herausforderungen. Beispielsweise sind im Luchsprojekt seit seinem Start im Jahr 2008 930.000 Bilder angefallen. Denn um die Informationen auf den Bildern nutzen zu können, müssen die Bilder interpretiert werden, es muss die Tierart, das Geschlecht, die Altersklasse und je nach Fragestellung, bestimmte Verhaltensweisen in eine Datentabelle eingetragen und die Bilder auf Dauer gespeichert werden. Für eine möglichst einfache und rasche Auswertung insbesondere im zeitlichen und räumlichen Kontext, müssen diese Daten systematisch abgespeichert werden, so dass sie einfach und schnell wieder abrufbar sind.

In den ersten Jahren erfolgte die Speicherung und Sicherung auf mobilen Festplatten. Um die Bilder auch wieder finden zu können, wurde zunächst die von Fotografen verwendete Software Lightroom verwendet, die allerdings nicht für den Einsatz von Fotofallenbildern optimiert ist, da es nicht möglich ist, Informationen zum Projekt und zu den Tieren auf einfache Weise zu speichern oder Videoaufnahmen zu interpretieren. Auch die immer weiter steigende Anzahl von Festplatten führte nach einigen Jahren dazu, dass es immer schwieriger wurde, einen Überblick über die Bilddaten zu bewahren.

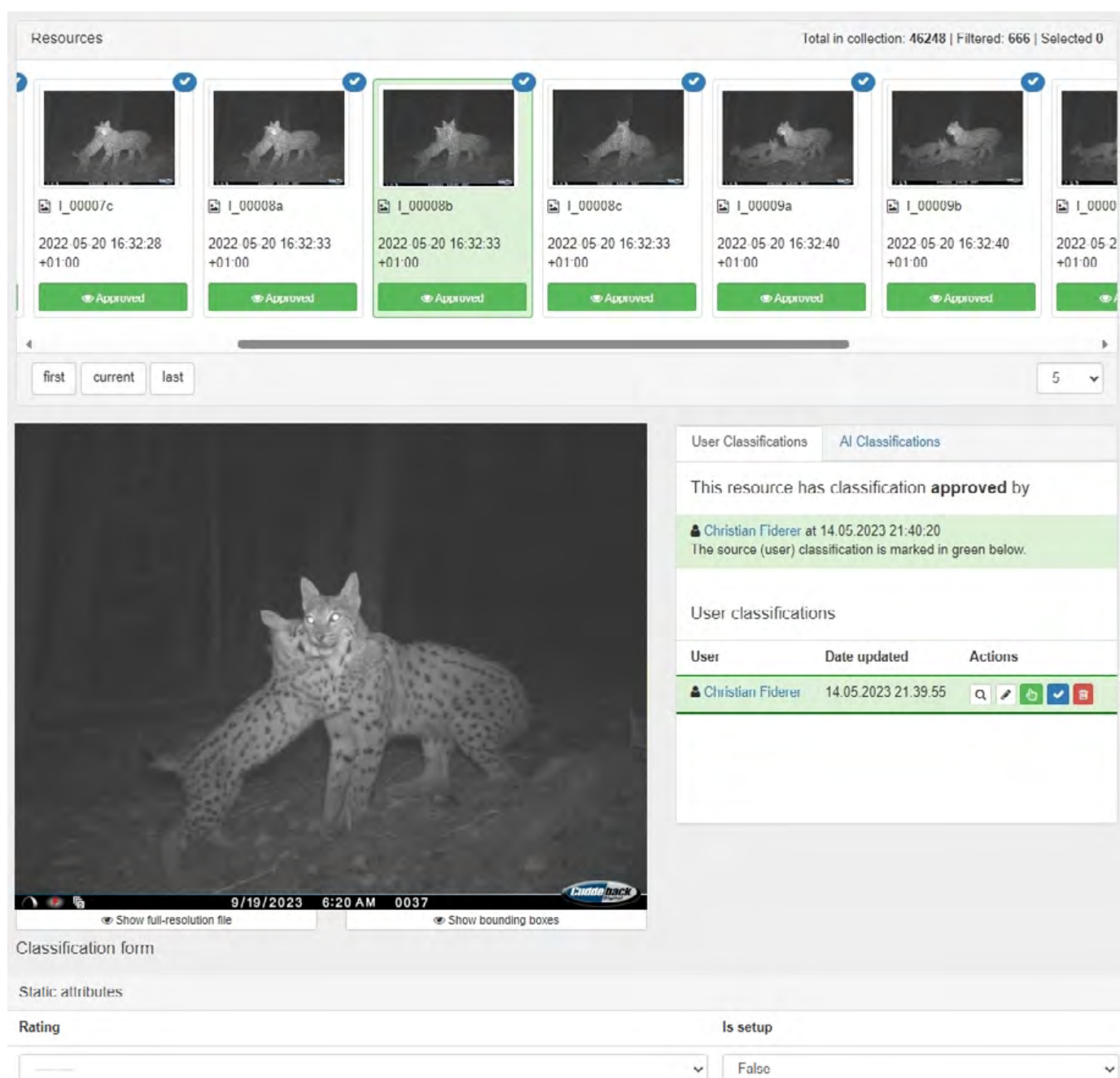


Abbildung 1.3: Übersicht über das Klassifikationsmenu des Fotofallen-Managementsystems Trapper.

Deshalb wurde 2020 nach dem Test verschiedener Systeme die Entscheidung getroffen, in Zukunft mit dem Fotofallen-datenbankmanagementsystem „Trapper“ zu arbeiten (Bubnicki et al. 2016). Trapper ist eine über das Internet zugängliche Datenbank und stellt einen umfassenden Lösungsansatz für die Organisation und Verwaltung von Kamerafallendaten dar und kann sowohl Bilder als auch Videos verwalten. Hier können alle wichtigen Informationen über den Fotofalleneinsatz, wie zum Beispiel die Laufzeit und Position einer Kamera, gespeichert werden. Darüber hinaus ermöglicht das System eine flexible Klassifizierung der Tierarten und ihres Verhaltens auf Basis internationaler

Konventionen. Ein großer Vorteil des Systems besteht darin, dass es browserbasiert arbeitet und somit von unterschiedlichen Orten aus zugegriffen werden kann (Abbildung 1.5). Wichtig für die Entscheidung war auch, dass Trapper ein Open Source Projekt ist, das heißt das kein wirtschaftliches Interesse hinter dem Programm steht und der gesamte Quellcode im Internet zugreifbar abgelegt ist.

Der Einsatz von Fotofallen führt aber zu so großen Mengen an Bildern, dass der Aufwand der Klassifikation durch menschliche Interpreten sehr groß geworden ist und für langfristige Monitorings nicht mehr geleistet werden kann. Deshalb

steht aktuell die Entwicklung von Methoden zur automatisierten Klassifizierung von Bildern mittels künstlicher Intelligenz ganz oben auf der Agenda. Dies wird dazu beitragen, den Einsatz von Fotofallen zum Monitoring von Wildtieren effizienter zu gestalten, so dass in Zukunft immer bessere Informationen vorliegen, die die Nationalparkverwaltung gezielt zum Schutz der Wildtiere einsetzen kann.

1.1 Literatur

- Bubnicki, J. W., Churski, M., & Kuijper, D. P. (2016). Trapper: An open source web-based application to manage camera trapping projects. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(10), 1209-1216.
- Ray, R. R., Seibold, H., & Heurich, M. (2014). Invertebrates outcompete vertebrate facultative scavengers in simulated lynx kills in the Bavarian Forest National Park, Germany. *Animal Biodiversity and Conservation*, 37(1), 77-88.
- Weingarth, K., Zimmermann, F., Knauer, F., & Heurich, M. (2013). Evaluation of six digital camera models for the use in capture-recapture sampling of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*). *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 13, 87-92.
- Weingarth, K., Heibl, C., Knauer, F., Zimmermann, F., Bufka, L., & Heurich, M. (2012). First estimation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) abundance and density using digital cameras and capture-recapture techniques in a German national park. *Animal biodiversity and conservation*, 35(2), 197-207.
- Weingarth, K., Zeppenfeld, T., Heibl, C., Heurich, M., Bufka, L., Daniszová, K., & Müller, J. (2015). Hide and seek: extended camera-trap session lengths and autumn provide best parameters for estimating lynx densities in mountainous areas. *Biodiversity and Conservation*, 24(12), 2935-2952.
- Welbourne, D. J., Claridge, A. W., Paull, D. J., & Lambert, A. (2016). How do passive infrared triggered camera traps operate and why does it matter? Breaking down common misconceptions. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2(2), 77-83.



Rotfuchs

2 FUCHS, DACHS UND CO. – KLEINE RAUBSÄUGER IM NATIONALPARK

Christian Fiderer

2.1 Hintergründe und Motivation

Kaum eine andere Säugetiergruppe in unseren heimischen Wäldern ist so allgegenwärtig wie die der Mesokarnivoren, bei der es sich streng genommen um eine nicht näher auf Verwandtschaft beruhende Gruppe von mittelgroßen Raubtieren, meist definiert über ein Körpergewicht von unter 15 Kilogramm, handelt (Gehrt & Clark, 2003). So setzt sich der Begriff des Mesokarnivoren aus dem lateinischen „meso“ (griechisch für mittig) und den lateinischen Wörtern „caro“ (Fleisch) und „vorare“ (fressen) zusammen und dient vor allem der Abgrenzung zu dem Begriff der Großkarnivoren, zu denen Luchs, Wolf und Braunbär zählen, sowie zu den Kleinkarnivoren zu denen beispielsweise das Mauswiesel (*Mustela nivalis*) gehört. Ob in den Spitzen der Baumkronen, im Wasser oder zu Land, Mesokarnivoren sind in unseren Wäldern in jedem Lebensraum zu finden. Zu den häufigsten Vertretern dieser artenreichen Gruppe zählen im Nationalpark Bayerischer Wald dabei ohne Frage der Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) und der Dachs (*Meles meles*), die nicht selten bei einem abendlichen Spaziergang im Wald oder auf dem Feld gesichtet werden können, gefolgt von Baumrarder (*Martes martes*), Steinrarder (*Martes foina*) und Fischotter (*Lutra lutra*) sowie den deutlich selteneren Arten Iltis (*Mustela putorius*), Hermelin (*Mustela erminea*) und Wildkatze (*Felis sylvestris*). Erweitert wird die Gruppe seit geraumer Zeit außerdem noch durch die nicht-heimischen Tierarten Waschbär (*Procyon lotor*), Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) und Amerikanischem Mink (*Neovison vison*), die sich in den vergangenen Jahrzehnten von Nordamerika und Asien aus zunehmend über den europäischen Kontinent verbreitet haben und so auch längst - wenn auch noch selten - im Nationalpark und dessen Vorfeld zu finden sind (Fischer et al., 2017). Die außerordentliche Anpassungsfähigkeit, die es diesen drei Arten dabei ermöglicht in überraschend schneller Geschwindigkeit verschiedenste

Lebensräume neu zu besiedeln, machen sie zusammen mit dem weltweit verbreitenden Rotfuchs auch häufig zu Konfliktarten im Natur- und insbesondere im Vogelschutz (Langgemach & Bellebaum, 2005). Doch auch viele anderen Mesokarnivoren teilen sich aufgrund ihrer karnivoren Lebensweise außerhalb von Schutzgebieten ein nach wie vor weitverbreitetes negatives Image, welches vor allem aus der traditionellen Niederwildjagd herrührt. So werden die nicht unter Naturschutz stehenden Vertreter der Mesokarnivoren auch oftmals abfällig als Raubwild zusammengefasst und unterliegen vor allem in Niederwildrevieren einer starken Bejagung zum Schutz der dort vorkommenden Beutetiere. Im Nationalpark hingegen werden Mesokarnivoren nicht bejagt und nehmen eine zentrale Rolle im Nahrungsnetz ein, indem sie einerseits direkten Einfluss auf die Populationen vieler kleiner Wirbeltierarten nehmen – Kleinsäuger stehen häufig ganz oben auf dem Speisplan - und andererseits aber auch einer direkten Konkurrenz durch die zunehmende Präsenz von Großkarnivoren, allen voran des Wolfes, unterliegen können. So konnte bereits nachgewiesen werden, dass Mesokarnivoren vor allem dort hohe Populationsdichten erreichen, wo Großkarnivoren selten sind, während die Präsenz von Großkarnivoren nicht selten zu einer sinkenden Präsenz der Mesokarnivoren führt (Soulé et al., 1988).

Aus der Pflicht heraus, die Populationen seltener Tierarten zu beobachten, führt der Nationalpark ein spezifisch ausgerichtetes Monitoring für die streng geschützten Arten Fischotter (FFH-Anhang IV), Wildkatze (FFH-Anhang IV) und Baumrarder (FFH-Anhang V) durch, während die anderen Arten im Rahmen anderer Monitoringprogramme miterfasst werden.

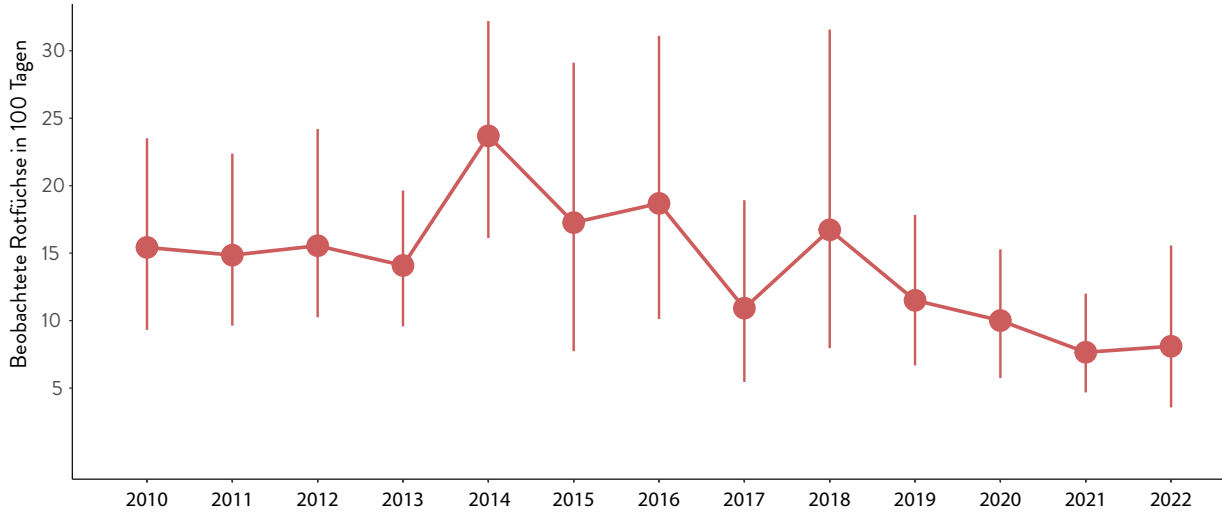
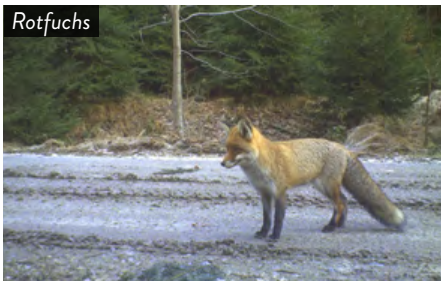


Abbildung 2.1: Das Luchsmonitoring liefert auch wichtige Informationen zur Bestandsentwicklung verschiedener Mesokarnivoren, wie hier dem Rotfuchs.

2.2 Fotofallenaufbau

Die räumliche Verteilung, die Populationsdichte und die Populationsentwicklung aller Mesokarnivoren werden laufend im Rahmen des regelmäßig durchgeführten Luchs- und Huftiermonitorings miterfasst und ausgewertet. Für das Luchsmonitoring werden dabei jährlich von Mitte September bis Mitte Januar etwa 30 Standorte entlang der Wege im Nationalpark mit Fotofallen beobachtet (mehr zum Luchsmonitoring in Kapitel 4), während die Fotofallen im Huftiermonitoring an zufällig ausgewählten Standorten abseits der Wege aufgestellt werden (mehr zum Huftiermonitoring in Kapitel 7). In beiden Monitoringprojekten werden neben den jeweiligen Zielarten auch häufig Mesokarnivoren beobachtet (Abbildung 2.1), so dass sich anhand der hier gemachten Beobachtungen auch Populationsindikatoren

von Rotfuchs und Co. über mehrere Jahre hinweg untersuchen lassen. Von besonderem Interesse ist dabei die Populationsentwicklung der Mesokarnivoren angesichts des Klimawandels und der Rückkehr des Wolfes als natürlichen Konkurrenten (Abbildung 2.1).

Das Monitoring der seltenen Wildkatzen findet entlang der Wege des Nationalparks statt. Als Unterschied zum Luchsmonitoring befinden sich beim Monitoring der Wildkatzen jedoch auch Haarfallen im Blickfeld der Fotofalle (Abbildung 2.2A). Diese Haarfallen bestehen häufig aus einem grob geschnitzten Holzpflock der mit Baldrian besprüht wurde und die scheuen Waldbewohner anlocken soll. Nähern sich die Wildkatzen den Lockstöcken, so bleibt nicht selten das eine oder andere Haar

daran hängen und erlaubt im Anschluss einen genetischen Artnachweis. Dieser Artnachweis stellt eine wichtige Zusatzinformation zu den Bildern dar, denn trotz typischer Fellmerkmale lassen sich Wildkatzen optisch nicht immer sicher von Hauskatzen unterscheiden.

Für das Monitoring des Baummarders wiederum werden die Fotofallen gezielt auf den Stamm größerer Bäume ausgerichtet, an denen zuvor kleine Holzboxen als Haarfallen installiert wurden (Abbildung 2.2C). Angelockt werden die Tiere dabei mit einer Mischung aus Erdnussbutter und Honig. Wie beim Wildkatzenmonitoring erlauben die an den Holzboxen verbleibenden Haare einen genetischen Nachweis des Individuums und somit eine Schätzung der Populationsgröße.

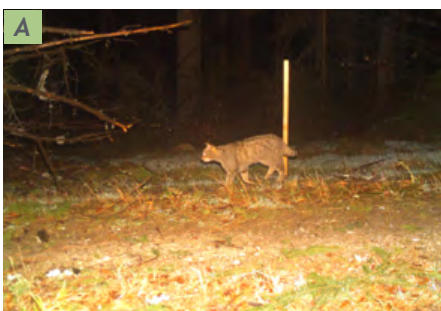


Abbildung 2.2: Für Wildkatze, Fischotter und Baummarder finden im Nationalpark spezifische Monitoringprogramme statt.

A: Wildkatze am Lockstock, B: Fischotter an Markierungsstein unter einer Brücke und C: Baummarder an einer an einem Baumstamm angebrachten Haarfall.

2.3 Kurzportraits einzelner Mesokarnivoren

Rotfuchs

Der wohl bekannteste und auch häufigste Vertreter der Mesokarnivoren im Nationalpark Bayerischer Wald ist ohne Frage der Rotfuchs (Abbildung 2.3), der als ausgesprochen anpassungsfähiger Kulturfolger in fast jedem Lebensraum der nördlichen Hemisphäre zu finden ist und somit unter den an Land lebenden Säugetieren das größte natürliche Verbreitungsgebiet hat (IUCN, 2022). Sein Lebensraum reicht dabei von tiefen Wäldern wie denen des Bayerischen Waldes, über Halbwüsten, Küstengebiete bis hin zu den Hochgebirgen Asiens (IUCN, 2021). Sogar in Parkanlagen oder Friedhöfen großer Städte trifft man den nur wenig störungsempfindlichen Wildhund an (Macdonald, 1982). Auch in der Umgebung des Nationalparks bevorzugt der Rotfuchs häufig die Nähe zu Siedlungen (Schnaitl & Stürzer, 2009), in denen er nachts meist auf der Suche nach Nahrung unterwegs ist. Den Tag hingegen verbringt das nachtaktive Raubtier in einem unterirdischen Bau oder einem gut geschützten Versteck am Boden. In einem Bau werden im Frühjahr auch die Jungfüchse herangezogen, wobei sich die beiden Elternteile die Aufzucht der Jungtiere teilen. Da der Rotfuchs als ausgesprochener Einzelgänger vor allem offene Strukturen zur Nahrungssuche nach Kleinsäugetern, Reptilien, Amphibien aber auch Beeren und Obst aufsucht (Schnaitl & Stürzer, 2009), ist seine Dichte im bewaldeten Nationalpark eher gering und konzentriert sich vor allem auf die tieferen Lagen im Nordwesten des Nationalparks sowie um die Ortschaften am südlichen Rand des Rachel-Lusen Gebiets (Abbildung 2.4).



Abbildung 2.3: Häufigkeit beobachteter Mesokarnivoren während des systematischen Fotofallenmonitorings von Oktober 2019 bis Oktober 2020.

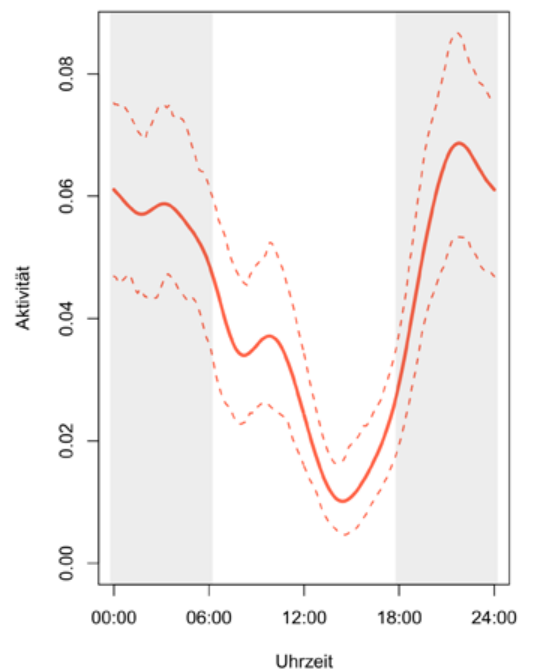
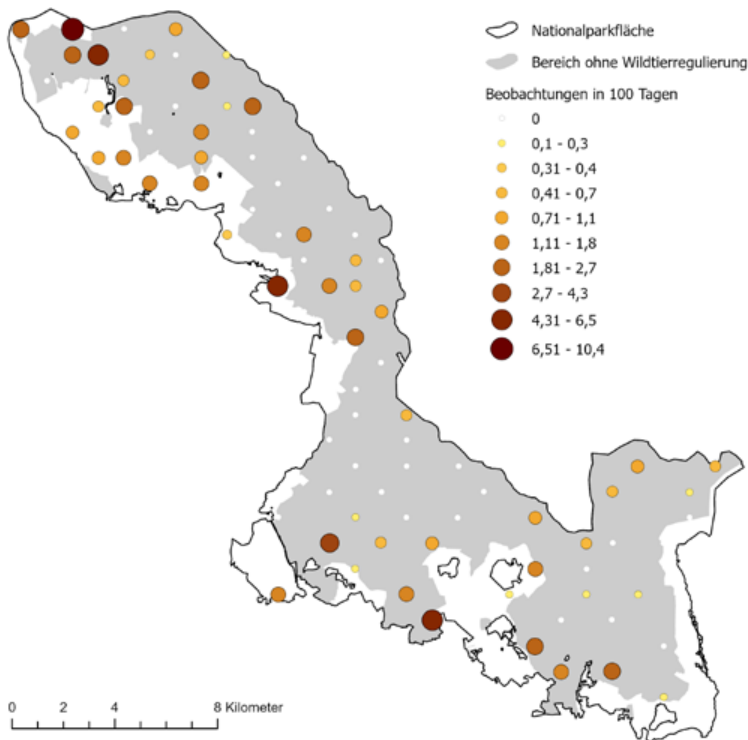
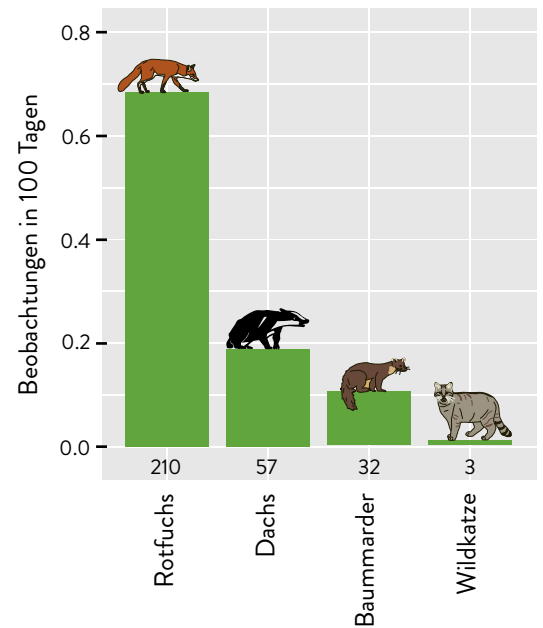


Abbildung 2.4: Räumliche Verteilung (links) und Aktivitätsmuster (rechts) von Rotfüchsen im Nationalpark Bayerischer Wald, basierend auf dem systematischen Fotofallenmonitoring von Oktober 2019 bis Oktober 2020. Die graue Schattierung in der rechten Grafik stellt den Zeitraum der Nacht und Dämmerung dar.

Dachs

Der Dachs ist nach dem Rotfuchs der am zweithäufigsten im Nationalpark anzutreffende Mesokarnivor und gehört zur zahlenmäßig großen Familie der Marder. Wie der Rotfuchs ist auch der Dachs in Europa sehr weit verbreitet und in den Alpen bis in Höhen von 2000 Meter vorzufinden (Niethammer & Krapp, 1993). Im Nationalpark konzentriert sich die Verbreitung des Dachses auf die tieferen Lagen, wobei sich die Sichtungen vor allem auf den Nordwesten konzentrieren (Abbildung 2.5). Als Lebensraum präferiert der Dachs meist hügelige Waldgebiete, in denen er weitläufige und verzweigte Tunnelsysteme anlegen kann, die er auch gelegentlich mit dem Rotfuchs teilt (Macdonald, 1987). Obwohl der Dachs zur Ordnung der Raubtiere gehört, ernährt er sich im Nationalpark überwiegend von wirbellosen Tieren, vor allem von Regenwürmern, sowie von pflanzlicher Nahrung (Schnaitl & Stürzer, 2009). Da diese Nahrung im Nationalpark viel häufiger auf Wiesen und Lichtungen vorzufinden ist als auf den dicht bewaldeten Flächen, legen die Tiere ihre Baue häufig in unmittelbarer Nähe zu offenen Habitatstrukturen an (Schnaitl & Stürzer, 2009). Im Gegensatz zum Rotfuchs lebt der Dachs in der Regel sozial in Gruppen von mit bis zu 25 Artgenossen zusammen. Im Nationalpark sind die Dachsc clans in der Regel jedoch deutlich kleiner und bestehen im Durchschnitt aus vier erwachsenen Tieren und zwei Jungtieren (Schnaitl & Stürzer, 2009). Wie der Rotfuchs ist auch der Dachs überwiegend nachtaktiv (Abbildung 2.5).



Dachs

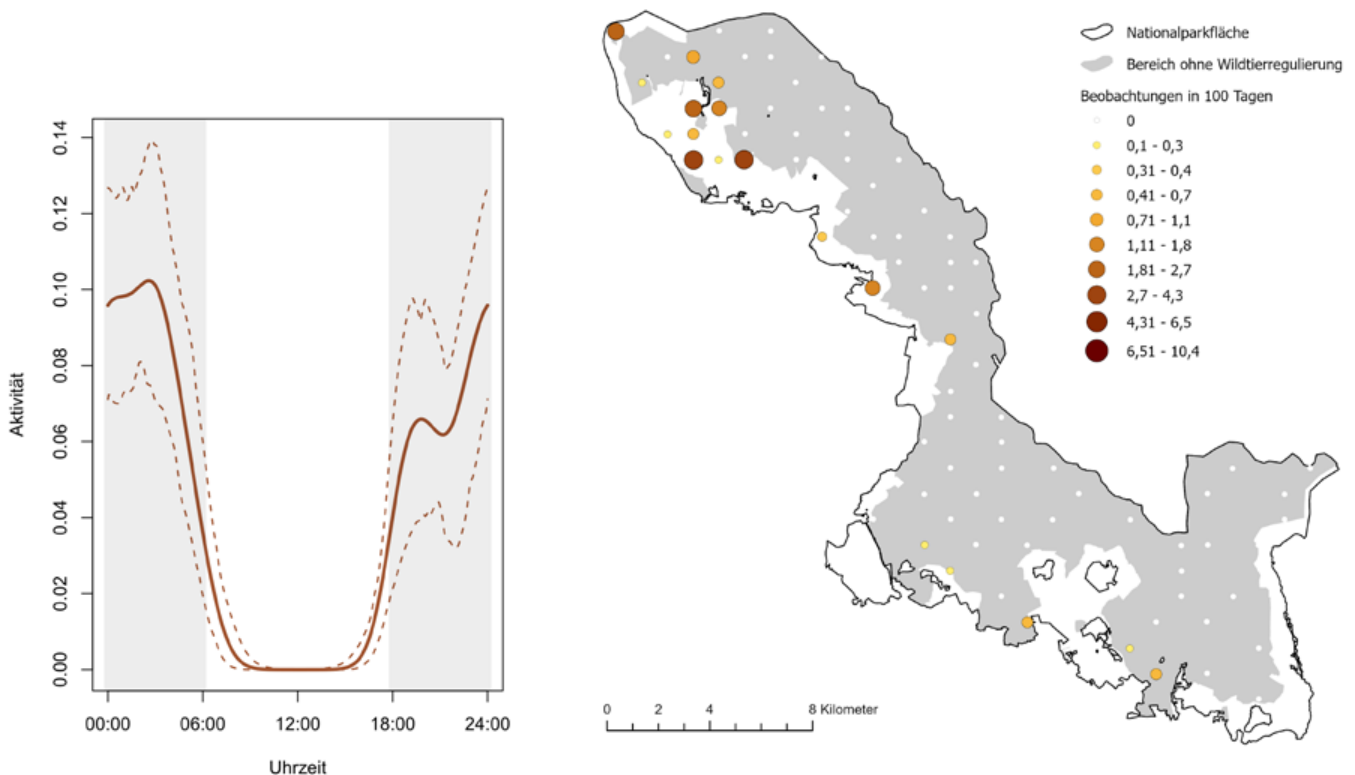


Abbildung 2.5: Räumliche Verteilung (links) und Aktivitätsmuster (rechts) von Dachsen im Nationalpark Bayerischer Wald, basierend auf dem systematischen Fotofallenmonitoring von Oktober 2019 bis Oktober 2020. Die graue Schattierung in der rechten Grafik stellt den Zeitraum der Nacht und Dämmerung dar.

Baumarder

Der Baumarder ist der einzige Baum bewohnende Vertreter der Familie der Marder und sieht dem vorwiegend am Boden lebenden und für gewöhnlich deutlich häufiger anzutreffenden Steinmarder sehr ähnlich, ist aber anhand seines kastanienbraunen Fells und einem abgerundeten gelben Kehlfleck sowie der dunklen Nase von diesem bei Tageslicht dennoch einfach zu unterscheiden. Im Vergleich zu ihren engen Verwandten sind Baumarder Lebensraum-Spezialisten und fühlen sich in älteren und strukturreichen Laub- oder Nadelwäldern wie denen des Nationalparks am wohlsten (Buskirk, 1992; Zalewski & Jedrzejewski, 2006). Aus diesem Grund findet man Baumarder vor allem in natürlichen Waldökosystemen, in denen sie ausreichend Nahrung und Baumhöhlen zum Schutz vor Feinden und Witterung finden (Birks et al., 2005). In diesen struktur- und artenreichen Waldökosystemen stellen Baumarder wichtige Schlüsselarten dar (Hale and Koprowski, 2018), da sie verschiedene Bestandteile der Nahrungskette beeinflussen, indem sie sich als ausgeprägte Nahrungsgeneralisten sowohl von Pflanzen und Beeren, aber auch von Vögeln, Kleinsäugetern, Reptilien und Insekten ernähren (De Marinis et al. 1995). Vor allem auf die Population des Eichhörnchens kann der Baumarder dabei starken Einfluss nehmen (Hale and Koprowski, 2018). Wie die meisten Marder lebt auch der Baumarder einzelgängerisch und zeigt dabei ein ausgeprägtes Territorialverhalten, wobei er sein Jagdrevier mit einem Sekret markiert, welches er aus einer Drüse in der Analregion ausscheiden kann. Baumarder sind zwar wie die meisten Mesokarnivoren überwiegend nachtaktiv, zeigen aber auch häufig eine ausgeprägte Aktivität über den Tag (Birks, 2017) (Abbildung 2.6). Da alte und strukturreiche Wälder mit hohem Totholzanteil zunehmend selten zu finden sind, war die Population des Baumarders lange Zeit rückläufig, hat sich in den vergangenen Jahren aber aufgrund verschiedener Schutzmaßnahmen weitgehend stabilisiert (IUCN 2022). Dennoch befindet sich der Baumarder nach wie vor im Anhang IV der FFH-Richtlinie und auch die Populationsdichte im Nationalpark ist relativ gering (Abbildung 2.6).

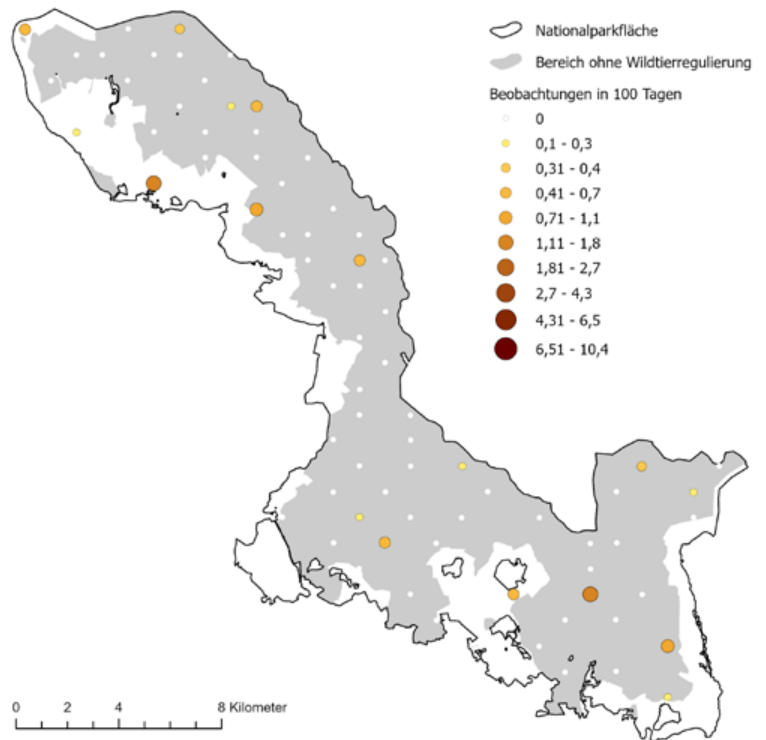
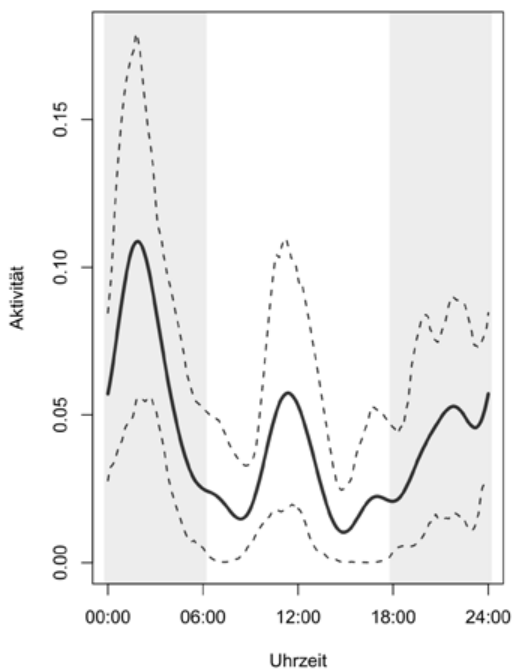


Abbildung 2.6: Räumliche Verteilung (links) und Aktivitätsmuster (rechts) von Baumardern im Nationalpark Bayerischer Wald, basierend auf dem systematischen Fotofallenmonitoring von Oktober 2019 bis Oktober 2020. Die graue Schattierung in der rechten Grafik stellt den Zeitraum der Nacht und Dämmerung dar.

Steinmarder

Der Steinmarder gehört zu den in Europa am weitesten verbreiteten Vertretern der Marder und ist lediglich in Großbritannien und in weiten Teilen Skandinaviens nicht anzutreffen (IUCN 2021). Als anpassungsfähiger Kulturfolger ist der Steinmarder häufig in der Nähe menschlicher Siedlungen zu finden, wo er nicht selten sein Tageslager in Scheunen, Garagen oder auf Dachböden einrichtet (Herrmann, 1994). Obwohl der Steinmarder innerhalb seines Verbreitungsgebietes auch in dicht bewaldeten Gebieten angetroffen werden kann, ist er im Gegensatz zum Baummarder kein typischer Waldbewohner und daher im Bereich des Nationalparks sehr viel seltener anzutreffen als sein direkter Verwandter (Simon & Lang, 2007). Außerhalb menschlicher Siedlungen verbringt der überwiegend nachtaktive Steinmarder den Tag über bevorzugt in Felsspalten oder unter ausgehöhlten Steinen, denen er seinen Namen verdankt (Herrmann, 2004). Als opportunistischer Allesfresser erbeutet der Steinmarder vor allem Kleinsäuger, Vögel und deren Eier sowie wirbellose Tiere, ernährt sich im Sommer jedoch auch von pflanzlicher Kost, insbesondere von Beeren und Früchten (Lanszki, 2003).



Iltis

Ein weiterer im Nationalpark anzutreffender Vertreter der Marder ist der Iltis, der die Größe einer kleinen Katze erreichen kann, als Marder jedoch deutlich schlanker erscheint. Als Bewohner offener und strukturreicher Lebensräume in der Nähe von Gewässern aber auch Siedlungen ist der Iltis zwar kein ausgeprägter Waldbewohner (Cabral et al. 2005), dennoch kann man ihn aber auch im Nationalpark vor allem in der Nähe von Gewässern sporadisch beobachten. Typisch für den Iltis ist sein maskiertes Gesicht, welches ihn schnell von anderen Marderartigen seiner Körpergröße unterscheiden lässt sowie die sonst nur beim Dachs vorkommende Besonderheit der verkehrten Fellfärbung, bei der die Unterseite dunkler ist als die Oberseite. Der Iltis ernährt sich vorwiegend vom Amphibien, Kleinsäugetieren sowie Vögeln und deren Eiern während pflanzliche Kost seltener auf dem Speiseplan steht (Blandford, 1987). Als einziger Vertreter aus der Marderfamilie wurde der Iltis über Jahrhunderte hinweg gezähmt und für die Bejagung von Kaninchen eingesetzt. Diese zahme Form wird auch häufig als Frettchen bezeichnet, konnte im Nationalpark allerdings bislang noch nicht beobachtet werden (Abbildung 2.7).

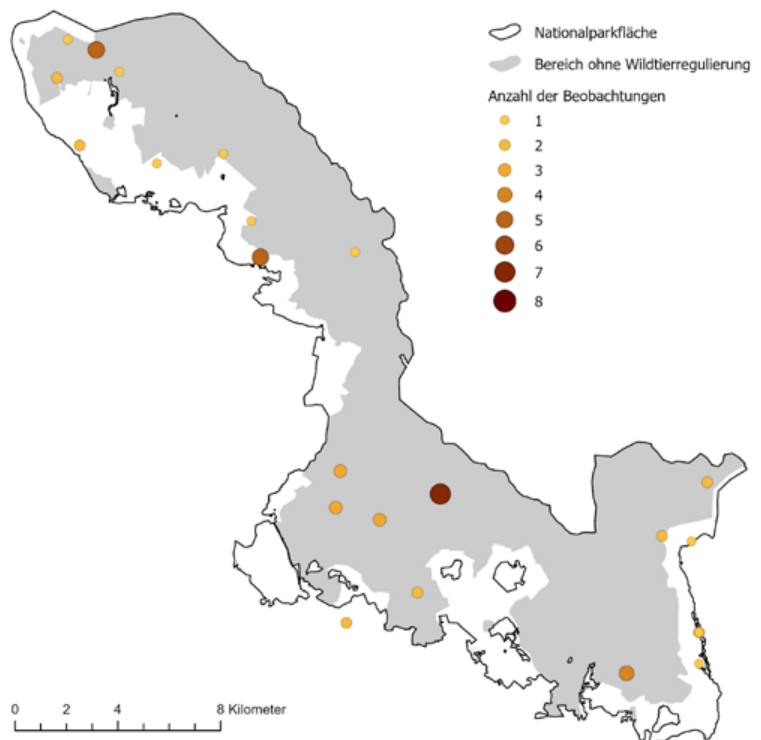


Abbildung 2.7: Beobachtungen des Iltisses im Rahmen des Luchsmonitorings von 2009 bis 2020 sowie im Rahmen des Bibermonitorings (2016) und des Bioklim-Projektes (2016).

Hermelin

Das Hermelin, oftmals auch als Großes Wiesel bezeichnet, gehört ebenfalls zu der Familie der Marder und besitzt wie alle Marder einen schlanken, lang gestreckten Körper und kurze Beine. Eine Besonderheit des Hermelins ist sein Fell, welches nicht nur von den amerikanischen Ureinwohnern häufig zur pelzigen Ausschmückung ihrer Gewänder genutzt wurde, sondern auch oft Bestandteil königlicher Pelzmäntel im mittelalterlichen Europa war (Larisch, 1928). Im Sommer ist das Fell oben braun und an den Seiten gelblich-weiß, während im Herbst die braunen Haare ausfallen und weiße, dickere Haare nachwachsen, so dass das Hermelin im Winter, mit Ausnahme der schwarzen Schwanzspitze, völlig weiß ist. Nur in Gebieten, in denen es im Winter mild bleibt, bleibt auch das Fell des Hermelins braun. Das Hermelin präferiert strukturreiche, offene Landschaften mit Brachflächen, Hecken und Feldgehölzen, wobei auch die Nähe zu Gewässern bevorzugt wird. Dichter bewaldete Regionen werden hingegen weitgehend gemieden, weswegen das Hermelin im Nationalpark eher selten anzutreffen ist. Als Unterschlupf wählt das Hermelin häufig verlassene Bauten von Maulwürfen oder Kaninchen, ist aber auch in Baumhöhlen, unter Wurzeln oder in Steinhaufen anzutreffen, nicht selten in Gewässernähe (Zabala et al., 2005). Da sich das Hermelin fast ausschließlich von Kleinsäugern ernährt, hängt sein Vorkommen auch vom Vorhandensein von Scher-, Erd- und Feldmäusen ab (Larivière, 2009). Das Hermelin wurde bislang nur selten im Nationalpark beobachtet, wobei sich die Sichtungen ausschließlich auf den Randbereich des Rachel-Lusen-Gebietes beschränken (Abbildung 2.8).

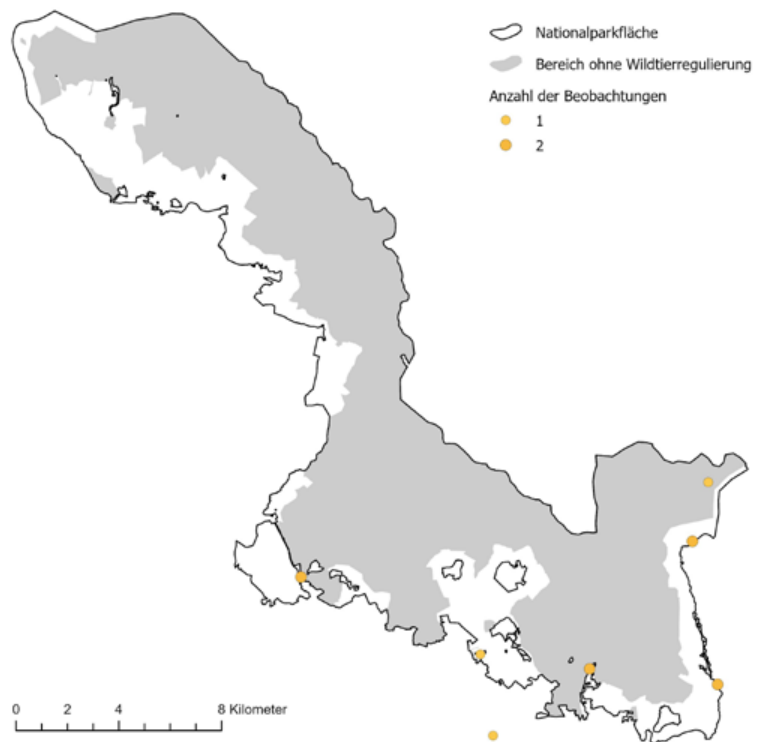


Abbildung 2.8: Beobachtungen des Hermelins im Rahmen des Luchsmonitorings von 2009 bis 2020 sowie im Rahmen des Fischottermonitorings (2020-2021).

Wildkatze

Die Europäische Wildkatze ist vermutlich in den 1920ern aus dem Bayerischen Wald verschwunden, seit geraumer Zeit breitet sich der scheue Waldbewohner jedoch wieder in seinem ursprünglichen Lebensraum in Europa aus, so unter anderem auch im Nationalpark Bayerischer Wald (Nussberger et al., 2014). Obwohl die ausgedehnten, strukturreichen und naturnahen Mischwälder der tieferen Lagen des Nationalparks zum typischen Lebensraum der Wildkatze zählen, ist über ihre Population im Nationalpark noch relativ wenig bekannt. Den Tag verbringt der nachtaktive Jäger meist im dichten Brombeergestrüpp, in verlassenen Fuchs- und Dachsbauen, unter Wurzelballen oder in Fels- und Baumhöhlen, aber auch in Holzpolter und Jagdkanzen, wobei vor allem für die erfolgreiche Jungenaufzucht trockene Tageseinstände benötigt werden. In der Nacht hingegen macht der spezialisierte Mäusejäger Jagd auf Feld und Wald bewohnende Mäusearten, die etwa 90 Prozent des Nahrungsspektrums ausmachen. Nur gelegentlich ernährt sich die Wildkatze auch von Vögeln, Amphibien, Insekten und anderen Kleinsäugetern (Sarmiento, 1996). Obwohl sich die Wildkatze äußerlich nur sehr schwer von der getigerten Hauskatze unterscheiden lässt, handelt es sich bei Wild- und Hauskatze um unterschiedliche Tierarten, denn bei der Hauskatze handelt es sich nicht etwa um die domestizierte Form der Europäischen Wildkatze, sondern um die domestizierte Form der sehr nah verwandten Afrikanischen Falbkatze, die bereits vor 4000 bis 8000 Jahren in Ägypten domestiziert wurde und von dort während des Römischen Reichs nach Europa gebracht wurde (Driscoll et al., 2009). Aufgrund ihrer engen Verwandtschaft, können sich Wild- und Hauskatzen dennoch gemeinsam fortpflanzen, so dass Wissenschaftler sich heute zunehmend Sorgen um die genetische Integrität der Europäischen Wildkatze machen (Tiesmeyer et al., 2020). Im Nationalpark konnten bislang keine Hybriden zwischen Wild- und Hauskatze nachgewiesen werden. Dennoch schätzt eine kürzlich im Nationalpark durchgeführte Studie die Gefahr einer Hybridisierung als hoch ein und kommt daher zu der Erkenntnis, dass Hauskatzen im Bereich des Nationalparks durchaus einen negativen Einfluss auf die lokale Population der Wildkatze haben können (Beutel et al. 2017).

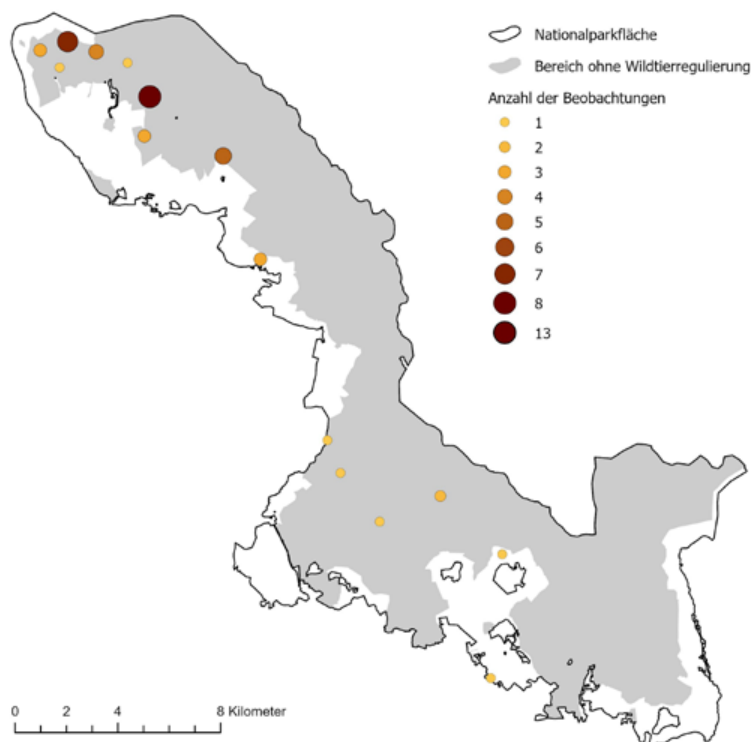


Abbildung 2.9: Beobachtungen der Wildkatze im Rahmen des Luchs- und Wildkatzenmonitorings seit 2009.

Waschbär

Der Waschbär zählt zu den anpassungsfähigsten Säugetieren überhaupt, konnte er sich doch in den vergangenen Jahrzehnten von Nordamerika stammend über fast ganz Europa ausbreiten. Nachdem er in Deutschland zur Bereicherung der Fauna erstmals 1934 an der Südseite des hessischen Edersees bei Kassel erfolgreich ausgewildert worden war, wird sein Bestand heute bundesweit auf über eine Million Tiere geschätzt (Jernelöv, 2017), wobei die Verbreitungsschwerpunkte in Hessen und Brandenburg liegen (Fischer et al. 2017). Eine weitere Rolle für die immens schnelle Verbreitung spielten dabei auch Freilassungen aus Pelztierfarmen, in denen die Kleinbären früher zur Produktion von Pelzen gehalten wurden (Fischer et al., 2017). Mittlerweile gilt der Waschbär sogar zoogeografisch und rechtlich zu den in Deutschland heimischen Tierarten. Dennoch sind Waschbären im Gebiet des Nationalparks noch relativ selten anzutreffen, denn die Nadelwälder des Bayerischen Waldes bieten dem Kleinbären vor allem in den Hochlagen nur wenig Nahrung (Hamilton, 1936; Hermes et al., 2011). Vielmehr bevorzugt der Waschbär die Nähe größerer Gewässer, wo er sich als Tageseinstand gerne Verstecke im Schilf, in Baumhöhlen oder auf Astgabeln von Laubbäumen aussucht. In letzterem Fall bevorzugt er vor allem Eichen und Weiden aufgrund der rauen Borke, während Buchen beispielsweise eher gemieden werden (Michler, 2016). Die Nahrung des Kleinbären ist sehr vielseitig und umfasst je nach Lebensraum einen hohen Anteil an Beeren und Obst. Aber auch Fische, Krebse, Muscheln, Kleinsäuger sowie Vögel und deren Eier zählen zu den bevorzugten Nahrungsquellen des opportunistischen Allesfressers. Vor allem aufgrund letzterer beiden Nahrungsquellen spielte das Management des Waschbären aktuell eine zunehmend wichtige Rolle für den Vogelschutz. So wurde der Waschbär bereits 2016 von der EU in die Liste der invasiven Tierarten aufgenommen, womit für die Art auf Bundesebene umfassende Regelungen zur Minimierung des Bestandes gelten, zu denen beispielsweise auch Jagdprämien zählen (EU Richtlinie 1143/2014).

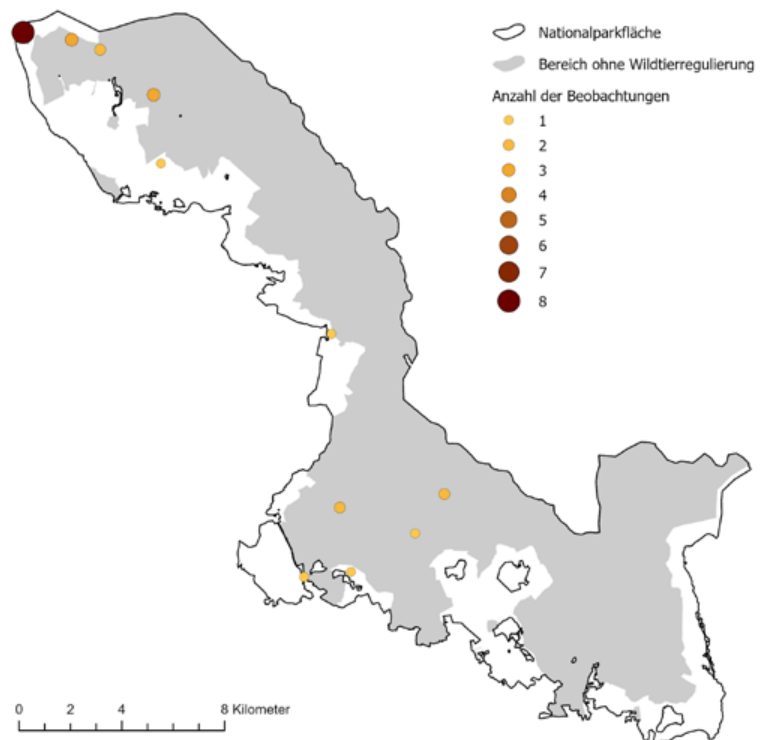


Abbildung 2.10: Beobachtungen des Waschbären im Rahmen des Luchsmonitorings von 2009 bis 2020 sowie im Rahmen des Kadavermonitorings und des Fischottermonitorings.

Marderhund

Der Marderhund, auch als Enok bezeichnet, gehört neben dem Waschbären ebenfalls zu den nicht ursprünglich heimischen und bislang noch eher selten anzutreffenden Mesokarnivoren des Nationalparks. Ursprünglich in Ostasien beheimatet, beruhen die europäischen Populationen des Marderhunds zum größten Teil auf Ausbrüchen und Freilassungen aus Pelzfarmen und haben sich in den letzten Jahrzehnten über weite Teile Europas verbreitet (Genovesi et al., 2009). Aufgrund seiner Gesichtszeichnung kann der Marderhund auf den ersten Blick schnell mit dem Waschbären verwechselt werden, jedoch lässt er sich anhand des für ihn typischen Backenbarts und der kurzen Beine von diesem unterscheiden. Tatsächlich ist der Marderhund als Vertreter der Hundartigen auch enger mit dem Rotfuchs verwandt als mit dem Waschbären, der zur Familie der Kleinbären zählt. Ähnlich wie es für den Waschbären der Fall ist, bieten die dichten Nadelwälder des Nationalparks auch nicht viel Nahrung für den Marderhund und gehören daher nicht zum präferierten Lebensraum des Wildhundes. Vielmehr bevorzugt der Marderhund Wiesen und offene Laubwälder mit einem hohen Anteil an Unterwuchs sowie Auwälder und Flussufer (Nasimovič & Isakov, 1985), in denen er ausreichend Nahrung findet. Auf dem Speisplan des Marderhundes stehen vor allem Pflanzen, Obst und Beeren aber auch Kleinsäuger und Vögel sowie deren Eier (Drygala et al., 2013). Nicht zuletzt deswegen gehört auch der Marderhund seit 2019 zu den in Europa invasiven Tierarten, für die umfassende Regelungen zur Minimierung des Bestandes gelten (EU Richtlinie 1143/2014). Im Vergleich zum Waschbären, kann der Marderhund nicht klettern und verbringt den Tag über häufig in Erdbauen, in denen im Frühjahr auch die Jungtiere aufgezogen werden. Diese Baue gräbt er selten selbst, sondern übernimmt häufig alte Baue des Dachses oder des Rotfuchses (Novikov, 1956). Gesichtet wurde der Marderhund in der Vergangenheit vor allem im Rahmen des Luchsmonitorings, konnte aber auch schon als Besucher der im Nationalpark ausgelegten Kadaver beobachtet werden (Abbildung 2.11).

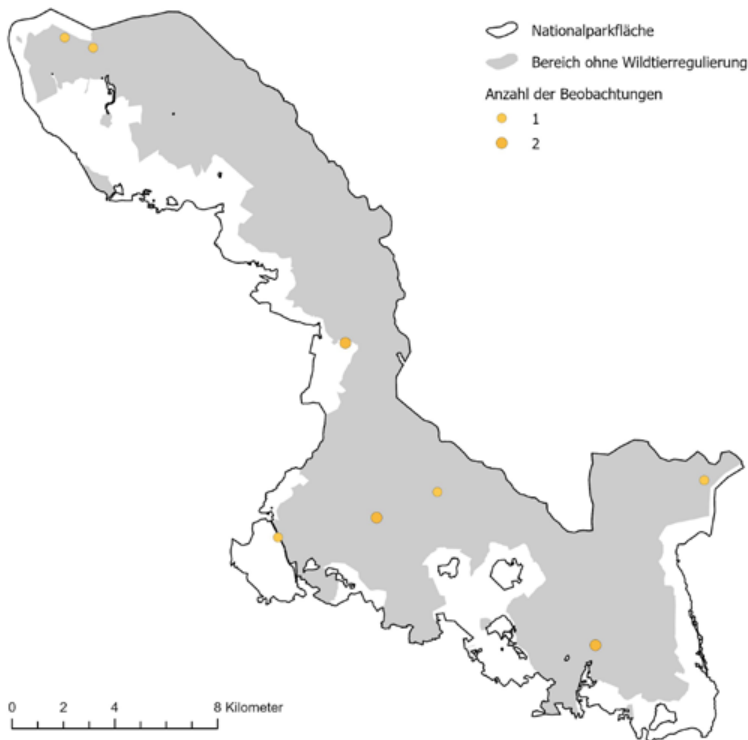


Abbildung 2.11: Beobachtungen des Marderhundes im Rahmen des Luchsmonitorings von 2009 bis 2020 sowie im Rahmen des Kadavermonitorings.

Amerikanischer Mink

Auch der Amerikanische Mink gehört zu den nicht ursprünglich in Europa heimischen Tierarten, die sich in den vergangenen Jahren über große Teile des Kontinents verbreitet haben (Mitchell-Jones et al., 1999). Wie im Falle des Waschbären und des Marderhundes stammen die meisten Populationen in Europa dabei aus Pelztierfarmen, in denen der auch als Amerikanischer Nerz bezeichnete Mesokarnivor bis heute aufgrund seines dichten Pelzes gezüchtet wird. Beobachtungen des Amerikanischen Minks im Nationalpark sind bislang selten und begrenzen sich auf den nördlichen Teil des Nationalparks sowie mit einer Ausnahme auf das Fischottermonitoring, bei welchem die Kameras direkt an Fließgewässern aufgebaut werden (Abbildung 2.12). Diese Beobachtung ist kein Zufall, denn wie der Fischotter bevorzugt auch der Amerikanische Mink die Nähe zu Gewässern und zählt die dichten Wälder des Nationalparks nicht zu seinem typischen Lebensraum (Nowak, 2005). Tagsüber verbergen sich die Tiere bevorzugt in Bauen, unter Steinen oder in Baumwurzeln, nicht selten in der Nähe dicht bewachsener Gewässerufer, in denen sie bei Nacht auf die Jagd nach Wasservögeln und deren Eiern sowie Fischen, Amphibien, Krebsen aber auch Kleinsäugetern gehen. Pflanzliche Nahrung befindet sich hingegen nicht auf dem Speiseplan (Buono, 1994). Aufgrund ihrer stromlinienförmigen Körpers können Minks sehr gut schwimmen und bis zu sechs Meter tief tauchen, so dass sie auch für Fische einen ernst zu nehmenden Fressfeind darstellen. Nicht zu verwechseln ist der Amerikanische Nerz mit dem Europäischen Nerz, der in Mitteleuropa mit Ausnahme weniger Wiederansiedlungsprojekte als in der Natur weitgehend ausgestorben gilt. Als eine der Ursachen für das Verschwinden des europäischen Nerzes wird auch die Konkurrenz mit dem sich schnell ausbreitenden Amerikanischen Mink vermutet (IUCN, 2021).



Amerikanischer Mink

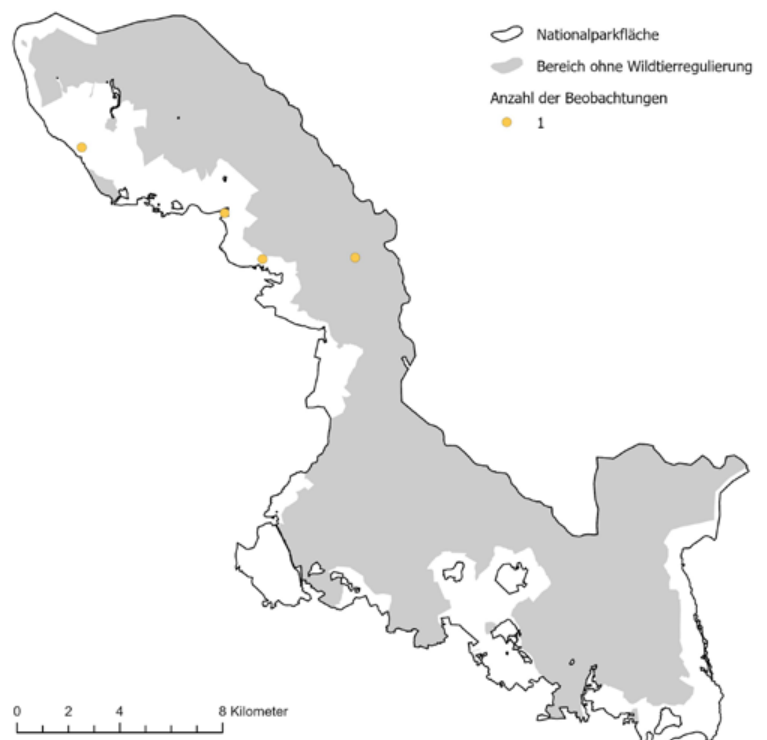


Abbildung 2.12: Beobachtungen des Amerikanischen Minks im Rahmen des Luchsmonitorings von 2009 bis 2020 sowie des Fischottermonitorings 2021 und 2022.

Goldschakal

Der Goldschakal, der sehr nah mit dem Wolf verwandt ist und von der Größe her zwischen Wolf und Rotfuchs einzuordnen ist, wurde im Rahmen des Luchsmonitorings bereits drei Mal auf der Fläche des Nationalparks gesichtet. Die erste Sichtung 2012 gelang in der Nähe der Racheliensthütte, die zweite auf den Tag exakt neun Jahre später nördlich der Ortschaft Zwieslerwaldhaus (Weingarth et al. 2012). Im Januar 2024 kam es erneut zu einer Sichtung des Goldschakals zwischen Rachel und Spiegelau. Bei den bisher gesichteten Tieren handelt es sich aller Wahrscheinlichkeit nach um durchziehende Tiere. Zu einer Reproduktion ist es im Nationalpark hingegen bisher noch nicht gekommen.

Zum ursprünglichen Verbreitungsgebiet des sehr anpassungsfähigen Goldschakals zählen die warmen und offenen Landschaften des Balkans (IUCN 2021), von denen er sich in den vergangenen Jahrzehnten zunehmend nach Westen ausgebreitet hat und somit immer häufiger auch in Mitteleuropa gesichtet wird. 2021 konnte in Baden-Württemberg sogar der erste Nachweis von Jungtieren erbracht werden (Krumenacker, 2021). Entgegen der weitläufigen Meinung handelt es sich beim Goldschakal im Gegensatz zu Waschbär und AMRderhund nicht um eine nicht-heimische Art, da die Gebietserweiterung des Hundartigen auf natürliche Weise vorstättengeht. Der Goldschakal ist demnach laut FFH-Richtlinie streng geschützt und wird nicht im Jagdrecht aufgeführt. Für Deutschland und Bayern ergibt sich daraus die Verpflichtung für einen „günstigen Erhaltungszustand“ der Art zu sorgen und bei Bedarf ein Monitoring und eine Bestandserfassung durchzuführen. Das Monitoring des Goldschakals findet im Nationalpark über das Luchsmonitoring statt.



Goldschakal

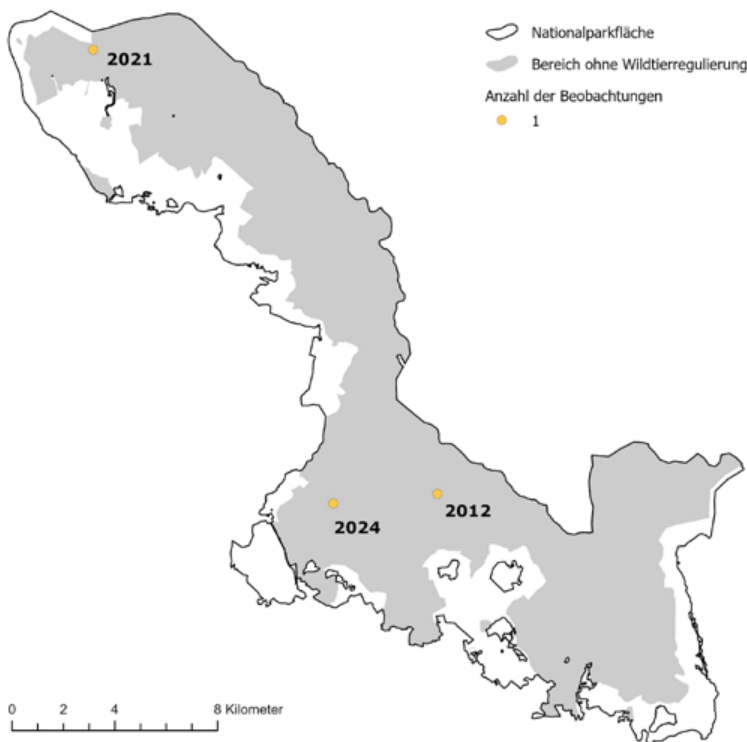


Abbildung 2.13: Beobachtungen des Goldschakals im Rahmen des Luchsmonitorings.



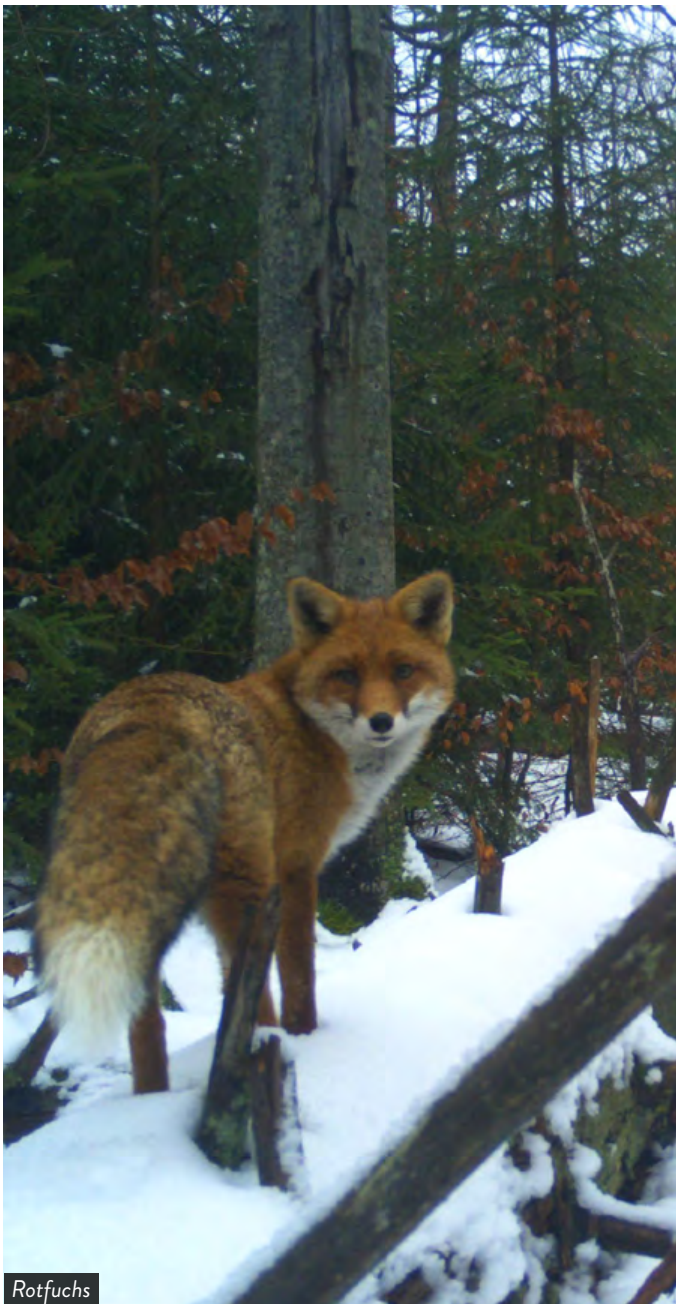
Rotfuchs



Rotfuchs mit totem Rehkitz



Fischotter



Rotfuchs



Wildkatze



Rotfuchs



Baummartener

2.4 Literatur

- Beutel, T., Reineking, B., Tiesmeyer, A., Nowak, C., & Heurich, M. (2017). Spatial patterns of co-occurrence of the European wildcat *Felis silvestris silvestris* and domestic cats *Felis silvestris catus* in the Bavarian Forest National Park. *Wildlife Biology*, 2017(1).
- Birks, J. D., Messenger, J. E., & Halliwell, E. C. (2005). Diversity of den sites used by pine martens *Martes martes*: a response to the scarcity of arboreal cavities?. *Mammal Review*, 35(3-4), 313-320.
- Birks JDS (2017) Pine Martens. Whittet Books, Stansted, UK
- Blandford, P. R. S. (1987). Biology of the polecat *Mustela putorius*: a literature review. *Mammal Review*, 17(4), 155-198.
- Bueno Tena, F. (1994). Diet of the American mink (*Mustela vison* Schreber) in the Voltoya river (Avila, Duero basin)[Spain]. *Donana. Acta Vertebrata* (Espana).
- Buskirk, S.W., 1992. Conserving circumboreal forests formartens and fishers. *Conserv. Biol.* 6, 318–320.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinge, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L., Santos-Reis, M. (Ed.). 2005. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- De Marinis, A. M., Masseti, M. (1995). Feeding habits of the pine marten *Martes martes* L., 1758, in Europe: a review. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 7(1-2). <https://doi.org/10.4404/hystrix-7.1-2-4063>
- Driscoll, C. A., Macdonald, D. W., & O'Brien, S. J. (2009). From wild animals to domestic pets, an evolutionary view of domestication. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(Supplement 1), 9971-9978.
- Drygala F & Zoller H (2013): Diet composition of the invasive raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and the native red fox (*Vulpes vulpes*) in north-east Germany. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 24 (2): 190-194
- Fischer ML, Salgado I, Beninde J, Klein R, Frantz AC, Heddergott M & Hochkirch A (2017): Multiple founder effects are followed by range expansion and admixture during the invasion process of the raccoon (*Procyon lotor*) in Europe. *Diversity and Distributions* 23 (4): 409-420
- Gehrt SD & Clark WR (2003): Raccoons, coyotes, and reflections on the mesopredator release hypothesis. *Wildlife Society Bulletin* 31 (3): 836-842
- Genovesi P, Barcher S, Kobald M, Pascal M & Scalera R (2009): Handbook of Alien Species in Europe. Invading nature. Springer series in invasion ecology 3. Springer Verlag: 399 S. ISBN 978-1-4020-8279-5
- Hale, S. L., & Koprowski, J. L. (2018). Ecosystem-level effects of keystone species reintroduction: A literature review. *Restoration Ecology*, 26(3), 439-445.
- Hamilton JR WJ (1936): The food and breeding habits of the raccoon. *Ohio Journal of Science* 36: 130-140
- Hermes N, Köhnemann BA, Michler FU & Roth M (2011): Radiotelemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im Müritz-Nationalpark. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 36: 557-572
- Herrman M (1994) Habitat use and spatial organization by the stone marten. In: Buskirk SW, Harestad AS, Raphael MG, Powell RA (eds) *Martens, sables and fishers*. Cornell University Press, Ithaca, pp 122–136
- Herrmann M (2004) Steinmarder in unterschiedlichen Lebensräumen -Ressourcen, räumliche und soziale Organisation. Laurenti Verlag,Bielefeld
- IUCN, 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Erreichbar unter: www.iucnredlist.org. (Zugriff: 1 March 2022).
- Jernelöv A (2017): *The Long-Term Fate of Invasive Species: Aliens Forever or Integrated Immigrants with Time?* Springer International Publishing: 296 S. ISBN 978-3-319-55396-2

- Krumenacker T (2021): Auf sehr leisen Pfoten. Süddeutsche Zeitung. Erschienen am 28.11.2021.
- Langgemach T & Bellebaum J (2005): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* 126 (4): 259-298 Lanszki, 2003
- Larisch, R (1928): Hermelin: Reinheit und Gerechtigkeit. In *Die Kürschner und ihre Zeichen*, 1928. Selbstverlag, Berlin.
- Larivière, S. (2009). Family Mustelidae (weasels and relatives). *Handbook of the mammals of the world*, 564-656.
- Macdonald, D. W. and Newdick, M. T. 1982. The distribution and ecology of foxes, *Vulpes vulpes* (L), in urban areas. In: R. Bornkamm, J. A. Lee and M. R. D. Steward (eds), *Urban ecology*, pp. 123-135. Blackwell Science Publications, Oxford, UK.
- Macdonald, D. W. 1987. *Running with the fox*.
- Unwin Hyman, London. 224pp. Michler FU (2016): Säugetierkundliche Freilandforschung zur Populationsbiologie des Waschbären (*Procyon lotor* Linnaeus, 1758) in einem naturnahen Tieflandbuchenwald im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern). Dissertation, Technische Universität Dresden
- Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P. J. H., Spitzenberger, F., ... & Zima, J. E. (1999). *The atlas of European mammals* (Vol. 3). London: Academic Press.
- Nasimoviè A. A. and Isakov J. A. 1985. [Arctic fox, red fox and raccoon dog: distribution of populations, ecology, preservation]. Nauka, Moscow: 116-145.
- Niethammer, J., and F. Krapp. 1993. *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 5: Raubsauger-Carnivora (Fissipedia), Teil I: Canidae, Ursidae, Procyonidae, Mustelidae 1. Aula, Wiesbaden, Germany
- Nowak RM, 2005. *Walker's Carnivores of the World*. Baltimore, Maryland, USA: The Johns Hopkins University Press, 313 pp.
- Novikov, G. A. 1956 *Carnivorous mammals of the fauna of the USSR*. 284 pp. (Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 1962)
- Nussberger, B., Wandeler, P., Weber, D., & Keller, L. F. (2014). Monitoring introgression in European wildcats in the Swiss Jura. *Conservation genetics*, 15(5), 1219-1230.
- Schnaitl M & Stürzer S (2009): *Rotfuchs und Dachs: Raumnutzungsverhalten und Habitatwahl*. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald: 114 S. ISBN 3-930977-32-X
- Soulé ME, Bolger DT, Alberts AC, Wright J, Sorice M & Hill S (1988): Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* 2 (1): 75-91
- Sarmiento P. 1996. Feeding ecology of the European wildcat *Felis silvestris* in Portugal. *Acta Theriologica* 41: 409-414.
- Tiesmeyer, A., Ramos, L., Manuel Lucas, J., Steyer, K., Alves, P. C., Astaras, C., Brix, M., Cragnolini, M., Domokos, C., Hegyeli, Z., Janssen, R., Kitchener, A. C., Lambinet, C., Mestdagh, X., Migli, D., Monterroso, P., Mulder, J. L., Schockert, V., Youlatos, D., ... Nowak, C. (2020). Range-wide patterns of human-mediated hybridisation in European wildcats. *Conservation Genetics*, 21(2), 247-260. <https://doi.org/10.1007/s10592-019-01247-4>
- Weingarth K., Gahbauer M., Heurich M., Müller J. & Leibl, F. (2012). Second record of a golden jackal (*Canis aureus*) in Germany. *Säugetierkundliche Informationen Jena*. 8. 443-446.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I. and Martínez-Clement, J.A. 2005. Site and landscape features ruling the habitat use and occupancy of the polecat (*Mustela putorius*) in a low density area: a multiscale approach. *European Journal of Wildlife Research* 51: 157-162.
- Zalewski, A., & Jędrzejewski, W. (2006). Spatial organisation and dynamics of the pine marten *Martes martes* population in Białowieza Forest (E Poland) compared with other European woodlands. *Ecography*, 29(1), 31-43.



3 ROTHIRSCH, WILDSCHWEIN UND CO. – HUFTIERE IM NATIONALPARK BAYERISCHER WALD

Maik Henrich, Franz Leibl

3.1 Hintergründe und Motivation

Ob als Bambi oder Leibspeise von Obelix - die großen Huftiere gehören zu den bekanntesten Bewohnern unserer heimischen Wälder. Ihre Anwesenheit ermöglicht nicht nur die jagdliche Nutzung der Populationen, sondern eröffnet auch vielfältige Möglichkeiten zur Naturbeobachtung und kann damit eine wichtige Rolle für das Naturerleben spielen (MacMillan & Phillip, 2008; Mitchell-Jones, 1999). Huftiere gestalten ihre Umwelt aktiv mit, indem sie beispielsweise durch Fraß und Tritt das Pflanzenwachstum verlangsamen, aber auch Pflanzensamen kilometerweit transportieren (Fuller, 2001; Pellerin et al., 2016; Schütz et al., 2003; Wright et al., 2020). Außerdem ist ihr Kot eine wichtige Grundlage für den Erhalt der Vielfalt von Dungkäferarten (Buse et al., 2021). Die Wühltätigkeiten von Wildschweinen (*Sus scrofa*) können darüber hinaus die Bodenzusammensetzung verbessern (Wirthner et al., 2012). Während diese Verhaltensweisen die Biodiversität fördern und innerhalb eines Nationalparks erwünscht sind, sorgen Verbiss- und Wühlschäden in der Kulturlandschaft für Konflikte mit Förstern und Landwirten (Putman & Moore, 1998; Schley & Roper, 2003).

Im Nationalpark Bayerischer Wald sind drei verschiedene Huftierarten häufig anzutreffen: Rothirsch (*Cervus elaphus*), Reh (*Capreolus capreolus*) und Wildschwein. Selten werden auch Elche (*Alces alces*) gesichtet. Hinzu kommen wenige Beobachtungen von Dam- (*Dama dama*) und Sikahirschen (*Cervus nippon*), die ursprünglich aus Asien stammen (Niethammer & Krapp, 2005).

Generell gilt im Nationalpark, dass die Tierpopulationen möglichst wenig durch menschliche Eingriffe beeinflusst werden sollen. Darüber hinaus sollen die Tiere für Nationalparkbesucher in ihrer natürlichen Umgebung erlebbar sein. Bei zu starkem Populationswachstum kann jedoch eine Regulierung der Bestände notwendig werden, um die natürliche Verjüngung von Baumarten nicht zu gefährden. Da Huftiere große Streifgebiete haben, die über Nationalparkgrenzen hinausgehen können, muss ein Ziel des Managements dieser Tierarten im Nationalpark außerdem auch die Minimierung von Wildschäden auf angrenzenden Flächen sein (Heurich et al., 2011). Das Monitoring von Huftieren ist von entscheidender Bedeutung, um die Effektivität von jagdlichen Maßnahmen zur Kontrolle der Population, den Erhaltungszustand der Population oder die Ausbreitung neu etablierter Arten überprüfen zu können. Aktuell sind auch die Beobachtung der Auswirkungen des Klimawandels und der Rückkehr großer Beutegreifer, insbesondere des Wolfes, von besonderem Interesse (Bonardi et al., 2017; Reinhardt et al., 2019). Mit Hilfe des Monitorings sollen die Fragen beantwortet werden, wie viele Tiere jeder Tierart ungefähr im Nationalpark leben und wo deren Verbreitungsschwerpunkte liegen. Darüber hinaus sind auch die Aktivitätsmuster der Tiere im Tages- und Jahresverlauf von Interesse, beispielsweise um die Erlebbarkeit der Tiere für die Nationalparkbesucher beurteilen zu können. Der systematische Einsatz von Fotofallen kann dabei helfen, Antworten für diese Problemstellungen zu finden.

3.3 Fotofallenaufbau

Bei Huftieren lassen sich einzelne Individuen nur in seltenen Fällen identifizieren, etwa anhand markanter Geweihformen bei männlichen Hirschen. Wenn man eine Aussage über die Häufigkeit dieser Tierarten anhand von Kamerafallendaten erhalten möchte, ist es daher von großer Bedeutung, die Kameras nicht dort aufzustellen, wo man besonders viele Beobachtungen erwarten würde, wie an Wildwechsellern oder Fütterungen. Stattdessen sollten die Kamerafallen am besten an zufälligen Orten im Gelände platziert werden, um zu vermeiden, dass das tatsächliche Vorkommen der Tiere in einem Gebiet überschätzt wird (Wearn & Glover-Kapfer, 2017).

Basierend auf diesem Prinzip haben wir von Oktober 2019 bis November 2020 100 Kamerafallen systematisch über den Nationalpark verteilt. Die Kameras wurden in Kniehöhe an Baumstämmen angebracht und nach Norden ausgerichtet um Gegenlicht zu vermeiden (Abbildung 3.1). Wenn nötig, wurde ein Holzstück verwendet, um die Neigung der Kamera der Hangneigung anzupassen.

Die Kamerafallen waren so eingestellt, dass sie eine Serie von mehreren Bildern aufnehmen wann immer sich ein Tier vor der Kamera bewegt. Für Nachtaufnahmen diente ein Infrarotblitz mit etwa 30 Meter Reichweite, dessen Wellenlänge oberhalb des für das menschliche Auge sichtbaren Bereiches liegt. Zusätzlich wurde pro Tag ein Foto zu einer festgelegten Uhrzeit gemacht. So können Ausfälle durch leere Batterien, volle Speicherkarten oder eine Bedeckung der Linse mit Schnee nachvollzogen werden.

3.2 Ergebnisse

Der Rothirsch

Der Rothirsch ist die größte dauerhaft im Nationalpark Bayerischer Wald freilebende Wildtierart und wurde auch am häufigsten von den Kamerafallen beobachtet, mit durchschnittlich 8,60 Individuen pro 100 Tagen (Abbildung 3.2). Die Tiere erreichen im Nationalpark ein Gewicht von bis zu 225 Kilogramm. Männchen kommen im durchschnittlich auf 136 bis 192 Kilogramm, Weibchen auf durchschnittlich 94 bis 116 Kilogramm – basierend auf den Totfunden im Jahr 2021/22. Rothirsche ernähren sich sowohl von Gräsern, Kräutern und Farnen, als auch von Baumverjüngung, wobei sich die Nahrungszusammensetzung je nach Jahreszeit und Lebensraum unterscheidet (Krojerová-Prokešová et al., 2010). Besonders in strengen Wintern schälen sie außerdem die Rinde von den Bäumen (Verheyden et al., 2006). Die Weibchen leben in Familienverbänden mit ihrem dies- und vorjährigen Nachwuchs, während die Männchen den größten Teil des Jahres über in Junggesellenverbänden oder mit zunehmendem Alter auch als Einzelgänger leben (Müller-Using & Schloeth, 1967; Niethammer & Krapp, 2005) (Abbildung 3.4). Nur zur Paarungszeit Ende September bis Mitte Oktober schließen sich die erwachsenen männlichen Tiere einem Weibchenrudel an und verteidigen es gegen Rivalen (Niethammer & Krapp, 2005). Nach einer Tragzeit von durchschnittlich 233 Tagen bringen die Weibchen von Mai bis Anfang Juli im Regelfall ein Kalb zur Welt (Niethammer & Krapp, 2005; Scott et al., 2008) (Abbildung 3.5).

Bei der Auswertung der Fotoserien haben wir die Anzahl der Tiere pro Tierart notiert und wenn möglich ebenso deren Geschlecht und Altersklasse, also ob das Individuum noch als Jungtier oder erwachsenes Tier einzustufen ist. Alle Fotoserien, die einen Abstand von weniger als fünf Minuten zueinander hatten, zählten zu einer Beobachtung. Basierend darauf bestimmten wir die minimale Anzahl von beobachteten Tieren pro Monat, Jahreszeit und Jahr und rechneten sie auf 100 Tage um, sodass die Werte für die unterschiedlich langen Zeiträume gut verglichen werden konnten.



Abbildung 3.1: Die Kamerafalle wird mit einem Spanngurt und Stahlseil gesichert an einem im Vorhinein festgelegten Standort im Nationalpark aufgebaut. Dieser Standort wurde zufällig aus einem Netz von Punkten mit einem Quadratkilometer Abstand zueinander gezogen.

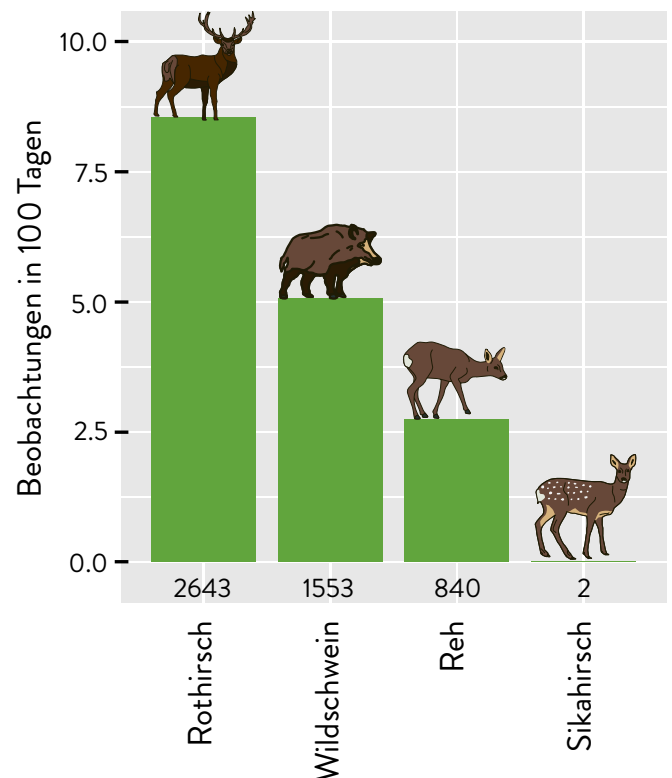


Abbildung 3.2: Durchschnittliche Anzahl der Beobachtungen pro Huftierart im Nationalpark Bayerischer Wald für einen Zeitraum von 100 Tagen über ein ganzes Jahr hinweg (Oktober 2019 – Oktober 2020). Die Zahlen unter den Balken geben die Gesamtzahlen der Beobachtungen an.

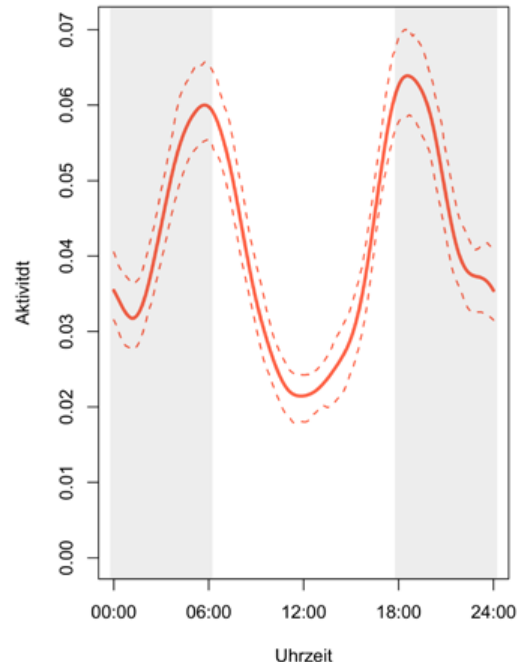
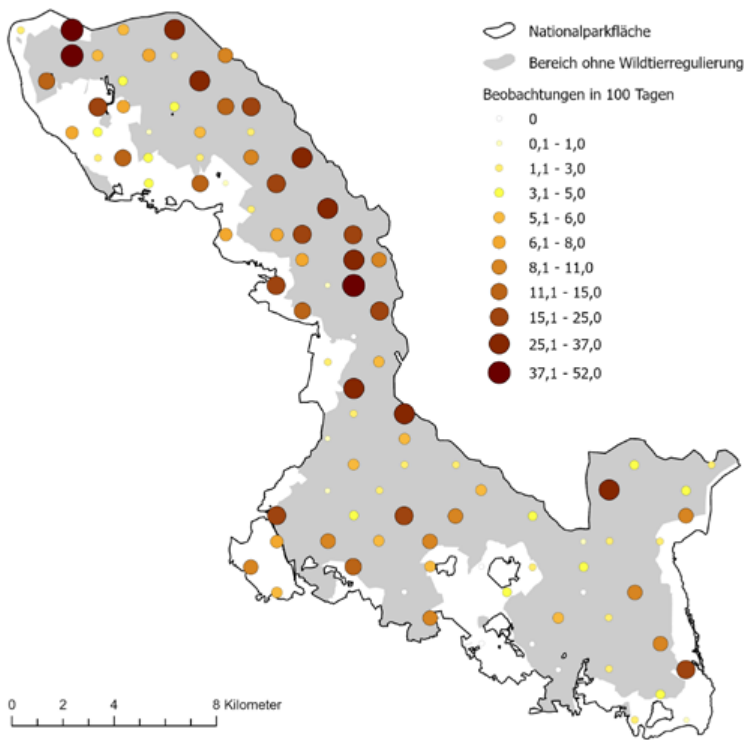


Abbildung 3.3: Räumliche Verteilung (links) und Aktivitätsmuster (rechts) von Rothirschen im Nationalpark Bayerischer Wald, basierend auf dem systematischen Fotofallenmonitoring von Oktober 2019 bis Oktober 2020. Die graue Schattierung in der rechten Grafik stellt den Zeitraum der Nacht und Dämmerung dar.

In Bayern ist der Lebensraum des Rothirschs per Gesetz auf genau festgelegte Rotwildgebiete beschränkt (Kinser et al., 2010). Da die Tiere aus diesem Grund nicht mehr zu ihren natürlichen Überwinterungsgebieten in niedrigeren Lagen wie den Donau-Auen wandern können, werden sie ab Oktober mittels Futter in umzäunte Bereiche, die Wintergatter, gelockt, deren Tore in Abhängigkeit vom Pflanzenwachstum zwischen Ende März und Mitte Mai wieder geöffnet werden (Möst et al., 2015). Auf diese Weise werden die Tiere über den Winter gebracht, während gleichzeitig ihre Abwesenheit aus dem Bergwaldökosystem simuliert, sowie forstlicher und landwirtschaftlicher Schaden in der Umgebung minimiert wird (Wotschikowsky, 1981). Rothirsche werden in der Managementzone am Rand des Nationalparks und in den Vorfanggattern, die den Wintergattern vorgelagert sind, bejagt, um einen starken Anstieg der Population zu verhindern und Verbiss- und Schälsschäden in den angrenzenden Wirtschaftswäldern zu minimieren. Von 2015 bis 2020 wurden im Durchschnitt rund 140 Rothirsche pro Jahr erlegt.

Die Gesamtzahl der Rothirsche im Nationalpark wird auf circa 600-700 Tiere geschätzt. Wie die Kamerafallenbeobachtungen zeigen, kommen Rothirsche auf der gesamten Nationalparkfläche vor, wobei die meisten Beobachtungen jedoch in den Hochlagen im nördlichen Teil des Nationalparks zwischen Rachel und Falkenstein gemacht wurden (Abbildung 3.3). Von Juni bis September liegt der Schwerpunkt des Rothirschvorkommens vor allem in den Hochlagen an der Grenze zum Nationalpark Šumava. Im Herbst wandern die Tiere zunehmend in die tieferen Lagen, um den Winter schließlich in den Wintergattern, den Tälern innerhalb des Nationalparks oder den angrenzenden Wäldern zu verbringen. Im Frühjahr folgen viele Rothirsche dann wieder dem zunehmenden Nahrungsangebot an austreibenden Pflanzen die Berge hinauf (Rivrud et al., 2016). Aus der Verteilung der Rothirschbeobachtungen im Tagesverlauf lässt sich außerdem ein typisches Aktivitätsmuster mit Spitzen in der Morgen- und Abenddämmerung ableiten (Abbildung 3.3).



Abbildung 3.4: Männlicher Rothirsch im Bastgeweih. Die Basthaut bringt die knorpelbildenden Zellen hervor, die für das Geweihwachstum verantwortlich sind.



Abbildung 3.5: Rothirschkuh mit Kalb.

Das Reh

Das Reh ist mit einem maximalen Gewicht von 30 Kilogramm unsere kleinste einheimische Huftierart (Niethammer & Krapp, 2005). Mit durchschnittlich 2,74 beobachteten Individuen je 100 Tagen wurde es dreimal weniger oft gesichtet als der Rothirsch (Abbildung 3.2). Die Nahrung besteht im Vergleich zum Rothirsch vor allem aus leicht verdaulichen, energiereichen Pflanzenteilen und weniger Gräsern (Barančková et al., 2010). Im Frühjahr und Sommer beanspruchen Männchen (Böcke) ein festes Revier für sich (Debbeffe et al., 2014) (Abbildung 3.7). Wenn ab Mitte Mai zumeist zwei Kitze zur Welt kommen, verteidigen auch die Weibchen (Geißen) ein kleines Territorium gegen Rivalinnen bis die Jungtiere ihren Müttern

eigenständig folgen können (Niethammer & Krapp, 2005; Peláez et al., 2020) (Abbildung 3.8). Nach der Paarungszeit im Juli und in der ersten Augushälfte schließen sich die Tiere oft zu kleineren Gruppen zusammen (Niethammer & Krapp, 2005).

Rehe werden im Nationalpark Bayerischer Wald seit 2012 nicht mehr gejagt, da gezeigt werden konnte, dass das Populationswachstum im Gebiet effektiv durch schneereiche Winter und den Luchs (*Lynx lynx*) begrenzt wird (Heurich et al., 2012). Aus diesem Grund gibt es auch keine genauen Gewichtsangaben für die Rehe im Nationalpark.

Der Rehbestand im Nationalpark wird auf circa 100 Individuen geschätzt. Die

Tiere leben vor allem in den Tallagen des Randbereichs, wobei ein besonderer Schwerpunkt im Norden in der Umgebung der Ortschaft Zwieslerwaldhaus liegt (Abbildung 3.6). Im Gegensatz zum Rothirsch gibt es keine ausgeprägten Verschiebungen der Verbreitungsschwerpunkte innerhalb des Nationalparks im Jahresverlauf, sodass die Anzahl der Beobachtungen in den höheren Lagen im Sommer nur leicht zunahm. Durch mit Sender-Halsbändern ausgestattete Rehe wissen wir jedoch, dass ein Teil der Tiere im Winter den Nationalpark verlässt (Cagnacci et al., 2011). Im Vergleich zum Rothirsch ist das Reh deutlich tagaktiver mit einem Aktivitätsmaximum am frühen Morgen (Abbildung 3.6, siehe auch Krop-Benesch et al., 2013).

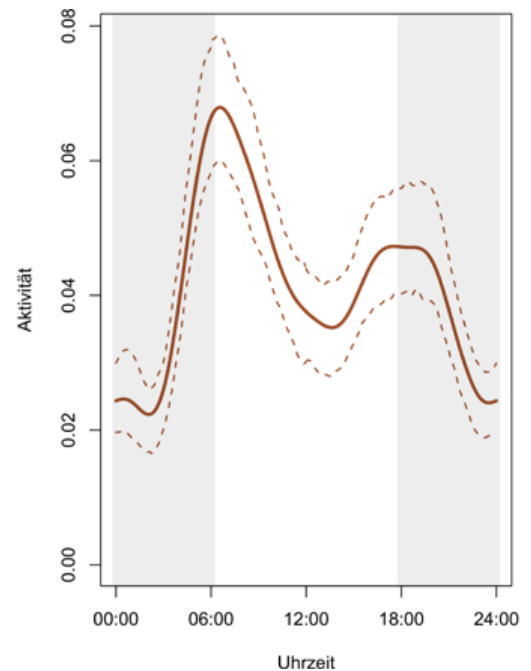
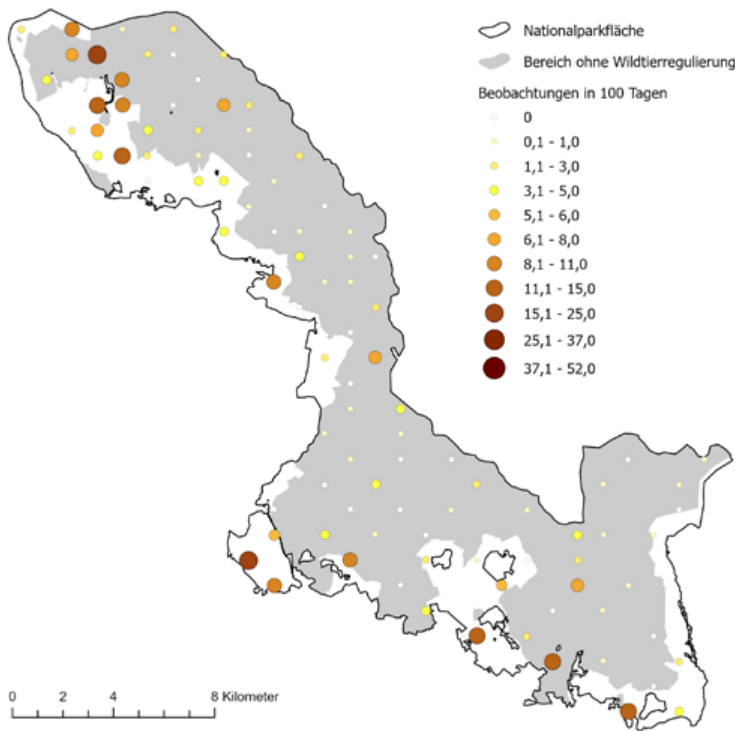


Abbildung 3.6: Räumliche Verteilung (links) und Aktivitätsmuster (rechts) von Rehen im Nationalpark Bayerischer Wald, basierend auf dem systematischen Fotofallenmonitoring von Oktober 2019 bis Oktober 2020. Die graue Schattierung in der rechten Grafik stellt den Zeitraum der Nacht und Dämmerung dar.



Abbildung 3.7: Rehbock.



Abbildung 3.8: Rehgeiß mit Kitze.

Das Wildschwein

Wildschweine waren mit durchschnittlich 4,98 beobachteten Individuen je 100 Tagen die am zweithäufigste von den Kamerafallen erfasste Tierart (Abbildung 3.2). Sie erreichen im Nationalpark ein Gewicht von maximal 112 Kilogramm. Männchen bringen durchschnittlich 65 bis 93 Kilogramm auf die Waage, Weibchen durchschnittlich 55 bis 87 Kilogramm – basierend auf den Totfunden im Jahr 2021/22.

Da sie Allesfresser sind, ist ihre Nahrung äußerst vielfältig und umfasst Pflanzensamen, Früchte, Wurzeln, grüne Pflanzenteile und Pilze, aber auch Insekten, Schnecken und Würmer, sowie Wirbeltiere bis zur Größe von Rehkitzchen (Schley & Roper, 2003). Wildschweinrotten setzen sich aus verwandten weiblichen Tieren (Bachen) und deren bis zu eineinhalb Jahre alten Jungtieren zusammen, die gemeinsam ein Revier besetzen (Niethammer & Krapp, 2005) (Abbildungen 3.10 und 3.11). Männliche Tiere (Keiler) leben im Erwachsenenalter als Einzelgänger und schließen sich nur während der Paarungszeit von November bis Januar einer Rotte an (Niethammer & Krapp, 2005). Im März und April bringen die Bachen dann zumeist sechs Frischlinge zur Welt (Niethammer & Krapp, 2005; Bywater et al., 2010).

Wildschweine gibt es im Nationalpark erst seit wenigen Jahrzehnten, der erste dokumentierte Abschuss erfolgte im Jahr 1987. Die Wildschweinpopulation im Nationalpark Bayerischer Wald wird ausschließlich in der Wildtiermanagementzone durch Bejagung kontrolliert, um landwirtschaftliche Schäden im Umfeld zu reduzieren. Von 2015 bis 2020 wurden im Durchschnitt circa 178 Wildschweine pro Jahr erlegt.

Die geschätzte Wildschweinpopulation im Nationalpark liegt bei ca. 300 Tieren, wobei es zum Beispiel aufgrund von guter Nahrungverfügbarkeit während Buchen-Mastjahren zu starken Schwankungen kommen kann. Die Verbreitungsschwerpunkte des Wildschweins liegen vor allem im Zentrum und äußersten Norden des Nationalparks (Abbildung 3.9). Sie verschieben sich vom Winter auf den Sommer von den niedrigen zu den mittleren Höhenlagen. Seit neuestem konnte durch mit Sender-Halsbändern ausgestattete Wildschweine mehr über das Bewegungsverhalten der Tiere in Erfahrung gebracht werden: Während die Tiere den Nationalpark auf der deutschen Seite nur in Ausnahmefällen verlassen, wandern einzelne Individuen weite Strecken nach Tschechien hinein, bis über die Grenzen des Nationalparks Šumava hinaus. Wildschweine sind stark nachtaktiv wie die Verteilung der Beobachtungen im Tagesverlauf mit einer Spitze vor Mitternacht zeigt (Abbildung 3.9).

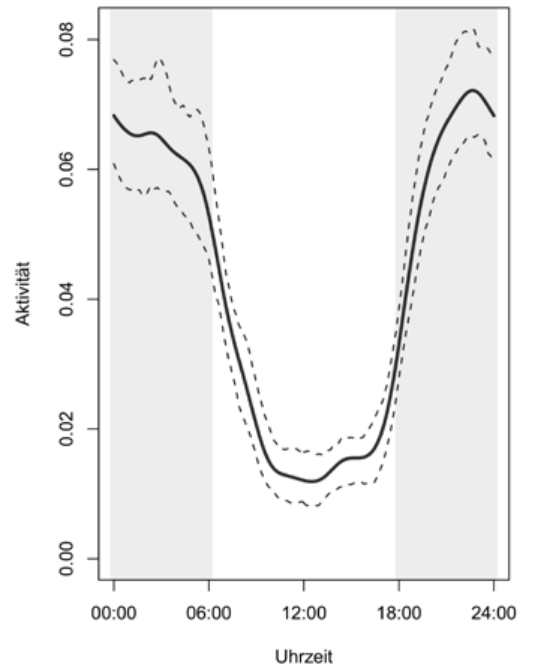
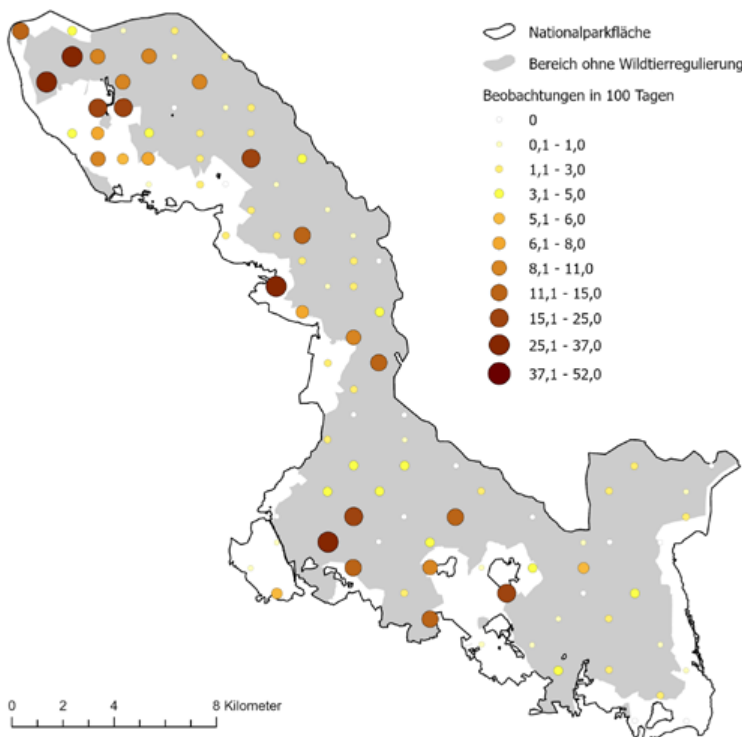


Abbildung 3.9: Räumliche Verteilung (links) und Aktivitätsmuster (rechts) von Wildschweinen im Nationalpark Bayerischer Wald, basierend auf dem systematischen Fotofallenmonitoring von Oktober 2019 bis Oktober 2020. Die graue Schattierung in der rechten Grafik stellt den Zeitraum der Nacht und Dämmerung dar.



Abbildung 3.10: Wildschweinrotte im Schnee.



Abbildung 3.11: Weibliches Wildschwein mit Frischlingen.

Weitere Huftierarten

Während der Kamerafallenstudie 2019/20 konnten neben Rothirschen, Rehen und Wildschweinen auch zwei Sikahirsche beobachtet werden (Abbildung 3.2). Aus dem Jahr 2015 stammen ebenfalls zwei Beobachtungen von Sikahirschen. Drei weitere Beobachtungen wurden im Dezember 2020 und Juni 2021 verzeichnet. Diese Beobachtungen sind über die gesamte Nationalparkfläche verteilt (Abbildungen 3.12 und 3.13).

Darüber hinaus gab es auch einen einzelnen Fotofallen-Nachweis eines freilebenden Elchs (*Alces alces*) (Abbildungen 3.12 und 3.14) im Nationalpark aus dem Mai 2015. Der Elch ist die größte Hirschart der Welt (Niethammer & Krapp, 2005). Obwohl Elche heute oft mit Skandinavien assoziiert werden, waren sie in Europa einst weit verbreitet und wurden ab dem Mittelalter durch Bejagung und Lebensraumzerstörung immer weiter zurückgedrängt (Schmölcke & Zachos, 2005). Im Grenzgebiet zwischen Bayern, Tschechien und Österreich hat die südlichste Elchpopulation überlebt (Schmölcke & Zachos, 2005). Obwohl die Art in allen drei Ländern streng geschützt ist, besteht die Population aus weniger als 20 Tieren mit sinkender Tendenz (Janík et al., 2021).

Drei Beobachtungen gab es im Nationalpark von Damhirschen (*Dama dama*) in den Jahren 2010 und 2011 (Abbildungen 3.12 und 3.15) und eine von einem Mufflon (*Ovis gmelini musimon*), einem Wildschaf, im Jahr 2020 (Abbildungen 3.12 und 3.16). Im Gegensatz zum Elch sind Sikahirsch, Damhirsch und Mufflon erst durch den Menschen in das Gebiet des Bayerischen Waldes gekommen. Der Sikahirsch wurde Ende des 19. Jahrhunderts aus Ostasien zu Jagdzwecken nach Europa eingeführt (Niethammer & Krapp, 2005). Der Damhirsch stammt ursprünglich aus Vorderasien, wurde aber bereits im Mittelalter oder sogar früher schon auch nördlich der Alpen angesiedelt (Niethammer & Krapp, 2005). Auch die natürlicherweise in Korsika und Sardinien verbreiteten Mufflons wurden mindestens ab der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts im großen Stil auf dem europäischen Festland ausgesetzt (Niethammer & Krapp, 2005). Die im Nationalpark beobachteten Sikahirsche sind wahrscheinlich aus Tschechien eingewandert, während Damhirsche und Mufflons vermutlich aus Wildgehegen entkommen konnten.

Schlussfolgerungen

Kamerafallen können wertvolle Informationen für das Monitoring über die räumliche Verteilung und die Aktivitätsmuster von Huftierbeständen liefern. Unter Berücksichtigung von weiteren Faktoren, wie dem Bewegungsverhalten der Tiere und der Wahrscheinlichkeit, dass ein Tier in einer gewissen Entfernung zur Kamera fotografiert wird, lassen sich auch absolute Populationsdichten abschätzen (Gilbert et al., 2021).

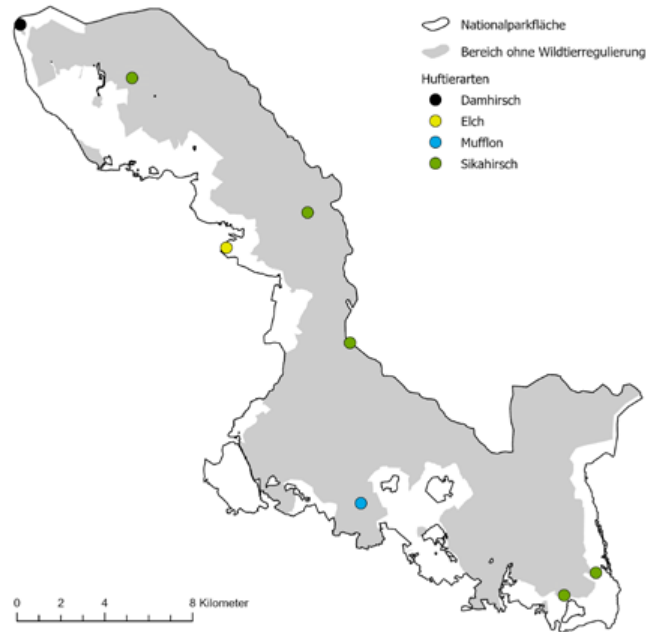


Abbildung 3.12: Beobachtungen von selten im Nationalpark Bayerischer Wald anzutreffenden Huftierarten aus verschiedenen Fotofallen-Projekten aus den Jahren 2010 bis 2021. Die Größe des Symbols signalisiert die Anzahl der Beobachtungen am jeweiligen Kamerafallenstandort (max. 2).

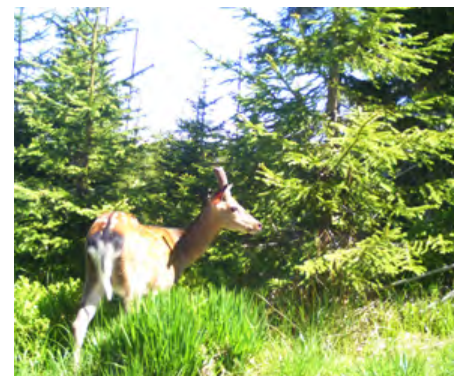


Abbildung 3.13: Sikahirsch.



Abbildung 3.14: Elch. Das Bild ist nicht im Gehege entstanden, sondern in der Nähe des Wintergatters Buchenau.



Abbildung 3.15: Damhirsch, fotografiert im Luchsmonitoring.



Abbildung 3.16: Mufflon, fotografiert im Luchsmonitoring.



Reh



Sikahirsch



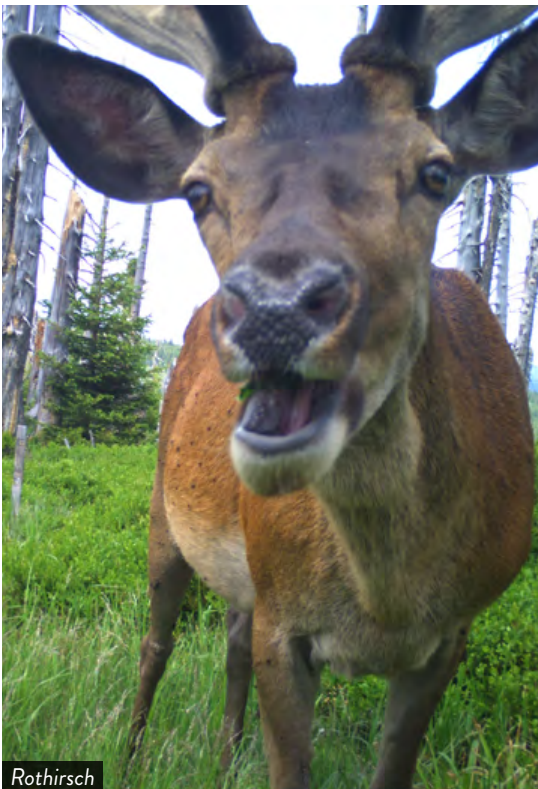
Rothirschkalb



Wildschweinfrischlinge



Rothirsche beim Kräfteressen



Rothirsch



Wildschwein

3.4 Literatur

- BARANČEKOVÁ, M., KROJEROVÁ-PROKEŠOVÁ, J., ŠUSTR, P., & HEURICH, M. (2010). Annual changes in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) diet in the Bohemian Forest, Czech Republic/Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3), 327–333. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0321-0>
- BONARDI, A., CORLATTI, L., BRAGALANTI, N., & PEDROTTI, L. (2017). The role of weather and density dependence on population dynamics of Alpine-dwelling red deer. *Integrative Zoology*, 12(1), 61–76. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12237>
- BUSE, J., HOENSELAAR, G., LANGENBACH, F., SCHLEICHER, P., TWIETMEYER, S., POPA, F., & HEURICH, M. (2021). Dung beetle richness is positively affected by the density of wild ungulate populations in forests. *Biodiversity and Conservation*, 30(11), 3115–3131. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02238-z>
- BYWATER, K. A., APOLLONIO, M., CAPPAL, N., & STEPHENS, P. A. (2010). Litter size and latitude in a large mammal: The wild boar *Sus scrofa*. *Mammal Review*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2010.00160.x>
- CAGNACCI, F., FOCARDI, S., HEURICH, M., STACHE, A., HEWISON, A. J. M., MORELLET, N., KJELLANDER, P., LINNELL, J. D. C., MYSTERUD, A., NETELER, M., DELUCCHI, L., OSSI, F., & URBANO, F. (2011). Partial migration in roe deer: Migratory and resident tactics are end points of a behavioural gradient determined by ecological factors. *Oikos*, 120(12), 1790–1802. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19441.x>
- DEBEFFE, L., FOCARDI, S., BONENFANT, C., HEWISON, A. J. M., MORELLET, N., VANPÉ, C., HEURICH, M., KJELLANDER, P., LINNELL, J. D. C., MYSTERUD, A., PELLERIN, M., SUSTR, P., URBANO, F., & CAGNACCI, F. (2014). A one night stand? Reproductive excursions of female roe deer as a breeding dispersal tactic. *Oecologia*, 176(2), 431–443. <https://doi.org/10.1007/s00442-014-3021-8>
- FULLER, R. J. (2001). Responses of woodland birds to increasing numbers of deer. *Forestry*, 74(3), 289–298. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.289>
- GILBERT, N. A., CLARE, J. D. J., STENGLEIN, J. L., & ZUCKERBERG, B. (2021). Abundance estimation of unmarked animals based on camera trap data. *Conservation Biology*, 35(1), 88–100. <https://doi.org/10.1111/cobi.13517>
- HEURICH, M., BAIERL, F., GÜNTHER, S., & SINNER, K. F. (2011). Management and conservation of large mammals in the Bavarian Forest National Park. *Silva gabreta*, 17(1), 1–18.
- HEURICH, M., MÖST, L., SCHAUBERGER, G., REULEN, H., SUSTR, P., & HOTHORN, T. (2012). Survival and causes of death of European roe deer before and after Eurasian Lynx reintroduction in the Bavarian Forest National Park. *European Journal of Wildlife Research*, 58(3), 567–578. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0606-y>
- JANIČ, T., PETERS, W., ŠÁLEK, M., ROMPORTL, D., JIRKŮ, M., ENGLEDER, T., ERNST, M., NEUDERT, J., & HEURICH, M. (2021). The declining occurrence of moose (*Alces alces*) at the southernmost edge of its range raise conservation concerns. *Ecology and Evolution*, 11(10), 5468–5483. <https://doi.org/10.1002/ece3.7441>
- KINSER, A., KOOP, K., & FREIHERR VON MÜNCHHAUSEN, H. (2010). Die Rotwildverbreitung in Deutschland. *AFZ - Der Wald*, 5, 32–34.
- KROJEROVÁ-PROKEŠOVÁ, J., BARANČEKOVÁ, M., ŠUSTR, P., & HEURICH, M. (2010). Feeding patterns of red deer *Cervus elaphus* along an altitudinal gradient in the Bohemian Forest. *Wildlife Biology*, 16(2), 173–184. <https://doi.org/10.2981/09-004>
- KROP-BENESCH, A., BERGER, A., HOFER, H., & HEURICH, M. (2013). Long-term measurement of roe deer (*Capreolus capreolus*) (Mammalia: Cervidae) activity using two-axis accelerometers in GPS-collars. *Italian Journal of Zoology*, 80(1), 69–81. <https://doi.org/10.1080/11250003.2012.725777>
- MACMILLAN, D. C., & PHILLIP, S. (2008). Consumptive and non-consumptive values of wild mammals in Britain. *Mammal Review*, 38(2–3), 189–204. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00124.x>
- MITCHELL-JONES, T. (1999). The atlas of European mammals. T & AD Poyser. <http://www.worldcat.org/oclc/421738147>

- MÖST, L., HOTHORN, T., MÜLLER, J., & HEURICH, M. (2015). Creating a landscape of management: Unintended effects on the variation of browsing pressure in a national park. *Forest Ecology and Management*, 338, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.015>
- MÜLLER-USING, D., & SCHLOETH, R. (1967). Das Verhalten der Hirsche. *Handbuch der Zoologie*, 8(43), 1–60.
- NIETHAMMER, J., & KRAPP, F. (HRSG.). (2005). *Handbuch der Säugetiere Europas*. AULA Verlag.
- PELÁEZ, M., GAILLARD, J., BOLLMANN, K., HEURICH, M., & REHNUS, M. (2020). Large scale variation in birth timing and synchrony of a large herbivore along the latitudinal and altitudinal gradients. *Journal of Animal Ecology*, 89(8), 1906–1917. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13251>
- PELLERIN, M., PICARD, M., SAÏD, S., BAUBET, E., & BALTZINGER, C. (2016). Complementary endozoochorous long-distance seed dispersal by three native herbivorous ungulates in Europe. *Basic and Applied Ecology*, 17(4), 321–332. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.01.005>
- PUTMAN, R. J., & MOORE, N. P. (1998). Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats. *Mammal Review*, 28(4), 141–164. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.1998.00031.x>
- REINHARDT, I., KLUTH, G., COLLET, S., SZENTIKS, C. A., & ANSORGE, H. (2019). *Wölfe in Deutschland*. Dokumentations- und Beratungsstelle des Bundes zum Thema Wolf.
- RIVRUD, I. M., HEURICH, M., KRUPCZYNSKI, P., MÜLLER, J., & MYSTERUD, A. (2016). Green wave tracking by large herbivores: An experimental approach. *Ecology*, 97(12), 3547–3553. <https://doi.org/10.1002/ecy.1596>
- SCHLEY, L., & ROPER, T. J. (2003). Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops: Diet of wild boar. *Mammal Review*, 33(1), 43–56. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.2003.00010.x>
- SCHMÖLCKE, U., & ZACHOS, F. E. (2005). Holocene distribution and extinction of the moose (*Alces alces*, Cervidae) in Central Europe. *Mammalian Biology*, 70(6), 329–344. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2005.08.001>
- SCHÜTZ, M., RISCH, A. C., LEUZINGER, E., KRÜSI, B. O., & ACHERMANN, G. (2003). Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. *For. Ecol. Manag.*, 181(1–2), 177–188. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00131-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00131-2)
- SCOTT, I. C., ASHER, G. W., ARCHER, J. A., & LITTLEJOHN, R. P. (2008). The effect of conception date on gestation length of red deer (*Cervus elaphus*). *Animal Reproduction Science*, 109(1–4), 206–217. <https://doi.org/10.1016/j.anireprosci.2007.11.025>
- VERHEYDEN, H., BALLON, P., BERNARD, V., & SAINT-ANDRIEUX, C. (2006). Variations in bark-stripping by red deer *Cervus elaphus* across Europe. *Mammal Review*, 36(3), 217–234. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2006.00085.x>
- WEARN, O. R., & GLOVER-KAPFER, P. (2017). *Camera-trapping for conservation: A guide to best-practices*. WWF Conservation Technology Series 1, 1.
- WIRTHNER, S., SCHÜTZ, M., PAGE-DUMROESE, D. S., BUSSE, M. D., KIRCHNER, J. W., & RISCH, A. C. (2012). Do changes in soil properties after rooting by wild boars (*Sus scrofa*) affect understory vegetation in Swiss hardwood forests? *Canadian Journal of Forest Research*, 42(3), 585–592. <https://doi.org/10.1139/x2012-013>
- WOTSCHIKOWSKY, U. (1981). *Rot- und Rehwild im Nationalpark Bayerischer Wald*. Wissenschaftliche Schriftenreihe der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald Grafenau.
- WRIGHT, S. J., HEURICH, M., BUCHMANN, C. M., BÖCKER, R., & SCHURR, F. M. (2020). The importance of individual movement and feeding behaviour for long-distance seed dispersal by red deer: A data-driven model. *Movement Ecology*, 8(1), 44. <https://doi.org/10.1186/s40462-020-00227-5>



4 MONITORING DES LUCHSBESTANDES ÜBER GRENZEN HINWEG

Marco Heurich, Martin Gahbauer, Ludek Bufka, Elisa Belotti

4.1 Hintergründe und Motivation

Die letzten Aufzeichnungen von Luchsen aus dem Böhmerwaldökosystem stammen laut verschiedener Quellen aus den Jahren 1830 bis 1894. Danach galt die Tierart als ausgestorben. Nachdem der Luchs seit den 1970er Jahren streng geschützt ist, begann damals die moderne Geschichte des Luchsvorkommens im Böhmerwald. Im Rahmen einer nicht offiziellen Aktion wurden zwischen 1970 und 1974 vermutlich fünf bis sieben Tiere im Bayerischen Wald freigelassen, die sich in den Folgejahren etablierten. Bis 1978 konnten zehn bis zwölf Jungtiere nachgewiesen werden, anschließend ging der Bestand zurück. Zur Stützung des Vorkommens gelang es in der damaligen Tschechoslowakei, ein offizielles Wiederansiedlungsprojekt vorzubereiten und durchzuführen. Dazu wurden zwischen 1982 und 1989 insgesamt 17 Luchse aus den slowakischen Karpaten auf dem Gebiet des heutigen Nationalparks Šumava ausgesetzt (Heurich und Sinner 2012). Nachdem die Population zunächst anwuchs und sich in geeignete angrenzende Waldgebiete entlang des Grenzkamms Richtung Oberpfalz und Österreich ausbreitete, kam es in den Folgejahren zu einem Rückgang und schließlich einer Stagnation (Wölfel et al. 2002).

Nach Wegfall des Eisernen Vorhangs wurden in den 1990er Jahren zunächst koordinierte Abspüraktionen auf beiden Seiten der Grenze durchgeführt, um mehr Informationen zum Zustand der Luchsbestände zu erhalten. Im Wesentlichen gelang dadurch ein Überblick zur Verbreitung der Tiere, vor allem der führenden Weibchen. 1996 begann eine umfassende Forschung mittels Radiotelemetrie und in den 2000er Jahren wurde ein grenzüberschreitendes Fotofallenmonitoring aufgebaut (Weingarth et al. 2012), das seit 2009 in Zusammenarbeit der beiden Parke jährlich durchgeführt wird. Die Fotofallen wurden über die Jahre immer an etwa den gleichen Standorten aufgestellt und nach der gleichen Methodik ausgewertet, mit dem Ziel, die Entwicklung des Luchsbestandes im Kerngebiet der bayerisch-böhmisch-österreichischen Population zu bestimmen. Durch die immer gleiche Vorgehensweise über die Jahre ist es möglich, die Dynamik der Populationsparameter, wie der Altersstruktur, der Überlebenswahrscheinlichkeit und der Reproduktion zu verfolgen. Die Ergebnisse dieses Monitorings werden hier vorgestellt.

4.2 Untersuchungsgebiet und Methodik

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich auf einer Fläche von 820 Quadratkilometer über die beiden Nationalparke Bayerischer Wald und Šumava. Die Standortauswahl orientierte sich an einem Raster von 2,7 mal 2,7 Kilometern, in dem in jedem zweiten Quadrat ein Fotofallenstandort festgelegt wurde. Damit wird sichergestellt, dass jeder im Untersuchungsgebiet vorkommende Luchs auch von einer Kamera fotografiert werden kann. Insgesamt werden jährlich an 65 bis 70 Standorten bis zu 140 Kameras über einen Zeitraum von 100 Tagen aufgestellt (15.9. bis 24.12. eines Jahres) (Weingarth et al. 2015). Da die Tiere oft Forststraßen und Wanderwege für die Fortbewegung in ihrem Streifgebiet nutzen, werden die meisten Fotofallen auch dort platziert. Um die Identifikation der Tiere zu gewährleisten, werden an den meisten Standorten zwei gegenüber aufgestellte Kameras eingesetzt, um beide Seiten der Tiere fotografieren zu können, da sich die Musterung an der linken und rechten Seite des Tieres unterscheidet. Die Färbung des Luchses ist äußerst variabel und bei jedem einzelnen Tier so einzigartig wie ein Fingerabdruck, so dass sich die Individuen eindeutig identifizieren lassen.

Viele Luchse haben den Kern ihrer Territorien innerhalb des Untersuchungsgebietes, beanspruchen aber viel mehr Raum und bewegen sich oft weit über die Grenzen der Nationalparke hinaus. Umgekehrt kommen aber auch Luchse in die Schutzgebiete, die den Schwerpunkt ihres Streifgebietes außerhalb der Nationalparke haben. Dazu kommen noch halbwüchsige Tiere, die auf der Suche nach einem freien Streifgebiet sind (Floater). Ohne Berücksichtigung dieses räumlichen Verhaltens würde man die Bestandesdichte der Tiere im Untersuchungsgebiet überschätzen. Deshalb wird die Dichteberechnung mit der MMDM-Methode (Mean Maximum Distance Moved) durchgeführt: Dafür wird ein Puffer um das Untersuchungsgebiet gelegt, dessen Radius der Hälfte des Mittelwerts der zurückgelegten Strecken der erfassten Luchse entspricht. Dazu werden für jedes Individuum die maximalen Abstände zweier Fotofallenstandorte herangezogen, an denen es beobachtet wurde.



Abbildung 4.1: Katze Anezka mit Jungtieren an einer Markierstelle. Sie wurde 2016 im Ostteil des Untersuchungsgebiets geboren und lebt jetzt im Landschaftsschutzgebiet Šumava.

4.3 Ergebnisse

Entwicklung des Luchsbestandes:

Seit Beginn des Monitorings 2008 ergibt sich ein erfreuliches Bild der Bestandsentwicklung im Untersuchungsgebiet. Während anfangs nur 16 bis 18 unabhängige Luchse, das sind alle Luchse die nicht mehr mit ihrer Mutter zusammen unterwegs sind, fotografiert wurden, waren es anschließend immer über 20 Tiere und im Jahr 2020/21 sogar über 30 Tiere. Entsprechend stieg auch

die Dichte des Bestandes, also die Anzahl der Tiere je Fläche von etwa 1,3 Tieren je 100 Quadratkilometer auf 2,3 Tiere je 100 Quadratkilometer² an (Tabelle 4.1). Dabei blieb die Anzahl der Jungtiere über den gesamten Beobachtungszeitraum mit etwa 10 relativ konstant. Eine Ausnahme bildet die Saison 2018/19, in der 22 Jungtiere nachgewiesen werden konnten (Tabelle 4.2). Eine Übersicht, wie sich die Luchse in der Saison 2022/23 räumlich im Untersuchungsgebiet verteilt haben, gibt Abbildung 4.2.

Tabelle 4.1: Entwicklung der Luchspopulation im Untersuchungsgebiet seit 2009 im 100-tägigen Untersuchungszeitraum vom 15.9. bis 24.12.

* In den ersten drei Jahren des Luchsmonitorings lag der Beobachtungszeitraum zwischen dem 10.11.-18.02. und aus technischen Gründen konnte in der Saison 2012/13 das Monitoring nicht im ganzen Umfang durchgeführt werden.

100 TAGE		2009 / 2010*	2010 / 2011*	2011 / 2012*	2013 / 2014	2014 / 2015	2015 / 2016	2016 / 2017	2017 / 2018	2018 / 2019	2019 / 2020	2020 / 2021	2021 / 2022	2022 / 2023
selbständige Tiere		16	16	18	16	18	22	27	29	25	28	33	25	23
davon	residente Weibchen (mit Jungtieren)	6 (4)	6 (4)	6 (3)	8 (6)	9 (6)	9 (2)	12 (5)	9 (4)	9 (7)	9 (2)	13 (2)	9 (1)	9 (4)
	Floater	-	4	7	0	2	6	6	10	4	8	8	2	4
Jungtiere		8	8	5	8	9	5	11	6	15	3	4	1	4
Luchsdichte je 100 km ²		1,37	1,19	1,32	1,08	1,29	1,72	1,89	1,92	1,77	1,81	2,36	1,76	1,71
























Tabelle 4.2: Anzahl der im gesamten Luchsjahr im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Familiengruppen und die dazugehörigen Jungtiere. Die Zahl in Klammern bei den Familiengruppen beinhaltet auch die während des Monitorings nicht an den Intensivstandorten nachgewiesenen Weibchen mit Jungtieren.

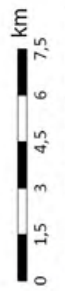
LUCHSJAHR	2009 / 2010*	2010 / 2011*	2011 / 2012*	2013 / 2014	2014 / 2015	2015 / 2016	2016 / 2017	2017 / 2018	2018 / 2019	2019 / 2020	2020 / 2021	2021 / 2022	2022 / 2023
Familiengruppen	6	4	3	7	6	5	6	7	9	6	6	5	8
Jungtiere	12	9	5	10	9	11	13	14	22	13	10	10	14

Abbildung 4.2: Darstellung der an den verschiedenen Standorten fotografierten Luchse. Jede Farbe entspricht einem Individuum. Standorte, an denen mehrere Luchse beobachtet wurden, sind entsprechend mehrfarbig dargestellt.

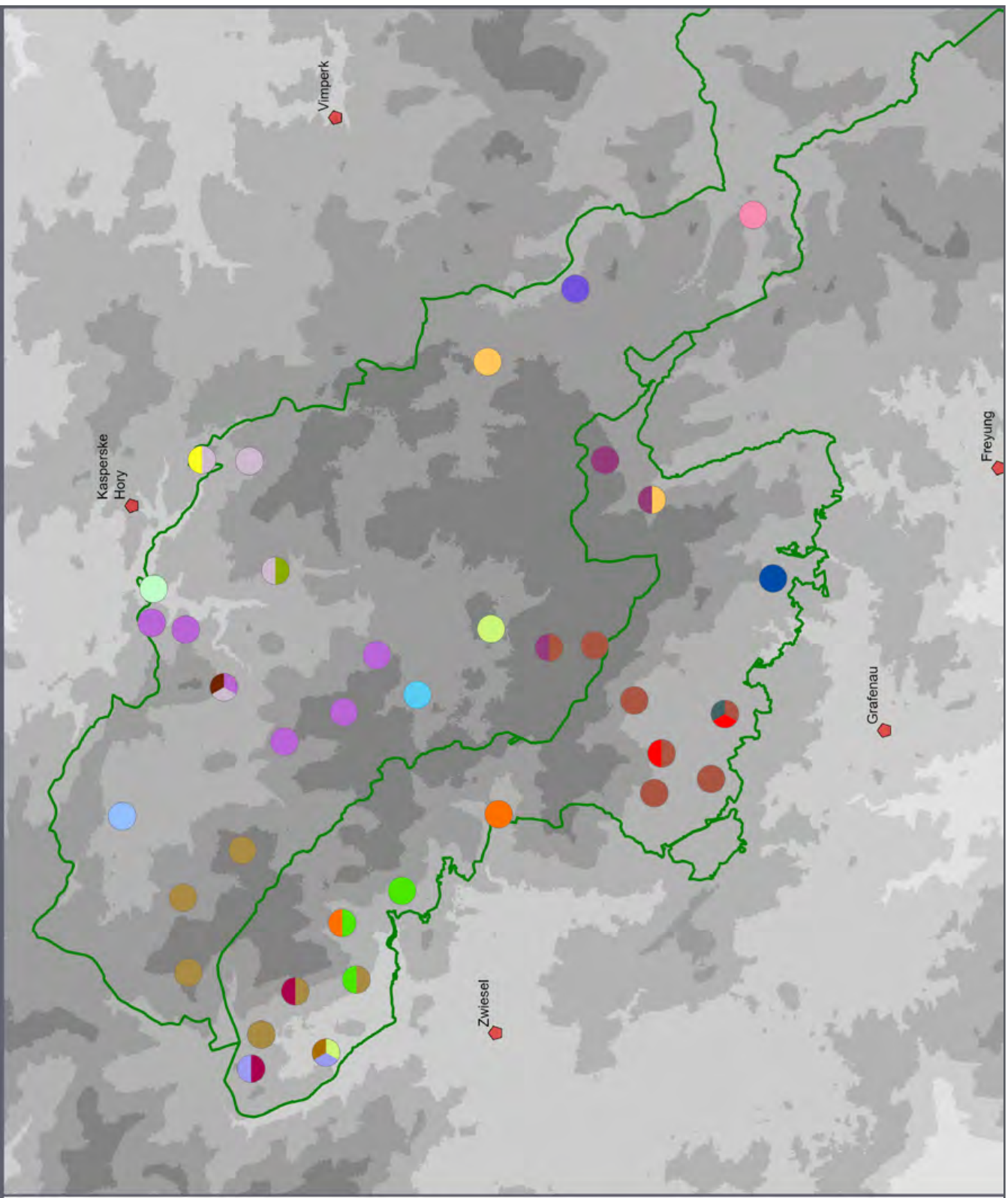
Legende

Individuen 2022

-  Malu
-  Berta
-  Nerea
-  Matylda
-  Surya
-  Vanesa
-  Stummel
-  Malvina
-  Geli
-  Becher
-  Kika
-  Sancez
-  Stefan
-  B316
-  Julien
-  Matysek
-  Mech
-  Sigfrid
-  Ruda
-  Mina
-  B666
-  B786
-  B653



© 2023 Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald



Lebensläufe von Luchsen:

Tabelle 4.3 zeigt die Lebensläufe von 61 Luchsen, die in den beiden Nationalparks seit Beginn des Fotofallenmonitorings und zum Teil auch schon davor nachgewiesen werden konnten. Für die Zusammenstellung wurden neben den regelmäßigen Monitoring-Durchgängen auch Zufallsbeobachtungen berücksichtigt. Von den elf bereits 2009 erfassten Tieren leben jetzt nur noch Kika, der damals als Jungtier fotografiert wurde und Matylda, die als Jungtier besendert wurde. Sechs Tiere aus dem ersten Durch-

gang konnten, sehr wahrscheinlich altersbedingt, nicht mehr beobachtet werden. Der Kuder Patrik wurde im März 2016 überfahren, er war mindestens zehn Jahre alt. Von den 50 erst später erfassten Tieren konnten in der aktuellen Saison noch 20 beobachtet werden. Die ältesten bislang nachgewiesenen Tiere sind die Luchsin Nora mit 14 und die Kuder Milan und Kika mit jeweils 13 Jahren. Das Durchschnittsalter der Tiere die in mindestens zwei aufeinander folgenden Jahren beobachtet wurden, beträgt aktuell 5,5 Jahre. Die Weibchen haben in der Regel in drei von vier Jahren Jungtiere, von denen 1,8 das erste Jahr überleben.



Luchskatze mit zwei Jungtieren

►
Tabelle 4.3a und 4.3b (Seite 42): Lebensläufe der einzelnen Luchse seit ihrer ersten Erfassung in den Nationalparks. Dabei wurden nur Tiere berücksichtigt, die mindestens in zwei aufeinander folgenden Luchsjahren fotografiert werden konnten. Jedes Jahr, in dem der betreffende Luchs nachgewiesen wurde, ist farblich hinterlegt. Bei Luchsen, die bereits als Jungtiere erfasst wurden, ist das Geburtsjahr in heller Farbe gekennzeichnet. Für Luchse, die zum ersten Mal als unabhängig erfasst werden und deren Geburtsjahr nicht bekannt ist, wird das Alter zum Zeitpunkt der ersten Erfassung auf ein Jahr festgelegt. Die Nummer in den Jahresfeldern der Weibchen gibt die Anzahl der nachgewiesenen Jungtiere wieder, dabei wurden auch Nachweise außerhalb des intensiven Fotofallendurchgangs berücksichtigt. Das Alter der Luchse wird als das in einem bestimmten Monitoringzeitraum (im Luchsjahr) erreichte Mindestalter angegeben.

Katzen (mit Anzahl der Jungtiere)

Luchsname	Luchsjahr (1.Mai - 30.April folgendes Jahr)												Mindestalter			
	Ersterfassung	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019		2020	2021	2022
Felis	2003	2	0	2	0											10
Kubicka	2003	2	0	2	0	1	1									12
Nora	2003	3	2	2	1	2	1									14
Silva	2007	1	3	0	2	1	2	3								10
Cherry	2009	2	2	0	2	2	0									6
Matylda (Kubicka_Juv.09)	2009				2	2	1	2	1	2	2	2	2	2	2	13
Tessa	2010			2	vergiftet											2
Hakerl (Felis_Juv.11-2)	2011					1	2	2	2	3	2					9
Sonea	2011				3											2
Luna (Tessa_Juv.11-2)	2011					1	2	2	2	2	2		1			11
Otis	2012								1	1	2	1				9
Hope	2012					1	0		2							6
Hawei	2012						2	?	2			2	2			9
Shiva (Silva_Juv.13)	2013							1	3							3
Geli (Luna_Juv.13-1)	2013								2	3	3	2	2			9
Misa (Matylda_Juv.13-2)	2013							2	1	3	2					6
Majka	2014							2		1						4
Nika (Nora_Juv.14)	2014								2	3	2					5
Alina (Tessa_Juv.14-2)	2014								3	2						3
Olina (Alina_Juv.16-2)	2016									2	überfah- ren					2
Holly (Hope_Juv.16-1)	2016										2	?				4
Malu (Luna_Juv.17-2)	2017									2	3	2		2		5
Kassandra (Matylda_Juv.17-1)	2017										1	1	2	3		5
Berta (Hakerl_Juv.18-1)	2018													1		4
Vina (Vroni_Juv.18-1)	2018															2
Julinka (Iris_Juv.18-1)	2018											2	2			3
Surya (Zoe_Juv.18-1)	2018											1	3	2		4
Marta (Matylda_Juv.18-1)	2018											1				2
Stummel	2018													2		4
Lara (Luna_Juv.18-1)	2018													2	überfah- ren	3
Nerea (Nika_Juv.19-1)	2019													3	1	3
Malvina (Terka_Juv.19-2)	2019													1		3
Vanesa	2020													2		2

Kuder

Luchsname	Luchsjahr (1.Mai - 30.April folgendes Jahr)											Mindestalter				
	Ersterfassung	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018		2019	2020	2021	2022
Milan	2003															13
Patrik	2006							überfahren								10
Kika (Silva_Juv.08)	2008															14
Krasny (Kubicka_Juv.08-1)	2008															6
Ctirad	2009															10
Nimo	2010															3
Daleko (Silva_Juv.10)	2010															3
Rico	2011												überfahren			10
Julien	2011															12
Stopař	2013															4
Tomas	2013															3
Bystry	2013															3
Filip	2014															3
Gestiefelter Kater	2014															8
Sanchez (Hakerl_Juv.14-1)	2014															8
Stefan	2015															8
Robert (Shiva_Juv.15-1)	2015															7
Moritz	2016															5
Veit	2016															4
Zdenek	2016															7
Ingo	2017															4
Sigfrid	2017															6
Mech (Hvezda_Juv.18-2)	2018															4
Matysek	2019															4
Barnabas (Viola_Juv.19-3)	2019															3
Becher (Frieda_Juv.19-1)	2019															3
Mirecek (Anna_Juv.19-3)	2019															3
B325 (Hanna_Juv.19-1)	2019															3
B316	2020															3

Diskussion der Ergebnisse

Im Luchsjahr 2020 wurde mit 33 Individuen und einer Dichte von mehr als zwei unabhängigen Luchsen je 100 Quadratkilometer die höchste Anzahl an Luchsen seit Beginn des Luchs-Monitorings im Jahr 2009 fotografiert. Seit 2009 hat sich damit die Zahl der Tiere im Untersuchungsgebiet der beiden Nationalparke verdoppelt. Dieser Anstieg hängt vor allem mit einer höheren Anzahl von subadulten, also einjährigen Tieren zusammen. Auch wurde in den vergangenen Jahren eine Zunahme der adulten Männchen beobachtet. Die Anzahl der residenten Weibchen, die das soziale Gerüst der Population bilden, schwankte hingegen nur in einem geringen Bereich zwischen sechs und neun Tieren und erreichte 2020 einen Maximalwert von zehn. Auch die Anzahl der Familiengruppen, also Weibchen, die auch Jungtiere führen, blieb über den gesamten Zeitraum mit fünf bis sieben ebenfalls relativ konstant. Die über die Jahre ungefähr gleiche Anzahl von Jungtieren legt nahe, dass die beobachtete Bestandeszunahme auf eine höhere Überlebensrate von subadulten und adulten Tieren zurückzuführen ist und dass insbesondere eine höhere Einwanderung von subadulten Tieren in das Untersuchungsgebiet eine wichtige Rolle spielt. Da wir in immer mehr Fällen das Herkunftsgebiet der subadulten Tiere kennen, wissen wir, dass etwa 30 Prozent der im Untersuchungsgebiet dokumentierten subadulten Luchse aus dem Untersuchungsgebiet selbst stammen und 70 Prozent von außerhalb kommen.

Der Hauptgrund dieser Entwicklung ist wohl außerhalb der Schutzgebiete zu suchen. Dort scheint sich die Überlebensrate der einzelnen Luchse in den vergangenen Jahren auch zumindest

lokal erhöht zu haben, so dass die Zahl der erwachsenen Tiere in der Gesamtpopulation leicht zunimmt und mehr subadulte Tiere auf der Suche nach neuen, freien Streifgebieten durch die Nationalparke wandern und so zu einer höheren Zahl fotografierter Luchse beitragen. Verstärkt wird dieser Effekt durch die zentrale Lage des Untersuchungsgebietes, da dieses fast die gesamte Breite des Gebirgsrückens abdeckt und Luchse von Nord nach Süd und umgekehrt die beiden Nationalparke durchqueren. Die Ursachen dieser Entwicklung lassen sich anhand der verfügbaren Daten nicht mit Sicherheit bestimmen. Als Todesursache von Luchsen wurde eine zunehmende Zahl von Verkehrsunfällen registriert, während keine Krankheitserreger nachgewiesen werden konnten. Es kann daher spekuliert werden, dass die öffentliche Diskussion über das illegale Töten von Luchsen zu einer besseren Akzeptanz der Tiere auch außerhalb der Schutzgebiete führte, was zu einem Rückgang illegaler Handlungen außerhalb der Nationalparke beigetragen hat. Daher können sich wahrscheinlich mehr weibliche Luchse auch außerhalb der Schutzgebiete ansiedeln und es werden mehr Junge geboren. Auch wurde die Jagd auf Rehwild im Nationalpark Bayerischer Wald 2012 eingestellt, so dass den Luchsen mehr Nahrung zur Verfügung steht.

Zusammenfassend deuten die Ergebnisse des Langzeitmonitorings zusammen mit den Informationen zur gesamten Luchspopulation darauf hin, dass sich der Zustand der Luchspopulation im Böhmerwaldökosystem in den vergangenen Jahren deutlich verbessert hat. Eine fortgesetzte „standardisierte“ Überwachung in den nächsten Jahren wird notwendig sein, um langfristige Trends zu erkennen und die Ursachen und Mechanismen kurzfristiger Schwankungen zu verstehen.

4.4 Begriffsdefinitionen

Minimalzählung:

Anzahl der Luchse die innerhalb einer Zeitspanne von 100 Tagen individuell bestimmt werden konnten.

Luchsjahr:

Das Luchsjahr beginnt am 01.05. und dauert bis zum 30.04. des Folgejahres.

Grundlage für diese Einteilung ist der Jahreszyklus der Luchse.

Geburt im Mai/Juni und Trennung der Jungtiere von der Mutter im März/April des darauffolgenden Jahres.

Luchsstatus:

selbständig: Tiere die mindestens ein Jahr alt sind.

abhängig: Jungtiere von der Geburt bis zum 30.4. des Folgejahres (bis dahin werden sie gewöhnlich mit der Mutter erfasst).

Familiengruppe: Weibchen, die im Zeitraum des intensiven Monitorings mit Jungen nachgewiesen wurden.

Residente Weibchen: Weibchen, die mindestens in zwei aufeinander folgenden Jahren im gleichen Gebiet nachgewiesen wurden.

Floater (subadulte Tiere):

Bekannte Tiere im zweiten Lebensjahr.

Unbekannte Tiere im ersten Jahr, in dem sie als selbständiges Tier in einem Gebiet erfasst werden.

Diese Tiere beanspruchen noch kein eigenes Territorium.





4.5 Literatur

HEURICH, M., SINNER, K.F. (2012): Der Luchs. Die Rückkehr der Pinselohren. Buch und Kunstverlag Oberpfalz. 140 S.

PALMERO, S., BELOTTI, E., BUFKA, L., GAHBAUER, M., HEIBL, C., PREMIER, J., HEURICH, M. (2021). Demography of a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population within a strictly protected area in Central Europe. *Scientific reports*, 11(1), 1-12.
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-99337-2>

WEINGARTH, K., HEIBL, C., KNAUER, F., ZIMMERMANN, F., BUFKA, L., HEURICH, M. (2012): First estimation of Eurasian lynx (*lynx lynx*) density and abundance using digital cameras and capture-recapture techniques in a National Park in Germany. *Animal Biodiversity and Conservation*. 35.(2). 197-207.

WEINGARTH, K., ZEPPENFELD, T., HEIBL, C., HEURICH, M., BUFKA, L., DANISZOVÁ, K., & MÜLLER, J. (2015). Hide and seek: extended camera-trap session lengths and autumn provide best parameters for estimating lynx densities in mountainous areas. *Biodiversity and Conservation*, 24(12), 2935-2952.

WÖLFL, M., BUFKA, L., CERVENY, J., KOUBEK, P., HEURICH, M., HABEL H., HUBER, T., POOST, W. (2001): Distribution and status of lynx in the border region between Czech Republic, Germany and Austria. *Acta Theriologica* 46: 191-194



Abbildung 4.3: Die Wölfe des Ruda Rudels fressen in der Nähe des Rachels an einem Rothirsch.

5 DIE RÜCKKEHR DER WÖLFE

Marco Heurich, Martin Gahbauer

5.1 Hintergründe und Motivation

Wölfe sind keine gewöhnlichen Tiere, zumindest nicht in der Anschauung von uns Menschen. In unserer Geschichte wurden sie teilweise verehrt, wie von indianischen Kulturen, denen der Wolf (*Canis lupus*) oft als Totemtier diente oder auch in der römischen Mythologie, in der eine Wölfin die Stammväter der Stadt Rom, Romulus und Remus, die als Säuglinge ausgesetzt wurden, in ihre Höhle brachte und säugte. Auf der anderen Seite wurden Wölfe im Mittelalter als Geschöpfe des Teufels dargestellt und erbarmungslos verfolgt. Was wir heute von Wölfen zu wissen glauben, stammt oft aus Märchen, wie „Der Wolf und die sieben Geißlein“ oder „Rotkäppchen“, sowie schauerlichen Geschichten über Wehrwölfe – und nicht aus eigenen Erfahrungen. Das alles weist darauf hin, dass Wölfe einen großen „kulturellen Rucksack“ tragen.

Eine erbarmungslose Jagd gab es auch in den Wäldern des Böhmerwaldökosystems. Die Jagdstrecken der Fürstenfamilie Schwarzenberg aus dem 17. Jahrhundert zeigen, dass Wölfe und andere große Fleischfresser wie Bären (*Ursus arctos*) und Luchse (*Lynx lynx*) im gesamten Böhmerwald in großem Umfang erlegt wurden. Diese intensive Jagd führte zu einem starken Rückgang der Bestände, der in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts besonders ausgeprägt war. So wurde der letzte Wolf im Bayerischen Wald bereits 1848 erlegt. Auf der tschechischen Seite konnten sich die Wölfe etwas länger halten, hier wurden die letzten Tiere zwischen 1891 und 1894 getötet.

Umso erstaunlicher ist die Entwicklung, die die Wolfspopulationen in Europa in den vergangenen Jahren erfuhren. Seit den 1970er Jahren sind Wölfe in Europa durch die Berner Konvention streng geschützt, ein Schutz der später durch die EU Verordnung zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie) konkretisiert und weiter verbessert wurde. Dadurch konnte eine positive Entwicklung der Wolfspopulationen angeschoben werden, die bis heute anhält. So wurde in Deutschland der erste Wolfsnachwuchs im Jahr 2000 in Sachsen an der Grenze zu Polen nachgewiesen. Die Tiere stammten aus einer Population, die sich in Westpolen angesiedelt hatte. Anschließend begann eine rasante Entwicklung, die auch Experten so nicht erwartet hatten, die Wolfspopulation stieg mit einer Vermehrungsrate von 30 Prozent auf mittlerweile 184 Rudel und 47 Paare (Reinhardt et al. 2019, Stand: Monitoringjahr 2022/23 Quelle: DBBW-Datenbank). Zusammen mit den Tieren in Westpolen bilden sie die zentraleuropäische Population. Auch im Alpenraum breiteten sich die Wölfe in den vergangenen Jahren, ausgehend von der Reliktpopulation in den Abruzzen, zunächst entlang des Appenin und später über die französischen Seealpen und über die Schweiz bis nach Österreich aus (Chapron, et al. 2016). Damit waren auch die Voraussetzungen für die Besiedelung des Nationalparks Bayerischer Wald geschaffen, die hier vorgestellt werden sollen.

5.3 Wie weist man Wölfe nach?

Wölfe machen das Monitoring mit Fotofallen nicht so einfach, da man die verschiedenen Individuen nicht so gut unterscheiden kann, wie das bei den gefleckten Luchsen der Fall ist. Nur wenn die Tiere auffällige Fellmerkmale aufweisen, ist es möglich sie eindeutig zu identifizieren. Auch wenn die Individualisierung schwierig ist, können Welpen eindeutig unterschieden werden und das Zusammenleben in der Gruppe ermöglicht die Abschätzung der Familiengröße. Das Fotofallenmonitoring für Wölfe basiert auch auf den Fotofallen, die für Luchse im Gebiet etabliert wurden,

ergänzt um weitere Standorte die das Vorkommen von Wölfen erwarten lassen. Neben dem Einsatz von Fotofallen sind genetische Methoden von großer Bedeutung für das Monitoring der Wölfe, denn mit ihnen kann man die Tiere individualisieren und zusätzlich noch Informationen zum Wanderverhalten und über Verwandtschaftsverhältnisse gewinnen. Dafür ist es notwendig, Losungen zu sammeln und im Schnee Urin zu gewinnen, die sich beide gut für die Extraktion von Körperzellen eignen.

5.2 Ergebnisse

Bei der Kontrolle einer Fotofalle im Mai 2015 bei Buchenau, war die Überraschung groß, am 8.5.2015 war ein Wolf in die für Luchse aufgestellte Fotofalle getappt (Abbildung 5.2). Zunächst war unklar, ob sich das Tier nur auf Wanderschaft befand, weitere Bilder die in den nächsten Monaten und auch noch 2016 gelangen, gaben jedoch die Gewissheit: Dem Wolf gefällt es im Bayerwald, er hatte sich hier niedergelassen.

Der Rüde hatte zunächst ein sehr großes Streifgebiet, das das zentrale Gebiet beider Nationalparke umfasste. Damit würde ihm kein Weibchen entgehen, das zufällig durch den Böhmerwald wandert. Und im Juni 2016 konnte tatsächlich in der Nähe von Buchwald ein zweiter Wolf fotografiert werden und bereits im November hatten sich beide gefunden und ein Paar gebildet hatten (Abbildung 5.3). Durch Untersuchungen von Losung und Urin der Tiere, gelang es schließlich auch ihre Herkunft zu klären. Das Männchen war aus der alpinen Population, vermutlich aus Italien, zugewandert, das Weibchen kam aus der zentraleuropäischen Population, vermutlich aus Polen. Damit kam es im Nationalpark erstmalig zum Kontakt der beiden Wolfspopulationen, der eine große Bedeutung für deren Vernetzung hat. Im Juli 2017 war dann das Aufsehen groß, als in der Nähe von Finsterau die ersten Jungtiere gefilmt werden konnten. Insgesamt waren auf den Bildern der Fotofalle vier Welpen zu sehen. Später konnte durch genetische Untersuchungen sogar noch ein weiteres Jungtier nachgewiesen werden. Insgesamt handelte es sich um drei Männchen und zwei Weibchen. Ihr Territorium verlegte die Wolfsfamilie vor allem auf die tschechische Seite der Grenze und die Tiere wurden in den Folgejahren nur selten im Nationalpark Bayerischer Wald beobachtet. Seinen Namen erhielt das Rudel aufgrund der Ortschaft in deren Umgebung es sich am meisten



Abbildung 5.1: Das Fotofallenbild aus der Nähe von Buchenau zeigt den ersten Wolf, der sich fast 170 Jahren nach der Ausrottung seiner Vorfahren im Bayerischen Wald niedergelassen hat.



Abbildung 5.2: Am 22.11.2016 war die Überraschung groß, als im Bereich der Schachten neben dem bereits bekannten Wolf noch ein zweites Tier beobachtet wurde.

aufhält: Srni-Rudel. Mit Stand 2020 wurden im Srni-Rudel seither insgesamt 14 Jungtiere geboren. Die Männchen zeigten sich hier sehr wanderfreudig, ein Tier lief bis nach Thüringen, ein weiteres nach Österreich und ein Wolf sogar bis nach Hamburg.

Im Winter 2018/2019 konnte die Bildung eines zweiten Pärchens beobachtet werden. Es handelt sich um ein 2017 im Srni-Rudel geborenes Weibchen und einen Rüden, der aus der zentral-europäischen Population zugewandert ist. Im darauffolgenden Jahr wurde auch hier mit zwei Jungtieren der erste Nachwuchs festgestellt. Das Ruda-Rudel, benannt nach der Ortschaft Zeleзна Ruda, war entstanden. Im darauf folgenden Jahr konnte das Weibchen nicht mehr beobachtet werden, was die Ursache dafür war, konnte nicht geklärt werden. Anschließend übernahm die Schwester des verschwundenen Weibchens seine Position und konnte im Frühling mindestens zwei Welpen zur Welt bringen.

Im Winter 2021/2022 konnte dann im Rachel-Lusen-Gebiet des Nationalparks ein Wolfspärchen beobachtet werden, ein Tier davon war die besondere Wölfin Nina (Abbildung 5.5). Anschließend verschwand Nina spurlos und wurde erst ein Jahr später im Norden Tschechiens entdeckt, wo sie ein Rudel gegründet und erfolgreich Jungtiere großgezogen hatte.

Aktuell ergibt das grenzüberschreitende Monitoring mit dem Nationalpark Sumava sechs Rudel (Stand: Mai 2023). Damit ist zu erwarten, dass sich die Wolfspopulation im Böhmerwaldökosystem die nächsten Jahre weiter dynamisch entwickeln wird.

Tabelle 5.1: Entwicklung der minimalen Anzahl von Wölfen in der Böhmerwaldwolfspopulation.

Jahr	Mindestanzahl von Wölfen	Anzahl Rudel
2015/16	1	0
2016/17	2	1
2017/18	7	1
2018/19	4	1
2019/20	10	2
2020/21	13	2
2021/22	27	4
2022/23	27	6



Abbildung 5.3: Jungtier aus dem Ruda-Rudel nördlich des Falkensteins



Abbildung 5.4: Den Kollegen der Nationalparkverwaltung Šumava und der Universität Prag gelang es 2021 eine junge Wölfin im Ruda-Rudel zu besondern. Sie bekam den Namen Nina.



Abbildung 5.5: Schnappschuss des Ruda-Rudels im Dezember 2021.

WOLF - Räumliche Verteilung Zufallsbeobachtungen 2022/23

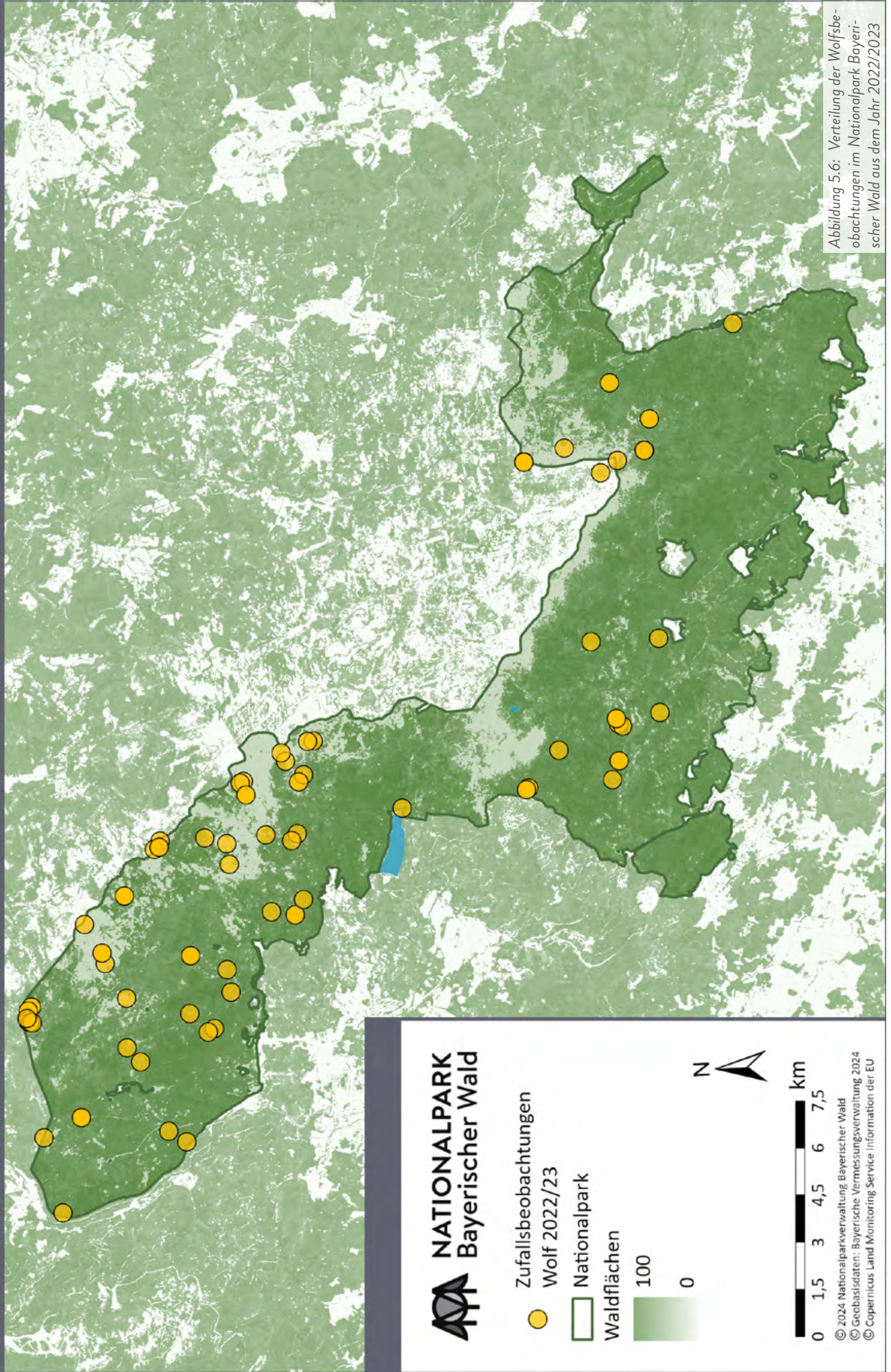


Abbildung 5.6: Verteilung der Wolfsbeobachtungen im Nationalpark Bayerischer Wald aus dem Jahr 2022/2023





5.4 Literatur

CHAPRON, G., KACZENSKY, P., LINNELL, J. D., VON ARX, M., HUBER, D., ANDRÉN, H., ... & BOITANI, L. (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *science*, 346(6216), 1517-1519.

REINHARDT, I., KLUTH, G., NOWAK, C., SZENTIKS, C. A., KRONE, O., ANSORGE, H., & MUELLER, T. (2019). Military training areas facilitate the recolonization of wolves in Germany. *Conservation Letters*, 12(3), e12635.



Abbildung 5.8: Der Fischotter ist in der Regel sehr scheu und nachtaktiv. Dies ist mitunter der intensiven Bejagung in der Vergangenheit geschuldet. In nur wenigen Regionen, wie beispielsweise an der Küste Schottlands, kann man ihn mit viel Glück tagsüber beobachten. Dieser Otter aus dem Tiergehege ist bereits an die menschliche Nähe gewöhnt. Foto: Ruth Goldhahn

6 AUF FEUCHTEN PFOTEN DURCH DEN NATIONALPARK – FOTOFALLENMONITORING DER FISCHOTTERPOPULATION

Lisa Herold

6.1 Hintergründe und Motivation

An einer Brücke im Nationalpark verraten Pfotenabdrücke am Bachufer (Abbildung 6.2), mühevoll geformte Sandhügel und ein mit Kot dekoriertes Stein die Anwesenheit eines seltenen Wasserbewohners, dem Eurasischen Fischotter (*Lutra lutra*). Der scheue Wassermarder galt bis Anfang der 1990er Jahre in vielen Teilen Deutschlands als ausgestorben und in einigen westlichen Regionen ist er das bis heute (The IUCN Red List of Threatened Species, 2021, BUND-Naturschutz).

Starke Schadstoffbelastung der Gewässer, Lebensraumverlust durch Flussbegradigungen und Trockenlegung von Feuchtgebieten, aber auch die noch bis Mitte des 20. Jahrhunderts erlaubte Jagd nach dem oftmals ungeliebten Fischräuber, haben den Fischotterbeständen in Europa in der Vergangenheit sehr stark

zugesetzt. In weiten Teilen Europas führte dies sogar zum völligen Verschwinden (Griesau, A. & Sommer, R., 2005, LfU Bayern).

Heute ist der Fischotter eine europaweit streng geschützte Tierart. Durch Schutzmaßnahmen, wie beispielsweise Renaturierung von Fließgewässern und Erbauung von Brücken mit Otter-Laufstegen, Bermen genannt, die eine gefahrenlose Unterquerung von Straßen ermöglicht, scheint sich die Fischotterpopulation in Deutschland zu erholen.

Im Nationalpark hat sich über die Jahre hinweg immer ein kleiner Otterbestand mit Anschluss an die tschechische Otterpopulation halten können (Zirker & Heurich 2004). Dank der intensiven Schutzmaßnahmen verbreitet sich der Fischotter ausgehend von der tschechisch-österreichischen Grenze nun auch weiter in Bayern (Bayerl et al., 2010, Schreiber et al., 2008).

Der Eurasische Fischotter gehört zur Familie der Marderartigen (*Mustelidae*) und ist nach dem Dachs, der zweitgrößte Vertreter dieser Familie in Mitteleuropa (Grimmberger, 2017).

Als Revier bevorzugt er vor allem nahrungs- und strukturreiche Gewässer mit vielen ufernahen Verstecken, wie überhängende Bäume, Sträucher, Schilfgürtel, unterspülte Bäume oder Felsblöcke. Hier profitiert der Fischotter oftmals von Biberrevieren, die es glücklicherweise im Nationalpark auch wieder häufiger gibt (Orazi et al. 2022, Biberreport 2020, Grimmberger, 2017). Und



Abbildung 5.9: Trittsiegel eines Fischotters im Uferschlamm. Foto: Lisa Herold/ Nationalpark Bayerischer Wald.



Abbildung 6.1: Zwei Fischotter beim Verzehr ihrer namensgebenden Leibspeise. Aber auch Amphibien, kleine Säugetiere und Krebstiere stehen auf ihrem Speiseplan.



Abbildung 6.2: Fischotter nutzen gerne Steine am Flussufer um ihren Artgenossen Nachrichten zu hinterlassen. Schon nach wenigen Stunden wird die Hinterlassenschaft neugierig von einem anderen Tier beschnüffelt.

wo der Fischotter sich wohl fühlt, ist der Lebensraum intakt und bietet auch anderen seltenen Tier- und Pflanzenarten optimale Bedingungen. Er gilt deshalb auch als Zeigerart für einen guten Gewässerzustand (Reuther, 1993, Macdonald & Mason, 1994).

Reviere erstrecken sich je nach Nahrungsverfügbarkeit circa 10 bis 20 Kilometer entlang eines Flusslaufs, wobei männliche Fischotter meist doppelt so große Reviere durchstreifen, die sich mit denen mehrerer Weibchen überlappen (Quaglietta et al., 2014, Kruuk, 2006).

Für ein zielgerichtetes Management sind Informationen über Populationsdichte und -verbreitung der Fischotter von hoher Wichtigkeit, um den Erfolg von Schutzmaßnahmen zu überwachen und mögliche Ansatzpunkte für weiteren Handlungsbedarf identifizieren zu können (Lampa et al., 2015).

Losungsfunde und Trittsiegel dienen größtenteils als Anhaltspunkt für eine Populationsdichteeinschätzung (Ruiz-Olmo et al., 2001, Mason & Macdonald, 1987). Um jedoch einzelne Individuen erkennen und deren Bewegungsmuster verfolgen zu können, müssen genetische Analysen herangezogen werden. Eine Studie von Martin et al. 2017 identifizierte insgesamt 117 Individuen im Raum der Nationalparks Bayerischer Wald und Šumava sowie des Naturparks Bayerischer Wald auf einer Fläche von 1500 km².

Mit einer Kombination aus nicht-invasiven Methoden, das heißt solcher die nicht den Fang der Tiere oder andere Störungen voraussetzen, soll im Zuge des Fischottermonitorings diese Wissenslücke gefüllt werden. Die genetische Analyse von Otterlosung und gezielte Installation von Kamerafallen an den Hauptfließgewässern des Nationalparks sollen dazu beitragen, den Bayerwald-Ottern auf die Spur zu kommen.

Ziel des Kamerafallen-Projekts ist es, das Aktivitätsverhalten der Otter zu erforschen. Über ein ganzes Jahr wurden die Fischotter beim Aufsuchen ihrer Markierplätze abgelichtet (siehe Abbildung 6.4). So soll untersucht werden, wann die Tiere aktiv sind und wie häufig sie diese Anlaufstellen aufsuchen. Sind hier saisonale Unterschiede zu beobachten?

Des Weiteren soll ermittelt werden, wie sich die Nähe zum Menschen auf die aktiven Zeiten des Fischotters auswirkt. Aus diesem Grund wurden einige Kameras an Standorten in unmittelbarer Siedlungsnähe aufgestellt. Die so gewonnenen Informationen können zur Gestaltung und Anpassung des Fischottermonitorings dienen. Außerdem können Sichtungen von Otterverbänden Aufschluss über das Paarungsverhalten der Tiere geben.

6.3 Fotofalleneinsatz im Fischottermonitoring

Beweise für Fischottervorkommen stützen sich zumeist auf indirekte Belege wie Fußspuren und Kot. Unter Brücken muss man blicken, um die Hinterlassenschaften der scheuen Tiere zu finden. Die trockenen Uferbänke werden oftmals als Kommunikationsstellen genutzt, an denen die Fischotter mit Kot ihr Revier markieren, Futterverfügbarkeit mitteilen, oder Paarungsbereitschaft signalisieren. Solche Markierstellen werden oft jahrelang genutzt (Kruuk, 2006).

Dies ist auch der Ort, an dem das Fischottermonitoring ansetzt: Das im Winter 2020 in Leben gerufene Fotofallenprojekt soll zusammen mit der genetischen Individuenbestimmung durch Losungssammlung, einen Überblick über die im Nationalpark lebenden Fischotter erlauben.

An insgesamt 20 Brückenstandorten wurden Kamerafallen entlang der Hauptfließgewässer des Nationalparks in Otterhöhe aufgestellt. Das heißt die Kameras wurden an einem in der Uferböschung verankerten Pflock auf ungefährer Augenhöhe eines Fischotters, also rund 25 bis 30 Zentimeter über dem Boden, angebracht, um ein erfolgreiches Erkennen durch die Bewegungssensoren der Fotofalle zu ermöglichen (Abbildung 6.5, 6.6).



Abbildung 6.3: Unter Brücken angebrachte Fotofallen lichten die Fischotter beim Aufsuchen ihrer Markierplätze ab. Foto: Lisa Herold



Abbildung 6.4: Die Fotofallen werden einmal im Monat kontrolliert, um die Daten auszulesen und zu sichern. Diesmal hat ein Otter sehr schön vor der Kamera posiert. Foto: Annette Nigl

6.2 Ergebnisse

Mit den Fotofallen lässt sich nachweisen, dass der Fischotter an allen größeren Gewässerläufen im Nationalpark vertreten ist. So konnte an 18 von 20 Fotofallenstandorten ein Bildnachweis des Otters erbracht werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass es zwei besonders aktive Zentren im Nationalpark gibt, an denen Otter sich mehrmals pro Woche aufhalten. Diese befinden sich im Reschbachtal bei Mauth und an der Großen Deffernik (siehe Abbildung 6.7). Hier werden Fischotter im Schnitt jeden zweiten bis dritten Tag von den Kameras erfasst. Weitere, vom Fischotter stärker frequentierte Standorte befinden sich an der Großen Ohe und am Regen außerhalb des Nationalparks. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass sich hier mehrere Reviere überschneiden (Quaglietta et al.,

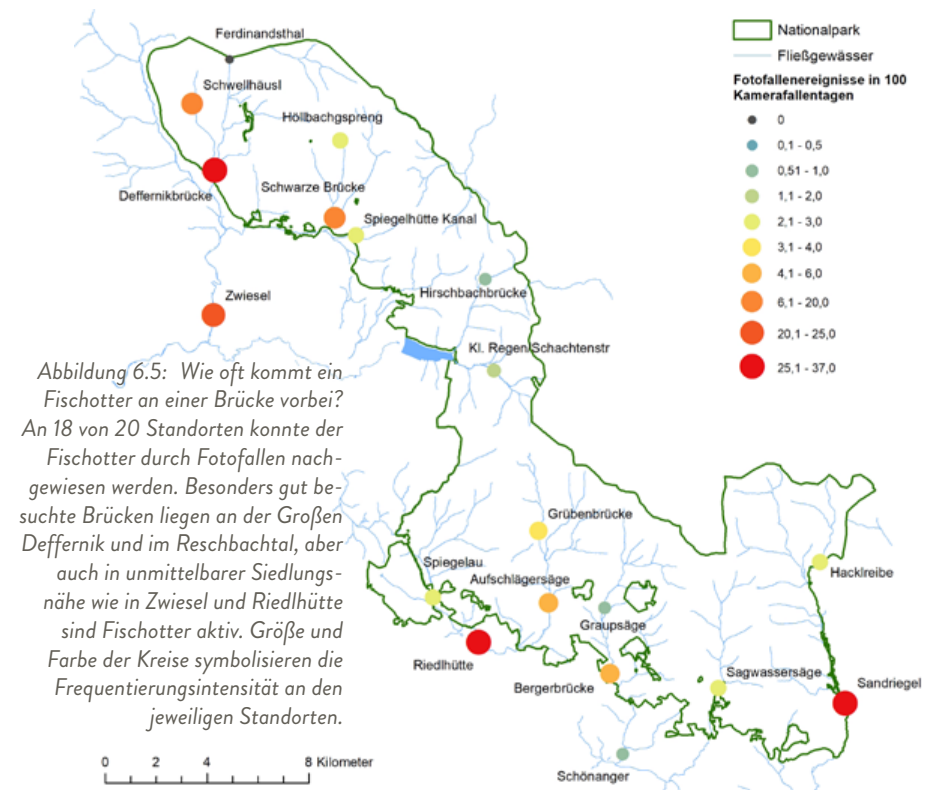


Abbildung 6.5: Wie oft kommt ein Fischotter an einer Brücke vorbei? An 18 von 20 Standorten konnte der Fischotter durch Fotofallen nachgewiesen werden. Besonders gut besuchte Brücken liegen an der Großen Deffernik und im Reschbachtal, aber auch in unmittelbarer Siedlungsnähe wie in Zwiesel und Riedlhütte sind Fischotter aktiv. Größe und Farbe der Kreise symbolisieren die Frequentierungsintensität an den jeweiligen Standorten.

2014, Kruuk, 2006). Andere Markierstellen, wie beispielsweise am Hirschbach und am Reschbach bei Finsterau, werden nur einmal pro Monat aufgesucht. Grund hierfür ist wahrscheinlich ein geringeres Nahrungsangebot an den kleineren Bächen der Oberläufe. Die Nähe zu Menschen scheint ihnen hierbei aber weniger auszumachen. Die meistbesuchten Standorte liegen größtenteils in unmittelbarer Siedlungsnähe, zum Beispiel bei Mauth, Riedlhütte und Zwiesel.

Anhand der gewonnenen Informationen über die Frequentierung der Fischotterbrücken konnte bereits eine Sammelstrategie für das genetische Monitoring entworfen werden, das im Herbst 2021 erstmals in dieser Form durchgeführt wurde. Im Zweiwochenrhythmus werden in einem Zeitraum von insgesamt vier Wochen die Brücken im Nord- und Südteil des Nationalparks nach Losung kontrolliert, die für die genetische Analyse gesammelt wird. Dabei orientieren sich die Kontrollrunden an den Fischotterhotspots. Diese werden jeden Tag abgesucht, während weniger besuchte Brücken nur jeden zweiten Tag kontrolliert werden. So wird bei geringerem Zeitaufwand eine möglichst breite Flächenabdeckung gewährleistet, mit höheren Erfolgchancen frische Otterlosung zu finden.

Die Auswertung der Aktivitätszeiträume zeigt, dass die Fischotter im Nationalpark vor allem dämmerungs- und nachtaktiv sind. Einen besonderen Anstieg in der Aktivität lässt sich, wie bereits andere Studien zeigten, in der Abenddämmerung nach Sonnenuntergang beobachten (siehe Abbildung 6.8) (García de Leaniz et al., 2006, Gil-Sánchez & Antorán-Pilar, 2020). Tagsüber suchen sie äußerst selten die Markierorte auf. Außerdem ist eine deutliche Abnahme der Sichtungen in den Sommermonaten im Vergleich zu Frühlings- und Wintermonaten zu erkennen (Abbildung 6.9). Dies deckt sich mit Beobachtungen aus früheren Studien zum Markierverhalten der Otter, in denen die meisten Losungsnachweise im Winter und die geringste Anzahl von Nachweisen in den Sommermonaten, also Juni bis August, gefunden wurden (Kalz et al., 2006, Rivera et al., 2019). Die Gründe für dieses Verhalten sind noch nicht ausreichend untersucht, werden aber beispielsweise mit der Aufzucht der Jungen, der Paarungszeit und Veränderungen in der Nahrungsverfügbarkeit in Verbindung gebracht (Kruuk 2006).

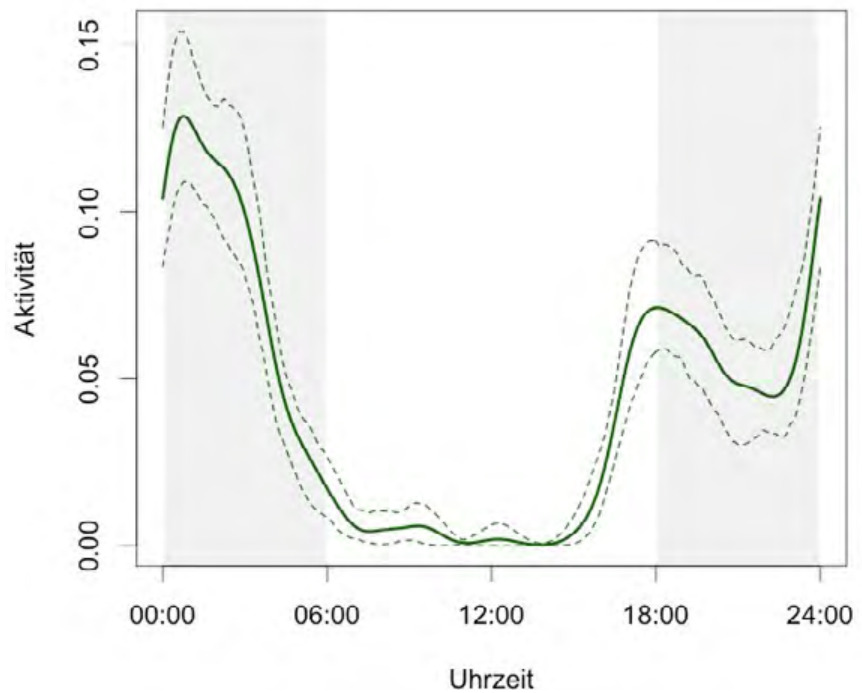


Abbildung 6.6: Die Fischotter im Nationalpark sind in der Nacht und Dämmerung (graue Kennzeichnung) aktiv. Vor allem kurz nach Sonnenuntergang werden sie munter.

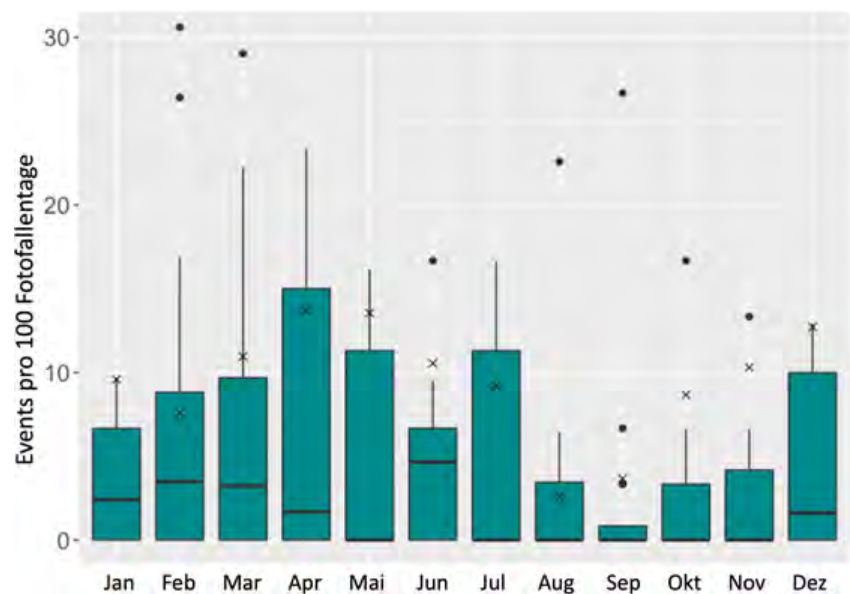


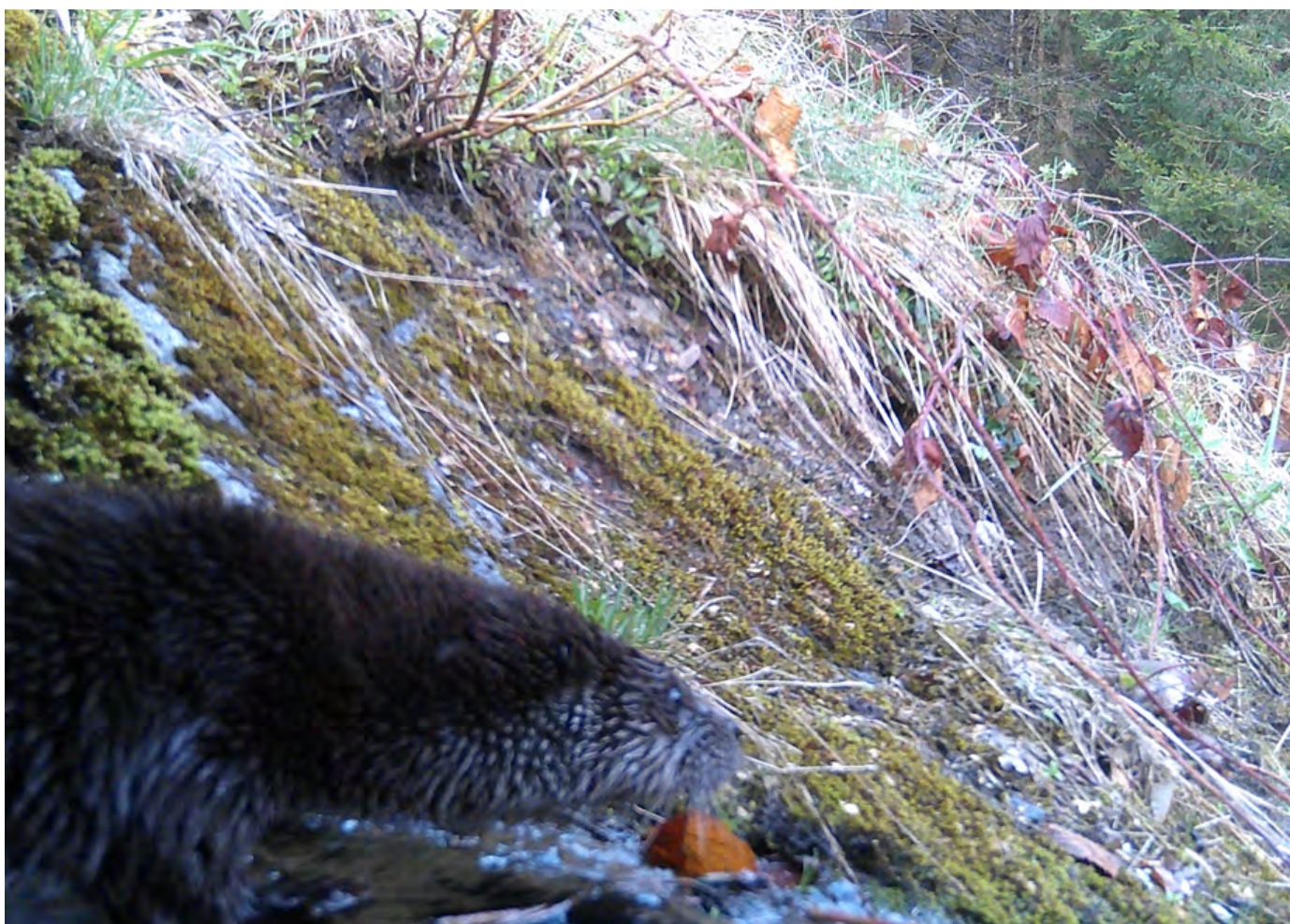
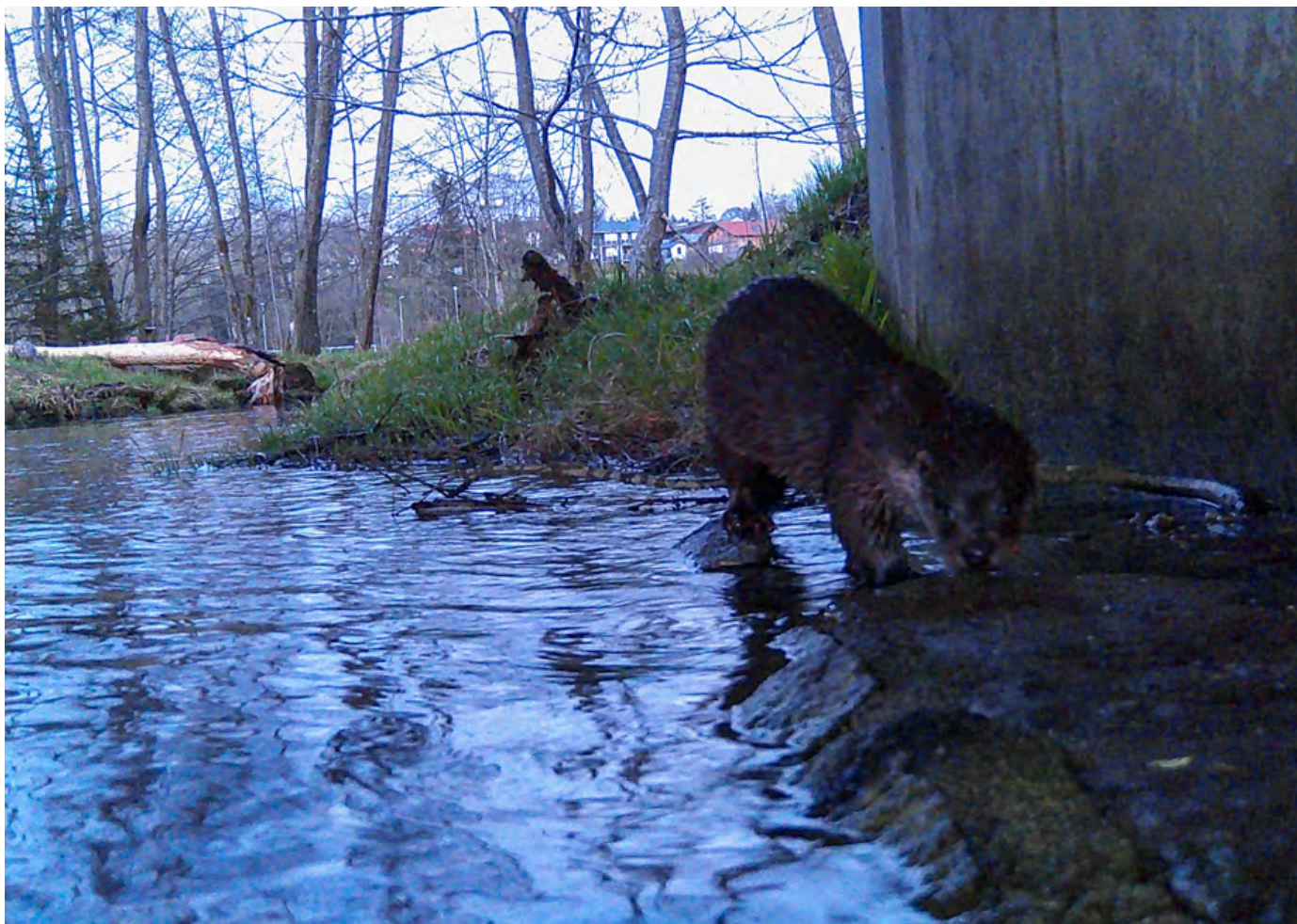
Abbildung 6.7: Vor allem in den Frühlingsmonaten wurden Fischotter an ihren Markierungsstellen unter den Brücken gesichtet. Im Sommer sind sie dort hingegen seltener zu beobachten.

Im Zeitraum zwischen Februar und April 2021 gab es insgesamt neun verschiedene Sichtungen von gemeinsamen Besuchen an den Markierungsstellen an insgesamt vier Standorten. Es könnte sich hierbei entweder um Pärchen oder Familienverbände aus Muttertier und Jungtier aus dem Vorjahr handeln, da sich die erwachsenen Tiere normalerweise aus dem Weg gehen. Eine feste Paarungszeit ist für Fischotter nicht bekannt, Jungtiere werden das ganze Jahr über gesichtet, wenn auch von saisonalen Spitzen während

der Sommermonate Juni bis August in der Geburtenrate bei Ottern in Ostdeutschland berichtet wurde (Mason & McDonald, 1987, Hauer et al., 2002).

Schon jetzt hat das Fotofallenmonitoring wichtige Einblicke in die Verbreitung und Aktivität der Fischotter im Nationalpark geben können. Zusammen mit den gesammelten Genetikdaten wird sich in Zukunft ein noch klareres Bild der Bayerwald-Population zeichnen lassen.







6.4 Literatur

- GARCÍA DE LEANIZ C, FORMAN DW, DAVIES S, THOMSON A (2006) Non- intrusive monitoring of otters (*Lutra lutra*) using infrared technology. *J Zool* 270(4):577–584
- GIL-SÁNCHEZ, J. M., & ANTORÁN-PILAR, E. (2020). Camera-trapping for abundance estimation of otters in seasonal rivers: a field evaluation. *European Journal of Wildlife Research*, 66(5), 1-8.
- GRIESAU, A. & SOMMER, R. (2005): Der Einfluss von polychlorierten Biphenylen und Organochlorpestiziden auf den Fischotter *Lutra lutra* (L., 1758) in Mecklenburg-Vorpommern. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 30: Seite 273 – 287
- GRIMMBERGER, E. (2017). Fischotter. *Lutra lutra*. Die Säugetiere Mitteleuropas. Quelle & Meyer, 490-495.
- HAUER, S., ANSORGE, H., & ZINKE, O. (2002). Reproductive performance of otters *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Eastern Germany: low reproduction in a long-term strategy. *Biological Journal of the Linnean Society*, 77(3), 329-340.
- JIMENEZ, F., & RUIFERNÁNDEZ, J. M. (1999). Distribution of human hair in follicular units: a mathematical model for estimating the donor size in follicular unit transplantation. *Dermatologic surgery*, 25(4), 294-298.
- KALZ B, JEWGENOW K, FICKEL J (2006) Structure of an otter (*Lutra lutra*) population in Germany—results of DNA and hormone analyses from faecal samples. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 71(6):321–335
- KRUUK, H., & KRUUK, S. P. O. N. H. (2006). *Otters: ecology, behaviour and conservation*. Oxford University Press.
- LAMPA S, MIHOUB J-B, GRUBER B, KLENKE R, HENLE K (2015) Non-Invasive Genetic Mark-Recapture as a Means to Study Population Sizes and Marking Behaviour of the Elusive Eurasian Otter (*Lutra lutra*). *PLoS ONE* 10(5): e0125684.
- MASON, C. F., & MACDONALD, S. M. (1987). The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: an evaluation. *Biological conservation*, 41(3), 167-177.
- MACDONALD SM, MASON CF (1994) Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western Palaearctic. *Nat Environ* 67:1–54



- MARTIN, E. A., HEURICH, M., MÜLLER, J., BUFKA, L., BUBLIY, O., & FICKEL, J. (2017). Genetic variability and size estimates of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) population in the Bohemian Forest Ecosystem. *Mammalian Biology*, 86, 42-47.
- ORAZI, V., HAGGE, J., GOSSNER, M. M., MÜLLER, J., & HEURICH, M. (2022). A Biodiversity Boost From the Eurasian Beaver (*Castor fiber*) in Germany's Oldest National Park. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10.
- QUAGLIETTA, L., FONSECA, V. C., MIRA, A., & BOITANI, L. (2014). Sociospatial organization of a solitary carnivore, the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Journal of Mammalogy*, 95(1), 140-150.
- REUTHER, C. (1993): *Der Fischotter. Lebensweise und Schutzmaßnahmen*. Naturbuch-Verlag.
- RIVERA, N. A., TOTONI, S., MONICK, K., TIAN, T., GREEN, M. L., NOVAKOFSKI, J., & MATEUS-PINILLA, N. E. (2019). A comparison of three methods to evaluate otter latrine activity. *Wildlife Society Bulletin*, 43(1), 198-207.
- Roos, A., Loy, A., Savage, M. & Kranz, A. (2021). *Lutra lutra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T12419A164578163.
- RUIZ-OLMO, J., SAAVEDRA, D., & JIMÉNEZ, J. (2001). Testing the surveys and visual and track censuses of Eurasian otters (*Lutra lutra*). *Journal of Zoology*, 253(3), 359-369.
- SCHREIBER, R., BECK, R., BAYERL, H., CHLEBA, N., FRIEDRICH, M., LUDT, C., HAHN, N., (2008). *Wildtier und Mensch Im Dreiländereck Bayern-Tschechien-Österreich. Am Beispiel des Fischotters. Abschlussbericht*. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, pp. 13–33.
- WAGNER, J., FRIEDRICH, M. & BAYERL, H. (2010). *Fischotter in Bayern*. LWF aktuell, 79, 13.
- ZIRKER, A. & HEURICH, M. (2004). *Der Fischotter ist zurück*. LWF aktuell, 44, 2004.
- FISCHOTTERMANAGEMENTPLAN. (2013). LfL. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. <https://www.lfl.bayern.de/iab/kulturlandschaft/225523/index.php>
- FISCHOTTER-VERBREITUNG IN BAYERN, DEUTSCHLAND UND EUROPA. (o. D.). Bund Naturschutz in Bayern e.V. Abgerufen am 20. Oktober 2021, von <https://www.bund-naturschutz.de/tiere-in-bayern/fischotter/verbreitung>



Abbildung 6.10: Diese Hirschkuh verbrachte mehrere Wochen mit ihrem Kalb an dem gut geschützten Waldstandort.

7 EINFLÜSSE VON MENSCHLICHEN AKTIVITÄTEN AUF ROTHIRSCH, WILDSCHWEIN, LUCHS UND CO.

Anne Peters

7.1 Hintergründe und Motivation

Outdooraktivitäten wie Wandern und Radfahren haben in den letzten Jahrzehnten zunehmend an Beliebtheit gewonnen (Mayer & Woltering 2017); ein Trend, der sich mit gut 1,3 Millionen Besuchern jährlich auch im Nationalpark Bayerischer Wald widerspiegelt. Während sich Aktivitäten in der Natur positive auf das Wohlbefinden von Menschen auswirken, können sie Wildtiere unter Umständen nachteilig beeinflussen (Larson et al., 2016; Thomsen et al., 2018). Reaktionen auf Outdooraktivitäten umfassen u.a. ein verstärktes Fluchtverhalten, eine veränderte Nahrungsaufnahme, erhöhte Stresslevel sowie eine Meidung von Gebieten und Tageszeiten, in denen menschliche Aktivitäten stattfinden (Belotti et al., 2018; Gaynor et al., 2018; Ordiz et al., 2015; Westekemper et al., 2018; Zwijacz-Kozica et al., 2013). Zudem werden die Populationen von Wildschwein und Rothirsch in den Randgebieten des Nationalparks jagdlich reguliert, um die natürliche Verjüngung der Wälder zu unterstützen und Schäden auf den Nationalpark angrenzenden Flächen zu vermindern (siehe Kapitel „Rothirsch, Wildschwein und Co. – Huftiere im Nationalpark Bayerischer Wald“). Um der zusätzlichen Störung

durch Bejagung auszuweichen, zeigen Wildtiere ähnliche Verhaltensänderungen wie bei Störungen durch Outdooraktivitäten und ändern ihr Bewegungsverhalten, die Nutzung von bestimmten Gebieten und ihre zeitliche Aktivität (Little et al., 2016; Parsons et al., 2022; Stillfried et al., 2015).

Viele Wildtiere sind sowohl mit Störungen durch Outdooraktivitäten wie auch Bejagung konfrontiert. Die Anzahl an wissenschaftlichen Studien, die sich mit den Effekten eines simultanen Auftretens dieser beiden Störungsquellen in Raum und Zeit auf das Verhalten von Wildtieren beschäftigen, ist jedoch gering. Dies liegt zum einen daran, dass es oft schwierig ist, detaillierte Informationen zu menschlichen Aktivitäten in einem Gebiet zu erfassen. Zum anderen stellt die Differenzierung der Effekte verschiedener Störungen eine Herausforderung dar. Ziel des Projekts ist es daher, die Auswirkungen von Outdooraktivitäten und Bejagung auf Wildtiere zu erfassen, um so auf wissenschaftlichen Erkenntnissen basierende Managementmaßnahmen herzuleiten, die die Koexistenz von Menschen und Wildtieren verbessern können.

7.2 Fotofallenaufbau

Von November 2020 bis Anfang Dezember 2021 wurden insgesamt 122 Kamerafallen ausgebracht. Kameras wurden an 61 zufällig ausgewählten Standorten an Wanderwegen mit mindestens 1 km Abstand zueinander aufgestellt. Zusätzlich wurden in 100 m Entfernung zu der Wegkamera jeweils eine Kamera im Wald platziert (Abbildung 7.3). Das Studiendesign wurde so gewählt, um die Auswirkungen von menschlichen Aktivitäten auf das Vorkommen und die Aktivität von Wildtieren auf Wanderwegen und in Wäldern vergleichen zu können. Die Kameras wurden so angebracht, dass sich die Linse 50 cm über dem Boden bzw. der Wegoberfläche befand, um vor allem mittelgroße bis große Säu-

getiere aufzunehmen. Alle Kameras waren mit einem Schwarzlichtblitz ausgestattet, da dieser auch für Tiere nicht sichtbar ist, wodurch eine Störung der Wildtiere durch helles Blitzlicht verhindert wurde. Nach dem Auslösen der Kamera wurden drei Bilder hintereinander mit minimaler Verzögerung aufgenommen. Zudem nahmen die Kameras alle 24 Stunden ein Foto auf, wodurch nachvollzogen werden konnte, ob die Kamera aufgrund von leeren Batterien, einer vollen Speicherkarte oder Schnee vor der Linse ausgefallen war. Batterien und Speicherkarten wurden alle zwei Monate während einer Kamerafallenkontrolle ausgetauscht.



Abbildung 7.1: Trotz Schwarzblitz nehmen die Tiere die Kameras wahr. Vermutlich, da sie das Geräusch der sich schließenden Linse hören. Links: Eine Wildschweinfamilie posierte regelmäßig an diesem Waldstandort. Rechts: Ein Wildschwein schnüffelt neugierig an der Kamerafalle.

Die aufgezeichneten Bilder wurden mit dem Open-Source-Erkennungsmodell MegaDetector (Beery et al., 2019) klassifiziert, um leere Bilder und Bilder herauszufiltern, die ausschließlich Menschen enthielten. Menschen wurden zudem automatisch geschwärzt, so dass Personen unkenntlich waren. Anschließend wurden die Bilder manuell klassifiziert, um die auf dem Bild sichtbare Tierart zu bestimmen. Die Anzahl an Menschen, die auf Wegkameras aufgezeichnet wurden, wurden genutzt, um die Intensität von Outdooraktivitäten an einem Kamerastandort zu bestimmen. Der Jagddruck in der Jagdstrecke wurde anhand der Jagdstrecke bestimmt.

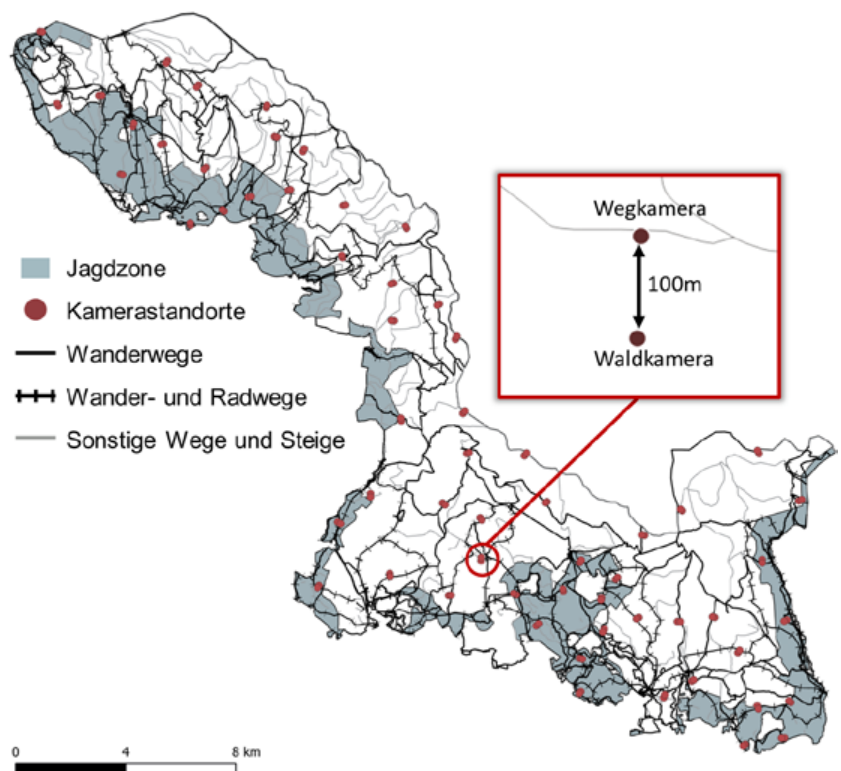


Abbildung 7.2: Karte des Nationalparks Bayerischer Wald. Die Jagdzone ist in grau dargestellt, rote Punkte zeigen Kamerastandorte. Schwarze Linien stellen markierte Wanderwege dar während schwarze Linien mit Querstrichen Wege darstellen, die auch von Radfahrern genutzt werden dürfen. Sonstige Wege und Steige sind als graue Linien abgebildet.

7.3 Ergebnisse

Insgesamt wurden 22 Säugetierarten und 12 Vogelarten von den Kamerafallen dokumentiert (Tabelle 7.1). Darunter waren auch einige seltene und geschützte Arten wie Luchs, Wolf, Wildkatze, Fischotter, Baummarder, Auerhuhn und Waldschnepfe. Vor allem kleinere Arten und Vögel wurden jedoch nur selten aufgezeichnet, da das Kameradesign für die Erfassung von mittelgroßen bis großen Säugetiere ausgelegt war. Rothirsche

waren dabei die am häufigsten erfasste Huftierart, gefolgt von Wildschweinen und schließlich Rehen. Von den mittelgroßen Raubtieren wurde der Rotfuchs am häufigsten erfasst während der Luchs das am häufigsten aufgenommene große Raubtier war. In weiteren Auswertungen wurden daher Daten von Rothirsch, Reh, Wildschwein, Luchs und Rotfuchs miteinbezogen.

Tabelle 7.1: Anzahl an Beobachtungen von mit Kamerafallen dokumentierte Tierarten auf Wegen und in umliegenden Waldgebieten von November 2020 bis Dezember 2021.

Deutscher Name	Beobachtungen auf dem Weg	Beobachtungen im Wald
Rothirsch	1389	1387
Rotfuchs	1066	146
Reh	527	813
Wildschwein	511	1096
Hase	411	70
Luchs	296	28
Hauskatze	204	1
Dachs	105	36
Baummarder	31	50
Wolf	17	10
Ringeltaube	14	3
Auerhuhn	14	1
Eichelhäher	13	3
Eichhörnchen	11	11
Wildkatze	10	0
Unbekannte Marderart	9	14
Amsel	7	4

Deutscher Name	Beobachtungen auf dem Weg	Beobachtungen im Wald
Misteldrossel	4	2
Steinmarder	3	1
Unbekannte Mausart	3	20
Illtis	2	3
Hermelin	2	0
Sikahirsch	1	3
Marderhund	1	0
Otter	1	0
Biber	1	0
Braunbrustigel	1	0
Kohlmeise	1	0
Waldschnepfe	1	0
Weißrückenspecht	0	3
Buntspecht	0	1
Gimpel	0	1
Haselhuhn	0	1
Mäusebussard	0	1

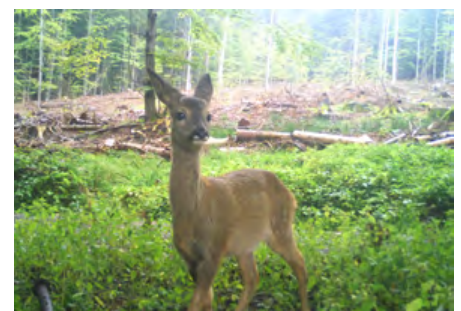


Abbildung 7.3: Rothirsch, Wildschwein und Reh (von links nach rechts) wurden am häufigsten von den Kameras aufgenommen.

Die Auswertungen der Anzahl der Beobachtungen auf Weg- und Waldkamas ergab, dass Rothirsch, Wildschwein und Reh häufiger im Wald als auf dem Weg aktiv sind. Allerdings steigt die Anzahl an Beobachtungen von allen drei Huftierarten auf den Wegen, wenn der Jagddruck in der Jagdzone des Nationalparks abnahm. Rothirsche wurden während den Monaten, in denen sie nicht bejagt wurden (Februar bis Mai), sogar häufiger auf Wegkamas aufgenommen als im Wald (Abbildung 7.5). Rotfüchse und Luchse wurden hingegen ganzjährig deutlich häufiger auf Wegen erfasst als im Wald (Abbildung 7.5). Dieses Verhalten ist typisch für Raubtiere, da Wege ihnen die Fortbewegung in ihrem Revier erleichtern (Bandak et al., 2020; Kays et al., 2017).

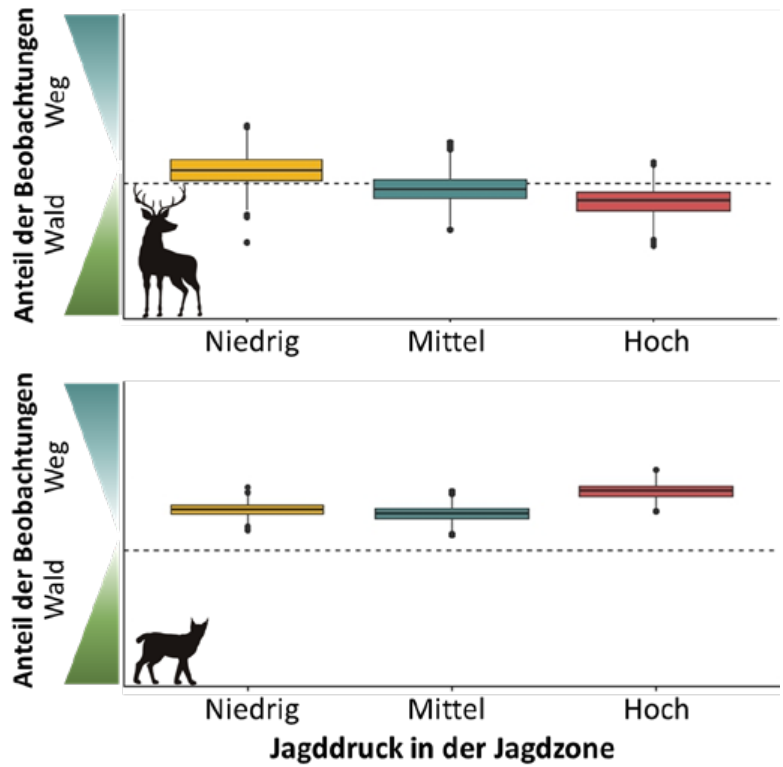


Abbildung 7.4: Rothirsche wurden häufiger auf Waldkamas aufgenommen, außer in Monaten, in denen sie in der Jagdzone nicht bejagt wurden. Luchse wurden ganzjährig häufiger auf Wegen beobachtet.



Abbildung 7.5: Luchs (oben links) und Fuchs mit Beute (oben rechts) auf einem Wanderweg, wo sie vor allem nachts aktiv waren. Reh (unten links) und Rothirsch (unten rechts) wurden meistens im Wald beobachtet.

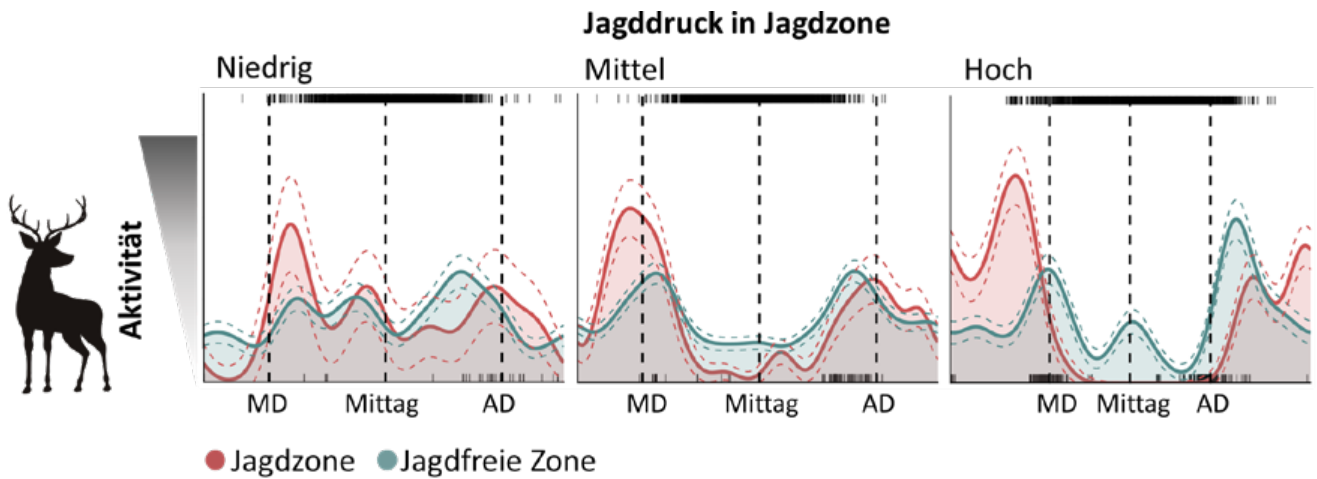


Abbildung 7.6: Aktivitätskurven von Rothirschen auf Waldkameras in der Nähe von Wanderwegen mit geringer menschlicher Nutzung. In der jagdfreien Zone sind die Tiere über das ganze Jahr hinweg auch tagsüber aktiv. In der Jagdzone werden Rothirsche umso nachtaktiver, umso höher der Jagddruck ist. MD = Morgendämmerung. Mittag: Höchststand der Sonne. AD = Abenddämmerung. Obere schwarze Markierungen = Intensität von Outdooraktivitäten auf nahegelegenen Wegen. Untere schwarze Markierungen = Jagdevents.

Eine Auswertung der zeitlichen Aktivität hat ergeben, dass Rothirsche auf Wanderwegen unabhängig von der Störungsintensität eher nachtaktiv waren. Im Wald reagierten Rothirsche sowohl auf die Intensität von Erholungsaktivitäten auf Wegen als auch auf Jagddruck und wurden umso tagaktiver, je geringer die Störung war. So waren Rothirsche im Wald, mit abnehmendem Jagddruck sowie mit zunehmender Entfernung zur Jagdzone deutlich tagaktiver (Abbildung 7.7).

Wildschweine wurden ganzjährig bejagt und waren sowohl auf den Wegen als auch im Wald hauptsächlich nachtaktiv, unabhängig von der Störungsintensität. Nur bei mittlerem Jagddruck, also in den Sommermonaten von Juni bis September, waren Wildschweine im Wald tagsüber aktiver, wenn die menschliche Aktivität auf den Wegen gering war.

Rehe waren unabhängig von der Intensität menschlicher Aktivitäten vorrangig tagaktiv, mit Aktivitätsspitzen am Morgen und am Nachmittag (Abbildung 7.9). Zum einen werden Rehe seit 2012 im Nationalpark nicht mehr bejagt und haben vermutlich gelernt, dass Menschen für sie keine große Gefahr darstellen. Zudem können Rehe dadurch, dass sie am Tag aktiv sind, Begegnungen mit Luchsen vermeiden, die hauptsächlich nachts jagen und sich im Nationalpark Bayerischer Wald vor allem von Rehen ernähren (Filla et al., 2017; Heurich et al., 2012). Bei hohem Jagddruck reagierten Rehe jedoch auf die zunehmende Störung und verlagerten ihre Aktivität in den frühen Morgen und späten Abend hinein und waren v.a. in der Jagdzone eher dämmerungsaktiv, sowohl auf den Wegen als auch im Wald.

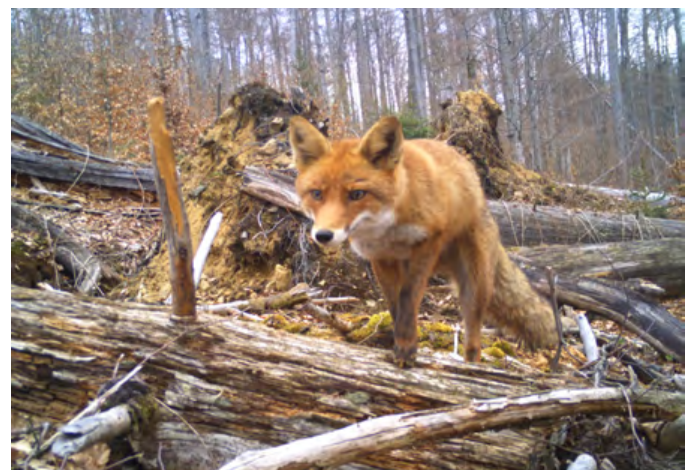
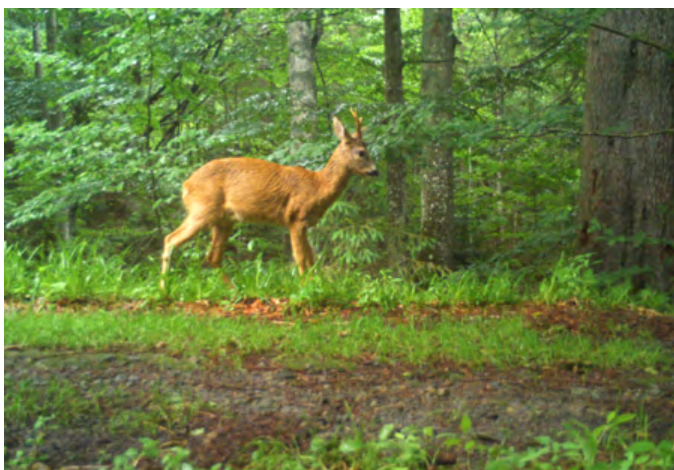


Abbildung 7.7: Ein Rehbock am frühen Morgen auf einem Wanderweg (links). Während sie auf Wegen meist nachtaktiv waren, wurden Füchse an Waldstandorten häufig tagsüber aufgenommen (rechts).

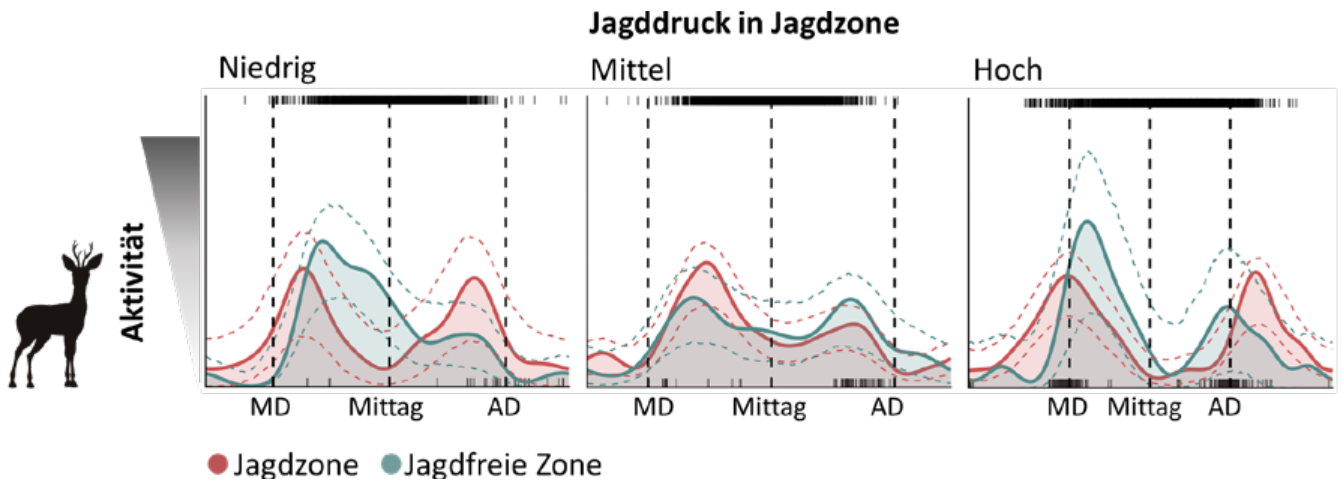


Abbildung 7.8: Aktivitätskurven von Rehen auf Waldkameras in der Nähe von Wanderwegen mit geringer menschlicher Nutzung. Rehe waren meist tagsüber aktiv. War der Jagddruck in der Jagdzone hoch, reduzierten Rehe ihre Aktivität am Tag und waren eher während der Dämmerung aktiv. MD = Morgendämmerung. Mittag: Höchststand der Sonne. AD = Abenddämmerung. Obere schwarze Markierungen = Intensität von Outdooraktivitäten auf nahegelegenen Wegen. Untere schwarze Markierungen = Jagdevents.

Rotfüchse waren auf Wegen vor allem nachts aktiv, während sie im Wald deutlich tagaktiver waren. Zudem wurden Rotfüchse tagaktiver, wenn der Jagddruck abnahm. Da Luchse nur sehr selten auf Waldkameras erfasst wurden, wurde ihre zeitliche Aktivität nur anhand von Daten von Wegkameras ausgewertet. Luchse waren vor allem nachts aktiv mit wenig Varianz zwischen verschiedenen Störungsintensitäten und verlagerten ihre Aktivität im Sommer (Juni bis September) nur leicht in den Tag hinein.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass Wildtiere Zeiten und Gebiete, die mit höherer menschlicher Störung verknüpft sind, meiden. Vor allem die Jagdintensität in der Jagdzone hat einen großen Einfluss auf die zeitliche Aktivität von Wildtieren. Bejagte Arten (Rothirsch und Wildschwein) zeigten eine deutlichere zeitliche Meidung von menschlichen Aktivitäten, wenn der Jagddruck in

der Jagdzone höher war und somit das Risiko, dass Menschen eine Gefahr für sie darstellen. Aber auch Reh und Rotfuchs zeigten eine stärkere zeitliche Meidung von menschlichen Aktivitäten, wenn der Jagddruck in der Jagdzone des Nationalparks hoch war, obwohl die Jagd im Nationalpark keine Gefahr für sie darstellt. Allerdings werden Rehe und Rotfüchse außerhalb der Nationalparkgrenzen bejagt. Durch Erfahrungen in umliegenden Gebieten haben sie vermutlich gelernt, bei häufig auftretenden Störungen durch Jagd (laute Geräusche etc.) das Risiko einem Menschen zu begegnen so weit wie möglich zu verringern. Für die Praxis unterstreichen die Ergebnisse, wie wichtig große jagdfreie Gebiete und vor allem jagdfreie Zeiten sind, um ein natürliches und ungestörtes Verhalten von Wildtieren zu ermöglichen.



Abbildung 7.9: Ein Rothirsch ruhte gut eine Stunde vor der Kamerafalle an einem Waldstandort.



Ein Luchs posiert auf einem Baumstamm vor der Kamera.



Luchse wurden gelegentlich auch tagsüber auf Wegen aufgenommen.



Zwei Rehböcke während einem Territorialkampf, der sich direkt vor der Fotofalle abspielte.



Ein Auerhuhn-Pärchen an einem Wegstandort. Die Henne war wenig erfreut, fotografiert zu werden.



Selten zu beobachten in diesem Projekt: Wolf (links) und Wildkatze, hier mit Beute im Maul (rechts).



7.4 Literatur

- Bandak, S., Sarno, R., Peterson, M., Farkas, D., & Grigione, M. (2020). Active Humans, Inactive Carnivores, and Hiking Trails within a Suburban Preserve. *Suburban Sustainability*, 6(1). <https://doi.org/10.5038/2164-0866.6.1.1032>
- Beery, S., Morris, D., Yang, S., Simon, M., Norouzzadeh, A., & Joshi, N. (2019). Efficient Pipeline for Automating Species ID in new Camera Trap Projects. *Biodiversity Information Science and Standards*, 3, e37222. <https://doi.org/10.3897/biss.3.37222>
- Belotti, E., Mayer, K., Kreisinger, J., Heurich, M., & Bufka, L. (2018). Recreational activities affect resting site selection and foraging time of Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Associazione Teriologica Italiana*.
- Filla, M., Premier, J., Magg, N., Dupke, C., Khorozyan, I., Waltert, M., Bufka, L., & Heurich, M. (2017). Habitat selection by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) is primarily driven by avoidance of human activity during day and prey availability during night. *Ecology and Evolution*, 7(16), 6367–6381. <https://doi.org/10.1002/ece3.3204>
- Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H., & Brashares, J. S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360(6394), 1232–1235. <https://doi.org/10.1126/science.aar7121>
- Heurich, M., Möst, L., Schauburger, G., Reulen, H., Sustr, P., & Hothorn, T. (2012). Survival and causes of death of European Roe Deer before and after Eurasian Lynx reintroduction in the Bavarian Forest National Park. *European Journal of Wildlife Research*, 58(3), 567–578. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0606-y>
- Kays, R., Parsons, A. W., Baker, M. C., Kalies, E. L., Forrester, T., Costello, R., Rota, C. T., Millspaugh, J. J., & McShea, W. J. (2017). Does hunting or hiking affect wildlife communities in protected areas? *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 242–252. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12700>
- Larson, C. L., Reed, S. E., Merenlender, A. M., & Crooks, K. R. (2016). Effects of Recreation on Animals Revealed as Widespread through a Global Systematic Review. *PLOS ONE*, 11(12), e0167259. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167259>
- Little, A. R., Webb, S. L., Demarais, S., Gee, K. L., Riffell, S. K., & Gaskamp, J. A. (2016). Hunting intensity alters movement behaviour of white-tailed deer. *Basic and Applied Ecology*, 17(4), 360–369. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.12.003>
- Mayer M, Woltering M (2017) Nature tourism in Germany's protected areas. In: Nature Tourism, eds. JS Chen & NK Prebensen, pp. 131–145. Oxford, UK: Routledge.
- Ordiz, A., Milleret, C., Kindberg, J., Månsson, J., Wabakken, P., Swenson, J. E., & Sand, H. (2015). Wolves, people, and brown bears influence the expansion of the recolonizing wolf population in Scandinavia. *Ecosphere*, 6(12), art284. <https://doi.org/10.1890/ES15-00243.1>
- Parsons, A. W., Wikelski, M., Keeves von Wolff, B., Dodel, J., & Kays, R. (2022). Intensive hunting changes human-wildlife relationships. *PeerJ*, 10, e14159. <https://doi.org/10.7717/peerj.14159>
- Stillfried, M., Belant, J. L., Svoboda, N. J., Beyer, D. E., & Kramer-Schadt, S. (2015). When top predators become prey: Black bears alter movement behaviour in response to hunting pressure. *Behavioural Processes*, 120, 30–39. <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2015.08.003>
- Thomsen, J. M., Powell, R. B., & Monz, C. (2018). A Systematic Review of the Physical and Mental Health Benefits of Wildland Recreation. *Journal of Park and Recreation Administration*, 36(1), 123–148. <https://doi.org/10.18666/JPra-2018-V36-11-8095>
- Westekemper, K., Reinecke, H., Signer, J., Meißner, M., Herzog, S., & Balkenhol, N. (2018). Stay on trails – effects of human recreation on the spatiotemporal behavior of red deer *Cervus elaphus* in a German national park. *Wildlife Biology*, 2018(1). <https://doi.org/10.2981/wlb.00403>
- Wright, S. J., Heurich, M., Buchmann, C. M., Böcker, R., & Schurr, F. M. (2020). The importance of individual movement and feeding behaviour for long-distance seed dispersal by red deer: a data-driven model. *Movement ecology*, 8(1), 1-15.
- Zwijacz-Kozica, T., Selva, N., Barja, I., Silván, G., Martínez-Fernández, L., Illera, J. C., & Jodłowski, M. (2013). Concentration of fecal cortisol metabolites in chamois in relation to tourist pressure in Tatra National Park (South Poland). *Acta Theriologica*, 58(2), 215–222. <https://doi.org/10.1007/s13364-012-0108-7>

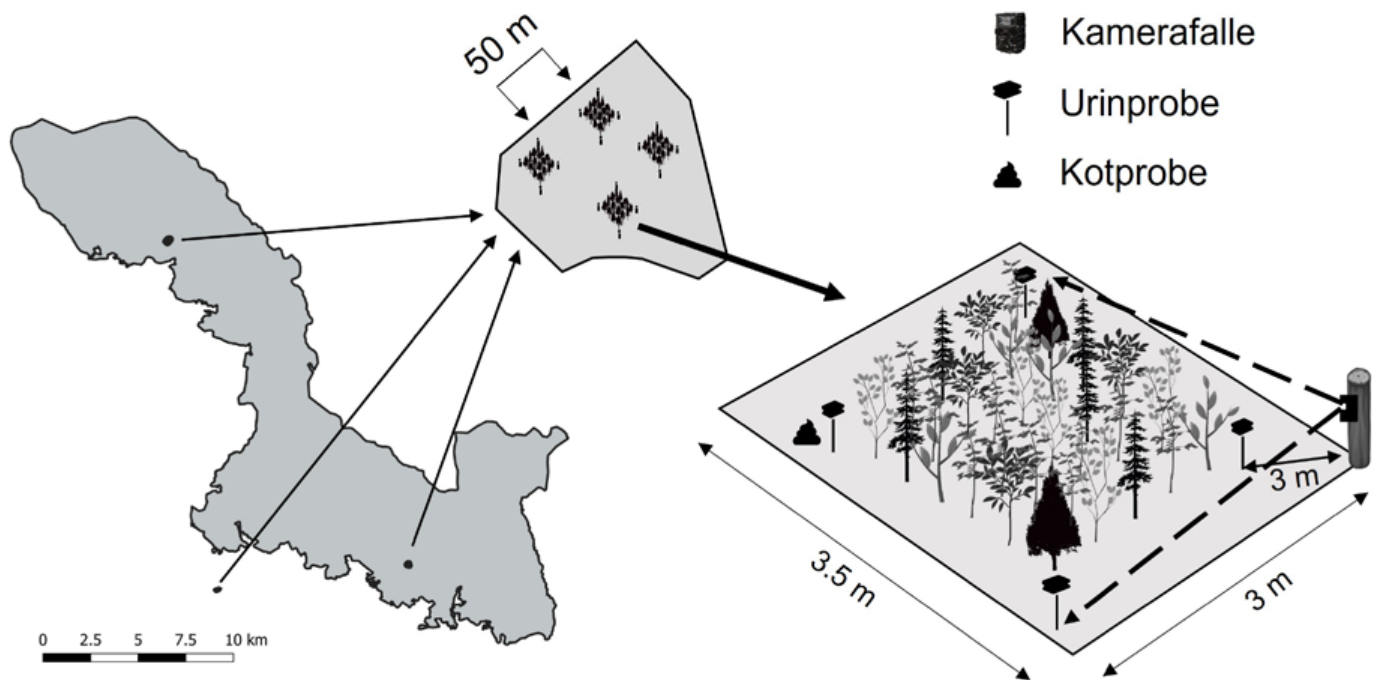


Abbildung 7.11: Darstellung der Standorte der drei Rotwildgehege und Gestaltung der Versuchsflächen innerhalb der Gehege.

8 WELCHEN EINFLUSS HABEN RAUBTIERE AUF IHRE BEUTETIERE UND DIE WALDENTWICKLUNG

Suzanne van Beeck Calkoen, Marco Heurich

8.1 Hintergründe und Motivation

In den vergangenen Jahrzehnten wurde nicht nur das Böhmerwaldökosystem, sondern auch weite Teile von Europa wieder durch große Beutegreifer besiedelt (Chapron et al., 2014). Grundlage dieser Entwicklung war ein Wandel in der gesellschaftlichen Einstellung gegenüber großen Beutegreifern in westlichen Industrienationen, welcher schließlich auch zu deren strengen gesetzlichen Schutz führte. Mit der Rückkehr dieser Arten stellt sich die Frage, welche Rolle sie im Ökosystem spielen und ob sie im Wildtiermanagement berücksichtigt werden müssen.

In den vergangenen Jahren wurde eine steigende Zahl von Studien veröffentlicht, die darauf hindeuten, dass große Beutegreifer Effekte auf Ökosysteme haben können, indem sie über ihre Beutetiere auch die Vegetationsentwicklung beeinflussen (Kuijper et al., 2016). Dabei wirken große Beutegreifer über zwei Wege auf ihre Beutetiere ein: Zum Einen direkt, indem sie Beutetiere töten und so ihre Anzahl verändern (McLaren & Peterson, 1994; Messier, 1994; Ripple & Beschta, 2004). Zum Anderen können sie das Verhalten der Beutetiere ändern, indem sie ihre räumlichen Nutzungs- und Aktivitätsmuster beeinflussen (Bonnot et al., 2020; Kuijper et al., 2015; Latombe et al., 2014; Lima & Dill, 1990;) oder ihre Wachsamkeit und/oder die Gruppengröße erhöhen (Périquet et al., 2010). Diese tödlichen und nicht-

tödlichen Wirkungen der großen Beutegreifer beeinflussen auch das Nahrungsverhalten ihrer Beutetiere dahingehend, dass sich die Verbissintensität reduziert und die räumlichen Muster des Verbisses und der Nahrungsselektion verändern (Brown & Kotler, 2004; Hernández & Laundré, 2005; Kuijper et al., 2013).

Das Ziel dieser Studie war es den Einfluss des Lauerjägers Luchs und des Hetzjägers Wolf auf das Nahrungsverhalten der Hufart Rotwild zu untersuchen. Der Rothirsch wurde ausgewählt, weil er eine wichtige Beuteart sowohl für Wölfe als auch für Luchse ist (Jędrzejewski et al., 2002; Okarma et al., 1997). Deshalb wurde erwartet, dass Rothirsche auf den Versuchsflächen mit dem Geruch von großen Beutegreifern ihr Sicherungsverhalten verstärken und die Versuchsflächen weniger häufig und wenn, dann nur kurz besuchen, was zu einer geringeren Verbissintensität, aber zu einer stärkeren Selektion der von ihnen bevorzugten Baumarten führt, um die höheren Kosten des möglichen Gefressen-Werdens auszugleichen. Zuletzt, wurde erwartet, dass die oben genannten Effekte stärker auf den Versuchsflächen mit Luchsgeruch sind, der seine Beute durch einen Überraschungsangriff tötet, als auf Flächen mit dem Geruch des Hetzjägers Wolfs.

8.2 Fotofalleneinsatz zum Beobachten der Rothirsche

Die Auswirkungen des Risikos von Raubtieren gefressen zu werden auf die Nahrungswahl und das Sicherungsverhalten des Rotwilds wurden in drei verschiedenen Rotwildgehegen im und um den Nationalpark Bayerischer Wald untersucht. Innerhalb jeden Geheges wurden vier Versuchsflächen angelegt (Abbildung 8.1). Jede Versuchsfläche enthielt Urin und Kot vom Wolf, vom Luchs und von der Kuh oder eine Kontrollbehandlung mit Wasser. Der Geruch von Kühen wurde verwendet, um einen unbekanntes, ungefährlichen Geruch darzustellen. Auf jeder Versuchsfläche wurden insgesamt 30 Bäume der jeweils fünf häufigsten Baumarten des Nationalparks Bayerischer Wald gepflanzt, also Fichte, Weißtanne, Rotbuche, Vogelbeere und Bergahorn, die sich in ihrer Bevorzugung durch den Rothirsch unterscheiden. An jeder Ecke wurde ein Holzstab mit einem darauf angebrachten Schwamm zum Auftragen des Urins beziehungsweise Kots oder Wassers platziert (Abbildung 8.1).

Auf jeder Versuchsfläche wurde das Verhalten von Rothirschen mit einer Kamerafalle erfasst (Abbildung 8.1). Jede Kamera wurde bei Bewegung ausgelöst und zeichnete kurze Videos bei Tag

und Nacht auf. Es wurde neben der Bewegung, dem Fressverhalten und der Anzahl der Besuche auch das Sicherungsverhalten beobachtet. Dieses ist definiert als die Zeit, die ein Tier damit verbringt, seine Umgebung wahrzunehmen.

Für jeden Baum innerhalb einer Versuchsfläche wurde zweimal täglich der Verbiss gemessen, indem festgestellt wurde, ob der Leittrieb verbissen wurde und wie hoch die Anzahl verbissener Triebe der obersten zehn seitlichen Triebe war. Die Verbissintensität wurde anhand der Gesamtzahl der verbissenen Triebe und der Gesamtzahl am Baum vorhandener Triebe ermittelt. Zusätzlich wurden Baumart und Baumhöhe für jeden Baum erfasst. Um zu testen, ob die von Rothirsch gewählten Baumarten sich unter dem erhöhten Risiko gefressen zu werden veränderten, wurden die Baumarten in „bevorzugte“ und „weniger bevorzugte“ Gruppen eingeteilt. Basierend auf unseren Ergebnissen wurden Vogelbeere und Weißtanne als bevorzugte Baumarten und Bergahorn und Fichte als weniger bevorzugte Baumarten definiert.



Abbildung 8.1: Aufbau der Versuchsfläche mit Pflanzung der Baumarten und Holzstäbe mit Schwämmchen, auf die der Geruch ausgebracht wird

8.3 Ergebnisse

Diese Studie zeigte, dass Rothirsche ihre Besuchsdauer auf der Untersuchungsfläche reduzierten (Abbildung 8.4), ohne aber ihr Sicherungsverhalten in Anwesenheit des Geruchs großer Beutegreifer zu erhöhen. Obwohl Rothirsche die Versuchsfläche mit Luchsgeruch eher weniger besuchten, unterschied sich das Sicherungsverhalten statistisch nicht von den Flächen mit Kuhgeruch und liefert daher keinen Hinweis auf eine Reaktion der Tiere auf den Luchsgeruch. Anstatt ein stärkeres Sicherungsverhalten zu zeigen, meiden Rothirsche daher eher Standorte, die als gefährlicher wahrgenommen werden.

Zusätzlich zeigen die Ergebnisse, dass die Anwesenheit des Geruchs von Luchs und Wolf zu einer geringeren Verbissintensität führte (Abbildung 8.4). Obwohl Rothirsche eine deutliche Präferenz für bestimmte Baumarten zeigten, kompensierten sie die reduzierte Nahrungsaufnahme bei Anwesenheit von Großraubtiergeruch nicht dadurch, einen höheren Anteil der bevorzugten Baumarten zu fressen.

Im Gegensatz zur Erwartung wurden stärkere Effekte durch Wolfsgeruch als durch Luchsgeruch festgestellt, obwohl andere Studien stärkere Effekte durch Lauerjäger gefunden haben (Preisser et al., 2007; Wikenros et al., 2015). Das kann darauf zurückgeführt werden, dass Rothirsche nicht die Hauptbeutetiere von Luchsen, jedoch von Wölfen sind (Belotti et al., 2015; Jędrzejewski et al., 2012). Dementsprechend sind ihre Reaktionen gegenüber Luchsen geringer als gegenüber Wölfen.

Unsere Forschung zeigt, dass große Raubtiere das Nahrungssuchverhalten ihrer Beutetiere auf kleinen räumlichen Skalen verändern können. Unterschiede in der Verhaltensreaktion und der Verbissintensität als Reaktion auf ein unterschiedliches Risiko gefressen zu werden, könnten zu einer höheren Vielfalt in der Verjüngung von Wäldern führen, was langfristig positive Folgen für den Aufbau von Wäldern haben könnte.



Abbildung 8.2: Sicherungsverhalten beim Rothirsch.
Foto: Suzanne van Beek Calkoen

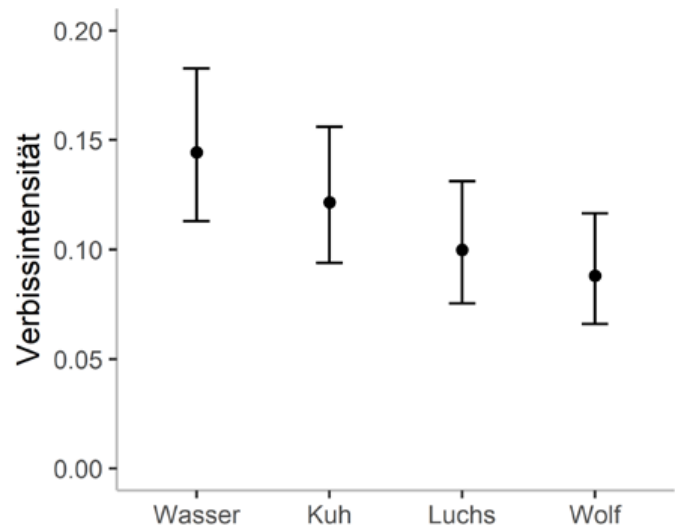
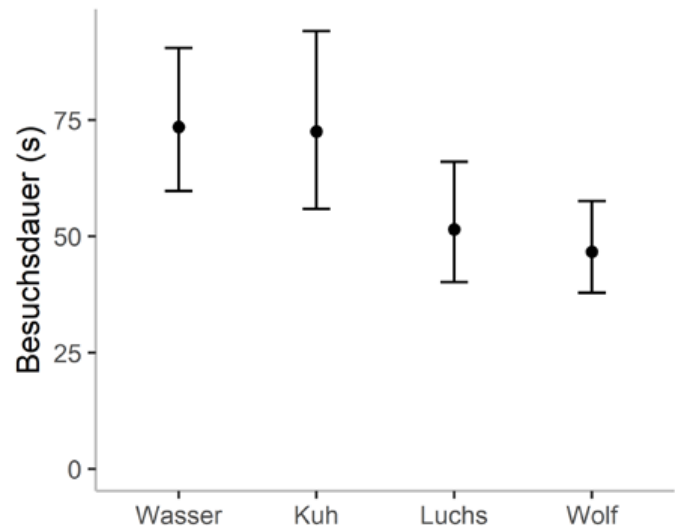


Abbildung 8.4: Ergebnisse der statistischen Modelle. Oben: Die Besuchsdauer in Sekunden und unten die Verbissintensität, also die Anzahl der verbissenen Triebe an einem einzelnen Baum.



Abbildung 8.3: Leittriebverbiss bei einer Buche.
Foto: Suzanne van Beek Calkoen

8.4 Literatur

- BELOTTI, E., WEDER, N., BUFKA, L., KALDHUSDAL, A., KÜCHENHOFF, H., SEIBOLD, H., WOELFING, B., & HEURICH, M. (2015). Patterns of Lynx Predation at the Interface between Protected Areas and Multi-Use Landscapes in Central Europe. *PLOS ONE*, 10(9), e0138139. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138139>
- BONNOT, N. C., COURIOT, O., BERGER, A., CAGNACCI, F., CIUTI, S., GROEVE, J. E. D., GEHR, B., HEURICH, M., KJELLANDER, P., KRÖSCHEL, M., MORELLET, N., SÖNNICHSEN, L., & HEWISON, A. J. M. (2020). Fear of the dark? Contrasting impacts of humans versus lynx on diel activity of roe deer across Europe. *Journal of Animal Ecology*, 89(1), 132–145. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13161>
- Brown, J. S. (1999). Vigilance, patch use, and habitat selection: Foraging under predation risk. *Evolutionary Ecology Research*, 1(1), 49–71.
- BROWN, J. S., & KOTLER, B. P. (2004). Hazardous duty pay and the foraging cost of predation. *Ecology Letters*, 7(10), 999–1014. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00661.x>
- CHAPRON, G., KACZENSKY, P., LINNELL, J. D. C., VON ARX, M., HUBER, D., ANDRÉN, H., LÓPEZ-BAO, J. V., ADAMEC, M., ÁLVARES, F., ANDERS, O., BALČIAUSKAS, L., BALYS, V., BEDŐ, P., BEGO, F., BLANCO, J. C., BREITENMOSER, U., BRØSETH, H., BUFKA, L., BUNIKYTE, R., ... BOITANI, L. (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346(6216), 1517–1519. <https://doi.org/10.1126/science.1257553>
- DELM, M. M. (1990). Vigilance for predators: Detection and dilution effects. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 26(5), 337–342. <https://doi.org/10.1007/BF00171099>
- GAYNOR, K. M., BROWN, J. S., MIDDLETON, A. D., POWER, M. E., & BRASHARES, J. S. (2019). Landscapes of Fear: Spatial Patterns of Risk Perception and Response. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(4), 355–368. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.01.004>
- HERNÁNDEZ, L., & LAUNDRÉ, J. W. (2005). Foraging in the 'landscape of fear' and its implications for habitat use and diet quality of elk *Cervus elaphus* and bison *Bison bison*. *Wildlife Biology*, 11(3), 215–220. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2005\)11\[215:FITLOF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2005)11[215:FITLOF]2.0.CO;2)
- JĘDRZEJEWSKI, W., NIEDZIAŁKOWSKA, M., HAYWARD, M. W., GOSZCZYŃSKI, J., JĘDRZEJEWSKA, B., BOROWIK, T., BARTOŃ, K. A., NOWAK, S., HARMUSZKIEWICZ, J., JUSZCZYK, A., KAŁAMARZ, T., KLOCH, A., KONIUCH, J., KOTIUK, K., MYŚLAJEK, R. W., NĘDZYŃSKA, M., OLCZYK, A., TELEON, M., & WOJTULEWICZ, M. (2012). Prey choice and diet of wolves related to ungulate communities and wolf subpopulations in Poland. *Journal of Mammalogy*, 93(6), 1480–1492. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-132.1>
- JĘDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., THEUERKAUF, J., JĘDRZEJEWSKA, B., SELVA, N., ZUB, K., & SZYMURA, L. (2002). Kill Rates and Predation by Wolves on Ungulate Populations in Białowieża Primeval Forest (poland). *Ecology*, 83(5), 1341–1356. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[1341:KRAPBW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1341:KRAPBW]2.0.CO;2)
- KUIJPER, D. P. J., BUBNICKI, J. W., CHURSKI, M., MOLS, B., & VAN HOOFT, P. (2015). Context dependence of risk effects: Wolves and tree logs create patches of fear in an old-growth forest. *Behavioral Ecology*, 26(6), 1558–1568. <https://doi.org/10.1093/beheco/arv107>

- KUIJPER, D. P. J., DE KLEINE, C., CHURSKI, M., VAN HOOFT, P., BUBNICKI, J., & JĘDRZEJEWSKA, B. (2013). Landscape of fear in Europe: Wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography*, 36(12), 1263–1275.
- KUIJPER, SAHLÉN, E., ELMHAGEN, B., CHAMAILLÉ-JAMMES, S., SAND, H., LONE, K., & CROMSIGT, J. P. G. M. (2016). Paws without claws? Ecological effects of large carnivores in anthropogenic landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1841), 20161625. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1625>
- LATOMBE, G., FORTIN, D., & PARROTT, L. (2014). Spatio-temporal dynamics in the response of woodland caribou and moose to the passage of grey wolf. *Journal of Animal Ecology*, 83(1), 185–198. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12108>
- LIMA, S. L., & DILL, L. M. (1990). Behavioral decisions made under the risk of predation: A review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 68(4), 619–640. <https://doi.org/10.1139/z90-092>
- MCLAREN, B. E., & PETERSON, R. O. (1994). Wolves, Moose, and Tree Rings on Isle Royale. *Science*, 266(5190), 1555–1558. <https://doi.org/10.1126/science.266.5190.1555>
- MESSIER, F. (1994). Ungulate Population Models with Predation: A Case Study with the North American Moose. *Ecology*, 75(2), 478–488. <https://doi.org/10.2307/1939551>
- OKARMA, H., JĘDRZEJEWSKI, W., SCHMIDT, K., KOWALCZYK, R., & JĘDRZEJEWSKA, B. (1997). Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica*, 42, 203–224. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.97-22>
- PÉRIQUET, S., VALEIX, M., LOVERIDGE, A. J., MADZIKANDA, H., MACDONALD, D. W., & FRITZ, H. (2010). Individual vigilance of African herbivores while drinking: The role of immediate predation risk and context. *Animal Behaviour*, 79(3), 665–671. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.12.016>
- PREISSER, E. L., ORROCK, J. L., & SCHMITZ, O. J. (2007). Predator Hunting Mode and Habitat Domain Alter Nonconsumptive Effects in Predator–Prey Interactions. *Ecology*, 88(11), 2744–2751. <https://doi.org/10.1890/07-0260.1>
- Ripple, W. J., & Beschta, R. L. (2004). Wolves and the Ecology of Fear: Can Predation Risk Structure Ecosystems? *BioScience*, 54(8), 755–766. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0755:WATEOF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0755:WATEOF]2.0.CO;2)
- VALEIX, M., FRITZ, H., LOVERIDGE, A. J., DAVIDSON, Z., HUNT, J. E., MURINDAGOMO, F., & MACDONALD, D. W. (2009). Does the risk of encountering lions influence African herbivore behaviour at waterholes? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 63(10), 1483–1494. <https://doi.org/10.1007/s00265-009-0760-3>
- WIKENROS, C., KUIJPER, D. P., BEHNKE, R., & SCHMIDT, K. (2015). Behavioural responses of ungulates to indirect cues of an ambush predator. *Behaviour*, 152(7–8), 1019–1040.

9 GEWEIHE – EINE WICHTIGE RESSOURCE

Florian Knülle, Marco Heurich

9.1 Hintergründe und Motivation

Die Geweihentwicklung bei Rotwild ist eine der faszinierendsten Vorgänge im Tierreich. Die männlichen Vertreter bilden jedes Jahr in etwa 140 Tagen ein neues Geweih, das bis zu 20 Prozent der normalen Skelettmasse ausmacht. Während des Wachstums ist das neue Geweih von einer behaarten, stark durchbluteten Haut, dem Bast überzogen, der alle zum Aufbau notwendigen Stoffe herantransportiert, die es ermöglichen, dass das Geweih ein bis zwei Zentimeter pro Tag wächst. Im Sommer wird dann in das noch knorpelige, weiche Geweih Kalk eingelagert. Dieser Vorgang ist ein großer Kraftakt, der dem Körper des Tieres wichtige Nähr- und Mineralstoffe entzieht. Deshalb ist die Größe des Geweihes eines Rothirsches ein guter Indikator für seine Fitness und zeigt Konkurrenten, dass sie sich in Acht nehmen müssen. Im

Februar/März werden die Geweihe abgeworfen und bleiben am Waldboden liegen. Doch in der Natur bleibt nichts ungenutzt und die Geweihe, die etwa zu etwa einem Drittel aus Protein bestehen und viele Nährelemente wie Calcium, Phosphor und Magnesium enthalten, dienen als wichtige Protein- und Nährstoffquelle für knochenfressende Waldbewohner. Insbesondere auf den sauren Böden im Nationalparkgebiet sind diese Mineralstoffe von großer Bedeutung. Im Rahmen des Hirschgeweih-Forschungsprojekts soll daher untersucht werden, welche Auswirkungen gezielt ausgelegte Geweihstücke auf geweihfressende Tierarten haben. Im Folgenden werden die Ergebnisse des Fotofallenmonitorings zur Artenzahl, Häufigkeit und Verhalten von Tieren an den Geweihplots vorgestellt.

9.2 Einsatz von Fotofallen zum Überwachen der Geweihe

Insgesamt wurden im Nationalparkgebiet 10 Flächen ausgewählt an denen Geweihstücke ausgebracht wurden. Dabei unterteilt sich jede Fläche in drei Teilflächen, auf denen jeweils 10 kg, 1 kg und als Referenzfläche keine Geweihstücke ausgebracht wurden. An den 10 kg Flächen und den Referenzflächen wurden jeweils Fotofallen aufgebaut, die im Abstand von etwa 2 Monaten kontrolliert wurden. Um zu sehen, wie sich bestimmte Wildtierarten an den Geweihstücken verhalten, werden zusätzlich auch Gewicht und Anzahl der verbleibenden Geweihstücke dokumentiert. Die auf Speicherkarten gesicherten Fotofallenbilder

werden später am Computer abgespeichert und mit Hilfe der Fotofallen-Datenbank Trapper klassifiziert. D.h., jedem einzelnen Bild werden Stichworte zugeordnet, die u.a. Informationen über die Tierart, -anzahl, das Geschlecht und Verhalten des Tieres enthalten. Um die Aktivität der tierischen Besucher an den Standorten mit viel Geweih besser einschätzen und gleichzeitig genauer voneinander abgrenzen zu können, wird je nach Tierverhalten das Stichwort Kein Interesse, Kopf am Boden, Schnüffelnd oder Kauend vergeben.



Abbildung 8.6: Drei Stück neugieriges Rotwild bekunden augenscheinlich Interesse an den Geweihstücken.



Abbildung 8.7: Braunbrüstigel verloren zwischen Geweihstücken: Ob er nur zufällig den Geweihstandort besucht?

9.3 Ergebnisse

Zunächst fällt auf, dass an den Standorten mit viel Geweih ca. 48 Prozent mehr Wildtiere detektiert worden sind als an den Referenzflächen ohne Geweihstücke. Dabei ist das Wildschwein an allen Standorttypen mit Abstand die häufigste Tierart, wobei es an den geweihreichen Standorten 27 Prozent häufiger als an den Standorten ohne Geweih fotografiert wurde. Der Rothirsch als zweithäufigste Tierart hat die Standorte mit Geweih um 43 Prozent häufiger besucht. Der Rotfuchs war an den 10-Kilo-

gramm-Standorten der dritthäufigste Besucher, wobei Rotfüchse ungefähr zweieinhalb Mal häufiger die Standorte mit als die ohne Geweih besucht haben. Damit scheinen die Geweihstücke für Füchse eine sehr große Bedeutung zu haben. Auch Eichhörnchen, Feldhasen und Dachse waren häufiger an den Standorten mit Geweih anzutreffen, nur bei Rehwild ließ sich kein signifikanter Unterschied erkennen. Folgende Tabelle gibt einen Überblick über alle fotografierten Tierarten.

Tabelle 9.1: Überblick über die an den Fotofallen-Standorten erfassten Tierarten.

Tierart	Keine Geweihstücke	10 kg Geweihstücke	Tierart	Keine Geweihstücke	10 kg Geweihstücke
Wildschwein	567	718	Unbekannte Vogelart	5	5
Rothirsch	263	375	Wolf	4	2
Rotfuchs	90	230	Braunbrustigel	1	3
Reh	232	211	Eichelhäher	2	2
Fotofallen-Team / Wanderer	49	40	Europäischer Iltis	0	2
Unbekannte Tierart	55	68	Auerhuhn	0	2
Rotes Eichhörnchen	42	58	Steinmarder	1	0
Unbekannte Säugetierart	34	30	Schwarzspecht	0	1
Feldhase	17	28	Ringeltaube	1	1
Europäischer Dachs	18	27	Hauskatze	1	1
Baummarder	16	24	Waldschnepfe	0	1
Amsel	2	18	Singdrossel	0	1
Haushund	0	18	Waldkauz	1	0
Misteldrossel	0	16	Unbekannte Fledermausart	0	1
Unbekannte Marderart	15	6	Unbekannte Eulenart	1	0
Eurasischer Luchs	2	2	Gesamt-Eventanzahl	1810	2674

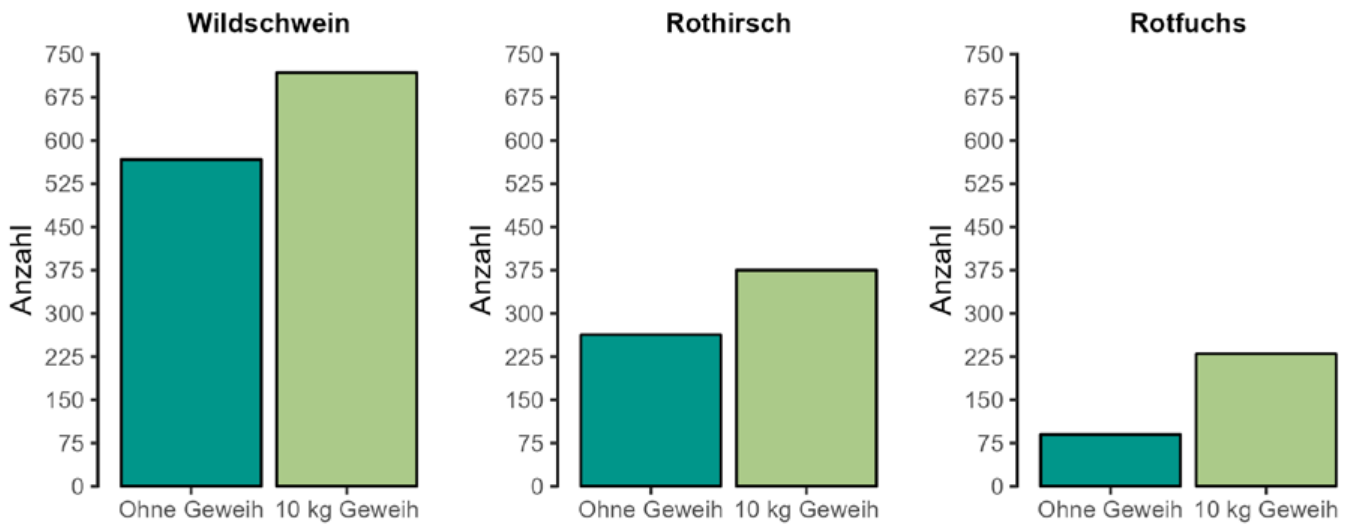


Abbildung 9.1: Wildschweine, Rothirsche und Rotfüchse halten sich deutlich häufiger an den Standorten mit Geweihstücken auf, weil diese eine wertvolle Nahrungsergänzung darstellen.



Abbildung 9.2: Zwei der seltensten Besucher der Geweihstandorte: Eurasischer Luchs (links) und Wolf (rechts).



Abbildung 9.3: In den Wintermonaten lässt man die Geweihstandorte einschneien. Ob Wildtiere wie das Wildschwein (links) oder Reh (rechts) unter einer Schneedecke Geweihstücke bewusst aufspüren bzw. gezielt suchen, bleibt offen.

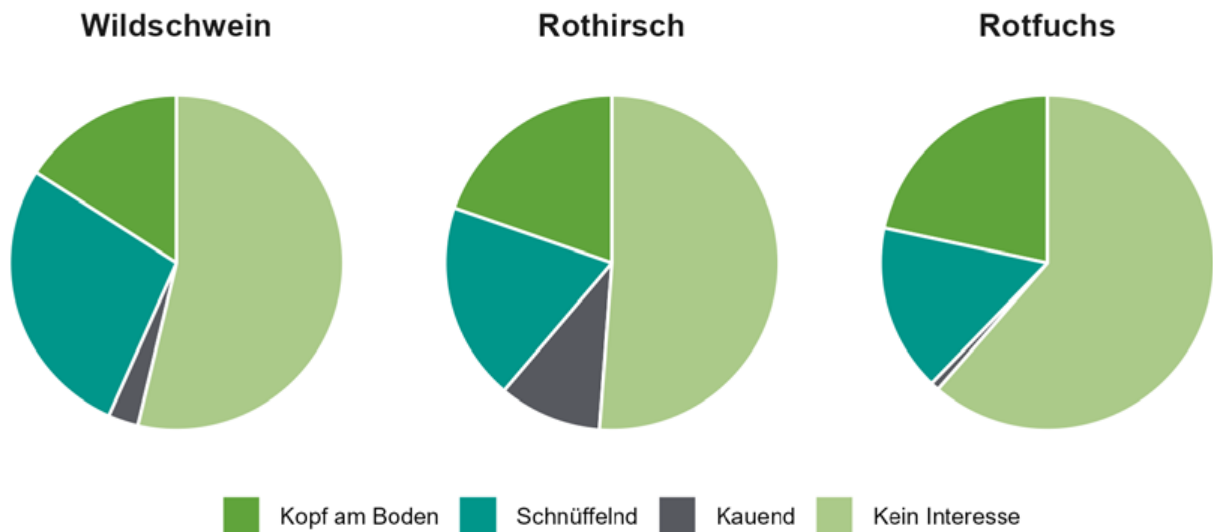


Abbildung 9.4: Verhaltensweisen von Rothirschen und Wildschweinen an den Probeflächen mit Geweihen.

Von Interesse war zudem die Fragestellung, ob männliches Rotwild vermehrt die Geweihplots aufsucht, um während der Zeit des Geweihwachstums zusätzliche Knochensubstanz über Kauen der Geweihstücke aufzunehmen. Die Auswertung ergab, dass sich weibliches Rotwild um 54 Prozent und männliches Rotwild mehr als doppelt so häufig an den Standorten mit als an denen ohne Geweihstücke aufgehalten hat.

An den Standorten mit viel Geweih verweilen die Wildtiere grundsätzlich circa doppelt so lange. Neben der Verweildauer der Tierarten dient das Tierverhalten an den Standorten mit viel Geweih als weiterer Indikator für das tierische Interesse am Geweih. Auch bei diesem Untersuchungsparameter wird deutlich, dass Wildschwein und Rothirsch das größte Interesse an Geweihstücken besitzen: Ungefähr die Hälfte aller fotografierten Wildschei-

ne und Rothirsche zeigt auf den Fotofallenbildern allgemein ein Interesse an den Geweihstücken. Circa 3 Prozent der detektierten Wildschweine und 10 Prozent des Rotwilds wurden tatsächlich beim Kauen an den Geweihstücken fotografiert.

Bei Rotfuchs, Reh, Eichhörnchen und Dachs scheinen sich noch immer zwischen 20 bis 35 Prozent der Tiere für die Geweihstücke zu interessieren, wobei v.a. kauendes Verhalten oder ein zu Boden gesenkter Kopf auffallen.

Diese Ergebnisse zeigen, dass abgeworfene Geweihe eine wichtige Ressource für Wildtiere darstellen und insbesondere eine große Bedeutung für die Versorgung mit Nährelementen haben. Deshalb sollten sie, wann immer möglich im Nationalpark verbleiben.



Abbildung 9.5: Geweihstück als Lolli für Rothirsch im Bast.



Abbildung 9.6: Rehbock schnüffelt an Geweihstücken.



10 HEISS BEGEHRT, DIE BEDEUTUNG VON AAS IM ÖKOSYSTEM

Jonas Stiegler, Marco Heurich



10.1 Hintergründe und Motivation

In natürlichen Ökosystemen hat Aas von jeher eine wesentliche Rolle bei deren Gestaltung, Strukturierung sowie Funktionsweise gespielt. Als Teil dieses Aasfresser-Netzwerks erbringen sowohl Insekten als auch Säugetiere (Abbildung 10.1, 10.2) unterstützende und regulierende Ökosystemleistungen. Dies geschieht hauptsächlich, indem die Aasfresser Nährstoffe aus dem Kadaver in die umliegende Landschaft befördern und den Kadaver schließlich aus der Umgebung entfernen. Dieser natürliche Vorgang beeinflusst die Lebensraumqualität positiv und hat somit weitreichende Auswirkungen auf die Erhaltung der biologischen Vielfalt.

Insbesondere durch den Einfluss des Menschen kam es in vielen Regionen zu einer deutlichen Verringerung an natürlichen und vor allem großen Kadavern. Durch den Verlust von Spitzenprädatoren in vielen Ökosystemen Deutschlands, zum Beispiel Wölfe, Bären und Luchse, findet die natürliche Nutzung von Aas in der Wildnis kaum mehr statt.

Auch die Zufütterung und Haltung von Reh- oder Rotwild im Winter und die aktive Bekämpfung von Tierkrankheiten, hat dazu geführt, dass Aas in Deutschland immer seltener verfügbar ist. Neben diesen Veränderungen gibt es vielerorts die Pflicht, verendete Tiere zu melden, so dass diese von Menschenhand aus der Landschaft entfernt werden. Auf viele Tiere, die auf Aas



Abbildung 9.9: Oben: Der eurasische Luchs (*Lynx lynx*) an einem ausgelegten Rothirschkadaver. Unten: Ein Rotmilan (*Milvus milvus*) auf der Durchreise teilt sich die Überreste eines Kadavers mit zwei Kolkkraben (*Corvus corax*).

angewiesen sind, hat das negative Auswirkungen. In der Absicht, dieses Problem anzugehen, wurden in jüngster Zeit erstmals Tierkadaver im Nationalpark Bayerischer Wald aktiv ausgelegt. Dabei wurden durch Unfälle verendete Säugetiere im Nationalpark platziert.

Insgesamt ist nur wenig über die Auswirkungen von aktiv ausgelegten Kadavern als Managementinstrument zur Unterstützung von insbesondere Säugetier-Aasfresser-Gemeinschaften bekannt. Wie wirken sich beispielsweise Art, Größe und Zustand der Kadaver sowie diese Faktoren im Zusammenhang mit dem entsprechenden Lebensraum auf die Vielfalt oder Aktivität der Aasfresser aus? Um die optimalen Rahmenbedingungen besser zu verstehen, werden Studien durchgeführt, die die Häufigkeit und Nutzung von Tierkadavern in Abhängigkeit der oben genannten Faktoren untersuchen.



Abbildung 10.1: Eine Rote von Wildschweinen (*Sus scrofa*) macht sich über die Überreste eines ausgelegten Tierkadavers her.

10.2 Fotofalleneinsatz im Kadavermonitoring



Abbildung 10.2: Kamerafalle mit Blickrichtung auf einen ausgelegten Kadaver.

Aus diesem Grund wurden über einen Zeitraum von sechs Jahren Kamerafallen in verschiedenen Höhen- und Vegetationsstufen eingesetzt, um die Nutzung von 48 Reh- und Rotwild-Kadavern im Nationalpark Bayerischer Wald zu beobachten.

Hierzu wurden komplette Kadaver tiefgefrorenen Fallwildes sowie frische, aus der Jagdstrecke stammende Tiere im Rhythmus von zwei Monaten auf permanenten Plätzen sowie zufällig ausgewählten Plätzen ausgelegt.

Der Kadaver wurde mit einem Drahtseil fixiert, um ein nachträgliches Verschleppen durch interessierte Tiere zu verhindern. Außerdem wurde eine Fotofalle mit Blick auf die Szene (Typ: Reconyx Hyperfire HC600) an einem angrenzenden Baum montiert.

Bis zu dem Zeitpunkt, zu dem das ausgelegte Tier vollständig skelletiert war, registrierte die Kamerafalle sich nähernde Tiere mit einer Kombination aus Bewegungs- und Wärmesensor. Mit einem für Tiere unsichtbaren Infrarotblitz lichtete die Kamerafalle potentielle Aasfresser mit einer Frequenz von zwei Bildern pro Sekunde ab. Um die Gefahren eines Datenverlusts durch volle Speicherkarten oder leere Batterien zu minimieren, wurden diese in einem zweiwöchentlichem Rhythmus ausgetauscht.

Im Anschluss wurden alle Kadaverbesucher identifiziert und die Bilder entsprechend verschlagwortet. Zusätzlich zu den aus der Kamerafalle stammenden Bildern wurde der Datensatz noch mit Messwerten aus lokalen Wetterstationen sowie Fernerkundungsdaten bezüglich der entsprechenden Waldstruktur, etwa Baum- und Bodendeckungsgrad oder Entfernung zu nächstgelegenen Wanderwegen und Wiesen vervollständigt. Somit konnten die Verwertung von Aas im Nationalpark Bayerischer Wald, durch verschiedene Tierarten umfassend analysiert werden.

10.3 Ergebnisse

Mithilfe der Kamerafallen konnten 17 Arten nachgewiesen werden, die die Kadaver mehr oder weniger regelmäßig aufsuchten, darunter auch fünf gefährdete Arten der roten Liste Bayerns und Deutschlands. So zeigten sich an den Auslegestellen unter anderem Luchse, Wildkatzen und Baummarder sowie seltene Greifvögel wie der Seeadler und der Rotmilan.

Durch die Auswertung der Bilder konnte gezeigt werden, dass die Häufigkeit von Wirbeltieren an Kadavern zunahm, je größer die Masse des Kadavers und je niedriger die Außentemperatur war. (Abbildung 10.4). Im Rahmen der Auswertung konnten auch zeitliche Abfolgen der Nutzung von Kadavern oder Aktivitätszeiträume für die auf den Kamerafallen abgebildeten Arten erstellt werden. Hierbei sieht man deutlich, wann welche Arten aktiv sind, beziehungsweise zu welcher Tageszeit sie sich dem Kadaver widmen (Abbildung 10.5). Auch stellte sich heraus, dass die Anwesenheit von Kolkkraben ein guter Indikator für die allgemeine Nutzung der ausgelegten Kadaver ist, da durch deren Anwesenheit scheinbar Mesoprädatoren, also mittelgroße Raubtiere wie Rotfuchs oder Baummarder, überhaupt auf den Kadaver aufmerksam wurden.

Fast alle Tierarten legten Präferenzen zu bestimmten Umweltbedingungen oder der Beschaffenheit des Waldes an den Tag. Lediglich Wildschweine zeigten sich von äußeren Bedingungen eher unbeeindruckt und waren zu allen Jahreszeiten als wichtige Resteverwerter präsent. Dies passt zu ihrem Verhalten als hochgradig anpassungsfähige „Generalisten“, welche schnell und ohne Probleme neue Lebensräume und Nahrungsressourcen für sich erobern.

Ausgehend von den Ergebnissen dieser Studie konnten entsprechende Empfehlungen ausgesprochen werden, was das Management von Aas angeht: Große Kadaver von Paarhufern sollten insbesondere im Winter, wenn andere Nahrungsquellen weitestgehend erschöpft sind, dem Ökosystem zur Verfügung gestellt werden, da viele Wirbeltierarten Aas zumindest wahlweise als Nahrungsquelle nutzen. Die Kadaver können sowohl frisch oder vorab gefroren sein und an beliebigen Orten ausgelegt werden. Auch permanent etablierte Plätze werden gerne angenommen. Um eine möglichst große und vielfältige Aasfresser-Gemeinschaft zu unterstützen, sollte man die Kadaver in verschiedenen Waldstrukturen wechselnd ausbringen.

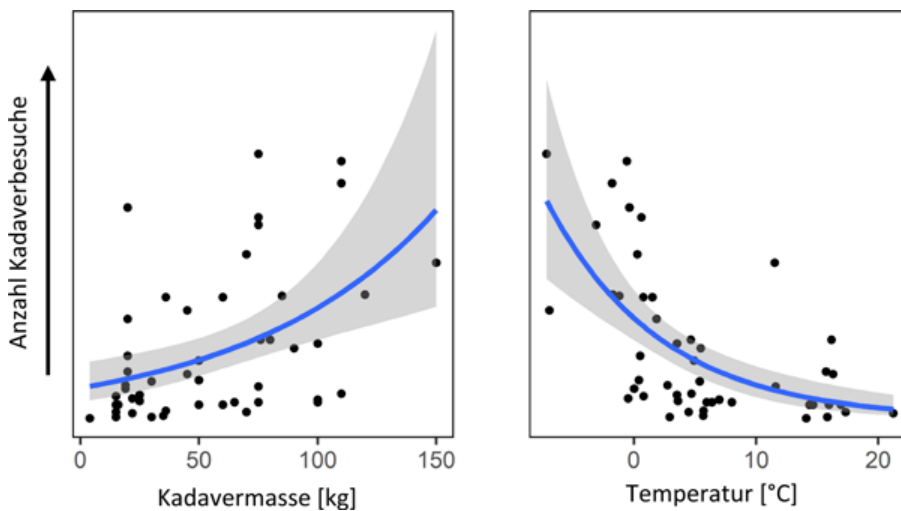


Abbildung 10.3: Einfluss der ausgelegten Kadavermasse (links) sowie der durchschnittlichen Temperatur (rechts) auf die Anzahl der Besucher von ausgelegten Tierkadavern.

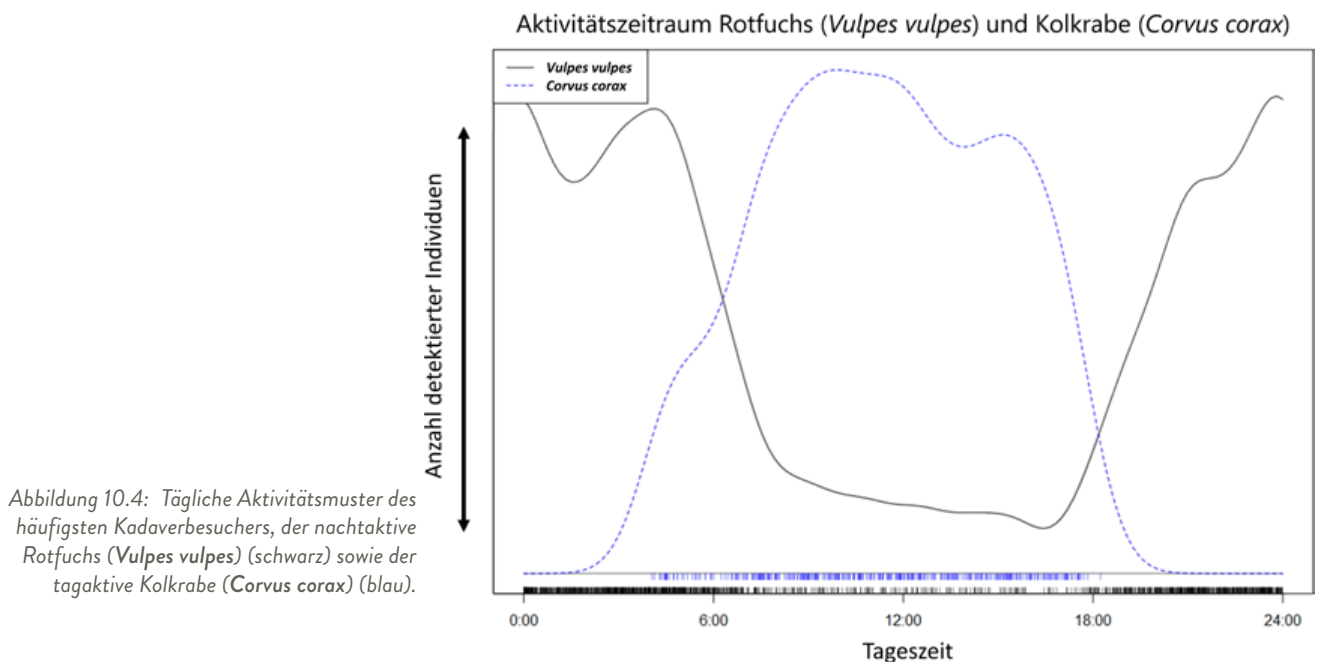


Abbildung 10.4: Tägliche Aktivitätsmuster des häufigsten Kadaverbesuchers, der nachtaktive Rotfuchs (Vulpes vulpes) (schwarz) sowie der tagaktive Kolkkrabe (Corvus corax) (blau).



Abbildung 10.5: Ein Seeadler ist ein sehr seltener Anblick im Nationalpark und ist hier zusammen mit Rabenkrähen zu sehen.



Abbildung 10.6: Der Marderhund, der hier an einem Kadaver abgelichtet wurde, ist bislang noch selten im Nationalpark. Diese invasive Art, die aus Pelzfarmen entkommen ist, breitet sich jedoch die letzten Jahre stark aus.



Abbildung 10.7: Für Füchse stellen Kadaver im Winter eine wichtige Nahrungsquelle dar. Dafür nehmen sie sogar das Risiko in Kauf an einem Luchs- oder Wolfsriss zu fressen.



Seeadler



Mäusebussard



Rotmilan



Seeadler und Steinadler



Wildschwein



Kollkrabe



Luchs



Abbildung 10.9: Ein Fuchswelpe frisst an einem 90 Kilogramm schweren Keiler. Durch innere bakterielle Zersetzung bläht sich der tote Körper auf.

11 UNTERSUCHUNGEN ZUR AFRIKANISCHEN SCHWEINEPEST

Janine Rietz

11.1 Hintergründe und Motivation

Die Afrikanische Schweinepest (ASP) ist eine Viruserkrankung, welche Haus- und Wildschweine betrifft und mit einer hohen Sterberate einhergeht. Seit 2014 verbreitet sie sich von Osteuropa kommend nach Westen aus. Mit dem Fund eines toten Wildschweins im September 2020 in Brandenburg wurde sie erstmals in Deutschland nachgewiesen. Mit Ausnahmen der Tschechischen Republik und Belgien ist es bislang keinem Land gelungen, die ASP in der Wildschweinpopulation erfolgreich zu bekämpfen (Sauter-Louis et al. 2021). Grund hierfür ist, dass es zur ASP noch viele offene Fragen gibt, so dass für die Ableitung von Präventions- und Bekämpfungsmaßnahmen grundlegende Voraussetzungen fehlen. So ist beispielsweise der Zersetzungsprozess von Wildschweinkadavern

bislang kaum untersucht worden, so dass die zuverlässige Bestimmung des Todeszeitpunkts von Wildschweinen anhand von Merkmalen des Kadavers und seiner Zersetzung bislang nicht möglich war. Die Bestimmung der Liegezeit von aufgefundenen Wildschweinkadavern ist wichtig, um den Startzeitpunkt und die mögliche Ausbreitung der Krankheit abzuschätzen. Ungewissheit besteht auch, welche Rolle Aasfresser bei der Verbreitung der Schweinepest spielen, in dem sie Kadaver oder Teile der Kadaver verschleppen und potentiell infektiöses Material in der Umwelt verteilen. Dies ist vor dem Hintergrund der außerordentlich hohen Stabilität des ASP-Virus in Blut, Gewebe und vermutlich auch in der Umwelt besonders kritisch (Fischer et al. 2020).

Das Ziel dieses Forschungsprojektes ist es, ein besseres Verständnis zur Rolle von Wildschweinkadavern im Rahmen von potentiellen ASP-Ausbruchsgeschehen zu bekommen. Wir möchten zur Beantwortung von offenen Fragen zu den Übertragungsmechanismen der Afrikanischen Schweinepest bei Wildschweinen und zur Optimierung der Tierseuchenbekämpfung beitragen. Deshalb wurde im Nationalpark Bayerischer Wald der Zersetzungsverlauf von 74 Wildschweinkadavern untersucht, die unter unterschiedlichen Umweltbedingungen zwischen Juli 2020 und August 2021 im Wald ausgelegt und beobachtet wurden. Um festzustellen, wie der Zersetzungsverlauf abläuft und welche Aasfresser Interesse an den Wildschweinkadavern zeigen, wurden bei jedem Kadaver zwei Fotofallen installiert.

11.2 Fotofalleneinsatz im Monitoring der Schweinepest

Für die Studie wurden Fotofallenkameras der Marke Reconyx, Modell Ultrafire XR6, eingesetzt. Mit Schwarzblitz ausgestattet, fotografieren die Kameras mit kurzer Reaktionszeit Kadaverbesucher mit bis zu zehn Fotos je Bilderserie. Das Licht des Schwarzblitz verwendet Wellenlängen, welche für Mensch und Tier unsichtbar sind, auch nachts. So können Tiere ungestört beobachtet werden.

Eine Kamera wurde gegenüber dem Kadaver an einem Baum angebracht, um Aasfresser auf Augenhöhe zu fotografieren. Die zweite Kamera wurde mit einem Galgen senkrecht über dem Kadaver in drei Meter Höhe angebracht um den Zersetzungsverlauf bildlich festzuhalten (Abbildung 11.3). Zudem können mit dieser Kamera auch kleinere Kadaverbesucher wie Mäuse oder Insekten besser erfasst werden.

Um den Zersetzungsverlauf beobachten zu können, wurden Zeitrafferaufnahmen aktiviert. Sowohl die Baum- als auch Galgenkameras nahmen von 5 bis 19 Uhr jeweils zur vollen Stunde ein Bild auf.



Abbildung 11.1: Die Fotofalle am Galgen fotografiert auch kleine Säugetiere wie Mäuse. Auch diese kommen, um am toten Wildschwein zu fressen (rot eingekreist).

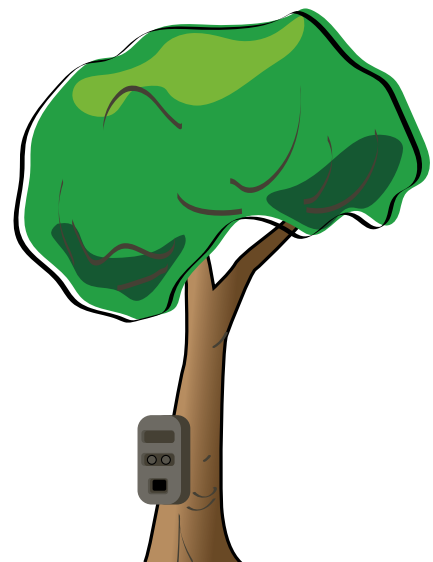
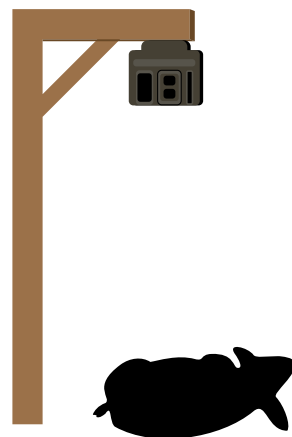


Abbildung 11.2: Aufbau der Fotofallen mithilfe eines Galgens.



Abbildung 11.3: Junger Luchs vor einem stark zersetzten Wildschwein.

11.3 Ergebnisse

Kadaverbesuchende Säugetiere

Bei 74 ausgelegten Wildschweinkadavern, ausgestattet mit je zwei Fotofallen, kommt man auf eine beachtliche Datenmenge von circa 800 000 Bildern.

Mithilfe der Fotos konnten bereits 17 Säugetierarten am Kadaver nachgewiesen werden (Tabelle 11.1). Hier reicht die Spanne von den kleinsten Wirbeltieren wie Mäusen (*Apodemus spec.*), über Baumrarder, Wildschwein, Fuchs bis hin zum großen Luchs. Nicht alle der 17 erfassten Arten konnten als Aasfresser klassifiziert werden. So konnten auch die aus Nordamerika und Asien eingeschleppten Arten Waschbär und Marderhund am Kadaver fotografiert werden. Sie hatten sich das tote Wildschwein aber nur angeschaut und beschnüffelt.

Tabelle 11.1: Mit Kamerafallen dokumentierte Säugetierarten im Projekt zur Afrikanischen Schweinepest. Darunter zählen Arten, die aktiv am Kadaver gefressen haben wie der Luchs, sowie Arten, welche am Kadaver Interesse zeigten wie der Waschbär oder andere Wildschweine.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name
Baumrarder	<i>Martes martes</i>
Dachs	<i>Meles meles</i>
Eichhörnchen	<i>Sciurus vulgaris</i>
Eurasischer Luchs	<i>Lynx lynx</i>
Europäische Wildkatze	<i>Felis silvestris</i>
Europäischer Iltis	<i>Mustela putorius</i>
Feldhase	<i>Lepus europaeus</i>
Gattung Mäuse	<i>Mus spec.</i>
Marderhund	<i>Nyctereutes procyonoides</i>
Mauswiesel	<i>Mustela nivalis</i>
Rehwild	<i>Capreolus capreolus</i>
Rotfuchs	<i>Vulpes vulpes</i>
Rotwild	<i>Cervus elaphus</i>
Steinrarder	<i>Martes foina</i>
Waschbär	<i>Procyon lotor</i>
Wildschwein	<i>Sus scrofa</i>
Wildschwein Hybrid	<i>Sus scrofa hybrid</i>



Abbildung 11.4: Ein Marderhund schnuppert am Wildschweinkadaver, der sich im März noch unter einer Schneedecke befindet.

Zu den typischen aasfressenden Arten zählen im Bayerischen Wald der Fuchs und auch der Luchs. Bei der Mehrzahl der ausgelegten Kadaver waren sie auf den Fotofallen zu sehen, häufig auch an mehreren Tagen beziehungsweise Nächten sowie bei der Nahrungsaufnahme. Teilweise wurden dann von ihnen auch Kadaver aus dem Bild gezogen oder Beine abgenagt und verschleppt.



Abbildung 11.5: Ein Luchs (oben) und ein Fuchs (unten) fressen aktiv an Wildschweinkadavern.

Wie verhalten sich Wildschweine gegenüber ihren toten Artgenossen

Mit den aufgestellten Fotofallen beobachten wir auch das Verhalten von Wildschweinen an toten Artgenossen. Dies ist besonders vor dem Hintergrund der langen Überlebensfähigkeit des ASP-Virus in der Umwelt wichtig, die mehrere Wochen betragen kann. So könnten sich Wildschweine mit dem Virus anstecken, wenn sie mit dem Kadaver in direkten Kontakt kommen. Möglicherweise ist auch ein Kontakt im Umfeld des Kadavers, zum Beispiel durch im Boden wühlen ausreichend, um sich dort durch in Zersetzungsflüssigkeiten vorkommende Viren anzustecken (Probst et al. 2017). Auf den Fotofallen konnten Wildschweine

bei diesem Verhalten beobachtet werden. Zudem berührten sie den Kadaver mit der Nase, spielten mit blank liegenden Knochen oder wälzten sich sogar in den Überresten.

Somit können wir mit dem Einsatz von Fotofallen nicht nur kadaverbesuchende Tierarten bestimmen, sondern auch deren Verhalten und Umgang mit Wildschweinkadavern beobachten. Das erlaubt uns mögliche Übertragungswege der Afrikanischen Schweinepest zu untersuchen und daraus weitere Präventionsmaßnahmen abzuleiten.



Abbildung 11.6: Wildschweine zeigen sich sehr interessiert am Kadaver.



Abbildung 11.7: Ein Wildschwein wälzt sich in den skelettierten Überresten. Ein solcher Kontakt könnte zur Ansteckung mit dem Virus der Afrikanischen Schweinepest führen.



Abbildung 11.8: Eine Rotte Wildschweine tummelt sich am Kadaverplatz und spielt mit Rippen des toten Artgenossen (linkes Bild). Auch Wildschweinhybrid konnten fotografiert werden. Sie sind eine Kreuzung zwischen Wild- und Hausschweinen und gut am gefleckten Fell zu erkennen (rechtes Bild).

Kadaverbesuchende Vögel

Nicht nur unter den Säugetieren gibt es bekannte Aasfresser. Auch bei den Vogelarten kamen zu unseren Wildschweinkadavern zu erwartende Arten wie Kolkraben und Mäusebussarde (Tabelle 11.2). Besonders interessiert waren sie, wenn der Kadaver bereits durch größere Aasfresser geöffnet wurde.

Neben den größeren Vögeln konnten auch kleinere Singvögel wie die Misteldrossel oder die Kohlmeise am Kadaver fotografiert

werden. Meistens waren diese Arten an den Insekten sowie den Fliegenmaden, die am Zersetzungsprozess beteiligt sind, interessiert und hielten sich auch häufig länger auf, um zu fressen. Ein seltenerer Gast, bisher nur einmal am Kadaver nachgewiesen, war der Habicht. Auch er hatte etwas am toten Wildschwein gefressen. Nicht vom Kadaver selbst, sondern von den am toten Wildschwein fressenden Mäusen wurde ein Habichtskauz angelockt. Insgesamt konnten so bisher 23 Vogelarten beobachtet werden.

Tabelle 11.2: Mit Kamerafallen dokumentierte Vogelarten im Projekt zur Afrikanischen Schweinepest. Bei den Vogelarten gab es einige, die vom Kadaver angelockt an dessen Maden gefressen haben, wie Meisenarten oder der Kuckuck.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name
Aaskrähe	<i>Corvus corone</i>
Amsel	<i>Turdus merula</i>
Blaumeise	<i>Cyanistes caeruleus</i>
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>
Elster	<i>Pica pica</i>
Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>
Habichtskauz	<i>Strix uralensis</i>
Haselhuhn	<i>Bonasa bonasia</i>
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>
Kohlmeise	<i>Parus major</i>
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>
Tannenmeise	<i>Periparus ater</i>
Waldkauz	<i>Strix aluco</i>
Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>

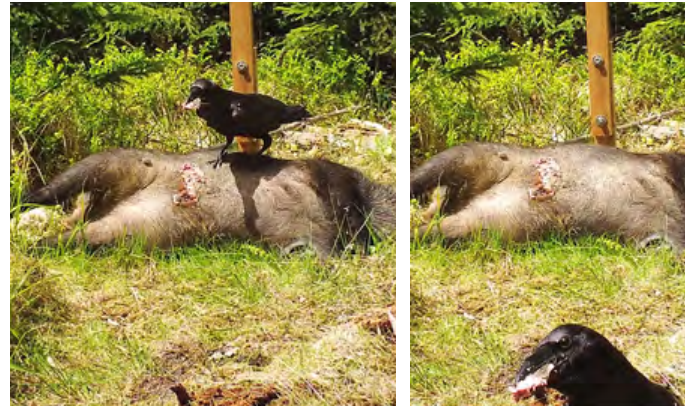


Abbildung 11.9: Ein Kolkrabe reißt ein großes Stück Fleisch aus dem Kadaver.



Abbildung 11.10: Mäusebussarde (linkes Bild) kämpfen um Nahrung. Sie sind ein häufiger Gast an den Kadavern. Der Habichtskauz (rechtes Bild) hat es hingegen auf die Mäuse abgesehen, die wiederum ihre Nahrung am Kadaver suchen.



Abbildung 11.11: Ein seltener Gast: Ein Habicht hatte hier an einem stark verwesenen Kadaver gefressen, der zuvor schon von einem Fuchs geöffnet wurde.

Zersetzungsverlauf

Mithilfe der Galgenkameras und stündlichen Bildern konnten wir den Zersetzungsverlauf der ausgelegten Wildschweinkadaver dokumentieren. Dieser unterscheidet sich stark je nach Jahreszeit. Im Sommer zersetzen sich Wildschweine sehr schnell durch raschen Insektenbefall und starker Madenaktivität. Im Winter besiedeln nur wenige Insekten den Kadaver und Aasfresser spielen die größere Rolle im Zersetzungsprozess. Doch während im

Sommer innerhalb von drei Wochen ein Kadaver auf die Knochen zersetzt werden kann, liegt im Winter ein Kadaver ohne Fraß durch Aasfresser mitunter mehrere Monate. Hier findet eine äußerlich kaum sichtbare innere bakterielle Zersetzung statt bis schließlich durch warme Temperaturen im Frühjahr mithilfe von Insekten die Zersetzung beschleunigt und vollendet wird.



Abbildung 11.12: Zersetzungsverlauf im Sommer: Bilder am Tag 7, Tag 14 und Tag 21 nach Auslegung (von links nach rechts).



Abbildung 11.13: Zersetzungsverlauf im Winter: obere Reihe: Bilder am Tag 7, Tag 14 und Tag 105 nach Auslegung. Untere Reihe: Tag 148, Tag 149 und Tag 153 nach Auslegung (von links nach rechts). Bei diesem Kadaver fand durch wochenlangen Schnee und kalten Temperaturen ein Madenbefall erst am Tag 149 statt. Im Sommer geschah dies im Beispiel oben bereits am Tag 14.

Verschleppungsdistanzen von Kadavern und Kadaverteilen durch Aasfresser

Im Rahmen unseres Projekts untersuchten wir auch welche potentielle Rolle Aasfresser im Hinblick auf die Verbreitung der Krankheit spielen. Bisher war es weitestgehend unbekannt, ob Aasfresser Wildschweinkadaver am Fundort verzehren oder Kadaver und Kadaverteile verschleppen und über welche Distanz dies geschieht. Letzteres könnte zu einer Verbreitung des Virus führen, sollten die Kadaver nicht vollständig verzehrt werden (Probst et al. 2019). Um mögliche Verschleppungen durch Aasfresser festzustellen wurden im Frühjahr 2022 zusätzliche Fotofallen an 40 weiteren Standorten aufgebaut. Es kamen Dörr Funkfotofallenkameras zum Einsatz (Dörr Snapshot Cloud 4G). Diese senden Aufnahmen direkt auf eine App am Handy und Aktivitäten am Kadaver konnten so zeitnah beobachtet werden. Die Standorte wurden mit kleineren Wildschweinen bis zu 25 Kilogramm Gewicht oder abgetrennten Schenkeln bestückt, in welchen wir VHF-Sender implantierten. Konnten wir Verschleppungen auf den gesendeten Bildern der Funkkamera feststellen, suchten wir darauffolgend mithilfe einer Funkantenne nach dem VHF-Sender im Kadaver.

Wir konnten erstaunlich weite Verschleppungsdistanzen von bis zu einem Kilometer nachverfolgen. Im Durchschnitt wurden Kadaver rund 230 Meter weit verschleppt. Kam es zu wiederholten Verschleppungen waren auch mehrere Hundert Meter keine Seltenheit. In 63 Prozent der Fälle wurden die Kadaver verschleppt, im Anschluss teilweise verzehrt und Reste übrig gelassen. Eine Konsumierung am Auslegeort der Kadaver konnte nicht beobachtet werden.

Unsere Studien im Rahmen der Afrikanischen Schweinepest zeigen, wie wichtig der Einsatz von Kamerafallen ist, um ökologische Zusammenhänge besser zu verstehen und um Maßnahmen zur Ausbreitung der Krankheit vornehmen zu können. Die Daten liefern wichtige Ergebnisse zur Bestimmung des Todeszeitpunkt aufgefundener Wildschweine, bringen Erkenntnisse zum Verhalten von Wildschweinen an ihresgleichen Kadavern und identifizieren Verschleppungen von Kadavern durch Aasfresser. Für die Praxis unterstreicht dies umso mehr die Wichtigkeit eines schnellen Auffindens und Beseitigens von Wildschweinkadavern, welche durch die ASP entstanden sind - mit einem erweiterten Suchradius nach durch Aasfresser abgetrennten Körperteilen.



Abbildung 11.14: Füchse verschleppen Wildschweinkadaver oft auch über weitere Strecken.

11.4 Literatur

FISCHER, M., J. HUHR, S. BLOME, F. J. CONRATHS, AND C. PROBST. 2020. ‚Stability of African Swine Fever Virus in Carcasses of Domestic Pigs and Wild Boar Experimentally Infected with the ASFV „Estonia 2014“ Isolate‘, *Viruses*, 12.

PROBST, C., J. GETHMANN, S. AMLER, A. GLOBIG, B. KNOLL, AND F. J. CONRATHS. 2019. ‚The potential role of scavengers in spreading African swine fever among wild boar‘, *Sci Rep*, 9: 11450.

PROBST, C., A. GLOBIG, B. KNOLL, F. J. CONRATHS, AND K. DEPNER. 2017. ‚Behaviour of free ranging wild boar towards their dead fellows: potential implications for the transmission of African swine fever‘, *R Soc Open Sci*, 4: 170054.

SAUTER-LOUIS, C., K. SCHULZ, M. RICHTER, C. STAUBACH, T. C. METTENLEITER, AND F. J. CONRATHS. 2021. ‚African swine fever: Why the situation in Germany is not comparable to that in the Czech Republic or Belgium‘, *Transbound Emerg Dis*.

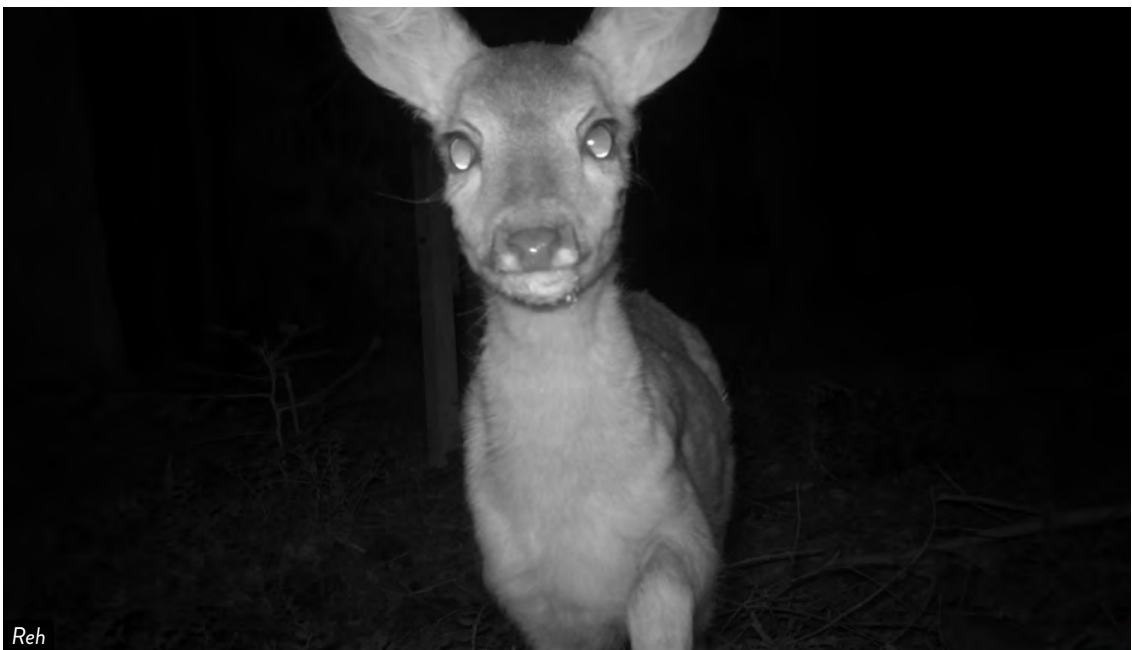




Baummarder



Dachs



Reh



Rotfuchs



Luchs

12 IMPRESSUM

Herausgeber: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald
Freyunger Straße 2
94481 Grafenau

Internet: www.nationalpark-bayerischer-wald.de

E-Mail: poststelle@npv-bw.bayern.de

Druck: Ortmaier Druck GmbH, 84160 Frontenhausen

Stand: Mai 2024

© Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, alle Rechte vorbehalten

Aus Gründen der besseren Lesbarkeit wird bei Personenbezeichnungen und personenbezogenen Hauptwörtern in dieser Publikation die männliche Form verwendet. Entsprechende Begriffe gelten im Sinne der Gleichbehandlung grundsätzlich für alle Geschlechter. Die verkürzte Sprachform hat nur redaktionelle Gründe und beinhaltet keine Wertung.

Diese Druckschrift darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung.

Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden. Bei publizistischer Verwertung – auch von Teilen – Angabe der Quelle und Übersendung eines Belegexemplars erbeten.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die Publikation wird kostenlos abgegeben, jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt.



BAYERN DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Telefon 089 122220 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Zitierweise:

HEURICH, M, FIDERER, C, HENRICH M, GAHBAUER M., HEROLD, L, PETERS, A., VAN BEEK CALKOEN S, KNÜLLE F, STIEGLER, J, RIETZ J. (2024) Wildtieren im Nationalpark Bayerischer Wald auf der Spur. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. 96 S.



NATIONALPARK
Bayerischer Wald



NATIONALPARK Bayerischer Wald

DER NATIONALPARK BAYERISCHER WALD IST



Träger des Europadiploms seit 1986,



als Transboundary Park zertifiziert seit 2009,



ein wichtiger Baustein im europäischen Natura-2000-Netzwerk,



Mitglied im Verein Nationale Naturlandschaften e.V., dem Dachverband der deutschen Großschutzgebiete



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

