

„Erfassungsmethoden von Baummarder und Iltis zur Beurteilung ihrer Populationszustände“



Foto: © Marcus Borchert

Norman Stier, Marcus Borchert, Vendula Meißner-Hylanová, Jan Pinnecke, Heiko Schmüser,
Daniel Hoffmann, Sebastian Eckern, Bonke Häger, Mechthild Roth



Abschlussbericht
September 2015

Das Projekt wurde finanziell unterstützt durch
den Deutschen Jagdverband e.V., Berlin

Zitiervorschlag:

STIER, N., BORCHERT, M., MEIßNER-HYLANOVA, V., PINNECKE, J., SCHMÜSER, H., HOFFMANN, D., ECKERN, S., HÄGER, B. & ROTH, M. (2015): Erfassungsmethoden von Baumarder und Iltis zur Beurteilung ihrer Populationszustände: Abschlussbericht September 2015. 152 S.

In dieser Version wurden Änderungen gegenüber der BMEL- und BLE-geprüften und abgenommenen Fassung vorgenommen.

Professur für Forstzoologie an der Technischen Universität Dresden

Bearbeiter:

Dr. Norman Stier	stier@forst.tu-dresden.de
Marcus Borchert	borchert@forst.tu-dresden.de
Vendula Meißner-Hylanová	vendula.meissner-hylanova@tu-dresden.de
Prof. Dr. Mechthild Roth	mroth@forst.tu-dresden.de



Die Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie

Die Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie (Leitung: Prof. Dr. Mechthild Roth) widmet sich in Lehre und Forschung der Ökologie wildlebender Säugetiere und Vögel. Besonderes Augenmerk gilt den Schalenwildarten (z.B. Dam-, Rot-, Muffel- und Schwarzwild) sowie den Raubsäugetern; einheimischen (z.B. Wildkatze, Baumarder, Steinmarder, Iltis, Hermelin, Mauswiesel, Dachs, Fuchs, Fischotter), eingebürgerten/wiederkehrenden (z.B. Wolf, Luchs) als auch gebietsfremden (z.B. Waschbär, Marderhund, Mink). Im Mittelpunkt der europaweiten Forschungsvorhaben steht insbesondere die Ermittlung des Raum-Zeit-Musters der Tierarten, basierend auf dem methodischen Konzept der Radiotelemetrie.

Nahrungsökologische Studien durch beispielsweise Mageninhalt- und Losungsanalysen geben Aufschluss über die trophische Einnischung der Arten und dienen vor allem der Ermittlung Nahrungsressourcenabhängiger Interaktionen innerhalb der Lebensgemeinschaften. So galt in den letzten Jahren insbesondere bei den gebietsfremden Tierarten (Neozoen) und den wiederkehrenden Großraubsäugetern das Interesse dem Einfluss dieser Prädatoren auf ihre Beutetiere. Reproduktionsbiologische Studien, beispielsweise durch die Videoüberwachung von Wurfbauten und die Ermittlung populationsökologischer Merkmale (z.B. Altersstruktur durch Zahnschnitte) vorwiegend anhand der Sektion von Totfunden (z.B. Verkehrsoffer) ergänzen die Datengrundlage für die Entwicklung von Managementkonzepten zum Schutz der Artenvielfalt. Die Arbeitsgruppe ist unter anderem zuständig für das Luchsmonitoring in Sachsen (www.luchs-sachsen.de), das Elchmonitoring in Sachsen (www.elch-sachsen.de) und das Wolfsmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern (www.wolf-mv.de).

TU Dresden • Professur für Forstzoologie • Piener Str. 7 • D-01737 Tharandt
• Telefon: 035203-38-31371 • <http://tu-dresden.de/forst/zoologie>

Landesjagdverband Schleswig-Holstein e.V.

Kontakt:

Marcus Börner	m.boerner@ljev-sh.de
Andreas Schober	a.schober@ljev-sh.de

Bearbeiter:

Jan Pinnecke	j.pinnecke@gmail.com
Herbert Carius	

Der Landesjagdverband Schleswig-Holstein betreibt seit 1995 das Wildtierkataster Schleswig-Holstein. Seit 2006 besteht hier eine Kooperation mit der Universität Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz. Im Vordergrund steht die Erfassung von Wildtieren durch Fragebögen, die flächendeckend unter der Jägerschaft des Landes verbreitet werden, woran eine digitale Revierkarte sowie eine digitale Erfassung der Wildnachweisung gekoppelt sind. Weiterhin wurde für die Erfassung u.a. von Feldhasen und Rebhühnern ein repräsentatives Referenzgebietssystem aufgebaut, wo auch Flächennutzungskartierungen durchgeführt werden. In speziellen Untersuchungen wurden Erhebungen zum Bestand von Fischottern, Rotmilanen und anderen Arten organisiert. Seit dem Jahr 2011 besteht zudem ein digitales System zur Erfassung von Totfunden (Totfundkataster Schleswig-Holstein).

Landesjagdverband Schleswig-Holstein e.V. • Böhnhusener Weg 6 • D-24220 Flintbek •
Telefon: 04347 90870 • <http://www.ljv-sh.de/>

Institut für Natur- und Ressourcenschutz – Abteilung Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität Kiel

Bearbeiter:

Dr. Daniel Hoffmann
Heiko Schmäuser
Bonke Häger

dan.hoffmann@gmx.net
hschmuser@ecology.uni-kiel.de
bonkehaeger@googlemail.com

Die Abteilung Landschaftsökologie stellt mit mehreren Vorhaben ein Bindeglied zwischen mehreren Fakultäten der CAU dar und beteiligt sich an einer interdisziplinären Entwicklung von Methoden zur Etablierung umweltgerechter Landnutzungssysteme. In der Lehre liegt folglich ein Schwerpunkt auf der Vermittlung und Anwendung solcher Grundlagen und Methoden, die geeignet sind, die Entwicklung künftiger Kulturlandschaften unter Berücksichtigung naturschutzfachlicher Vorgaben sowie sozialer und ökonomischer Rahmenbedingungen vorzubereiten. Die Forschungsarbeiten in der Fachabteilung befassen sich in erster Linie mit Fragestellungen, die einer Klärung und Verbesserung der Lebensbedingungen von Tieren und Pflanzen in intensiv genutzten Kulturlandschaften dienen. Dabei stehen die Lebensräume dieser Organismen, Beziehungen zwischen den einzelnen Systemen und die Analyse ihrer gesamtlandschaftlichen Einbindung im Vordergrund der Betrachtungen. Unser Interesse an der Biologie, den Lebensraumsansprüchen und der Verbreitung von Einzelarten und Artengruppen steht damit im Zusammenhang oder dient der Optimierung von Indikationsverfahren für die Umweltplanung. Im Projekt Wildtierkataster Schleswig-Holstein steht das Monitoring von Wildtierpopulationen im Vordergrund. Gezielte Einzelprojekte zur Erfassung von Wildtieren sind in diesem Projekt integriert.

CAU Kiel • Institut für Natur- & Ressourcenschutz, Abteilung Landschaftsökologie •
Ohlshausenstraße 75 • D-24110 Kiel • Telefon: 0431/880-4030 • <http://www.landscape-ecology.uni-kiel.de/>

AG Populationsgenetik - Spezielle Zoologie der Christian-Albrechts-Universität Kiel
Prof. Dr. Günther B. Hartl

Bearbeiter:

Dr. Juan Valqui
Sebastian Eckern

jvalqui@zoologie.uni-kiel.de
seckern@zoologie.uni-kiel.de

Die AG Populationsgenetik befasst sich mit dem Einfluss der Habitatfragmentierung auf Wildtierpopulationen. Dabei werden insbesondere Migration, invasive Arten und das Überleben von kleinen Populationen untersucht. Durch die Erstellung genetischer Profile und das Erschließen der Variabilität der betroffenen Populationen werden Effekte, wie die genetische Verarmung, die Substrukturierung von Populationen und die genetische Drift evaluiert. Das Verständnis der Populationsstruktur, Populationsdynamik und Populationsgeschichte ermöglicht eine Abschätzung der Rolle des Menschen als Evolutionsfaktor und die Identifizierung von schützenswerten Populationen.

1	EINLEITUNG	7
2	UNTERSUCHUNGSGEBIETE	8
2.1	Untersuchungsgebiet 1 „Linden - Dithmarschen“ (UG1)	8
2.2	Untersuchungsgebiet 2 „Negernbötel - Segeberg“ (UG2)	9
2.3	Untersuchungsgebiet 3 „Zarrentin – Westmecklenburg“ (UG3)	9
2.4	Untersuchungsgebiet 4 „Tharandt – Sachsen“ (UG4)	10
2.5	Untersuchungsgebiet 5 „Lautzkirchen – Saarland“ (UG5)	11
2.6	Untersuchungsgebiet 6 „Büschfeld – Saarland“ (UG6)	11
3	MATERIAL UND METHODEN	12
3.1	Spurkartierung	12
3.2	Totfunderfassung	13
3.3	Fallenfang	13
3.3.1	Gezielter Lebendfang der Zielarten	13
3.3.2	Fang mit Falle - Markierung - Wiederfang mit Falle.....	15
3.4	Genetik	17
3.5	Einsatz von Fotofallen	19
3.5.1	Überprüfung der Eignung unterschiedlicher Fotofallenmodelle.....	19
3.5.2	Verfahren mit zufälliger Verteilung von Fotofallen	21
3.5.3	Fotofalleneinsatz in Kombination mit Köder/Lockstoff	24
3.5.4	Fotofallen- und Videodaten aus dem Jagdbetrieb, anderen Monitoringprogrammen und Forschungsprojekten.....	27
3.5.5	Fang mit Falle - Markierung - Wiederfang mit Fotofalle	27
3.5.6	Fang mit Fotofalle - Individualisierung anhand des Kehlflecks - Wiederfang mit Fotofalle	28
3.5.7	Dichtebestimmung mittels Mindestindividuenzahl über Fotofalle	29
3.6	Telemetrie	30
3.6.1	Baumardertelemetrie	30
3.6.2	Iltistelemetrie	30
3.6.3	Telemetriedatenauswertung	32
3.7	Erarbeitung eines Habitateignungsmodells für Baumarder und Iltis	33
4	EVALUIERUNG VON METHODEN ZUR ARTERFASSUNG	34
4.1	Fragebogenerhebungen	34
4.2	Spurkartierung	37
4.3	Totfunderfassung	38
4.3.1	Beispiel Totfundkataster Schleswig-Holstein	38
4.3.2	Einsatz des Totfund-Katasters für ein Monitoring von Baumarder und Iltis.....	40
4.3.3	Totfundkartierung in Ostdeutschland.....	42
4.3.4	Beispiel: Online-Portal Wildmonitoring in Sachsen	42

4.4	Jagdstrecken	43
4.5	Fallenfang	45
4.5.1	Beifänge beim jagdlichen Fallenfang.....	45
4.5.2	Gezielter Lebendfang.....	45
4.6	Genetik	47
4.7	Fotofallen	48
4.7.1	Eignung unterschiedlicher Fotofallen fürs Monitoring	48
4.7.2	Fotofalleneinsatz mit zufälliger Verteilung für die Arterfassung	54
4.7.3	Fotofalleneinsatz in Kombination mit Köder/Lockstoff für die Arterfassung	56
4.7.4	Fotofallen- und Videodaten aus anderen Monitoringprogrammen, dem Jagdbetrieb und Forschungsprojekten.....	58
4.8	Zusammenfassende Bewertung der Methoden für die Erhebung von Vorkommensdaten	60
5	EVALUIERUNG VON VERFAHREN ZUR BESTIMMUNG VON POPULATIONSDICHTEN	63
5.1	Dichteermittlung mittels Snowtracking	63
5.2	Dichteermittlung mittels Telemetrie	64
5.2.1	Besiedlungsmuster.....	67
5.2.2	Dichteermittlung mittels Telemetriergebnissen.....	82
5.2.3	Baumarderaktionsraumgrößen in Deutschland im Vergleich.....	85
5.3	Bestimmung von Populationsgrößen durch Genetik	87
5.3.1	Effektive Populationsgröße	87
5.3.2	Demografische Trends.....	87
5.3.3	Verwandtschaftsanalysen	88
5.4	Fang mit Falle - Markierung - Wiederfang mit Falle	90
5.5	Fang mit Falle - Markierung - Wiederfang mit Fotofalle	94
5.5.1	Fang-Wiederfang-Verfahren mit Fotofallen an Standorten ohne Köder/Lockstoff	94
5.5.2	Fang-Wiederfang-Verfahren mit Fotofallen an Standorten mit Köder/Lockstoff	97
5.6	Dichtebestimmung basierend auf dem „Fang mit Fotofalle - Individualisierung mit Kehlfleck - Wiederfang mit Fotofalle“- Verfahren	98
5.7	Dichtebestimmung basierend auf Mindestindividuenzahlen ermittelt mit Fotofallen	101
5.8	Dichteermittlung basierend auf dem „Random encounter model“ (REM) nach ROWCLIFFE et al. (2008)	105
5.8.1	24-Stunden-Laufstrecken.....	105
5.8.2	Dichteberechnung nach REM.....	109
5.8.3	Errechnung der Dichte anderer Arten mit Hilfe des REM-Verfahrens in den Untersuchungsgebieten 3 und 4	118
5.9	Zusammenfassender Vergleich und Bewertung der Methoden zur Populationsdichtebestimmung	124
6	HABITATMODELL FÜR BAUMMARDER UND ILTIS	128
7	HINWEISE, EMPFEHLUNGEN UND WEITERER FORSCHUNGSBEDARF	131

7.1	Hinweise zu weiterem Forschungsbedarf	131
7.2	Empfehlungen für Methoden zur Erhebungen von Vorkommensdaten	132
7.3	Empfehlungen für Methoden zur Populationsdichtebestimmung	133
8	ZUSAMMENFASSUNG.....	134
9	DANKSAGUNG.....	135
10	LITERATUR	136
11	ANHANG.....	142

1 Einleitung

Marcus Borchert & Norman Stier

Baumarder (*Martes martes*) und Iltis (*Mustela putorius*) unterliegen dem Bundesjagdgesetz und sind gleichzeitig im Anhang V Bestandteil der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie: 92/43EWG). In den meisten Bundesländern dürfen sie - unter Berücksichtigung der gesetzlich vorgeschriebenen Jagdzeiten - bejagt werden. Allerdings gestattet die FFH-Richtlinie eine Nutzung (Entnahme aus der Natur) von Anhang-V-Arten nur, wenn die Populationen einen günstigen Erhaltungszustand aufweisen. Gemäß Art. 11 der FFH-Richtlinie ist der Erhaltungszustand dieser Arten zu überwachen. Die Verantwortlichkeit für dieses verpflichtende Monitoring liegt bei den Bundesländern.

Die Bewertung des Erhaltungszustandes in den nationalen Berichten an die EU gem. Art. 17 FFH-Richtlinie der Jahre 2007 und 2013 beruht für beide Arten überwiegend auf Einschätzungen von Experten. Lediglich sieben Bundesländer nennen überhaupt die Quellen, auf denen die Bewertung des Erhaltungszustandes beruht (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2007, 2013). Teilweise stützen sich die Expertenmeinungen auf Daten, die geraume Zeit vor den Berichtszeiträumen erhoben wurden. Folgerichtig wird die zugrunde liegende Datenbasis sowohl vom BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2007, 2013) als auch von SACHTELEBEN & BEHRENS (2010) als mangelhaft eingestuft.

Eine valide Bewertung des Erhaltungszustandes setzt die Existenz und Anwendung standardisierter, verlässlicher und praktikabler sowie großflächig einsetzbarer Monitoringverfahren voraus. Vor diesem Hintergrund wurde auf Initiative des Deutschen Jagdverbandes e.V. und des Landesjagdverbandes Schleswig-Holstein e.V. von Mai 2011 bis Dezember 2013 durch Mitarbeiter der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (CAU, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abteilung Landschaftsökologie) und der Technischen Universität Dresden (TUD, Professur für Forstzoologie, Arbeitsgruppe Wildtierforschung) ein überregionales Forschungsprojekt durchgeführt, das auf die Erprobung und Bewertung verschiedener Monitoringmethoden für beide Arten abzielte.

Die Finanzierung erfolgte durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, den Deutschen Jagdverband e.V. sowie den Landesjagdverband Schleswig-Holstein e.V..



Abb. 1: Mit einem Halsbandsender für die Radiotelemetrie ausgestatteter Baumarder (Foto: © D. Hoffmann).

2 Untersuchungsgebiete

Norman Stier, Marcus Borchert, Bonke Häger & Daniel Hoffmann,

Die sechs ausgewählten Untersuchungsgebiete liegen in den Bundesländern Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen und dem Saarland. Sie gelten als repräsentative Stichprobe für typische Landschaftsausschnitte Deutschlands.

Die Untersuchungsgebiete UG1, UG2, UG5 und UG6 wurden durch die CAU Kiel und UG3 und UG4 durch die TU Dresden bearbeitet.

UG1 repräsentiert die fast waldfreien Marschlandschaften entlang der Nordseeküste. UG2 ist typisch für Landschaftsausschnitte Nordwestdeutschlands mit kleinen Waldstrukturen. Regionen, die durch kleine sowie mittelgroße Wälder geprägt und für Mecklenburg-Vorpommern und Nordbrandenburg typisch sind, werden durch UG3 repräsentiert. UG4 wurde stellvertretend für fichtendominierte Mittelgebirgswälder ausgewählt, wohingegen UG5 und UG6 die geschlossenen Buchen- und Laubmischwälder der Mittelgebirgslagen typisieren.

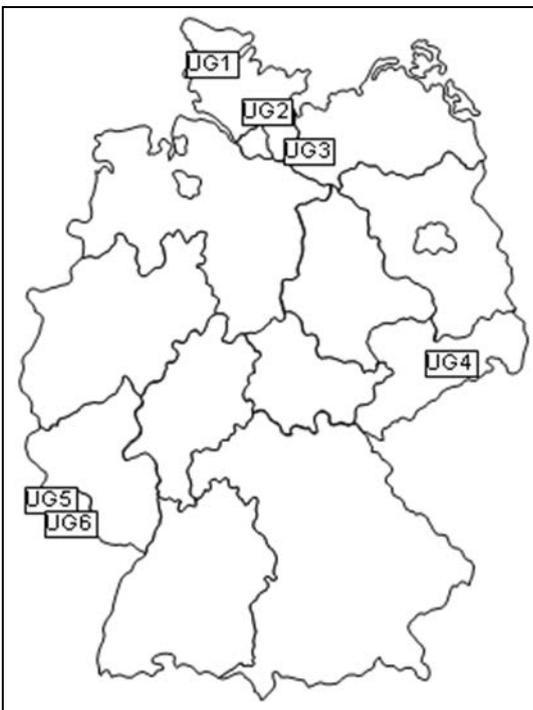


Abb. 2: Lage der 6 Untersuchungsgebiete in Deutschland.

2.1 Untersuchungsgebiet 1 „Linden - Dithmarschen“ (UG1)

Das Gebiet in Dithmarschen ist charakteristisch für große Bereiche des küstennahen, nordwestdeutschen Tieflandes. Linden liegt im nördlichen Dithmarschen, an der Westküste auf der Hohen Geest, die sich von der dänischen Grenze über Bredstedt, Hohenwestedt bis in den Hamburger Raum erstreckt. Sie wird als Altmoränenlandschaft mit ruhiger Oberflächengestaltung bezeichnet. Die Hohe Geest wird von Grund- und Endmoränen sowie Schmelzwasser- und Beckenablagerungen der Saale-Vereisung aufgebaut, die ihrerseits einer starken periglazialen Überprägung der späteren Weichsel-Vereisung unterlagen. Es überwiegen auf der Geest sandig ausgebildete Endmoränen und Randlagen ohne Flugsand-Abdeckungen (HÄGER 2013). Die ehemaligen Hoch- oder Niedermoorflächen in den Niederungen unterliegen heute überwiegend der Grünlandnutzung, während die sandigen höher gelegenen Böden ackerbaulich zumeist in Mais-Monokultur genutzt werden. Gründe hierfür sind die hohe Biogasanlagendichte, sowie die intensive Milchviehhaltung.

Typisch für das Untersuchungsgebiet Linden sind kleinstrukturierte Flächen, die durch Gräben und Knicks voneinander getrennt sind und ebenfalls überwiegend landwirtschaftlicher Nutzung unterliegen. Das Grünland wird durch Rinder und Schafe intensiv beweidet. Auf den Ackerflächen wird fast ausschließlich Mais in Monokultur für Biogasanlagen und Milchvieh-

haltung angebaut. Fünfundzwanzig Hektar werden zudem noch extensiv bewirtschaftet. Daneben ist das UG1 durch Feldgehölze, Knicks und kleinere Wälder bis zu einer Größe von 6 ha geprägt. Die Wälder werden forstlich bewirtschaftet. Hier stocken überwiegend Fichten, in feuchteren Bereichen auch Birken und Erlen.

Die Größe des Kernrevieres, in dem die Fallen zum Fangen der Zielarten aufgestellt wurden, beträgt ca. 300 ha. Die Telemetrie im Raum Linden wurde auf ca. 1.000 ha durchgeführt.

Klimatisch steht das Untersuchungsgebiet 1 aufgrund der Nähe zur Nordsee mit einem langjährigen Niederschlagsmittel um 900 mm pro Jahr und einer Jahresdurchschnittstemperatur um 9 °C deutlich unter maritimem Einfluss (DEUTSCHER WETTERDIENST 2012).

2.2 Untersuchungsgebiet 2 „Negernbötel - Segeberg“ (UG2)

Das Untersuchungsgebiet 2 besteht aus dem Kiebitzholmer Landesforst, sowie dem gemeinschaftlichen Jagdbezirk der Gemeinde Negernbötel und umfasst eine Größe von ca. 1.200 ha. Der Waldanteil im Untersuchungsgebiet Negernbötel liegt bei ca. 45 %. Das Untersuchungsgebiet wird von der A21 mittig geteilt, ist jedoch durch die Kiebitzholmer Wildbrücke miteinander verbunden.

Das Untersuchungsgebiet liegt auf der Vorgeest, die sich von der dänischen Grenze über Neumünster bis nach Segeberg als schmaler Streifen durch Schleswig-Holstein zieht und die Altmoränenlandschaft im Westen von der Jungmoränenlandschaft im Osten trennt. Die Vorgeest ist geologisch gesehen von den Schmelzwassersanden der Weichseleiszeit geprägt. Die geringe Oberflächenverformung ist auf unterschiedliche späteiszeitliche Prozesse zurückzuführen. Ursprüngliche Täler wurden zumeist durch Schmelzwasser mit feinen Sanden aber auch Geröll aufgefüllt. Nach dem Trockenfallen der Sander haben sich aufgrund zunächst sehr spärlicher Vegetation und starken Windes Binnendünen aufgebaut. Nach dem postglazialen Anstieg der Temperaturen und damit verbunden auch des Grundwasserpegels bildeten sich in Senken und Niederungen Moore (HÄGER 2013). Auf den ärmsten Böden ist im Bereich Negernbötel/Kiebitzholm Wald erhalten geblieben, dessen Zusammensetzung aus forstlich genutzten Fichtenkulturen so wie alten Buchenbeständen und in den Senken durch Erlen und Birkengehölze gekennzeichnet ist. Zusätzlich sind die Wälder mit Heideflächen und Mooren durchzogen. Auf den etwas nährstoffreicheren Standorten werden überwiegend Mais, Kartoffeln und Rüben angebaut. Auf den anmoorigen Böden gibt es noch etwas Grünland, wobei aber der Großteil der Region ackerbaulich und forstwirtschaftlich genutzt wird. Das Klima in dieser küstennahen Region ist maritim geprägt. Der durchschnittliche Jahresniederschlag liegt bei 700 – 800 mm, die mittlere Jahrestemperatur bei etwa 9 °C (DEUTSCHER WETTERDIENST 2012).

2.3 Untersuchungsgebiet 3 „Zarrentin – Westmecklenburg“ (UG3)

Das Untersuchungsgebiet (UG3) Zarrentin – Westmecklenburg ist typisch für große Bereiche des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern. Es liegt im Südtail des Biosphärenreservates „Schaalsee“ und gehört zu den Naturraumbezirken „Oldesloe-Gadebuscher Grundmoräne“, „Wittenburger Plattenmoräne“ und „Büchener Sandniederung“ innerhalb der Landschaftszone „Südwestliches Altmoränen- und Sandergebiet“ (AMT FÜR DAS BIOSPHÄRENRESERVAT SCHAALSEE 2003, UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003). Entsprechend der drei Vereisungsperioden (Elster-, Saale- & Weichselkaltzeit) und Überformung besonders während der letzten, der Weichselkaltzeit (Brandenburger Stadium), ist der Nordteil durch Grundmoränen und die südliche Hälfte durch Sanderflächen geprägt. Beim Abfluss großer Schmelzwassermengen entstanden Rinnenseen, von denen der größere, sehr tiefe Schaalsee sowie die kleineren, flacheren und benachbarten Neuenkirchner See und Boissower See im Untersuchungsgebiet liegen. Weiterhin bildeten sich holozäne Vermoorungen besonders im Randbereich der Seen und im unbewaldeten Westteil des UG3. Zudem entstanden durch das Abschmelzen von Toteisblöcken zahlreiche Feldsölle, die den Charakter einer Landschaft mit vielen Gewässern und Feuchtgebieten insgesamt verstärken. Im Bereich der Grundmoränen herrschen Pseudogleye und Parabraunerden-Pseudogleye vor. In den südlichen Sandergebieten prägen nährstoffarme, trockene Sande das Bodenbild. Die Feuchtstandorte sind oftmals durch Nieder-, Übergangs- oder auch Hochmoore charakterisiert (AMT FÜR DAS BIOSPHÄRENRESERVAT SCHAALSEE 2003).

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Übergangsbereich von subatlantischem zu subkontinentalem Klima. UG3 weist im Vergleich zum UG4 über den gesamten Jahresverlauf die höchsten Monatsmitteltemperaturen auf. Die größten Unterschiede der Monatsmitteltemperaturen bestehen von November bis Februar.

Für die Moränengebiete im Norden gelten „Subatlantische Stieleichen-Hainbuchenwälder“ und „Subatlantische Buchenmischwälder“, für den Süden ärmere „Subatlantische Stieleichen-Buchenwälder“ als potenzielle natürliche Vegetation (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003).

Mit 18,7 % besitzt UG3 im Vergleich zu den südlicheren Untersuchungsräumen einen geringen Waldanteil. Trotz stark variierender Baumartenzusammensetzung der Wälder herrscht im UG3 (ausführliche Informationen: vergl. STIER 2012) die Kiefer vor, gefolgt von der Rot-Buche. Besonders im Südwesten dominieren Kiefernwälder auf trockenen Sandstandorten. So bestehen die Gebiete „Camin-West“ und „Kölziner Tannen“ fast ausschließlich aus Kiefern. Im Waldgebiet „Camin-Ost“ erreichen neben der Hauptbaumart Kiefer auch andere Baumarten wie Buche, Erle und Fichte erhebliche Anteile. Im „Testorfer Wald“ und im „Bantiner Wald“ sind auf reicheren Böden vor allem Laubwald sowie im „Testorfer Wald“ auch kleine Feuchtgebiete zu finden (STIER 2012).

2.4 Untersuchungsgebiet 4 „Tharandt – Sachsen“ (UG4)

Das vierte Untersuchungsgebiet befindet sich in Sachsen am Rand des Mittelgebirgsvorlandes in der Nähe der Stadt Tharandt. Abgesehen von einigen in der Umgebung liegenden Agrar- und Siedlungsflächen, stellt der „Tharandter Wald“ mit 54 km² den Großteil des Untersuchungsgebietes. Es handelt sich um ein weitgehend geschlossenes Waldgebiet, das nur im Zentrum durch die Ortschaft Grillenburg fragmentiert und durch wenige kleinere Straßen zerschnitten wird. In der Umgebung des UG4 ist der Waldanteil allerdings gering. So finden sich im Umkreis von etwa 50 km nur noch kleine Wälder oder Feldgehölze.

Das UG4 gehört zum Naturraum „Osterzgebirge“ und bildet den Übergang zum nördlich angrenzenden Naturraum „Mulde-Lößhügelland“ (WAGNER et al. 1998). Typisch für die Nordabdachung des Erzgebirges sind Hochflächen mit tief eingeschnittenen Tälern. Die Waldflächen stocken in der Regel auf armen Porphyren und Resten von Sandsteindecken, Gneis bildet eher das Grundgestein der umliegenden Äcker. Hinsichtlich der Bodennährkraft überwiegen mittlere Standorte (75 % des UG4).

Der südwestliche Teil gehört zum forstlichen Wuchsbezirk „Untere Nordabdachung des Mittleren Erzgebirges“ mit vorherrschender Klingenberger Makroklimaform. Im Gegensatz dazu ist der nordöstliche Wuchsbezirk „Untere Nordostabdachung des Erzgebirges“ mit der Glashütter Makroklimaform deutlich durch den Regenschatten des Plateaus des „Tharandter Waldes“ beeinflusst. Der gesamte Bereich wird vom Übergang des subatlantischen zum subkontinentalen Klima geprägt. Die geringen Jahresschwankungen der Temperatur und die überwiegend westlichen Winde belegen den maritimen, das Sommermaximum der Niederschläge den kontinentalen Einfluss. Der Jahresniederschlag liegt um 820 mm (BERNHOFER 2002). Bedingt durch die im Vergleich zu Nordost-Deutschland südöstlichere und höhere (320 bis 380 m über NN) Lage treten hier mehr Frost- und Eistage als in den norddeutschen Untersuchungsgebieten auf. Gleiches gilt für die Anzahl an Tagen mit Schneebedeckung (73 pro Jahr) bedingt durch die kälteren Winter und die höheren Winterniederschläge. Im Verhältnis zu Schwerin (4,9 cm) war die Schneedecke ebenfalls im UG4 mit 13,0 cm im Mittel deutlich höher.

Als potenziell natürliche Vegetationsgesellschaften gelten durch Eichen und Buchen geprägte Wälder. Mit 55 % Fichte und 16 % Kiefer bestimmen, wie im gesamten Erzgebirge und dessen Vorland, allerdings Nadelbaumbestände die aktuelle Waldstruktur.

2.5 Untersuchungsgebiet 5 „Lautzkirchen – Saarland“ (UG5)

Das Untersuchungsgebiet 5 befindet sich im Südosten des Saarlandes, nördlich von Lautzkirchen, zwischen Kirkel, Limbach und Einöd. Es ist Teil des UNESCO Biosphärenreservates Bliesgau und gehört naturräumlich zum Saarbrücker-Kirkeler Waldgebiet. Es liegt zwischen 360 m und 400 m über NN. In dem geschlossenen, etwa 16 km² großen Waldgebiet überwiegen bodensaure Buchenwälder. Nebenbaumarten sind vor allem Fichte und Kiefer (DIERGARTEN in Vorb.). Der an der etwa 9 km entfernten Wetterstation „Neunkirchen-Wellesweiler“ gemessene langjährige durchschnittliche Jahresniederschlag liegt bei 874 mm. Die langjährige Jahresmitteltemperatur beträgt 9,7 °C (DEUTSCHER WETTERDIENST 2012). Damit zählt diese Region zu den wärmsten in Deutschland.

Das Untersuchungsgebiet setzt sich zusammen aus dem Jagdrevier Pirmannswald, der sich direkt nördlich anschließenden Biosphären-Kernzone „Taubental/In den Drecklöchern“ und weiteren nördlich angrenzenden Landeswaldflächen. Abgegrenzt wird es im Nordosten durch die Bundesautobahn A8 und im Norden, Westen und Süden durch die Landesstraßen L119, L113 und L111.

Landschaftlich ist das Gebiet durch eine hohe Reliefenergie bedingt durch an der Oberfläche anstehende Buntsandstein-Felsformationen geprägt. Diese ragen bis zu 50 m über das umgebende Geländeniveau. Im Westen des Untersuchungsgebietes liegt das Naturschutzgebiet Kirkeler Bachtal, welches besonders dem Schutz der Lebensgemeinschaften nährstoffarmer Standorte dient.

2.6 Untersuchungsgebiet 6 „Büschfeld – Saarland“ (UG6)

Das Untersuchungsgebiet umfasst mit ca. 590 ha zwei Jagdbezirke im Gebiet der Stadt Wadern. Dabei handelt es sich um einen gemeinschaftlichen Bezirk der Gemarkung Büschfeld sowie eine östlich angrenzende Eigenjagd des Saarforst Landesbetriebes. Die Region ist mit einer mittleren Jahresniederschlagsmenge von ca. 1.100 mm als niederschlagsreich zu bezeichnen.

Die Flächen sind Teil des Schwarzwälder Hochwaldes und zählen naturräumlich zum Hochwald-Idarwald. Von 240 m über NN in den Tallagen des dominierenden Flusses Prims bis ca. 400 m über NN ist das Gebiet durch teils steile bis felsige Hänge charakterisiert. Als geologische Basis sind permische Magmen vorzufinden, die durch steile Abflussrinnen charakterisiert sind. Die aufgeweiteten Täler der Prims sind durch Siedlungen geprägt und werden in den weitläufigen potenziellen Überschwemmungsflächen als Grünland genutzt. Ackerbau findet dort statt, wo eine flache Reliefgestalt und die Grundwasserstände es zulassen.

Während in den östlichen Waldbereichen des Untersuchungsgebietes nur land- und forstwirtschaftliche Wege angelegt sind, wird insbesondere der gemeinschaftliche Jagdbezirk Büschfeld durch zwei stark befahrene Landesstraßen (L 133, L 148) durchschnitten.

Der Fluss Prims durchfließt das Untersuchungsgebiet grob in Ost-West-Richtung und hat bei Normalwasserstand eine mittlere Breite von ca. 10 m.

Die Wälder im UG6 sind deutlich durch Laubwald dominiert, wobei die Rotbuche die vorherrschende Baumart darstellt. Durch die ehemalige Nutzung des Waldes als Niederwald sind partiell auch hohe Anteile von Eiche und Hainbuchen zu verzeichnen. Die Fichte spielt eine nachgeordnete Rolle und lediglich durch Aufforstungen nach Stürmen in den frühen 1980er Jahren sind einzelne Forstabteilungen mit Douglasien aufgeforstet.

3 Material und Methoden

Im folgenden Kapitel werden nur diejenigen Methoden detailliert beschrieben, die innerhalb dieses Vorhabens zur Datenerfassung eingesetzt bzw. evaluiert wurden. Weitere, für die Thematik relevante Verfahren werden in den Kapiteln 4 und 5 behandelt.

3.1 Spurkartierung

Norman Stier & Marcus Borchert

Bei kleinen und/oder vorrangig nachtaktiven Säugetieren spielen Sichtbeobachtungen für die systematische Erhebung von Verbreitungsdaten nur eine untergeordnete Rolle. Viele dieser Arten (z.B. Fuchs (*Vulpes vulpes*), Dachs (*Meles meles*), Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*), Waschbär (*Procyon lotor*), Fischotter (*Lutra lutra*), Luchs (*Lynx lynx*) lassen sich aber über die Kartierung und Dokumentation ihrer Spuren sehr effizient nachweisen. Bedingt durch die große Ähnlichkeit der Spuren von Baum- und Steinmarder sowie von Iltis und Mink (*Neovison vison*) ist bei diesen Arten mit einer höheren Verwechslungsrate zu rechnen.

Allerdings haben nur Baummarder im Winterhalbjahr eine intensivere Sohlenbehaarung. Unter guten Spurbedingungen im Schnee sind die fehlenden Sohlenabdrücke dann ein weitgehend sicheres Indiz für das Vorkommen des Baummarders. Die Spuren von Iltis und Amerikanischem Nerz (*Neovison vison*) können mit einer gewissen Fehlerrate durch Spurvermessung unter Standardbedingungen unterschieden werden (HARRINGTON et al. 2008). Solche Bedingungen können mit speziellen Spurfloßen im Wasser erreicht werden.



Abb. 3: Spurfloß in einem Feuchtgebiet im UG3 (Foto: © M. Borchert).

Ursprünglich in England zum Nachweis des Amerikanischen Nerzes entwickelt (REYNOLDS et al. 2010), wurde die Spurfloß-Methode (Abb. 3) von der Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie bereits in einem früheren Projekt in Mecklenburg-Vorpommern als Monitoringverfahren für diese Art erfolgreich eingesetzt. Im aktuellen Projekt sollte das Verfahren für die repräsentative Vorkommenserfassung von Iltissen erprobt werden. Um die Methode an die Lebensweise des Iltisses anzupassen, wurden Tests mit drei Spurfloßen an Kleingewässern im Testorfer Wald (UG3) durchgeführt. In Anlehnung an REYNOLDS et al. (2010), wurden überdachte Flöße konstruiert, die ein spezielles, dauerhaft durchfeuchtetes Ton-Sand-Spursubstrat enthielten. Darüber hinaus dienten Studien im Forschungsgehege der Professur für Forstzoologie in Tharandt zur Klärung der Frage, ob morphometrische Merkmale der Fußabdrücke eine sichere Differenzierung der Spuren von Iltis und Mink erlauben.

3.2 Totfunderfassung

Norman Stier & Marcus Borchert

Die systematische Erfassung und Dokumentation von Totfunden (z.B. auch durch verortete Fotos) kann wertvolle Erkenntnisse zur Verbreitung der Zielarten liefern (z.B. WEBER 2011). Gleiches gilt natürlich auch für viele andere Arten.

Neben der Evaluierung bereits vorhandener Totfunderfassungssysteme (Kap. 4.3) wurden im Rahmen des Projektes zwischen Mai 2011 und Dezember 2013 bei allen Autofahrten des Projektmitarbeiters Dr. Norman Stier Verkehrsverluste von Baumrarder und Iltis erfasst (vergl. STIER 2012). Diese Zahlen wurden bei der Auswertung ins Verhältnis zu den insgesamt gefahrenen Kilometern gesetzt, um den Aufwand bzw. die Effizienz der Methode zu ermitteln.

3.3 Fallenfang

3.3.1 Gezielter Lebendfang der Zielarten

Marcus Borchert, Norman Stier & Daniel Hoffmann

Der gezielte Lebendfang ist vor allem für kleine, versteckt lebende und leicht fangbare Arten wie Kleinsäuger eine relevante Nachweismethode. Mit der Körpergröße der Arten und dem Grad ihres scheuen Verhaltens steigt auch der erforderliche Aufwand, um repräsentative Ergebnisse zu erhalten. Hierbei spielen vor allem hohe Kosten für die Anschaffung der Fallen, das regelmäßige und langfristige Anködern sowie die mehrmals täglich nötige Kontrolle eine wesentliche Rolle.

Das erfolgreiche Fangen von Wildtieren, bei dem die Unversehrtheit der Individuen höchste Priorität haben muss, ist stets gekoppelt an (1.) den Fallentyp, (2.) die Standortwahl und (3.) die Wahl des Köders. Im Rahmen des Projektes wurde bei der Auswahl der Fallentypen in erster Linie darauf geachtet, dass ausschließlich Fallen zum Einsatz kamen, die aus langjähriger Erfahrung der Projektmitarbeiter sowie unter Einbeziehung von kundigen Fangjägern ein Verletzungsrisiko der Tiere ausschließen.

Zum gezielten Lebendfang von Baumrarder und Iltis dienten im Rahmen dieses Vorhabens folgende Fallentypen:

- 10 Holzkastenfallen, B x H x T: 50 x 50 x 100 cm, Eigenbau
- 12 Holzkastenfallen, B x H x T: 35 x 25 x 85 cm, Eigenbau
- 8 Drahtkastenfallen, B x H x T: 40 x 30 x 90 cm, Eigenbau
- 6 Drahtkastenfallen, B x H x T: 20 x 15 x 105 cm, (Fa. Kieferle)
- 8 Drahtkastenfallen, B x H x T: 30 x 30 x 120 cm, (handelsüblich)
- 7 Betonrohrfallen, Länge x Durchmesser: 400 cm x 30 cm, (Modell Spittler; Betonwipprohrfalle Modell Dose)
- 12 Kofferfallen, B x H x T: 110 x 110 x 25 cm, Eigenbau
- 10 Holzkastenfallen, B x H x T: 35 x 25 x 150 cm, Eigenbau; senkrecht fallende Schotten
- 5 Holzkastenfallen, B x H x T: 40 cm x 30 cm x 200 cm; Eigenbau, senkrecht fallende Schotten
- 10 Holzkastenfallen, B x H x T: 35 cm x 25 cm x 165 cm; Fa. Weißer Fallenbau

Die Auslösung der Fallen erfolgte entweder über einen Stolperdraht, den Abzug eines angebundnen Köders oder über einen Wippbrettmechanismus. Die Anzahl und Dichte der Fallenstandorte in den Untersuchungsgebieten zeigt Tab. 1.

Tab. 1: Anzahl und Dichte der Fallenstandorte in den Untersuchungsgebieten.

Untersuchungsgebiet	Waldgebiet	Fallenstandorte	Fallenstandorte/100 ha
UG1 Linden		14	4,7
UG2 Negernbötel		10	2,0
UG3 Zarrentin	Testorfer Wald	4	1,6
	Kölziner Tannen	3	1,2
	Bantiner Wald	5	3,3
	Forst Camin	22	4,7
UG4 Tharandt	Tharandter Wald	14	0,2
UG5 Lautzkirchen		12	4,5
UG6 Büschfeld		18	3,1

Der Aufbau der Fallen erfolgte an Standorten, an denen eine regelmäßige Frequentierung der beiden Zielarten, z.B. zur Nahrungssuche zu erwarten war. Eine streng methodische Festlegung eines Fangstandortes lässt sich kaum realisieren, da hier stets auch subjektive Erfahrungswerte eine Rolle spielen. Da Raubwildarten in der Regel hoch mobil sind und beim Durchstreifen von Territorien regelmäßig Wechsel anderer Wildtiere oder auch menschliche Wege nutzen, können Fallen ggf. auch ohne permanente Beködierung an solchen Orten betrieben werden.

Die Fallen wurden entweder direkt auf den Boden gestellt oder in maximal 1 m Höhe auf einer Holzkonstruktion montiert. Anschließend wurden sie, wenn nötig tierschutzkonform abgedeckt und getarnt und je nach Erfordernis täglich oder seltener, aber mindestens zweimal pro Woche beködert.

Zur Effizienzsteigerung wurden insbesondere im UG5 „Büschfeld“ sogenannte Fallensteige angelegt. Dazu wurden ausschließlich Fallen mit beidseitigen Klappen eingesetzt, um ein Durchlaufen der Fallen zu ermöglichen. Ausgehend von den Klappen wurden in beiden Richtungen bis über 200 m lange Pfade angelegt, die regelmäßig von Laub und Ästen befreit wurden. Diese Fangmethode erfordert insbesondere beim Aufbau einen hohen Aufwand. Allerdings entfallen die regelmäßigen Beködierungen.

Als Köder dienten in den Untersuchungsgebieten UG1, UG2, UG5 und UG6 in Nordwest- und Südwest-Deutschland unter anderem Brötchen, süßes Gebäck, Trockenobst, Honig, Stockfisch und Eier und in den Untersuchungsgebieten Ost-Deutschlands (UG3 und UG4) Trockenobst und Eier, ergänzt durch Frischobst - sofern jahreszeitlich verfügbar. Speziell für den Iltis wurden Fisch, Schlachtabfälle und frische Innereien von jagdlich erbeuteten Wildtieren verwendet.

Waren die Fallen fängisch gestellt, wurden sie entweder nachts alle 2-4 Stunden kontrolliert oder mit Fallenmeldesystemen (Typ Fallenalarm Contact, Fa. alarmwelt.de) überwacht. Der Einsatz dieser Fallenhandys hat die Vorteile, dass erstens die Verweildauer eines gefangenen Tieres in der Falle auf ein Minimum reduziert wird und zweitens die nächtlichen Kontrollfahrten entfallen. Falls erforderlich (z.B. bei Fehlauflösung oder bei Fängen anderer Arten) wurden die Fallen auch mehrmals pro Nacht wieder fängisch gestellt.

Die weit verbreitete Meinung, dass an der Falle selbst möglichst wenig menschliche Aktivität stattfinden soll, um menschlichen Geruch zu vermeiden, kann hier nicht bestätigt werden. Es hat sich herausgestellt, dass gerade das tägliche Handling an der Falle zu Gewöhnungseffekten bei Wildtieren führt und damit auch beim Scharfstellen der Fallen, wo eine Berührung der Fallen unumgänglich wird, kein Misstrauen der Tiere hervorgerufen wird.

Die Fallen in den ostdeutschen Untersuchungsgebieten wurden in der Regel mit Fotofallen überwacht (vergl. Kap. 3.5.3). Dadurch gelang es, die Fallen immer nur dann fängisch zu stellen, wenn ein unmarkierter Baumarder oder Iltis sich regelmäßig an der Falle einstellte. So konnte die Anzahl der Fallennächte reduziert und der Fang effektiver gestaltet werden. Alle Fallen in den anderen Untersuchungsgebieten wurden immer dann scharf gestellt, wenn bei den täglichen Kontrollen der Köder in der Falle regelmäßig angenommen war.

Die Fotofallenüberwachung ermöglichte es außerdem, den Fang und auch den späteren Wiederfang zu simulieren (vergl. Kap. 3.3.2). Vor allem Informationen über die Dauer der Beködierungsphase - vom Fallenaufbau bis zum Fang der Tiere - lieferten die Fotofallenbilder. Außerdem konnte die Eignung unterschiedlicher Fallentypen und Köder ermittelt werden.



Abb. 4: Versuchsaufbau zum Effizienztest verschiedener Fallentypen mittels Fotofallen und teilweise Videoüberwachung (Foto: © M. Borchert).

Hierfür waren zeitweise mehrere Fallentypen gleichzeitig und direkt nebeneinander aufgestellt (Abb. 4). Auch die Nutzung der Fallen durch andere Raubsäuger wurde so dokumentiert - zusätzlich zu den direkten Sichtungen der Projektbearbeiter.

3.3.2 Fang mit Falle - Markierung - Wiederfang mit Falle

Marcus Borchert & Norman Stier

Das Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren ist nach dem Handbuch „The Wildlife Techniques Manual“ (SILVY 2012) die beste Methode, um Populationsdichten zu ermitteln. Hierfür müssen jedoch folgende Grundvoraussetzungen erfüllt sein:

- Die Fang- bzw. Wiederfangwahrscheinlichkeit ist für alle Individuen einer Art gleich.
- Alters- und geschlechtsspezifische Unterschiede existieren nicht.
- Die Markierung muss über die gesamte Versuchsdauer sichtbar bleiben, so dass markierte Individuen beim Wiederfang als solche erkennbar sind.
- Zu- und Abwanderung wie auch die Mortalität sollten zumindest innerhalb des Zeitfensters zwischen Fang und Wiederfang möglichst gering sein.

Neben dem ausgeprägten Kehlfleck des Baumarders, der eine Individualerkennung gewährleistet, kamen bei beiden Arten Ohrmarken als Markierung zum Einsatz. Außerdem wurden Halsbandsender und Ohrmarken mit Reflexfolien in verschiedenen Mustern und Farben zur Differenzierung der Individuen beklebt. Im Rahmen des Projektes wurde die Eignung (z.B. Haltbarkeit, Ablesbarkeit, Tierschutzkonformität) dieser Markierungsmethoden überprüft.

Alle gefangenen Baumarder und Iltisse wurden zur dauerhaften Markierung beidseitig mit Ohrmarken versehen. Zusätzlich zu den in allen Gebieten verwendeten Ohrmarken „Dalton Rototag Mini“ (21 x 6 mm, Abb. 5 rechts) wurden im UG3 auch die etwas größere Version

„Dalton Rototag“ (35 x 10 mm) bei 12 Baumardern verwendet (Abb. 5 links). Dieser Typ wurde von der Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie bereits in früheren Studien an Füchsen, Dachsen, Marderhunden, Waschbären und Wildkatzen sehr erfolgreich eingesetzt.



Abb. 5: Baumarder, markiert mit verschieden großen Ohrmarken der Firma Dalton: links: 35 x 10 mm; rechts: 21 x 6 mm (Foto: © M. Borchert).

Je nach Fotofallentyp ermöglichten entweder die Farben in Kombination mit dem Muster oder nur die Reflexmuster der Ohrmarken und der Halsbänder die Individualerkennung.



Abb. 6: Kontrolle und Markierung eines Baumarderwurfes im Bantiner Wald im UG3 (Foto: © M. Borchert).

Um Daten zu Status und Erfolg von Reproduktionen zu erlangen, wurde versucht, die Würfe der besenderten Baumarderehen in UG3 und UG4 im Alter von 6-10 Wochen zu kontrollieren. Dabei wurden die Kehlflecke der Welpen fotografiert und größere Welpen auch mit Ohrmarken (21 x 6 mm, Abb. 6) markiert, um sie bei späteren Nachweisen (Fang, Fotofallenbilder) wiederzuerkennen.

3.4 Genetik

Sebastian Eckern, Juan Valqui & Marcus Borchert

Populationsgenetische Untersuchungen mittels Mikrosatellitenanalyse¹ wurden bereits mit mehreren Marderarten durchgeführt. So etwa mit *Martes pennanti* in Kanada (KYLE et al. 2001), *Martes americana* in den USA (KYLE et al. 2000), *Martes martes* in Frankreich (MERGEY 2012) und Italien (COLLI et al. 2011). Für die in Deutschland ansässigen Populationen ist dies die erste großräumige Studie.

Für DNA-Analysen sind grundsätzlich alle Materialien geeignet, die genetisches Material enthalten. Das trifft auf alle vom und im Organismus produzierten Gewebe und Ausscheidungen zu. Dabei haben 3 Faktoren – abgesehen von der Menge – erheblichen Einfluss auf die Menge an DNA, die daraus gewonnen werden kann. Dies wären die Art der Probe (welches Gewebe), das Alter der Probe (wieviel Zeit ist seit der Abgabe durch das Tier vergangen) und die Art der Lagerung (GOOSSENS et al. 1998; MULLINS et al. 2010).

Auch wenn grundsätzlich alle Materialien zur Gewinnung von DNA genutzt werden können sind die üblichsten wohl (Organ-)Gewebe, Blut, Haare und Kot. Dies ist auch die Reihenfolge von höchster zu niedrigster Qualität, wobei bei entsprechender Lagerung und keinem zu großen Alter mit allen Varianten vollständige Analysen möglich sind. Das Alter der Probe hat ebenso großen Einfluss. Allerdings können hier keine klaren Grenzwerte angegeben werden, besteht doch im Feld selten die Möglichkeit das Alter einer (nicht invasiv genommenen) Probe klar zu bestimmen. Grundsätzlich liegt in älteren Proben die DNA nur noch degradiert und nicht mehr verwendbar vor. Allerdings ist die Geschwindigkeit der Degradierung abhängig von bspw. Witterungsfaktoren und kann erst abschließend eingeschätzt werden.

Die Lagerung kann je nach Material auf unterschiedliche Art erfolgen, dabei sollten „feuchte“ Proben (Gewebe, Kot, etc.) in Alkohol gelagert werden, „trockene“ Proben (Haare, Haut, etc.) nicht. Insgesamt empfiehlt sich die Lagerung geschützt vor Sonneneinstrahlung und luftdicht.

Von allen in den Untersuchungsgebieten gefangenen Baummardern wurden Genetikproben in Form von Haaren incl. der Haarwurzel genommen. Von einigen wurden zusätzlich mit speziellen Wattestäbchen aus der humanen Forensik Speichelproben genommen. So standen für die beabsichtigten Analysen rund 80 Proben zur Verfügung.

Aus allen Proben wurde mit entsprechenden Verfahren die enthaltene DNA isoliert² und anschließend ihre Konzentration gemessen. Dabei konnte festgestellt werden, dass die Speichelproben wesentlich geringere Mengen an DNA enthielten als die Haarproben. Alle Proben, die überhaupt positiv auf DNA getestet wurden³, fanden Eingang in die weiteren Verfahren.

Das weitere Vorgehen beinhaltete zwei unabhängige Methoden. Einerseits wurden Abschnitte der in den Mitochondrien enthaltenen zirkulären DNA sequenziert. Dies diente einerseits dem Artnachweis, da gerade nichtinvasiv gewonnene Proben, wie Haare und Kot, oft nicht eindeutig zugeordnet werden können. Zusätzlich können damit demografische Trends in den beprobten Populationen aufgedeckt werden. Das hier zum Einsatz kommende Verfahren ist die Sanger-Kettenabbruchmethode (SANGER 1977). Damit werden abschnittsweise Teile der DNA sequenziert und mit den Referenzproben⁴ für die jeweiligen Arten verglichen.

Andererseits wurde mit der DNA aus den Zellkernen eine Mikrosatellitenanalyse durchgeführt. Dies ist das auch aus der menschlichen Forensik bekannte Verfahren, welches landläufig als „genetischer Fingerabdruck“ bezeichnet wird. Das Verfahren wurde in den 1980er Jahren von Sir Alec Jeffreys entwickelt und ist seit den 1990er Jahren der weltweite Standard für rechtsmedizinische Individualbestimmung (TABERLET & LUIKART 1999; ROUSSET 2000). Dabei wird an mehreren vorher genau definierten Positionen auf dem DNA-Strang – den Mikrosatelliten – die exakte Länge dieser Abschnitte gemessen. Die Länge der Abschnitte ist erblich, so dass bei Betrachtung mehrerer Positionen eine genaue Individualidentifizierung möglich ist. Außerdem erlaubt die Verteilung dieser Fragment-Längen innerhalb einer zu untersuchenden Population Aussagen über ihre genetische Diversität und Fitness und ihre

¹ Mikrosatelliten: Bereiche der DNA, die bis auf die Länge zwischen allen Individuen einer Art identisch sind

² Mittels dem *Spin Forensic Kit* von *Strattec Molecular*

³ Als Grenzwert wurden 10ng/µl angenommen; mit dieser Menge sind sowohl Artbestimmung als auch Individualdifferenzierung möglich

⁴ NCBI Genbank

effektive Populationsgröße (FRANKHAM 2002). Für diesen Bericht fand der letztgenannte Punkt besondere Beachtung.

Alle Proben wurden an 14 Loci⁵ für Mikrosatelliten amplifiziert⁶ und analysiert. Alle Primer für diese Loci wurden entweder direkt für *M. martes* selbst oder für andere Mustelidae entwickelt und durch *cross-species-amplification* getestet. Die Amplifikation mittels PCR⁷ erfolgte automatisiert in Thermocyclern und folgte sowohl bei der Zusammenstellung der Reaktionskomponenten als auch bei den Temperaturprofilen soweit möglich den Angaben der Erstbeschreiber dieser Loci.

Fünf der Loci wurden während der Analyse auf Grund geringen Informationsgehaltes oder unvollständiger Amplifizierbarkeit wieder verworfen. Die verbleibenden 9 Loci konnten bei 57 der gelieferten Proben nahezu vollständig ausgewertet werden und wurden für alle weiterführenden Berechnungen verwendet. Es handelte sich um die Loci (bzw. Primerpaare) Ma01, Ma02, Ma08, Ma10 und Ma19 (für *M. martes*, nach DAVIS & STROBECK 1998), Mel08 und Mel10 (für *Meles meles*, nach DOMINGO-ROURA 2002), Mvis72 und Mer41 (für *Neovison vison* bzw. *Mustela erminea*, nach FLEMING et al. 1999).

Gewinnung von Haarproben unter Verwendung Lockstäben/Lockstoffen

Tests mit Lockstäben erfolgten, mit Ausnahme des UG1, in allen Untersuchungsgebieten. Neben dem fotografischen Artnachweis sollte hier vor allem auch die Möglichkeit der Gewinnung von Haarproben für genetische Analysen eruiert werden (vgl. BURKI et al. 2010), analog dem bei der Wildkatze (*Felis silvestris*) bereits erfolgreich praktizierten Verfahren (HUPE & SIMON 2007).

Als Lockstoff diente in den Untersuchungsgebieten 3 und 4 die Mischung nach KRIEGS et al. (2012). Im Forst Camin-West (UG3) kamen 2013 vier mit der Duftstoffmischung präparierte Lockstäbe zum Einsatz. Im Bantiner (UG3) und im Tharandter Wald (UG4) wurde die Lockstoffmischung im selben Jahr an 4 bzw. 8 Bäumen in ca. 40-50 cm Höhe gestrichen, um die attrahierende Wirkung zu evaluieren. Der Lockstoff an den Stäben und Bäumen wurde wöchentlich, durch auftragen mit einem Pinsel erneuert. Die zur Überwachung eingesetzten Fotofallen Reconyx RM45 waren im Abstand von 1,50 m bis maximal 2,20 m an Bäumen befestigt.

Im UG6 wurden im Zeitraum Juli-August 2012 Lockstofftests durchgeführt. An insgesamt 8 Standorten wurden jeweils 4 Lockstäbe mit unterschiedlichen Lockstoffen angeboten. Als Lockstoffe dienten Eipulver, Honig, Baldrian, Bittermandelaroma, Anis und Fischöl. Die Lockstoffe wurden alle 5 Tage, bei Bedarf auch öfter erneuert. Zur Überwachung dienten Fotofallen der Modelle Spypoint IR-A, Cuddeback Attack IR, Cuddeback Capture und Bolyguard SG 550.

Da der Einsatz von Lockstoffen an sägerauen „Dachlatten“ in der Anfangsphase des Projektes sich als nicht effizient erwies, wurde eine zweite Versuchsreihe mit Haselnussstöcken anstelle der Dachlatten durchgeführt. Vom Ersatz des Trägermaterials durch natürliche Holzstöcke wurde eine Steigerung der Lockwirkung erhofft. Die Haselnussstöcke hatten einen mittleren Durchmesser von 3 bis 5 cm und eine Gesamtlänge von ca. 70 cm. Zur Aufnahme der Duftstoffe wurden die Stöcke mit 8 mm Bohrlöchern versehen. Ähnliche Haselnusspfähle kamen auch in Schleswig-Holstein zum Einsatz. Hier wurden an je einem Pfahl Fischöl, Eipulver, Honigwasser, Anisöl bzw. Baldrian als Lockmittel eingesetzt. Der Abstand zwischen den einzelnen Pfählen betrug etwa 1 m. Der Versuchsaufbau wurde mit dem Fotofallenmodell Bolyguard SG 550 überwacht.

Gewinnung von Haarproben mit Haarfallen

Zur Gewinnung von Haarproben mittels Haarfallen wurden keine eigenen Tests durchgeführt. Wie die Literaturrecherche zeigte, existiert bisher kein für Musteliden geeignetes Modell/Verfahren zur Gewinnung von Haarproben mit Fallen. Entweder erbrachten Haarfallenmodelle zwar gute Ergebnisse in Gehegeversuchen, die sich dann im Freiland aber nicht in gleichem Maße einstellten (z.B. LYNCH et al. 2006, WEBER 2008) oder aber die Versuche blieben gänzlich ohne Erfolg oder lieferten zu geringe Probenmengen (z.B. BURKI et al. 2010, DIERGARTEN in Vorb.).

⁵ Locus: spezifischer Genort

⁶ Amplifikation: Vermehrung der DNA

⁷ PCR: Polymerase Chain Reaction

3.5 Einsatz von Fotofallen

Marcus Borchert, Norman Stier, Vendula Meißner-Hylanová & Birk Seifert

Der Einsatz von Fotofallen erlaubt die störungsfreie Beobachtung und damit den direkten Nachweis von Tierarten. Diese Methode wurde bereits in mehreren Studien erfolgreich zur Erfassung von großen, mittelgroßen und kleinen Raubsäugetern genutzt (z.B. ZIELINSKI & KUCERA 1995; KELLY & HOLUB 2008; SIEBKE 2010; JORDAN et al. 2011; MARUNKE 2011; MANZO et al. 2012; KISELEVA & SOROKIN 2013). Seit 2011 widmet sich sogar ein eigenes Lehrbuch den Einsatzmöglichkeiten von Fotofallen in der Wildtierforschung (O'CONNELL et al. 2011). Im Großraubtiermonitoring (KACZENSKY et al. 2009) sind Fotofallen neben der Genetik methodischer Standard für den Artnachweis.

In der vorliegenden Untersuchung wurden folgende Fotofallenmodelle eingesetzt:

- Reconyx RM45
- Reconyx HC500
- Reconyx HC550
- Reconyx HC600
- Cuddeback Capture
- Cuddeback Attack
- Cuddeback Attack IR
- Cuddeback Ambush
- Cuddeback Ambush IR
- Dörr BolyGuard SG550
- Minox DTC600
- Spypoint IR-A

Diese Modelle sind entweder mit einem Infrarotblitz oder einem Weißlichtblitz für Aufnahmen in der Nacht bzw. bei schlechten Lichtverhältnissen ausgestattet. Bewegt sich ein Objekt, welches wärmer als die Umgebung ist, im Erfassungsbereich der Kamera, wird die Aufnahme bei allen verwendeten Modellen mittels eines passiven Infrarotsensors ausgelöst. Die Bilder werden entweder auf SD- oder CF-Karten gespeichert.

Ziele des Einsatzes von Fotofallen waren

- die Erbringung von Artnachweisen,
- die Möglichkeit der Individualerkennung mittels Kehlflack oder Markierung zu testen,
- die Evaluierung Fotofallen-basierter Verfahren zur Ermittlung von Populationsdichten.

Grundsätzlich besteht einerseits die Möglichkeit einen Köder vor der Fotofalle zu platzieren, um die entsprechenden Zielarten anzulocken, andererseits können die Fotofallen auch unbeködert, z.B. an Wechsellern oder zufällig verteilt eingesetzt werden.

Neben den insgesamt 20 aus dem Projekt finanzierten Geräten (10 für jeden Kooperationspartner) wurden durch die Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie in UG 3 und UG4 weitere 48 Fotofallen im Rahmen der Untersuchungen eingesetzt. Die Cuddeback Ambush und die Cuddeback Ambush IR für den Fotofallentest wurden freundlicherweise von der Firma VOLKER SCHERY leihweise zur Verfügung gestellt. Neben dem Artnachweis mittels Fotofalle wurden alle Methodenentwicklungen und -evaluierungen im Zusammenhang mit Fotofallen in den Untersuchungsgebieten 3 und 4 durchgeführt.

3.5.1 Überprüfung der Eignung unterschiedlicher Fotofallenmodelle

Zur Ermittlung des für die Projektziele am besten geeigneten Fotofallentyps wurden im UG3 „Zarrentin“ alle Modelle (vergl. Kap. 3.5), außer der Reconyx HC500 - verteilt über mehrere Zeitfenster - einem Effizienztest unterzogen (Abb. 7). Dazu wurde an einem Schalenwildwechsel eine Versuchsanordnung mit mehreren Fotofallen aufgebaut. Alle Geräte waren so ausgerichtet, dass das Zentrum des Erfassungsfeldes und damit der Bildausschnitt grundsätzlich übereinstimmten (Abb. 8). Insgesamt wurden an 85 Tagen Daten erhoben. Die Effizienztests basierten auf der Auswertung von 2.040 Stunden analogem Videomaterial im 8:1 Zeitraffersystem (dabei werden 24 h auf 3 h gerafft) sowie ca. 20.000 Fotofallenbildern.



Abb. 7: Versuchsanordnung für den simultanen Test verschiedener Fotofallenmodelle. oben: Kamera einer kontinuierlich aufzeichnenden Videoanlage (rechts im Bild), darunter Reconyx RM45; untere Reihe v.l.: Cuddeback Capture, Dörr BolyGuard, Cuddeback Attack IR, Cuddeback Attack, Reconyx HC600 (Foto: © M. Borchert).



Abb. 8: Über halbtransparente Fotofallenbilder dargestellter Aufnahmeausschnitt von drei neben einander aufgebauten Fotofallen.



Abb. 9: Baummardefoto, aufgenommen mit einer Reconyx RM45 beim Effizienztest verschiedener Fotofallenmodelle; Markierungspflöcke im Abstand von 1 m angeordnet (Foto: © M. Borchert).

Die Auswertung erfolgte für jeden Fotofallentyp getrennt anhand der Parameter: Tierart, Entfernung und Durchlaufrichtung. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurden die Arten bei der späteren Auswertung zu folgenden Gruppen zusammengefasst: Schalenwild, mittelgroße Raubsäuger (Fuchs, Dachs, Marderhund, Waschbär) und kleine Raubsäuger (Baummarde, Steinmarde, Iltis).

3.5.2 Verfahren mit zufälliger Verteilung von Fotofallen

Zahlreiche auf Fotofallenbildern basierende Analyseverfahren zum Artnachweis und zur Ermittlung populationsökologischer Charakteristika setzen zufallsverteilte Stichproben voraus. Dies gilt auch für das, im Projekt angewandte „Random encounter model“ (REM) nach ROWCLIFFE et al. (2008). Gemäß den Bedingungen für zufallsverteilte Stichproben wurden die Fotofallen deshalb entlang eines Rasters mit einer Segmentlänge von 500 m oder 300 m in den Untersuchungsgebieten verteilt. Auf die attrahierende Wirkung von Lockstoffen oder Ködern wurde bewusst verzichtet. Ebenso wurden Stellen mit einer bündelnden Wirkung wie z.B. Zwangswechsel an Zäunen oder Gewässern **nicht** gezielt als Fotofallenstandorte ausgewählt (vergl. Kap. 3.5.3). Sie hätten zwar die Nachweiswahrscheinlichkeit der Tiere erhöht, die Anwendung des REM aber ausgeschlossen.

3.5.2.1 Arterfassung mit Fotofallen

Das oben genannte Versuchsdesign (REM: Kap. 3.5.2.2) wurde in UG3 und UG4 auch zum Artnachweis genutzt. Eine Voraussetzung für realitätsnahe Ergebnisse ist, dass die zufällige Verteilung der Fotofallenstandorte repräsentativ für die Lebensraumnutzung der Arten ist. Ob diese Bedingung erfüllt ist, lässt sich leicht anhand der artspezifischen Raumnutzungsdaten aus telemetrischen Untersuchungen ermitteln. Für Baummarde lagen entsprechende Informationen vor. Für den Iltis gibt es bisher zu wenige Daten zum Raum-Zeit-Verhalten.

3.5.2.2 Dichtermittlung mit Random encounter model (REM) nach ROWCLIFFE et al. 2008

Die von ROWCLIFFE et al. (2008) entwickelte Methode zur Ermittlung von Populationsdichten setzt – im Gegensatz zu den Fang-Wiederfang-Verfahren – keine Markierung der Tiere voraus. Dies lässt das Verfahren für die praktische Anwendung als besonders geeignet erscheinen. Deshalb wurde überprüft, inwieweit diese Methode verlässliche Ergebnisse hinsichtlich der Projektzielstellungen liefert. Wie auch einige andere methodischen Ansätze, kann das Verfahren vermutlich nur dann zielführend durchgeführt werden, wenn entweder keine Jungtiere mehr im Elternaktionsraum vorhanden oder die Jungtiere deutlich von den Adulten unterscheidbar sind. Beim Baumarder sind diese Voraussetzungen mit hoher Wahrscheinlichkeit zwischen Mai und August gegeben. Dieses Zeitfenster wurde für die Überprüfung der Rowcliffe-Methode hauptsächlich genutzt.

Bei dieser Methode werden Fotofallen in einem definierten Gebiet, unbekümmert und zufällig verteilt montiert und die Fotofallenkontakte (y) der Zielart über einen bestimmten Zeitraum gezählt. In die Dichteberechnungen fließen außerdem ein: die durchschnittliche Tageslaufstrecke (v) der Tiere, die Anzahl der Fotofallentage (t) sowie die Fotofallenparameter Erfassungswinkel (θ) und Erfassungsweite (r). Die Dichteberechnung erfolgt mit der Formel nach ROWCLIFFE et al. (2008):

$$D = \frac{y}{t} * \frac{\pi}{vr * (2 + \theta)}$$

Die Fotofallentage berechnen sich aus der Anzahl der eingesetzten Fotofallen multipliziert mit der Anzahl der Untersuchungstage. Eventuelle Fehltag, welche durch technische Defekte einzelner Fotofallen entstehen können, werden herausgerechnet.

Zur Erprobung der Methode für die Zielarten Baumarder und Iltis (sowie andere Raubsäuger- und Schalenwildarten) unter mitteleuropäischen Bedingungen dienten die Fotofallenmodelle Reconyx RM45 und Reconyx HC600. In folgenden Untersuchungsgebieten kamen zwischen 31.03.2012 und 09.09.2013 Versuchsanordnungen mit einem 500 x 500 m bzw. 300 x 300 m Fotofallenraster (vergl. Kap. 3.5.2) zum Einsatz: Bantiner Wald, Forst Camin-West, Forst Camin-Ost, Testdorfer Wald und Tharandter Wald. Die Zeiträume der Datenerfassung in den verschiedenen Wäldern zeigt Abb. 10. Die Koordinaten der virtuellen Rasterschnittpunkte wurden mit Hilfe der Software ArcView berechnet und mittels eines GPS-Gerätes im Gelände aufgesucht. Je eine Fotofalle wurde im Umkreis von höchstens 30 m um diese Koordinaten in einer Höhe von maximal 40 cm über dem Erdboden an Bäumen montiert. Als geeignete Standorte für die Fotofallenmontage erwiesen sich Bäume, deren Umfeld frei von Bodenvegetation war und die eine Sichttiefe von mindestens 6 m aufwies.

Die nur begrenzte Ausleuchtung der Fotofallenbilder durch den Infrarotblitz bei Nacht und die sich mit zunehmender Entfernung zur Fotofalle verschlechternde Möglichkeit einer sicheren Differenzierung von Baum- und Steinmarder, führten zu der Entscheidung, die berücksichtigte Erfassungsweite auf 6 m zu beschränken. Um die Entfernung auf den Fotofallenbildern besser abschätzen zu können, wurde der 6 m Radius mit je einem Holzpfehl markiert. Sowohl bei der Reconyx RM45, als auch bei der Reconyx HC600 basierten die Berechnungen auf einem Erfassungswinkel von 0,583 rad (= 33,4°). Die täglichen Laufstrecken der Baumarder wurden im Rahmen des Projektes gesondert telemetrisch erhoben (vergl. Kap. 5.7.1)

Mehrfacherfassungen eines eindeutig identifizierbaren Tieres gingen erst dann in entsprechender Zahl in die Berechnungen ein, wenn der Abstand zwischen dem letzten Bild des ersten Ereignisses und dem ersten Bild des darauffolgenden Ereignisses größer als eine Minute war. Zwei oder mehrere Bilder innerhalb einer Minute aufgenommen, die sicher von verschiedenen Individuen stammten, wurden selbstverständlich auch einzeln gezählt. War auf den Fotofallenbildern nicht eindeutig zu erkennen, ob es sich um einen Baumarder oder um einen Steinmarder handelte, wurde das Ereignis der Gruppe „unbestimmte Marder“ zugeordnet. Die aus dieser Gruppe in den Algorithmus einbezogene Zahl an Baumardereignissen errechnete sich aus den Anteilen der beiden Arten innerhalb der Stichprobe der sicher bestimmbareren Ereignisse. Hier wurde vorausgesetzt, dass die Arten-Anteile beider Stichproben übereinstimmen.

Tab. 2: Parameter der Fotofallenrasternetze innerhalb der Versuchsanordnung Random encounter model (REM) nach ROWCLIFFE et al. (2008) in den Untersuchungsgebieten 3 und 4.

Waldgebiet	Raster 300 x 300 m			Raster 500 x 500 m		
	Anzahl Fotofallen	Fläche (ha)	Fotofallen/ 100 ha	Anzahl Fotofallen	Fläche (ha)	Fotofallen/ 100 ha
Forst Camin Ost	-	-	-	15	350	4,3
Forst Camin West	12	120	10,0	6	120	5,0
Bantiner Wald	-	-	-	7	150	4,6
Testorfer Wald	-	-	-	10	250	4,0
Tharandter Wald	-	-	-	17	550	3,1

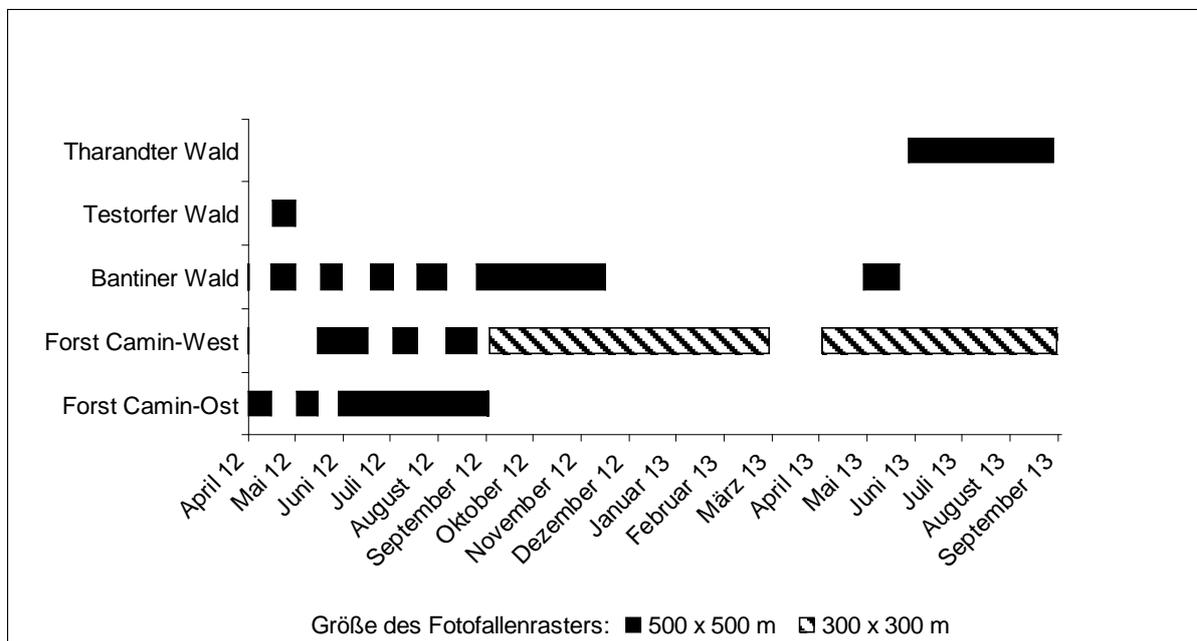


Abb. 10: Zeiträume der Datenerfassung für das Random encounter model (REM) nach ROWCLIFFE et al. (2008) in den einzelnen Wäldern der Untersuchungsgebiete 3 und 4.

Bei der Auswertung der Fotofallenbilder wurden folgende Gruppen unterschieden:

Gruppe 1 - besenderte Baumrarder

Gruppe 2 - unbesenderte Baumrarder

Gruppe 3 - Baumrarder, bei denen eine Besenderung nicht eindeutig erkennbar war.

Unter der Annahme, dass das Verhältnis der Fotofallenkontakte besendeter zu unbesenderten Baumrardern (Gruppe 1 zu Gruppe 2) auch für die Gruppe 3 zutrifft, errechnete sich der Anteil der besenderten Baumrarder in der Gruppe 3. Dieser Anteil summiert mit der Gruppe 1 ergibt dann die **Gruppe 4**.

Die Auswertungszeiträume wurden analog zu ZALEWSKI et al. (2004) auf biologische Lebensphasen der Baumrarder bezogen:

- Frühjahr (Jungenaufzucht) 16.03. bis 15.06.
- Sommer (Ranzzeit) 16.06. bis 15.10.
- Herbst/Winter (solitäre Lebensweise) 16.10. bis 15.03.

3.5.3 Fotofalleneinsatz in Kombination mit Köder/Lockstoff

Marcus Borchert, Norman Stier & Vendula Meißner-Hylanová

Im UG3 „Zarrentin“ wurden 64 Köderstellen über verschiedenen lange Zeiträume mit Fotofallen überwacht. Insgesamt wurden beim Baumarder über 1,5 Millionen Fotos ausgewertet hinsichtlich der Möglichkeit eines effizienten Artnachweises und ihrer Eignung zur sicheren Unterscheidung der Individuen.

Beköderte Kastenfallen

Fünfunddreißig Köderstellen befanden sich in Kastenfallen verschiedener Ausführungen, welche zeitweise auch für den Fang der Marder und Iltisse eingesetzt wurden (vergl. Kap. 3.3.). Die Überwachung der Kastenfallen mit Fotofallen wurde mit folgenden Zielen durchgeführt:

- Erbringung des Artnachweises für alle Raubsäuger
- Individualerkennung der Baumarder
- Simulation der Fang-Wiederfang-Methode für Baumarder unter der Voraussetzung der Unterscheidbarkeit der Individuen (Kap. 3.3.2)
- Fang in der Falle – Markierung – Wiederfang mit der Fotofalle für Baumarder und Iltis (Kap. 3.5.5)
- Ermittlung der Mindestindividuenzahl des Baumarders unter der Voraussetzung der Unterscheidbarkeit der Individuen
- Steigerung der Fangeffizienz von Baumarder und Iltis

Zeitgleich mit der Erstbeködierung der Kastenfallen wurden auch die Fotofallen an benachbarten Bäumen in ca. 40-50 cm Höhe und je nach örtlicher Gegebenheit im Abstand von wenigen Dezimetern bis maximal 2,70 m montiert (Abb. 11). Wenn möglich wurde die Fotofalle so ausgerichtet, dass der Auslösemechanismus der Kastenfalle einzusehen war. Als Köder dienten Trockenobst und Eier -, ergänzt durch Frischobst, falls jahreszeitlich verfügbar. In einigen Fallen wurde speziell für die Iltisse Frischfisch als Köder verwendet. Der Köder wurde bei Bedarf, in der Regel jedoch mindestens zweimal pro Woche erneuert.



Abb. 11: Überwachung einer Kastenfalle mittels Fotofalle (Foto: © M. Borchert).

An drei Köderstellen wurde der Köder lose auf den Boden gelegt. Hier wurden ebenfalls Eier, Trockenobst und Fisch verwendet.

Lockstofftest

An fünf Stellen im UG3 wurde die Attraktivität verschiedener Lockstoffe - Fisch, Trockenobst, Marmelade, Honig, Bibergeil, Baldrian, Calvin Klein Obsession, Mink Gland Lure, Three Rivers Lure, Mega Musk Lure, Fichtenmarder Lure und Baumrarder- bzw. Iltiskot - auf die Raubsäuger vergleichend getestet. Honig, Marmelade und die reinen Geruchsstoffe wurden auf einem Holzgestell in flach ausgebohrte Vertiefungen der Bretter mit einem Abstand von 30 cm eingefüllt. Trockenobst, Fisch und Kot wurden in, auf das Gestell geschraubte, Metall-Teeeiern angeboten. Der Versuchsaufbau ist in Abb. 12 zu sehen. Alle Lockstoffe wurden wöchentlich erneuert. Zeitgleich wurde derselbe Versuch mit Gehegetieren im Forschungsgehege der TU Dresden in Tharandt durchgeführt. Die Aufbauten wurden mit Hilfe von Fotofallen Reconyx RM45 dauerhaft überwacht.



Abb. 12: Versuchsaufbau des Lockstofftests im UG3 (Foto: © M. Borchert).



Abb. 13: Baummarder am Lockstofftestaufbau im UG3 (Foto: © M. Borchert).

Da die Annahme der Lockstoffe durch Baummarder, Iltis und andere Raubsäuger im Freiland wie auch durch Baummarder, Iltis und Mink im Gehege nur minimal war, wurden die Versuche nur in verringertem Umfang fortgeführt.

Aufgehängte Köder/Lockstoffe

An 17 Stellen im UG3 sowie 11 Stellen im UG4 wurde mit, im Abstand von 50 bis 60 cm, über dem Boden aufgehängtem Köder bzw. Lockstoffen experimentiert.

Drei Varianten wurden erprobt:

- Trockenobst als Köder frei zugänglich angebunden (nur UG3)
- Trockenobst als Köder nicht freizugänglich angebunden in einem Behältnis (Teesieb)
- Holzstück mit Lockstoff getränkt angebunden (nur UG3)

Der verwendete Lockstoff wurde selbst hergestellt und bestand aus einer Mischung aus Honig, Ei und Anisöl (KRIEGS et al. 2012). Da es bei diesen Versuchen in erster Linie um die Möglichkeit der Individualerkennung ging, wurden die Fotofallen in Abständen von 1 m bis maximal 2,30 m montiert.



Abb. 14: Mit Lockstoff getränktes Holzstück vor einer Fotofalle hängend (Foto: © M. Borchert).

3.5.4 Fotofallen- und Videodaten aus dem Jagdbetrieb, anderen Monitoringprogrammen und Forschungsprojekten

Norman Stier, Marcus Borchert & Maik Schumann

Mittlerweile werden Fotofallen in großem Umfang im praktischen Jagdbetrieb, in verschiedenen Monitoringverfahren z.B. bei Großraubtieren (WEINGARTH 2009; SCHUMANN 2011) aber auch in verschiedenen Forschungsprojekten (z.B. SIEBKE 2010; MARUNKE 2011; STIER et al. 2012) eingesetzt. Abgesehen von den eigentlichen Zielobjekten entstehen hierbei – sozusagen als Nebenprodukt – auch fotografische Nachweise weiterer Säugetier- oder Vogelarten. Diese Zufallsdaten können auch eine wichtige Ergänzung des Datenpools für ein effizientes Baumrarder- und Iltismonitoring stellen. Auch für häufigere Arten liefern sie belastbare Daten zum Vorkommen.

Für die Absicherung der Zielstellung dieses Vorhabens wurden deshalb die Daten aus einem Forschungsvorhaben, das auf die Evaluation von Monitoringmethoden der Schalenwildarten abzielte, herangezogen. Für die Auswertung standen die Bilder von 18 Fotofallen über einen Zeitraum von zwei Jahren zur Verfügung (vergl. Kap. 4.7.4)

3.5.5 Fang mit Falle - Markierung - Wiederfang mit Fotofalle

Norman Stier & Marcus Borchert

Bei diesem Ansatz werden beide Zielarten mit Lebendfallen gefangen (Kap. 3.3.1) und mit Ohrmarken oder Halsbändern in Kombination mit Reflexfolie markiert (Kap. 3.3.2). Der Wiederfang erfolgt nicht direkt mit der Falle (vergl. Kap. 3.3.2) sondern mit Hilfe von Fotofallen. Die Dichte der Art lässt sich über einen Algorithmus basierend auf dem Verhältnis der Anzahl erfasster Tiere mit und ohne Markierung ermitteln. Die Genauigkeit dieser Methode ist abhängig vom Anteil der markierten Tiere an der Population. PIERCE et al. (2012) empfehlen die Markierung von mindestens 25 %, besser 50 % der Individuen einer Population. Nach eigenen Erfahrungen sind die Voraussetzungen für die Anwendung des Verfahrens optimal, wenn der Populationsanteil der markierten Individuen zwischen 50 und 100 % liegt. Wichtig ist weiterhin die Kenntnis der Anzahl der noch lebenden markierten Tiere.

Beim Wiederfang mit der Fotofalle wurden zwei verschiedene Ansätze getestet:

- fotografischer Wiederfang an Stellen mit Köder bzw. Lockstoffen,
- fotografischer Wiederfang mit zufällig verteilten Fotofallen ohne Lockstoff bzw. Köder.

3.5.6 Fang mit Fotofalle - Individualisierung anhand des Kehlflecks - Wiederfang mit Fotofalle

Norman Stier & Marcus Borchert

Da Baumarder einen individuellen Kehlfleck besitzen (STIER 2012), kann dieser als natürliche Markierung verwendet werden (Abb. 15).

Erste Versuche zu den Möglichkeiten der Individualerkennung von Baumardern mit Hilfe von Fotofallen erfolgten bereits zu Beginn des Projektes. Dazu wurde die Versuchsanordnung so gewählt, dass eine nahezu vollständige Aufnahme des ventralen Kehlflecks möglich war. Um die Baumarder zum Aufrichten vor der Kamera zu motivieren, wurde in einem ersten Ansatz ein Köder so mit einer Schnur an einem Ast befestigt, dass er etwa 50 cm über dem Erdboden hing. Den Erfolg der Vorgehensweise zeigt Abb. 16. In einer zweiten Versuchsreihe wurde der Köder unzugänglich in einem Metall-Teesieb aufgehängt (vergl. Kap. 4.7.3).

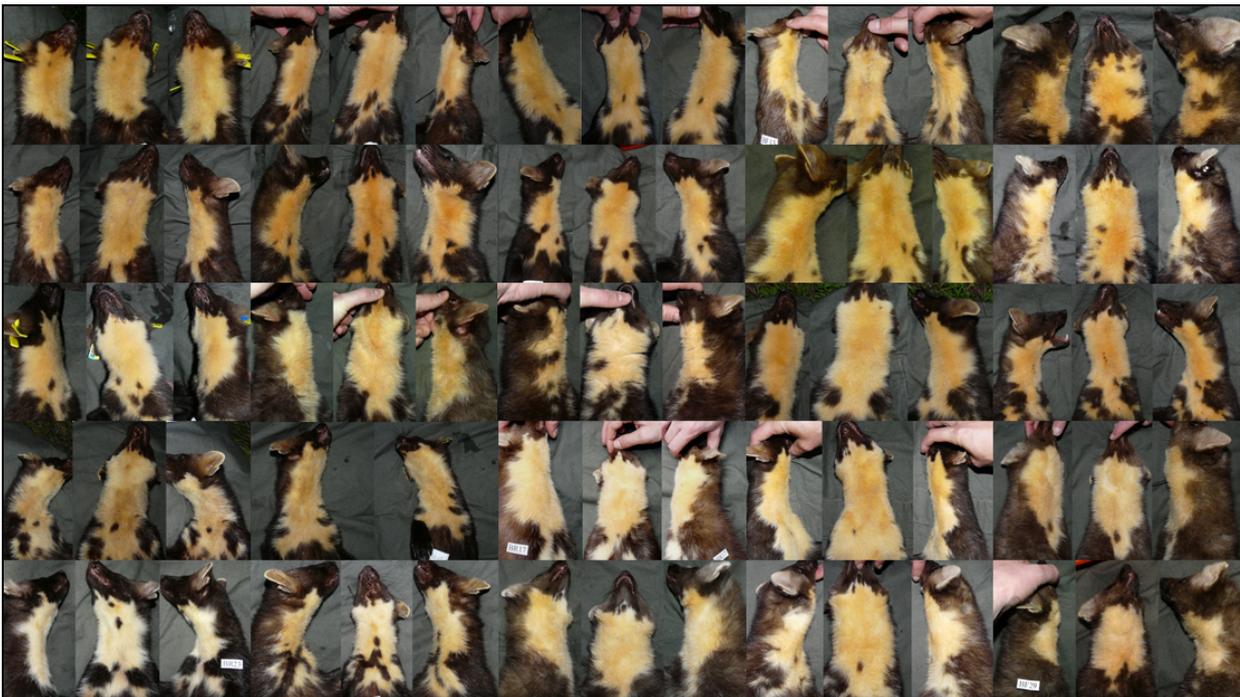


Abb. 15: Kehlfleckfotos von markierten telemetrierten Baumardern aus UG3 (Foto: © M. Borchert).

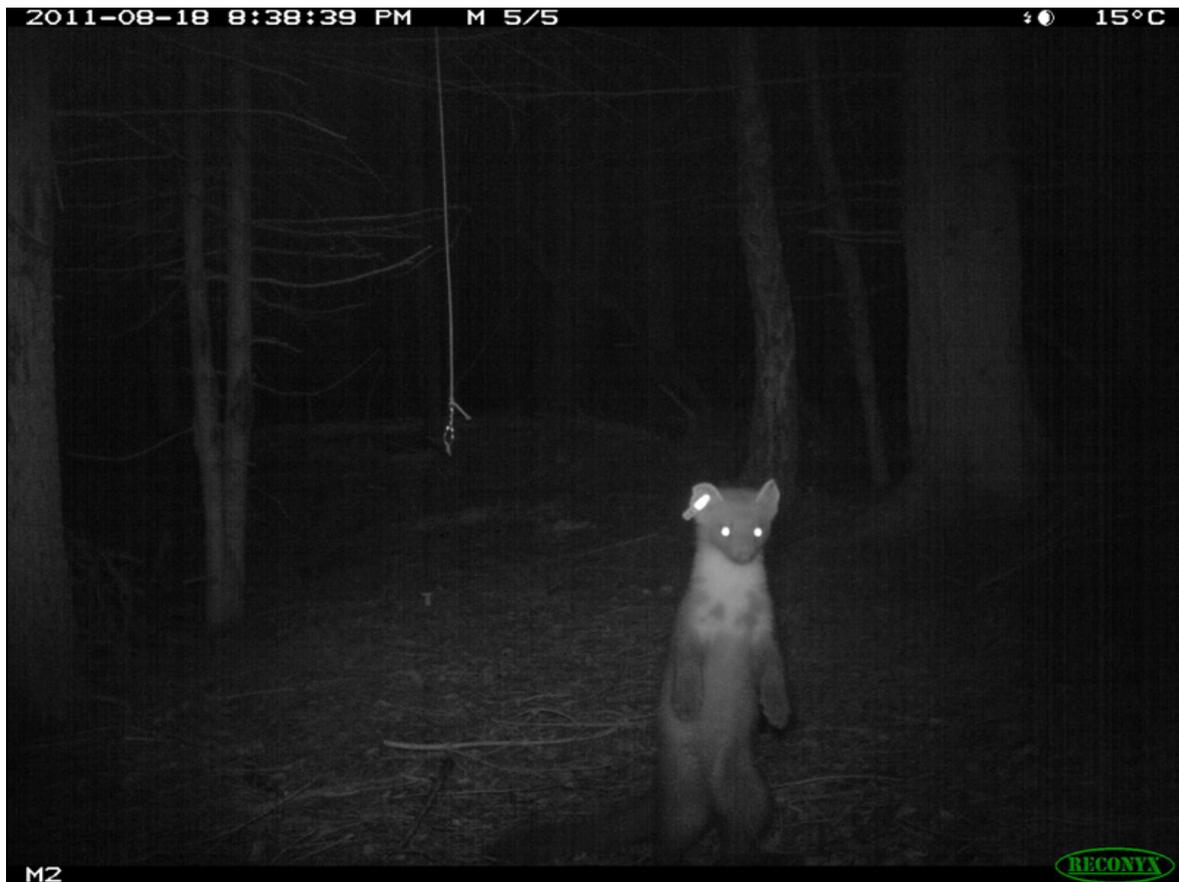


Abb. 16: Kehlbleckfoto eines markierten Baumrarders an einer Köderstelle mit angebundenem, freihängendem Köder (Foto: © M. Borchert).

Für die klassische Anwendung des Fang-Markierung-Wiederrang-Verfahrens wird das erste Ereignis mit Erkennung des Kehlbleckes als Fang und alle weiteren Nachweise dieses Individuums als Wiederrang gewertet. In ähnlicher Art und Weise wird beim Luchsmonitoring verfahren (WEINGARTH 2009).

3.5.7 Dichtebestimmung mittels Mindestindividuenzahl über Fotofalle

Norman Stier & Marcus Borchert

Bei Arten mit intrasexueller Territorialität - wie dem Baumrarder - werden keine gleichgeschlechtigen Artgenossen im Streifgebiet geduldet. Darüber hinaus sind residente Individuen weitgehend standortstreu und besiedeln meist über längere Zeit das gleiche Territorium. Vor diesem Hintergrund ist es möglich, die residenten Baumrarder (geschlechtsreife, revierbesitzende Ind.) über regelmäßige Nachweise in ihrem Revier zu bestätigen und damit die Anzahl der Revierbesitzer zu ermitteln. Da mit dieser Methode zeitweise geduldete Jungtiere nur schlecht oder gar nicht dokumentiert bzw. als solche erkannt werden, bleibt die ermittelte Anzahl eine Mindestindividuenzahl.

Für diesen methodischen Ansatz wurden die Fotofallen an den Kastenfallen und den aufgehängten Ködern ausgewertet.

3.6 Telemetrie

Norman Stier & Marcus Borchert

Mit der telemetrischen Überwachung der Zielarten in den Untersuchungsgebieten wurden drei wesentliche Ziele verfolgt:

- Gewinnung von Dichte-Referenzwerten durch Besenderung aller Revierbesitzer in den UG als Grundlage für die Methodentests
- Dichteschätzung mit Hilfe der Aktionsraumgrößen
- Ermittlung der Laufstrecken pro 24 Stunden als Grundlage für die Anwendung der REM-Methode (Kap. 3.5.2.2)

Die Ortungen der besenderten Tiere erfolgten am Tage entweder durch schrittweise Annäherung an die Tagesverstecke oder - selten - durch Kreuzpeilung, in der Nacht ausschließlich durch Kreuzpeilung in der Regel durch eine Person.

3.6.1 Baumnardertelemetrie

Alle gefangenen Baumnarder in den 6 Untersuchungsgebieten wurden zum Narkotisieren mit Ketamin (0,2 ml/kg Körpergewicht) in einen Einengkäfig aus Draht überführt, in dem die Tiere mit Hilfe eines doppelten, beweglichen Bodens fixiert wurden. Es wurden nur adulte oder subadulte Baumnarder mit 35 g schweren Halsbandsendern mit Außenantenne der Firma Wagener (Köln) besendert. Detaillierte Angaben zur Vorgehensweise finden sich in STIER (2012).

Um die Stabilität der errechneten Streifgebiete (Gesamtaktionsraum, saisonale Aktionsräume) zu gewährleisten, wurde auf eine ausreichende Zahl an Peilungen der Tiere geachtet. Nach Abschluss der Telemetrie wurde der Wiederfang aller Tiere zur Abnahme der Sender angestrebt. Dies gelang bis zum Ende der Projektlaufzeit abgesehen von je einem Baumnarder im UG3 und im UG4.

3.6.2 Iltistelemetrie

Erfahrungen an Mink, Iltis und dem Europäischen Nerz belegen, dass die Verwendung von Halsbandsendern wegen des übereinstimmenden Hals- und Kopfdurchmessers der Arten nicht tierschutzkonform ist (FOURNIER et al. 2001, ZSCHILLE et al. 2008). Um Scheuerstellen und Verletzungen durch das Halsband zu vermeiden, wurden die Iltisse mit einem Implantatsender (20 g, Firma Wagener, Köln) versehen (Abb. 18). Die Implantation der Sender für das UG3 erfolgte in der Tierklinik Northeim durch Dr. Christian Hackenbroich (Abb. 17). Um den Heilungsverlauf der Operationsnarbe zu überwachen und auf eventuell auftretende Komplikationen sofort reagieren zu können, wurden die Iltisse danach für 3 bis 4 Tage in Quarantäne gehalten. Dies konnte dankenswerterweise im Otterzentrum Hankensbüttel erfolgen. Es traten weder während der Quarantäne noch im weiteren Verlauf des Projektes Komplikationen in Zusammenhang mit der Operation der Tiere bzw. dem Implantatsender auf. Bedingt durch Senderausfälle wurde bei 2 Iltissen das Implantat erfolgreich gewechselt. Bei einem Iltisrüden mit aktivem Sender im UG3 gelang sogar noch nach Abschluss der Außenarbeiten Ende 2013 der Nachweis.



Abb. 17: Iltisrüde aus dem UG3 während der Inhalationsnarkose vor der Implantation (Foto: © M. Borchert).



Abb. 18: Röntgenbild der Iltisfähe Z-IF01 mit implantiertem Sender in der Bauchhöhle und Transponderchip im Nacken (Foto: © C. Hackenbroich).

3.6.3 Telemetriedatenauswertung

Die Berechnung der Aktionsräume erfolgte nach der Minimum-Convex-Polygon-Methode unter Einbeziehung von 95 % der Lokalisationen (MCP95), da sich diese Methode am besten für die Ermittlung der Flächen eignet, die von Baumardern verteidigt werden (vergl. STIER 2012). Hierbei werden die 5 % am weitesten vom Zentrum entfernten Peilungen von der Berechnung ausgeschlossen. Die Berechnungen erfolgten mit dem Programm „Ranges VI“ und der ArcView Erweiterung „HRE“ (RODGERS & CARR 1998).

Da die Anwendung der REM-Methode (Kap. 3.5.2.2) repräsentative Laufstrecken über 24 Stunden erfordert, wurden im Rahmen dieses Projektes in UG3 und UG4 insgesamt 28 24-Stunden-Zyklen durch drei sich abwechselnde Mitarbeiter erhoben. Es wurde grundsätzlich ein Peilabstand von 5 Minuten angestrebt, der jedoch nicht immer eingehalten werden konnte. Für Peildaten mit einem Abstand von 10 Minuten wurde an 136 repräsentativen, 5minütigen Datenpaaren ermittelt, wie hoch der relative Unterschied zwischen der Summe der beiden Strecken der 5 Minuten zu der Strecke vom ersten Punkt zum dritten Peilpunkt (ohne Beachtung des mittleren Punktes) war. Hieraus wurde dann ein Korrekturfaktor errechnet, mit dem alle 10minütigen Datensätze multipliziert werden konnten, um sich der real gelaufenen Strecke anzunähern.

Für wenige größere zeitliche Lücken, die z.B. durch Gewitter oder andere technische Probleme entstanden und sich innerhalb von Aktivphasen befanden, wurde die mittlere Laufstrecke pro Minute für die jeweilige Trackingnacht ermittelt und für die Schätzung der Laufstrecke in der Datenlücke angewandt.

3.7 Erarbeitung eines Habitateignungsmodells für Baumrarder und Iltis

Norman Stier & Marcus Borchert

Für die im Rahmen dieses Vorhabens zu erarbeitenden Habitateignungsmodelle werden für Baumrarder und Iltis potenziell besiedelbare Lebensräume dargestellt.

Aus bisher bekannten Populationsdichten für Baumrarder in Deutschland und direkt angrenzenden Regionen wurden zunächst diejenigen herausgefiltert, die sich an der Lebensraumkapazitätsgrenze befanden (vergl. Kap. 5.2.3). Diese größtmöglichen Populationsdichten bzw. Baumrarderbestände bilden den Soll-Wert für den Vergleich mit den real ermittelten Werten aus dem Monitoring der Art.

Aktuelle Angaben zu Iltis-Populationsdichten in Deutschland und zu Faktoren, die diese Dichten beeinflussen, sind weder in hinreichender Anzahl noch Qualität verfügbar.

Die Modell-Berechnung wurde auf Grundlage des ATKIS-Basis-DLM, das freundlicher Weise vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (Vertrag: 4051/14-2959-27667) bereitgestellt wurde, durchgeführt. Die Verarbeitung erfolgte mit dem Geografischen Informationssystem (GIS) ArcView 3.3.

Für das Modell der für Baumrarder besiedelbaren Flächen wurden in Anlehnung an STIER (2012) alle zusammenhängenden Waldflächen größer als 150 ha als **optimaler** und Wälder von 50-150 ha als **suboptimaler Lebensraum** ausgewiesen. Hierfür wurden zuerst für jedes Bundesland einzeln die auf getrennten Darstellungsebenen des ATKIS-Basis-DLM vorliegenden Objektarten Wald und Gehölz in einem gemeinsamen Shape zusammengeführt. Danach wurden mit der ArcView-Erweiterung „Geoprocessing“ alle Wald- und Gehölzflächen, die eine direkte Verbindung miteinander haben, zu jeweils einer Fläche verbunden. Das so entstandene Shape mit nur einem Datensatz wurde mit der Erweiterung „XTools“ in Multipart-Shapes zerteilt, um jedem Wald einen eigenen Datensatz zuzuordnen. Im letzten Schritt konnte für jeden Wald die Fläche ermittelt und in der Datenbank vermerkt werden.

Für eine Karte mit potenziell möglichen Baumrarderdichten sollte eine Unterteilung nach der Höhe über NN erfolgen. In **Tieflandwäldern** (unter 200 m ü. NN) ist mit maximalen Dichten von 1,3-2,0 Ind./100 ha Wald zu rechnen (vergl. Kap. 5.2.3). Es wurde ein Richtwert von **1,5 Ind./100 ha Wald** angesetzt. Für **Mittelgebirgslagen** (über 200 m ü. NN) sind maximale Baumrarderdichten von 0,5-1,0 Ind./100 ha Wald möglich (vergl. Kap. 5.2.3). Hier wurden **0,75 Ind./100 ha Wald** als Richtwert gewählt. Diese beiden Richtwerte stellen die Grundlage für den Vergleich mit den real ermittelten Dichten dar.

Aussagen zu möglichen Baumrarderdichten bei Höhen von über 700 m ü. NN sind aktuell nicht möglich, da in Deutschland in solchen Regionen bisher keine Telemetrieprojekte stattfanden.

Da keine differenziertere GIS-Daten zur Höhe über NN für ganz Deutschland vorlagen, konnte keine höher aufgelöste, kartografische Darstellung des höhenabhängigen Besiedlungspotenzials für den Baumrarder erfolgen.

Da für den Iltis bisher in Mitteleuropa nur sehr wenige und kurzfristige Telemetriestudien durchgeführt wurden, ist eine befriedigende, abschließende Habitatmodellierung zurzeit nicht möglich.

In diesem ersten Versuch einer Karte mit Lebensräumen, die für Iltisse potenziell geeignet sind, wurden die Habitate: Moor, Sumpf, Fließgewässer und Ränder von stehenden Binnengewässern als **Optimallebensraum** bewertet, da Lurche neben Kleinsäugetern die Hauptbeute des Iltis darstellen. Lineare Gehölzstrukturen wie Hecken, Knicks, Baumreihen, die ebenfalls für den Iltis optimal sind, waren in den vorhandenen ATKIS-Daten nicht verfügbar. Wälder werden ebenfalls besiedelt. Deren Qualität steigt mit der Höhe des enthaltenen Anteils an Gewässern. Siedlungen (vor allem ländliche Räume) werden nach derzeitigem Wissen besonders im Winter aufgesucht. Bedingt durch fehlendes Wissen zur Präferenz von Siedlungen werden sie in der Kartendarstellung vorerst nicht berücksichtigt. Obwohl Agrarflächen (Acker, Grünland) auch selten von Iltissen im Sommer (ausreichend Deckung) aufgesucht werden, werden sie im Modell als langfristig nicht besiedelbar eingestuft.

4 Evaluierung von Methoden zur Arterfassung

In den folgenden Kapiteln werden mit Hilfe eigener Ergebnisse und Literaturdaten unterschiedliche Methoden zur Erhebung von Vorkommensdaten evaluiert und bewertet.

4.1 Fragebogenerhebungen

Heiko Schmüser & Norman Stier

Allgemeines und Stand der Methode in Deutschland

Eine einfache Möglichkeit Vorkommen von Arten festzustellen, sind Umfragen unter den Mitgliedern der Jagdverbände, wohlwissend, dass dabei keine nachprüfbareren Daten erhoben werden. Hintergrund ist, dass sowohl Baumarder als auch der Iltis auf der Liste der jagdbaren Arten geführt werden und Jäger durch ihre Ausbildung über eine grundsätzliche Fachkenntnis verfügen. Zusätzlich sind durch das flächendeckende Jagdbezirkswesen über ganz Deutschland Aussagen möglich. Aus fehlenden Nachweisen kann allerdings nicht direkt auf ein Fehlen der Art geschlossen werden.

In verschiedenen Bundesländern wird diese Methode mit leichten Variationen von den Jagdverbänden eingesetzt. Ein deutschlandweites Projekt (derzeit ohne Bayern) stellt das Wildtier Informationssystem der Landesjagdverbände in Deutschland (WILD) des Deutschen Jagdverbandes dar (Tab. 3), ein anderes die Wildtiererfassung in Niedersachsen (WTE) und ein ähnliches Projekt ist das Wildtier-Kataster Schleswig-Holstein (WTK-SH). Das WILD-Projekt hat 2006 und 2011 Daten erfasst. In Niedersachsen wird die WTE seit 1991 durchgeführt, das WTK-SH arbeitet seit 1995 und erhob mit Fragebogenerfassungen Vorkommensdaten zu den Marderartigen in den Jahren 1997, 2005 und 2010.

In den Umfragen dieser Projekte wird neben der allgemeinen Frage zum Vorkommen auch die Jagdstrecke differenziert nach Fangjagd und Abschuss sowie Verkehrsfallwild abgefragt. In Schleswig-Holstein wird zusätzlich erfasst, ob die Fangjagd ausgeübt wird und ggf. wie viele Fallen zur Verfügung stehen.

Tab. 3: Auszug aus dem Fragebogen des WILD (DJV 2011) zur Vorkommensabfrage der Marderartigen in deutschen Jagdbezirken.

Marderartige		Steinmarder	Baummarder	Iltis	Mink
Kamen die Arten im Jagdjahr 2010/11 in Ihrem Revier vor?	ja	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	nein	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	unbekannt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Art des Nachweises	Beobachtung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Erlegung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Fallwild	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Jagdstrecke 2010/11: (Stück)	Abschuss:				
	Fang:				
	Fallwild (inkl. Verkehr):				
	Gesamt:				

Methoden

Aus dem Fragenkomplex (Tab. 3) wird deutlich, dass Umfragen nur im Rahmen eines Vorkommensmonitoring eine Rolle spielen können. Populationsparameter, wie Vorkommen von Gehecken und deren Größe werden in den derzeit laufenden Monitoringprojekten nicht erfragt und sind auch kaum abfragbar, dabei spielt die heimliche und insbesondere nächtliche Lebensweise der Tiere eine große Rolle.

Die regelmäßigen Umfragen eignen sich daher gut zur Überwachung von großräumigen Entwicklungen des Bestandes, lassen aber keinen Rückschluss auf die Populationsgröße zu. Auch die hinzugezogenen Jagdstrecken eignen sich nur sehr eingeschränkt für eine Berechnung der Populationsgröße (vergl. Kap. 4.4).

Bei Umfragen sind folgende Punkte zu berücksichtigen:

- Sicheres Ansprechen (Erkennen) der abgefragten Arten
- Zusicherung der Anonymität bei Auswertung unter Beibehaltung der Kontaktdaten (notwendig für Rückfragen)
- eindeutige geographische Zuordnung der Aussagen

Das sichere Differenzieren der Arten Baumarder und Steinarder sollte für geübte Jäger kein Problem sein. Es gibt aber inzwischen viele Gebiete, in denen die Jagd auf Marder nicht mehr ausgeübt wird, sei es aus länderspezifischen Regelungen im Jagdrecht oder aus jagdstrategischen Gründen, so dass Fehlbestimmungen durch Ungeübte nicht ausgeschlossen werden können. Für den Iltis ist regional eine Verwechslungsmöglichkeit zumindest bei Beobachtungen mit dem Mink gegeben.

Größere Fehler als durch eine Verwechslung ergeben sich eher durch die oftmals aus jagdstrategischen Gründen fehlende Aufmerksamkeit für kleine und mittlere Säuger, wodurch dann auch Aussagen für die entsprechenden Gebiete fehlen können. Deshalb empfiehlt sich der Ansatz aus Schleswig-Holstein, Informationen zum Einsatz der Fangjagd parallel zur Umfrage der Marderartigen zu sammeln.

Durch eine sorgfältige Analyse der Umfrageergebnisse, die die Möglichkeit der direkten Rückfrage bei den Umfrageteilnehmern einschließt, sind wertvolle Aussagen zum Vorkommen möglich, da durch die Zuordnung zu einem Jagdbezirk die geographische Lage eindeutig ist.

Ein Beispiel für Fragebogenaktionen zeigt das Ergebnis der WILD Umfrage 2011. In der Darstellung des Iltisvorkommens in Deutschland wird für jede Gemeinde eine Aussage zum Vorkommen gemacht (DJV 2012). Bayern hat sich an der Umfrage nicht beteiligt. In Schleswig-Holstein wurde eine ähnliche Erfassung zum Baumarder im Jahr 2010 auf Basis von Jagdbezirken durchgeführt (MELUR 2011).

Die Vor- und Nachteile von Umfragen sind zusammenfassend in Tab. 4 dargestellt.

Tab. 4: Vor- und Nachteile von Umfragen zum Monitoring von Baumarder und Iltis

Vorteile:	Nachteile:
<ul style="list-style-type: none"> • schnell umsetzbar • hohe Flächendeckung möglich • Verbreitung gut darstellbar • Gebietsveränderungen darstellbar, bei Mehrfachumfragen 	<ul style="list-style-type: none"> • hohe Beteiligung notwendig • keine Aussagen zur Populationsgröße • keine Aussage zu Populationsveränderungen • keine nachprüfbaren Daten

Fazit

Umfragen in regelmäßigen Intervallen sind schnell und mit hoher Flächenabdeckung umsetzbar. Sie können gute Aussagen zum Vorkommen und zur Arealentwicklung von Arten liefern. Sie basieren jedoch auf nicht überprüfbaren Daten, es sei denn, es werden zukünftig Nachweisbelege - z.B. Fotofallenbilder - gesammelt. Aussagen zu Populationsgröße und -dynamik sind allerdings nicht möglich. Ein spezielles Populations-Monitoring kann mit diesem Instrument ohne Ergänzungen nicht erfolgen, ein solches aber sinnvoll ergänzen.

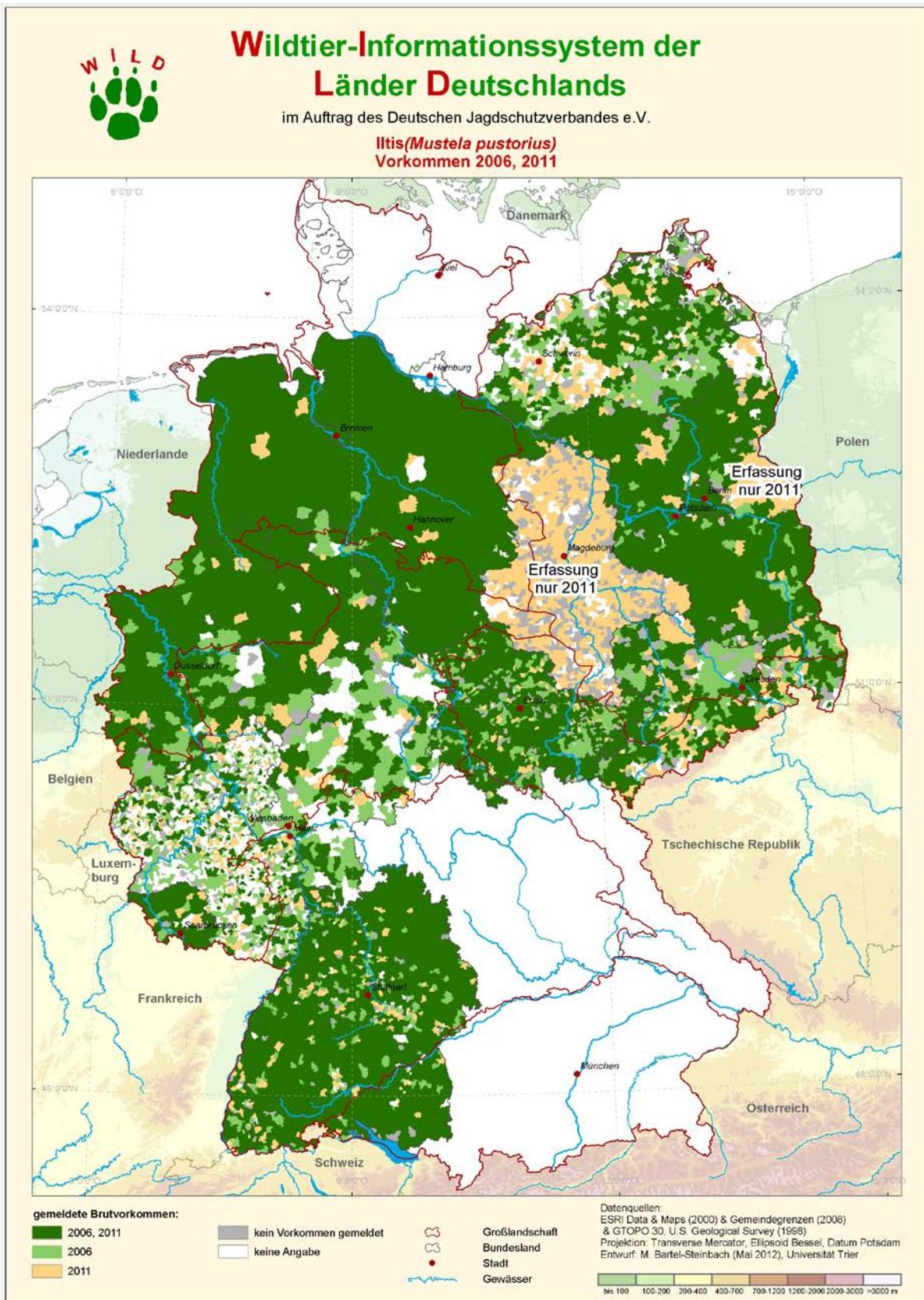


Abb. 19: Ergebnisse der flächendeckenden Einschätzung zum Vorkommen des Iltisses in Deutschland (Daten aus WILD, DJV 2012).

4.2 Spurkartierung

Norman Stier & Marcus Borchert

In Deutschland schränken ungünstige Witterungsbedingungen oft die Möglichkeit Schneespuren für Vorkommensnachweise zu nutzen ein. Da nur in den höheren Gebirgslagen mit einer ausreichenden Schneesicherheit zu rechnen ist, kann kein großflächig angelegtes Monitoringprogramm darauf aufgebaut werden. Zusätzlich ist die große Verwechslungsgefahr zwischen Baum- und Steinmarderspuren sowie zwischen Iltis- und Minkspuren für die Anwendung von Spurkartierungen in anderen Substraten ein weiterer kritischer Faktor.

Für den Mink hat sich die Anwendung von speziellen Spurfloßen mit einem standardisierten Spursubstrat (REYNOLDS et al. 2010) bewährt. Allerdings ist auch dabei die Gefahr einer Verwechslung mit Iltisspuren gegeben, da auch Iltisse schwimmend die Flöße erreichen.

HARRINGTON et al. (2008) entwickelten eine Methode, bei der über verschiedene Maße der Spur eine Unterscheidung der beiden Arten mit einem gewissen Fehlerrisiko möglich sein soll. Weiterhin geben HARRINGTON et al. (2008) als Faustregel an, dass – im Gegensatz zum Mink – bei der Iltisspur die Krallenabdrücke in der Regel weiter als 6 mm vom jeweiligen Zehenballen entfernt sind. Außerdem spreizen die Minke die Zehen häufig stark, so dass der Abstand zwischen den beiden vorderen Zehenballen oft größer als 4 mm ist. Beim Iltis ist er meist kleiner.

Die eigene Erprobung des Verfahrens an Iltissen und Minken im Forschungsgehege der Forstzoologie an der TU Dresden ergaben eine Fehlerquote von 5 % beim Iltis (1 von 18 Spuren war falsch bestimmt) und 24 % beim Mink (5 von 21 Spuren wurden falsch zugeordnet).

Auch belegen die eigenen Studien mit Minkflößen, dass nach einem mehrfachen Belaufen des Spursubstrates keine Vermessung mehr möglich ist, aufgrund des Fehlens klar abgegrenzter Einzelabdrücke.

Beim Versuchsaufbau im UG3 (Testorfer Wald) mit 3 Flößen waren über mehrere Monate keine Raubsäugerspuren auf den Flößen zu registrieren, obwohl Iltisse die Feuchtgebiete des Waldes nutzten.

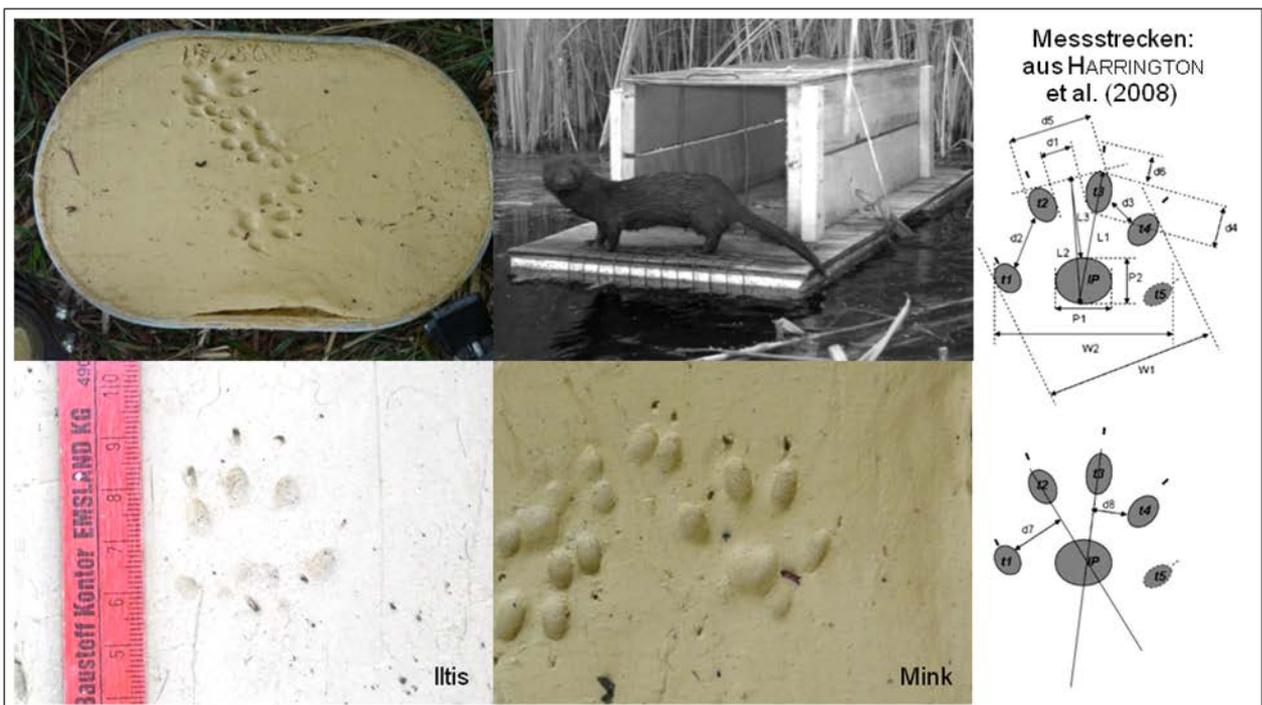


Abb. 20: Spurfloß mit Mink und Minkspuren (oben) sowie Mink- und Iltiseinzelabdrücken unten (Fotos: © J. Zschille, N. Stier & M. Borchert).

4.3 Totfunderfassung

4.3.1 Beispiel Totfundkataster Schleswig-Holstein

Heiko Schmüser

Säugetiere werden zahlreich durch Kraftfahrzeugverkehr (und auch Schienenverkehr) getötet. Das systematische Absuchen von Straßenabschnitten bietet die Möglichkeit auch kleinere Säugetiere zu erfassen. An Straßen werden verunglückte Großsäuger durch Jäger oder Polizei relativ gut dokumentiert, aber die dabei ermittelten Informationen nicht systematisch für weitere Auswertungen eingesetzt. Für kleine und mittelgroße Säuger bedarf es einer expliziten Erfassung, weil bisher niemand diese Wildtierunfälle erfasst. Die meisten Autofahrer bemerken eine Kollision nicht einmal.

Im Jahr 2010 wurde ein Projekt vom Landesjagdverband Schleswig-Holstein e.V. und der Universität Kiel ins Leben gerufen, um langfristig Daten zu Wildtierunfällen zu sammeln. In einem sogenannten Totfund-Kataster sollen alle tot aufgefundenen Tiere eingetragen werden können. Primäres Ziel war es Unfallschwerpunkte zu detektieren und für Planungen einzusetzen sowie deren Ursachen zu erforschen. Allerdings wurde schon in der Projektplanung ein möglicher Einsatz als Monitoringinstrument vorgesehen. Die Dateneingabe erfolgt über ein Webfrontend mit Web-GIS auf Basis von Luftbildern oder topographischen Karten der Landesvermessung (Abb. 21). Die Daten wurden im Rahmen von INSPIRE vom Landesamt für Vermessung und Geodaten Schleswig-Holstein zur Verfügung gestellt. Seit 2013 steht auch eine Smartphone-App für Systeme mit dem Betriebssystem iOS und Android zur Verfügung.

Zu jedem Fund sind eine Reihe wichtiger wildbiologischer Angaben gefordert:

- Melder (Teilnehmen kann nach einer Registrierung jeder.)
- Angaben zu Art, Geschlecht und Alter
- Genaue Lage durch Kartenapplikation im Web oder per GPS auf dem Smartphone
- Angaben zu Datum und Uhrzeit
- Möglichkeit zu erweiterten Kommentaren

Bei dieser Art der „Public data collection“ ist die Sicherung der Datenqualität von größter Wichtigkeit, daher ist in der derzeitigen Projektphase bei Anmeldung die Möglichkeit gegeben, sich als Jäger für einen Jagdbezirk registrieren zu lassen. In der Jägerschaft Schleswig-Holsteins gibt es ein großes Interesse am und Wissen über sogenanntes Niederwild, d.h. es ist eine Grundsicherheit in der Bestimmung der Art und wildbiologischer Daten gegeben.

Das Totfund-Kataster ist seit drei Jahren in Schleswig-Holstein im Einsatz und soll ab 2015 auf ganz Deutschland ausgedehnt werden, sofern Ressourcen bereitgestellt werden können und Nutzungsrechte für hochauflösende Karten- und Luftbilddarstellung geklärt sind. Für eine Absicherung der Artbestimmung bei schwierigerer Artdifferenzierung wie z.B. bei Steinmarder und Baummarder ist eine weitergehende Applikation vorgesehen: 2015 wird die Möglichkeit eines Foto-Uploads eingerichtet. Diese Möglichkeit Belege bereitzustellen und abzuspeichern ist auch für andere Arten entscheidend, da so belastbare und nachprüfbare Daten (C1-Nachweise & C2-Hinweise) erhoben werden, wie es im Großraubtiermonitoring bereits Standard ist (vergl. Kap. 4.8).

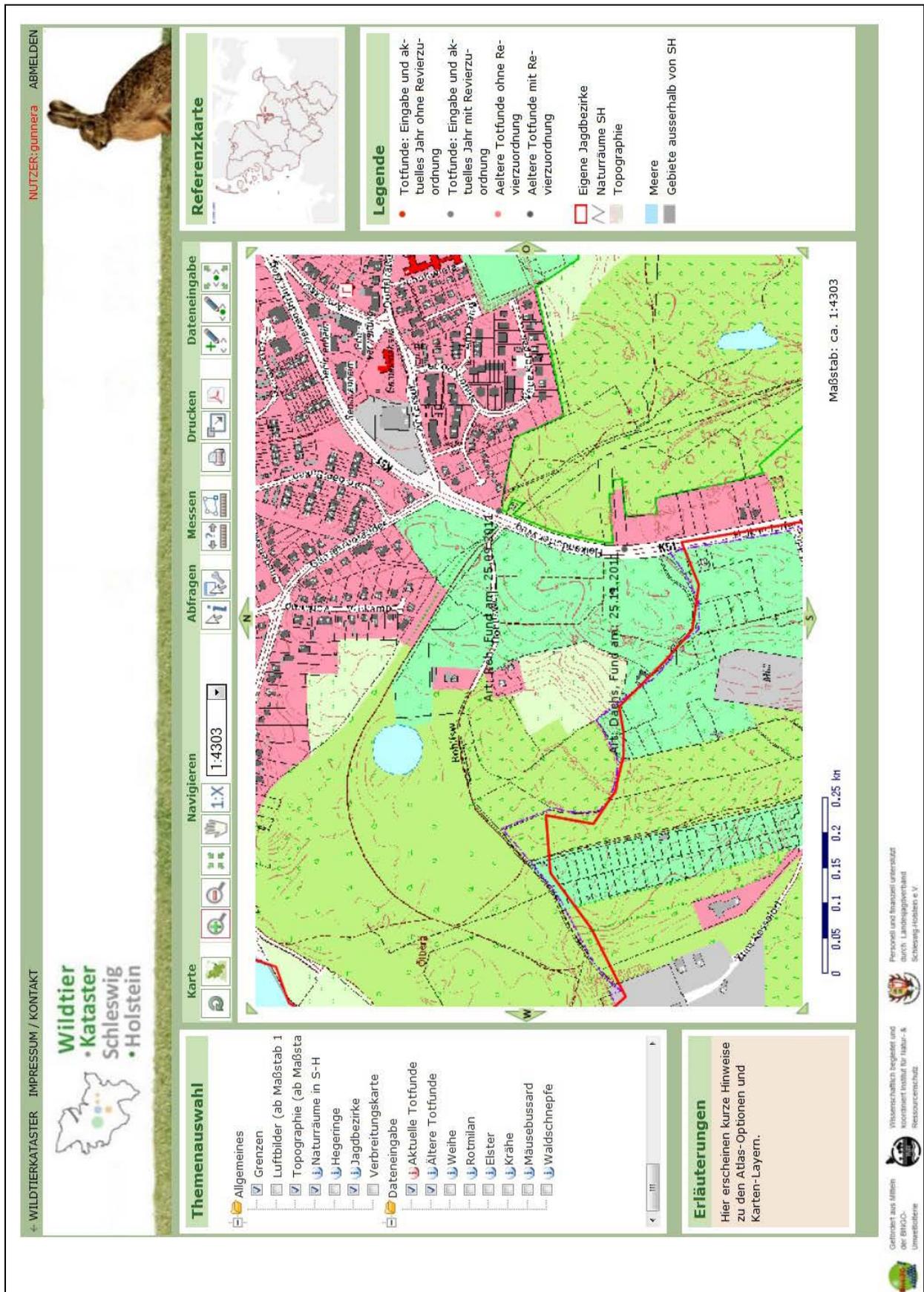


Abb. 21: Wildtierkataster-Schleswig-Holstein – Screenshot.

4.3.2 Einsatz des Totfund-Katasters für ein Monitoring von Baumarder und Iltis

Heiko Schmüser

Das Totfund-Kataster ist prinzipiell hervorragend für ein dauerhaft angelegtes Populationsmonitoring von Arten wie Baumarder und Iltis geeignet, weil es neben der Erfassung zufälliger Totfunde auch die Basis für ein systematisches Arbeiten bereitstellt:

- Einfache Handhabung vor Ort,
- sofortige Georeferenzierung der Funde,
- zentrale Datensammlung,
- flexible Erweiterungsmöglichkeiten für weitere Fachschalen

Um aber diese Form des Totfundmonitorings systematisch einsetzen zu können, müssen noch weitere Voraussetzungen erfüllt werden:

- Artbezogene Auswahl von Monitoringstrecken
(In einer ersten Auswertung von Wildunfalldaten des Totfund-Katasters Schleswig-Holstein zeigen unterschiedliche Schwerpunkte in Abhängigkeit von der beobachteten Art (SCHMÜSER et. al. 2014). Hierzu sind weitere Arbeiten notwendig, damit eine möglichst optimale Auswahl der Strecken getroffen wird.)
- Erfassung der Habitatstrukturen im Umfeld der Monitoringstrecken
(Voruntersuchungen an der Universität Kiel im Rahmen des Projektes Wildtier-Kataster Schleswig-Holstein deuten auf eine Abhängigkeit der Kollisionswahrscheinlichkeit von Baumardern von der Fragmentierung der waldartigen Strukturen in der Umgebung hin.)
- Verteilung der Monitoringstrecken über das gesamte Verbreitungsgebiet auch außerhalb der Haupthabitate
- Monitoringstrecken auch an den Verbreitungsgrenzen
(Expansions- oder Rückzugstendenzen können nur festgestellt werden, wenn auch dort Beobachtungen systematisch erfolgen.)
- Verkehrsmengen und deren Änderungen müssen bekannt sein oder ermittelt werden.
(Die Kollisionswahrscheinlichkeit ist neben der Populations- und Aktivitätsdichte abhängig von der Geschwindigkeit und Frequenz der Fahrzeuge.)
- Regelmäßige (mehrmals in der Woche) Kontrollen der Probestrecken mit geschulten Mitarbeitern oder auch professionell betreuten Freiwilligen
Die verunfallten Tiere sind nicht lange am Straßenrand auffindbar oder bestimmbar. Zum einen holen Aasfresser Kadaver von der Straße oder zerlegen die Kadaver am Straßenrand, oder die Kadaver werden von Fahrzeugen bis zur Unkenntlichkeit zerstört.
- Jährliche Wiederholung des Monitorings.
Ein indirektes Monitoring der Population dessen Zahlen von vielen Faktoren abhängen und nur Indizes der Veränderung erfasst, muss durch die Häufigkeit der Erfassung die Tendenzen absichern können.

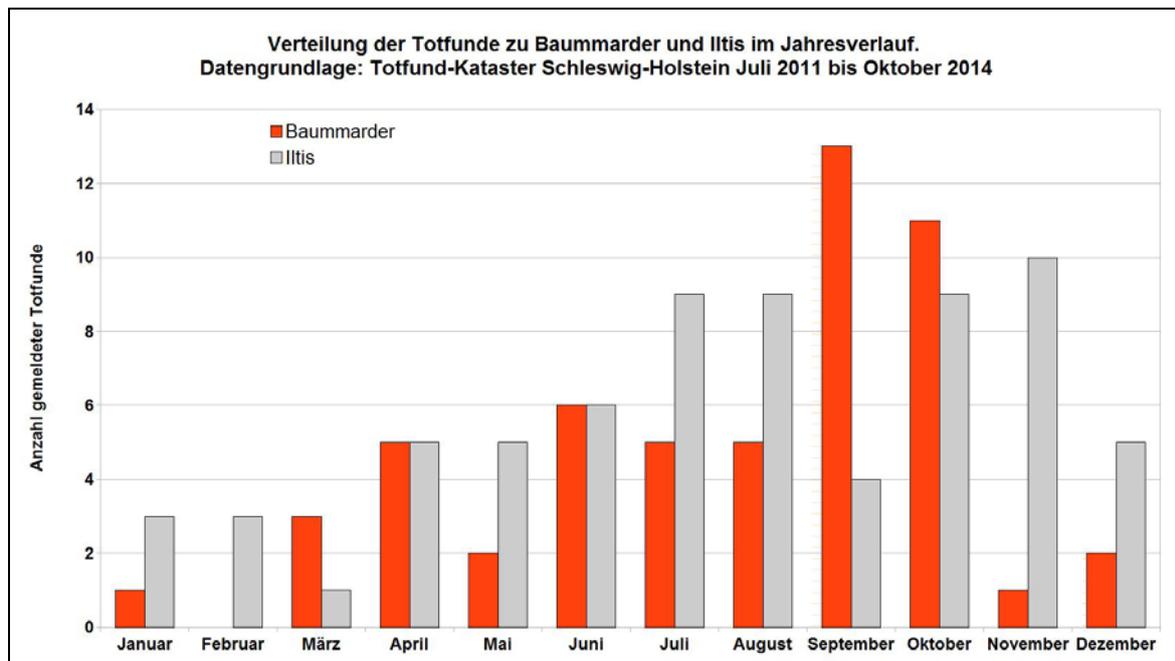


Abb. 22: Verteilung der Totfunde zu Baumarder und Iltis im Jahresverlauf. Quelle: Totfund-Kataster Schleswig-Holstein Juli 2011 bis Oktober 2014

Dass ein solcher Ansatz Erfolg zeigen kann, zeigt ein Blick auf die bisher in Bezug zu Musteliden unsystematische eher zufällige Erfassung durch das Totfund-Kataster in Schleswig-Holstein. Baumarder und Iltis zeigen einen deutlichen Jahresverlauf im Auftreten von Wildtierunfällen. In den Daten von Juli 2011 bis Oktober 2014 sind 54 Baumarder und 69 Iltisse nach Unfallmonat auswertbar gemeldet. Die Verteilung im Jahresverlauf ist beim Baumarder mit einem sehr deutlichen Maximum in September und Oktober sehr markant; beim Iltis ist der Zeitraum von Juli bis November etwas breiter (Abb. 22).

Zu berücksichtigen ist bei dieser Methode, dass im Vergleich der Jahre nur Zuwächse und Rückgänge indiziert werden können, Rückschlüsse auf die Gesamtpopulation sind nicht direkt möglich. Allerdings ist es mit einer Erfassung der Totfunde an Straßen möglich, große Flächen mit geringem Aufwand zu bearbeiten.

Die Ergebnisse des Monitorings müssen dann danach bewertet werden, wie sehr die Lebensraumausstattung sowie die Geschwindigkeit und Frequenz des Straßenverkehrs die Wildtierunfallzahlen beeinflussen, dann könnten eventuell Prognosen mittels einer Häufigkeitsanalyse ggf. auf andere Gebiete übertragen werden.

Fazit:

Durch die aufgezeigten Möglichkeiten und Dank der guten Umsetzbarkeit würden sich Investitionen in eine Totfunderfassung als Monitoring-Instrument lohnen, wenn dabei über Belegfotos belastbare, nachprüfbare Daten erhoben werden.

4.3.3 Totfundkartierung in Ostdeutschland

Norman Stier & Marcus Borchert

Ähnlich wie von STIER (2012) in den 1990er Jahren durchgeführt, dokumentierte Dr. Norman Stier (TU Dresden) von Mai 2011 bis Dezember 2013 während seiner gesamten Autofahrten (n = ca. 142.900 km) alle Baummarder- und Iltisverkehrsoffer.

In diesem Zeitraum von nicht ganz 3 Jahren wurden 58 tote Baummarder und 10 tote Iltisse registriert. Im letzten Projektjahr wurden die Daten gleich auf dem Navigationsgerät abgespeichert, so dass die Verortung einfach und schnell erfolgen konnte.

Diese Ergebnisse belegen, dass auf solchem Wege Verbreitungs- und Mortalitätsdaten für die Zielarten wie auch für andere Säugetiere erhoben werden können ohne großen Mehraufwand. Stellt man sich das Potenzial der Jäger Deutschlands vor, die tagtäglich dienstlich und privat große Strecken zurücklegen, wird die Forderung klar, zumindest einen Teil dieses Potenzials ins Monitoring einzubinden.



Abb. 23: Überfahrene Baummarderfähe mit Markierung im UG3 (Foto: © M. Borchert).

4.3.4 Beispiel: Online-Portal Wildmonitoring in Sachsen

Norman Stier

Im Jahr 2013 etablierte der Freistaat Sachsen ein Online-Portal für das Wildmonitoring (www.wildmonitoring.de), über das zukünftig die gesamte Abschussplanung sowie die Streckenmeldung erfolgen sollen. Darüber hinaus ermöglicht das Portal den sächsischen Jägern, die Umfragen des Deutschen Jagdverbandes e.V. zum deutschlandweiten Wildtierkataster WILD online durchzuführen. Die Erarbeitung dieses Portals wurde durch die Professur für Forstzoologie der TU Dresden fachlich begleitet. Durch dieses System wird zukünftig der Datenbearbeitungsaufwand erheblich gesenkt.

Außerdem ist die ortsgenaue Meldung ausgewählter Wildarten (z.B. Wolf, Luchs, Wildkatze) möglich. Auch können Dokumente wie Belegfotos von Verkehrsoffern oder Fotofallenbilder hochgeladen werden, so dass ein sehr wertvoller Pool belastbarer Daten zum Vorkommen der Arten entsteht. Zukünftig ist die Erweiterung des Artenspektrums – einschließlich Baummarder und Iltis - vorgesehen.

4.4 Jagdstrecken

Heiko Schmäuser & Norman Stier

Ziel ist es, die Methode der Jagdstreckenerfassung als Populationsweiser für die Marderartigen zu evaluieren, insbesondere die Zielarten Baummarder und Iltis. Daher ist es angebracht, einige grundsätzliche Vorbemerkungen zum generellen Einsatz von Jagdstreckenstatistiken anzuführen.

Jagdstreckenstatistiken sind allgemein verfügbar und werden als Grundlage für die Beschreibung von bejagten Populationen häufig und seit vielen Jahren herangezogen. Der Einsatz von Jagdstreckenstatistiken als Populationsweiser ist aber mit Unsicherheiten und Einschränkungen verbunden, denn Jagdstrecken sind vor allem das Ergebnis des jägerischen Handelns in festgelegten Jagdbezirken. Folgende wichtige Faktoren beeinflussen die Höhe der Jagdstrecken:

- Verbreitung der Art
- Populationsgröße der Art
- Reproduktionsstatus der bejagten Art (Kapazitätsgrenze, Phase starken Populationsanstiegs)
- Witterungsverlauf (sowohl im Reproduktionszeitraum der Zielarten als auch während der Jagdzeit)
- Grundsätzliche jagdstrategische Ausrichtung des verantwortlichen Jägers (sind Marder wichtige Zielarten der Jagd, liegt der Schwerpunkt beim Schalenwild, ...)
- Jagdintensität (Häufigkeit der Jagdtage, Jagdmethoden, Fangjagd, Fangtage, ...)
- jagdrechtliche Regelungen (BJG, Landesjagdgesetze und Verordnungen)

Weitere Faktoren neben der in Kap. 4.1 erwähnten Bestimmungssicherheit kommen hinzu, denn in den Jagdstreckenstatistiken werden auch Daten zum Verkehrsfallwild und zum allgemeinen Fallwild erhoben. Diese hängen von weiteren, von der Jagd unabhängigen, Faktoren, z.B. Straßendichte (Fragmentierung der Landschaft), Auffindbarkeit von Totfunden, Verkehrsmengen u.a. ab (vgl. Kap. 4.3).

Trotz dieser vielen Faktoren kann eine Jagdstreckenanalyse populationsbiologisch interessante Ergebnisse liefern. Dazu müssen möglichst viele dieser Faktoren bekannt oder abschätzbar sein.

Welchen Einfluss z.B. die Jagdmethode auf die Jagdstrecke hat, zeigt eine Erfassung des WTK-SH zu den Marderartigen und Marderhund aus dem Jahr 2010. Falls Fangjagd nicht eingesetzt wird, sind Nachweise von einigen Arten, insbesondere Mink und Iltis, deutlich geringer (Abb. 24). Zudem ist der Einsatz der verschiedenen Jagdmethoden über die Fläche ungleich verteilt, so dass ohne diese Daten eine räumliche Abschätzung nicht durchgeführt werden kann.

Am Beispiel des Baummarders konnte SCHMÜSER (2001) anhand einer Zeitreihenanalyse der Jagdstrecken von 1955 bis 1997 einen exponentiellen Anstieg der Jagdstrecken nachweisen. Postuliert wurde zur Analyse ein Szenario mit veränderten (abnehmenden) Jagdintensitäten, dass aus Ergebnissen von Umfragen des WTK-SH in den Jahren 2005 und 2010 zu ermitteln war (SCHMÜSER 2013). Es lag nahe, diesen Anstieg als Zunahme der Baummarder-Population zu deuten.

An diesen Beispielen wird deutlich, dass die Jagdstreckenstatistik unter Hinzuziehung weiterer die Bejagung beeinflussender Faktoren genutzt werden kann, allerdings sind lediglich relative Veränderungen der Jagdstrecke als Weiser der Populationsgröße hinreichend sicher darstellbar, eine Berechnung oder auch nur Abschätzung der Populationsgröße ist nicht möglich.

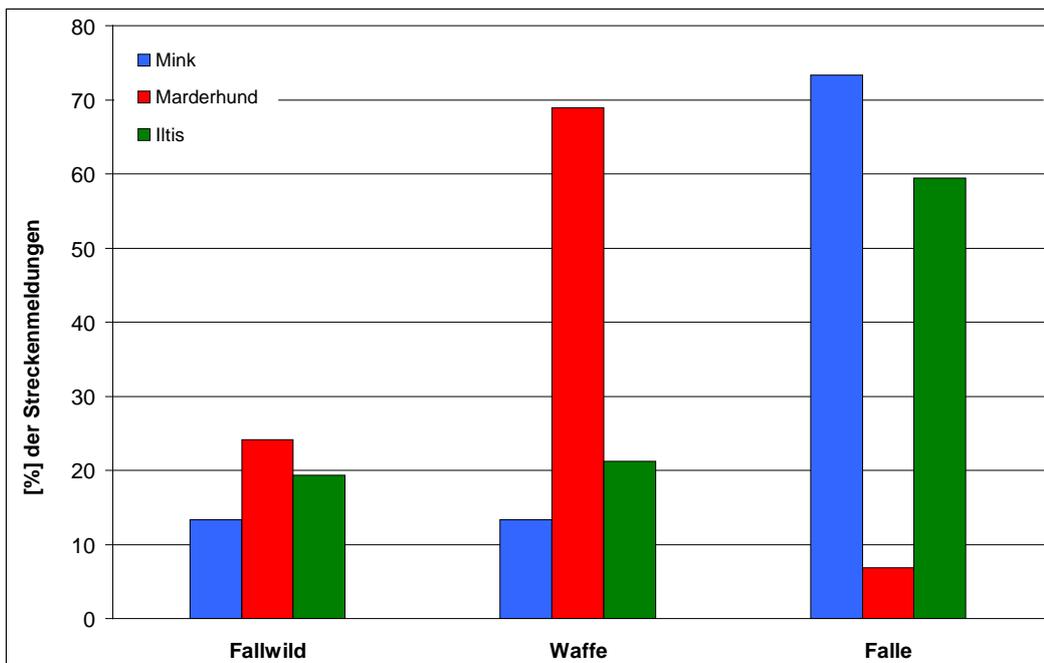


Abb. 24: Todesursachen bei ausgewählten Raubsäugern in einer differenzierten Betrachtung der Jagdstrecke. Iltis: n=1201, Mink: n=30, Marderhund: n= 261 (Daten: WTK-SH Marderartige und Neozoen - Erfassung 2011)

Jagdstreckenanalysen sind ein geeignetes Mittel um mittel- bis langfristige Veränderungen von Populationen zu detektieren, sofern die Arten im jeweiligen Bundesland regelmäßig und relativ gleichmäßig bejagt werden. Sie können dadurch – in Verbindung mit speziellen Umfragen zu weiteren Faktoren – frühzeitig Hinweise auf notwendige genauere Untersuchungen zum Populationsstatus geben. Aber ähnlich wie bei den Fragebogenerhebungen werden keine nachprüfbaren Daten erhoben, so dass keine belastbaren Ergebnisse vorliegen. Um die Daten im vorgegebenen 10x10 km Raster der EU verorten zu können, müssten die Jagdstrecken von Baumarder und Iltis punktgenau gemeldet werden.

Tab. 5: Vor- und Nachteile von Jagdstreckenstatistiken zur Abschätzung der Populationsentwicklung

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> • Daten in Behörden vorhanden • relative Veränderungen im Zeitverlauf detektierbar 	<ul style="list-style-type: none"> • notwendige Nebeninformationen zur Interpretation müssen nachträglich erfasst werden • nicht in allen Bundesländern verfügbar • Ursache der Veränderungen nicht darstellbar • keine Aussage zur Populationsgröße

Generell wird dringend empfohlen, die Jagdstreckenerfassung digital und räumlich präzise einzuführen, da die Wertigkeit der Daten damit erheblich gesteigert werden kann.

Nach aktuellem Stand in Deutschland ist die Jagdstrecke nur in wenigen Ausnahmefällen und in Kombination mit anderweitig erhobenen Daten sowie Nachweisbelegen ein brauchbares Instrument der Vorkommensbeschreibung oder des Monitorings von Marderartigen. Die föderalistische Organisation des Jagdrechts sowie der Jagdstreckenerfassung und Fragen des Datenschutzes erschweren zudem die organisatorischen Grundlagen für eine effiziente Nutzung der Jagdstreckenstatistiken.

4.5 Fallenfang

4.5.1 Beifänge beim jagdlichen Fallenfang

Norman Stier & Marcus Borchert

Vor allem in Bundesländern, in denen die beiden Zielarten Baummarder und Iltis eine ganzjährige Schonzeit haben, werden sie beim Lebendfang wieder unversehrt entlassen. Diese Beifänge beim jagdlichen Fallenfang oder in Forschungsprojekten zu anderen Arten stellen sehr wertvolle Monitoringdaten für Verbreitungserhebungen dar. Aus diesem Grund sollten solche Ereignisse mit Foto dokumentiert unbedingt als C1-Nachweise ins Monitoring einfließen, da bei diesem Ansatz keine Kosten für praktisches Monitoring sondern nur für die Datensammlung und –auswertung anfallen.

4.5.2 Gezielter Lebendfang

Norman Stier & Marcus Borchert

Der gezielte Lebendfang als Artnachweis ist vor allem bei Kleinsäugetieren die relevanteste Standardmethode (SILVY 2012). Sie setzt voraus, dass sich die Arten leicht fangen lassen, was für Kleinsäugetiere gegeben ist.

Die eigenen Versuche im Projekt zeigten, dass der erfolgreiche Fang von Baummardern in der Regel eine 1-3monatige Köderphase voraussetzt (Tab. 22). Während dieser Zeit müssen die Fallen 3-4mal pro Woche mit Ködermaterial beschickt werden. Da der hohe Aufwand in keinem Verhältnis zum Ergebnis steht und andere effizientere Methoden wie der Fotofalleneinsatz (mit oder ohne Köder, vergl. Kap. 4.7) zur Verfügung stehen, ist der Lebendfang auch aus Gründen des Tierschutzes als Artnachweis für Raubsäugetiere auf keinen Fall zu empfehlen.



Abb. 25: Baummarder (links) und Iltis (rechts) in Lebendfallen gefangen (Fotos: © M. Borchert).

Wie die Evaluationsergebnisse belegen, spielen Fallentyp (Holz- oder Drahtfallen) und Fallengröße für den effizienten Fang von Baummardern nur eine untergeordnete Rolle. Wesentlich stärker beeinflussen individuelle Unterschiede in der Fallenscheu den Fangerfolg. Hatte ein Baummarderindividuum einmal die Scheu, den Köder aus der Falle zu holen, überwunden, wurden alle Fallen – unabhängig von Material, Größe und Bauart – von ihm angenommen. Sogar Fallen mit Eingangsmaßen von 15x15 cm fingen erfolgreich. Grundsätzlich gilt aber, dass die Wahrscheinlichkeit für die Überwindung der Fallenscheu mit der Größe der Falle steigt. Fallendimensionen zwischen 30x30 cm und 50x50 cm Weite scheinen am besten geeignet.

In Übereinstimmung mit STIER (2012) waren die Fangversuche im Sommerhalbjahr am erfolgreichsten. Sobald die Temperaturen unter 0 °C sanken, verwaisten zuvor täglich angenommene Fallen, bedingt durch die verringerte Aktivität des Baumratters bei Temperaturen unter dem Gefrierpunkt.

Als Köder dienten erfolgreich Hühnereier, süßes Trockenobst, Brötchen und Frischfisch u.a. (vergl. Kap. 3.3.1). In einigen Fällen zeigte die Fotofallenüberwachung, dass einzelne Individuen manchen Köder erst kennenlernen mussten. Wurden in solchen Fällen alle drei Ködertypen angeboten, wurden anfänglich nur ein oder zwei Typen gefressen.

Ittise haben grundsätzlich eine geringere Fallenscheu als Baumratter. Trotzdem brachten die Fangversuche nicht den gewünschten Erfolg. Es zeigte sich, dass Frischfisch im Winterhalbjahr von Oktober bis April ein guter Köder war. Außerhalb dieser Zeit waren Ittise mit keinem der getesteten Köder oder Lockstoffe in die Fallen zu locken.

Da im Sommerhalbjahr auch die wenigen telemetrierten Ittise aus der Senderreichweite verschwanden, um im Herbst teilweise wiederzukehren, stellten sich grundsätzliche Fragen zum Raumnutzungssystem der Art.

4.6 Genetik

Sebastian Eckern, Juan Valqui & Norman Stier

Für den genetischen Artnachweis über nicht-invasive Probensammlung stehen Haare und Kot zur Verfügung. Beide Probentypen wurden durch die CAU Kiel erfolgreich analysiert. Die Artbestimmung an Hand von Haarproben (beim Fang gesammelt) war in der überwiegenden Mehrheit (>90 %) der Fälle erfolgreich. Die Methode wäre dementsprechend theoretisch anwendbar und die Analysekosten pro Probe von 30-50 € würden eine umfangreiche Anwendung ermöglichen.

Da aber bisher keine geeigneten Verfahren zur Haarsammlung zur Verfügung stehen (vergl. Kap. 3.4), kann sie bisher nicht angewandt werden. In den Untersuchungsgebieten 1, 5 und 6 konnte nur ein Baummarder an einem Lockstock nachgewiesen werden (vergl. dazu auch Kap. 4.7.3). Dieser hat sich nicht an dem Stab gerieben, so dass auch von diesem einzelnen Ereignis keine Haarprobe vorliegt.

4.7 Fotofallen

Norman Stier & Marcus Borchert

Die rasante Weiterentwicklung in den letzten zehn Jahren macht die Fotofallentechnik zu einer der wichtigsten Säulen im Monitoring versteckt lebender Arten (O'CONNELL et al. 2011). Im Großraubtiermonitoring (KACZENSKY et al. 2009) spielt sie in Europa neben der Genetik die wichtigste Rolle. Auch für die Erfassung marderartiger Säugetiere sind Fotofallen schon heute von herausragender Bedeutung. Aus diesem Grund wurde dieser Technik in den Untersuchungsgebieten 3 und 4 eine weit größere Bedeutung beigemessen, als in der ursprünglichen Konzeption vorgesehen.

4.7.1 Eignung unterschiedlicher Fotofallen fürs Monitoring

Marcus Borchert, Norman Stier, Vendula Meißner-Hylanová, Federica Lazzeri & Birk Seifert

Da verschiedene technische Parameter der Fotofallen über deren Eignung entscheiden (LANG et al. 2011b), wurden zehn unterschiedliche Fotofallentypen mit kurzen bis sehr kurzen Auslöseverzögerungen in einem Praxistest unter Nutzung einer dauerhaften Videoüberwachung als Referenz auf ihre Erfassungswahrscheinlichkeit getestet. Der Aufbau stand insgesamt über 85 Tage im UG3 und erbrachte 927 Ereignisse, die in die Auswertung eingingen.

Abb. 26 zeigt beispielhaft Bilder von einem Baumrarder-Ereignis, aufgenommen mit 6 verschiedenen Modellen. Daneben wurden Schärfe, Farben und Helligkeit der Fotos begutachtet und sonstige Probleme analysiert.

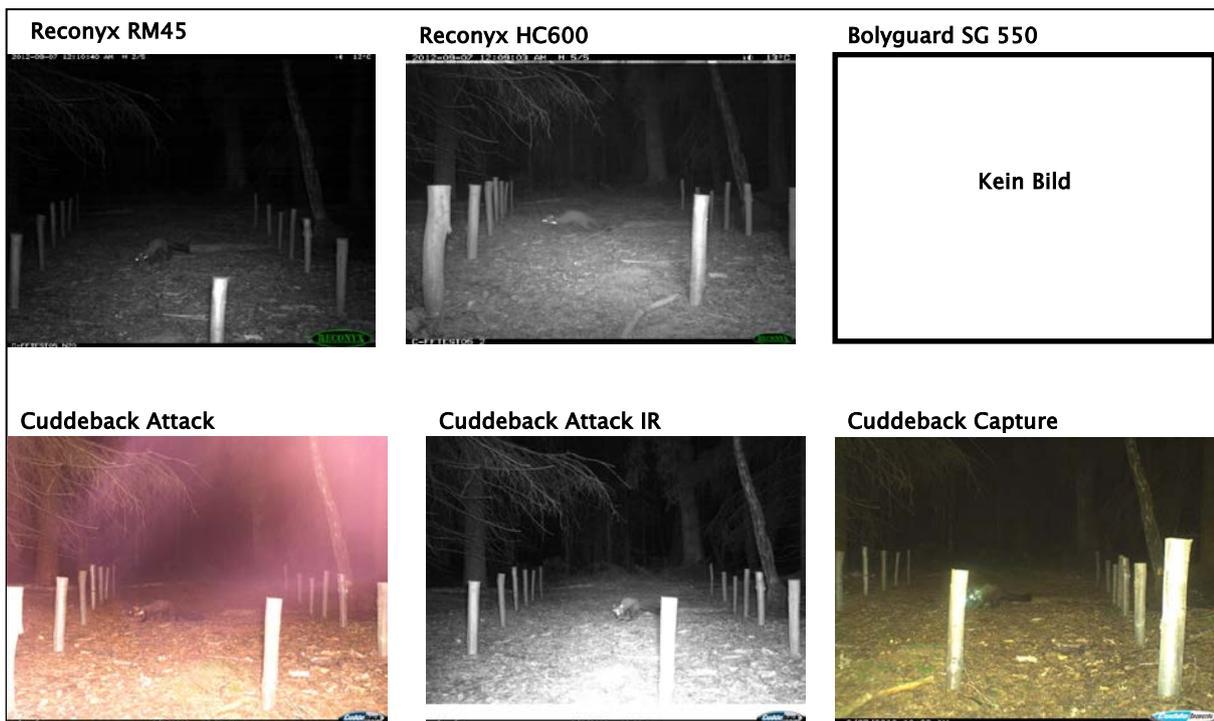


Abb. 26: Vergleich der Aufnahmen verschiedener Fotofallen ein und desselben Baumrarder-Ereignisses (Fotos: © M. Borchert).

Hinsichtlich der Schärfe der Fotos unterschieden sich die Modelle. Allerdings lieferten alle Geräte in der Regel Fotos in ausreichender Schärfe, um die artspezifischen Merkmale oder eine Markierung zu erkennen. Teilweise waren Aufnahmen, wie beim Modell Cuddeback Attack (Abb. 26 unten links) farbstichig. Manchmal waren Nachtaufnahmen, z.B. beim Modell der Marke BolyGuard, im Nahbereich extrem überblendet, was ihre Verwendung für ein Marder- oder Iltismonitoring ausschließt.

Tab. 6: Ausgewählte technische Parameter der getesteten Fotofallenmodelle nach Herstellerangaben und eigenen Erfahrungen. (* = nur noch Restbestände im Handel)

Fotofallenmodell	Blitz	Auslöseverzögerung	recovery time	Speicherkarte	Video-Funkt.	Preis
Reconyx RM45 *	Infrarot	ca. 0,1 sec.	0,5 sec.	max. 8 GB CF	nein	ca. 500,-€
Reconyx HC600	Infrarot+IRFilter	ca. 0,2 sec.	0,5 sec.	max. 32 GB SD oder SDHC	nein	ca. 500,-€
Reconyx HC550	Weißlicht	ca. 0,2 sec.	0,5 sec.	max. 32 GB SD oder SDHC	nein	ca. 500,-€
Cuddeback Capture *	Weißlicht	ca. 0,25 sec.	30 sec.	max. 2 GB SD	nein	ca. 250,-€
Cuddeback Attack	Weißlicht	ca. 0,25 sec.		max. 32 GB SD oder SDHC	ja	ca. 300,-€
Cuddeback Attack IR	Infrarot	ca. 0,25 sec.	1 sec.	max. 32 GB SD oder SDHC	ja	ca. 320,-€
Cuddeback Ambush	Weißlicht	ca. 0,25 sec.		max. 32 GB SD oder SDHC	ja	ca. 250,-€
Cuddeback Ambush IR	Infrarot	ca. 0,25 sec.	1 sec.	max. 32 GB SD oder SDHC	ja	ca. 250,-€
Minox DTC600	Infrarot+IRFilter	< 1 sec.		max. 32 GB SD oder SDHC	ja	ca. 320,-€
Dörr BolyGuard SG550	Infrarot	ca. 1 sec.	ca. 1 bis 3 sec.	max. 2 GB SD	ja	ca. 180,-€

Beim standardisierten Fotofallentest wurden vor allem für die Raubsäuger teilweise sehr geringe Erfassungswahrscheinlichkeiten ermittelt (Abb. 27), obwohl nur Ereignisse bis 6 m analysiert wurden. Von fast allen Fotofallenmodellen wurden für diese Gruppen nur etwa 30 bis 50 % der Ereignisse erfasst. Das größere und oft auch langsamere Schalenwild wurde dagegen deutlich besser detektiert. Die null Prozent-Werte in Abb. 27 bei Reconyx RM45 und Cuddeback Attack IR beruhen auf einer zu geringen Stichprobe. Während der Standzeit dieser Fotofallenmodelle gab es nur 2 Schalenwildereignisse in einer Entfernung unter 6 m. Die Bewegungsmelder der Fotofallen lösen aus, wenn sich Wärmequellen durch die verschiedenen Sektoren bewegen. So werden Fehlauflösungen z.B. durch Wärmeschichten in der Luft oder den Wechsel von Sonne und Schatten minimiert. Laufen die Tiere quer zur Fotofalle, so sind die Bedingungen für eine Erfassung optimal (Abb. 28). Ist die Laufrichtung jedoch von der Fotofalle weg oder direkt auf sie zu, so fehlt häufig der Wechsel zwischen den Sektoren und die Geräte lösen nicht aus.

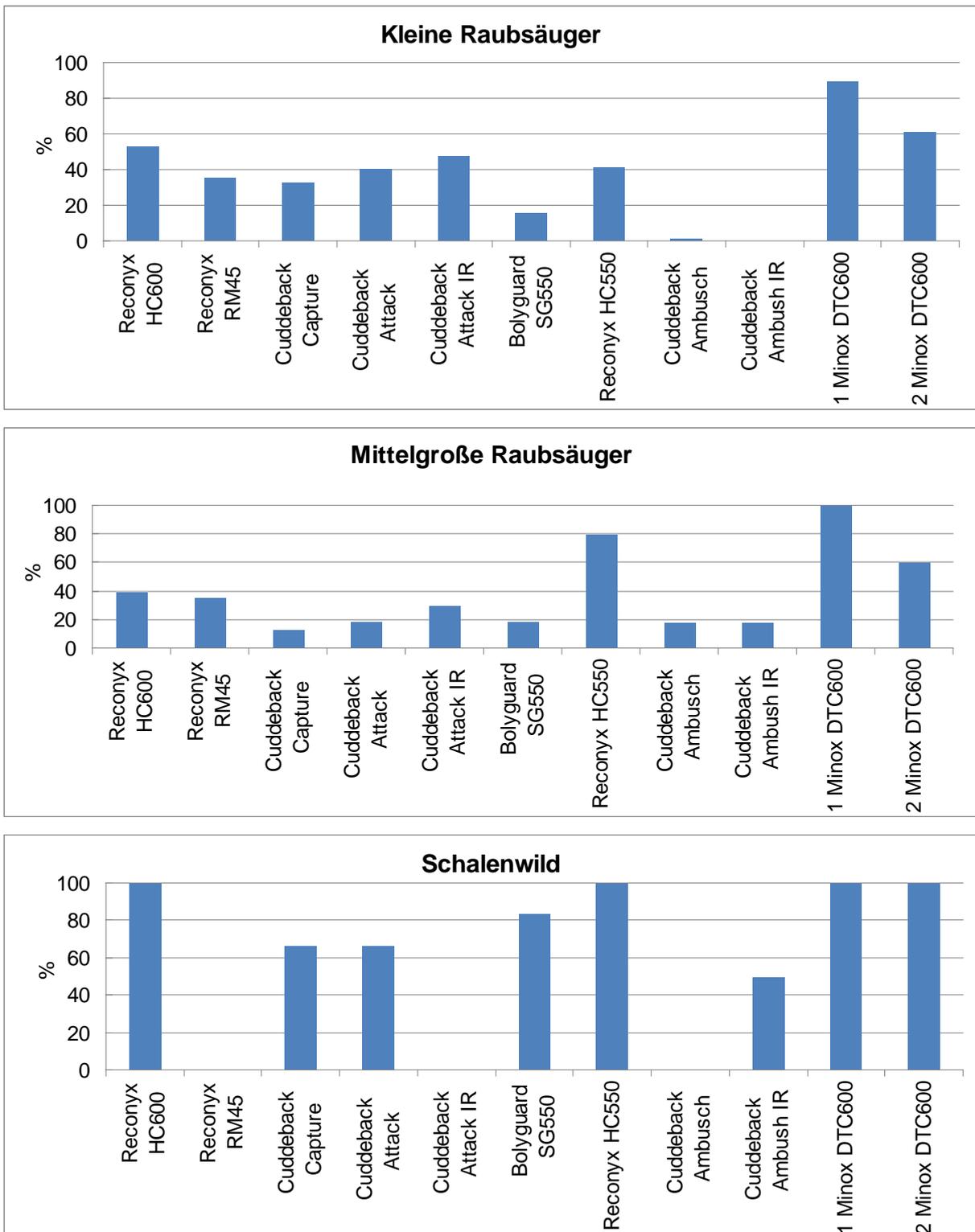


Abb. 27: Erfassungswahrscheinlichkeiten von 10 unterschiedlichen Fotofallentypen für 3 Säugetiergruppen bis zu einer Entfernung von 6 m. (Mittelgroße Raubsäuger: Fuchs, Dachs, Waschbär, Marderhund; kleine Raubsäuger: Baumratter, Steinratter, Iltis)

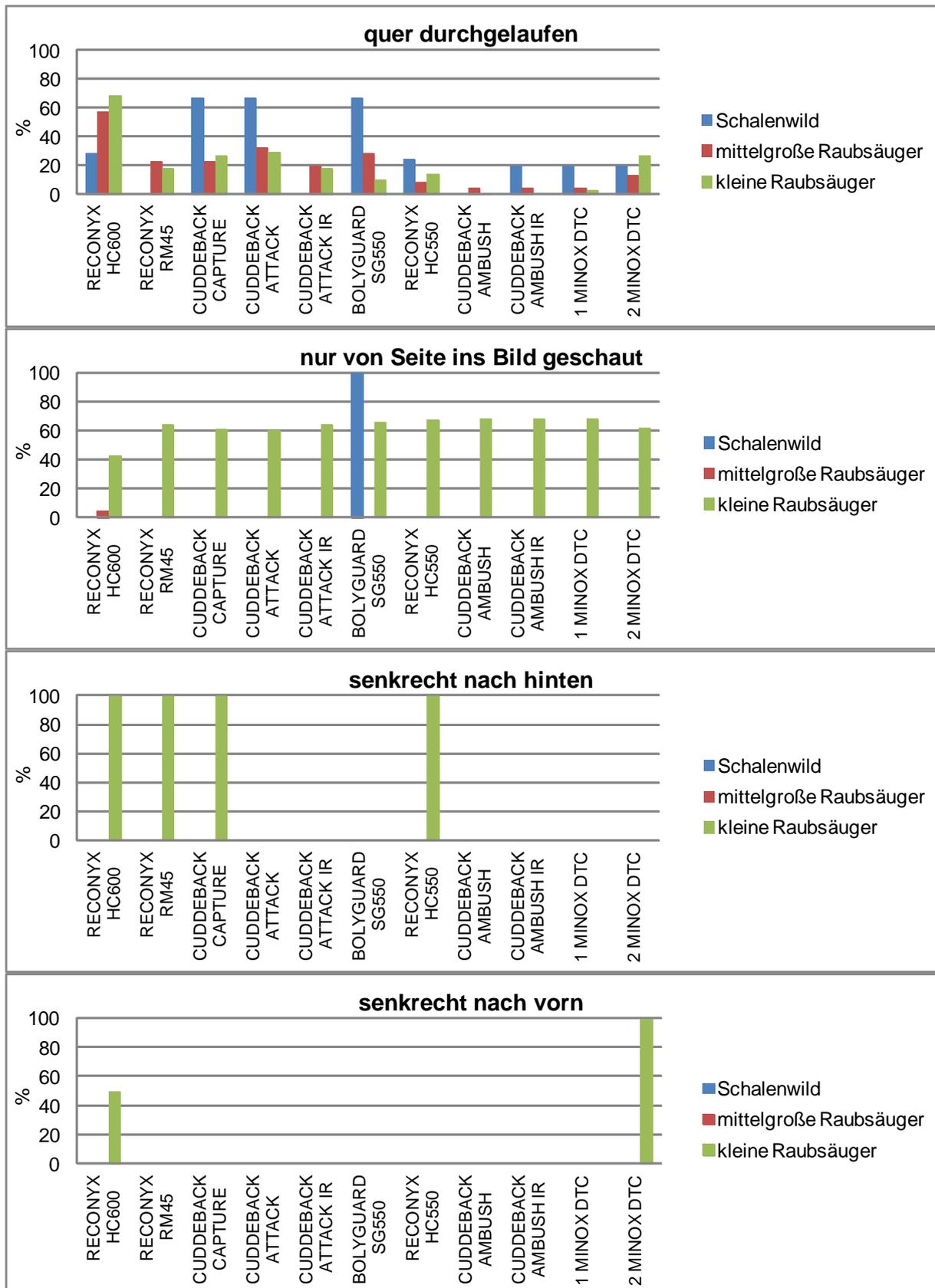


Abb. 28: Erfassungswahrscheinlichkeiten von 10 unterschiedlichen Fotofallentypen für 3 Säugetiergruppen bis zu einer Entfernung von 6 m in Abhängigkeit von der Laufrichtung. (Mittelgroße Raubsäuger: Fuchs, Dachs, Waschbär, Marderhund; kleine Raubsäuger: Baummartener, Steinmartener, Iltis)

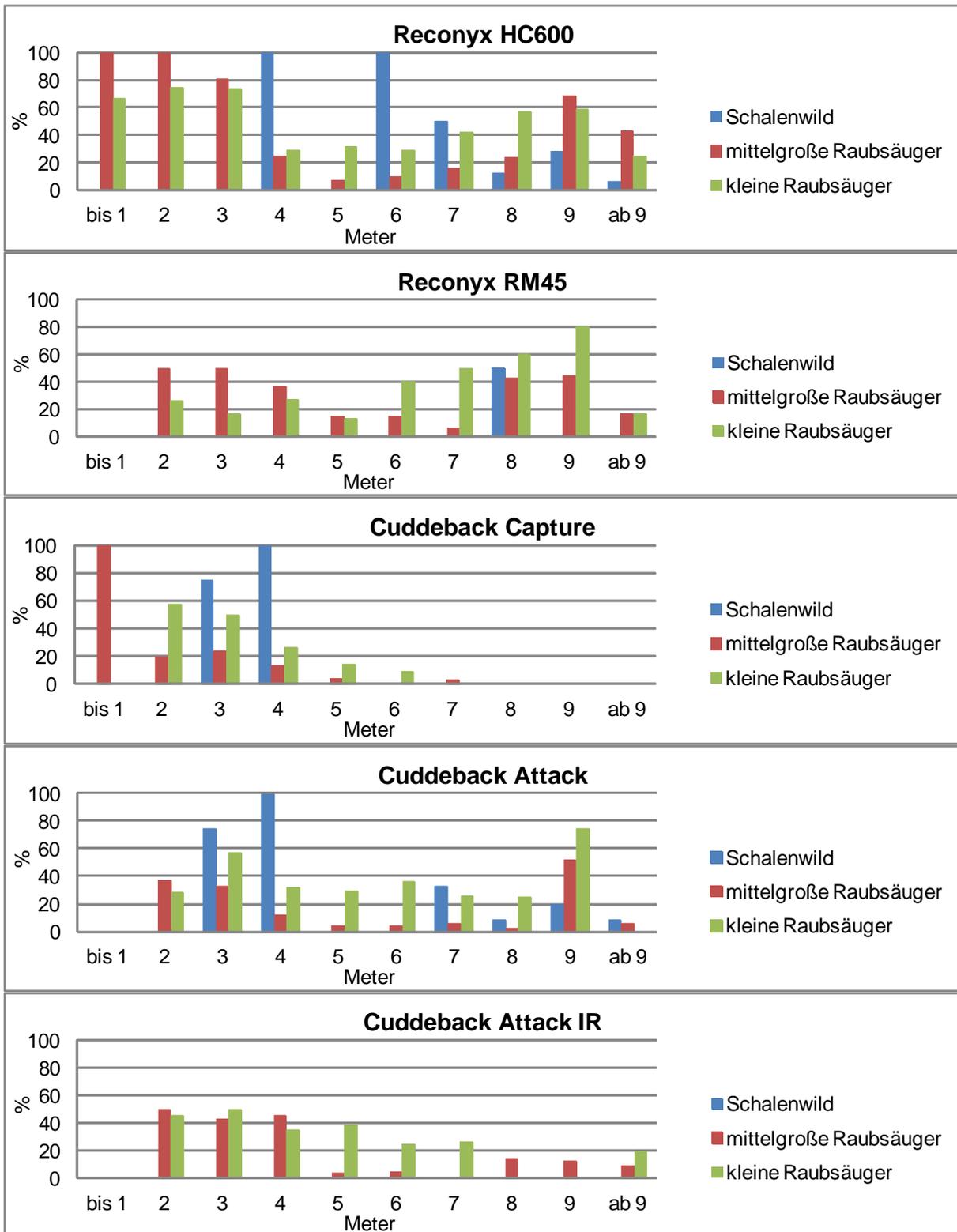


Abb. 29: Erfassungswahrscheinlichkeiten von 5 unterschiedlichen Fotofallentypen für 3 Säugetiergruppen in Abhängigkeit von der Entfernung. (Mittelgroße Raubsäuger: Fuchs, Dachs, Waschbär, Marderhund; kleine Raubsäuger: Baumratter, Steinratter, Iltis)

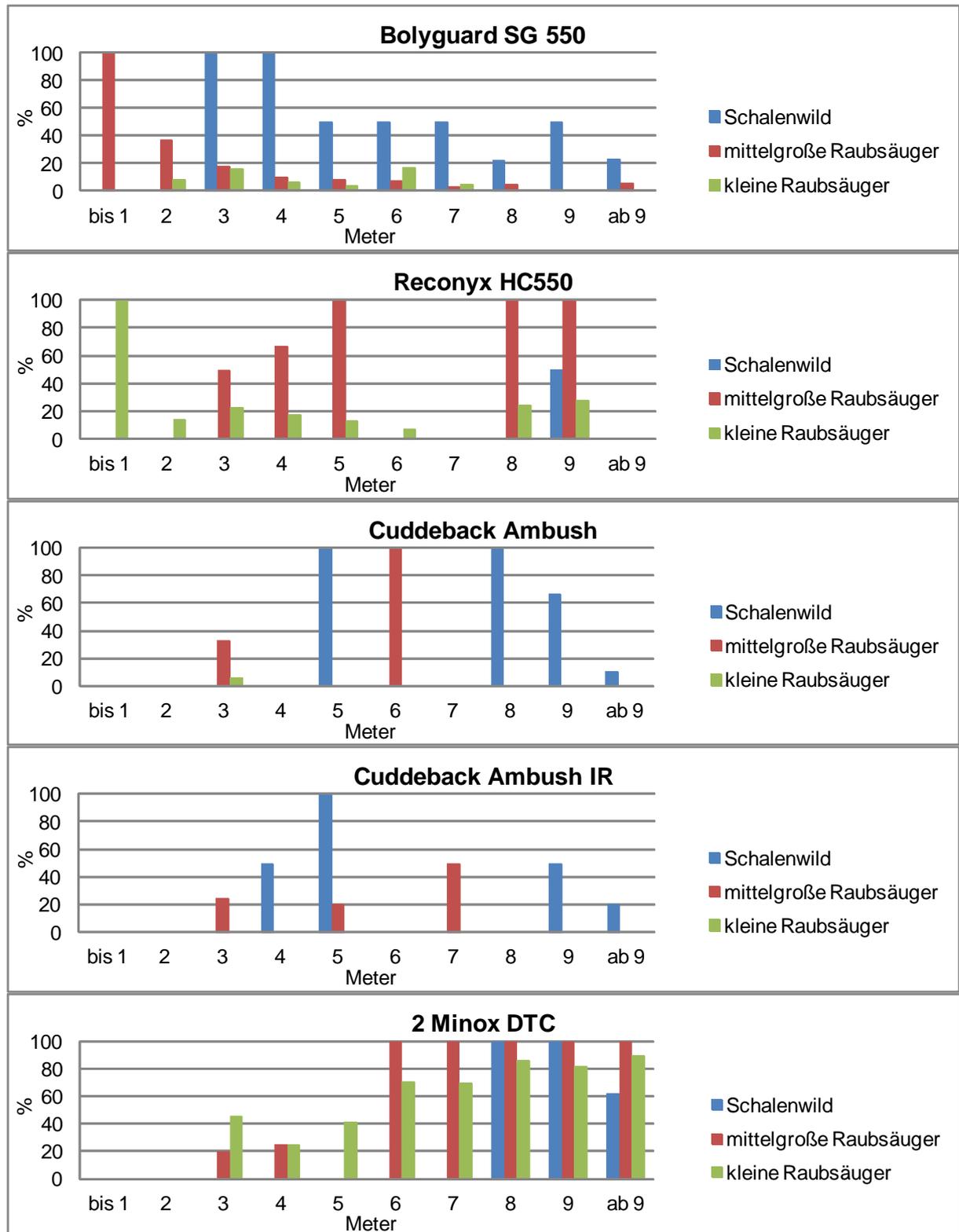


Abb. 30: Erfassungswahrscheinlichkeiten von 5 unterschiedlichen Fotofallentypen für 3 Säugetiergruppen in Abhängigkeit von der Entfernung. (Mittelgroße Raubsäuger: Fuchs, Dachs, Waschbär, Marderhund; kleine Raubsäuger: Baumratter, Steinratter, Iltis)

Hinsichtlich des Einflusses der Entfernung des Tieres zur Fotofalle (Abb. 29 und Abb. 30) unterschieden sich die getesteten Typen sehr stark, teilweise sicher auch aufgrund der geringen Stichprobengröße. Schalenwild wechselte vor allem auf einem Hauptwechsel in einer Entfernung von mehr als 6 m zur Fotofalle. Für die meisten Modelle waren recht gute Ergebnisse bis zu einer Distanz von 4 m zu verzeichnen. Die Minox DTC600 erbrachte ab 6 m außerordentlich gute Erfassungsprozente. Die geringen Werte bei Entfernungen unter 4 m hängen mit der kurzen Standzeit und damit einer geringen Stichprobe vor allem im Nahbereich zusammen. Die Reconyx-Modelle schnitten insgesamt auch recht gut ab. Die geringeren Erfassungsprozente beim nicht mehr lieferbaren Modell RM45 könnten mit Ermüdungserscheinungen des Bewegungsmelders zusammenhängen, auf die auch der Hersteller hinweist. Diese Geräte waren bereits vorher 5 Jahre im Dauereinsatz im Gelände. Insgesamt gelten mit mehr oder weniger ähnlichen Erfassungswahrscheinlichkeiten folgende Modelle als geeignet für den Artnachweis und Häufigkeitserhebungen von Raubsäufern:

- Reconyx HC600 (mit IR)
- Reconyx HC550 (mit Weißlicht)
- Reconyx RM45 (nicht mehr lieferbar!)
- Cuddeback Capture (bis 4 m; nicht mehr lieferbar!)
- Cuddeback Attack (mit Weißlicht)
- Cuddeback Attack IR
- Boly Guard (nur für Schalenwild)
- Minox DTC600 (mit IR)

Bedingt durch die sehr hohen Erfassungsprozente auch im Bereich über 6 m und die sehr gute Bildqualität am Tage wie auch in der Nacht sind fürs Monitoring von Marderartigen folgende Modelle empfehlenswert: Reconyx HC600, die Reconyx HC550 und die Minox DTC600. Diese Modelle verfügen auch über die, für das Monitoring wichtige Serienbildfunktion. Grundsätzlich müssen aber beim Einsatz der Fotofallen für die REM-Methode die artspezifischen Erfassungswahrscheinlichkeiten der Raubsäuger in die Berechnung einbezogen werden.

4.7.2 Fotofalleneinsatz mit zufälliger Verteilung für die Arterfassung

Marcus Borchert, Norman Stier, Vendula Meißner-Hylanová, Sebastian Kraus, Elisabeth Brier & Nina Lumnitzer

Für diesen Ansatz mit zufallsverteilter Stichprobe wurde der Versuchsaufbau der REM-Methode in den Untersuchungsgebieten 3 und 4 genutzt.

Da bei diesem Versuchsaufbau weder Lockstoffe noch Köder oder bewusst gewählte Lokalisationen mit überdurchschnittlichen Aufenthaltswahrscheinlichkeiten der Arten zu einer Erhöhung der Ereignisrate führen, werden mit dem gleichmäßigen Rasternetz aus Fotofallen die Arten entsprechend ihrer Dichte, ihrer Laufaktivität (24h-Laufstrecken) und ihrer Verteilung im Gebiet fotografiert. Diese Methode erbringt deshalb lediglich für extreme Habitatspezialisten wie Fischotter und Mink schlechte oder keine Daten, es sei denn, die Verteilung der Fotofallen-Standorte wird nach ihren Habitatpräferenzen ausgerichtet.

In Tab. 7 ist beispielhaft die Verteilung der Baumgardernachweise mit dem REM-Fotofallenaufbau im UG4 dargestellt.

Die 52 Baumgardernachweise verteilten sich nicht gleichmäßig über die Standorte. An 5 von 17 Orten war im Untersuchungszeitraum von drei Monaten die Art nicht nachzuweisen. Allerdings mussten an 2 dieser Standorte die Geräte vorzeitig wegen Holzeinschlags abgebaut werden. Auch über den dreimonatigen Untersuchungszeitraum hinaus zeichnete sich - entsprechend dem Höhepunkt der Ranz - ein Erfassungsschwerpunkt im Juli ab. Im Juni und August erfolgten weniger Nachweise.

Dies belegt sowohl einen Einfluss des Fotofallenstandorts als auch des Erfassungszeitfensters auf die Effizienz der Methode.

Tab. 7: Baumardernachweise über die REM-Fotofallenstandorte verteilt im UG4 Tharandt.

Standort	RCT 2	RCT 3	RCT 4	RCT 5	RCT 6	RCT 7	RCT 8	RCT 9	RCT 10	RCT 11	RCT 12	RCT 13	RCT 14	RCT 15	RCT 17	RCT 18	RCT 19	BM-Ind.
05.06.2013	1																	1
06.06.2013	2																	2
07.06.2013																		
08.06.2013																		
09.06.2013																		
10.06.2013																		
11.06.2013																		
12.06.2013						1												1
13.06.2013								1										1
14.06.2013				1														1
15.06.2013																		1
16.06.2013				1														1
17.06.2013																		1
18.06.2013																		1
19.06.2013																		1
20.06.2013																		1
21.06.2013														2				1
22.06.2013						1												1
23.06.2013																		1
24.06.2013														2				1
25.06.2013																		1
26.06.2013								1										1
27.06.2013			1			1												1
28.06.2013																		1
29.06.2013										1								1
30.06.2013																1		1
01.07.2013			1															1
02.07.2013																		1
03.07.2013										1						1		1
04.07.2013																		1
05.07.2013																		1
06.07.2013																		1
07.07.2013																		1
08.07.2013																		1
09.07.2013																		1
10.07.2013																		1
11.07.2013																		1
12.07.2013					1			2	1									1
13.07.2013			1															1
14.07.2013						1												1
15.07.2013																		1
16.07.2013																	1	1
17.07.2013								1	1									1
18.07.2013								1						1				1
19.07.2013					1													1
20.07.2013						1												1
21.07.2013																		1
22.07.2013			1															1
23.07.2013																		1
24.07.2013																1		1
25.07.2013								1										1
26.07.2013	1																	1
27.07.2013																		1
28.07.2013																		1
29.07.2013																		1
30.07.2013				1		1												1
31.07.2013							2											1
01.08.2013							1							1				1
02.08.2013																		1
03.08.2013																		1
04.08.2013																		1
05.08.2013										1								1
06.08.2013																		1
07.08.2013				1														1
08.08.2013																		1
09.08.2013																	1	1
10.08.2013																		1
11.08.2013																		1
12.08.2013																		1
13.08.2013							1											1
14.08.2013																		1
15.08.2013																		1
16.08.2013								1										1
17.08.2013																		1
18.08.2013						1												1
19.08.2013																		1
20.08.2013																		1
21.08.2013																		1
22.08.2013				1														1
23.08.2013																		1
24.08.2013																		1
25.08.2013																		1
26.08.2013																		1
27.08.2013																		1
28.08.2013																		1
29.08.2013							1											1
30.08.2013														1				1
31.08.2013																		1
01.09.2013																		1
02.09.2013																		1
03.09.2013																		1
04.09.2013																		1
05.09.2013																		1
06.09.2013																		1
Gesamt	4		4	5	3	11	2	6	2	3			7			3	2	52

graue Felder belegen aktive Fotofalle

Insgesamt wurden an 6.811 Fotofallentagen im UG3 „Zarrentin“ und an 1.407 Fotofallentagen im UG4 „Tharandt“ Daten mit zufällig verteilten Fotofallen erhoben. Dabei entstanden im UG3 190.822 und im UG4 2.488 Fotos. Die erfassten Arten sowie deren Häufigkeiten sind Tab. 8 zu entnehmen. Nicht berücksichtigt wurden Kleinsäuger, Eichhörnchen, Vögel und Haustiere.

Tab. 8: Durchschnittliche Nachweishäufigkeiten der Tierarten – basierend auf einem Versuchsdesign mit zufällig verteilten Fotofallen (pro 100 Fotofallentage).

	Forst Camin Ost UG3	Forst Camin West UG3	Bantiner Wald UG3	Testorfer Wald UG3	Tharandter Wald UG4
Fotofallentage	1790	3816	1087	118	1395
Baummarter	3,6	5,8	6,3	16,9	3,7
Steinmarter	0,2	0,2	0,3	7,6	-
Iltis	0,1	0,1	0,1	-	0,1
Fuchs	4,4	3,5	9,1	9,3	2,5
Dachs	3,5	3,1	2,4	2,5	1,0
Marderhund	1,1	1,5	0,6	-	0,1
Waschbär	0,1	0,03	1,7	0,8	-
Rehwild	5,4	Keine Auswertung	15,2	32,2	6,6
Damwild	23,1	Keine Auswertung	1,9	-	-
Rotwild	0,2	Keine Auswertung	0,1	0,8	0,3
Schwarzwild	22,6	Keine Auswertung	11,6	9,3	1,0
Feldhase	10,1	Keine Auswertung	6,6	16,1	2,7

Alle regelmäßig vorkommenden Arten wurden auch mit entsprechender Häufigkeit nachgewiesen. Ein Rasternetz aus zufällig verteilten Fotofallen ist demzufolge sehr gut für die Erfassung des Artenspektrums von Schalenwild und Raubsäugetern geeignet – ausgenommen sind kleine Arten wie Hermelin und Mauswiesel. Entsprechend der zeitlichen Variabilität der Nachweise, sollte der Versuchsaufbau grundsätzlich mindestens 5-10 Fotofallen umfassen und die Datenerfassung über einen Zeitraum von 1-2 (-3) Monate erfolgen.

Für Arten mit Winterruhe wie Dachs, Marderhund und Waschbär kommt nur ein Bearbeitungszeitraum außerhalb des Winters in Frage.

4.7.3 Fotofalleneinsatz in Kombination mit Köder/Lockstoff für die Arterfassung

Marcus Borchert, Norman Stier, Vendula Meißner-Hylanová, Eduard Birkle & Sebastian Kraus

Der Einsatz von Köder oder Lockstoffen in Kombination mit Fotofallen erbrachte Nachweise für verschiedene Raubsäugerarten (Tab. 9 bis Tab. 11). Die Ergebnisse basieren auf der Auswertung von drei verschiedenen Versuchsanordnungen:

- Köder in einem herabhängenden, geschlossenen Teesieb (Tab. 9)
- Lockstoff – herabhängendes, mit Duftstoff getränktes Holzstück oder Duftstoff auf Holzpflöck bzw. an Baumstamm ausgebracht (Tab. 10)
- Köderstelle in Kastenfalle (Tab. 11)

In die Auswertung sind alle Fotofalleneignisse der jeweiligen Raubsäugerarten eingeflossen, unabhängig von einer Beobachtung direkter Interaktionen mit den Ködern oder Lockstoffen. Gerade bei sensibleren Arten, wie Fuchs oder Marderhund existierte - eine intraspezifisch variable - Scheu gegenüber den Fotofallen, welche die Annahme der Köder oder Lockstoffe beeinflusste oder sogar verhinderte. Jahreszeitliche Aspekte blieben bei der Auswertung unberücksichtigt, allerdings deuten die Ergebnisse auf eine höhere Attraktivität der Köder und Lockstoffe in den Herbstmonaten hin.

Im Vergleich der drei Versuchsansätze waren fast alle Arten an der beköderten Kastenfalle (Köderstelle) am häufigsten nachzuweisen. Die Erfassungshäufigkeit bei Verwendung des Lockstoffes war durchschnittlich etwas höher als beim Einsatz der beköderten Teesiebe. Die z.T. deutlich geringeren Erfassungshäufigkeiten bei der zufälligen Verteilung der Fotofallen (Tab. 8) in denselben Waldgebieten belegen die höhere Effizienz aller anderen Versuchsanordnungen. Dafür spricht ebenso das Verhältnis von fotografierten Baumardern, die mit dem Köder/Lockstoff interagierten zu denen, die keine Reaktion zeigten (Tab. 12).

Tab. 9: Durchschnittliche Nachweishäufigkeit der Tierarten (Ereignisse pro 100 Fallentage) mit dem Versuchsaufbau „Fotofalle mit Köder im Teesieb“.

	Forst Camin Ost	Forst Camin West	Bantiner Wald	Testorfer Wald	Tharandter Wald
Fotofallentage	221	183	-	-	442
Baumarder	7,2	13,1	-	-	3,1
Steinmarder	4,5	1,1	-	-	0,4
Iltis	0	0	-	-	0
Fuchs	1,4	0	-	-	4,0
Dachs	9,0	1,1	-	-	0,4
Marderhund	5,0	0	-	-	0
Waschbär	0	0	-	-	0

Tab. 10: Durchschnittliche Nachweishäufigkeit der Tierarten (Ereignisse pro 100 Fallentage) mit dem Versuchsaufbau „Fotofalle mit Lockstoff“.

	Forst Camin Ost	Forst Camin West	Bantiner Wald	Testorfer Wald	Tharandter Wald
Fotofallentage	171	108	116	-	220
Baumarder	4,1	19,4	12,1	-	5,9
Steinmarder	0	1,9	0	-	1,4
Iltis	0	0,9	0	-	0
Fuchs	7,6	9,3	17,2	-	3,2
Dachs	1,2	4,6	4,3	-	2,3
Marderhund	1,8	0,9	2,6	-	0
Waschbär	0	0	6,9	-	0

Tab. 11: Durchschnittliche Nachweishäufigkeit der Tierarten (Ereignisse pro 100 Fallentage) mit dem Versuchsaufbau „Fotofalle an Köderstelle (Kastenfalle)“.

	Forst Camin Ost	Forst Camin West	Bantiner Wald	Testorfer Wald	Tharandter Wald
Fotofallentage	2148	610	-	675	1157
Baumarder	189,2	261,6	-	27,7	67,4
Steinmarder	7,4	8,5	-	49,3	39,8
Iltis	6,9	0,8	-	18,5	0,4
Fuchs	14,3	1,6	-	0,4	4,1
Dachs	9,5	55,1	-	6,5	2,7
Marderhund	0,5	1,8	-	1,0	0
Waschbär	0,7	2,1	-	0,2	0

Tab. 12: Anzahl der Fotofallenkontakte von Baumardern mit und ohne Interaktionen (riechen, markieren, Versuch zu fressen usw.) an den Versuchsaufbauten „Köder im Teesieb“ und „Lockstoff“ in den Untersuchungsgebieten 3 und 4.

	Interaktion mit Köder in Teesieb		Interaktion mit Lockstoff	
	Ja	Nein	Ja	Nein
Forst Camin-Ost (UG3)	6	10	4	3
Forst Camin-West (UG3)	35	12	14	3
Bantiner Wald (UG3)	-	-	13	1
Tharandter Wald (UG4)	10	2	9	2

Die Lockstofftests bei gleichzeitiger Verwendung verschiedener Substanzen (Kap. 3.5.3.), erbrachten sowohl im Freiland, als auch im Forschungsgehege keine zufriedenstellenden Ergebnisse. Am ehesten reagierten die Tiere auf die Köder. Die reinen Duftstoffe blieben überwiegend unbeachtet. Neben einer möglicherweise ungeeigneten Lockstoffauswahl, war vermutlich auch die Versuchsanordnung nur beschränkt zielführend. Die bei diesen Versuchen im Freiland ermittelten, im Vergleich zum Versuchsaufbau „Fotofalle zufällig“ (Tab. 8) deutlich niedrigeren Ereigniszahlen pro 100 Fotofallentage (Tab. 13) deuten auf eine vergrämende Wirkung dieser Versuchsanordnung hin.

Ohne verwertbares Ergebnis bezüglich der Zielarten Baumarder und Iltis blieben auch die Lockstoffversuche in den Untersuchungsgebieten im Saarland und in Schleswig-Holstein. Neben regelmäßig an den Versuchsaufbauten nachgewiesenem Schalenwild gelang nur im UG6 einmalig ein Baumardernachweis.

Tab. 13: Fotofallenereignisse der Raubsäugerarten bei den Lockstofftestaufbauten im Forst Camin (UG3) an insgesamt 226 Fotofallentagen von August 2011 bis Januar 2012.

	Anzahl Ereignisse	Ereignisse pro 100 Fallentage
Baumarder	4	1,8
Steinmarder	0	0
unbest. Marder	1	0,4
Iltis	0	0
Fuchs	2	0,9
Dachs	4	1,8
Marderhund	2	0,9
Waschbär	0	0

Die Methode des Artnachweises mit Fotofallen unter Verwendung von Lockstoffen wurde für Baumarder auch in anderen Untersuchungen erprobt. MEIER & TESINI (2013) lockten im Schweizer Kanton Aargau die Baumarder mit einer nicht näher spezifizierten Fischsauce vor die Kamera und konnten so eine fast vollständige flächenhafte Besiedlung des Kantons nachweisen. Ebenfalls in der Schweiz erprobten BURKI et al. (2010) verschiedene Lockstoffe. Hier funktionierten „Hawbaker’s marten lure“ und Fischsauce am besten. „Hawbaker’s marten lure“ wurde auch von LANG & SIMON (2011, 2012) an Lockstäben im Nationalpark Kellerwald-Edersee verwendet. Sie konnten 1,1 bzw. 0,3 Baumardereignisse pro 100 Fotofallentage registrieren. Beim gleichzeitig durchgeführten Lockstofftest zeigte sich bei „Hawbaker’s marten lure“, Vanilleöl und Babypuder gegenüber Baldrian eine deutlich geringere Lockwirkung. Diese Wirkung von Baldrian konnte DIERGARTEN (in Vorb.) im Saarland nicht bestätigen. Bei ihren Tests wurde Damarol® und eine Mischung aus Anisöl und Ei an den Lockstäben von Mardern bevorzugt. Allerdings ergaben sich hier Schwierigkeiten bei der Artbestimmung (Baumarder, Steinmarder) der mittels Fotofallen fotografierten Marder. Eine starke Lockwirkung für Baumarder und Iltis beschreiben KRIEGS et al. (2012) für die auch im vorliegenden Projekt verwendete Mischung aus Anisöl, Honig, und Ei. Sie konnten mit dieser Methode die Baumardervorkommen im Münsterland bestätigen.

4.7.4 Fotofallen- und Videodaten aus anderen Monitoringprogrammen, dem Jagdbetrieb und Forschungsprojekten

Norman Stier, Maik Schumann, Marcus Borchert & Vendula Meißner-Hylanová

Im Rahmen eines Forschungsprojektes (2011-2013) wurden durch die AG Wildtierforschung der TU Dresden unterschiedliche Monitoringverfahren für Schalenwild im Nationalpark Jasmund evaluiert. Dazu wurden 18 Fotofallen Reconyx HC600 möglichst gleichmäßig übers Gebiet verteilt über 2 Jahre betrieben. Die Studie lieferte darüber hinaus auch Daten zum Vorkommen anderer Arten, darunter auch der Baumarder. In Tab. 14 sind die Baumardernachweise aufgeschlüsselt nach Jahren und Monaten für die einzelnen Standorte dargestellt. Insgesamt gab es 42 Fotofalldokumentationen des Baumarders. Die meisten Nachweise erfolgten wie vermutet (entsprechend der Hauptaktivitätsphase des Baumarders) in den Sommermonaten. In dem stark von Buchen dominierten Gebiet häuften sich die

Nachweise am Standort J11, der in einem der wenigen, vom Baumarder bevorzugten Nadelholzstangenhölzer liegt (STIER 1996, 2000).

Diese beispielhaft zusammengestellten Daten aus einem externen Forschungsprojekt basierend auf Fotofallen zeigen, dass auch in Forschungsvorhaben mit anderer Ausrichtung umfangreiche Daten zu Baumarder und Iltis anfallen können. Gleiches trifft auf den sehr umfangreichen Datenpool aus Fotofallen im praktischen Jagdbetrieb und Daten aus anderen Monitoringprogrammen z.B. dem Großraubtiermonitoring zu. Diese Daten gilt es in Zukunft zu sichern und für das Monitoring nutzbar zu machen, da sie als belastbare Nachweise besonders wertvoll sind. Auch wenn für diese Daten kein zusätzlicher Erhebungsaufwand anfällt, muss eine effiziente Infrastruktur für Transfer und Aufbereitung der Daten etabliert werden.

Für den gezielten Baumardernachweis belegen die Daten aber auch, dass entweder mit einer größeren Anzahl von Fotofallen oder mit einem längeren Untersuchungszeitraum gearbeitet werden muss. Außerdem sollten Standorte in präferierten Habitaten (STIER 1996) gewählt werden, um die Erfassungswahrscheinlichkeit zu erhöhen.

Tab. 14: Verteilung von Baumardernachweisen auf unterschiedliche Fotofallenstandorte und Monate im 2jährigen Untersuchungszeitraum im Nationalpark Jasmund.

Jahr	Mon	aktive Fotofallen	J1	J2	J3	J4	J5	J6	J7	J8	J9	J10	J11	J12	J13	J14	J15	J16	J17	J30	Gesamt
2011	5	15									2	1									3
2011	6	15										3									3
2011	7	15										2									2
2011	8	15										2									2
2011	9	14																			0
2011	10	14																			0
2011	11	14																			0
2011	12	14	1																		1
2012	1	14																			0
2012	2	14																			0
2012	3	14	1					1				3	1								6
2012	4	14	1					2				1	2								6
2012	5	14						1	2			2				2					7
2012	6	15	1						1			2				1					5
2012	7	15										1									1
2012	8	15				1		1													2
2012	9	13														1			1		2
2012	10	12																			0
2012	11	13																			0
2012	12	11																			0
2013	1	11																			0
2013	2	10																			0
2013	3	7																			0
2013	4	7																			0
2013	5	9																			0
2013	6	9				2															2
ges			4	0	0	3	0	5	3	0	2	4	16	0	0	0	4	0	0	1	42

4.8 Zusammenfassende Bewertung der Methoden für die Erhebung von Vorkommensdaten

Norman Stier & Marcus Borchert

Im Kapitel 4 wurden unterschiedliche Methoden zur Erhebung von Vorkommensdaten für Raubsäuger betrachtet. Die eigene Methodenerprobung und -entwicklung zielte auf die Arten Baumarder und Iltis ab. Die dabei gewonnenen Ergebnisse erlauben aber auch Aussagen zu anderen Raubsäugerarten. Ausgenommen sind hier Großraubtiere wie Wolf und Luchs sowie die kleinsten Arten Hermelin und Mauswiesel.

Ziel eines robusten Monitorings ist die Erfassung belastbarer, d.h. zuverlässiger und repräsentativer Daten. Im Großraubtiermonitoring (KACZENSKY et al. 2009) hat sich deshalb die Einteilung der Daten in drei Qualitätsstufen bewährt (SCALP):

- C1 - sichere Nachweise (z.B. Fotos von lebenden oder toten Tieren, Genetikdaten, Telemetriedaten)
- C2 - sichere Hinweise, (z.B. dokumentierte Spuren, Risse und Losungen)
- C3 - unsichere Hinweise (Alles was nicht nachprüfbar ist, weil die Dokumentation fehlt)

Ziel ist es, ein Monitoring weitestgehend auf C1-Nachweisen und C2-Hinweisen aufzubauen, weil nur diese Qualitätsstufen verifizierbar sind. Auch für die Wildkatze (JEROSCH & GÖTZ 2011) wurde mittlerweile eine entsprechende Einteilung eingeführt. So sollte auch das Baumarder- und Iltis-Monitoring zukünftig auf belastbaren Daten von C1- und C2-Daten basieren.

Fragebogenerhebungen wie z.B. das Wildtierkataster (WILD) des DJV liefern heute für die betrachteten Arten oftmals die einzigen aktuellen, deutschlandweiten Verbreitungskarten. Lücken in den Karten müssen, besonders bei kleinen, versteckt lebenden Arten, als Fehlen eines Nachweises und nicht als fehlendes Vorkommen gewertet werden. Je schlechter der allgemeine Wissensstand und das Interesse der Teilnehmer an den Arten ist, umso zweifelhafter sind auch die Ergebnisse entsprechender Umfragen. Sollten zukünftig bei Umfragen körperliche oder fotografische Nachweisbelege miterfasst werden, bekommt dieses Verfahren einen höheren Stellenwert.

Spurkartierungen sind für Arten mit unverwechselbaren Spuren wie Luchs, Fischotter, Dachs und Waschbär geeignet, sollten aber auch die Dokumentation der Spuren beinhalten. Bedingt durch das Fehlen von langfristig, guten Schneespurbedingungen ist in Deutschland keine großflächige Erhebung ausschließlich auf dieser Methode basierend möglich. Aber für o.g. Arten kann dieser Ansatz andere Verfahren der Datenerfassung sinnvoll ergänzen. Durch die Verwechslungsgefahr mit anderen Arten sind Spurkartierungen für Baumarder und Iltis eher weniger brauchbar.

Die **Totfunderfassung** kann, in Verbindung mit einer zuverlässigen Dokumentation des Nachweises, für die meisten Raubsäuger sehr wertvolle Verbreitungsdaten liefern und somit eine wesentliche Grundlage für weiterführende Erfassungen stellen. Es sollte, ähnlich wie bereits in Schleswig-Holstein und Sachsen praktiziert, versucht werden, bundesweit geeignete Wege zu einer digitalen Online-Dateneingabe zu schaffen.

Gleiches gilt für **Jagdstreckenauswertungen**. Da die Strecken ohnehin gemeldet werden müssen, sollten sie auch für ein Monitoring genutzt werden, obwohl sie nur C3-Hinweise liefern. Es bleibt zu hoffen, dass dem Freistaat Sachsen als Vorreiter bei der digitalen Online-Streckenmeldung weitere Bundesländer folgen, um unterschiedlichste Streckenauswertungen zeitnah und mit deutlich verringertem Aufwand durchführen zu können.

Die Dokumentation von **Beifängen beim jagdlichen Fallenfang** spielt nur eine untergeordnete Rolle, da die Fallenjagd in vielen Regionen fast völlig zum Erliegen kam. Wenn aber die wenigen Daten aus dieser Quelle gut mit Fotos dokumentiert werden, sind sie ebenfalls eine sehr wertvolle Ergänzung anderer Methoden. Vor allem in Bundesländern ohne Jagdzeit für die beiden Zielarten ist dieser Datenpool von Bedeutung. Aber auch hierbei muss ein geeigneter Weg des Datentransfers gefunden werden.

Bedingt durch den sehr hohen Aufwand und die Tierschutzproblematik muss die **Methode des gezielten Lebendfangs** als Artnachweis für Baumarder und Iltis, wie auch für andere Raubsäuger verworfen werden.

Tab. 15: Zusammenfassende Bewertung der Methoden für die Erhebung von Vorkommensdaten von Raubsäugern (außer Großraubtiere).

Verfahren	Vorteile	Nachteile	Empfehlung
Fragebogen- erhebung/ Abfragen	- großflächig anwendbar - einheitlicher Standard - dafür vertretbarer Aufwand	- oft keine belastbaren Daten - grobe Tendenzen - von Rücklauf abhängig	für robustes Monitoring nur sinnvoll, wenn dabei belastbare Daten erhoben werden, z.B. Nachweisbelege
Spur- kartierung	- bei Arten ohne Verwechslungsgefahr machbar - liefert mit Dokumentation belastbare Daten	- auf geeignetes Spursubstrat (z.B. Schnee) angewiesen - bei großflächigem Einsatz hoher Aufwand	bei intensiver Mitwirkung der Jäger für einige Arten gut geeignet, wenn mit Dokumentation, z.B. Luchs, Fischotter, Dachs, Waschbär
Totfund- erfassung	- liefert mit Dokumentation belastbare Daten - Verortung auf unterschiedlichen Wegen möglich - Kadaveranalyse mit Populationsparametererhebung sinnvoll	- fast immer nur auf Verkehrsofper basierend - teilw. zu geringe Stichprobe - für kleine Arten wie Hermelin & Mauswiesel ungeeignet	bei intensiver Mitwirkung der Jäger für einige Arten gut geeignet, wenn mit Dokumentation, z.B. Baummarder, Fischotter, Dachs, Marderhund, Waschbär
Jagd- strecken	- grundsätzlich flächendeckend erhobene Daten - wenn digital vorliegend, zeitnah und mit geringem Aufwand auswertbar	- für Arten ohne Bejagung ungeeignet - wenn analog vorliegend, nur mit großem Aufwand auswertbar - Bezug Jagdbezirk, keine genaue Verortung	wenn digital erhoben, dann für bejagte Arten sinnvoll, aber keine belastbaren Daten
Beifänge beim jagdl. Fallenfang	- leicht zu dokumentieren - auch für nicht bejagte Arten	- in vielen Regionen fast kein jagdlicher Fallenfang mehr	bei intensiver Mitwirkung der Jäger für einige Arten gut geeignet, wenn mit Dokumentation, z.B. Baummarder und Iltis (wenn ohne Jagdzeit), Wildkatze
gezielter Lebendfang	- keine	- hoher Aufwand - Tierschutz	als Artnachweis für Raubsäuger ungeeignet
Genetik über Haare	- sichere Artnachweise möglich	- hohe Analysekosten - bisher keine brauchbaren Haarfallen verfügbar	bedingt durch das Fehlen geeigneter Haarfallen für großflächige Erhebungen unbrauchbar, außer Bär
Genetik über Kot	- sichere Artnachweise möglich	- hohe Analysekosten - ohne genetische Analyse keine Unterscheidung von Steinmarder möglich	durch hohen Aufwand für großflächige Erhebungen unbrauchbar, außer für Großraubtiere
Fotofallen ohne Köder/ Lockstoff	- deckt sehr breites Artenspektrum ab - leicht und mit geringem Aufwand anzuwenden - bei Habitatspezialisten an Präferenzen auszurichten	- Anschaffungskosten der Fotofallen - Diebstahlrisiko	für regelmäßig, in bestimmten Habitaten flächig vorkommende Arten sehr gut geeignet, z.B. Baummarder, Fuchs, Dachs, Marderhund, Waschbär
Fotofallen mit Köder/ Lockstoff	- selektives Artenspektrum je nach Köder/Lockstoff - für Wildkatze bes. gut - leicht und mit geringem Aufwand anzuwenden	- Anschaffungskosten der Fotofallen - Diebstahlrisiko - regelmäßige Erneuerung des Köders/Lockstoffs	für regelmäßig vorkommende Arten, die sehr gut auf Köder/Lockstoff reagieren, geeignet, z.B. Wildkatze, Baummarder
Fotofallen- daten ext. Quellen	- geringer Aufwand für Erhebung, weil sie nebenbei anfallen - Fotofallen werden in großem Umfang eingesetzt	- von Fotofallenverwendung abhängig (gesetzl. Rahmen) - effiziente Wege der Datensammlung müssen gefunden werden	sehr wertvolle Quelle von Monitoringdaten, die zukünftig verstärkt genutzt werden sollte

Genetische Analysen an Haaren oder Kot sind sehr kostenintensiv und damit für großflächige Verbreitungserhebungen ungeeignet. Zudem gelang es bisher für die meisten Raubsäugerarten nicht, effiziente Haarfallen zu entwickeln. Mit anderen Verfahren z.B. dem Fotofalleneinsatz können deutlich kostengünstiger Daten zum Vorkommen erhoben werden.

Der **Fotofalleneinsatz mit oder ohne Verwendung von Lockstoffen oder Köder** ist für ein breites Artenspektrum eine effiziente Methode zur Dokumentation der Verbreitung. Für regelmäßig, in bestimmten Habitaten flächig vorkommende Arten ist sie sehr gut geeignet, z.B. für Baummarder, Fuchs, Dachs, Marderhund und Waschbär.

Der Sicherung von **Foto- und Videobelegen aus externen Quellen** wie dem praktischen Jagdbetrieb, anderen Monitoringprogrammen oder unterschiedlichsten Forschungsprojekten sollte zukünftig große Aufmerksamkeit geschenkt werden, da hier Daten in einem erheblichen Umfang „schlummern“, die es zu sichern gilt.

5 Evaluierung von Verfahren zur Bestimmung von Populationsdichten

In den folgenden Kapiteln werden mit Hilfe eigener Ergebnisse und vorliegender Literatur unterschiedliche Methoden zur Erhebung von Populationsdichten von Baummartnern evaluiert und bewertet.

5.1 Dichteermittlung mittels Snowtracking

Marcus Borchert, Norman Stier

Die Bestimmung von Populationsdichten beruht bei dieser Methode auf der visuellen Detektion von Tierspuren. In der Regel zwei bis drei Tage nach Neuschnee werden festgelegte Transekte abgelaufen und dabei alle kreuzenden Fährten der jeweiligen Zielart gezählt (JĘDRZEJEWSKA & JĘDRZEJEWSKI 1998). Über die Anzahl der Spuren pro Tag und Kilometer lässt sich die Populationsdichte berechnen. Entscheidend für die Exaktheit der Ergebnisse bei dieser Methode ist, ebenso wie bei der Anwendung der REM-Methode nach ROWCLIFFE et al. (2008) (vergl. Kap. 5.7), die erforderliche Kenntnis der genauen täglichen Laufstrecke der jeweiligen Arten (JĘDRZEJEWSKA & JĘDRZEJEWSKI 1998).

Eine systematische Anwendung dieser Methode ist nur in Gebieten mit jährlich gesicherten, geeigneten und länger anhaltenden Schneelagen möglich, da längerfristig geplant größere Gebiete untersucht werden müssen. Gerade im Tiefland ist dies oftmals nicht gegeben. Das Methoden- und Transektdesign muss die in den Wintermonaten gerade bei Temperaturen unter dem Gefrierpunkt reduzierte Aktivität von Baummartner und Iltis berücksichtigen. Zu große Abstände zwischen den Transekten können dazu führen, dass Spuren übersehen werden. Probeweise im UG3 mittels Snowtracking erfasste Laufstrecken des Iltis Z-IR02 lagen bei lediglich 483 m (28./29.01.2012) und 709 m (9./10.02.2012) pro 24 Stunden. Bei stärkeren Frostperioden verließen die kontrollierten Iltisse im UG3 ihre Verstecke nur sporadisch und dann auch nur kurzzeitig für wenige Meter. Eine weitere Schwierigkeit dieser Methode besteht in der Verwechslungsgefahr zwischen den Spuren von Baummartner und Steinmartner und zwischen Iltis und Mink, sofern sie nebeneinander im Kontrollgebiet vorkommen.

Bedingt durch fehlende Schneelagen, Verwechslungsgefahr der Spuren und die Unkenntnis saison-, temperatur- und schneeabhängiger Laufstrecken pro 24 Stunden in Deutschland, ist die Methode unter mitteleuropäischen Verhältnissen für großflächige Populationsdichtebestimmungen an Baummartner und Iltis ungeeignet.



Abb. 31: Iltisspur (Foto: © M. Borchert)

5.2 Dichteermittlung mittels Telemetrie

Norman Stier, Marcus Borchert, Daniel Hoffmann, Jan Pinnecke, Bonke Häger, Vendula Meißner-Hylanová, Fanny Betge & Martin Reuther

Die Ableitung von Populationsdichten aus gewonnenen Telemetriedaten ist nur bei territorialen Arten möglich. Aus diesem Grund kann diese Methode bei den meisten Raubsäugetieren angewandt werden. Wölfe verteidigen Rudelterritorien und Dachse die der Familienverbände. Bei Waschbären kommt es zu starken Überlappungen der Aktionsräume oder unter guten Lebensbedingungen zur Aufgabe des Territorialverhaltens, so dass die Methode nicht angewandt werden kann. Teilen sich mehrere gleichgeschlechtige Artgenossen ein Territorium, wie bei Füchsen (ZOLLER 2010) und Waschbären (HOMANN 1998, MICHLER 2003) nachgewiesen, oder kommt es teilweise zur starken Überlappung von Aktionsräumen benachbarter Individuen wie bei Wildkatzen (GÖTZ & ROTH 2007), so kann die Methode stark fehlerbehaftet sein.

Bei den Vertretern der Gattungen *Martes* und *Mustela* ist in der Regel ein Sozialsystem mit intrasexueller Territorialität (gleichgeschlechtige, adulte Artgenossen werden nicht geduldet) ausgeprägt (STIER 2012), so dass man mit hoher Genauigkeit über die Aktionsraumgröße Populationsdichten abschätzen kann. STIER (2012) belegte dies für Baumarder in Deutschland. Die Methode ist relativ aufwendig, lieferte jedoch bisher die einzigen realitätsnahen Populationsdichteangaben für Baumarder (SIMON & STIER 2005). Vor dem Hintergrund der hohen Genauigkeit und Sicherheit der erhobenen Daten, wurden die Telemetriedaten in diesem Vorhaben als Referenzwerte für den Vergleich mit anderen Verfahren verwendet.

Im UG3 wurden die Baumardervorkommen im „Forst Camin - West“, im „Forst Camin – Ost“ und im „Bantiner Wald“ über weite Teile des Projektzeitraumes vollständig telemetrisch überwacht, so dass immer Informationen darüber vorlagen, wo sich wie viele etablierte Baumarder bewegten.

In Abb. 32 und Abb. 33 sind die Telemetrie-Zeiträume der UG3 und UG4 sowie UG1 und UG6 dargestellt.

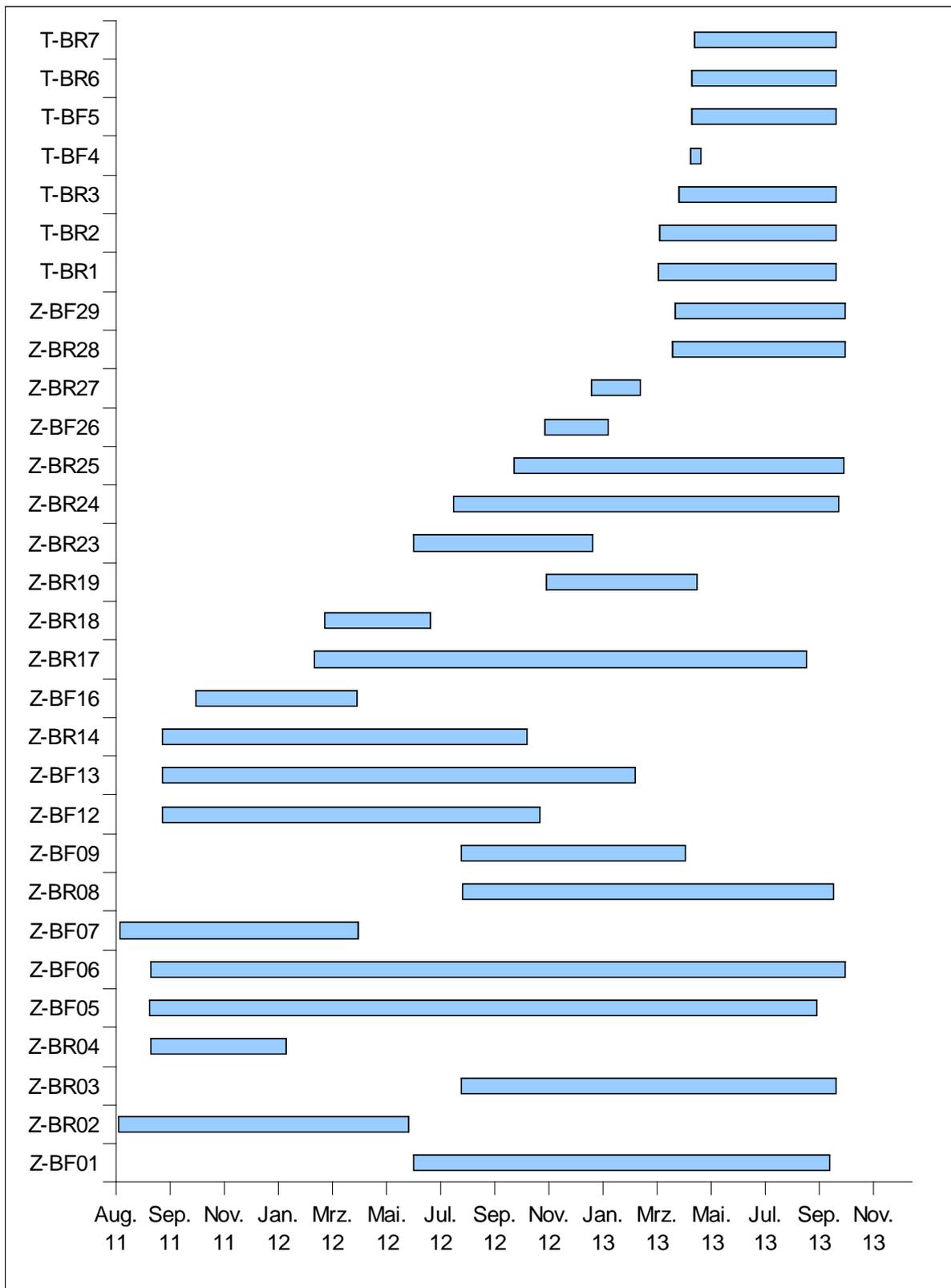
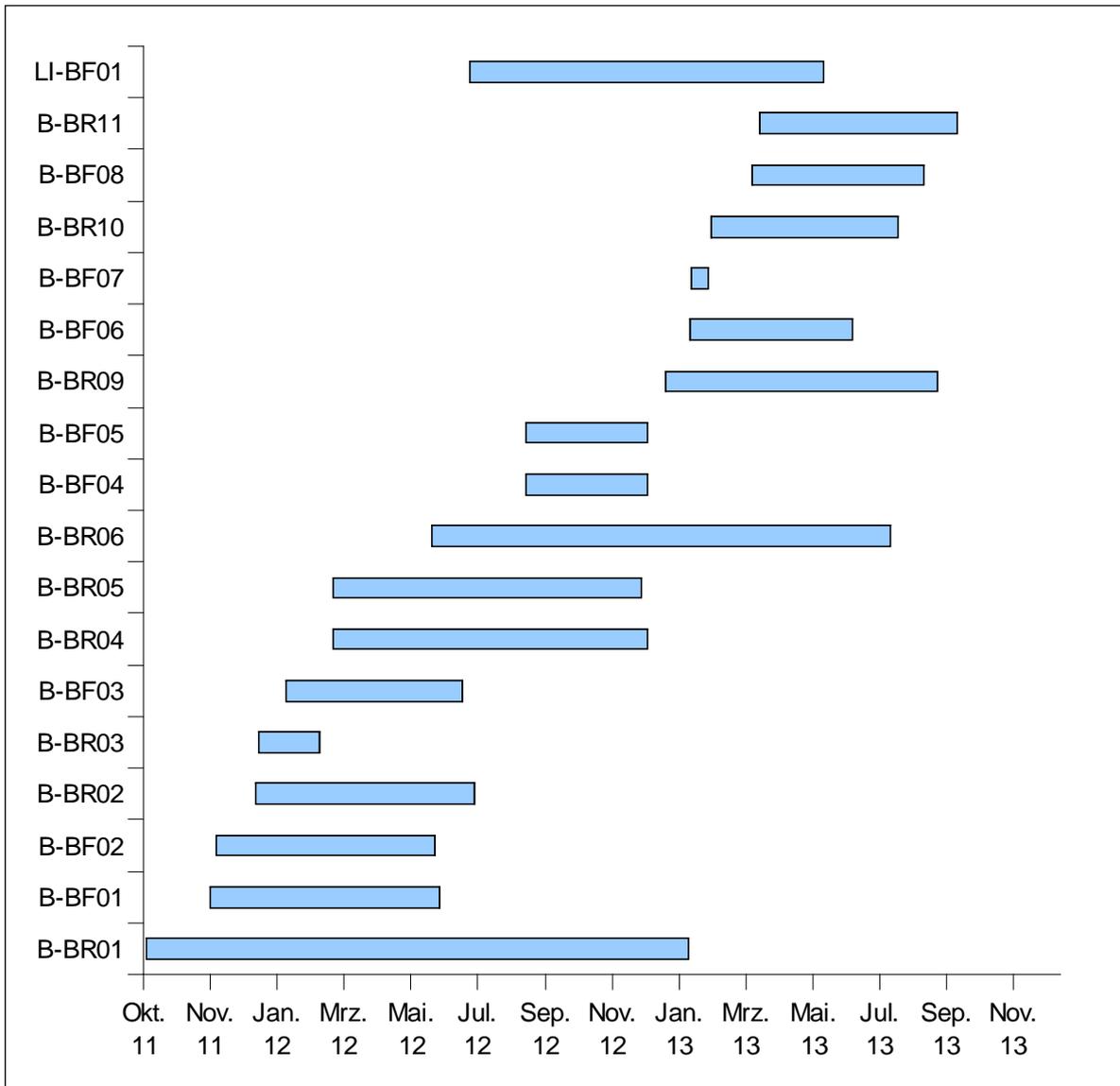


Abb. 32: Telemetriezeiträume der Baummarder im UG3 und UG4.



A

Abb. 33: Telemetriezeiträume der Baumarder im UG1 und UG6.

5.2.1 Besiedlungsmuster

Nach STIER (2012) sind die Aktionsraumberechnungsmethoden Minimum-Convex-Polygon 95 % (MCP95) und das 95 % Kernel (core weighting) am besten für die Berechnung und Darstellung von Baumarderaktionräumen geeignet. Da das MCP95 auch die innenliegenden Flächen mit einschließt, die mit verteidigt werden, auch wenn sie nur selten aufgesucht werden, spiegelt es das verteidigte Territorium am besten wider. Deshalb wurden bei diesem Vorhaben die Populationsdichten auch vom MCP95 abgeleitet.

Im Folgenden werden die Größen und die Verteilung der Aktionsräume der Baumarder und anschließend auch der wenigen telemetrierten Iltisse zusammengestellt.

Untersuchungsgebiet 1 – “Linden“

Baumarder

Im UG1 konnte im Juli 2012 eine Baumarderfähe (LI-BF01) gefangen und besendert werden. In der Zeit bis zum 02.06.2013 wurde sie 97mal geortet. Der MCP100-Aktionsraum, mit den darin eingeschlossenen Ausflügen der Fähe, von etwa 150 ha täuscht darüber hinweg, dass das Aktivitätszentrum wesentlich kleinräumiger war. Hauptsächlich wurde eine Gruppe aus kleineren Wäldern (ca. 60 ha) mit Flächengrößen zwischen 1 und 19 ha genutzt (Abb. 34). Die Tagesverstecke befanden sich überwiegend in einem Kernareal von nur 6 ha. Bei etwa jeder zweiten Kontrolle wurde die Baumarderfähe tagsüber in den beiden nahe liegenden Wäldchen (Hägergehölz) geortet.

Die unmittelbar angrenzenden Gebäude und Siedlungsstrukturen wurden dabei nicht nur toleriert, sondern sogar aktiv genutzt. Die Fähe wurde sehr häufig auf dem Dachboden eines einzelnen Gehöfts (Fam. Häger) angetroffen. Das ist unter den im Rahmen des Projektes überwachten Baumardern einzigartig. In früheren Untersuchungen konnte dieses Verhalten bei revierlosen Tieren beobachtet werden (STIER 2012).

Trotz intensivster Bemühungen gelang es nicht, einen weiteren Baumarder im UG1 zu fangen oder nachzuweisen.



Abb. 34: Aktionsraum der Baumarderfähe LI-BF01 im UG1.

Iltis

Im Untersuchungsgebiet „Linden“ wurden 3 Iltisse, zwei Fähen (LI-IF01, LI-IF02) und ein Rüde (LI-IR01), gefangen und besendert. Die Telemetrie der Iltisse gestaltete sich bedingt durch die geringe Senderreichweite sehr schwierig, so dass trotz intensiver Suche nur sehr wenige Aufenthaltsorte ermittelt werden konnten. Die meisten Nachweise gelangen im Winterhalbjahr durch direkten Fang. Aufgrund der geringen Datenmengen konnte keine Berechnung von Aktionsräumen erfolgen.

Untersuchungsgebiet 2 – “Negernbötel“

Im Untersuchungsgebiet 2 in der Gemarkung Negernbötel, Bad Segeberg, konnte lediglich eine Baumrarderrähe westlich der BAB A21 gefangen werden. Der aus 42 Ortungen errechnete MCP95-Aktionsraum ist 99 ha groß.

Trotz mehrmonatiger Beobachtung der Fähe erfolgte keine Überquerung der Autobahn, obwohl eine Wildbrücke vorhanden ist. Möglicherweise diente die Autobahn als Trennlinie zwischen zwei Fähenterritorien, was jedoch aufgrund ausgebliebener Fangerfolge östlich der Autobahn spekulativ bleiben muss.



Abb. 35: Aktionsraum der Baumrarderrähe N-BF01 im UG2.

Untersuchungsgebiet 3 – “Zarrentin“

Baumrarder

Im Bantiner Wald konnten im September 2011 eine Baumrarderrähe und ein Baumrarderrüde gefangen und besendert werden. Die Telemetriedaten dieser beiden Tiere ergaben ein ähnliches Raumnutzungsmuster wie von STIER (2012) bereits für andere Individuen im gleichen Waldgebiet beschrieben: die Nutzung des Waldes durch je eine etablierte Fähe und einen etablierten Rüden. Abweichend zu den Ergebnissen von STIER (2012) wurde der Aktionsraum der Fähe Z-BF12 nach Süden durch die den Wald durchschneidende, stillgelegte Bahnlinie begrenzt. Eine Nutzung des östlichen Waldteils unterblieb in der aktuellen Untersuchung, ebenfalls im Gegensatz zu STIER (2012) durch beide Geschlechter (Abb. 36A). Andere residente Baumrarder konnten zu Lebzeiten von Z-BF12 und Z-BR14 im Gebiet nicht nachgewiesen werden. Die ausbleibende Nutzung des Ostteils des Bantiner Waldes geht voraussichtlich auch weniger auf die Anwesenheit weiterer Baumrarder zurück, als auf die veränderte Vegetationsstruktur, die aktuell für die Baumrarder weniger attraktiv erscheint als noch vor einigen Jahren. Nach dem Tod von Z-BR14 und Z-BF12 kurz nacheinander im Oktober und November 2012 wurde ein Sohn (Z-BR19) der Z-BF12 besendert. Er schaffte es aber nicht sich zu etablieren, da er vom nachrückenden Rüden Z-BR28 verdrängt wurde. Die Besenderung von Z-BR28 gelang ebenso wie die Besenderung einer neuen etablierten Fähe (Z-BF29) im April 2013. Diese beiden neuen Baumrarder zeigten eine ähnliche Raumnutzung wie zuvor Z-BF12 und Z-BR14 (Abb. 36B). Der östliche Waldteil blieb auch hier weitestgehend ungenutzt. Etwas stärker wurden die Gehölzstreifen entlang des Bahndammes belaufen.

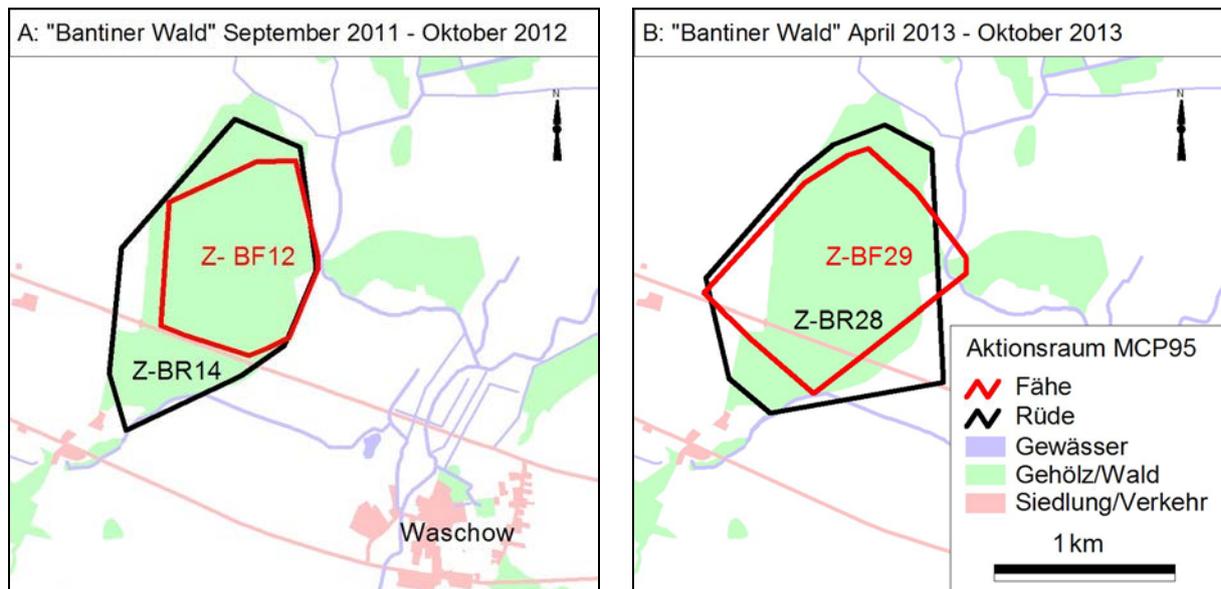


Abb. 36: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baumrarder im Bantiner Wald.

Im Testdorfer Wald wurde im September 2011 eine Baumrarderrähe (Z-BF13) besendert. Sie konnte bis zu ihrem Tod im Februar 2013 telemetrisch überwacht werden. Ein ebenfalls anwesender Baumrarderrüde wurde, bevor er gefangen und besendert werden konnte, im Dezember 2011 tot aufgefunden. Weitere residente Baumrarder konnten im Testdorfer Wald nicht gefangen werden. Die Größe und Lage des Aktionsraumes der Rähe Z-BF13 (Abb. 37) lassen darauf schließen, dass mindestens noch eine weitere revierverteidigende Rähe in diesem Wald lebte. Über Anzahl und Status möglicher weiterer Rüden im Testdorfer Wald lassen sich keine Aussagen treffen. In der Untersuchung von STIER (2012) werden für den Testdorfer Wald ein revierbesitzender Rüde und eine revierbesitzende Rähe angegeben.

Im Waldgebiet Kölziner Tannen wurde die Rähe Z-BF16 im Oktober 2011 und der Rüde Z-BR18 im März 2012 gefangen und besendert. Die Rähe wurde im April 2012, kurz nachdem sie geworfen hatte, tot aufgefunden. Aus der Wurfhöhle wurden drei tote Welpen (Geschlechterverhältnis 3,0) geborgen. Der Rüde Z-BR18 lag im Juli 2012 tot an der angrenzenden Autobahn. Die Aktionsräume der beiden Tiere bis zu ihrem Tod zeigt Abb. 37. Nach dem Tod der beiden etablierten Tiere wurde im November 2012 eine neue Rähe (Z-BF26) besendert. Diese Rähe wurde im Januar 2013 wieder entsendert, da sich der Fokus der Untersuchungen zunehmend auf die Waldgebiete Bantin und Camin konzentrierte. Ein Aktionsraum für die Rähe Z-BF26 wurde aufgrund der zu geringen Datenbasis nicht berechnet. Zeitgleich zur Rähe Z-BF26 gelang der Nachweis von 2 weiteren Baumrardern mittels Fotofallen in den Kölziner Tannen. Ihr Status blieb allerdings aufgrund fehlender Telemetriedaten unklar. Die Ergebnisse dieser Untersuchung stehen im Einklang mit der Studie von STIER (2012), in der in den Kölziner Tannen in den 1990er Jahren in einer ersten Phase ein etablierter Baumrarderrüde und zwei etablierte Baumrarderrähen und in einer zweiten Phase ein etablierter Rüde und eine etablierte Rähe festgestellt wurden.

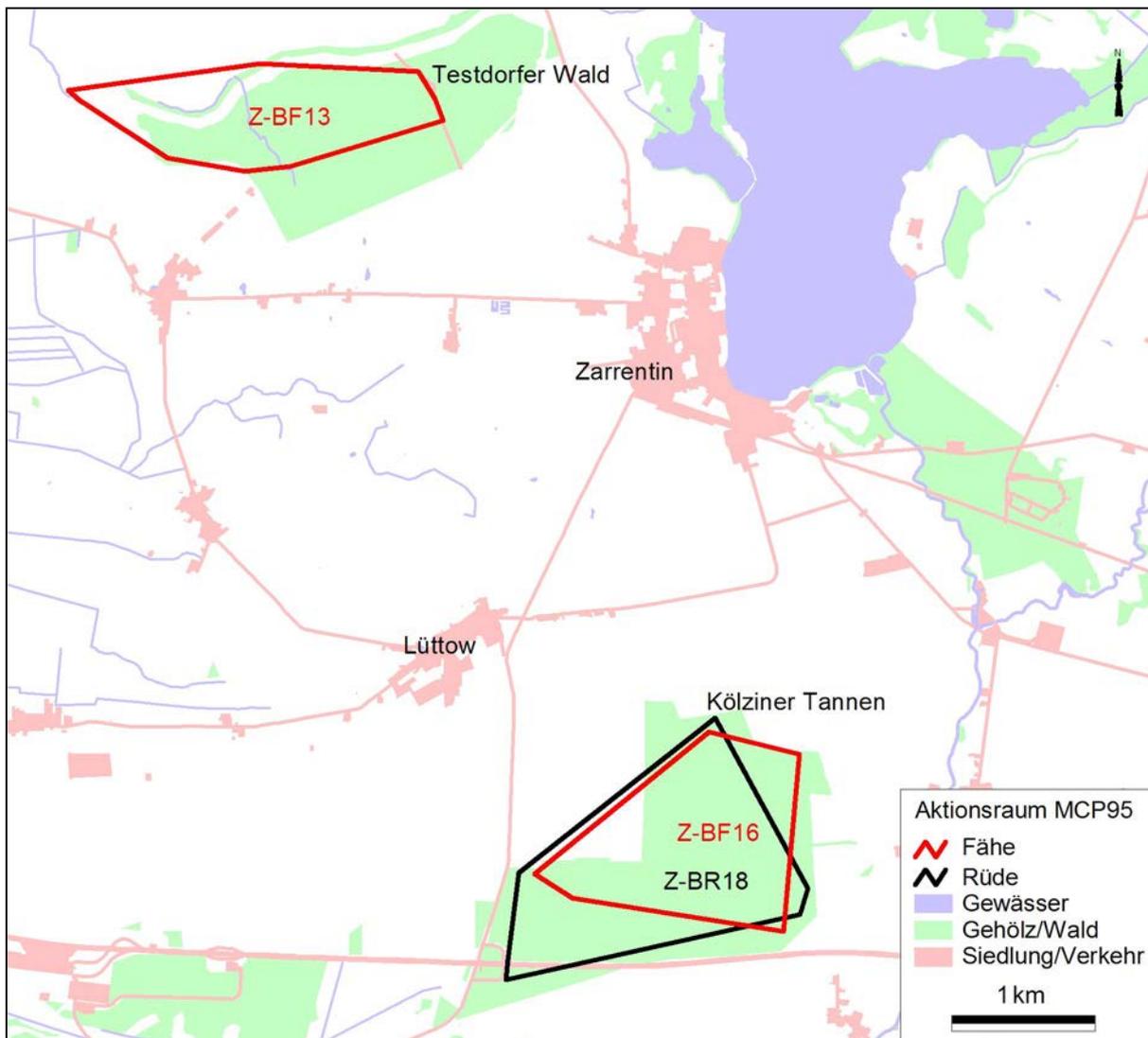


Abb. 37: Baumarderaktionsräume im Testorfer Wald und in den Kölziner Tannen.

Die strukturelle Entwicklung der Baumarderpopulation im Forst Camin stellte sich im Ost- und Westteil recht unterschiedlich dar, weshalb hier der kleinere westliche und der größere östliche Teil getrennt voneinander betrachtet werden sollen.

Zu Beginn des Projektzeitraumes konnten im Forst Camin-Ost zwei revierbesitzende Fähen besendert werden. Der Aktionsraum von Z-BF05 lag im nördlichen Bereich und der von Z-BF07 im Süden (Abb. 38A). Die Fähe Z-BF07 starb im April 2012. Die zwei Töchter der Fähe Z-BF05 aus dem Jahr 2011 (Z-BF01 und Z-BF09) hielten sich zu diesem Zeitpunkt immer noch im Gebiet auf und konnten sich, wie nach der Besenderung im Juni und im August 2012 ersichtlich, im östlichen und zentralen Teil des ehemaligen Z-BF07-Aktionsraumes etablieren. Die Fähe Z-BF05 dehnte ihren Aktionsraum nach Süden aus, verlor aber Anteile im Nordosten an ihre Tochter Z-BF01 (Abb. 38B). Nach dem Tod der Fähe Z-BF09 im April 2013 konnte bis zum Projektende keine neue Fähe im Forst Camin-Ost nachgewiesen werden.

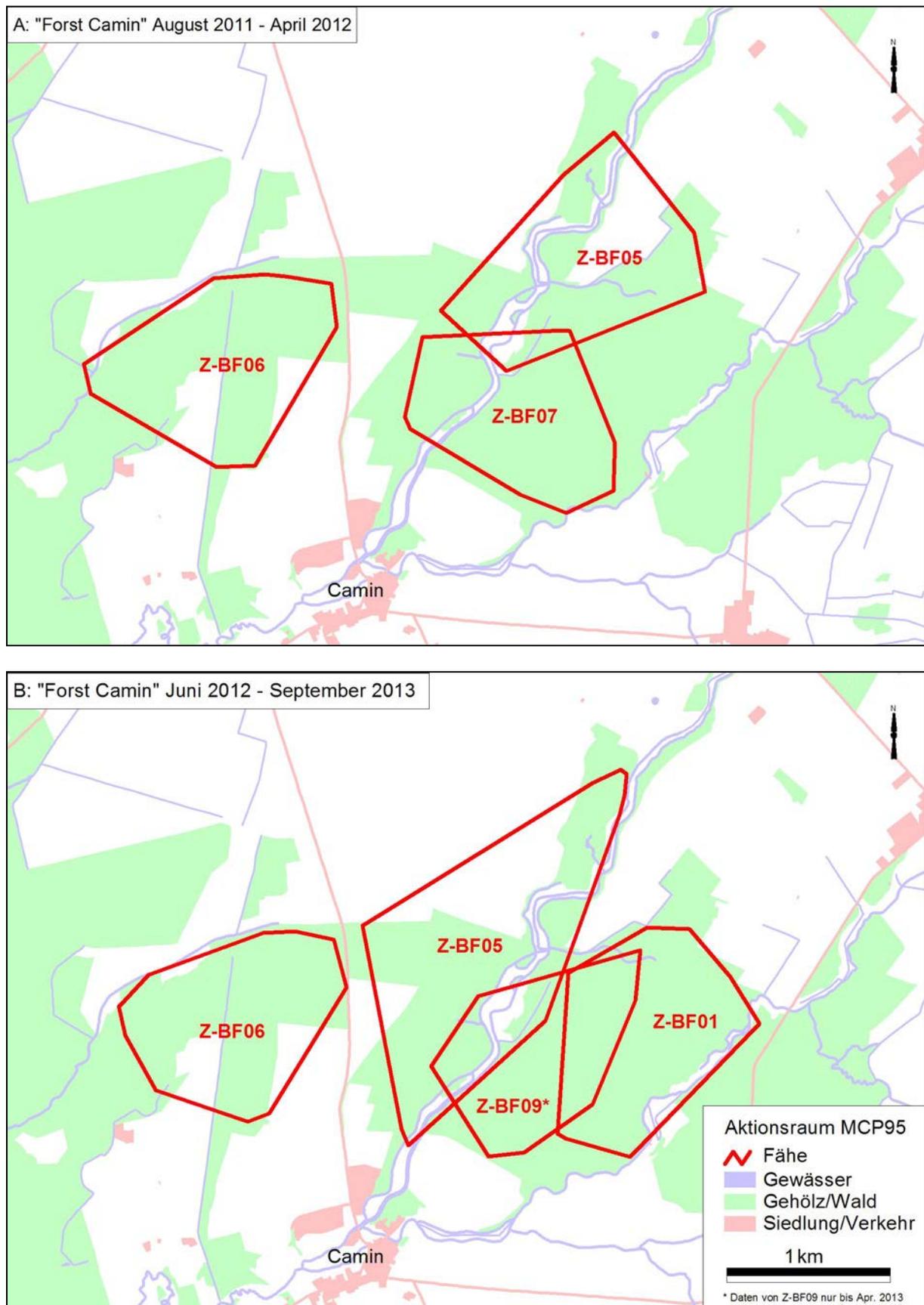


Abb. 38: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baumratterfähen im Forst Camin.

Im Forst Camin-West siedelte während des gesamten Untersuchungszeitraumes die Baumratterfähe Z-BF06, deren Aktionsraum im Wesentlichen stabil blieb (vergl. Abb. 38). Bei den Rüden dagegen gab es eine Veränderung, ausgelöst durch den Tod des Rüden Z-BR04 im Februar 2012. Im Mai 2012 konnten per Fotofalle zwei neue Rüden nachgewiesen werden. Nach Fang und Besenderung beider Rüden (Z-BR24 und Z-BR25) zeigte sich, dass sich ihre Aktionsräume fast gänzlich überlagerten und eine ähnliche Dimension wie zuvor der

Aktionsraum des Rüden Z-BR04 aufwiesen (Abb. 39). Ein mögliches Verwandtschaftsverhältnis von Z-BR24 und Z-BR25 konnte nicht geklärt werden.

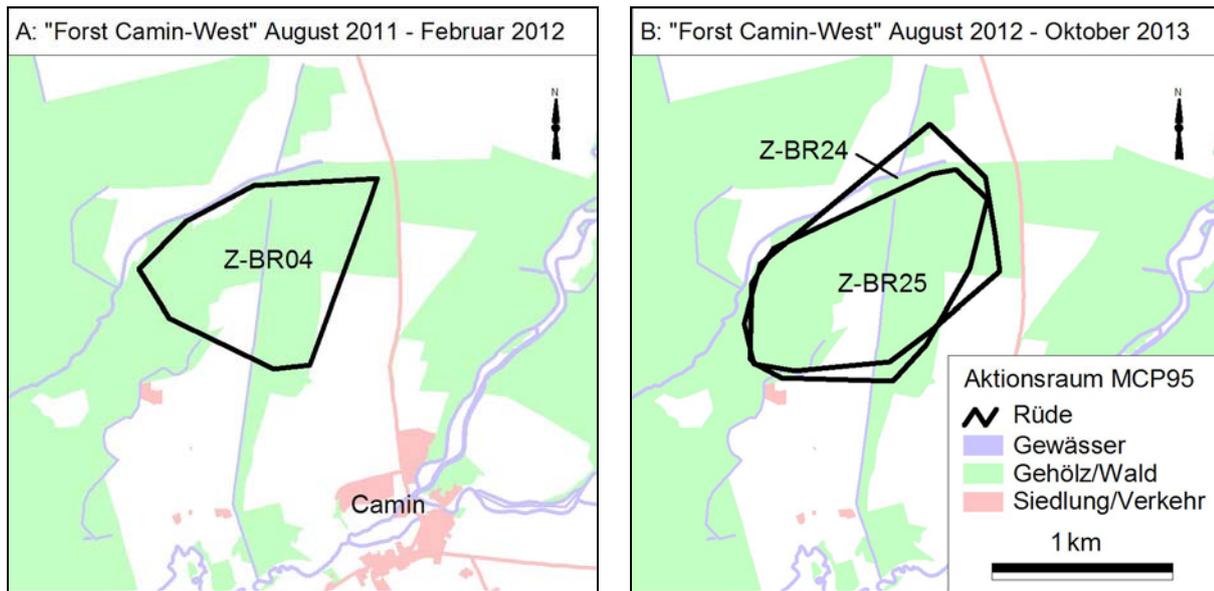


Abb. 39: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baumarderrüden im Forst Camin-West.

Im östlichen Teil des Caminer Forstes konnte im ersten Projekthalbjahr nur ein Baumarderrüde (Z-BR02) telemetriert werden. Ein weiterer adulter Rüde wurde zwar von Beginn an durch Fotofallen im Gebiet nachgewiesen, der Fang dieses Rüden (Z-BR17) gelang aber erst im März 2012. Bis zu diesem Zeitpunkt können dementsprechend über den Aktionsraum von Z-BR17 nur Vermutungen angestellt werden (Abb. 40A). Regelmäßige Fotofallennachweise von zwei jungen, im Jahr 2011 von der Fähe Z-BF05 geborenen, Rüden (Z-BR03 und Z-BR08) belegen deren Anwesenheit im Gebiet bis in den Sommer 2012. Aussagen zu deren Aktionsräumen in dieser Zeit lassen sich nicht treffen. Vater dieser beiden Jungrüden ist vermutlich Z-BR17.

Ab Mai 2012 kam es zu deutlichen Veränderungen der Revierstrukturen der Rüden im Forst Camin-Ost. Im Nordosten konnte sich ein neuer Rüde (Z-BR23) etablieren, dessen Aktionsraum sich deutlich über die Grenzen des Untersuchungsgebietes ausdehnte und der vermutlich auch schon vorher im Waldteil östlich von Camin-Ost lebte. Der Rüde Z-BR17 verlagerte seinen Aktionsraum nach Osten und Süden. Der Rüde Z-BR02 wurde schließlich aus seinem Revier verdrängt. Er wurde im Juni 2012 außerhalb seines bisherigen Aktionsraumes überfahren an einer Strasse gefunden. Im August 2012 wurden dann die immer noch anwesenden Z-BR03 und Z-BR08 besendert. Ihre Aktionsräume wiesen jeweils eine fast vollständige Überlappung mit dem Aktionsraum des Rüden Z-BR17 auf, waren gegeneinander jedoch deutlich abgegrenzt (Abb. 40B).

Eine weitere Veränderung der Aktionsräume erfolgte nach dem Tod von Z-BR23 (Abb. 40C). Er wurde im Januar 2013 an einer, seinen Aktionsraum durchschneidenden Strasse überfahren. In der Folge übernahm Z-BR08 große Teile dieses nun freien Revieres. Auch Z-BR17 dehnte seinen Aktionsraum nun wieder nach Osten aus. Z-BR03 vergrößerte seinen Aktionsraum im Westen, der aber weiterhin fast vollständig im Aktionsraum von Z-BR17 lag.

Im Gegensatz zu früheren Erhebungen in diesem Gebiet (STIER 2012) war eine relativ hohe natürliche Sterblichkeit der Baumarder zu verzeichnen. Insgesamt acht besenderte Tiere (Testorfer Wald: 1 Rüde, Bantiner Wald: 3 Rüden & 1 Fähe, Kölziner Tannen: 1 Fähe, Forst Camin 1 Fähe) starben an einer natürlichen Todesursache, die trotz intensiver Pathologie im IZW Berlin nicht ermittelt werden konnte. Staupe, Canines Parvovirus und die Aleutenkrankheit konnten ausgeschlossen werden. Bei mehreren erkrankten Individuen konnte wenige Wochen vor dem Tod apathisches Verhalten, Abmagerung und zerzaustes Fell beobachtet werden.

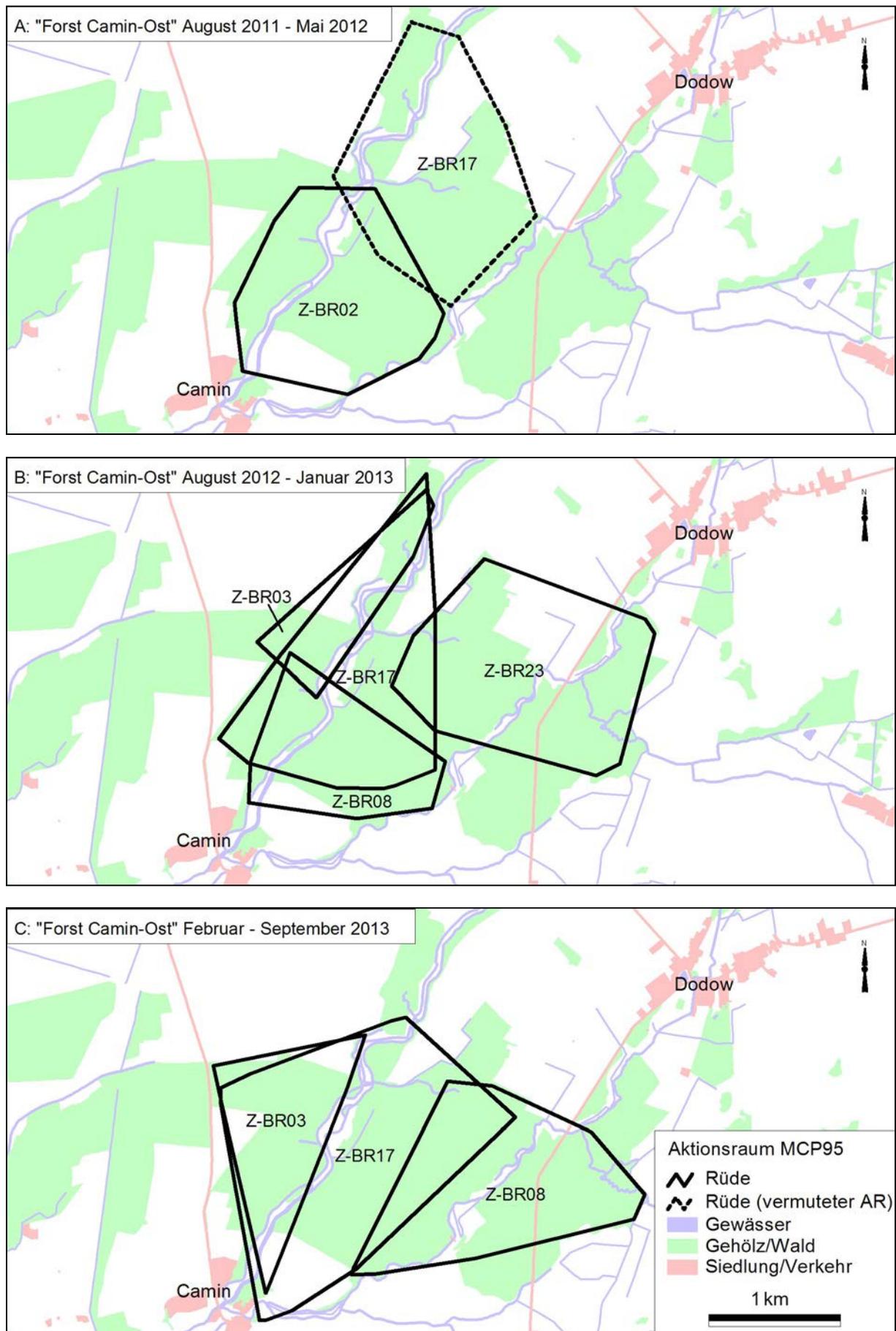


Abb. 40: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baumarderrüden im Forst Camin-Ost.

Iltis

Im UG3 wurden im Bantiner Wald, Forst Camin und im Testorfer Wald insgesamt 8 Iltisse gefangen (Anhang 2). Sieben Iltisse wurden besendert, darunter nur eine Fähe (Z-IF01). Diese wurde nach etwa 2 Wochen tot in einem Erdbau gefunden. Die Sektion durch Frau Dr. Wibbelt und Frau Dr. Szentiks am IZW Berlin ergab, dass das Tier an einer Bissverletzung verursacht durch einen kleinen Raubsäuger (Iltis, Mink oder Marder?) starb.

Nach kurzer Telemetriephase des Iltisrüden Z-IR02 mussten wir leider feststellen, dass dessen Sender ausgefallen war. Im Januar gelangen dann der Wiederfang dieses Rüden und der erfolgreiche Austausch des Senders.

Die ermittelten Aktionsräume (MCP95) der Iltisse sind in Abb. 41 dargestellt.

Von den Iltisrüden Z-IR05 und Z-IR08, beide gefangen im Bantiner Wald, liegen keine Telemetriedaten vor. Der Rüde Z-IR05 wurde nach der Besenderung zwar mehrmals durch Fotofallen im Gebiet nachgewiesen. Es gelang allerdings nicht, ihn per Peilung zu lokalisieren. Bei einem nochmaligen Fang dieses Iltisrüden wurde auch bei diesem ein Ausfall des Senders festgestellt. Leider war kein Ersatzsender zum Austausch verfügbar. Zum Verbleib des Rüden Z-IR08, bzw. zur Funktionsfähigkeit des Senders lassen sich keine Aussagen machen.

Besonders bei mit sehr kaltem Wetter einhergehender Inaktivität und Tagesverstecken tief unter der Erde waren die Tiere aufgrund der geringen Reichweite der Implantatsender kaum zu finden. Ähnliche Erfahrungen bei der Minktelemetrie mittels Implantaten schilderten auch ZSCHILLE et al. (2008, 2012).

Im Testorfer Wald konnte ein Iltisrüde gefangen werden. Dieser wurde nicht besendert, sondern lediglich mit Ohrmarken und einem Transponderchip markiert, da nur eine begrenzte Anzahl an Iltissendern zur Verfügung stand. In den Kölziner Tannen konnten, wie bei diesem Standort - typischer Kiefernwald auf trockenem Sanderstandort - bereits vermutet, bisher keine Iltisse nachgewiesen werden.

Ab etwa Mitte April 2012 konnte keiner der besenderten Iltisse mehr mittels Telemetrie nachgewiesen werden. Das mag zum einen an weiteren Senderausfällen, zum anderen aber auch an einer veränderten Lebensweise und Lebensraumnutzung (z.B. Verschiebung der Aktionsräume) während der Sommermonate gelegen haben. Auch Todesfälle sind nicht auszuschließen.

Als Beispiel für eine Änderung der Lebensraumnutzung im Jahreslauf kann der Iltisrüde Z-IR03 angeführt werden. Er konnte während des Sommerhalbjahres 2012 lediglich einmal Mitte Juni per Fotofalle in seinem im Winter ermittelten Aktionsraum nachgewiesen werden. Regelmäßige Nachweise dieses Iltisses gelangen dann erst wieder ab der dritten Oktoberdekade 2012 bis Ende April 2013. Nach einem einzelnen Fotofallennachweis Ende Mai 2013 blieb Z-IR03 das gesamte Sommerhalbjahr 2013 unauffindbar. Ab November 2013 konnte er dann wieder in seinem in den Vorwintern bestätigten Aktionsraum nachgewiesen werden.

Für den Iltis besteht dringender Forschungsbedarf zu seinem Raum-Zeit-System. Denn erst wenn das grundsätzliche Muster seiner räumlichen Organisation bekannt ist, lassen sich verlässliche Monitoringmethoden entwickeln. Auch im gesamten Vorkommensgebiet der Art gibt es bis jetzt nur wenige und kurzfristige Telemetrieveorhaben (BAGHLI & VERHAGEN 2004, FOURNIER et al. 2008, HARRINGTON et al. 2008, BRZEZINSKI et al. 2010) an jeweils einer geringen Stichprobe.

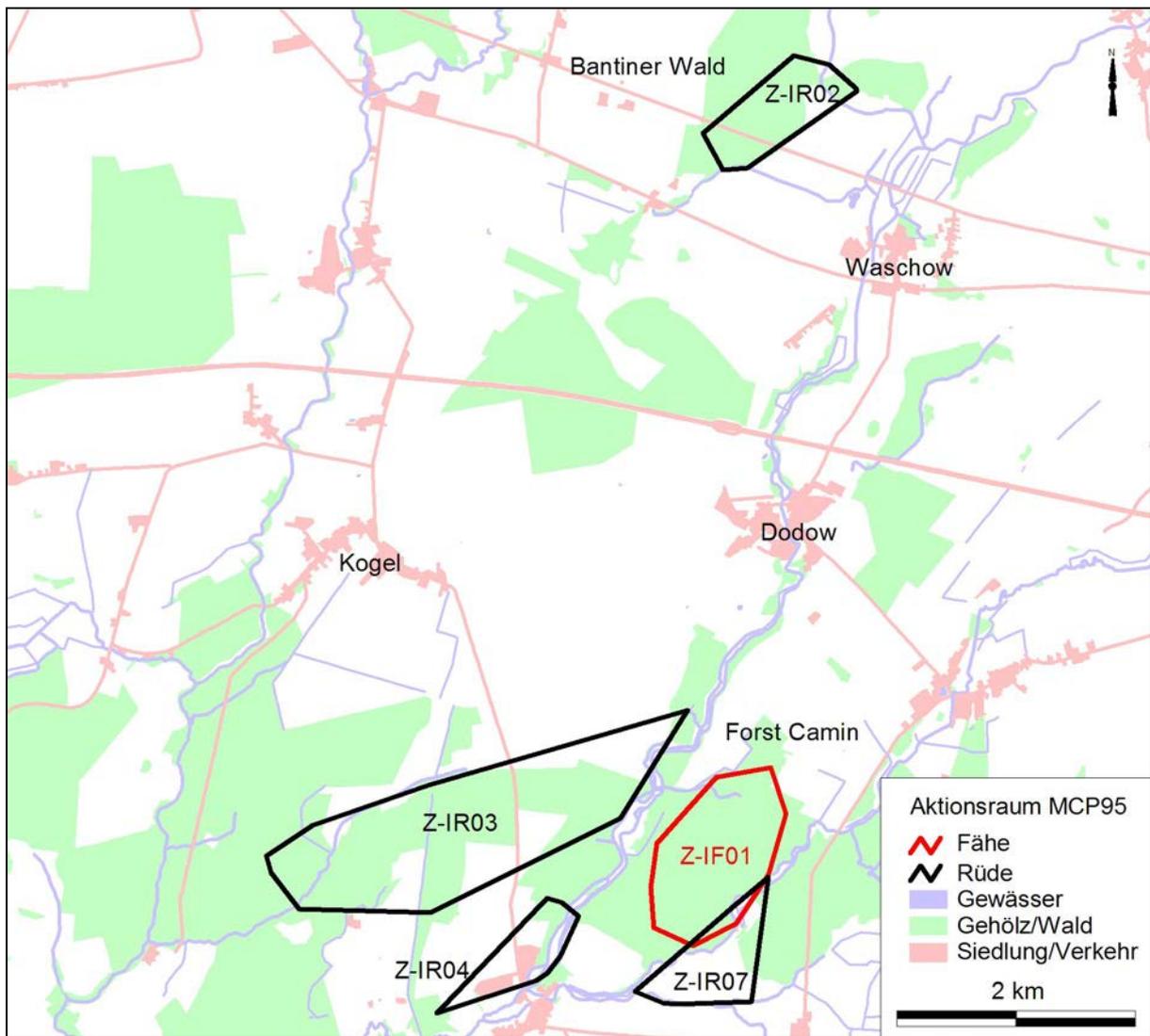


Abb. 41: Iltis-Aktionsräume im Bantiner Wald und im Forst Camin im UG3.

Tab. 16: Aktionsraumgrößen der Iltisse im UG3 Zarrentin.

Tier	Geschlecht	Telemetrie-Zeitraum	Ortungen (n)	Aktionsraum MCP95 (ha)
IF01	weiblich	17.11.2011 - 02.12.2011	41	107
IR02	männlich	04.11.2011 - 06.04.2012	126	60
IR03	männlich	23.01.2012 - 03.04.2012	72	272
IR04	männlich	23.01.2012 - 30.03.2012	38	40
IR07	männlich	29.03.2012 - 18.04.2012	13	56

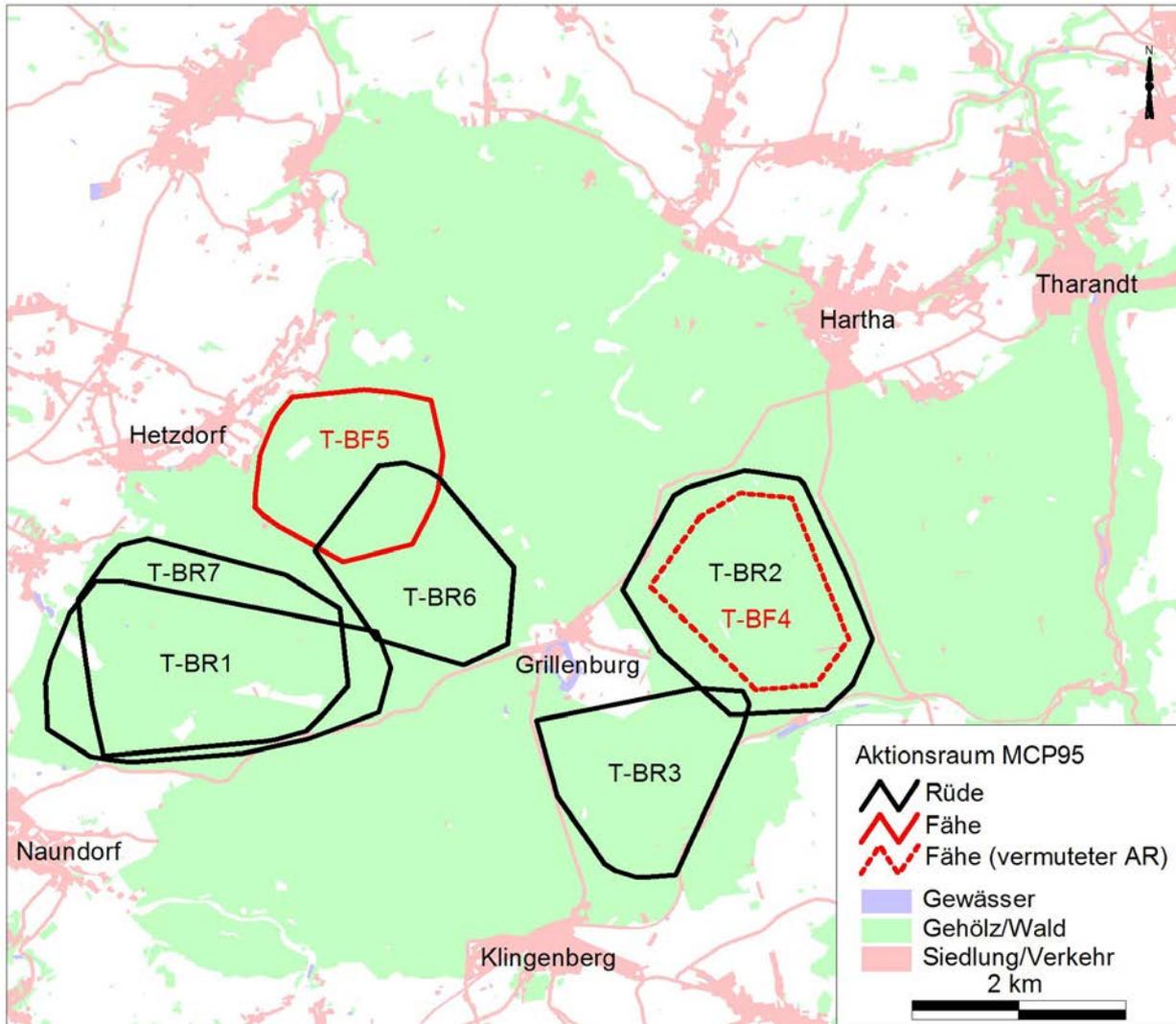
Untersuchungsgebiet 4 - Tharandt

Abb. 42: Aktionsräume der telemetrierten Baumrarder im UG4 im Jahr 2013.

Im UG4 dem „Tharandter Wald (Abb. 42) wurden als zusätzliches Vergleichsgebiet für fichtendominierte Mittelgebirgswälder mit geringeren Baumrarderdichten nur im Jahr 2013 sieben Baumrarder besendert und als Referenz für die Evaluierung unterschiedlicher Fotofallenanwendungen verwendet.

Es zeigte sich hier, dass die Lage von Straßen die Wahl von Aktionsraumgrenzen deutlich beeinflusst. Die beiden Rüden T-BR2 und T-BR3 deckten mit ihren Territorien den Waldteil innerhalb der Straße Klingenberg-Grillenburg-Hartha-Dorfhain ab. Auch für die drei Rüden im Westteil war die Straße Naundorf-Grillenburg begrenzend.

Der Sender der Fähe T-BF4 fiel leider wenige Tage nach der Besenderung aus. Im Revier vom Rüden T-BR3 konnte über Fotofallen eine Baumrarderfähe nachgewiesen werden, die sich leider nicht fangen lies.

Untersuchungsgebiet 5 - Lautzkirchen

Im Projektzeitraum wurden im Untersuchungsgebiet 5 Baumrarder telemetriert (CARIUS, pers. Mittlg.), die teilweise schon durch Arbeiten an einem früheren, im Jahr 2010 abgeschlossenen, Projekt im gleichen Untersuchungsgebiet besendert waren (DIERGARTEN, in Vorb.). Die Telemetrie-Daten aus dem aktuellen Projektzeitraum standen für eine Auswertung nicht zur Verfügung. Die von den gefangenen Tieren genommenen Haarproben wurden jedoch zur Analyse an die AG Populationsgenetik der CAU Kiel übergeben (vergl. Kap. 3.4 und Kap. 5.3).

Untersuchungsgebiet 6 - Büschfeld

Im Untersuchungsgebiet Büschfeld wurden insgesamt 19 Baumarder gefangen. Darunter waren 11 Rüden und 8 Fähen, wobei insgesamt 3 Tiere (B-BR07, B-BF04, B-BF05) zum Zeitpunkt des Erstfanges als subadult eingestuft wurden. Die ersten Fänge konnten im September 2011 realisiert werden.

Die Fähe B-BF01 wurde Ende November im Jahr 2011 im Nunkircher Feld in einer Beköderungsfalle (Kastenfalle klein, hochgestellt) gefangen, ihr Körpergewicht betrug 1,1 kg. Die Fähe machte einen vitalen Eindruck und befand sich in einer guten körperlichen Verfassung.

Die Fähe hielt sich über den gesamten Erfassungszeitraum im Gebiet „Nunkircher Wald“ auf. Lediglich ein Mal wurde sie im Bereich „hinter der Sandgrube“ telemetriert.

Ihre Schlaf- und Ruhequartiere befanden sich in einem Waldstreifen östlich der Ortschaft Nunkirchen, der überwiegend aus alten Eichen und Buchen besteht. Während der Beobachtungsphase konnte B-BF01 nicht wieder gefangen werden. Die Beköderungsfalle „Nunkircher Feld“ wurde zwar mehrfach angenommen (Falle war dann „nicht fängisch“ gestellt), es bleibt jedoch offen, ob es sich dabei um die besenderte Fähe gehandelt hat.

Das mittels der MCP100-Methode errechnete Streifgebiet von B-BF01 ist mit nur 29 ha (MCP95 = 9 ha) als sehr kleinräumig zu bezeichnen.

Auffällig war der geringe räumliche Abstand, den die Fähe zu Siedlungsbereichen (Ortschaft Nunkirchen) einhielt. Zu erklären ist dieser Umstand möglicherweise dadurch, dass in den an das Revier angrenzenden Gärten zahlreiche Vogelfütterungen zu finden sind, die auch von potenziellen Beutetieren wie Eichhörnchen, Eichelhäher und anderen Singvögeln angenommen werden und somit ein bevorzugtes Jagdgebiet für die Fähe darstellen könnten.

Die Fähe B-BF02 wurde Anfang Dezember (2011) in einer großen Kastenfalle (Beköderungsfalle) in der Nähe des Bardenbacher Entenweiher gefangen. Sie wurde bis in den Juni des folgenden Jahres telemetriert und hielt sich stets in einem festen Bereich im Buttnicher Wald auf, dessen Flächengröße etwa 130 ha beträgt. Der MCP95-Aktionsraum betrug 88 ha.

Im Gegensatz zu der Fähe B-BF01 verhielt sich B-BF02 sehr heimlich und wurde nur innerhalb der großräumigen Waldstrukturen des Untersuchungsgebietes geortet. Sie bewegte sich regelmäßig in allen Teilen ihres Revieres und duldete dort keine gleichgeschlechtlichen Individuen. In der Zeit von Mitte Dezember 2011 bis Mitte Januar 2012 wurde sie regelmäßig in der Nähe des Rüden B-BR01 nachgewiesen. Mitte Juni wurde der Sender der Fähe in einem Astloch innerhalb eines Laub-Mischwald-Bestandes gefunden. Unklar ist, ob die Fähe zu Tode gekommen ist oder den Sender verloren hat.

Die Baumarderrähe B-BF03 wurde Anfang Februar 2012 in einer kleinen Kastenfalle am „Wildacker“ in Buttnich (Beköderungsfalle, hochgestellt) gefangen. Die Reviere der Fähen B-BF02 und B-BF03 grenzten unmittelbar aneinander. Das Einstandsgebiet von B-BF03 befand sich nördlich des Quellabflusses der „Säugrub“, südlich davon hielt sich die Fähe B-BF02 auf. Im Dez 2011 und Januar 2012 wurde B-BF02 nördlich des Bachlaufes „Säugrub“ telemetriert, B-BF03 rückte daraufhin auf, verdrängte die Fähe B-BF02 aus ihrem Revier und beanspruchte das Gebiet ab etwa Februar wieder für sich. Die Reviere grenzten sich deutlich voneinander ab. Es gab zu keinem Zeitpunkt der Untersuchung Überlappungen.

Im September 2012 wurde die Fähe B-BF04, ein Jungtier aus demselben Jahr, in einer Kastenfalle im Nunkircher Feld gefangen und bis Ende des Jahres telemetriert. Die Fähe konnte im Verlauf der Untersuchung einmal wiedergefangen werden. Sie bewegte sich über den gesamten Erfassungszeitraum hinweg typisch für revierlose Baumarder sehr unstedet. Es konnte kein Aufenthaltsschwerpunkt erkannt werden.

Die Fähe B-BF05 wurde in der ersten September-Dekade in einer Kofferfalle gefangen. Sie machte einen vitalen Eindruck. Ein Wiederfang erfolgte nicht. Die Fähe legte über den Zeitraum ihrer Erfassung (bis Dezember 2012) weite Strecken zurück. Ähnlich wie bei der Fähe B-BF04 konnte auch bei diesem subadulten Tier noch kein stetes Revier ausgemacht werden.

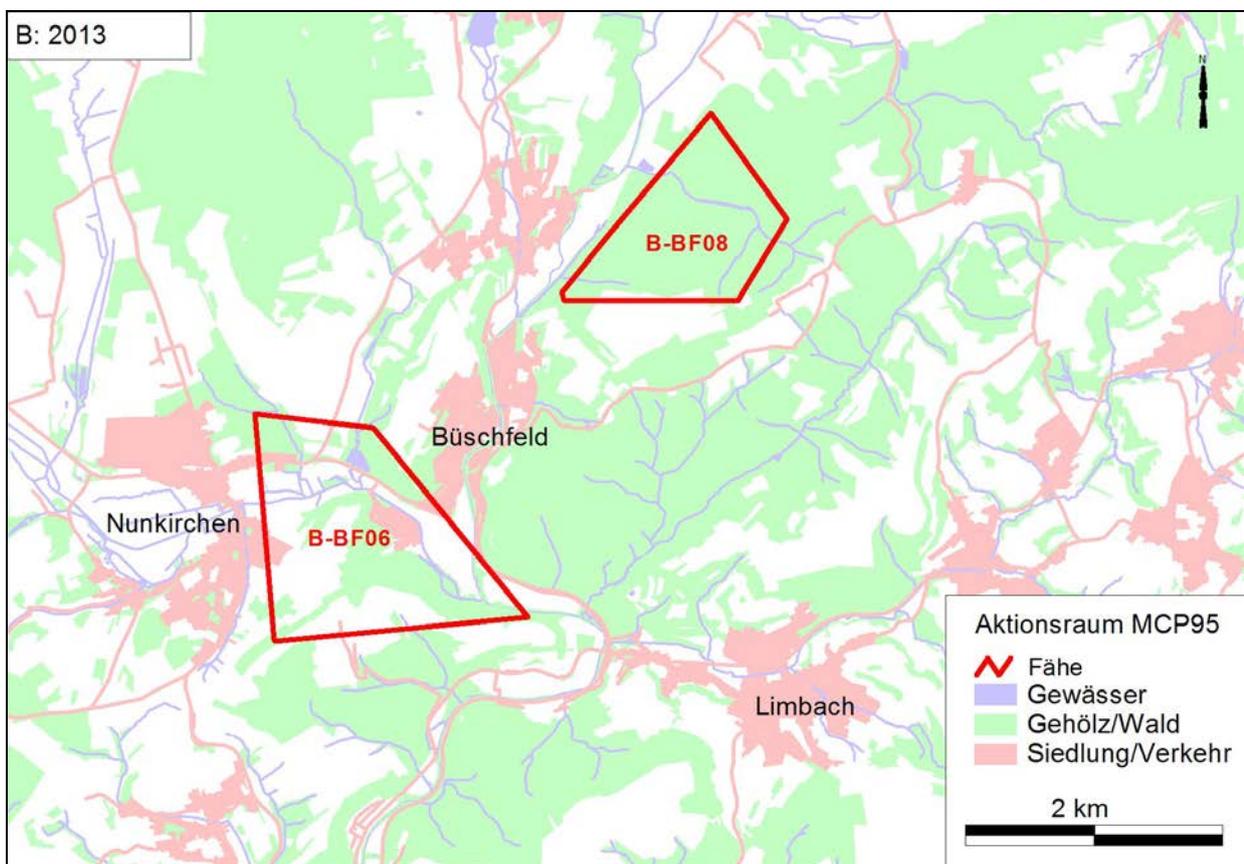
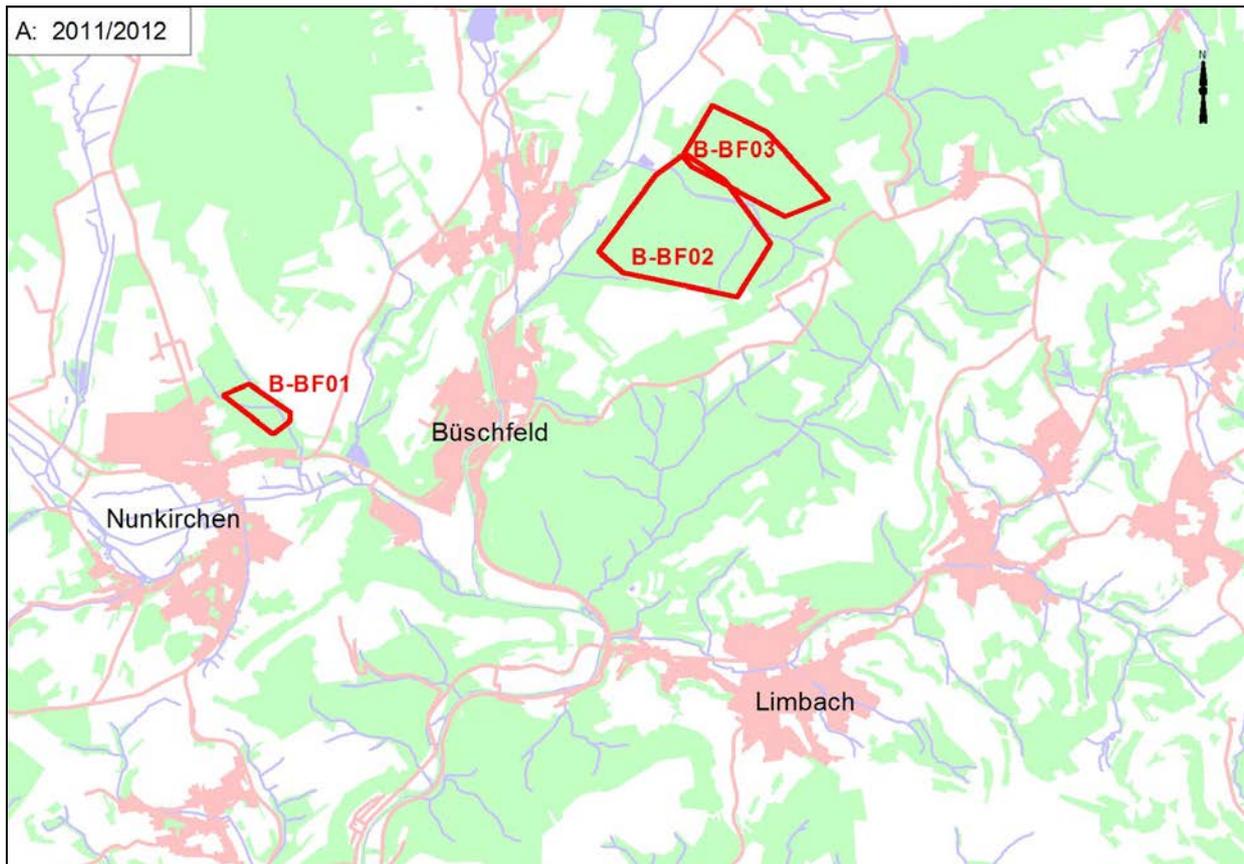


Abb. 43: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baumratterferren im UG6 „Büschfeld“.

Die junge, im Vorjahr geborene Baumrarderfähe B-BF06 wurde Anfang Februar 2012 in einer Kastenfalle (Überlosheim) gefangen. Sie wurde bis Ende Juni 2013 telemetriert, danach konnte sie aus unbekanntem Gründen nicht mehr erfasst werden. Die Fähe konnte im Verlauf der Untersuchung 4mal wieder gefangen werden. Alle Wiederfänge fanden im Bereich Überlosheim statt. Da ohne Revier, bewegte sich B-BF06 unbeständig auf vergleichsweise großer Fläche. Der MCP100-Aktionsraum lag bei 468 ha. Neben dem Verbreitungsschwerpunkt im Raum Überlosheim hielt sie sich sehr oft in einem Altfichtenbestand im Bereich „Hochwäldchen“ auf, der sich ca. 1 km nördlich der Fangstandorte befindet. Mitte Februar 2013 hielt sich B-BF06 zeitnah mit der Fähe B-BF07 im Bereich „Hochwäldchen“ auf. Ob es hier zu intraspezifischem Konkurrenzverhalten kam, ist nicht bekannt, kann aber nicht ausgeschlossen werden.

B-BF07 wurde Anfang Februar 2013 auf der „Kleewiese“ im Nunkircher Feld in einer Kastenfalle gefangen. Da zu diesem Zeitpunkt keine für das Projekt beschafften Halsbandsender mehr zur Verfügung standen, erhielt die Fähe einen Ersatzsender, dessen Signalstärke etwas schwächer war. Unmittelbar nach dem Fang wurde B-BF07 im „Nunkircher Wald“ nachgewiesen (am Abend des Fangtages), wo sie sich einige Tage aufhielt. Danach bewegte sie sich ostwärts und machte im Bereich „Hochwäldchen“ und „unterhalb Panorama“ Station. Nach nur zweiwöchiger Beobachtungsphase verlor sie aus unbekanntem Gründen ihre Spur. Es erfolgten lediglich 10 Standortbestimmungen, so dass eine statistische Auswertung aufgrund der geringen Stichprobenzahl nicht möglich ist.

Die Fähe B-BF08 wurde Ende März 2013 in einer Kofferfalle (Containerwiese) gefangen. Sie übernahm das Revier der Fähe B-BF02 und wurde bis Ende August 2013 geortet.

Damit konnten im UG6 insgesamt vier residente Baumrarderfähen (B-BF01, B-BF02, B-BF03, B-BF08) telemetriert werden, von denen Aktionsraumgrößen in die Ermittlung der Populationsdichten (Tab. 18) eingingen.

Von insgesamt 11 im UG6 gefangenen Baumrarderrüden konnten 9 mit einem Radiotelemetriehalsband ausgestattet werden.

Der Rüde B-BR01 konnte von Oktober 2011 bis Februar 2013 telemetriert werden. In diesem Zeitraum nutzte er ein Territorium (MCP100) von über 300 ha. Seine Tageseinstände fanden sich überwiegend in kleineren Douglasienbeständen, die in den frühen 1980er Jahren entstanden sind.

Angrenzend an das Territorium des Rüden B-BR01 konnte der Rüde B-BR03 bestätigt werden. Dieser wurde von Januar 2012 bis März 2012 telemetriert. Insgesamt durchstreifte er in diesem Zeitraum ein Gebiet von ca. 300 ha. Überlappungen mit dem Rüden B-BR01 konnten nur an der gemeinsamen Reviergrenze bestätigt werden. Am 07.03.2012 wurde der Rüde tot und mit erheblichem Parasitenbefall aufgefunden. Aus welchem Grund der offensichtlich stark geschwächte Rüde sein eigentliches Territorium verließ und der Totfund im Gebiet des Rüden B-BR01 erfolgte, konnte nicht geklärt werden.

Nur 12 Tage nach dem Verenden des Rüden B-BR03 wurde der Rüde B-BR04 gefangen. Dieser nutzte mit großem Überlappungsbereich das Revier des verstorbenen Rüden. Das Raum-Zeit-Verhalten des B-BR04 wurde bis zum 26.12.2012 dokumentiert. Danach konnte kein weiteres Signal empfangen werden. Es scheint wahrscheinlich, dass hier ein Defekt des Senders die Ursache für fehlende Signale war. Ein Wiederfang nach dem 26.12.2012 gelang nicht mehr.

Nachdem der Baumrarderrüde B-BR01 bis zum 01.02.2013 telemetriert werden konnte, wurde er, trotzdem er zuvor insgesamt mehr als 15mal wiedergefangen wurde, nicht mehr wieder bestätigt. Kurz zuvor am 11.01.2013 erfolgten Fang und Besenderung eines weiteren adulten Rüden (B-BR09) im gleichen Gebiet. Dieser nutzte bis zum Ende der Telemetriearbeiten Ende September 2013 annähernd das gleiche Gebiet wie zuvor der Rüde B-BR01, wobei sein Streifgebiet (MCP100) ca. 260 ha umfasste. Durch die Übernahme des Reviers durch den Rüden B-BR09, der ebenfalls als dominanter Rüde eingestuft wurde, ist davon auszugehen, dass der Rüde B-BR01 entweder über eine weite Strecke vertrieben wurde oder den Tod fand, wobei der Sender in diesem Fall zerstört worden wäre.

Alle Rüden in diesem Teil des Untersuchungsgebietes nutzen überproportional häufig Douglasien und, sofern vorhanden, Fichten als Tageseinstände. Während der Wintermonate, bei Regen oder starkem Wind wurden Nadelbäume annähernd ausschließlich genutzt. Die

Dominanz der Nadelhölzer als wichtige Ruheplätze ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass der Baumbestand im Gebiet relativ jung ist und dadurch geeignete Höhlen selten sind. An einigen Steilhängen und unzugänglichen Standorten sind zwar Bäume (vor allem Rotbuche und Eiche) von 150 Jahren und älter zu finden, jedoch sind weite Teile erst nach den 1950er Jahren von der Niederwaldnutzung in Hochwald umgewandelt worden.

Im Bereich südlich der Dörfer Büschfeld und Überlosheim (beide Stadt Wadern) konnten drei weitere Baumgarderrüden gefangen und besendert werden. Der Wald bei Überlosheim stellt einen schmalen, ca. 40 ha großen Waldkomplex dar, der durch die Dorflage von Überlosheim sowie den Verlauf der Prims mit einem Wiesental und der Landstraße 133 im Osten begrenzt ist. Nach Westen geht der Wald in ein vorwiegend landwirtschaftlich genutztes Gebiet über, das jedoch regelmäßig von Hecken und kleineren Feldgehölzen durchsetzt ist. Im Süden und Westen schließen sich in ca. 500 m Luftlinie weitere Wälder an.

Alle drei hier gefangenen Baumgarderrüden nutzten den ca. 40 ha großen Waldgürtel bei Überlosheim nur sporadisch und sind überwiegend in den größeren Wäldern westlich und südlich ansässig. Die Rüden B-BR02 und B-BR05 wurden zeitweise gleichzeitig telemetriert. Der kleine Wald bei Überlosheim wurde in dieser Zeit von beiden Rüden genutzt, so dass es zu einer starken Überlappung der Aktionsräume kam. Vermutlich handelte es sich beim Marder B-BR05 um ein Jungtier aus dem Vorjahr, welches vom älteren B-BR02 noch geduldet wurde. Allerdings konnten beide Rüden nicht eindeutig als resident bestimmt werden. Der gemeinsam genutzte Wald scheint vorwiegend als Jagdterritorium zu fungieren, da der Bereich nur selten als Tageseinstand genutzt wurde. Zeitgleich wurden die beiden Rüden dort nie angetroffen. Der Rüde B-BR02 wurde zwischen dem 10.01.2012 und dem 24.07.2012 telemetriert und B-BR05 konnte zwischen dem 19.03.2012 und dem 21.12.2012 geortet werden. Die beiden Rüden zeigten in diesem strukturierten Landschaftsteil, verglichen mit den zuvor beschriebenen Baumgardern in dem reinen Waldgebiet im Osten des Untersuchungsgebietes, etwas kleinere Aktionsräume von 230 bis 250 ha. Der Baumgarderrüde B-BR05 wurde am 21.12.2012 als Verkehrsfallwild an der Verbindungsstraße zwischen Limbach und Schmelz aufgefunden. Der Sender des Rüden B-BR02 ist vermutlich ausgefallen. Bereits während der Telemetriephase ergaben sich regelmäßig Schwierigkeiten, das Sendesignal zu empfangen.

Im Februar 2013 erfolgte der Fang eines weiteren, im Vorjahr geborenen Rüden (B-BR10), der bis zum 08.08.2013 telemetriert werden konnte. Er zeigte in seiner Standortwahl ein ähnliches Schema wie die bereits aus dem Jahr 2012 bekannten Rüden B-BR02 und B-BR05, nutzte dabei jedoch ein Streifgebiet von deutlich über 350 ha.

Nördlich der Ortschaft Büschfeld wurde ein revierverteidigender Baumgarderrüde (B-BR06) gefangen und besendert. Zwischen der L148 und dem Ortskern befinden sich kleinere Waldbereiche im Wechsel mit einer strukturierten Agrarlandschaft und verbuschten Streuobstwiesen. Eingestreute Fichtenbestände dienen hier überwiegend als Tageseinstände. Der Rüde B-BR06 hatte sein Hauptstreifgebiet jedoch nördlich der L148, wo sich nach einem Gürtel von Acker- und Wiesenländern ein zusammenhängender Waldkomplex anschließt. Die meisten Tageseinstandspoilungen erfolgten in diesem größeren Waldbereich, wobei in der Nutzung der Tageseinstände wiederum Fichten überwogen. Alte Eichen und Buchen sind in diesem Waldgebiet ebenfalls seltener, da auch hier große Teile bis in die 1950er Jahre als Niederwald genutzt wurden. Durch seine regelmäßigen Wechsel über die L148, die von Offenland und Hecken, bzw. Baumreihen gesäumt ist, wird sein Gesamtareal, mit über 350 ha, nach der MCP100-Methode sicher überschätzt.

Anfang April 2013 wurde nochmals ein junger, im Jahr 2012 geborener Baumgarderrüde (B-BR11) gefangen und besendert. Er zeigte deutlich das Bewegungsmuster von revierlosen Baumgardern (ZALEWSKI 2012) und bewegte sich typischerweise auf einer großen Fläche von über 700 ha. Dieser Marder konnte bis zum regulären Abschluss der Telemetriearbeiten im September 2013 geortet werden.

Im UG6 wurden somit insgesamt vier residente Baumgarderrüden (B-BR01, B-BR04, B-BR06, B-BR09) telemetriert, deren Aktionsraumgrößen in die Ermittlung der Populationsdichten (Tab. 18) eingingen.

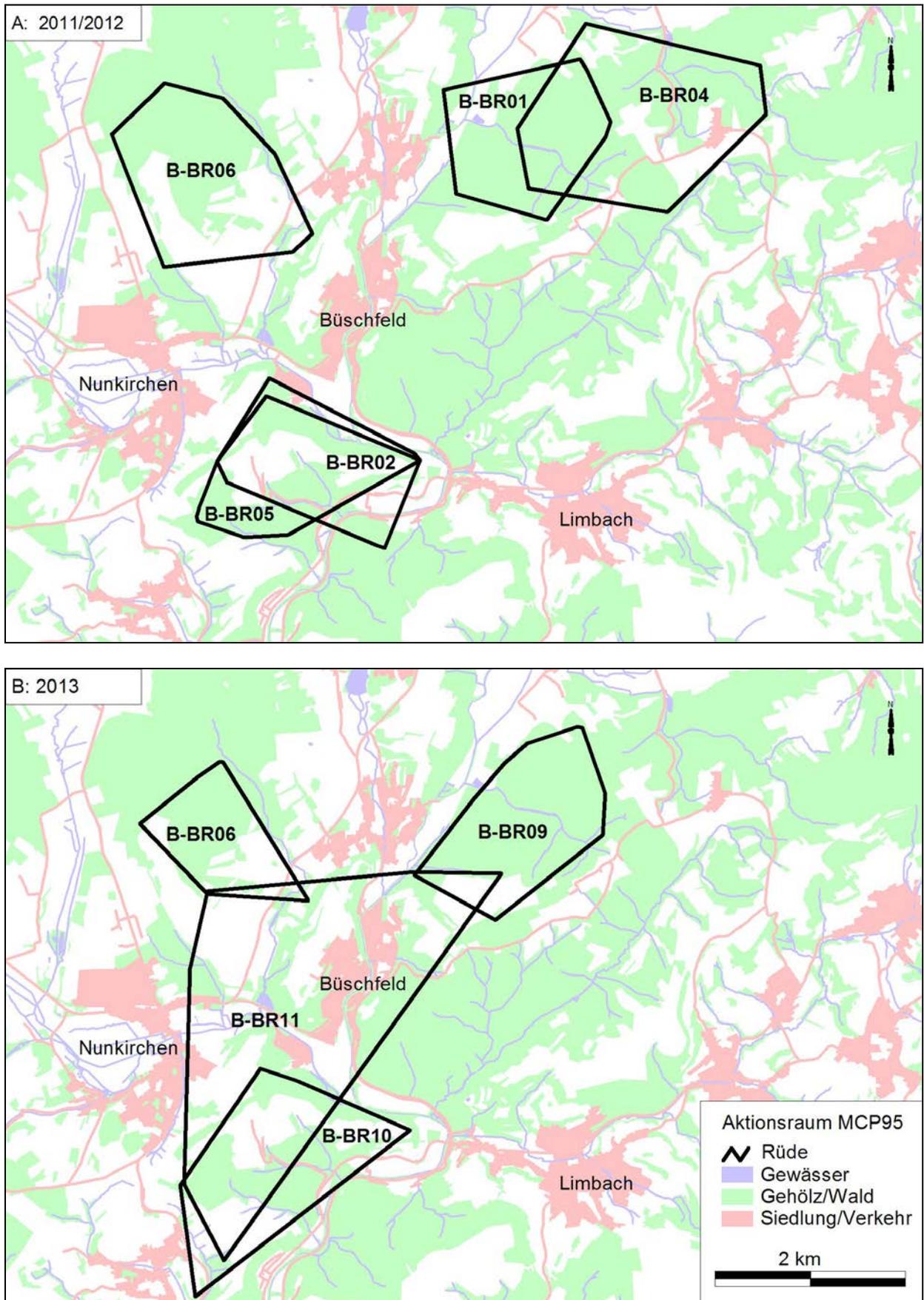


Abb. 44: Intraspezifische Aktionsraumdynamik der Baummarderrüden im UG6 „Büschfeld“.

Im Gegensatz zu allen früheren Untersuchungen (STIER 2012) konnte in diesem Forschungsprojekt in mehreren Untersuchungsgebieten (UG3: Z-BR24 & Z-BR25, UG4: T-BR1 & T-BR7, UG6: B-BR02 & B-BR05) nachgewiesen werden, dass zwei geschlechtsreife Baumarderrüden das gleiche Territorium nutzten. In den meisten Fällen waren es Paarungen eines Älteren mit einem Jüngeren. Die Vermutung, dass es sich um die längere Duldung eines Sohnes handelt, kann leider nicht abschließend geklärt werden. Der lange Aufenthalt aller vier Welpen (Z-BF01, Z-BR03, Z-BR08 & Z-BF09) der Fähe Z-BF05 im UG3 im „Forst Camin – Ost“ scheint dies jedoch zu bestätigen.

Die Tatsache, dass mehr als ein geschlechtsreifer Baumarder ein Revier besiedelt, erschwert natürlich die Ermittlung von Populationsdichten.

5.2.2 Dichtermittlung mittels Telemetrieergebnissen

Tab. 17: Nach Telemetrieergebnissen und Fotofallendaten ermittelte Mindestindividuenzahlen und Populationsdichten von revierbesitzenden Baumardern.

Methode	UG1 Linden	UG2 Negern- bötel	UG3 Zarrentin Bantiner Wald	UG3 Zarrentin Kölziner Tannen	UG3 Zarrentin Camin – West	UG3 Zarrentin Camin– Ost	UG4 Tharandt Süd- ost	UG4 Tharandt Nord- west	UG6 Büsch- feld West	UG6 Büsch- feld Ost
nachge- wiesene Resi- dente	LI-BF01	N-BF01	Phase1: Z-BF12 Z-BR14 Phase2: Z-BR28 Z-BF29	Z-BF16 Z-BR18	Phase1: Z-BR04 Z-BF06 Phase2: Z-BF06 Z-BR24 Z-BR25	Phase1: Z-BR02 Z-BF05 Z-BF07 Z-BR17 Phase2: Z-BF01 Z-BR03 Z-BF05 Z-BR08 Z-BF09 Z-BR17 Z-BR23 Phase3: Z-BF01 Z-BR03 Z-BF05 Z-BR08 Z-BR17	T-BR2 T-BR3 T-BF4 unm. BR unm. BF	T-BR1 T-BR6 T-BR7 T-BF5 unm. BF	Phase1: B-BR06 B-BF01 Phase2: B-BR06	Phase1: B-BR01 B-BR04 B-BF02 B-BF03 Phase2: B-BR09 B-BF08
Anzahl	BR: - BF:1 ges:1	BR: - BF:1 ges:1	Phase1: BR: 1 BF: 1 ges: 2 Phase2: BR: 1 BF: 1 ges: 2	BR: 1 BF: 1 ges: 2	Phase1: BR: 1 BF: 1 ges: 2 Phase2: BR: 2 BF: 1 ges: 3	Phase1: BR: 2 BF: 2 ges: 4 Phase2: BR: 3,5 BF: 3 ges: 6,5 Phase 3 BR: 3 BF: 2 ges:5	BR: 3 BF: 2 ges: 5	BR: 3 BF: 2 ges: 5	Phase1: BR: 1 BF: 1 ges: - Phase2: BR: 1 BF: - ges: -	Phase1: BR: 1,5 BF: 2 ges: 3,5 Phase2: BR: 1 BF: 1 ges: 2
Waldteil- Fläche [ha]	25	140	153	290	120	350	862	974	BR: 225 BF: 45	310
Pop.dichte Residente [Ind./km ²]	BR: - BF: 4,0 ges: -	BR: - BF: 0,7 ges: -	Phase1: BR: 0,7 BF: 0,7 ges: 1,3 Phase 2 BR: 0,7 BF: 0,7 ges: 1,3	BR: 0,3 BF: 0,3 ges: 0,7	Phase1: BR: 0,8 BF: 0,8 ges: 1,7 Phase 2 BR: 1,7 BF: 0,8 ges: 2,5	Phase1: BR: 0,6 BF: 0,6 ges: 1,1 Phase2: BR: 1,0 BF: 0,9 ges: 1,9 Phase3: BR: 0,9 BF: 0,6 ges: 1,4	BR: 0,4 BF: 0,2 ges: 0,6	BR: 0,3 BF: 0,2 ges: 0,5	Phase1: BR: 0,4 BF: 2,2 ges: - Phase2: BR: 0,4 BF: - ges: -	Phase1: BR: 0,5 BF: 0,6 ges: 1,1 Phase2: BR: 0,3 BF: 0,3 ges: 0,6

Erläuterungen: **Phase 1 bis 3** = Entsprechend der dynamischen Veränderungen in den Baumarderpolygonen wurden pro Waldgebiet bis zu 3 Phasen stabiler Aktionsräume unterschieden. Diese Phasen korrelieren zeitlich **nicht** zwischen den einzelnen Waldgebieten; **BR** = Baumarderrüde; **BF** = Baumarderrähe; ges = gesamt.

Mit Hilfe der Telemetrie aller oder fast aller revierbesitzenden Baumarder lag in den UG3 und 4 ein gesicherter Referenzwert zum jeweils aktuellen Bestand vor (Tab. 17). Dieser Wert konnte durch Fotofallendaten bestätigt oder ergänzt werden. Aus diesem Grund wurden die daraus abgeleiteten Dichten (Bezug auf Waldfläche) auch für diese Untersuchung als Vergleichswerte zu allen anderen Methoden herangezogen.

Die aus den Tierzahlen abgeleiteten Baumarderdichten oberhalb von 1,0 Revierinhabern pro km² in den Wäldern auf mittleren bis besseren Standorten des UG3 in Südwest-Mecklenburg (Bantiner Wald, Forst Camin-Ost & -West) sind für die oft kleinräumigen Wälder des Norddeutschen Tieflandes typisch (STIER 2012) und repräsentieren die Situation in großen Bereichen von Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. Nur in deren großflächigen Kiefernwäldern auf ärmeren Sanderstandorten ist mit größeren Aktionsräumen und damit ähnlich geringeren Dichten (~0,7 Revierinhaber/km²) wie in den Untersuchungsgebieten 4 und 6 zu rechnen.

Die dort ermittelten Baumarderdichten (Tab. 17, UG4 & 6; Mittelgebirge bzw. Mittelgebirgs-vorland) liegen mit Werten von etwa 0,5 – 1,0 Revierinhaber/km² deutlich unter den Werten aus dem UG3.

Die Stichprobe aus den beiden Gebieten in Schleswig-Holstein (UG1 & UG2) ist mit jeweils einem Baumarderweibchen zu gering, um verallgemeinerbare Aussagen daraus abzuleiten.

Die in dieser Untersuchung ermittelten Baumarderdichten spiegeln in groben Zügen das Besiedlungspotenzial der Wälder in Deutschland wieder und finden so Eingang in das Habitataignungsmodell. Für die Hochgebirgslagen kann aktuell nur vermutet werden, dass die Dichten noch geringer sind. Wahrscheinlich sind sie mit denen in Skandinavien (STIER 2012) zu vergleichen.

Die Aktionsraumgrößen der Baumarder im UG3 Zarrentin von etwa 100 bis 200 ha und die daraus abgeleiteten Dichten (Tab. 18) sind für das Norddeutsche Tiefland, mit Ausnahme der großflächigen Kiefernwälder der Sandergebiete (vergl. UG3 – Kölziner Tannen), typisch (STIER 2012) und mit den Ergebnissen aus der Individuenzahl nach Telemetrie (Tab. 17) vergleichbar.

Die Aktionsraum-Mittelwerte aus den Untersuchungsgebieten 4 und 6 (Tab. 18; Mittelgebirge bzw. Mittelgebirgs-vorland) sowie dem o.g. Kiefernwald auf Sanderstandort im UG3 liegen mit 200 bis 500 ha deutlich höher, was sich auch in geringeren Populationsdichten widerspiegelt, die ebenfalls zu den Werten aus der Individuenzahl nach Telemetriedaten passen.

Eine Ausnahme bildet der, durch die vorhandenen Nahrungsressourcen und die Kleinflächigkeit des Waldes beeinflusste, sehr kleine Aktionsraum der Fähe B-BF01 im UG6 Büschfeld. Dieser extreme Sonderfall wurde bei der Berechnung der Mittelwerte und der Populationsdichten nach den Aktionsraumgrößen ausgeschlossen.

Tab. 18: Aktionsraumgrößen (MCP95) und daraus abgeleitete Populationsdichten von residenten Baumrindern in den Untersuchungsgebieten.

Geschlecht	MCP95 (ha)	Untersuchungsgebiete									
		UG1 Linden SH		UG2 Negernbötzel SH		UG3 Zarrentin MV		UG4 Tharandt SN		UG6 Büschfeld SL	
						BR02	134	BR1	453	BR01	206
						BR03(1)	68	BR2	411	BR04	356
						BR03(2)	106	BR3	255	BR06(1)	250
						BR04	88	BR6	253	BR06(2)	131
						BR08(1)	115	BR7	436	BR09	223
						BR08(2)	190				
						BR14	128				
						BR17(1)	273				
						BR17(2)	294				
						BR18	209				
						BR23	225				
						BR24	120				
						BR25	104				
						BR28	153				
Aktions- raum Rüden ♂♂	s min max n	0		0		158 70 68 294 14		362 99 253 453 5		233 82 131 356 5	
Dichte (St./100 ha) Rüden ♂♂						0,63		0,28		0,43	
		BF01	81	BF01	99	BF01	115	BF5	245	BF01	9
						BF05(1)	124			BF02	88
						BF05(2)	170			BF03	47
						BF06	122			BF08	138
						BF07	103				
						BF09	96				
						BF12	72				
						BF13	131				
						BF16	160				
						BF29	107				
Aktions- raum Fähen ♀♀	s min max n	81		99		120 29 72 170 10		245 1		91 46 47 138 (ohne BF01) 3	
Dichte (St./100 ha) Fähen ♀♀		1,23		1,01		0,83		0,41		1,09 (ohne BF01)	

5.2.3 Baumarderaktionsraumgrößen in Deutschland im Vergleich

Seit den 1990er Jahren stehen Telemetriesender mit geringem Gewicht zur Verfügung, so dass auch kleine Arten wie der Baumarder telemetriert werden können. Dementsprechend liegen mittlerweile zahlreiche Telemetrie-basierte Untersuchungen aus Deutschland und direkt angrenzenden Gebieten vor (Tab. 19). Die meisten berücksichtigten jedoch nur wenige Individuen, teilweise sogar aus nur einem Geschlecht. Trotzdem existieren deutliche Unterschiede zwischen den Aktionsraumgrößen von Tieflandpopulation und Beständen, die in Mittelgebirgen siedeln (Tab. 19). Im Tiefland (mittl. Höhe NN < 200 m) lagen die mittleren Streifgebietsgrößen häufig bei 80-180 ha (Tab. 19 - Nr. 4, 5, 6, 7, 12, 13, 14). In den Mittelgebirgen einschließlich deren Vorland (mittl. Höhe NN > 200 m) waren Aktionsräume von 250-1.000 ha (Tab. 19 - Nr. 2, 3, 8, 10, 15, 16, 17), teilweise sogar bis max. 1.500-2.000 ha zu verzeichnen. Diese Unterschiede lassen sich sicherlich weitgehend mit der längeren und höheren Schneelage in den Mittelgebirgsregionen erklären, die den Zugang zur Hauptnahrung Kleinsäuger extrem erschwert.

Baumarder leben in einem Sozialsystem mit intrasexueller Territorialität (STIER 2012). Die Territorien werden folglich gegen gleichgeschlechtliche Artgenossen verteidigt. Rüden verhalten sich reproduktionsorientiert und versuchen (sofern die Baumarderdichte es ermöglicht) möglichst viele Fähenreviere zu überdecken (STIER 2012). Fähen wählen ihre Aktionsraumgrößen energiebilanziert. Zumindest im Winter (oft aber auch während der restlichen Monate des Jahres), wenn die Nahrung am stärksten limitiert ist, sind die Aktionsräume nur so groß, dass sie das Überleben der Tiere sichern. Aus diesem Grund sind die Fähenaktionsräume im Winter ein guter Indikator für die maximale Besiedlungskapazität eines Gebietes. Sie stellen somit einen wichtigen Parameter eines Modells zum Besiedlungspotenzial.

In Populationen, die sich an der Lebensraumkapazitätsgrenze (carrying capacity) befinden, können die Aktionsraumgrößen beider Geschlechter als Indikator dienen. Unter diesen Bedingungen werden die Revierbesitzer durch eindringende Artgenossen auf so kleine Flächen zurückgedrängt, die gerade noch ein Überleben und die Reproduktion sichern. Neben sehr aufwendigen populationsökologischen Untersuchungen (STIER 2012) liefern auch folgende Parameter Hinweise zum Erreichen der Lebensraumkapazitätsgrenze:

In Gebieten mit Populationen an der Tragfähigkeitsgrenze des Lebensraums, sind die Rüdenaktionsräume im Mittel nicht oder nur geringfügig größer als die der Fähen (Tab. 19 - Nr. 4, 5, 6, 14, 15). Außerdem erfolgt im Winter keine Verkleinerung (bzw. im Sommer keine Vergrößerung) der Aktionsräume, da auch im Sommer - bedingt durch den hohen Populationsdruck - keine größeren Gebiete verteidigt werden können. Wenn residente Baumarder selbst in Gehölzstreifen oder Waldinseln (<10-20 ha) leben und dort teilweise auch reproduzieren (Tab. 19 - Nr. 4, 5, 12) ist die carrying capacity des Lebensraums ebenfalls erreicht. Innerhalb dieses Modell- und Demonstrationsvorhabens gelang erstmals und mehrfach der Nachweis, dass zwei geschlechtsreife Baumarderrüden das gleiche Revier zeitgleich besetzten (UG3 - Camin West: Z-BR24 & Z-BR25, UG4 - Tharandter Wald-NW: T-BR01 & T-BR07, UG6 - Büschfeld: B-BR02 & B-BR05). Auch dies gilt als Indiz für Populationsdichten an der carrying capacity (STIER 2012).

Nur in wenigen Studien innerhalb Deutschlands (Tab. 19) waren genügend Tiere beider Geschlechter über ausreichend lange Zeiträume besendet, um entsprechende Aussagen zu Aktionsraumgrößen von Populationen an der carrying capacity zu formulieren. Zudem wurde nur in wenigen Untersuchungen der Nachweis für Populationen an der Kapazitätsgrenze des Lebensraums erbracht (Tab. 19 - Nr. 4, 5, 6, 12, 14, 15). Die Ergebnisse legen den Schluss nahe, dass Tieflandpopulationen an der Tragfähigkeitsgrenze des Lebensraums Reviere von 100-150 ha nutzen. Daraus ergeben sich im Mittel maximale Populationsdichten von ca. 1,3-2,0 Ind./100 ha Wald. Für Mittelgebirgslagen sind im Mittel Aktionsräume von 200-400 ha und damit maximale Baumarderdichten von 0,5-1,0 Ind./100 ha Wald möglich, wenn die Kapazität des Lebensraums durch die Art ausgeschöpft wird.

Trotz geringer Datenbasis (Tab. 19 - Nr. 4, 5) lässt sich belegen, dass Baumarder in Wäldern mit einer hohen Lebensraumqualität längerfristig sehr kleine Territorien (40-50 ha) verteidigen und dort auch reproduzieren können.

Diese Daten werden als Sollwerte den im Monitoring ermittelten Ist-Werten vergleichend gegenüber gestellt und ermöglichen so eine Bewertung des aktuellen Populationszustands.

Tab. 19: Aktionsraumgrößen residenter Baumarder in Deutschland und Luxemburg sowie deren geschlechtsspezifisches Verhältnis (ergänzt nach STIER 2012).

Nr	Telemetriestudien am Baumarder Region - Aktionsraummethode	Höhe NN (m) Spanne	Höhe NN (m) Stufe	Rüden-AR (ha)				Fähen-AR (ha)				R : F
				min	max		n	min	max		n	
1	SCHRÖPFER et al. 1989; SCHRÖPFER 1997 Westniedersachsen MCP100	100-150	120 TL	880	1400	1126	4	70	610	257	11	4,4 : 1
2	KRÜGER 1989 Süd-Niedersachsen MCP100	200-400	300 MG			1500	1	765	960	862	2	1,7 : 1
3	TRUBE 1994 Solling Niedersachsen MCP100	200-350	270 MG			1073	1					
4	STIER 2012 UG1 Zarrentin Westmecklenburg MCP95	40-50	50 TL	17	448	141	23	32	544	129	17	1,1 : 1
5	STIER et al. in Vorb. Lewitz Westmecklenburg MCP95	30-40	35 TL	54	171	120	4	40	129	84	2	1,4 : 1
6	STIER 2012 UG2 Rothemühl Vorpommern MCP95	20-80	50 TL			145	1			159	1	0,9 : 1
7	EBERSBACH et al. 1995 Sachsen-Anhalt Hakei MCP95	150-200	180 TL	132	257	176	3					
8	SCHINZEL 1998 Wahlen Saarland Kernel95	300-400	350 MG	299	312	306	2					
9	STIER 2012 UG3 Tharandt Sachsen MCP95	320-380	350 MG			2160	1			1337	1	1,6 : 1
10	DIERGARTEN (in Vorb.) Saarland MCP100	360-400	380 MG			1086	1	249	503	370	3	2,9 : 1
11	LIESE 2014 Luxemburg Kernel95 (MCP95 doppelt so groß)	250-330	290 MG	140	220	191	4	47	110	69	5	2,8 : 1
12	UG1 Linden Schleswig-Holstein MCP95	5-20	10 TL							81	1	
13	UG2 Negernbötel Schleswig-Holstein MCP95	40-50	45 TL							99	1	
14	UG 3 Zarrentin Westmecklenburg MCP95	40-50	50 TL	68	294	158	14	72	170	120	10	1,3 : 1
15	UG 4 Tharandt Sachsen MCP95	320-380	350 MG	253	453	362	5			245	1	1,5 : 1
16	UG 6 Büschfeld Saarland MCP95	240-400	320 MG	131	356	233	5	47	138	91	3	2,6 : 1

TL = Tiefland; MG = Mittelgebirge

5.3 Bestimmung von Populationsgrößen durch Genetik

Sebastian Eckern, Juan Valqui & Norman Stier

5.3.1 Effektive Populationsgröße

Die effektive Populationsgröße N_E ist *nicht* ein genaues Abbild der realen Populationsgröße (Zensus), denn es finden mehrere Faktoren Eingang. Unter Anderem sind der Zeitpunkt der ersten Verpaarung und das Geschlechterverhältnis der paarungsbereiten Individuen relevant. Die effektive Populationsgröße gibt an, wie viele Individuen in einer Population an der Fortpflanzung beteiligt sind. Somit ist sie in realen Populationen meist kleiner als der entsprechende Zensus.

In diesem Bericht wurde für alle Untersuchungsgebiete, aus denen mehr als eine Probe vorlagen, die effektive Populationsgröße berechnet. Da dabei sehr seltene Allele (mögliche Zustandsform eines Gens an einem Locus; 2 Allele bilden den Genotyp an einem Locus) einen großen Einfluss haben können, wurden hier nur Allele zur Berechnung verwendet, die mit einer Frequenz von mindestens 0,05 in den jeweiligen Populationen nachgewiesen werden konnten.

Da außerdem der Umfang der Stichprobe entscheidend für die Genauigkeit der Berechnung ist, wurde für alle Untersuchungsgebiete auch eine Berechnung der Standardabweichung durchgeführt. Diese wird als Ober- und Untergrenze eines Intervalls angegeben, in dem sich die tatsächliche effektive Populationsgröße mit einer Sicherheit von 99 % befindet. Alle Berechnungen wurden durchgeführt mit $L_D N_E$ (WAPLES & DO 2008). Die Ergebnisse finden sich nach Untersuchungsgebieten differenziert in der folgenden Tabelle.

Tab. 20: In den Untersuchungsgebieten 3 bis 6 ermittelte effektive Populationsgrößen.

Population	Effektive Populationsgröße	Ober- und Untergrenze des 99%-Konfidenzintervalls	Anzahl beprobter Individuen
UG3	33	16 – 155	24
UG5	9	3 - 57	19
UG6	38	15 – unendlich (87)	10
UG4	6 (bzw. „sehr groß“)	1 – unendlich (114)	4

Die im UG3 ermittelte effektive Populationsgröße lag nicht wie vermutet unter der realen Größe sondern deutlich darüber. Über diesen Ansatz wäre es zu einer deutlichen Überschätzung gekommen.

5.3.2 Demografische Trends

In ähnlicher Form wie die effektive Populationsgröße können auch mit gewissen Wahrscheinlichkeiten Aussagen über die (Bestands-)Entwicklung der Populationen getroffen werden. Eines der bedeutsamsten Beispiele für solche Entwicklungen wäre das sogenannte *bottleneck*, welches einen Engpass bzw. einen Flaschenhals darstellt, der zu einer genetischen Verarmung geführt hat. Solche lassen sich, so sie in der jüngeren Vergangenheit stattgefunden haben, meist mit großer Sicherheit nachweisen. Dementsprechend kann aber auch das Gegenteil – eine Expansion – oder eine konstante Entwicklung oder gar das Zusammentreffen zweier vormals getrennten Populationen festgestellt werden.

Die Analyse dieser demografischen Trends wurde mittels *Genepop* (Version 4.0: ROUSSET 2008) und *Bottleneck* (CORNUET & LUIKART 1996) durchgeführt. Beide Berechnungen legen die Verteilung der Allelfrequenzen bei Mikrosatelliten bzw. die sogenannte *mismatch distribution* bei Sequenzanalysen zu Grunde.

Angesichts der geringen Probenzahlen aus den Untersuchungsgebieten UG4 und UG6 konnte diese nicht einzeln analysiert werden. UG4 wurde mit nur 4 erfolgreich genotypisierten

Individuen komplett aus der Berechnung ausgeschlossen. UG6 wurde mit UG5 zusammengelegt, da auf Grund der räumlichen Nähe ein Austausch von Individuen als durchaus möglich angesehen werden kann. Demzufolge wurden die demografischen Trends für die Untersuchungsgebiete UG3 und UG5+6 bestimmt.

Beide auf diese Art getesteten Populationen zeigten **keine signifikanten Abweichungen von der für stabile Populationen zu erwartenden Kurve**. Es wird also davon ausgegangen, dass weder in den Untersuchungsgebieten im Saarland noch in Mecklenburg-Vorpommern in den letzten Jahren eine deutliche Änderung der Bestandszahlen zu verzeichnen gewesen sein dürfte.

5.3.3 Verwandtschaftsanalysen

Da mittels der Mikrosatelliten-Analyse ein „genetischer Fingerabdruck“ aller beprobten Individuen erstellt wurde, können Aussagen über die Verwandtschaft zwischen den Individuen getroffen werden (HOFFMANN & AMOS 2005). Ein Nachkomme hat dabei von jedem der beiden Elternteile genau die Hälfte des Chromosomensatzes geerbt und somit genau die Hälfte mit jedem gemeinsam (an jedem Locus je ein Allel von der Mutter und eines vom Vater).

Tab. 21: Im UG3 ermittelte Verwandtschaftsverhältnisse telemetriertes Baumrarder.

Individuum	Vermutete Verwandtschaft zu	Wahrscheinlichkeit	Fehlende Angaben auf Grund von
Z-BF6	Z-BF10	k. A.	Unvollständiger Genotyp BF10
	Z-BF11	höchstwahrscheinlich	
	Z-BR14	wahrscheinlich	
Z-BR4	Z-BF10	k. A.	Unvollständiger Genotyp BF10
	Z-BF11	bedingt wahrscheinlich	
	Z-BR14	höchstwahrscheinlich	
Z-BF5	Z-BF1	bedingt wahrscheinlich	
	Z-BR3, Z-BR8, Z-BR9	wahrscheinlich	
Z-BR17	Z-BF1, Z-BR3, Z-BR8, Z-BF9	k. A.	Unvollständiger Genotyp BR17
Z-BR2	Z-BF1, Z-BF9	bedingt wahrscheinlich	
	Z-BR3, Z-BR8	wahrscheinlich	
Z-BF12	Z-BR19	unwahrscheinlich	
	Z-BR20, Z-BR21, Z-BF22	k. A.	Nicht beprobt
Z-BR14	Z-BR19	unwahrscheinlich	
	Z-BR20, Z-BR21, Z-BF22	k. A.	Nicht beprobt
Z-BF13	Z-BF15	unwahrscheinlich	
Z-BR24	Z-BR25	k. A.	Unvollständiger Genotyp BR25

In diesem Vorhaben wurde diese Methode genutzt, um die aus Feldbeobachtungen vermuteten Verwandtschaften zu überprüfen bzw. zu bestätigen. Dies war nur für das Untersuchungsgebiet UG3 möglich, da aus den anderen Gebieten nur unzureichend Daten vorlagen. Im Folgenden werden die vermuteten Verwandtschaften tabellarisch aufgelistet und die aus der Genetik ermittelten Wahrscheinlichkeiten angegeben. Die zugehörigen Wahrscheinlichkeiten werden in Worten angegeben, wobei „höchstwahrscheinlich“ mehr als 95 % entspricht, „wahrscheinlich“ mehr als 90 %, „bedingt wahrscheinlich“ mehr als 80 % und alle geringeren Werte „unwahrscheinlich“. (In der menschlichen Forensik, die auf 15 statt 9 Loci basiert, wird ein gerichtlich verwertbarer Wert erst mit 99,99 % Wahrscheinlichkeit erreicht.)

Der große Einfluss verhältnismäßig weniger Rüden auf den Genpool ist nicht zu leugnen. Dies deckt sich auch mit der hohen genetischen Variabilität. Trotzdem scheinen die Baumarderbestände in Deutschland anzuwachsen – wie es unter anderem auch die für leichte Auszucht sprechenden Inzuchtkoeffizienten zeigen – und das obwohl die Fragmentierung der Habitate weiter zunimmt. Dies ist jedoch keine Entschuldigung für Zurückhaltung im Arten- und Habitatschutz, können doch nur regelmäßige und flächendeckende Beprobungen und danach ausgerichtete Maßnahmen auch in Zukunft den Erhalt dieser in Europa endemischen Art sicherstellen.

Festzuhalten bleibt, dass die Individualbestimmung mittels Mikrosatelliten in der überwiegenden Mehrheit (>90 %) der Fälle erfolgreich war. So das Sammeln der Proben also sorgsam und gewissenhaft geschieht, ist die Populationsgenetik eine der effektivsten (und schnellsten) Methoden zur Ermittlung demographischer Entwicklungen.

5.4 Fang mit Falle - Markierung - Wiederfang mit Falle

Marcus Borchert, Norman Stier, Sebastian Kraus, Martin Reuther, Kristin Schönfeld & Vendula Meißner-Hylanová

Die Methode Fang-Markierung-Wiederfang ist nach SILVY (2012) und AMSTRUP et al. (2005) unter bestimmten Grundvoraussetzungen die beste Methode, um Populationsdichten zu ermitteln. Hierbei ist es ganz entscheidend, dass sich alle Tiere mit gleicher Wahrscheinlichkeit fangen und auch wiederfangen lassen. Es darf diesbezüglich keine Unterschiede zwischen den Geschlechtern, den Altersklassen und den einzelnen Individuen geben. Zudem muss die Markierung der Tiere dauerhaft über die gesamte Versuchsperiode erkennbar sein. Wie aus früheren Fangerfahrungen (STIER 2012) bekannt, können die Fanghäufigkeiten zwischen den Individuen stark schwanken. Bei diesem methodischen Ansatz stand deshalb vorrangig die Überprüfung der Grundvoraussetzungen des Verfahrens im Fokus.

Tab. 22: Daten zum simulierten Erstfang (Fotofallennachweis in Falle), zum realen Erstfang inkl. Markierung und zum Wiederfang der Baumrarder im UG4 Tharandt.

Fallen beködert ab	Fangbeginn	Tier	simulierter Erstfang (Fotofalle)	Tage nach Beginn der Köderung	Fang + Markierung	Tage nach Köderbeginn	Wiederfang	Zeit Fang bis Wiederfang (Tage)
09.01.2013	23.03.2013	T-BR1	23.03.2013 KF13	73	25.03.2013 22:45 KF13 2 Tage	75	30.03.2013 21:45 KF24 5 Tage	5
09.01.2013	23.03.2013						25.04.2013 05:30 KF13 31 Tage	
09.01.2013	23.03.2013	T-BR2	17.01.2013 KF04	8	26.03.2013 22:30 KF05 67 Tage	76	07.04.2013 01:50 KF04 12 Tage	12
09.01.2013	23.03.2013						11.04.2013 23:50 KF05 16 Tage	
09.01.2013	23.03.2013	T-BR3	keine Fotofalle		16.04.2013 05:20 KF08	97	23.04.2013 03:00 KF08 7 Tage	7
09.01.2013	23.03.2013						28.04.2013 02:30 KF06 12 Tage	
09.01.2013	23.03.2013	T-BF4	17.01.2013 KF04	8	29.04.2013 20:30 KF05 70 Tage	110	01.05.2013 02:40 KF05 2 Tage	2
09.01.2013	23.03.2013						01.05.2013 22:30 KF04 2 Tage	
09.01.2013	23.03.2013	T-BF5	23.04.2013 KF17	104	30.04.2013 15:30 KF20 7Tage	111	02.05.2013 20:00 KF20 2 Tage	2
09.01.2013	23.03.2013	T-BR6	24.04.2013 KF24	105	30.04.2013 23:10 KF24 6 Tage	111	01.05.2013 22:30 KF20 1 Tag	1
09.01.2013	23.03.2013						02.05.2013 01:30 KF19 2 Tage	
09.01.2013	23.03.2013	T-BR7	22.04.2013 KF24	103	03.05.2013 03:38 KF13 11 Tage	115	keine bis Ende Juni	

Es zeigte sich, dass es sehr deutliche, individuelle Unterschiede (8-105 Tage) im Zeitraum vom Beginn der Beköderung bis zum simulierten Erstfang (mittels Fotofalle ermittelter Termin, an dem sich das Tier gefangen hätte, wenn die Fallen bereits beim Aufstellen scharf gestellt worden wären) gab (Tab. 22). Auch das Zeitfenster vom Beginn der Beköderung bis zum realen Fang inklusive der Markierung streute bei den einzelnen Individuen erheblich (75-115 Tage). Der Zeitraum vom realen Fang bis zum potenziellen Wiederfang (mittels Fotofalle nachgewiesen) war mit 1-12 Tagen zwar deutlich kürzer, die individuellen Unterschiede waren trotzdem offensichtlich. So ging T-BR7 bis Ende Juni nicht wieder in die Falle. Völlig anders verhielt sich T-BF5. Hier gelang der Wiederfang bereits nach weniger als 24 Stunden. Auch der Rüde T-BR2 kam bei späteren Fangversuchen etwa 24 Stunden nach einem Fangereignis wieder zur Falle.

Da die Anwendung von Fang-Wiederfang-Verfahren geeignete Markierungsmethoden zur Individualerkennung voraussetzen, wurden auch diese innerhalb des Projektes evaluiert. Abgesehen vom individuellen Kehlfleck der Baummarder (Kap. 3.5.6), wurden unterschiedliche Ohrmarken und Markierungen am Telemetrierhalsband getestet.

12 Baummarder (6 adulte, 6 subadulte) im UG3 erhielten größere Ohrmarken (Dalton Rototag 35 x 10 mm). Nach ca. drei Monaten hatten fünf Tiere noch beide Ohrmarken. Bei zwei Individuen war eine Ohrmarke ausgerissen und bei vier Tieren fehlten beide.



Abb. 45: Baummarderfähe Z-BF01 mit den kleineren Ohrmarken (Dalton, Rototag Mini 21 x 6 mm) und den Ausreißstellen der vorher vorhandenen größeren (Foto: © M. Borchert).

Von 15 mit kleinen Ohrmarken (Dalton Rototag Mini 21 x 6 mm) markierten Baummardern (10 adult, 5 subadult) im UG3 hatten nach ca. drei Monaten neun Tiere noch beide Ohrmarken. Bei zwei Individuen fehlte eine und bei einem Individuum beide. Im UG4 wurde in drei Fällen jeweils ein Flügel einer Ohrmarke innerhalb von Fallen gefunden. Scheinbar reißen sie nicht aus, sondern öffnen sich, wenn der Marder im Draht der Falle hängenbleibt.

In den ersten Monaten waren bei Tieren mit den kleineren Ohrmarken keinerlei Beeinträchtigungen festzustellen. Beim Rückfang Ende 2013 zum Entsendern der Tiere in den Untersuchungsgebieten 3 und 4 hatten alle Baummarder, die die Ohrmarken noch trugen, deutliche Entzündungen (Abb. 46). Bei den kleinen Ohrmarken ist für Baummarderohren vermutlich der Abstand zwischen den beiden Flügeln zu schmal, so dass es langfristig zu Scheuerstellen und Entzündungen kommt. Es wurden alle Ohrmarken entfernt und die Scheuerstellen mit Desinfektionsmitteln behandelt.

Aus Tierschutzgründen sind beide Ohrmarkentypen für Baummarder nicht zu empfehlen. Alternativ bietet sich der Kehlfleck zur Differenzierung der Individuen an. Außerdem haben sich seit 20 Jahren mit Reflexfolien ausgestattete Telemetrienhalsbänder bewährt, vor allem für das sichere Erkennen der Markierung. Dies gilt beispielsweise für Fotofallenbilder, auf denen Tiere in größerer Distanz abgebildet sind (Abb. 48).



Abb. 46: Ohrmarkenbedingte Entzündungen nach mehrmonatiger Tragzeit der Ohrmarken Dalton Rototag Mini im UG3 (Fotos: © M. Borchert).



Abb. 47: Iltisrüde Z-IR03 mit Ohrmarken Dalton Rototag Mini (Foto: © M. Borchert).



Abb. 48: Baummarderrüde T-BR03 mit Reflexfoliemuster am Halsband (Foto: © N. Stier).

Bei keinem der wiedergefangenen Iltisse gab es entsprechende, durch die Ohrmarken hervorgerufene Entzündungen. Bedingt durch eine etwas dünnere Ohrwand, scheinen diese Ohrmarken für Iltisse geeignet.

Tab. 23: Errechnete Anzahl an Baummardern im UG4 - basierend auf dem „Fang mit Kastenfalle-Markierung (Besenderung)-Wiederfang mit Kastenfalle“-Verfahren – die Dokumentation der Ergebnisse erfolgte über Fotofallen.

Zeitraum	Fotofallen-kontakte markierte Baummarder	Fotofallen-kontakte unmarkierte Baummarder	Anteil Markierte [%]	Baummarder mit Markierung	Baummarder [Ind.] errechnet
17.01.-24.03.2013	0	14	0	0,0	-
25.03.-29.04.2013	109	79	58	2,4	4,1
30.04.-03.05.2013	96	2	98	6,0	6,1
04.05.-06.06.2013	265	0	100	7,0	7,0

In Tab. 23 sind die Ergebnisse der Bestandesermittlung des Baummarders mit Hilfe des Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahrens an Kastenfallen dargestellt. Mit Erhöhung der Anzahl der besenderten (und damit markierten) Baummarder stieg proportional auch der Anteil an Markierten auf den Fotofallenbildern. Ab dem Tag der letzten Besenderung (03.05.2013) erschienen an den Fallen nur noch Baummarder mit Halsbandsender. Die für die Fläche des Fallennetzes errechnete Individuenzahl erhöhte sich ebenfalls im Verlauf der Erhebungen auf sieben. Die Ergebnisse unterstellen für den Zeitraum vom 04.05. bis zum 06.06.2013 die (100 %ige) Markierung aller anwesenden Baummarder. Tatsächlich gelang über weitere Fotofallen neben den sieben Sendertieren mindestens noch der Nachweis eines weiteren Rüden im Aktionsraum von T-BR2 und je einer Fähe im Aktionsraum von T-BR1 und T-BR3. Mit den Kastenfallen werden beim Erstfang wie auch beim Wiederfang vorrangig Individuen mit geringer Fallenscheu gefangen. Die drei weiteren über Fotofallen bestätigten Tiere ließen sich trotz großer Bemühungen nicht fangen. Die Grundvoraussetzung des Verfahrens „gleiche Fangwahrscheinlichkeit“ ist somit nicht erfüllt. Dies führt zur Verfälschung der Ergebnisse, da nur der Teil der Population Grundlage für die Errechnung der Bestandesgröße ist, der auch in die Fallen geht.

Aus diesen Gründen ist die Methode „Fang-Markierung-Wiederfang“ mit Hilfe von Lebendfallen zur Bestimmung von Baummarderdichten absolut ungeeignet.

5.5 Fang mit Falle - Markierung - Wiederfang mit Fotofalle

Marcus Borchert, Norman Stier, Sebastian Kraus, Martin Reuther & Vendula Meißner-Hylanová

Dieser methodische Ansatz erfordert den Fallenfang einer repräsentativen Stichprobe der Baumrarderpopulation. Optimal sind die Voraussetzungen für die Anwendung des Verfahrens wenn 50-100 % der Population gefangen und markiert werden. Sowohl in UG3 als auch in UG4 wurde diese Grundannahme erfüllt. Darüber hinaus erfordert dieses Verfahren eine gleiche Wahrscheinlichkeit des Wiederfanges (über Fotofallen) für den markierten und den unmarkierten Teil der Population. Da Baumrarder vor Fotofallen, selbst vor solchen mit Weißblitz, nicht scheuen, war auch diese Voraussetzung erfüllt.

Unabhängig von der Verwendung von Köder oder Lockstoffen an den Fotofallenstandorten, stimmten die errechneten Baumrardernzahlen weitgehend mit den von Telemetriestudien als Referenz abgeleiteten Werten überein.

5.5.1 Fang-Wiederfang-Verfahren mit Fotofallen an Standorten ohne Köder/Lockstoff

Die Ergebnisse der Dichteberechnung basierend auf dem Verhältnis der Fotofallenkontakte von besenderten zu unbesenderten Baumrardern, erhoben mit zufällig verteilten Fotofallen bei Kenntnis der Anzahl der besenderten Baumrarder, sind in Tab. 24 bis Tab. 27 für den Bantiner Wald, den Forst Camin-Ost, den Forst Camin-West (alle UG3) sowie den Tharandter Wald (UG4) dargestellt. Die mit dieser Methode errechneten Dichten stimmen weitgehend mit den (über Telemetrie) als real ermittelten Bestandeszahlen überein (vergl. Kap. 5.2.2, Tab. 17). Die stete Tendenz zu einer moderaten Überschätzung der Bestände erklärt sich aus dem methodischen Ansatz, da nicht nur die residenten Revierbesitzer sondern auch Jungtiere und umherstreifende revierlose Tiere (zu denen im Allgemeinen keine genauen Angaben vorlagen), erfasst wurden.

Der Einfluss einer mit steigendem Alter zunehmenden Mobilität der Jungtiere auf die Dichteberechnung wird am Beispiel des Bantiner Waldes offensichtlich (Tab. 24). Im Zeitraum August bis Oktober nähern sich die von den Jungtieren täglich zurückgelegten Distanzen mehr und mehr denen der Adulten an, was sich - gegenüber dem Zeitraum April bis Juli - in einer höheren Fotofallenkontaktrate widerspiegelt. Als Ergebnis errechnet sich eine höhere Dichte, obwohl die Zahl der anwesenden Baumrarder gleich geblieben oder eventuell, aufgrund von Abwanderungen oder Todesfällen der Jungtiere, sogar gesunken ist. Diese Zusammenhänge sind bei der Interpretation der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Tab. 24: Dichteschätzung der Baummarde basierend auf dem „Fang (Falle) – Markierung (Besonderung) - Wiederfang (Fotofalle)“ - Verfahren an unbeködeten Standorten im Bantiner Wald (UG3).

Zeitraum	Fotofallen-kontakte besenderte Baummarde	Fotofallen-kontakte unbesenderte Baummarde	Anteil besendeter Baummarde [%]	Anzahl besendeter Baummarde gesamt	Anzahl Baummarde berechnet [St.]	Baummarde Dichte berechnet [St./km ²]
Apr 12	0	1	0	2	3,1	2,0
Mai 12	3	0	100	2		
Jun 12	4	2	66,7	2		
Jul 12	6	4	60	2		
Apr-Jul 12	13	7	65	2		
Aug 12	1	0	100	2	6,9	4,5
Sep 12	5	10	33,3	2		
Okt 12	1	7	12,5	2		
Aug-Okt 12	7	17	29,2	2		
Mai 13	3	2	60	2	3,3	2,2

Im Forst Camin-Ost herrschten im Zeitraum April bis Juli 2012 außergewöhnliche Bedingungen, da sich vier Jungtiere aus dem Jahr 2011 immer noch im Gebiet aufhielten. Ihr Status war zu dieser Zeit aber unklar. Sie wurden anscheinend von den Alttieren geduldet, legten aber kürzere Tagesdistanzen zurück, wodurch Sie auf den Fotofallenbildern unterrepräsentiert waren. Mit der Besonderung dieser 4 vorjährigen Marder im August 2012 näherten sich die errechneten Dichtewerte den realen Bestandeszahlen an.

Tab. 25: Dichteschätzung der Baummarde basierend auf dem „Fang (Falle) – Wiederfang (Fotofalle)“ – Verfahren an unbeködeten Standorten im Forst Camin-Ost (UG3).

Zeitraum	Fotofallen-kontakte besenderte Baummarde	Fotofallen-kontakte unbesenderte Baummarde	Anteil besendeter Baummarde [%]	Anzahl besendeter Baummarde gesamt	Anzahl Baummarde berechnet [St.]	Baummarde Dichte berechnet [St./km ²]
Apr 12	5	3	63	3,5	4,9	1,4
Mai 12	3	3	50	2,5		
Jun 12	3	8	27	2,5		
Jul 12	13	1	93	3,5		
Apr-Jul 12	24	15	62	3	7,4	2,1
Aug 12	9	2	82	6		
Sep 12	2	0	100	6,5		
Aug-Sep 12	11	2	85	6,3		

Eine besondere Situation ergab sich auch für den Forst Camin-West. Hier siedelten zeitgleich eine Fähe und zwei Rüden mit nahezu identischen Aktionsräumen (vergl. Kap. 5.2.1). Im Zeitraum Mai bis Juli 2012 waren die beiden Rüden schon im Gebiet anwesend aber noch nicht besendert. Trotzdem konnten sie größtenteils auf den Fotofallenbildern identifiziert werden. Die durchschnittliche Fotofallenkontaktrate der beiden Rüden lag auch aufgrund der höheren täglichen Laufstrecken (vergl. Kap. 5.7.1) deutlich über der Kontaktrate der Fähe. Hierdurch kam es, auch in Verbindung mit anwesenden Jungtieren, zu einer deutlichen Bestandesüberschätzung. Der erste der beiden Rüden wurde im August 2012 besendert. Ab diesem Zeitpunkt stimmten die errechneten Dichtewerte mit den realen Vorkommen gut überein.

Tab. 26: Dichteschätzung der Baumrarder basierend auf dem „Fang (Falle) – Wiederrang (Fotofalle)“ – Verfahren an unbeködeten Standorten im Forst Camin-West (UG3).

Zeitraum	Fotofallen-kontakte besenderte Baumrarder	Fotofallen-kontakte unbesenderte Baumrarder	Anteil besenderte Baumrarder [%]	Anzahl besenderte Baumrarder gesamt	Anzahl Baumrarder berechnet [St.]	Baumrarder Dichte berechnet [St./km ²]
Mai 12	1	5	16,7	1	5,6	4,7
Jun 12	3	13	18,8	1		
Jul 12	1	5	16,7	1		
Mai-Jul 12	5	23	17,9	1		
Aug 12	13	7	65	2	3,1	2,6
Sep 12	21	12	63,6	2		
Aug-Sep 12	34	19	64,2	2		
Okt 12	8	1	88,9	2,5	2,8	2,3
Nov 12	20	0	100	3	3,0	2,5
Dez 12	11	0	100	3		
Jan 13	4	0	100	3		
Feb 13	8	0	100	3		
Apr 13	4	0	100	3		
Mai 13	11	0	100	3		
Jun 13	12	0	100	3		
Jul 13	9	0	100	3		
Aug 13	10	0	100	3		
Sep 13	1	0	100	3		
Nov 12-Sep 13	90	0	100	3		

In der mit zufällig verteilten, unbeködeten Fotofallen ausgestatteten Fläche im Tharandter Wald (UG4) siedelten nach Ergebnissen der Telemetrie ergänzt durch Fotofallenbilder ein besenderte Rude T-BR2 und ein unmarkierter Rude. Dies spiegelt sich in einem Anteil markierter Tiere von 56 % wider. Der errechnete Wert von 1,8 Baumrardern liegt sehr nah an der realen Anzahl von 2 Individuen, zumal unbekannt war, ob sich der unmarkierte Rude auch außerhalb der beprobten Fläche aufhielt.

Tab. 27: Dichteschätzung der Baumrarder basierend auf dem „Fang (Falle) – Wiederrang (Fotofalle)“ - Verfahren an unbeködeten Standorten im Tharandter Wald (UG4).

Zeitraum	Fotofallen-kontakte besenderte Baumrarder	Fotofallen-kontakte unbesenderte Baumrarder	Anteil besenderte Baumrarder [%]	Anzahl besenderte Baumrarder gesamt	Anzahl Baumrarder berechnet [St.]	Baumrarder Dichte berechnet [St./km ²]
Jun 13	9	3	75	1	1,8	0,2
Jul 13	6	9	40	1		
Aug 13	4	3	57	1		
Summe	19	15	56	1		

5.5.2 Fang-Wiederaufnahme-Verfahren mit Fotofallen an Standorten mit Köder/Lockstoff

Für die Versuchsreihen mit Köder (Trockenobst in einem Teesieb) oder Lockstoff wurden in UG3 und UG4 die gleichen Areale wie bei den Testvarianten ohne Köder jedoch zeitversetzt genutzt (Kap. 5.4.1).

Tab. 28: Dichteschätzung der Baumruder basierend auf dem „Fang (Falle) – Wiederaufnahme (Fotofalle)“ - Verfahren an Standorten mit Lockstoff im Bantiner Wald (UG3).

Zeitraum	Fotofallen-kontakte besenderte Baumruder	Fotofallen-kontakte unbesenderte Baumruder	Anteil besendeter Baumruder [%]	Anzahl besendeter Baumruder gesamt	Anzahl Baumruder berechnet [St.]	Baumruder Dichte berechnet [St./km ²]
Sep/Okt 13	11	2	85	2	2,4	1,5

Tab. 29: Dichteschätzung der Baumruder basierend auf dem „Fang (Falle) – Wiederaufnahme (Fotofalle)“ - Verfahren an Standorten mit Lockstoff im Forst Camin-West (UG3).

Zeitraum	Fotofallen-kontakte besenderte Baumruder	Fotofallen-kontakte unbesenderte Baumruder	Anteil besendeter Baumruder [%]	Anzahl besendeter Baumruder gesamt	Anzahl Baumruder berechnet [St.]	Baumruder Dichte berechnet [St./km ²]
Okt/Nov 13	21	0	100	3	3	2,5

Tab. 30: Dichteschätzung der Baumruder basierend auf dem „Fang (Falle) – Wiederaufnahme (Fotofalle)“ - Verfahren an Standorten mit Köder/Lockstoff im Tharandter Wald (UG4).

Zeitraum	Fotofallen-kontakte besenderte Baumruder	Fotofallen-kontakte unbesenderte Baumruder	Anteil besendeter Baumruder [%]	Anzahl besendeter Baumruder gesamt	Anzahl Baumruder berechnet [St.]	Baumruder Dichte berechnet [St./km ²]
Sep 13	10	13	43	1	2,3	0,4

Die leicht höheren Werte für die errechnete Anzahl sowie der daraus abgeleiteten Dichte erklärt sich durch die im September registrierte Anwesenheit des Nachbarrüden T-BR3 und seiner Fähe am südwestlichen Rand der Untersuchungsfläche.

Die Telemetriedaten (Kap. 5.2) aus dem UG3 belegten bereits, dass fast über den gesamten Bearbeitungszeitraum auch alle revierbesitzenden Baumruder besendet waren. Dies spiegelt sich in einem Anteil von 85 und 100 % markierter Individuen in Tab. 28 und Tab. 29 ebenfalls wider. Teilweise wurden dort revierlose Tiere oder im Elternrevier geduldete Jungtiere fotografiert, was den Anteil Unmarkierter erklärt.

Im UG4 (Tab. 30) war nur die Hälfte der Residenten markiert, was mit Anteilen von 43 % Sendertieren bei den Fotos bestätigt wurde.

Insgesamt betrachtet, stimmten die mit Hilfe des „Fang durch Falle und Wiederaufnahme mit Fotofalle (beködert und unbeködert)“-Ansatzes weitestgehend mit den realen Bestandszahlen überein. Die Methode erwies sich als geeignet, zumal der erforderliche Aufwand begrenzt ist und das Verfahren auch durch wenig fachkundiges Personal durchgeführt werden kann. Als Markierung kann für die Anwendung ein Halsband mit Reflexfolie verwendet werden.

5.6 Dichtebestimmung basierend auf dem „Fang mit Fotofalle - Individualisierung mit Kehlfleck - Wiederfang mit Fotofalle“-Verfahren

Norman Stier, Marcus Borchert, Sebastian Kraus, Martin Reuther & Vendula Meißner-Hylanová

Soll die Fang-Markierung-Wiederfang-Methode mittels Fotofallen nichtinvasiv – also ohne Fang und künstliche Markierung – angewandt werden, so müssen natürliche Merkmale eine 100 % sichere Individualerkennung ermöglichen. Dies wird sehr intensiv an Vertretern der Großkatzen über die Fellzeichnung (Streifung, Fleckung) genutzt (z. B. O'CONNELL et al. 2011). In Deutschland ist so die Standardmethode des Fotofallenmonitorings für den Luchs entstanden (WEINGARTH 2009).

Im Gegensatz zum Steinmarder weist der gelbe Kehlfleck des Baumarders extrem fein ausgeprägte, individuelle Unterschiede auf (STIER 2012), so dass diese für die Individualerkennung sehr gut geeignet sind (Abb. 15). Entscheidend für die Dokumentation mit Fotofallenbildern ist, dass sich die Baumarder in maximal 3 m Entfernung aufrichten und zur Kamera wenden, so dass Fotos mit gut sichtbaren Kehlflecken entstehen. Dies ist an regelmäßig aufgesuchten Köderstellen, wie Kastenfallen (Abb. 49) oder aufgehängten Lockstoffen (Abb. 50) möglich.

Um an Köderstellen, an denen die Tiere regelmäßig erscheinen, Fotos mit gut sichtbaren Kehlflecken zu erhalten, wurde eine spezielle Köderbox (Abb. 51) entwickelt. Bei dieser wird der Köder etwa 1 m von der Fotofalle entfernt in ca. 40 cm Höhe so deponiert, dass sich die Baumarder aufrichten müssen, um ihn zu erreichen (Abb. 52).

In den Untersuchungsgebieten 3 und 4 zeigte sich, dass nach mehreren Wochen alle im Gebiet vorkommenden Individuen nachzuweisen waren. Damit sind die Grundvoraussetzungen für die Verwendung des Fang-Wiederfang-Verfahrens gegeben und es kann wie beim Luchs (WEINGARTH 2009) auch beim Baumarder Anwendung finden.



Abb. 49: Mittels Fotofalle erfasster Baumarder mit gut sichtbarem Kehlfleck an einem beköderten Standort im UG3 (Foto: © M. Borchert).



Abb. 50: Mittels Fotofalle erfasster Baummarder mit gut sichtbarem Kehlfleck an einem Standort mit aufgehängtem Lockstoff im UG4 (Foto: © N. Stier).



Abb. 51: Mit Fotofalle ausgestattete Köderbox, in der sich die Baummarder aufrichten müssen, um an den Köder zu gelangen (Foto: © N. Stier).



Abb. 52: Fotofallenbild aus einer Köderbox, in der sich die Baummarder aufrichten müssen, um an den Köder zu gelangen (Foto: © N. Stier).

5.7 Dichtebestimmung basierend auf Mindestindividuenzahlen ermittelt mit Fotofallen

Marcus Borchert, Norman Stier, Sebastian Kraus, Martin Reuther, Kristin Schönfeld & Vendula Meißner-Hylanová

Beim methodischen Ansatz der Dichtebestimmung mittels Mindestindividuenzahlen über Fotofallen wird versucht, die Anzahl der intrasexuell territorialen Revierinhaber zu ermitteln. Im Normalfall verteidigen Baummarder ihren gesamten Aktionsraum als Territorium und es werden keine gleichgeschlechtigen, adulten Artgenossen geduldet (STIER 2012).

Über den mehrfachen Nachweis der Revierinhaber (anhand von Fotos ihrer Kehlflecken) an unterschiedlichen Stellen im Territorium gelingt es, die grobe Verteilung der adulten Baummarder zu ermitteln. Hierfür dürfen die Marder nicht nur seitlich an Fotofallen vorbeilaufen, sondern müssen sich zumindest kurz der Fotofalle zuwenden (Abb. 53). Dies kann durch Anbringen von Köder oder Lockstoff (vergl. Kap. 5.5) erreicht werden. Ist der Kehlfleck auf den Fotos weitgehend vollständig abgebildet, ist eine individuelle Erkennung in der Regel gewährleistet. In vielen Fällen genügen für eine Individualisierung der Baummarder aber auch schon Aufnahmen, auf denen der Kehlfleck seitlich (lateral), im Idealfall aus verschiedenen Perspektiven zu sehen ist.

Bei der Auswertung von 5.655 Baummarderereignissen an Köderstellen in Kastenfallen im Forst Camin waren in 1.558 Fällen (28 %) die Baummarder allein anhand lateraler Kehlfleckfotos zu erkennen. Oftmals hilft auch die Kombination mehrerer Merkmale (z.B. Kehlfleck, Augentrübung, Ohrkerben) bei der individuellen Erkennung. Regelmäßig geben die Fotos auch Hinweise auf das Geschlecht (über Hoden/Penis/Zitzen, Abb. 53) und teilweise sogar auf den Reproduktionsstatus (vergrößerte Hoden/angesogene Zitzen).

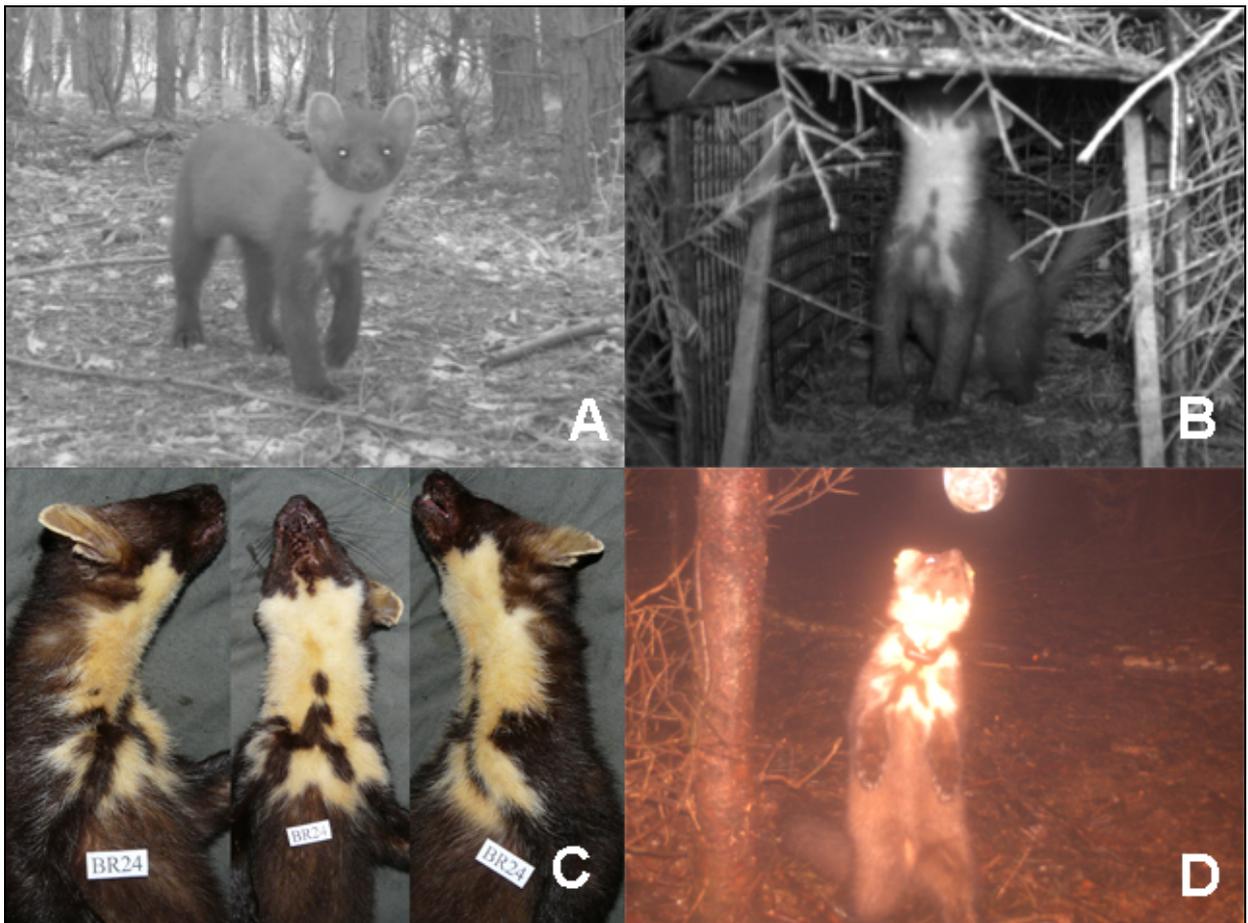


Abb. 53: Individualerkennung des Baummarderrüden Z-BR24 durch Kehlfleckfotos im UG3: A – Versuchsaufbau „Fotofalle zufällig“ vor der Besenderung; B – Köderstelle in Kastenfalle vor der Besenderung; C – Kehlfleckfotos bei Besenderung; D – Köderstelle mit angebundem Köder nach der Besenderung (Fotos: © M. Borchert).

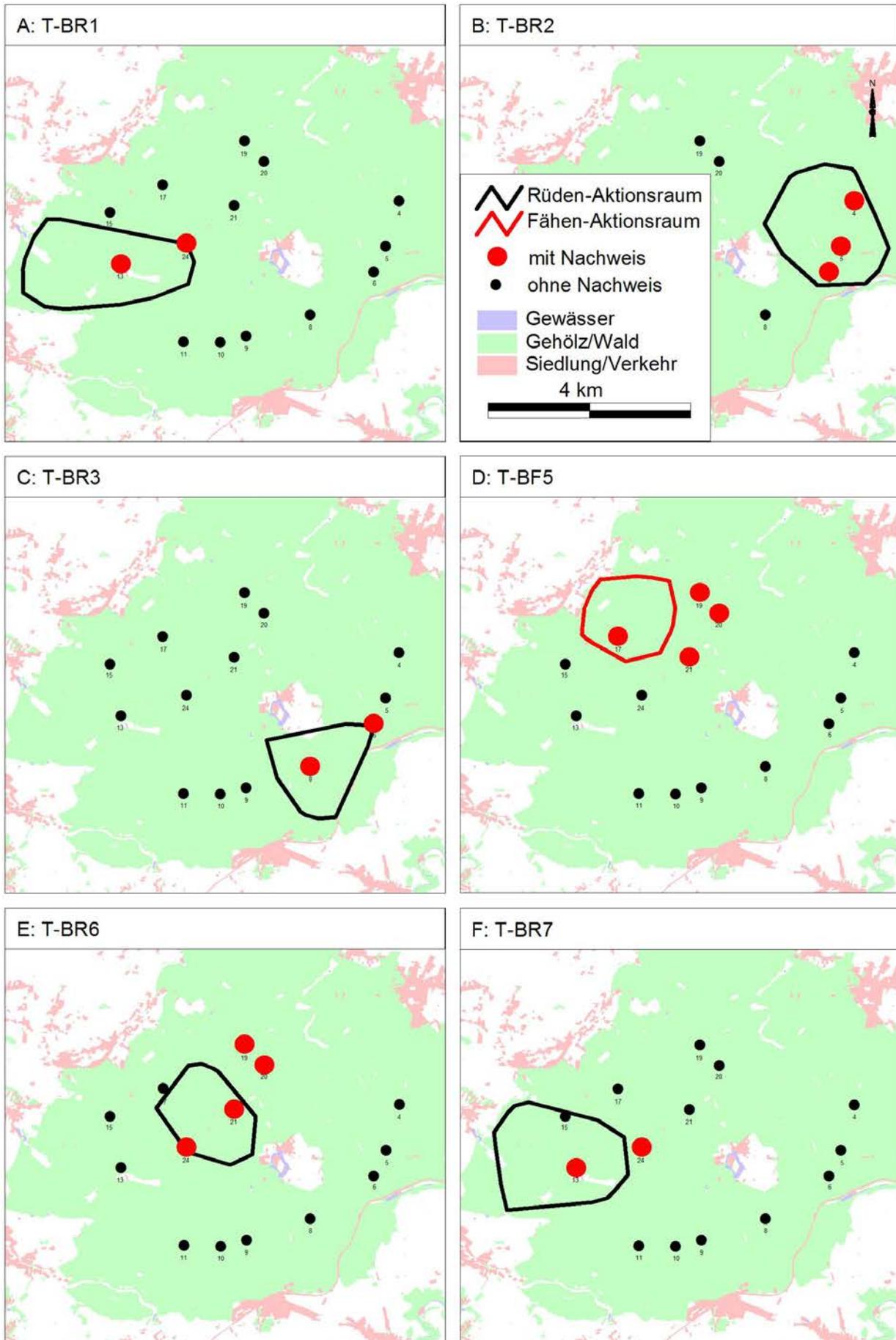


Abb. 54: Nachweis der telemetrierten Baummarder (roter Punkt) im UG4 an Kastenfallen mittels Fotofallenüberwachung (schwarzer Punkt = Kastenfallenstandort ohne Nachweis der telemetrierten Baummarder).

Bei den Fotofallenaufbauten in Kombination mit einem Köder (unzugänglich in einem Teesieb) oder Lockstoff in den Untersuchungsgebieten 3 und 4 (Kap. 4.7.3 u. 5.5) zeigte sich, dass – eine große Anzahl an Fotos mit gut sichtbarem Kehlflleck entstehen kann. Im UG4 rochen 10 von 12 Baummarkern an einem Teesieb mit Trockenobst und 9 von 11 an einem Lockstoff. Diese hohen Anteile belegen die Bedeutung der attrahierenden Wirkung von Köder oder Lockstoff für die Kehlfllecksichtbarkeit. Zu empfehlen ist dabei auch der Einsatz der speziellen Köderboxen mit Fotofalle (Kap. 5.5, Abb. 51 u. Abb. 52).

Trotz des relativ groben Kastenfallennetzes im UG4 mit nur 0,2 Fallen/km² (Tab. 1, Abb. 54) war es bereits vor der Telemetrie möglich, den Raum zu bestimmen, in dem sich die Tiere bewegten.

Bei einer mit 1 bis 5 Fallen/km² höheren Fallendichte in den Wäldern des UG3) waren in allen Untersuchungsflächen bereits vor der Besenderung der Baummarkerbstand sowie die Verteilung der Individuen bekannt. Bei diesem methodischen Ansatz wurden auch Tiere schon relativ früh nachgewiesen, deren Fang und Besenderung teilweise erst nach Monaten gelang. Dies belegt auch den - im Vergleich zur Telemetrie des Gesamtbestandes - geringeren Aufwand des Verfahrens. Tab. 31 zeigt ausgewählte Köderstellen in Kastenfallen im Forst Camin, an denen die später besenderten Baummarkder bereits vor dem Fang nachgewiesen und individuell erkannt werden konnten. Die Verteilung dieser Kastenfallen im Untersuchungsgebiet zeigt Abb. 55.

Dieses Verfahren erwies sich als äußerst effizient und lieferte sehr gute Daten, so dass es- für die Bearbeitung abgegrenzter Waldgebiete – uneingeschränkt empfehlenswert ist.

Tab. 31: Fotofallen-Nachweis von im Forst Camin anwesenden Baummarkderindividuen an ausgewählten, beköderten Kastenfallen vor dem ersten Fang.

Baum- markder	Kastenfallen Nr.								
	C-KF01	C-KF02	C-KF03	C-KF04	C-KF05	C-KF06	C-KF07	C-KF08	C-KF09
Z-BF01	+	-	-	-	-	+	-	-	+
Z-BF05	+	-	-	-	-	+	+	-	+
Z-BF06	-	-	+	-	+	-	-	+	-
Z-BF07	-	+	-	+	-	-	-	-	-
Z-BF09	+	-	-	-	-	+	-	-	+
Z-BR02	-	+	-	+	-	-	-	-	-
Z-BR03	+	-	-	-	-	+	-	-	-
Z-BR04	-	-	+	-	+	-	-	+	-
Z-BR08	+	-	-	-	-	+	-	-	+
Z-BR17	+	+	-	+	-	+	+	-	+
Z-BR23	+	-	-	-	-	+	-	+	+
Z-BR24	-	-	+	-	+	-	-	+	-
Z-BR25	-	-	+	-	+	-	-	-	-

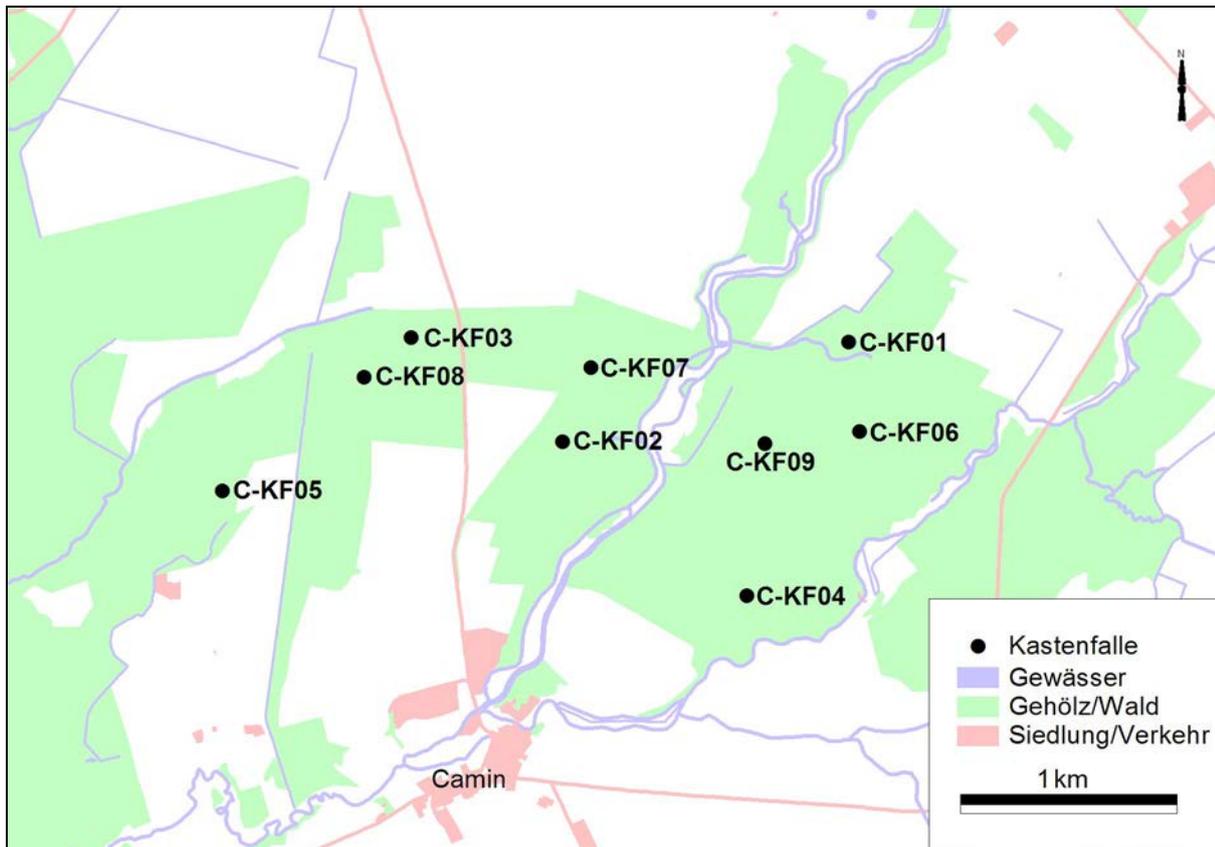


Abb. 55: Lage ausgewählter Kastenfallenstandorte im Forst Camin.

Die entsprechenden Fotofallen-basierten Versuchsaufbauten in Kombination mit der Ausbringung von Köder bzw. Lockstoff sollten über 2 bis 3 Monate im Gebiet verbleiben. Standorte an denen der Köder zugänglich war und von den Baumrardern aufgenommen werden konnte, wurden – im Vergleich zu Standorten mit Köder in den geschlossenen Teeeiern - zwar häufiger aufgesucht (Kap. 4.7.3). Sie müssen folglich aber auch regelmäßig (1 bis 2mal pro Woche) mit neuem Köder bestückt werden.

Da die kleinsten Baumrarder-Aktionsräume etwa 100 ha umfassen und jedes Individuum an mindestens 2 bis 4 Orten nachgewiesen werden sollte, um eine räumliche Zuordnung zu ermöglichen, ist eine Fotofallendichte von 2 bis 4 pro km² anzustreben. In Regionen in denen, aufgrund der Landschaftsausstattung, mit geringeren Dichten zu rechnen ist, kann auch mit weniger Geräten (0,5 bis 1 pro km²) begonnen und das Netz bei Bedarf aufgestockt werden.

5.8 Dichtermittlung basierend auf dem „Random encounter model“ (REM) nach ROWCLIFFE et al. (2008)

5.8.1 24-Stunden-Laufstrecken

Marcus Borchert, Norman Stier, Martin Reuther, Sebastian Kraus, Vendula Meißner-Hylanová & Fanny Betge

Die Ermittlung der Baumrarder-Laufstrecken über 24 Stunden in den Untersuchungsgebieten 3 und 4 erfolgte insgesamt an 28 Tagen bei 4 Fähen und 9 Rüden im Frühjahr und Sommer 2012 und 2013 (Tab. 32 und Tab. 33). Die Laufstrecken des Rüden T-BR6 wurden nicht in die Auswertung einbezogen. Dieser vorjährige Rüde belief einerseits einen relativ kleinen Aktionsraum, andererseits waren die Laufstrecken auch deutlich kürzer als die der anderen Rüden. Dies legt den Schluss nahe, dass das Tier noch im Elternaktionsraum geduldet wurde und deshalb seine Laufstrecken nicht repräsentativ für Revierinhaber sind.

In der Literatur finden sich für Vergleichszwecke geeignete Daten nur bei ZALEWSKI et al. (2004) aus Ostpolen. Ein Vergleich dieser Werte mit den Laufstrecken aus den Untersuchungsgebieten 3 und 4 findet sich in Tab. 34. Die Laufstrecken der Baumrarder in Polen sind generell größer als die in den ostdeutschen Untersuchungsgebieten. Die im UG4 ermittelten Laufstrecken sind wiederum tendenziell größer als die Laufstrecken im UG3. Ebenso sind erwartungsgemäß die Laufstrecken der Fähen kleiner als die der Rüden.

Die Abb. 56 und Abb. 57 zeigen die variierenden Raumnutzungsmuster zwischen den einzelnen Tracking-Einheiten im UG4 in Bezug zum jeweiligen Aktionsraum.

Tab. 32: 24-Stunden-Laufstrecken der Baumrarder sowie Durchschnittsdistanzen pro Minute (ermittelt aus 5 und 10- Minuten-Intervallen) im UG3.

Tier	Telemetrie-Intervall	mittl. Distanz pro Minute (m/min)	Laufstrecke pro 24 h (m)
UG3 – Rüden			
Z-BR14	18./19.04.2012	17	9.063
Z-BR14	19./20.04.2012	14	6.370
Z-BR24	17./18.06.2013	28	14.341
Z-BR24	25./26.07.2013	24	10.708
Z-BR25	18./19.06.2013	30	13.325
Z-BR28	29./30.05.2013	25	16.503
Z-BR28	23./24.07.2013	25	16.373
Z-BR28	30./31.07.2013	30	17.332
Mittelwert – Frühjahr (16.03.-15.06.)		19	10.6 km
Mittelwert – Sommer (16.06.-15.10.)		27	14.4 km
UG3 – Fähen			
Z-BF06	24./25.07.2013	12	3.455
Z-BF07	16./17.04.2012	14	6.885
Z-BF07	17./18.04.2012	18	3.170
Z-BF29	30./31.05.2013	19	9.721
Z-BF29	19./20.06.2013	19	7.658
Z-BF29	20./21.06.2013	17	9.654
Z-BF29	22./23.07.2013	16	6.332
Z-BF29	29./30.07.2013	20	10.152
Mittelwert – Frühjahr (16.03.-15.06.)		17	6.6 km
Mittelwert – Sommer (16.06.-15.10.)		17	7.5 km

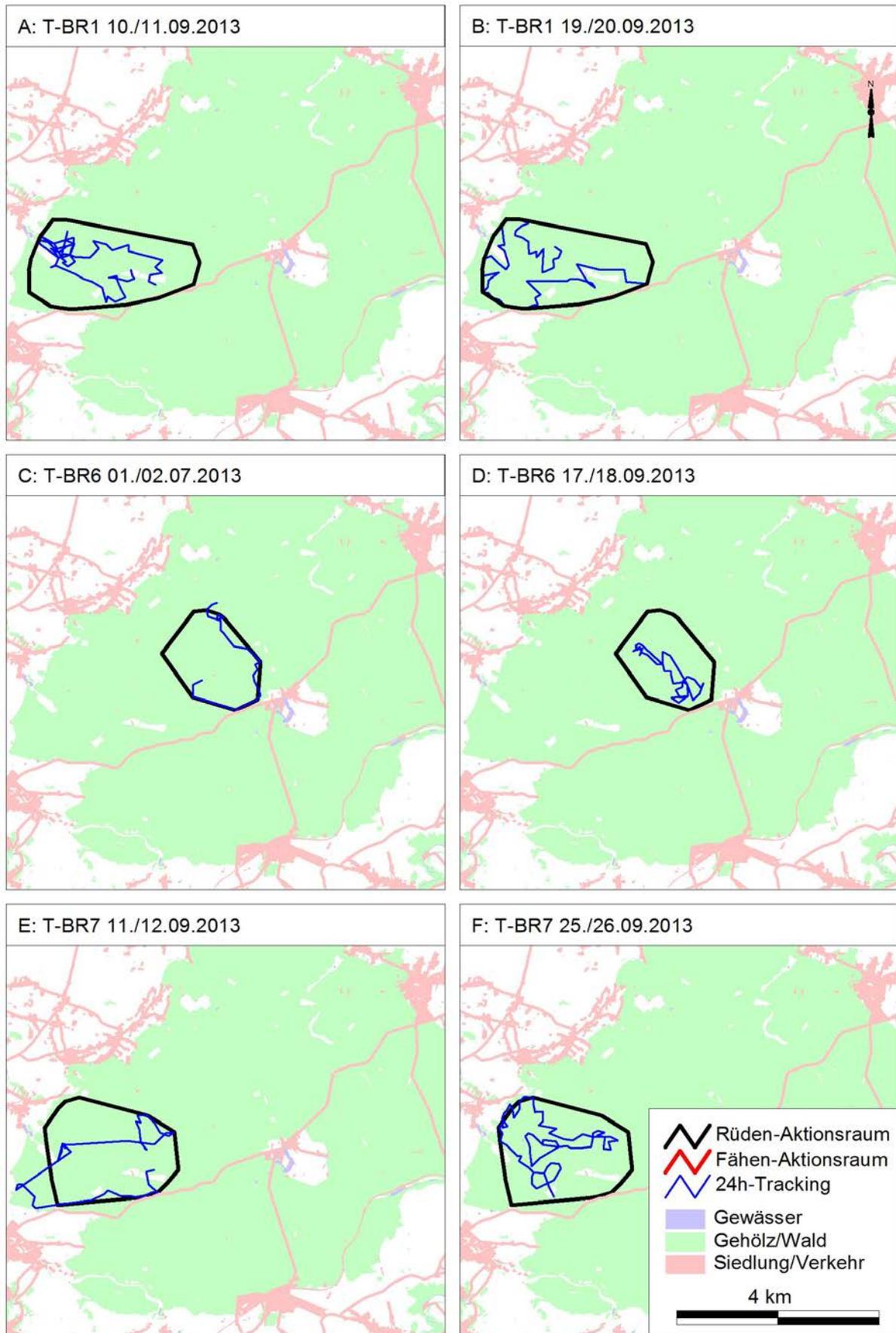


Abb. 56: 24h-Laufstrecken an telemetrierten Baummardern T-BR1, T-BR6, T-BR7 im UG4 ermittelt.

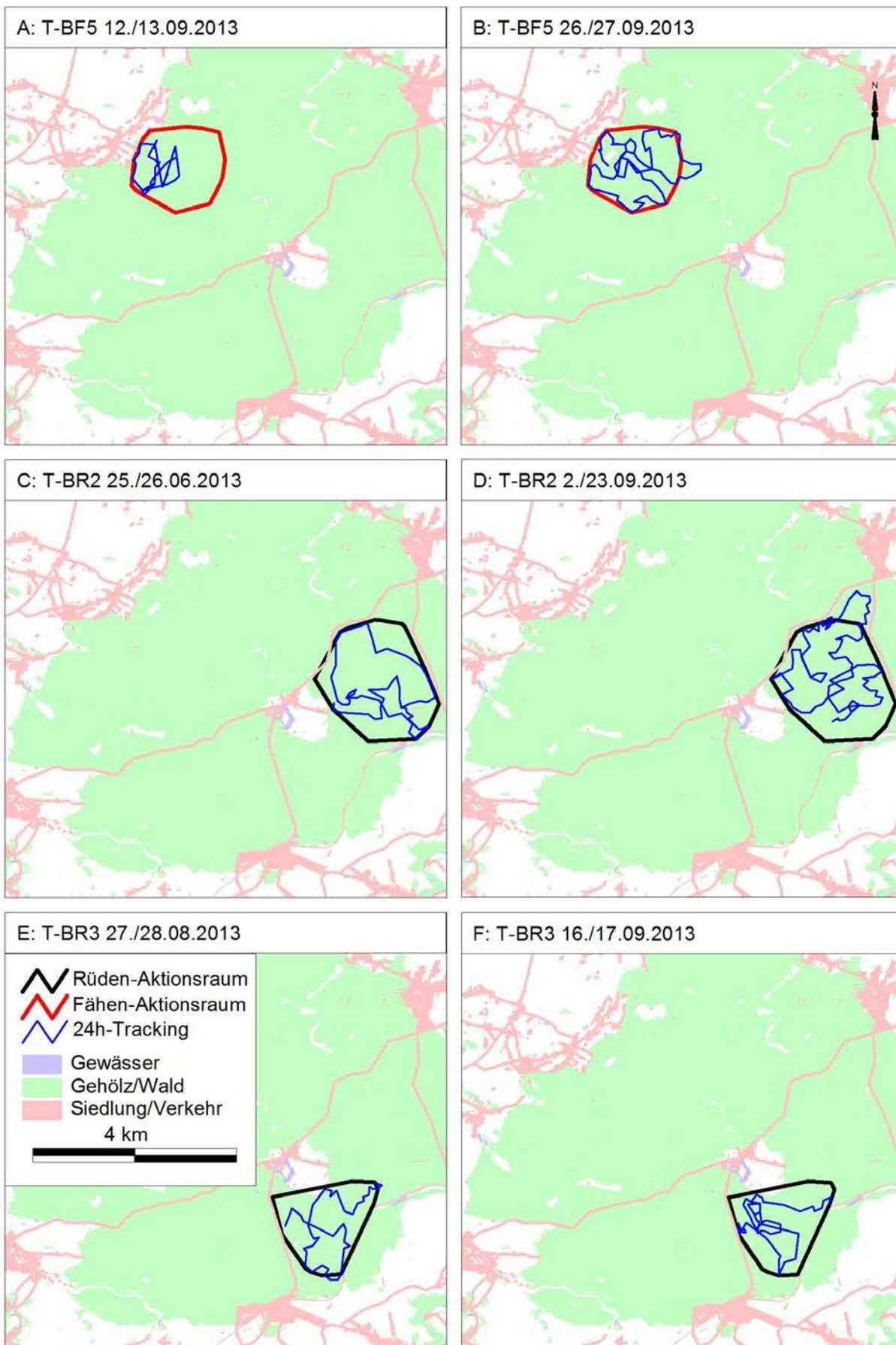


Abb. 57: 24h-Laufstrecken der telemetrierten Baumardern T-BF5, T-BR2, T-BR3 im UG4.

5.8.2 Dichteberechnung nach REM

Marcus Borchert, Norman Stier, Vendula Meißner-Hylanová, Sebastian Kraus,
Elisabeth Brier, Nina Lumnitzer & Cornelia Scheibner

Eingangsgrößen und Ergebnisse der Dichteberechnung der Baumarder nach der REM-Methode sind in Tab. 35 bis Tab. 42 für den Bantiner Wald, den Forst Camin-Ost und Camin-West (alle UG3) sowie für den Tharandter Wald (UG4) aufgeführt. Die Dichten wurden einerseits für alle anwesenden Baumarder (also auch für alle unbesenderten Tiere, wie Jungtiere und möglicherweise durchstreifende revierlose Baumarder) (Tab. 36, Tab. 38, Tab. 40, Tab. 42), andererseits nur für die besenderten Revierinhaber (Tab. 37, Tab. 39, Tab. 41, Tab. 43) errechnet. Letztere dienen wie oben beschrieben als Referenz für die Ermittlung der realen Siedlungsdichten.

Im Rahmen des Fotofallentests (Kap. 4.7.1) wurden die Erfassungswahrscheinlichkeiten von 10 unterschiedlichen Fotofallenmodellen ermittelt. Dementsprechend wurden je nach verwendetem Fotofallenmodell (Reconyx RM45 oder Reconyx HC600) die Fotofallenkontakte der entsprechenden Baumardergruppen mit den beim Fotofallentest ermittelten Erfassungswahrscheinlichkeiten (Tab. 35, kleine Raubsäuger) korrigiert.

Die Bezugszeiträume für die Berechnungen sind in Kap. 3.5.2.2. erläutert. Da im UG4 nur sehr wenig Daten für den Zeitraum Frühjahr 2013 vorliegen und diese ohnehin am Ende des Bezugszeitraumes liegen, wurden sie dem Zeitraum Sommer 2013 zugeschlagen und auch mit der entsprechenden Laufstrecke berechnet.

Die Details zur Ermittlung der Laufstrecken sind in Kap. 3.6.3 beschrieben. Für die Dichteberechnung wurden die Mittelwerte der zeitraum- und gebietsspezifisch ermittelten Laufstrecken beider Geschlechter aus Tab. 34 entnommen. Da für den Zeitraum Winter keine eigenen Laufstrecken erhoben wurden, findet in den nachfolgenden Berechnungen die Winterlaufstrecke von ZALEWSKI et al. (2004) Anwendung.

Tab. 35: Mittelwerte der Erfassungswahrscheinlichkeiten der Fotofallentypen Reconyx HC600 und Reconyx RM45 bis zu einer Entfernung von 6 m - nach Daten aus Kap. 4.7.1.

Reconyx Fotofalle	HC600	RM45	HC600 & RM45
mittelgroße Raubsäuger (Fuchs, Dachs, Marderhund, Waschbär)	54 %	33 %	43 %
kleine Raubsäuger (Baumarder, Steinmarder, Iltis)	51 %	25 %	38 %

Tab. 36: Dichteberechnung nach dem REM-Verfahren im Bantiner Wald (UG3) unter Einbeziehung der Fotofallenkontakte aller Baumarder.

Zeitraum		Fallen- tage (t)	Lauf- strecke (v)	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3	Gruppe 4	BM ges. (y)	Dichte St/km ² Wald	
Frühjahr 2012	16.04.12 - 01.05.12	105	8,6	0	1	2	0	3	2,7	3,3
	18.05.12 - 01.06.12	95	8,6	3	0	1	1	4	4,0	
Sommer 2012	20.06.12 - 04.07.12	98	10,9	7	3	4	2,8	14	5,2	3,9
	20.07.12 - 07.08.12	108	10,9	3	3	3	1,5	9	3,0	
	29.08.12 - 30.09.12	215	10,9	6	10	2	0,8	18	3,2	
	01.10.12 - 15.10.12	90	10,9	1	4	5	1	10	4,9	
Winter 2012/13	16.10.12 - 31.10.12	200	6	0	3	2	0	5	1,7	1,8
	01.11.12 - 19.11.12	129,5	6	0	0	4	0	4	2,0	
Frühjahr 2012	07.05.13 - 30.05.13	138	8,6	3	2	1	0,6	6	2,0	2,0

Gruppe 1 = Anzahl der Fotofallenkontakte besendeter Baumarder; Gruppe 2 = Anzahl der Fotofallenkontakte unbesendeter Baumarder; Gruppe 3 = Anzahl der Fotofallenkontakte der Baumarder, die nicht eindeutig als besendert oder unbesendert erkannt wurden; Gruppe 4 = errechneter theoretischer Anteil der Fotofallenkontakte besendeter Baumarder aus Gruppe 3; BM ges. = Anzahl der Fotofallenkontakte aller Baumarder

Tab. 37: Dichteberechnung nach dem REM-Verfahren im Bantiner Wald (UG3) unter Einbeziehung der errechneten Fotofallenkontakte nur der besenderten Baummardeer.

Zeitraum		Fallen- tage (t)	Lauf- strecke (v)	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3	Gruppe 4	Gruppe 1 + Gruppe 4 (y)	Dichte St/km ² Wald	
Frühjahr 2012	16.04.12 - 01.05.12	105	8,6	0	1	2	0	0	0,0	1,9
	18.05.12 - 01.06.12	95	8,6	3	0	1	1	4	4,0	
Sommer 2012	20.06.12 - 04.07.12	98	10,9	7	3	4	2,8	9,8	3,6	1,6
	20.07.12 - 07.08.12	108	10,9	3	3	3	1,5	4,5	1,5	
	29.08.12 - 30.09.12	215	10,9	6	10	2	0,8	6,8	1,1	
	01.10.12 - 15.10.12	90	10,9	1	4	5	1	2	0,8	
Winter 2012/13	16.10.12 - 31.10.12	200	6	0	3	2	0	0	0,0	0,0
	01.11.12 - 19.11.12	129,5	6	0	0	4	0	0	0,0	
Frühjahr 2013	07.05.13 - 30.05.13	138	8,6	3	2	1	0,6	3,6	1,2	1,2

Gruppe 1 = Anzahl der Fotofallenkontakte besendeter Baummardeer; Gruppe 2 = Anzahl der Fotofallenkontakte unbesendeter Baummardeer; Gruppe 3 = Anzahl der Fotofallenkontakte der Baummardeer, die nicht eindeutig als besendert oder unbesendert erkannt wurden; Gruppe 4 = errechneter theoretischer Anteil der Fotofallenkontakte besendeter Baummardeer aus Gruppe 3.

Tab. 38 Dichteberechnung nach dem REM-Verfahren im Forst Camin-Ost (UG3) unter Einbeziehung der Fotofallenkontakte aller Baummardeer.

Zeitraum		Fallen- tage (t)	Lauf- strecke (v)	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3	Gruppe 4	BM ges. (y)	Dichte St/km ² Wald	
Frühjahr 2012	31.03.12- 16.04.12	240	8,6	5	3	0	0	8	3,1	3,7
	03.05.12- 17.05.12	210	8,6	3	3	2	1	8	3,6	
	01.06.12- 15.06.12	207	8,6	2	7	1	0,2	10	4,6	
Sommer 2012	16.06.12- 30.06.12	210	10,9	1	1	4	2	6	2,1	2,8
	01.07.12- 31.07.12	431	10,9	13	1	2	1,9	16	2,8	
	01.08.12- 04.09.12	486,5	10,9	11	2	8	6,8	21	3,2	

Gruppe 1 = Anzahl der Fotofallenkontakte besendeter Baummardeer; Gruppe 2 = Anzahl der Fotofallenkontakte unbesendeter Baummardeer; Gruppe 3 = Anzahl der Fotofallenkontakte der Baummardeer, die nicht eindeutig als besendert oder unbesendert erkannt wurden; Gruppe 4 = errechneter theoretischer Anteil der Fotofallenkontakte besendeter Baummardeer aus Gruppe 3; BM ges. = Anzahl der Fotofallenkontakte aller Baummardeer

Tab. 39: Dichteberechnung nach dem REM-Verfahren im Forst Camin-Ost (UG3) unter Einbeziehung der errechneten Fotofallenkontakte nur der besenderten Baummarde.

Zeitraum		Fallen- tage (t)	Lauf- strecke (v)	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3	Gruppe 4	Gruppe 1 + Gruppe 4 (y)	Dichte St/km ² Wald	
Frühjahr 2012	31.03.12- 16.04.12	240	8,6	5	3	0	0	5,0	2,0	1,6
	03.05.12- 17.05.12	210	8,6	3	3	2	1	4,0	1,8	
	01.06.12- 15.06.12	207	8,6	2	7	1	0,2	2,2	1,0	
Sommer 2012	16.06.12- 30.06.12	210	10,9	1	1	4	2	3,0	1,1	2,4
	01.07.12- 31.07.12	431	10,9	13	1	2	1,9	14,9	2,6	
	01.08.12- 04.09.12	486,5	10,9	11	2	8	6,8	17,8	2,7	

Gruppe 1 = Anzahl der Fotofallenkontakte besendeter Baummarde; Gruppe 2 = Anzahl der Fotofallenkontakte unbesendeter Baummarde; Gruppe 3 = Anzahl der Fotofallenkontakte der Baummarde, die nicht eindeutig als besendet oder unbesendet erkannt wurden; Gruppe 4 = errechneter theoretischer Anteil der Fotofallenkontakte besendeter Baummarde aus Gruppe 3.

Tab. 40: Dichteberechnung nach dem REM-Verfahren im Forst Camin-West (UG3) unter Einbeziehung der Fotofallenkontakte aller Baummarde.

Zeitraum		Fallen- tage (t)	Lauf- strecke (v)	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3	Gruppe 4	BM ges. (y)	Dichte St/km ² Wald	
Frühjahr 2012	17.05.12- 31.05.12	87	8,6	1	5	2	0,3	8	4,2	6,3
	01.06.12- 15.06.12	90	8,6	2	12	2	0,3	16	8,2	
Sommer 2012	16.06.12- 18.06.12	15	10,9	1	1	0	0	2	4,9	7,4
	04.07.12- 20.07.12	79	10,9	1	5	1	0,2	7	3,2	
	09.08.12- 29.08.12	123	10,9	13	3	4	3,3	20	5,9	
	06.09.12- 30.09.12	264	10,9	21	12	10	6,4	43	12,1	
	01.10.12- 15.10.12	156	10,9	2	1	3	2	6	2,9	
Winter 2012/13	16.10.12- 31.10.12	167	6	6	0	1	1	7	5,7	6,4
	01.11.12- 30.11.12	309	6	20	0	1	1	21	9,2	
	01.12.12- 31.12.12	354	6	11	0	8	8	19	7,3	
	01.01.13- 31.01.13	242	6	4	0	1	1	5	2,8	
	01.02.13- 06.03.13	249	6	8	0	3	3	11	6,0	
Frühjahr 2012	09.04.13- 30.04.13	209	8,6	4	0	1	1	5	2,3	3,4
	01.05.13- 31.05.13	339	8,6	11	0	4	4	15	4,2	
	01.06.13- 15.06.13	180	8,6	4	0	2	2	6	3,1	
Sommer 2013	16.06.13- 30.06.13	167	10,9	8	0	1	1	9	4,0	2,8
	01.07.13- 31.07.13	322	10,9	9	0	3	3	12	2,8	
	01.08.13- 09.09.13	412	10,9	11	0	2	2	13	2,3	

Gruppe 1 = Anzahl der Fotofallenkontakte besendeter Baummarde; Gruppe 2 = Anzahl der Fotofallenkontakte unbesendeter Baummarde; Gruppe 3 = Anzahl der Fotofallenkontakte der Baummarde, die nicht eindeutig als besendet oder unbesendet erkannt wurden; Gruppe 4 = errechneter theoretischer Anteil der Fotofallenkontakte besendeter Baummarde aus Gruppe 3; BM ges. = Anzahl der Fotofallenkontakte aller Baummarde

Tab. 41: Dichteberechnung nach dem REM-Verfahren im Forst Camin-West (UG3) nur unter Einbeziehung der errechneten Fotofallenkontakte der besenderten Baummarde.

Zeitraum		Fallen- tage (t)	Lauf- strecke (v)	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3	Gruppe 4	Gruppe 1 + Gruppe 4 (y)	Dichte St/km ² Wald	
Frühjahr 2012	17.05.12- 31.05.12	87	8,6	1	5	2	0,3	1,3	0,7	0,9
	01.06.12- 15.06.12	90	8,6	2	12	2	0,3	2,3	1,2	
Sommer 2012	16.06.12- 18.06.12	15	10,9	1	1	0	0	1,0	2,4	4,7
	04.07.12- 20.07.12	79	10,9	1	5	1	0,2	1,2	0,5	
	09.08.12- 29.08.12	123	10,9	13	3	4	3,3	16,3	4,8	
	06.09.12- 30.09.12	264	10,9	21	12	10	6,4	27,4	7,7	
	01.10.12- 15.10.12	156	10,9	2	1	3	2	4,0	1,9	
Winter 2012/13	16.10.12- 31.10.12	167	6	6	0	1	1	7,0	5,7	6,4
	01.11.12- 30.11.12	309	6	20	0	1	1	21,0	9,2	
	01.12.12- 31.12.12	354	6	11	0	8	8	19,0	7,3	
	01.01.13- 31.01.13	242	6	4	0	1	1	5,0	2,8	
	01.02.13- 06.03.13	249	6	8	0	3	3	11,0	6,0	
Frühjahr 2012	09.04.13- 30.04.13	209	8,6	4	0	1	1	5,0	2,3	3,4
	01.05.13- 31.05.13	339	8,6	11	0	4	4	15,0	4,2	
	01.06.13- 15.06.13	180	8,6	4	0	2	2	6,0	3,1	
Sommer 2013	16.06.13- 30.06.13	167	10,9	8	0	1	1	9,0	4,0	2,8
	01.07.13- 31.07.13	322	10,9	9	0	3	3	12,0	2,8	
	01.08.13- 09.09.13	412	10,9	11	0	2	2	13,0	2,3	

Gruppe 1 = Anzahl der Fotofallenkontakte besendeter Baummarde; Gruppe 2 = Anzahl der Fotofallenkontakte unbesendeter Baummarde; Gruppe 3 = Anzahl der Fotofallenkontakte der Baummarde, die nicht eindeutig als besendet oder unbesendet erkannt wurden; Gruppe 4 = errechneter theoretischer Anteil der Fotofallenkontakte besendeter Baummarde aus Gruppe 3.

Tab. 42: Dichteberechnung nach dem REM-Verfahren im Tharandter Wald (UG4) unter Einbeziehung der Fotofallenkontakte aller Baummardeer.

Zeitraum		Fallen- tage (t)	Lauf- strecke (v)	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3	Gruppe 4	BM ges.	Dichte St/km ² Wald	
Sommer 2013	05.06.13- 30.06.13	406,5	14,9	9	3	4	3	16	1,1	1,0
	01.07.13- 31.07.13	501	14,9	6	9	9	3,6	24	1,3	
	01.08.13- 06.09.13	499,5	14,9	4	3	3	1,7	10	0,5	

Gruppe 1 = Anzahl der Fotofallenkontakte besenderter Baummardeer; Gruppe 2 = Anzahl der Fotofallenkontakte unbesenderter Baummardeer; Gruppe 3 = Anzahl der Fotofallenkontakte der Baummardeer, die nicht eindeutig als besendert oder unbesendert erkannt wurden; Gruppe 4 = errechneter theoretischer Anteil der Fotofallenkontakte besenderter Baummardeer aus Gruppe 3; BM ges. = Anzahl der Fotofallenkontakte aller Baummardeer

Tab. 43: Dichteberechnung nach dem REM-Verfahren im Tharandter Wald (UG4) nur unter Einbeziehung der errechneten Fotofallenkontakte der besenderten Baummardeer.

Zeitraum		Fallen- tage (t)	Lauf- strecke (v)	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3	Gruppe 4	Gruppe 1 + Gruppe 4 (y)	Dichte St/km ² Wald	
Sommer 2013	05.06.13- 30.06.13	406,5	14,9	9	3	4	3	12,0	0,8	0,5
	01.07.13- 31.07.13	501	14,9	6	9	9	3,6	9,6	0,5	
	01.08.13- 06.09.13	499,5	14,9	4	3	3	1,7	5,7	0,3	

Gruppe 1 = Anzahl der Fotofallenkontakte besenderter Baummardeer; Gruppe 2 = Anzahl der Fotofallenkontakte unbesenderter Baummardeer; Gruppe 3 = Anzahl der Fotofallenkontakte der Baummardeer, die nicht eindeutig als besendert oder unbesendert erkannt wurden; Gruppe 4 = errechneter theoretischer Anteil der Fotofallenkontakte besenderter Baummardeer aus Gruppe 3.

Wie der Vergleich (Tab. 44 bis Tab. 47) zeigt, stimmten die mittels REM errechneten Baummardeerdichten in einigen Fällen (z.B. Bantiner Wald: Sommer 2012, Tab. 44; Forst Camin-West: Sommer 2013, Tab. 46) gut mit den realen Dichten überein. Generell ist jedoch eine Überschätzung der Dichten offensichtlich, die bei Verwendung der Gesamtheit der Baummardeer-Fotofallenkontakte (B) als Berechnungsgrundlage noch etwas höher ausfällt, als bei der Berechnungsvariante A nur mit den besenderten Baummardeern. Ebenfalls ist die Überschätzung bei Datensätzen, die mit dem Fotofallenmodell Reconyx RM45 erhoben wurden höher, als bei den Datensätzen der Reconyx HC600. Dies deutet auf einen noch nicht optimalen Korrekturfaktor für die Erfassungswahrscheinlichkeiten hin.

Für realitätsnähere Ergebnisse basierend auf der REM-Methode muss zukünftig noch eine Optimierung der Erfassungswahrscheinlichkeits-Korrekturfaktoren, der Laufstrecken und deren Bezugszeiträume erfolgen.

Tab. 44: Vergleich der mittels REM-Verfahren errechneten Baumrarderdichten mit den über Telemetrie und Fotofallennachweisen erhobenen Baumrarderdichten im Bantiner Wald (UG3)

Zeitraum	A: Revierbesitzende Baumrarder mit Sendern						B: Alle nachgewiesenen Baumrarder + Jungtiere geschätzt					
	Tiere	Anzahl	Reale Dichte Stk./km ² Wald	Berechnete Dichte Stk./km ² Wald	Tiere	Anzahl	Geschätzte Dichte Stk./km ² Wald	Berechnete Dichte Stk./km ² Wald				
16.04.12- 01.05.12	BF12 BR14	2	1,3	1,3	0,0	1,9	BF12 BR14	2	1,3	1,3	2,7	3,3
18.05.12- 01.06.12	BF12 BR14	2	1,3		4,0		BF12 BR14	2	1,3		4,0	
20.06.12- 04.07.12	BF12 BR14	2	1,3	1,3	3,6	1,6	BF12 BR14 4(?)juv	6	3,9	3,4	5,2	3,9
20.07.12- 07.08.12	BF12 BR14	2	1,3		1,5		BF12 BR14 4(?)juv	6	3,9		3,0	
29.08.12- 30.09.12	BF12 BR14	2	1,3		1,1		BF12 BR14 BR19 BR20 +? juv	5	3,3		3,2	
01.10.12- 15.10.12	BF12 BR14	2	1,3		0,8		BF12 BR14 BR19 +? juv	4	2,6		4,9	
16.10.12- 31.10.12	BF12 BR14	2	1,3	0,8	0,0	0,0	BF12 BR14 BR19 +?	3	2,0	1,5	1,7	1,8
01.11.12- 19.11.12	BF12	0,5	0,3		0,0		BF12 BR19	1,5	1,0		2,0	
07.05.13- 30.05.13	BR28 BF29	2	1,3	1,3	1,2	1,2	BR28 BF29	2	1,3	1,3	2,0	2,0

Tab. 45: Vergleich der mittels REM-Verfahren errechneten Baumrarderichten mit den über Telemetrie und Fotofallennachweisen erhobenen Baumrarderichten im Forst Camin-Ost (UG3).

Zeitraum	A: Revierbesitzende Baumrarder mit Sendern					B: Alle nachgewiesenen Baumrarder						
	Tiere	Anzahl	Reale Dichte Stk./km ² Wald	Berechnete Dichte Stk./km ² Wald		Tiere	Anzahl	Reale Dichte Stk./km ² Wald	Berechnete Dichte Stk./km ² Wald			
31.03.12- 16.04.12	BR02 BF05 BF07 BR17	4	1,1		2,0		BF01 BR02 BR03 BF05 BF07 BR08 BF09 BR17	8	2,3		3,1	
03.05.12- 17.05.12	BR02 BF05 BR17	3	0,9	0,9	1,8	1,6	BF01 BR02 BR03 BF05 BR08 BF09 BR17	7	2,0	2,1	3,6	3,7
01.06.12- 15.06.12	BR02* BF05 BR17	2,5	0,7		1,0		BF01 BR02* BR03 BF05 BR08 BF09 BR17 BR23*	7	2,0		4,6	
16.06.12- 30.06.12	BF01* BF05 BR17 BR23*	4	1,1		1,1		BF01 BR03 BF05 BR08 BF09 BR17 BR23*	6,5	1,9		2,1	
01.07.12- 31.07.12	BF01 BF05 BR17 BR23*	3,5	1,0	1,2	2,6	2,4	BF01 BR03 BF05 BR08 BF09 BR17 BR23*	6,5	1,9	1,9	2,8	2,8
01.08.12- 04.09.12	BF01 BR03* BF05 BR08* BF09* BR17 BR23*	5	1,4		2,7		BF01 BR03 BF05 BR08 BF09 BR17 BR23*	6,5	1,9		3,2	

* Diese Tiere werden nur mit dem Faktor 0,5 in die Berechnung der Dichte einbezogen, da sie entweder nicht den gesamten Zeitraum besiedelt waren oder ihr Aktionsraum nur zum Teil in den Grenzen des Untersuchungsgebietes lagen.

Tab. 46: Vergleich der mittels REM-Verfahren errechneten Baumrarderdichten mit den über Telemetrie und Fotofallennachweisen erhobenen Baumrarderdichten im Forst Camin-West (UG3).

Zeitraum	A: Revierbesitzende Baumrarder mit Sendern						B: Alle nachgewiesenen Baumrarder + Jungtiere geschätzt					
	Tiere	Anzahl	Reale Dichte Stk./km ² Wald	Berechnete Dichte Stk./km ² Wald	Tiere	Anzahl	Reale Dichte Stk./km ² Wald	Berechnete Dichte Stk./km ² Wald				
17.05.12-31.05.12	BF06	1	0,8	0,8	0,7	0,9	BF06 BR24 BR25	3	2,5	3,3	4,2	6,3
01.06.12-15.06.12	BF06	1	0,8		1,2		BF06 BR24 BR25 2(?)juv	5	4,2		8,2	
16.06.12-18.06.12	BF06	1	0,8	1,3	2,4	4,7	BF06 BR24 BR25 2(?)juv	5	4,2	3,0	4,9	7,4
04.07.12-20.07.12	BF06	1	0,8		0,5		BF06 BR24 BR25 1(?)juv	4	3,3		3,2	
09.08.12-29.08.12	BF06 BR24	2	1,7		4,8		BF06 BR24 BR25	3	2,5		5,9	
06.09.12-30.09.12	BF06 BR24	2	1,7		7,7		BF06 BR24 BR25	3	2,5		12,1	
01.10.12-15.10.12	BF06 BR24	2	1,7		1,9		BF06 BR24 BR25	3	2,5		2,9	
16.10.12-31.10.12	BF06 BR24 BR25	3	2,5		5,7		BF06 BR24 BR25	3	2,5		5,7	
01.11.12-30.11.12	BF06 BR24 BR25	3	2,5	9,2	BF06 BR24 BR25	3	2,5	9,2				
01.12.12-31.12.13	BF06 BR24 BR25	3	2,5	2,5	7,3	6,4	BF06 BR24 BR25	3	2,5	2,5	7,3	6,4
01.01.13-31.01.13	BF06 BR24 BR25	3	2,5		2,8		BF06 BR24 BR25	3	2,5		2,8	
01.02.13-06.03.13	BF06 BR24 BR25	3	2,5		6,0		BF06 BR24 BR25	3	2,5		6,0	
09.04.13-30.04.13	BF06 BR24 BR25	3	2,5		2,3		BF06 BR24 BR25	3	2,5		2,3	
01.05.13-31.05.13	BF06 BR24 BR25	3	2,5		4,2		BF06 BR24 BR25	3	2,5		4,2	
01.06.13-15.06.13	BF06 BR24 BR25	3	2,5	3,1	BF06 BR24 BR25	3	2,5	3,1				
16.06.13-30.06.13	BF06 BR24 BR25	3	2,5	4,0	BF06 BR24 BR25	3		4,0				
01.07.13-31.07.13	BF06 BR24 BR25	3	2,5	2,5	2,8	2,8	BF06 BR24 BR25	3	2,5	2,5	2,8	2,8
01.08.13-09.09.13	BF06 BR24 BR25	3	2,5		2,3		BF06 BR24 BR25	3	2,5		2,3	

Die z.T. sehr deutliche Überschätzung der Baumrarderdichte durch die REM-Berechnung im Forst Camin-West könnte unter anderem auch mit der speziellen Populationsstruktur in diesem Waldgebiet im Zeitraum der Datenaufnahme zusammenhängen. Zwei sich fast zu 100 % überlappenden Rüdenrevieren stand nur ein Fähenrevier gegenüber. Für die Berechnung wurde aber die im Geschlechterverhältnis von 1:1 gemittelte Laufstrecke verwendet. Folglich waren die Rüden im Vergleich zur realen Situation unterrepräsentiert. Bei Verwendung einer größeren Laufstrecke würde die berechnete Dichte sinken.

Tab. 47: Vergleich der mittels REM-Verfahren errechneten Baumrarderdichten mit den über Telemetrie und Fotofallennachweisen erhobenen Baumrarderdichten im REM-Gebiet vom Tharandter Wald (UG4).

Zeitraum	A: Revierbesitzende Baumrarder mit Sendern					B: Alle nachgewiesenen Baumrarder						
	Tiere	Anzahl	Reale Dichte Stk./km ² Wald	Berechnete Dichte Stk./km ² Wald		Tiere	Anzahl	Reale Dichte Stk./km ² Wald	Berechnete Dichte Stk./km ² Wald			
05.06.13- 30.06.13	T-BR2	1	0,18	0,18	0,8	0,5	T-BR2 umBR	2	0,36	0,36	1,0	0,9
01.07.13- 31.07.13	T-BR2	1	0,18		0,5		T-BR2 umBR	2	0,36		1,3	
01.08.13- 06.09.13	T-BR2	1	0,18		0,3		T-BR2 umBR	2	0,36		0,5	

5.8.3 Errechnung der Dichte anderer Arten mit Hilfe des REM-Verfahrens in den Untersuchungsgebieten 3 und 4

Bei den Berechnungen der Dichte anderer Arten mit Hilfe der REM-Methode wurden die im Rahmen des Fotofallentests (Kap. 4.7.1) ermittelten Erfassungswahrscheinlichkeiten für Raubsäuger und Feldhase (Tab. 35) korrigierend berücksichtigt. Für Feldhasen wurde dabei der Wert mittelgroßer Raubsäuger übernommen. Bedingt durch eine zu geringe Stichprobe und Nachweisraten zwischen 90 und 100% beim Fotofallentest (Distanz < 6 m) basierte die Dichteberechnung von Schalenwild auf einer Erfassungswahrscheinlichkeit von 100 %.

Trotz intensiver Literaturrecherche waren für Raubsäuger, Feldhase und Schalenwild Angaben zu den 24-Stunden-Laufstrecken bzw. der pro Nacht zurück gelegten Distanzen in Deutschland selten. Aus diesem Grund mussten teilweise in ganz anderen Regionen ermittelte Laufstrecken verwendet werden. Hier besteht dringender Forschungsbedarf, wenn die Methode zukünftig angewandt werden soll.

Da im Rahmen des Demonstrations- und Modellvorhabens nur für den Baummarder Angaben zur realen Dichte vorlagen, ist eine Bewertung der Effizienz des Verfahrens bei den anderen Arten nicht möglich.

Tab. 48: In UG 3 und 4 mittels REM-Verfahren ermittelte Populationsdichten des Fuchses unter Berücksichtigung der Erfassungswahrscheinlichkeiten der jeweiligen Fotofallentypen.

Fuchs												
Wald	Zeitraum	Anz. FoFa	Tage	F.tage t [d]	Treffer y [St.]	Anz/ Fofa-Tage	Laufstrecke v [km]	Erfass. Weite r [km]	Erfass. Winkel θ	Dichte Ind./ km ²	Quelle Laufstrecken	Region Saison
Tharandt	05.06.-02.09.13	17	89	1395	32	0,023	7,9	0,006	0,583	1,09	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Bantiner Wald	16.04.-01.06.12	7	29	200	11	0,055	7,9	0,005	0,583	3,95	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Bantiner Wald	20.06.-31.08.12	7	35	223	11	0,049	7,9	0,005	0,583	3,54	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Bantiner Wald	01.09.-11.10.12	7	40	260	15	0,058	7,9	0,005	0,583	4,14	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Bantiner Wald	11.10.-19.11.12	7	39	266	54	0,203	7,9	0,006	0,583	12,15	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Bantiner Wald	07.05.-30.05.13	7	23	138	8	0,058	7,9	0,006	0,583	3,47	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Camin - West	17.05.-31.05.12	6	15	84	3	0,036	7,9	0,005	0,583	2,04	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Camin - West	01.06.-29.08.12	6	55	319	17	0,053	7,9	0,005	0,583	3,05	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Camin - West	06.09.-30.11.12	12	86	891	44	0,049	7,9	0,006	0,583	2,35	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Camin - West	01.12.-28.02.13	12	90	765	34	0,044	7,9	0,006	0,583	2,12	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Camin - West	01.03.-31.05.13	12	58	623	10	0,016	7,9	0,006	0,583	0,76	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Camin - West	01.06.-31.08.13	12	92	1001	22	0,022	7,9	0,006	0,583	1,05	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Camin - West	01.09.-09.09.13	12	8	90	4	0,044	7,9	0,006	0,583	3,46	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Camin - Ost	31.03.-17.05.12	15	30	449	14	0,031	7,9	0,005	0,583	2,92	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Camin - Ost	31.05.-31.08.12	15	93	1301	64	0,049	7,9	0,005	0,583	4,60	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel
Testorf	18.04.-01.05.12	10	13	118	11	0,093	7,9	0,005	0,583	8,72	SERVIN et al. (1991)	Spanien Jahresmittel

Für Fuchs und Dachs (Tab. 48 u. Tab. 49) scheinen die errechneten Werte aber durchaus realitätsnah. Zumindest stimmen sie mit den Schätzungen der örtlichen Jäger überein. Die relativ gute räumliche und zeitliche Verteilung der Nachweise der Arten mit Fotofallen spricht für die Repräsentativität der Stichprobe.

Für diese Arten ist mit sehr guten Ergebnissen zu rechnen, sobald repräsentative Daten zu Laufstrecken pro 24 Stunden vorliegen.

Tab. 49: In UG 3 und 4 mittels REM-Verfahren ermittelte Populationsdichten des Dachses unter Berücksichtigung der Erfassungswahrscheinlichkeiten der jeweiligen Fotofallentypen.

Dachs												
Wald	Zeitraum	Anz. FoFa	Tage	F.tage t [d]	Treffer y [St.]	Anz/ Fofa-Tage	Laufstrecke v [km]	Erfass. Weite r [km]	Erfass. Winkel θ	Dichte Ind./ km ²	Quelle Laufstrecken	Region Saison
Tharandt	05.06.-02.09.13	17	89	1395	12	0,009	8,2	0,006	0,583	0,39	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen-Sommer
Bantiner Wald	16.04.-01.06.12	7	29	200	2	0,010	6	0,005	0,583	0,94	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen- Frühling
Bantiner Wald	20.06.-31.08.12	7	35	223	3	0,013	8,2	0,005	0,583	0,93	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen-Sommer
Bantiner Wald	01.09.-11.10.12	7	40	260	8	0,031	4,8	0,005	0,583	3,63	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen-Herbst
Bantiner Wald	11.10.-19.11.12	7	39	266	7	0,026	4,8	0,006	0,583	2,58	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen-Herbst
Bantiner Wald	07.05.-30.05.13	7	23	138	6	0,043	6	0,006	0,583	3,42	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen- Frühling
Camin - West	17.05.-31.05.12	6	15	84	5	0,060	6	0,005	0,583	4,47	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen- Frühling
Camin - West	01.06.-29.08.12	6	55	319	18	0,056	8,2	0,005	0,583	3,10	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen-Sommer
Camin - West	06.09.-30.11.12	12	86	891	65	0,073	4,8	0,006	0,583	5,71	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen-Herbst
Camin - West	01.03.-31.05.13	12	58	619	14	0,023	6	0,006	0,583	1,42	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen- Frühling
Camin - West	01.06.-31.08.13	12	92	989	17	0,017	8,2	0,006	0,583	0,79	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen-Sommer
Camin - Ost	31.03.-17.05.12	15	30	449	14	0,031	6	0,005	0,583	3,83	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen-Frühling
Camin - Ost	31.05.-31.08.12	15	93	1301	46	0,035	8,2	0,005	0,583	3,18	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen-Sommer
Camin - Ost	01.09.-04.09.12	15	3	40	2	0,050	4,8	0,005	0,583	7,68	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen-Herbst
Testorf	18.04.-01.05.12	10	13	118	3	0,025	6	0,005	0,583	3,12	KOWALCZYK et al. (2006)	Polen-Frühling

Die geringe Anzahl an Fotofallennachweisen sprechen für minimale Dichten der beiden Neozoen Marderhund und Waschbär in den Untersuchungsgebieten 3 und 4 (Tab. 50). Ihre Vorkommen beschränken sich in den Wäldern beider UGs bisher nur auf einzelne Tiere oder Paare. Dabei dürfte es sich zumindest teilweise auch um Durchzügler handeln. Zumindest beim Waschbär gibt es scheinbar nur im Bantiner und im Testorfer Wald (UG3) dauerhafte Ansiedlungen. Bedingt durch die geringe Stichprobengröße könnten die Ergebnisse aber stark fehlerbehaftet sein.

In Gebieten mit mittleren bis höheren Dichten der beiden Arten sind realitätsnahe Dichteangaben basierend auf dem REM-Verfahren wahrscheinlich, vorausgesetzt es liegen fundierte Daten zu den 24-Stunden-Laufstrecken vor.

Tab. 50: In UG 3 und 4 mittels REM-Verfahren ermittelte Populationsdichten von Marderhund und Waschbär unter Beachtung der Erfassungswahrscheinlichkeiten der jeweiligen Fotofallentypen.

Marderhund												
Wald	Zeitraum	Anz. FoFa	Tage	F.tage t [d]	Treffer y [St.]	Anz/ Fofa-Tage	Lauf-strecke v [km]	Erfass. Weite r [km]	Erfass. Winkel θ	Dichte Ind./ km ²	Quelle Laufstrecken	Region Saison
Tharandt	05.06.-02.09.13	17	89	1395	1	0,001	5,7	0,006	0,583	0,05	DRYGALA et al. (2008)	w/m gemittelt
Bantiner Wald	16.04.-31.07.12	7	55	369	1	0,003	5,7	0,005	0,583	0,27	DRYGALA et al. (2008)	w/m gemittelt
Bantiner Wald	01.08.-31.10.12	7	70	454	1	0,002	6,7	0,005	0,583	0,19	SAEKI et al. (2007)	Japan-Herbst
Bantiner Wald	07.05.-30.05.13	7	23	138	4	0,029	5,7	0,006	0,583	2,38	DRYGALA et al. (2008)	w/m gemittelt
Camin - West	17.05.-20.07.12	6	48	271	18	0,066	5,7	0,005	0,583	5,22	DRYGALA et al. (2008)	w/m gemittelt
Camin - West	07.08.-29.08.12	6	22	132	3	0,023	6,7	0,005	0,583	1,53	SAEKI et al. (2007)	Japan-Herbst
Camin - West	06.09.-31.10.12	12	56	592	4	0,007	6,7	0,006	0,583	0,38	SAEKI et al. (2007)	Japan-Herbst
Camin - West	01.11.-06.03.13	12	125	1145	11	0,010	4,4	0,006	0,583	0,83	SAEKI et al. (2007)	Japan-Winter
Camin - West	09.04.-31.07.13	12	114	1269	10	0,008	5,7	0,006	0,583	0,52	DRYGALA et al. (2008)	w/m gemittelt
Camin - West	01.08.-09.09.13	12	39	407	12	0,029	6,7	0,006	0,583	2,72	SAEKI et al. (2007)	Japan-Herbst
Camin - Ost	31.03.-31.07.12	15	92	1310	12	0,009	5,7	0,005	0,583	1,18	DRYGALA et al. (2008)	w/m gemittelt
Camin - Ost	01.08.-04.09.12	15	34	480	8	0,017	6,7	0,005	0,583	1,84	SAEKI et al. (2007)	Japan-Herbst
Waschbär												
Wald	Zeitraum	Anz. FoFa	Tage	F.tage t [d]	Treffer y [St.]	Anz/ Fofa-Tage	Lauf-strecke v [km]	Erfass. Weite r [km]	Erfass. Winkel θ	Dichte Ind./ km ²	Quelle Laufstrecken	Region Saison
Bantiner Wald	16.04.-31.07.12	7	55	369	3	0,008	4,2	0,005	0,583	1,10	ORTMANN et al. (2011)	Saisonmittel Rüde+Fähe
Bantiner Wald	01.08.-31.10.12	7	70	454	11	0,024	4,7	0,005	0,583	2,93	ORTMANN et al. (2011)	Saisonmittel Rüde+Fähe
Bantiner Wald	01.11.-19.11.12	7	18	126	2	0,016	4,4	0,006	0,583	1,72	ORTMANN et al. (2011)	Saisonmittel Rüde+Fähe
Bantiner Wald	07.05.-30.05.13	7	23	138	2	0,014	4,2	0,006	0,583	1,63	ORTMANN et al. (2011)	Saisonmittel Rüde+Fähe
Camin - West	06.09.-30.11.12	12	86	891	1	0,001	4,4	0,006	0,583	0,10	ORTMANN et al. (2011)	Saisonmittel Rüde+Fähe
Camin - Ost	31.05.-31.08.12	15	93	1301	1	0,001	4,2	0,006	0,583	0,11	ORTMANN et al. (2011)	Saisonmittel Rüde+Fähe
Testorf	18.04.-01.05.12	10	13	118	1	0,008	4,2	0,005	0,583	1,49	ORTMANN et al. (2011)	Saisonmittel Rüde+Fähe

Steinmarder traten bei den verschiedenen Versuchsaufbauten mit Fotofallen und auch beim Fallenfang in den untersuchten Wäldern im Verhältnis zum Baummarder nur relativ selten in Erscheinung (Tab. 51). Die Ursache hierfür ist nicht bekannt.

Auch beim Iltis gab es bei allen Versuchsaufbauten des REM-Verfahrens insgesamt nur 5 Fotofallereignisse. Zumindest in den Wäldern des UG3 siedelten jeweils mehrere residente Tiere, die teilweise auch mittels Telemetrie überwacht wurden. Die Daten bestätigen zwar die Präferenz der Art für feuchte Lebensräume, dokumentierten aber auch eine regelmäßige Nutzung aller anderen Habitate im Wald. Grundsätzlich scheint das REM-Verfahren für die Dichtebestimmung des Iltisses geeignet – insbesondere wenn die Datenerfassung in den präferierten Lebensräumen erfolgt. Allerdings sind viele Fragen zur Raumnutzung des Iltisses noch offen und bedürfen - als Voraussetzung für die Etablierung des Verfahrens als Monitoringmethode – unbedingt der wissenschaftlichen Klärung.

Tab. 51: In UG 3 und 4 mittels REM-Verfahren ermittelte Populationsdichten von Steinmarder und Iltis unter Beachtung der Erfassungswahrscheinlichkeiten der jeweiligen Fotofallentypen.

Steinmarder												
Wald	Zeitraum	Anz. FoFa	Tage	F.tage t [d]	Treffer y [St.]	Anz/ Fofa-Tage	Laufstrecke v [km]	Erfass. Weite r [km]	Erfass. Winkel θ	Dichte Ind./ km ²	Quelle Laufstrecken	Region Saison
Bantiner Wald	07.05.-30.05.13	7	23	138	1	0,007	4,9	0,006	0,583	0,78	GENOVESI et al. (1997)	Italien
Camin - West	06.09.-30.11.12	12	86	891	2	0,002	4,9	0,006	0,583	0,18	GENOVESI et al. (1997)	Italien
Camin - West	01.12.-28.02.13	12	90	805	5	0,006	4,9	0,006	0,583	0,50	GENOVESI et al. (1997)	Italien
Camin - West	01.03.-31.05.13	12	58	765	1	0,001	4,9	0,006	0,583	0,11	GENOVESI et al. (1997)	Italien
Camin - West	01.09.-09.09.13	12	8	90	1	0,011	4,9	0,006	0,583	0,89	GENOVESI et al. (1997)	Italien
Camin - Ost	31.05.-31.08.12	15	93	1301	2	0,002	4,9	0,006	0,583	0,25	GENOVESI et al. (1997)	Italien
Iltis												
Wald	Zeitraum	Anz. FoFa	Tage	F.tage t [d]	Treffer y [St.]	Anz/ Fofa-Tage	Laufstrecke v [km]	Erfass. Weite r [km]	Erfass. Winkel θ	Dichte Ind./ km ²	Quelle Laufstrecken	Region Saison
Tharandt	05.06.-02.09.13	17	89	1395	1	0,001	1,1	0,006	0,583	0,26	BRZEZINSKI et al. (1992)	Polen-Winter
Bantiner Wald	01.09.-11.10.12	7	40	260	1	0,004	1,1	0,005	0,583	2,24	BRZEZINSKI et al. (1992)	Polen-Winter
Camin - West	06.09.-30.11.12	12	86	891	1	0,001	1,1	0,006	0,583	0,41	BRZEZINSKI et al. (1992)	Polen-Winter
Camin - West	01.12.-28.02.13	12	90	765	1	0,001	1,1	0,006	0,583	0,47	BRZEZINSKI et al. (1992)	Polen-Winter
Camin - Ost	31.03.-17.05.12	15	30	449	1	0,002	1,1	0,005	0,583	1,97	BRZEZINSKI et al. (1992)	Polen-Winter

Beim Feldhasen fallen die großen Unterschiede der ermittelten Dichten zwischen den beprobten Wäldern auf (Tab. 52). Eine weitere Kommentierung der Ergebnisse ist aufgrund der geringen Datenlage aber nicht zielführend.

Für Feldhasenlebensräume im Offenland hat sich die Scheinwerttaxation als Standardmethode langfristig bewährt. Sie wird auch im Rahmen des WILD in Referenzrevieren angewandt. Darüber hinaus stellen die beim Einsatz des REM-Verfahrens – beispielsweise zur Dichtebestimmung des Baumarders - anfallenden Fotofallereignisse des Feldhasen eine sinnvolle Ergänzung der Datenbasis für Waldlebensräume.

Tab. 52: In UG 3 und 4 mittels REM-Verfahren ermittelte Populationsdichten des Feldhasen unter Beachtung der Erfassungswahrscheinlichkeiten der jeweiligen Fotofallentypen.

Feldhase												
Wald	Zeitraum	Anz. FoFa	Tage	F.tage t [d]	Treffer y [St.]	Anz/ Fofa-Tage	Laufstrecke v [km]	Erfass. Weite r [km]	Erfass. Winkel θ	Dichte Ind./ km ²	Quelle Laufstrecken	Region Saison
Tharandt	05.06.-02.09.13	17	89	1395	36	0,026	3,9	0,006	0,583	2,48	PEPIN & CARGNELUTTI (1994)	Spanien Winter
Bantiner Wald	16.04.12-30.05.13	7	166	1087	113	0,104	3,9	0,006	0,583	12,53	PEPIN & CARGNELUTTI (1994)	Spanien Winter
Camin - West	17.05.-09.09.13	6/12	404	3773	165	0,044	3,9	0,006	0,583	4,20	PEPIN & CARGNELUTTI (1994)	Spanien Winter
Camin - Ost	31.03.-04.09.12	15	126	1790	43	0,024	3,9	0,005	0,583	4,53	PEPIN & CARGNELUTTI (1994)	Spanien Winter
Testorf	18.04.-01.05.12	10	13	118	20	0,169	3,9	0,005	0,583	31,95	PEPIN & CARGNELUTTI (1994)	Spanien Winter

Die errechneten Populationsdichten des Schalenwildes (Tab. 53) stimmen weitgehend mit den aus Jagdstrecken erwarteten Werten überein. Dabei ist bei den geringen Stichprobengrößen z.B. beim Rotwild (außer in Camin-West) sicherlich von einer höheren Fehlerquote auszugehen. Beim Damwild, das in drei Wäldern teilweise in sehr hohen Populationsdichten vorkommt, liegen die ermittelten Dichten noch unter den Erwartungen. Da Angaben zu den realen Dichten aber fehlen, kann keine Bewertung vorgenommen werden. In Wäldern mit hohen Damwildsdichten sind Rehe eher selten. Diese allgemein bekannte Regel bestätigte sich auch für die Untersuchungsgebiete des Modell- und Demonstrationsvorhabens. Die insgesamt niedrigeren Schalenwildsdichten im Tharandter Wald (UG4) beruhen sicherlich auf einer waldumbaubedingten, intensiven Schalenwildbejagung.

Auch beim Schalenwild sind mit dieser Methode weitgehend verlässliche Aussagen zu Populationsdichten zu erwarten. Die Möglichkeiten des Einsatzes des REM-Verfahrens sollten unbedingt in weiteren Forschungsarbeiten unter standardisierten Bedingungen evaluiert werden, da die Suche nach geeigneten Verfahren zur Populationsdichtebestimmung beim Schalenwild nach wie vor von großer Bedeutung ist. Für die Ermittlung repräsentativer 24-Stunden-Laufstrecken bietet sich die Nutzung der GPS-basierten Telemetrie an.

Tab. 53: In UG 3 und 4 mittels REM-Verfahren ermittelte Populationsdichten von Schalenwild. Erfassungswahrscheinlichkeiten der jeweiligen Fotofallentypen < 100 % wurden nicht berücksichtigt.

Rotwild												
Wald	Zeitraum	Anz. FoFa	Tage	F.tage t [d]	Treffer y [St.]	Anz/ Fofa-Tage	Laufstrecke v [km]	Erfass. Weite r [km]	Erfass. Winkel θ	Dichte Ind./ Km ²	Quelle Laufstrecken	Region Saison
Tharandt	05.06.-02.09.13	17	89	1395	2	0,001	1,7	0,006	0,583	0,17	PÉPIN et al. (2009)	Frankreich Sommer
Bantiner Wald	16.04.12-30.05.13	7	166	1087	1	0,001	1,7	0,006	0,583	0,11	PÉPIN et al. (2009)	Frankreich Sommer
Camin – West	17.05.-09.09.13	6/12	404	3773	68	0,018	1,7	0,006	0,583	2,12	PÉPIN et al. (2009)	Frankreich Sommer
Camin – Ost	31.03.-04.09.12	15	126	1790	6	0,003	1,7	0,005	0,583	0,47	PÉPIN et al. (2009)	Frankreich Sommer
Testorf	18.04.-01.05.12	10	13	118	3	0,025	1,7	0,005	0,583	3,60	PÉPIN et al. (2009)	Frankreich Sommer
Damwild												
Wald	Zeitraum	Anz. FoFa	Tage	F.tage t [d]	Treffer y [St.]	Anz/ Fofa-Tage	Laufstrecke v [km]	Erfass. Weite r [km]	Erfass. Winkel θ	Dichte Ind./ Km ²	Quelle Laufstrecken	Region Saison
Bantiner Wald	16.04.12-30.05.13	7	166	1087	86	0,079	2,2	0,006	0,583	7,29	GLEICH 2012	Brandenburg
Camin – West	17.05.-09.09.13	6/12	404	3773	2868	0,760	2,2	0,006	0,583	70,04	GLEICH 2012	Brandenburg
Camin – Ost	31.03.-04.09.12	15	126	1790	690	0,385	2,2	0,005	0,583	42,62	GLEICH 2012	Brandenburg
Schwarzwild												
Wald	Zeitraum	Anz. FoFa	Tage	F.tage t [d]	Treffer y [St.]	Anz/ Fofa-Tage	Laufstrecke v [km]	Erfass. Weite r [km]	Erfass. Winkel θ	Dichte Ind./ Km ²	Quelle Laufstrecken	Region Saison
Tharandt	05.06.-02.09.13	17	89	1395	34	0,024	4,1	0,006	0,583	1,22	IHDE (2004)	Mecklenb. Winterhalbj.
Bantiner Wald	16.04.12-30.05.13	7	166	1087	334	0,307	4,1	0,006	0,583	15,38	IHDE (2004)	Mecklenb. Winterhalbj.
Camin – West	17.05.-09.09.13	6/12	404	3773	1035	0,274	4,1	0,006	0,583	13,73	IHDE (2004)	Mecklenb. Winterhalbj.
Camin – Ost	31.03.-04.09.12	15	126	1790	737	0,412	4,1	0,005	0,583	24,73	IHDE (2004)	Mecklenb. Winterhalbj.
Testorf	18.04.-01.05.12	10	13	118	13	0,110	4,1	0,005	0,583	6,62	IHDE (2004)	Mecklenb. Winterhalbj.
Rehwild												
Wald	Zeitraum	Anz. FoFa	Tage	F.tage t [d]	Treffer y [St.]	Anz/ Fofa-Tage	Laufstrecke v [km]	Erfass. Weite r [km]	Erfass. Winkel θ	Dichte Ind./ /km ²	Quelle Laufstrecken	Region Saison
Tharandt	05.06.-02.09.13	17	89	1395	76	0,054	2,2	0,006	0,583	5,04	STEPHENS et al. (2006)	Russland Winter
Bantiner Wald	16.04.12-30.05.13	7	166	1087	293	0,270	2,2	0,006	0,583	24,95	STEPHENS et al. (2006)	Russland Winter
Camin – West	17.05.-09.09.13	6/12	404	3773	354	0,094	2,2	0,006	0,583	8,68	STEPHENS et al. (2006)	Russland Winter
Camin – Ost	31.03.-04.09.12	15	126	1790	105	0,059	2,2	0,005	0,583	6,52	STEPHENS et al. (2006)	Russland Winter
Testorf	18.04.-01.05.12	10	13	118	39	0,331	2,2	0,005	0,583	36,71	STEPHENS et al. (2006)	Russland Winter

5.9 Zusammenfassender Vergleich und Bewertung der Methoden zur Populationsdichtebestimmung

Norman Stier & Marcus Borchert

Tab. 54: Methodenspezifische absolute und prozentuale Abweichungen der mittleren Baumarderdichten im Vergleich zu den durch Telemetrie und Fotofallen ermittelten Referenzwerten.

Methode		UG1 Linden	UG2 Negern- bötel	UG3 Zarrentin Bantiner Wald	UG3 Zarrentin Kölziner Tannen	UG3 Zarrentin Camin- West	UG3 Zarrentin Camin- Ost	UG4 Tharandt Südost	UG4 Tharandt Nord- west	UG5 Lautz- Kirchen	UG6 Büsch- feld
Durch Mindestindiv. nach Telemetrie ergänzt mit Fotofallen- daten ermittelte Referenz- dichten	Phase 1	BR: - BF: 4,0 ges: -	BR: - BF: 0,7 ges: -	BR: 0,7 BF: 0,7 ges: 1,3	BR: 0,3 BF: 0,3 ges: 0,7	BR: 0,8 BF: 0,8 ges: 1,7	BR: 0,6 BF: 0,6 ges: 1,1	BR: 0,4 BF: 0,2 ges: 0,6	BR: 0,3 BF: 0,2 ges: 0,5	-	BR: 0,5 BF: 0,6 ges: 1,1
	Phase 2	-	-	BR: 0,7 BF: 0,7 ges: 1,3	-	BR: 1,7 BF: 0,8 ges: 2,5	BR: 1,0 BF: 0,9 ges: 1,9	-	-	-	BR: 0,3 BF: 0,3 ges: 0,6
	Phase 3	-	-	-	-	-	BR: 0,9 BF: 0,6 ges: 1,4	-	-	-	-
nach MCP95 Aktionsraum- größe	BR	-	-	0,0 0%	+0,2 +67%	-0,3 -20%	-0,2 -25%	-0,1 -25%	0,0 0%	-	0,0 0%
	BF	-2,8 -70%	+0,3 +43%	+0,4 +57%	+0,3 +100%	0,0 0%	+0,1 +14%	-	+0,2 +100%	-	+0,6 +120%
	BR + BF	-	-	+0,5 +39%	+0,4 +57%	-0,3 -14%	-0,1 -6%	-	+0,2 +40%	-	+0,6 +67%
Fang Falle – Wiederfg. Falle	-	-	-	-	-	-	-	-0,2 -30%	-	-	-
Fang Falle – Wiederfang Fotofalle	mit Köder	-	-	+0,2 +15%	-	0,0 0%	+0,1 +6%	0,0 +15%	-	-	-
	ohne Köder	-	-	+0,5 +40%	-	+0,3 +10%	-0,2 -10%	-0,1 -40%	-	-	-
Fang Fotofalle – Indiv. Mark. Kehlfleck – Wiederfg. Fotofalle		Keine eigene Berechnung									
Mindestind. über Fotofalle		-	-	-	0,0 0%	0,0 0%	0,0 0%	0,0 0%	0,0 0%	-	-
REM nach ROWCLIFFE et al. 2008	besen- derte BM	-	-	+0,2 +5%	-	+1,8 +91%	+0,9 +82%	+0,4 +191%	-	-	-
	alle BM	-	-	+0,9 +61%	-	+2,3 +89%	+1,3 +63%	+0,6 +163%	-	-	-

Erläuterungen: **Phase 1 bis 3** = Entsprechend der dynamischen Veränderungen in den Baumarderpolygonen wurden pro Waldgebiet bis zu 3 Phasen stabiler Aktionsräume unterschieden. Diese Phasen korrelieren zeitlich **nicht** zwischen den einzelnen Waldgebieten; **BR** = Baumarderrüde; **BF** = Baumarderrähe; **Köder** = schließt Lockstoff ein.

Die mittels **Telemetrie in Kombination mit Fotofallenbildern** ermittelten Dichten der residenten Baumarder bilden die realen Verhältnisse in den Waldgebieten am genauesten ab und dienen somit als **Referenz** für die Effizienz aller anderen Methoden zur Dichtebestimmung (Tab. 54). Da Jungtiere nicht telemetriert wurden, existieren zu ihrer Anzahl und der Dauer ihrer Anwesenheit in den Waldgebieten nur Schätzungen, basierend auf Wurfhöhlenkontrollen und Fotofallennachweisen. Dadurch können die, mit verschiedenen Methoden errechneten Dichten, vor allem in den Sommermonaten mit Fehlern behaftet sein. Da die verschiedenen Versuche zur Evaluation der Methoden nicht gleichzeitig durchführbar waren, diente als Referenz für die Berechnung ihrer Effizienz immer die gemittelte reale Dichte während des Zeitraums der Versuchsdurchführung. Diese können mitunter von den in Tab. 54 dargestellten Referenzdichten residenter Baumarder mit stabilen Aktionsräumen abweichen.

Bei der **Dichteberechnung basierend auf Aktionsraumgrößen (MCP95)** werden die telemetrisch ermittelten Aktionsräume mit der zur Verfügung stehenden Waldfläche verglichen. Nutzen die Baumarder, wie z. B. die Rüden im Bantiner Wald (UG3) die gesamte Waldfläche (vgl. Abb. 36), stimmen die so errechneten Dichten mit den Referenzwerten

überein. Nutzen die Marder nur einen Teil der Waldflächen, z. B. Fähen im Bantiner Wald (UG3) (Abb. 36), kommt es zu einer Überschätzung der Baumgarderdichte. Überlagern sich Aktionsräume gleichgeschlechtlicher Tiere, wie z.B. bei den Baumgarderrüden im Forst Camin-West (Abb. 39B), werden die Dichten unterschätzt. Entscheidend für die Genauigkeit dieser Methode sind darüber hinaus die Stabilität der Aktionsräume und die Wahl eines adequaten Algorithmus zur Ermittlung der Aktionsraumgröße. STIER (2012) empfiehlt das MCP95-Verfahren.

Die Anwendung des „**Fang mit Falle – Wiederfang mit Falle**“ - Verfahrens (Kap. 5.3) im Tharandter Wald (UG4) führte zu einer Unterschätzung der Populationsdichten, da nur ein Teil der Individuen des Baumgarderbestandes und nicht – wie das Verfahren voraussetzt – alle Tiere in die Fallen ging. Damit ist bereits die Eingangsgröße der Populationsdichteberechnung mit Fehlern behaftet.

Bei der Dichteberechnung nach der Methode „**Fang mit Falle – Wiederfang mit Fotofalle**“ muss ein bekannter Teil der zu untersuchenden Population markiert sein. Die Berechnung der Dichte erfolgt dann über das Verhältnis markierter zu unmarkierten Tieren. Dabei wird vorausgesetzt, dass markierte und unmarkierte Tiere auch im Verhältnis ihrer Anwesenheit im Gebiet von Fotofallen erfasst werden. Zur Detektion der Tiere bei dieser Methode wurden sowohl zufällig verteilte Fotofallen (Kap. 5.6.1) als auch Fotofallen in Kombination mit Köder oder Lockstoff (Kap. 5.6.2) verwendet. Beide Varianten liefern realitätsnahe Ergebnisse. Allerdings stimmen die ermittelten Dichten bei Verwendung von Köder besser mit den Referenzwerten überein als bei Versuchsvarianten ohne Köderangebot. Die Abweichungen beruhen sicherlich zumindest teilweise auf den saisonal unterschiedlichen Zeitfenstern der Versuchsdurchführung. Bei dieser Methode sind, z.B. durch die Anwesenheit von Jungtieren, das Eindringen unmarkierter Reviernachbarn zur Ranzzeit oder auch durch unbemerkte Abwanderungen oder den Tod von markierten Tieren leichte Überschätzungen eher wahrscheinlich. Welchen Einfluss anwesende Jungtiere auf das Ergebnis haben, zeigte sich z.B. im Forst Camin-Ost. Hier wurde bei der Variante mit Köder neben den markierten Baumgardern nur einmal ein Jungtier fotografiert. Die Berücksichtigung dieses Ereignisses im Berechnungsverfahren führte zu einer Erhöhung der Baumgarderdichte um 6 %. Ohne Dokumentation dieses Jungtiers, hätte die errechnete Dichte genau dem Referenzwert entsprochen.

Die eigenen Erhebungen haben gezeigt, dass alle Voraussetzungen für die Anwendung der Methode „**Fang Fotofalle – Individualisierung mit Kehlfleck – Wiederfang Fotofalle**“ gegeben waren, so dass hierbei, ähnlich wie beim Luchsmonitoring, sehr gute Ergebnisse zu erwarten sind. Auf eigene Berechnungen (vergl. Kap. 5.5) wurde verzichtet.

Die Methode der Dichteberechnung über die **Mindestindividuenzahl ermittelt mit Fotofallen** erbrachte im Vergleich mit den anderen Verfahren die besten Ergebnisse. Durch die Individualisierung der Baumgarder anhand ihres Kehlflecks an den Köderstellen in Kastenfallen gelang der Nachweis aller residenten Tiere. Die daraus abgeleitete Dichte stimmte mit dem Telemetrie-basierten Referenzwert vollkommen überein.

Die **REM-Methode nach ROWCLIFFE et al. (2008)** erfordert im Gegensatz zu den vorherigen Verfahren keine Markierung der Tiere. Allerdings werden sehr komplexe Eingangsdaten für diese Dichteberechnung benötigt (vergl. Kap. 5.7). Dies und mögliche methodische Fehler, z.B. bei der Platzierung der Fotofallen im Tharandter Wald, führten zu den höchsten Abweichungen von den Referenzwerten (absolut: 0,2 bis 2,3; prozentual: 5 % bis 191 %). Die möglichst genaue Kenntnis der 24-Stunden-Laufstrecken der Zielarten und der Erfassungswahrscheinlichkeiten der Fotofallenmodelle ist bei dieser Methode von entscheidender Bedeutung. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Dichteberechnungen, die auf dem „Zählen von gekreuzten Baumgarder- oder Iltisspuren während des „**snow trackings**“ beruhen, setzen regelmäßige und standardisierte Schneelagen voraus. Da diese Bedingungen in Deutschland nur im Hochgebirge erfüllt sind, ist diese Methode in Deutschland nicht praktikabel.

Mit einem gewissen Aufwand gelingt es, alle **revierbesitzenden Baumgarder zu telemetrieren**, so dass präzise Aussagen zum Bestand der Residenten möglich sind. Kommen ergänzend Fotofallen zum Einsatz, lassen sich auch nicht besenderte Individuen nachweisen. Diese Methode diente in vorliegendem Projekt als Referenz. Da sie jedoch mit einem höheren Aufwand als andere Verfahren verbunden ist, bleibt sie nur für weitergehende Forschungsarbeiten relevant.

Leitet man aus den **MCP95-Aktionsraumgrößen** die Reviergrößen und daraus wiederum Populationsdichten ab, resultieren realitätsnahe Dichteschätzung. Unbeachtet bleibt dabei allerdings die Nutzung derselben Fläche durch 2 residente Individuen des gleichen Geschlechts.

Die Verfahren der Bestimmung von **Mindestindividuenzahlen über Genetik** sowie **Fang-Wiederfang über Genetik** erbringen nur mit sehr großen Stichproben gute Ergebnisse. Bedingt durch den sehr großen Aufwand und fehlende, nicht invasive Verfahren zur Gewinnung von repräsentativen Haarproben können beide für den großflächigen Einsatz aktuell nicht empfohlen werden.

Beim **Fang-Wiederfang-Verfahren ausschließlich mit Fallen** sind in der Regel die Grundvoraussetzungen einer gleichen Fang- und Wiederfangwahrscheinlichkeit nicht gegeben. Folglich wird die Dichte in der Regel unterschätzt, weil nur der Teil der Baumrarderpopulation in die Berechnung eingeht, der die Fallen frequentiert.

Unabhängig ob die Methode „**Fang mit Falle - Markierung - Wiederfang mit Fotofalle**“ mit oder ohne Köder angewandt wird, sind für Baumrarder gute Ergebnisse zu erwarten. Als Markierung sind mit Reflexfolie ausgestattete Halsbänder geeignet. Es sollten mindestens 20-30 %, besser 50-70 % der etablierten Tiere markiert werden. Durch den Wiederfang mit Fotofallen läßt sich gleichzeitig der Status der Tiere erfassen. Nach den wenigen Erfahrungen im UG3 beurteilt, ist mit dieser Methode auch beim Iltis mit repräsentativen Ergebnissen zu rechnen. Die Iltisse müssten mit stark reflektierenden Ohrmarken markiert sein und die Adäquanz der Methode sollte vor einer praktischen Anwendung überprüft werden.

Beim Verfahren „**Fang mit Fotofalle - Individualerkennung am Kehlfleck - Wiederfang mit Fotofalle**“ erübrigen sich Fallenfang und Markierung der Baumrarder. Mit den für diesen methodischen Ansatz speziell entwickelten und erfolgreich evaluierten Lockstoff- oder Köderboxen gelingen auch die erforderlichen Fotos mit gut sichtbarem Kehlfleck. Allerdings erfordert dieser methodische Ansatz spezielle Software und grundlegende Kenntnisse über statistische Verfahren.

In den Untersuchungsgebieten 3 und 4 ergab die **Ermittlung von Mindestindividuenzahlen über Fotofallen und Individualerkennung am Kehlfleck** an Köderstellen die besten Ergebnisse. In allen Wäldern des UG3 waren Anzahl und Verteilung der Revierinhaber unter den Baumrardern bereits vor der Besenderung bekannt. Die Anwendung dieser Methode lieferte sehr gute Ergebnisse und bedarf auf repräsentativen Stichprobeflächen eines - relativ zu den anderen Ansätzen - geringen Aufwandes.

Für die **Dichteermittlung mit Random encounter model (REM)** nach ROWCLIFFE et al. (2008) müssen erst noch gesicherte Daten zu den 24-Stunden-Laufstrecken für die zu erfassenden Arten und exaktere Werte der Erfassungswahrscheinlichkeiten der Fotofallentypen ermittelt werden. Die bisherigen Erfahrungen aus UG3 und UG4 lassen gute Ergebnisse erwarten, sobald die Parameter bereitstehen. Besonders interessant an dieser Methode, ist die potenzielle Eignung für viele der bei uns heimischen Raubsäuger wie auch für Schalenwild.

Tab. 55: Vergleich und Bewertung unterschiedlicher Verfahren zur Ermittlung der Populationsdichten des Baummarders.

Verfahren	Vorteile	Nachteile	Empfehlung
snow tracking	- auch ohne Spezialisten anwendbar	- auf optimale Schneebedingungen angewiesen - gebietspezifische 24h-Laufstrecken nötig	in Deutschland mit Ausnahme der höheren Gebirgslagen nicht anwendbar
Mindestindividuen-Anzahl nach Telemetrie, ergänzt mit Fotofallendaten	- sehr präzise Daten - Zusatzinformationen zu Mortalität, Reproduktion,	- hoher Aufwand - nur kleinflächig anwendbar - Spezialisten nötig	in repräsentativen Stichprobeflächen empfehlenswert <u>wird hier als Referenz genutzt</u>
nach MCP95 Aktionsraumgröße aus Telemetriedaten	- sehr präzise Daten - Zusatzinformationen zu Mortalität, Reproduktion,	- hoher Aufwand - nur kleinflächig anwendbar - Spezialisten nötig	in repräsentativen Stichprobeflächen empfehlenswert möglichst in Komb. mit Fang-Wiederfang mit Fotofallen
Mindestind. mit Genetik	- keine	- hohe Analysekosten - bisher keine brauchbaren Haarfallen verfügbar	durch hohen Aufwand für großflächige Erhebungen unbrauchbar
Fang-Wiederfang mit Genetik	- keine	- hohe Analysekosten - bisher keine brauchbaren Haarfallen verfügbar	durch hohen Aufwand für großflächige Erhebungen unbrauchbar
Fang Falle - Markierung - Wiederfang Falle	- keine	- Voraussetzung gleiche Fangwahrscheinlichkeit nicht gegeben - Tierschutz	Ungeeignet
Fang Falle - Markierung - Wiederfang Fotofalle ohne Köder	- hohe Genauigkeit, wenn nur Revierbesitzer anwesend oder von Welpen zu unterscheiden (April-Juli) - Sommerhalbjahr wegen hoher Aktivität günstiger	- höherer Aufwand als bei Kehlflacknutzung, da Fang nötig - ungünstig bei hohem Anteil an Welpen und Revierlosen im Winter	in repräsentativen Stichprobeflächen mit Reflexhalsbändern im Frühjahr/Sommer empfehlenswert (möglichst in Kombination mit REM)
Fang Falle - Markierung - Wiederfang Fotofalle mit Köder	- hohe Genauigkeit, wenn nur Revierbesitzer anwesend oder von Welpen zu unterscheiden (April-Juli) - Sommerhalbjahr wegen hoher Aktivität günstiger	- höherer Aufwand als bei Kehlflacknutzung, da Fang nötig - ungünstig bei hohem Anteil an Welpen und Revierlosen im Winter	in repräsentativen Stichprobeflächen mit Reflexhalsbändern im Frühjahr/Sommer empfehlenswert
Fang Fotofalle - Individualerkennung Kehlflack - Wiederfang Fotofalle	- hohe Genauigkeit zu erwarten - günstig wenn nur Revierbesitzer anwesend oder von Welpen zu unterscheiden (April-Juli) - Sommerhalbjahr wegen hoher Aktivität günstiger	- geringerer Aufwand als bei Markierung, da kein Fang nötig - ungünstig bei hohem Anteil an Welpen und Revierlosen im Winter (werden miterfasst)	in repräsentativen Stichprobeflächen im Frühjahr/Sommer empfehlenswert
Mindestind. über Fotofalle Individualerkennung Kehlflack	- höchste Genauigkeit - günstig wenn nur Revierbesitzer anwesend oder von Welpen zu unterscheiden (April-Juli) - Sommerhalbjahr wegen hoher Aktivität günstiger	- geringerer Aufwand als bei Markierung, da kein Fang nötig - ungünstig bei hohem Anteil an Welpen und Revierlosen im Winter (werden miterfasst)	in repräsentativen Stichprobeflächen im Frühjahr/Sommer besonders empfehlenswert
REM nach ROWCLIFFE et al. 2008	- deckt sehr breites Artenspektrum ab - leicht und mit geringem Aufwand anzuwenden - bei Habitatspezialisten an Präferenzen auszurichten	- 24h-Laufstrecken müssen ermittelt werden - Fotofallenerfassungswahrscheinlichkeiten müssen ermittelt werden	zukünftig nach Ermittlung fehlender Parameter in repräsentativen Stichprobeflächen im Frühjahr/Sommer empfehlenswert, da für breites Artenspektrum anwendbar

6 Habitatmodell für Baummarder und Iltis

Norman Stier & Marcus Borchert

Baummarder

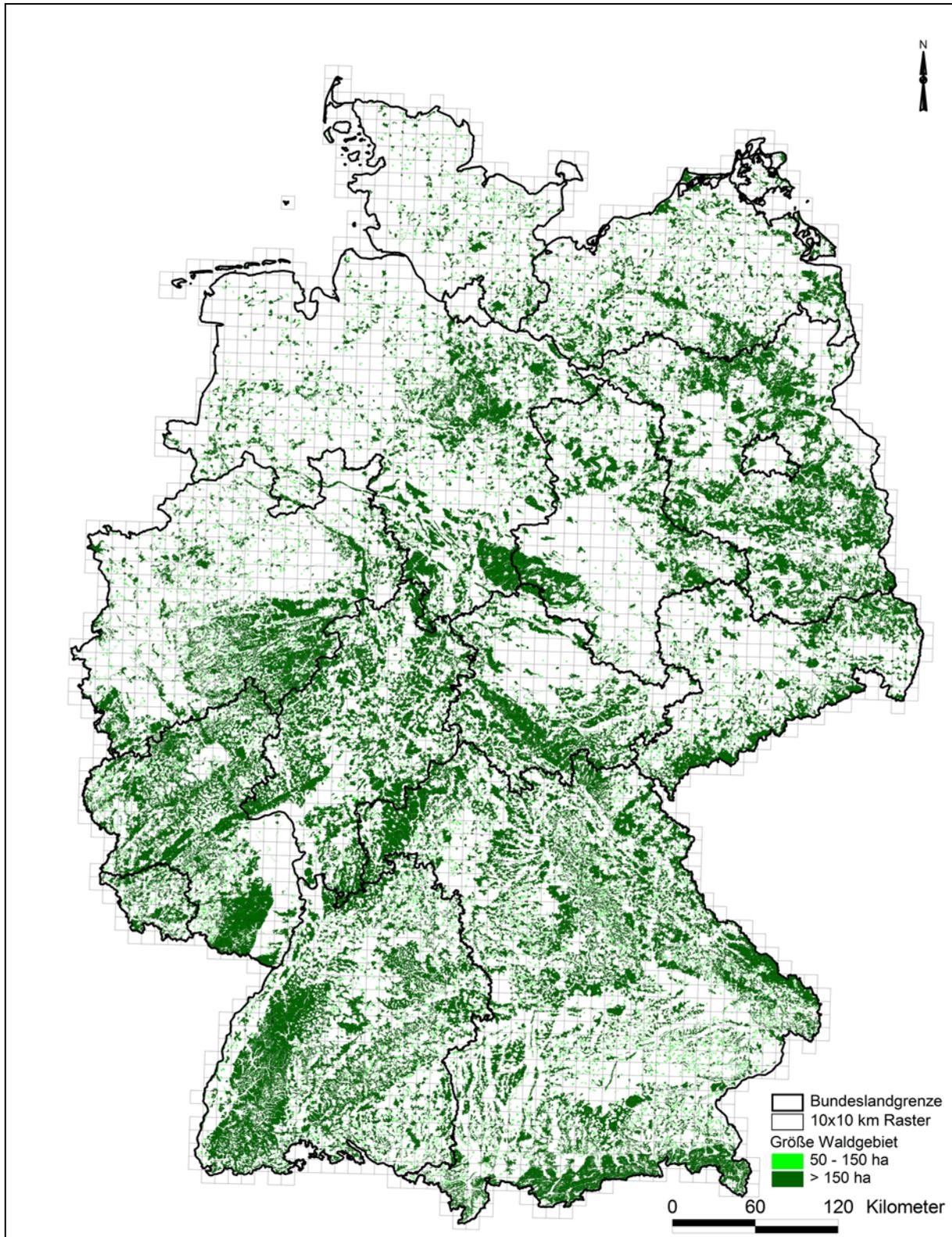


Abb. 58: Darstellung aller Wälder in Deutschland, die optimal (>150 ha; dunkelgrün) oder suboptimal (50-150 ha; hellgrün) als Baummarderlebensraum geeignet sind.

In Abb. 58 sind alle potenziellen Baummardelebensräume von Deutschland dargestellt. Es erfolgte eine Unterteilung in optimale (>150 ha; dunkelgrün) und suboptimale (50-150 ha; hellgrün) Wälder nach STIER (2012). Dort ist zu erkennen, dass es in Deutschland ein sehr dichtes Netz an potenziellen Lebensräumen für die Zielart gibt. Für die meisten Regionen beträgt die Entfernung zwischen geeigneten Wäldern um oder unter 10 km. Über das Dispersionspotenzial der Art ist bisher relativ wenig bekannt (STIER 2012), doch die wenigen vorliegenden Telemetriedaten revierloser Baummardele (STIER 2012) zeigen, dass mehrere Kilometer waldfreier Bereiche regelmäßig überwunden werden. Daraus kann auf eine Erreichbarkeit der potenziellen Lebensräume und damit ein geeignetes Netzwerk geschlossen werden. Die Ergebnisse aus dem UG1 in der Marschlandschaft von Schleswig-Holstein und aus dem UG3 in West-Mecklenburg sowie die Daten von STIER (2012) und STIER et al. (in Vorb.) belegen die Besiedlung auch kleiner Wälder unter 150 ha Größe teilweise mit sehr hohen Dichten. Daraus lässt sich eine große Bedeutung solcher kleinflächiger Waldgebiete ableiten.

Lediglich wenige Großräume wie z.B. die Magdeburger Börde oder das Thüringer Becken sind fast frei von besiedelbaren Wäldern (Abb. 58).

Für eine Ermittlung potenziell möglicher Baummardeledichten sollte eine Unterteilung nach der Höhe über NN erfolgen (vergl. Kap. 3.7). In **Tiefenwäldern** (unter 200 m ü. NN) ist mit einem Dichtewert von **1,5 Ind./100 ha Wald** zu rechnen. Für **Mittelgebirgslagen** (über 200 m ü. NN) sollte ein Richtwert von **0,75 Ind./100 ha Wald** angesetzt werden (vergl. Kap. 3.7).

Diese beiden Werte stellen die Grundlage für den Vergleich mit den real im Baummardele-Monitoring ermittelten Dichten dar.

Iltis

Da für den Iltis bisher in Mitteleuropa zu wenige Informationen zur Habitatpräferenz und deren Einflussfaktoren vorliegen, ist eine befriedigende Habitatmodellierung zurzeit nicht möglich.

In diesem ersten Versuch einer Karte mit potenziellen Iltis-Lebensräumen, wurden die Habitats: Moor, Sumpf, Fließgewässer und Ränder von stehenden Binnengewässern (ZABALA et al. 2005, RONDININI et al. 2006, MESTRE et al. 2007) entsprechend des Vorkommens von Lurchen, einer der beiden Hauptbeutegruppen, (HAMMERSHØJ et al. 2004, LODE 2000) als Optimallebensraum (Abb. 59; dunkelgrün) bewertet. Lineare Gehölzstrukturen wie Hecken, Knicks, Baumreihen, die ebenfalls für den Iltis ein wichtiger Lebensraum sind, waren in den vorhandenen ATKIS-Daten nicht verfügbar. Diese müssen in zukünftigen Modellierungen aus anderen Datenquellen integriert werden. Wälder werden ebenfalls regelmäßig besiedelt (JEDRZEJEWSKI et al. 1993, LODE 1993, BRZEZINSKI et al. 2010). Deren Qualität steigt mit der Höhe des enthaltenen Anteils an Gewässern. Da die Bedeutung von Siedlungen (vor allem ländliche Räume) für den Iltis aktuell nicht eingeschätzt werden kann, muss dieser Habitattyp ebenfalls in zukünftigen Modellen berücksichtigt werden.

Die Lebensraumqualität von z.B. kleinen Bächen in höheren Lagen dürfte für Lurche deutlich schlechter sein als von Entwässerungsgräben im Flachland. Auch hier sind mit weiteren Erkenntnissen zum Iltis in Mitteleuropa präzisere Modelle zu erwarten.

In der Karte mit den potenziellen Iltis-Lebensräumen (Abb. 59) ist zu erkennen, dass im Süden Deutschlands vor allem das enge Netz an unterschiedlich dimensionierten Fließgewässern für die Art von großer Bedeutung ist.

In Norddeutschland spielen neben dem regional sehr dichten Netzwerk von Entwässerungsgräben vor allem die Seeufer und die große Anzahl an Kleinstgewässern (z.B. Feldsölle) eine sehr große Rolle. Diese werden in den nördlichen Bundesländern durch Moorflächen unterschiedlicher Größe ergänzt.

In Abb. 59 fällt das extrem dichte Grabennetz entlang der Nordseeküste auf. Dort scheint ein deutlich höheres Lebensraumpotenzial für den Iltis zu bestehen.

Generell zeigt sich auch beim Iltis, dass im größten Teil von Deutschland ein enges Netzwerk an potenziellen Lebensräumen existiert. Inwieweit dieses Potenzial durch die Art tatsächlich ausgenutzt wird, kann nur durch ein fundiertes Monitoring verifiziert werden.

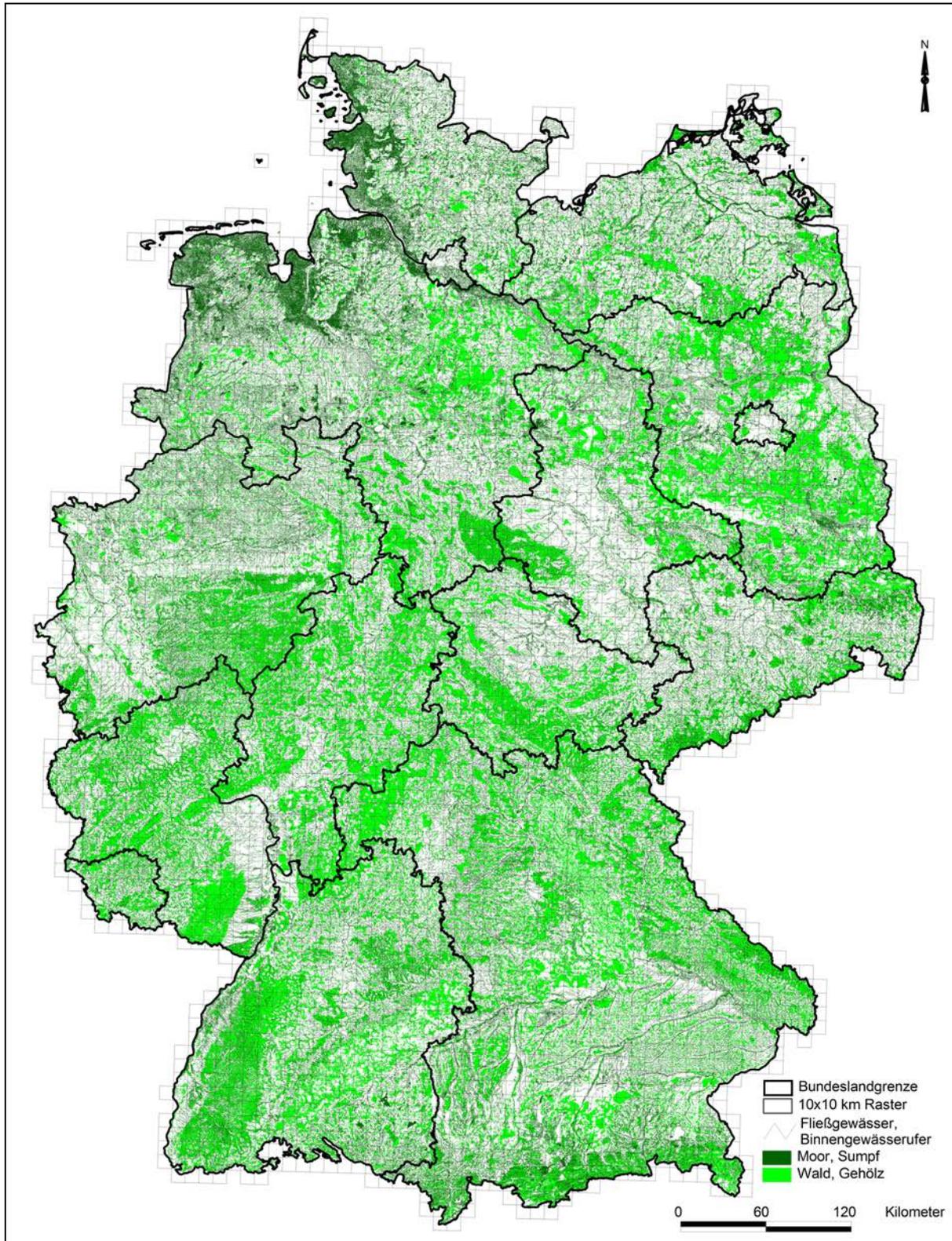


Abb. 59: Darstellung aller Wälder, die suboptimal (hellgrün), und aller Fließgewässer, Ufer von stehenden Binnengewässern, Moore sowie Sümpfe, die optimal (dunkelgrün) als Iltislebensraum geeignet sind.

Das Monitoring von FFH-Arten wird EU-einheitlich mit Hilfe eines vorgegebenen 10x10 km-Rasters (Abb. 58, Abb. 59) durchgeführt. In beiden Karten ist zu erkennen, dass in sehr vielen Rasterzellen potenzielle Lebensräume für beide Arten in ausreichender Größe vorhanden sind. Für jede 10x10 km-Zelle, in der ausreichend Lebensraum zur Verfügung steht, sollte versucht werden, einmal innerhalb des sechsjährigen Berichtszeitraumes den Vorkommensnachweis mit Hilfe eines C1-Nachweises zu erbringen (vergl. Kap. 7).

7 Hinweise, Empfehlungen und weiterer Forschungsbedarf

Norman Stier & Marcus Borchert

Baumarder und Iltis stehen im Anhang V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Eine jagdliche Nutzung ist möglich, wenn ein günstiger Erhaltungszustand (Ampelfarbe grün) der Populationen nachgewiesen ist. Populärstes Beispiel ist der Wolf in Spanien, Finnland und dem Baltikum.

Nicht der Nachweis für einen schlechten Erhaltungszustand beendet die Jagd, sondern ein günstiger Erhaltungszustand muss basierend auf belastbaren Daten nachgewiesen sein. Bei fehlenden Daten (Ampel grau) ist der Kenntnisstand „unbekannt“, was für den Iltis teilweise zutreffend ist.

Folgende Kern-Daten werden für die Bewertung benötigt:

- Vorkommen (Verbreitungsgebiet)
- Populationsdichten bzw. Bestandeszahlen
- Gefährdungsursachen
- Habitatqualität
- Lang- und Kurzeittrends (der Parameter s.o.)

Vor dem Hintergrund wurden in diesem Forschungsvorhaben vor allem Methoden evaluiert und entwickelt, die belastbare Daten zum Vorkommen und zu Populationsdichten der beiden Zielarten Baumarder und Iltis liefern.

In den Kap. 7.2 und 7.3 werden Hinweise und Empfehlungen für ein robustes und dennoch praxistaugliches Monitoring gegeben, das deutschlandweit eingesetzt werden kann. Hierbei sollten die Erhebungen auf den 6jährigen Berichtszeitraum abgestimmt werden.

7.1 Hinweise zu weiterem Forschungsbedarf

Im Zuge des Evaluationsprozesses konnten geeignete Methoden für die Erhebung von Daten zum Vorkommen und zu Populationsdichten gefunden werden. In den meisten Fällen liegt kein direkter weiterer Forschungsbedarf vor. Vielmehr gilt es Wege zu finden, wie die Methoden in die Praxis umgesetzt werden können. Vor allem geht es um das Ziel, ein effizientes Datenmanagement zu entwickeln. Hierauf wird in Kap. 7.2 genauer eingegangen.

Direkten weiteren Forschungsbedarf gibt es zur Anwendung der Methode „Dichteermittlung mit Random encounter model (REM)“ nach ROWCLIFFE et al. (2008), da die bisherigen Ergebnisse schon jetzt vermuten lassen, dass gleichzeitig zu einem breiten Spektrum an Schalenwild- und Raubsäugerarten realitätsnahe Populationsdichten ermittelt werden können. Für die Anwendung werden repräsentative Daten zu den 24h-Laufstrecken der Arten und den Erfassungsraten der verwendeten Fotofallentypen benötigt. Hierzu müssen weitere Untersuchungen durchgeführt werden, innerhalb derer diese Methode auch durch den Vergleich mit Referenzwerten weiter evaluiert wird. Sollte diese Methode über die genaue Kenntnis aller Eingangsparameter Praxistauglichkeit erlangen, ist mit ihr eine äußerst effektive Erhebung der Populationsdichtedaten entsprechender Zielarten möglich.

Auf den extrem großen Forschungsbedarf zum Raum-Zeit-System beim Iltis wurde bereits hingewiesen (Kap. 5.2.1). Diese gravierende Lücke muss in den nächsten Jahren unbedingt geschlossen werden. Ein Forschungsvorhaben das ausschließlich auf diese Fragestellung ausgerichtet ist, wird bei entsprechender Erfahrung der Bearbeiter trotz der geringen Reichweiten der Implantatsender erfolgreich verlaufen.

7.2 Empfehlungen für Methoden zur Erhebungen von Vorkommensdaten

Entsprechend der 6jährigen Berichtspflicht an die EU sollte versucht werden, deutschlandweite Verbreitungskarten für Baumrarder und Iltis zu erarbeiten, die auf belastbaren (d.h. nachprüfbar) Daten basieren. Die Darstellung dieser Karten sollte auf dem 10x10 km UTM-Raster basieren, das europaweit verzerrungsfreie Kartendarstellungen ermöglicht. Ziel sollte es sein, mindestens einen Nachweis pro Rasterzelle mit vorhandenem Vorkommen der Art in den sechs Jahren zu erbringen.

Hierfür sollten in einem ersten Schritt belastbare Daten verwendet werden, die ohnehin anfallen. Hierzu zählen belegte Totfunde (Fotos von Verkehrsoffern und erlegten Tieren) und Nachweise lebender Tiere (Fotofallenbilder, Fotos, Videos), die von interessierten Personen wie Jägern, Förstern, Monitoringverantwortlichen für andere Arten, Mitarbeitern von Großschutzgebieten aber auch von Privatpersonen gesammelt werden.

Es müssen zukünftig Wege gefunden werden, um einerseits den o.g. Personenkreis zu motivieren, solche Daten zur Verfügung zu stellen und andererseits diese Daten möglichst effizient in Monitoringdatenbanken einzupflegen.

Die sehr fortschrittlichen Ansätze aus dem Freistaat Sachsen, die Jagdstrecken online zu melden und automatisch in eine Datenbank einzupflegen, kommen dem sehr entgegen, weil diese Daten ohne erheblichen Mehraufwand ausgewertet werden können. Außerdem ermöglicht dieses System die fundortgenaue Meldung von Artnachweisen mit der Möglichkeit Nachweisbelege hochzuladen. In diesem System werden zukünftig in Sachsen sehr effizient die Daten für das WILD erhoben. Funktionierende Beispiele für Online-Datenbanken finden sich auch in der Avifaunistik, z.B. mit den Online-Portalen zur Meldung beringter Gänse www.geese.org oder Kraniche www.icora.de oder auch dem artenübergreifendem Portal www.ornitho.de.

Langfristig wird es vielleicht auch möglich sein, deutschlandweit die WILD-Abfragen online zu gestalten und damit den Aufwand des analogen Datenmanagements extrem zu minimieren. Wird im Zuge einer solchen Weiterentwicklung die Möglichkeit geschaffen, Nachweisbelege hochzuladen/zu versenden, wird ein umfangreicher Pool belastbarer Monitoringdaten vorliegen.

Weiterhin müssen Wege gefunden werden, um möglichst automatisiert Daten aus anderen Erhebungen, wie z.B. dem Totfundkataster in Schleswig-Holstein, in Monitoringdatenbanken einzupflegen.

Ebenfalls sollten Lösungen gefunden werden, wertvolle Daten zu Baumrarder und Iltis aus anderen Forschungs- und Monitoringvorhaben (z.B. dem Wolfs-, Luchs- und Wildkatzenmonitoring) zu sichern und mit möglichst geringem Aufwand ins Monitoring der beiden Zielarten einzubringen. Gleiches gilt für den Datentransfer von Nachweisbelegen aus dem praktischen Jagdbetrieb. Hierfür würde sich wieder ein Online-Portal wie in Sachsen anbieten. Es ist zu vermuten, dass so innerhalb des Sechsjahreszeitraumes ein erheblicher Teil der besiedelten Rasterzellen belegt werden kann. Grundsätzlich muss ein Schritt der Bewertung der Nachweisbelege in dem gesamten Prozess enthalten sein, um die Datenqualität zu sichern.

Erst in einem zweiten Schritt wäre dann eine gezielte Nachweisführung in allen Rasterzellen zu empfehlen, die bis zu einem bestimmten Zeitpunkt (z.B. nach dem 4. der 6 Monitoringjahre) noch nicht belegt sind. Hierfür eignen sich besonders beköderte Fotofallenstandorte in präferierten Lebensräumen (Kap. 4.8). Auch dieser Schritt kann durch interessierte Freiwillige durchgeführt werden, wenn diese durch Spezialisten angeleitet bzw. eingearbeitet werden und die entsprechende Fotofallentechnik bereitgestellt wird.

Sollte es gelingen, die oben angeführten Hinweise und Empfehlungen umzusetzen, so werden zukünftig die benötigten Verbreitungsdaten für die beiden Zielarten Baumrarder und Iltis vorgelegt werden können.

In einem dritten Schritt sollte dann die real besiedelte Fläche (Rasterzellen mit Nachweis) mit der im Habitateignungsmodell ausgewiesenen Fläche (potenziell besiedelbare Fläche) verglichen werden.

7.3 Empfehlungen für Methoden zur Populationsdichtebestimmung

Im Gegensatz zur Verbreitungserhebung, die flächig erfolgen muss, liegt bei der Ermittlung von Populationsdichten am Baumrarder der Fokus bei der Auswahl und Verwendung repräsentativer Stichproben. Hierbei muss sich die Situation der jeweiligen Landschaftsausschnitte in den Probeflächen widerspiegeln.

Nach den Erfahrungen aus diesem Vorhaben, wie auch aus früheren Baumrardertelemetriestudien in Deutschland, wird empfohlen mit mindestens einer Probefläche pro 2.000 km² zu arbeiten. Für Mecklenburg-Vorpommern mit einer Fläche von 23.174 km² beispielsweise würde das bedeuten, dass etwa 12 solcher Probeflächen in sechs Jahren bearbeitet werden müssten. Teilt man die Bearbeitung der Flächen auf die sechs Jahre auf, so wären pro Jahr auf zwei Flächen Daten zu erheben, was einem vertretbaren Aufwand entspricht.

Nach den Erfahrungen der Erhebungen mit Fotofallen im UG3 und 4 erscheinen Flächengrößen von etwa 500 ha Wald für diesen methodischen Ansatz als sinnvoll. Diese Empfehlung mit einer Probefläche pro 2.000 km² und einer Flächengröße von 500 ha ist als Minimum zu verstehen. Sollte eine höhere Genauigkeit gewünscht sein, kann leicht die Anzahl der Flächen und/oder die Flächengröße erhöht werden.

In Tab. 56 sind wichtige Parameter und grobe Aufwandsschätzungen für die Anwendung der empfehlenswerten Fotofallen-Methoden zusammengestellt. Diese sollten als grobe Richtwerte verstanden werden, da man sich immer an die vor Ort herrschenden Bedingungen anpassen muss.

Tab. 56: Parameter und Aufwandsschätzung für die Anwendung von Fotofallen-Methoden zur Populationsdichtebestimmung am Baumrarder.

	Random encounter model (REM)	Fang Falle Markierung Wiederfang Fotofalle	Fang Fotofalle Individualerkennung Kehlflleck Wiederfang Fotofalle	Mindestindividuenanzahl über Kehlflleck und Fotofalle
Waldgröße (ha)	500	500	500	500
Rastergröße	300 m	-	-	-
Falldichte pro km ²	-	2 – 3	-	4
Anz. Fallen	-	10 – 15	-	20
Fofa-Dichte pro km ²	10	4	4	4
Anz. Fofa	50	20	20	20
Standzeit (Wochen)	8 (Apr-Mai)	8 – 12	8 - 12	8 – 12
Aufbau (h)	20	20	10	20
Betreuung (h)	100	100 – 200	50 - 75	120 – 200
Abbau (h)	10	10	5	10
Auswertung (h)	130	100 - 150	100 - 150	100 - 150

Bei der Auswahl der Methode spielt eine entscheidende Rolle, ob nur Daten zum Baumrarder erhoben werden sollen. Dann sind folgende 2 Verfahren zu empfehlen:

- „Fang Falle – Markierung - Wiederfang Fotofalle“ (mit oder ohne Lockstoff/Köder)
- „Mindestindividuenanzahl über Kehlflleck und Fotofalle“

Für die Anwendung der Methode „Fang Fotofalle – Individualerkennung Kehlflleck - Wiederfang Fotofalle“ sind einige Grundlagen in Statistik und dem Umgang mit entsprechenden Spezialprogrammen Voraussetzung.

Sollen Daten zu mehreren Arten gleichzeitig erhoben werden, so kann die Methode „Random encounter model (REM)“ Anwendung finden. Hierfür müssen aber repräsentative Daten zu 24h-Laufstrecken der Zielarten und den Erfassungswahrscheinlichkeiten des verwendeten Fotofallentyps vorliegen (vergl. Kap. 5.8).

8 Zusammenfassung

Norman Stier & Marcus Borchert

Auf Initiative des Deutschen Jagdverbandes und des Landesjagdverbandes Schleswig-Holstein entstand im Jahre 2009 die Idee, ein umfangreiches Forschungsprojekt zu Monitoringmethoden für die beiden FFH-Arten Baummartener und Iltis durchzuführen. Die Finanzierung erfolgte aus Mitteln der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, des Deutschen Jagdverbandes und des Landesjagdverbandes Schleswig-Holstein. Die Projektbearbeitung des Vorhabens oblag der CAU Kiel, der TU Dresden und dem Landesjagdverband Schleswig-Holstein.

Von Mai 2011 bis Dezember 2013 wurden Methoden zur Erhebung von Vorkommensdaten und von Populationsdichten in sechs Untersuchungsgebieten in Deutschland entwickelt und evaluiert. Die Gebiete in Schleswig-Holstein (UG1, UG2) und im Saarland (UG5, UG6) wurden durch die CAU Kiel bearbeitet. Für die Untersuchungsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern (UG3) und in Sachsen (UG4) war die TU Dresden verantwortlich. In den Untersuchungsgebieten wurden mit Telemetriedaten Referenzdichten ermittelt, die als Vergleichsbasis für die anderen Dichteschätzungsverfahren dienten. Insgesamt wurden 54 Baummartener (UG1: 1, UG2: 1, UG3: 23, UG4: 7, UG5: 5, UG6: 17) und 13 Iltisse (UG1: 3, UG3: 7, UG6: 3) telemetriert. Die thematischen Projektschwerpunkte Artnachweis und Populationsdichtermittlung über genetische Analysen wurde von der CAU Kiel bearbeitet. Den thematischen Komplex des Fotofalleneinsatzes zur Vorkommenserhebung und Populationsdichtebestimmung bearbeitete vorrangig die TU Dresden. Darüber hinaus übernahm die TU Dresden die Entwicklung von Habitatmodellen für die Zielarten.

Bedingt durch Probleme bei der Iltistelemetrie wurde von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung im Herbst 2012 entschieden, diese nicht weiter fortzuführen, sondern die gesamten Kapazitäten auf die Bearbeitung des Baummarteners zu konzentrieren.

Ein entscheidender Punkt bei der Methodenevaluation war das Ziel, praxistaugliche Methoden für ein robustes Monitoring zu finden, die auf belastbaren Daten basieren. Der Bearbeitungszeitraum sollte sich immer an dem sechsjährigen Berichtszeitraum an die EU orientieren.

Für die Erhebung von Vorkommensdaten sollten breit anwendbare Verfahren verwendet werden, da diese flächendeckend erhoben werden müssen. Folgende methodische Ansätze können wertvolle Daten liefern, wenn es möglich ist, Nachweisbelege online zu melden oder anderweitig weiterzuleiten: Fragebogenerhebungen wie z.B. das Wildtierkataster (WILD) des DJV, Totfunderfassungen wie das Totfundkataster in Schleswig-Holstein, Beifänge beim jagdlichen Fallenfang, Foto- und Videobelege aus externen Quellen (andere Monitoring- und Forschungsprogramme sowie der Jagdbetrieb). Für alle diese Ansätze müssen keine aktiven Kartierungsarbeiten durchgeführt werden. Es muss „nur“ gelingen, die potenziellen Mitarbeiter zu motivieren und einen effizienten Datentransfer zu organisieren. Die danach noch verbleibenden Nachweislücken sollten durch aktiven Fotofalleneinsatz mit oder ohne Kombination mit Lockstoffen oder Ködermaterial geschlossen werden.

Im Gegensatz zur Verbreitungserhebung, liegt bei der Ermittlung von Populationsdichten des Baummarteners der Fokus auf repräsentativen Stichprobenerhebungen. Hierbei sollte mindestens eine Probefläche pro 2.000 km² bearbeitet werden. Um einer Konzentration des Arbeitsaufwandes in einzelnen Jahren entgegenzuwirken, sollte die Bearbeitung der Flächen auf die sechs Jahre des Bearbeitungszeitraumes verteilt werden. Flächengrößen von etwa 500 ha Wald erscheinen für diesen methodischen Ansatz als sinnvoll. Sollte eine höhere Genauigkeit gewünscht werden, kann die Anzahl der Flächen und/oder die Flächengröße erhöht werden.

Grundsätzlich sind die Verfahren des Fotofalleneinsatzes hierfür am meisten zu empfehlen. Bei der Auswahl der Methode spielt eine große Rolle, ob z.B. nur Daten zum Baummartener erhoben werden sollen. Dann sind folgende 2 Verfahren zu empfehlen: „Fang Falle – Markierung - Wiederaufnahme Fotofalle“ (mit oder ohne Lockstoff/Köder) oder „Mindestindividuenanzahl über Kehlbleck und Fotofalle“.

Sollen Daten zu mehreren Arten gleichzeitig erhoben werden, so kann die Methode „Random encounter model (REM)“ Anwendung finden, wofür repräsentative Daten zu 24h-Laufstrecken und den Erfassungswahrscheinlichkeiten des Fotofallentyps vorliegen müssen. Dieser Methode sollte zukünftig mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden, da sie auch für Schalenwild brauchbare Ergebnisse liefern kann.

Mit vorliegendem Forschungsvorhaben wurde aufgezeigt, wie geeignete Monitoringdaten für Baummartener erhoben werden können. Für den Iltis bleibt erheblicher Forschungsbedarf für Grundlagendaten. Es bleibt zu hoffen, dass diese Defizite in Zukunft minimiert werden können.

9 Danksagung

Die Professur für Forstzoologie an der TU Dresden bedankt sich ganz herzlich bei der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, dem Deutschen Jagdverband sowie dem Landesjagdverband Schleswig-Holstein für die finanzielle Unterstützung und das Vertrauen, das in uns gesetzt wurde.

Weiterhin danken wir Jörg Stübe und Reinhard Tiltmann vom Forstamt Schildfeld sowie Dr. Christof Darsow, Heiko Berkhauer und Rolf Ziebarth vom Forstamt Radelübbe für die Erlaubnis in ihren Wäldern tätig zu sein und für die gute Zusammenarbeit. Dr. Bernhard Mihm und seinen Mitjägern vom Forstbetrieb Camin danken wir ebenfalls für die Erlaubnis in ihren Wäldern tätig zu sein, ihre Unterstützung und vor allem ihr Verständnis für unsere sehr oft in den Nachtstunden durchgeführte Arbeit.

Für die sehr gewissenhaft durchgeführten Operationen der Iltisse zur Implantation der Sender und die immer sehr kurzfristige Bereitschaft dazu, trotz vollem Wartezimmer, bedanken wir uns bei Dr. Christian Hackenbroich von der Tierklinik Northeim. Das Team des Otterzentrums Hankensbüttel, allen voran Dr. Hans-Heinrich Krüger, Jan Müller und Jens Kietzmann, hat uns mit der professionellen Betreuung der Iltisse in der Quarantänephase nach der Senderimplantation eine große Last abgenommen. Vielen Dank dafür!

Bedanken möchten wir uns auch bei Frau Dr. Gudrun Wibbelt und Frau Dr. Claudia Szentiks vom IZW Berlin, die unermüdlich versuchten, die Todesursachen von Telemetrietieren zu ermitteln, auch wenn dies nicht immer gelang.

Allen ins Projekt eingebundenen Studenten und Praktikanten sind wir zu sehr großem Dank für ihren unermüdlichen Einsatz verpflichtet. Ohne sie hätten wir die 2 Millionen Fotofallenbilder nicht bewältigen können.

Der Firma Volker Schery danken wir für die Unterstützung bei technischen Fotofallen-Fragen und Leihgeräten für den Fotofallentest und der Firma Telemetrieanlagen Andreas Wagener für kulante Reparaturen und sehr schnelle Ersatzlieferungen von Telemetriesendern.

Für ihr Verständnis, vor allem in der sehr „harten“ Endphase des Projektes, sind wir unseren Familien dankbar, auch wenn sie vermutlich nicht nachvollziehen können, was uns da treibt.

10 Literatur

- AMSTRUP, S.C., MCDONALD, T.L. & MANLY, B.F.J. (2005): Handbook of Capture-Recapture Analysis. Princeton: Princeton University Press.
- BRZEZINSKI, M., JĘDRZEJEWSKI, W. & JĘDRZEJEWSKA, B. (1992): Winter home ranges and movements of polecats *Mustela putorius* in Białowieża Primeval Forest, Poland. – Acta Theriologica 37, 1-2.
- BRZEZINSKI, M., MARZEC, M. & ŻMIHORSKI, M. (2010): Spatial distribution, activity, habitat selection of American mink (*Neovison vison*) and polecats (*Mustela putorius*) inhabiting the vicinity of eutrophic lakes in NE Poland. – Folia Zoologica 59, 3: 183–191.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2007): Nationaler Bericht nach Art.17 FFH-Richtlinie in Deutschland (2007), http://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/art17/envr0qzdw/index_html?page=1 (Zugriff: 2014-11-28).
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2013): Nationaler Bericht nach Art.17 FFH-Richtlinie in Deutschland (2013), www.bfn.de/0316_nat-bericht_2013-komplett.html (Zugriff: 2014-11-28).
- BURKI, S., ROTH, T., ROBIN, K. & WEBER, D. (2010): Lure sticks as a method to detect pine martens *Martes martes*. – Acta Theriologica 55, 3: 223–230.
- COLLI, L., CANNAS, R., DEIANA, A.M. & TAGLIAVINI, J. (2011): Microsatellite variability of Sardinian pine martens, *Martes martes*. – Zoological science 28, 8: 580–586.
- CORNUET, J.M. & LUIKART, G. (1996): Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. – Genetics 144, 4: 2001–2014.
- DAVIS, C.S. & STROBECK, C. (1998): Isolation, variability, and cross-species amplification of polymorphic microsatellite loci in the family Mustelidae. – Molecular Ecology 7, 12: 1776–1778.
- DJV (2012): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands: Ergebnisse 2011. Berlin.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2012), http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima__Umwelt%2FKlimadaten%2Fkldaten__kostenfrei%2Fkldat__D__stationen__home__node.html%3F__nnn%3Dtrue (Zugriff: 2014-12-05).
- DIERGARTEN, K. (in Vorb.): Untersuchungen zur Raumnutzung von Baummartern (*Martes martes*) in Verbindung mit artenschutzrechtlichen und jagdrechtlichen Vorgaben. Dissertation. Universität Trier.
- DOMINGO-ROURA, X. (2002): Genetic distinction of marten species by fixation of a microsatellite region. – Journal of Mammalogy 83, 3: 907–912.
- DRYGALA, F., ZOLLER, H., STIER, N., MIX, H. & ROTH, M. (2008): Ranging and parental care of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* during pup rearing. – Acta Theriologica 53, 2: 111–119.
- EBERSBACH, H., HOFMANN, T. & STUBBE, M. (1995): Charakterisieren die Tagesschlafplätze die home ranges von Mardern?
- FLEMING, M.A., OSTRANDER, E.A. & COOK, J.A. (1999): Microsatellite markers for American mink (*Mustela vison*) and ermine (*Mustela erminea*). – Molecular Ecology 8, 8: 1352–1355.
- FOURNIER P., CHUSSEAU J. P., DUPUCH J., FOURNIER-CHAMBRILLON C. & MAIZERET C. (2001): European mink (*Mustela lutreola*) and polecat (*Mustela putorius*) radiotracking: intraperitoneal transmitters as an effective alternative to injuring external equipment/alternative to injuring external equipment (2001-09-13). 20. International Mustelid Colloquium. Papeburg.
- FRANKHAM, R. (2002): Introduction to conservation genetics: Cambridge University Press.

- GENOVESI, P., SINIBALDI, I. & BOITANI, L. (1997): Spacing patterns and territoriality of the stone marten. – *Can. J. Zool.* 75, 12: 1966–1971.
- GLEICH, E. (2012): Untersuchungen zur Lebensraumnutzung von Damwild (*Cervus dama* L. 1758) in einem durch Verkehrswege fragmentierten Wald-Feldhabitat. Dissertation. FU Berlin.
- GOOSSENS, B., WAITS, L.P. & TABERLET, P. (1998): Plucked hair samples as a source of DNA: reliability of dinucleotide microsatellite genotyping. – *Molecular Ecology* 8, 8: 1237–1241.
- GORETZKI, J., SPARING, H., AHRENS, M., DOBIÁŠ, K., GLEICH, E., NEUMANN, M., STUBBE, C. & TOTTEWITZ, F. (2011): Zur Ökologie des Rotfuchses (*Vulpes vulpes* L., 1758) auf der Insel Rügen (II). Ergebnisse des Jungfuchsfanges und der Jungfuchsmarkierung. – *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 36: 233–245.
- GÖTZ, M. & ROTH, M. (2007): Verbreitung der Wildkatze (*Felis s. sylvestris*) in Sachsen-Anhalt und ihre Aktionsräume im Südharz. – *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 32: 437–447.
- HÄGER, B. (2013): Die Bestimmung der Populationsdichte, Reviergröße, Wanderverhalten und Lebensraumnutzung von Baummarder und Iltis. Bachelorarbeit. Universität Kiel.
- HAMMERSHØJ, M., THOMSEN, E. & MADSEN, A. (2004): Diet of free-ranging American mink and European polecat in Denmark. – *Acta Theriologica* 49, 3: 337–347.
- HARRINGTON, L.A. & MACDONALD, D.W. (2008): Spatial and Temporal Relationships between Invasive American Mink and Native European Polecats in the Southern United Kingdom. – *Journal of Mammalogy* 89, 4: 991–1000.
- HOFFMANN, J.I. & AMOS, W. (2005): Microsatellite genotyping errors: detection approaches, common sources and consequences for paternal exclusion. – *Molecular Ecology* 14, 2: 599–612.
- HOMANN, U. (1998): Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* L. 1758) im Solling, Südniedersachsen, unter besonderer Berücksichtigung des Sozialverhaltens. Dissertation. Universität Göttingen.
- HUPE, K. & SIMON, O. (2007): Die Lockstockmethode - eine nicht invasive Methode zum Nachweis der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*). – *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsachsen* 27, 1: 66–69.
- IHDE, J. (2004): Untersuchung zu Streifgebieten und nächtlichen Bewegungen des Schwarzwildes (*Sus scrofa* L.) in Südwest-Mecklenburg. Diplomarbeit. TU Dresden.
- JĘDRZEJEWSKA, B. & JĘDRZEJEWSKI, W. (1998): Predation in vertebrate communities: The Białowieża Primeval Forest as a case study. *Ecological studies* 135. Berlin: New York; Springer.
- JĘDRZEJEWSKI, W., JĘDRZEJEWSKA, B. & BRZEZINSKI, M. (1993): Winter habitat selection and feeding habits of polecats (*Mustela putorius*) in the Białowieża National Park, Poland. – *Zeitschrift für Säugetierkunde* 58, 2: 75–83.
- JEROSCH, S. & GÖTZ, M. (2011): Ist die offene Kulturlandschaft ein Wildkatzenlebensraum? – Erste Ergebnisse einer Telemetriestudie in einem Verbundlebensraum. – *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 36: 369–377.
- JORDAN, M.J., BARRETT, R.H. & PURCELL, K.L. (2011): Camera trapping estimates of density and survival of fishers *Martes pennanti*. – *Wildlife Biology* 17, 3: 266–276.
- KACZENSKY, P., KLUTH, G., KNAUER, F., RAUER, G., REINHARDT, I. & WOTSCHIKOWSKY, U. (2009): Monitoring von Großraubtieren in Deutschland. BfN-Skripten 251. Bonn.
- KELLY, M.J. & HOLUB, E.L. (2008): Camera Trapping of Carnivores: Trap Success Among Camera Types and Across Species, and Habitat Selection by Species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. – *Northeastern Naturalist* 15, 2: 249–262.
- KISELEVA, N.V. & SOROKIN, P.A. (2013): Study of the distribution of mustelids over the Southern Urals using noninvasive methods. – *Contemporary Problems of Ecology* 6, 3: 300–305.

- KOWALCZYK, R., ZALEWSKI, A. & JĘDRZEJEWSKA, B. (2006): Daily movement and territory use by badgers *Meles meles* in Białowieża Primeval Forest, Poland. – *Wildlife Biology* 12, 4: 385–391.
- KRIEGS, J.O., EVERSMAAN, N., HACHMANN, H.-U., LINDENSCHMIDT, M., PICKEL, T. & REHAGE, H.-O. (2012): Eine Methode zur Kartierung des Baummarters *Martes martes* (Linnaeus, 1758) am Beispiel der Westfälischen Bucht. – *Natur und Heimat* 72, 4: 107–116.
- KRÜGER, H.H. (1989): Home-range and patterns of distribution of stone and pine martens. – *Transactions of the 19th International Congress of Game Biologists Trondheim, Norway*, vol.1: 348–349.
- KYLE, C.J., DAVIS, C.S. & STROBECK, C. (2000): Microsatellite analysis of North American pine marten (*Martes americana*) populations from the Yukon and Northwest Territories. – *Can. J. Zool.* 78, 7: 1150–1157.
- KYLE, C.J., ROBITAILLE, J.F. & STROBECK, C. (2001): Genetic variation and structure of fisher (*Martes pennanti*) populations across North America. – *Molecular Ecology* 10, 9: 2341–2347.
- LANG, J. & SIMON, O. (2011): Erfassung des Baummarters im Nationalpark Kellerwald-Edersee: Projektbericht. Projektbericht.
- LANG, J. & SIMON, O. (2012): Erfassung des Baummarters im Nationalpark Kellerwald-Edersee 2012: Projektbericht.
- LANG, J., SIMON, O., HÖRIG, A. & JOKISCH, S. (2011a): Sind Jagdstrecken eine geeignete Grundlage für das Monitoring der FFH-Arten Baummartener und Iltis? – *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 36: 459–467.
- LANG, J., STIER, N., HUPE, K. & SIMON, O. (2011b): Erfahrungen und Leistungsfähigkeit verschiedener Fotofallen bei der Erfassung von Raubsäugetieren. – *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 36: 633–642.
- LIESE, A., ROTH, M., ENGEL, E. & SCHLEY, L. (2014): Untersuchungen zur Verbreitung des Baummarters (*Martes martes*) in Luxemburg. – *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* 115: 173–184.
- LODÉ, T. (1993): Diet composition and habitat use of sympatric polecat and American mink in western France. – *Acta Theriologica* 38, 2: 161–166.
- LODÉ, T. (2000): Functional response and area-restricted search in a predator: seasonal exploitation of anurans by the European polecat, *Mustela putorius*. – *Austral. Ecology* 25: 223–231.
- MANZO, E., BARTOLOMMEI, P., ROWCLIFFE, J. & COZZOLINO, R. (2012): Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. – *Acta Theriologica* 57, 2: 165–172.
- MARUNKE, A. (2011): Monitoring von Raubsäugetieren mittels automatischer Digitalkameras. Bachelorarbeit. Technische Universität Dresden.
- MEIER, S. & TESINI, C. (2013): Baummartener-Monitoring Kanton Aargau: Kurzbericht 2013.
- MERGEY, M., LARROQUE, J., RUETTE, S., VANDEL, J.-M., HELDER, R., QUENEY, G. & DEVILLARD (2012): Linking habitat characteristics with genetic diversity of the European pine marten (*Martes martes*) in France. – *European Journal of Wildlife Research* 58, 6: 909–922.
- MESTRE, F.M., FERREIRA, J.P. & MIRA, A. (2007): Modelling the distribution of the European polecat *Mustela putorius* in a Mediterranean agricultural landscape. – *Rev. Ecol.* 62: 35–47.
- MICHLER, F.-U. (2003): Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor*, L. 1758) im urbanen Lebensraum am Beispiel der Stadt Kassel (Nordhessen). Diplomarbeit. Universität Halle/Saale.
- MINISTERIUM FÜR ENERGIEWENDE, LANDWIRTSCHAFT UND LÄNDLICHE RÄUME SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (2012): Jagd und Artenschutzbericht 2011. Kiel.

- MULLINS, J., STATHAM, M.J., ROCHE, T., TURNER, P.D. & O'REILLY, C. (2010): Remotely plucked hair genotyping: a reliable and non-invasive method for censusing pine marten (*Martes martes*, L. 1758) populations. – *European Journal of Wildlife Research* 56, 3: 443-453.
- O'CONNELL, A.F., NICHOLS, J.D. & KARANTH, K.U. (Hrsg.) (2011): *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*: Springer.
- ORTMANN, S., KÖHNEMANN, B.A., MICHLER, F.-U. & ROTH, M. (2011): Radiotelemetrische Untersuchung des Raum-Zeit-Verhaltens adulter Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern). – *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 36: 539–556.
- PEPIN, D. & CARGNELUTTI, B. (1994): Individual variations of daily activity patterns in radiotracked European hares during winter. – *Acta Theriologica* 39, 4: 399–409.
- PÉPIN, D., MORELLET, N. & GOULARD, M. (2009): Seasonal and daily walking activity patterns of free-ranging adult red deer (*Cervus elaphus*) at the individual level. – *European Journal of Wildlife Research* 55, 5: 479-486.
- PIERCE, B.L., LOPEZ, R.R. & SILVY, N.J. (2012): Estimating animal abundance. In: SILVY, N.J. (Hrsg.). *The wildlife techniques manual 1*. Baltimore, Md (Johns Hopkins University Press): 284–310.
- REYNOLDS, J.C., PORTEUS, T.A., RICHARDSON, S.M., LEIGH, R.J. & SHORT, M.J. (2010): Detectability of American Mink Using Rafts to Solicit Field Signs in a Population Control Context. – *The Journal of Wildlife Management* 74, 7: 1601–1606.
- RODGERS, A.R. & CARR, A.P. (1998): HRE: The Home Range Extension for ArcView: Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research. Ontario.
- RONDININI, C., ERCOLI, V. & BOITANI, L. (2006): Habitat use and preference by polecats (*Mustela putorius* L.) in a Mediterranean agricultural landscape. – *Journal of Zoology* 269, 2: 213–219.
- ROUSSET, F. (2000): Genetic differentiation between individuals. – *Journal of Evolutionary Biology* 13, 1: 58–62.
- ROUSSET, F. (2008): genepop'007: a complete re-implementation of the genepop software for Windows and Linux. – *Molecular Ecology Resources* 8, 1: 103–106.
- ROWCLIFFE, J.M., FIELD, J., TURVEY, S.T. & CARBONE, C. (2008): Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. – *Journal of Applied Ecology* 45, 4: 1228–1236.
- SACHTELEBEN, J. & BEHRENS, M. (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. BfN-Skripten 278. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- SAEKI, M., JOHNSON, P.J. & MACDONALD, D.W. (2007): Movements and Habitat Selection of Raccoon Dogs (*Nyctereutes procyonoides*) in a Mosaic Landscape. – *Journal of Mammalogy* 88, 4: 1098–1111.
- SANGER, F.E.A. (1977): DNA sequencing with chain-terminating inhibitors. – *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 74: 5463–5467.
- SCHINZEL, B. (1998): Radiotelemetrie- und GIS-Analysen zum Raum-Zeit-Verhalten von Baum- (*Martes martes*) und Steinmardern (*Martes foina*) im Untersuchungsgebiet Wahlen. Diplomarbeit. Universität Saarbrücken.
- SCHMÜSER, H. (2001): Das Wildtierkataster Schleswig-Holstein (WTK-SH) – ein Monitoringprojekt. – *Artenschutzreport*, 11: 33–36.
- SCHMÜSER, H. (2013): Statusbericht Fangjagd in Schleswig-Holstein 2010. In: MINISTERIUM FÜR ENERGIEWENDE, LANDWIRTSCHAFT UND LÄNDLICHE RÄUME SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.). *Jagd und Artenschutzbericht 2013*. Kiel 26–29.
- SCHMÜSER, H., BROSZIO, F., FEHLBERG, U. & RECK, H. (2014): Das Wildunfall- und Totfund-Kataster Schleswig-Holstein - ein Modell. In: MINISTERIUM FÜR ENERGIEWENDE,

LANDWIRTSCHAFT UND LÄNDLICHE RÄUME SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.). Jagd- und Artenschutz Jahresbericht 2014 .

- SCHRÖPFER, R. (1997): Wieviele Baumarder leben in unseren Wäldern. In: CANTERS, K. & WIJSMAN, H.J.W. (Hrsg.). Wat doen we met de boomarter: onderzoek naar voorkomen, leefwijze, bedreigingen en bescherming van de boomarter in Nederland 219 (KNNV Uitgeverij): 23–29.
- SCHRÖPFER, R., BIEDERMANN, W. & SZCZESNIAK, H. (1989): Saisonale Aktionsraumveränderungen beim Baumarder *Martes martes* L. 1758. – Populationsökologie marderartiger Säugetiere. – Wiss. Beitr. Univ. Halle 37: 433–442.
- SCHUMANN, M. (2011): Wolfsmonitoring mittels Fotofallen in Mecklenburg-Vorpommern. Bachelorarbeit. Technische Universität Dresden.
- SERVIN, J., RAU, J. & DELIBES, M. (1991): Activity pattern of the red fox *Vulpes vulpes* in Doñana, SW Spain. – Acta Theriologica 36, 3-4: 369–373.
- SIEBKE, P. (2010): Untersuchungen zu Raubsäugerdichten mittels Fotofallen. Bachelorarbeit. Technische Universität Dresden.
- SILVY, N.J. (Hrsg.) (2012⁷): The wildlife techniques manual. Baltimore, Md: Johns Hopkins University Press.
- SIMON, O. & STIER, N. (2005): Raubsäuger (*Carnivora*) - Baumarder *Martes martes* Linnaeus, 1758. In: DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H., LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.). Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Naturschutz und Biologische Vielfalt 20 403–408.
- STEPHENS, P.A., ZAUMYSLOVA, O.Y., MIQUELLE, D.G., MYSLENKOV, A.I. & HAYWARD, G.D. (2006): Estimating population density from indirect sign: track counts and the Formozov–Malyshev–Pereleshin formula. – Animal Conservation 9, 3: 339–348.
- STIER, N. (1996): Untersuchung zur Raum-Zeit-Nutzung des Baumarders in Waldgebieten der Agrarlandschaft Südwest-Mecklenburgs. Diplomarbeit. TU Dresden.
- STIER, N. (2000): Habitat use of the pine marten *Martes martes* in small-scale woodlands of Mecklenburg (Germany). – Lutra 43: 185–203.
- STIER, N. (2012): Zur Populationsökologie des Baumarders (*Martes martes* L., 1758) in Nordost-Deutschland. Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern 1.
- STIER, N., BORCHERT, M., ZSCHILLE, J. & ROTH, M. (in Vorb.): Untersuchungen zu einheimischen und gebietsfremden Raubsäugetieren sowie deren Einfluss auf Wasservögel: Abschlussbericht.
- STIER, N., NITZE, M., MEIßNER-HYLANOVA, V., DEEKEN, A., SCHUMANN, M. & ROTH, M. (2012): Projekt - Schalenwildmonitoring auf Jasmund: Zwischenbericht 2012.
- TABERLET, P. & LUIKART, G. (1999): Non-invasive genetic sampling and individual identification. – Biological Journal of the Linnean Society 68, 1-2: 41–55.
- TRUBE, R. (1994): Das Raum-Zeit-System dreier Musteliden im Solling. Diplomarbeit. Universität Göttingen.
- WAPLES, R.S. & DO, C. (2008): LDNE: a program for estimating effective population size from data on linkage disequilibrium. – Molecular Ecology Resources 8, 4: 753–756.
- WEBER, A. (2009): Ökologische Untersuchungen am europäischen Iltis *Mustela putorius* L.1758 als Grundlage für die Entwicklung eines Monitoringverfahrens gemäß FFH-Richtlinie: Zwischenbericht zum Dissertationsvorhaben.
- WEBER, A. (2011): Der europäische Iltis *Mustela putorius* L.,1758 - Erarbeitung grundlegender populationsökologischer Parameter zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Art gemäß FFH-Richtlinie in Sachsen-Anhalt. – Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 36: 477–488.

- WEINGARTH, K. (2009): Luchsbestandsschätzung mit Fotofallen im Nationalpark Bayerischer Wald: Capture-Recapture Schätzung und Minimalzählung im Vergleich. Diplomarbeit. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- ZABALA, J., ZUBEROGOITIA, I. & MARTÍNEZ-CLIMENT, 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, 3: 157–162.
- ZALEWSKI, A. (2012): Alternative strategies in the acquisition of home ranges by male pine martens in a high-density population. – *Acta Theriologica* 57, 4: 371-375.
- ZALEWSKI, A., JĘDRZEJEWSKI, W. & JĘDRZEJEWSKA, B. (2004): Mobility and home range use by pine martens (*Martes martes*) in a Polish primeval forest. – *Ecoscience* 11: 113–122.
- ZIELINSKI, W.J. & KUCERA, T.E. (Hrsg.) (1995): American Marten, Fisher, Lynx, and Wolverine: Survey Methods for their Detection. General technical report PSW GTR-157. Albany CA.
- ZOLLER, H. (2010): Vergleichende Telemetriestudie an Rotfuchs (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758) und Marderhund (*Nyctereutes procyonides* Gray, 1834) in der Agrarlandschaft Mecklenburg-Vorpommerns. Dissertation.
- ZSCHILLE, J., STIER, N. & ROTH, M. (2008): Radio tagging American mink (*Mustela vison*) - experience with collar and intraperitoneal-implanted transmitters. – *European Journal of Wildlife Research* 54, 2: 263–268.
- ZSCHILLE J., STIER N., ROTH M. & BERGER U. (2012): Dynamics in space use of American mink (*Neovison vison*) in a fishpond-area in Northern Germany. *European Journal of Wildlife Research* 58: 955-968.

11 Anhang

Anhang 1

Daten zu den gefangenen Baummartern in den Untersuchungsgebieten 3 und 4

Tier	Sex	Datum	Ort	Alter	Gew. g	KR cm	Sch cm	HF cm	Ohr cm	Markierung		Telemetrie bis	Anz. Peilungen
										OM	Send		
Z-BF01	W	04.08.11	Forst Camin	subad	1175	40,0	23,5	8,4	4,6	+	-	-	-
Z-BF01	W	26.06.12	Forst Camin	1	1200	-	-			+	+	01.10.13	81
Z-BR02	M	04.08.11	Forst Camin	ad	1800	45,4	25,9	8,7	4,8	+	+	20.06.12	72
Z-BR03	M	04.08.11	Forst Camin	subad	1275	40,5	22,6	8,8	4,3	+	-	-	-
Z-BR03	M	18.08.12	Forst Camin	1	1525	-	-	-	-	-	+	07.10.13	66
Z-BR04	M	05.08.11	Forst Camin	3-5	1875	48,1	24,1	9,4	4,6	+	+	05.02.12	37
Z-BF05	W	05.08.11	Forst Camin	2-4	1100	39,8	21,6	7,8	4,4	+	+	16.09.13	133
Z-BF06	W	05.08.11	Forst Camin	2-4	1125	41,2	21,7	7,4	4	+	+	18.10.13	218
Z-BF07	W	06.08.11	Forst Camin	1,5	1200	42,2	24,6	8,3	4,3	+	+	25.04.12	145
Z-BR08	M	06.08.11	Forst Camin	subad	1375	43,6	25,9	8,9	5	+	-	-	-
Z-BR08	M	20.08.12	Forst Camin	1	1575	-	-	-	-	+	+	05.10.13	64
Z-BF09	W	08.08.11	Forst Camin	subad	1075	40,5	24,0	8,2	4,9	+	-	-	-
Z-BF09	W	18.08.12	Forst Camin	1	1150	-	-	-	-	+	+	24.04.13	46
Z-BR10	M	08.08.11	Forst Camin	subad	1600	44,9	25,8	8,9	5,1	+	-	-	-
Z-BF11	W	08.08.11	Forst Camin	subad	1250	42,2	25,0	8,3	4,5	+	-	-	-
Z-BF12	W	23.08.11	Bantiner Wald	4-6	1450	45,5	25,8	9,1	4,8	+	+	13.11.12	112
Z-BF13	W	14.09.11	Testorfer Wald	3	1200	40,1	22,7	8,4	4,2	+	+	27.02.13	78
Z-BR14	M	15.09.11	Bantiner Wald	3-5	1875	46,5	25,2	9,4	4,9	+	+	30.10.12	284
Z-BF15	W	30.09.11	Testorfer Wald	subad	1025	40,5	22,2	8,4	4,5	+	+	-	-
Z-BF16	W	26.10.11	Kölziner Tannen	2-3	1200	42,7	25,1	8,4	4,8	+	+	24.04.12	51
Z-BR17	M	08.03.12	Forst Camin	4-5	1750	47,5	29,2	9,8	4,9	+	+	05.09.13	111
Z-BR18	M	19.03.12	Kölziner Tannen	3	1625	45,7	25,2	9	5	+	+	14.07.12	19
Z-BR19	M	28.05.12	Bantiner Wald	juv	-	-	-	-	-	+	-	-	-
Z-BR19	M	19.10.12	Bantiner Wald	subad	1700	46,6	24,9	9,2	4,9	+	-	-	-
Z-BR19	M	20.11.12	Bantiner Wald	subad	1700	-	-	-	-	+	+	07.05.13	27
Z-BR20	M	28.05.12	Bantiner Wald	juv	-	-	-	-	-	+	-	-	-
Z-BR21	M	28.05.12	Bantiner Wald	juv	-	-	-	-	-	+	-	-	-
Z-BF22	W	28.05.12	Bantiner Wald	juv	-	-	-	-	-	+	-	-	-
Z-BR23	M	26.06.12	Forst Camin	1-2	1950	47,5	28,0	9,7	5,1	+	+	10.01.13	43
Z-BR24	M	09.08.12	Forst Camin	2-3	1750	46,5	28,3	9,4	5	+	+	10.10.13	252
Z-BR25	M	15.10.12	Forst Camin	1,5	1750	46,8	26,8	9,3	5	+	+	16.10.13	123
Z-BF26	W	19.11.12	Kölziner Tannen	1,5	1125	41,2	22,6	7,9	4,5	+	+	28.01.13	10
Z-BR27	M	09.01.13	Bantiner Wald	1	1900	46,6	26,6	9,8	4,9	+	+	04.03.13	23
Z-BR28	M	09.04.13	Bantiner Wald	2	1900	47,3	24,8	9,2	5,2	+	+	18.10.13	383
Z-BF29	W	12.04.13	Bantiner Wald	3-4	1500	42,2	25,0	8,2	4,3	+	+	18.10.13	472
T-BR1	M	25.03.13	Tharandter Wald	3-4	1675	46,0	23,2	9,6	4,2	+	+	07.10.13	231
T-BR2	M	26.03.13	Tharandter Wald	3-4	1900	49,7	25,0	10	4,5	+	+	07.10.13	299
T-BR3	M	16.04.13	Tharandter Wald	5-6	1675	48,0	25,0	9,6	4,3	+	+	07.10.13	196
T-BF4	W	29.04.13	Tharandter Wald	3	1250	42,0	21,3	8	3,5	+	+	10.05.13	4
T-BF5	W	30.04.13	Tharandter Wald	3	1225	41,5	21,5	8,5	3,7	+	+	07.10.13	258
T-BR6	M	30.04.13	Tharandter Wald	2	1725	47,5	22,4	9,5	4,2	+	+	07.10.13	259
T-BR7	M	03.05.13	Tharandter Wald	3-4	1900	46,0	23,0	9,8	4,3	+	+	07.10.13	252

Anhang 2**Monitoringanleitung zur Erfassung der Verbreitung und von Populationsdichten des Baummarters**

Marcus Borchert & Dr. Norman Stier
TU Dresden
Professur für Forstzoologie - AG Wildtierforschung
Piener Str. 7
01737 Tharandt

<http://tu-dresden.de/forst/zoologie>



1 Einleitung

Die Art Baummartener (*Martes martes*) wird im Anhang V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie: 92/43EWG) geführt und unterliegt gleichzeitig dem Bundesjagdgesetz. In den meisten Bundesländern darf der Baummartener - unter Berücksichtigung der gesetzlich vorgeschriebenen Jagdzeiten - bejagt werden. Allerdings gestattet die FFH-Richtlinie eine Nutzung (Entnahme aus der Natur) einer Anhang-V-Art nur, wenn die Population einen günstigen Erhaltungszustand aufweist. Gemäß Art. 11 der FFH-Richtlinie ist der Erhaltungszustand dieser Arten zu überwachen. Die Verantwortlichkeit für dieses verpflichtende Monitoring liegt bei den Bundesländern. Die Bewertung der Erhaltungszustände der Populationen der FFH-Arten hat in einem Zyklus von 6 Jahren in einem Bericht an die EU zu erfolgen.

Eine valide Bewertung des Erhaltungszustandes setzt die Existenz und Anwendung standardisierter, verlässlicher und praktikabler sowie großflächig einsetzbarer Monitoringverfahren voraus. Vor diesem Hintergrund wurde auf Initiative des Deutschen Jagdverbandes e.V. und des Landesjagdverbandes Schleswig-Holstein e.V. von Mai 2011 bis Dezember 2013 durch Mitarbeiter der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (CAU, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abteilung Landschaftsökologie) und der Technischen Universität Dresden (TUD, Professur für Forstzoologie, Arbeitsgruppe Wildtierforschung) ein überregionales Forschungsprojekt durchgeführt, das auf die Erprobung und Bewertung verschiedener Monitoringmethoden für die Art Baummartener abzielte.

Die vorliegende Monitoringanleitung basiert auf den Ergebnissen dieser Forschungsarbeit (STIER et al. 2015). Aus einer Reihe möglicher anwendbarer Monitoring-Methoden wurden diejenigen ausgewählt, die sich als Standardmethode besonders eignen, da sie sich durch eine hohe Praxistauglichkeit (vergleichsweise leicht anwendbar und wenig fehleranfällig) und eine hohe Effektivität und damit verbunden einen vertretbaren Kostenrahmen auszeichnen. Dass die Anwendung der Standardmethoden in der Praxis trotzdem einen gewissen Grad an Erfahrung voraussetzt, ist selbstverständlich.

2 Biologie

Der Baummarder ist über alle bewaldeten Teile Europas, mit Ausnahme der südlichsten Wälder, verbreitet (CLEVENGER 1994). Neben den bevorzugten, reinen Waldhabitaten besiedelt er bei entsprechend hoher Populationsdichte auch Offenlandschaften mit Feldgehölzen oder Heckenstrukturen (STIER et al. in Vorb.).

Der Baummarder ist eine Art mit intrasexueller Territorialität, d.h. in der Regel werden keine gleichgeschlechtlichen, geschlechtsreifen Artgenossen im Territorium geduldet. Haben sich Baummarder in ihrem Revier etabliert, zeigen sie sich weitgehend standortstreu. Sie besiedeln meist über einen längeren Zeitraum das gleiche Territorium (STIER 2012). Die Aktionsraumgrößen können in Deutschland habitat- und dichtebedingt bei den Rüden zwischen 50 und 2.100 ha und bei den Fähen zwischen 30 und 960 ha liegen (STIER 2012). Ein Rüdenaktionsraum kann dabei mehrere Fähenreviere überlagern. Die große Spannbreite der Aktionsraumgröße gibt bereits Hinweise auf eine ebenso große Variabilität in den Populationsdichten. In unbejagten Optimallebensräumen sind im norddeutschen Tiefland Höchstwerte bis zu 2,5 Ind./100 ha Waldfläche möglich (STIER et al. 2015). In Fichtenmonokulturen in Mittelgebirgslagen kann die Populationsdichte mit 0,1 Ind./100 ha Waldfläche deutlich niedriger sein.

Baummarder sind Nahrungsgeneralisten. Die Hauptnahrung bilden entsprechend der jeweiligen Verfügbarkeit vor allem Kleinsäuger, Vögel und Früchte (ZALEWSKI et al. 2004).

Baummarder sind überwiegend nachtaktiv. Während der Zeit der Jungenaufzucht oder der Ranz kann sich die Aktivität aber auch in die Tagesstunden verlagern.

Die Hauptranzzeit liegt im Sommer in den Monaten Juni und Juli. Die Welpen kommen in der Regel von Ende März bis Ende April in Baumhöhlen (oftmals Schwarzspechthöhlen) zur Welt. Im Alter von etwa 2 Monaten beginnen die Welpen die Wurfhöhle zu verlassen. Der Familienverband kann bis in den August hinein bestehen bleiben. Im August beginnt dann die Dismigration der Welpen, die weitestgehend im April des Folgejahres abgeschlossen ist (STIER 2012).

3 Erfassungsmethoden

Für die Bewertung des Erhaltungszustandes der Baumrarderpopulation werden belastbare Daten zu folgenden Parametern benötigt:

- Verbreitung
- Populationsdichten bzw. Bestandeszahlen
- Gefährdungsursachen
- Habitatqualität
- Lang- und Kurzeittrends

Im Folgenden wird die Anwendung von Methoden erläutert, die belastbare Daten zu Verbreitung und Populationsdichten der Zielart Baumrarder sowie zu Trendaussagen zur Populationsentwicklung liefern. Es werden Hinweise und Empfehlungen für ein praxistaugliches Monitoring gegeben, das deutschlandweit eingesetzt werden kann. Hierbei sollten die Erhebungen auf den 6jährigen Berichtszeitraum abgestimmt werden.

Die im Folgenden beschriebenen Methoden basieren auf der Verwendung von Fotofallen/Wildkameras. In jedem Fall sind die diesbezüglichen, datenschutzrechtlichen Bestimmungen in den einzelnen Bundesländern zu beachten.

3.1 Erhebung von Verbreitungsdaten

Entsprechend der 6jährigen Berichtspflicht an die EU ist die Erarbeitung einer deutschlandweiten, auf nachprüfbar Daten basierenden Verbreitungskarte des Baumrarders anzustreben. Die Visualisierung sollte auf dem 10x10 km UTM-Raster basieren, das europaweit verzerrungsfreie Kartendarstellungen ermöglicht und von der EU als Referenzgrid für Verbreitungskarten vorgegeben wird. Ziel ist es, mindestens einen Vorkommensnachweis der Art pro Rasterzelle in den sechs Jahren zu erbringen.

Methoden:	Erfassung von Totfunden und bereits vorhandenen Nachweisen; gezielter Nachweis mittels beköderter Fotofallen
Durchführungszeitraum:	ganzjährig; Fotofalleneinsatz von April bis August
Untersuchungsdauer:	bis zum ersten Baumrardernachweis, Fotofalleneinsatz maximal 8 Wochen
Probeflächen:	10x10 km Rasterzellen des UTM-Rasters
Fotofalldichte:	4 Fotofallen pro UTM-Rasterzelle
Fotofallenmodelle:	Cuddeback Attack oder Attack IR, Cuddeback C1 oder C2, Minox DTC600, Reconyx HC600 oder HC550

Sonstige Materialien:	Fotoapparat zur Dokumentation der Totfunde; einseitig offene Holzkiste mind. 30x30x60 cm, besser 40x40x60 cm
Köder:	süßes Trockenobst, Ei, Frischfisch

Methodenbeschreibung

1. Sammlung und Auswertung von bereits vorhandenen, belastbaren Daten

Hierzu zählen belegte Totfunde (v.a. Verkehrstopfer und erlegte Tiere) und Nachweise lebender Tiere (Fotofallenbilder, Fotos, Videos), die von interessierten Personen wie Jägern, Förstern, Monitoringverantwortlichen für andere Arten, Mitarbeitern von Großschutzgebieten aber auch von Privatpersonen bereitgestellt werden. Totfunde gelten als belegt, wenn entweder der körperliche Nachweis erbracht wurde oder Fotos mit eindeutig zu erkennenden Artmerkmalen existieren.

2. gezielte Nachweisführung

In Rasterzellen mit fehlendem Nachweis werden spätestens im 4. Jahr des sechsjährigen Monitoringzeitraumes Untersuchungen in geeigneten Lebensräumen zum gezielten Nachweis der Art Baummarder durchgeführt.

Je UTM-Rasterzelle werden 4 Fotofallenstandorte in geeigneten Lebensräumen ausgewählt. Die höchste Effizienz ist im Zeitraum von April bis August durch die dann hohe, paarungszeitbedingte Aktivität in bevorzugten jungen Fichten- und Douglasienbeständen zu erreichen. In waldfreien Niederungs- und Agrarlandschaften eignen sich Hecken- und Gehölzstrukturen für den Nachweis.

Die Köder - geeignet sind süßes Trockenobst, Ei oder Frischfisch - werden idealerweise in einer einseitig offenen Holzkiste angeboten. Damit sind sie zum einen witterungsgeschützt und zum anderen werden dadurch scheuere Arten wie Fuchs (*Vulpes vulpes*) oder Steinmarder (*Martes foina*) eher daran gehindert den Köder aufzunehmen. Trotzdem müssen die Köder je nach Bedarf regelmäßig erneuert werden, da sie auch anderen Arten (z.B. Mäuse) als Nahrung dienen. Kontrollen sollten jeden zweiten Tag erfolgen. Die Maße der Holzkiste sollten mindestens 30x30x60 cm, besser 40x40x60 cm betragen.

An das Fotofallenmodell werden methodenbedingt geringere Ansprüche gestellt. Aufgrund der längeren Verweildauer der Tiere vor der Kamera können hier auch Modelle mit einer größeren Auslöseverzögerung und einer geringeren Erfassungswahrscheinlichkeit eingesetzt werden. Durch experimentelle Tests erwiesen sich die Modelle Cuddeback Attack und Attack IR, Minox DTC600 sowie

Reconyx HC600 und HC550 als geeignet (STIER et al. 2015). Geeignet erscheinen weiterhin die seit 2015 neu auf dem Markt erhältlichen Cuddeback C1 oder C2.

Die Fotofalle wird in der Regel an einem Baum in 30 bis 40 cm Höhe montiert. Köderkiste und Fotofalle werden in einem Abstand von max. 1,50 m so zueinander platziert, dass die Fotofalle in die Öffnung der Köderkiste hineinblickt und scharfe Fotos entstehen. Die Fotofallen sollten mindestens einmal pro Woche kontrolliert und ausgelesen werden, um auf möglicherweise auftretende technische Probleme schnell reagieren zu können.

Der Untersuchungszeitraum beträgt maximal 8 Wochen. Gelingt in dieser Zeit kein Nachweis des Baumarders, gilt die Rasterzelle als nicht besiedelt. Wurde ein Baumarder fotografiert und eindeutig bestimmt, ist der Nachweis erbracht und die Untersuchung kann beendet werden.

3.2 Erhebung von Populationsdichten

Methode:	Ermittlung der Mindestindividuenzahl anhand des Kehlflecks mit Fotofallen
Durchführungszeitraum:	Mai bis August
Untersuchungsdauer:	empfohlen 12 Wochen, mind. aber 8 Wochen
Probeflächen:	mind. 500 ha Wald je 2.000 km ² Landesfläche
Fotofallendichte:	4 pro km ²
Fotofallenmodelle:	Reconyx HC600, Reconyx HC550, Cuddeback C1 oder C2 oder Minox DTC600
Sonstige Materialien:	Teesiebe/Teezangen
Köder:	süßes Trockenobst

Methodenbeschreibung

1. Auswahl von Probeflächen

Im Gegensatz zur Erhebung der Verbreitungsdaten, die flächendeckend erfolgen muss, basiert die Ermittlung von Populationsdichten des Baumarders auf repräsentativen Stichproben. Hierbei muss die Auswahl der Probeflächen die charakteristischen Merkmale des jeweiligen Landschaftsausschnitts widerspiegeln.

Je 2.000 km² Landesfläche sollte eine Waldfläche mit einer Größe von mindestens 500 ha bearbeitet werden. Für Mecklenburg-Vorpommern beispielsweise ergeben sich so bei einer Landesfläche von 23.174 km² etwa 12 Probeflächen, die in sechs Jahren bearbeitet werden müssen, also 2 Probeflächen pro Jahr. Wird eine höhere

Genauigkeit gewünscht, sind die Anzahl der Flächen und/oder die Flächengröße entsprechend zu erhöhen.

Die zu untersuchenden Wälder sollten räumlich möglichst abgegrenzt und weitgehend homogen strukturiert sein. Wälder mit extremen Unterschieden in der Baumarten- und Altersverteilung sollten nach Möglichkeit als Probeflächen vermieden werden.

2. Ermittlung der Mindestindividuenzahl

Aufgrund der intrasexuellen Territorialität der Baumarder werden in der Regel keine gleichgeschlechtlichen, geschlechtsreifen Artgenossen im Territorium geduldet. Residente Baumarder sind weitgehend standortstreu und besiedeln meist über längere Zeit das gleiche Territorium (STIER 2012). Gelingt es also, die geschlechtsreifen, Revier besitzenden Baumarder über regelmäßige Nachweise über ihr Revier verteilt zu bestätigen, lässt sich die Anzahl der Revierbesitzer im untersuchten Waldgebiet ermitteln. Dieser methodische Ansatz liefert dann die besten Ergebnisse, wenn entweder keine Jungtiere mehr im Elternaktionsraum vorhanden oder die Jungtiere deutlich von den Adulten unterscheidbar sind. Beim Baumarder sind diese Voraussetzungen mit hoher Wahrscheinlichkeit zwischen Mai und August gegeben. Da trotzdem zeitweise geduldete Jungtiere nicht ausgeschlossen werden können und diese dann auch nur schlecht als solche erkennbar sind, ist eine Überschätzung der Anzahl der residenten Baumarder möglich.

Die Unterscheidung der Individuen erfolgt über den Kehlfleck, unter Umständen auch in Kombination mit anderen individuellen Merkmalen, wie Augentrübung oder Ohrkerben. Um den Kehlfleck mit Fotofallen möglichst vollständig zu erfassen, müssen sich die Baumarder zur Falle drehen und aufrichten. Dazu wird in einem Abstand von 1 bis maximal 1,5 m von der Fotofalle ein Köder (Trockenobst) in einer Höhe von ca. 50 cm über dem Erdboden hängend angeboten. Damit der Köder nicht gefressen wird und somit nicht ständig erneuert werden muss, befindet er sich zweckmäßigerweise für die Tiere unzugänglich z.B. in einem Teesieb/einer Teezange aus Metall (Abbildung 1). Ist der Kehlfleck auf den Fotos weitgehend komplett zu sehen, ist eine individuelle Erkennung in der Regel gewährleistet. Auf den Fotos kann man auch regelmäßig das Geschlecht (über Hoden/Zitzen) und teilweise den Reproduktionsstatus (vergrößerte Hoden/angesogene Zitzen) erkennen. Der mehrfache Nachweis der Revierinhaber an unterschiedlichen Stellen im Territorium ermöglicht eine Abschätzung der Revierverteilung der adulten Baumarder.

Pro 100 ha sind 4 Fotofallenstandorte erforderlich. Die Fotofallen sollten mindestens einmal pro Woche kontrolliert und ausgelesen werden, um auf möglicherweise auftretende, technische Probleme schnell reagieren zu können.

Der Untersuchungszeitraum beträgt maximal 12 Wochen im Zeitfenster Mai bis August. Die Untersuchung kann früher beendet werden (frühestens aber nach 8 Wochen), wenn die Revierverteilung der residenten Baumarder vollständig erfasst wurde.

Die eingesetzten Fotofallenmodelle müssen eine gute Bildqualität gewährleisten, damit möglichst viele Details der Kehlflecken auch wirklich erkennbar sind. Da die Baumarder in der Regel länger vor der Kamera verweilen und sich dabei bewegen, können hier auch Modelle mit einer größeren Auslöseverzögerung und einer geringeren Erfassungswahrscheinlichkeit eingesetzt werden. Eine Serienbildfunktion ist von Vorteil. Durch experimentelle Tests erwiesen sich die Modelle Minox DTC600 sowie Reconyx HC600 und HC550 als geeignet (STIER et al. 2015). Geeignet erscheinen auch die neu auf dem Markt erhältlichen Cuddeback C1 oder C2.



Abbildung 1: Mittels Fotofalle erfasster Baumarderkehlfleck an einem Standort mit aufgehängtem Köder in einer Teezange (Foto: © N. Stier).

3. Auswertung der Ergebnisse

Die Populationsdichte (D) wird üblicherweise als Individuen pro 100 ha angegeben und mit der Formel $D = n \cdot 100 / A$ aus der Zahl der ermittelten Baumarderindividuen (n) bezogen auf die untersuchte Flächengröße (A) in ha berechnet.

Im Rahmen der Einschätzung des Erhaltungszustandes der Art werden die ermittelten Dichten mit dem Besiedlungspotential verglichen. Dabei gelten für Revier besitzende Baumarder folgende grobe Richtwerte: In **Tieflandswäldern** (unter 200 m ü. NN) ist mit einem Dichtewert von **1,5 Ind./100 ha Wald** zu rechnen. Für **Mittelgebirgslagen** (über 200 m ü. NN) sollte ein Wert von **0,75 Ind./100 ha Wald** angesetzt werden (STIER et al. 2015). Entsprechend dieser Differenzen in der Besiedlungseignung wird die durchschnittliche Populationsdichte als Mittelwert aus den Ergebnissen der Probeflächen eines Bundeslandes ermittelt. Dies erfolgt jedoch getrennt nach Flächen über oder unter 200 m ü. NN (vgl. STIER et al. 2015).

4 Literatur

- CLEVENGER, A.P. (1994): Habitat characteristics of Eurasian pine marten *Martes martes* in an insular mediterranean environment. – *Ecography* 17: 257–263.
- STIER, N. (2012): Zur Populationsökologie des Baumarders (*Martes martes* L., 1758) in Nordost-Deutschland. *Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern* 1.
- STIER, N., BORCHERT, M., MEIßNER-HYLANOVA, V., PINNECKE, J., SCHMÜSER, H., HOFFMANN, D., ECKERN, S., HÄGER, B. & ROTH, M. (2015): Erfassungsmethoden von Baumarder und Iltis zur Beurteilung ihrer Populationszustände: Abschlussbericht.
- STIER, N., BORCHERT, M., ZSCHILLE, J. & ROTH, M. (in Vorb.): Untersuchungen zu einheimischen und gebietsfremden Raubsäugern sowie deren Einfluss auf Wasservögel: Abschlussbericht.
- ZALEWSKI, A., JĘDRZEJEWSKI, W. & JĘDRZEJEWSKA, B. (2004): Mobility and home range use by pine martens (*Martes martes*) in a Polish primeval forest. – *Ecoscience* 11: 113–122.