



Forstliche Versuchs-  
und Forschungsanstalt  
Baden-Württemberg



## Projektbericht

# Entwicklung von Monitoringmethoden für den Baummarder (*Martes martes*)

Durchführungszeitraum: 01.11.2019 – 31.10.2023



## Projektbericht zur Entwicklung von Monitoringmethoden für den Baummar- der (2019-2023)

Henriette Tripke, Siri Schleip, Julia Taubmann, Cornelia Ebert, Svea Zimmermann, Malina Fritz,  
Annette Kohlen, Rudi Suchant, Sabrina Streif

Projektzeitraum: 2019-2023

Das Projekt wurde finanziert durch das Ministerium für Ernährung, Ländlichen Raum und Verbrau-  
cherschutz Baden-Württemberg (MLR), Landesjagdabgabe

pdf- Version 1.1

Titelfoto: Aktion Fischotterschutz e.V.

Herausgegeben von der

Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt  
Baden-Württemberg

Abteilung FVA-Wildtierinstitut, Arbeitsbereich Wildtiermonitoring und -genetik  
Wonnhaldestraße 4  
79100 Freiburg

### Zitiervorschlag

Tripke, H., Schleip, S., Taubmann, J., Ebert, C., Zimmermann, S., Fritz, M., Kohlen, A., Suchant, R.,  
Streif, S. (2024): Entwicklung von Monitoringmethoden für den Baummar-  
der (*Martes martes*). Pro-  
jektbericht, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Hrsg.), Freiburg



## *Danksagung*

Wir möchten uns ganz herzlich bei allen Personen, Kolleginnen und Kollegen des FVA-Wildtierinstituts, und ganz besonders bei den wissenschaftlichen Hilfskräften und Praktikantinnen und Praktikanten bedanken, die mit ihrem motivierten Einsatz und ihrer Hilfsbereitschaft dazu beigetragen haben, dieses Projekt durchzuführen und fertigzustellen. Wir danken ForstBW, insbesondere den Forstbezirken Hochrhein, Mittleres Rheintal und Südschwarzwald, für die gute Zusammenarbeit und speziell den Revierleitungen sowie Jägerinnen und Jägern für die Hilfe in den Untersuchungsgebieten.

Ebenso möchten wir uns bei den Wildtierbeauftragten des Landes Baden-Württemberg sowie den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der folgenden Tierparke, Vereine und Institutionen bedanken, die mit Ihrer unkomplizierten Kooperationsbereitschaft wichtige (Referenz-)Daten für das Projekt geliefert haben: *Aktion Fischotterschutz e.V.*, *OTTER-ZENTRUM* speziell *Susann Parlow*, *Wildpark Eekholt Dr. h.c. Hatlapa GmbH & Co. KG*, *Wildpark Knüll (Eigenbetrieb „Jugend- und Freizeiteinrichtungen des Schwalm-Eder-Kreises“)*, *Schwarzwaldzoo Waldkirch*, *Retscheider Hof e.V.*, *Wildtier- und Artenschutzzentrum gGmbH (Schleswig-Holstein)*, *Fellwechsel e.V.* sowie *Dr. Michael Suntz (CVUA Freiburg)*, *Dr. Annegret Grimm-Seyfarth (UfZ)*, *Dr. Jens Frank (SWDI)*.

Wir danken der Landesjagdabgabe Baden-Württemberg für die finanzielle Unterstützung.

## Inhalt

Kurzfassung .....	7
Summary .....	9
1 Einleitung .....	11
1.1 Zielsetzung des Projektes .....	11
1.2 Übersicht der getesteten Methoden .....	14
1.3 Untersuchungsgebiete .....	17
2 Ökologie des Baumarders .....	22
3 Wildkameras – die klassischen Allrounder? .....	27
3.1 Hintergrund .....	27
3.2 Methode .....	27
3.3 Ergebnisse .....	33
3.4 Diskussion .....	35
4 Haarfallen – zum Haare ausreißen? .....	41
4.1 Hintergrund .....	41
4.2 Methode .....	41
4.3 Ergebnisse .....	43
4.4 Diskussion .....	43
5 Transektuche – ein Ansatz mit Potential? .....	46
5.1 Hintergrund .....	46
5.2 Methode .....	47
5.3 Ergebnisse .....	51
5.4 Diskussion .....	54
6 Schätzung von Baumarderdichten .....	58
6.1 Hintergrund .....	58
6.2 Methode .....	58
6.3 Ergebnisse .....	60
6.4 Diskussion .....	61
7 Methodenvergleich anhand Relativem Abundanz Index .....	64
7.1 Hintergrund .....	64
7.2 Methode .....	64
7.3 Ergebnisse .....	65





7.4	Diskussion .....	69
8	Durchführung genetischer Analysen .....	73
9	Einsatz des Artenspürhundes.....	78
10	Baummarder im Siedlungsraum.....	81
11	Totfunde.....	84
12	Fazit.....	87
	Literatur .....	89
	Anhang 1.....	95
	Anhang 2.....	96



## Kurzfassung

### Zielsetzung

Mit Inkrafttreten des Jagd- und Wildtiermanagementgesetz Baden- Württembergs (JWMG) am 01.04.2015 wurden höhere Anforderungen an das Monitoring des Baumarders (*Martes martes*) gestellt. Die Art ist im JWMG dem Entwicklungsmanagement zugeordnet ist. Die bisher erhobenen Daten liefern keine ausreichenden Informationen, um die Bestandssituation und die Bestandsentwicklung (nach JWMG) und den Erhaltungszustand (nach FFH-Richtlinie) im benötigten Umfang beurteilen zu können. Für ein langfristiges Monitoring der Art und der Erfüllung der gesetzlichen Vorgaben sind vor allem robuste Daten zur Dichte und Bestandsgröße, die langfristig und in regelmäßigem Turnus erhoben werden, zwingend erforderlich. Um langfristig die gesetzlichen Anforderungen an ein fundiertes Wildtiermonitoring zu erfüllen, wurden in diesem Projekt verschiedene Monitoringmethoden zum Schätzen von Baumarderdichten getestet, um zukünftig Datenlücken zu schließen. Sie bilden die Grundlage für ein fachlich fundiertes Baumardermonitoring in Baden-Württemberg.

### Methoden

Zur Bestimmung von Baumarderdichten wurden in dieser Untersuchung die Methoden Wildkameras, Haarfallen und Transektsuchen zum Sammeln von Kotproben getestet und evaluiert. Bei den Wildkameras wurde der Einsatz von Köder auf die Detektionswahrscheinlichkeit überprüft und für die Transektsuchen die Durchführung mit Kartierenden und einem Artenspürhunde-Team verglichen. Die Methoden wurden in fünf Untersuchungsgebieten im Südwesten Baden-Württembergs in den Jahren 2020 und 2021 angewendet. Die Untersuchungsgebiete lagen in planaren, submontanen und montanen Wäldern.

### Ergebnisse

Im direkten Vergleich im Jahr 2021 waren die Transektsuchen die erfolgreichste Methode im Nachweisen von Baumardern. Dabei war das Spürhunde-Team am effizientesten und konnte mit 168 die meisten Baumardernachweise insgesamt und pro abgesuchter Rasterzelle (87,3 %) finden. Es hat den Baumarder innerhalb nur einer Saison nahezu flächig in allen untersuchten Gebieten nachgewiesen. Die Kartierenden lieferten mit insgesamt 86 Nachweisen in 56,2 % der Rasterzellen einen Baumardernachweis und damit die zweithöchsten Werte. Mithilfe der Wildkameras wurden deutlich weniger Baumardernachweise erbracht, die sich mit Köder auf 30 Baumardernachweise in 33,9 % der Rasterzelle beliefen. Mit insgesamt 20 Nachweisen lieferten die Wildkameras ohne Köder die wenigsten Nachweise und wies die Art in nur 15,1 % der untersuchten Rasterzellen nach. Mithilfe von Haarfallen konnte kein Baumarder nachgewiesen werden.

### Wildkameras

Mit den Wildkameras wurden in den beiden Studienjahren bei einer Kameralaufzeit von 28 Tagen insgesamt 81 Baumardereignisse, 39 Steinardereignisse und 15 unbestimmte Marderereignisse erfasst. Die Verwendung von Köder hat dabei signifikant die Detektionswahrscheinlichkeit von Baumardern erhöht. Aufgrund der sehr geringeren Baumardereignisse an allen Kamerastandorten ohne den Einsatz von Köder sowie dem Fehlen von wiederholten Baumardereignissen an den gleichen Kamerastandorten, ist vom Schätzen einer Baumarderdichte mithilfe von Wildkameras unter Anwendung des Random Encounter Modells (REM) abzuraten. Das Modell bietet zwar die Möglichkeit, Dichteschätzungen ohne das Erkennen

von Individuen zu berechnen, liefert aber vor allem in den sub- und montanen Waldgebieten zu hohe Ungenauigkeiten. Die Verwendung des Modells zur Bestimmung von Baumrarderichten in Baden-Württemberg wird daher nicht empfohlen. Die Anwendung von Wildkameras zum Nachweisen von Baumrardern kann allerdings zur Abgrenzung der Verbreitung, z.B. im Sinne der FFH-Richtlinie, genutzt werden. Um die Detektionswahrscheinlichkeit zu erhöhen, ist dabei der Einsatz von Ködern sowie das Ausrichten der Kameras auf liegendes Totholz (Baumstämme) zu empfehlen.

## Haarfallen

Obwohl der Einsatz von Haarfallen in anderen europäischen Ländern eine effektive Methode für das Baumrardermonitoring darstellt, konnte in dieser Untersuchung kein Nachweis mit der Methode erbracht werden. Die Ergebnisse zeigen, dass der Einsatz von Haarfallen für das Baumrardermonitoring in Baden-Württemberg mit vielen Schwierigkeiten verbunden ist und sich nach aktuellem Stand als ungeeignete Methode erweist. Eine Weiterentwicklung der Haarfallen wird in Anbetracht von effektiveren Alternativen nicht als sinnvoll erachtet.

## Transektsuche

Mithilfe der Transektsuchen wurden in 2021 insgesamt 53 Baumrarderindividuen (23 weibliche, 28 männliche, 2 Geschlecht unbekannt) anhand der gefundenen Kotproben genetisch identifiziert. Von allen Individuen hat das Spürhunde-Team 77 % und die Kartierenden 58 % nachweisen können. Die geschätzten Dichten lagen in allen Untersuchungsgebieten zwischen 0,47-1,66 Individuen pro km<sup>2</sup>. In den einzelnen Untersuchungsgebiete konnten bei der Genotypisierung zwischen 5 und 17 Baumrarderindividuen nachgewiesen und es konnte ein detaillierter Einblick in die räumliche Verteilung der einzelnen Baumrarderindividuen innerhalb der Gebiete gewonnen werden.

Der durchgeführte Methodentest hat gezeigt, dass die Transektsuchen sich sehr gut zum Erheben von nicht-invasiven, individuellen Baumrardernachweisen sowie den Wiederfinden von Individuen eignen. Trotz des einmaligen Kartierens eines Transekts konnten 60 % der Individuen mehrmals per Gebiet detektiert werden. Das mehrmalige Auffinden des gleichen Individuums ist eine kritische Voraussetzung für die statistische Dichteberechnung und gelang mit dieser Methode in allen Untersuchungsgebieten. Der Einsatz eines ausgebildeten Artenspürhunds hat dabei deutliche Vorteile für das Auffinden von artspezifischen Kot als auch für die Generierung einer höheren Stichprobe mit sich gebracht und zu einer robusteren Datengrundlage für die Dichteschätzung geführt.

## Fazit

Diese Untersuchung gibt erstmalig eine Einschätzung von Baumrarderichten in Baden-Württemberg. In allen Gebieten wurden Baumrarder nachgewiesen und die errechneten Dichten liegen innerhalb üblicher Werte für europäische bzw. deutsche Baumrarderpopulationen. Dabei kann die Transektsuchen als Methode auch für Bestandsbewertung nach JWMG (sowie nach FFH-Richtlinie) empfohlen werden. Die Analyse von Kotproben zur Identifikation von Baumrarderindividuen wird als gut bewertet.

Der Einsatz von genetischen Analyseverfahren liefert robuste Daten für eine Dichteberechnung und bietet darüber hinaus zahlreiche weitere Anwendungsmöglichkeiten im Wildtiermonitoring und in der Wildtierforschung.

---

## Summary

### Objective

Due to the commencement of the Hunting and Wildlife Management Act of Baden- Württemberg (JWMG) on 01<sup>st</sup> of April 2015, higher requirements on the monitoring of pine martens (*Martes martes*) are demanded. In the JWMG, the species is listed in the category “development management” (Entwicklungsmanagement). The data collected to date does not provide sufficient information to assess the situation and development of the population (according to the JWMG) and the conservation status (according to the Habitats Directive) to the extent required. For long-term monitoring of the species, robust data on density and population size, collected on a long-term basis and at regular intervals, is essential. In order to meet the legal requirements and address this data gap, various monitoring methods for were tested in this project to estimating pine marten densities. They form the basis for technically sound pine marten monitoring in Baden-Württemberg.

### Methods

To determine pine marten densities, this study tested and evaluated three methods: cameras traps, hair traps and scat sampling. It was tested whether bait influenced the probability of detecting pine martens with camera traps. During scat sampling the performance of fieldworkers was compared to a wildlife detection dog-team. All methods were applied in five study areas in the southwest of Baden-Württemberg, Germany, in 2020 and 2021. The study areas were located in lowland, submontane, and montane forests.

### Results

Comparing methods directly in 2021, scat sampling was the most successful method for detecting pine martens. Thereby, the dog-team was most efficient. With a total of 168 pine marten samples it had the highest number of pine marten detections in most of the surveyed raster cells (87.3 %). The fieldworkers had second-highest pine marten detections, with a total of 86 detections in 56.2 % of the raster cells. Using camera traps, pine marten detections were significantly lower. Using bait, 30 pine marten detections in 33.9 % of the raster cells were captured, while camera traps without bait resulted in lowest pine marten detections (20 detections, in 15.1 % of raster cells). No pine marten was detected using hair traps.

### Camera traps

During the two sampling years cameras traps captured a total of 81 pine marten events, 39 stone marten events and 15 undetermined marten events within a range of 28 days. The use of bait significantly increased the probability of detecting pine martens. However, estimating pine marten densities using the random encounter model (REM) on camera trap data cannot be suggested. Very low numbers of pine marten detections in each study area without the use of bait and only few repeated pine marten events at the same camera locations did not provide sufficient data for robust density estimation. Although the REM offers the possibility of calculating density estimates without recognizing individuals, it provides high inaccuracies, especially in submontane and montane study areas. The use of the model to determine pine marten densities in Baden-Württemberg is therefore not recommended. However, the use of wildlife cameras to detect pine martens can be used to assess their distribution range, e.g. in accordance with the Habitats Directive. In order to increase pine marten detections, the use of bait is recommended, as well as installing camera traps facing lying dead wood (e.g. tree trunks).



## Hair traps

Even though hair traps are effectively used in pine marten monitoring in other European countries, in this study no pine marten was detected using this method. This study showed many difficulties in using hair traps for pine marten monitoring in Baden-Württemberg indicating that they are currently an unsuitable method. Effort in further development of hair traps is not considered reasonable, given more effective alternatives.

## Scat sampling

From scat sampling, a total of 53 pine marten individuals (23 females, 28 males, 2 sex unknown) were genetically identified in 2021. Thereby, the dog-team detected 77 % of all individuals and the fieldworkers 58 %. Density estimates for all study areas ranged from 0.47-1.66 individuals per km<sup>2</sup>. Within study areas, five to 17 individual pine marten were detected. The genotyping results provided detailed insights into the spatial distribution of pine marten individuals within the study areas.

This study showed that scat sampling is well suited for collecting non-invasive, individualized pine marten samples in sufficient numbers for density estimation. In only one sampling session, 60% of the individuals could be detected more than once. Repeated detections of the same individual is critical for robust density estimates and was achieved throughout all study areas. However, the dog-team provided a larger and more heterogeneous data set, which led to a more robust density estimates.

## Conclusion

To our knowledge, this study provides first estimates of pine marten densities in Baden-Württemberg. Pine martens were detected in all study areas and the estimated densities lie within the usual range of European and German pine marten populations reported. Scat sampling can be recommended as a method for population assessment in accordance with the JWMG (and the Habitats Directive). The analysis of fecal samples for the identification of pine marten individuals is rated as good.

Thus, non-invasive genetic sampling provides not only robust data for density estimates but also offers a wide range of applications in wildlife monitoring and research.

## 1 Einleitung

### 1.1 Zielsetzung des Projektes

Mit Inkrafttreten des Jagd- und Wildtiermanagementgesetz Baden- Württembergs (JWMG) am 01.04.2015 wurden höhere Anforderungen an das Monitoring der vom Gesetz erfassten Wildtierarten gestellt. Das Monitoring umfasst dabei alle JWMG-relevanten Wildtierarten, die einer der drei Managementstufen Nutzungsmanagement, Entwicklungsmanagement oder Schutzmanagement zugeordnet sind.

Das Wildtiermonitoring bildet u.a. die Grundlage für den Wildtierbericht, der alle drei Jahre detailliert Auskunft über den Zustand der Wildtierarten in Baden-Württemberg gibt (MLR 2019), insbesondere:

1. die Bestandssituation und Bestandsentwicklung der in Baden-Württemberg vorkommenden Arten der Wildtiere sowie die Ursachen für Bestandsveränderungen,
2. den Lebensraum dieser Arten,
3. die Gebiete, in denen die Bestandssituation bestimmter Arten von Wildtieren, die dem Entwicklungsmanagement unterliegen,

eine Beschränkung der Jagdausübung oder eine Jagdruhe erfordert,

4. die in Baden-Württemberg auftretenden Konflikte mit Wildtieren.

Die Bewertung der Bestandssituation dient als Entscheidungsgrundlage für die Zuordnung in eine der Managementstufen und für die nachhaltige jagdliche Nutzung einer Art.

### Der Baumarder in Baden-Württemberg

Je nach Zugehörigkeit ihrer Managementstufe, können sich die Zielsetzungen für das Management einer Wildtierart unterscheiden. Der Baumarder (*Martes martes*) ist dem Entwicklungsmanagement unterstellt und darf zwischen dem 01. Oktober und 15. Februar bejagt werden.

Nach JWMG § 7, Absatz 5 zählt der Baumarder zu den „Arten, deren Bestandsstatus in Baden-Württemberg nicht hinreichend geklärt ist



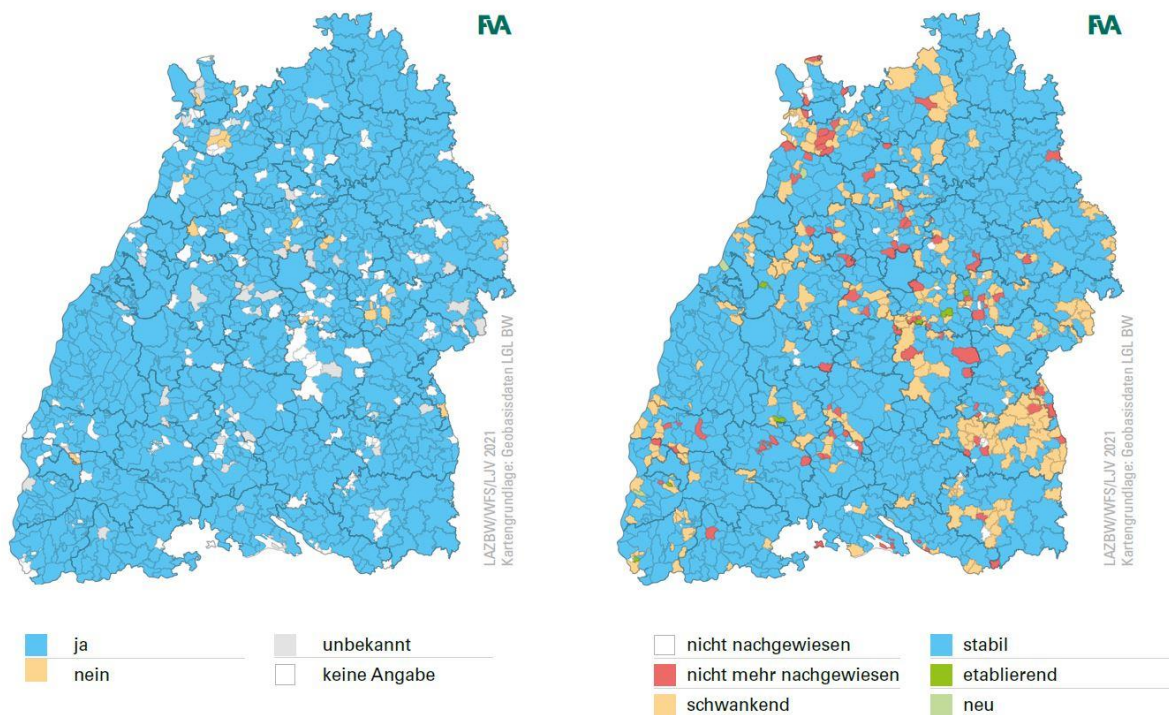
**Abbildung 1.1:** Der Baumarder (*Martes martes*) unterliegt in Baden-Württemberg dem JWMG und ist dem Entwicklungsmanagement zugeordnet. Er hat vom 01. Oktober und 15. Februar Jagdzeit. Foto: Aktion Fischotterschutz e.V.

und für die deshalb eine Bestandsbeeinträchtigung im Sinne der Nummer 1,2 oder 4 oder eine Bestandsgefährdung im Sinne von Absatz 6 Nummer 1 in Baden-Württemberg nicht ausgeschlossen werden kann“.

Des Weiteren wird der Baummarder in der Fauna-Flora-Habitat- (FFH-) Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft (92/43/EWG) in Anhang V gelistet und gehört somit zu den Tierarten, die laut EU-Verordnung einem regelmäßigen Monitoring unterliegen. Der Anhang V enthält Arten, deren Rückgang und Gefährdung vor allem durch Entnahme verursacht wurde und durch die Listung vor weiterer unkontrollierter Entnahme geschützt werden sollen: „Die Mitgliedstaaten treffen, sofern sie es aufgrund der Überwachung gemäß Artikel 11 für erforderlich halten, die notwendigen Maßnahmen, damit die Entnahme aus der Natur von Exemplaren der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten des Anhangs V sowie deren Nutzung mit der Aufrechterhaltung eines günstigen Erhaltungszustands vereinbar sind“ (FFH-

Richtlinie, 92/43/EWG, Artikel 14). Für Baden-Württemberg wird der Erhaltungszustand des Baumrarders als günstig eingestuft (LUBW 2019). Die Bewertung des Erhaltungszustands bei FFH-relevanten Tierarten obliegt der Zuständigkeit der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW).

Verbreitungsdaten für den Baummarder werden bundesweit im Rahmen der FFH-Berichtspflicht erhoben. Die Zahlen für Baden-Württemberg entstammen aus dem (Projekt "Wildtierinformationssystem der Länder Deutschlands (WILD)" des Deutschen Jagdverbandes (DJV). In Baden-Württemberg wird dafür bei der sogenannten Reviererhebung (ehemals Flächendeckende Erfassung) das Vorkommen (Präsenz) der Tierart pro Jagdrevier abgefragt. Hierfür ist die Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg (WFS) mit der Abfrage und Auswertung vom Landesjagdverband (LJV) beauftragt. Zusätzliche Daten zum Vorkommen der Art



**Abbildung 1.2:** Vorkommen des Baumrarders in den Gemeinden Baden-Württembergs im Jagdjahr 2018/19 (links) und die Entwicklung des Vorkommens zwischen dem Frühjahr 2006 und dem Jagdjahr 2018/19 (rechts). Datengrundlage ist die Reviererhebung (ehemals Flächendeckende Erfassung), bei der für jedes Jagdrevier abgefragt wird, ob innerhalb des Jagdjahrs ein Baummarder im Revier vorkam (ja; nein; unbekannt; keine Angabe). Verändert nach MLR (2022).

werden über die Jagdstrecke (inklusive Fallwild) erhoben (Elliger 2019).

Die Daten der Reviererhebung sind jedoch nur bedingt aussagekräftig, weil es sich lediglich um Präsenzangaben handelt, die pro Gemeinde jeweils auf nur wenigen Individuen beruhen können. Der Rücklauf der Umfrage ist zudem vom Wissenstand und Interesse der Teilnehmenden an der Zielart abhängig. Die Angaben sind nicht nachprüfbar, da keine Nachweisbelege – z.B. Fotos - erbracht werden müssen, sodass eventuelle Verwechslungen mit dem morphologisch sehr ähnlichen Steinmarder (*Martes foina*) nicht ausgeschlossen werden können (vgl. auch Kapitel 2). Auch die jährliche Zu- oder Abnahme der Jagdstrecke ist auf die Beteiligung an der Jagd zurückzuführen und spiegelt nicht die Bestandsentwicklung der Art wider (Lang et al. 2011a). Die Anzahl erlegter Baumarder in Baden-Württemberg ist insgesamt niedrig und pendelt seit 1995 etwa zwischen 400 – 600 Tieren (MLR 2022).

Durch die geringen Meldezahlen und wegen der möglichen Verwechslung von Baum- und Steinmarder bei der Meldung von Beobachtungen und der Jagdstrecke (Lang et al. 2011a), liefern die bisher gewonnenen Daten noch keine ausreichenden Informationen, um die Bestandssituation und die Bestandsentwicklung (nach JWMG) und den Erhaltungszustand (nach FFH-Richtlinie) im benötigten Umfang beurteilen (Lang et al. 2011b) zu können.

Für ein langfristiges Monitoring der Art und der Erfüllung der gesetzlichen Vorgaben sind vor allem fundierte Daten zur Dichte und Bestandsgröße, die langfristig und in regelmäßigem Turnus erhoben werden, zwingend erforderlich. Dafür müssen im Rahmen des Wildtiermonitorings Stichprobenerhebungen

durchgeführt werden, die über eine reine Präsenzerfassung hinausgehen.

**Um langfristig die gesetzlichen Monitoringanforderungen zu erfüllen, eine Entscheidungsgrundlage für die Zuordnung der Managementstufe und für die nachhaltige jagdliche Nutzung des Baumarders bereitzustellen, wurden in diesem Projekt verschiedenen Monitoringmethoden getestet, um zukünftig Datenlücken zu schließen. Sie bilden die Grundlage für ein fachlich fundiertes Baumardermonitoring in Baden-Württemberg.**

### Methodenentwicklung für das Monitoring

Mit diesem Ziel wurde das Projekt „Entwicklung von Monitoringmethoden für den Baumarder“ aufgestellt. Die Entwicklung der Monitoringmethoden schränkt sich dabei auf die Berechnung von Bestandsdichten und Ermittlung von Bestandsgrößen ein, da hier die Datenlücken am größten sind.

Dieses Projekt enthält einen breit gefächerten Methodentest, der genetische mit nicht-genetischen Methoden vergleicht und kombiniert und das Gesamtpotential für ein landesweites Monitoring ausarbeitet.

Folgende Fragestellungen werden mit dem Methodentest beantwortet:

1. **Welche Monitoringdaten können die verschiedenen Methoden bereitstellen und wie unterscheiden sie sich in ihrer Aussagekraft/Detailschärfe?**
2. **Welche Monitoringmethode eignet sich für die langfristige Bestimmung von Bestandsdichten/ -größen für den Baumarder?**



## 1.2 Übersicht der getesteten Methoden

Um aktuelle Datenlücken zu schließen, bedarf es vor allem gezielter Erhebungen von Bestandsdichten. Die Erfassung von Bestandsdichten ist aufgrund des hohen Aufwands nicht flächendeckend durchführbar. Stattdessen kann sie in abgegrenzten Untersuchungsgebieten (siehe Kapitel 1.3) erfolgen, die verschiedene Naturräume z.B. innerhalb eines Bundeslandes repräsentativ abdecken und in ihrer Größe und Anzahl eine Extrapolation der Dichte auf die gesamte Landesfläche zulassen; vgl. auch Stier et al. (2015). Sie werden daher als Referenzgebiete bezeichnet.

Zum Schätzen von Baumrarderichten wurden europaweit bereits verschiedene Methoden erprobt und angewandt (Croose et al. 2019; Manzo et al. 2012; Stier et al. 2015), die als Grundlage für den Methodentest für das Monitoring in Baden-Württemberg dienen. Neben dem eher klassischen Einsatz von Wildkamas (Manzo et al. 2012) birgt für diese heimlich lebende Art, die in relativ geringen Dichten vorkommt (vgl. Kapitel 2), das Sammeln nicht-invasiver Nachweise (z.B. Haare und Kot) besonderes Potential (Croose et al. 2019). Die Proben können beispielsweise mittels Haarfallen (Mullins et al. 2010; O'Mahony et al. 2017) oder dem Einsatz von Artenspürhunden (Long et al. 2007) gesammelt und für eine Dichteschätzung herangezogen werden. Dabei werden einzelne Individuen durch genetische Analysen (Genotypisierung) erkannt und mittels Fang-Wiederfang-Statistik (Efford 2011) auf die Dichte geschlossen.

Ob mit Wildkamas oder indirekten Nachweisen – für alle Methoden gilt, dass der Aufwand auf der Fläche höher und konzentrierter ist, als bei der Erfassung von Verbreitungsdaten. Einzelne zufällig gewonnene Nachweise können nicht für die Schätzung von Dichten verwendet werden. Es bedarf

stattdessen einer abgegrenzten Untersuchungsfläche, einem systematischen Studiendesign und je nach Methode weiterer Spezifikationen, wie dem Erkennen und Erfassen einzelner Individuen. Der höhere Aufwand ergibt sich dabei aus der Anzahl Untersuchungseinheiten auf der Fläche, also zum Beispiel Anzahl Wildkamas oder Haarfallen pro Quadratkilometer oder die Länge des abgelaufenen Transektes.

In dieser Untersuchung wurde aufgrund von Vorarbeiten, internationaler Literatur und Expertenmeinungen die folgenden Methoden zur Bestimmung von Baumrarderichten getestet und evaluiert:

- Wildkamas (Kapitel 3)
- Haarfallen (Kapitel 4)
- Transektsuchen zum Sammeln von Kotproben (Kapitel 5 und 6)

Im diesem Bericht werden die einzelnen Methoden und ihr Einsatz innerhalb der Untersuchung jeweils in eigenen Kapiteln umfänglich beschrieben, ihr Hintergrund und Methodik erklärt sowie ihre Ergebnisse vorgestellt und diskutiert. Im direkten Vergleich werden die Vor- und Nachteile der einzelnen Methoden gegenübergestellt (Kapitel 7) und ihre Anwendung je nach Bedarf weiterentwickelt. Es gilt dabei, die Methode zu finden, die möglichst effektiv und zuverlässig entsprechende Daten liefert, mit denen die Baumrarderichte abgeschätzt werden kann.

Auf der folgenden Seite findet sich zu jeder Methode eine kurze Einleitung und Übersicht.



## Einsatz von Wildkameras

Bei guter Bildqualität und geeigneter Ausrichtung von Wildkameras (Abbildung 1.3) können Baum- und Steinmarder auf Fotos sicher voneinander unterschieden werden (Stier et al. 2015; Weber et al. 2018). Der systematische Einsatz von Wildkameras wurde für die Bestimmung von Bestandsdichten herangezogen (Manzo et al. 2012; Stier et al. 2015) und soll deshalb auch in dieser Untersuchung überprüft werden. Um die Anzahl der Fotoereignisse zu erhöhen, können zusätzlich Köder eingesetzt werden.



**Abbildung 1.3:** Mit Hilfe einer Wildkamera nachgewiesener Baummarder. Foto: FVA

## Einsatz von Haarfallen

Sogenannte Haarfallen (Abbildung 1.4) dienen dem Gewinnen von Haaren – wie man es beispielsweise von der Baldrian-Lockstock-Methode zur Erfassung der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris*) kennt. Der Einsatz von Haarfallen zur Bestimmung der Baummarderbestände wurde in Irland entwickelt (Mullins et al. 2010) und seither auch in anderen Studiengebieten eingesetzt (Croose et al. 2016). Mittels genetischer Analysen werden die gewonnenen Haarproben im Labor Individuen zugeordnet und können so nicht nur Informationen zur Bestandsgröße, sondern auch zur genetischen Diversität innerhalb der Populationen liefern.



**Abbildung 1.4:** Ein neugieriger Baummarder an der Haarfalle (links) und dabei den Köder zu fressen (rechts). Foto: FVA

## Transektsuche nach Baummarderkot

Bei einer Transektsuche werden vorgegebene Strecken abgelaufen und entlang dieser nach Nachweisen gesucht. Bei der systematischen Suche nach Baummarderkot (Abbildung 1.5) können anhand genetischer Analysen ebenfalls Individuen identifiziert und gezählt werden (Croose et al. 2019). Die Methode eignet sich zur Bestimmung von Bestandsdichten (Balestrieri et al. 2016). Da je nach Tierart das Finden von Kot eine Herausforderung sein kann, wurde zusätzlich ein erfahrenes Artenspürhundeteam eingesetzt (Long et al. 2007b). Es sollte getestet werden, ob sich auch für den Baummarder bei professioneller Ausbildung des Spürhunds die Effektivität gegenüber der Suche mit Kartierern und Kartierern erhöhen lässt.



**Abbildung 1.5:** Frischer Baummarderkot auf einem Waldweg. Foto: Henriette Tripke

**Tabelle 1.1:** Übersicht über die in dieser Untersuchung getesteten Methoden unter Angabe des Zeitraums, des Abstands bzw. der Rastergröße, der Transektlänge und der Untersuchungsgebiete in denen die Methode durchgeführt wurde. In jeder Rasterzelle wurde jeweils eine Methode verwendet – also eine Wildkamera aufgestellt, eine Haarfalle aufgehängt oder ein Transekt gelaufen.

Methoden	Jahr	Zeitraum	Abstand/ Rastergröße	Anzahl Raster	Transekt- länge	Untersuchungs- gebiet
Haarfallen	2020	September- November	600 x 600m	95	-	alle
Wildkamera ohne Köder	2020	September- November	600 x 600m	97	-	alle
	2021	April- Mai	600 x 600m	23	-	TA
	2021	September- November	500 x 500m	86	-	alle
Wildkamera mit Köder	2021	September- November	500 x 500m	59	-	TA, PR, RW, EB
Transektsuche Spürhunde-Team	2021	September- November	500 x 500m	63	1.7km	TA, RW, EB, TM
Transektsuche Kartierende	2021	September- November	500 x 500m	89	1.7km	alle

### Zeitpunkt der Datenaufnahmen

Der Ökologie des Baumarders entsprechend sind Feldaufnahmen zur Dichtebestimmung ab den Sommermonaten (Paarungszeit) bis zum Einsetzen des Winters (Abnahme der Aktivität) sinnvoll (Birks 2017; Croose et al. 2019; Stier et al. 2015). Die teilweise hohen Temperaturen sowie die Sonneneinstrahlung in den Sommermonaten sind für die Erhebung und Analyse von genetischem Probenmaterial (Haare, Kot) proble-

matisch, da sie die DNA-Qualität beeinträchtigen können (Vili et al. 2013). Die Datenaufnahme wurde daher auf die Herbstmonate gelegt, welche auch für den Spürhund geeignete Suchbedingungen bietet.

Eine Übersicht der Methoden innerhalb dieser Untersuchung mit Bezug auf den Zeitraum und die Häufigkeit in der sie angewendet wurden, ist in Tabelle 1.1 dargestellt.

### 1.3 Untersuchungsgebiete

Für die Methodentests zur Erfassung von Baumrarderichten wurden fünf Untersuchungsgebiete ausgewählt (Abbildung 1.11). Um zu testen, ob sich die Baumrarderbestände in verschiedenen Höhenlagen unterscheiden (Stier et al. 2015), wurden sie entlang eines Höhengradienten von planar über submontan bis montan ausgewählt.

Die Untersuchungsgebiete stehen nicht repräsentativ für den gesamten Baumrarderlebensraum in Baden-Württemberg, wohl aber für die Landschaft von der Rheinebene bis in den Hochschwarzwald. Sie sind daher nicht als langfristige Referenzgebiete zur Schätzung von Baumrarderichten im Rahmen eines systematischen Monitorings gedacht und dienen in dieser Untersuchung vorrangig dem Methodenvergleich.

Beginnend im Sommer 2020 wurde in Rücksprache mit ForstBW und teilweise den Jagdpachtenden fünf Untersuchungsgebiete in den Landkreisen Emmendingen, Breisgau-Hochschwarzwald, Lörrach und Waldshut festgelegt. Alle Untersuchungsgebiete liegen in Staatswäldern von ForstBW. Die Flächen sind vollständig bewaldet und werden unter Berücksichtigung des Alt- und Totholzkonzeptes bewirtschaftet (ForstBW 2016). Während der Projektlaufzeit fand keine aktive Bejagung des Baumrarders statt.

Die Untersuchungsgebiete tragen folgende Namen und werden von nun an mit ihren Kürzeln (in Klammern) bezeichnet:

- **Ebnet (EB)**, montan, Landkreis Waldshut
- **Prälatenwald (PR)**, submontan, Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald
- **Röttler Wald (RW)**, submontan, Landkreis Lörrach
- **Teninger Allmend (TA)**, planar, Landkreis Emmendingen
- **Todtmoos (TM)**, montan, Landkreis Waldshut

Die fünf Untersuchungsgebiete werden im Folgenden kurz einzeln vorgestellt.

#### EB: Ebnet

Ebnet ist ein Stadtteil von Bonndorf im Schwarzwald und liegt ca. 50 km südöstlich von Freiburg im Breisgau. Das Untersuchungsgebiet Ebnet im Forstbezirk Südschwarzwald liegt im Wuchsgebiet Baar-Wutach und erstreckt sich über 700 bis 900 m ü. NN (montan).

Die durchschnittliche Jahrestemperatur von Bonndorf im Schwarzwald beträgt 8,4°C. Der Niederschlag liegt in einem durchschnittlichen Jahr bei 1322 mm (<https://de.climate-data.org>, Standort Bonndorf-22894, Zugriff 29.12.2020).

In der Baumartenzusammensetzung dominiert Fichte (*Picea abies*), Weißtanne (*Abies alba*), Kiefer (*Pinus sylvestris*) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) sowie sonstige Nadelbäume und Laubbäume wie Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Esche (*Fraxinus excelsior*) und Vogel-



beere (*Sorbus aucuparia*), teilweise beige-mischte Buntlaubhölzer und Stieleiche (*Quercus robur*).

Die Hänge zeichnen sich durch alte, tannenreiche Bereiche aus. Auf den Ebenen finden sich fichtendominierte Wirtschaftswälder. Geschlossene Bestandsteile wechseln sich mit durch Sturm und Käfer entstandenen Lücken ab.



**Abbildung 1.6:** Im Untersuchungsgebiet Ebnet (EB) dominieren oftmals flache Bergmischwälder.

### PR: Prälatenwald

Das Untersuchungsgebiet PR befindet sich innerhalb des Forstbezirks Hochrhein und liegt rund 15 km südlich von Freiburg im Breisgau.

Der Prälatenwald ist Teil des Wuchsbezirks westlicher Südschwarzwald und erstreckt sich über eine Höhe von ca. 300-700 m ü. NN (submontan). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 9,4°C bei einem Niederschlag von 908 mm im jährlichen Mittel (<https://de.climate-data.org>, Standort Mu-entstertal-72826, Zugriff 29.12.2020).

Die Hauptbaumarten setzen sich aus Rotbuche, Fichte, Weißtanne und Douglasie sowie sonstigen Laubbäumen zusammen. In den überwiegend geschlossenen Beständen sind größtenteils Baum- bis Althölzer zu finden. Das Gebiet ist mitunter von steilen Hängen und Felsformationen geprägt.



**Abbildung 1.7:** Im Prälatenwald (PR) treten überwiegend steile Mischwälder auf.

### RW: Röttlerwald

Der Röttlerwald gehört zum Forstbezirk Hochrhein und liegt ungefähr 1 km westlich von der Gemeinde Steinen und rund 30 km südlich von Freiburg im Breisgau.

Das Untersuchungsgebiet liegt im gleichnamigen Wuchsgebiet Röttlerwald sowie im Wuchsbezirk Schopfheimer Bergland. Es erstreckt sich über 450 bis 680 m ü. NN (submontan). Die Klimadaten ergeben eine durchschnittliche Jahrestemperatur von 9,3°C und einen durchschnittlichen Jahresniederschlag von 884 mm (<https://de.climate-data.org>, Standort Schlaechtenhaus-479890, Zugriff 29.12.2020).



In der Baumartenzusammensetzung dominiert die Rotbuche mit beigemischten Nadelbäumen Fichte, Kiefer, Lärche (*Larix decidua*), Weißtanne, Douglasie sowie teilweise beigemischte Buntlaubhölzer und Eiche. Einzelne Bestandsteile weisen einen hohen Douglasienanteil auf.

Der Schlussgrad der meisten Bestandsflächen ist geschlossen (geschlossen bis locker) wobei manche Bestandsflächen des Untersuchungsgebiets auch ein lockeres bis lückiges Kronendach aufweisen. Die Geländeform ist überwiegend flach geneigt bis mäßig steil.



**Abbildung 1.8:** Submontane Buchenwälder prägen das Untersuchungsgebiet Röttlerwald (RW).

### TA: Teninger Allmend

Die Teninger Allmend (Forstbezirk Mittleres Rheintal) liegt südlich der Gemeinde Teningen und ungefähr 10 km nördlich von Freiburg im Breisgau.

Das Untersuchungsgebiet TA ist Teil des Wuchsgebietes Oberrheinisches Tieflands. Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 10,5°C mit 777 mm durchschnittlichem Niederschlag innerhalb eines Jahres (<https://de.climate-data.org>, Standort Teningen-15101, Zugriff 29.12.2020). Mit rund 200 m ü. NN liegt das Untersuchungsgebiet planar bis kollin.

Die Hauptbaumart im Untersuchungsgebiet bildet die Stieleiche mit flächigem Vorkommen von weiteren Buntlaubhölzern. Wegen Durchforstungsrückständen herrscht in weiten Teilen des Bestandes ein Schlussgrad von gedrängt bis geschlossen. In den durchforsteten Abteilen ist das Kronendach geschlossen bis locker, kleinstandörtlich auch licht. Das Gelände ist durchgängig flach.



**Abbildung 1.9:** Das Untersuchungsgebiet Teninger Allmend (TA) ist durch flache Laubwälder geprägt.



## TM: Todtmoos

Die Gemeinde Todtmoos liegt ca. 50 km südöstlich von Freiburg im Breisgau und ist Teil des Forstbezirks Hochrhein. Mit einer mittleren Jahrestemperatur von 6,9°C und einem mittleren Jahresniederschlag von 1227 mm ist die Klimatönung warm und gemäßigt (<https://de.climate-data.org>), Standort Todtmoos-8965, Zugriff 10.03.2021).

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über die zwei Forstreviere: Todtmoos-West und Todtmoos-Ibach.

### Todtmoos-West

Der Teil des Untersuchungsgebiets, der in Todtmoos-West liegt, gehört zum Wuchsgebiet Schwarzwald und dem Wuchsbezirk Hotzenwald. Der 80- bis 120-jährige Bergmischwald aus Fichte, Tanne und Buche liegt mit seinen 700 bis 1000 m ü. NN im submontanen bis montanen Bereich und ist lückig bis geschlossen. Der Bereich des Reviers, in welchem die Feldaufnahmen durchgeführt wurden, ist mit 15-30 % Hangneigung südwestlich exponiert.

### Todtmoos-Ibach

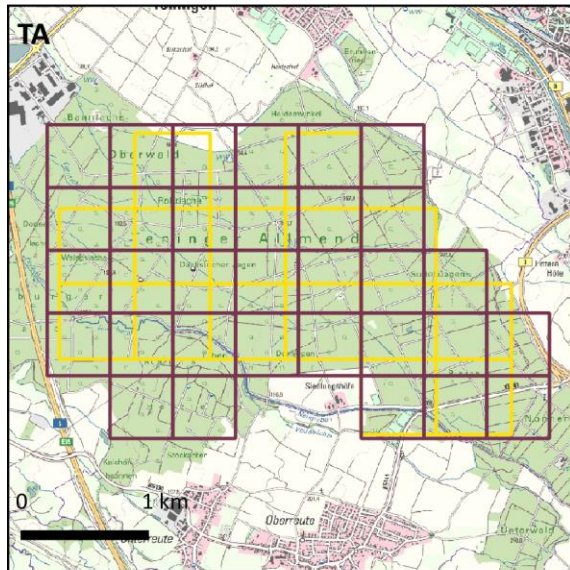
Das Revier liegt auf dem Rücken zwischen Albtal und Wehratal im Wuchsgebiet Schwarzwald mit den Höhenstufen montan bis subalpin (800 bis 1100 m ü. NN).

In diesem Teil des Untersuchungsgebiets handelt es sich um Fichten-, Tannen- Buchen- Bergmischwälder mit vereinzeltem Vorkommen von Bergahorn, Vogelbeere, Weide (*Salix sp.*), Douglasie, Birke (*Betula pendula*) und Kiefer.



**Abbildung 1.10:** Bergmischwälder im Untersuchungsgebiet Todtmoos (TM).



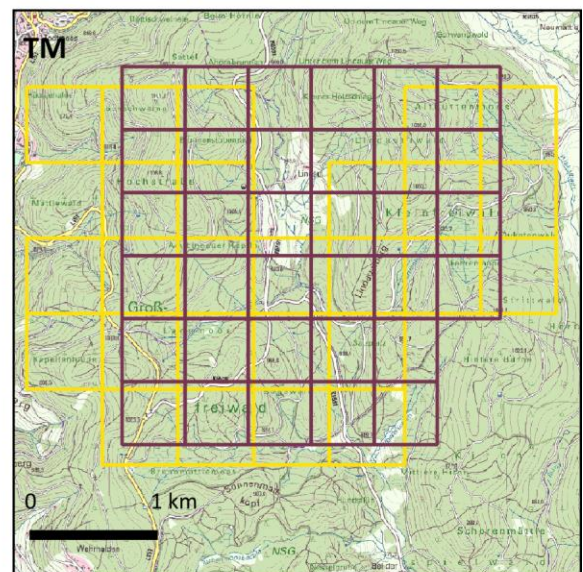
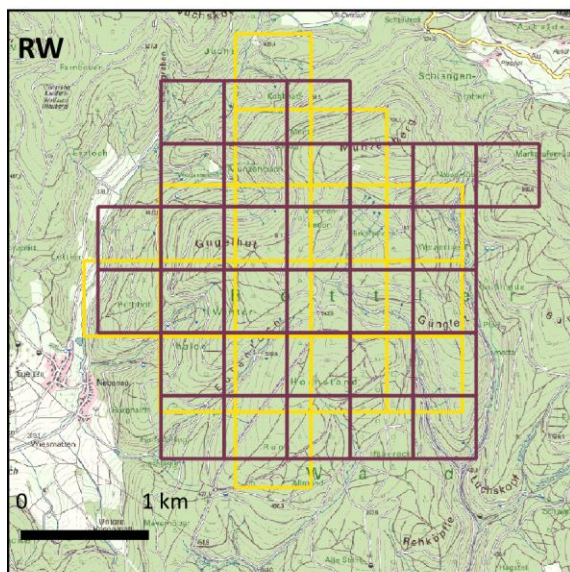
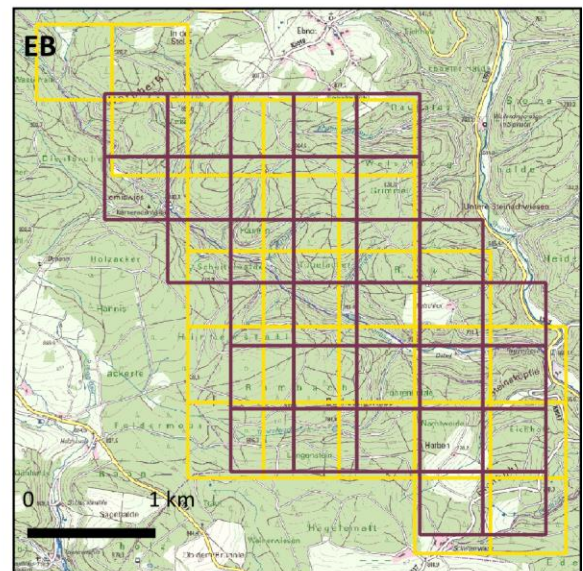
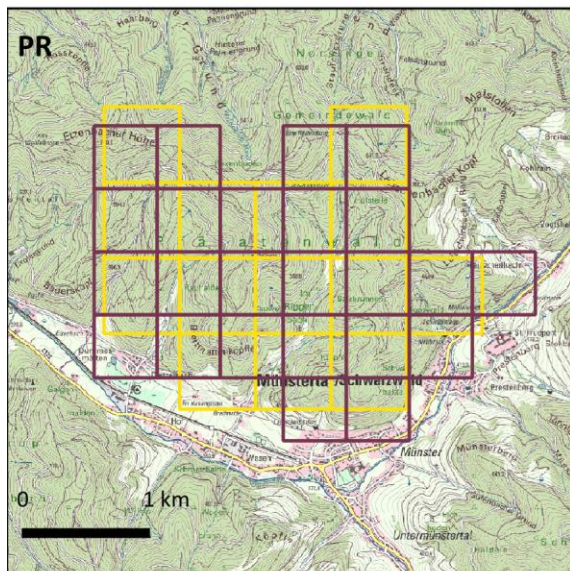
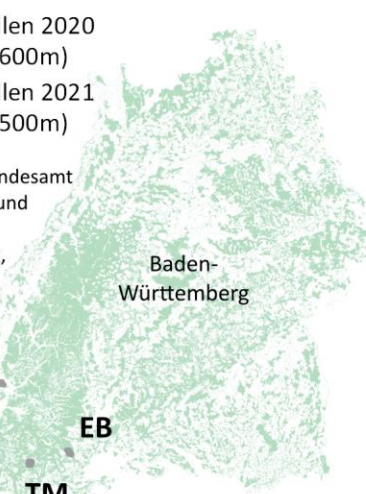


Untersuchungsdesign

- Rasterzellen 2020 (600m x 600m)
- Rasterzellen 2021 (500m x 500m)

Geobasisdaten © Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg, [www.lgl-bw.de](http://www.lgl-bw.de), Az.: 2851.9-1/19

TA  
PR EB  
RW TM



**Abbildung 1.11:** Lage der Untersuchungsgebiete für den Methodentest zur Bestimmung von Baumratterdichten im Südwesten Baden-Württembergs. Datenaufnahmen fanden in den Jahren 2020 und 2021 innerhalb der dargestellten Rasterzellen statt.



## 2 Ökologie des Baummarders

Der Baummarder (*Martes martes*) ist ein in weiten Teilen Europas, Nord- und Mittelasiens beheimatetes omnivores Säugetier, das zur Familie der Marderartigen (*Mustelidae*) gehört. Sein Verbreitungsgebiet erstreckt sich von Nordportugal über die Britischen Inseln und Skandinavien bis nach Sibirien (Herrero et al. 2016). Im Uralgebirge überlappt es mit der Verbreitung des Zobels (*Martes zibellina*) und es kommt in dieser Region zur Hybridisierung zwischen den beiden Arten (Rozhnov et al. 2010; Zhigileva et al. 2014). In Deutschland ist er gemeinsam mit dem Steinmarder (*Martes foina*) der einzige Vertreter der Gattung Echte Marder (*Martes*).

Baummarder sind schlanke, mittelgroße Marder (Abbildung 2.1) und weisen einen

ausgeprägten Geschlechtsdimorphismus auf. Das Gewicht männlicher Baummarder beträgt durchschnittlich 1,1 – 1,8 kg mit einer Kopfrumpflänge von 48 – 53 cm, während weibliche Tiere mit durchschnittlich 0,8 – 1,4 kg und einer Kopfrumpflänge von 39 – 45 cm deutlich kleiner und leichter sind (Herrmann 2005; Stubbe 1993b). Das Gewicht variiert kaum zwischen Sommer und Winter, da Baummarder nahezu keine Fettreserven anlegen. Ihre Körper sind vor allem auf schnelle Fortbewegung und effizientes Jagen optimiert, was ihnen dank langer, kräftiger Gliedmaßen bis hoch in die Baumwipfel gelingt (Birks 2017; Herrmann 2005; Stubbe 1993b). Zum Schutz vor Kälte bilden Baummarder vor allem im Winter eine dichte, graubraune Unterwolle. Das Deckhaar ist



**Abbildung 2.1:** Gelenkig hält sich das Baummarderweibchen am Baumstamm fest. Durch ihre beweglichen Hinterfußgelenke können die Tiere auch kopfüber an einem Baumstamm herabklettern (links; Foto: Aktion Fischotterschutz e.V.). Auf dieser Wildkameraaufnahme zeigt ein schlanker, hochbeiniger Baummarder besonders gut seinen individuell geformten Kehlfleck (rechts; Foto: FVA).

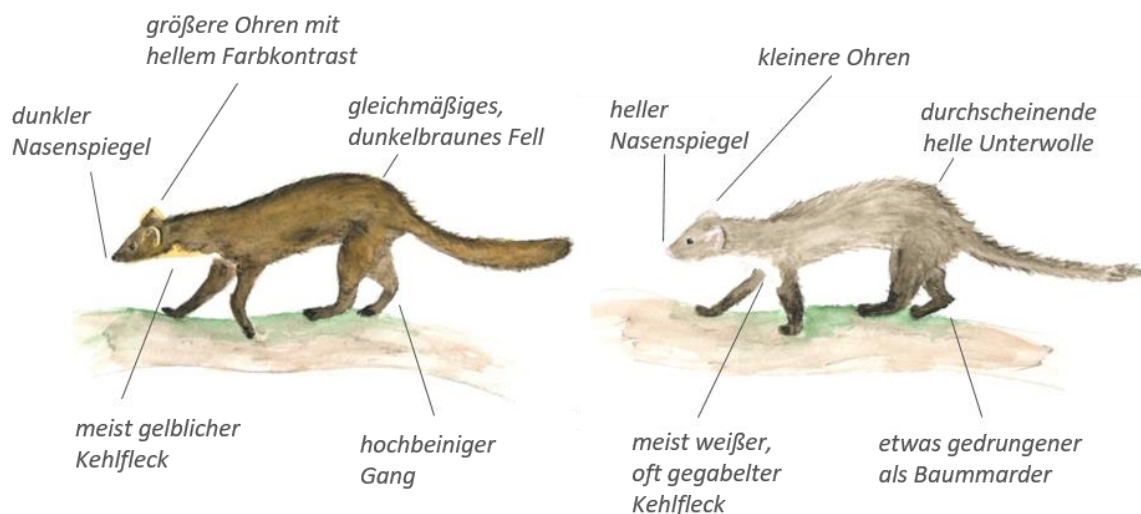
lang und dunkel – bis hellbraun gefärbt. Jedes Tier hat einen markanten, individuell geformten Kehlfleck, der häufig gelblich bis orange verfärbt ist (Abbildung 2.1).

Baum- und Steinmarder kommen in weiten Teilen Europas sympatrisch, also in den gleichen Lebensräumen, vor (Monterroso et al. 2016; Rosellini et al. 2008). Es kann daher leicht zur Verwechslung der sich morphologisch sehr ähnlichen Arten kommen. Baumrarder haben einen braunen Nasenspiegel sowie graubraune Unterwolle, was ihnen insgesamt ein gleichmäßig braunes Erscheinungsbild gibt. Der Steinmarder hingegen hat einen fleischfarbenen Nasenspiegel und seine weiße Unterwolle scheint durch das weniger dichte Deckhaar hindurch, sodass die Tiere insgesamt etwas heller wirken (Abbildung 2.2). Anhand der Kopfform wirkt der Baumrarder etwas schmaler, die Ohren sind länger als die des Steinrarders und zeigen am Rand einen hellen Farbkontrast. Im direkten Vergleich sind Baumrarder hochbeiniger und schlanker als Steinrarder. Der Kehlfleck kann bei der Unterscheidung der beiden Marder als zusätzliches Indiz genutzt werden, jedoch können Form, Farbe und Größe bei beiden Arten stark variieren. Beim

Steinrarder ist der Kehlfleck meist weiß, gebelt sich häufig und kann bis auf die Vorderläufe ragen. Der Kehlfleck des Baumrarders ist oftmals stärker gefleckt und wird häufig durch ein Sekret am Bauchdrüsenfeld gelb bis rötlich eingefärbt (Herrmann 2005), was ihm seine zusätzliche Bezeichnung als „Goldkehlchen“ beschert hat. Aber auch weiße Kehlflecken beim Baumrarder sind möglich sowie gelblich verfärbte Kehlflecken beim Steinrarder (Anhang 2), weshalb für die sichere Unterscheidung immer mehrere Merkmale geprüft werden sollten.

### Lebensraum

Der Baumrarder wird als waldbunden beschrieben und wurde dabei lange Zeit mit großen intakten Waldbeständen assoziiert (Herrmann 2005; Virgós et al. 2012), wobei er Offenland ausdrücklich meidet (Baltrūnaitė 2006; Brainerd und Rolstad 2002; Lombardini et al. 2015; Storch et al. 1990). Neuere Untersuchungen konnten jedoch nachweisen, dass Baumrarder auch in fragmentierten und anthropogen intensiv genutzten Landschaften vorkommen (Pereboom et al. 2008; Weber et al. 2018) und stabile Populationen aufweisen (Caryl et



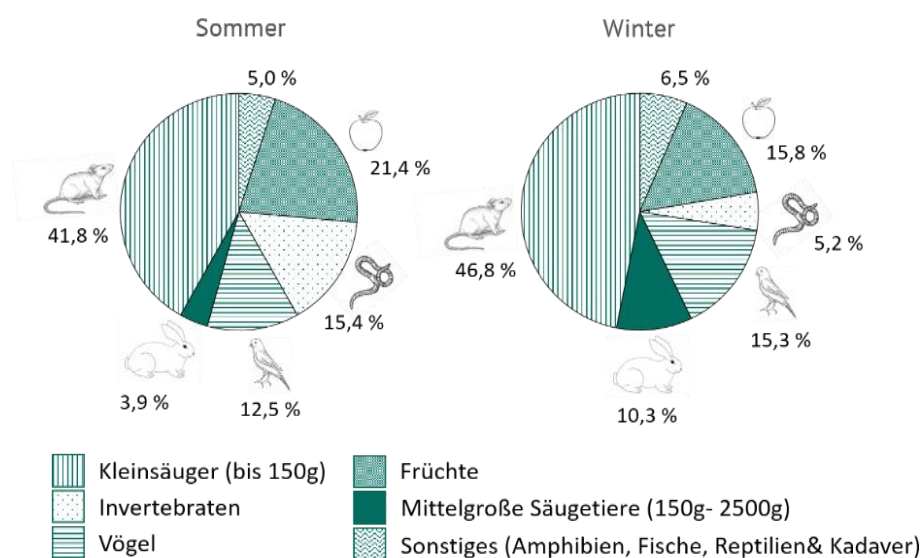
**Abbildung 2.2:** Vergleich von Baum- und Steinmarder mit den markantesten Unterscheidungsmerkmalen. Die Fellfärbung kann hinsichtlich ihrer Helligkeit bei beiden Arten variieren und Unterschiede zwischen Sommer- und Winterfell aufweisen (vgl. auch Anhang 2). Beide Arten sind hier exemplarisch in ihrem dünneren Sommerfell dargestellt. Zeichnungen: Henriette Tripke

al. 2012; Mergey et al. 2011; Stier 2000) (Stier 2000; Mergey et al. 2011; Caryl et al. 2012). So fanden Mergey et al. (2011) keinen Unterschied zwischen den Streifgebieten innerhalb größerer Waldflächen Frankreichs und denen in fragmentierten Waldinseln und stellen die Hypothese auf, dass Baumarder weniger als Waldspezialisten, sondern als eine Baum-abhängige Art beschrieben werden können. Als Korridore zwischen kleineren Waldfragmenten bevorzugen die Tiere deckungsreiche Strukturen, Gehölze und Hecken (Balestrieri et al. 2015; Pereboom et al. 2008) und können sich wenn nötig, sogar über baumfreie Flächen bewegen (Stier 2000). Aus verschiedenen Studien lässt sich ableiten, dass drei Hauptfaktoren für die Nutzung des Lebensraumes entscheidend sind: Nahrungsangebot, Schutz vor Prädatoren und Zugang zu gut isolierten Ruhe- und Wurfplätzen (Virgós et al. 2012). Innerhalb seines Verbreitungsgebiets besetzt der Baumarder daher eine große Bandbreite an Lebensräumen, die jeweils die beste Kombination dieser Faktoren aufweisen. In der borealen Zone werden beispielsweise alte, von Fichten dominierte Waldbestände bevorzugt (Brainerd und Rolstad 2002; Storch et al. 1990), während auf den Balearen hohe Strauch- und Buschvegetation den geschlossenen Kiefernwäldern vorgezogen und nicht-

bewaldetet Flächen regelmäßig für die Nahrungssuche aufgesucht werden (Clevenger 1994).

### Nahrung

Ein Grund für die Anpassungsfähigkeit des Baumarders an die verschiedenen Lebensräume und Umweltbedingungen (Virgós et al. 2012) ist vermutlich seine hohe Flexibilität bei der Nahrungssuche (Jędrzejewski et al. 1993). Er ist ein opportunistischer Allesfresser, der sich als geschickter Jäger auszeichnet aber ebenso eine Vielzahl an pflanzlicher Nahrung zu sich nimmt. Mit durchschnittlich 45 % bilden kleine Säugetiere, vor allem Rötelmäuse (*Myodes sp.*), Waldmäuse (*Apodemus sp.*) sowie Feldmäuse (*Microtus sp.*), den Hauptbestandteil seiner Nahrung (Zalewski 2004), die überwiegend am Waldboden erbeutet werden (Birks 2017). Der Anteil an pflanzlicher Nahrung, Vögeln, mittelgroßen Säugetieren und Wirbellosen variiert je nach Saison. In den Sommer- und Herbstmonaten überwiegen pflanzliche Bestandteile (insbesondere Früchte und Beeren) ebenso wie Wirbellose, während sich deren Anteil aufgrund der geringeren Verfügbarkeit in den Wintermonaten stark reduziert (Abbildung 2.3). Im Winter steigt der Anteil mittelgroßer Säugetiere (z.B. Eichhörn-



**Abbildung 2.3:** Prozentualer Anteil der Nahrungsbestandteile des Baumarders auf dem europäischen Kontinent, getrennt nach Sommer und Winter; verändert nach Birks (2017) und Zalewski (2004).



**Tabelle 2.1:** Übersicht verschiedener Streifgebietsgrößen männlicher (♂) und weiblicher (♀) Baumarder in Europa ermittelt durch Telemetriestudien.

Land	♂ Streifgebiets- größe in km <sup>2</sup>	♀ Streifgebiets- größe in km <sup>2</sup>	Stichprobe	Quelle
Deutschland	1,41	1,29	23♂, 17♀	Stier (2012)
Deutschland	1,45	1,59	1♂, 1♀	Stier (2012)
Deutschland	2,16	1,34	1♂, 1♀	Stier (2012)
Frankreich	3,76	1,64	23♂, 13♀	Mergey et al. (2011)
Frankreich	0,93	0,26	23	Larroque et al. (2018)
Italien	0,7- 6,2	0,2- 7,3	8♂, 8♀	Bartolommei et al. (2016)
Irland	1,51	0,9	5♂, 2♀	O'Mahony (2014)
Polen	2,58	1,41	18	Zalewski und Jędrzejewski (2006)
Schottland	3,04 – 32,86	0,7 – 10,61	8♂, 8♀	Caryl et al. (2012)
Schweden	9 (Winter)	4,2 (Winter) / 3,4 (Sommer)	1♂, 2♀	Storch (1988)
Spanien	4,92 / 9,19	0,47	2♂, 3♀	Clevenger (1993)

chen (*Sciurus sp.*), Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) und Feldhase (*Lepus europaeus*) sowie Aas leicht an und es werden mitunter Nahrungsdepots in der Nähe der Schlafplätze, meist weit oben in den Bäumen, angelegt (Birks 2017; Herrmann 2005). Vereinzelt werden auch Amphibien, Reptilien oder Fische erbeutet (Zalewski 2004).

### Lebensweise & Fortpflanzung

Baumarder sind abgesehen von der Paarungs- und Aufzuchtzeit Einzelgänger. Weibliche Tiere reagieren außerhalb der Paarungszeit aggressiv auf die Annäherung männlicher Tiere (Herrmann 2005). Sie leben in einem Sozialsystem mit intrasexueller Territorialität: jedes adulte Individuum hat ein separates Streifgebiet, das sich nicht mit den Streifgebieten anderer gleichgeschlechtlicher, adulter Baumarder überlappt (Herrmann 2005; Stier 2012). Die Streifgebiete adulter Männchen können dabei die Reviere weiblicher und mitunter auch nicht-geschlechtsreifer männlicher Baumarder umfassen, beziehungsweise sich mit diesen überlappen (Herrmann 2005). Die Reviere werden mittels Duftmarken markiert (Birks 2017; Herrmann 2005) und innerhalb

dieser gibt es meist ein bis zwei Aktivitätsschwerpunkte (Kernbereiche), die über Jahre gleichbleiben können (Mergey et al. 2011). Im Allgemeinen sind die Reviere männlicher Baumarder größer als die weiblicher Tiere (vgl. Tabelle 2.1) und sie wechseln häufiger ihre Aktivitätsschwerpunkte (Birks 2017). In Westmecklenburg wurden durchschnittliche Streifgebietsgrößen von 1,41 km<sup>2</sup> für männliche und 1,29 km<sup>2</sup> für weibliche Baumarder festgestellt (Stier 2012). Im europäischen Vergleich variieren die beobachteten Reviergrößen mitunter stark (vgl. Tabelle 2.1) und reichen von sehr kleinen Streifgebieten in Frankreich (♀ 0,26 km<sup>2</sup> und ♂ 0,93 km<sup>2</sup>; Larroque et al. (2018)) zu sehr großen Revieren in Schweden (♂ 9 km<sup>2</sup>; Storch (1988)) und Schottland (♂ 32,86 km<sup>2</sup> und ♀ 10,61 km<sup>2</sup>; Caryl et al. (2012)).

Insgesamt kommt der Baumarder eher in geringen Dichte vor, die in Europa zwischen 0,27 – 2,60 Individuen pro km<sup>2</sup> dokumentiert wurden (Tabelle 2.2). Auch für Deutschland liegen die Werte innerhalb dieser Spanne und werden mit 0,6 – 2,5 Individuen pro km<sup>2</sup> angegeben (Stier et al. 2015).

**Tabelle 2.2:** Übersicht von Baumarderdichten für verschiedene Länder Europas mit Angabe der jeweiligen Methode, die zur Dichtschätzung verwendet wurde.

Land	Dichte [Individuen/km <sup>2</sup> ]	Methode	Quelle
Deutschland	0.60 – 2.50	Telemetrie	Stier et al. (2015)
Frankreich	0.64 – 0.85	Kotfunde	Merger et al. (2023)
Irland	1.99	Haarfallen	Sheehy et al. (2014)
Irland	0.53	Haarfallen	O'Mahony et al. (2015)
Irland	0-2.60	Haarfallen	O'Mahony et al. (2017)
Italien	0.34	Kamerafallen	Manzo et al. (2012)
Italien	0.48	Kamerafallen	Balestrieri et al. (2016)
Italien	1.83	Kotfunde	Balestrieri et al. (2016)
Schottland	0.07- 0.38	Kotfunde	Kubasiewicz et al. (2017)
Schottland	0.27	Lebendfang, Haarfallen, Kotfunde kombiniert	Croose et al. (2019)

Die Streifgebietsgrößen als auch die Dichten sind von den jeweiligen Lebensraumbedingungen, der Nahrungsverfügbarkeit und dem Klima abhängig (Virgós et al. 2012) und können auch jahreszeitliche Größenunterschiede aufweisen (Zalewski und Jędrzejewski 2006).

Baumarder haben ihre Hauptaktivität zwischen der Abenddämmerung und dem Morgengrauen, können jedoch auch tagaktiv sein. Sie verbringen einen Großteil ihrer Zeit (60 %) ruhend, was sich im Winter sogar auf bis zu 80 % erhöhen kann (Birks 2017). Für die inaktiven Zeiten spielen Ruheplätze, die Schutz vor Prädatoren und in kaltem Klima eine gute Isolation bieten, eine entscheidende Rolle (Virgós et al. 2012). Solche Verstecke können allgemein Baumhöhlen, Vogelnester, Eichhörnchenkobel, Erdbauten oder Bäume sein (Birks 2017).

Baumarder haben verglichen mit anderen Säugetieren dieser Größe ein geringes Reproduktionspotenzial. Laut Angaben in Herrmann (2005) werden männliche Baumarder mit ungefähr 24 Monaten geschlechtsreif, weibliche Tiere paaren sich zumeist das erste Mal mit 15 Monaten. Die Paarung findet zwischen Mitte Juni und Mitte

August statt. Die männlichen Tiere können die Paarungsbereitschaft der Weibchen durch Duftsignale erkennen. Bedingt durch eine fünfmonatige Keimruhe dauert die Tragzeit ungefähr neun Monate. Die Jungen werden zwischen Ende März und Anfang Mai geboren - pro Wurf meist zwei bis fünf Junge (Herrmann 2005). Als Wurfplätze werden überwiegend Baumhöhlen oder Hohlbäume genutzt (Herrmann 2005; Stier 2012).

Die Jungtiere werden mit geschlossenen Augen und Ohren geboren und sind von vereinzelten feinen silbrigen Haaren umhüllt. Sie sind stark von der Mutter abhängig, die zu Beginn das Versteck nur kurz, mit zunehmender Entwicklung und steigendem Nahrungsbedarf jedoch immer länger verlässt (Birks 2017). Ab der neunten Woche verlassen die Jungtiere gemeinsam mit der Mutter das Versteck zum ersten Mal, ab der 15. Woche auch alleine. Ab der 20. Woche sind sie selbstständig, werden aber noch gelegentlich gefüttert und nutzen die gleichen Schlafplätze wie das Muttertier (Herrmann 2005). Der Zeitpunkt der Abwanderung hängt von verschiedenen Aspekten wie zum Beispiel der Reviergröße ab (Herrmann 2005), wobei die Jungtiere meist bis Februar oder März im Revier der Mutter geduldet werden (Birks 2017).

### 3 Wildkameras – die klassischen Allrounder?

#### 3.1 Hintergrund

Wildkameras, auch als Fotofallen bezeichnet, haben sich als eine gängige Methode in der Wildtierforschung etabliert (Burton et al. 2015; Rovero et al. 2013; Rowcliffe und Carbone 2008). Als automatisch auslösende Kameras nehmen sie Fotos oder Videos von Tieren oder anderen Objekten auf, die sich innerhalb des Auslösebereichs bewegen (Rovero et al. 2013). Zunehmend werden Wildkameras auch zur Erfassung seltener und schwer nachweisbarer Arten wie dem Baumarder eingesetzt (Manzo et al. 2012; Meier und Tesini 2013; Rosellini et al. 2008; Stier et al. 2015; Tesini 2015). Auch die Berechnung von Populationsdichten aus Wildkamerabildern ohne Individualbestimmung ist unter der Verwendung des Random Encounter Model nach Rowcliffe et al. (2008) möglich und wurde bereits beim Baumarder angewendet (Manzo et al. 2012).

Grundsätzlich bieten Wildkameras als nicht-invasive Methode den Vorteil, dass ihre Anwendung eine geringe menschliche Beeinträchtigung der Tiere beinhaltet und sie über einen bestimmten Zeitraum permanent Daten erfassen können.

In Gebieten in denen Baum- und Steinmarder sympatrisch vorkommen, müssen die Wildkamerabilder eine Unterscheidung der beiden Arten ermöglichen. Hierfür sind scharfe Farbfotos, aufgenommen mit Weißblitz-Modulen, besonders geeignet und werden empfohlen (Rovero et al. 2013; Stier et al. 2015). Verschiedene Studien haben bereits die Differenzierung von Baum- und Steinmarder anhand von Wildkamerabildern angewandt (Rosellini et al. 2008; Stier et al. 2015; Tesini 2015).

Je nach Ziel und Auswertung der Wildkammerhebung kann ein Beködern der Wildkameras sinnvoll sein oder nicht (Rowcliffe et al. 2008; Tesini 2015).

#### 3.2 Methode

Sowohl in 2020 als auch in 2021 wurden in allen fünf Untersuchungsgebieten Wildkameras eingesetzt. Im ersten Jahr wurden die Gebiete in 600 m x 600 m große Rasterzellen unterteilt und in jeder Rasterzelle wurde zwischen September und November eine Wildkamera für mindestens vier Wochen aufgestellt. Es standen 50 Kameras zur Verfügung, sodass immer die Hälfte aller 97 Rasterzellen (Standorte) zeitgleich abgedeckt werden konnte und nach vier Wochen jede Wildkamera an einen neuen Standort umge-



**Abbildung 3.1:** Die Wildkameras wurden mit Spanngurten am Baumstamm befestigte und mit Drahtschlingen sowie einem Schloss vor Diebstahl gesichert. Foto: FVA

setzt wurde. Im darauffolgenden Jahr standen insgesamt 80 Wildkameras zur Verfügung, sodass die Rastergröße auf 500 m x 500 m verkleinert werden konnte. Auch hier wurde zwischen September und November jeweils eine Wildkamera in einer Rasterzelle platziert und nach vier Wochen Laufzeit an einen zweiten Standort versetzt. In 2021 wurden insgesamt 152 Rasterzellen beprobt.

### Kameratyp und Aufbau

Eingesetzt wurden Wildkameras des Modells Cuddeback C1, ausgestattet mit Weißblitz-Modulen, sodass Farbfotos zur besseren Unterscheidung von Baum- und Steinmarder aufgenommen werden konnten. Alle Wildkameras waren so eingestellt, dass sie bei Auslösung tagsüber drei Serienbilder, nachts aber durch die Ladezeit des Blitzes nur ein Farbfoto aufnahmen. Datum und Uhrzeit der Aufnahme wurden automatisch auf jedem Bild gespeichert. Es wurden Speicherkarten des Typs SanDisk Ultra mit 16GB (80Mb/s) und Batterien VARTA Longlife Power AA verwendet.

In QGIS (Version 3.12) wurde der Mittelpunkt jeder Rasterzelle als Wildkamerastandort festgelegt. Diese Punkte wurden im Gelände

mit Hilfe von QField (Version 1.9.6), installiert auf einem Tablet (Samsung Galaxy Active Tab T365N LTE, 16GB), aufgesucht. Um Nachweishäufigkeit von Baummardern zu erhöhen, wurde an jedem Punkt in einem Umkreis von 50 m nach Strukturen gesucht, die von Marderartigen bevorzugt genutzt werden, wie beispielsweise liegendes Totholz, Rückegassen oder stark begangene Wildwechsel (Tesini 2015). Die Wildkameras wurden, wenn möglich, auf eine solche Struktur gerichtet und mit Spanngurten an Bäumen je nach Hangneigung in einer Höhe von 15 bis 200 cm über dem Boden aufgehängt. Es wurde darauf geachtet, dass der Auslösebereich der Kamera auch nach unten die anvisierte Struktur traf, sodass vor allem kleine Tiere, wie die Marderartigen, fotografiert werden konnten. Um Überbelichtung der Bilder durch Gegenlicht zu vermeiden, wurden die Wildkameras vorrangig nach Norden und möglichst nicht nach Süden ausgerichtet. Alle Wildkameras wurden mit Drahtschlingen und Vorhängeschlössern gesichert, um Diebstahl zu verhindern (Abbildung 3.1).

An den Wildkamerastandorten wurde von jeder der vier Himmelsrichtungen (Norden, Osten, Süden, Westen) ein Standortfoto gemacht.



**Abbildung 3.2:** Links: Der Baummarder ist gut an seinem gleichmäßig braun gefärbten Fell, dem dunklen Nasenspiegel und den größeren Ohren mit hell abgesetztem Rand erkennbar. Rechts: Im direkten Vergleich hat der Steinmarder lichtere, braune Deckhaare, durch die die hellgraue Unterwolle durchschimmert. Auch der helle Nasenspiegel und die kleineren Ohren sind erkennbar. Fotos: FVA



Im Jahr 2020 wurden die Wildkamerastandorte nicht beködert, um grundsätzlich zu testen, wie gut sich Baumarder mithilfe von Wildkameras nachweisen lassen. Aufgrund der sehr geringen Anzahl von Baumardernachweisen im ersten Jahr (vgl. Tabelle 3.1) wurde entschieden, im zweiten Jahr die Wahrscheinlichkeit einen Baumarder nachzuweisen, zu erhöhen indem in vier der Untersuchungsgebiete jeweils die Hälfte der Wildkameras zufällig beködert wurde. In TM konnten keine Köder ausgebracht werden, um eine parallel stattfindende Untersuchung zum Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) nicht zu beeinflussen. In 2021 wurden insgesamt an 59 Wildkameras Köder befestigt, davon lagen 15 Wildkameras in TA, 12 Wildkameras in PR, 15 Wildkameras in RW und 16 Wildkameras in EB.

Als Köder wurden Hühnerfleisch und Trockenfrüchte verwendet, die mit einem Nagel an einem Holzstock befestigt wurden. Der Holzstock wurde einige Meter vor der Wildkamera innerhalb des Auslösebereichs aufgestellt (Abbildung 3.3, links). Zusätzlich wurde der Holzstock mit einem selbst hergestellten Lockstoff aus Honig, Eiern und Anisöl nach Kriegs und Pickel (2012) eingesprüht, sodass auch noch nachdem der Köder gefressen wurde, eine Lockwirkung von dem Holzstock ausging. Der Köder wurde alle zwei Wochen kontrolliert und erneuert.

Zusätzlich wurde im Jahr 2021 im Untersuchungsgebiet TA im Frühjahr Wildkameras ohne Köder aufgestellt, um den Effekt der Jahreszeit zu überprüfen. An insgesamt 23 Standorten wurden die Kameras für 9 Wochen installiert.



**Abbildung 3.3:** Oben: Baumardernachweise ohne Totholzstrukturen; links an einer beköderten Wildkamera, rechts an einer Wildkamera ohne Köder. Unten: Baumardernachweise auf Totholzstrukturen (liegendes Totholz); ebenfalls links beködert, rechts ohne Köder. Fotos: FVA

Die Datenaufbereitung wurde mithilfe der Software FFM2 (Version 2.0) durchgeführt. Dabei wurden Fotos, die innerhalb eines Zeitraums von fünf Minuten aufgenommen wurden, automatisch zu einem Ereignis zusammengefasst. Alle Tierereignisse wurden systematisch gesichtet und nach Tierarten klassifiziert. Zur nachvollziehbaren Unterscheidung zwischen Baum- und Steinmarder wurde ein Klassifizierungsschema definiert. Da nicht auf jedem Foto das gesamte Tier abgebildet war, mussten mindestens zwei der folgenden Merkmale erkennbar sein, um sicher als Baummarder gewertet zu werden: dichte, graue Unterwolle, dunkler Nasenspiegel, große auseinanderliegende Ohren, hochbeinige Statur, schlanke Kopfform und ggf. Färbung und Form des Kehlflecks (Abbildung 3.2). Jedes Marderereignis wurde von zwei fachkundigen Personen klassifiziert (Tabelle 3.2). Konnte keine klare Zuordnung der Tierart vorgenommen werden, wurde Fotos von Marderartigen als „Marder unbestimmbar“ klassifiziert.

### Habitatvariablen & Einflussfaktoren

Beim Aufstellen der Kameras wurde für jeden Standort die Einflussfaktoren *Totholz*, *Struktur*, *Sichthöhe*, *Wildkamerahöhe*, *Bodenbedeckung*, *Köder* und die zuständige *Feldassistenz* aufgenommen. In 2021 wurden diese an den Standorten kartiert, in 2020 wurden dafür teilweise die Standortfotos genutzt.

Der Einflussfaktor *Totholz* gibt an, ob im Aufnahmebereich der Wildkamera Totholz vorhanden war (Abfrage ja/nein). Als *Struktur* wurde erfasst, auf welche Kategorie von markanter Strukturen, die Wildkamera ausgerichtet wurde. Darin enthalten sind die Kategorien Totholz, wenn die Wildkamera beispielweise auf einen liegenden Baumstamm gerichtet war, Rückegasse, Wildwechsel so-

wie die Kategorie Sonstiges, in der Wanderwege, Bachläufe und weitere markante, einzelne Strukturen zusammengefasst wurden. *Sichthöhe* beschreibt die Höhe des Fokuspunkts der Wildkamera, auf der anvisierten Struktur. Die *Wildkamerahöhe* beschreibt die Höhe über dem Boden auf welcher die Wildkamera am Baum angebracht wurde. Die *Bodenbedeckung* umfasst die Kraut- und Strauchschicht sowie andere Strukturen, die einem mittelgroßen Tier Deckung bieten und wurde für jeden Wildkamerastandort als prozentualer Anteil im Umkreis von 20 m um die Wildkamera erfasst (0% bis 100 %). Es wurde für jeden Standort dokumentiert, ob ein *Köder* vorhanden war (ja/nein) und unter Aufsicht welcher *Feldassistenz* (Person A oder B) die Kamera installiert wurde.

### Statistische Auswertung

Um die Vergleichbarkeit der Daten für die folgenden Analysen zu garantieren, wurde die Laufzeit aller Wildkameras auf eine Dauer von den ersten, maximal 28 Tagen standardisiert. Für die statistischen Modelle wurden nur Wildkameras mit einer Mindestlaufzeit von 24 Tagen berücksichtigt (n = 270 Wildkamerastandorte). Für die Auswertung der Effektivität von Ködern wurden nur die Daten aus dem Untersuchungsjahr 2021 (ausschließlich der Daten aus TA Frühjahr) verwendet. Es wurden zwei binäre generalized linear mixed effect models (GLMM) gerechnet.

Im ersten Modell (M01) wurde der Einfluss des Köders sowie das Vorhandensein von Totholzstrukturen auf die Detektion von Baummardern getestet. Die Faktoren *Köder* und *Totholz* wurden als feste Effekte im Modell eingefügt und das Untersuchungsgebiet als zufälliger Effekt, um die Nicht-Unabhängigkeit der Daten innerhalb eines Untersuchungsgebietes zu berücksichtigen.

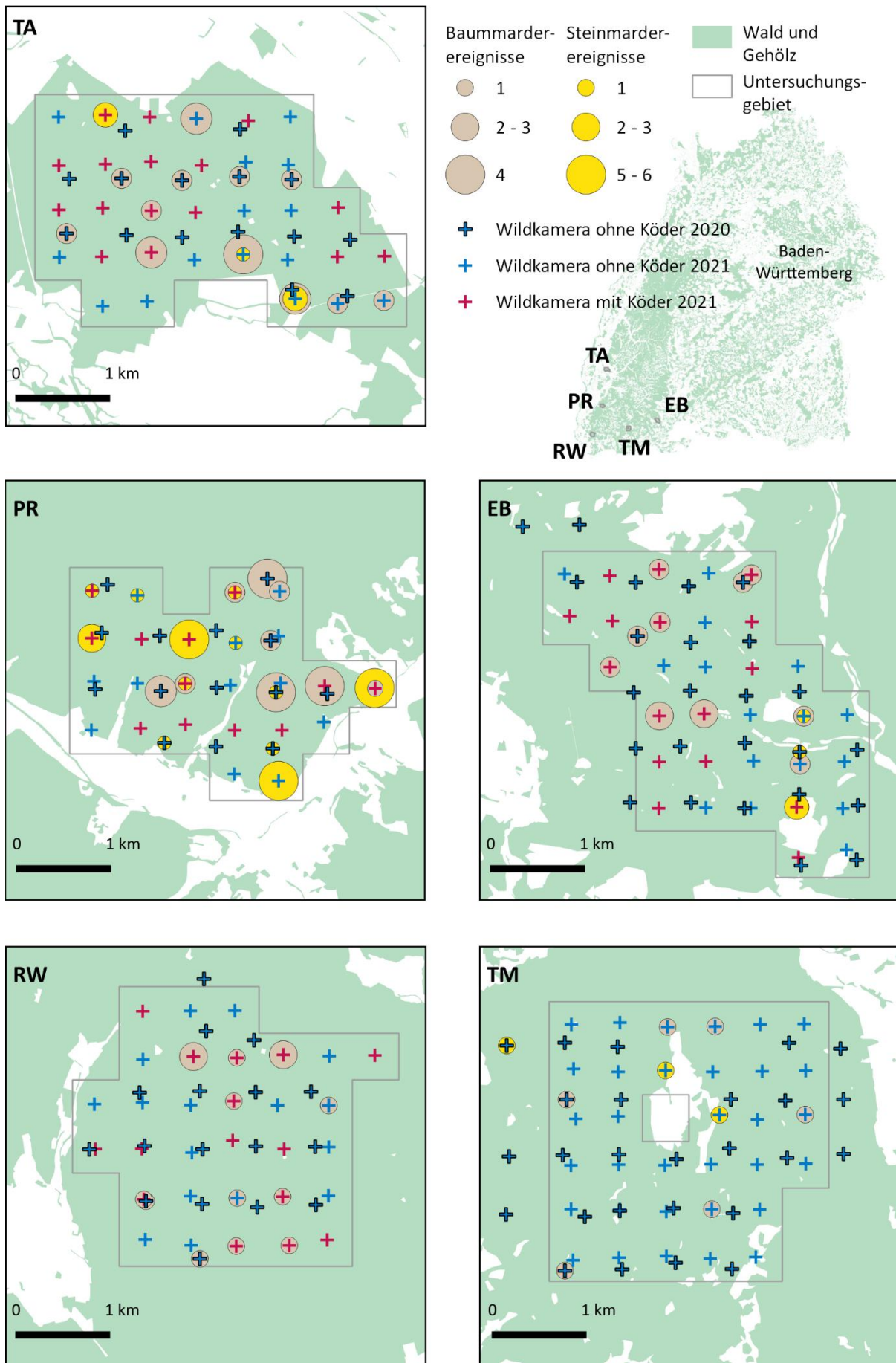
Im zweiten Modell (M02) wurden die Einflüsse weiterer Faktoren und Habitatvariablen auf die Detektion von Baumardern getestet. *Bodenbedeckung*, *Struktur*, *Wildkammerhöhe* und *Feldassistenz* wurden als feste Effekte eingefügt und *Untersuchungsgebiet*, *Studienjahr* und *Köder* als zufällige Effekte. Die Notwendigkeit von quadratischen Termen der Variablen *Bodenbedeckung* und *Sichthöhe* wurden zunächst getestet, jedoch wieder aus den Modellen entfernt, da sie keinen Einfluss auf die Marderdetektion hatten.

Um die Unabhängigkeit der erklärenden Variablen sicher zu stellen, wurden alle Variablen mit pairsplots getestet. Keine der Variablen zeigte eine Korrelation von  $\geq 0$ . Da *Totholz* und *Struktur* mit  $-0.6$  sehr nah an den Korrelationsschwellenwert kommen, wurde *Totholz* als erklärende Variable aus dem zweiten Modell (M02) entfernt. Alle kontinuierlichen Variablen wurden zentriert. Die Koeffizienten-Schätzwerte der Modelle basieren auf 95 % Credible Intervals (CrI), welche

mit einer simulierten Bayesischen Posterior Distribution mit 5000 Simulationen generiert wurden (R-package 'arm', Gelman und Su (2022)). Zusätzlich wurden Posterior Probabilities (PP) für alle Modell-Koeffizienten-Schätzwerte berechnet, welche die Wahrscheinlichkeit angeben, mit welcher die Schätzwerte sich von Null unterscheiden. Ein geschätzter Koeffizient von Null bedeutet, dass die entsprechende Variable nicht mit der Baumarderdetektionswahrscheinlichkeit korreliert. Schätzwerte mit einer  $PP \geq 0.95$  wurden als starker Effekt und  $0.95 > PP > 0.9$  als Effekt eingestuft. Von Variablen bei denen anhand des Modells ein Effekt nachgewiesen werden kann, ist von einem Einfluss auf die Detektionswahrscheinlichkeit von Baumardern auszugehen.

Alle statistischen Auswertungen wurden mit der Software R Version 4.1.3 (R Core Team, 2022) durchgeführt. GLMMs wurden mit Hilfe des Pakets 'rstanarm' (Goodrich et al. 2020) ausgewertet.





**Abbildung 3.4:** Häufigkeit der Ereignisse für Baummarder (braune Kreise) und Steinmarder (gelbe Kreise) an den Wildkamerastandorten in fünf Untersuchungsgebieten (EB, PR, RW, TA, TM) im Herbst 2020 (schwarz umrandete Kreuze) und 2021 (Kreuze ohne Rand). Die Kameraaufzeit wurde auf 28 Tage standardisiert. In 2021 wurden in jedem Gebiet außer in TM jeweils die Hälfte der Wildkameras beködert (rote Kreuze).

**Tabelle 3.1:** Übersicht der Anzahl Ereignisse an Wildkamas für die Tierarten Baumarder, Steinarder und unbestimmte Marderartige (Marder unb.) für die fünf Untersuchungsgebiete (UGs: EB, PR, RW, TA, TM). Die Angaben sind für die beiden Studienjahren 2020 und 2021 getrennt dargestellt. Die Wildkamaurlaufzeit wurde auf 28 Tage standardisiert. In "TA (Frühjahr)" hingen die Kamas 9 Wochen; die Ergebnisse der gesamten Laufzeit sind in Klammern dargestellt. In 2021 wurden in den vier Untersuchungsgebieten EB, PR, RW und TA jeweils die Hälfte der Kamas mit einem Köder versehen.

UG	Anzahl Wildkamas		Anzahl Baumarderereignisse			Anzahl Steinarderereignisse			Anzahl Ereignisse Marder unb.	
	2020	2021	2020	2021	2021 Köder	2020	2021	2021 Köder	2020	2021
EB	25	32*	2	2	9	1	1	2	2	3
PR	14	24*	11	1	7	3	7	17	3	1
RW	17	31*	2	2	12	0	0	0	0	0
TA	15	32*	5	11	4	0	2	3	2	0
TA (Frühjahr)	-	23	-	8 (20) <sup>‡</sup>	-	-	0	-	-	3
TM	26	33	2	3	-	1	2	-	1	0
<b>Gesamt</b>	<b>97</b>	<b>175</b>	<b>22</b>	<b>27 (47)<sup>‡</sup></b>	<b>32</b>	<b>5</b>	<b>12</b>	<b>22</b>	<b>8</b>	<b>7</b>

\* Anzahl davon beköderter Wildkamastrandorte: EB N = 16, PR N = 12, RW N = 15, TA N = 16.

<sup>‡</sup> Ereignisse nach 9 Wochen Kamaurlaufzeit in Klammern angegeben.

### 3.3 Ergebnisse

Insgesamt waren im Herbst 2020 an 97 Standorten und in 2021 an 152 Standorten Wildkamas installiert. Zusätzlich wurden 2021 im Untersuchungsgebiet TA zwischen April und Juni 23 Wildkamas aufgestellt (Tabelle 1.1, Tabelle 3.1).

Zusammengefasst konnten in den beiden Studienjahren bei einer Kamaurlaufzeit von 28 Tagen insgesamt 81 Baumarderereignisse, 39 Steinarderereignisse und 15 unbestimmte Marderereignisse aufgezeichnet werden. Es wurden maximal 4 Baumarderereignisse an einem Standort detektiert (TA und PR), während für den Steinarder bis zu 6 Ereignisse aufgezeichnet wurden (nur PR, Abbildung 3.4). Beide Arten wurden mehrfach an den gleichen Kamastrandorten nachgewiesen (Abbildung 3.4).

#### Aufnahmezeitraum 2020

Im ersten Untersuchungsjahr konnten in allen Untersuchungsgebieten mit den Wildkamas an mindestens 2 Standorten ein Baumarder nachgewiesen werden. Insgesamt wurden 22 Baumarderereignisse dokumentiert (Tabelle 3.1). Die wenigsten Ereignisse wurden in den Untersuchungsgebieten TM und EB aufgenommen (jeweils N = 2). Die meisten Baumarderereignisse in PR (N = 11). In PR wurden auch die meisten Steinarderereignisse aufgezeichnet (N = 3). Steinarder wurden mit insgesamt 5 Ereignissen deutlich weniger erfasst.

#### Aufnahmezeitraum 2021

Im Herbst 2021 hat sich die Zahl der Baumarderereignisse im Vergleich zum Vorjahr auf 49 mehr als verdoppelt. Die meisten Baumarderereignisse wurden 2021 in TA (N = 15) und RW (N = 14) aufgezeichnet, die wenigsten erneut im Untersuchungsgebiet

**Tabelle 3.2:** Effekte von Köder und Totholz auf die Detektion von Baumardern anhand des binären generalized linear mixed effect models (GLMM) M01 im Untersuchungszeitraum Herbst 2021. Die Ergebnisse beziehen sich auf Wildkameras mit einer Mindestlaufzeit von 24 Tagen, wobei alle Fotofallen auf eine maximale Laufzeit von 28 Tagen standardisiert wurden. Es werden die Schätzwerte für jede Variable (Feste Effekte) gezeigt, sowie das 95% Credible Interval (CrI) und die Bayesische Posterior Probability (PP) des binären GLMM. Starke Effekte mit  $PP \geq 0.95$  sind in fett und Effekte mit  $0.95 > PP > 0.9$  in fett und kursiv dargestellt.

Feste Effekte	Schätzwert	CrI	PP (< oder > 0)
Intercept	-2.534	-3.751 bis -1.455	<b>1.000</b>
Köder benutzt	1.000	0.161 bis 1.843	<b>0.991</b>
Totholz vorhanden	1.132	0.098 bis 2.298	<b>0.984</b>

TM (N = 2). Dabei wurden in drei von vier Gebieten mehr Ereignisse an Kameras mit Köder gemacht als an solchen ohne Köder.

Bei den Steinmarderereignissen zeigt sich ein noch deutlicherer Anstieg auf insgesamt 34, die sich vor allem im Gebiet PR von 3 auf 24 Ereignisse verachtacht haben. Die meisten Steinmarderereignisse wurden in PR (N = 24) gemacht. In RW konnte über beide Jahre hinweg kein Steinmarder fotografiert werden.

### TA-Frühjahr

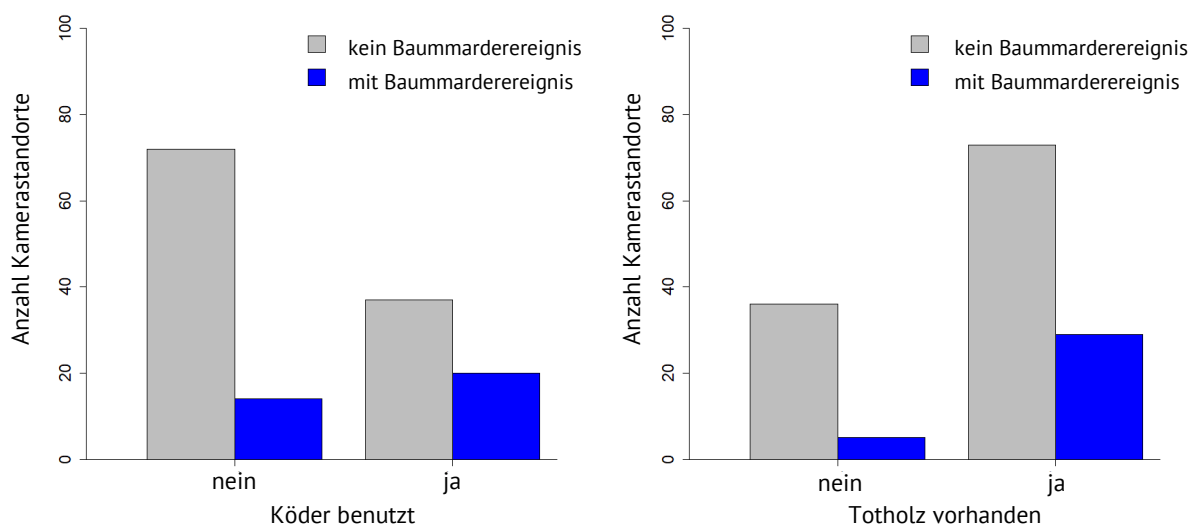
Bei der Untersuchung im Frühjahr in TA wurden nach 28 Tagen Kameralaufzeit 8 Baumardereignisse und nach neun Wochen 20

Baumardereignisse aufgenommen. Es wurde in dem Zeitraum kein Steinmarder erfasst (Tabelle 3.1).

### Effekt auf die Detektionswahrscheinlichkeit

Das Modell M01 zeigt, dass sowohl der Einsatz von *Köder* als auch das Vorhandensein von *Totholz* im Aufnahmebereich der Kamera einen stark positiven Effekt auf die Erfassung von Baumardern hat (Tabelle 3.2, Abbildung 3.5).

In Modell M02 zeigt die Untersuchung weiterer Einflussfaktoren, dass eine höherer prozentualer *Bodenbedeckung* im Sichtfeld der Wildkameras einen stark positiven Effekt auf



**Abbildung 3.5:** Vergleich der Anzahl an Wildkamerastandorten mit und ohne Baumardereignissen, abhängig davon, ob ein Köder am Standort benutzt wurde (links), oder Totholzstrukturen vorhanden waren (rechts).

**Tabelle 3.3:** Effekte von Bodenbedeckung, Struktur, Sichthöhe und Feldassistentz auf die Detektion von Baum-mardern anhand des binären generalized linear mixed effect models (GLMM) M02 während des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Ergebnisse beziehen sich auf Wildkameras mit einer Mindestlaufzeit von 24 Tagen, wobei alle Wildkameras auf eine maximale Laufzeit von 28 Tagen standardisiert wurden. Es werden die Schätzwerte für jede Variable (Feste Effekte) gezeigt, sowie das 95% Credible Interval (Crl) und die Bayesische Posterior Probability (PP) des binären GLMM. Der Intercept beinhaltet die Kategorien Struktur: Totholz sowie Feldassistentz: A. Starke Effekte mit  $PP \geq 0.95$  sind in fett und Effekte mit  $0.95 > PP > 0.9$  in fett und kursiv dargestellt.

Feste Effekte	Schätzwerte	Crl	PP (< oder > 0)
Intercept	-0.338	-2.021 bis 1.650	0.686
Bodenbedeckung	0.313	-0.055 bis 0.694	<b>0.951</b>
Struktur: Rückegasse	-2.402	-5.608 bis -0.213	<b>0.987</b>
Struktur: Wildwechsel	-1.193	-2.002 bis -0.412	<b>0.998</b>
Struktur: Sonstiges	-1.443	-4.693 bis 0.843	0.865
Sichthöhe	-0.284	-0.710 bis 0.112	<b>0.918</b>
Feldassistentz: B	-0.510	-1.443 bis 0.350	0.869

die Marderdetektion hat (Tabelle 3.3). Bei den Strukturkategorien auf die die Wildkameras gerichtet waren, zeigt sich, dass *Rückegassen* und *Wildwechsel* im Vergleich zu *Totholz* (im Intercept) einen stark negativen Effekt auf die Detektion von Baum-mardern haben (Tabelle 3.3). Die Strukturkategorie *Die Sichthöhe* der Wildkameras hat ebenfalls einen positiven Effekt auf die Marderdetektion mit vermehrter Detektion bei geringerer *Sichthöhe* (Tabelle 3.3). Beim Vergleich der *Feldassistentzen* ergab sich kein Unterschied zwischen den beiden Personen A und B (Tabelle 3.3).

### 3.4 Diskussion

Mithilfe von Wildkameras konnten in allen fünf Untersuchungsgebieten in den Herbstmonaten der Jahre 2020 und 2021 sowie im Frühjahr 2021 im Gebiet TA Baum-marder nachgewiesen werden.

#### Aufnahmezeitraum 2020

Die Anzahl der Baum-marderereignisse war ohne Einsatz von Köder sehr gering. In den montanen Untersuchungsgebieten EB und TM sowie im submontanen Gebiet RW wurden 2020 bei einer Kameralaufzeit von 28 Tagen jeweils nur 2 Baum-marderereignisse detektiert. Im planaren Gebiet TA waren es 5 Ereignisse. Durchschnittlich wurden in den vier Gebieten zwischen 0,08 – 0,33 Baum-marderereignisse pro Kamerastandort aufgenommen (Tabelle 3.1). Dabei wurde nie mehr als ein Baum-marderereignis am selben Kamerastandort aufgezeichnet (Abbildung 3.4). Anhand der Ergebnisse können weder aussagekräftige Rückschlüsse über die räumliche Nutzung der Untersuchungsgebiete, noch über die Häufigkeit des Baum-marders innerhalb dieser gezogen werden.

Aufgrund der wenigen Baumrarderereignisse könnte man vermuten, dass vor allem die montanen Untersuchungsgebiete nur dünn von Baumrardern besiedelt oder sporadisch genutzt werden.

Etwas aufschlussreicher sind die Ergebnisse der Wildkameras im Untersuchungsgebiet PR. Hier wurden in 2020 insgesamt an vier Kamerastandorten 11 Nachweise und durchschnittlich 0,79 Baumrarderereignisse pro Kamerastandort detektiert (Tabelle 3.1, Abbildung 3.4). Nur in diesem Untersuchungsgebiet konnten an drei Standorten mehrfach (bis zu vier) Baumrarderereignisse dokumentiert werden, was auf eine regelmäßige Nutzung der Standorte durch die Art hinweist (Abbildung 3.4).

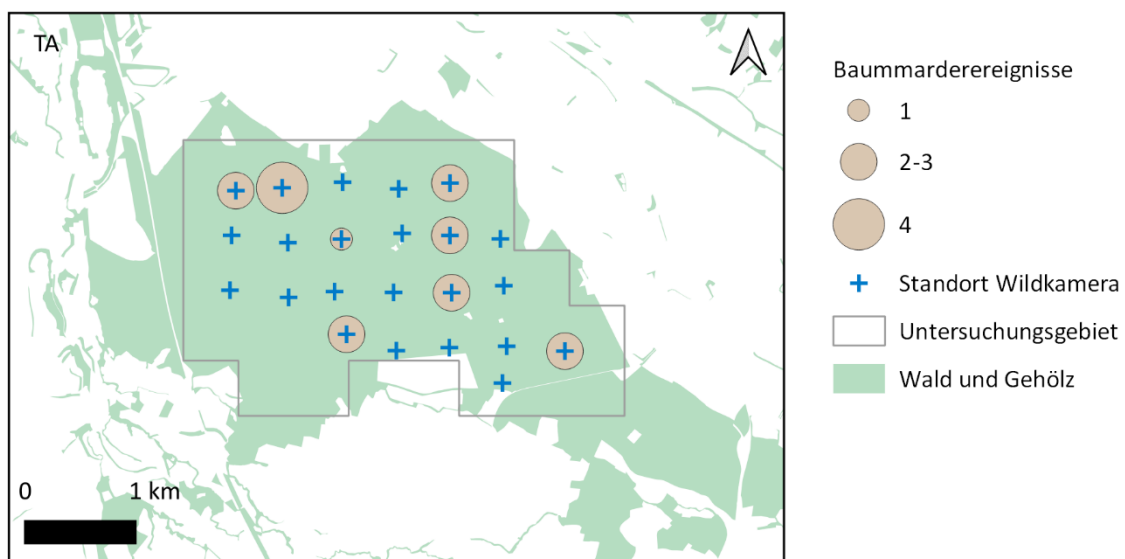
### Aufnahmezeitraum 2021

Nachdem in 2020 nur sehr wenige Baumrardernachweise mit den Wildkameras erbracht und anhand von Haarfallen (vgl. Kapitel 4) keine Baumrarder detektiert werden konnten, war die Frage, ob die Tiere wirklich nur vereinzelt in den Untersuchungsgebieten vorkommen. In 2021 wurde daher in einem Gebiet zusätzlich ein Kameraeinsatz im

Frühjahr (TA-Frühjahr) durchgeführt und im Herbst an 50 % der Kamerastandorte ein Lockmittel (Köder und Duftstoff) ausgebracht, um die Wahrscheinlichkeit der Baumrarderdetektionen zu erhöhen und folglich eine bessere Datengrundlage für die Bewertung der Baumrarderbestände zu schaffen.

### TA-Frühjahr

Die Anzahl der Baumrarderereignisse war im Frühjahr nicht höher als im Herbst 2020. Bei einer Standardisierung der Kameraaufzeit auf 28 Tage wurden 8 Baumrarderereignisse, also durchschnittlich 0,35 Ereignissen pro Kamerastandort aufgezeichnet (Tabelle 3.1). Die Wildkameras wurden im Frühjahr insgesamt für 9 Wochen aufgestellt, sodass nach der gesamten Laufzeit 20 Baumrarderereignisse – also durchschnittlich 0,87 pro Kamerastandort – detektiert wurden. Der längere Einsatz der Wildkameras hat die Anzahl der Ereignisse deutlich erhöht und ermöglicht damit einen besseren Einblick in die Baumrarderaktivitäten innerhalb des Gebiets. Dabei wurden vermehrt Baumrarder am selben Standort detektiert, was auf eine regelmäßige Nutzung dieser Orte hinweist (Abbildung 3.6).



**Abbildung 3.6:** Anzahl der Baumrarderereignisse (braune Kreise) an Wildkamerastandorten (ohne Köder, blaue Kreuze) im Frühjahr 2021 im Untersuchungsgebiet TA. Die Wildkameras waren für 9 Wochen installiert (06.04.-07.06.2021). Im genannten Zeitraum wurde kein Steinrarder fotografiert.



### Effekt des Köders

Beim Einsatz der Wildkameras im Herbst 2021 zeigt sich, dass durch das Beködern eine deutliche Zunahme an Baumrarderereignissen erreicht werden kann (Tabelle 3.1). Ohne Köder wurden erneut nur wenige Nachweise erbracht, die in EB, PR, RW, TM zwischen 0,08 – 0,13 Baumrarderereignisse pro Kamerastandort betragen. An Standorten mit Köder wurden durchschnittlich mehr als viermal so viele Baumrarderereignisse pro Kamerastandort erbracht (0,56 – 0,67). Der signifikante Effekt von Köder auf die Detektionswahrscheinlichkeit des Baumrarders konnte anhand des binären GLMM M01 nachgewiesen werden (Tabelle 3.2).

Nur im Gebiet TA waren die Ergebnisse umgekehrt. Hier wurden ohne Köder durchschnittlich 0,69 Baumrarderereignisse pro Kamerastandort und mit Köder nur 0,25 Baumrarderereignisse pro Kamerastandort gemessen. TA unterscheidet sich im Gelände am stärksten von den anderen Untersuchungsgebieten, weil es das einzige planare und durchweg flache Gebiet ist. Unter diesen Verhältnissen ist es womöglich einfacher Baumrarder zu fotografieren, da der Aufnahmebereich kaum durch die Hangneigung beeinflusst wird. Auch Tiere in weiterer Entfernung können so womöglich noch leichter detektiert werden. Der Einsatz von Ködern in den montanen Gebieten könnte daher einen größeren Effekt haben, die Tiere direkt in den Auslösebereich der Kamera zu locken, während dieser Effekt eventuell in flachem Gelände weniger relevant ist. Eventuell ist auch die Nahrungsverfügbarkeit in TA im Herbst noch besser als in den höher gelegenen Untersuchungsgebieten sodass weniger Interesse an ausgebrachte Köder vorhanden war.

### Effekt von Totholz

Anhand beider Modelle (M01 und M02) konnte eine höhere Detektionswahrscheinlichkeit von Baumrardern nachgewiesen werden, wenn die Kamera auf liegendes Totholz ausgerichtet war (Tabelle 3.2, Tabelle 3.3). Dabei wurden die Baumrarder überwiegend auf den Baumstämmen beobachtet. Vermutlich nutzen sie diese gezielt, um sich vor allem bei dicht bewachsenem Waldboden deutlich schneller und effizienter fortbewegen zu können. Ebenso ist anzunehmen, dass Baumrarder liegendes Totholz vermehrt zur Jagd aufsuchen, da es an diesem zu erhöhtem Vorkommen von Kleinsäugetieren kommt (Suter und Schielly 1998), die hier gute Versteckmöglichkeiten finden. Auch Schwegmann und Storch (2023) kommen in ihrer Untersuchung zu diesem Ergebnis.

### Untersuchungszeitraum & Kamera- laufzeit

Grundsätzlich hat sich in der Untersuchung gezeigt, dass innerhalb von 4 Wochen zwischen September und November in jedem Untersuchungsgebiet die Präsenz von Baumrardern mithilfe von Wildkameras nachgewiesen werden konnten. Um die Wahrscheinlichkeit von Baumrarderdetektionen zu erhöhen, kann eine längere Kameralaufzeit empfohlen werden. Dies hat sich beim Einsatz der Kameras in TA-Frühjahr bestätigt. Aufgrund der limitierten Anzahl an Wildkameras, konnte die Untersuchung im Herbst nicht verlängert werden, da jeweils nur genügend Wildkameras für die Hälfte der Standorte zur Verfügung stand und alle Kameras einmal umgesetzt werden mussten. Vier Wochen war der längste Zeitraum, der systematisch in allen fünf Gebieten abgedeckt werden konnte, ohne dabei zu weit in den Winter zu kommen, in dem mit einer starken Reduktion der Baumrarderaktivität (Birks 2017) zu rechnen gewesen wäre.



Die höchste Detektionswahrscheinlichkeit von Baum- und Steinmardern ist in den Sommermonaten zu erwarten, da die Tiere während der Ranzzeit ihre höchste Aktivität aufweisen (Birks 2017). In dieser Untersuchung wurde der Einsatz der Wildkamas aufgrund der Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den anderen Methoden (Transektsuchen und Haarfallen) auf den Herbst gelegt, denn die genetischen Analyse von Probenmaterial (Kot und Haare) aus den Sommermonaten kann durch die hohen Temperaturen sehr unzuverlässig sein (Vili et al. 2013). Je nach Untersuchungsziel kann eine Beprobung in den Sommermonaten aber empfehlenswert sein (Stier et al. 2015; Weber et al. 2018) wie auch die Ergebnisse aus TA-Frühjahr andeuten.

### Weißblitzkamas

Die Bildqualität der Cuddeback C1 Kamas war sehr zufriedenstellend. Der Einsatz von Weißblitzkamas wird zur besseren Unterscheidung von Baum- und Steinmarder empfohlen (Rovero et al. 2013; Stier et al. 2015), was sich auch in unserer Untersuchung bestätigt hat. Vor allem die Fellmerkmale konnten anhand der Farbfotos gut eingeschätzt werden.

Zwar konnten 2020 von 35 Ereignissen 23 % nicht sicher Baum- oder Steinmarder zugeordnet werden, in 2021 sank dieser Wert bei insgesamt 120 Ereignissen aber auf 0,06 % nicht klassifizierbarer Marder (Tabelle 3.1). Die bessere Bestimmungsquote der Baum- und Steinmarder in 2021 könnte auch mit dem Einsatz der Köder zusammenhängen. Denn meistens konnten die Tiere nicht eindeutig zugeordnet werden, wenn der Körper nicht vollständig abgebildet und dadurch das Erkennen mehrerer typischer Merkmale nicht möglich war. Haben sich die Tiere nach dem Köder umgesehen, waren sie oftmals langsamer, sind länger vor der Kamera verblieben (so dass mehrere Aufnahmen geschossen wer-

den konnten) und waren durch die Ausrichtung des Köders in die Bildmitte gelockt worden. Entsprechend sollte beim Aufbau der Kamas auf eine gute Ausrichtung geachtet werden. Dabei sollte unbedingt vermieden werden, dass die Tiere frontal auf die Kamera zu oder von ihr weg laufen. Dies ist vor allem bei der Ausrichtung auf leitgebende Strukturen wie liegende Baumstämme oder Rückegassen wichtig, da hier die Laufrichtung der Tiere vorhersehbar ist.

Ein Nachteil der Weißblitzmodule war die lange Ladezeit des Blitzes (ca. 15 Sek.) nach dem Auslösen der Kamera, die keine Serienbilder in der Nacht zuließ. Serienbilder waren tagsüber (3 Bilder direkt in Folge) mitunter eine Hilfe zur leichteren Identifikation der Tierart.

### Dichteschätzung mithilfe von Wildkamas

Das Random Encounter Model (REM) bietet einen mathematischen Ansatz, Tierdichten ohne Individualisierung zu schätzen (Rowcliffe et al. 2008). Die Individualisierung anhand von Fotos stellt bei vielen Tierarten eine Herausforderung dar, da sie nicht wie beispielsweise Luchse, über ein individuelles Fleckenmuster verfügen. Das REM stellt somit einen vielversprechenden Lösungsansatz, speziell für kleinere und heimlich lebende Arten, dar. Es sollte daher auch in dieser Untersuchung geprüft werden, ob sich Baum- und Steinmarderdichten anhand des REM schätzen lassen. Zum Vergleich sollten die Dichteschätzungen mit denen aus zwei weiteren Methoden (Haarfallen und Transektsuchen) verglichen werden (vgl. Kapitel 6).

Das REM beschreibt die Kontaktraten zwischen der Zielart und den Aufnahmebereichen der Wildkamas, die als Schätzer für die Dichte genutzt werden. Als Grundlage dient ein zweidimensionales ideales Gasmotell (Rowcliffe et al. 2008). Die Dichte wird

als Funktion aus der Anzahl Fotos ( $y$ ) während der gesamten Kameraaufzeit ( $t$ ), der durchschnittlichen 24 Std.-Laufstrecke der Zielart ( $v$ ) und der Größe des Kameraaufnahmebereichs ( $r$  und  $\theta$ ) berechnet:

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

Der Aufnahmebereich der Kamera setzt sich dabei aus seiner Länge, angegeben als Radius ( $r$ ) und seiner Breite, angegeben als Winkel ( $\theta$ ), zusammen und muss vorab für das genutzte Kameramodell, z.B. experimentell (Manzo et al. 2012), berechnet werden. Weil das Modell von unbeeinflussten Laufwegen der Zielart ausgeht, dürfen nach Rowcliffe et al. (2008) die Kameras weder beködert noch auf Strukturen gerichtet werden, die die Bewegung der Tiere bündeln (z.B. Zwangswechsel, Wege, Wildwechsel, u.ä.).

In dieser Untersuchung konnten aber gerade durch das Beködern sowie das Ausrichten der Wildkameras auf liegendes Totholz signifikant mehr oder teilweise überhaupt Baum-marderereignisse an den Kamerastandorten

detektiert werden (Tabelle 3.2, Abbildung 3.4). Das Weglassen dieser beiden Faktoren, hätte daher nur wenige oder keine Nachweisen - vor allem in den sub- und montanen Untersuchungsgebieten - geliefert (Tabelle 3.1) und die Dichten vermutlich stark unterschätzen.

Da die Baum-mardernachweise anhand der Wildkameras in dieser Untersuchung insgesamt eher vereinzelt vorkamen und durch Faktoren, die ein Verstoß gegen die Nutzung des REM wären, stark positiv beeinflusst wurden, wurde keine Dichteschätzung anhand eines REM durchgeführt. Bisherige Berechnungen von Baum-marderdichten anhand des REM wurden in Deutschland (Stier et al. 2015) und Italien (Balestrieri et al. 2016; Manzo et al. 2012) durchgeführt. Ein Vergleich der Schätzungen mit einer genetischen Beprobung zeigte, dass das REM die Baum-marderdichte um 60 % unterschätzte (Balestrieri et al. 2016). Es ist auch bei uns anzunehmen, dass die aus dem REM geschätzten Dichten vor allem in den sub- und montanen Gebieten RW, EB und TM stark unterschätzt worden wären.



**Abbildung 3.7:** Neben Baum-mardern konnten an den Wildkameras auch andere kleine bis mittelgroße Säugetiere wie Iltis (links) und Gartenschläfer (rechts) nachgewiesen werden. Fotos: FVA.

## Fazit

Die Anwendung von Wildkamas zum Nachweisen von Baumardern, z.B. zur Abgrenzung der Verbreitung im Sinne der FFH-Richtlinie, hat sich in dieser Untersuchung als wirksam erwiesen. Anhand unserer Ergebnisse ist dabei der Einsatz von Ködern unbedingt zu empfehlen, um die Detektionswahrscheinlichkeit von Baumardern zu erhöhen. Dabei sollte ein höherer Aufwand, der durch das regelmäßige Auswechseln der Köder entsteht, mit in die Planung einkalkuliert werden. Höhere Erfassungswahrscheinlichkeiten sind, wie von Stier et al. (2015) beschrieben, vorrangig in den Sommermonaten zu erwarten aber auch die Beprobung in den Herbst hinein hat sich in dieser Untersuchung als erfolgreich erwiesen. Neben der Beködierung ist auch das Ausrichten der Kamas auf liegendes Totholz (Baumstämme) zu empfehlen.

Bei einem solchen Einsatz können neben dem Baumarder auch weitere Arten mit

ähnlicher Körpergröße und Verhalten erfasst werden. So konnte in dieser Studie auch die Anzahl von Steinmarderereignissen in den Untersuchungsgebieten dokumentiert und vereinzelt auch Iltis (*Mustela putorius*) und Bilche (*Gliridae*), wie der Gartenschläfer (*Elyomis quercinus*), nachgewiesen werden (Abbildung 3.7).

Aufgrund unserer Ergebnisse ist vom Schätzen von Baumarderdichten mithilfe von Wildkamas und der Anwendung des Random Encounter Modells (REM) abzuraten. Das Modell böte zwar die Möglichkeit, Dichteschätzungen ohne das Erkennen von Individuen zu berechnen, benötigt allerdings deutlich mehr Baumarderereignisse an allen Kamerastandorten sowie wiederholte Baumarderereignisse an den gleichen Kamerastandorten. Die Verwendung des Modells zur Bestimmung von Baumarderdichten in Baden-Württemberg wird daher nicht empfohlen.

## 4 Haarfallen – zum Haare ausreißen?

### 4.1 Hintergrund

Die Verwendung von Haarfallen ist eine nicht-invasive Methode zum Nachweisen von Wildtieren und bietet einige Vorteile. Wie beim Sammeln von Kot ist es auch bei Haarfallen möglich, genetische Analysen zur Art, zum Geschlecht und zum Individuum durchzuführen (Mullins et al. 2010). Hierbei wird die DNA aus der Haarwurzel extrahiert. Die konservierte DNA ist oftmals von besserer Qualität als solche aus Kot, sodass mit weniger Ausfällen und stabileren Analysen zu rechnen ist (Croose et al. 2016; Kelly et al. 2012). Zudem sind Haare hinsichtlich der Übertragung von Krankheiten unbedenklicher, was ihre Handhabung beispielsweise im Vergleich zu Kotproben vereinfacht (O'Mahony et al. 2015).

Vor allem in Großbritannien und Irland wurden Haarfallen bereits in zahlreichen Studien erfolgreich zum Nachweisen von Baumardern angewendet (Croose et al. 2016; Mullins et al. 2010; O'Mahony et al. 2015) und für Dichteschätzungen eingesetzt (Croose et al. 2019; Croose et al. 2016; Kubasiewicz et al. 2017; O'Mahony et al. 2017).

Die Haarfallen – bestehend aus PVC Röhren – werden dabei senkrecht und mit der Öffnung nach unten am Baumstamm aufgehängt. Ein Köder soll die Baumarder in die Plastikröhre locken (Abbildung 4.1). Beim Versuch den Köder zu fressen, können Haare an kleinen Klebestreifen kleben bleiben, die am Eingang der Röhre angebracht sind. Die leichten und kompakten Rohre können z. B. im Vergleich zu Lebendfallen platzsparend transportiert und im Gelände getragen und aufgehängt werden (Croose et al. 2019).

Aufgrund der vielversprechenden Anwendungsbeispiele von Haarfallen wurden sie auch in dieser Untersuchung für den Methodenvergleich zum Schätzen von Baumarderdichten ausgewählt.

### 4.2 Methode

Bei der Feldarbeit in 2020 wurde in allen fünf Untersuchungsgebieten (EB, PR, RW, TA, TM) ein 600 m x 600 m Raster benutzt. An jedem Eckpunkt von vier Rasterzelle wurde eine Haarfalle aufgestellt, also immer mit einem Abstand von 600 m zur nächsten Haarfalle. Es waren insgesamt 95 Haarfallen (Tabelle 4.1) über einen Zeitraum von vier Wochen installiert (O'Mahony et al. 2015). Parallel dazu wurden in jedem Gebiet in der Mitte



**Abbildung 4.1:** Besuch eines Baumarders an einer Haarfalle während eines Materialtests im Stadtwald Freiburg. Aktivitäten an der Haarfalle wurden mit einer Wildkamera beobachtet. Foto: FVA





**Abbildung 4.2:** Das für den Bau einer Haarfalle benötigte Material besteht überwiegend aus haushaltsüblichen Gegenständen. Foto: FVA

jeder Rasterzelle Wildkameras ohne Köder aufgebaut (vgl. Kapitel 3). Das Versuchsdesign in den Untersuchungsgebieten war so aufgebaut, dass die Methoden in einem größtmöglichen Abstand zueinander eingesetzt wurden, damit sie sich möglichst wenig beeinflussen konnten.

Der Bau und die Verwendung der Haarfallen so wie es in der Literatur beschrieben ist, wurde 2018 und 2019 in Materialtests im Stadtwald Freiburg überprüft. So konnte die grundsätzliche Funktionsweise getestet und verschiedene Klebestreifen erprobt werden. Mithilfe von Wildkameras wurde überprüft, ob Baumrarder vom Köder angelockt wurden und Interesse an den Haarfallen zeigten. Die Materialtests verliefen vielversprechend, da mehrfach Baumrarder an den Fallen dokumentiert wurden, den Köder fraßen und dabei Haare hinterließen (Abbildung 4.1). In 2018 konnte beispielsweise an vier Haarfallen, die für zehn Wochen im Wald installiert waren, insgesamt acht Haarfunde eingesammelt werden. Davon stammten fünf Haarfunde von Baumrardern. Nach den erfolgreichen Materialtests wurden weitere Haarfallen im erprobten Design gebaut.

Die Haarfallen wurden nach den Anleitungen von Mullins et al. (2010) und O'Mahony et al. (2015) hergestellt und bestanden aus einem

HT-Rohr mit einem Durchmesser von 11 cm, einer ungefähren Länge von 30 cm und waren oben mit einem Muffenstopfen verschlossen (Abbildung 4.2). So wurden die Haare vor Regen geschützt. Zwei 1 cm<sup>2</sup>-große Klebestreifen (The Big Cheese Mouse Glue Traps) wurden auf Papierkarton geklebt und innen am unteren Ende jeder Röhre mit doppelseitigem Klebeband befestigt. Der Köder bestand aus Hühnerfleisch, bestrichen mit Marmelade und Erdnussbutter und wurde 10 cm oberhalb eines der beiden Klebestreifen mit Gartendraht befestigt. Ein Tier, das an den Köder gelangen wollte, hat dabei automatisch den Klebestreifen berührt, sodass Haare haften blieben (Abbildung 4.1). Die Haarfallen wurden in ca. 1,5 m Höhe mit Gartendraht senkrecht mit der Öffnung nach unten am Baumstamm befestigt, (Abbildung 4.4). Die Fallen waren damit für nicht kletterfähige Tierarten wie den Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) unzugänglich. Der Köder wurde wöchentlich ausgetauscht und dokumentiert, ob er fehlte oder noch intakt war. Dabei wurden auch die Klebestreifen mit Haarfunten (Abbildung 4.3) eingesammelt und bis zur weiteren Bearbeitung einzeln in Plastikbechern mit Trockenmittel (Silicagel) an einem dunklen, trockenen Ort aufbewahrt. Fehlende oder verschmutzte Klebestreifen wurden ebenso bei jeder Kontrolle ausgetauscht.



**Abbildung 4.3:** Beispiel eines Haarfundes mit zusätzlichem Blütenpollen auf dem 1 cm<sup>2</sup> großen Klebestreifen. Foto: FVA

Alle eingesammelten Haarproben wurden im Labor mit 98 % Ethanol vorsichtig vom Klebestreifen abgelöst und mikroskopisch untersucht. Dabei wurden Haarfunde aussortiert, die anhand ihrer Form und Farbe nicht von einem Baumarder stammen konnten. Ebenso wurden Haarfunde ohne Haarwurzeln von der genetischen Analyse ausgeschlossen, da daraus keine DNA extrahiert werden kann. Für alle geeigneten Haarproben wurde zuerst die Artbestimmung durchgeführt. Bei sicher von Baumardern stammenden Proben wurden Individuum und Geschlecht (Genotypisierung) bestimmt. Die genauen Abläufe der genetischen Analyse sind in Kapitel 0 beschrieben.

### 4.3 Ergebnisse

Die 95 Haarfallen waren insgesamt 2.260 „Fangtage“ aktiv und wurden insgesamt 380-mal kontrolliert. Dabei konnten 20 Haarfunde eingesammelt und an das Labor übermittelt werden. Nach der mikroskopischen Untersuchung wurden neun Haarproben für die genetische Artbestimmung ausgewählt. Keine Haarprobe stammte von einem Baumarder (Tabelle 4.1). Zwei Haarfunde stammten von Katzen, wovon eine als Euro-

päische Wildkatze (*Felis silvestris*) identifiziert werden konnte. Für die restlichen sieben Haarfunde war eine Artbestimmung nicht möglich. Aufgrund der schlechten Ergebnisse wurde der Methodentest zu den Haarfallen nach einer Feldarbeitssaison abgebrochen.

### 4.4 Diskussion

Mithilfe von Haarfallen konnte an insgesamt 380 Kontrollterminen in keinem Untersuchungsgebiet ein Baumarder nachgewiesen werden. Obwohl der Aufbau und Einsatz der Haarfallen vorab in verschiedenen Materialtest im Stadtwald Freiburg vielversprechend getestet wurde (Abbildung 4.1), waren die Fallen in den Untersuchungsgebieten gänzlich ineffektiv.

Während der Einsatz von Haarfallen für das Baumardermonitoring in Großbritannien und Irland eine gängige Methode geworden ist (Croose et al. 2019; Croose et al. 2016; Kubasiewicz et al. 2017; Mullins et al. 2010; O'Mahony et al. 2017), wurde bisher kein erfolgreicher Einsatz auf dem europäischen Festland dokumentiert. Versuche Baumarder mithilfe von Haarfallen in Italien (Bartolommei et al. 2012) und Polen (Power 2015) nachzuweisen, verliefen ohne Erfolg.

**Tabelle 4.1:** Ergebnisse der Verwendung von Haarfallen zum Nachweisen von Baumardern in fünf Untersuchungsgebieten (TA, PR, RW, TA, TM) im Herbst 2020. Die Übersicht zeigt die Anzahl eingesetzter Haarfallen, die Anzahl eingesammelter Haarfunde sowie Anzahl und Ergebnis der genetischen Artbestimmung.

	TA	PR	RW	EB	TM	Gesamt
<b>Anzahl Haarfallen</b>	13	14	17	25	26	95
<b>genetisch untersuchte Haarfunde</b>	2	3	1	2	1	9
<b>Artbestimmung nicht möglich</b>	1 (1)*	2 (3/2)*	1 (1)*	2 (3/1)*	1 (1)*	7
<b>Artbestimmung mit Ergebnis</b>	1 Katze (6)*	1 Wildkatze (7)*	-	-	-	2

\* Anzahl der vorhandenen Haarwurzeln für die Analyse in Klammern

Bei der Anwendung baugleicher Haarfallen und identischem Versuchsdesign konnte Power (2015) nur in Irland nicht aber in Polen Baumardernachweise erbringen. Von weiteren Pilotstudien zum Einsatz von Haarfallen wurden die Ergebnisse aufgrund der Ineffektivität der Methode nicht veröffentlicht (pers. Komm. Dr. Declan O'Mahony). Die Empfehlungen zum Einsatz von Haarfallen für das Baumardermonitoring sind daher vermutlich stark durch britische und irische Literatur beeinflusst.

Warum der Einsatz von Haarfallen vor allem in Schottland und Irland so gut funktioniert und auf dem europäischen Festland bislang nicht, ist unklar. Erklärungsversuche werden unter anderem mit dem Schutzstatus der Tierart verbunden. Während sich der Baumarder in Irland und Großbritannien nach einem massiven Populationseinbruch durch starke menschliche Bejagung erst wieder dank strenger Schutzbestimmungen seit den 1980er Jahren langsam ausbreiten konnte (Birks 2017), dürfen Baumarder in Polen (Power 2015) sowie in Baden-Württemberg bejagt werden (MLR 2022). Die jahrhundertlange Bejagung und insbesondere bei Mardern häufig praktizierte Fallenjagd könnte eine höhere Wachsamkeit gegenüber menschlichen Gegenständen auslösen (Power 2015). Der Theorie nach wären Baumardern auf dem europäischen Festland daher scheuer und misstrauischer als ihre streng geschützten Artgenossen. Seit die Baumarderbestände in Großbritannien allmählich wieder ansteigen, werden vermehrt Baumarder in Gärten an Vogelfutterplätzen beobachtet sowie beim Diebstahl von Eiern aus dem Hühnerstall erappt oder im Dachgeschoss von Wohnhäusern gemeldet (Birks 2017). Ein Verhalten das in Deutschland vor allem dem Steinmarder zugeschrieben wird, der aber auf den britischen Inseln nicht vorkommt. Des Weiteren wird das vermeintlich



**Abbildung 4.4:** Die Haarfalle kann einfach mit Gartendraht an einem Baumstamm befestigt werden. Foto: FVA

vorsichtigeres Verhalten des Baumarders auf dem europäischen Festland mit der Anwesenheit großer Prädatoren zusätzlich zum Fuchs begründet (Power 2015). Allerdings kommen Luchs und Wolf bisher nur vereinzelt und auch erst seit wenigen Jahren in Baden-Württemberg vor (<https://www.fva-bw.de/monitoring-luchs-wolf>, Stand 30.12.2023) und konnten daher in dieser Studie kaum einen starken Effekt auf das Verhalten der Baumarder gehabt haben. Daten, die diese Theorie stützen könnten, liegen zum aktuellen Zeitpunkt aber nicht vor. Insgesamt bleibt es schwer zu beurteilen, woher das unterschiedliche Verhalten von Baumardern gegenüber den Haarfallen kommt.

Um die Effektivität der Methode zu steigern, wird empfohlen, eine längere Gewöhnungsphase an die Fallen und den Köder einzuplanen (Power 2015). Eine Tendenz dazu konnten auch in unseren Materialtests im Stadtwald Freiburg beobachtet werden. Hier hingen die Haarfallen für zehn Wochen am selben Standort, aber erst ab der vierten Woche

wurden regelmäßig Baumrarderhaare an den Fallen gesammelt. Da zu diesem Zeitpunkt aber auch die Klebestreifen geändert wurden, ist nicht klar, ob der bessere Klebstoff oder die lange Verweildauer der Haarfaller zu der Zunahme an Haarfallen geführt hat. Zusätzlich waren während des Materialtests nur vier Haarfallen im Einsatz, sodass keine allgemeingültigen Zusammenhänge abgeleitet werden sollten. Ein längerer Einsatz von Haarfallen würde aufgrund der regelmäßigen Kontrollen und dem Erneuern des Köders einen deutlichen Mehraufwand bei der Feldarbeit mit sich bringen. Daher wurde für diese Untersuchung in Anlehnung an O'Mahony et al. (2017) ein Untersuchungszeitraum von vier Wochen ausgewählt.

Neben dem Anlocken der Tiere ist auch das Gewinnen von genügend Haaren entscheidend für den Erfolg der Methode. Ein einzelnes Haar enthält in der Regel viel weniger DNA als beispielsweise Kot (Kelly et al. 2012). Um Fehler bei der Genotypisierung zu vermeiden, sollten daher mindestens 10

Haaren für die Analyse verwendet werden (Goossens et al. 1998). Auch bei uns hat sich gezeigt, dass die genetische Artbestimmung bei Proben, bei denen < 6 Haarwurzeln zur Verfügung standen, nicht funktioniert haben (Tabelle 4.1). Von den neun genetisch untersuchten Haarfallen konnten so lediglich zwei Proben (22 %) einer Tierart zugewiesen werden. Um regelmäßig ausreichend Haarwurzeln zu erhalten, ist eine weitere Optimierung des Fallendesigns notwendig.

Der Misserfolg der Anwendung von Haarfallen in dieser Untersuchung verdeutlicht wie sinnvoll es ist, die Eignung einer Methode zunächst durch eine Pilotstudie zu testen (Bartolommei et al. 2012). Die Ergebnisse zeigen, dass der Einsatz von Haarfallen für das Baumrardermonitoring in Baden-Württemberg mit vielen Schwierigkeiten verbunden ist und sich nach aktuellem Stand als ungeeignete Methode erweist. Eine Weiterentwicklung der Haarfallen wird in Anbetracht von effektiveren Alternativen (vgl. Kapitel 5 und 6) nicht als sinnvoll erachtet.



## 5 Transektsuche – ein Ansatz mit Potential?

### 5.1 Hintergrund

Eine nicht-invasive Alternative um exakte Aufenthaltsorte von Tieren in ihrem Aktionsraum nachzuweisen, ist das Sammeln von Kotproben. Mithilfe genetischer Analysen können dabei Individuen bestimmt werden (Genotypisierung), sodass Informationen über die Anzahl der residenten und wandernden Individuen im Untersuchungsgebiet und über deren Raumnutzung gewonnen werden können (Fuller et al. 2016). Durch die Suche entlang systematischer Transekte (von hier an Transektsuche genannt) ist das Schätzen von Populationsgrößen und Dichten möglich (Ebert et al. 2021). Auch für den Baumrarder wurden schon Dichteschätzungen mithilfe von Transektsuchen durchgeführt (Balestrieri et al. 2016; Mergely et al. 2023).

Wie gut sich Baumrarderkot finden lässt, kann jedoch von verschiedenen Faktoren abhängen. Im direkten Vergleich mit anderen Methoden zeigen sich unterschiedliche Ergebnisse: In Italien wurden Baumrarderdichten verglichen, die entweder aus einer Erfassung mit Wildkameras oder mithilfe von Transektsuchen und Genotypisierung der Kotproben geschätzt wurden. Die Transektsuche lieferte robustere Ergebnisse und schätzte die Baumrarderdichte um 60 % höher als die Dichte, die aus den Wildkameraergebnissen berechnet wurde (Balestrieri et al. 2016). Hingegen wurde in Schottland zum Nachweisen von Baumrarderindividuen die Suche nach Baumrarderkot mit den Ergebnissen von Lebendfängen und Haarfallen gegenübergestellt. Von allen durch die Methodenkombination nachgewiesenen Individuen, wurden nur 52 % durch Kotproben detektiert (Croose et al. 2019). Um die Detektionswahrscheinlichkeit zum Auffinden von Baumrarderindividuen zu erhöhen, empfehlen Croose et al. (2019) die Kombination aus

Transektsuchen und Haarfallen. In ihrer Studie konnten sie so die meisten Individuen nachweisen, weshalb auch in unserer Untersuchung eine Kombination der Methoden angestrebt wurde. Mithilfe von Haarfallen konnten wir jedoch keinen Baumrardernachweis erbringen (vgl. Kapitel 4) und die Methode konnte daher nicht zur Verbesserung der Stichprobe beitragen.

Um die Suche nach Kotproben zu verbessern, kann auch der Einsatz sogenannter Artenspürhunde zielführend sein. In einzelne Studien wurde schon mit Artenspürhunden nach Baumrarderkot gesucht, bisher aber unsystematisch und in Ergänzung zu den eingesetzten Suchpersonen (Birks 2017; Sheehy et al. 2014). Dabei können Artenspürhunde häufig deutlich höhere Stichproben erreichen (Long et al. 2007a) oder die Nachweissuche überhaupt erst ermöglichen (DeMatteo et al. 2014). Dies bedeutet einen Vorteil vor allem bei geringen Populationsdichten und heimlich lebenden Arten (Vynne et al. 2011). Durch ihre sehr hohe olfaktorische Leistung sind sie weniger durch die räumlichen Gegebenheiten oder das individuelle Verhalten der Zielart begrenzt und können nach artspezifischem Training und geeigneten Wetterbedingungen zu einem homogeneren Datensatz verhelfen (Long et al. 2007a).

Daher wurde in dieser Untersuchung die Effektivität von Transektsuchen mit Kartierenden mit denen eines Spürhunde-Teams verglichen. Zusätzlich wurden weitere Faktoren, wie beispielsweise der Fundort der Kotproben erhoben, um zu prüfen wie und wo am effektivsten nach Baumrarderkot gesucht werden kann. Aus den Ergebnissen wurde

abgeleitet, wie Transektsuchen möglichst effizient für ein Baumrardermonitoring eingesetzt werden können.

## 5.2 Methode

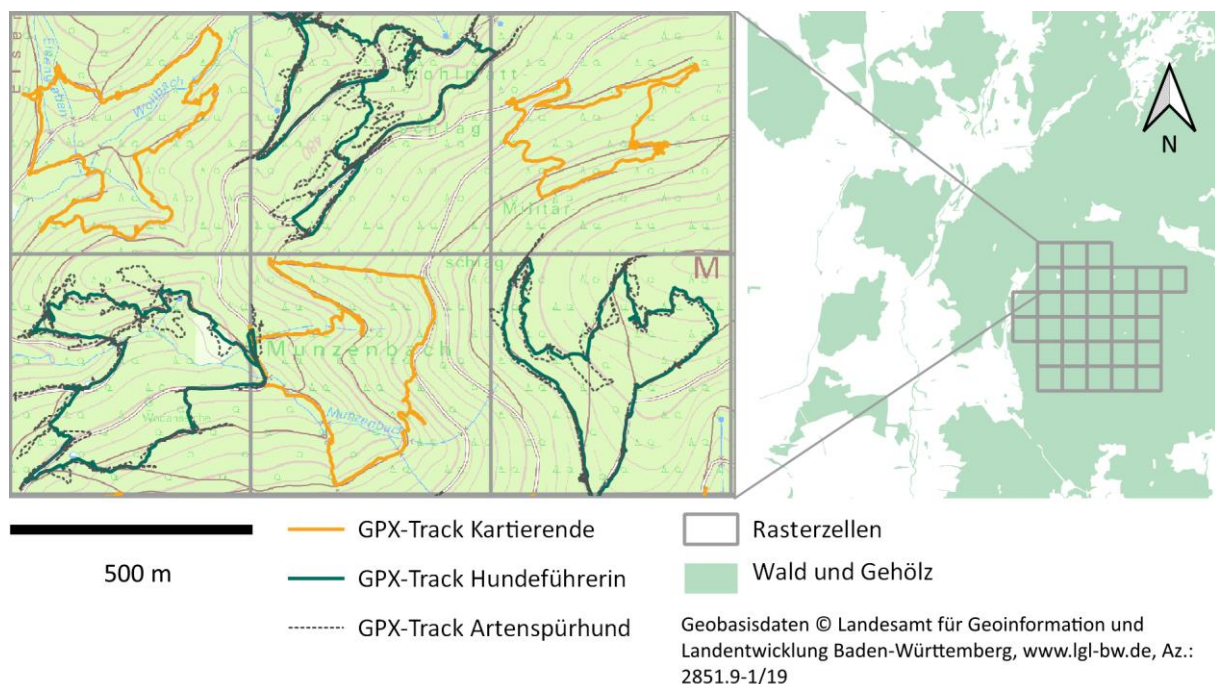
Im Zeitraum von September bis November 2021 wurde in allen fünf Untersuchungsgebieten EB, PR, RW, TA, TM entlang definierter Transekte nach Baumraderkot gesucht (Abbildung 5.1). Dabei waren entweder geschulte Kartiererrinnen und Kartierer (im Folgenden Kartierende genannt) oder ein erfahrenes Spürhunde-Team im Einsatz.

Das Spürhunde-Team bestand aus der Hundeführerin und einem einsatzerfahrenen Artenspürhund (Deutsch Kurzhaar, 5 Jahre). Die Hundeführerin war als Hundetrainerin und Wildtierbiologin für die systematische Ausbildung des Artenspürhunds sowie die Planung und Durchführung der Transektsuchen zuständig. Die Hundeführerin suchte ebenso wie die anderen Kartierenden nach Baumraderkot entlang des Transekts, navigierte dabei aber auch den frei suchenden Artenspürhund. Während der Suche konnte der

Hund jederzeit durch GPS-Ortung lokalisiert, kontaktiert und zurückgerufen werden. Durch seine Ausbildung und vorigen Einsätze im Raufußhuhn-Monitoring (Taubmann et al. 2021) war er entsprechend trainiert, selbstständig nach den Zielgerüchen zu suchen und diese zuverlässig auch außer Sichtweite anzuzeigen. Das ruhige, passive Anzeigeverhalten wurde vom Artenspürhund an der gefundenen Kotprobe gehalten, bis die Hundeführerin dieses auflöste und den Hund variabel belohnte. Eine detaillierte Beschreibung zu Training und Ausbildung des Spürhundeteams findet sich in Kapitel 9.

Die Kartierenden wurden zu Beginn der Untersuchung von der Projektleitung in die Ökologie sowie die Erkennung von Kot des Baumraders und anderer Mesoprädatoren (z.B. Steinmarder, Fuchs) eingearbeitet. Es wurde die Handhabung von GPS-Gerät, Protokoll sowie das sichere Aufnehmen der Proben angelehrt, bevor die *Kartierenden* eigenständig ihre Transekte absuchten.

Jedes Untersuchungsgebiet wurde in 500 m x 500 m Rasterzellen unterteilt, wobei jede



**Abbildung 5.1:** Aufbau der Feldarbeit zur Suche von Baumraderkot entlang von vordefinierten Transekten. Jedes Untersuchungsgebiet (hier beispielhaft RW) wurde in 500 m x 500 m Rasterzellen unterteilt, die abwechselnd von Kartierenden oder einem Spürhunde-Team (bestehend aus Hundeführerin und Artenspürhund) begangen wurden.

Zelle ein Transekt beinhaltete. Dabei wurden die Rasterzellen abwechselnd, einem Schachbrettmuster folgend, entweder von einem Kartierenden oder dem Spürhunde-Team einmalig begangen (Abbildung 5.1). Die Rastergröße wurde möglichst klein gehalten, um die Wahrscheinlichkeit zu erhöhen, jedes Baumrarderindividuum, das im Untersuchungsgebiet vorkommt, zu beproben. Ausgehend von einem durchschnittlichen Baumrarderrevier mit einer Größe von mindestens 1 km<sup>2</sup> (vgl. Tabelle 2.1), wurde bei diesem Design jedes hypothetische Revier bis zu 4-mal abgesucht.

Für jede Rasterzelle wurde mit der Software QGIS (Version 3.12) auf Grundlage von Luftbilder und topografischen Karten ein 1,7 km langes Transekt erstellt. Bei dieser Länge konnte die Fläche innerhalb der Rasterzelle gut abgedeckt werden. Außerdem war mit einer durchschnittlichen Bearbeitungszeit von 2 Stunden pro Rasterzelle zu rechnen (pers. Komm. Dr. Lino Kämmerle), was für die Planung der Feldarbeit von Vorteil war. Jedes Transekt wurde sowohl entlang linearer Strukturen als auch durch das Gelände gelegt. Der Verlauf des Transekts wurde möglichst gleichmäßig auf 1. Forststraßen, 2. Rückegassen und Wanderwegen und 3. frei im Gelände aufgeteilt. Die Transekte wurden auf GPS-Geräte übertragen, mit deren Hilfe jeder *Kartierende* sowie die Hundeführerin der angezeigten Route folgte.

Zur Vereinfachung der Feldarbeit wird die Suche nach Baumrarderkot oftmals entlang von Forstwegen oder anderen linearen Strukturen durchgeführt (Birks et al. 2004; O'Mahony et al. 2012; Ruiz-González et al. 2013). Neben solcher Leitlinien nutzen die Tiere ebenso erhöhte Plätze (z.B. Baumstämme, Baumstümpfe und Steine) zur Reviermarkierung (Birks et al. 2004), weshalb dort eine erhöhte Detektionswahrscheinlichkeit zu erwarten ist. Bei systematischen Tests mit ausgelegten Kotproben entlang von linearen Strukturen und im Gelände (abseits der

Wege), wurde festgestellt, dass die Detektionsleistung des Spürhunde-Teams in beiden Szenarien nahezu identisch war (siehe Kapitel 9). Aufgrund dieser Ergebnisse wurde beschlossen, bei den Transektsuchen auch das Gelände zu berücksichtigen. So konnten die Untersuchungsgebiete gleichmäßiger abgedeckt und geprüft werden, ob sich die Funde im Gelände von den Funden entlang linearer Strukturen u.a. in Bezug auf die gefundenen Individuen unterscheiden. Dabei wurden sowohl der Boden entlang des Transekts als auch prominente Strukturen in Sichtweite abgesucht. Bei unpassierbarem Gelände durfte vom Transekt auch weiter abgewichen werden. Es wurden von allen *Kartierenden*, der Hundeführerin sowie dem Artspürhund die gelaufene Strecke als GPX-Datei erfasst.



**Abbildung 5.2:** Beispiele von Baumrarderkot sortiert nach den vier Frischkategorien, die beim Kartieren dokumentiert wurden. A: glänzend, feucht, Form intakt; B: trocken, Form intakt; C: Form beginnt sich aufzulösen; D: Form aufgelöst, zerfallen. Fotos: FVA

Bei der Suche nach Baumrarderkot ist eine rein morphologische Artbestimmung nicht empfehlenswert, da es leicht zu Verwechslungen mit Kot von Steinmarder (*Martes foina*) oder Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) kommen kann (Birks et al. 2004; Davison et al. 2002; Postuszny et al. 2007). Von Interesse waren daher alle Kotproben die mit hoher Wahr-

**Tabelle 5.1:** Ergebnisse der Transektsuche nach Baumrarderkot und Genotypisierung der Proben in fünf Untersuchungsgebieten (UG) im Südwesten Baden-Württembergs. Dargestellt werden die Anzahl genetisch verifizierter Baumrarderproben, die erfolgreich genotypisierten Proben (Prozentangaben in Klammern), die detektierten Baumrarderindividuen mit Geschlechtsangabe sowie die abgesuchten Transekte.

UG	Baumrarder Kotproben	genotypisierte Proben (%)	Individuen	Geschlecht <sup>1</sup>	Transekte <sup>2</sup>
EB	101	76 (75,2%)	17	6W, 9M, 2U	32 (17/15)
PR	13	10 (76,9%)	5	3W, 2M	24 (24/0)
RW	68	30 (44,1%)	15	8W, 7M	31 (16/15)
TA	35	20 (57,1%)	11	5W, 6M	32 (16/16)
TM	37	10 (27,0%)	5	1W, 4M	33 (16/17)
<b>Gesamt</b>	<b>254</b>	<b>146 (57,5%)</b>	<b>53</b>	<b>23W, 28M, 2U</b>	<b>153 (89/63)</b>

<sup>1</sup> W: weiblich, M: männlich, U: unbekannt; <sup>2</sup> in Klammern: Transekte begangen von Kartierenden (links) / Spürhunde-Team (rechts)

scheinlichkeit von einem Baum- oder Steinrarder stammten. Dieser wurden als meist fester, wurstförmiger Kot, durchschnittlich 8-10 cm lang, bis zu 1,2 cm dick und mit erkennbaren Überresten omnivorer Ernährung (Fell, Federn, Knochen, Fruchtsamen oder -kerne) definiert (Bang und Dahlstrom 2001; Birks 2017). Aber auch Proben, die weniger wahrscheinlich dem Baumrarder zugeordnet wurden, konnten eingesammelt werden. Diese wurden im Protokoll entsprechend unter „Tierart“ vermerkt.

Von allen gefundenen Kotproben wurde der Fundort im GPS verzeichnet, ein Foto mit Maßstab gemacht und jede Probe jeweils mit einem frischen Stock oder Einweghandschuhen in einen 50 ml Probenbecher gelegt. Es wurde für jeden Fund das Kürzel des Kartierenden bzw. vom Artenspürhund notiert, der die Probe gefunden hat. Analog zum Verlauf der Transekte wurde im Protokoll dokumentiert an welchem „Fundort“ die Probe gefunden wurde (Forststraße, Rückegasse, Wanderweg, Gelände oder Sonstiges) und auf welcher „Struktur“ diese lag (am Boden, auf Baumstamm, auf Baumstumpf, auf Stein oder Sonstiges). Zusätzlich wurde jeder Probe eine „Frischkategorie“ zugewiesen, die den

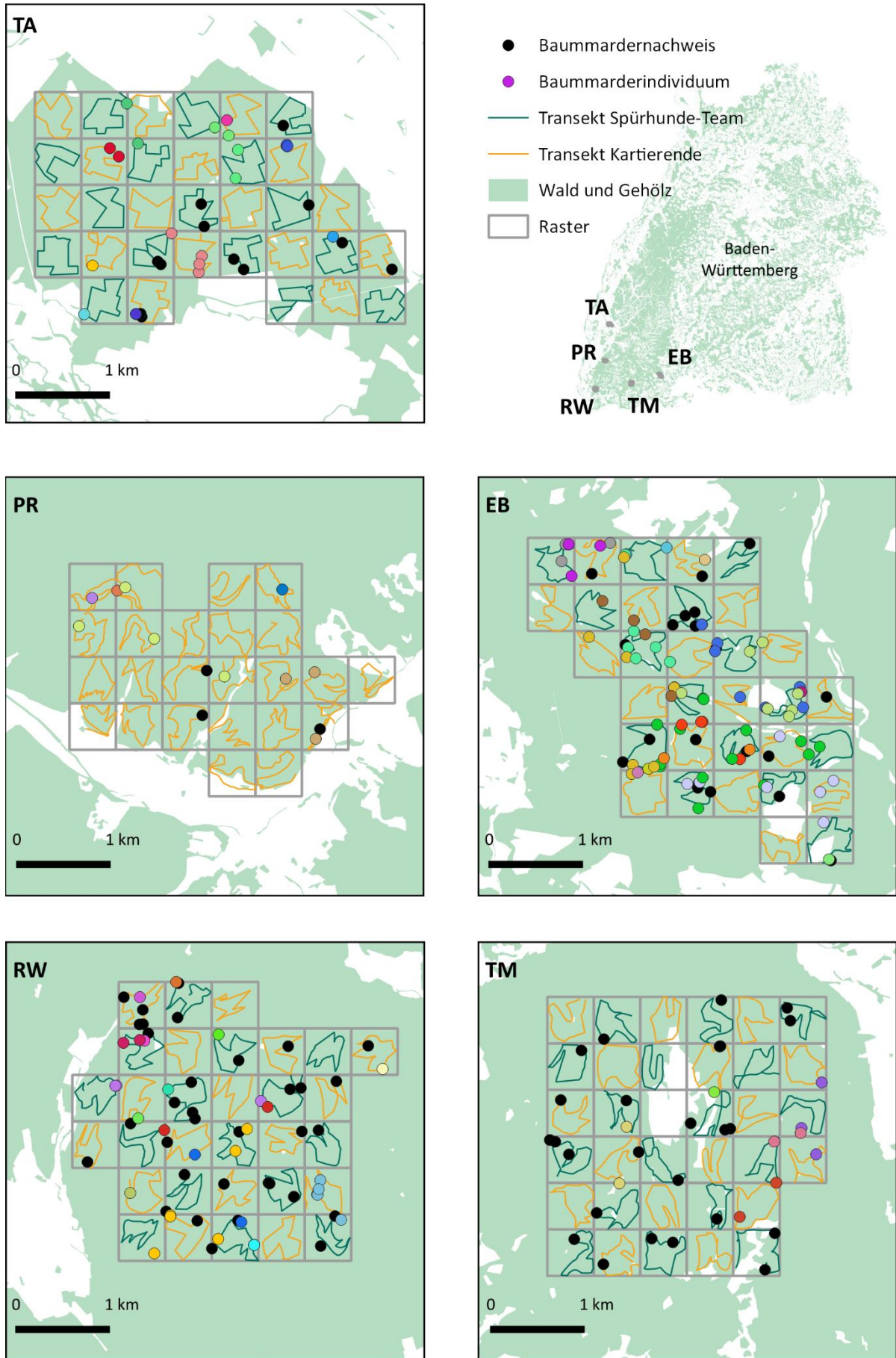
Alterungsprozess der Kotprobe abbilden sollte. Hierfür wurden vier Kategorien anhand von optischen Merkmalen (Abbildung 5.2) definiert:

- A – glänzend, feucht, Form intakt
- B – trocken, Form intakt
- C – Form beginnt sich aufzulösen
- D – Form aufgelöst, zerfallen

Alle Parameter wurden mit einem Tablet (Samsung Galaxy Active Tab T365N LTE, 16GB) unter Verwendung von QField (Version 1.9.6) oder in Papierform erfasst. Nach Rückkehr aus dem Gelände wurden alle Proben sofort bei -20° C eingefroren und erst für die DNA-Extraktion wieder aufgetaut.

Von jeder Probe wurde genetisch die Tierart (des Verursachers) bestimmt. Nur von Proben, die sicher Baumrardern zugeordnet werden konnten, wurde die Bestimmung vom Individuum und Geschlecht (Genotypisierung) durchgeführt. Für die Genotypisierung wurden 16 Mikrosatelliten (Modorov et al. 2020; O'Mahony et al. 2017) sowie zwei Geschlechtsmarker verwendet (Mullins et al. 2010). Die detaillierte Beschreibung der genetischen Analysen findet sich in Kapitel 8.





**Abbildung 5.3:** Bei Transektsuchen nachgewiesene Baummarder (schwarze Punkte) und Individuen (farbige Punkte; ein Individuum pro Farbe) in fünf Untersuchungsgebieten (TA, PR, RW, TM, EB). Jede Rasterzelle wurde einmal begangen, entweder von einem Spürhunde-Team (grüne Linie) oder Kartierenden (gelbe Linie).

### 5.3 Ergebnisse

Bei der Suche nach Baummarkerkot in den fünf Untersuchungsgebieten im Herbst 2021 wurden 89 Transekte von Kartierenden (6 Personen) und 63 Transekte vom Spürhund-Team abgesucht. Die durchschnittlich gelaufene Strecke pro Transekt betrug bei den Kartierenden 2,9 km (SD  $\pm 0,4$  km) wofür sie im Mittel 1 Std. 51 Min. benötigten. Die Hundeführerin lief durchschnittlich 2,7 km (SD  $\pm 0,4$  km) in 2 Std. 11 Min., wobei der Artenspürhund pro Transekt im Mittel 6,7 km (SD  $\pm 0,7$  km) abdeckte.

Insgesamt wurden 701 Kotproben gesammelt und genetisch die Art bestimmt. Von diesen konnten 254 Proben (36,2 %) genetisch der Zielart Baummarker zugeordnet werden. Alle übrigen Proben (N = 447) lieferten kein Ergebnis, weil sie entweder zu stark verwittert waren oder von anderen Tierarten stammten (siehe Kapitel 8 für weitere Informationen zur genetischen Artbestimmung).

#### Genotypisierung

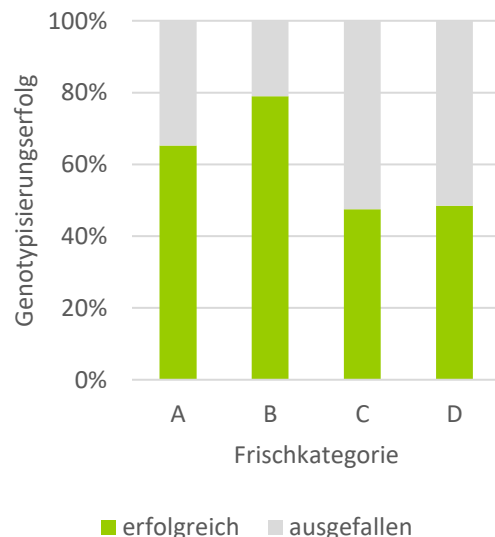
Mit 254 nachweislichen Baummarkerproben wurde eine Genotypisierung anhand von 16 Mikrosatelliten und zwei Geschlechtsmarkern durchgeführt. 146 Proben (57,5 %) konnten erfolgreich amplifiziert und insgesamt 53 Individuen zugeordnet werden (Tabelle 5.1).

Es wurden 23 weibliche und 28 männliche Baummarker identifiziert. Bei zwei Individuen war eine Geschlechtsbestimmung nicht möglich. Das ermittelte Geschlechterverhältnis über alle Untersuchungsgebiete hinweg beträgt 0,8:1 weibliche zu männliche Baummarker und entspricht in vier Untersuchungsgebieten nahezu 1:1 außer im Untersuchungsgebiet TM (Tabelle 5.1). In den Untersuchungsgebieten PR (N = 5) und TM (N = 5) wurden die wenigsten Individuen nachgewiesen. In TA wurden 11, in RW 15 und in EB 17 einzelne Baummarker detektiert. Von den

insgesamt 53 Individuen konnten 32 mehrmals innerhalb eines Untersuchungsgebietes nachgewiesen werden (Abbildung 5.6). Am häufigsten wurden Individuen 2 mal (N = 14) und im Durchschnitt 2,8 mal detektiert. Das Maximum lag bei 14 Nachweisen von dem männlichen Baummarker M07 (EB). Die räumliche Verteilung der Baummarkernachweise für jedes Untersuchungsgebiet ist in Abbildung 5.3 dargestellt. Die einzelnen Kotfunde eines Individuums lagen im Durchschnitt 540 m Luftlinie voneinander entfernt. Die weiteste Distanz zwischen zwei Nachweisen wurde bei dem männlichen Tier M04 (EB) gemessen und betrug 2331 m.

#### Kot - Frischekategorien

Die meisten Proben wurden mit der Frischekategorie C (N = 80) gefunden. Weniger häufig wurde Kategorie A (N = 72), D (N = 64) und B (N = 38) gefunden.

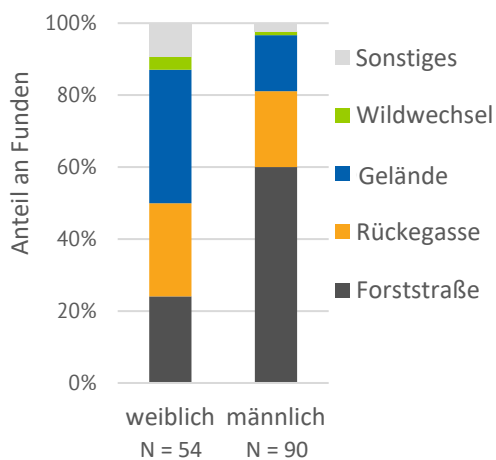


**Abbildung 5.4:** Erfolgsquote der Amplifikation bei der Genotypisierung von gesammeltem Baummarkerkot aufgeteilt auf vier Frischekategorien **A:** glänzend, feucht, Form intakt; **B:** trocken, Form intakt; **C:** Form beginnt sich aufzulösen; **D:** Form aufgelöst, zerfallen.

Der Erfolg der Genotypisierung war mit 79 % besonders hoch bei Proben, die der Frischkategorie B (trocken, mit intakter Form) zugeordnet wurden. Auch die Frischkategorie A (feucht, mit intakter Form) konnte mit 65 % zuverlässiger genotypisiert werden, als die beiden Kategorien C und D, die jeweils bei 48 % lagen (Abbildung 5.4).

### Fundstrukturen

Die meisten Proben wurden auf Forststraßen gefunden (N = 102). Am zweithäufigsten wurden Proben im Gelände (N = 76) gefunden und ähnlich viele entlang von Rückegassen (N = 64). Ein kleiner Teil der Funde war auf Wanderwegen sowie weiteren Strukturen (N = 12), die unter „Sonstiges“ zusammengefasst wurden. Unterscheidet man die Fundstrukturen nach dem Geschlecht der Baumarder, zeigt sich ein etwas anderes Bild (Abbildung 5.5). So wurden weibliche Tiere häufiger im Gelände (37 %) als entlang von Forststraßen (24 %) und Rückegassen (26 %) nachgewiesen. Hingegen wurden Proben der männlichen Baumarder deutlich häufiger auf Forststraßen (60 %) und Rückegassen (20 %) detektiert als im Gelände (16 %).



**Abbildung 5.5:** Anteil der Fundorte aller Kotproben, die von weiblichen oder männlichen Baumardern stammten. Von zwei Proben konnte das Geschlecht nicht bestimmt werden, weshalb diese in der Abbildung nicht berücksichtigt sind.

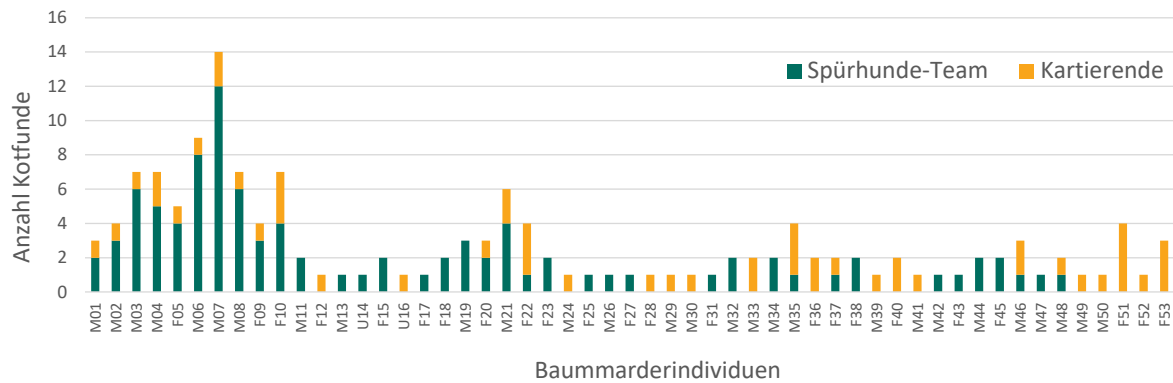
Fasst man Forstwege und Rückegassen zu „linearen Strukturen“ zusammen, wurden darauf 80 % aller Proben von männlichen und 50 % von weiblichen Baumardern gefunden. Lediglich 17 % der männlichen Proben wurden „im Gelände“ (Gelände und Wildwechsel zusammengefasst) gefunden. Männliche Baumarder konnten also überwiegend auf linearen Strukturen erfasst werden, während sich die Nachweise weiblicher Tiere eher gleichmäßiger auf die verschiedenen Strukturen verteilten, mit einer etwas höheren Nachweisdichte im Gelände.

### Vergleich der Transektsuche durch Kartierende und das Spürhundeteam

Bei dem Vergleich zwischen der Transektsuche durch Kartierende und dem Spürhundeteam wurde das Untersuchungsgebiet PR nicht berücksichtigt, da dort aus zeitlichen Gründen keine Suche mit dem Spürhundeteam durchgeführt wurde.

In den restlichen vier Untersuchungsgebieten EB, RW, TA, TM wurden insgesamt 241 Proben von Baumardern gefunden (Tabelle 5.2). Bei nahezu gleicher Anzahl begangener Transekte hat das Spürhundeteam mehr als doppelt so viele Baumardernachweise erbracht (N = 168; 70 %) wie die Kartierenden (N = 73; 30 %). Das Spürhundeteam hat durchschnittlich 1,0 Proben pro abgesehenem km (Standardabweichung  $\pm 0,6$  Proben/km) gefunden, während die Kartierenden durchschnittlich 0,4 Proben/km (Standardabweichung  $\pm 0,1$  Proben/km) detektierten.

Insgesamt wurden 48 Individuen in den vier einbezogenen Untersuchungsgebieten nachgewiesen. Die Amplifikationsrate der Genotypisierung unterschied sich nicht nennenswert zwischen den Proben des Spürhundeteams (57 %) und denen der Kartierenden (56 %, Tabelle 5.2). Das Spürhundeteam konnte 77 % aller Baumarderindividuen



**Abbildung 5.6:** Vergleich der Anzahl Kotfunde von 53 Baummardeerindividuen, die bei Transektsuchen durch Kartierende (gelb) oder einem Spürhunde-Team (grün) nachgewiesen wurden. Die Individuen F01-M17 wurden im Untersuchungsgebiet EB, Individuen F18-M32 in RW, Individuen M33-F43 in TA, Individuen M44-M48 in TM und Individuen M49 bis M53 in PR detektiert. Im Untersuchungsgebiet PR kam kein Spürhunde-Team zum Einsatz. M: männlich; F: weiblich; U: Geschlecht unbekannt.

und die Kartierenden 58 % der Individuen nachweisen. 17 Baummardeerindividuen wurden mit beiden Suchmethoden detektiert, zusätzliche 20 Individuen nur durch das Spürhunde-Team und weitere 11 Individuen ausschließlich durch die Kartierenden (Abbildung 5.6).

Es wurden mehr männliche ( $N = 26$ ) als weibliche Baummardeer ( $N = 20$ ) Individuen gefunden (Tabelle 5.2). Davon hat das Spürhunde-Team mit einem Verhältnis von 0,8:1 (W:M) ungefähr gleich viele weibliche ( $N = 16$ ) wie männliche ( $N = 20$ ) Individuen nachweisen können. Die Kartierenden haben bei den Nachweisen eine leichte Verschiebung hin zu mehr männlichen ( $N = 17$ ) als weiblichen Individuen ( $N = 10$ ) gehabt und kommen auf ein Geschlechterverhältnis von 0,6:1 (W:M).

Das Spürhunde-Team hat in jeder Fundortkategorie (Forststraße, Gelände, Rückegasse) mehr Baummardeer Kot gefunden, als die Kartierenden. Betrachtet man jede Suchmethode für sich, hat das Spürhunde-Team deutlich mehr Proben entlang von Forstwegen als in den anderen beiden Kategorien detektiert, während die Kartierenden eine recht ausgeglichene Anzahl Funde in jeder Fundortkategorie hatten (Abbildung 5.7). Beide Suchmethoden haben bei der Suche im Gelände eine höhere Anzahl Baummardeer Kot auf Baumstämmen nachgewiesen als auf den linearen Strukturen. Bei den Kartierenden fällt zusätzlich auf, dass im Gelände der Anteil von Funden am Boden sehr niedrig ist.

Wie sich die beiden Suchmethoden auf die Dichteberechnung auswirken, wird in Kapitel 6 erläutert.



**Tabelle 5.2:** Vergleich der Transektsuchen nach Baumrarderkot durch Kartierende und dem Spürhunde-Team. Die Ergebnisse zeigen die Anzahl der genetisch verifizierten Baumrarderproben, erfolgreich genotypisierten Proben, Baumrarderindividuen und Geschlecht sowie die begangenen Transekte. Berücksichtigt sind die vier Untersuchungsgebieten EB, RW, TA und TM.

Transektsuche	Baumrarder Kotproben	genotypisierte Proben (%)	Individuen	Geschlecht (Verhältnis W:M) <sup>2</sup>	Transekte
<i>Kartierende</i>	73	41 (56,1%)	28	10W, 17M, 1U (0,6:1)	65
<i>Spürhunde-Team</i>	168	95 (56,5%)	37	16W, 20M, 1U (0,8:1)	63
<b>Gesamt<sup>1</sup></b>	241	136 (56,6%)	48	20W, 26M, 2U (0,8:1)	128

<sup>1</sup> bei den Angaben zu Individuen und Geschlecht handelt es sich nicht um die Summe der darüberstehenden Zeilen, denn die Kartierenden und das Spürhunde-Team haben mitunter die gleichen Individuen detektiert;

<sup>2</sup> W: weiblich, M: männlich, U: unbekannt

## 5.4 Diskussion

Zur Ermittlung von Baumrarderdichten wurden in fünf Untersuchungsgebieten im Südwesten Baden-Württembergs die Eignung von Transektsuchen zum Auffinden von Baumrarderkot erprobt. Dabei wurde auch die Effektivität der Suche durch Kartierende mit der eines Spürhunde-Teams verglichen.

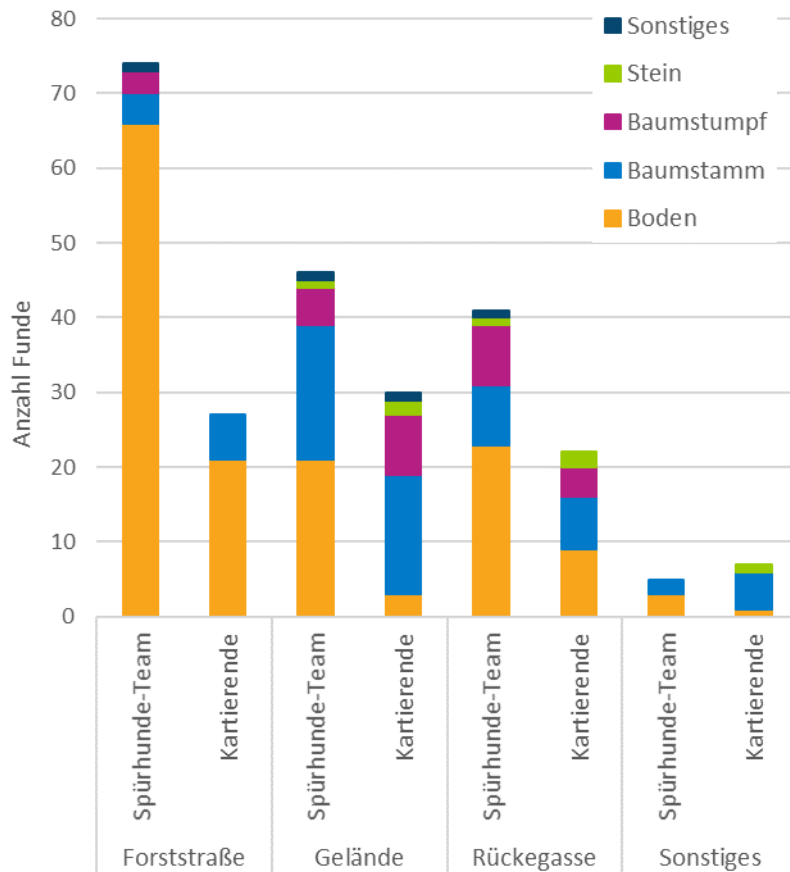
### Potential von Transektsuchen

Die Transektsuchen waren insgesamt gut und auch in unwegsamere Gelände durchführbar. Vor allem bei steilen Abschnitten wurde schon bei der Planung darauf geachtet, Forstwege und Rückegassen für den Transektverlauf zu wählen, statt diesen ins Gelände zu legen. Als Kartierenden kamen überwiegend Praktikant/innen und wissenschaftliche Hilfskräfte zum Einsatz, die nach kurzer Einarbeitung eigenständig ein Transekt absolvieren konnten. Mit bis zu 6 Personen konnte jedes Untersuchungsgebiet in 2-3 Tagen von den Kartierenden abgesucht werden. Da in dieser Untersuchung nur ein Artenspürhund eingesetzt wurde, hat das

Spürhunde-Team ein Gebiet in max. 10 Tagen bearbeiten können. Der zeitliche Aufwand war in Hinblick auf die engmaschige Beprobung für beide Suchmethoden angemessen und vertretbar.

In den einzelnen Untersuchungsgebieten konnten bei der Genotypisierung zwischen 5 und 17 Baumrarderindividuen nachgewiesen werden (Tabelle 5.1). Vor allem in den drei Gebieten EB, RW und TA konnte ein detaillierter Einblick in die räumliche Verteilung der einzelnen Baumrarderindividuen innerhalb der Gebiete gewonnen werden (Abbildung 5.3). Trotz des einmaligen Kartierens eines Transekts konnten 60 % der Individuen mehrmals per Gebiet detektiert werden. Das mehrmalige Auffinden des gleichen Individuums ist eine kritische Voraussetzung für die statistische Dichteberechnung und gelang mit dieser Methode in allen Untersuchungsgebieten (vgl. Kapitel 6).

Im Gebiet PR war sowohl die Detektionsrate von Baumrarderkot deutlich niedriger (N = 13) als in den anderen Gebieten wie auch die Anzahl genotypisierter Individuen (N = 5).



**Abbildung 5.7:** Anzahl an nachgewiesenem Baumratterkot (Funde) bei Transektsuchen durchgeführt von einem Spürhunde-Team oder Kartierenden. Unterschieden werden der Fundort (gesamte Balkenlänge) sowie die Fundstrukturen (farbig) auf denen der Baumratterkot detektiert wurden.

Gründe dafür könnten sein, dass in diesem Gebiet die kleinste Fläche (24 Transekte) beprobt und aus Zeitgründen ausschließlich von Kartierenden abgesucht wurde. Außerdem war es im Vergleich zu den anderen Untersuchungsgebieten das Steilste und dadurch unwegsamste Gelände für die Kartierenden. Auch im Untersuchungsgebiet TM wurden nur 5 Individuen detektiert, wovon 4 männlich waren. Das ungleiche Geschlechterverhältnis in diesem Gebiet ist daher vermutlich eher auf die niedrige Stichprobe als auf eine tatsächliche Verschiebung hin zu mehr männlichen Baumratern in dieser Population zurückzuführen ist. Im Gegensatz zu PR wurde hier deutlich mehr Baumratterkot gefunden (Tabelle 5.1, Abbildung 5.3), jedoch war die Amplifikationsrate mit 27 % die niedrigste von allen Gebieten. Bei der Analyse dieser Proben kam es aufgrund extremer Lufttemperaturen in Freiburg (Juli & August 2022) zu technischen Störungen am Sequenziergerät, die zum Teil zu unsauberen Läufen geführt haben. Die Wiederholung al-

ler Proben zum Ausschließen eines technischen Defekts konnte aus Kostengründen jedoch nicht durchgeführt werden. Ob die hohe Ausfallrate und damit die Detektion der wenigen Individuen deshalb oder aus anderen gebietsspezifischen Gründen so hoch war, bleibt ungeklärt.

Insgesamt ist die Amplifikationsrate bei der Genotypisierung aller gesammelten Kotproben als gut einzustufen (Tabelle 5.1). Sie ordnet sich mit 57,5 % im oberen Bereich von Amplifikationsraten aus anderen Studien ein, die Mikrosatellitenanalysen von Baumratterkot durchgeführt haben (vgl. Amplifikationsrate von 32 % in Croose et al. (2019), 52 % in Mergely et al. (2023), 62 % in Ruiz-González et al. (2013), 66 % in Balestrieri et al. (2016)). Schließt man das Untersuchungsgebiet TM aus, liegt der Amplifikationserfolg bei 63 % und ist sogar als sehr gut zu betrachten.

Leichte Unterschiede beim Amplifikationserfolg haben sich bei der Bearbeitung von Pro-

ben unterschiedlicher Frischkategorien gezeigt (Abbildung 5.4). Grundsätzlich kann alter Kot weniger erfolgreich genotypisiert werden wie frische Proben (Piggott 2004). Witterungsverhältnisse wie Regen (Kubasiewicz et al. 2016) aber auch direkte Sonneneinstrahlung und Hitze (Vili et al. 2013) können diesen Effekt verstärken. In dieser Untersuchung konnten Proben der Kategorien A und B mit der höchsten Erfolgsquote analysiert werden, es ist aber nicht sicher, ob diese Proben wirklich immer frischer waren als solche, anderer Kategorien. Proben der Kategorien C und D wiesen Zerfallsmerkmale auf, die in dieser Untersuchung als Indikator für eine längere Verweildauer im Gelände herangezogen wurden. Durch Regen und morgendlichen Tau können alte Proben allerdings wieder feucht glänzen und damit „Frische“ suggerieren. Zerteilen Mistkäfer (*Geotrupidae*) eine frische Kotprobe für ihre Brut, mag die Probe älter wirken, als sie eigentlich ist. So erklärt sich eventuell, dass auch Proben der Kategorie C und D noch mit 48 % erfolgreich genotypisiert werden konnten. Es scheint also schwierig, die tatsächliche Frische einer Probe bei der Feldarbeit richtig einzuschätzen. Um eine höhere Stichprobe zu erzielen, kann es daher empfehlenswert sein, auch vermeintlich stärker degradierte Proben für die genetische Analyse in Betracht zu ziehen. Diese Untersuchung zeigt, dass selbst Proben der Kategorie D nicht grundsätzlich von der genetischen Analyse ausgeschlossen werden müssen, sofern Budget und Studiendesign es erlauben.

Der Beprobungszeitraum wurde in dieser Untersuchung auf den Herbst gelegt. Zwar war vermutlich die Wahrscheinlichkeit Baummarkerkot zu finden insgesamt etwas geringer als in den Sommermonaten, in denen die Aktivität von Baummarkern während der Ranzzeit ihren Höhepunkt hat (Birks et al. 2004). Dafür konnten die mitunter extrem warmen Lufttemperaturen in der Rheinebene und im Schwarzwald im Sommer vermieden werden. Direkte Sonneneinstrahlung

und Hitze können den Zerfall von DNA begünstigen (Vili et al. 2013), indem sie beispielsweise die Aktivität von Mikroorganismen erhöhen. Zu warme Temperaturen können sich damit negativ auf den Erfolg der Genotypisierung auswirken. Ebenso ist eine verminderte Suchleistung des Artenspürhundes bei sehr warmen Temperaturen anzunehmen (Wohlfahrt et al. 2023).

Proben weiblicher Baummarkder wurden zu einem hohen Anteil im Gelände entdeckt (Abbildung 5.5). Die Reviere weiblicher Baummarkder sind oftmals kleiner als die männlicher und ein männliches Revier kann mehrere weibliche umfassen (Herrmann 2005; Stier 2012). Es ist denkbar, dass weibliche Reviere in unseren Untersuchungsgebieten weniger häufig mit Forststraßen überlappten, sondern „dazwischen“ lagen. Vermutlich ist auch das Markierverhalten weiblicher Tiere insgesamt schwächer ausgeprägt als das männlicher Baummarkder, wie es beispielsweise für den Rotfuchs dokumentiert ist (Fawcett et al. 2012). Beide Faktoren würden die Detektionswahrscheinlichkeit weiblicher Baummarkder entlang linearer Strukturen - wie Forstwege und Rückegassen - verringern. Um die Baummarkderpopulation systematisch erfassen zu können, ist es daher empfehlenswert auch im Gelände zu suchen, was sich entgegen den Erwartungen als effektiv herausgestellt hat (Abbildung 5.7). Die Ergebnisse zeigen, dass das gezielte Absuchen von prominenten Strukturen wie Baumstämmen oder -stümpfen, vor allem in unübersichtlicherem Gelände eine effiziente Ergänzung der Transektsuchen sein kann.

Grundsätzlich können bei Transektsuchen auch mehrere Arten gleichzeitig beprobt werden. Bei nahezu gleichbleibendem Aufwand können Kotproben verschiedener Arten eingesammelt und je nach Fragestellung und Zielart genetisch untersucht werden (Vynne et al. 2011). Zusätzlich kann durch die Analyse der Nahrungszusammensetzung in den gesammelten Kotproben z.B. Einblick in

die interspezifischen Anpassungen von Arten gewonnen werden (Waggershauser et al. 2022). Dies bietet großes Potential die Raum- und Ressourcennutzung von sympatrisch vorkommende Arten besser untersuchen und verstehen zu können.

### Effektivität des Spürhunde-Teams

Das Spürhunde-Team erwies sich in mehreren Punkten als effektiver als die Kartierenden bei der Suche nach Baumratterkot. Bei nahezu gleichem zeitlichen Aufwand konnte es mehr als doppelt so viele Baumratternachweise erbringen und 77 % aller bekannten Baumratterindividuen detektieren (Tabelle 5.2). Auffallend war, dass das Spürhunde-Team von allen bekannten weiblichen Individuen deutlich mehr (80 %) nachweisen konnte als die Kartierenden (50 %,

Abbildung 5.6). Weibliche Baumratter wurden in dieser Untersuchung zu einem höheren Anteil im Gelände als auf Forststraßen oder Rückegassen detektiert. Die höhere Detektionsrate des Artenspürhunds erklärt sich eventuell dadurch, dass es für die Kartierenden im Gelände schwieriger war, Proben u.a. auf dem Waldboden auszumachen (vgl. Abbildung 5.7), während der Artenspürhund - überwiegend olfaktorisch suchend - von Bodenvegetation weniger beeinflusst wurde. Durch die gleiche Detektionsrate beider Geschlechter wurden die Baumratterpopulationen durch das Spürhunde-Team vermutlich besser erfasst, als durch die Kartierenden. Zusätzlich konnte das Spürhunde-Team eine höhere Anzahl Wiederfängen pro Baumratterindividuum detektieren (Abbildung 5.6). Beides sind wichtige Voraussetzungen für eine robuste Dichteschätzung (vgl. Kapitel 6).



## 6 Schätzung von Baumrarderichten

### 6.1 Hintergrund

Fang-Wiederfangmethoden sind eine Möglichkeit, um robuste Dichteschätzungen von Tierpopulationen durchzuführen (Otis et al. 1978; Pollock et al. 1990). Statt dem ursprünglichen physischen Fang der Tiere können für die Analyse auch nicht-invasiv gewonnene Proben, wie beispielsweise Kot, Haare oder Federn verwendet werden, um das Individuum mittels einer genetischen Analyse zu bestimmen. Die Informationen über Anzahl und Häufigkeit der detektierten Individuen werden anhand des Genotyps aus den Proben gewonnen (Lukacs und Burnham 2005; Puechmaille und Petit 2007).

Eine weitere Ergänzung bieten räumlich explizite Fang-Wiederfangmethoden (Efford 2011). Dabei wird für jedes Individuum anhand der räumlichen Lage seiner Detektionen die Kernzone des Streifgebietes sowie die räumlich expliziten Fangwahrscheinlichkeiten berechnet (Borchers und Efford 2008). Die Anzahl und der Fundort der Wiederfänge eines Individuums innerhalb des Untersuchungszeitraums sind als Fangverlauf (*capture history*) definiert. Es wird ein räumliches Modell der Population und des Detektionsprozesses gegen die Fangverläufe angepasst. Dies erlaubt Dichteschätzungen, die - im Vergleich zu Schätzungen ohne räumlichen Bezug - unbeeinflusst von Randeffekten oder unvollständiger Detektion sind (Borchers und Fewster 2016; Efford 2004; Efford et al. 2004; Royle et al. 2014). Räumlich explizite Fang-Wiederfangmethoden wie SECR (*spatially explicit capture-recapture*), kamen schon zum Schätzen von Baumrarderichten anhand von Haarproben in Irland zur Anwendung (O'Mahony et al. 2017). Die Datenaufnahme für SECR kann über passive Detektoren (*detectors*; z.B. Kameras, Haarfallen) oder

durch das Absuchen von Transekten oder einer Fläche (*polygon detectors*) erfolgen. Die Identifikation von Individuen sowie die räumliche Verortung der Detektionen ist dabei ausschlaggebend (Efford et al. 2004).

In diesem Kapitel werden die Baumrardernachweise aus den Transektsuchen (vgl. Kapitel 5) für die Dichteschätzung mit SECR herangezogen. Ein Vergleich der Dichteschätzungen beziehungsweise die Kombination der Ergebnisse mit den Haarfallen konnten nicht durchgeführt werden, da die Haarfallen in dieser Untersuchung keine Baumrardernachweise lieferten (vgl. Kapitel 4). Auch das Schätzen der Dichten ohne individuelle Identifikation durch Einsatz von Wildkameras war aufgrund der geringen Anzahl Baumrardernachweise in dieser Studie nicht möglich (vgl. Kapitel 3).

### 6.2 Methode

Für die Dichteschätzung wurden die Kotfunde aus den Transektsuchen der fünf Untersuchungsgebiete aus dem Jahr 2021 verwendet, für die die Individuenbestimmung (mittels Genotypisierung) erfolgreich war. Für jedes detektierte Individuum wurde der räumlich explizite Fangverlauf anhand der Anzahl und den Fundorten der Nachweise innerhalb des Untersuchungszeitraums berechnet. Das Studiendesign zur Durchführung der Transektsuche und die Ergebnisse der Genotypisierung werden in Kapitel 5 beschrieben.

Die Dichteschätzung erfolgte mit der räumlich expliziten Fang-Wiederfangmethode SECR (*spatially explicit capture-recapture*) und

wurde mit dem gleichnamigen R-Paket (Version 4.6.1) berechnet (Efford 2023). Die Berechnung fand für jedes der fünf Untersuchungsgebiete (siehe Kapitel 1.3) statt. Um den Effekt der Suchmethode zu testen, wurden die Dichten in jedem Gebiet zusätzlich jeweils nur mit den Funden von den Kartierenden sowie denen des Spürhunde-Team durchgeführt.

Um die Ausdehnung der untersuchten Fläche zu definieren, wird in SECR eine Habitatmaske (*habitat mask*) benötigt. Die Habitatmaske beschreibt den Lebensraum in der Umgebung der Detektoren, der potentiell von der Zielart bewohnt werden kann (Efford et al. 2004; Royle et al. 2014). Für den Baumrarder wurde dafür der Wald- und Gehölzlayer aus den ATKIS-Daten gewählt und zusammengeführt, da sich die Tiere vorwiegend in bewaldeten Gebieten aufhalten und Gehölzstrukturen und Hecken zur Fortbewegung zwischen Waldinseln nutzen (Balestrieri et al. 2015; Stier 2000; Stier et al. 2015). Aus Telemetriestudien ist darüber hinaus bekannt, dass sich Baumrarder auch außerhalb von Wald oder Gehölzstrukturen aufhalten und beispielsweise zur Nahrungssuche ins Offenland gehen. Im Mittel betrug die Distanz zum Waldrand 41,7 m (Pereboom et al. 2008) und 75,1 m (Caryl et al. 2012), sodass der Übergang von Wald und Offenland in der Habitatmaske nicht als harte Grenze dargestellt werden sollte. Daher wurde ein Puffer von 75 m um den zusammengeführten Wald-Gehölzlayer gelegt.

Die Ausdehnung der Habitatmaske sollte so groß gewählt werden, dass Individuen, deren Streifgebietskernzone außerhalb der Maske liegen, nicht mehr in der Untersuchung detektiert werden können (Royle et al. 2014). In Sachsen wurden durchschnittliche Streifgebietskernzonen von Baumrardern zwischen 0,55 km<sup>2</sup> und 0,61 km<sup>2</sup> dokumentiert (Stier 2012). Da keine Angaben für unsere Untersuchungsgebiete vorliegen, wurde die Puffergröße der Habitatmaske an diese Angaben

angelehnt und von der Untersuchungsgebietsgrenze weitere 3 km hinzugefügt. Die gewählte Puffergröße entspricht also etwa 5 Streifgebietskernzonen, sodass davon auszugehen ist, dass Tiere, deren Streifgebietskernzone mindestens 3 km vom Untersuchungsgebiet entfernt lagen, nicht mehr im Untersuchungsgebiet detektiert wurden. Die Habitatmaske wurde als shape-Datei in Q-GIS (Version 3.12) erstellt.

Die Untersuchungsgebiete wurden in 0,25 km<sup>2</sup> großer Rasterzellen unterteilt. In jeder Rasterzelle wurde ein 1,7 km langes Transekt kartiert, abwechselnd von einem Spürhunde-Team oder Kartierenden (weitere Informationen zum Studiendesign und der Durchführung der Feldarbeit in Kapitel 5). Die engmaschige Beprobung der Rasterzellen entspricht einer Flächensuche. Dafür wurde der Detektortyp *polygon* in SECR gewählt. Für die Detektionsfunktion (*detection function*) wurde eine *hazard half normal*-Verteilung verwendet. Da weibliche und männliche Baumrarder sich in ihrer Streifgebietsgröße und ihrer Raumnutzung unterscheiden können (z.B. Storch (1988), Zalewski und Jędrzejewski (2006), Mergely et al. (2011); vgl. Tabelle 2.1), ist anzunehmen, dass sie unterschiedliche Detektionswahrscheinlichkeiten aufweisen könnten. Um das im Modell zu berücksichtigen wurde ein *hybrid mixture*-Modell (hcov) angewendet. Dabei kann die Detektionswahrscheinlichkeit ( $g_0$ ) sowie die räumliche Nutzung ( $\sigma$ ) in Abhängigkeit vom Geschlecht modelliert werden. Das Geschlechterverhältnis wird jeweils in einer Gruppe für männliche und weibliche Tiere geschätzt (*pmix*). Für jedes Untersuchungsgebiet wurde das Modell mit heterogener Beprobung ( $M_h; g_0 \sim h_2, \sigma \sim h_2$ ) jeweils mit dem Nullmodell ( $M_0; g_0 \sim 1$ ) verglichen, welches eine homogene Detektionswahrscheinlichkeit zwischen den Geschlechtern annimmt.

Die Modellselektion wurde anhand des Akaike Information Criterion (AIC) durchgeführt und für kleine Stichproben korrigiert (AICc). Die Dichte wird als Baumrarderindividuen pro Quadratkilometer Waldlebensraum (Ind/km<sup>2</sup>) angegeben.

### 6.3 Ergebnisse

Anhand von Transektsuchen und genotypisierten Baumrardernachweisen wurden in fünf Untersuchungsgebieten Baumrarderichten berechnet. Bei der Modellselektion hatte das Nullmodell für alle Untersuchungsgebiete den niedrigeren AICc, es spiegelte also die Daten besser wieder als das heterogene Modell und wurde somit für die Dichteschätzung herangezogen. Eine Tabelle mit dem Vergleich aller Modelle findet sich in Anhang 1.

Für alle Untersuchungsgebiete wurden Dichten zwischen 0,47-1,66 Individuen pro km<sup>2</sup>

(Ind/km<sup>2</sup>) geschätzt (Abbildung 6.1). In den Gebieten wurden durchschnittlich zwischen 1,82 – 4,47 Nachweise pro Individuum gefunden (Tabelle 6.1).

Die höchste Dichte wurde im planaren Untersuchungsgebiet TA mit 1,66 Ind/km<sup>2</sup> (95% Konfidenzintervall: 0,85 – 3,22 Ind/km<sup>2</sup>) berechnet. Insgesamt ist eine Abnahme der Dichten mit zunehmender Höhe des Untersuchungsgebietes zu beobachten (Abbildung 6.1). Im submontanen Untersuchungsgebiet RW ergibt sich eine Dichte von 1,34 Ind/km<sup>2</sup> (0,73 – 2,45 Ind/km<sup>2</sup>) sowie in PR von 0,47 Ind/km<sup>2</sup> (0,16 – 1,39 Ind/km<sup>2</sup>). Im montanen EB wurde die Dichte auf 1,03 Ind/km<sup>2</sup> (0,63 – 1,68 Ind/km<sup>2</sup>) geschätzt und in TM auf 0,60 Ind/km<sup>2</sup> (0,23 – 1,60 Ind/km<sup>2</sup>).

Die Dichteschätzungen jeweils nur mit Nachweisen von den Kartierenden oder dem Spürhunde-Team variieren mitunter stark innerhalb eines Gebiets (Tabelle 6.1). Es wurden

**Tabelle 6.1:** Baumrarderichten (Individuum pro km<sup>2</sup>) für fünf Untersuchungsgebiete (UG) im Südwesten Baden-Württembergs. Dichten wurden anhand von Baumrardernachweisen (genotypisierte Kotproben) mit räumlich expliziten Fang-Wiederfang (SECR) berechnet. Angegeben wird das untere und obere Konfidenzintervall (KI, 95%). Die Berechnung erfolgte mit allen Nachweisen aus einem UG (gesamt; fett dargestellt) sowie alleinig denen von Kartierenden oder dem Spürhunde-Team.

UG / Model	Dichte [Ind/km <sup>2</sup> ]	unteres KI	oberes KI	Nachweise	Individuen	Ø Nachweise pro Individuum	Habitatmaske [km <sup>2</sup> ]
<b>EB_secr_MO_gesamt</b>	<b>1.03</b>	<b>0.63</b>	<b>1.68</b>	<b>76</b>	<b>17</b>	<b>4,47</b>	<b>58,61</b>
EB_secr_MO_Spürhunde-Team	0.96	0.57	1.63	60	15	4,00	58,61
EB_secr_MO_Kartierende	1.55	0.7	3.41	16	12	1,33	58,61
PR_secr_MO_Kartierende	0.47	0.16	1.39	10	5	2,00	59,20
<b>RW_secr_MO_gesamt</b>	<b>1.34</b>	<b>0.73</b>	<b>2.45</b>	<b>30</b>	<b>15</b>	<b>2,00</b>	<b>61,25</b>
RW_secr_MO_Spürhunde-Team	1.01	0.46	2.21	20	11	1,82	61,25
RW_secr_MO_Kartierende	1.59	0.56	4.5	10	7	1,43	61,25
<b>TA_secr_MO_gesamt</b>	<b>1.66</b>	<b>0.85</b>	<b>3.22</b>	<b>20</b>	<b>11</b>	<b>1,82</b>	<b>37,06</b>
TA_secr_MO_Spürhunde-Team	1.45	0.41	5.2	8	6	1,33	37,06
TA_secr_MO_Kartierende	1.22	0.52	2.9	12	7	1,71	37,06
<b>TM_secr_MO_gesamt</b>	<b>0.60</b>	<b>0.23</b>	<b>1.6</b>	<b>10</b>	<b>5</b>	<b>2,00</b>	<b>66,20</b>
TM_secr_MO_Spürhunde-Team	1.01	0.27	3.79	7	5	1,40	66,20
TM_secr_MO_Kartierende	0.21	0.03	1.42	3	2	1,50	66,20

insgesamt deutlich größere Konfidenzintervalle erzielt als bei der Berechnung mit den Nachweisen beider Suchmethoden. Die genaueste Dichte aus den Daten von nur einer Suchmethode wurde für das Gebiet EB anhand der Nachweise durch das Spürhundeteam geschätzt ( $0,69 \text{ Ind/km}^2$ ).

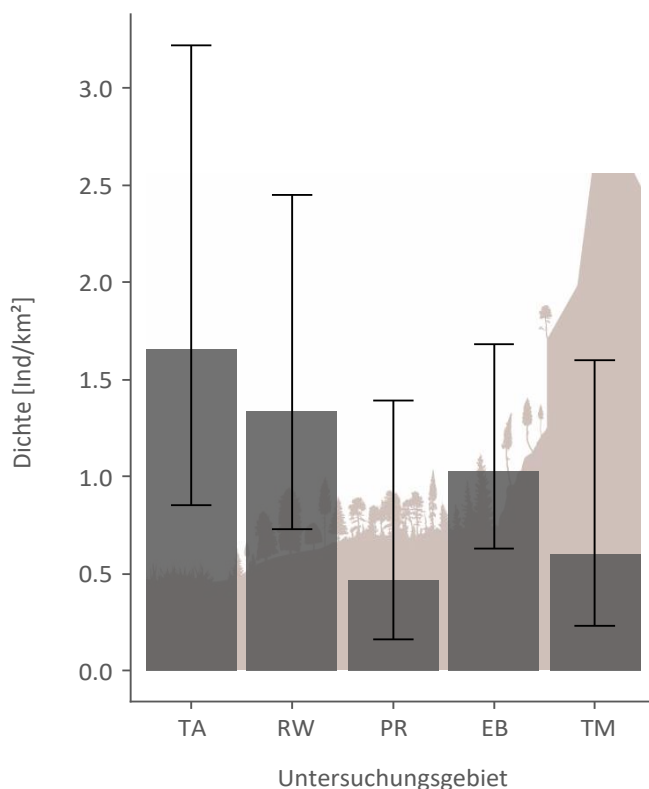
#### 6.4 Diskussion

Für die Dichteschätzung von Baumrardern in fünf Untersuchungsgebieten wurden genetische individuelle Baumrardernachweise und die räumlich expliziten Fang-Wiederfangmethode SECR verwendet. Aufgrund der unterschiedlichen Raumnutzung von weiblichen und männlichen Baumrardern wäre es zu erwarten gewesen, dass das heterogene Modell besser zu den Daten passen würde. Dass das Nullmodell die Daten besser beschreibt (Anhang 1) ist wahrscheinlich auf die insgesamt eher geringen Stichproben zurückzuführen.

Allgemein ist anzunehmen, dass die Dichteschätzungen an Genauigkeit gewinnen,

wenn deren Stichprobe und damit auch die Nachweise pro Individuum steigen. Simulationen haben gezeigt, dass bei einmaliger Beprobung robuste Dichteschätzungen berechnet werden können, wenn die Nachweise pro Individuum  $> 1,7$  betragen (Miller et al. 2005; Stenglein et al. 2010). Dies ist für alle Untersuchungsgebiete gegeben (Tabelle 6.1). Die Nachweise pro Individuum unterscheiden sich jedoch stark zwischen den Gebieten und sind mit 4,47 Nachweisen in EB am höchsten. Dass die Schätzung für EB die höchste Genauigkeit hat, drückt sich ebenso in dessen sehr kleinen 95% Konfidenzintervall aus (Abbildung 6.1). Die Gebiete PR, RW, und TM liegen mit durchschnittlich jeweils 2,0 Nachweisen pro Individuum über TA mit 1,82 Nachweisen pro Individuum, welches sehr nah an der unteren Grenze liegt. Letzteres weist auch das größte Konfidenzintervall und damit die ungenaueste Dichteschätzung dieser Untersuchung auf.

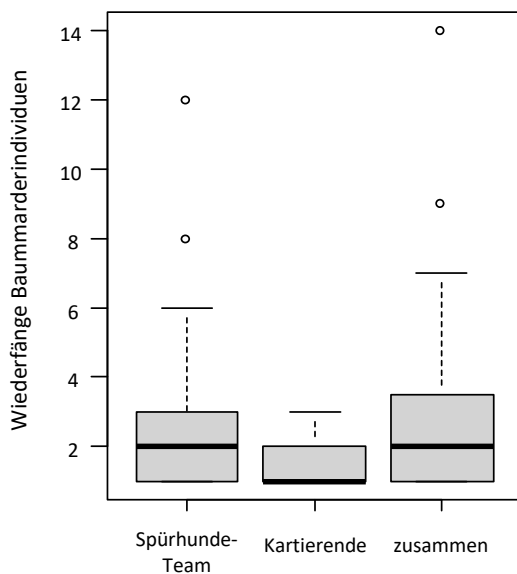
Betrachtet man die Suchmethoden einzeln, zeigt sich deutlich, dass das Spürhundeteam einen maßgeblichen Einfluss auf die hohen Nachweise pro Individuum hatte.



**Abbildung 6.1:** Baumrarderichten in fünf Untersuchungsgebieten im Südwesten Baden-Württembergs, sortiert nach den Höhengradienten von planar (TA), über submontan (RW, PR) bis zu montan (EB, TM). Die Dichten wurden mithilfe von räumlich expliziten Modellen (SECR) anhand von Kotproben geschätzt.



Über alle 4 Untersuchungsgebiete hinweg - PR ausgeschlossen, da dort keine Suche mit dem Spürhunde-Team durchgeführt wurde - hat es Baumrarderindividuum deutlich häufiger wiederholt nachweisen können (2,57;  $\pm 2,30$ ) als die Kartierenden (1,47;  $\pm 0,68$ ; Abbildung 6.2). In 2 von 3 Gebieten hat das Spürhunde-Team mehr Nachweise pro Individuum erbracht als die Kartierenden und kommt in EB und RW alleinig auf  $> 1,7$  Nachweise pro Individuum (Tabelle 6.1). Das Mindestmaß an Nachweisen pro Individuum wurde in TA und PR durch die Nachweise der Kartierenden erfüllt. Die Ergebnisse aus TM sind aufgrund der hohen Ausfallrate bei der Genotypisierung (vgl. Kapitel 5) diesbezüglich nicht aussagekräftig. Die Dichten, die jeweils mit einer Suchmethode geschätzt wurden, liefern Ergebnisse mit hohen Konfidenzintervallen, was auf ungenauere Schätzungen hinweist, allerdings stellen sie jeweils



**Abbildung 6.2:** Boxplot der Nachweise pro Baumrarderindividuum bei Transektsuchen durch Kartierende (Mittelwert: 1,47; Standardabweichung:  $\pm 0,68$ ), ein Spürhunde-Team (2,57;  $\pm 2,30$ ) sowie beide zusammen (2,83;  $\pm 2,59$ ).

auch nur einen Teildatensatz dar, der auf der Hälfte der Fläche jedes Untersuchungsgebiets erhoben wurde (vgl. Kapitel 5, Abbildung 5.3). Die dabei erzielte Stichprobe ist

meistens – mit der Ausnahme von der Transektsuche mit dem Spürhunde-Team in EB – zu gering, weshalb die Dichteberechnung vor allem dem Vergleich der beiden Suchmethoden diene und nicht für die Interpretation einer ökologischen Dichte geeignet ist. Mit beiden Suchmethoden sollte also mindestens die gesamte Fläche des Untersuchungsgebietes kartiert werden, um robuste Dichteschätzungen zu erhalten. Wenn das einmalige Beprobieren der Flächen eine zu geringe Stichprobe liefert (z.B.  $< 1,7$  Nachweise pro Individuum), können weitere Begehungen (*Sessions*) in Betracht gezogen werden (Lonsinger et al. 2019; Mergely et al. 2023).

### Dichteschätzung im Vergleich

In allen fünf Untersuchungsgebieten konnten mit kleineren Lücken in TA und PR nahezu flächig Baumrarder nachgewiesen werden (Abbildung 5.3). Dabei wurden  $\geq 5$  Baumrarderindividuen pro Gebiet detektiert (Tabelle 6.1). Die hier geschätzten Baumrardichten liegen im europäischen Vergleich im durchschnittlichen Bereich (vgl. Schottland: 0,27 Ind/km<sup>2</sup> in Croose et al. (2019); Frankreich: 0,64-0,85 Ind/km<sup>2</sup> Mergely et al. (2023); Italien: 1,83 Ind/km<sup>2</sup> in Balestrieri et al. (2016); Irland: 1,99 Ind/km<sup>2</sup> in Sheehy et al. (2014)).

Für die Bewertung des Erhaltungszustands laut FFH-Richtlinie innerhalb Deutschlands schlagen Stier et al. (2015) die Schätzung von Baumrarderichten unterteilt nach der Höhe über NN vor. Demnach könne von einem günstigen Erhaltungszustand ausgegangen werden, wenn die Baumrardichte in Tieflandwäldern (unter 200 m ü. NN) bei 1,5 Ind/km<sup>2</sup> Wald (Bereich von 1,3 - 2,0 Ind/km<sup>2</sup>) liegt und in Mittelgebirgslagen (über 200 m ü. NN) bei 0,75 Ind/km<sup>2</sup> Wald (Bereich von 0,5 - 1,0 Ind/km<sup>2</sup>). Auch bei unseren Schätzungen ist eine Abnahme der Baumrardichte mit zunehmender Höhenlage zu beobachten (Tabelle 6.1). Laut

Stier et al. (2015) sind die hypothetisch berechneten Dichten in optimalen Baumrarderhabitaten an der Lebensraumkapazitätsgrenze (*carrying capacity*) zu erwarten. Sie sind mitunter aber niedriger als die berechneten Dichteschätzungen aus dem oben genannten europäischen Vergleich. Auch unsere Schätzung aus dem Gebiet RW (submontan = Mittelgebirgslage) liegt mit 1,34 Ind/km<sup>2</sup> über diesen Werten. Für Höhen oberhalb von 700 m ü. NN werden von Stier et al. (2015) keine Dichten angegeben, da bislang keine Daten für diese Höhen vorliegen. Die Dichteschätzungen aus den Gebieten TM und EB sind demnach die erste Untersuchung zum Baumrarder in Deutschland in dieser Höhenlage. Mit einer hohen Genauigkeit (hohe Stichprobe und niedriges Konfidenzintervall) wurde für EB eine Baumrarderichte von 1,03 Ind/km<sup>2</sup> (0,63 – 1,68 Ind/km<sup>2</sup>) geschätzt. Die Dichteschätzung für TM musste hingegen mit einer geringen Stichprobe durchgeführt werden. Hier lagen die Probleme nicht bei der Beprobung, sondern bei der Erfolgsquote der Genotypisierung (vgl. Kapitel 5). Betrachtet man die Gesamtanzahl an Baumrardernachweise in diesem Gebiet (N = 37, Tabelle 5.1, Abbildung 5.3), ist zu vermuten, dass noch weitere Baumrarderindividuen ihr Streifgebiet in TM haben und die Dichte unterschätzt wurde. Auch die auffallend niedrige Dichteschätzung im Gebiet PR (submontan) mit 0,47 Ind/km<sup>2</sup> unterschätzt vermutlich die reale Baumrarderichte. Sie wurde auf der kleinsten, steilsten Fläche und ausschließlich mit Kartierenden erhoben. Dabei wurde die geringste Stichprobe in dieser Untersuchung erlangt (vgl. Kapitel 5).

## Fazit

Diese Untersuchung gibt erstmalig eine Einschätzung von Baumrarderichten in Baden-Württemberg. In allen Gebieten wurden Baumrarder nachgewiesen und die errechneten Dichten liegen innerhalb üblicher Werte für europäische bzw. deutsche Baumrarderpopulationen. Dabei kann die Transektsuchen als Methode auch für Bestandsbewertung nach JWMG (sowie nach FFH-Richtlinie) empfohlen werden.

Um belastbare Dichteschätzungen zu berechnen, sollte langfristig das Erheben einer großen Stichprobe angestrebt werden. Der hier durchgeführte Methodentest hat gezeigt, dass die Transektsuchen sich sehr gut zum Erheben von nicht-invasiven, individuellen Baumrardernachweisen sowie den Wiederfinden von Individuen eignen. Es hat sich außerdem gezeigt, dass der Einsatz von ausgebildeten Artenspürhunden deutliche Vorteile für das Auffinden von artspezifischen Kot als auch für die Generierung von einer höheren Stichprobenzahl mit sich bringt und dafür eine robustere Datengrundlage für die Dichteschätzung schafft. Finanzielle sowie personelle Ressourcen oder auch grundsätzlich die Verfügbarkeit eines passenden Spürhunde-Teams können jedoch limitierende Faktoren sein. Die Durchführung der Transektsuchen ausschließlich mit Kartierenden kann empfohlen werden, wenn in den Untersuchungsgebiete mehrere Beprobungen (*Sessions*) nacheinander begangen werden, um dadurch eine größere Stichprobe zu erzielen.

## 7 Methodenvergleich anhand Relativem Abundanz Index

### 7.1 Hintergrund

Um die in den vorangegangenen Kapiteln genannten Methoden miteinander vergleichen zu können, wurde die Anzahl an Nachweisen, die durch jede Methode in einer Rasterzelle erbracht werden konnten, als Vergleichsparameter gewählt. Für den Vergleich herangezogen wurden:

- Wildkamera ohne Köder
- Wildkamera mit Köder
- Transektsuche Kartierende
- Transektsuche Spürhunde-Team (Haarfallen)

Die Anzahl Nachweise jeder Methode können ein Indikator für die Abundanz (Häufigkeit) der Art in einem Untersuchungsgebiet sein. Aus ihnen lässt sich jedoch keine absolute Bestandsgröße ableiten, weshalb sie allgemein als relativer Abundanz Index (RAI) bezeichnet werden. Die Nachweisarten unterscheiden sich je nach Methode und sind für die Wildkameras mit und ohne Köder als Baummarkererereignisse pro Wildkamera definiert. Für die Transektsuchen wurden die Anzahl sicherer Baummarkerkotfunde entlang eines Transekts ausgewertet. Bei den Haarfallen sind es die Haarfunde pro Fallenstandort. Da mithilfe der Haarfallen keine Baummarkernachweise erbracht wurden, wurde diese Methode im Vergleich nicht weiter berücksichtigt (vgl. Kapitel 4). Eine ausführliche Beschreibung der Entwicklung und Anwendung jeder Methode findet sich jeweils in den Kapiteln 3, 4, und 5

### 7.2 Methode

Für den direkten Methodenvergleich wurde nur die Feldarbeit im Herbst 2021 berücksichtigt, um Unterschiede in der Häufigkeit

des Baummarkers über die verschiedenen Jahre hinweg auszuschließen. Bei dieser kamen in den drei Untersuchungsgebieten EB, RW und TA alle vier Methoden zeitgleich zum Einsatz. Dadurch wurde jede Höhenstufe (planar, submontan und montan) abgedeckt. In PR wurde aufgrund begrenzter Zeit keine Transektsuche Spürhunde-Team durchgeführt. In TM wurden keine Wildkamera mit Köder eingesetzt, um eine räumlich und zeitlich parallel stattfindende Untersuchung zum Rotfuchs durch die Lockwirkung des Köders nicht zu beeinflussen.

Das Versuchsdesign war in allen Untersuchungsgebieten gleich (Abbildung 7.1). Die Gebiete wurden in 500 m x 500 m große Rasterzellen unterteilt. Jede Rasterzelle wurde im selben Zeitraum mit einer Wildkamera und einer Transektsuche beprobt. Bei den Transektsuchen wurde immer abwechselnd – in Rasterzelle 1 von Kartierenden, in Rasterzelle 2 vom Spürhunde-Team, in Rasterzelle 3 von Kartierenden usw. - nach Baummarkerkot gesucht. Mithilfe genetischer Analyse wurden bestätigt, ob es sich bei den gefundenen Proben um Baummarkerkot handelte (weitere Details siehe Kapitel 5). Zusätzlich wurde in der Mitte jeder Rasterzelle eine Wildkamera (Modell Cuddeback C1, Weißlichtblitz) installiert. Dabei wurde zufällig die Hälfte der Kamerastandorte ausgewählt, an denen ein Köder angebracht wurde. Die Kameras blieben für 4 Wochen (28 Tage) aktiv. Köder wurden bei Installation der Kamera ausgebracht und nach 2 Wochen Laufzeit einmal erneuert. Fotos, die innerhalb eines Zeitraums von fünf Minuten

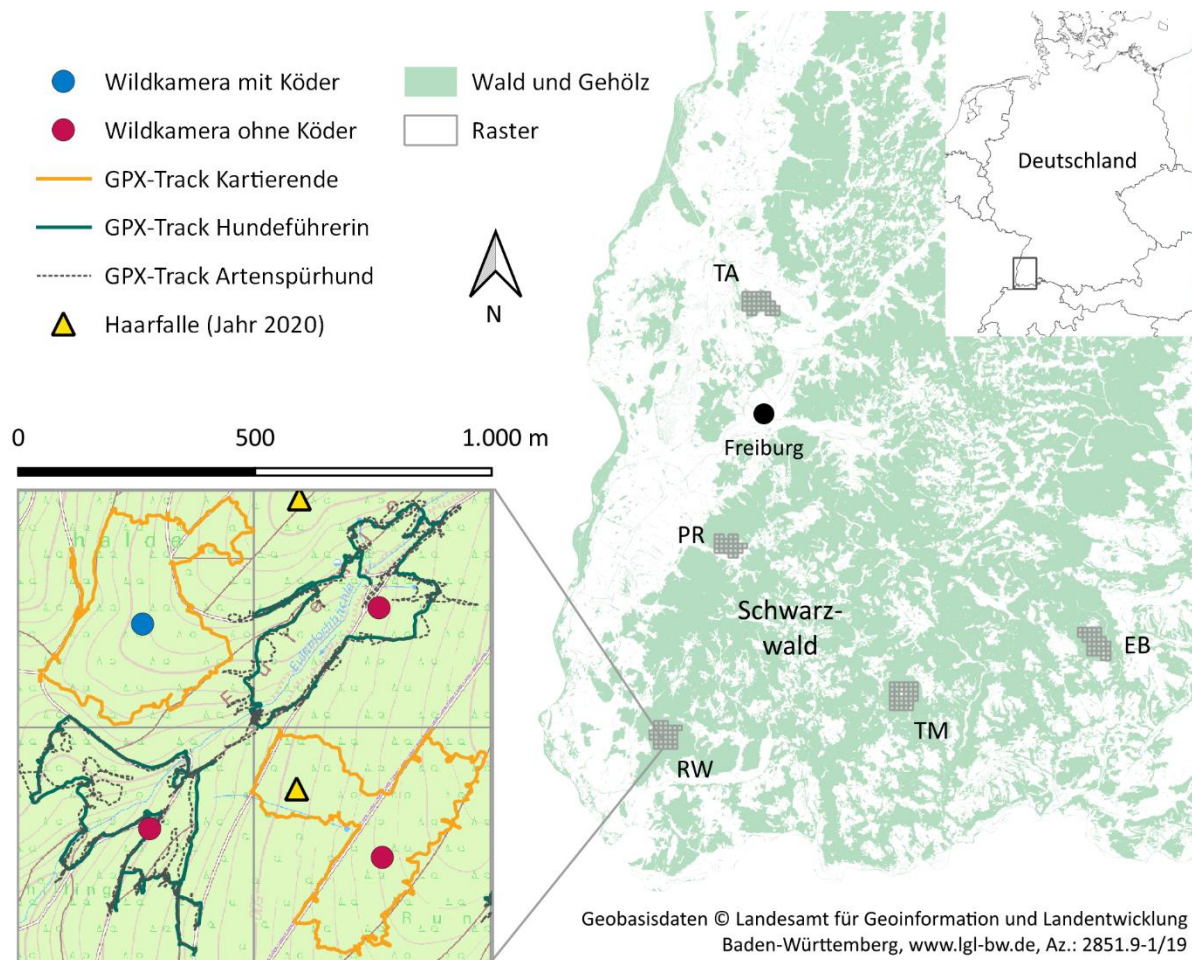
aufgenommen wurden, wurden zu einem Ereignis zusammengefasst (weitere Details siehe Kapitel 3). Mit Ausnahme von PR und TM wurden pro Untersuchungsgebiet nahezu gleich viele Rasterzelle von allen 4 Methoden abgedeckt und immer zwei Methoden wurden in der gleichen Rasterzelle eingesetzt (Tabelle 7.1).

Für jede Methode wurden pro Rasterzelle die Anzahl an Nachweisen (also entweder die Baumraderereignisse oder die Kotfunde von Baumrardern) addiert und durch die Gesamtanzahl der Rasterzellen, in denen die jeweilige Methode angewendet wurde, geteilt. Daraus ergibt sich für jede Methode ein durchschnittlicher RAI-Wert, der über alle Untersuchungsgebiete hinweg und zusätzlich für jedes Untersuchungsgebiet einzeln

berechnet wurde. Die RAIs der einzelnen Methoden wurden zusammengefasst für alle Untersuchungsgebiete mit dem Mann-Whitney-U-Test auf signifikante Unterschiede geprüft (nicht-normalverteilt, unabhängige Variablen). Darüber hinaus wurde die Anzahl und räumliche Verteilung der Rasterzellen betrachtet, in denen die einzelnen Methoden Baumrardernachweise erbringen konnten (QGIS, Version 3.12).

### 7.3 Ergebnisse

Insgesamt wurden 152 Rasterzellen beprobt. Davon wurden 93 Rasterzellen mit Wildkameras ohne Köder und 59 Rasterzellen mit Wildkameras mit Köder untersucht (Tabelle



**Abbildung 7.1:** Vergleich von Methoden zum Nachweisen von Baumrardern in fünf Untersuchungsgebieten im Herbst 2021. Berücksichtigt wurden Wildkameras mit und ohne Köder sowie Transektsuchen nach Baumraderkot durch Kartierende oder ein Spürhundeteam. Haarfallen (gelbe Dreiecke) wurden nur 2020 aufgestellt und aufgrund fehlender Nachweise im Vergleich im Folgejahr nicht weiter berücksichtigt.



**Tabelle 7.1:** Ergebnisse von vier Methoden zum Nachweisen von Baumardern. Für jede Methode werden die Anzahl beprobter Rasterzellen (Raster), der Anteil an Rasterzellen mit Baumardernachweis (Nachweis) in Prozent, die Gesamtanzahl Baumardernachweise und der durchschnittliche Relative Abundanz Index ( $\bar{\varnothing}$  RAI Wert) für fünf Untersuchungsgebiete (EB, PR, RW, TA, TM) und insgesamt angegeben.

	Wildkamera ohne Köder				Wildkamera mit Köder				Transektsuche Kartierende				Transektsuche Spürhunde-Team			
	Anzahl Raster	Anteil (%) Raster mit Nachweis	Anzahl Nachweise	$\bar{\varnothing}$ RAI Wert	Anzahl Raster	Anteil (%) Raster mit Nachweis	Anzahl Nachweise	$\bar{\varnothing}$ RAI Wert	Anzahl Raster	Anteil (%) Raster mit Nachweis	Anzahl Nachweise	$\bar{\varnothing}$ RAI Wert	Anzahl Raster	Anteil (%) Raster mit Nachweis	Anzahl Nachweise	$\bar{\varnothing}$ RAI Wert
EB	16	12,5	2	0,13	16	37,5	9	0,56	17	70,6	21	1,24	15	100	80	5,33
PR <sup>1</sup>	12	8,3	1	0,08	12	33,3	7	0,58	24	45,8	13	0,54	-	-	-	-
RW	16	12,5	2	0,13	15	53,3	10	0,67	16	75,0	24	1,50	15	93,3	44	2,93
TA	16	31,3	11	0,69	16	12,5	4	0,25	16	43,8	18	1,13	16	68,8	17	1,06
TM <sup>2</sup>	33	12,1	4	0,12	-	-	-	-	16	50,0	10	0,63	17	88,2	27	1,59
<b>Gesamt</b>	<b>93</b>	<b>15,1</b>	<b>20</b>	<b>0,21</b>	<b>59</b>	<b>33,9</b>	<b>30</b>	<b>0,51</b>	<b>89</b>	<b>56,2</b>	<b>86</b>	<b>0,97</b>	<b>63</b>	<b>87,3</b>	<b>168</b>	<b>2,67</b>

<sup>1</sup> in PR wurde keine Transektsuche mit dem Spürhunde-Team durchgeführt; <sup>2</sup> in TM wurden keine Wildkameras mit Köder installiert

7.1). Bei den Transektsuchen wurden 89 Rasterzellen von Kartierenden und 63 Rasterzellen vom Spürhunde-Team abgesucht.

Das Spürhunde-Team lieferte mit 168 Baumardernachweisen insgesamt und auch für jedes Untersuchungsgebiet außer TA die meisten Nachweise (Tabelle 7.1). Es konnte in 87,3 % der abgesuchten Rasterzellen einen Baumardernachweis erbringen (N = 55) und erreichte damit die höchste Quote von allen Methoden. Die Kartierenden lieferten mit insgesamt 86 Nachweisen in 56,2 % der Rasterzellen einen Baumardernachweis (N = 50) und damit die zweithöchsten Werte.

Mithilfe der Wildkameras wurden deutlich weniger Baumardernachweise erbracht. Anhand der Wildkameras mit Köder wurden insgesamt 30 Baumardernachweise in 33,9 % der Rasterzelle (N = 20) gemacht. Mit insgesamt 20 Nachweisen lieferten die Wildkameras ohne Köder insgesamt die wenigsten

Nachweise und wies die Art in nur 15,1 % (N = 14) der untersuchten Rasterzellen nach.

Die RAI Werte – also die durchschnittliche Anzahl Nachweise pro Rasterzelle – unterscheiden sich signifikant zwischen den Methoden (Abbildung 7.2). Diese sind bei den Wildkameras ohne Köder mit einem durchschnittlichen RAI Wert von 0,21 am niedrigsten (Tabelle 7.1) und alle RAI Werte wurden als Ausreißer dargestellt (Abbildung 7.2). Nachweise mit dieser Methode sind somit Ausnahmen. Der RAI Wert steigt bei den Wildkameras mit Ködern auf 0,51 an und verdoppelt sich bei der Transektsuche Kartierende auf 0,97. Letztere ist somit im direkten Vergleich die zweiteffektivste Methode zum Nachweisen von Baumardern in dieser Untersuchung gewesen. Mit einem RAI Wert von 2,67 konnten mithilfe der Transektsuche Spürhunde-Team mit Abstand die meisten

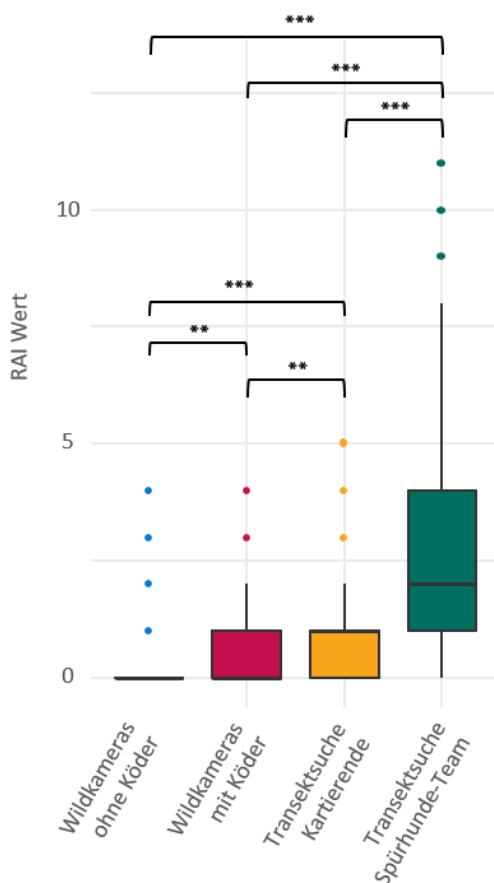
Baumgardernachweise pro Rasterzelle erbracht werden.

Betrachtet man die räumliche Verteilung der Baumgardernachweise in den Untersuchungsgebieten, konnten die Transektsuchen mit dem Spürhunde-Team nahezu flächig Baumgarder nachweisen (Abbildung 7.3). Auch die Transektsuche mit den Kartierenden zeigte eine recht gleichmäßige Verteilung der Nachweise in den Gebieten. Nur in Einzelfällen konnten durch Wildkameras mit und ohne Köder Baumgarder in einer Rasterzelle nachgewiesen werden, in der noch kein Nachweis durch eine der anderen beiden Methode erfolgt ist.

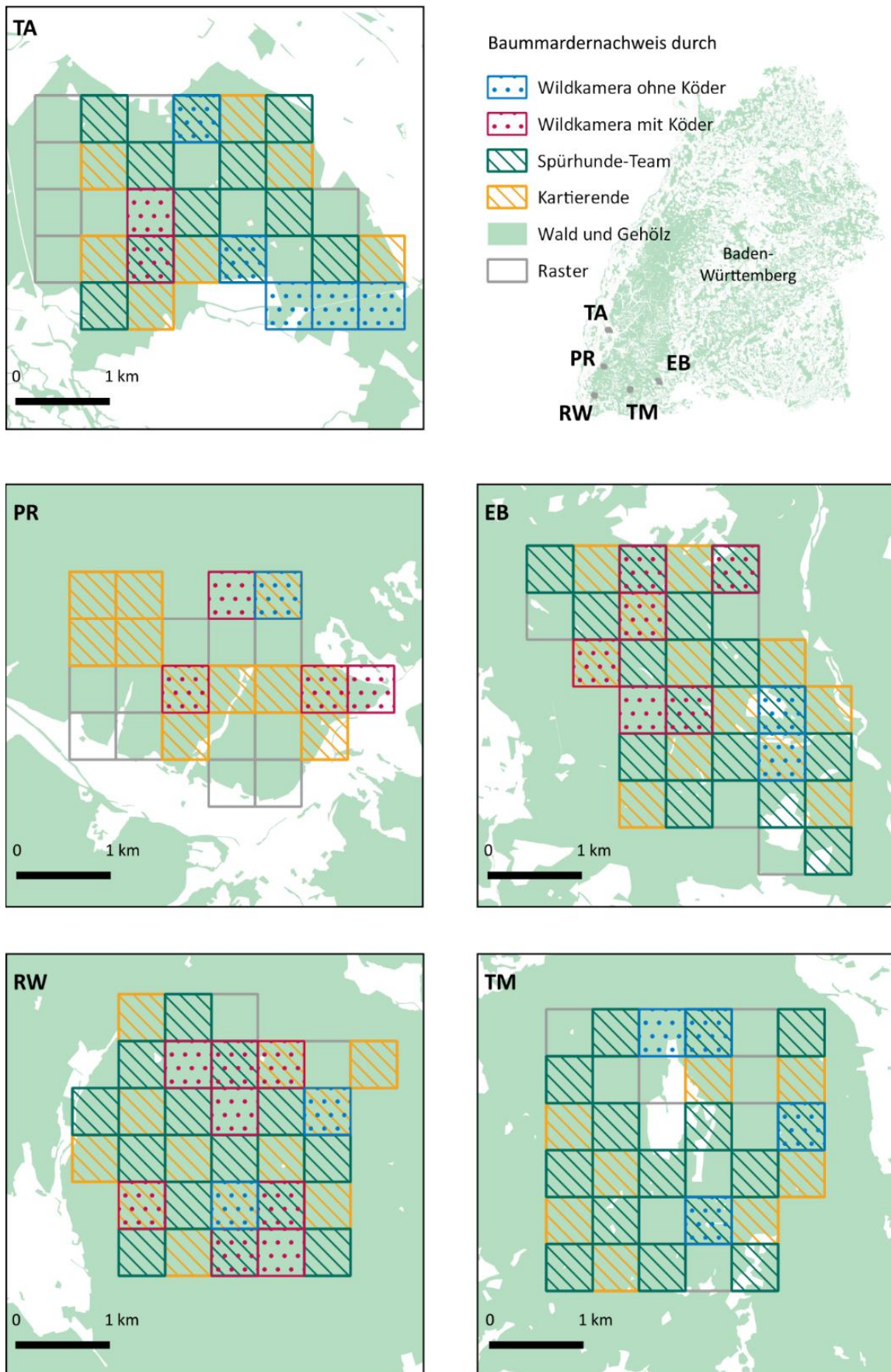
Der Vergleich der Methoden innerhalb jedes Untersuchungsgebiets einzeln ergibt ein ähnliches Bild (Abbildung 7.4). In allen Untersuchungsgebieten außer TA haben die Transektsuchen durch das Spürhunde-Team die meisten Nachweise erbringen können (in

PR wurden keine Transektsuchen Spürhunde-Team durchgeführt). Diese erwies sich in EB am effektivsten und lieferte sogar eine Nachweisquote von 100%. Es konnte also in jeder beprobten Rasterzelle durch das Spürhunde-Team mindestens einmal ein Baumgarder nachgewiesen werden. In diesem Gebiet wurde auch der höchste RAI Wert von durchschnittlich 5,3 Nachweisen pro Rasterzelle erlangt werden (Tabelle 7.1). Dabei betrug die höchste Anzahl Baumgardernachweise in einer Rasterzelle 11 (Abbildung 7.4).

Etwas anders verhielt es sich im Untersuchungsgebiet TA. Hier konnten die Kartierenden einen Nachweis mehr als das Spürhunde-Team erbringen (Tabelle 7.1) und die Wildkameras ohne Köder lieferten deutlich mehr Nachweise als in allen anderen Untersuchungsgebieten. Die geringsten RAI Werte lieferten hier die Wildkameras mit Köder (Abbildung 7.4).



**Abbildung 7.2:** Boxplot der Relativen Abundanz Indizes (RAI) des Baumgarders für vier Nachweismethoden. Dargestellt sind der Median und das 1. bis 3. Quantil innerhalb der Box. Ausreißer werden als Punkte angezeigt. Der Mittelwert (M) sowie die Standardabweichung (SD) für die Methoden betragen jeweils: Wildkamera ohne Köder (M: 0,21; SD: 0,6), Wildkameras mit Köder (M: 0,51; SD: 0,9), Transektsuche Kartierende (M: 0,97; SD: 1,2) und Transektsuche Spürhunde-Team (M: 2,67; SD: 2,5). Die Signifikanzlevel sind durch Sterne abgebildet (p-Wert < 0.05: \*\*; p-Wert < 0.01: \*\*\*).



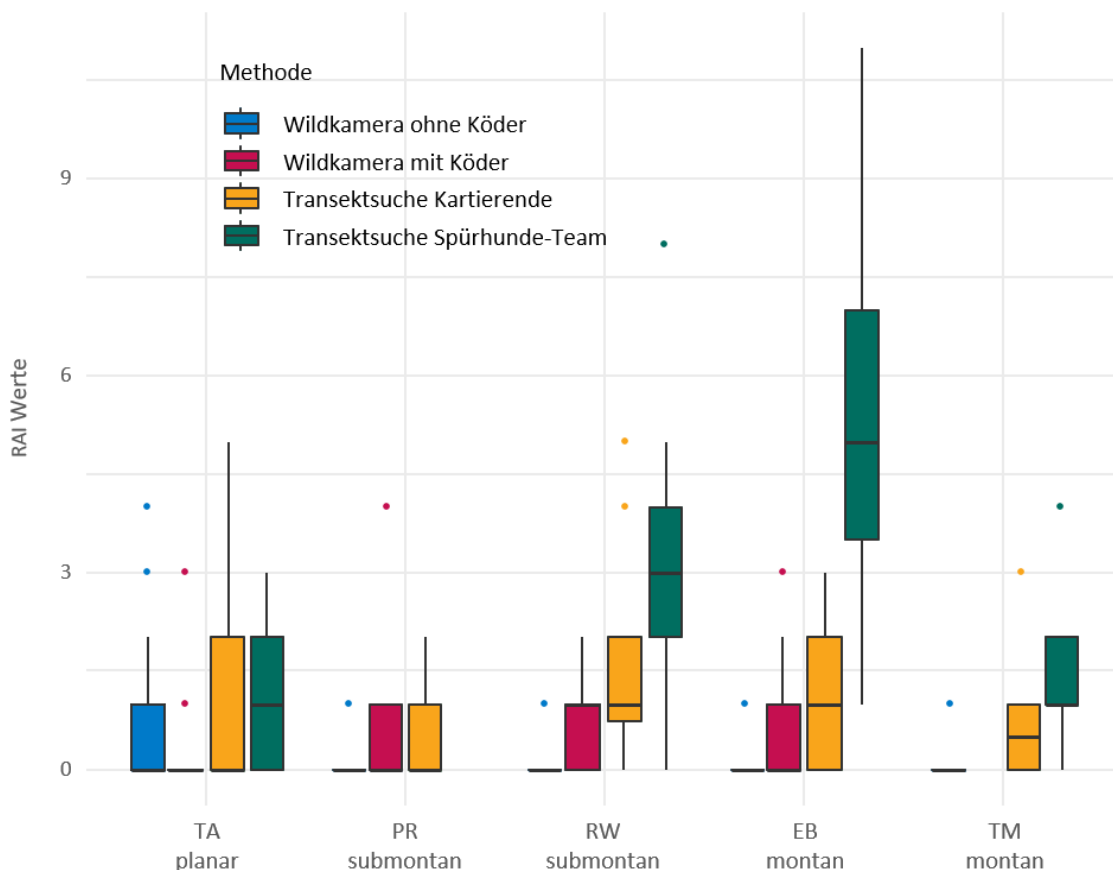
**Abbildung 7.3:** Baumardernachweise pro beprobter Rasterzelle (500 m x 500 m) in fünf Untersuchungsgebieten. Erhoben wurden die Nachweise durch die Methoden Wildkamera mit Köder (blau gepunktet), Wildkamera ohne Köder (rot gepunktet), Transeksuche Spürhunde-Team (grün schraffiert) oder Transeksuche Kartierende (gelb schraffiert). In PR kam kein Spürhunde-Team zum Einsatz und in TM wurde kein Köder vor den Wildkameras ausgebracht. In nicht-ausgefüllten Rasterzellen wurde kein Baumarder nachgewiesen.

## 7.4 Diskussion

Im Methodenvergleich waren die Transektsuchen erfolgreicher im Nachweisen des Baumrarders als der Einsatz von Wildkameras. Dabei war das Spürhunde-Team am effizientesten und konnte die meisten Baumrardernachweise insgesamt und pro abgeseuchter Rasterzelle finden. Es hat den Baumrarder innerhalb nur einer Saison nahezu flächig in allen untersuchten Gebieten nachweisen können.

### Baumrarderabundanz in den Untersuchungsgebieten

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass die getesteten Methoden unterschiedlich gut in den verschiedenen Untersuchungsgebieten funktioniert haben. Besonders auffallend ist, dass im Untersuchungsgebiet TA alle Methoden bis auf die Wildkameras mit Köder ähnlich hohe RAI Werte erbracht haben, während sich in den anderen Gebieten deutliche Unterschiede in der Anzahl an Nachweisen zwischen den Methoden zeigten (Tabelle 7.1). Vor allem das Spürhunde-Team hatte in TA auffallend niedrige



**Abbildung 7.4:** Boxplot der Relativen Abundanz Indizes (RAIs) für den Baumrarder in fünf Untersuchungsgebieten (TA, PR, RW, EB, TM). Die RAIs entsprechen der Anzahl Baumrardernachweisen pro Rasterzelle und wurden mit vier Methoden erhoben. Je nach Methode handelt es sich dabei um Baumrardereignisse an einer Wildkamera (blau und rot) oder um genetisch verifizierte Kotfunde entlang von Transektsuchen (gelb und grün). Dargestellt sind der Median und das 1. bis 3. Quantil innerhalb der Box. Ausreißer werden als Punkte angezeigt. Im Untersuchungsgebiet PR wurde keine Transektsuche Hunde-Team durchgeführt und in TM wurden keine Wildkameras mit Köder verwendet.



RAI Werte (Abbildung 7.4). In diesem Gebiet wurden sowohl von den Kartierenden als auch vom Spürhunde-Team mit den Transektsuchen begonnen. Die verhältnismäßig geringe Anzahl an Funden des Spürhunde-Teams könnte daher mit dem Lerneffekt bei der Suche im Gelände zusammenhängen. Obwohl Ausbildung und Training des Artenspürhunds systematisch und erfolgreich absolviert wurden (siehe auch Kapitel 9), hat sich bei der Suche in TA gezeigt, dass dem Artenspürhund der Transfer von Trainingsproben zu „wilden“ Kotproben im Untersuchungsgebiet sukzessive besser gelang. Ein Anstieg der Anzahl an Nachweisen in den Gebieten, die nach TA abgesucht wurden (in der Reihenfolge EB, RW und TM), kann also eher auf den weiterhin zunehmenden Lernerfolg des Artenspürhunds als auf ein größeres Vorkommen von Baumardern zurückgeführt werden. Die Ergebnisse der Dichteschätzung bestätigen diese Annahme (vgl. Kapitel 6).

Die sehr hohe Anzahl Nachweise durch die Wildkameras ohne Köder in TA könnte mit der Topografie und Nahrungsverfügbarkeit des Untersuchungsgebiets zusammenhängen (vgl. auch Kapitel 3). Durch das ausschließlich flache Gelände konnten Baumarder vermutlich auch auf größere Distanzen deutlich leichter fotografiert werden als in den steileren Untersuchungsgebieten. Das Interesse der Tiere an den ausgebrachten Ködern war eventuell durch das lange in den Herbst hineinreichende Nahrungsangebot an Beeren und Früchten reduziert.

Ebenso ist zu berücksichtigen, dass die RAI Werte zwischen den Methoden mitunter deutlich höhere Unterschiede aufweisen als zwischen den Untersuchungsgebieten. Im Gegensatz zu den Dichteschätzungen, die auf eine Abnahme der Dichten von den planaren Untersuchungsgebieten zu den montanen hindeuten, kann bei den RAI Werte kein gemeinsamer Trend über alle Methoden hinweg beobachtet werden, der auf

eine unterschiedliche Abundanz von Baumardern in den fünf Untersuchungsgebieten hindeutet. Würden die Anzahl Kotfunde mit der Häufigkeit des Baumarders in den Gebieten gleichgesetzt werden, signalisieren die Transektsuchen einen höheren Baumarderbestand in den Gebieten RW und EB. Nimmt man die Anzahl Baumarderereignisse als Indikator für den Bestand, zeigen die Wildkameras mit und ohne Köder nahezu gleiche RAI Werte für alle Gebiete (mit Ausnahme von TA) und deuten damit auf keine Änderung in der Häufigkeit des Baumarders hin. Die in dieser Untersuchung berechneten RAI Werte stellen also keinen verlässlichen Indikator für die Häufigkeit des Baumarders innerhalb der untersuchten Gebiete dar.

### Zeitaufwand & Effektivität

Wildkameras werden häufig mit geringem Aufwand und Kosten assoziiert (Kämmerle et al. 2018; Lang et al. 2011b; Moore et al. 2020). Auch in dieser Untersuchung waren sie die Methode, mit dem geringsten Zeitaufwand bei der Arbeit im Gelände (Tabelle 7.2). Für den Aufbau einer Wildkamera wurden durchschnittlich 0,5 Stunden einkalkuliert, während der Abbau durch das Kennen des genauen Standorts sowie das Wegfallen der Optimierung der Kameraausrichtung mit nur noch 0,25 Stunden überschlagen wurde. Das zusätzliche Ausbringen und einmalige Auffrischen des Köders nach 2 Wochen führte zu einem Extraaufwand, der mit mindestens 0,5 Stunden pro Kamera veranschlagt wurde. Hierbei sollte jedoch beachtet werden, dass die Klassifizierung der entstandenen Bilder je nach Umfang zu einem erheblichen Zeitfaktor werden kann, der sich durch erhöhtem Einsatz von Personal auch auf die Kosten niederschlägt. Dieser Aufwand ist schwer zu kalkulieren, da Kameraeinstellung, -laufzeit und Auswahl des Standorts zu einer sehr unterschiedlichen Anzahl an aufgenommenen Bildern führen können.

Zwar konnte die Untersuchungsgebiete mithilfe der Wildkameras mit weniger Aufwand „abgesucht“ werden, diese lieferten im Durchschnitt aber auch weniger Baumardernachweise als die Transektsuchen. Die durchschnittliche Laufzeit für ein 1,7 km langes Transekt betrug bei den Kartierenden 1,85 Stunden und für das Spürhunde-Team 2,18 Stunden (Tabelle 7.2). Die längere Laufzeit des Spürhunde-Teams ergibt sich vor allem aus der höheren Anzahl an Kotfunden, da das sorgfältige Einsammeln und Protokollieren jeder Probe ein zusätzlicher Zeitfaktor ist. Der Hund konnte in der gleichen Laufzeit wie seine Hundeführerin durchschnittlich 6,7 km absuchen (vgl. auch Kapitel 5), was einem Vielfachen an Strecke der Kartierenden entspricht. Die hohe Suchleistung des Hundes verdeutlicht den großen Vorteil dieser Methode, der sich in dieser Untersuchung in den meisten Baumardernachweisen niedergeschlagen hat. Die Transektsuche mit dem Spürhunde-Team hat sich somit im direkten Vergleich als effizienteste Methode zum Nachweisen von Baumardern erwiesen.

**Tabelle 7.2:** Zeitaufwand pro Rasterzelle bei der Durchführung von vier Methoden zum Nachweisen von Baumardern im Gelände. Es wurde in jeder Rasterzelle eine Wildkamera für 4 Wochen aufgebaut (ohne oder mit Köder) sowie ein Transekt von 1,7 km Länge (von Kartierenden oder einem Hunde-Team) gelaufen. Die An- und Abfahrtszeiten wurden für jede Methode als identisch angenommen und daher nicht einkalkuliert.

Methode	Stunden pro Rasterzelle
Wildkamera ohne Köder	0,75
Wildkamera mit Köder	1,25
Transektsuche Kartierende	1,85
Transektsuche Hunde-Team	2,18

Grundsätzlich zeigt sich in dieser Untersuchung, dass mit zunehmenden Aufwand auch die Effektivität der Methoden zum Nachweisen von Baumardern gestiegen ist. Zu berücksichtigen ist dabei, dass je nach Fragestellung der Einsatz der Methoden angepasst werden kann. Die Laufzeit der Wildkameras kann je nach Batterielaufzeit mit geringem Mehraufwand verlängert werden, da sie automatisiert Bilder aufzeichnen. Eine erneute Beprobung durch Transektsuchen würde den Zeitaufwand hingegen verdoppeln.

Die Kosten der einzelnen Methoden sind aufgrund der Eingehens diskutierten Faktoren nur schwer miteinander zu vergleichen. Je nach Anzahl an Bildern, die ausgewertet oder Kotproben, die analysiert werden müssen, können diese stark variieren. Dabei können beispielsweise die Kosten für genetische Analysen durch ein vorab festgelegtes Budget auf eine bestimmte Anzahl Proben begrenzt werden. Natürlich spielt dabei die Fragestellung eine zentrale Rolle.

Sollen robuste Dichteschätzung vorgenommen werden, können laut dieser Untersuchung nur die Transektsuchen empfohlen werden. Dabei sollten möglichst viele Kotproben genetisch analysiert werden, es ist aber denkbar nach Anzahl, Fundort und Probenqualität eine Unterstichprobe zu ziehen, um die Kosten für die genetischen Analysen zu begrenzen.

Für den Artnachweis ist der durch die Transektsuchen höhere Aufwand nicht unbedingt nötig, da durch den Einsatz von beköderten Wildkameras, die mindestens 4 Wochen oder länger im Einsatz sind, gute Ergebnisse erzielt werden können. Auch hier können Kosten reduziert werden, beispielweise wenn Standorte nach einem positiven Baumardernachweis abgebaut werden.

## Fazit

Mit Ausnahme der Haarfallen konnte anhand jeder der getesteten Methoden in jedem der fünf Untersuchungsgebiete Baummarder nachgewiesen werden. Die Anzahl der Nachweise unterschied sich jedoch stark zwischen den getesteten Methoden. Ihr Einsatz ist daher von der Fragestellung abhängig:

Haarfallen können allgemein hin als ungeeignet für ein Baummardermonitoring in Baden-Württemberg betrachtet werden (vgl. Kapitel 4). Sie konnten an keinem Standort einen Baummardernachweis erbringen.

Wildkamaseras eignen sich zum Nachweisen der Tierart. Dafür wird der Einsatz von Ködern unbedingt empfohlen (vgl. Kapitel 3).

Die Transektsuchen lieferten die meisten Artnachweise, ihr Einsatz kann für die Schätzung von Baummarder-Dichten empfohlen

werden. Dabei lieferte der Einsatz des Spürhunde-Teams die beste Datengrundlage (vgl. Kapitel 6). Kartierende können nur durch mehrmalige Suchen ähnliche Ergebnisse wie ein Hunde-Team erreichen.

Durch den Einsatz von DNA – Analysen der aufgefundenen Kotproben ist eine Individualerkennung möglich, was für viele weitere Fragestellungen von großer Bedeutung ist (z.B. Erfolgskontrolle eines Prädatorenmanagements).

Der Vergleich zeigt, dass nicht immer allgemeingültige Aussagen zur Effektivität der einzelnen Methoden gemacht werden können, da diese auch von den Gegebenheiten in den Untersuchungsgebieten beeinflusst werden. Es ist daher zu empfehlen, vor dem großflächigen Einsatz jeder Methode eine Pilotstudie durchzuführen.

## 8 Durchführung genetischer Analysen

Im Folgenden werden die in dieser Untersuchung durchgeführten genetischen Analysen und Möglichkeiten für das Baumardermonitoring genauer beschrieben. Im Rahmen des Projektes wurden bestehende genetische Verfahren angewendet und angepasst. Von Interesse sind dabei die Artbestimmung, die Identifikation von Individuen sowie des Geschlechts. Jedem dieser Schritte ist die DNA-Extraktion aus den vorhandenen Probenmaterialien vorangestellt.

### DNA- Extraktion

Die Extraktion der DNA erfolgte für alle Proben im Genetiklabor der FVA. Entsprechend dem jeweiligen Ausgangsmaterial (Haare, Kot, Gewebe) wurden die in Tabelle 8.1 gelisteten Extraktionskits verwendet und die Extraktionsschritte nach den Protokollen der Hersteller durchgeführt.

Zum Schutz der Mitarbeitenden vor potentiellen Erregern des Kleinen Fuchsbandwurms (*Echinococcus multilocularis*) wurden alle Kotproben vor der Bearbeitung im Labor für mindestens 7 Tage bei -80°C eingefroren.

**Tabelle 8.1:** Extraktionskits, die zur DNA-Extraktion aus drei verschiedenen Material verwendet wurden.

Material	Extraktions-kit	Hersteller
Haare	IdentityTaq	Genaxxon bioscience GmbH
Kot	NucleoSpin Stool Kit	Macherey-Nagel GmbH & Co. KG
Gewebe	DNeasy Blood & Tissue Kit	Qiagen GmbH

### Artbestimmung

Kotproben können aufgrund ihrer Morphologie nicht eindeutig dem Baumarder zugeordnet werden. Es besteht sowohl in der Größe als auch der Zusammensetzung von Nahrungsrückständen eine hohe Verwechslungsgefahr mit Kot des Steinmarders. Ebenso kann Kot von Fuchs, Iltis und Dachs mitunter leicht mit dem des Baumarders verwechselt werden (Birks et al. 2004; Davison et al. 2002).

Auch bei Haarproben ist die Tierart nicht immer eindeutig zuordenbar, was sich vor allem bei hellen Wollhaaren zeigt. Für beide Probenotypen wird daher die Prüfung mithilfe genetischer Analysen empfohlen.

Für die Haarproben wurde für die Bestimmung der Tierart ein Abschnitt aus dem 12S-rRNA-Gen aus dem mitochondrialen Genom mithilfe des allgemeinen Artbestimmungsprimers 12S (12S-For1 5'- CAACTGGGATTA-GATACCCCA - 3'; 12S-Rev 5' - GAGGGT-GACGGGCGG - 3') sequenziert. Für die DNA-Amplifikation wurde die Polymerasekettenreaktion (PCR) anhand folgendem Protokoll durchgeführt : Denaturierung bei 95° C für 2 min; danach folgen 39 Zyklen von 93° C für 30 sec, 50° C für 30 sec und 72° C für 45 sec; abschließend ein Schritt bei 72° C für 20 min.

Dies dient der Vervielfältigung des DNA-Fragments. Das fertige PCR-Produkt wurde zur Sequenzierung an LGC Genomics GmbH, Berlin, geschickt. Die Ergebnis-Sequenz wurde mit der Datenbank GenBank (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>) abgeglichen und anhand der Übereinstimmung die Tierart bestimmt.

Bei den Kotproben wurde zur Artbestimmung ein anderes Verfahren verwendet, weil



die DNA in einer Kotprobe nicht nur der, des Verursachers entspricht, sondern auch DNA aller Nahrungsrückstände vorzufinden sind. Daher wurde eine sensiblerer Methode nach Ruiz-González et al. (2008) ausgewählt, die speziell zur Identifikation von in Europa vorkommenden Marderartigen der Gattung *Martes* (*M. martes*, *M. foina*, *M. zibellina*) und *Mustela* (*M. putorius*, *M. lutreola*, *M. vison*, *M. erminea*) entwickelt wurde.

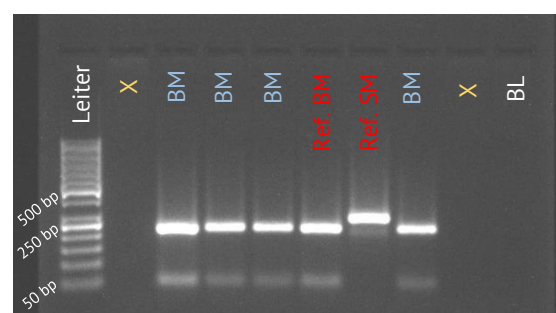
Nahrungsrückstände in der Kotprobe werden dabei ignoriert, da ein marderspezifisches Fragment (276 Basenpaare (bp)) auf der Kontrollregion (D-loop), einem Teil der mtDNA, verwendet wird. Dafür wurden der Vorwärtsprimer Mm\_L1 (5'CCCAAAGCTGACATTCTAAC-3') und der Rückwärtsprimer Mm\_H1 (5'-ATGGGCCCGGAGCGAGAAGAGGTACAC-3') verwendet. Das PCR-Protokoll beinhaltet einen ersten Denaturierungsschritt von 95° C über 10 min hinweg. Danach folgten 35 Zyklen bestehend aus 95° C für 1 min, 63,5° C für 1 min und 72° C für 1 min. Die abschließende Elongationsphase betrug 72° C für 5 min.

In einem zweiten Schritt wurde das PCR-Produkt durch den Verdau mit Restriktionsenzymen in weitere Fragmente zerschnitten. Die Anzahl und Länge der Fragmente im Verdauprodukt sind für jede Tierart einzigartig und ihr Muster wurde auf einem Agarosegel sichtbar gemacht (Abbildung 8.1).

Für den Verdau wurde das Enzym *HaeIII* verwendet, welches eine eindeutige Abgrenzung von Baummarder und Zobel (*Martes zibellina*) zu den anderen Arten zulässt (Ruiz-González et al. 2008). Das Verbreitungsgebiet des Zobels beschränkt sich ausschließlich auf die asiatische Taiga westlich des Uralgebirges und kann daher in Baden-Württemberg als Kotverursacher ausgeschlossen werden. Für die weitere Identifizierung der Arten Zobel, Steinmarder sowie *Mustela sp.* ist die Anwendung eines zweiten Enzymes *RsaI* notwendig (Ruiz-González et al. 2008).

Beim Baummarder entstehen durch den Verdau mit *HaeIII* zwei Fragmente unterschiedlicher Länge (220bp und 51bp), während beispielsweise beim Steinmarder ein Fragment mit einer Länge von 271bp geschnitten wird (Abbildung 8.1). Von jeder Probe wurden 4µl des Verdauprodukts mit HiDi aufbereitet und auf einem 3%-tigen Agarosegel aufgetragen. Von dem unter UV-Licht abfotografierten Gel wurde visuell von jeder Probe die Art bestimmt. Um Fehler bei der Identifizierung durch Kontamination zu vermeiden, wurde auf jedem Gel zusätzlich eine Blindprobe sowie je eine bekannte Baum- und Steinmarderprobe (Referenzprobe) laufen gelassen. Proben, die beim ersten Durchlauf nicht sicher dem Baummarder zugeordnet werden konnten, wurden ein zweites Mal wiederholt. Blieben sie danach immer noch unsicher, wurden sie aus der Analyse entfernt.

Da die Methode von Ruiz-González et al. (2008) einen Abschnitt auf der mitochondrialen DNA (mtDNA) amplifiziert, funktioniert sie auch bei Proben, deren DNA degradiert ist (z.B. Haare und Kot), besonders stabil. Die mtDNA liegt in deutlich höherer Konzentration in jeder Zelle vor, als dies für Kern-DNA der Fall ist und kann entsprechend häufiger amplifiziert werden. Auch ist die gewählte Sequenz auf der mtDNA-Kontrollregion mit



**Abbildung 8.1:** Agarosegel zur Bewertung von Kotproben nach dem Verdau eines Fragments der mtDNA-Kontrollregion durch das Restriktionsenzym *HaeIII*. Rot beschriftet sind Referenzproben von Baummarder (BM) und Steinmarder (SM). Blau beschriftete Proben (BM) können Baummardern zugeordnet werden, gelbe Kreuze (X) markieren Proben für die keine Artbestimmung möglich ist. Ganz rechts befindet sich die Blindprobe (BL). Foto: FVA

276 bp besonders kurz, sodass die Wahrscheinlichkeit steigt, dass auch nach starker Degradierung (Zerfall der DNA) die Sequenz noch vollständig ist und amplifiziert werden kann.

## Individualerkennung &

### Geschlechtsbestimmung

Nur Proben, die anhand der genetischen Artbestimmung eindeutig der Tierart Baumarder zugeordnet werden konnten, wurden für die weitere Analyse verwendet. Um einzelne Baumarderindividuen identifizieren zu können, wurde eine Genotypisierung anhand von 17 Mikrosatelliten durchgeführt.

Mikrosatelliten sind genetische Marker, die durch die Wiederholung einfacher Sequenzen, z.B. bestehend aus zwei Basen (Basentandems), gekennzeichnet sind. Daher werden sie oftmals auch als STR (*short tandem repeats*) abgekürzt. Diese Wiederholungen der Basentandems sind schnellen Mutationsprozessen unterlegen, wodurch sich ihre Anzahl und damit die Länge der Gesamtsequenz verändert. Diese Veränderung geschieht in wenigen Generationen. Sie sind dadurch sehr polymorph und besonders gut für die Identifikation von Individuen und dem Erkennen von Eltern-Kind-Beziehungen geeignet.

Für den Baumarder wurden in verschiedenen Studien eine Vielzahl an geeigneten Mikrosatelliten identifiziert. Diese werden in unterschiedlichen Kombinationen für die Erforschung und das Monitoring von Baumarderpopulationen eingesetzt (Balestrieri et al. 2016; Croose et al. 2019; Kubasiewicz et al. 2017; Mergey et al. 2023; Modorov et al. 2020; O'Mahony et al. 2017; O'Mahony et al. 2015; Sheehy et al. 2014). Für dieses Projekt wurden zwei bestehende Mikrosatellitensets ausgewählt und neu miteinander kombiniert (Modorov et al. 2020; O'Mahony

et al. 2017). Die Auflistung der 17 verwendeten Mikrosatelliten findet sich in Tabelle 8.2.

Die Analysen erfolgten im Genetiklabor der FVA nach folgendem Protokoll:

Die Amplifikation der Marker wurde auf drei Multiplexe mit 5-6 Markern aufgeteilt und jeweils in einem Gesamtvolumen von 10 µL durchgeführt. Es wurden 5 µL SuperHot Master Mix (2-fach) (Genaxxon Bioscience), 3 µL DNA-Extrakt und Primer in Konzentrationen von 0,12 – 0,9 µM verwendet (für die genaue Auflistung siehe Tabelle 8.2). Das PCR-Protokoll sah eine anfängliche Denaturierung bei 95 °C für 10 Minuten vor, gefolgt von 40 Zyklen bei 95 °C für 30 Sekunden, 57 °C für 90 Sekunden und 72 °C für 30 Sekunden. Die abschließende Elongation betrug 30 Minuten bei 60 °C.

Anschließend wurden 1 µL PCR-Produkt mit 14 µL Hi-Di-Formamid (Applied Biosystems) und dem Längenstandard GeneScan-500 LIZ (Applied Biosystems) angesetzt. Jede Probe wurde dreimal wiederholt, sodass insgesamt neun PCRs pro Probe (drei Wiederholungen für je drei Multiplex-PCRs) gelaufen sind. Die Fragmentlängenanalyse wurde auf dem Sequenziergerät SeqStudio der Firma Applied Biosystems unter Standardeinstellungen durchgeführt. Die Rohdaten wurden für die Bewertung der Allellängen in die Software GeneMapper Version 6 (Applied Biosystems) importiert. Ein Allel wurde gewertet, wenn es in 2 von 3 Wiederholungen auftrat. Bei homozygoten Loci musste das Allel in allen drei Wiederholungen vorhanden sein (Piggott und Taylor 2003; Taberlet et al. 1996). Konnte mithilfe der ersten drei Wiederholungen nicht genügend Loci bewertet werden, wurden zwei weitere Wiederholungen für diese Probe analysiert. Die Zuweisung der Proben zu einzelnen Individuen wurde mit der Software GeneCap (Wilberg und Dreher 2004) sowie Cervus (Version 3.0.7) berechnet.

Proben, die erfolgreich einem Individuum zugeordnet werden konnten, wurden für die Geschlechtsbestimmung an den externen Dienstleister SEQ-IT GmbH & Co. KG, Kaiserslautern, verschickt. Wurde ein Individuum häufiger als dreimal nachgewiesen, wurde aus Kostengründen eine Auswahl der Proben getroffen, die für die Geschlechtsbestimmung extern verschickt wurden.

Die Geschlechtsbestimmung wurde anhand einer quantitativen PCR oder auch quantitative Real-Time PCR genannt (qPCR) durchgeführt. Dabei werden wie in einer herkömmlichen PCR bestimmte, durch einen Vor- und einen Rückwärtsprimer definierte DNA-Fragmente vervielfältigt. Mit Hilfe von Fluoreszenzmessungen während der Zyklen der PCR kann hier aber der DNA-Gehalt des PCR-Produkts quantifiziert werden, da die Fluoreszenz mit der Menge des PCR-Produkts zunimmt. Der Primer wird in diesem Fall, um die Spezifität zu erhöhen, zusätzlich mit einer fluoreszenzmarkierten Sonde (*TaqMan<sup>TM</sup> MGB probe*) kombiniert. Es wurden die Marker MMX, 5'-6FAM-TGTGTCTCTCTGTCA-AMGB-3' and MMY, 5'-VIC-CCTGGTCT-GAAACT-MGB3') für die qPCR verwendet (Mullins et al. 2010). Die qPCR wurde in einem TaqMan 7900 HT (Life Technologies) mit dem folgenden Protokoll durchgeführt:

2 Min. mit 50°C, 10 Min. mit 95°C, gefolgt von 50 Zyklen mit 15 Sek. 95°C und 1 Min. mit 60°C. Die qPCR wurde für jede Probe zweimal durchgeführt, um das Risiko von Ausfällen zu minimieren, und es wurde bei jeder PCR eine Probe eines sicher männlichen und eines sicher weiblichen Baumarders als Referenz (sowie eine Negativkontrolle ohne DNA) mit analysiert. Bei der Auswertung wurden jeweils Proben mit einem klaren Y- und X- Signal als männlich und solche mit einem klaren X-Signal, aber ohne Y-Signal, als weiblich gewertet.

### Referenzproben zur Qualitätsprüfung

Zur Etablierung und Prüfung aller beschriebenen Laborprotokolle wurden Referenzproben von Baumardern und anderen Marderartigen aus Gehegen und Auffangstationen innerhalb Deutschlands genutzt. Ein besonderer Dank gilt an dieser Stelle den Mitarbeitenden, die für uns die Proben gesammelt und verschickt haben!

Des Weiteren sind Gewebe- und Kotproben von erlegten oder verunglückten Tieren verwendet worden.

**Tabelle 8.2:** In diesem Projekt verwendete Mikrosatelliten für die Bestimmung von Baumrarderindividuen. Die Mikrosatelliten wurden nach Vorlage von O'Mahony et al. (2017) und Modorov et al. (2020) in 3 Multiplexen (MPX) neu kombiniert. Mikrosatellit Ma2 hat bei keinem der untersuchten Individuen ein Amplifikationsprodukt gezeigt und wurde daher von der Analyse ausgeschlossen. Mikrosatelliten Ma15 sowie Mzf51 waren monomorph, wiesen also bei allen Individuen nur ein Allel am Locus auf.

Locus	MPX	Referenz	Primer Konz. ( $\mu\text{M}$ )	Bereich Basenlänge	Allele pro Locus
Ma2	1	O'Mahony et al. (2017) <sup>1</sup> Davis und Strobeck (1998) <sup>2</sup>	0,25	-	-
Me1	1	Bijlsma et al. (2000)	0,25	112-120	5
Gg7	1	Davis und Strobeck (1998)	0,25	168-181	7
Mvi1341	1	Vincent et al. (2003)	0,25	163-175	7
Mar21	1	Natali et al. (2010) <sup>1</sup> O'Mahony et al. (2017) <sup>2</sup>	0,25	193-217	8
Mar53	1	Natali et al. (2010)	0,25	237-253	8
Ma1	2	Davis und Strobeck (1998)	0,14	201-209	5
Ma3	2	Davis und Strobeck (1998)	0,12	137-139	2
Ma8	2	Davis und Strobeck (1998)	0,20	102-106	2
Mf8.8	2	Basto et al. (2010)	0,25	226-250	8
Mvi2243	2	Vincent et al. (2003)	0,25	145-159	8
Mzf56	2	Zhu et al. (2017)	0,37	293-301	3
Ma15	3	Davis und Strobeck (1998)	0,20	199	1
Ma19	3	Davis und Strobeck (1998)	0,90	202-210	5
Mf8.7	3	Basto et al. (2010)	0,12	139-151	4
Mvis72	3	Fleming et al. (1999)	0,90	255-275	6
Mzf51	3	Zhu et al. (2017)	0,15	153	1

<sup>1</sup> forward Primer; <sup>2</sup> reverse Primer



## 9 Einsatz des Artenspürhundes

### Einführung

Der erfolgreiche Einsatz von Artenspürhunden in Naturschutz und Wildtierforschung konnte in den letzten 30 Jahren für eine Vielzahl an Artengruppen in wissenschaftlichen Studien belegt werden und findet weltweit wachsenden Zuspruch (Dahlgren 2012; Grimm-Seyfarth et al. 2021; Taubmann und Ramlow 2019). Professionell ausgebildete und geführte Spürhunde sind dabei ein maßgeblicher Baustein für ihre häufig zitierte hohe Effektivität gegenüber traditionell eingesetzten Methoden (Grimm-Seyfarth et al. 2021; Taubmann und Ramlow 2019). Sie können zu deutlich höheren Stichproben vor allem bei geringen Populationsdichten und einem homogeneren Datensatz verhelfen (DeMatteo et al. 2014; Long et al. 2007a; Vynne et al. 2011).

Das Aufspüren und Anzeigen von indirekten Artnachweisen mit Spürhunden hat sich als Vorteil erwiesen. Es ist nicht-invasiv durchführbar, unabhängig von den Aktivitätszeiten der Zielart (Tom 2012) und vielfältig in der Auswertbarkeit. Im Fokus stehen häufig genetisch und physiologisch analysierbare Proben wie Kot und Haare (Statham et al. 2019; Wasser et al. 2004). In den letzten 20 Jahren werden Artenspürhunde immer häufiger und erfolgreich zur Untersuchung von versteckt lebenden und weiträumig agierenden Karnivoren für die Kotsuche eingesetzt (Long et al. 2007a; Reed et al. 2011; Smith et al. 2005).

**Im Hinblick auf das Berechnen von Wildtierdichten anhand von Fang-Wiederfangmethoden bietet der Einsatz von Artenspürhunden besondere Vorteile, da sie in vielen Fällen vergleichsweise höhere Fundraten sowie eine höhere Anzahl an detektierten Individuen liefern können (Wasser et al. 2004).**

Zudem benötigen Spürhunde bei der Datenaufnahme keine Lockstoffe oder Köder, welches ihre Eignung für die Erfassung von Streifgebietsgrößen und Habitatnutzung unterstreicht (Smith et al. 2005; Smith et al. 2003; Wasser et al. 2004). Entsprechend ausgebildet ist der Hund zudem in der Lage, zwischen Kotproben verschiedener Arten zu differenzieren, was besonders bei verwandten Arten mit ähnlicher Ernährung selbst Personen mit Fachexpertise morphologisch nicht eindeutig gelingt (Davison et al. 2002). Der Hund kann also hochspezifisch und kostensparend eingesetzt werden, wie u.a. im Monitoring des Eurasischen Fischotters (*Lutra lutra*) über Kotfunde unter Ausschluss des Minks (*Mustela vison*) (Grimm-Seyfarth et al. 2019).

Bisher ist nicht bekannt, dass Artenspürhunde bereits systematisch für Forschung und Monitoring speziell von Baumardern eingesetzt wurden. Hingegen erfolgt ihre Anwendung schon vielfach für andere Marderartige, u.a. zur Erfassung der Verbreitung des Fischermarders (*Pekania pennanti*) (Long et al. 2010), Populationsdichten und Konnektivität des Amerikanischen Minks (Fuller et al. 2016) und Habitatnutzung einer Unterart des



**Abbildung 9.1:** Im Projekt eingesetzter Artenspürhund bei der Anzeige von Baumarderkot auf einem Baumstamm. Foto: Julia Taubmann

Merriam-Marders (*Martes caurina humboldtensis*) (Moriarty et al. 2021).

### Spürhunde-Team im Projekt

Aufgrund der beschriebenen Vorteile wurde im Projekt der Einsatz eines Artenspürhundes für das Suchen nach Baummarkerkot als Voraussetzung für die daraus resultierenden Dichteschätzungen getestet.

Ein Artenspürhund arbeitet immer im Team mit einer hundeführenden Person, welches im Folgenden als Spürhunde-Team bezeichnet wird. In diesem Projekt bestanden Hundetrainerin, -führerin und Wildtierbiologin aus der gleichen, in den betreffenden Bereichen ausgebildete und erfahrene Person, welches die Abläufe bei der Suche effektiver gestaltete. So konnten gleichzeitig der wildtierökologische Kontext erkannt und analysiert sowie die Verhaltensweisen des Spürhundes im Einsatz gelesen und mit diesem kommuniziert werden. Die Hundeführerin arbeitete während der gesamten Untersuchung mit einem Spürhund und war für die standardisierten Einsatzabläufe zur Datenaufnahme bei Test- und Realeinsätzen zuständig.

### Ausbildung & Training

Es wurde ein einsatzerfahrener Artenspürhund (Deutsch Kurzhaar, 5 Jahre) ausgewählt (Abbildung 9.1), der bisher in der Erfassung von Raufußhühnern und ihrer indirekten Nachweise (Taubmann et al. 2017) sowie zur Kadaversuche insbesondere von Fledermäusen und Vögeln unter Windrädern eingesetzt wurde. Dieser wurde mit Kot von wildlebenden sowie in Gefangenschaft gehaltenen Baummarkern trainiert, mithilfe der positiven Verstärkung durch Spiel, Futter und verbales Loben.

Für das Training wurden nur Proben verwendet, die eindeutig, d.h. durch genetische oder morphologische Überprüfung des leben-

den/toten Tieres, dem Baummarker zugeordnet werden konnten (N = 20 Individuen). Das Training erfolgte zunächst an einem Multiple-Choice Trainingsgerät zur professionellen Spürhundeausbildung („Scent Wheel“), an dem die Geruchskonditionierung auf die Zielart Baummarker und später die Geruchsdifferenzierung zu Nichtzielarten wie Steinmarker und Fuchs durchgeführt wurde.



**Abbildung 9.2:** Training am sogenannten „Scent Wheel“. Foto: Julia Schenkenberger/Naturschutz und Landschaftsplanung

Dabei wurde ein systematischer Trainingsplan eingehalten, der auch regelmäßige Single- und Double-Blind-Tests beinhaltete, also Suchen bei denen weder der Hund noch die Hundeführerin wusste, ob und welche der versteckten Proben von der Zielart stammten, da diese vorab von einer weiteren Person ausgebracht wurden. So konnten der Fortschritt und aufkommende Probleme überwacht werden.

Anschließend wurden im Freiland unter Realbedingungen weitere, intensive Single-Blindtests zur Detektionsleistung des Spürhunde-Teams durchgeführt (Abbildung 9.3). Dabei wurde der Hundeführerin eine unbekannte Anzahl an Baummarkerkot aus Gehegen entlang von 2,5 km langen Transekten ausgelegt. Die Platzierung der Kotproben wurde zufällig auf der gesamten Länge des Transektes sowie mit einem seitlichen Abstand zwischen 0 – 15 m zum Transekt festgelegt. Die Tests wurden entlang von linearen Strukturen (Forststraßen, Pfade, Rückegassen) und innerhalb einer Waldfläche (Ge-



lände) durchgeführt. Jedes Suchszenario (lineare Strukturen versus Gelände) wurde jeweils 20-fach wiederholt und mit dem Artenspürhund frei vor der Hundeführerin suchend, abgelaufen. Dem Spürhunde-Team folgte eine weitere Person in 15 m Distanz, die die Suche protokollierte und zuvor durch das Programm *random.org* randomisiert die Kotproben ausgelegt hatte. Die Person kommunizierte nicht mit der Hundeführerin, die nicht wusste, wie viele und wo die Proben abgelegt wurden, sodass sie das Suchverhalten des Hundes nicht beeinflussen konnte. Gegen Ende der kontrolliert durchgeführten Testläufe suchte das Spürhunde-Team in einem Waldgebiet mit bekanntem Baummarkdervorkommen nach deren Kot, welcher anschließend genetisch artbestimmt wurden.

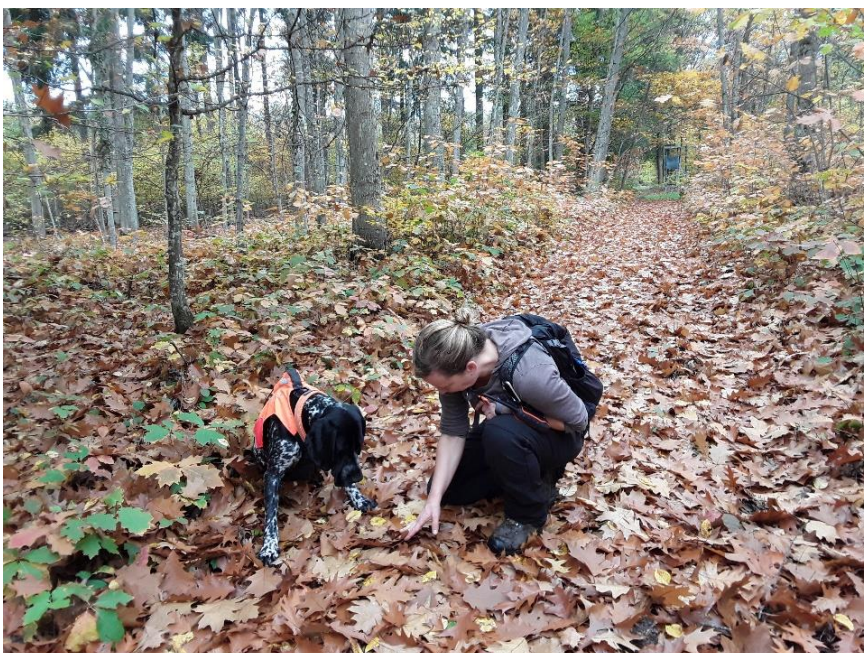
### Detektionsleistung des Artenspürhundes

Sowohl die Single-Blind-Tests als auch die Suchen nach Kot wildlebender Baummarker lieferten positive Ergebnisse. Vom 30.10.2020 bis zum 18.03.2021 wurden bei den Tests insgesamt 158 Proben auf 20 Transekten entlang von linearen Strukturen so-

wie 162 Proben auf 22 Transekten im Gelände ausgelegt. Die Detektionsleistung des Hundes war insgesamt hoch und lag bei den linearen Suchen bei 76,2 % (N = 124 detektierte Proben) und bei der Suche im Gelände bei 74,0 % (N = 125 detektierte Proben). Sie unterscheidet sich also kaum zwischen den beiden Szenarien.

Ebenso aufschlussreich gestalteten sich die Ergebnisse des ersten, realen Waldeinsatzes, der zum Ende in die Tests integriert wurde. Innerhalb von 12 Tagen detektierte der Artenspürhund 39 Kotfunde, von denen 37 genetisch eindeutig dem Baummarker zugeordnet werden konnten. Zwei Proben konnten nicht auf Artniveau analysiert werden.

Die Ergebnisse ließen darauf schließen, dass der Transfer sowohl der Geruchskonditionierung auf die Zielart Baummarker als auch der Geruchsdifferenzierung zu Nichtzielarten unter Realbedingungen erfolgreich stattgefunden hat. Ebenso zeigte die Detektionsleistungen im Gelände sowie entlang von linearen Strukturen, dass auch bei der Transekt-suche in den Untersuchungsgebieten zur Dichteschätzung von Baummarkern eine homogene Detektionsleistung des Artenspürhundes – z.B. unabhängig von leitgebenden Strukturen - zu erwarten war.



**Abbildung 9.3:** Inmitten von Eichenlaub detektiert der Artenspürhund Baummarkerkot. Gesucht wurde bei einem Single-Blind-Test entlang einer linearen Struktur (Forstweg) zur Überprüfung der Detektionsleistung des Spürhundes unter Realbedingungen. Foto: Ronja Hoßbach

## 10 Baummarder im Siedlungsraum

Lange wurde der Baummarder als waldbundene Tierart beschrieben und dabei mit großen intakten Waldbeständen assoziiert (Herrmann 2005; Virgós et al. 2012), wobei er Offenland ausdrücklich meidet (Baltrūnaitė 2006; Brainerd und Rolstad 2002; Lombardini et al. 2015; Storch et al. 1990).

Hingegen bewohnt der Steinmarder menschlich beeinflussten Landschaften und ist in Mosaiken aus Wald- und Agrarflächen genauso wie in Siedlungsgebieten und Städten anzutreffen (Goszczyński et al. 2007; Linderoth 2005). Vielen Menschen ist der

Steinmarder deutlich präsenter, weil er wegen Schäden an Autos oder Lärm auf Dachböden auf sich aufmerksam macht. Dieses Bild ist so gefestigt, dass eine Marderbeobachtung außerhalb des Waldes oftmals selbstverständlich als Steinmarder bewertet wird.

Dabei zeigen neuere Untersuchungen auch für den Baummarder eine deutlich flexiblere Nutzung der Landschaft, als bisher angenommen. Es wurde nachgewiesen, dass Baummarder in fragmentierten und anthropogen intensiv genutzten Landschaften vorkommen (Pereboom et al. 2008; Weber et al.



**Abbildung 10.1:** Beobachtungen von Baummardern in Gärten in Freiburg i. Brsg. (links, 15.07.2021) und Todtnau (rechts, 09.04.2023 oben und 22.05.2023 unten). In beiden Fällen suchen die Tiere ein Vogelfutterhaus auf und fressen von Haferflocken, Nüssen und Meisenknödel. Fotos: privat



2018) und stabile Populationen aufweisen können (Caryl et al. 2012; Mergey et al. 2011; Stier 2012). So fanden Mergey et al. (2011) keinen Unterschied zwischen den Streifgebietsgrößen innerhalb größerer Waldflächen und denen in fragmentierten Waldinseln und stellen die Hypothese auf, dass Baummarder weniger als Waldspezialisten, sondern als eine Baum-abhängige Art beschrieben werden können. Ebenso wurde nachgewiesen, dass die Tiere Gehölzstrukturen und Hecken als Korridore zwischen kleineren Waldfragmenten nutzen (Balestrieri et al. 2015; Stier 2000) und sich wenn nötig, sogar über baumfreie Flächen bewegen können (Stier 2000).

Im Rahmen des Projektes wurden zufällige Beobachtungen von Baummarder in Siedlungen und Gärten dokumentiert. Diese Einzelfälle zeigen Baummarder in den Monaten

April, Mai, Juli (Abbildung 10.1) und Dezember (Abbildung 10.2, oben), die auf der Suche nach Nahrung Vogelfutterplätze (z.B. befüllt mit Meisenknödeln oder Haferflocken) aufgesucht haben. Alle Futterplätze lagen auf den Gartengrundstücken oder direkt am Haus der beobachtenden Personen. Teilweise konnten das Tier über längere Zeit und wiederkehrend beobachtet (Abbildung 10.1, rechts) oder gefilmt werden (Abbildung 10.1, links). Dabei fressen die Baummarder zwar wachsam aber trotzdem in unmittelbarer Nähe zu den Gebäuden und mitunter bei Tageslicht. Über Alter und Geschlecht der beobachteten Tiere lässt sich anhand der Bilder nur spekulieren. Lediglich das Tier aus dem Juli kann aufgrund der Videoaufnahmen als sehr zierlich und klein beschreiben werden. Es lässt auf ein Jungtier aus dem selben Jahr schließen, welches noch unerfahren erste eigene Versuche der Nahrungssuche macht.



**Abbildung 10.2:** Oben: Beobachtung eines Baummarders vom 29.12.2022. Das Tier hat den umliegenden Wald verlassen, um auf einem Balkon eines Wohnhauses im Südschwarzwald, St. Blasien an einem Meisenknödeln zu fressen. Foto: privat; Unten: Totfund eines weiblichen Baummarders zwischen zwei Waldgebieten in Freiburg i. Brsg. vom 21.09.2021. Der Stern auf der Karte markiert jeweils den Beobachtungs- bzw. Fundort. Foto: FVA

Hier bietet das besonders energiereiche Nahrungsangebot der Futterstelle vermutlich eine gute und kostensparende Alternative zu Kleinsäugetieren oder Vögeln, die mit deutlich höherem Aufwand hätten gejagt werden müssen.

Anhand von Luftbildern wird zusätzlich deutlich, dass die Tiere nicht nur Flächen aufsuchen, die direkt an den Wald angrenzen und sich auch abseits von Waldrändern bewegen. Um zu einer Futterstelle auf dem Balkon eines Wohnhauses zu gelangen, musste sich der Baummarder mindestens 200 m über eine waldfreie Landschaft bewegen (Abbildung 10.2, oben). Eventuell konnte er dabei entlang von Baumreihen oder Hecken Deckung finden. Der genaue Laufweg ist nicht bekannt, die Situation zeigt aber eine gewisse Toleranz des Tieres gegenüber der Fortbewegung im Offenland und menschlicher Nähe.

Noch deutlicher wird dies bei dem zweiten Luftbild (Abbildung 10.2, unten), das den Fundort eines verunfallten Baumrarders in Freiburg zeigt. Anhand der Sektion konnte nachgewiesen werden, dass es sich um ein juveniles weibliches Tier handelt, welches vermutlich mit einem Auto kollidiert ist. Der weibliche Baummarder wurde mit einem Abstand von mindestens 1 km zu den Freiburger Stadtwäldern Mooswald im Nordwesten und Günterstal im Süden aufgefunden. Da ein Totfund nur eine Momentaufnahme ist, kann über die Nutzung der Landschaft dieses Tieres nur spekuliert werden. Möglich ist

aber, dass sich das junge Weibchen Ende September auf die Suche nach einem eigenen Revier begeben hat und daher in diesen suboptimalen Lebensraum bei ihrer Abwanderung durchqueren musste. Das Tier konnte die Stelle letztendlich nicht gefahrlos überqueren.

Diese Beobachtungen geben Einblick in das Verhalten einzelner Baumrarder, welches man wohl eher von Steinmardern erwartet hätte. Es zeigt, dass man gerade bei Beobachtungen im Siedlungsraum näher hinschauen sollte um nicht voreilig auf eben diesen zu schließen. Auch Baummarderindividuen können ihren Lebensraum erkunden und flexibler nutzen als bisher vielleicht angenommen. Es handelt sich hierbei um wenige Einzelbeobachtungen, die auch durch individuelles oder besonders mutiges Verhalten der Individuen beeinflusst sein können. Es verdeutlicht aber, dass auch einzelne Baummarderindividuen bei ihrer opportunistischen Nahrungssuche den Siedlungsraum nicht scheuen, wenn bei geringerem Aufwand am Ende eine besonders energiereiche Nahrungsquelle zu erwarten ist.

Darüber hinaus wird der Bedarf für einen funktionellen Biotopverbund mit Querungshilfen und Leitstrukturen für Wildtiere in unsere Landschaft deutlich um beispielsweise abwandernden Tieren die Chance zu geben, sich zwischen fragmentierten Waldflächen sicher zu bewegen und neue potentielle Lebensräume zu erkunden.

## 11 Totfunde

Das Dokumentieren und Untersuchen von tot aufgefundenen Tieren kann wichtige Informationen für ein Monitoring liefern (Schnitter et al. 2006). In diesem Projekt wurde nicht das systematische Sammeln von solchen Totfunden fokussiert, aber zufällig gemeldete verendete Baum und Steinmarder wurden nach Möglichkeit geborgen und untersucht. Gewebe sowie Haare der Tiere waren für das Projekt wichtige Referenzproben, die zur Etablierung und Durchführung der genetischen Methoden verwendet wurden (vgl. Kapitel 8). Darüber hinaus konnte zusätzliches Trainingsmaterial für die Ausbildung des Artenspürhundes gewonnen werden (vgl. Kapitel 9).

Unser Interesse an Totfunden wurde über das Netzwerk der Wildtierbeauftragten in Baden-Württemberg sowie an die im Projekt beteiligte Jägerinnen und Jäger gestreut. Nach einer Meldung wurde in Absprache mit den betreffenden Jagdausübungsberechtigten die Nutzung des Tierkörpers im Projekt

abgestimmt. Uns zur Verfügung gestellte Tierkörper wurden in Zusammenarbeit mit dem Chemischen und Veterinäruntersuchungsamt Freiburg (CVUA) vermessen und eine umfangreiche Wildtierdiagnostik durchgeführt.

Für jeden Fund wurden Datum, Fundort, Tierart und Geschlecht dokumentiert. Bei der Sektion wurden Gewicht, Kopf-Rumpflänge und Halsumfang gemessen sowie weitere Information zum Gesundheitszustand des Tieres erhoben (z.B. Ernährungszustand, Mageninhalt, besondere Auffälligkeiten). Die Todesursache wurde festgestellt und Proben für die weitere Virologie sowie Bakteriologie entnommen. Von jedem Individuum wurden Fotos zur Dokumentation von Fellfärbung sowie Form und Färbung des Kehlflecks aufgenommen.

Insgesamt lagen 15 Tierkörper vor. Davon waren neun Baummarder und sechs Steinmarder (Tabelle 11.1). 14 Tiere wurden an

**Tabelle 11.1:** Im Projekt für die Sektion zur Verfügung stehende Tierkörper von Baum- und Steinmardern. Der Großteil waren tot aufgefundene Individuen (Totfunde) aber auch erlegte Tiere wurden berücksichtigt.

ID	Funddatum	Tierart	Geschlecht	Todesursache	Bemerkungen
TF001	12.06.2018	Steinmarder	männlich	Verkehrsunfall	
TF002	25.05.2019	Baummarder	männlich	erlegt	
TF003	25.05.2019	Steinmarder	männlich	Verkehrsunfall	
TF004	11.07.2019	Baummarder	weiblich	Verkehrsunfall	tragend
TF005	13.03.2020	Baummarder	männlich	Infektion	
TF006	18.03.2020	Steinmarder	männlich	Verkehrsunfall	
TF007	04.03.2020	Baummarder	weiblich	Verkehrsunfall	nicht tragend
TF008	10.07.2020	Baummarder	männlich	Verkehrsunfall	
TF009	18.09.2020	Baummarder	NA	Verkehrsunfall	Tierkörper mumifiziert
TF010	01.02.2021	Steinmarder	männlich	erlegt	
TF011	21.04.2021	Steinmarder	männlich	Infektion	
TF012	24.04.2021	Baummarder	weiblich	Infektion/Bissverletzung	säugend
TF013	25.08.2021	Baummarder	männlich	Verkehrsunfall	
TF014	20.09.2021	Baummarder	weiblich	Verkehrsunfall	juvenil
TF015	04.02.2022	Steinmarder	männlich	NA	

der CVUA sezirt. Ein Baumarder (TF009) war soweit mumifiziert, dass keine Sektion mehr möglich war.

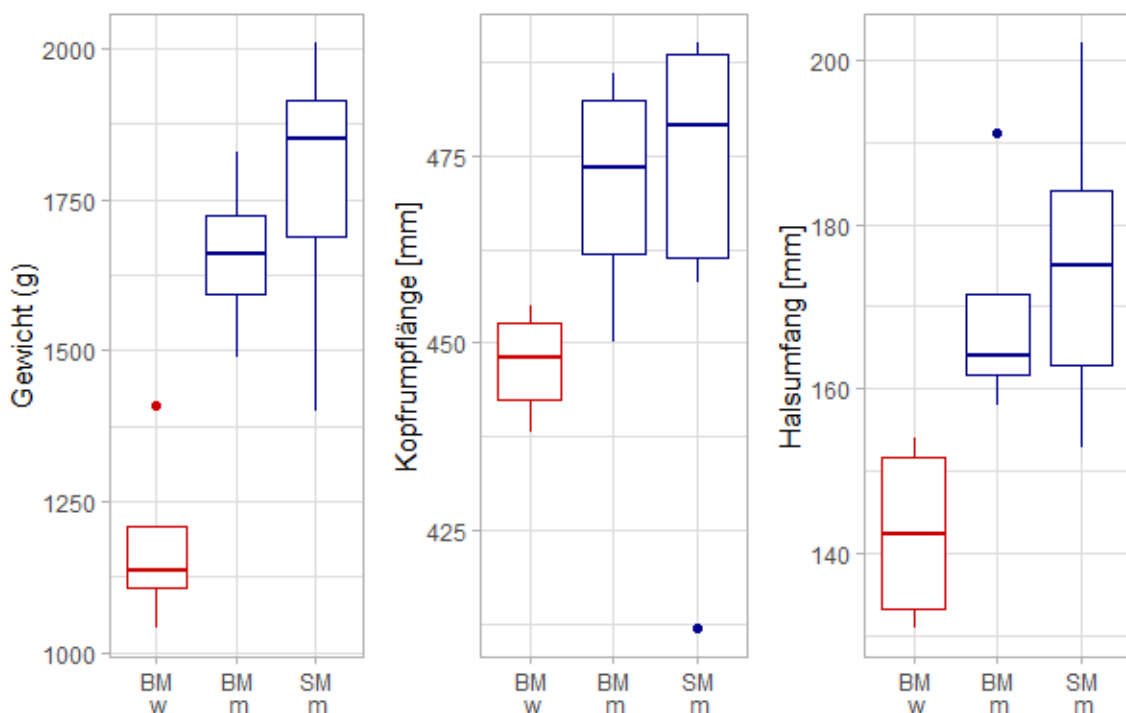
Von den neun Baumardern waren vier weibliche Tiere, wovon eine Fähe zum Todeszeitpunkt säugend war (TF012). Alle sechs Steinmarder waren männlich. 60 % der verendeten Tiere sind einem Verkehrsunfall zum Opfer gefallen. Drei Individuen sind aufgrund einer Infektion verstorben und weitere zwei Individuen wurden erlegt.

Die weiblichen Baumarder wogen im Durchschnitt 1180 g und waren 447 mm lang. Sie waren insgesamt leichter und kleiner als ihre männlichen Artgenossen (Abbildung 11.1). Die männlichen Baumarder wogen durchschnittlich 1660 g und maßen 471 mm. Sie ähnelten in Gewicht und Größe eher den untersuchten männlichen Steinmardern, die im Durchschnitt bei 1780 g und einer Kopfrumpflänge von 468 mm lagen. Die männlichen Baumarder waren bei sehr ähnlicher Größe etwas leichter als die Stein-

marder. Bei den sechs untersuchten Steinmardern wurde die größte Gewichtsspanne gemessen. Der leichteste männliche Steinmarder wog 1400 g während das schwerste Individuum 2010 g wog.

Obwohl nur wenige Individuen beider Arten untersucht wurden, wies die Fellfärbung bei beiden eine diverse Bandbreite an Braun- und Grautönen auf (Anhang 2). Die Baumarder waren von dunkel- bis hellbraun gefärbt, mit einem besonders hellen männlichen Tier, welches nahezu Karamellfarben war (TF005). Bei den Steinmardern reichte die Fellfärbung von warmen Brauntönen hin zu graubraunen Farbschlägen.

Der Kehlfleck war bei allen Baumardern gelblich eingefärbt, jedoch mit unterschiedlicher Intensität. Während TF002 nur eine leichte gelbe Note aufwies, waren die Kehlflecken von TF008 und TF012 stark orange verfärbt. Von den sechs Steinmardern wiesen drei Individuen reinweiße Kehlflecken auf, während die drei weiteren Individuen TF001, TF010 und TF011 leicht bis stark gelblich verfärbte Kehlflecken hatten. Bei letzteren



**Abbildung 11.1:** Gewicht, Kopfrumpflänge und Halsumfang von den im Projekt untersuchten verendeten Baumardern (BM) und Steinmardern (SM) unterteilt nach Geschlecht (w: weiblich; m: männlich). Es wurden sowohl 4 weibliche als auch männliche Baumarder und 6 männliche Steinmarder untersucht.



drei Individuen ist auch eine leichte Gelbfärbung an der Abdominaldrüse am Bauch zu erkennen, was darauf hindeutet, dass auch Steinmarder ihren Kehlfleck mit dem Sekret aus der Abdominaldrüse einfärben (Stubbe 1993a).

Die Erfassung und Untersuchung der Tierkörper von Baum- und Steinmardern hat für das Projekt wichtige Information geliefert. Vor allem die Möglichkeit individuelle Unterschiede zwischen und innerhalb der beiden Arten sehen und dokumentieren zu können, war ein großer Mehrgewinn für beispielsweise den Einsatz der Wildkameras und die

Definition von Unterscheidungsmerkmalen. Das systematische Erfassen und Untersuchen von Totfunden kann darüber hinaus natürlich noch deutlich mehr Informationen liefern. Neben Art- und Reproduktionsnachweisen können anhand von Wildtierdiagnostik beispielsweise auch Krankheiten innerhalb einer Population erfasst werden. Allerdings setzt das Untersuchen von Totfunden logistische Anforderungen voraus, wie die Lagerung der Tierkörper und die räumliche Möglichkeit eine Sektion durchzuführen. Diese sollten bei einer systematischen Erfassung von Totfunden gewährleistet sein.



**Abbildung 11.2:** Die rechte Flanke eines im Projekt untersuchten männlichen Baummarders (oben) und männlichen Steinmarders (unten). Angegeben ist jeweils die Kopfrumpflänge (Nasenspitze bis Schwanzansatz). Die vollständige Fotodokumentation für jedes der gemeldeten Tiere findet sich in Anhang 2. Foto: FVA

## 12 Fazit

Für den Baumarder liefern die bisher in Baden-Württemberg gewonnenen Daten noch keine ausreichenden Informationen, um die Bestandssituation und die Bestandsentwicklung (nach JWMG) und den Erhaltungszustand (nach FFH-Richtlinie) im benötigten Umfang beurteilen zu können. Vor allem fundierte Daten zur Dichte und Bestandsgröße, die langfristig und in regelmäßigem Turnus erhoben werden, sind zwingend erforderlich. Um die Datenlücke zu schließen, wurde in dieser Untersuchung ein Methodentest zur Schätzung von Baumarderdichten durchgeführt.

Diese Untersuchung gibt erstmalig eine Einschätzung von Baumarderdichten in Baden-Württemberg. In allen Gebieten wurden Baumarder nachgewiesen und die errechneten Dichten liegen innerhalb üblicher Werte für europäische bzw. deutsche Baumarderpulationen. Dabei kann die Transektsuchen als Methode auch für Bestandsbewertung nach JWMG (sowie nach FFH-Richtlinie) empfohlen werden.

Der hier durchgeführte Methodentest hat gezeigt, dass die Transektsuchen sich sehr gut zum Erheben von nicht-invasiven, individuellen Baumardernachweisen sowie den Wiederfinden von Individuen eignen. Es hat sich außerdem gezeigt, dass der Einsatz von ausgebildeten Artenspürhunden deutliche Vorteile für das Auffinden von artspezifischen Kot als auch für die Generierung von einer höheren Stichprobenzahl mit sich bringt und dafür eine robustere Datengrundlage für die Dichteschätzung schafft. Finanzielle sowie personelle Ressourcen oder auch grundsätzlich die Verfügbarkeit eines passenden Spürhunde-Teams können jedoch limitierende Faktoren sein. Die Durchführung der Transektsuchen ausschließlich mit Kartierenden kann empfohlen werden, wenn

in den Untersuchungsgebiete mehrere Beprobungen (*Sessions*) nacheinander begangen werden, um dadurch eine größere Stichprobe zu erzielen.

Aufgrund unserer Ergebnisse ist vom Schätzen von Baumarderdichten mithilfe von Wildkameras und der Anwendung des Random Encounter Modells (REM) abzuraten. Das Modell böte zwar die Möglichkeit, Dichteschätzungen ohne das Erkennen von Individuen zu berechnen, benötigt allerdings deutlich mehr Baumardereignisse an allen Kamerastandorten sowie wiederholte Baumardereignisse an den gleichen Kamerastandorten. Die Verwendung des Modells zur Bestimmung von Baumarderdichten in Baden-Württemberg wird daher nicht empfohlen.

Mithilfe der Haarfallen konnte kein Baumardernachweis erbracht werden, sodass die Methode als ungeeignet für das Baumardermonitoring in Baden-Württemberg eingestuft wird.

Die Bestimmung von Baumarderdichten kann nicht flächig durchgeführt werden, sondern muss auf eine Anzahl Referenzgebiete beschränkt werden, die die verschiedenen Lebensraumtypen für den Baumarder in Baden-Württemberg abbilden. Während durch Wildkameras zwar insgesamt deutlich weniger Baumardernachweise als mit den Transektsuchen erbracht werden konnten, kann die Methode mit Einsatz von Köder zum Erheben von Vorkommensdaten eingesetzt werden.

Verschiedene Methoden im Wildtiermonitoring miteinander zu vergleichen, ist nicht trivial. Während Wildkameras nahezu passiv im Lebensraum der Zielart Nachweise sammeln können, muss bei der Transektsuche nach Kot aktiv der Lebensraum aufgesucht werden. So ergeben sich viele Unterschiede in

beispielsweise Aufwand, Kosten, Dauer der Durchführbarkeit und vor allem Qualität, und Quantität der Datengewinnung. Diese Untersuchung zeigt wie sinnvoll die Durchführung eines Methodentests bzw. von Pilotstudien vor der Implementierung neuer Methoden ist. So können geeignete Methoden für das weitere Vorgehen eingegrenzt oder gänzlich ausgeschlossen werden und dabei die stetig fortschreitende Weiterentwicklung und Verbesserung von methodischen Ansätzen berücksichtigt und sinnvoll eingesetzt werden.

Beispielsweise eröffnet der Einsatz von genetischen Analyseverfahren besonders im Bereich des Monitorings viele Möglichkeiten

Fragestellungen zur Ökologie der Zielart und darüber hinaus zu untersuchen. So böte die Transektsuche an, sympatrische Arten gleichzeitig zu beproben, um ihre Vorkommen nachzuweisen und z.B. mithilfe von DNA-Metabarcoding Analysen der Nahrungszusammensetzung in den gesammelten Kotproben durchzuführen. Dies bietet großes Potential die Raum- und Ressourcennutzung von sympatrisch vorkommende Arten besser untersuchen und ihre interspezifischen Anpassungen verstehen zu können. Darüber hinaus können Fragestellungen zur genetischen Vielfalt und Populationsdifferenzierung beantwortet werden.

## Literatur

- Balestrieri A., Remonti L., Ruiz-Gonzalez A., Zenato M., Gazzola A., Vergara M., Dettori E.E., Saino N., Capelli E., Gomez-Moliner B.J., Guidali F., Prigioni C. (2015): *Distribution and habitat use by pine marten *Martes martes* in a riparian corridor crossing intensively cultivated lowlands*. *Ecological Research* 30: 153–162
- Balestrieri A., Ruiz-González A., Vergara M., Capelli E., Tirozzi P., Alfino S., Minuti G., Prigioni C., Saino N. (2016): *Pine marten density in lowland riparian woods: A test of the Random Encounter Model based on genetic data*. *Mammalian Biology* 81: 439-446. doi: 10.1016/j.mambio.2016.05.005
- Baltrūnaitė L. (2006): *Diet and Winter Habitat use of the Red Fox, Pine Marten and Raccoon Dog in Dzūkija National Park, Lithuania*. *Acta Zoologica Lituanica* 16: 46-53
- Bang P., Dahlstrom P. (2001): *Animal Tracks and Signs*. Oxford University Press, New York
- Bartolommei P., Manzo E., Cozzolino R. (2012): *Evaluation of three indirect methods for surveying European pine marten in a forested area of central Italy*. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 23: 91-94. doi: 10.4404/hystrix-23.2-7099
- Bartolommei P., Manzo E., Cozzolino R. (2016): *Seasonal spatial behaviour of pine marten *Martes martes* in a deciduous oak forest of central Italy*. *Mammal Research* 61: 319-326. doi: 10.1007/s13364-016-0278-9
- Basto M.P., Rodrigues M., Santos-Reis M., Bruford M.W., Fernandes C.A. (2010): *Isolation and characterization of 13 tetranucleotide microsatellite loci in the Stone marten (*Martes foina*)*. *Conservation Genetics Resources* 2: 317-319. doi: 10.1007/s12686-010-9217-2
- Bijlsma R., Van de Vliet M., Pertoldi C., Van Apeldoorn R., Van de Zande L. (2000): *Microsatellite primers from the Eurasian badger, *Meles meles**. *Molecular Ecology* 9: 2215-2216
- Birks J., Messenger J., Braithwaite T., Davison A., Brookes R., Strachan C. (2004): *Are scat surveys a reliable method for assessing distribution and population status of pine martens?* In: Harrison D, Fuller A, Proulx G (Hrsg.) *Martens and Fishers (*Martes*) in Human-altered Environments: An International Perspective*, 235-252 S.
- Birks J.G., A.; Whittaker, T. (2017): *Pine martens*. Whittet Books Ltd, Stansted, Essex
- Borchers D., Fewster R. (2016): *Spatial capture–recapture models*. *Statistical Science*: 219-232
- Borchers D.L., Efford M.G. (2008): *Spatially explicit maximum likelihood methods for capture–recapture studies*. *Biometrics* 64: 377-385
- Brainerd S.M., Rolstad J. (2002): *Habitat selection by Eurasian pine martens *Martes martes* in managed forests of southern boreal Scandinavia*. *Wildlife Biology* 8: 289-297. doi: 10.2981/wlb.2002.026
- Burton A.C., Neilson E., Moreira D., Ladle A., Steenweg R., Fisher J.T., Bayne E., Boutin S., Stephens P. (2015): *REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes*. *Journal of Applied Ecology* 52: 675-685. doi: 10.1111/1365-2664.12432
- Caryl F.M., Quine C.P., Park K.J. (2012): *Martens in the matrix: the importance of nonforested habitats for forest carnivores in fragmented landscapes*. *Journal of Mammalogy* 93: 464-474. doi: 10.1644/11-mamm-a-149.1
- Clevenger A.P. (1993): *Pine marten (*Martes martes* L.) home ranges and activity patterns on the island of Minorca, Spain*. *Zeitschrift für Saugetierkunde* 58: 137-143
- Clevenger A.P. (1994): *Habitat characteristics of Eurasian pine martens *Martes martes* in an insular Mediterranean environment*. *Ecography* 17: 257-263
- Croose E., Birks J.D.S., Martin J., Ventress G., MacPherson J., O'Reilly C. (2019): *Comparing the efficacy and cost-effectiveness of sampling methods for estimating population abundance and density of a recovering carnivore: the European pine marten (*Martes martes*)*. *European Journal of Wildlife Research* 65. doi: 10.1007/s10344-019-1282-6
- Croose E., Birks J.D.S., O'Reilly C., Turner P., Martin J., MacLeod E.T. (2016): *Sample diversity adds value to non-invasive genetic assessment of a pine marten (*Martes martes*) population in Galloway Forest, southwest Scotland*. *Mammal Research* 61: 131-139. doi: 10.1007/s13364-015-0257-6
- Dahlgren D. (2012): *Use of dogs in wildlife research and management*. [Silvy, NJ (ed.)] *The wildlife techniques manual*. 140–153. The John Hopkins University Press
- Davis C.S., Strobeck C. (1998): *Isolation, variability, and cross-species amplification of polymorphic microsatellite loci in the family Mustelidae*. *Molecular Ecology* 7: 1776-1778



- Davison A., Birks J.D.S., Brookes R.C., Braithwaite T.C., Messenger J.E. (2002): *On the origin of faeces: morphological versus molecular methods for surveying rare carnivores from their scats*. Journal of Zoology 257: 141-143. doi: 10.1017/s0952836902000730
- DeMatteo K.E., Rinas M.A., Argüelles C.F., Zurano J.P., Selleski N., Bitetti M.S.D., Eggert L.S. (2014): *Noninvasive techniques provide novel insights for the elusive bush dog (Speothos venaticus)*. Wildlife Society Bulletin 38: 862-873. doi: 10.1002/wsb.474
- Ebert C., Sandrini J., Welter B., Thiele B., Hohmann U. (2021): *Estimating red deer (Cervus elaphus) population size based on non-invasive genetic sampling*. European Journal of Wildlife Research 67. doi: 10.1007/s10344-021-01456-8
- Efford M. (2004): *Density estimation in live-trapping studies*. Oikos 106: 598-610
- Efford M. (2023): *secr: Spatially explicit capture-recapture models*. R package version 4.6.1, <https://CRAN.R-project.org/package=secr>
- Efford M.G. (2011): *Estimation of population density by spatially explicit capture-recapture analysis of data from area searches*. Ecology 92: 2202-2207. doi: 10.1890/11-0332.1
- Efford M.G., Dawson D.K., Robbins C.S. (2004): *DENSITY: software for analysing capture-recapture data from passive detector arrays*. Animal Biodiversity and Conservation 27.1: 217-228
- Elliger A. (2019): *Die Jagdstrecke des Jagdjahres 2018/19*. In: Wildforschungstelle-Aulendorf (Hrsg.) Berichte der Wildforschungsstelle vol. Nr. 2/2019. Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg (LAZBW), 5 p. S.
- Fawcett J.K., Fawcett J.M., Soulsbury C.D. (2012): *Seasonal and sex differences in urine marking rates of wild red foxes *Vulpes vulpes**. Journal of Ethology 31: 41-47. doi: 10.1007/s10164-012-0348-7
- Fleming M.A., Ostrander E.A., Cook J.A. (1999): *Microsatellite markers for American mink (*Mustela vison*) and ermine (*Mustela erminea*)*. Molecular Ecology 8: 1352-1354. doi: 10.1046/j.1365-294x.1999.00701\_2.x
- ForstBW (2016): *Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg*. ForstBW (Hrsg.), Stuttgart
- Fuller A.K., Sutherland C.S., Royle J.A., Hare M.P. (2016): *Estimating population density and connectivity of American mink using spatial capture-recapture*. Ecological Applications 26: 1125-1135
- Gelman A., Su Y. (2022): *arm: Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models*. R package version 1.13-1, <https://CRAN.R-project.org/package=arm>
- Goodrich B., Gabry J., Ali I., Brilleman S. (2020): *rstanarm: Bayesian applied regression modeling via Stan*. R package version 2.21.1 <https://mc-stan.org/rstanarm>
- Goossens B., Waits L.P., Taberlet P. (1998): *Plucked hair samples as a source of DNA: reliability of dinucleotide microsatellite genotyping*. Mol Ecol 7: 1237-1241. doi: 10.1046/j.1365-294x.1998.00407.x
- Goszczyński J., Postuszny M., Pilot M., Gralak B. (2007): *Patterns of winter locomotion and foraging in two sympatric marten species: *Martes martes* and *Martes foina**. Canadian Journal of Zoology 85: 239-249
- Grimm-Seyfarth A., Zarzycka A., Nitz T., Heynig L., Weissheimer N., Lampa S., Klenke R. (2019): *Performance of detection dogs and visual searches for scat detection and discrimination amongst related species with identical diets*. Nature Conservation 37: 81-98. doi: 10.3897/natureconservation.37.48208
- Grimm-Seyfarth A., Harms W., Berger A., Fisher D. (2021): *Detection dogs in nature conservation: A database on their world-wide deployment with a review on breeds used and their performance compared to other methods*. Methods in Ecology and Evolution 12: 568-579. doi: 10.1111/2041-210x.13560
- Herrero J., Kranz A., Skumatov D., Abramov A.V., Maran T., Monakhov V.G. (2016): *Martes martes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016
- Herrmann M. (2005): *Baumarder *Martes martes* (Linnaeus, 1758)*. In: Braun M, Dieterlen F (Hrsg.) *Die Säugetiere Baden-Württembergs, Band 2*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- Jędrzejewski W., Zalewski A., Jędrzejewska B. (1993): *Foraging by pine marten *Martes martes* in relation to food resources in Białowieża National Park, Poland* Acta Theriologica 38: 405- 426
- Kämmerle J.L., Corlatti L., Harms L., Storch I. (2018): *Methods for assessing small-scale variation in the abundance of a generalist mesopredator*. PLoS One 13: e0207545. doi: 10.1371/journal.pone.0207545
- Kelly M.J., Betsch J., Wulsch C., Mesa B., Mills L.S. (2012): *Noninvasive sampling for carnivores*.
- Kriegs J.O., Pickel T. (2012): *Eine Methode zur Kartierung des Baumarders *Martes martes* (Linnaeus, 1758) am Beispiel der Westfälischen Bucht*. Natur und Heimat Floristische, faunistische und ökologische Berichte 72 (4): 107-116

- Kubasiewicz L.M., Minderman J., Woodall L.C., Quine C.P., Coope R., Park K.J. (2016): *Fur and faeces: an experimental assessment of non-invasive DNA sampling for the European pine marten*. Mammal Research 61: 299-307. doi: 10.1007/s13364-016-0276-y
- Kubasiewicz L.M., Quine C.P., Summers R.W., Coope R., Cottrell J.E., A'Hara S.W., Park K.J. (2017): *Non-invasive genotyping and spatial mark-recapture methods to estimate European pine marten density in forested landscapes*. Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy 28: 265-271. doi: 10.4404/hystrix-00007-2017
- 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., Simon O., Jokisch S. (2011b): *Methoden zum Monitoring von Baummartener und Iltis im Rahmen der FFH-Richtlinie*. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 36: 469- 476
- Larroque J., Ruetten S., Vandel J.M., Devillard S. (2018): *Home-range size and fidelity of two sympatric Martes species*. Canadian Journal of Zoology 96: 1272-1277. doi: 10.1139/cjz-2017-0290
- Linderoth P. (2005): *Steinmarder Martes foina (Erleben, 1777)*. In: Braun M, Dieterlen F (Hrsg.) *Die Säugetiere Baden-Württembergs: Band 2*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- Lombardini M., Cinerari C.E., Murru M., Vidus Rosin A., Mazzoleni L., Meriggi A. (2015): *Habitat requirements of Eurasian pine marten Martes martes in a Mediterranean environment*. Mammal Research 60: 97-105. doi: 10.1007/s13364-014-0211-z
- Long R.A., Donovan T.M., Mackay P., Zielinski W.J., Buzas J.S. (2007a): *Comparing Scat Detection Dogs, Cameras, and Hair Snares for Surveying Carnivores*. Journal of Wildlife Management 71: 2018-2025. doi: 10.2193/2006-292
- Long R.A., Donovan T.M., Mackay P., Zielinski W.J., Buzas J.S. (2007b): *Effectiveness of Scat Detection Dogs for Detecting Forest Carnivores*. Journal of Wildlife Management 71: 2007-2017. doi: 10.2193/2006-230
- Long R.A., Donovan T.M., MacKay P., Zielinski W.J., Buzas J.S. (2010): *Predicting carnivore occurrence with noninvasive surveys and occupancy modeling*. Landscape Ecology 26: 327-340. doi: 10.1007/s10980-010-9547-1
- Lonsinger R.C., Lukacs P.M., Gese E.M., Waits L.P. (2019): *Empirical comparisons of abundance estimators for two sympatric carnivores using noninvasive genetic sampling*. Wildlife Biology 2019. doi: 10.2981/wlb.00534
- LUBW (2019): *FFH-Arten in Baden-Württemberg- Erhaltungszustand 2019 der Arten in Baden-Württemberg*. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
- Lukacs P.M., Burnham K.P. (2005): *Review of capture-recapture methods applicable to noninvasive genetic sampling*. Mol Ecol 14: 3909-3919. doi: 10.1111/j.1365-294X.2005.02717.x
- Manzo E., Bartolommei P., Rowcliffe J.M., Cozzolino R. (2012): *Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping*. Acta Theriologica 57: 165-172. doi: 10.1007/s13364-011-0055-8
- Meier S., Tesini C. (2013): *Baummartener-Monitoring Kanton Aargau - Kurzbericht 2013*. Departement Bau, Verkehr und Umwelt; Abteilung Wald; Sektion Jagd und Fischerei, Kanton Aargau
- Mergey M., Helder R., Roeder J.-J. (2011): *Effect of forest fragmentation on space-use patterns in the European pine marten (Martes martes)*. Journal of Mammalogy 92: 328-335. doi: 10.1644/09-mamm-a-366.1
- Mergey M., Kaerle C., Helder R. (2023): *Variations in density of pine marten Martes martes populations according to forest fragmentation*. Mammal Research. doi: 10.1007/s13364-023-00704-3
- Miller C.R., Joyce P., Waits L.P. (2005): *A new method for estimating the size of small populations from genetic mark-recapture data*. Mol Ecol 14: 1991-2005. doi: 10.1111/j.1365-294X.2005.02577.x
- MLR (2019): *Wildtierbericht für Baden-Württemberg 2018*. Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz (Hrsg.), Stuttgart
- MLR (2022): *Wildtierbericht für Baden-Württemberg 2021*. Ministerium für Ernährung, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz (Hrsg.), Stuttgart
- Modorov M., Monakhov V., Mikryukov V., Erokhin N., Tkachenko I., Polezhaeva M., Ranyuk M. (2020): *Microsatellite multiplex assay for sable (Martes zibellina) and pine marten (Martes martes)*. Mammal Research 65: 855-862. doi: 10.1007/s13364-020-00529-4
- Monterroso P., Rebelo P., Alves P.C., Ferreras P. (2016): *Niche partitioning at the edge of the range: a multidimensional analysis with sympatric martens*. Journal of Mammalogy 97: 928-939. doi: 10.1093/jmammal/gyw016

- Moore J.F., Pine W.E., Mulindahabi F., Niyigaba P., Gatorano G., Masozera M.K., Beaudrot L. (2020): *Comparison of species richness and detection between line transects, ground camera traps, and arboreal camera traps*. *Animal Conservation* 23: 561-572. doi: 10.1111/acv.12569
- Moriarty K., Thompson J., Delheimer M., Barry B., Linnell M., Levi T., Hamm K., Early D., Gamblin H., Gunther M.S., Ellison J., Prevéy J.S., Hartman J., Davis R. (2021): *Predicted distribution of a rare and understudied forest carnivore: Humboldt marten (Martes caurina humboldtensis)*. doi: 10.1101/2021.02.05.429381
- 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: 443-453. doi: 10.1007/s10344-009-0332-x
- Natali C., Banchi E., Ciofi C., Manzo E., Bartolommei P., Cozzolino R. (2010): *Characterization of 13 polymorphic microsatellite loci in the European pine marten Martes martes*. *Conservation Genetics Resources* 2: 397-399. doi: 10.1007/s12686-010-9282-6
- O'Mahony D., O'Reilly C., Turner P. (2012): *Pine marten (Martes martes) distribution and abundance in Ireland: A cross-jurisdictional analysis using non-invasive genetic survey techniques*. *Mammalian Biology* 77: 351-357. doi: 10.1016/j.mambio.2012.04.001
- O'Mahony D.T. (2014): *Socio-spatial ecology of pine marten (Martes martes) in conifer forests, Ireland*. *Acta Theriologica* 59: 251-256. doi: 10.1007/s13364-013-0167-4
- O'Mahony D.T., Powell C., Power J., Hanniffy R., Marnell F., Turner P., O'Reilly C. (2017): *Non-invasively determined multi-site variation in pine marten Martes martes density, a recovering carnivore in Europe*. *European Journal of Wildlife Research* 63. doi: 10.1007/s10344-017-1108-3
- O'Mahony D.T., Turner P., O'Reilly C. (2015): *Pine marten (Martes martes) abundance in an insular mountainous region using non-invasive techniques*. *European Journal of Wildlife Research* 61: 103-110. doi: 10.1007/s10344-014-0878-0
- Otis D., Burnham K., White G., Anderson D. (1978): *Statistical inference for capture-recapture experiments*. *Wildlife Monographs* 62: 135
- Pereboom V., Mergey M., Villerette N., Helder R., Gerard J.-F., Lodé T. (2008): *Movement patterns, habitat selection, and corridor use of a typical woodland-dweller species, the European pine marten (Martes martes), in fragmented landscape*. *Canadian Journal of Zoology* 86: 983-991. doi: 10.1139/z08-076
- Piggott M.P. (2004): *Effect of sample age and season of collection on the reliability of microsatellite genotyping of faecal DNA*. *Wildlife Research* 31: 485-493. doi: 1035-3712/04/050485
- Piggott M.P., Taylor A.C. (2003): *Extensive evaluation of faecal preservation and DNA extraction methods in Australian native and introduced species*. *Australian Journal of Zoology* 51: 341-355. doi: 0004-959X/03/040341
- Pollock K.H., Nichols J.D., Brownie C., Hines J.E. (1990): *Statistical inference for capture-recapture experiments*. *Wildlife monographs*: 3-97
- Postuszny M., Pilot M., Goszczyński J., Gralak B. (2007): *Diet of sympatric pine marten (Martes martes) and stone marten (Martes foina) identified by genotyping of DNA from faeces*. *Annales Zoologici Fennici* 44: 269-284
- Power J. (2015): *Non-invasive genetic monitoring of pine marten (Martes martes) and stone marten (Martes foina) in and around the Nietoperek Bat Hibernation Site, Poland*
- Puechmaile S.J., Petit E.J. (2007): *Empirical evaluation of non-invasive capture-mark-recapture estimation of population size based on a single sampling session*. *Journal of Applied Ecology* 44: 843-852. doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01321.x
- Reed S.E., Bidlack A.L., Hurt A., Getz W.M. (2011): *Detection distance and environmental factors in conservation detection dog surveys*. *The Journal of Wildlife Management* 75: 243-251. doi: 10.1002/jwmg.8
- Rosellini S., Osorio E., Ruiz-González A., Piñeiro A., Barja J. (2008): *Monitoring the small-scale distribution of sympatric European pine martens (Martes martes) and stone martens (Martes foina): a multievidence approach using faecal DNA analysis and camera-traps*. *Wildlife Research* 35: 434-440. doi: 10.1071/WR07030
- Rovero F., Zimmermann F., Berzi D., Meek P. (2013): *"Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications*. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 24: 148-156. doi: 10.4404/hystrix-24.2-6316
- Rowcliffe J.M., Carbone C. (2008): *Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future?* *Animal Conservation* 11: 185-186. doi: 10.1111/j.1469-1795.2008.00180.x

- 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: 1228-1236. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x
- Royle J.A., Converse S.J., Freckleton R. (2014): *Hierarchical spatial capture–recapture models: modelling population density in stratified populations*. Methods in Ecology and Evolution 5: 37-43. doi: 10.1111/2041-210x.12135
- Rozhnov V.V., Meschersky I.G., Pishchulina S.L., Simakin L.V. (2010): *Genetic analysis of sable (Martes zibellina) and pine marten (M. martes) populations in sympatric part of distribution area in the northern Urals*. Russian Journal of Genetics 46: 488-492. doi: 10.1134/s1022795410040150
- Ruiz-González A., Madeira M.J., Randi E., Urrea F., Gómez-Moliner B.J. (2013): *Non-invasive genetic sampling of sympatric marten species (Martes martes and Martes foina): assessing species and individual identification success rates on faecal DNA genotyping*. European Journal of Wildlife Research 59: 371-386. doi: 10.1007/s10344-012-0683-6
- Ruiz-González A., Rubines J., Berdión O., Gómez-Moliner B.J. (2008): *A non-invasive genetic method to identify the sympatric mustelids pine marten (Martes martes) and stone marten (Martes foina): preliminary distribution survey on the northern Iberian Peninsula*. European Journal of Wildlife Research 54: 253-261. doi: 10.1007/s10344-007-0138-7
- Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M., Schröder E. (2006): *Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland*. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), 370 S.
- Schwegmann S., Storch I. (2023): *Lying deadwood retention affects microhabitat use of martens (Martes spp.) in European mountain forests*. Wildlife Biology. doi: 10.1002/wlb3.01184
- Sheehy E., O'Meara D.B., O'Reilly C., Smart A., Lawton C. (2014): *A non-invasive approach to determining pine marten abundance and predation*. European Journal of Wildlife Research 60: 223-236. doi: 10.1007/s10344-013-0771-2
- Smith D.A., Ralls K., Cypher B.L., Maldonado J.E. (2005): *Assessment of scat-detection dog surveys to determine kit fox distribution*. Wildlife Society Bulletin 33: 897-904
- Smith D.A., Ralls K., Hurt A., Adams B., Parker M., Davenport B., Smith M.C., Maldonado J.E. (2003): *Detection and accuracy rates of dogs trained to find scats of San Joaquin kit foxes (Vulpes macrotis mutica)*. Animal Conservation 6: 339-346. doi: 10.1017/s136794300300341x
- Statham M.J., Woollett D.A., Fresquez S., Pfeiffer J., Richmond J., Whitelaw A., Richards N.L., Westphal M.F., Sacks B.N. (2019): *Noninvasive Identification of Herpetofauna: Pairing Conservation Dogs and Genetic Analysis*. The Journal of Wildlife Management 84: 66-74. doi: 10.1002/jwmg.21772
- Stenglein J.L., Waits L.P., Ausband D.E., Zager P., Mack C.M. (2010): *Efficient, Noninvasive Genetic Sampling for Monitoring Reintroduced Wolves*. The Journal of Wildlife Management 74: 1050-1058. doi: 10.2193/2009-305
- 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 vol. Band 1
- Stier N., Borchert M., Meißner-Hylanová V., Pinnecke J., Schmäuser H., Hoffmann D., Eckern S., Häger B., Roth M. (2015): *Erfassungsmethoden von Baumarder und Iltis zur Beurteilung ihrer Populationszustände: Abschlussbericht September 2015*, 152 S S.
- Storch I. (1988): *Zur Raumnutzung von Baumardern*. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 34: 115 - 119
- Storch I., Lindstrom E., Jounge J.D. (1990): *Diet and habitat selection of the pine marten in relation to competition with the red fox*. Acta Theriologica 35: 311-320
- Stubbe M. (1993a): *Martes foina (Erleben, 1777)- Haus-, Steinarder*. In: Krapp F, Stubbe M (Hrsg.) *Handbuch der Säugetiere Europas* vol Bd. 5/1 (Carnivora). AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden, 427- 479 S.
- Stubbe M. (1993b): *Martes martes (Linnè, 1758)- Baum-, Edelarder*. In: Stubbe M, Krapp F (Hrsg.) *Handbuch der Säugetiere Europas* vol Bd. 5/1 (Carnivora). AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden, 374-426 S.
- Suter W., Schielly B. (1998): *Liegendes Totholz: ein wichtiges Strukturmerkmal für die Habitatqualität von Kleinsäugetern und kleinen Carnivoren im Wald*. Schweiz. Z. Forstwes 149: 795-807
- Taberlet P., Griffin S., Goossens B., Questiau S., Manceau V., Escaravage N., Waits L.P., Bouvet J. (1996): *Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR*. Nucleic Acids Research 24: 3189-3194



- Taubmann J., Coppes J., Andrén H. (2021): *Capercaillie and Wind Energy : An international research project*. The Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden, <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-8982>
- Taubmann J., Hörnell-Willebrand M., Andrén H. (2017): *Grouse & wind energy: detection dogs in conservation research*. In: Prügel J, Lenz S (Hrsg.) *11th International Conference on Behaviour, Physiology and Genetics of Wildlife. October 4th - 7th, 2017, Berlin, Germany. ISSN:1865-4436*
- Taubmann J., Ramlow S. (2019): *Forschungsprojekt „Artenspürhunde im Wildtiermonitoring“*. Abschlussbericht. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg
- Tesini C. (2015): *Baummartener – wenig bekannt, aber doch weit verbreitet*. Umwelt Aargau 68: 37-42
- Tom B.M. (2012): *A comparison of noninvasive survey methods for monitoring mesocarnivore populations in Kentucky*, Theses and Dissertations--Forestry and Natural Resources. 10. [https://uknowledge.uky.edu/forestry\\_etds/10](https://uknowledge.uky.edu/forestry_etds/10)
- Vili N., Nemesházi E., Kovács S., Horváth M., Kalmár L., Szabó K. (2013): *Factors affecting DNA quality in feathers used for non-invasive sampling*. Journal of Ornithology 154: 587-595. doi: 10.1007/s10336-013-0932-9
- Vincent I.R., Farid A., Otieno C.J. (2003): *Variability of thirteen microsatellite markers in American mink (Mustela vison)*. Canadian Journal of animal science 83 597–599
- Virgós E., Zalewski A., Rosalino L.M., Mergey M. (2012): *Habitat Ecology of Martes Species in Europe A Review of the Evidence: A New Synthesis. Biology and Conservation of Martens, Sables, and Fishers*, 255-266 S.
- Vynne C., Skalski J.R., Machado R.B., Groom M.J., Jacomo A.T., Marinho-Filho J., Ramos Neto M.B., Pomilla C., Silveira L., Smith H., Wasser S.K. (2011): *Effectiveness of scat-detection dogs in determining species presence in a tropical savanna landscape*. Conserv Biol 25: 154-162. doi: 10.1111/j.1523-1739.2010.01581.x
- Waggershauser C.N., Taberlet P., Coissac E., Kortland K., Hambly C., Lambin X. (2022): *Interspecific coprophagia by wild red foxes: DNA metabarcoding reveals a potentially widespread form of commensalism among animals*. Ecol Evol 12: e9029. doi: 10.1002/ece3.9029
- Wasser S.K., Davenport B., Ramage E.R., Hunt K.E., Parker M., Clarke C., Stenhouse G. (2004): *Scat detection dogs in wildlife research and management: application to grizzly and black bears in the Yellowhead Ecosystem, Alberta, Canada*. Canadian Journal of Zoology 82: 475-492. doi: 10.1139/z04-020
- Weber D., Roth T., Tesini C., Thiel D. (2018): *Widespread distribution of Pine martens (Martes martes) in a fragmented suburban landscape*. Mammal Research 63: 349-356. doi: 10.1007/s13364-018-0363-3
- Wilberg M.J., Dreher B.P. (2004): *genecap: a program for analysis of multilocus genotype data for non-invasive sampling and capture-recapture population estimation*. Molecular Ecology Notes 4: 783-785. doi: 10.1111/j.1471-8286.2004.00797.x
- Wohlfahrt G., Schmitt M., Zeller L., Hörand A., Spittel-Schnell K., Wulms T., Schnell R., Bültge M. (2023): *Air temperature and humidity effects on the performance of conservation detection dogs*. Applied Animal Behaviour Science 262. doi: 10.1016/j.applanim.2023.105909
- Zalewski A. (2004): *Geographical and Seasonal Variation in Food Habits and Prey Size of European Pine Martens*. In: Harrison D, Fuller A, Proulx G (Hrsg.) *Martens and Fishers (Martes) in Human-altered Environments: An International Perspective*, 77-98 S.
- Zalewski A., Jędrzejewski W. (2006): *Spatial organisation and dynamics of the pine marten Martes martes population in Białowieża Forest (E Poland) compared with other European woodlands*. Ecography 29: 31-43
- Zhigileva O.N., Politov D.V., Golovacheva I.M., Petrovicheva S.V. (2014): *Genetic variability of sable Martes zibellina L., pine marten M. martes L., and their hybrids in Western Siberia: Protein and DNA polymorphism*. Russian Journal of Genetics 50: 508-517. doi: 10.1134/s1022795414050135
- Zhu W., Wei Q., Xue S., Zhang H., Lv T., Zhang H. (2017): *Isolation and Characterization of Microsatellite Markers for the Sable, Martes zibellina (Mammalia: Mustelidae)*. Pakistan Journal of Zoology 49. doi: 10.17582/journal.pjz/2017.49.5.sc1

## Anhang 1

**Anhang 1:** Vergleich von räumlich expliziten Fang-Wiederfangmodellen (SECR) anhand des AICc (kleine Stichproben). Verglichen werden immer zwei Modelle für ein Untersuchungsgebiet (EB, PR, RW, TA, TM). Das Nullmodell (M0) geht von einer gleichmäßigen Detektionswahrscheinlichkeit von männlichen und weiblichen Tieren aus. Das heterogene Modell (Mh) berücksichtigt Unterschiede in der Detektionswahrscheinlichkeit sowie des Bewegungsradius.

Name	model	detectfn	npar	logLik	AIC	AICc	dAICc	AICcwt
<i>EB_secr_sex_M0</i>	D~1 lambda0~1 sigma~1 pmix~h2	hazard halfnormal	4	-1224.3653	2456.731	2460.064	<b>0.000</b>	0.7099
<i>EB_secr_sex_Mh</i>	D~1 lambda0~h2 sigma~h2 pmix~h2	hazard halfnormal	6	-1220.7270	2453.454	2461.854	<b>1.790</b>	0.2901
<i>PR_secr_sex_M0</i>	D~1 lambda0~1 sigma~1 pmix~h2	hazard halfnormal	4	-164.1401	<b>336.280</b>	NA	NA	NA
<i>PR_secr_sex_Mh</i>	D~1 lambda0~h2 sigma~h2 pmix~h2	hazard halfnormal	6	-163.1856	<b>338.371</b>	NA	NA	NA
<i>RW_secr_sex_M0</i>	D~1 lambda0~1 sigma~1 pmix~h2	hazard halfnormal	4	-497.3132	1002.626	1006.626	<b>0.000</b>	0.8870
<i>RW_secr_sex_Mh</i>	D~1 lambda0~h2 sigma~h2 pmix~h2	hazard halfnormal	6	-494.1233	1000.247	1010.747	<b>4.121</b>	0.1130
<i>TA_secr_sex_M0</i>	D~1 lambda0~1 sigma~1 pmix~h2	hazard halfnormal	4	-315.8840	639.768	646.435	<b>0.000</b>	1.0000
<i>TA_secr_sex_Mh</i>	D~1 lambda0~h2 sigma~h2 pmix~h2	hazard halfnormal	6	-315.6281	643.256	664.256	<b>17.821</b>	0.0000
<i>TM_secr_sex_M0</i>	D~1 lambda0~1 sigma~1 pmix~h2	hazard halfnormal	4	-162.7911	<b>333.582</b>	NA	NA	NA
<i>TM_secr_sex_Mh</i>	D~1 lambda0~h2 sigma~h2 pmix~h2	hazard halfnormal	6	-162.4151	<b>336.830</b>	NA	NA	NA

## Anhang 2







**Anhang 2a:** Dokumentierte und sezierte Baumarder (BM) Totfunde; jeweils mit Angabe der Totfund-ID und des Geschlechts (♂ männlich, ♀ weiblich).







**Anhang 2b:** Dokumentierte und sezierte Steinmarder (SM) Totfunde; jeweils mit Angabe der Totfund-ID und des Geschlechts (♂ männlich, ♀ weiblich).

# Kontakt

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg  
Wonnhaldestraße 4  
79100 Freiburg

Henriette Tripke  
Abt. FVA-Wildtierinstitut  
Henriette.Tripke@forst.bwl.de  
0761 / 4018-457

Sabrina Streif  
Abt. FVA-Wildtierinstitut  
Sabrina.Streif@forst.bwl.de  
0761 / 4018-232

