



Universität für Bodenkultur Wien

# Totfundmonitoring als Grundlage für Bestandsschätzungen von Wildtierpopulationen – eine Literaturanalyse

## Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science  
im Rahmen des Studiums Wildtierökologie und  
Wildtiermanagement

Eingereicht von: Feona Ciljana Indra OLTMANN

Matrikelnummer: 11745793

Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ)

Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung

Betreuer:

Prof. Dr. forest. Dr. med Sven Herzog

Institut für Wildökologie und Jagdwirtschaft

Technische Universität Dresden

Wien, Mai 2021







Universität für Bodenkultur Wien

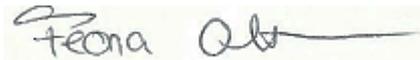
## Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel und Quellen genutzt habe als jene, die im Text und in der Literaturliste erwähnt werden. Ich erkläre weiters, dass alle Personen und Institutionen, die direkt oder indirekt bei der Erstellung der Arbeit geholfen haben, erwähnt sind und dass die Arbeit oder Teile davon an keiner anderen Institution als Abschlussarbeit eingereicht worden ist.

12.Mai.2021

---

Datum



---

Unterschrift



# Inhaltsverzeichnis

Eidesstattliche Erklärung .....	3
1a – Zusammenfassung .....	7
1b – Abstract .....	7
2 – Einleitung .....	9
3 – Material und Methode .....	12
3.1 Literatur- und Onlinerecherche .....	12
3.2 Thematische Eingrenzung .....	12
3.3 Räumliche Einschränkung .....	14
3.4 Verknüpfung der Methoden .....	14
3.5 Auswahl möglicher Zielarten .....	16
4 – Möglichkeiten und Vergleich des weltweiten Totfundmonitorings .....	17
4.1 Untersuchungsgebiet .....	17
4.1.1 Transekt-Eigenschaften .....	21
4.1.2 Empfehlung Untersuchungsgebiet und Transekt-Eigenschaften .....	24
4.2 Untersuchungsdauer .....	25
4.2.1 Empfehlung Untersuchungsdauer .....	26
4.3 Zeitliche Durchführung .....	26
4.3.1 Empfehlung zeitliche Durchführung .....	27
4.4 Häufigkeit .....	28
4.4.1 Empfehlung Häufigkeit .....	29
4.5 Jahreszeitliche Unterschiede .....	30
4.5.1 Empfehlung Jahreszeit .....	31
4.6 Wetterbedingungen .....	31
4.6.1 Empfehlung Wetter .....	32
4.7 Geschwindigkeit .....	32
4.7.1 Empfehlung Geschwindigkeit .....	33
4.8 Eingesetzte Personenkraft .....	33
4.8.1 Empfehlung Personenkraft .....	34
4.8.2 Empfehlung Zielgruppe .....	35

4.9 Zielarten.....	36
4.9.1 Empfehlung Zielarten .....	41
4.9.2 Ausgewählte Zielarten zum Einstieg .....	42
4.10 Untersuchungsziel .....	44
4.11 Rückschlüsse auf Grundlage des Totfundmonitorings .....	46
4.11.1 Methoden für Bestandsschätzungen von Wildtierpopulationen .....	51
4.11.2 Empfehlung Methode für Rückschlüsse.....	55
5 – Fazit .....	57
6 – Literaturverzeichnis .....	61
7 – Danksagung .....	70

## 1a – Zusammenfassung

Bestandsschätzungen von Wildtieren können durch viele Faktoren beeinflusst werden, vor allem weil Wildtiere meist sehr variabel in ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung sind. Für die Forschung, zum Erhalt und Management vieler Arten sind sie jedoch von großer Bedeutung. Weltweit werden verschiedene Methoden angewandt, um die Populationsgrößen genauer schätzen zu können. Eine Methode davon ist das sogenannte „Totfundmonitoring“. Damit sind Zählungen von toten Tieren auf Straßen und Wegen gemeint. Doch das Problem hierbei ist, dass es bisher in keinem Land eine einheitliche und standardisierte Methode dafür gibt. Deswegen ist eine Analyse der vorhandenen Totfundmonitoring-Methoden zur Erstellung eines potenziellen standardisierten Totfundmonitorings empfehlenswert. Für diese Analyse wurden insgesamt 80 Studien mit unterschiedlichen Schwerpunkten gefunden. Der Fokus dieser Arbeit lag dabei zum einen auf der Durchführung und zum anderen auf der Möglichkeit Rückschlüsse auf die Wildtierpopulationen anhand eines Totfundmonitorings und den daraus resultierenden Daten zu ziehen. Aus der großen Vielfalt der verwendeten Methoden und den Erfahrungswerten in den unterschiedlichen Studien, konnte eine passende standardisierte Methode für Deutschland erstellt werden, um ein flächendeckendes Totfundmonitoring durchzuführen. Die entwickelte Methode kann unter den gegebenen Voraussetzungen demnach als Grundlage für Bestandsschätzungen von Wildtierpopulationen verwendet werden.

**Stichwörter: Rehwild, Wildunfall, Wildunfallzählungen, Fallwild, Verkehrsvolumen, Wildtier, Jagd**

## 1b – Abstract

Population estimates of wildlife can be influenced by many factors, especially because wildlife is usually very variable in their spatial and temporal distribution. However, they are of great importance for research, conservation and management of many species. Various methods are used worldwide to estimate population sizes more accurately. One method is the so-called "roadkill count" or "roadkill monitoring". This refers to counts of dead animals on roads and paths. But the problem is that there is no uniform and standardised method for this in any country so far. Therefore, an analysis of the existing roadkill count method is recommended to establish a potential standardised roadkill monitoring. For this analysis, a total of 80 studies with different priorities were found. The focus of this work was, on the one hand, on the implementation and, on the other hand, on the possibility of drawing conclusions about wildlife populations based on roadkill monitoring and the resulting data. From the great variety of

methods used and the experience gained in the various studies, it was possible to develop a suitable standardised method for Germany to carry out nationwide monitoring of dead animals. The method developed can therefore be used as a basis for estimating wildlife populations under the given conditions.

**Keywords: roedeer, roadkill, roadkill counts, traffic, wildlife, hunt**

## 2 – Einleitung

Durch den stetig wachsenden Anspruch an eine gut ausgebaute Infrastruktur und ein damit einhergehendes dichter werdendes Straßennetz, reicht der Einfluss von Straßen auf die direkt umliegende Landschaft mittlerweile weit über diese hinaus. Direkte und indirekte Umweltauswirkungen umfassen die Entwaldung und Fragmentierung von Lebensräumen, die Verschmutzungen von Böden und Gewässern, die Lärmbelästigung, eine erhöhte Sterblichkeit von Wildtieren durch Kollisionen mit Autos, Veränderungen des Genflusses in Populationen durch die Isolation einzelner (Sub-)Populationen und die Förderung der biologischen Invasion (Fahrig und Rytwinski 2009; Laurance und Balmford 2013; Selva et al. 2011; van der Ree et al. 2015).

Straßen können einen großen Einfluss und verschiedenste Auswirkungen auf einzelne Wildtiere und ganze Wildtierpopulationen haben. Zum einen stellen Straßen bzw. der Verkehr auf den Straßen eine große Gefahr und damit eine häufige Todesursache für Tiere dar (van Langevelde et al. 2009; Shepard et al. 2008). Zum anderen können sie aber den Tieren auch als einfache Wege am Boden oder als freier Flugraum darüber dienen (Brown et al. 2006). Hinzu kommt noch, dass die Vegetation und das Habitat entlang von Straßen häufig einen geeigneten Lebensraum für viele Arten darstellen kann (Carthew et al. 2013). Jedoch kann dies wiederum zu einem verstärkten Todesrisiko für die Tiere führen (Saunders und Hobbs 1991; Murphy und Xia 2016).

In Deutschland sterben so jeden Tag mehrere hundert Tiere auf unseren Straßen durch Kollisionen mit Verkehrsmitteln. Im deutschsprachigen Raum werden diese als „Wildunfälle“ und im englischsprachigen Raum als „roadkill“ bezeichnet.

Mit einer Zunahme der Fahrzeuggeschwindigkeiten und des Verkehrsaufkommens scheinen Wildunfälle kontinuierlich zuzunehmen (Puglisi et al. 1974; Case 1978; Pojar et al. 1975). Die genauen Zahlen sind jedoch vor allem bei kleineren Tierarten schwer einzuschätzen, werden aber auf weit mehr als die meldepflichtigen Unfälle mit Wild, wie Reh-, Schwarz-, Dam- oder Rotwild, geschätzt (aktion tier e.V. 19.09.2015).

In den Jahren 2017/2018 betrug allein die Zahl der gemeldeten Wildunfälle insgesamt über 233.000 Tiere in ganz Deutschland, von denen mit fast einem Viertel ein Großteil in Bayern vorkommt (Deutscher Jagdverband e.V. (DJV) 2019). Verglichen mit der Anzahl Wildunfälle in den Jahren 1976 (66.744 Wildunfälle) und 1988 (145.636 Wildunfälle) ist zu sehen, dass sie von Jahr zu Jahr häufiger werden (Hartwig 1991). Eine der häufigsten Ursachen dafür sind zu hohe Geschwindigkeiten auf den Straßen (Hartwig 1993, 1994; Case 1978; Pojar et al. 1975). Zusätzlich kommen zu diesen Zahlen noch die Tiere, die nicht direkt bei der Kollision sterben, sondern danach Schutz suchen und dort meist unentdeckt verenden (Hartwig 1991). Diese

Fälle und die Unfälle, bei denen es keinen gemeldeten Schaden am Verkehrsfahrzeug gibt, werden dann als „Fallwild“ bezeichnet. Dementsprechend ist es sowohl aus ökologischer, sowie ethischer und jagdlicher als auch aus ökonomischer Sicht wichtig, für den Erhalt der Wildtiere und der durch sie vorhandenen Wildtier-Ressourcen die Wildunfälle zu erfassen und wo möglich zu reduzieren.

Für die Erfassung von Wildunfällen bzw. Fallwild, vor allem für nicht meldepflichtige Tierarten, gibt es international verschiedene Methoden. Diese sind zunächst hauptsächlich von dem Ziel und den verfügbaren Ressourcen für die Erfassung abhängig. Dadurch, dass es bisher jedoch in keinem Land ein standardisiertes Verfahren dafür gibt können aufgrund der unterschiedlichen Erkennbarkeit der Kadaver, ihrer Verweildauer auf den Straßen oder durch die Aktivität von Aasfressern, die Zählungen verzerrt und ungenau sein (Guinard et al. 2012). Zudem ist allgemein schwer, wenn nicht teilweise sogar unmöglich, genaue Anzahlen von Individuen einer Tierart festzustellen, da sich diese sehr dynamisch in Raum und Zeit verändern können (Pearce-Higgins und Yalden 2005). Deshalb ist es wichtig und Ziel dieser Arbeit eine standardisierte Methode für die (Un-)Fallwild-Zählungen bzw. das „Totfundmonitoring“ zu finden. Anhand eines standardisierten Verfahrens und einer regelmäßigen Durchführung soll es ermöglicht werden genauere und zuverlässigere Aussagen über das Vorkommen/ die Verbreitung, Verteilung, Entwicklung, Größe sowie das Verhalten von Populationen verschiedenster Tierarten zu erhalten (Elzanowski et al. 2009; Baker et al. 2004; Bright et al. 2014).

Bezogen auf die Ökologie und das Verhaltensmuster von Tierarten, ist es möglich, dass es durch das Totfundmonitoring besser verstanden werden kann, da es bei einigen Arten abhängig von beispielsweise Jahres- oder Paarungszeit unterschiedlich sein kann, wann und wie häufig sie Opfer eines Wildunfalls werden (Clarke et al. 1998; Haigh 2012; Erritzøe et al. 2003; Clevenger et al. 2003). Ein weiterer Faktor ist das Alter der Tiere, da bei den meisten Tierarten die juvenilen oder subadulten Individuen beginnen die Umgebung ihres Geburtsortes zu erkunden und/oder sich ein eigenes Territorium suchen und dabei oftmals Opfer des Straßenverkehrs werden (Clevenger et al. 2003; Erritzøe et al. 2003).

Zudem kann das Monitoring als Datenquelle für z.B. unerforschte Tierarten genutzt werden (Seebeck und Johnston 1980) oder die Ausbreitung von Neobiota bzw. Neozoen, wie z.B. dem Goldschakal oder Waschbär, schneller erfasst werden. Dadurch kann es ebenfalls genutzt werden, um z.B. Hybridisierungen zwischen Arten wie Haus- und Wildkatze oder Iltissen und verwilderten Frettchen festzustellen, wenn die Kadaver nach dem Fund genetisch untersucht werden (Schwartz et al. 2020).

Durch Probenentnahmen bei Totfunden kann neben der Genetik auch auf Krankheiten oder Umweltgifte getestet werden, denn das Totfundmonitoring bietet so eine relativ kostengünstige

und nützliche Probenentnahme auch von seltenen oder geschützten Tierarten, bei denen dies sonst kaum möglich wäre (Chadwick et al. 2011; Pountney et al. 2015).

Das gesamte Wissen über die Tierarten und ihre beeinflussenden Faktoren bildet so die Grundlage für ein funktionierendes Ökosystem weltweit. Damit diese Ökosysteme auch eine Zukunft haben, fordern bereits sowohl EU-Richtlinien (z.B. FHH) als auch internationale Vereinbarungen (z.B. Bonner Konvention; UNEP) und Biokonventionen eine fundierte Datengrundlage für ein „nachhaltiges Umweltmanagement“, welche durch ein standardisiertes Totfundmonitoring eine weitere Grundlage erhalten würde.

Aus den genannten Gründen bilden sich die folgenden Fragen, die mit dieser Masterarbeit beantwortet werden sollen:

1. Was ist die geeignetste Methode ein standardisiertes Totfundmonitoring in Deutschland zu betreiben?
2. Wofür sind die gewonnenen Daten aus dem Totfundmonitoring brauchbar?
  - a. Wie kann man Rückschlüsse von Totfunden auf Bestände in Bezug auf ihre Verbreitung, Verteilung, Entwicklung oder Größe ziehen?

## 3 – Material und Methode

### 3.1 Literatur- und Onlinerecherche

Das Ziel der Literatur- und Onlinerecherche für diese Arbeit war es, genügend Studien und Artikel zum Thema Totfundmonitoring und Wildunfallzählungen zu finden. Dabei lag der Fokus besonders auf der Literatur in der, anhand dieser Methode, Rückschlüsse auf die lebenden Tierarten bzw. Populationen geschlossen wurden.

Die zitierte Literatur wurde vorwiegend online über Google Scholar (URL: <https://scholar.google.de/>), das Datenbank-Infosystem (DBIS) (URL: [https://rzblx10.uni-regensburg.de/dbinfo/dbliste.php?bib\\_id=boku&colors=7&ocolors=8&lett=c&collid=BO](https://rzblx10.uni-regensburg.de/dbinfo/dbliste.php?bib_id=boku&colors=7&ocolors=8&lett=c&collid=BO)) sowie der Elektronischen Zeitschriftenbibliothek (EZB) (URL: <http://rzblx1.uni-regensburg.de/ezeit/search.phtml?bibid=BOKU&colors=7&lang=de>) der Universitätsbibliothek Bodenkultur Wien gesucht und gefunden.

Häufige Suchbegriffe waren beispielsweise „roadkill“, „roadkill counts“, „wildlife populations“, „mortality“, „monitoring“, entweder einzeln oder in Kombination. Zudem wurden die dabei gefundenen Artikel auf weitere thematisch passende Literatur, im jeweiligen Literaturverzeichnis, durchsucht und teilweise genutzt, falls sie durch die zuvor genannten Suchbegriffe nicht gefunden werden konnten. Sobald es einen passenden Fund bezogen auf den Titel des Artikels gab, wurde als erstes die Zusammenfassung gelesen. Wenn dieser thematisch passend war erfolgte anschließend der Import der Literaturquelle, einschließlich Titel, Dokumententyp, Autor und sonstiger Angaben in die Referenzverwaltungssoftware Citavi. Mithilfe dessen dann in der vorliegenden Arbeit zitiert werden konnte.

Bei der in Kapitel 4 zitierten Literatur handelt es sich, bis auf eine einzelne Ausnahme, nur um wissenschaftlich begutachtete (peer-reviewed) Literatur.

### 3.2 Thematische Eingrenzung

Das Thema dieser Arbeit unterteilt sich, wie in der Fragestellung, in zwei Bereiche. Um die erste Fragestellung zu beantworten, lag der Fokus auf Studien, Untersuchungen und Artikel, die beschreiben wie die Wild(-unfall) -zählungen (eng.: roadkill counts) erfolgten. Dabei wurden Berichte aus verschiedenen Ländern, Regionen sowie mit unterschiedlichen Tierarten, Zielen und Fragestellungen berücksichtigt. Es ging dabei jedoch nicht darum ob oder inwiefern die Ergebnisse dieser Untersuchungen brauchbar sind, sondern viel mehr um die angewandte Methodik und Durchführung. Ziel der Eingrenzung auf die angewandte Methodik war, dadurch die für Deutschland geeignetste Methode für ein standardisiertes Totfundmonitoring zu entwickeln.

Die Wahl der Artikel zur Beantwortung der zweiten Frage dieser Arbeit lag speziell auf der Literatur, in der versucht wurde, anhand von Totfunden entlang von Straßen und Wegen Rückschlüsse auf die bestehenden Populationen zu treffen. Diese Rückschlüsse konnten sich dabei entweder auf die aktuellen Bestandszahlen, die Häufigkeiten einer Tierart Straßenverkehrsoffer zu werden, (Populations-)Trends, die Verteilung oder Verbreitung von Tierarten beziehen. Der Fokus wurde auf diese Art von Untersuchungen gelegt, da es allgemein bisher sehr schwer ist, die Bestandszahlen von Tierpopulationen zu erheben. Ein standardisiertes Totfundmonitoring soll hier aber als Grundlage für genauere, zuverlässige und dauerhafte Bestandserhebungen dienen, da diese für ein nachhaltiges und ökologisch sinnvolles Wildtiermanagement von großer Bedeutung sind.

Eine spezielle Berücksichtigung der Themen über die Verweildauer der Kadaver auf den Straßen, Ortspunkte an welchen Stellen besonders häufig Wildunfälle auftauchen, welche Arten besonders häufig Opfer des Straßenverkehrs werden, welche Mittel es gibt, um Wildunfälle zu vermeiden oder wie nützlich diese sind gab es demnach nicht.

Wenn es zu der Feststellung während des Lesens der Literatur kam, dass sie thematisch nicht relevant für diese Arbeit ist, wurde sie aussortiert. Die in diese Arbeit, in Kapitel 4, eingeflossene Literatur zum Thema Totfundmonitoring bzw. Wildunfallzählungen beläuft sich auf 80 Artikel. Darunter sind 40 Studien, bei denen es durch die Wissenschaftler selbst zu der Durchführung eines Totfundmonitoring kam. Hinzu kommen 25 Studien bei denen Daten zu totaufgefundenen Tieren entlang von Straßen durch Polizei, Behörden, Institutionen oder die Öffentlichkeit gesammelt wurden. Bei einer Vielzahl dieser gesammelten Daten handelt es sich demnach um gemeldete Wildunfälle bzw. Totfunde. Eine dieser 25 Studien nutzte zudem auch Telemetriedaten (Bencin et al. 2019). Des Weiteren gab es sechs Literaturstudien, einen nicht wissenschaftlich begutachteten Bericht, sowie drei Artikel, die durch Telemetriedaten Totfunde entlang von Straßen gefunden haben. In zwei der acht Literaturstudien, einer der Telemetrie-Studien, sowie in fünf weiteren Artikeln, in denen keine Totfundmonitoring-Methode beschrieben wurde, ist der Einfluss von Straßen auf Wildtierpopulationen analysiert worden.

In einer der 40 Studien haben die Autoren und Wissenschaftler bereits versucht ein standardisiertes Protokoll zur Erfassung von überfahrener Fauna zu erstellen (Collinson et al. 2014). Zudem wurde in diesem Artikel auch Literatur berücksichtigt, die in diese Arbeit eingeflossen ist. Da sich die Erstellung dieses Protokolls allerdings auf ein Gebiet in Südafrika bezieht, lagen dort andere Umstände vor, als es für Deutschland der Fall ist. Dennoch konnte dieser Artikel als brauchbare Referenz für die Erstellung eines standardisierten Totfundmonitorings für Deutschland verwendet werden.

### **3.3 Räumliche Einschränkung**

Für die Literaturrecherche wurde nach Studien weltweit gesucht, da nur für Deutschland nicht ausreichend Literatur vorlag, um die Ziele dieser Arbeit zu erreichen. Das Straßennetz in Deutschland ist verhältnismäßig mit ca. 830.000 km sehr dicht. Es besteht aus über 13.000 km Autobahnen, mehr als 37.000 km Bundesstraßen sowie aus über 86.000 km Landes- und Staatsstraßen (BMVI 01.01.2020).

Deswegen soll das standardisierte Totfundmonitoring sich nur auf Deutschland beziehen, da es ansonsten das Ausmaß dieser Arbeit übersteigen würde, fast in jedem Land unterschiedliche Verkehrsvorschriften vorliegen und auch unterschiedliche Tierarten vorkommen.

### **3.4 Verknüpfung der Methoden**

Nach dem vollständigen Lesen der als passend befundenen Literatur, wurde jeweils die angewandte Methode herausgearbeitet und tabellarisch notiert (Beispiel s. Tabelle 1). Anschließend gab es einen Vergleich und eine Analyse der Methoden, sodass sie miteinander verknüpfbar waren. Dabei wurden die Vor- und Nachteile der jeweiligen Methoden abgewogen, damit es schlussendlich zu einer standardisiert durchführbaren Methode kommen konnte, die von den weltweiten Studien auf Deutschland übertragbar ist. Dafür erfolgte ein Abgleich der Gegebenheiten (Transekt-Eigenschaften, Kontroll-Geschwindigkeiten, klimatische Bedingungen, Zielarten) in den Studien mit denen in Deutschland, um sie an die für Deutschland vorliegenden Verhältnisse anzupassen.

Tabelle 1 Beispielhaft herausgearbeitete Methoden-Aufstellung der gefundenen Literatur zum Thema Totfundmonitoring/Wildunfallzählungen

Literatur	Untersuchungsgebiet	Transect(-eigenschaften)	Dauer	Uhrzeit	Häufigkeit	Jahreszeit	Wetter	Geschwindigkeit	Personenkraft	Zielarten	Ziel	Rückschlüsse	Weitere Daten
(Brockie et al. 2009)	Nordinsel, Neuseeland	1.660 km	Februar 1984, 1994, 2005	Bei Tageslicht	Alle 10 bzw. 11 Jahre für 28-29 Tage	Sommerende	Trocken, wenig Regen	50 – 100 km/h, 50 km/h in bebauten Gebieten	1 Fahrer und 1 Beobachter	Mittelgroße Tiere (zwischen Ratten- und Hundegröße), am häufigsten Opossum, Igel und Kaninchen	Vergleiche von wiederholten Zählungen von Säugetier- und Vogelkadavern auf Straßen der Nordinsel Neuseelands in den verschiedenen Jahren. Technik als effektive und relativ kostengünstige Überwachung großer Veränderungen in der relativen Häufigkeit bestimmter Tiere über lange Zeiträume und die Beziehung zwischen Todesopfern und Verkehrsaufkommen	Die Tötungsraten pro Fahrzeug steigen rapide an, wenn das Verkehrsaufkommen unter 5.000 Fahrzeuge pro Tag sinkt (lineare Regression, $R^2 = 0,712$ , $F_{1, 5} = 12,35$ , $P < 0,05$ ), wobei die Tötungsraten vermutlich wieder stark zurückgehen, da Verkehrs- und Tötungsraten auf null konvergieren. Müssen davon ausgehen, dass die Schwankungen nicht mit Verkehrsaufkommen, sondern mit realen Schwankungen der Tierpopulationen korreliert sind. Das Verhältnis zwischen Verkehrsaufkommen, Geschwindigkeit und der Zahl der Kadaver ist nicht eindeutig, und dieses Verkehrsaufkommen erklärt weniger als die Hälfte der Variation in der Zahl der gesehenen Kadaver.	Nur Datenerfassung außerhalb bebauter Gebiete, Lage der Kadaver mit Kilometerzähler des Fahrzeugs auf den nächsten Kilometer genau erfasst. Meisten Kadaver leicht zu identifizieren, gelegentlich rätselhafte Überreste untersucht, Verkehrsvolumendaten von 2002

### 3.5 Auswahl möglicher Zielarten

Je nachdem um welche Tierart es sich handelt ist es leichter oder schwerer sie zu monitoren und Daten über sie zu sammeln. Wie einfach oder schwer sich eine Tierart monitoren lässt, hängt von mehreren Faktoren ab. Dazu zählen vor allem das Verhalten, das Habitat, die Anzahl der vorkommenden Individuen sowie die Größe der Tierart. Tiere die tagaktiv, auch auf Distanz mit dem Auge erkennbar und sich auch dort aufhalten, wo sie gut sichtbar sind, sind meist einfach zu monitoren. Arten, die hauptsächlich dämmerungs- oder nachtaktiv und/oder relativ klein sind, sowie häufig in einem für den Menschen schlecht zugänglichen Habitat leben sind hingegen schwerer zu monitoren.

In diesem Fall ist das Monitoring auch von der Häufigkeit, mit der die Tierart ein Totfund wird, also der Wahrscheinlichkeit Opfer des Straßenverkehrs zu werden, abhängig.

Um mit einem standardisierten Totfundmonitoring starten zu können, anhand dessen Rückschlüsse über z.B. den aktuellen Bestand getroffen werden können, ist es wichtig, dass die Tierart für die Beobachter möglichst leicht erkennbar ist, wenn sie tot am Straßenrand oder auf der Straße gesehen wird. Grundlegend dafür ist auch, dass die Straßen, auf denen das Totfundmonitoring ausgeführt wird, überhaupt durch das Habitat der jeweiligen Tierart verlaufen. Um einen möglichst umfangreichen und exakten Datensatz der Totfunde zu erhalten, ist es hilfreich mit Tierarten zu beginnen, bei denen Unfälle mit ihnen allgemein bei der Polizei und dem zuständigen Jagdrevierleiter gemeldet werden. Dazu zählen vor allem die Schalenwildarten, wie Rehwild (*Capreolus capreolus*), Rotwild (*Cervus elaphus*), Schwarzwild (*Sus scrofa*) oder Damwild (*Dama dama*).

Als Zielarten kommen allgemein auch Arten in Frage, bei denen durch das Totfundmonitoring die Auswirkungen von Straßen auf Populationsebene bestimmt werden können. Dabei lassen sich diese Auswirkungen vor allem bei Tierarten erkennen, die, wie viele Vogelarten durch Beringung, markiert werden oder Arten wie den Feldhasen (*Lepus europaeus*), bei denen auch aktiv die Populationszahlen erhoben werden (Ramsden 2003; Erritzøe et al. 2003; Reddemann 2018) und die in an Straßen angrenzenden Habitaten vorkommen.

## 4 – Möglichkeiten und Vergleich des weltweiten Totfundmonitorings

Zur Erstellung einer standardisierten Methode für das Totfundmonitoring wurden die folgenden Variablen, die von Monitoring zu Monitoring variieren können, herausgearbeitet: Untersuchungsgebiet und Eigenschaften der Transekte, Untersuchungsdauer, zeitliche Durchführung, Häufigkeit der Durchführung, jahreszeitliche Unterschiede, Wetterbedingungen, gefahrene Geschwindigkeit, eingesetzte Personenkraft, untersuchte Arten, Untersuchungsziel sowie die Methoden für Bestandsschätzungen und Rückschlüsse auf Grundlage des Totfundmonitorings.

### 4.1 Untersuchungsgebiet

Je nach Untersuchungsgebiet gibt es eine Variation der, um die Transekte (Straßen) herumliegenden, Habitats. Die Transekte können also durch verschiedenste Landschaften führen, welche im Folgenden vorgestellt werden.

In den **Vereinigten Staaten (U.S.A.)** (Abbildung 1) wurden mehrere Totfundmonitorings in verschiedenen Bundesstaaten durchgeführt. Diese fanden z.B. in Bundesstaat spezifischen Lebensraumtypen, in der Umgebung von Farmland (Adams et al. 1978), im Ökoton von New York mit Wald, Feuchtgebieten und landwirtschaftlichen Flächen (Barthelmess und Brooks 2010) oder in einem dichten Laubwald auf einem Plateau (Bellis und Graves 1971) statt. Hinzu kommen Untersuchungsgebiete innerhalb eines für Luchse geeigneten Lebensraums (Bencin et al. 2019), auf einem Plateau mit sehr unterschiedlicher Vegetation von Überschwemmungsgebieten und Flüssen bis zu einem subalpinem Nadelwald (Biggs et al. 2004), entlang von Bergen, Gebirgszügen, offenen/subalpinen Wäldern, Wüsten, Sümpfen, Feuchtgebieten, landwirtschaftlich genutzten Flächen und/oder städtischen Regionen, als auch in Naturschutzgebieten (Bissonette und Kassar 2008; Caro et al. 2000; Clevenger et al. 2003; Danks und Porter 2010; Gehrt 2002; Glista und DeVault 2008; Haines et al. 2005; Jahn 1959; Loughry und McDonough 1996; Maehr et al. 1991; Mumme et al. 2000; Oxley et al. 1974; Schwab und Zandbergen 2011; Shepard et al. 2008).

Auch in **Kanada** (Abbildung 1) wurde ein Totfundmonitoring durchgeführt. Dies fand 1993 in zwei verschiedenen Regionen statt. Einmal auf einem Drumlinfeld, einer Lehm- und einer Sandebene und einmal auf einer Kalksteinebene. Beide Regionen waren feucht und schlecht entwässert (Fahrig et al. 1995).

Ein sumpfiges Feuchtgebiet mit Lagunen und Gewässern stellte das Untersuchungsgebiet in **Süd-Brasilien** dar (Costa et al. 2015) (Abbildung 1).

In **England** (Abbildung 1) wurde Totfundmonitoring in der Stadt Bristol (Baker et al. 2004), im Süden Englands (Clarke et al. 1998; Davies et al. 1987), im ländlichen Northamptonshire mit Wäldern, Wiesen, kleinen Flüssen, landwirtschaftlich genutzten Flächen (Hodson 1960, 1966; Wembridge et al. 2016) und im **Vereinigten Königreich** (Abbildung 1) in jeder oder einigen der vom Zentrum für Ökologie und Hydrologie klassifizierten Landklassengruppen, durchgeführt (Bright et al. 2014; George et al. 2011). Das Untersuchungsgebiet eines Monitorings in **Irland** (Abbildung 1) umfasste größtenteils Weideland, Wohngebiete und Gebiete mit vielen Gebüsch (Haigh 2012).

Offene, intensiv bewirtschaftete landwirtschaftliche Regionen mit fragmentierten Hainen und Wäldern waren in Südjtland, **Dänemark** (Abbildung 1) ein Untersuchungsgebiet (Erritzøe et al. 2018). In Norddänemark lag ein Untersuchungsgebiet zwischen zwei Städten mit intensiv bewirtschafteten Feldern, kleinen Wäldern und kleinen Teichen (Hels und Buchwald 2001). Die Moore im Staatsreservat *Hatertse en Overasseltse Vennen*, südöstliche von Nijmegen, waren ein Untersuchungsgebiet (van Gelder 1973) (Abbildung 1).

Ein Untersuchungsgebiet in **Litauen** (Abbildung 1) umfasste die dort vorkommenden Haupt-Habitats entlang des Straßennetzes mit offenen Gebieten und Wald (Balčiauskas et al. 2020) und in **Polen** (Abbildung 1) umfasst es die südwestliche Provinz (Elzanowski et al. 2009).

Die Untersuchungsgebiete in **Italien** (Abbildung 1) umfassen die Po-Venezianische Ebene mit hauptsächlich landwirtschaftlichen Flächen (Canova und Balestrieri 2019) und die Abruzzen, die Molise sowie den südlichen Teil der Marche in Mittel-Ost-Italien (Lovari et al. 2007). In Süd-**Portugal** (Abbildung 1) gab es zwei Studien in einem Gebiet bestehend aus Ackerland, Korkeichen- und Steineichenwäldern (Grilo et al. 2009; Santos et al. 2011) und in West- sowie Südwest-**Frankreich** (Abbildung 1) ein Mix aus ebenfalls landwirtschaftlichen Flächen, Heckenland, Wäldern und kleinen Feuchtgebieten (Guinard et al. 2012; Lodé 2000).

Auch in Zentral-**Spanien** (Abbildung 1) gab es ein Untersuchungsgebiet für ein Totfundmonitoring. Dieses befand sich in einer von Wäldern dominierten Landschaft aus Steineichen und Buschgebieten mit offenen Wäldern und wenig genutztem Weideland (Ruiz-Capillas et al. 2015).

In **Deutschland** (Abbildung 1) wurde eine Strecke in Südostbayern mit drei angrenzenden Biotopen (offene Feldflur, Laub- oder Nadelwald, angrenzende Siedlung (Ortskern, Randzone etc.)) monitort (Esser und Reichholf 1980). Auch der Südharz, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz, Ostdeutschland und der Oberbergische Kreis waren Untersuchungsgebiete einzelner bzw. zusammenhängender Totfundmonitorings (Götz und Jerosch 2010; Hartwig 1991; Hauer et al. 2002; Ueckermann 1964, 1969; Voß 2007). Zudem gab es ein Monitoring von auf der Straße zu Tode gekommenen Tieren auf der gesamten Autobahnstrecke in Deutschland (Knierer 1967).

Jedes Untersuchungsgebiet bietet unterschiedliche Möglichkeiten und Grenzen für ein Totfundmonitoring. Denn je nach vorkommendem Habitat, ist auch die Vorkommens-Wahrscheinlichkeit und Zusammensetzung der Tierarten innerhalb des Gebiets und entlang der Transekte unterschiedlich.

Abhängig von der Zielsetzung einer Studie, kann das Untersuchungsgebiet eine Haupt- oder eine Nebenrolle spielen. Möchte man also wissen wie viele Tiere in einem Gebiet auf der Straße zu Tode kommen oder wie hoch die Wildunfallgefahr in einem Gebiet ist, spielt das Untersuchungsgebiet selbstverständlich eine Hauptrolle. Zielt ein Monitoring auf eine bestimmte Tierart ab, muss man sich auch an dem von der Tierart genutzten Habitat orientieren. Möchte man herausfinden, wie viele Tiere einer Population in einem Gebiet Opfer des Straßenverkehrs werden, spielt das Gebiet bzw. zumindest die Eigenschaften des Gebiets nur eine Nebenrolle. Dadurch, dass aber wie oben schon genannt, die Vorkommens-Wahrscheinlichkeit der Tierarten zu einem großen Teil vom vorkommenden Habitat abhängt, ist das Untersuchungsgebiet beim Totfundmonitoring immer von Belang.

Wie man in der zitierten Literatur herausfinden konnte, gibt es bezüglich der Auswahl der Untersuchungsgebiete, kaum Einschränkungen und ist theoretisch überall dort möglich, wo es Straßen gibt.

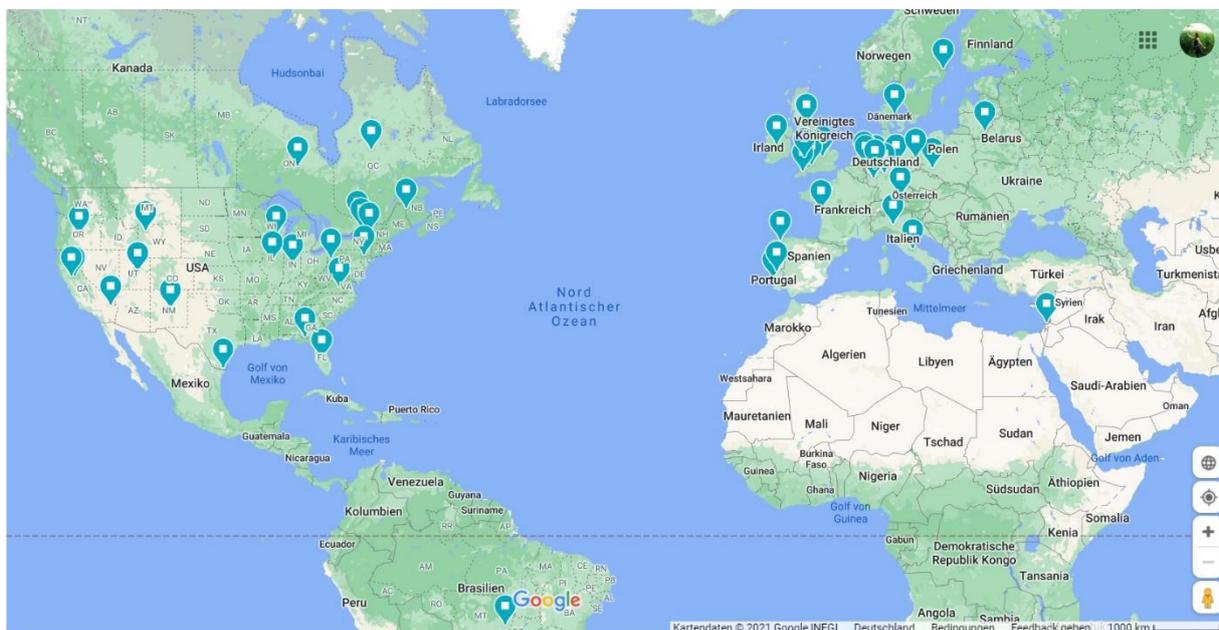


Abbildung 1 Totfundmonitoring-Untersuchungsgebiete (blaue Marker) in Amerika und Europa (Kartendaten von Google 2021)

Ein Monitoring zur „Erstellung eines standardisierten Protokolls für überfahrene Tiere“ wurde in einem Schutzgebiet mit Lagunen und Gewässern in der Limpopo-Provinz, **Südafrika** durchgeführt (Collinson et al. 2014) (Abbildung 2).

Ein weiteres Untersuchungsgebiet befand sich im Südosten **Tasmaniens** (Abbildung 2), innerhalb eines Apfelanbaugebiets, welches aus kleinflächigen Ortschaften, Weideland und alten Eukalyptuswäldern bestand (Mallick et al. 1998).

In **Australien** (Abbildung 2) befanden sich Untersuchungsgebiete sowohl entlang des südlichen Stadtrandes von Sydney im Royal National Park (Ramp und Ben-Ami 2006), als auch im Kosciuszko National Park in New South Wales mit kleinteiligen vom Menschen stark beeinflussten Strukturen und einem Mix aus einheimischen Wäldern, privatem Ackerland und zurückgewonnenen Naturschutzgebieten (Roger et al. 2011), sowie im nordöstlichen New South Wales auf einem hügeligen vulkanischen Plateau, welches von offenem Weideland, verstreuten Eukalyptuswaldresten, Macadamianuss-Plantagen entlang von Feuchtwiesen und verstreuten Regenwaldgebieten gekennzeichnet war (Taylor und Goldingay 2004). Zudem gab es in New South Wales noch eine weitere Studie in den Snowy Mountains von (Roger und Ramp 2009). Das Gebiet dort wies hauptsächlich Kahlschlag, feuchte und trockene Wälder, Brombeerdickichte und Hangbereiche mit Sträuchern und Baumgruppen auf.

Das Untersuchungsgebiet eines Totfundmonitorings in **Japan** (Abbildung 2) wurde nicht genauer beschrieben. In den Ergebnissen wird aber von einer unterschiedlichen Anzahl von Funden, auf Straßen die an Laub- oder Nadelwald und Ackerland grenzen, berichtet (Saeki und Macdonald 2004).

Im Norden **Israels** (Abbildung 1, Abbildung 2) gab es Daten zu totgefahrenen Ottern, mit den meisten Funden auf der Chulaebene, allerdings wurde diese und das umliegende Gebiet nicht genauer beschrieben (Guter et al. 2005). Die fehlende Beschreibung der Gebiete trifft auch für zwei Studien in **Neuseeland** (Abbildung 2) zu (Brockie et al. 2009; Morris und Morris 1988). Zudem gab es weltweit weitere Studien mit keiner genaueren Beschreibung des Untersuchungsgebiets (McCaffery 1973; Jahn 1959; Feldhamer et al. 1986; Erritzøe et al. 2003; Case 1978; Philcox et al. 1999; Seiler et al. 2003; Seiler et al. 2004; Slater 2002; van Langevelde et al. 2009).

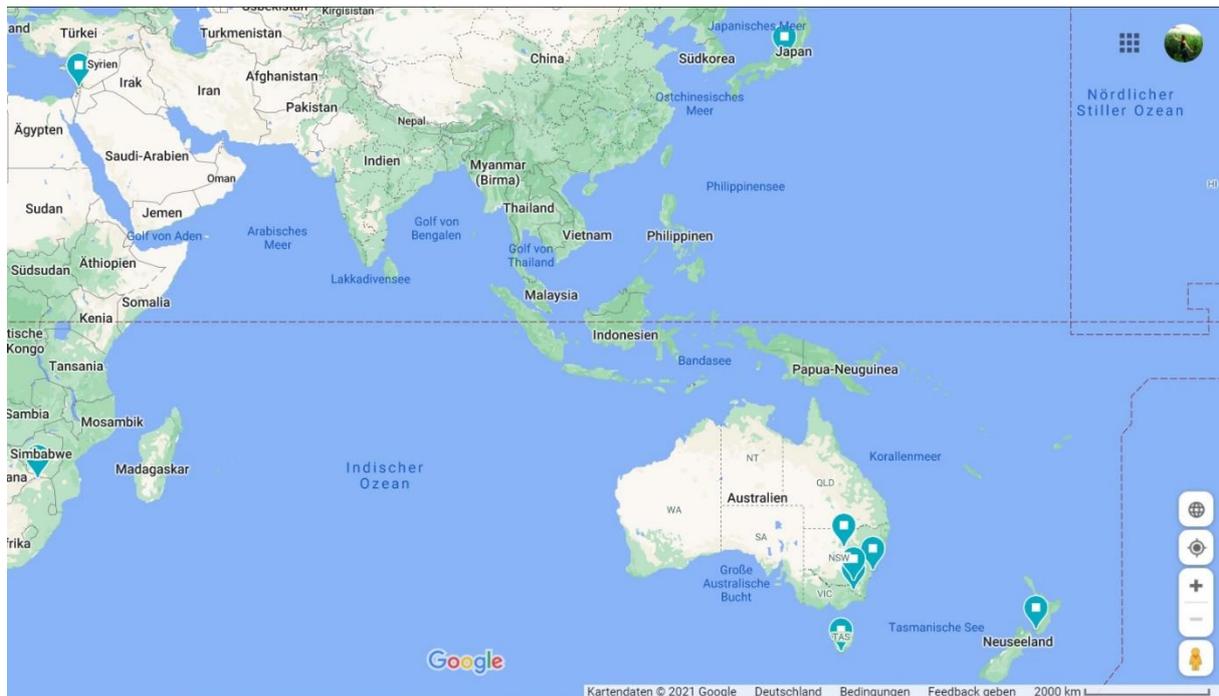


Abbildung 2 Totfundmonitoring-Untersuchungsgebiete (Blaue Marker) in Afrika, Asien und Australien (Kartendaten von Google 2021)

Eine notwendige Flächengröße für das Untersuchungsgebiet wurde in keinem Artikel beschrieben. Die einzigen Größenangaben, die es gab, waren die Transektlängen, gefahrenen Gesamtkilometer oder einen Radius im Untersuchungsgebiet der innerhalb des Untersuchungszeitraumes abgefahren wurde.

#### 4.1.1 Transekt-Eigenschaften

Die Zählungen von toten Tieren finden in den meisten Studien entlang von befestigten Straßen statt. In einigen Studien wurden aber auch Zählungen entlang von unbefestigten Straßen durchgeführt (Biggs et al. 2004; Götz und Jerosch 2010; van Gelder 1973). In den meisten Fällen wird dafür eine bestimmte Strecke, ein bzw. mehrere Transekte, von einer bestimmten Länge festgelegt. Teilweise wurden sie in der Literatur aber auch nicht angegeben (Baker et al. 2004; Bencin et al. 2019; Biggs et al. 2004; Clarke et al. 1998; Danks und Porter 2010; Davies et al. 1987; Götz und Jerosch 2010; Guter et al. 2005; Haines et al. 2005; Hartwig 1991; Hauer et al. 2002; Lovari et al. 2007; Maehr et al. 1991; McCaffery 1973; Mumme et al. 2000; Philcox et al. 1999; Ramp und Ben-Ami 2006; Schwab und Zandbergen 2011; Seiler et al. 2003; Seiler et al. 2004; Shepard et al. 2008; Ueckermann 1969; van Langevelde et al. 2009).

#### Transektlänge

Die vorliegenden Transekt- bzw. Routenlängen in der untersuchten Literatur lagen zwischen 145 m – 2.904 km, wobei es in einigen Studien nur einen Transekt gab und in anderen

mehrere. Teilweise wurde in den Artikeln nicht genau beschrieben, wie lang ein Transekt war, sondern nur die Gesamtlänge der gefahrenen Kilometer oder die gefahrenen Routenlängen. Im Folgenden werden dennoch alle angegebenen (einzelnen) Transekt- und Routenlängen beschrieben, da auch die Gesamt-Routenlänge in der Erstellung eines standardisierten Monitorings einfließen sollte, um abschätzen zu können, welche Fahrtstrecken realistisch sind. Um besser einordnen zu können wie viele Studien welche Transektlänge gewählt haben sind sie im Folgenden aufgeführt:

In 11 Studien waren die Transekte maximal 10 Kilometer lang (Voß 2007; Hels und Buchwald 2001; Elzanowski et al. 2009; Erritzøe et al. 2018; Erritzøe et al. 2003; Fahrig et al. 1995; van Gelder 1973; Hodson 1960, 1966; Ruiz-Capillas et al. 2015; Loughry und McDonough 1996; Grilo et al. 2009). Dabei gab es in einigen Studien nur einen Transekt ( $n = 4$ ) und in anderen Studien mehrere ( $n = 7$ ).

Zudem gab es 15 Studien die zum Teil auch Transekte mit einer Länge von unter 10 km untersucht haben, bei denen es aber zusätzlich noch weitere längere Transekte mit einer Länge von bis zu 68 km gab (Adams et al. 1978; Santos et al. 2011; Gehrt 2002; Glista und DeVault 2008; Bellis und Graves 1971; Caro et al. 2000; Canova und Balestrieri 2019; Haigh 2012; Roger und Ramp 2009; Roger et al. 2011; Roger et al. 2012; Feldhamer et al. 1986; Taylor und Goldingay 2004; Clevenger et al. 2003; Saeki und Macdonald 2004).

Transekte mit einer Länge von 68 km – 260 km gab es in 11 Studien (Slater 2002; Lodé 2000; Oxley et al. 1974; Mallick et al. 1998; Bright et al. 2014; George et al. 2011; Collinson et al. 2014; Clevenger et al. 2003; Costa et al. 2015; Esser und Reichholf 1980; Guinard et al. 2012), sowie vier weitere Studien mit Transektlängen von 260 km bis 1.000 km (Grilo et al. 2009; Saeki und Macdonald 2004; Case 1978; Ueckermann 1964).

Die längsten Transekte mit Distanzen von 1.000 km – 2.904 km waren in vier weiteren Studien zu finden (Bissonette und Kassar 2008; Brockie et al. 2009; Balčiauskas et al. 2020; Barthelmess und Brooks 2010).

Zudem gab es noch Studien in denen nur die gesamte gefahrene Kontrollstrecke während des Untersuchungszeitraumes angegeben war, nicht aber die exakte Transektlänge (Morris und Morris 1988; Jahn 1959).

Die durchschnittliche Transektlänge für die in der Literatur beschriebenen einzelnen Transekte beträgt 261,69 km ( $n=71$ ,  $s=571$ ). Der Median der Transektlänge liegt bei 40,0 km. Daran lässt sich erkennen, dass der Großteil der Transekte eine deutlich niedrigere Länge als der Durchschnitt hat. In diese Werte fließen keine angegebenen gefahrenen Gesamtkilometer während des Untersuchungszeitraums ein, sondern nur die Werte die als einzelne Transekte bzw. Routen beschrieben wurden.

## **Straßentyp und Verkehrsdichte**

Die Transekte für die Wildunfallzählungen variieren je nach Untersuchungsgebiet von viel befahrenen zu wenig befahrenen Straßen oder Wegen, von ein- zu mehrspurigen Straßen, von Hochgeschwindigkeitsstraßen (Autobahnen) über Bundes-/National- und Landstraßen, sowie städtischen und regionalen Straßen bis zu nur langsam befahrbaren Schotterstraßen oder Waldwegen (Brockie et al. 2009; Clevenger et al. 2003; Collinson et al. 2014; Santos et al. 2011; Biggs et al. 2004; Danks und Porter 2010; Knierer 1967; Erritzøe et al. 2018; Adams et al. 1978; Haigh 2012; Oxley et al. 1974).

So wurde beispielsweise 1964/65 das gesamte Autobahnstreckennetz in Deutschland mit teilweise Land-, Bundes- und Ortsstraßen als Untersuchungsgebiet, ohne klar abgegrenzte Transekte, genutzt (Knierer 1967).

In nur drei der vorliegenden Artikel wurde beschrieben, ob die kontrollierten Straßen(-abschnitte) für die Wildtiere frei zugänglich oder eingezäunt waren, obwohl dieser Umstand einen großen Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit für eine Straßenüberquerung und einen tödlichen Zusammenstoß mit Verkehrsfahrzeugen für die Wildtiere haben kann (Feldhamer et al. 1986; Grilo et al. 2009; Schwab und Zandbergen 2011). Zumeist werden Zäune entlang der Straßen nur in der Literatur beschrieben, die sich auf Wildunfall-Mitigations-Maßnahmen bezieht.

Abhängig vom Straßentyp und dem Untersuchungsgebiet gibt es auch Variationen in der Verkehrsdichte/ dem Verkehrsfluss auf den untersuchten Transekten. Diese reichten von 247 Kraftfahrzeugen (Kfz)/Tag bis zu 165.000 Kfz/Tag (Roger und Ramp 2009; Erritzøe et al. 2018).

Bei der vorliegenden Literatur gab es auch einige Studien ohne Erwähnung der Verkehrsdichte, auf den jeweiligen Transekten (Bencin et al. 2019; Bellis und Graves 1971; Barthelmess und Brooks 2010; Baker et al. 2004; Adams et al. 1978; Biggs et al. 2004; Caro et al. 2000; Case 1978; Collinson et al. 2014; Davies et al. 1987; Erritzøe et al. 2003; Esser und Reichholf 1980; Glista und DeVault 2008; Götz und Jerosch 2010; Guinard et al. 2012; Jahn 1959; Knierer 1967; Loughry und McDonough 1996; Ramp und Ben-Ami 2006; Taylor und Goldingay 2004; Ueckermann 1964, 1969; van Langevelde et al. 2009; Wembridge et al. 2016).

In einigen Studien floss dennoch die Verkehrsdichte mit in Berechnungen ein oder wurde ohne numerische Angabe als „vorliegend“/„konstant“ während der Untersuchungsperiode beschrieben bzw. in der Auswertung berücksichtigt (Bright et al. 2014; Bissonette und Kassar 2008; Balčiauskas et al. 2020; Brockie et al. 2009; Canova und Balestrieri 2019; Clarke et al. 1998; Danks und Porter 2010; George et al. 2011; Hels und Buchwald 2001; Mallick et al. 1998; Saeki und Macdonald 2004; Santos et al. 2011; Ueckermann 1964; Voß 2007).

#### **4.1.2 Empfehlung Untersuchungsgebiet und Transekt-Eigenschaften**

Die Übertragbarkeit der weltweit durchgeführten Totfundmonitorings auf Deutschland ist, bezogen auf die Größe der Untersuchungsgebiete und empfohlenen Habitate sowie die benötigte Transektlänge, weitestgehend möglich.

Allgemein sollten für die Untersuchungsgebiete typische, also häufig vorkommende, Straßenabschnitte und Straßentypen gewählt werden. Um Arten von allen möglichen Taxa (Säugetiere, Vögel, Amphibien, Reptilien) in artenreichen Gebieten zu finden wird eine Minimum Distanz des Transekts von 179 km empfohlen. In Untersuchungsgebieten für die bekannt ist, dass der Artenreichtum dort geringer ist, reicht auch eine Transektlänge von 140 – 158 km (Collinson et al. 2014). Dies bezieht sich nur auf eine Empfehlung der Transektlänge, wenn es darum geht, möglichst viele Arten von verschiedenen Wirbeltierklassen zu finden.

Somit liegen diese Empfehlungen bei 83 – 123 km weniger als die durchschnittliche Transektlänge in der vorliegenden Literatur. Dementsprechend liegt die allgemein zu empfehlende minimale Transektlänge bei 140 – 263 km, welche davon abhängig ist, wie viele und/oder welche Arten durch ein Totfundmonitoring gefunden werden sollen. Je mehr Arten durch ein Totfundmonitoring gefunden werden sollen, desto länger sollte/n der/die gewählte/n Transekte sein. Zudem sollte möglichst jeder Transekt gleich lang sein, damit es die spätere Analyse und den Vergleich zwischen Untersuchungsgebieten erleichtert. Für ein einheitliches, großflächiges Totfundmonitoring mit dem Ziel die Bestände von verschiedenen Tierarten zu schätzen, ist es also sinnvoll möglichst viele Straßen zu monitoren und dementsprechend die Transektlänge auf das maximal mögliche auszudehnen, wenn die Voraussetzungen dafür gegeben sind.

Bei der Auswahl der Transekte sollte auch darauf geachtet werden, ob es sich um eingezäunte oder uneingezäunte Straßen handelt und ob es entlang des Transekts Unter- oder Überführungen gibt, die als Wildquerungshilfe dienen sollen. Denn diese beiden Faktoren können einen Einfluss auf die Wildunfall- und damit auch auf die Totfundwahrscheinlichkeit und -häufigkeit haben. Generell ist davon auszugehen, dass sowohl ein Zaun als auch eine Wildquerungshilfe die Anzahl der Totfunde entlang der Transekte reduzieren. Dementsprechend sollte die Transektlänge erhöht werden, wenn die Transekte (zum Teil) eingezäunt sind oder Wildquerungshilfen auf dem Transekt liegen. Je größer der Anteil der eingezäunten Transekte ist, desto größer sollte auch die Transektlänge sein.

So wie Zäune die Totfundhäufigkeit durch weniger Wildunfälle reduzieren können, kann es an Stellen, die auf einer oder beiden Straßenseiten Hecken- oder Buschreihen aufweisen häufiger zu Totfunden kommen. In Gebieten in denen die Straßen Wälder zerschneiden oder zwischen zwei Waldgebieten liegen, kann es, abhängig von der Tierart, ebenso zu einer erhöhten Totfundhäufigkeit und daraus resultierenden Hotspots kommen (Madsen et al. 2002).

Sollte es nicht möglich sein von Anfang an ein großflächiges Totfundmonitoring (deutschlandweit) umzusetzen, sollte sich auf Transekte konzentriert werden, die in Gebieten liegen, die repräsentativ für die Zielarten sind. Dies bedeutet, dass wenn beispielsweise Daten zu einer im Wald lebenden Tierart gesammelt werden sollen, Transekte auf Autobahnen, Bundesstraßen oder Landstraßen entlang oder durch Waldgebiete ausgewählt werden sollten, in denen diese Tierart bekannterweise vorkommt. Gleiches gilt für Tierarten, die in bzw. an Gewässern leben. Demnach sollten dann vor allem Transekte ausgewählt werden, die in einem potenziellen Habitat für die Zielart, also in der Nähe von Gewässern, liegen.

Die Verkehrsdichte kann, wie andere Faktoren und in der vorliegenden Literatur beschrieben, zudem auch einen Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit eines Totfundes haben. Dabei sollte bedacht werden, dass diese über den Tag, die Jahreszeit und über einen längeren Zeitraum betrachtet relativ variabel ist und nicht unberücksichtigt bleiben sollte. Jedoch können für die Transekt-Wahl keine Empfehlungen bezogen auf die Verkehrsdichte gegeben werden, da diese für jedes Untersuchungsgebiet individuell abgeschätzt werden sollte und sie kein Ausschlusskriterium für einen Transekt sein sollte.

Eine weitere Möglichkeit wäre es die Untersuchungsgebiete auf die Jagdreviere/Jagdbezirke in Deutschland aufzuteilen, da diese flächendeckend über Deutschland verteilt sind und, wie in Kapitel 4.8.2 Empfehlung Zielgruppe das Totfundmonitoring durch die jeweiligen Jagdausübungsberechtigten ausgeführt werden könnte. Falls die Kontrolle aller Straßen in einem Jagdrevier/-bezirk zu umfangreich sein sollte, könnte ein allgemeiner Prozentsatz für die zu kontrollierende Transektlänge in jedem Jagdrevier festgelegt werden. Dieser sollte so gewählt werden, dass möglichst von jedem Straßentyp und jedem Habitattyp pro Revier ein Transekt kontrolliert wird, damit die Totfundzahlen auf die Gesamtfläche hochgerechnet werden können. Da für einen solchen Prozentsatz bisher keine Studien gefunden wurden, ist es zu empfehlen diese zuerst durchzuführen, bevor genauere Angaben zu der Höhe dessen gemacht werden können.

Am besten sollten so viele Daten wie möglich über das Untersuchungsgebiet und die Transekte gesammelt werden, da diese für spätere Interpretationen sinnvoll sein könnten.

## **4.2 Untersuchungsdauer**

Die Dauer eines Totfundmonitorings kann, wie aus der vorliegenden Literatur herausgearbeitet wurde, sehr variabel sein. Entscheidend dafür ist vor allem das Ziel einer Studie. Das bedeutet, dass die gewählte Untersuchungsdauer davon abhängig ist, ob saisonale oder jahresübergreifende Unterschiede bzw. Veränderungen herausgefunden werden sollten und/oder wie viel an Kosten, Arbeitskraft und Zeit investiert werden konnte.

Insgesamt liegt die Zeitspanne der untersuchten Studien zwischen 3 Tagen – 41 Jahren (Adams et al. 1978; Hauer et al. 2002). Ein Großteil (N = 45) der Studien ging jedoch meist über mehrere Monate bis Jahre ( $\leq 10$  Jahre) (Baker et al. 2004; Barthelmess und Brooks 2010; Bellis und Graves 1971; Bright et al. 2014; Canova und Balestrieri 2019; Caro et al. 2000; Case 1978; Clevenger et al. 2003; Costa et al. 2015; Davies et al. 1987; Elzanowski et al. 2009; Erritzøe et al. 2018; Esser und Reichholf 1980; Feldhamer et al. 1986; Gehrt 2002; George et al. 2011; Glista und DeVault 2008; Grilo et al. 2009; Guinard et al. 2012; Haigh 2012; Hartwig 1991; Hels und Buchwald 2001; Hodson 1960, 1966; Jahn 1959; Knierer 1967; Lodé 2000; Loughry und McDonough 1996; Lovari et al. 2007; Mallick et al. 1998; Morris und Morris 1988; Mumme et al. 2000; Oxley et al. 1974; Roger et al. 2011; Roger et al. 2012; Roger und Ramp 2009; Ruiz-Capillas et al. 2015; Santos et al. 2011; Seiler et al. 2003; Shepard et al. 2008; Slater 2002; Taylor und Goldingay 2004; Ueckermann 1969; van Gelder 1973; Voß 2007).

In einigen Studien gab es aber auch Besonderheiten, wie beispielsweise der Vergleich von Todeszahlen einer Tierart über einen großen Zeitraum (52 Jahre) in einem Land (Großbritannien) von mehreren Studien (n = 4) zeigt (Wembridge et al. 2016).

Des Weiteren ist zu beachten, dass einige Studien zwar über mehrere Jahre ausgeführt wurden, aber nicht jede/r Tag/Woche/Monat/Saison untersucht wurde. Auf die Häufigkeit des Monitorings wird im übernächsten Kapitel 4.4 weiter eingegangen.

#### **4.2.1 Empfehlung Untersuchungsdauer**

Bei einem Totfundmonitoring mit dem Ziel Rückschlüsse auf Tierbestände zu ziehen und gegebenenfalls Trends oder Veränderungen in Populationen zu erkennen, wäre es notwendig das Monitoring nicht nur über wenige Wochen oder Monate, sondern über mehrere Jahre hinweg konsequent durchzuführen. Dies würde auch die Aussagekraft des Totfundmonitorings und die Möglichkeit verschiedener Rückschlüsse erhöhen.

### **4.3 Zeitliche Durchführung**

Die zeitliche Durchführung spielt insbesondere in Bezug auf die Zielarten eine entscheidende Rolle. Das ist damit zu begründen, dass die Wahrscheinlichkeit für einen Totfund höher während bzw. kurz nach der Aktivitätszeit der jeweiligen Tierarten ist (Collinson et al. 2014).

Dennoch waren die Uhrzeiten in den analysierten Studien variabel. In den Studien, in den die genaue Uhrzeit beschrieben wurde, fanden die Monitorings zwischen 6:00 – 9:00 Uhr (Barthelmess und Brooks 2010; Elzanowski et al. 2009), zwischen 8:00 – 9:00 Uhr und 13:00 - 18:00 Uhr (Adams et al. 1978), 8:00 – 18:30 Uhr (Knierer 1967), nachmittags nach 12:00 Uhr (Erritzøe et al. 2018), zwischen 16:00 – 23:00 Uhr (Loughry und McDonough 1996), zwischen

7:00 und 21:00 Uhr (Shepard et al. 2008), abends von 20:30 – 22:30 Uhr (Fahrig et al. 1995) oder ab 19:00 Uhr (van Gelder 1973) statt.

Bei anderen Studien wurde ein bis zwei Stunden nach der Morgendämmerung/Sonnenaufgang (Canova und Balestrieri 2019; Clevenger et al. 2003; Hels und Buchwald 2001; Ruiz-Capillas et al. 2015; Santos et al. 2011; Slater 2002), von Sonnenaufgang bis Mittag (Costa et al. 2015), nur „bei Tageslicht“ (Brockie et al. 2009; Caro et al. 2000; Gehrt 2002) oder morgens und nachmittags/abends (Guinard et al. 2012) angegeben.

Jedoch gab es auch Studien in denen kein/e festgelegte/r Uhrzeit/Zeitraum, zu der die Transekte abgesucht wurden, beschrieben wurde. In diesen Fällen wurde die Uhrzeit dafür bei einer Wildunfallmeldung oder einem „spontanem Fund“ festgehalten (Bright et al. 2014; Hartwig 1991; Maehr et al. 1991).

Hinzu kamen noch einige Studien (n = 49) in denen die zeitliche Durchführung gar nicht angegeben wurde (Baker et al. 2004; Balčiauskas et al. 2020; Bellis und Graves 1971; Bencin et al. 2019; Biggs et al. 2004; Bissonette und Kassar 2008; Case 1978; Clarke et al. 1998; Collinson et al. 2014; Danks und Porter 2010; Davies et al. 1987; Erritzøe et al. 2003; Esser und Reichholf 1980; Feldhamer et al. 1986; George et al. 2011; Glista und DeVault 2008; Götz und Jerosch 2010; Grilo et al. 2009; Guter et al. 2005; Haigh 2012; Haines et al. 2005; Hauer et al. 2002; Hodson 1960, 1966; Jahn 1959; Lodé 2000; Lovari et al. 2007; Mallick et al. 1998; McCaffery 1973; Morris und Morris 1988; Mumme et al. 2000; Oxley et al. 1974; Philcox et al. 1999; Ramp und Ben-Ami 2006; Ramsden 2003; Roger et al. 2011; Roger et al. 2012; Roger und Ramp 2009; Ruiz-Capillas et al. 2015; Saeki und Macdonald 2004; Schwab und Zandbergen 2011; Schwartz et al. 2020; Seiler et al. 2003; Seiler et al. 2004; Taylor und Goldingay 2004; Ueckermann 1969, 1964; van Langevelde et al. 2009; Voß 2007; Wembridge et al. 2016).

### **4.3.1 Empfehlung zeitliche Durchführung**

Da die Tageszeit einen großen Einfluss auf die Anzahl der Unfälle hat (Bruinderink und Hazebroek 1996; Steiner et al. 2021) und damit der Verkehr während der Zählungen möglichst gering ist, sollte so früh am Tag wie möglich begonnen werden. Allgemein ist so die beste Tageszeit, um mit einem Totfundmonitoring zu starten bei ca. 1,5 Stunden vor Sonnenaufgang, wie es auch bereits in einigen Studien durchgeführt wurde (Canova und Balestrieri 2019; Clevenger et al. 2003; Hels und Buchwald 2001; Ruiz-Capillas et al. 2015; Santos et al. 2011; Slater 2002; Barthelmess und Brooks 2010; Elzanowski et al. 2009).

Je nach Tierart und dessen Aktivitätsmuster (dämmerungs-, tag- oder nachtaktiv), kann es jedoch vorteilhafter sein die Zählungen erst bei Abenddämmerung durchzuführen. Diese sollten möglichst bis maximal 1,5 Stunden vor Sonnenuntergang beendet sein, da die

Wahrscheinlichkeit für einen Fund, aufgrund schlechterer Sichtverhältnisse, schnell abnehmen kann und/oder die Wildunfallgefahr dann steigen kann (Collinson et al. 2014). Außerdem sind die Kadaver zu dieser Uhrzeit dann meist noch relativ intakt, wodurch eine Identifizierung der Tierart einfacher ist (Hels und Buchwald 2001).

Jedoch sollte dabei beachtet werden, dass die optimale zeitliche Durchführung auch durch die Jahreszeiten beeinflusst wird, da im Winter die 1,5 Stunden vor Sonnenaufgang oder nach Sonnenuntergang in vielen Gebieten mit dem Berufsverkehr zusammenfallen. Dementsprechend sollte dabei je nach Verkehrsaufkommen entschieden werden, ob es dennoch sinnvoll ist die Kontrollen in diesem Zeitraum durchzuführen oder sie auf die Uhrzeit nach dem Hauptverkehrsaufkommen zu verschieben, damit die Sicherheit aller Verkehrsteilnehmer/innen gesichert ist.

#### **4.4 Häufigkeit**

Die Häufigkeit von Zählungen von Kadavern auf bzw. an den Straßen ist in den verschiedenen Studien sehr unterschiedlich. Sie reicht von ein bis mehrmals täglichen (Adams et al. 1978; Case 1978; Clevenger et al. 2003; Collinson et al. 2014; Knierer 1967; Loughry und McDonough 1996; Oxley et al. 1974; Roger et al. 2011; Roger et al. 2012; Roger und Ramp 2009; Saeki und Macdonald 2004; Santos et al. 2011; Shepard et al. 2008; van Gelder 1973; Wembridge et al. 2016) über mehrmals wöchentliche (Elzanowski et al. 2009; Erritzøe et al. 2003; Erritzøe et al. 2018; Esser und Reichholf 1980; Gehrt 2002; Slater 2002) sowie wöchentliche (Barthelmess und Brooks 2010; Canova und Balestrieri 2019; Fahrig et al. 1995; Lodé 2000; Taylor und Goldingay 2004; Wembridge et al. 2016) bis einmal monatliche (Feldhamer et al. 1986; Ruiz-Capillas et al. 2015) oder mehrmals monatliche Kontrollen (Grilo et al. 2009; Oxley et al. 1974).

Teilweise gibt es auch Studien, die die Transekte in Abhängigkeit der Jahreszeiten kontrollierten. Ein Beispiel dafür ist die Studie von (Glista und DeVault 2008), in der jede Saison zwei Kontrollen pro Transekt durchgeführt wurden. Der Abstand zwischen den Kontrollen lag bei ca. drei Wochen, wodurch es insgesamt 73 Kontrollfahrten gab.

In anderen Studien gab es aber auch Unregelmäßigkeiten und interne Unterschiede der Häufigkeiten (Caro et al. 2000; Costa et al. 2015). Bei (Balčiauskas et al. 2020) wurden beispielsweise insgesamt 1.465 Fahrten innerhalb von 15 Jahren gemacht, die je nach Transekt aber nicht regelmäßig und entweder täglich, wöchentlich oder monatlich durchgeführt wurden.

Des Weiteren wurden in einigen Studien die Transekte nur bei einer (Wildunfall-/Senderausfall-)Meldung kontrolliert (Bellis und Graves 1971; Bissonette und Kassar 2008;

Danks und Porter 2010; Götz und Jerosch 2010; Maehr et al. 1991; Seiler et al. 2004; Voß 2007).

Zudem gab es auch wieder Literatur in der keine Angaben zur Häufigkeit der Kontrollen der Transekte gemacht wurden (Baker et al. 2004; Bencin et al. 2019; Biggs et al. 2004; Bright et al. 2014; Brockie et al. 2009; Clarke et al. 1998; Davies et al. 1987; George et al. 2011; Guter et al. 2005; Jahn 1959; Lovari et al. 2007; McCaffery 1973; Philcox et al. 1999; Ramp und Ben-Ami 2006; Ramsden 2003; Schwab und Zandbergen 2011; Schwartz et al. 2020; Seiler et al. 2003; Ueckermann 1964, 1969; van Langevelde et al. 2009).

In einigen Studien wurde zusätzlich die Verweildauer der Kadaver untersucht (Santos et al. 2011; Guinard et al. 2012). Diese Verweildauer auf/an der Straße wurde in einem festen Zeitraum (z.B. einmal pro Saison mit mehrmaligen Kontrollen an einem Tag) untersucht und hängt unter anderem von dem Verkehrsaufkommen und den Wetterkonditionen ab (Guinard et al. 2012). Bezogen auf die Verzerrungen von Schätzungen der Straßensterblichkeit von Wildtieren ist die Verweildauer bzw. Persistenz-Zeit einer der wichtigsten Faktoren (Santos et al. 2011).

#### **4.4.1 Empfehlung Häufigkeit**

Die Häufigkeit und der Zeitpunkt innerhalb jedes Jahres sollte abhängig von der Zielart/den Zielarten gewählt werden (Costa et al. 2015). Die optimale Häufigkeit (täglich, wöchentlich, monatlich) eines Totfundmonitorings entlang von Straßen ist also nicht direkt festzulegen und ebenfalls abhängig von der Größe der Tierart, da diese die Verweildauer auf/an den Straßen beeinflusst (Glista und DeVault 2008; Guinard et al. 2012; Santos et al. 2011).

Für eine Übersicht über die Verbreitung oder das Vorkommen von einzelnen Tierarten kann es ausreichen, die Zählungen nur über einen bestimmten Zeitraum, z.B. im Frühjahr während der Paarungszeit, durchzuführen. Santos et al (2011) empfiehlt für eine minimale Verzerrung der Sterblichkeitsschätzungen von Wildtieren auf Straßen mit einer Persistenz-Wahrscheinlichkeit von 50% eine Regelmäßigkeit des Monitorings wie folgt: Täglich nachmittags für Eidechsen und morgens für Fledermäuse, sowie täglich für kleine Vogelarten, kleine Säugetierarten, Schlangen und Salamander; 1-tages-Intervall für Hasenartige, 3-tages-Intervall für größere Vogelarten und Igel, 4-tages-Intervall für Greifvögel und ein 8-tages-Intervall für Carnivoren.

Wird keine bestimmte Zielart gewählt, sollten die Transekte dennoch in möglichst regelmäßigen Abständen kontrolliert werden, damit Aussagen über die vorkommenden Arten und Entwicklungen möglichst zuverlässig getroffen werden kann.

## 4.5 Jahreszeitliche Unterschiede

Dadurch, dass Jahreszeiten einen Einfluss auf Wildtierpopulationen haben können und es so zu Unterschieden in der Habitatnutzung und im Wanderverhalten der Tierarten kommen kann, wurden teilweise auch in den Studien unterschiedliche Jahreszeiten als Untersuchungsperioden verwendet.

Es gab sowohl Studien die während allen vier Jahreszeiten durchgeführt wurden (Baker et al. 2004; Barthelmess und Brooks 2010; Bellis und Graves 1971; Biggs et al. 2004; Canova und Balestrieri 2019; Caro et al. 2000; Case 1978; Costa et al. 2015; Danks und Porter 2010; Erritzøe et al. 2018; Esser und Reichholf 1980; Guinard et al. 2012; Gehrt 2002; Feldhamer et al. 1986; Grilo et al. 2009; Guter et al. 2005; Haigh 2012; Haines et al. 2005; Hodson 1960, 1966; Maehr et al. 1991; Mallick et al. 1998; Ruiz-Capillas et al. 2015; Santos et al. 2011; Slater 2002; Ueckermann 1969; Wembridge et al. 2016; Glista und DeVault 2008), als auch Studien die nur im Frühling (Fahrig et al. 1995; van Gelder 1973) oder nur im Sommer (Brockie et al. 2009; George et al. 2011; Knierer 1967; Loughry und McDonough 1996; Morris und Morris 1988) stattfanden. Es gab keine Studie, in der die Untersuchungsperiode nur im Herbst oder nur im Winter lag.

Außerdem gab es bei einigen Studien den Fall, dass die Untersuchungszeiträume teilweise zwischen den Transekten gesplittet wurden und/oder während mehreren aber nicht allen Jahreszeiten ausgeführt wurden (Adams et al. 1978; Clevenger et al. 2003; Collinson et al. 2014; Elzanowski et al. 2009; Erritzøe et al. 2003; Hels und Buchwald 2001; Knierer 1967; Lodé 2000; Oxley et al. 1974; Seiler et al. 2003; Taylor und Goldingay 2004; Wembridge et al. 2016). Dies stand meist in Zusammenhang mit den Aktivitätsmustern der Zielarten.

Ebenso wurde in einem Teil der vorliegenden Literatur keine Jahreszeit angegeben, weil die Untersuchungsdauer mehrere Jahre übersteigt und/oder kein Fokus auf Jahreszeitliche Unterschiede gelegt wurde (Balčiauskas et al. 2020; Bencin et al. 2019; Bissonette und Kassar 2008; Bright et al. 2014; Clarke et al. 1998; Davies et al. 1987; Götz und Jerosch 2010; Hartwig 1991; Hauer et al. 2002; Jahn 1959; Lovari et al. 2007; McCaffery 1973; Mumme et al. 2000; Ramp und Ben-Ami 2006; Ramsden 2003; Roger et al. 2011; Roger et al. 2012; Roger und Ramp 2009; Schwab und Zandbergen 2011; Schwartz et al. 2020; Seiler et al. 2004; Shepard et al. 2008; Ueckermann 1964; van Langevelde et al. 2009; Voß 2007).

Besonderheiten gab es zudem beispielsweise bei (Philcox et al. 1999), denn dort wurde zwar keine Untersuchungsperiode nach den Jahreszeiten gewählt, aber die gesammelten Wildunfalldaten von Fahrzeugen und Ottern (*Lutra lutra*) wurden den einzelnen Jahreszeiten zugeordnet, um einen möglichen Zusammenhang zu erkennen.

### 4.5.1 Empfehlung Jahreszeit

Zu welcher Jahreszeit ein Totfundmonitoring durchgeführt werden sollte, ist von mehreren Faktoren abhängig. Um ein standardisiertes Totfundmonitoring durchzuführen, sollte dies in allen Gebieten während der gleichen Jahreszeit stattfinden. Die Wahl der Jahreszeit bzw. der Jahreszeiten ist wiederum abhängig, von der/den Zielart/en und ob diese im Fokus stehen oder nicht. Bei der Wahl der Jahreszeit sollte auf jeden Fall beachtet werden, dass vor allem in sehr nassen oder heißen Monaten die Persistenz der Kadaver auf den Straßen schnell abnimmt und so eine Degradierung der Kadaver die Artbestimmung und Probenentnahme zeitweise negativ beeinflussen kann (Glista und DeVault 2008).

Würde man beispielsweise den Igel (*Erinaceus europaeus*) als Zielart nehmen, würde es wie bei (Morris und Morris 1988) am meisten Sinn machen das Totfundmonitoring während der (Haupt-)Aktivitätsperiode stattfinden zu lassen. Das wäre in dem Fall der Sommer, bzw. alle Jahreszeiten bis auf den Winter. Denn im Winter (von ca. November bis März) sind Igel fast gar nicht aktiv und halten Winterschlaf, was die Wahrscheinlichkeit eines Totfundes entlang eines Transekts sehr unwahrscheinlich werden lässt.

Wenn jedes Jahr im gleichen Zeitraum ein standardisiertes Totfundmonitoring durchgeführt wird, wäre es theoretisch möglich Veränderungen der Wildtierbestände festzustellen. Dies könnte den benötigten Zeitaufwand stark reduzieren.

Empfehlungen für eine spezielle Jahreszeit lassen sich allgemein also nicht aussprechen und müssen in Abhängigkeit der Zielart(en) und dem verfügbaren Zeitbudget getroffen werden.

### 4.6 Wetterbedingungen

Die unterschiedlichen Wetterbedingungen während der Jahreszeiten, wie Niederschlagsmenge oder minimale und maximale Tagestemperatur, können einen Einfluss auf die Persistenz- und Fundwahrscheinlichkeit der Totfunde haben, weshalb es wichtig sein kann, diese bei einem Totfundmonitoring zu berücksichtigen (Santos et al. 2011; Glista und DeVault 2008).

In einem Großteil der Literatur wurden die Wetterbedingungen während des Monitorings nicht beschrieben (n = 55). In den Studien von (Haines et al. 2005), (Roger und Ramp 2009), (Ruiz-Capillas et al. 2015) und (Taylor und Goldingay 2004) wurden allgemeine Angabe zu den vorherrschenden Klimabedingungen gegeben. Auch bei (Lodé 2000) wurden Angaben zu dem vorherrschenden Wetter gemacht, allerdings wurden dieses nicht in die folgenden Analysen miteingebracht.

Dafür wurden in anderen Studien die Kontrollen der Transekte unter allen Wetterbedingungen durchgeführt (Bellis und Graves 1971; Hodson 1960).

Bei Barthelmess und Brooks (2010) wurden die Transekte während allen Wetterbedingungen, außer bei zu starkem Regen oder Schneefall kontrolliert, bei Costa et al. (2015) nur nicht während Überflutungen und bei Morris und Morris (1988) auch nur bei trockenem Wetter. Brockie et al. (2009) beschreiben die klimatischen Bedingungen während ihrer Kontrollen ebenfalls als trocken und mit wenig Regen. Während der Studie von Collinson et al (2014) war es heiß und nass.

Biggs et al. (2004) nutzten die Schneefalldaten in ihrem Untersuchungsgebiet und Philcox et al. (1999) die jährlichen und saisonalen Niederschläge sowie die Flussvolumenströme für weitere Analysen der Zusammenhänge zwischen Wildunfällen und den Wetterbedingungen. Bei den Studien von Clevenger et al. (2003) und Erritzøe et al. (2018) wurde das Wetter 24 Stunden vor dem Monitoring bzw. während des Monitorings notiert, um diese Daten ebenfalls später mit in die Analysen einbringen zu können.

Erritzøe et al. (2003) machten zwar keine Angaben zu den vorherrschenden Wetterbedingungen, empfehlen jedoch, dass das Wetter bei einem Totfundmonitoring von Vögeln beachtet werden sollte, da diese vorzugsweise gegen den Wind fliegen und sich damit die Wahrscheinlichkeit einer Kollision zwischen Kraftfahrzeug und Vogel verändern kann.

#### **4.6.1 Empfehlung Wetter**

Welche Rolle das Wetter bei einem standardisierten Totfundmonitoring spielt ist wieder abhängig von verschiedenen Faktoren. Dazu zählen die Häufigkeit der Kontrollen und die damit verbundene Persistenz-Wahrscheinlichkeit der Kadaver entlang der Transekte. Denn wie bei Santos et al. (2011) beschrieben kann sich diese zum Beispiel durch Niederschläge oder heiße Temperaturen verkürzen. Dies könnte bei einem Monitoring mit größeren Abständen (wöchentlich, monatlich) die Fund-Wahrscheinlichkeit stark reduzieren. Deshalb sollte die Häufigkeit unter anderem in Abhängigkeit von den aktuellen Wetterbedingungen gewählt werden. Das bedeutet, dass die Kontrollen häufiger (am besten täglich) durchgeführt werden sollten, wenn es sehr trocken und heiß ist und/oder vor und nach höheren Niederschlagsmengen, damit möglichst viele Kadaver gefunden werden.

#### **4.7 Geschwindigkeit**

Die angegebenen gefahrenen Geschwindigkeiten in der Literatur während der Kontrollen der Transekte schwanken von 20 - 32 km/h (Santos et al. 2011; Grilo et al 2009; Feldhamer et al. 1986) über 30 – 50 km/h (Canova und Balestrieri 2019; Costa et al. 2015; Glista und DeVault 2008; Guinard et al. 2012; Lodé 2000) und 48 – 64 km/h (Adams et al. 1978; Collinson et al. 2014; Haigh 2012) bis 50 bzw. 70 – 100 km/h (Barthelmess und Brooks 2010; Brockie et al. 2009; Morris und Morris 1988; (Taylor und Goldingay 2004).

Zudem gab es einige Studien, in denen die Transekte (zusätzlich) zu Fuß (Schrittgeschwindigkeit) kontrolliert wurden (Adams et al. 1978; Elzanowski et al. 2009; Erritzøe et al. 2003; Erritzøe et al. 2018; Guinard et al. 2012; Hels und Buchwald 2001; Ruiz-Capillas et al. 2015; Slater 2002). Bei (Erritzøe et al. 2018) wurden die Transekte zudem noch mit einem Fahrrad kontrolliert.

Hinzu kommen einige Studien in der nur die maximale Geschwindigkeitsbegrenzung angegeben, aber nicht die gefahrene Geschwindigkeit bei den Kontrollen angegeben wurde (Roger et al. 2011; Roger et al. 2012; Roger und Ramp 2009; Ramp und Ben-Ami 2006; Mumme et al. 2000; Oxley et al. 1974).

Die Geschwindigkeit, mit der man den Transekt kontrolliert hängt zum einen von der Zielart ab, wobei die optimale Fahrgeschwindigkeit (30 km/h – 100 km/h) mit der Größe der Zielart zunehmen kann (Barthelmess und Brooks 2010; Romin und Dalton 1992).

#### **4.7.1 Empfehlung Geschwindigkeit**

Für ein optimales Kosten-Zeit-Effektivitäts-Verhältnis sollte dort, wo es möglich ist, ca. 50 km/h gefahren werden. Für die Sicherheit des Fahrers/der FahrerIn und anderer Verkehrsteilnehmer sollte die Geschwindigkeit jedoch nicht weniger als 10 – 20 km/h unter der auf der Strecke empfohlenen Geschwindigkeit liegen (Collinson et al. 2014; Clevenger et al. 2003).

Bei kleineren Zielarten (Amphibien, Reptilien, Fledermäuse, kleinere Vogelarten oder Säugetiere) und auf Strecken, auf denen sich die Kadaver meist am Rand bzw. Seitenstreifen der Straße befinden, ist es genauer und effizienter die Strecke zu Fuß abzulaufen (Guinard et al. 2012; Santos et al. 2011).

#### **4.8 Eingesetzte Personenkraft**

Bei dem Großteil wissenschaftlicher Wildunfall bzw. Fallwild-Zählungen wurden die gewählten Transekte mit einem Personenkraftwagen (Pkw) abgefahren (Adams et al. 1978; Baker et al. 2004; Bright et al. 2014; Clevenger et al. 2003; Collinson et al. 2014; Fahrig et al. 1995; George et al. 2011; Grilo et al. 2009; Lodé 2000; Mallick et al. 1998; Slater 2002; Taylor und Goldingay 2004).

Zudem wurden in einigen Studien, wie bereits im vorherigen Kapitel beschrieben, die Transekte nicht nur mit einem Pkw kontrolliert, sondern zusätzlich oder sogar nur zu Fuß von ein oder zwei Personen (Adams et al. 1978; Elzanowski et al. 2009; Erritzøe et al. 2003; Erritzøe et al. 2018; Haigh 2012; Lodé 2000; Slater 2002).

In einigen Studien gibt es nur eine/n Beobachter/in der gleichzeitig auch der/die Fahrer/in des Pkws ist (Baker et al. 2004; Canova und Balestrieri 2019; Collinson et al. 2014; Esser und Reichholf 1980; Grilo et al. 2009; Morris und Morris 1988; Santos et al. 2011).

In anderen Studien wurde sowohl ein/e Fahrer/in als auch ein/e Beifahrer/in eingesetzt, wobei dann meist nur der/die Beifahrer/in die Kadaver gezählt hat (Adams et al. 1978; Barthelmess und Brooks 2010; Brockie et al. 2009; Clevenger et al. 2003; Costa et al. 2015; Guinard et al. 2012; Haigh 2012; Ruiz-Capillas et al. 2015; Slater 2002). Dies war hauptsächlich abhängig von der Verkehrsdichte, der Personenverfügbarkeit und der Erfahrung des/der Fahrers/Fahrerin bzw. Beifahrers/Beifahrerin (Collinson et al. 2014; Clevenger et al. 2003; Guinard et al. 2012; Brockie et al. 2009).

Hinzu kommen noch Studien in denen die Straßen durch die Polizei, Mitarbeiter von (staatlichen) Behörden, Wildschützer oder einer Straßenwacht/dem ADAC kontrolliert bzw. diese zu Wildunfällen gerufen wurden und so meist nur Wildunfälle als Totfunde dokumentiert wurden (Balčiauskas et al. 2020; Bellis und Graves 1971; Bencin et al. 2019; Biggs et al. 2004; Bissonette und Kassar 2008; Case 1978; Clarke et al. 1998; Danks und Porter 2010; Davies et al. 1987; Grilo et al. 2009; Guter et al. 2005; Hartwig 1991; Jahn 1959; Knierer 1967; Lovari et al. 2007; Maehr et al. 1991; McCaffery 1973; Philcox et al. 1999; Saeki und Macdonald 2004; Schwab und Zandbergen 2011; Ueckermann 1964, 1969).

In der Studie von Seiler et al. (2004) wurden Totfunde bzw. Wildunfälle anhand eines standardisierten Fragebogens von schwedischen Autofahrern gesammelt und erhoben. Demnach lässt sich in diesem Fall schwer sagen mit welcher Zuverlässigkeit diese Daten für Aussagen über Wildtierpopulationen genutzt werden können.

Bei Glista und DeVault (2008) wurde nicht genau angegeben wie viele Personen wie eingesetzt wurden, jedoch wurden hier Angaben zur Durchführung gemacht. Vor den Zählungen gab es für alle „Vermesser“ eine Sicherheitseinweisung über ein Online-Video der zugehörigen Universität. Außerdem wurden alle Vermessungsfahrzeuge mit gelben Warnleuchten und Blinkern ausgestattet. Jede/r Vermesser/in, der das Fahrzeug verließ, musste eine Sicherheitsweste tragen und konnte bei Bedarf Schilder aufstellen, um den Verkehr auf die Kontrollarbeiten hinzuweisen.

#### **4.8.1 Empfehlung Personenkraft**

Unter der Voraussetzung, dass der Fahrer/ die Fahrerin im Erkennen von den möglichen Kadavern erfahren ist reicht es generell aus, dass der Fahrer/ die Fahrerin auch gleichzeitig der Beobachter/ die Beobachterin ist. Sollte die Verkehrsdichte auf der Strecke jedoch hoch und die Sicherheit des Fahrers/ der Fahrerin und anderer Verkehrsteilnehmer/innen dadurch gefährdet sein, sollte ein/e Beifahrer/in als Beobachter/in mitfahren. Für eine möglichst geringe Verzerrung der Ergebnisse, sollte immer dieselbe Person die gleiche Strecke kontrollieren.

Wenn kleine Säugetiere, Amphibien, Reptilien oder Vogelarten als Zielart gewählt werden, dann ist es zu empfehlen die Transekte zusätzlich zu Fuß zu kontrollieren oder zumindest bei den vom Auto aus nicht identifizierbaren Kadavern anzuhalten, um diese genauer bestimmen

zu können. In solch einem Fall sollte immer auf die Sicherheit der Fahrer/innen und Beobachter/innen geachtet werden. Deshalb sollten sie immer mindestens eine Sicherheitsweste beim Verlassen des Fahrzeugs tragen. Wenn die Zählungen bei einem hohen Verkaufsaufkommen, z.B. bedingt durch eine Hauptverkehrsstraße während des Berufsverkehrs, durchgeführt werden, ist zusätzlich zu empfehlen, dass das Kontrollfahrzeug mit Sicherheitsleuchten und/oder -markierungen ausgestattet wird. Bei jedem Totfund sollte der Fundort mit einem GPS-Gerät festgehalten werden, damit dadurch später eine Verteilung, Verbreitung und gegebenenfalls Totfund-Hotspots ermittelt werden können.

#### **4.8.2 Empfehlung Zielgruppe**

Die Zielgruppen für ein Totfundmonitoring können variabel sein. Abhängig von dem Ziel einer jeweiligen Studie gibt es dazu, wie im vorherigen Kapitel grob beschrieben, weltweit unterschiedliche Vorgehensweisen.

Somit gibt es auch die Möglichkeit, Bürger/innen in die Erhebung wissenschaftlicher Daten miteinzubeziehen. Dies wird dann allgemein als „Citizen Science“ bezeichnet (Bonn et al. 2016; Seiler et al. 2004). Wenn die Bevölkerung zu einem entsprechenden Thema sensibilisiert werden soll oder wenn es wissenschaftliche Fragen zur Verteilung und zum Vorkommen von Organismen in Raum und Zeit gibt, kann es sehr hilfreich sein Daten, die von Laien gesammelt wurden, miteinzubeziehen (Dickinson et al. 2010; Bonn et al. 2016; Smolarski und Oswald 2016; Canova und Balestrieri 2019). Jedoch besitzen Laien zumeist nur ein begrenztes, nicht überprüftes Fachwissen zu dem jeweiligen Thema, weshalb dabei oft Datensätze produziert werden, bei denen das Fehler- und Verzerrungspotential nur schwer nachzuvollziehen ist (Dickinson et al. 2010). Deshalb kann es von Vorteil sein die Datenerhebung nur durch eine bestimmte Zielgruppe stattfinden zu lassen, die ein fachbezogenes Wissen vorweisen kann und erfahren im Umgang mit dem Erkennen von toten Tieren ist.

In diesem Fall wären das die Jagdausübungsberechtigten bzw. Jäger/innen. Denn um einen Jagdschein zu erhalten, muss man mehrere (Wissens-)Prüfungen absolvieren. Diese Prüfungen enthalten das Fachwissen aus den Bereichen Wildkunde, Wildkrankheiten, Jagdhunde, Landbau, Waldbau, Naturschutz, Waffenkunde, Jagdpraxis, Wildbrethygiene und Jagdrecht.

Voraussetzung für einen Jagdschein in Deutschland ist also ein breites Wissen über die Morphologie, Physiologie und das Verhalten der im Jagdgesetz gelisteten Tierarten. Demnach ist davon auszugehen, dass z.B. die rund 70.000 Jäger/innen in Bayern, sowie die rund 250.000 Jäger/innen in den anderen deutschen Bundesländern eine solide Artenkenntnis haben, Kadaver schnell und genau identifizieren können und auch durch ihre Anzahl einen

Großteil bei der Erhebung von Totfunddaten beitragen können (Reddemann 2019; Deutscher Jagdverband e.V. (DJV) 2020).

## 4.9 Zielarten

Welche Wildtierarten in den einzelnen Studien untersucht wurden, hängt davon ab, ob das Ziel sich speziell auf eine oder mehrere Arten bezogen hat oder ob allgemeine Häufigkeiten, Gefahren oder Aussagen entlang der untersuchten Transekte getroffen werden sollten. Dadurch kommt es dazu, dass in einem Teil der Literatur nur von einzelnen Tierarten gesprochen wird und in anderen ein größerer Umfang, aller gefundenen Tierarten, beschrieben wird.

Studien in denen mehrere Wirbeltierklassen, also Säugetiere, Amphibien, Reptilien und/oder Vögel, in das Monitoring mit aufgenommen wurden stellen eher die Minderheit dar (Adams et al. 1978; Barthelmess und Brooks 2010; Clevenger et al. 2003; Collinson et al. 2014; Glista und DeVault 2008; Lodé 2000; Saeki und Macdonald 2004; Santos et al. 2011; Schwartz et al. 2020; Taylor und Goldingay 2004; Voß 2007).

Eine einzelne Wirbeltierklasse wurde in 13 Totfundstudien untersucht (Balčiauskas et al. 2020; Canova und Balestrieri 2019; Caro et al. 2000; Elzanowski et al. 2009; Erritzøe et al. 2003; Erritzøe et al. 2018; Fahrig et al. 1995; Guinard et al. 2012; Haigh 2012; Hels und Buchwald 2001; Jaarsma et al. 2006; Ruiz-Capillas et al. 2015; Seiler et al. 2004).

Hinzu kommen zwei Studien in denen zwei Tierarten, der gleichen Wirbeltierklasse, monitort wurden (Biggs et al. 2004; Bright et al. 2014) und 13 Studien die sich auf mehrere z.T. bestimmte Tierarten von ein oder mehreren Wirbeltierklassen bezogen haben (Tabelle 2) (Case 1978; Costa et al. 2015; Grilo et al. 2020; Groot Bruinderink und Hazebroek 1996; Hartwig 1991; Hodson 1960, 1966; Knierer 1967; Saeki und Macdonald 2004; Shepard et al. 2008; Slater 2002; Ueckermann 1964, 1969).

Einzelne Tierarten wie Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Weißwedelhirsch (*Odocoileus virginianus*), Rotluchs (*Lynx rufus*), Maultierhirsch (*Odocoileus hemionus*), Dachs (*Meles meles*), Elch (*Alces alces*), Igel (*Erinaceus europaeus*), Waschbär (*Procyon lotor*), Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*), Wildkatze (*Felis s. silvestris*), Otter (*Lutra lutra*), Ozelot (*Leopardus pardalis*), Neunbinden-Gürteltiere (*Dasypus novemcinctus*), Wolf (*Canis lupus*), Florida Panther (*Felis concolor coryi*), Östlicher Streifen-Bandicoot (*Perameles gunnii*), Florida-Häher (*Aphelocoma coerulescens*), Sumpfwallaby (*Wallabia bicolor*), Schleiereule (*Tyto alba*), Gemeiner Wombat (*Vombatus ursinus*), Marderhund (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) oder Erdkröte (*Bufo bufo* L.) waren in 35 Studien eine Zielart (Tabelle 2).

Tabelle 2 Aufschlüsselung der genannten untersuchten Tierarten in der vorliegenden Literatur zum Thema Totfundmonitoring

Ordnung	Tierart	Studie	Anmerkungen
Raubtiere (Carnivora)	Rotfuchs ( <i>Vulpes vulpes</i> )	(Baker et al. 2004; Grilo et al. 2009; Ueckermann 1964; Voß 2007; Saeki und Macdonald 2004; Ueckermann 1969; Seiler et al. 2004; Haigh 2012)	
	Rotluchs ( <i>Lynx rufus</i> )	(Bencin et al. 2019; Poessel et al. 2014)	Telemetriedaten/-studie
	Dachs ( <i>Meles meles</i> )	(Case 1978; Clarke et al. 1998; Davies et al. 1987; Grilo et al. 2009; Haigh 2012; Saeki und Macdonald 2004; Seiler et al. 2003; Seiler et al. 2004; Ueckermann 1964; van Langevelde et al. 2009; Voß 2007)	
	Waschbär ( <i>Procyon lotor</i> )	(Case 1978; Gehrt 2002; Glista und DeVault 2008)	
	Wildkatze ( <i>Felis s. silvestris</i> )	(Götz und Jerosch 2010; Grilo et al. 2009;	

		Ueckermann 1964)	
	Otter ( <i>Lutra lutra</i> )	(Grilo et al. 2009; Guter et al. 2005; Haigh 2012; Hauer et al. 2002; Philcox et al. 1999)	
	Ozelot ( <i>Leopardus pardalis</i> )	(Haines et al. 2005)	
	Wolf ( <i>Canis lupus</i> )	(Lovari et al. 2007)	
	Florida Panther ( <i>Felis concolor coryi</i> )	(Maehr et al. 1991; Schwab und Zandbergen 2011)	
	Marderhund ( <i>Nyctereutes procyonoides viverrinus</i> )	(Saeki und Macdonald 2004)	
	Alle Karnivoren	(Santos et al. 2011)	Santos et al. (2011) Berechnungen zur Persistenz und notwendigen Häufigkeit von Totfundkontrollen
<b>Paarhufer (Artiodactyla)</b>			
	Weißwedelhirsch ( <i>Odocoileus virginianus</i> )	(Bellis und Graves 1971; Feldhamer et al. 1986; Glista und DeVault 2008; Jahn 1959; McCaffery 1973)	
	Maultierhirsch ( <i>Odocoileus hemionus</i> )	(Biggs et al. 2004; Bissonette und Kassar 2008)	
	Elch ( <i>Alces alces</i> )	(Biggs et al. 2004; Danks und Porter	

		2010; Seiler et al. 2004)	
	Rehwild ( <i>Capreolus capreolus</i> )	(Balčiauskas et al. 2020; Hartwig 1991; Knierer 1967; Saeki und Macdonald 2004; Seiler et al. 2004; Ueckermann 1964, 1969; Voß 2007)	
	Rotwild ( <i>Cervus elaphus</i> )	(Biggs et al. 2004; Ueckermann 1964, 1969)	
	Schwarzwild ( <i>Sus scrofa</i> )	(Balčiauskas et al. 2020; Voß 2007; Ueckermann 1964, 1969)	
	Damwild ( <i>Dama dama</i> )	(Ueckermann 1964, 1969)	
<b>Insektenfresser (Eulipotyphla)</b>	Igel ( <i>Erinaceus europaeus</i> ),	(Bright et al. 2014; Brockie et al. 2009; Esser und Reichholf 1980; Haigh 2012; Huijser und Bergers 2000; Wembridge et al. 2016; Santos et al. 2011)	Huijser und Bergers (2000) kein Totfundmonitoring, aber Berechnung von Straßen-Auswirkungen auf Population; Wembridge et al. (2016) ist eine Literaturstudie
<b>Hasenartige (Lagomorpha)</b>	Kaninchen ( <i>Oryctolagus cuniculus</i> ),	(Bright et al. 2014; Brockie et al. 2009; Case 1978; George et al. 2011; Haigh	Santos et al. (2011) Berechnungen zur Persistenz und notwendigen Häufigkeit von Totfundkontrollen

		2012; Ueckermann 1964; Santos et al. 2011)	
	Feldhase ( <i>Lepus spp.</i> )	(Voß 2007; Brockie et al. 2009; Hartwig 1991; Knierer 1967; Saeki und Macdonald 2004; Santos et al. 2011; Seiler et al. 2004; Ueckermann 1964, 1969)	
<b>Nasenbeutler (Peramelemorphia)</b>	(Östlicher Streifen-)Bandicoot ( <i>Perameles spp.</i> )	(Mallick et al. 1998; Taylor und Goldingay 2004)	
<b>Diprotodontia</b>	Sumpfwallaby ( <i>Wallabia bicolor</i> )	(Ramp und Ben- Ami 2006)	
	Gemeiner Wombat ( <i>Vombatus ursinus</i> )	(Roger et al. 2011; Roger et al. 2012; Roger und Ramp 2009)	
<b>Gepanzerte Nebengelenktiere (Cingulata)</b>	Neunbinden-Gürteltiere ( <i>Dasypus novemcinctus</i> )	(Loughry und McDonough 1996)	
<b>Eulen (Strigiformes)</b>	Schleiereule ( <i>Tyto alba</i> )	(Ramsden 2003; Santos et al. 2011)	Santos et al. (2011) Berechnungen zur Persistenz und notwendigen Häufigkeit von Totfundkontrollen
<b>Sperlingsvögel (Passeriformes)</b>	Florida-Häher ( <i>Aphelocoma coerulescens</i> )	(Mumme et al. 2000; Santos et al. 2011)	

<b>Froschlurche (Anura)</b>	Krötenarten bzw. Erdkröte ( <i>Bufo bufo</i> L.)	(Elzanowski et al. 2009; Fahrig et al. 1995; Lodé 2000; Santos et al. 2011; van Gelder 1973)	Santos et al. (2011) Berechnungen zur Persistenz und notwendigen Häufigkeit von Totfundkontrollen
-----------------------------	---	--	---

Außerdem gab es Studien die sich nicht (nur) speziell auf eine oder mehrere Wirbeltierklassen oder einzelne Arten fokussiert haben, sondern auf die Größe der möglichen Kadaver (Brockie et al. 2009; Caro et al. 2000; Grilo et al. 2009; Oxley et al. 1974; Ruiz-Capillas et al. 2015; Seiler et al. 2004).

#### 4.9.1 Empfehlung Zielarten

Allgemein sollte eine standardisierte Methode für alle Tierarten genutzt werden können, um Vergleiche zwischen den Arten zu ermöglichen oder sogar mögliche Zusammenhänge (z.B. Räuber-Beute-Beziehung) analysieren zu können.

Bei der Einführung eines standardisierten Verfahrens kann, wie in den im Überkapitel 4.9 aufgezählten Studien, aber zunächst der Fokus auf eine oder mehrere einzelne Wildtierarten gelegt werden. Dies ist unter anderem damit zu begründen, dass Tierarten, bezogen auf ihr Vorkommen in Deutschland, nicht gleich verteilt sind und wie z.B. in Niedersachsen auch nicht alle Arten gleich stark von Verkehrsunfällen betroffen sind (Gräber et al. 2019).

So könnte beispielsweise der Fokus zuerst auf Tierarten gelegt werden, die besonders häufig von Wildunfällen betroffen sind, wie z.B. Rehwild (*Capreolus capreolus*) (Gräber et al. 2019; Balčiauskas et al. 2020; Hartwig 1991; Ueckermann 1964, 1969; Steiner et al. 2021) und/oder auf Arten die meist nicht zu Wildunfällen führen, aber dennoch häufig vom Verkehrstod betroffen sind wie z.B. Igel (*Erinaceus europaeus*) (Esser und Reichholf 1980; Brockie et al. 2009; Bright et al. 2014; Haigh 2012). Beispielsweise wurde durch verschiedene Igelstudien bereits angenommen, dass der Straßenverkehr zu einer bis zu 30%igen Reduktion der Igeldichten führen kann (Huijser und Bergers 2000; Wembridge et al. 2016).

Zumindest zu Beginn eines standardisierten Totfundmonitorings sollte der Fokus nicht auf kleine Tierarten, wie zum Beispiel kleine Nagetiere, gelegt werden, da diese zum Teil kaum oder gar nicht gefunden werden und so ein Totfundmonitoring für diese Gruppe fast unmöglich zu sein scheint (Garland und Bradley 1984).

Einhergehend mit dem Vorkommen und der Verteilung von den verschiedenen Wildtierarten sind Totfunde zwischen den Straßentypen und Tierarten meist nicht gleich verteilt. Das

bedeutet, dass es je nach Tierart und dem dementsprechenden Verhaltensmuster, dem Habitattyp und Straßentyp, bezogen auf die erlaubte Höchstgeschwindigkeit, Breite und Verkehrsdichte, es an einigen Stellen vermehrt und an anderen seltener zu Wildunfällen bzw. Totfunden kommt (Danks und Porter 2010; Esser und Reichholf 1980; Spahn 2019; Götz und Jerosch 2010; Madsen et al. 2002).

#### **4.9.2 Ausgewählte Zielarten zum Einstieg**

Für den Beginn eines standardisierten Totfundmonitorings ist es empfehlenswert mit einzelnen Tierarten zu starten, von denen bereits Daten über die lebenden Populationen vorliegen. Das betrifft demnach vor allem jagdbare Wildtiere, von denen jedes Jahr Streckendaten erhoben werden und Wildtiere, für die es bereits Monitorings über die lebenden Populationen gibt. Dazu zählt beispielsweise das Rehwild (*Capreolus capreolus*), der Feldhase (*Lepus europaeus*), der Dachs (*Meles meles*) oder die Wildkatze (*Felis silvestris*).

Grundsätzlich sollten von allen (vier) Wildtierarten ganzjährig Totfunddaten erhoben werden, da sie auch ganzjährig in Deutschland vorkommen. Die einzige Ausnahme stellt hierbei der Dachs dar, da dieser in den kalten Wintermonaten zum Teil in Winterruhe geht. Dafür werden Dachse häufiger während ihrer Suche nach einem Partner oder einem neuen Territorium von Frühjahr bis Sommer getötet, da sie dann zumeist größere Strecken zurücklegen (Grilo et al. 2009). Dementsprechend sollte dies bei den anschließenden Analysen berücksichtigt werden. Dachse bevorzugen Laubmischwälder im Flachland bis ins Mittelgebirge. Zum Teil findet man sie auch auf Sandböden, in Auwäldern oder in (Stadt-)Parks. Deshalb sollte das Totfundmonitoring sich zunächst auf Transekte beziehen, die durch diese Habitate laufen.

Die jahreszeitliche Durchführung eines Totfundmonitorings beim Rehwild kann, wenn es das Zeitbudget nicht anders zulässt, auch nur auf den Herbst oder Frühling und Herbst beschränkt werden, da es zu diesen Zeiten häufiger zu Wildunfällen mit Rehen kommt (Steiner et al. 2021). Dadurch sollte sich trotz zeitlicher Eingrenzung über mehrere Jahre hinweg eine Entwicklung erkennen lassen. Von dem Rehwild werden jedes Jahr die Jagdstrecken erhoben und bei Unfällen mit Kraftfahrzeugen müssen diese gesetzlich gemeldet werden. Zudem zählt Rehwild zu den häufigsten Arten bei Wildunfällen (Madsen et al. 2002; Hartwig 1991; Vincent et al. 1988). Demnach liegen dadurch schon Daten vor, die anschließend in Verbindung mit den Totfundzahlen gebracht werden können. Das Totfundmonitoring von Rehwild sollte dementsprechend auf möglichst allen Straßen stattfinden und vor allem auf denen, die durch Jagdreviere führen, in denen Rehwild vorkommt. Straßen, die durch ein potenzielles Rehwildhabitat führen, wie zum Beispiel entlang von Feldern und Wiesen in der Nähe von Waldgebieten, an Waldrandzonen und Buschlandstreifen sollten in jedem Fall monitort werden. Da es auf diesen Straßen vermehrt zu Wildunfällen und somit Totfunden kommen

kann, sollten aber möglichst alle Straßen in dem jeweiligen Untersuchungsgebiet kontrolliert werden, damit die Ergebnisse, vor allem in Bezug auf die Dichte, nicht verzerrt werden.

Auch für den Feldhasen sollten insbesondere Straßen entlang von Feldern und Äckern kontrolliert werden, da diese einen Großteil des Habitats der Hasen ausmachen. Zudem können sie aber auch im Wald vorkommen bzw. überall dort wo es ein abwechslungsreiches Biotop mit Feldgehölzen, Hecken und Büschen gibt. Dadurch dass Hasen standorttreu sind, können die Dichten und Bestandsentwicklungen durch ein Totfundmonitoring für das jeweilige Untersuchungsgebiet zuverlässig genutzt werden.

Wildkatzen kommen aktuell in Deutschland hauptsächlich in Mittelgebirgen (Eifel, Taunus, Hunsrück, Harz, Pfalz, Nordhessen, Thüringen) vor. Dementsprechend sollte für diese Tierart das Totfundmonitoring vor allem auf solchen Straßen, die durch ausgedehnte und deckungsreiche Waldgebiete in den Mittelgebirgen führen, stattfinden. Dadurch, dass sie raue Hochlagen und Nordhänge als Lebensraum meiden, ist davon auszugehen, dass die Wahrscheinlichkeit sie in solchen Gebieten zu finden sehr gering ist. Wildkatzen gelten als standorttreu, legen dabei, bei der Suche nach Fortpflanzungspartnern und neuen Revieren aber durchaus größere Strecken zurück. Dies führt dazu, dass sie z.B. in Rheinland-Pfalz immer wieder bei Kollisionen mit Kraftfahrzeugen sterben.

In Rheinland-Pfalz gibt es außerdem das aktuell größte zusammenhängende Wildkatzen-Vorkommen in Westeuropa. Dort wurde bereits ein Totfundmonitoring speziell für Wildkatzen, welches aus Sammelstellen besteht und durch ehrenamtliche Helfer unterstützt wird, etabliert. Durch dieses bundeslandweite Totfundmonitoring wird beispielsweise versucht Wildunfall-Hotspots und Wanderkorridore der Tiere zu ermitteln. Zudem können durch die anschließenden genetischen Analysen Verwandtschaftsverhältnisse, genetische Isolationen, Krankheiten usw. aufgedeckt werden (Leonhardt 2020). Bei diesem Totfundmonitoring handelt es sich jedoch um kein standardisiertes Monitoring, da die Wildkatzen nur bei einer zufälligen Meldung von Autofahrern oder einem zufälligen Fund durch erfahrenes Personal gefunden und eingesammelt werden. Das bedeutet, dass die Strecken nicht regelmäßig und/oder zu einer festen Uhrzeit kontrolliert werden. Auch die sofortige Identifikation von Wildkatzen stellt dabei eine Schwierigkeit dar, da sie vor allem für Laien schwer von einigen Hauskatzen unterscheidbar sein kann. Deshalb gibt meist erst die genetische Analyse einen Aufschluss darüber, ob es sich tatsächlich um eine Wildkatze handelt.

Für das Wildkatzen-Totfundmonitoring gibt es Meldeformulare, die von den Findern ausgefüllt werden sollen. Diese Meldeformulare beinhalten eine möglichst genaue Angabe des Fundortes sowie weitere mögliche Angaben zur wissenschaftlichen Auswertung. Zu finden und

abrufbar ist dieses Formular online auf der Webseite des Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland - Landesverband Rheinland-Pfalz (BUND 2020).

Die zu empfehlende Häufigkeit für Kontrollfahrten liegen bei jeden zweiten Tag für Feldhasen, einmal pro Woche für Dachse von Frühjahr bis Ende Herbst und alle zwei bis drei Wochen von Anfang bis Ende Winter. Bei Wildkatzen und Rehwild sollte einmal pro Woche kontrolliert werden bzw. generell bei jeder Wildunfallmeldung.

Für alle vier genannten Tierarten sollten das Totfundmonitoring während der Morgendämmerung durchgeführt werden, da alle hauptsächlich dämmerungs- und nachtaktiv sind. Der Grund dafür ist, dass sie dann am Morgen nach einem Wildunfall oder einem für sie tödlichen Zusammenstoß auf der Straße noch frisch geborgen werden können und gleichzeitig kein erhöhtes Wildunfallrisiko bei Abenddämmerung für den Kontrolleur/die Kontrolleurin besteht.

#### **4.10 Untersuchungsziel**

Das Untersuchungsziel bzw. die Untersuchungsziele in der untersuchten Literatur mit einem Totfundmonitoring als Methodengrundlage kann/können sehr unterschiedlich sein, selbst wenn es teilweise um die gleichen Zielarten geht. Vor allem bei gefährdeten Tierarten kann der Hintergrund einer solchen Studie sein, dass sich anhand der Rückschlüsse durch ein solches Monitoring, Managementmaßnahmen und Erhaltungsstrategien ableiten lassen sollen (Bencin et al. 2019; Roger et al. 2011; Roger et al. 2012). Zudem sollten Hotspots, also Bereiche mit einer hohen Anzahl Totfunde und einer damit teilweise einhergehenden Wildunfallhäufigkeit, identifiziert werden, um z.T. Maßnahmen zur Reduzierung der Unfallwahrscheinlichkeit zu entwickeln (Biggs et al. 2004; Clevenger et al. 2003; Danks und Porter 2010; Götz und Jerosch 2010; Groot Bruinderink und Hazebroek 1996; Guter et al. 2005; Roger und Ramp 2009; Saeki und Macdonald 2004; van Langevelde et al. 2009; Voß 2007).

Ein weiteres mögliches Ziel war, festzustellen welche (positiven/negativen) Auswirkungen Straßen (z.B. Verkehrsdichte/-intensität, Barrieren-Effekt) auf die Vielfalt, räumliche Verteilung, den Bestand oder das Sterblichkeitsrisiko von Wildtierarten haben (Balčiauskas et al. 2020; Bencin et al. 2019; Bright et al. 2014; Canova und Balestrieri 2019; Clarke et al. 1998; Elzanowski et al. 2009; Fahrig et al. 1995; Feldhamer et al. 1986; Garland und Bradley 1984; Glista und DeVault 2008; Grilo et al. 2020; Guter et al. 2005; Haigh 2012; Hauer et al. 2002; Huijser und Bergers 2000; Lodé 2000; Ruiz-Capillas et al. 2015; Seiler et al. 2003; Shepard et al. 2008; Steen und Gibbs 2004; Taylor und Goldingay 2004; Underhill und Angold 1999). Dementsprechend wurde z.B. versucht ein System zur Vorhersage und Bewertung der

Auswirkungen von Straßen auf Pflanzen- und Tiergemeinschaften zu erstellen (Adams et al. 1978; Roger und Ramp 2009; Shepard et al. 2008; Taylor und Goldingay 2004) bzw. die gesammelten Daten als Quelle für weitere Populationsstudien zu nutzen (Case 1978).

Des Weiteren gab es Studien, die versucht haben herauszufinden, ob die Verwendung von Wildunfällen eine repräsentative Methode zur qualitativen und quantitativen Überwachung der (relativen) Häufigkeiten, Bestandsentwicklungen oder Populationseigenschaften (Geschlechter-/Altersverhältnis) einer oder mehrerer Tierart/en in einem bestimmten Gebiet darstellen kann (Barthelmess und Brooks 2010; Bellis und Graves 1971; Brockie et al. 2009; Canova und Balestrieri 2019; Davies et al. 1987; Esser und Reichholf 1980; Gehrt 2002; George et al. 2011; Götz und Jerosch 2010; Grilo et al. 2009; Hels und Buchwald 2001; Jahn 1959; Loughry und McDonough 1996; Mallick et al. 1998; McCaffery 1973; Morris und Morris 1988; Roger et al. 2012; Roger et al. 2011; Saeki und Macdonald 2004; Slater 2002; van Gelder 1973; Wembridge et al. 2016) und die Faktoren zu identifizieren, die die Anwendung dieser Methode auf nationaler Ebene unter dem Einsatz von Laien erschweren könnte (Baker et al. 2004).

Passend dazu gab es auch Studien, die versucht haben, (Langzeit-)Totfundmonitoring-Daten von regelmäßigen offiziellen Beobachtungen und Aufzeichnungen von professionellen Biologen sowie mögliche Einflussfaktoren, wie Straßenparameter, Verkehrsintensität, Tempolimit und/oder Regelmäßigkeit der Beobachtungen, zu vergleichen und analysieren (Balčiauskas et al. 2020; Bissonette und Kassar 2008; Brockie et al. 2009; Case 1978; Danks und Porter 2010; Erritzøe et al. 2003).

In anderen Studien wurde untersucht, ob es Zusammenhänge zwischen der Anzahl der Totfunde, ihrer Persistenz auf den Transekten, der Größe der Tierart, den Jahreszeiten, Tageszeiten und/oder der Form der Landnutzung gab (Barthelmess und Brooks 2010; Biggs et al. 2004; Caro et al. 2000; Clevenger et al. 2003; Danks und Porter 2010; Davies et al. 1987; Elzanowski et al. 2009; Esser und Reichholf 1980; Glista und DeVault 2008; Grilo et al. 2009; Guinard et al. 2012; Santos et al. 2011; Ueckermann 1964; Wembridge et al. 2016).

In einigen Fällen wurden die Daten von totesgefundenen Tieren analysiert, um herauszufinden was bei diesen Arten die häufigsten Todesursachen waren und ob es dabei Unterschiede in Bezug auf bestimmte Populationsparameter gab (Alter, Geschlecht) (Hauer et al. 2002; Lovari et al. 2007; Maehr et al. 1991; Mumme et al. 2000; Schwab und Zandbergen 2011). Zudem wurde versucht anhand dieser Daten Schätzungen für die Aussterbewahrscheinlichkeit von Arten und über die Entwicklung von Populationstrends zu treffen (Maehr et al. 1991; Seiler et al. 2004).

Bei Collinson et al. (2014) wurde eine Kombination von experimentellen Versuchen und (Straßen-)Transekten genutzt, um ein standardisiertes Protokoll zur Bewertung der Anzahl der Totfunde auf befestigten und unbefestigten Straßen zu entwickeln. Anhand dieser Studie lassen sich so bereits brauchbare Ergebnisse für ein standardisiertes Totfundmonitoring in Deutschland ableiten.

Eine, nicht auf einem direkten Totfundmonitoring basierende, Studie zielte darauf ab das Wissen über die Bewegungsmuster von Tierarten in der Landschaft mit dem Transporttechnik-Wissen über die Straßenverteilungen in einem Modell zur Wahrscheinlichkeit der erfolgreichen Überquerung einer Straße zu verknüpfen. Diese Analysen sollten Ökologen ermöglichen die Faktoren der erfolgreichen Überquerungswahrscheinlichkeit von Straßen zu verstehen und als Basis für ein Tierpopulationsdynamiken-Modell dienen. Durch dieses Modell ist es möglich Hochrechnungen über die Anzahl der getöteten Tiere anhand der vorherrschenden Verkehrsdichten zu ermitteln (Jaarsma et al. 2006).

#### **4.11 Rückschlüsse auf Grundlage des Totfundmonitorings**

Genauso wie die Untersuchungsziele der einzelnen Studien sehr unterschiedlich sein konnten, waren es auch die Ergebnisse und Rückschlüsse.

Anhand einer Kosten-Effektivitäts-Bewertung basierend auf den Kriterien der Ausgewogenheit zwischen Stichprobenumfang und Stichprobenaufwand ließ sich aus der Studie von Costa et al. (2015) ableiten, dass wöchentliche Erhebungen für eine Reihe von Arten kostengünstig sein können. Dabei gibt es jedoch eine gewisse Abweichung in Bezug auf die Erhebungszeiträume (wöchentlich, monatlich oder saisonal) über mehrere Jahre, da diese z.T. von der untersuchten Tierart bzw. Wirbeltierklasse abhängig sein können.

In einigen Studien wurde herausgefunden, dass es bei Zählungen zu Fuß insgesamt mehr Totfunde gab als bei den Zählungen aus einem Pkw heraus. Dies ist damit zu begründen, dass bei den Kontrollen mit einem Pkw häufig vor allem kleinere Arten und Kadaver übersehen wurden und die Einsicht auf den Straßenrand zu Fuß deutlich besser war (Adams et al. 1978; Guinard et al. 2012).

Bei den meisten Totfundmonitorings gab es jahreszeitliche Unterschiede und saisonale Muster. Dementsprechend wurden teilweise im Sommer mehr Arten aller Wirbeltierklassen gefunden als im Winter. Dafür gab es in einigen Studien aber eine höhere Anzahl gefundener Individuen im Winter bzw. Herbst und Winter (Adams et al. 1978; Lovari et al. 2007; Maehr et al. 1991; Philcox et al. 1999). In anderen Studien gab es die meisten Totfunde im Frühling und Sommer (Davies et al. 1987; Hodson und Snow 1965; Haigh 2012; Hartwig 1991; Hodson

1960), Sommer und Herbst (Case 1978; Esser und Reichholf 1980; Hartwig 1991; Lodé 2000), Frühling und Herbst (Feldhamer et al. 1986; Hartwig 1991; Saeki und Macdonald 2004) oder auch im Frühling und Winter (Guter et al. 2005).

Bei Jahn (1959) und Biggs et al. (2004) waren ebenfalls jahreszeitliche Unterschiede festzustellen. Hier gab es signifikant mehr Unfälle im Herbst als im Frühjahr oder Winter. In diesem Fall wurden nur eine bzw. zwei Tierarten monitort, deshalb ist es nicht allgemein für alle Tierarten gültig.

Die gefundenen saisonalen Muster stimmen zumeist mit dem Jahreszyklus der untersuchten Tierarten überein, wodurch es zu einer höheren Anzahl von Totfunden durch stärkere Mobilitätsperioden während z.B. der Fortpflanzungszeit oder der Suche nach neuen Lebensräumen (Revieren) kommen kann (Grilo et al. 2009; Guter et al. 2005; Haigh 2012; Loughry und McDonough 1996; Lovari et al. 2007). Dennoch kann keine allgemeine Aussage für alle Tierarten oder Untersuchungsgebiete, bezogen auf die Monate mit den häufigsten Totfunden, getroffen werden. Dies bedeutet, dass für viele Wildtierarten ein möglichst ganzjähriges Totfundmonitoring, oder aber zumindest ein auf die Mobilitätsperioden fokussiertes Monitoring, stattfinden sollte.

Hinzu kommt, dass viele Wildtierarten nicht nur von dem Jahres- sondern auch von dem Tageszyklus beeinflusst werden und es deshalb allgemein zu höheren Todes- und Unfallraten während der Dämmerung und Dunkelheit kommt (Hartwig 1991; Saeki und Macdonald 2004).

In vielen Studien wurde die Verkehrsdichte bzw. das Verkehrsaufkommen auf den untersuchten Transekten mit in folgende Berechnungen und Schlussfolgerungen einbezogen (Bright et al. 2014; Fahrig et al. 1995; Grilo et al. 2009; Oxley et al. 1974; Saeki und Macdonald 2004). So konnte beispielsweise durch eine Berechnung in der Studie von Brockie et al. (2009) festgestellt werden, dass die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Fahrzeug zu einer Tötung eines Tieres führt, mit einem Verkehrsaufkommen unter 5000 Kfz pro Tag rapide ansteigt. Da die Tötungsraten dabei aber vermutlich wieder stark zurückgehen, muss davon ausgegangen werden, dass die Schwankungen nicht mit dem Verkehrsaufkommen an sich, sondern mit natürlichen Populationsschwankungen korreliert sind.

Dadurch dass Straßen mit einem höheren Verkehrsaufkommen eine geringere Totfundrate aufweisen, kann aber auch davon ausgegangen werden, dass vor allem Raubtiere diese Straßen meiden (Grilo et al. 2009). Mögliche Gründe dafür, dass sie keine zusätzlichen Verkehrsoffer werden sind, dass sie auf Straßen mit starkem Verkehr keine anderen totgefahrene Tiere fressen oder die Straßen generell meiden, weil sie sie als Gefahr erkennen (Underhill und Angold 1999).

Allerdings scheint es zwischen den Wirbeltierklassen und Tierarten sehr unterschiedlich zu sein, da in einer anderen Studie eine erhöhte Verkehrsintensität negative Auswirkungen auf

die lokale Dichte von Amphibien (Frösche, Kröten) hatte und daraus geschlussfolgert wurde, dass der Anstieg des Verkehrsaufkommens zu einem weltweiten Rückgang der Amphibienpopulationen führt (Fahrig et al. 1995). Dies ist vor allem der Fall, wenn die Amphibien während der Paarungs- und Laichzeit Straßen überqueren müssen, um von einem Gewässer oder Feuchtgebiet ins nächste zu kommen.

Jedoch gab es auch Studien bei denen kein Zusammenhang zwischen der jährlichen oder monatlichen Todesopferquote mit dem durchschnittlichen täglichen Verkehr gefunden werden konnte (Groot Bruinderink und Hazebroek 1996), dafür jedoch mit der durchschnittlichen Fahrzeuggeschwindigkeit (Case 1978). Hinzu kommt, dass die Fahrzeuggeschwindigkeit auch einen Einfluss auf die Fund-Wahrscheinlichkeit bei vielen Studien gehabt haben wird, da dadurch die Schleuder-Entfernung variieren kann (Erritzøe et al. 2003).

In Bezug auf den Verkehr und die Länge der untersuchten Transekte kann eine Verkehrsoffer- bzw. Totfundrate berechnet werden. Dafür wird die Anzahl der Verkehrsoffer/Totfunde (VO) durch die Transektlänge (km) multipliziert mit der Untersuchungsdauer (a) geteilt [ $VO/km \times a$ ] (Götz und Jerosch 2010).

Neben der Totfundrate lässt sich auch eine Straßensterblichkeitsrate für jeden Transekt berechnen. Dafür muss die Anzahl der Totfunde (N) mit dem betrachteten Zeitraum (T) und der mittleren Persistenzzeit (die vorher aus Persistenzmodellen ermittelt wurde) hoch minus eins multipliziert werden:  $NTy^{-1}$  (Ruiz-Capillas et al. 2015).

Bei Saeki und Macdonald (2004) wurden ebenfalls Schätzungen für die Anzahl der auf der Straße verstorbenen Tiere (Marderhunde) für jeden untersuchten Bezirk ausgeführt. Bei den National- und Bezirksstraßen als Transekte diente für eine Gesamtschätzungen die Formel  $K = \sum dr$  und für Gemeindestraßen  $K = \sum dr/6$ . K ist dabei die Anzahl der Totfunde nach Bezirk, d die Straßenlänge, und r die Sterblichkeitsrate des jeweiligen Bezirks. Zudem haben sie angenommen, dass die Anzahl der Totfunde proportional zur durchschnittlichen Geschwindigkeit und dem nächtlichen Verkehrsaufkommen ist. Dafür wurde die vorherige Formel um „n“ = das Verhältnis des nächtlichen Verkehrsaufkommens, zu dem der Schnellstraßen nach Straßenkategorie, erweitert. Die Formeln lauteten dann:  $K = \sum Sdrn$  für nationale Schnellstraßen und Bezirksstraßen und  $K = \sum drn/6$  für Gemeindestraßen.

Neben der Wahrscheinlichkeit für die Straßensterblichkeit wurde in manchen Studien auch herausgefunden, dass die Verteilung der überfahrenen Tiere nicht gleich war und es an einigen Stellen zu sogenannten Hotspots gekommen ist (Biggs et al. 2004; Bissonette und Kassar 2008; Götz und Jerosch 2010; Roger und Ramp 2009; Ruiz-Capillas et al. 2015). Ein direkter Zusammenhang konnte so zwischen der Dichte der Totfunde und der des Verkehrs festgestellt werden, wobei diese für alle Arten auf den Hauptstraßen am höchsten war

(Balčiauskas et al. 2020). Die Wahrscheinlichkeit für einen Straßenabschnitt (in den USA) zu einem Wildunfall-Hotspot zu werden steigt laut Danks und Porter (2010) mit einer Zunahme von 500 Kfz/Tag um 57%. Bei einer Erhöhung der Geschwindigkeitsbegrenzung um 8 km/h erhöht sich diese Wahrscheinlichkeit um 35%.

Hinzu kommen Effekte des Habitats bzw. Lebensraums auf die Anzahl der Totfunde (Grilo et al. 2009; Philcox et al. 1999; Roger und Ramp 2009; Saeki und Macdonald 2004; Roger et al. 2012). Demnach wurde teilweise die höchste Sterblichkeit auf Straßen durch bewaldete Gebiete festgestellt und die niedrigste auf Straßen durch intensiv landwirtschaftlich genutzte Gebiete (Adams et al. 1978; Hartwig 1991). Dies scheint jedoch stark abhängig von der Wirbeltierklasse bzw. Tierart zu sein. Denn bei Clevenger et al. (2003) wurde herausgefunden, dass Vögel in bewaldeten und walddreichen Mischlebensräumen seltener als in offenen Lebensräumen getötet werden. Zudem kommen Wildtiere mit einer höheren Wahrscheinlichkeit auf Straßen in der Nähe von Wohnsiedlungen und Städten zu Tode (Clevenger et al. 2003; Elzanowski et al. 2009). Die Effekte der Landschaften scheinen vor allem in Bezug auf den genutzten Lebensraum (das Habitat) der Tierarten bzw. Populationen entscheidend zu sein (Mumme et al. 2000; Saeki und Macdonald 2004; Roger et al. 2012). Bei Philcox et al. (1999) und Guter et al. (2005) wurden dementsprechend der Großteil der Totfunde von Ottern in einem Umkreis von 100m um Süßgewässer gefunden. In einer anderen Studien wurden jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen verschiedenen Landklassen in Bezug auf die Anzahl der gefundenen Kadaver (Dachs) ermittelt (Clarke et al. 1998).

Anhand der Ergebnisse einiger Studien wird vermutet, dass die monatlichen Unterschiede im Geschlechter- und/oder Altersverhältnis der Todesopfer sowohl die sich verändernde Zusammensetzung in der vorkommenden Population (meist Schalenwild) als auch ihre Anfälligkeit für Wildunfälle widerspiegeln. Jedoch gab es dafür zumeist keine Beweise, da die Zusammensetzungen der Populationen nicht bekannt waren (Bellis und Graves 1971; Feldhamer et al. 1986; Hauer et al. 2002; Loughry und McDonough 1996).

Es kann dennoch davon ausgegangen werden, dass ein Rückgang bzw. Anstieg in Bezug auf die Anzahl der Totfunde mit einer hohen Wahrscheinlichkeit einen Rückgang bzw. Anstieg der absoluten Häufigkeit darstellt und ein Totfundmonitoring demnach ein guter Index wäre, um diese Populationstrends zu beobachten (Bright et al. 2014; Glista und DeVault 2008; Götz und Jerosch 2010; Jahn 1959; Mallick et al. 1998; Saeki und Macdonald 2004; Schwab und Zandbergen 2011; Schwartz et al. 2020).

In der Studie von Ueckermann (1964) wurde beispielsweise der Anteil der Totfunde von der Jagdstrecke berechnet. Die Ergebnisse dabei waren, dass die Totfunde im Jagdjahr

1961/1962 7,4% des Rehwildes, 2,7% des Rotwildes und 11,1% der Hasen der jeweiligen Jagdstrecke ausmachten. In einer darauffolgenden Studie wurde festgestellt, dass die Rehwildverluste im Jagdjahr 1967/1968 fast doppelt so hoch waren wie in der vorherigen Studie (Ueckermann 1969). Hier wurde allerdings davon ausgegangen, dass die zunehmende Verkehrsdichte der Grund für den starken Anstieg gewesen sein musste, da die beobachtete Rehwilddichte in etwa gleich war. Beim Schwarzwild gab es sowohl einen Anstieg in der Anzahl Totfunde als auch in der Jagdstrecke und in der beobachteten Dichte, sodass die Totfunddaten in diesem Fall wieder repräsentativ für die steigende Schwarzwilddichte war.

Hohe Totfundraten bedeuten allerdings nicht automatisch, dass Straßen einen signifikanten Einfluss auf die (Sterblichkeit von) Populationen haben. Dies muss immer im Verhältnis zu weiteren Faktoren gesehen werden und ist somit unter anderem abhängig von der vorkommenden Häufigkeit, der vorhandenen Populationsgröße, der Wachstumsrate und dem Populationsstatus (Gefährdung) sowie weiterer möglicher Todesursachen der Tierarten (Ceia-Hasse et al. 2017; Grilo et al. 2020; Pereira et al. 2004; Ramp und Ben-Ami 2006; Ruiz-Capillas et al. 2015; Schwab und Zandbergen 2011). Allgemein kann aber davon ausgegangen werden, dass je größer der Anteil der Totfunde entlang der Straßen unter allen möglichen Mortalitätsursachen ist, desto wahrscheinlicher ist es, dass die Straßenmortalität einen entscheidenden Einfluss auf die Populationsentwicklung hat. Dies ist zumindest so lange der Fall, bis diese Mortalitätsursache nicht durch andere Faktoren, wie z.B. eine erhöhte Fruchtbarkeit der überlebenden Individuen, ausgeglichen werden kann (Seiler et al. 2004).

Des Weiteren gibt es Ergebnisse von Studien die eindeutig darauf hinweisen, dass Wildtiere Straßen und das umliegende Habitat als Lebensraum meiden, da sie die Straßen signifikant seltener überquerten als vorausgesagt wurde oder die Straßendichte in ihrem Verbreitungsgebiet im Verhältnis zum umliegenden Gebiet deutlich geringer war. Demnach stellen Straßen starke Barrieren für diese Arten dar (Poessel et al. 2014; Shepard et al. 2008).

Bei der Analyse und Interpretation solcher Daten, sollten bestimmte Variablen, wie ein Anstieg anderer (Räuber-)Populationen, die Kadaver am Straßenrand fressen, Tiere die lernen Straßen zu meiden, die Straßeneigenschaften und/oder die klimatischen Bedingungen und damit verbundenen Persistenzzeiten, stets berücksichtigt werden (Erritzøe et al. 2018; Guinard et al. 2012; Oxley et al. 1974; Poessel et al. 2014; Roger und Ramp 2009; Santos et al. 2011; Schwab und Zandbergen 2011).

#### 4.11.1 Methoden für Bestandsschätzungen von Wildtierpopulationen

Ganz allgemein ist die Grundlage für eine lokale Populationsschätzung, die durch den Straßenverkehr beeinflusst und durch Totfunde erhoben wird, zunächst einmal das Wissen über die aktuell vorkommende Population, vor allem in Bezug auf die Größe (Elzanowski et al. 2009; Glista und DeVault 2008; Roger et al. 2011; Roger et al. 2012).

Demnach gab es auch einige Studien, die versucht haben, neben den erhaltenen Rückschlüssen durch die Zählungen der gefundenen Kadaver entlang von Straßen, aus den gesammelten Daten weitere Ergebnisse zu ziehen und Methoden für Bestandsschätzungen von (lokalen) Populationen zu entwickeln.

Bei Baker et al. (2004) wurden dafür zunächst Daten zur Fuchsdichte (nach (Harris 1981) in Fuchsgruppen pro km<sup>2</sup> erhoben, um sie anschließend in Relation zu der Anzahl der Straßenverkehrstote setzen zu können. Dabei wurden nichtparametrische und parametrische Tests kombiniert, um festzustellen, ob es qualitative und quantitative Beziehungen zwischen der Fuchsdichte und der Straßenopferdichte gab. Dafür wurde der Kendalls Konkordanz Test verwendet, um die relative Rangfolge der Straßenopferdichte in jeder Region über sieben Jahre zu untersuchen. Zudem wurde die Spearman-Rangfolgekorrelation verwendet, um den Grad der Assoziation zwischen Straßenopferdichte und Fuchsdichte zu testen.

Mit Daten von lebenden Tieren bzw. den Daten von Höhlen und Bauen von Wombats zur Berechnung des Anteils der durch den Straßenverkehr verstorbenen Population wurde auch in den Studien von Roger und Ramp (2009), Roger et al. (2011) und Roger et al (2012) gearbeitet. Dabei wurde herausgefunden, dass etwa 40% der Gesamtpopulation und 13,6% der geschätzten Population in ihrem optimalen Habitat jährlich auf der Straße zu Tode kommen. Zudem wurde hier anhand von Sensitivitätsanalysen festgestellt, dass je höher der Anteil der durch den Straßenverkehr getöteten Population ist, desto höher auch, unabhängig von anderen Parametern, das Risiko für einen Populationsrückgang ist. Demnach reagieren diese Populationen empfindlicher auf Veränderungen der demografischen Parameter wie Überlebensrate von Jung- und Alttieren oder Fekundität.

Korrelationen zwischen der Anzahl Lebend- und Totfunde in einem gewählten Zeitraum können auch mit einem Pearson-Korrelationskoeffizienten ermittelt werden (Mallick et al. 1998). Das bedeutet, dass damit herausgefunden werden kann, ob die Zahlen der Funde im Untersuchungszeitraum in einer Beziehung zueinander stehen und ob sich dadurch Bestandsschätzungen aus den Totfundzahlen ableiten lassen. In der Studie von Mallick et al. (1998) waren die Zahlen in einem Gebiet signifikant korreliert, aber in dem zweiten nicht. Dennoch wird hier davon ausgegangen, dass die Trends der Anzahlen sich gegenseitig längerfristig widerspiegeln.

In der Studie von Canova und Balestrieri (2019) wurde auch ein Spearman-Korrelationstest verwendet, um die Beständigkeit der jährlichen Trends (Anzahl der im Straßenverkehr getöteten Tiere/100 km/Jahr) zwischen den Routen zu bewerten. Zudem wurde mit einer Regressionsanalyse getestet welches Modell den Populationstrends jeder untersuchten Art im Laufe der Zeit am besten entsprach.

Um die Populationstrends der im Straßenverkehr getöteten Zielarten (in Abhängigkeit des Verkehrsaufkommens) während eines Untersuchungszeitraumes zu untersuchen kann demnach mit einer linearen Regressionsanalyse getestet werden (Erritzøe et al. 2018; Mallick et al. 1998; Saeki und Macdonald 2004). Dementsprechend ging der Rückgang der Totfunde (50%) bei Erritzøe et al. (2018) mit einem Rückgang der beobachteten Vögel im Untersuchungsgebiet einher.

In der Studie von McCaffery (1973) wurden sowohl Korrelations- also auch Regressionsanalysen verwendet. Hier wurde versucht eine Beziehung zwischen der Anzahl Totfunde und der erlegten Hirsche durch die Jagd zu finden. In diesem Fall waren für die Analysen nur zwei Variablen notwendig: die genaue Anzahl der Totfunde und eine Schätzung der prozentualen Veränderung des jährlichen Verkehrsaufkommens. Das Ergebnis war, dass die gefundenen Trends miteinander korrelierten, wobei in den Analysen die Totfund-Stichprobe an das Verkehrsaufkommen mit einer Rate von 5% angepasst wurde. Demnach stellen hier ebenfalls die Totfundzahlen einen zuverlässigen Index für die Veränderungen der (Hirsch-)Populationen dar.

Ein signifikanter Zusammenhang der durchschnittlichen Totfundrate auf Schnellstraßen und der durchschnittlichen gemeldeten Jagddichte wurde auch für Marderhunde in den jeweiligen untersuchten Bezirken in einem Zeitraum von vier Jahren gefunden. Allerdings wurde kein linearer Zusammenhang zwischen den Totfunden und dem Verkehrsaufkommen bei anderen Arten in diesem Untersuchungsgebiet ermittelt (Saeki und Macdonald 2004).

Ob es auch einen Zusammenhang zwischen den untersuchten Straßen- bzw. Landschaftsattributen und dem Vorkommen bestimmter Tierarten(-gruppen) als Totfunde gibt kann mit einer logistischen Regressionsanalyse ermittelt werden. Die Ergebnisse können hierbei für einzelne Tierarten sehr unterschiedlich sein (Taylor und Goldingay 2004) und sollten demnach nicht direkt von einer Tierart auf eine andere projiziert werden.

Dass durch ein Totfundmonitoring die gleichen Veränderungen der Populationsdichten wie durch ein Lebend-Monitoring (z.B. Scheinwerfertaxation) aufgedeckt werden können, konnte auch in anderen Studien nachgewiesen werden (Gehrt 2002; George et al. 2011). Um die Beziehung zwischen der Dichte lebender Kaninchen, der Anzahl Totfunde auf den Straßen und einigen lebensraumbezogenen Variablen zu modellieren, wurde bei George et al. (2011)

ein verallgemeinertes lineares Modell (GLM) mit einer Poisson-Fehlerstruktur und einer Log-Link-Funktion verwendet. Dabei war die Antwortvariable der mittlere Lebend-Kaninchen-Index für jeden Transekt. Hinzu kamen 24 potenziell erklärende Variablen, wie Lebensraum, Prädatoren-Kontrollvariablen, Verkehr und die Anzahl der Kaninchen-Totfunde pro 100 km Transekt.

Glista und DeVault (2008) nutzten einen Chi-Quadrat-Test zur Untersuchung der saisonalen Unterschiede in der Gesamtzahl der gefundenen Kadaver auf ihren Transekten.

In einer anderen Studie wurde ebenfalls ein Chi-Quadrat-Test genutzt, um auf Unterschiede im Alter, der Mortalität und der Verteilung der Mortalitätsursachen zwischen den untersuchten Zeiträumen und den Geschlechtern der Totfunde zu testen (Hauer et al. 2002).

Schätzungen der Altersstruktur, der Fekundität und des Geschlechterverhältnisses bei im Straßenverkehr getöteten Dachsen wurde in der Studie von Seiler et al. (2003) untersucht. Analysen von sogenannten „life tables“ und Matrix-Populationsmodelle dienten dabei zur Beurteilung der Altersstruktur und des Populationswachstums. Die Analysen ergaben, dass die Verluste der Dachspopulation durch den Straßenverkehr zu einer Reduktion von 12-13% in der nachfolgenden Population führen. Dementsprechend wurde vorausgesagt, dass unter der Berücksichtigung ermittelter Unsicherheiten, es über einen Zeitraum von ca. 71 Jahren (bis 2049) landesweit dazu kommen wird, dass mehr Dachse sterben als die Population auffangen kann, ohne dabei an der Anzahl der Individuen abzunehmen. Landesweit gilt in dem Fall für Schweden.

Berechnungen über den Populationsanteil der im Straßenverkehr getöteten Tierarten wurden neben der von Roger et al (2011) und Roger et al. (2012) auch in einigen anderen Studien erstellt. Diese Ergebnisse ergaben, dass 13% der Haussperlingspopulation (*Passer domesticus*), bis zu 50% der Schleiereulenpopulation (*Tyto alba*) und 49% der Dachspopulation (*Meles meles*) in Großbritannien, sowie mindestens 5% der Otterpopulation (*Lutra lutra*) in Israel auf der Straße zu Tode kommen (Hodson und Snow 1965; Ramsden 2003; Guter et al. 2005; Clarke et al. 1998). Ergebnisse aus Irland und Schweden schließen auf einen Populationsverlust von 1-12% der häufigsten Säugetierarten auf den irischen bzw. schwedischen Straßen (Haigh 2012; Seiler et al. 2004).

In der Studie von Hels und Buchwald (2001) wurden die Amphibienpopulationen in Norddänemark für alle Tümpel im Umkreis von 250 m um die Autobahntransekte geschätzt und mithilfe einer Extrapolation der Ergebnisse der Totfunde berechnet, dass ca. 10% der untersuchten adulten Populationen jährlich auf den Straßen sterben. Der Untersuchungszeitraum umfasst in diesem Fall nur drei Monate, aber es wird davon

ausgegangen, dass dieser trotzdem repräsentativ ist, da es sich dabei um die höchste Aktivitätsphase der Amphibien gehandelt hat.

Der Vergleich von lebend gezählten weiblichen Erdkröten (*Bufo bufo* L.), der Anzahl der Eistränge (zur Berechnung der Gesamtzahl der Weibchen) und der Totfunde ergab in der Niederlande sogar einen Verlust von ca. 30% der Population durch den Straßenverkehr während der Fortpflanzungsperiode (van Gelder 1973).

Anhand von Berechnungen zur Größe des geeigneten Lebensraumes für den Tasmanischen Langnasenbeutler (*Perameles gunnii*) wurde ermittelt, dass die lokal vorkommende Population im Untersuchungsgebiet jedes Jahr durch den Tod auf der Straße um mindestens 21% zurückgeht. Dafür wurde eine jährliche Totfundrate pro 100 km, der Anteil des geeigneten Habitats, die Größe des geeigneten Habitats, die Dichte der lebenden Langnasenbeutler und somit die Anzahl der erwachsenen Langnasenbeutler, sowie der Anteil der Weibchen in der Population im Untersuchungsgebiet berechnet (Taylor und Goldingay 2004). Somit sollten bei der Berechnung von Bestandsverlusten anhand eines Totfundmonitorings verschiedene Variablen, miteinbezogen werden. Dazu zählen demnach insbesondere die Größe und der Anteil des geeigneten Habitats, die bekannte Dichte der Tierart sowie die Totfundrate über einen festgelegten Zeitraum im Untersuchungsgebiet.

In der Studie von Jaarsma et al. (2006) ging es nicht direkt um eine Methode zur Bestandsschätzung von Wildtierpopulationen, dafür aber um eine Hochrechnung der Anzahl getöteter Tiere in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte, Geschwindigkeit und Größe der Tiere sowie der Fahrzeuge. Dafür wurde die Größe der Lücken zwischen den fahrenden Kfz, in der die Tiere theoretisch Zeit hätten, eine Straßenüberquerung zu überleben, mit einem Poisson-Modell berechnet. Durch eine Poisson-Verteilung lässt sich sehen mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Ereignis, in diesem Fall eine Lücke zwischen den Kfz, in einem festen Zeitintervall auftritt. Anhand dieser Berechnungen lässt sich der Einfluss von Straßen auf Tierpopulationen schematisch darstellen und kann deshalb für spätere Analysen von Totfunddaten verwendet werden.

Bei einem Totfundmonitoring lassen sich neben Informationen über das Vorkommen und die Verbreitung von Arten sowie das Geschlechter- oder das Altersverhältnis der Totfunde, auch genetische Daten sammeln. Dazu könnten unter anderem Haar- bzw. Federproben der Kadaver genutzt werden, um eine Schätzung der Populationsgröße durch eine Verdünnungskurven-Methode (rarefaction curve), wie bei (Frantz et al. 2004), zu ermöglichen. Diese Methode dient allgemein zur Prognose von Daten zur Artenvielfalt. Das bedeutet, dass dabei die „Populationsgröße der projizierten Asymptote einer Funktion über die Anzahl der

*analysierten Proben gegenüber der kumulativen Anzahl der einzigartigen genetischen Profile gesetzt wird“* (Frantz et al. 2004, Seite 989). Für die Analysen können dann das Programm R (R Core Team 2013) und eine Dateneingabedatei in GIMLET 1.3.3 genutzt werden. GIMLET erstellt dabei die Datei durch Neugruppierungen und Zählungen der Proben, die ein genetisch identisches Profil haben (Frantz et al. 2004).

#### **4.11.2 Empfehlung Methode für Rückschlüsse**

Die empfohlene Methode für Rückschlüsse von Totfunden auf Bestände (Verbreitung, Verteilung, Entwicklung, Größe) beruht auf den analysierten Methoden, welche in Kapitel 4.11.1 beschrieben sind.

Um Rückschlüsse auf die Verbreitung und Verteilung von Beständen ziehen zu können ist es essenziell das standardisierte Totfundmonitoring großflächig auszuführen. Das bedeutet, dass in Deutschland möglichst in jedem Bundesland und jedem Jagdrevier/Jagdbezirk die Straßen als Transekte genutzt und kontrolliert werden sollten. Nur dadurch ist zuverlässig festzustellen, wo die verschiedenen Tierarten überall vorkommen und von dem Tod durch den Straßenverkehr beeinflusst werden.

Bei einem standardisierten, aber räumlich beschränkten Totfundmonitoring ist es wichtig zu beachten, dass Wildtiere flexibel in Raum und Zeit sind und es schwieriger wird zuverlässige Bestandsschätzungen von Populationen zu erhalten je kleiner das Gebiet ist, das monitort wird. Dadurch dass Straßen den Lebensraum von Tierarten zerschneiden können, kann es beispielsweise dazu kommen, dass es auf einigen Straßenabschnitten zu Totfundhäufungen (Hotspots) kommt. An diesen Stellen kann deswegen allgemein davon ausgegangen werden, dass die jeweilige Tierart in diesem Gebiet häufiger vorkommt bzw. dass dieses Gebiet als Wanderroute der Tierart (Wildwechsel) genutzt wird.

Demnach ist es zum Beispiel möglich, dass in einem großen Gebiet eine Tierart nur auf einer Teilfläche vorkommt, weil sie nur dort ein geeignetes Habitat vorfindet. Ist dieses Habitat dann durch eine Straße zerschnitten, sind die Individuen gezwungen, die Straße zu überqueren, wodurch die Wahrscheinlichkeit auf der Straße zu Tode zu kommen steigt.

Beispielsweise könnte auf der rechten Seite einer Straße ein geeignetes Äsungshabitat liegen und auf der linken Seite der Straße das bessere Deckungshabitat. Wenn die Tiere dadurch zu Verkehrsopfern werden und folgende Generationen auf der Suche nach einem neuen Lebensraum/Territorium sind und diese Habitate unbesetzt vorfinden, kann eine Art Vakuum für Totfunde in diesem Bereich entstehen.

Dieser Effekt könnte auch zu einer Selektion der Straßenvermeidung führen, wie es bereits in mehreren beschriebenen Studien angenommen und zum Teil festgestellt wurde (Grilo et al. 2009; Poessel et al. 2014; Shepard et al. 2008; Underhill und Angold 1999). Dadurch würde es im Laufe mehrerer Jahre dazu kommen, dass die Anzahl Totfunde auf den Straßen

zurückgehen würde und es im Endeffekt zu einer Isolation der Populationen kommen könnte. Dies würde wiederum zu einem fehlenden genetischen Austausch und auf lange Sicht zu dem Aussterben der getrennten Subpopulationen führen. Dieses Problem zu erkennen, kann vor allem bei längerlebigen Tierarten, die sich erst nach mehreren Jahren das erste Mal fortpflanzen und nur wenige Nachkommen pro Geburt erzeugen, schwierig sein und dadurch aber schnell zu einem hohen Aussterberisiko führen.

Demnach sollten Wildunfallsschwerpunktgebiete immer berücksichtigt werden, da sie die Hochrechnungen für die aktuellen Bestandszahlen verfälschen können.

Ein möglicher Zusammenhang zwischen der Anzahl Totfunde und der Anzahl Lebendfunde und/oder Streckendaten der Jagdsaisons kann, wenn die Dichten der Tierarten bekannt sind, durch einen Pearson-Korrelationskoeffizienten getestet werden. Wird dabei also herausgefunden, dass die Zahlen in einem Zusammenhang miteinander stehen, ist es möglich in den folgenden Untersuchungszeiträumen Bestandsschätzungen aus den Totfundzahlen abzuleiten. Denn bei einer Pearson-Korrelation stehen die untersuchten Variablen in einem linearen Zusammenhang zueinander.

Zudem sollte für die Analysen der Populationstrends das Verkehrsaufkommen miteinbezogen werden. Dazu empfiehlt es sich eine lineare Regressionsanalyse zu verwenden.

Des Weiteren kann die Entwicklung der zeitlichen Trends in und zwischen den untersuchten Gebieten mit einer Spearman-Rangfolgekorrelation getestet werden. Eine Spearman-Korrelation wird in dem Fall empfohlen, weil davon ausgegangen werden kann, dass sich die untersuchten Variablen zwar gemeinsam, aber nicht unbedingt mit gleicher Änderungsrate verändern.

Um zu überprüfen, ob zwei oder mehr kategoriale Variablen abhängig voneinander sind kann ein Chi-Quadrat-Test genutzt werden. Diese Variablen können das Alter, die Mortalität und die Verteilung der Mortalitätsursachen zwischen den Untersuchungszeiträumen und den Geschlechtern der Totfunde sein.

Da ein Totfundmonitoring zuverlässige Ergebnisse über die Entwicklungen von Populationsdichten in einem definierten Untersuchungsgebiet liefern kann, ist die Verwendung dessen eine kosteneffektive Methode zur Überwachung von Populationsentwicklungen von Landsäugetieren (George et al. 2011).

## 5 – Fazit

Die im Verlauf dieser Masterarbeit herausgearbeitete Methode, für ein standardisiertes Totfundmonitoring in Deutschland mit dem Ziel durch die gesammelten Daten Rückschlüsse auf den aktuellen Bestand einer Tierart bzw. einer Population in einem geographisch abgegrenzten Raum treffen zu können, ist hier noch einmal abschließend, in der Reihenfolge ihrer Nennung in der Arbeit, zusammengefasst und aufgelistet:

- Die Untersuchungsgebiete und Transekte sollten in Gebieten liegen, die repräsentativ für die Zielarten sind, wenn Zielarten gewählt werden. Wenn keine Zielarten gewählt werden, sollten die Transekte in Gebieten liegen die repräsentativ für das Untersuchungsgebiet sind. Die empfohlene minimale Transektlänge für ein Untersuchungsgebiet (bspw. Bundesland) liegt bei 140 – 263 km, welche davon abhängig ist, wie viele und/oder welche Arten durch ein Totfundmonitoring gefunden werden sollen. Dabei sollten möglichst viele Straßen monitort und dementsprechend die Transektlänge auf das maximal mögliche ausgedehnt werden. Je größer dabei der Anteil der eingezäunten Transekte ist, desto höher sollte auch die Transektlänge sein. Eine Möglichkeit wäre es die Untersuchungsgebiete auf die Jagdreviere/Jagdbezirke in Deutschland aufzuteilen.
- Ein standardisiertes Totfundmonitoring als Grundlage von Wildtierbestands-schätzungen sollte über mehrere Jahre hinweg ausgeführt werden, damit eine Entwicklung der Wildtierbestände erkennbar wird.
- Die beste Tageszeit, für ein Totfundmonitoring liegt je nach Tierart und dessen Aktivitätsmuster bei ca. 1,5 Stunden vor Sonnenaufgang bzw. bis 1,5 Stunden vor Sonnenuntergang. Jedoch sollte dies zur Sicherheit der Verkehrsteilnehmer und der Kontrollperson/en immer in Abwägung des Verkehrsaufkommens stattfinden.
- Die Häufigkeit des Totfundmonitorings sollte in regelmäßigen Abständen, am besten wöchentlich und in Abhängigkeit von der Zielart/den Zielarten gewählt werden, damit Aussagen über die vorkommenden Arten und Entwicklungen möglichst zuverlässig getroffen werden können.
- In allen Untersuchungsgebieten sollte das standardisierte Totfundmonitoring während der gleichen Jahreszeit stattfinden. Die Wahl der Jahreszeit bzw. der Jahreszeiten ist abhängig, von der/den Zielart/en bzw. deren Aktivitätsmuster. Da vor allem in sehr nassen oder heißen Monaten die Persistenz der Kadaver auf den Straßen schnell abnimmt, sollte die Häufigkeit des Totfundmonitorings während dieser Jahreszeiten bzw. Wetterbedingungen, insbesondere bei kleineren Tierarten, angepasst werden.

- Die empfohlene Geschwindigkeit mit der ein Transekt kontrolliert werden sollte liegt bei ca. 50 km/h. Für die Sicherheit des Fahrers/der Fahrerin und anderer Verkehrsteilnehmer sollte sie jedoch nicht weniger als 10 – 20 km/h unter der empfohlenen Geschwindigkeit liegen. Bei Zielarten unter ca. Hasengröße sollten die Transekte zusätzlich zu Fuß kontrolliert werden, da diese sonst schnell übersehen werden können.
- Generell reicht es aus, wenn jeder Transekt immer durch die gleiche und erfahrene Person kontrolliert wird. Bei einer erhöhten Verkehrsdichte auf dem Transekt, die die Sicherheit des Fahrers/ der Fahrerin und anderer Verkehrsteilnehmer/innen gefährden könnte, sollte ein/e Beifahrer/in als Beobachter/in mitfahren.
- Das standardisierte Totfundmonitoring sollte, zumindest zu Beginn, von den Jagdausübungsberechtigten bzw. Jäger/innen des jeweiligen Jagdreviers/Jagdbezirks ausgeführt werden, da diese ein fachbezogenes Wissen vorweisen können und erfahren im Umgang mit dem Erkennen von toten Tieren sind.
- Zu Beginn sollte der Fokus zuerst auf Tierarten gelegt werden, die besonders häufig von Wildunfällen betroffen sind und/oder auf Arten, die meist nicht zu Wildunfällen führen, aber dennoch häufig auf der Straße zu Tode kommen. Zu den empfohlenen Arten für den Einstieg zählen Rehwild, Dachs, Feldhase und Wildkatze.
- Wenn die Dichten der Tierarten bekannt sind, kann ein möglicher Zusammenhang zwischen der Anzahl Totfunde und der Anzahl Lebendfunde und/oder Streckendaten der Jagdsaisons, durch einen Pearson-Korrelationskoeffizienten getestet werden. Wird dabei herausgefunden, dass die Zahlen in einem Zusammenhang miteinander stehen, ist es möglich in den folgenden Untersuchungszeiträumen Bestandsschätzungen aus den Totfundzahlen abzuleiten.
- Die Entwicklung der zeitlichen Trends in und zwischen den Untersuchungsgebieten kann zusätzlich mit einer Spearman-Rangfolgekorrelation getestet werden.
- Eine Veränderung in der Anzahl der Totfunde über einen Zeitraum von mehreren Jahren stellt mit einer hohen Wahrscheinlichkeit einen Rückgang bzw. Anstieg der absoluten Häufigkeit dar. Demnach kann ein standardisiertes Totfundmonitoring ein guter Index sein, um Populationstrends zu beobachten.

Anhand der analysierten Studien ist zu erkennen, dass die Brauchbarkeit von Totfunddaten stark abhängig von verschiedenen Faktoren ist. Einen entscheidenden Faktor hat dabei allein die Zielart, bzw. ihr Verhalten, Vorkommen und die Häufigkeit. Stets berücksichtigt werden sollte auch die Verkehrsdichte bzw. dessen Veränderungen während des Untersuchungszeitraums. Begründen lässt sich dies damit, dass sowohl die Verkehrsdichte

einen Einfluss auf die Anzahl Totfunde als auch das Verhalten der Tiere haben kann, aber nicht muss.

In Bezug auf die Literaturrecherche gab es erste Probleme bei der Wahl der Suchbegriffe um ausreichend brauchbare Literatur zu finden. Letztendlich ergaben die genannten Begriffe (s. Kapitel 3.1) den Großteil der hier verarbeiteten Literatur. Weitestgehend wurde die dabei gefundene Literatur noch nach weiterer passender Literatur durchsucht, wodurch wenige weitere Artikel gefunden wurden. Demnach haben die Suchbegriffe nicht zu 100% die benötigte Literatur hervorgebracht. Ein weiterer Punkt war, dass der Zugang zu einem Teil der Literatur bzw. der in den Artikel zitierten Literatur nicht frei zugänglich waren und/oder es sich um Artikel und Bücher handelte, auf die es nicht möglich war Zugriff zu erhalten. Die Gründe dafür waren entweder zu weite Wege oder zu hohe Kosten. Zudem besteht noch die Möglichkeit, dass nützliche Totfund- oder Wildunfall-Studien in anderen Sprachen als Englisch oder Deutsch nicht gefunden wurden, da nicht mit Suchbegriffen in anderen Sprachen gesucht wurde.

Neben dem Vorgehen bei der Literaturrecherche lässt sich auch die Auswahl der gefundenen Literatur für die Methodenerstellung diskutieren, da sie geographisch wenig eingeschränkt wurde. Wenn es darum geht, dass die Landschaften, Lebensräume und Straßen(-typen) denen in Deutschland möglichst ähnlich sind, hätten die Studien möglicherweise nur auf Europa bezogen werden sollen, wobei es selbst da Unterschiede gibt. Das gleiche gilt für die vorkommenden Tierarten und die klimatischen Bedingungen. Dabei hätten dann z.B. nur Studien in der nördlichen Hemisphäre berücksichtigt werden können. Für Deutschland allein lag jedoch nicht ausreichend Literatur vor, um daraus ein standardisiertes Totfundmonitoring ableiten zu können. Die abgeleitete Methode aus den weltweit analysierten Studien scheint trotz der regionalen Unterschiede für Deutschland brauchbar und standardisierbar zu sein, weshalb eine stärkere geographische Einschränkung nur in speziellen Einzelfällen, bspw. bezogen auf die Tierart und damit einhergehende Anpassung der Methode, sinnvoller sein könnte.

Schlussendlich kann ein standardisiertes Totfundmonitoring die Forschung für mehrere ökologisch wichtige Variablen ermöglichen und vereinfachen. Dazu zählt zum einen die Kontrolle und das Wissen über die Anzahl der auf der Straße zu Tode gekommenen Arten und Tiere, sowie die Überwachung ihrer Populationstrends. Zum anderen kann dadurch eine Übersicht über die Verbreitung und Verteilung von Wildtieren erstellt werden und insbesondere das Wander-/Mobilitätsverhalten der Tiere erforscht werden. Zudem können durch eine Probenentnahme Informationen über mögliche Schadstoffe, Umweltgifte, Krankheiten, eine

Altersschätzung, den Reproduktionsstatus und die Genetik (Herkunft, Verwandtschaft, genetische Isolierung) der Individuen erhalten werden.

Nach der erfolgreichen Etablierung eines deutschlandweit standardisierten Totfundmonitorings durch Jäger/innen kann es unter Anleitung durch die Jäger/innen auch in die Öffentlichkeit getragen werden. Der Grund dafür ist, dass die Erhebung solcher Daten der Öffentlichkeit eine wertvolle Gelegenheit bieten kann, sich direkt an der Erhebung wissenschaftlicher Daten und damit der Forschung (Citizen Science) zu beteiligen. Dies erhöht die Wahrscheinlichkeit einer breiten Akzeptanz für ein Totfundmonitoring in der Gesellschaft und für den Erhalt vieler Wildtierarten in unserer heutigen kulturell geprägten Landschaft.

Schlussendlich können aus den gewonnenen Daten auch neue Managementpläne entwickelt werden, sowie Habitat-Verbesserungsmaßnahmen in den umliegenden Gebieten durchgeführt oder sinnvolle Stellen für Wildquerungshilfen (Grünbrücken, Unterführungen) an werden. Bei den Wildquerungshilfen sollte darauf geachtet werden, dass sie so platziert werden, dass sie dabei helfen die Habitate und Lebensräume der verschiedenen Tierarten miteinander zu verknüpfen. Dies ist notwendig, da durch Zäune oder andere Barrieren, die dafür sorgen sollen, dass die Tiere nicht auf die Straßen laufen und sie zu den Wildquerungshilfen lenken, die Wanderung der Populationen ansonsten stark behindern und es so zu einer Isolation der Populationen und einem damit einhergehenden genetischen Verlust der Arten kommen kann.

## 6 – Literaturverzeichnis

Adams, Lowell W.; Geis, Aelred D.; U.S. Fish and Wildlife Service.; United States.; Federal Highway Administration.; Office of Research.; Office of Development. (1978): Effects of highways on wildlife populations and habitats: phase 1, selection and evaluation of procedures: interim report. Washington, D.C., Springfield, Va.: U.S. Federal Highway Administration; Available through National Technical Information Service.

aktion tier e.V. (19.09.2015): aktion tier weist auf Millionen von Tieren hin, die jedes Jahr auf unseren Straßen sterben. Berlin. Bauer, Ursula, Tel.+49 30 30103831, E-Mail: berlin@aktiontier.org. Online verfügbar unter <https://www.aktiontier.org/presse/pressemitteilungen/artikel/datum/2015/09/aktion-tier-weist-auf-millionen-von-tieren-hin-die-jedes-jahr-auf-unseren-strassen-sterben/>, zuletzt geprüft am 12.05.2021.

Baker, Philip J.; Harris, Stephen; Robertson, Charles P. J.; Saunders, Glen; White, Piran C. L. (2004): Is it possible to monitor mammal population changes from counts of road traffic casualties? An analysis using Bristol's red foxes *Vulpes vulpes* as an example. In: *Mammal Society* 34 (1), S. 115–130.

Balčiauskas, Linas; Stratford, Jos; Balčiauskienė, Laima; Kučas, Andrius (2020): Importance of professional roadkill data in assessing diversity of mammal roadkills. In: *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 87, S. 102493. DOI: 10.1016/j.trd.2020.102493.

Barthelmeß, Erika L.; Brooks, Margot S. (2010): The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. In: *Biodivers Conserv* 19 (6), S. 1611–1629. DOI: 10.1007/s10531-010-9791-3.

Bellis, E. D.; Graves, H. B. (1971): Deer Mortality on a Pennsylvania Interstate Highway. In: *Journal of Wildlife Management* 35 (2), S. 232. DOI: 10.2307/3799596.

Bencin, Heidi L.; Prange, Suzanne; Rose, Christa; Popescu, Viorel D. (2019): Roadkill and space use data predict vehicle-strike hotspots and mortality rates in a recovering bobcat (*Lynx rufus*) population. In: *Scientific reports* 9 (1), S. 15391. DOI: 10.1038/s41598-019-50931-5.

Biggs, James; Sherwood, Sherri; Michalak, Sarah; Hansen, Leslie; Bare, Carey (2004): Animal-Related vehicle accidents at the Los Alamos National Laboratory, New Mexico. In: *The Southwestern Naturalist* 49 (3), S. 384–394. DOI: 10.1894/0038-4909(2004)049<0384:AVAATL>2.0.CO;2.

Bissonette, J.; Kassar, C. A. (2008): Locations of Deer–vehicle Collisions are Unrelated to Traffic Volume or Posted Speed Limit. UC Davis: Road Ecology Center. Online verfügbar unter <https://escholarship.org/uc/item/5kh2m42f>.

BMVI (01.01.2020): Längenstatistik der Straßen des überörtlichen Verkehrs. Online verfügbar unter <https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Artikel/G/infrastruktur-statistik.html>, zuletzt geprüft am 10.03.2021.

Bonn, A.; Richter, A.; Vohland, K.; Pettibone, L.; Brandt, M.; Feldmann, R. et al. (2016): Gruenbuch Citizen Science Strategie 2020 fuer Deutschland.

Bright, Paul W.; Balmforth, Zoe; Macpherson, Jenny L. (2014): The effect of changes in traffic flow on mammal road kill counts. In: *AEER* 13 (1), S. 171–179. DOI: 10.15666/aeer/1301\_171179.

- Brockie, Robert E.; Sadleir, Richard M. F. S.; Linklater, Wayne L. (2009): Long-term wildlife road-kill counts in New Zealand. In: *New Zealand Journal of Zoology* 36 (2), S. 123–134. DOI: 10.1080/03014220909510147.
- Brown, Gregory P.; Phillips, Benjamin L.; Webb, Jonathan K.; Shine, Richard (2006): Toad on the road: Use of roads as dispersal corridors by cane toads (*Bufo marinus*) at an invasion front in tropical Australia. In: *Biological Conservation* 133 (1), S. 88–94. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.05.020.
- Bruinderink, G.W.T.A. Groot; Hazebroek, E. (1996): Ungulate Traffic Collisions in Europe. In: *Conservation Biology* (Volume 10), S. 1059–1067.
- BUND (2020): Meldebogen Wildkatzentotfunde. Unter Mitarbeit von Ines Leonhardt. Hg. v. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) Landesverband Rheinland-Pfalz. Mainz. Online verfügbar unter [https://www.bund-rlp.de/fileadmin/rlp/Tiere\\_und\\_Pflanzen/Wildkatze/MELDEBOGEN\\_WILDKATZENTOTFUND\\_ausfuellbar.pdf](https://www.bund-rlp.de/fileadmin/rlp/Tiere_und_Pflanzen/Wildkatze/MELDEBOGEN_WILDKATZENTOTFUND_ausfuellbar.pdf), zuletzt geprüft am 07.05.2021.
- Canova, Luca; Balestrieri, Alessandro (2019): Long-term monitoring by roadkill counts of mammal populations living in intensively cultivated landscapes. In: *Biodivers Conserv* 28 (1), S. 97–113. DOI: 10.1007/s10531-018-1638-3.
- Caro, T. M.; Shargel, J. A.; Stoner, C. J. (2000): Frequency of Medium-sized Mammal Road Kills in an Agricultural Landscape in California. In: *The American Midland Naturalist* 144 (2), S. 362–369. DOI: 10.1674/0003-0031(2000)144[0362:FOMSMR]2.0.CO;2.
- Carthew, Susan M.; Garrett, Liesl A.; Ruykys, Laura (2013): Roadside vegetation can provide valuable habitat for small, terrestrial fauna in South Australia. In: *Biodivers Conserv* 22 (3), S. 737–754. DOI: 10.1007/s10531-013-0445-0.
- Case, Ronald M. (1978): Interstate Highway Road-Killed Animals: A Data Source for Biologists. In: *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 6 (1), S. 8–13. Online verfügbar unter [www.jstor.org/stable/3781058](http://www.jstor.org/stable/3781058).
- Ceia-Hasse, Ana; Borda-de-Água, Luís; Grilo, Clara; Pereira, Henrique M. (2017): Global exposure of carnivores to roads. In: *Global Ecol Biogeogr* 26 (5), S. 592–600. DOI: 10.1111/geb.12564.
- Chadwick, Elizabeth A.; Simpson, Victor R.; Nicholls, Abigail E. L.; Slater, Frederick M. (2011): Lead levels in Eurasian otters decline with time and reveal interactions between sources, prevailing weather, and stream chemistry. In: *Environmental science & technology* 45 (5), S. 1911–1916. DOI: 10.1021/es1034602.
- Clarke, G. Philip; White, Piran C.L.; Harris, Stephen (1998): Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. In: *Biological Conservation* 86 (2), S. 117–124. DOI: 10.1016/S0006-3207(98)00018-4.
- Clevenger, Anthony P.; Chruszcz, Bryan; Gunson, Kari E. (2003): Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. In: *Biological Conservation* 109 (1), S. 15–26. DOI: 10.1016/S0006-3207(02)00127-1.
- Collinson, Wendy J.; Parker, Daniel M.; Bernard, Ric T. F.; Reilly, Brian K.; Davies-Mostert, Harriet T. (2014): Wildlife road traffic accidents: a standardized protocol for counting flattened fauna. In: *Ecology and evolution* 4 (15), S. 3060–3071. DOI: 10.1002/ece3.1097.
- Costa, Aline Saturnino; Ascensão, Fernando; Bager, Alex (2015): Mixed sampling protocols improve the cost-effectiveness of roadkill surveys. In: *Biodivers Conserv* 24 (12), S. 2953–2965. DOI: 10.1007/s10531-015-0988-3.

- Danks, Zachary D.; Porter, William F. (2010): Temporal, Spatial, and Landscape Habitat Characteristics of Moose-Vehicle Collisions in Western Maine. In: *Journal of Wildlife Management* 74 (6), S. 1229–1241. DOI: 10.1111/j.1937-2817.2010.tb01243.x.
- Davies, J. M.; Roper, T. J.; Shepherdson, D. J. (1987): Seasonal distribution of road kills in the European badger (*Meles meles*). In: *Journal of Zoology* 211 (3), S. 525–529. DOI: 10.1111/j.1469-7998.1987.tb01550.x.
- Deutscher Jagdverband e.V. (DJV) (2019): Wildunfall-Statistik 2017/2018. DJV Infografik, pressestelle@jagdverband.de, www.jagdverband.de. Online verfügbar unter [https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2019-03\\_Infografik\\_Wildunfall\\_Statistik\\_2017\\_2018.jpg](https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2019-03_Infografik_Wildunfall_Statistik_2017_2018.jpg).
- Deutscher Jagdverband e.V. (DJV) (Hg.) (2020): Mitglieder im DJV. Online verfügbar unter [https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2020-02/2020-02\\_Infografik\\_Mitglieder\\_im\\_DJV\\_2019.jpg](https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2020-02/2020-02_Infografik_Mitglieder_im_DJV_2019.jpg).
- Dickinson, Janis L.; Zuckerberg, Benjamin; Bonter, David N. (2010): Citizen Science as an Ecological Research Tool: Challenges and Benefits. In: *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 41 (1), S. 149–172. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636.
- Elzanowski, Andrzej; Ciesiołkiewicz, Joanna; Kaczor, Mirella; Radwańska, Joanna; Urban, Radosław (2009): Amphibian road mortality in Europe: a meta-analysis with new data from Poland. In: *European Journal of Wildlife Research* 55 (1), S. 33–43. DOI: 10.1007/s10344-008-0211-x.
- Erritzøe, Johannes; Erritzøe, Helga; Nørgaard, Marius (2018): Birds killed on roads in Southern Jutland, Denmark 2001 - 2008. In: *Dansk Orn. Foren. Tidsskr* (112), S. 125–138. Online verfügbar unter [http://www.birdresearch.dk/wp-content/uploads/DOFT\\_112\\_Birds\\_killed\\_on\\_roads.pdf](http://www.birdresearch.dk/wp-content/uploads/DOFT_112_Birds_killed_on_roads.pdf).
- Erritzøe, Johannes; Mazgajski, Tomasz D.; Rejt, Łukasz (2003): Bird Casualties on European Roads — A Review. In: *Acta Ornithologica* 38 (2), S. 77–93. DOI: 10.3161/068.038.0204.
- Esser, Joachim; Reichholf, Josef (1980): Die Höhe der Igelverluste auf bayerischen Straßen: Akademie für Naturschutz u. Landschaftspflege.
- Fahrig, Lenore; Pedlar, John H.; Pope, Shealagh E.; Taylor, Philip D.; Wegner, John F. (1995): Effect of road traffic on amphibian density. In: *Biological Conservation* 73 (3), S. 177–182. DOI: 10.1016/0006-3207(94)00102-V.
- Fahrig, Lenore; Rytwinski, Trina (2009): Effects of Roads on Animal Abundance. An Empirical Review and Synthesis. In: *Ecology and Society* 14 (1). Online verfügbar unter <http://www.jstor.org/stable/26268057>.
- Feldhamer, George A.; Gates, J. Edward; Harman, Dan M.; Loranger, Andre J.; Dixon, Kenneth R. (1986): Effects of Interstate Highway Fencing on White-Tailed Deer Activity. In: *Journal of Wildlife Management* 50 (3), S. 497. DOI: 10.2307/3801112.
- Frantz, Alain C.; Schaul, Michel; Pope, Lisa C.; Fack, Fred; Schley, Laurent; Muller, Claude P.; Roper, Timothy J. (2004): Estimating population size by genotyping remotely plucked hair: the Eurasian badger. In: *Journal of Applied Ecology* (41), S. 985–995.
- Garland, Theodore; Bradley, W. Glen (1984): Effects of a Highway on Mojave Desert Rodent Populations. In: *American Midland Naturalist* 111 (1), S. 47. DOI: 10.2307/2425541.

- Gehrt, Stanley D. (2002): Evaluation of Spotlight and Road-Kill Surveys as Indicators of Local Raccoon Abundance. In: *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 30 (2), S. 449–456. Online verfügbar unter <http://www.jstor.org/stable/3784503>.
- George, L.; Macpherson, J. L.; Balmforth, Z.; Bright, P. W. (2011): Using the dead to monitor the living: Can road kill counts detect trends in mammal abundance? In: *AEER* 9 (1), S. 27–41. DOI: 10.15666/aeer/0901\_027041.
- Glista, David J.; DeVault, Travis L. (2008): Road mortality of terrestrial vertebrates in Indiana. In: *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 117 (1), S. 55–62.
- Götz, Malte; Jerosch, Saskia (2010): Wildkatzen und Straßen - Ermittlung von Unfallschwerpunkten im Ostharz. In: *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 47 (1+2), S. 26–33. Online verfügbar unter <https://core.ac.uk/download/pdf/16213833.pdf>.
- Gräber, R.; Strauß, E.; Rölfig, F.; Johanson, S. (2019): Wild und Jagd – Landesjagdbericht 2018 / 2019. Hg. v. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Hannover. Online verfügbar unter [https://www.ljn.de/fileadmin/dateien/ljn.de/News/19\\_10\\_LJB\\_2018\\_2019\\_web.pdf](https://www.ljn.de/fileadmin/dateien/ljn.de/News/19_10_LJB_2018_2019_web.pdf).
- Grilo, Clara; Bissonette, John A.; Santos-Reis, Margarida (2009): Spatial–temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. In: *Biological Conservation* 142 (2), S. 301–313. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.10.026.
- Grilo, Clara; Koroleva, Elena; Andrášik, Richard; Bíl, Michal; González-Suárez, Manuela (2020): Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals. In: *Front Ecol Environ* 18 (6), S. 323–328. DOI: 10.1002/fee.2216.
- Groot Bruinderink, G. W. T. A.; Hazebroek, E. (1996): Ungulate Traffic Collisions in Europe. In: *Conservation Biology* 10 (4), S. 1059–1067.
- Guinard, Éric; Julliard, Romain; Barbraud, Christophe (2012): Motorways and bird traffic casualties: Carcasses surveys and scavenging bias. In: *Biological Conservation* 147 (1), S. 40–51. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.01.019.
- Guter, Amichai; Dolev, Amit; Saltz, David; Kronfeld-Schor, Noga (2005): Temporal and spatial influences on road mortality in otters: conservation implications. In: *Israel Journal of Ecology and Evolution* 51 (3), S. 199–207.
- Haigh, Amy Josette (2012): Annual patterns of mammalian mortality on Irish roads. In: *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* (23), S. 58–66. Online verfügbar unter <http://www.italian-journal-of-mammalogy.it/Annual-patterns-of-mammalian-mortality-on-Irish-roads-,77262,0,2.html>.
- Haines, Aaron M.; Tewes, Michael E.; Laack, Linda L. (2005): Survival and sources of mortality in ocelots. In: *Journal of Wildlife Management* 69 (1), S. 255–263. DOI: 10.2193/0022-541X(2005)069<0255:SASOMI>2.0.CO;2.
- Harris, Stephen (1981): An estimation of the number of foxes (*Vulpes vulpes*) in the city of Bristol, and some possible factors affecting their distribution. In: *The Journal of Applied Ecology*, S. 455–465.
- Hartwig, D. (1991): Erfassung der Verkehrsunfälle mit Wild im Jahre 1989 in Nordrhein-Westfalen im Bereich der Polizeibehörden. In: *European Journal of Wildlife Research* 37 (1), S. 55–62. DOI: 10.1007/BF02241648.
- Hauer, Silke; Ansorge, Hermann; Zinke, Olaf (2002): Mortality patterns of otters (*Lutra lutra*) from eastern Germany. In: *J Zoology* 256 (3), S. 361–368.

- Hels, Tove; Buchwald, Erik (2001): The effect of road kills on amphibian populations. In: *Biological Conservation* 99 (3), S. 331–340. DOI: 10.1016/S0006-3207(00)00215-9.
- Hodson, N. L. (1960): A survey of vertebrate road mortality 1959. In: *Bird Study* 7 (4), S. 224–231.
- Hodson, N. L. (1966): A survey of road mortality in mammals (and including data for the Grass snake and Common frog). In: *J Zoology* 148 (4), S. 576–579. DOI: 10.1111/j.1469-7998.1966.tb02972.x.
- Hodson, N. L.; Snow, D. W. (1965): The road deaths enquiry, 1960–61. In: *Bird Study* 12 (2), S. 90–99.
- Huijser, Marcel P.; Bergers, Piet J.M (2000): The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. In: *Biological Conservation* 95 (1), S. 111–116. DOI: 10.1016/S0006-3207(00)00006-9.
- Jaarsma, Catharinus F.; van Langevelde, Frank; Botma, Hein (2006): Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. In: *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 11 (4), S. 264–276. DOI: 10.1016/j.trd.2006.05.001.
- Jahn, Laurence R. (1959): Highway Mortality as an Index of Deer-Population Change. In: *Journal of Wildlife Management* 23 (2), S. 187. DOI: 10.2307/3797639.
- Knierer, W. (1967): Untersuchungen über Tierverluste durch den Straßenverkehr. In: *European Journal of Wildlife Research* 13 (4), S. 159–164. DOI: 10.1007/BF01902259.
- Laurance, William F.; Balmford, Andrew (2013): Land use: A global map for road building. In: *Nature* 495 (7441), S. 308–309. DOI: 10.1038/495308a.
- Leonhardt, Ines (2020): Tote Wildkatze gefunden. Was tun? Unter Mitarbeit von Laëtitia Otal Mira Stockmann. Hg. v. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) Landesverband Rheinland-Pfalz. Mainz. Online verfügbar unter [https://www.bund-rlp.de/fileadmin/rlp/Tiere\\_und\\_Pflanzen/Wildkatze/BUND\\_Wildkatzentotfundmonitoring\\_2020.pdf](https://www.bund-rlp.de/fileadmin/rlp/Tiere_und_Pflanzen/Wildkatze/BUND_Wildkatzentotfundmonitoring_2020.pdf), zuletzt geprüft am 13.03.2021.
- Lodé, Thierry (2000): Effect of a Motorway on Mortality and Isolation of Wildlife Populations. In: *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 29 (3), S. 163–166. DOI: 10.1579/0044-7447-29.3.163.
- Loughry, W. J.; McDonough, Colleen M. (1996): Are Road Kills Valid Indicators of Armadillo Population Structure? In: *American Midland Naturalist* 135 (1), S. 53. DOI: 10.2307/2426871.
- Lovari, S.; Sforzi, A.; Scala, C.; Fico, R. (2007): Mortality parameters of the wolf in Italy: does the wolf keep himself from the door? In: *J Zoology* 272 (2), S. 117–124. DOI: 10.1111/j.1469-7998.2006.00260.x.
- Madsen, Aksel Bo; Strandgaard, Helmuth; Prang, Allan (2002): Factors causing traffic killings of roe deer *Capreolus capreolus* in Denmark. In: *Wildlife Biology* 8 (1), S. 55–61. DOI: 10.2981/wlb.2002.008.
- Maehr, David S.; Land, E. Darrell; Roelke, Melody E. (1991): Mortality patterns of panthers in southwest Florida. In: *Proc. Annu. Conl. Southeast. Fish and Wildl. Agencies* (45), S. 201–207.
- Mallick, Stephen A.; Hocking, Gregory J.; Driessen, Michael M. (1998): Road-kills of the eastern barred bandicoot (*Perameles gunnii*) in Tasmania: an index of abundance. In: *Wildl. Res.* 25 (2), S. 139. DOI: 10.1071/WR96119.

- McCaffery, Keith R. (1973): Road-Kills Show Trends in Wisconsin Deer Populations. In: *Journal of Wildlife Management* 37 (2), S. 212. DOI: 10.2307/3798906.
- Morris, P. A.; Morris, M. J. (1988): Distribution and abundance of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) on New Zealand roads. In: *New Zealand Journal of Zoology* 15 (4), S. 491–498. DOI: 10.1080/03014223.1988.10422629.
- Mumme, Ronald L.; Schoech, Stephan J.; Woolfenden, Glen E.; Fitzpatrick, John W. (2000): Life and death in the fast lane: demographic consequences of road mortality in the Florida scrub-jay. In: *Conservation Biology* 14 (2), S. 501–512.
- Murphy, Andrew; Xia, Jianhong (2016): Risk analysis of animal–vehicle crashes: a hierarchical Bayesian approach to spatial modelling. In: *International Journal of Crashworthiness* 21 (6), S. 614–626. DOI: 10.1080/13588265.2016.1209823.
- Oxley, D. J.; Fenton, M. B.; Carmody, G. R. (1974): The Effects of Roads on Populations of Small Mammals. In: *The Journal of Applied Ecology* 11 (1), S. 51. DOI: 10.2307/2402004.
- Pearce-Higgins, James W.; Yalden, D. W. (2005): Difficulties of counting breeding Golden Plovers *Pluvialis apricaria*. In: *Bird Study* 52 (3), S. 339–342. DOI: 10.1080/00063650509461408.
- Pereira, Henrique M.; Daily, Gretchen C.; Roughgarden, Joan (2004): A framework for assessing the relative vulnerability of species to land-use change. In: *Ecological applications* 14 (3), S. 730–742.
- Philcox, C. K.; Grogan, A. L.; Macdonald, D. W. (1999): Patterns of Otter *Lutra lutra* Road Mortality in Britain. In: *Journal of Applied Ecology* 36 (5), S. 748–762. Online verfügbar unter <http://www.jstor.org/stable/2655947>.
- Poessel, Sharon A.; Burdett, Christopher L.; Boydston, Erin E.; Lyren, Lisa M.; Alonso, Robert S.; Fisher, Robert N.; Crooks, Kevin R. (2014): Roads influence movement and home ranges of a fragmentation-sensitive carnivore, the bobcat, in an urban landscape. In: *Biological Conservation* 180, S. 224–232. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.10.010.
- Pojar, Thomas M.; Prosenice, Richard A.; Reed, Dale F.; Woodard, Thomas N. (1975): Effectiveness of a Lighted, Animated Deer Crossing Sign. In: *The Journal of Wildlife Management* 39 (1), S. 87–91. DOI: 10.2307/3800469.
- Pountney, Angela; Filby, Amy L.; Thomas, Gareth O.; Simpson, Vic R.; Chadwick, Elizabeth A.; Stevens, Jamie R.; Tyler, Charles R. (2015): High liver content of polybrominated diphenyl ether (PBDE) in otters (*Lutra lutra*) from England and Wales. In: *Chemosphere* 118, S. 81–86. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.06.051.
- Puglisi, Michael J.; Lindzey, James S.; Bellis, Edward D. (1974): Factors Associated with Highway Mortality of White-Tailed Deer. In: *The Journal of Wildlife Management* 38 (4), S. 799–807. DOI: 10.2307/3800048.
- R Core Team (2013): R: A Language and Environment for Statistical Computing. Wien, Österreich: R Foundation for Statistical Computing. Online verfügbar unter <http://www.R-project.org/>.
- Ramp, Daniel; Ben-Ami, Dror (2006): The Effect of Road-Based Fatalities on the Viability of a Peri-Urban Swamp Wallaby Population. In: *Journal of Wildlife Management* 70 (6), S. 1615–1624. DOI: 10.2193/0022-541X(2006)70[1615:TEORFO]2.0.CO;2.
- Ramsden, David (2003): Barn owls and major roads. Results and recommendations from a 15-year research project. Ashburton: Barn Owl Trust.

- Reddemann, Dr. Joachim (2018): Wildtiermonitoring Bayern. 4 Bände. Feldkirchen (4).
- Reddemann, Dr. Joachim (2019): Austausch zum Thema Totfundmonitoring als Masterarbeit mit dem Bayerischen Jagdverband e.V. (BJV). Feldkirchen, 2019. persönlich an Feona Oltmann.
- Roger, Erin; Bino, Gilad; Ramp, Daniel (2012): Linking habitat suitability and road mortalities across geographic ranges. In: *Landscape Ecol* 27 (8), S. 1167–1181. DOI: 10.1007/s10980-012-9769-5.
- Roger, Erin; Laffan, Shawn W.; Ramp, Daniel (2011): Road impacts a tipping point for wildlife populations in threatened landscapes. In: *Population Ecology* 53 (1), S. 215–227.
- Roger, Erin; Ramp, Daniel (2009): Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. In: *Diversity and Distributions* 15 (2), S. 222–231.
- Romin, Laura A.; Dalton, Larry B. (1992): Lack of Response by Mule Deer to Wildlife Warning Whistles. In: *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 20 (4), S. 382–384. Online verfügbar unter [www.jstor.org/stable/3783055](http://www.jstor.org/stable/3783055).
- Ruiz-Capillas, Pablo; Mata, Cristina; Malo, Juan E. (2015): How many rodents die on the road? Biological and methodological implications from a small mammals' roadkill assessment on a Spanish motorway. In: *Ecol Res* 30 (3), S. 417–427. DOI: 10.1007/s11284-014-1235-1.
- Saeki, M.; Macdonald, D. W. (2004): The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. In: *Biological Conservation* 118 (5), S. 559–571. DOI: 10.1016/j.biocon.2003.10.004.
- Santos, Sara M.; Carvalho, Filipe; Mira, António (2011): How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. In: *PloS one* 6 (9), e25383. DOI: 10.1371/journal.pone.0025383.
- Saunders, Denis Allan; Hobbs, Richard J. (Hg.) (1991): Nature conservation 2. The role of corridors. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. Unter Mitarbeit von A. F. Bennett. Chipping Norton, NSW: Surrey Beatty and Sons in association with Western Australian Laboratory of the Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Division (Nature conservation, 2).
- Schwab, Autumn C.; Zandbergen, Paul A. (2011): Vehicle-related mortality and road crossing behavior of the Florida panther. In: *Applied Geography* 31 (2), S. 859–870.
- Schwartz, Amy L. W.; Shilling, Fraser M.; Perkins, Sarah E. (2020): The value of monitoring wildlife roadkill. In: *European Journal of Wildlife Research* 66 (1). DOI: 10.1007/s10344-019-1357-4.
- Seebeck, J. H.; Johnston, P. G. (1980): Potorous longipes (Marsupialia:Macropodidae); a New Species from Easter Victoria. In: *Aust. J. Zool.* 28 (1), S. 119. DOI: 10.1071/ZO9800119.
- Seiler, Andreas; Helldin, J. O.; Eckersten, Tina (2003): Road mortality in Swedish badgers (*Meles meles*): Effect on population. In: A. Seiler. *The toll of the automobile: wildlife and roads in Sweden. PhD thesis. Swedish University of Agriculture Sciences, Uppsala, Sweden.*
- Seiler, Andreas; Helldin, J-O; Seiler, Christiane; Seiler, J-O (2004): Road mortality in Swedish mammals: Results of a drivers' questionnaire. In: *Wildlife Biology* 10. DOI: 10.2981/wlb.2004.028.
- Selva, Nuria; Kreft, Stefan; Kati, Vassiliki; Schluck, Martin; Jonsson, Bengt-Gunnar; Mihok, Barbara et al. (2011): Roadless and Low-Traffic Areas as Conservation Targets in Europe. In: *Environmental management* 48 (5), S. 865–877. DOI: 10.1007/s00267-011-9751-z.

Shepard, D. B.; Kuhns, A. R.; Dreslik, M. J.; Phillips, C. A. (2008): Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. In: *Animal Conservation* 11 (4), S. 288–296. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2008.00183.x.

Slater, F. M. (2002): An assessment of wildlife road casualties – the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. In: *Web. Ecol.* (3), S. 33–42.

Smolarski, René; Oswald, Kristin (2016): Einführung: Citizen Science in Kultur und Geisteswissenschaften. Online verfügbar unter [http://www.computus-druck.com/press/wp-content/uploads/2016/11/isbn\\_9783940598325.pdf](http://www.computus-druck.com/press/wp-content/uploads/2016/11/isbn_9783940598325.pdf), zuletzt geprüft am 15.04.2020.

Spahn, V. (2019): Identifizierung von Streckenabschnitten im Straßennetz mit auffällig vielen Wildunfällen. In: *Strassenverkehrstechnik: Organ der Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen, der Bundesvereinigung der Strassenbau- und Verkehrsingenieure (BSVI) und der Österreichischen Forschungsgesellschaft Strasse, Schiene, Verkehr.* (63), S. 16–24.

Steen, David A.; Gibbs, James P. (2004): Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. In: *Conservation Biology* 18 (4), S. 1143–1148.

Steiner, Wolfgang; Schöll, Eva Maria; Leisch, Friedrich; Hackländer, Klaus (2021): Temporal patterns of roe deer traffic accidents: Effects of season, daytime and lunar phase. In: *PloS one* 16 (3), e0249082. DOI: 10.1371/journal.pone.0249082.

Taylor, Brendan D.; Goldingay, Ross L. (2004): Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. In: *Wildl. Res.* 31 (1), S. 83. DOI: 10.1071/WR01110.

Ueckermann, E. (1964): Erhebung über die Wildverluste durch den Straßenverkehr und die Verkehrsunfälle durch Wild. In: *European Journal of Wildlife Research* 10 (4), S. 142–168. DOI: 10.1007/BF01964867.

Ueckermann, E. (1969): Wildverluste durch den Straßenverkehr und Verkehrsunfälle durch Wild im Lande Nordrhein-Westfalen im Jagdjahr 1967/68. In: *European Journal of Wildlife Research* 15 (3), S. 109–117. DOI: 10.1007/BF01956069.

Underhill, Jackie E.; Angold, Penny G. (1999): Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. In: *Environmental Reviews* 8 (1), S. 21–39.

van der Ree, Rodney; Smith, Daniel J.; Grilo, Clara (2015): Handbook of Road Ecology. Chichester, UK: John Wiley & Sons Incorporated.

van Gelder, J. J. (1973): A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo* L. In: *Oecologia* 13 (1), S. 93–95.

van Langevelde, Frank; van Dooremalen, Coby; Jaarsma, Catharinus F. (2009): Traffic mortality and the role of minor roads. In: *Journal of environmental management* 90 (1), S. 660–667. DOI: 10.1016/j.jenvman.2007.09.003.

Vincent, J. P.; Bideau, E.; Cibien, C.; Quéré, J. P. (1988): Verkehrsoffer beim Rehwild (*Capreolus capreolus*). In: *European Journal of Wildlife Research* 34 (1), S. 63–68. DOI: 10.1007/BF02241282.

Voß, Heiko (2007): Unfallhäufungen mit Wildunfällen. Modellversuch im Oberbergischen Kreis. Berlin: GDV Unfallforschung der Versicherer (Forschungsbericht / Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V., Unfallforschung der Versicherer, 2007,1).

Wembridge, David E.; Newman, Martin R.; Bright, Paul W.; Morris, Pat A. (2016): An estimate of the annual number of hedgehog (*Erinaceus europaeus*) road casualties in Great Britain. In: *Mammal Communications* (2), S. 8–14. Online verfügbar unter [https://www.researchgate.net/profile/David\\_Wembridge/publication/311675526\\_An\\_estimate](https://www.researchgate.net/profile/David_Wembridge/publication/311675526_An_estimate)

[\\_of\\_the\\_annual\\_number\\_of\\_hedgehog\\_Erinaceus\\_europaeus\\_road\\_casualties\\_in\\_Great\\_Britain/links/5853d1ca08aef7d030a77c95.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/5853d1ca08aef7d030a77c95.pdf), zuletzt geprüft am 12.05.2021.

## 7 – Danksagung

Als erstes möchte ich mich bei Prof. Dr. Dr. Sven Herzog für die Möglichkeit, sein Fachwissen und seine konstruktive Kritik bedanken. Ohne ihn wäre diese Masterarbeit für mich nicht umsetzbar gewesen. Ein weiterer besonderer Dank geht einmal an MSc Markus Deissler und einmal an MSc Sophie Nöbauer, die mir stets mit Rat und Tat zur Seite standen. Ebenso bedanken möchte ich mich bei meiner Familie und meinen Freunden, die mich so gut es ging, stets unterstützten und immer ein offenes Ohr für meine Anliegen während dieser Zeit hatten.