

Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands



Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland

- Jahresbericht 2006 -

Institut für Biogeographie

Universität Trier
Wissenschaftspark Trier-Petrisberg
54286 Trier

Institut für Wildtierforschung

an der Stiftung
Tierärztliche Hochschule Hannover
Bischofsholer Damm 15
30173 Hannover

Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft

Landesforstanstalt Eberswalde
Alfred-Möller-Straße 1
16225 Eberswalde



eine Initiative des Deutschen Jagdschutz-Verbandes e.V.



Zitiervorschlag:

BARTEL, M., GRAUER, A., GREISER, G., HEYEN, B., KLEIN, R., MUCHIN, A., STRAUß, E., WENZELIDES, L. & WINTER, A. (2007): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland, Jahresbericht 2006. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. (Hrsg.). Bonn.

ISSN 1863 - 7582

IMPRESSUM:

© Juli 2007

Herausgeber:

Deutscher Jagdschutz-Verband e.V.

Johannes-Henry-Straße 26

53113 Bonn

Tel. 02 28 - 9 49 06 - 0

Fax 02 28 - 9 49 06 - 30

djv@jagdschutzverband.de

www.jagdnetz.de

www.jagd-online.de

Druck:

LV Druck, Münster

Fotos:

S. 10, 11 Siegel
S. 17 DJV
S. 21, 23 Friedmann
S. 27 Müller
S. 35 DJV
S. 41 Felsberger
S. 43 Dutschun
S. 45 Weber
S. 47 DJV
S. 49 Siegel
S. 51 Müller
S. 53 Siegel
S. 55 DJV
S. 57 Rolfes
S. 59 Siegel
S. 61 Siegel
S. 63 Siegel
S. 65 Siegel
S. 97 Kayser

Danksagung

Ein bundesweit agierendes Projekt wie das „Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands“ kann nur durch das Engagement und die Unterstützung zahlreicher Mitarbeiter an den unterschiedlichen Stellen erfolgreich durchgeführt werden. Ihnen allen sei hier für die gute Zusammenarbeit ganz herzlich gedankt.

Insbesondere bedanken sich die Mitarbeiter der WILD-Zentren beim Deutschen Jagdschutz-Verband e.V. und den Landesjagdverbänden für den geleisteten Organisationsaufwand. Hier sind vor allem die Länderbetreuer in den einzelnen Bundesländern zu nennen, welche die Arbeiten vor Ort koordinieren und die unverzichtbaren Kontakte zu den Referenzgebietsbetreuern aufbauen und aufrechterhalten. Hierfür danken wir besonders:

Dr. Manfred Pegel, Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg

Dr. Dirk van der Sant, Landesjagdverband Bayern e.V.

Dr. Heike Nösel, Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft Eberswalde

Haro Tempelmann, Landesjägerschaft Bremen e.V.

Markus Willen, Landesjagdverband Hamburg e.V.

Günter Schäfers, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Stadt Hamburg

Rolf Becker, Landesjagdverband Hessen e.V.

Rainer Pirzkall, Landesjagdverband Mecklenburg-Vorpommern e.V.

Dr. Hugo Schlepper, Landesjagdverband Nordrhein-Westfalen e.V.

Dr. Jürgen Eylert, Forschungsstelle für Jagdkunde und Wildschadensverhütung NRW

Frank Voigtländer, Landesjagdverband Rheinland-Pfalz e.V.

Dr. Daniel Hoffmann, Vereinigung der Jäger des Saarlandes

Falk Ende, Landesjagdverband Sachsen e.V.

Oliver Thärig, Landesjagdverband Sachsen-Anhalt e.V.

Im Besonderen haben wir den Referenzgebietsbetreuern, Jägern und allen weiteren Mitarbeitern zu danken, welche die konkreten Erhebungen vor Ort mit einem erheblichen Zeitaufwand und dem Einsatz privater Mittel durchführen und damit ganz wesentlich am Erfolg des Projekts beteiligt sind.

Abstract

The German Wildlife Information System ("WILD": Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands) is the first monitoring program assessing populations of game species throughout Germany. On behalf of the German hunting association (Deutscher Jagdschutz-Verband e.V.) the project was installed as **a permanent integral part of environmental assessment** to aim at the development of strategies for conservation and sustainable use of animal populations. The assessment of population densities and developments serves as a base for further research and for the decision making in German hunting and conservation policy. Again this year WILD has been complemented by the Monitoring Program "Raptors and owls in Europe", supported by Game Conservancy Deutschland e.V.

Data in WILD are collected by counting game species in so-called reference areas and by evaluating wildlife stock (24 species) in more than 50 % of the hunting grounds in Germany. In the long-term project data collection also includes factors influencing the animal densities like land use, hunting intensity and hunting bag.

In 2006, spotlight census in more than 700 reference areas resulted in population densities of **European Hare** ranging from less than one to 145 hares/100 hectares in spring and from none to 168 hares/ 100 hectares in autumn. Generally lower values are encountered in the eastern states of Germany in comparison to the western states. Positive and negative "net growth rates" can be observed with the highest increase in Northwest Germany and a slightly decrease in the eastern part of the country. Average litter density of **Red Fox** was 4.2 litter/100 hectares hunting ground area. Average density in spring was 0.7 fox/100 hectares and 1.9 fox/100 hectares in autumn. Significant differences are evident between the different biogeographic regions of Germany. The **Badger** occurs in average densities of minimum 0.07 badger/100 hectares hunting ground area. Litter size was on average 0.4 litter/100 hectares. **Carrion and Hooded Crows**

were counted in spring 2006 and average densities ranging from 0.3 to 2.2 pairs/100 hectares were registered in hunting grounds. An average density of 1.1 pair/100 hectares for all regarded German states has been calculated. The assessment of **Partridge** pairs was done in the context of the hunting ground evaluations and more than 70.000 pairs were counted in nearly 27.000 hunting grounds, covering more than 9.9 Mill. ha rangeland. The population density of partridge pairs remains stable at a low level of 1 pair/100 hectares land.

Zusammenfassung

Mit dem Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD) wurde erstmals ein bundesweites Monitoring-Programm zur großflächigen Populationserfassung bejagbarer Wildtiere installiert. Der Deutsche Jagdschutz-Verband gab das Projekt als **dauerhaften Baustein der ökologischen Umweltbeobachtung** mit dem Ziel in Auftrag, Strategien für Schutz und nachhaltige Nutzung von Tierpopulationen zu entwickeln. Die Erfassung von Populationsdichten und -entwicklungen dient als Basis für weitere Forschung und als Argumentationsbasis für jagdpolitische und naturschutzrelevante Entscheidungen in Deutschland. Die Daten des Monitoring-Programms „Greifvögel und Eulen Europas“ fließen durch Unterstützung der Game Conservancy Deutschland e.V. und des DJV mit in das WILD ein und ergänzen es um einen weiteren Baustein.

Die Datenerhebung in WILD basiert zum einen auf Wildtierzählungen in ausgewählten Referenzgebieten, zum anderen auf Bestandseinschätzungen in möglichst vielen Jagdbezirken Deutschlands. In dem langfristig angelegten Projekt werden auch Faktoren, die Einfluss auf die Dichte der untersuchten Tierarten nehmen können (z.B. Flächennutzung, Jagdintensität, differenzierte Jagdstrecken), erhoben.

Feldhase

Seit Herbst 2001 erfolgt in den Referenzgebieten des WILD jährlich die Erfassung des Feldhasen jeweils im Frühjahr und Herbst mittels Scheinwerfer-taxation (DJV 2003).

In die Berechnung der **Feldhasenbesätze** des Jahres 2006 flossen Daten aus **706 Referenzgebieten (Frühjahr) bzw. 631 Gebieten (Herbst)** aus 15 Bundesländern mit ein. Die Berechnungen der Nettozuwachsrate beziehen sich auf 583 Referenzgebiete, die sich sowohl im Frühjahr als auch im Herbst an der Zählung beteiligten. Die Entwicklungen der Frühjahrsbesätze 2002-2006 werden durch drei Auswertungen dargestellt, die jeweils eine unterschiedliche Datenbasis nutzen.

Die mittleren **Frühjahrsbesätze** des Feldhasen schwanken in den westdeutschen Bundesländern zwischen 12 und 38 Hasen/100 ha (Median) und in den östlichen Bundesländern zwischen 2 und 7 Hasen/100 ha (Median). Die mittleren **Herbstbesätze** variieren zwischen 10 und 53 (Westdeutschland) bzw. wiederum zwischen 2 und 7 Hasen/100 ha (Ostdeutschland). Die Spannweiten reichen von unter einem bis fast 145 Hasen/100 ha (Frühjahr) bzw. 168 Hasen/100 ha (Herbst).

Im Jahr 2006 liegen die durchschnittlichen **Nettozuwachsrate** der Feldhasenpopulationen in Deutschland **bei 3 % (Median) bzw. 11 % (arith. Mittel)**. Damit nahmen die sommerlichen Zuwächse seit 2003 (20 %; Median) kontinuierlich ab. Die höchsten mittleren Nettozuwachsrate sind in Niedersachsen (12 %) und Nordrhein-Westfalen (22 %) sowie in den Stadtstaaten Hamburg und Bremen zu verzeichnen.

Die **Frühjahrsdichte** des Feldhasen in Deutschland nahm auf Basis aller teilnehmenden Referenzgebiete zwischen 2002 und 2006 von 10 auf 15 Hasen/100 ha (Median) bzw. von 16 auf 21 Hasen/100 ha (arith. Mittel) zu. Unter Berücksichtigung des Hinzukommens oder Ausscheidens von Untersuchungsgebieten ist anzunehmen, dass dieser ermittelte Populationszuwachs von 5 Hasen/100 ha die

reale Situation überschätzt. Denn bei der Analyse der Besatzentwicklung in den 243 Gebieten, die von 2002 bis 2006 kontinuierlich Frühjahrszählungen durchführten, ist zwar ebenfalls ein Anstieg der Besatzdichten festzustellen. Dieser fällt jedoch wesentlich moderater aus. Insgesamt ist daher eine Zunahme der Hasendichte von etwa 30 % wahrscheinlich. Ein ähnlich positiver Trend ergibt sich aus der Auswertung des Populationszuwachses in den Gebieten, die jeweils in zwei aufeinander folgenden Frühjahren zählten.

Der Anstieg der Feldhasenpopulation zwischen 2002 und 2006 resultiert im Wesentlichen aus der hohen Nettozuwachsrate des Jahres 2003 („Jahrhundertssommer“), die deutlich über den Werten der anderen Jahre liegt.

Rotfuchs

In 2006 erfolgte zum vierten Mal die bundesweit einheitliche Erfassung der Fuchsbesätze. Es konnten Daten aus **344 Jagdbezirken** mit einer Gesamtfläche von fast **266.200 ha** ausgewertet werden.

Mit einem Mittelwert aller Jagdbezirke von annähernd **0,3 Gehecken/100 ha** (Median) erreichte die Geheckdichte bundesweit den geringsten Wert seit Beginn der Erfassung im WILD. Im Nordwestdeutschen Tiefland wurde dabei eine signifikant niedrigere Geheckdichte festgestellt als in den Großlandschaften Nordostdeutsches Tiefland bzw. Westdeutsches Mittelgebirgsland. Der aus den Geheckdichten abgeleitete mittlere Frühjahrsbesatz betrug **0,7 Füchse/100 ha** (Median), die **mittlere Mindest-Sommerdichte 1,9 Füchse/100 ha**.

Auch die durchschnittliche Wurfgröße lag im **Jahr 2006 mit 4,2 Welpen/Geheck** unter der der Vorjahre. Zwischen den einzelnen Großlandschaften treten dabei Unterschiede auf. Das Nordwestdeutsche Tiefland weist deutlich höhere Geheckgrößen als alle übrigen Großlandschaften auf.

Im Jahr 2006 wurden erstmals Daten zur Lage der Wurfbaue erfasst und in Verbindung mit den im Jagdbezirk vorhandenen Bodennutzungsformen

ausgewertet. Entsprechend diesen Erhebungen untergliedern sich die erfassten Jagdbezirksflächen in 13 % Wald, 86 % landwirtschaftliche und 1 % sonstige Flächen. Im Gegensatz zur naturräumlichen Ausstattung der Referenzgebiete wurden **38 % der Wurfbaue in Wäldern gefunden**. In den agrarwirtschaftlich geprägten Bereichen finden sich vergleichsweise wenige Wurfbaue. Hier werden überwiegend die vielfältigen Strukturelemente des Offenlandes wie Hecken, Feldgehölze, Feldholzstreifen oder Randstreifen und Böschungen zur Wurfbaulage genutzt.

Dachs

Im Rahmen der Flächendeckenden Einschätzung wurden Daten zum Vorkommen des Dachses in Deutschland erhoben. Demnach beträgt der Anteil der Jagdbezirke mit Dachsvorkommen 75 %. In den Jagdbezirken Niedersachsens, Nordrhein-Westfalens und Sachsen-Anhalts fehlte der Dachs besonders häufig.

Die Bau- und Geheckkartierung des Dachses erfolgte parallel zur Rotfuchserfassung in denselben Referenzgebieten. Die ermittelten Geheckdichten sind in den Jahren 2003 bis 2006 nahezu unverändert geblieben. Die mittlere Geheckdichte betrug 2006 0,07 Gehecke/100 ha (Median). Die signifikant geringsten Geheckdichten waren in den Referenzgebieten des Nordwestdeutschen Tieflandes nachweisbar.

Basierend auf der Bau- und Geheckkartierung wurde über alle Jagdbezirke ein **Mindest-Frühjahrsbesatz von 0,2 Dachsen/100 ha** (Median) ermittelt. Bei Annahme einer Wurfgröße von 3 Welpen/Geheck ergibt sich ein **Mindest-Sommerbesatz von 0,4 Dachsen/100 ha** (Median). Die tatsächlich ermittelte Wurfgröße betrug 2006 gleichfalls 3 Welpen/Geheck (Median).

Auch beim Dachs wurden erstmals Daten zur Lage der Wurfbaue erhoben. Die Flächennutzung der in der Auswertung berücksichtigten Jagdbezirke ist folgendermaßen verteilt: 16 % Wald, 83 % landwirt-

schaftlich geprägte Fläche, 1 % sonstige Flächen. Im Gegensatz dazu befanden sich insgesamt 57 % der Wurfbaue im Wald. Außerhalb des Waldes nutzte der Dachs überwiegend die Offenlandstrukturen zur Bauanlage. Im reinen Offenland befanden sich lediglich 3 % der Wurfbaue, womit die hohe Bindung an Wälder und deckungsreiche Strukturen nachgewiesen werden konnte.

Aaskrähe

Die Kartierungen der Aaskrähenpopulation wurden auf rund **276.000 ha in 366 Jagdbezirken** (8 Bundesländern) durchgeführt. Sie ermöglichen eine Darstellung der aktuellen **Bestandssituation und Entwicklung** der Raben- und Nebelkrähe anhand der **Paardichten**, die sich aus den Brutpaar- sowie den Revierpaardichten zusammensetzen.

Die **Paardichten** liegen in den Bundesländern im Frühjahr 2006 im Mittel **zwischen 0,3 und 2,2 Paaren/100 ha** (Median) und bewegen sich im bundesweiten Durchschnitt bei 1,1 (Median) bzw. 1,8 (arith. Mittel) Paaren/100 ha. Hohe Besätze von mehr als drei Paaren/100 ha wurden in 15 % der beteiligten Jagdbezirke festgestellt; in 12 % der Jagdbezirke konnten hingegen keine reproduzierenden Aaskrähenpaare beobachtet werden.

Im Vergleich zu den Vorjahren (2003 – 2005) bleibt die **Paardichte** auf Bundesebene wie auch auf Ebene der Großlandschaften unter Berücksichtigung aller in den jeweiligen Jahren teilnehmenden Jagdbezirke **stabil**; signifikante Veränderungen lassen sich nicht aufzeigen.

Flächendeckende Einschätzung

Im Rahmen der erstmals durchgeführten Flächendeckenden Einschätzung fanden Abfragen zum Vorkommen von **23 jagdbaren Wildarten** und zum Biber statt. Insgesamt wurden 31.544 Fragebögen an die WILD-Zentren zurückgeschickt, was einer Beteiligung von über 50 % aller Jagdbezirke Deutschlands entspricht. In diesem Jahr wird eine Auswahl von 14 Tierarten näher vorgestellt.

Rebhuhn

Das Rebhuhn kommt als Brutvogel **mit Ausnahme von Berlin in allen Bundesländern Deutschlands** vor. Im Rahmen der Flächendeckenden Einschätzung 2006 wurden die Besätze des Rebhuhns in den knapp **27.000 beteiligten Jagdbezirken** (7.800 Gemeinden) auf **ca. 70.000 Paare** geschätzt. Der Erfassung liegen **9.935.000 ha Offenlandfläche** zugrunde, was rund 52 % der gesamten Offenlandfläche der 14 beteiligten Bundesländer entspricht. Auf Grund des hohen Anteils der nicht einbezogenen Offenlandfläche und der fehlenden Daten aus zwei Bundesländern ist davon auszugehen, dass die tatsächlichen Paarzahlen des Rebhuhns in Deutschland deutlich höher liegen.

Schwerpunkte des Vorkommens finden sich im **südwestlichen Niedersachsen** und **westlichen Nordrhein-Westfalen**, d.h. in diesen beiden Ländern brüten etwa **2/3 des Rebhuhn-Gesamtbestandes** der beteiligten Bundesländer. Nicht oder nur selten anzutreffen ist die Art im Alpenvorland und den meisten Mittelgebirgen sowie in den walddreichen Regionen insbesondere im Osten Deutschlands, aber auch in den ostdeutschen Offenlandschaften. Die **Paardichten** sind in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich und schwanken im Frühjahr 2006 im arithmetischen Mittel **zwischen keinem und 1 Paar/100 ha**. Dabei liegen die mittleren Besatzdichten in den ostdeutschen Bundesländern i.d.R. niedriger als im Westen.

In Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Thüringen sind die Besätze in den vergangenen fünf Jahren auf niedrigem Niveau im Wesentlichen stabil geblieben. Im Saarland deutet sich ein leichter Rückgang der Besätze an. Auf Grund der Datenlage lassen sich für die übrigen Bundesländer keine Zeitreihen erstellen.

Wildkaninchen

Die Wildkaninchenbesätze in Deutschland gehen auf **Aussetzungen** bzw. Entweichen aus Gehegen im 12. Jahrhundert zurück. Erst Ende des 18. Jahrhunderts kam es zu **starken Besatzzunahmen** mit entsprechend hohen Wildschäden. Zur Eindämmung der Schäden wurden im Jahr 1952 Kaninchen mit **Myxomatose** infiziert, Ende der 1980er Jahre breitete sich die Rabbit Haemorrhagic Disease (**RHD**, Chinaseuche) aus. In der Folge kam es auf Grund beider Krankheiten zu **starken Besatzeinbrüchen**.

Im Rahmen der Flächendeckenden Einschätzung 2006 meldeten **34 %** der beteiligten Jagdbezirke **Kaninchenvorkommen**, mehrheitlich jedoch nur **geringe Besätze** (<10 Stück/100 ha). Hingegen verfügen etwa 5 % der Jagdbezirke über stärkere Kaninchenbesätze mit mehr als 100 Individuen. Diese Jagdbezirke konzentrieren sich im **NW-Tiefland**, das als **Verbreitungsschwerpunkt** des Kaninchens zu sehen ist.

Die **Besatzentwicklungen** der letzten beiden Jahre waren in 45 % der Jagdbezirke stabil, 22 % der Jagdbezirksinhaber gehen von zunehmenden Besätzen aus. In 33 % der Jagdbezirke wurden hingegen leichte bis starke Besatzrückgänge festgestellt; diese liegen i.d.R. in den Berglandregionen Norddeutschlands und Nordhessens sowie dem ober-rheinischen Tiefland und dem Thüringer Becken.

Myxomatose und RHD treten bundesweit mäßig häufig auf, d.h. 14 % bzw. 9 % der Jagdbezirke meldeten gesicherte Krankheitsfälle. Regionale Vorkommensschwerpunkte liegen im NW-Tiefland und im Oberrheinischen sowie dem Rhein-Main-Tiefland.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Methodik	2
2.1	Methoden in den Referenzgebieten	2
2.1.1	Feldhase.....	2
2.1.2	Fuchs.....	3
2.1.3	Dachs	3
2.1.4	Aaskrähe	3
2.2	Flächendeckende Einschätzung	3
2.3	Flächennutzungskartierung	4
2.4	Statistik	5
3	Erfassung in Referenzgebieten	6
3.1	Feldhase	6
3.1.1	Datenmaterial	6
3.1.2	Ergebnisse.....	7
3.1.3	Diskussion	13
3.2	Rotfuchs	15
3.2.1	Datenmaterial	15
3.2.2	Besatzentwicklung.....	15
3.2.3	Reproduktion	16
3.2.4	Wurfbauanlage	18
3.2.5	Diskussion	18
3.3	Dachs	19
3.3.1	Datenmaterial	19
3.3.2	Vorkommen des Dachses.....	19
3.3.3	Besatzentwicklung.....	19
3.3.4	Reproduktion	22
3.3.5	Wurfbauanlage	22
3.3.6	Diskussion	24
3.4	Aaskrähe	25
3.4.1	Datenmaterial	25
3.4.2	Ergebnisse.....	25
3.4.3	Diskussion	26
4	Flächennutzung und Dichte des Feldhasen	29
4.1	Ergebnisse/Diskussion	29
5	Flächendeckende Einschätzung	32
5.1	Rebhuhn	32
5.1.1	Datenmaterial	32

5.1.2	Ergebnisse.....	32
5.1.3	Diskussion	36
5.2	Wildkaninchen	38
5.3	Fasan	42
5.4	Graugans.....	44
5.5	Kanadagans	46
5.6	Nilgans	48
5.7	Kolkrabe	50
5.8	Marderhund.....	52
5.9	Waschbär	54
5.10	Mink	56
5.11	Fischotter	58
5.12	Biber	60
5.13	Nutria	62
5.14	Wildkatze.....	64
6	Monitoring Greifvögel und Eulen Europas	66
6.1	Einleitung	66
6.2	Methoden	66
6.2.1	Datenerhebung.....	66
6.2.2	Auswertung.....	66
6.3	Ergebnisse / Diskussion	67
6.3.1	Bestandsentwicklung der Greifvögel Deutschlands.....	67
6.3.2	Turmfalke.....	69
6.3.3	Habicht	73
7	Literatur	76
8	Anhang.....	83
	Stiftung natur+mensch	97

1 Einleitung

Jede Beurteilung von Tier- und Pflanzenpopulationen hängt von zuverlässigen Daten über ihre Vorkommen und Populationsdichten in unseren Ökosystemen ab. Deshalb werden im Rahmen des „Wildtier-Informationssystems der Länder Deutschlands“ (WILD) bundesweit zum einen langfristige Erfassungen von möglichst vielen Wildtierarten mit einheitlichen, standardisierten Methoden, zum anderen aber auch eine umfassende landschaftliche Charakterisierung der Untersuchungsgebiete sowie Erhebungen zu Bejagungsstrategien und zum Prädatorendruck durchgeführt. Damit sind nicht nur Aussagen zu Populationsdichten und -entwicklungen der Wildtierarten als Informationsbasis für die ökologische Umweltbeobachtung sowie für jagdpolitische und naturschutzrelevante Entscheidungen möglich, sondern es lassen sich auch Aussagen über deren Ursachen als Grundlage für die Entwicklung von Konzepten zum Schutz und zur nachhaltigen Nutzung von Wildpopulationen ableiten.

In diesem Zusammenhang scheint es notwendig darauf hinzuweisen, dass eines der größten Probleme der Populationsökologie darin besteht, absolute Zahlen zu Wildtierbeständen über große Räume, wie beispielsweise Deutschland, zu erheben, da jede Methode, durch bestimmte Fehlerwahrscheinlichkeiten bedingt, eine Obergrenze der Erfassung von Individuen besitzt. Insofern werden immer nur **Mindestangaben** erhoben, welche je nach Methode mehr oder weniger deutlich unter den wahren Populationsdichten liegen. Deshalb kann auch WILD, wie jedes andere Arterfassungsprogramm, keine Angaben zu absoluten Populationsdichten liefern. Allerdings garantieren die bundesweit einheitlichen, standardisierten Verfahren, dass über Raum und Zeit vergleichbare Daten erhoben werden, die eine zuverlässige Aussage über die jeweiligen (Mindest-) Populationsdichten und ihre Entwicklungen zulassen.

Im Jahr 2006 umfasste das Arbeitsprogramm von WILD wie im Vorjahr die Erfassung der Feldhasenbesätze im Frühjahr und Herbst, die Ermittlung der Fuchs- und Dachsbesätze und die Kartierung der Aaskrähenpaare. In ausgewählten Gebieten und Bundesländern fanden zudem Flächennutzungskartierungen statt. Darüber hinaus wurde die flächendeckende Einschätzung in allen Jagdbezirken Deutschlands erstmals auf eine Vielzahl von Tierarten erheblich ausgedehnt. Außerdem erfolgte wieder die Abfrage zur detaillierten Jagdstreckenzusammensetzung und der Bejagungsintensität auf den Fuchs in den einzelnen Jagdgebieten der Referenzgebiete.

Im vorliegenden Jahresbericht sind die Ergebnisse der Erfassungen aus dem Jahr 2006 dargestellt. Karten, Diagramme und Tabellen veranschaulichen die gegenwärtige Besatzsituation bzw. das Vorkommen der einzelnen Arten in Deutschland. Die Daten des Monitoring-Programms „Greifvögel und Eulen Europas“ fließen durch Unterstützung der Game Conservancy Deutschland e.V. und des DJV mit in das WILD ein und ergänzen es um einen weiteren Baustein.

Die umfassenden Zähl- und Kartiererergebnisse bzw. Einschätzungen sind der Arbeit zahlreicher Jäger und anderer Experten zu verdanken, die durch ihr Engagement und ihre Einsatzbereitschaft die Durchführung des Projektes ermöglichen. Ziel für die nächsten Jahre wird es sein, den bestehenden Kreis der beteiligten Mitarbeiter zu erhalten und in ausgewählten Bereichen zu erweitern.

Alle Ergebnisse von WILD sowie weitere Informationen sind im Internet auf der DJV-Homepage unter www.jagdnetz.de mit folgendem Button abrufbar:



2 Methodik

Das Projekt **Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands** beruht auf zwei methodisch unterschiedlichen Ansätzen, um das Vorkommen, die Populationsgröße und die Besatzentwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland zu erfassen. Zum einen wird in den **Referenzgebieten (RG)** eine möglichst genaue Erfassung der Populationsdichten angestrebt. Die dabei angewandten standardisierten Methoden tragen zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse und einer hohen Datenqualität bei, sie sind auf Grund des hohen Personal- und Zeitaufwandes jedoch nicht flächendeckend praktikabel. Deshalb wird ergänzend hierzu die **Flächendeckende Einschätzung (FE)** mit Hilfe von Fragebögen eingesetzt. Dadurch wird eine hohe Flächenabdeckung erreicht und somit ein guter Überblick von der Verbreitung und dem Status der einzelnen Arten innerhalb Deutschlands gewonnen.



Abb. 1: Verteilung der Großregionen in Deutschland

Um die Ergebnisse der Auswertungen deutschlandweit vergleichen zu können, werden Großregionen betrachtet, deren Lage in Abb. 1 gezeigt wird und die in Anlehnung an die Biotoptypen- und Nutzungskartierungen des BfN (2002) erstellt wurden.

2.1 Methoden in den Referenzgebieten

2.1.1 Feldhase

Die **Besatzermittlung** des Feldhasen beruht auf der Methode der Scheinwerfertaxation, die ausführlich im Projekthandbuch beschrieben ist (DJV 2003).

Aus der Anzahl gezählter Hasen (Mittelwert aller Zählungen zur jeweiligen Jahreszeit) und der abgeleuchteten Taxationsfläche wird der Feldhasenbesatz [Hasen/100 ha] errechnet.

Der **Nettozuwachs (NZW)** bzw. die Nettozuwachsrate werden in Anlehnung an PEGEL (1986) definiert (BARTEL et al. 2005) und wie folgt berechnet:

$$\text{Nettozuwachs [Hasen/100 ha]} = \text{Besatz}_{\text{Herbst}} - \text{Besatz}_{\text{Frühjahr}}$$

$$\text{Nettozuwachsrate [\%]} = \frac{(\text{Besatz}_{\text{Herbst}} - \text{Besatz}_{\text{Frühjahr}})}{\text{Besatz}_{\text{Frühjahr}}} \times 100$$

Der **Populationszuwachs (PZuW)** wird auf Basis der Frühjahrsdichten zweier aufeinander folgender Jahre berechnet.

$$\text{PZuW [Hasen/100 ha]} = \text{Besatz}_{\text{Frühjahr akt.}} - \text{Besatz}_{\text{Frühjahr Vorjahr}}$$

2.1.2 Fuchs

Bau- und Geheckkartierung

Die Erfassung des Fuchses erfolgt innerhalb der RG mit der Methode der **Bau- und Geheckkartierung** (DJV 2003). Dabei handelt es sich um ein sehr zeitintensives Verfahren, das i. d. R. aber genauere Ergebnisse liefert als Hochrechnungen aus Jagdstrecken, Linientaxationen oder anderen bereits praktizierten Verfahren (BRIEDERMANN 1983, STIEBLING 1995, 1998). Hilfreich bei der Geheckkartierung ist das Führen eines jährlich aktualisierten **Baukatasters**. Anhand dieses Baukatasters erfolgt in den Monaten April bis Juni während der Phase der Jungenaufzucht eine separate Geheckkartierung. Zusätzlich empfiehlt sich der Ansitz an den Wurfbauern, um die Anzahl der Welpen zu ermitteln.

Für die Berechnung der Besätze wird beim Fuchs ein Geschlechterverhältnis von 1,5:1 (Rüde:Fähe) angenommen (GORETZKI & PAUSTIAN 1982). Die Geheckzahl multipliziert mit dem Faktor 2,5 ergibt den **Mindest-Frühjahrsbesatz** (STUBBE 1989c, WANDELER & LÜPS 1993). Im Rahmen des WILD wird mit einer durchschnittlich Welpenzahl von 4,5 Welpen/Geheck kalkuliert, um den **Mindest-Sommerbesatz** zu schätzen (BARTEL et al. 2005). Die Bezugsfläche zur Berechnung der Dichtewerte ist dabei stets die Jagdbezirksfläche. Die Dichte wird in Gehecken bzw. Füchse/100 ha Jagdbezirksfläche angegeben.

2.1.3 Dachs

Grundlage für die Erfassung der Dachsbesätze ist ebenfalls die **Bau- und Geheckkartierung**. Im Gegensatz zum Fuchs basiert die Ermittlung der Mindest-Populationsdichte des Dachses jedoch auf einem Geschlechterverhältnis von 1:1. Die festgestellten Gehecke werden daher mit dem Faktor 2,0 multipliziert und das Ergebnis (= Anzahl der Elterntiere) mit der ermittelten Anzahl der Baue addiert, die im Frühjahr genutzt wurden, aber keine Wurfbauere waren. Auf diese Weise erfolgt die Herleitung des Min-

dest-Frühjahrsbesatzes (STUBBE 1989b). Zur Berechnung der Mindest-Sommerbesätze wird eine durchschnittliche Geheckgröße von 3 Welpen/Geheck angenommen (BARTEL et al. 2005). Bezugsfläche zur Berechnung der Dichten ist wiederum die Jagdbezirksfläche. Auch beim Dachs wird die Dichte in Gehecken/100 ha Jagdbezirksfläche angegeben.

2.1.4 Aaskrähe

Die **Brutpaarkartierung** erfolgt in den Monaten April und Mai durch die gezielte Suche nach territorialen Paaren und Nestern im gesamten Jagdbezirk. Bei der Erfassung wird zwischen Brut- und Revierpaaren unterschieden (DJV 2003).

Die Auswertungen beziehen sich im Folgenden auf die Summe der Aaskrähenpaare, die sowohl Brutpaare als auch Revierpaare einschließt. Diese Betrachtungsweise erlaubt eine realistische Einschätzung des reproduzierenden Besatzes. Die Auswertung erfolgt dabei auf der Basis der Jagdbezirke, die Dichte wird in Paaren/100 ha Jagdbezirksfläche angegeben.

2.2 Flächendeckende Einschätzung

Anliegen der **Flächendeckenden Einschätzung** ist die Erfassung des Vorkommens ausgewählter Wildtierarten mit Hilfe von Fragebögen. Basierend auf bestehenden Erfahrungen in einzelnen Bundesländern wird diese Methode seit 2001 in WILD genutzt, um das Vorkommen des Rebhuhns im gesamten Bundesgebiet zu beurteilen. Im Jahr 2006 erfolgte diese Methode erstmals bundesweit in größerem Umfang. Es fanden Abfragen zum Vorkommen von 22 weiteren jagdbaren Wildarten und zum Biber statt. Die Auswahl der Tierarten erfolgte in Abstimmung mit den Landesjagdverbänden und dem DJV.

Der **Erfassungsbogen** (Anhang 2) wurde entweder direkt verwendet oder der Inhalt in die bestehenden Länderprogramme integriert.

Die Verteilung der Fragebögen erfolgte entweder auf dem behördlichen Weg über die Unteren Jagdbehörden oder über direkten Versand über die Hegegeringe. Auf Grund unterschiedlicher Erfahrungen mit dieser Methodik in den Ländern gibt es Unterschiede in der Effizienz der Verteilung der Fragebögen, dem Datenrücklauf und der Datenqualität.

Die Angaben der Jagdausübungsberechtigten wurden durch die Länderbetreuer oder die Mitarbeiter der WILD-Zentren intensiv auf **Plausibilität** hin geprüft und ggf. korrigiert. Zusätzlich wurden Experten mit landesspezifischen Kenntnissen eingebunden und umfassende Literaturrecherchen durchgeführt.

Die **Ergebnisse** werden als Vorkommenskarten auf Gemeindeebene dargestellt. Diese enthalten die Angaben „Vorkommen gemeldet“, „kein Vorkommen gemeldet“ und „keine Angabe“ sowie die Anzahl der deutschlandweit teilnehmenden Jagdbezirke. Eine Gemeinde wird als Vorkommensgebiet einer Art kartographisch dargestellt, wenn mindestens ein Jagdbezirk innerhalb der Gemeinde ein Vorkommen gemeldet hat.

Abweichend von den allgemeinen Vorkommenskarten werden für das Rebhuhn die Anzahl Paare/100 ha abgebildet, eingeteilt in sechs Klassen. Beim Kaninchen erfolgt zudem die Ergebnisdarstellung anhand von vier verschiedenen Karten, die das Vorkommen bzw. Häufigkeit, die Bestandsentwicklung sowie die Verbreitung der beiden Krankheiten Myxomatose und RHD (Chinaseuche) zeigen.

Die durchschnittliche Gemeindegröße schwankt in Abhängigkeit vom Bundesland z.T. erheblich. Insbesondere in Bundesländern mit sehr großen Gemeinden (z.B. Niedersachsen und Rheinland-Pfalz) kommt es dadurch zu einer subjektiven Überbewertung des Vorkommens, da lokale Verbreitungslücken überdeckt werden. Deshalb werden ergänzend zu den Ergebnissen auf Gemeindeebene auch die Anteile für die Jagdbezirke angegeben. Da die ge-

naue Anzahl der Jagdbezirke pro Bundesland nicht bekannt ist, muss in diesem Fall auf die Berechnung einer Beteiligungsrate verzichtet werden.

2.3 Flächennutzungskartierung

Gegenwärtig stehen Flächennutzungskartierungen aus Brandenburg, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, dem Saarland und Sachsen zur Verfügung, die nach der "Richtlinie zur Flächennutzungskartierung" durchgeführt wurden (DJV 2003). Für die durchgeführten Analysen wurden die Daten aus insgesamt 63 Revieren ausgewertet. Es ist zwingend notwendig, die vorgesehene Kartierung der Habitatstrukturen in allen Bundesländern in den nächsten Jahren umzusetzen, um so die Unterschiede zwischen den verschiedenen Regionen Deutschlands vergleichen zu können.

Bei der Kartierung der Flächennutzung und deren digitaler Umsetzung in Geographischen Informationssystemen (GIS) (Abb. 3) entstehen sehr große Datenmengen, die nur mit Hilfe einer automatisierten Auswertung bewältigt werden können. Diese wurde im Rahmen einer Diplomarbeit an der Universität Trier mit Hilfe von ArcGIS® (Geoprocessing Tool und dem ModelBuilder) konzipiert und implementiert (Abb. 2). Bei der Auswahl und Berechnung der Flächennutzungs-Parameter wurden dabei die für Niederwildarten potentiell relevanten Habitatansprüche berücksichtigt.

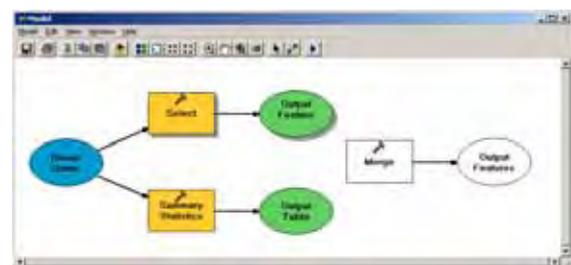


Abb. 2: Schematische Darstellung eines Prozess-Modells im ModelBuilder (ArcGIS®)



Abb. 3: Beispiel für die Flächennutzungskartierung eines Reviers (Altdorf in Rheinland-Pfalz)

Um die große Menge an berechneten Parametern in eine statistische Analyse einfließen zu lassen, wird das Entscheidungs-Baum-Verfahren benutzt, welches die erfassten Reviere mit Hilfe von mathematischen Algorithmen in baumartig strukturierte Klassen unterteilt. Die Daten werden mit dem Verfahren auf Übereinstimmungen untersucht, wofür das Programm AnswertTree® (SPSS Inc.) benutzt wird. Zum besseren Verständnis erfolgt eine Aufstellung der Ergebnisse in Baumdiagrammen, die die fortschreitende Aufteilung der Populationen verdeutlicht.

Das Verfahren, das bei der Entscheidungs-Baum-Analyse angewandt wurde, ist die C&RT-Analyse (Classification & Regression Trees), die pro Analyseschritt die Population in genau zwei Unterpopulationen aufteilt, wodurch die Inhomogenität der Teilpopulationen minimiert wird.

Die Entscheidungs-Baum-Analyse stellt nur ein Verfahren zur Analyse der Flächennutzungsdaten dar. Im Rahmen dieses Berichts ist es allerdings nicht möglich, auf weitere statistische Methoden einzugehen.

2.4 Statistik

Die meisten Diagramme sind in Form von **Box- und Whiskerplots** erstellt. Dabei handelt es sich um Diagramme auf der Grundlage des Medians (quer über die Box gelegte Linie) und der Quartile (Abb.

4). Der Median (oder auch Zentralwert) teilt die Stichprobenmenge in zwei Teile, so dass gleich viele Messwerte oberhalb und unterhalb des Medians liegen. Ein Quartil umfasst ein Viertel aller Messwerte. Die Box stellt den Bereich ober- und unterhalb des Medians mit 50 % der Werte dar und reicht von der 25 %- bis zur 75 %-Marke (entsprechend dem ersten bzw. dritten Quartil). Die von der Box ausgehenden Linien führen jeweils bis zum höchsten und niedrigsten Wert (= "whiskers").

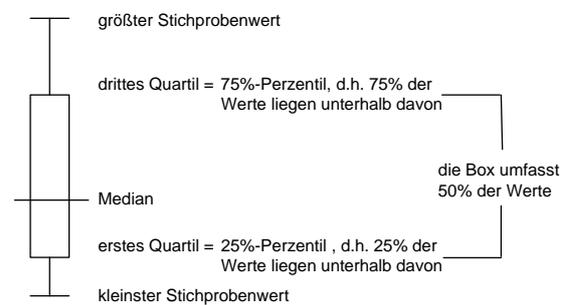


Abb. 4: Box- und Whisker-Plot zur Veranschaulichung der Lage, Streuung und Schiefe der Werte einer Stichprobe

Vorteile der Box- und Whiskerplots sind, dass sowohl die Lage des Mittelwerts (in Form des Medians) als auch die Streuungen und Verteilungen der Messwerte direkt abgelesen werden können. Befindet sich beispielsweise der Median nicht in der Mitte der Box, dann liegt eine schiefe bzw. asymmetrische Verteilung vor. In diesem Fall weichen Median und arithmetisches Mittel deutlich voneinander ab.

Tests auf **Mittelwertunterschiede** werden auf zwei Arten durchgeführt. Stehen sich nur zwei Gruppen gegenüber, dann wird der **t-Test** für zwei unabhängige Stichproben angewendet. Werden dagegen mehr als zwei Stichprobenkollektive miteinander verglichen, erfolgt die Anwendung der **einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA)**. Die ANOVA ist formal gesehen eine Erweiterung des t-Tests. Bei beiden Verfahren wird die Hypothese überprüft, dass die Mittelwerte der einzelnen Gruppen gleich sind.

Dabei kann die ANOVA nur Aussagen darüber treffen, ob zwischen mehreren Stichprobenkollektiven Unterschiede bestehen oder nicht. Sie ist nicht dazu in der Lage, die voneinander verschiedenen Gruppen zu identifizieren. Deshalb erfolgen im Anschluss an eine ANOVA so genannte Post-Hoc-Tests, welche die Gruppen voneinander unterscheiden können. Im vorliegenden Bericht werden der **Duncan-Test** (bei Varianzgleichheit der verschiedenen Gruppen) bzw. der **Dunnett-T3-Test** (bei unterschiedlichen Varianzen) verwendet. Die beschriebenen Mittelwerttests sind relativ unempfindlich in Bezug auf Anzahl und Verteilung der vorliegenden Daten.

Um den Zusammenhang zwischen zwei Messgrößen (Faktoren, Variablen) zu beschreiben, wird der **Korrelationskoeffizient nach Pearson (r)** berechnet. Voraussetzung ist, dass die Daten metrisch und normal verteilt sind sowie ein linearer Zusammenhang vorliegt. Der Maßkorrelationskoeffizient kann Werte zwischen -1 bis +1 annehmen. Je stärker der Zusammenhang zwischen zwei Faktoren ist, desto näher liegt r bei +1 (positiver Zusammenhang) oder -1 (negativer Zusammenhang). Werte um 0 zeigen lediglich an, dass kein linearer Zusammenhang zwischen zwei Messgrößen existiert (nichtlineare Zusammenhänge sind damit nicht ausgeschlossen). Die Prüfung, ob der Zusammenhang ein Merkmal der beiden gegenübergestellten Grundgesamtheiten und nicht zufällig zustande gekommen ist, erfolgt mittels zweiseitigem Signifikanztest (SPSS 11.0 bivariate Korrelationen).

3 Erfassung in Referenzgebieten

Ein **Referenzgebiet (RG)** soll definitionsgemäß 500 ha umfassen und kann sich aus mehreren **Jagdbezirken (JB)** zusammensetzen, wenn die Jagdbezirksfläche eines Reviers bzw. die Taxationsfläche bei der Feldhasenzählung (laut Richtlinie mind. 150 ha) zu gering ist.

3.1 Feldhase

Seit Herbst 2001 erfolgt die jährliche Erfassung des Feldhasen jeweils im Frühjahr und Herbst nach bundeseinheitlicher Methodik (DJV 2003). Für das Jahr 2006 werden Aussagen zu den Populationsdichten und dem Jahreszuwachs in den Bundesländern sowie für die bundesdeutschen Großlandschaften getroffen. Darüber hinaus können mit den bisher erfassten Frühjahrsdichten der Jahre 2002 - 2006 die Populationsentwicklungen und die jährlichen Zuwachsraten des Feldhasen beschrieben werden.

3.1.1 Datenmaterial

In die bundesweite Auswertung flossen Daten aus 706 RG (Frühjahr 2006) bzw. 631 RG (Herbst 2006) ein (Anhang 3, Anhang 4). In den meisten Bundesländern variiert die Anzahl der beteiligten RG in beiden Zählzeiträumen aus verschiedenen Gründen geringfügig (BARTEL et al. 2005). Schleswig-Holstein stellte für 2006 keine Daten zur Verfügung.

Die **Berechnungen der Nettozuwachsrate**n beziehen sich auf **583 RG** (Anhang 5), die sich sowohl im Frühjahr als auch im Herbst an der Zählung beteiligten und deren jeweils bearbeiteten Taxationsflächen um weniger als 5 % differierten.

Die **Entwicklungen der Frühjahrsbesätze** 2002-2006 werden durch drei Auswertungen dargestellt, die jeweils eine unterschiedliche Datenbasis nutzen.

Zum einen wird die Populationsentwicklung über alle RG der Bundesländer - mit Ausnahme von Schleswig-Holstein - dargestellt, die in diesem Zeitraum regelmäßig oder nur vereinzelt Zählungen durchführten. In einer zweiten Auswertung werden nur die RG betrachtet, die in allen Jahren kontinuierlich den Hasenbesatz im Frühjahr mittels Scheinwerfern erfassten. Diese Gruppe an RG wird zwangsläufig über die Jahre hinweg kleiner, da das Wegfallen einzelner RG aus unterschiedlichen Gründen nicht zu vermeiden ist. In der dritten Auswertung wird die Besatzentwicklung schrittweise von einem auf das andere Jahr betrachtet und nur die RG berücksichtigt, die jeweils in zwei aufeinander folgenden Jahren Frühjahrszählungen durchführten. Dadurch werden einerseits Fehleinschätzungen durch wechselnde RG ausgeschlossen und andererseits die Stichprobengröße auf einem hohen Niveau gehalten.

3.1.2 Ergebnisse

Frühjahrs- und Herbstbesatz 2006

Die mittleren Frühjahrsbesätze des Feldhasen in den westdeutschen Bundesländern schwanken zwischen 12 und 38 Hasen/100 ha (Median), wohingegen in den östlichen Bundesländern die mittleren Populationsdichten mit 2 bis 7 Hasen/100 ha (Median) signifikant niedriger liegen (Duncan, $p < 0,05$) (Abb. 5, Anhang 3). Wie in den Vorjahren ergeben sich starke Unterschiede in den Besatzdichten der RG. Die Spannweiten reichen von unter einem (Sachsen) bis fast 145 Hasen/100 ha (Bayern).

Die mittleren **Herbstbesätze** in den westlichen Bundesländern variieren von 10 bis 53 Hasen/100 ha, wobei die beiden Stadtstaaten Hamburg und Bremen besonders herausragen. Analog zu den Frühjahrsbesätzen sind die Herbstbesätze in den ostdeutschen Bundesländern deutlich niedriger (Abb. 6, Anhang 4). Die mittleren Populationsdichten der Hasen in den Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg sind auf Grund der kleinen Stichpro-

benzahl nur eingeschränkt mit den Ergebnissen der Flächenländer vergleichbar.

Deutlich höhere Herbstbesätze gegenüber dem Frühjahr wurden nur in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Thüringen sowie in den drei Stadtstaaten ermittelt. In den übrigen Bundesländern sind zum Herbst i.d.R. Besatzrückgänge zu verzeichnen. Da in dieser Darstellung alle RG berücksichtigt wurden, muss für die eindeutige Aussage über die Besatzentwicklung vom Frühjahr zum Herbst 2006 auf die Auswertung unter dem Abschnitt „Entwicklung der Feldhasenbesätze von 2002 bis 2006“ verwiesen werden.

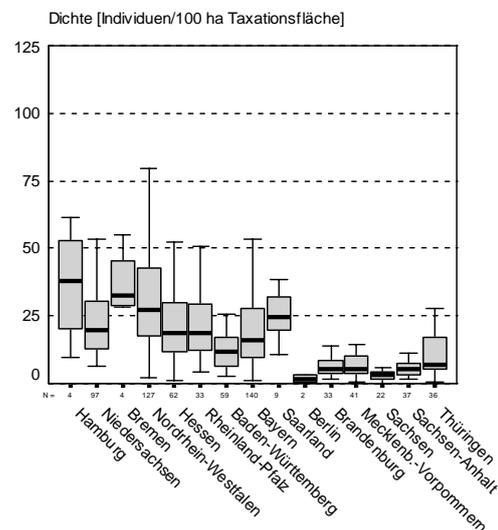


Abb. 5: Populationsdichten des Feldhasen in den beteiligten RG der Bundesländer, Frühjahr 2006

Die Auswertung der **Hasenbesätze** auf der Grundlage der **Großlandschaften** in Deutschland erlaubt eine landschaftsbezogene und übersichtliche Darstellung. Das NW-Tiefland weist trotz hohem landwirtschaftlichen Intensivierungsgrad mit 26 Hasen/100 ha (Median) die höchsten Frühjahrs- als auch die höchsten Herbstbesätze mit 30 Hasen/100 ha auf (Abb. 7). In 25 % der RG dieser Region wurden mehr als 41 Hasen/100 ha im Frühjahr gezählt. Signifikant (Duncan, $p < 0,05$) niedriger sind die Besätze im NO-Tiefland mit 5 Hasen/100 ha, deren landwirtschaftliche Struktur durch größere Bewirtschaf-

tungseinheiten geprägt sind. Die Frühjahrs- als auch Herbstbesätze im ostdeutschen Mittelgebirgsraum liegen deutlich über denen des ostdeutschen Tieflandes (im Mittel 8 Hasen/100 ha), was überwiegend auf die Zählergebnisse in den RG des Thüringer Beckens, die dem O-Mittelgebirge zugeordnet sind, zurückzuführen ist. Im W- und SW-Mittelgebirge sowie dem Alpenvorland sind die mittleren Frühjahrsbesätze mit 14 bis 16 Hasen/100 ha zum Teil signifikant höher gegenüber den ostdeutschen Regionen.

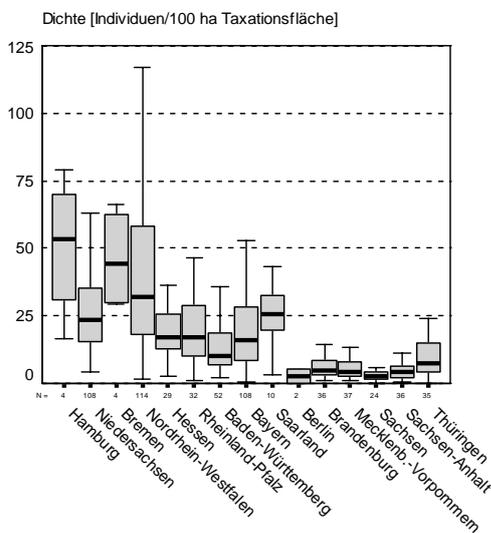


Abb. 6: Populationsdichten des Feldhasen in den beteiligten RG der Bundesländer, Herbst 2006

Die Herbstbesätze sind im Vergleich zum Frühjahr im NW-Tiefland sowie dem W- und SW-Mittelgebirge höher. In den übrigen Großlandschaften sind die Besätze zum Herbst im Mittel leicht zurückgegangen.

Nettozuwachsrate 2006

Die durchschnittlichen Nettozuwachsrate (Anhang 5) der Feldhasenpopulationen in Deutschland liegen bei **3 % (Median) bzw. 11 % (arith. Mittel)**. Damit nahmen die sommerlichen Zuwächse von 2003 mit 20 % auf 3 % (Median) in 2006 kontinuierlich ab (Abb. 8).

Die **höchsten mittleren Nettozuwachsrate**n sind vornehmlich im NW-Tiefland in Niedersachsen (12 %) und Nordrhein-Westfalen (22 %) sowie in den Stadtstaaten Hamburg und Bremen zu verzeichnen. Analog zu den mittleren Besatzdichten sind die Nettozuwachsrate in den Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg auf Grund der kleinen Stichprobenzahl nur eingeschränkt mit den Ergebnissen der Flächenländer vergleichbar. In den Mittelgebirgsregionen weisen nur Hessen und das Saarland (11 bzw. 12 %) sowie Baden-Württemberg (3 %) positive mittlere Zuwachsrate auf (Abb. 9). In Rheinland-Pfalz und Bayern sowie in allen neuen Bundesländern sind die Zuwachsrate im Mittel negativ. Besonders auffallend ist der geringe Anteil an RG in Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen und Sachsen-Anhalt mit Zuwachsrate über 10 %.

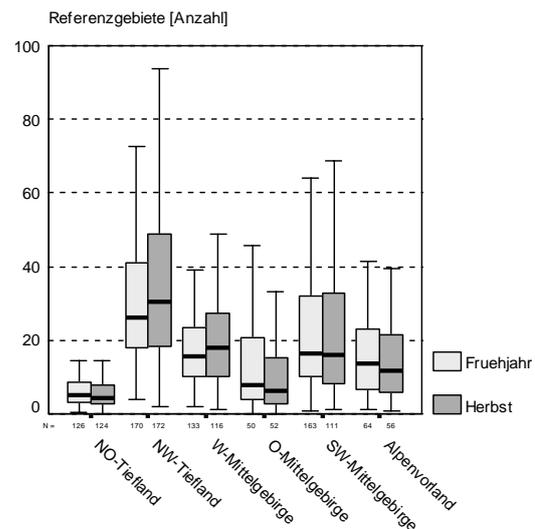


Abb. 7: Populationsdichte des Feldhasen in den Großlandschaften, Frühjahr und Herbst 2006

In fast allen Bundesländern sind – wie in den Vorjahren - RG mit **negativen Nettozuwachsrate**n zu finden. Mögliche Ursachen, wie methodische und systematische Fehler sowie lokale Populationsrückgänge, wurden im WILD-Jahresbericht 2004 ausführlich diskutiert (BARTEL et al. 2005).

Die durchschnittlichen **Nettozuwachsrate** der Feldhasenpopulationen in den Großlandschaften zeichnen ein sehr **unterschiedliches** Bild (Abb. 10) und sind in ihrem Muster ähnlich der Besatzdichten. Das NW-Tiefland gefolgt vom W- und SW-Mittelgebirge weisen mit 23 %, 17 % und 16 % die höchsten Zuwachsraten auf. Signifikant (Duncan, $p < 0,05$) verschieden davon sind die Zuwachsraten im Alpenvorland, dem O-Mittelgebirge (rund -2 %) und dem NO-Tiefland (-5 %). Deutlich positive Nettozuwachsrate weisen mehrheitlich nur die RG des NW-Tieflandes und des W-Mittelgebirges auf. Die Mehrzahl der RG im NO-Tiefland liegen hingegen in allen Jahren im negativen Bereich. Das SW- und O-Mittelgebirge sowie das Alpenvorland nimmt eine mittlere Stellung ein.

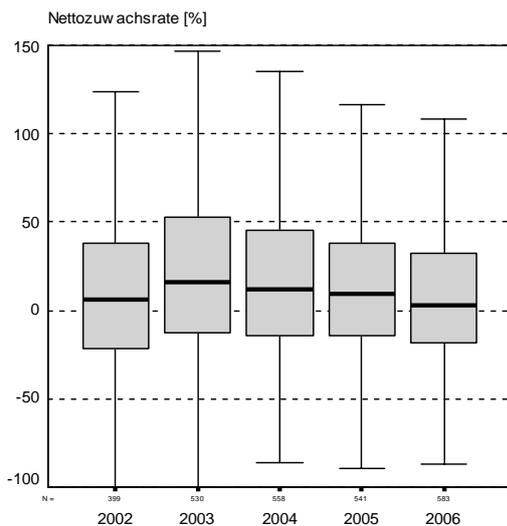


Abb. 8: Entwicklung der Nettozuwachsrate [%] der Feldhasenpopulation in Deutschland zwischen 2002 und 2006

Entwicklung der Feldhasenbesätze von 2002 bis 2006

Die Populationsentwicklung der Frühjahrsbesätze (Stammesatz) wird für die Jahre 2002 bis 2006 u. a. auf Basis aller zur Verfügung stehenden RG dokumentiert (Abb. 13). In die Berechnung der mittleren Populationsdichten fließen die Daten der Bundesländer Hamburg und Rheinland-Pfalz erst ab Frühjahr 2003 ein. Dies ist beim Vergleich der Da-

ten über die Jahre zu berücksichtigen. Aus Schleswig-Holstein lagen für 2006 keine Daten vor, sodass die Daten aus den Vorjahren für dieses Bundesland nicht in die Auswertung mit aufgenommen wurden, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Die Anzahl der ausgewerteten RG variiert zwischen 471 in 2002 und 706 RG in 2006.

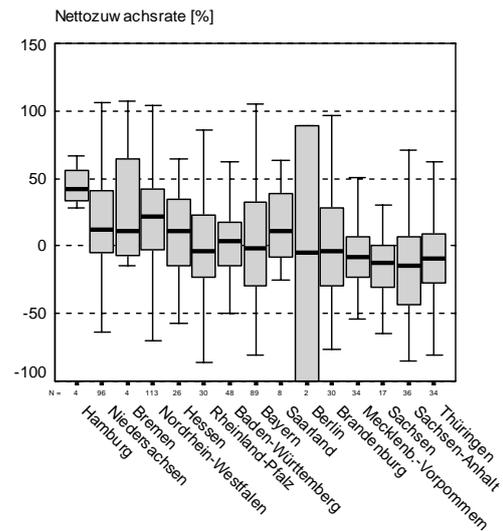


Abb. 9: Nettozuwachsrate [%] der Feldhasenpopulation in den Bundesländern vom Frühjahr zum Herbst 2006

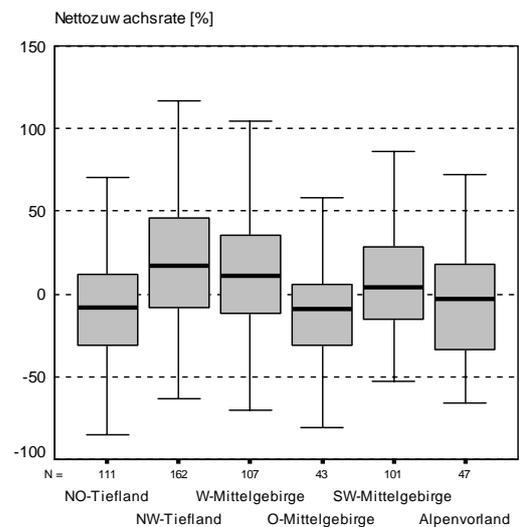


Abb. 10: Nettozuwachsrate [%] der Feldhasenpopulation in den Großlandschaften vom Frühjahr zum Herbst 2006

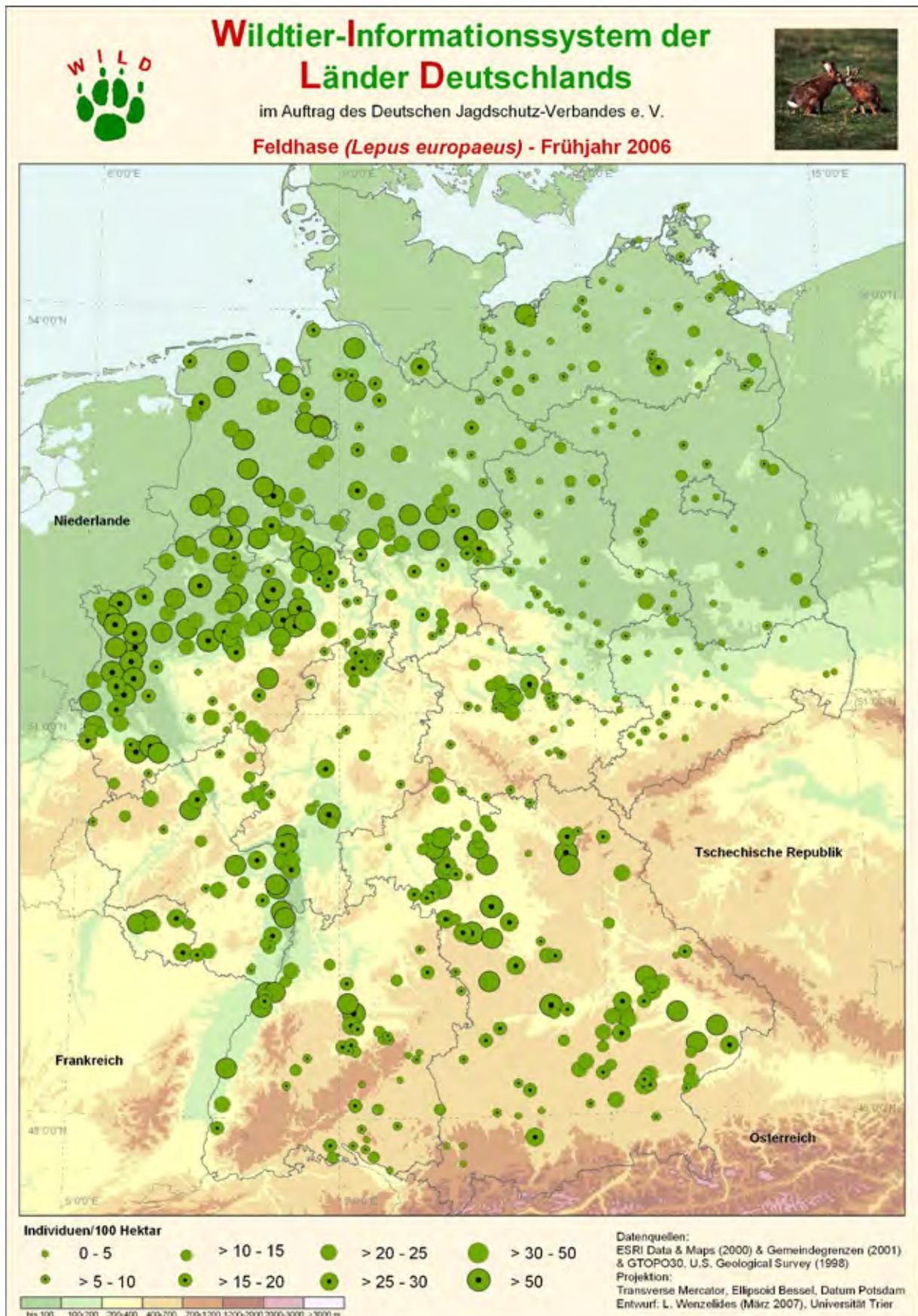


Abb. 11: Populationsdichte des Feldhasen im Frühjahr 2006 in den Referenzgebieten

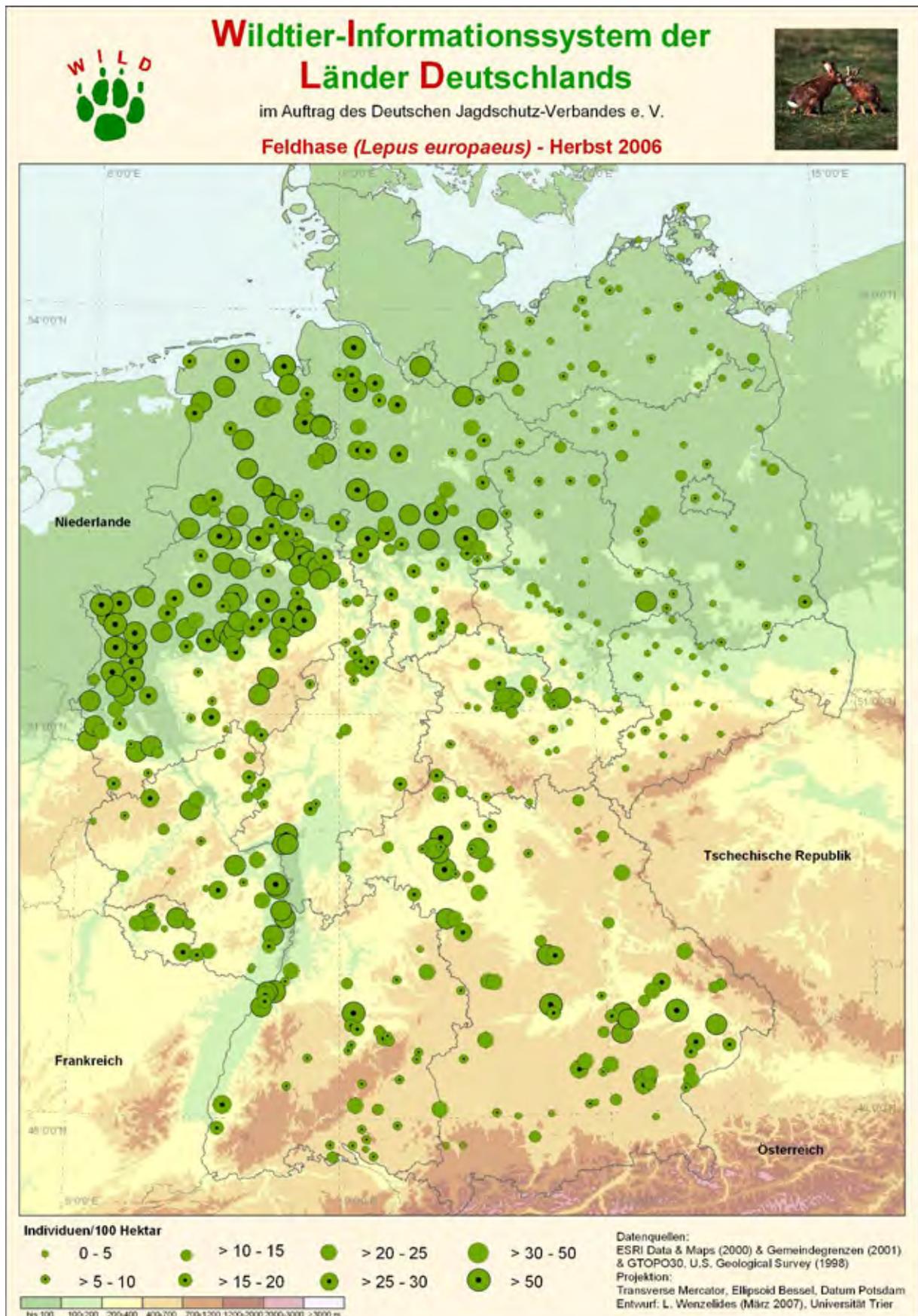


Abb. 12: Populationsdichte des Feldhasen im Herbst 2006 in den Referenzgebieten

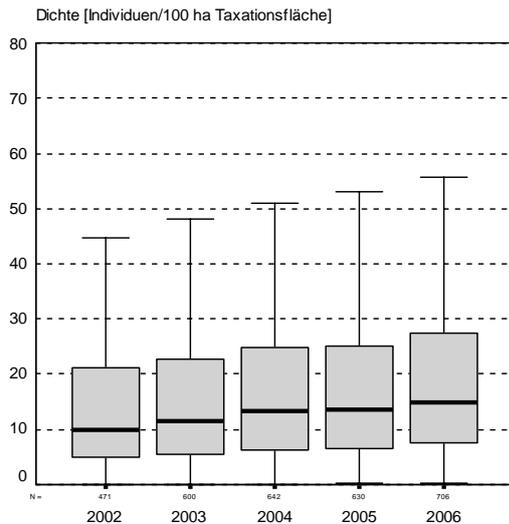


Abb. 13: Entwicklung des Feldhasenbesatzes in allen RG von 2002 bis 2006

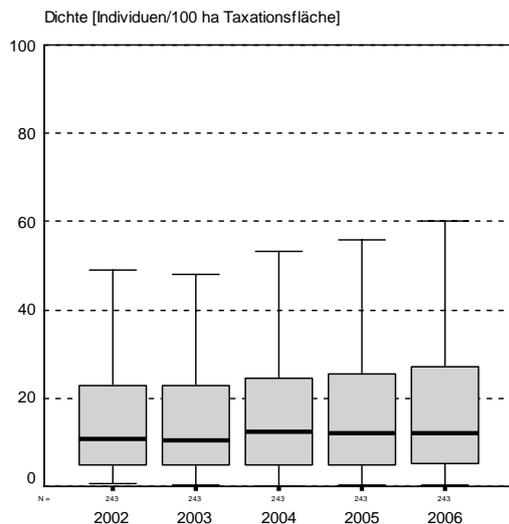


Abb. 14: Entwicklung des Feldhasenbesatzes der RG, in denen die Feldhasenbesätze kontinuierlich von 2002 bis 2006 erfasst wurden

Die Frühjahrsdichte des Feldhasen in Deutschland nahm auf Basis der Gesamtstichprobe zwischen 2002 und 2006 zu (Abb. 13). Die gemittelten Besatzdichten sind signifikant (ANOVA, $p < 0,05$) von 10 auf 15 Hasen/100 ha (Median) bzw. von 16 auf 21 Hasen/100 ha (arith. Mittel) angestiegen. Daraus resultiert eine Zunahme der Frühjahrsbesätze über diese fünf Jahre um 50 % (Median) bzw. 29 % (arith. Mittel).

Bei der ausschließlichen Betrachtung der 243 RG, die von 2002 bis 2006 **kontinuierlich Frühjahrszählungen** durchführten, ist ebenfalls ein leichter (12 % Median und arith. Mittel), jedoch nicht signifikanter Anstieg der Besatzdichte festzustellen (Abb. 14, Anhang 6). Die positive Entwicklung über den gesamten Zeitraum resultiert im Wesentlichen aus dem hohen Populationszuwachs von 2003 auf 2004. In allen anderen Jahren wiesen die kontinuierlich gezählten RG im Mittel keine deutlichen Zu- oder Abnahmen auf.

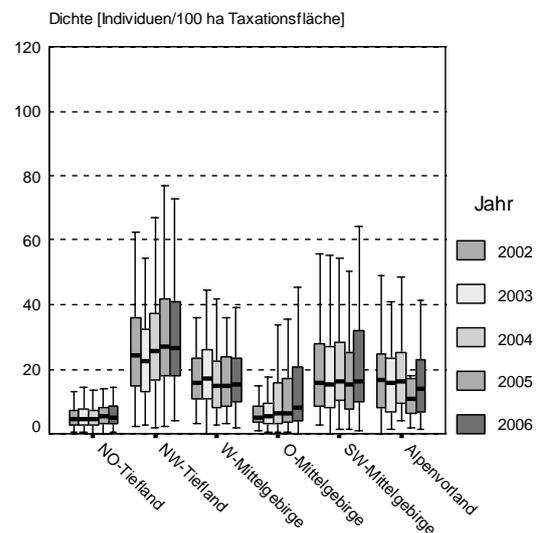


Abb. 15: Entwicklung der Frühjahrsbesätze den fünf Großlandschaften, 2002 - 2006

Zu ähnlichen Ergebnissen gelangt die dritte Auswertung auf Basis des Populationszuwachses in RG, die jeweils in zwei aufeinander folgenden Jahren Frühjahrszählungen durchführten (Abb. 16). In den Jahren 2002 auf 2003, 2004 auf 2005 sowie 2005 auf 2006 blieben die Populationsdichten in den 396, 516 bzw. 541 RG weitgehend stabil. **Deutliche Zunahmen** der Frühjahrsbesätze um **8 %** wurden dagegen in den 495 RG von **2003 auf 2004** erreicht, die auf die hohen Nettozuwachsrate in 2003 zurückzuführen sind. Durch diese Auswertung ist auszuschließen, dass die Populationszunahmen weder durch das Hinzufügen von RG mit überdurchschnittlichen noch durch das Ausscheiden von RG mit unterdurchschnittlichen Hasenbesätzen verursacht sind

Die Besätze des Feldhasen in den fünf Großlandschaften wie auch in den einzelnen Bundesländern entwickelten sich zwischen den Frühjahren 2002 und 2006 sehr unterschiedlich. Bei der Berücksichtigung aller RG ist zu beachten, dass in einzelnen Jahren RG hinzukamen bzw. wegfielen und dadurch die Vergleichbarkeit zwischen den Jahren eingeschränkt ist. Die Darstellung der Besatzentwicklung in den Großlandschaften anhand der RG, die in zwei aufeinander folgenden Jahren gezählt haben (Abb. 16), gibt hier eine zuverlässigere Aussage. Die niedrigen Besätze im NO-Tiefeland weisen nur von 2004 auf 2005 einen leichten positiven Trend (+6 %) auf. Dagegen sind die Entwicklungen im O-Mittelgebirge, zu dem mehrheitlich RG im Thüringer Becken zählen, in den Jahren 2003 bis 2006 deutlich positiv ausgeprägt.

In den RG des W- und des SW-Mittelgebirges wie auch im Alpenvorland sind die Besatzentwicklungen in einzelnen Jahren sehr unterschiedlich und reichen von leicht rückläufig über unverändert bis hin zu deutlichen Zunahmen von über 10 %. Dabei ist festzuhalten, dass die **Besatzentwicklungen** sowohl in den Großlandschaften untereinander als auch über die Jahre hinweg **keine einheitliche Tendenz** aufweisen.

3.1.3 Diskussion

Die Karten mit den Frühjahrs- und Herbstbesätzen (Abb. 11, Abb. 12) veranschaulichen die **geographischen Schwerpunkte** des Hasenvorkommens in Deutschland. Sie liegen in den Geest- und Marsch-Regionen Niedersachsens (und Schleswig-Holsteins, keine Daten für 2006 vorhanden) in den Naturräumen Unteres Weserbergland, Niederrheinische/s Bucht und -Tiefeland, Westfälische Tieflandsbucht Nordrhein-Westfalens sowie im Rhein-Main-Tiefeland, der Mainfränkischen Platten, dem Nördlichen Oberrhein-Tiefeland und dem Fränkischen Keuper-Lias-Land in Hessen, Baden-Württemberg und Bayern (BARTEL et al. 2005).

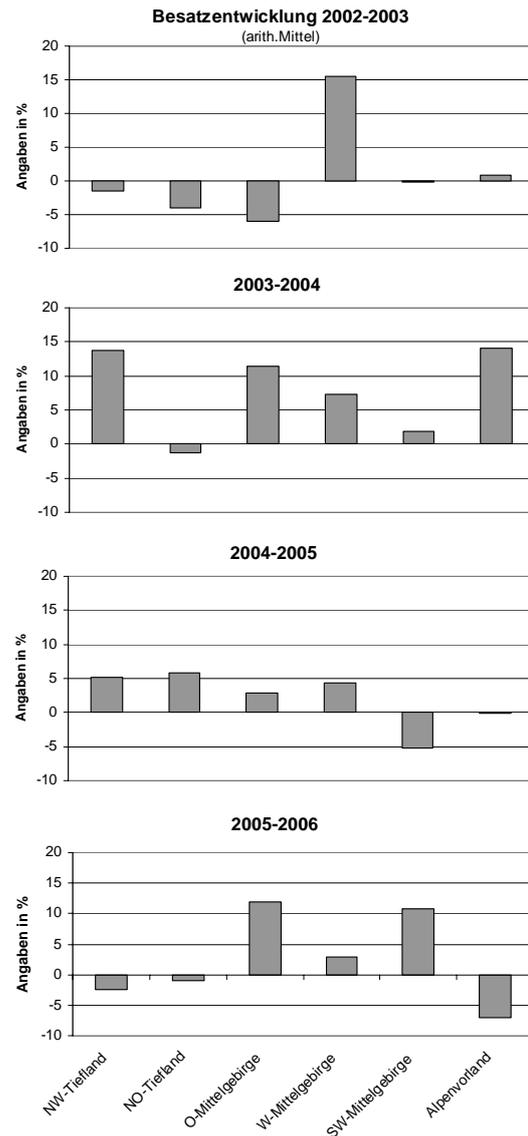


Abb. 16: Populationszuwachs [%] des Feldhasen in den Großlandschaften, Jahre 2002 – 2003

Die für Deutschland dokumentierten, **sehr großen Spannweiten der erfassten Hasenbesätze** von **unter einem bis 144 Hasen/100 ha** im Frühjahr 2006 bzw. bis 168 Hasen/100 ha im Herbst 2006 sind für Hasenpopulationen nicht ungewöhnlich und finden Bestätigung in der Literatur (PEGEL 1986, SPAETH 1989, BECKER 1997, STRAUß & POHLMAYER 2001). Die Unterschiede in der Besatzdichte sind u.a. das Resultat der verschiedenen Habitattypen, die der Hase besiedelt und die in ihrer **Habitatqualität** großräumig sehr **stark differieren** (HACKLÄNDER et al. 2001).

Der bereits in den vergangenen Jahren in WILD dokumentierte **Dichteunterschied zwischen den ostdeutschen und westdeutschen Bundesländern** bestätigte sich auch im Jahr 2006 wieder und ist in den WILD-Jahresberichten 2003 und 2004 in Zusammenhang mit der unterschiedlichen Intensivierung der Landwirtschaft ausführlich diskutiert (BARTEL et al. 2005). Dieser Unterschied tritt umso deutlicher hervor, wenn nur das NW-Tiefland (26,3 Hasen/100 ha) mit dem NO-Tiefland (5,2 Hasen/100 ha) verglichen wird. Obwohl beide Regionen durch eine intensive und hochproduktive Landwirtschaft geprägt sind, scheinen in der ostdeutschen Region vor allem die vergleichsweise großen Bewirtschaftungseinheiten bestandslimitierend zu wirken (SPITTLER 1972). Um diese Effekte kausalanalytisch belegen zu können, sind Flächennutzungskartierungen und vergleichende Analysen in einer größeren Anzahl von RG zwingend erforderlich.

Die Ergebnisse aus WILD widersprechen der häufig vertretenen Auffassung, dass eine intensive Landwirtschaft als alleiniger Faktor für die geringen Hasendichten verantwortlich zu machen ist (SCHRÖPFER & NYENHUIS 1982, TAPPER & BARNES 1986, SLAMECKA 1991, PANEK & KAMIENIARZ 1999). Vielfach sind in den intensiv genutzten Agrarregionen die höchsten Hasenbesätze zu verzeichnen (STRAUB & POHLMAYER 2001, HOFFMANN 2003, BARTEL et al. 2005). Weitere Analysen der WILD-Daten in Verbindung mit Flächennutzungskartierungen können hierzu wichtige Erkenntnisse liefern.

Entwicklung der Hasenbesätze zwischen 2002 und 2006

Die Beurteilung der Populationsdynamik 2002-2006 beruht auf den Frühjahrsdichten des Feldhasen, die den reproduzierenden Stammbesatz widerspiegeln. Die **Auswertungen erfolgen auf der Basis von drei Datenpools**. Der Datenpool, in dem **alle RG** berücksichtigt sind, gewährleistet einerseits eine hohe Stichprobenzahl und damit eine hohe Repräsentativität für die Hasenbesätze in Deutschland. Andererseits kann das Hinzukommen oder Aus-

scheiden von einzelnen RG, was über die Jahre nicht zu vermeiden ist, die Vergleichbarkeit beeinträchtigen. Das Ausscheren von einzelnen Landesjagdverbänden bzw. Bundesländern aus diesem gemeinsamen Projekt wirkt sich hier besonders nachteilig aus. Im zweiten Auswertungsmodus werden nur **die RG** berücksichtigt, die **über alle Jahre kontinuierlich zählten**. Eine geringere und zwangsläufig abnehmende Stichprobenzahl vermindert hierbei einerseits eine repräsentative Aussage für Deutschland, da u.a. RG aus den östlichen Bundesländern überproportional vertreten sind, spiegelt jedoch andererseits eine hohe Zuverlässigkeit in den Aussagen für das Populationsgeschehen in diesen Gebieten wider. Die Darstellung der **Populationszuwächse von Frühjahr zu Frühjahr** versucht die Stärken und Schwächen der vorhergehend beschriebenen Auswertungsmodi zu kompensieren. Jedoch ist auch bei dieser Zeitreihe zu beachten, dass in den einzelnen Jahren das Set an RG leicht variiert und keine statistische Absicherung der Ergebnisse über den gesamten Zeitraum möglich ist.

Die Ergebnisse der Scheinwerferzählungen aus allen RG mit Ausnahme von Schleswig-Holstein weisen für die vergangenen fünf Jahre einen signifikanten Anstieg der Feldhasenpopulation in Deutschland von 10 auf 15 Hasen/100 ha auf. Für die kontinuierlich gezählten RG fällt diese Zunahme (von 11 auf 12 Hasen/100 ha) sehr viel moderater aus. Das Ergebnis der dritten Auswertemöglichkeit steht von den Dichtewerten und der Trendentwicklung zwischen denjenigen der beiden anderen Verfahren. Insgesamt zeigen alle Verfahren zumindest eine leichte Zunahme der Hasendichte, die wahrscheinlich bei 2-3 Hasen/100 ha liegt. Unter Berücksichtigung der genannten Nachteile des ersten Verfahrens ist davon auszugehen, dass die, durch dieses Verfahren ermittelten hohen Populationszunahmen, nicht zutreffend sind.

Ausgehend von hohen Nettozuwachsrate vom Frühjahr zum Herbst **2003** resultierte im Frühjahr **2004** eine **deutliche Populationszunahme im NW-Tiefland, dem O- und W-Mittelgebirge sowie dem**

Alpenvorland. In den darauf folgenden Jahren waren die Nettozuwachsrate durchweg niedriger, so dass hieraus keine hohen Populationszunahmen erfolgen konnten. Die unterschiedlichen Populationsentwicklungen in den Großlandschaften wie auch in den einzelnen Jahren verdeutlichen den starken Einfluss von **kleinräumig wirkenden biotischen und abiotischen Einflussfaktoren** wie Witterung, Habitat etc. auf die Feldhasenpopulationen. Daher müssen diese wichtigen Parameter langfristig in einem Monitoring mit aufgenommen werden, um das Populationsgeschehen zuverlässig beurteilen zu können.

3.2 Rotfuchs

Im Jahr 2006 erfolgte die Fuchserfassung bereits zum vierten Mal seit der Gründung des WILD. Auf Grund der veränderten Herleitung des Mindest-Sommerbesatzes (vgl. Abschnitt 2.1.2 Methodik) wurden die Werte der Jahre vor 2006 entsprechend angepasst.

Ergänzend werden die in den RG erhobenen Informationen zu Bauart und Lage der Wurfbaue ausgewertet.

3.2.1 Datenmaterial

Deutschlandweit beteiligten sich im Jahr 2006 insgesamt 344 Jagdbezirke (266.187 ha) an der Bau- und Geheckkartierung. Damit konnte die Beteiligungsrate im Vergleich zum Vorjahr (N=368 JB) auf ähnlichem Niveau gehalten werden, obwohl aus Bremen, Hamburg, dem Saarland und Schleswig-Holstein keine Daten zur Verfügung standen.

Im Zusammenhang mit den Zeitreihen von 2003 bis 2006 ist darauf hinzuweisen, dass sich die Stichprobenkollektive von Jahr zu Jahr unterscheiden. Nachteilige Einflüsse auf die Ergebnisse können daher nicht ausgeschlossen werden.

3.2.2 Besatzentwicklung

Geheckdichten

Die Geheckdichten sind zwar seit 2003 leicht rückläufig (Abb. 17), die **Unterschiede zwischen den Jahren** sind jedoch **nicht signifikant** (ANOVA; $p=0,234$).

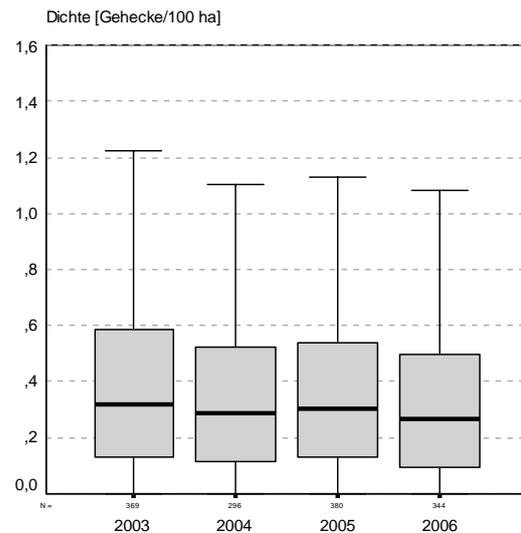


Abb. 17: Entwicklung der Fuchs-Geheckdichten von 2003 bis 2006 in den beteiligten Jagdbezirken

Mit einem Mittelwert von 0,27 Gehecken/100 ha (Median) erreichte die Geheckdichte 2006 den niedrigsten Wert seit Beginn der Erfassung im WILD. Die mittleren Geheckdichten der beteiligten Bundesländer (Abb. 18) schwankten dabei zwischen 0 und 0,58 (Median). Die Unterschiede zwischen den Bundesländern sind nicht signifikant (ANOVA; $p=0,076$). Die höchste Geheckdichte 2006 wurde mit 3,87 Gehecken/100 ha in einem JB Sachsens festgestellt (Anhang 7).

Die Häufigkeitsverteilung der Geheckdichten ist im Vergleich zu den Vorjahren nahezu identisch. Das Gros der Reviere weist weiterhin Dichten zwischen 0 und 0,5 Gehecken/100 ha auf. In einem Viertel aller JB konnten keine Gehecke bestätigt werden.

Die bundesweite Entwicklung der Geheckdichten findet sich auch auf Ebene der Großlandschaften wieder (Abb. 19). Die Dichten sind in den einzelnen

Großlandschaften über die Jahre hinweg gleich bleibend bis leicht rückläufig, wobei sich die Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren, mit Ausnahme der signifikanten Abnahme im SW-Mittelgebirge vom Jahr 2003 auf 2006 (Dunnnett-T3-Test, $p=0,031$), nicht belegen lassen.

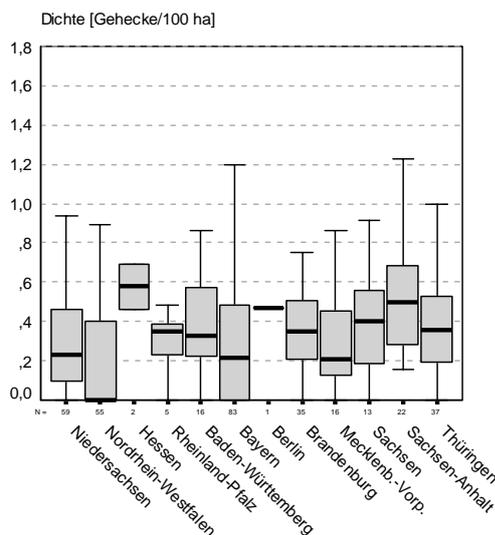


Abb. 18: Fuchs-Geheckdichten 2006 in den beteiligten Bundesländern

Deutlicher als die Schwankungen zwischen den Jahren stellen sich die Abweichungen auf Ebene der Großlandschaften dar (Anhang 10). Diese sind in allen vier Jahren statistisch abgesichert (ANOVA; $p \leq 0,001$). Auffallend ist insbesondere das **NW-Tief-land**, welches stets die **geringste mittlere Geheckdichte** der sechs Regionen aufweist.

Frühjahrs- und Sommerbesätze

Da sich die Frühjahrs- und Sommerbesätze durch die Verwendung konstanter Faktoren direkt aus den Geheckdichten ableiten (vgl. Abschnitt 2.1.2 Methodik), gilt hinsichtlich ihrer Entwicklungen und der regionalen Unterschiede grundsätzlich das Gleiche wie für die Geheckdichten.

Der **Mindest-Frühjahrsbesatz** betrug im Mittel 0,7 Altfüchse/100 ha (Median). Die Werte der einzelnen JB schwankten zwischen 0 und 9,7 Altfüchsen/100

ha (Anhang 8). Im Mittel aller JB lag der **Mindest-Sommerbesatz** bei 1,9 Füchsen/100 ha (Median). Die Spanne reichte dabei von 0 bis 27,1 Füchse/100 ha (Anhang 9).

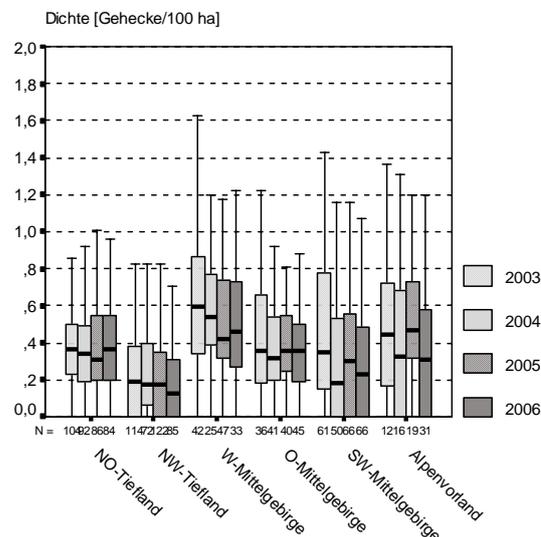


Abb. 19: Entwicklung der Fuchs-Geheckdichten von 2003 bis 2006 in den Großlandschaften

3.2.3 Reproduktion

Die RG stellten im Jahr 2006 insgesamt 293 Angaben zur Größe der beobachteten Gehecke zur Verfügung. Demnach betrug die **Geheckgröße bundesweit im Durchschnitt 4,2 Welpen/Geheck**. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Vorjahre ist das zwar der geringste Wert (Anhang 11), die Unterschiede der Jahre 2003 bis 2006 sind jedoch nicht signifikant (ANOVA; $p=0,107$).

Zwischen den Großlandschaften treten deutliche Unterschiede hervor. Insbesondere das **NW-Tief-land** weist regelmäßig **höhere Geheckgrößen** auf als die übrigen Großlandschaften (Anhang 11). Die erhöhten Geheckgrößen stehen vermutlich im Zusammenhang mit den niedrigeren Geheckdichten in dieser Region (BARTEL et al. 2005).

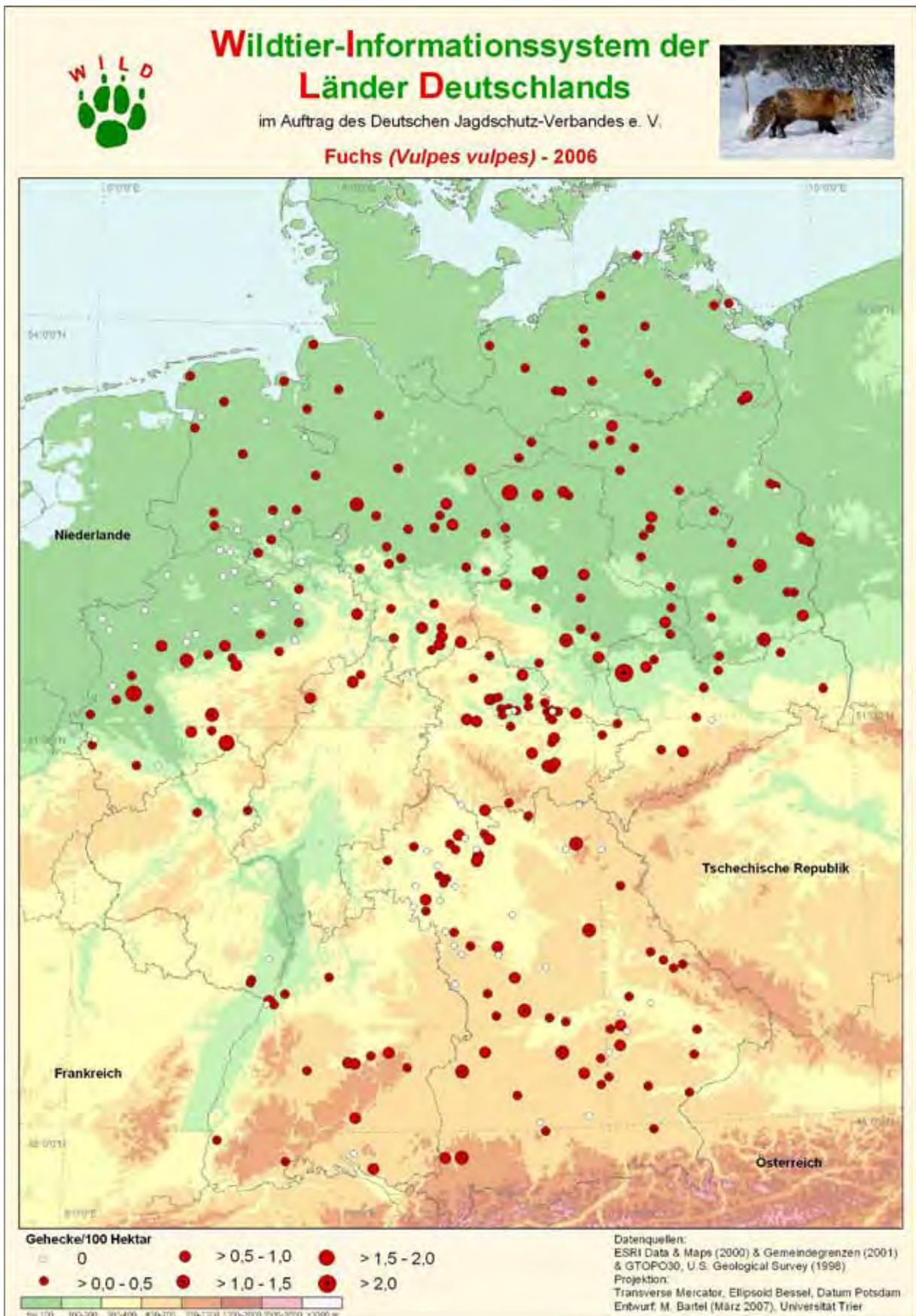


Abb. 20: Fuchs-Geheckdichten im Jahr 2006 in den beteiligten Jagdbezirken

3.2.4 Wurfbauanlage

Im Zuge der Bau- und Geheckkartierung wurden zusätzlich Parameter zur Art des Baus und dessen Lage erfasst. Die RG meldeten im Jahr 2006 insgesamt 813 Rotfuchs-Wurfbau. Beim überwiegenden Teil dieser Baue (83 %) handelt es sich um Naturbaue. Weitere 7 % sind Kunstbaue, 4 % zählen zur Kategorie der sonstigen Baue. 6 % der Wurfbau wurden nicht zugeordnet.

Bei den weiteren Analysen wurden nur Natur- und sonstige Wurfbau berücksichtigt, sofern gleichzeitig Informationen zur Lage der Baue und den Anteilen der Nutzungsformen (Wald, Offenland, Gewässer, befriedete Bereiche) der beteiligten JB vorliegen. So kamen 610 Wurfbau aus 220 JB in die Auswertung.

Insgesamt wurden 38 % der Wurfbau in Wäldern gefunden. Verglichen mit dem Bewaldungsprozent der beteiligten JB (13 %) ist dieser Anteil deutlich erhöht; auch außerhalb des Waldes werden Deckung bietende Strukturen bevorzugt (Abb. 21). So befand sich ein Viertel aller Wurfbau (25 %) in Hecken, Feldgehölzen und Feldholzstreifen. Weitere 22 % der Baue wurden in Randstreifen und Böschungen gefunden. Nur ein kleiner Teil (11 %) lag direkt im Offenland.

3.2.5 Diskussion

Besatzdichten

Die ermittelten Fuchs-Geheckdichten liegen im Rahmen der Vorjahresergebnisse (BARTEL et al. 2005) und decken sich im Wesentlichen mit regionalen Untersuchungsergebnissen anderer Autoren (FUNK 1994, NOACK & GORETZKI 1999, STIEBLING & SCHNEIDER 1999). Sie fügen sich außerdem in die Spannweite ein, die sich aus weiteren Studien im europäischen und außereuropäischen Ausland ergibt. Beispielsweise werden für Großbritannien Populationsdichten von 0,03 (Schottland) bis 0,85 Altfüchsen/100 ha (Wales) angeführt, die in urbanen Bereichen Werte von bis zu 30 Altfüchsen/100 ha

annehmen können (MACDONALD & NEWDICK 1982, HARRIS & RAYNER 1986). Des Weiteren werden für Nordamerika (Kanada) Frühjahrsdichten von 0,1 bis 1,0 Füchsen/100 ha angegeben (VOIGT 1987), während in einem landwirtschaftlich geprägten Gebiet Polens im Mittel 2,2 (GOLDYN et al. 2003) und im montanen Bereich der Schweiz 3,0 Altfüchse/100 ha ermittelt wurden (MEIA 1994). Neuere Untersuchungen geben für das eurasische Verbreitungsgebiet des Fuchses eine regional schwankende Populationsdichte von 0 bis 2,8 Altfüchsen/100 ha an (BARTÓN & ZALEWSKI 2007).

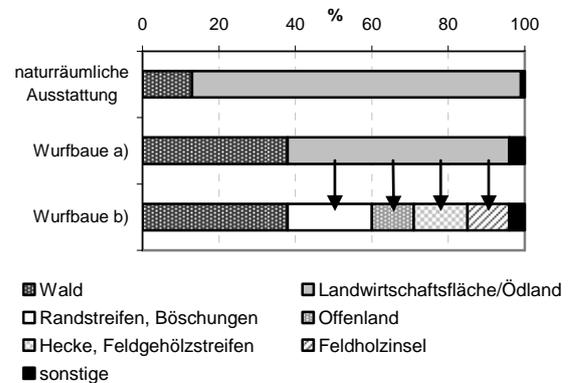


Abb. 21: Gegenüberstellung der naturräumlichen Ausstattung der beteiligten JB (N=220) und der Wurfbaulage (N=610). Der untere Balken (Wurfbau b) zeigt zusätzlich die agrarwirtschaftlich geprägte Fläche aufgliedert nach Randstreifen, Offenland, Hecken und Feldholzinseln

Unabhängig davon weist die Analyse zur Lage der Wurfbau darauf hin, dass der Fuchs Wälder und andere deckungsreiche Strukturen zur Wurfbauanlage bevorzugt. Da die beteiligten RG ein unterdurchschnittliches Bewaldungsprozent aufweisen, kann eine Beeinflussung der WILD-Daten nicht ausgeschlossen werden. Die vorgestellten Ergebnisse gelten somit grundsätzlich nur für die vorherrschende Situation in den RG.

Reproduktion

Die Reproduktion wird neben der Besatzdichte in hohem Maße von der Lebensraumqualität beeinflusst (BARTEL ET AL. 2005). Je geringer die Besatz-

dichte bzw. je besser die Habitatqualität ist, desto größer ist die Zahl der Welpen je Geheck (FUNK 1994). Im Frühjahr 2006 trat der Fall ein, dass sich die mittlere Geheckgröße trotz einer etwas geringeren Geheckdichte nicht erhöht hat. Möglicherweise ist dafür der in vielen Regionen Deutschlands verzeichnete Rückgang der Mäusepopulationen verantwortlich, der sich in Folge des langen und schneereichen Winters 2005/06 ereignet hat (MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG 2006, THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT 2006, ANONYMUS 2007).

Unabhängig davon wurde wie bereits in den Vorjahren beobachtet, dass die Geheckgröße im NW-Tief-land größer war als in den meisten anderen Regionen. Trotzdem lag der absolute Zuwachs als Produkt aus Geheckdichte und Geheckgröße im NW-Tief-land mit durchschnittlich 1,1 Füchsen/100 ha unter den Werten der restlichen Großlandschaften (1,3 bis 1,9 Füchse/100 ha).

3.3 Dachs

Die Besatzermittlung des Dachses erfolgte bereits zum vierten Mal seit Bestehen des WILD. Auf Grund der veränderten Herleitung des Mindest-Sommerbesatzes (vgl. Abschnitt 2.1.3 Methodik) wurden die Werte der Jahre vor 2006 entsprechend angepasst.

Ergänzend zu den Auswertungen der Geheckdichten und der Reproduktion des Dachses wird in diesem Jahr eine Analyse zur bevorzugten Lage der Wurfbaue durchgeführt.

Des Weiteren fließen die Daten der **Flächendeckenden Einschätzung (FE)** 2006 zum Dachsvorkommen in die Ergebnisdarstellung ein.

3.3.1 Datenmaterial

Da die Bau- und Geheckkartierung für Fuchs und Dachs in einem gekoppelten Verfahren erfolgt, sind die betrachteten JB identisch (N=344). Nähere In-

formationen zum Datenmaterial können somit dem Kapitel „Rotfuchs“ entnommen werden.

Zusätzlich beteiligten sich insgesamt 31.507 Jagdbezirke aus 8.316 Gemeinden (Beteiligungsrate = 62,5 %) an der FE 2006. Davon waren 31.403 Datensätze auswertbar.

3.3.2 Vorkommen des Dachses

Die Ergebnisse der FE 2006 zeigen, dass der Dachs innerhalb Deutschlands auf Gemeindeebene **nahezu flächendeckend** vertreten ist (Abb. 24). Der Anteil der Gemeinden ohne Dachsvorkommen beträgt nur 6 % (Anhang 12). Durch die unterschiedlichen Gemeindegrößen werden jedoch lokale Verbreitungslücken verdeckt (vgl. Abschnitt 2.1.3 Methodik). Ein besseres Bild liefert die Auswertung nach JB (Abb. 22). Demnach kommt der Dachs deutschlandweit in drei Viertel aller Reviere vor. Besonders häufig tritt er in den JB der Mittelgebirgsregionen auf (> 90 %). Seltener ist er dagegen in den Tieflandsbereichen (Abb. 24), insbesondere in den JB Niedersachsens (41 %), Nordrhein-Westfalens (68 %) und Sachsen-Anhalts (73 %). Mögliche Gründe für das häufigere Fehlen in diesen Gebieten werden im Abschnitt 3.3.6 Diskussion erörtert.

3.3.3 Besatzentwicklung

Geheckdichten

Die Geheckdichten sind seit 2003 **nahezu konstant**. Eine signifikante Veränderung ist nicht zu beobachten (ANOVA; $p=0,822$).

Die mittlere Geheckdichte 2006 betrug 0,07 Gehecke/100 ha (Median). Die Mittelwerte der einzelnen Bundesländer schwankten zwischen 0 und 0,5 Gehecken/100 ha. Die Unterschiede zwischen den Bundesländern sind signifikant (ANOVA; $p=0,032$). Besonders auffallend ist Nordrhein-Westfalen (Anhang 12), wo der Großteil der Referenzgebiete keine Wurfbaue gemeldet hat. Die höchste Geheck-

dichte (1,6 Gehecke/100 ha) wurde in einem JB Sachsens ermittelt.

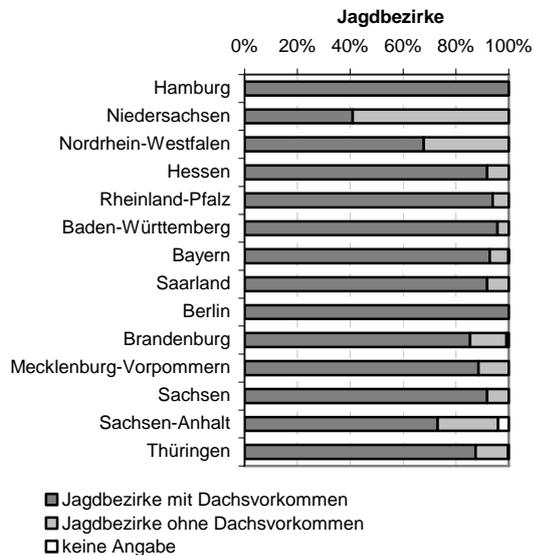


Abb. 22: Vorkommen des Dachses in den teilnehmenden Jagdbezirken Deutschlands 2006

Die Entwicklung der Geheckdichten auf Ebene der Großlandschaften ist im Wesentlichen mit der bundesweiten Situation vergleichbar (Abb. 25). Die Unterschiede zwischen den Jahren sind geringfügig und statistisch im Allgemeinen nicht nachweisbar.

Dagegen treten die Unterschiede zwischen den Großlandschaften deutlich in Erscheinung (Abb. 25). Sie sind in allen Beobachtungsjahren signifikant (ANOVA; $p < 0,001$). Hervorzuheben ist das **NW-Tiefenland**, welches die **geringsten Geheckdichten** aufweist.

Frühjahrsbesätze

Bei der Ermittlung der Mindest-Frühjahrsbesätze werden neben den Wurfbauen auch die bewohnten Baue und damit die nicht reproduzierenden Dachse

berücksichtigt. Insgesamt spiegelt sich hier ein ähnliches Bild wider wie bei den Geheckdichten (Abb. 26, Anhang 17). Ein statistisch abgesicherter Unterschied zwischen den Jahren 2003 und 2006 ist nicht vorhanden (ANOVA; $p = 0,309$).

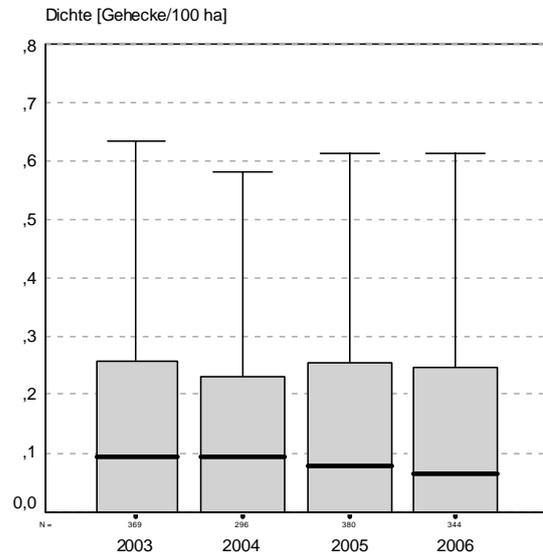


Abb. 23: Entwicklung der Dachse-Geheckdichten von 2003 bis 2006 in den beteiligten Jagdbezirken

Der Mindest-Frühjahrsbesatz 2006 betrug im Mittel 0,2 Altdachse/100 ha (Median). Die Werte in den einzelnen Jagdbezirken schwankten zwischen 0 und 4,7 Altdachsen/100 ha (Anhang 14).

Sommerbesätze

Da sich die Mindest-Sommerbesätze unmittelbar aus den Mindest-Frühjahrsbesätzen herleiten, sind deren Entwicklungen identisch.

Im Mittel aller beteiligten Jagdbezirke betrug der Mindest-Sommerbesatz 2006 etwa 0,4 Dachse/100 ha (Median). Die Werte bewegten sich in einem Bereich zwischen 0 und 7,9 Dachsen/100 ha.

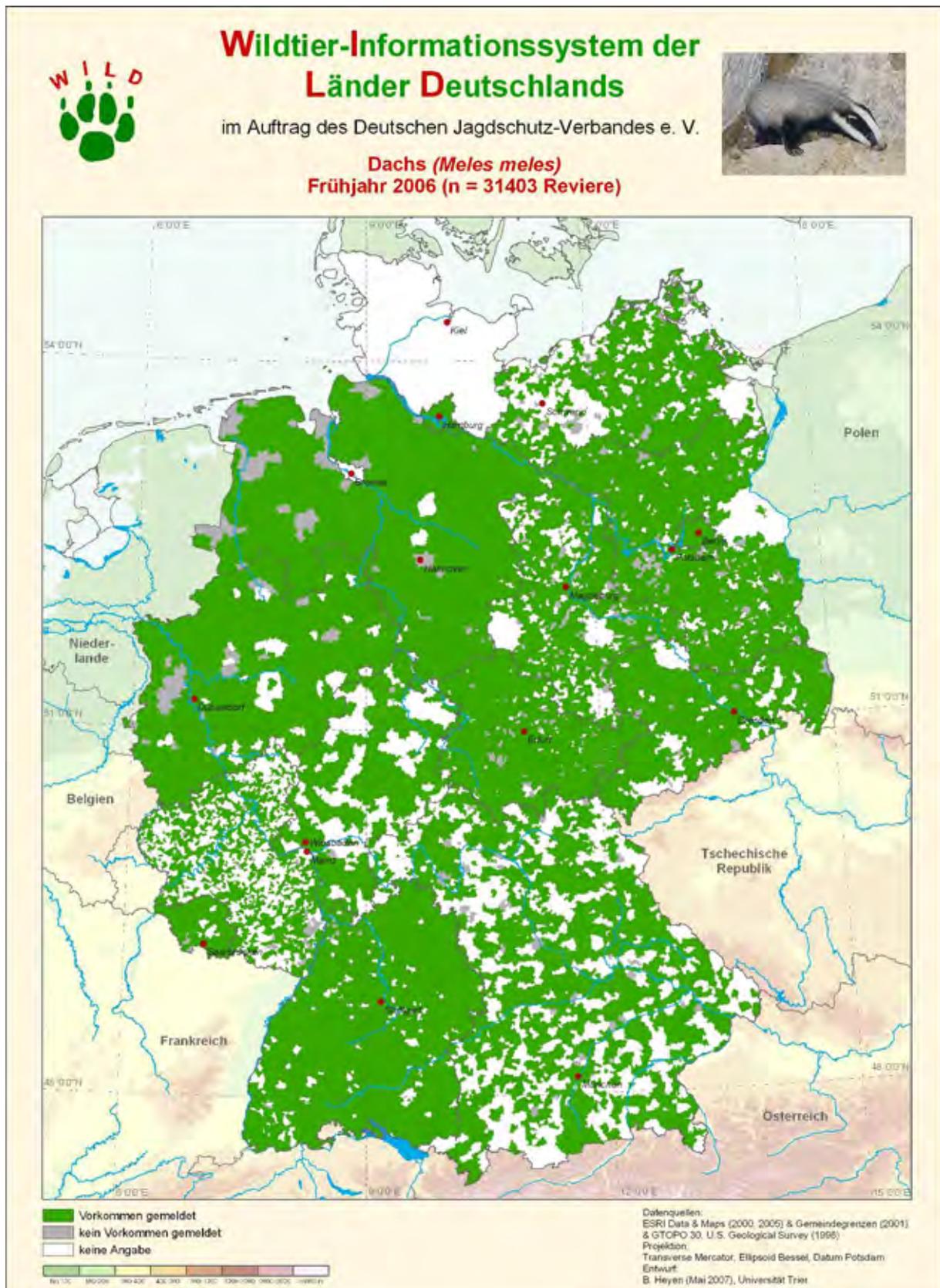


Abb. 24: Vorkommen des Dachses in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

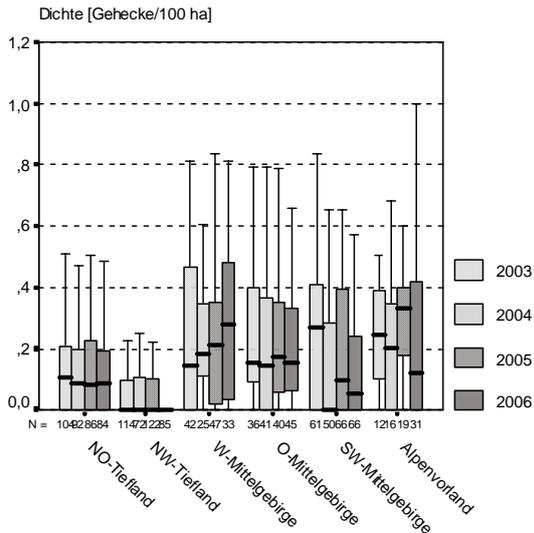


Abb. 25: Entwicklung der Dachs-Geheckdichten von 2003 bis 2006 in den Großlandschaften

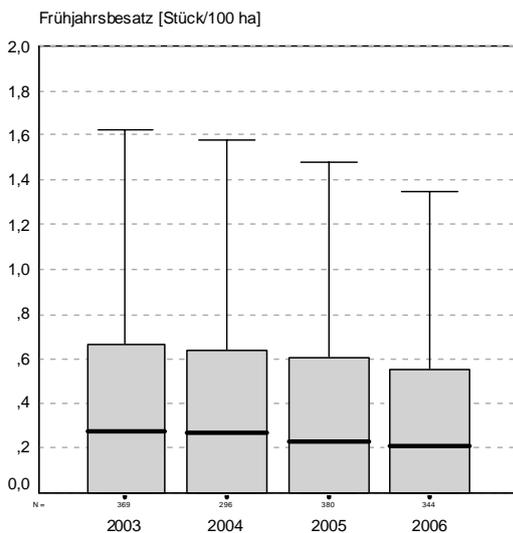


Abb. 26: Entwicklung der Dachs-Frühjahrsbesätze von 2003 bis 2006 in den beteiligten Jagdbezirken

3.3.4 Reproduktion

Insgesamt stellten die RG 103 Datensätze zur Dachs-Geheckgröße im Jahr 2006 zur Verfügung. Demnach betrug die **durchschnittliche Geheckgröße 2,9 Welpen/Geheck** und erreichte damit den geringsten Wert seit Beginn des WILD (Anhang 18). Statistisch ist der Unterschied jedoch nicht gesichert (ANOVA; Signifikanz 0,622).

Die Auswertung der Geheckgrößenentwicklungen von 2003 bis 2006 auf Ebene der Großlandschaften ist auf Grund der geringen jährlichen Stichprobenumfänge nicht möglich (Anhang 18). Ein statistischer Vergleich der Großlandschaften kann nur für den gesamten Zeitraum von 2003 bis 2006 erfolgen. Demnach existieren **keine Unterschiede zwischen den Geheckgrößen der einzelnen Großlandschaften** (ANOVA; $p=0,755$).

3.3.5 Wurfbauanlage

Die RG meldeten insgesamt 375 Wurfbaue. Der überwiegende Teil waren Naturbaue (91,5 %), während Kunstbaue nur in 1,6 % der Fälle als Wurfbau genutzt wurden. Der Anteil sonstiger Baue betrug 0,8 %, in etwa 6% der Fälle erfolgte keine exakte Zuordnung der Baue.

In den weiteren Analysen werden nur Natur- und sonstige Wurfbaue berücksichtigt, sofern gleichzeitig Informationen zur Lage der Baue und den Anteilen der Nutzungsformen (Wald, Offenland, Gewässer, befriedete Bereiche) der beteiligten JB vorlagen. So kamen 297 Wurfbaue aus 145 JB in die Auswertung.

Mit 57 % ist der Anteil der Wurfbaue, die im Wald gefunden wurden, deutlich höher als das Bewaldungsprozent der beteiligten JB (16 %). Hier ist eine **deutliche Bevorzugung des Waldes bei der Geheckbauanlage** zu erkennen (Abb. 28).

Die Wurfbaue außerhalb des Waldes lagen zudem **überwiegend in deckungsreichen, waldähnlichen Strukturen** wie Randstreifen und Böschungen (17 %), Hecken und Feldgehölzstreifen (12 %) bzw. Feldholzinseln (9 %). Lediglich 3 % der Baue wurden direkt dem Offenland zugeordnet (Abb. 28).

Auf Grund des vergleichsweise unterdurchschnittlichen Waldanteils in den RG ist eine Beeinflussung der Daten möglich. Die Ergebnisse gelten somit nur für die betrachteten RG.

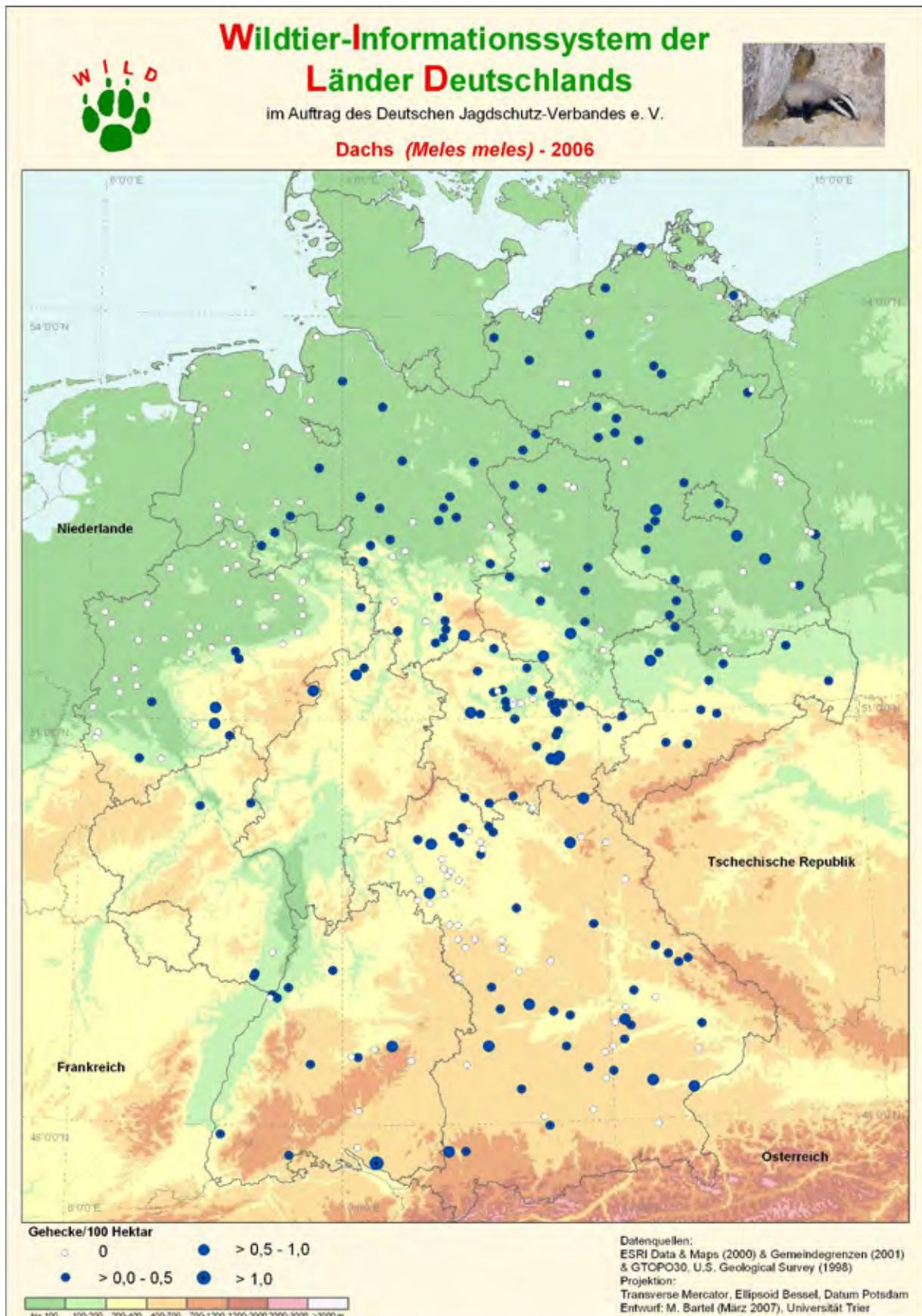


Abb. 27: Dachs-Geheckdichten im Jahr 2006 in den beteiligten Jagdbezirken

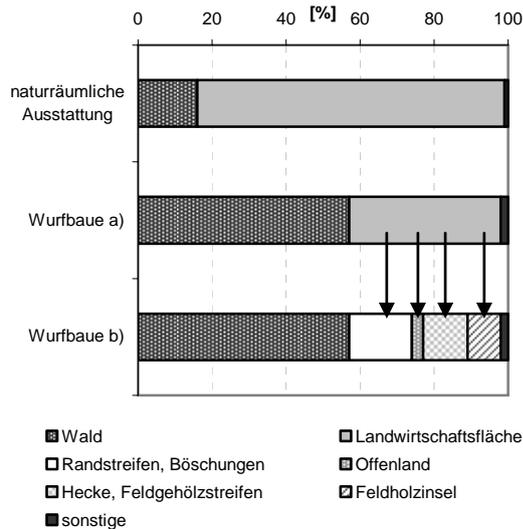


Abb. 28: Gegenüberstellung der naturräumlichen Ausstattung der beteiligten JB (N=145) und der Wurfbaulage (N=297). Der untere Balken (Wurfbaue b) zeigt zusätzlich die agrarwirtschaftlich geprägte Fläche aufgegliedert nach Randstreifen, Offenland, Hecken und Feldholzinseln

3.3.6 Diskussion

Flächendeckende Einschätzung

Die Ergebnisse der FE stimmen im Wesentlichen mit regionalen Studien überein (PEGEL 2001, EYLERT 2003). Als Hauptfaktoren für das lokale Fehlen des Dachses werden u.a. die Waldverteilung und das gebietsweise hoch anstehende Grundwasser vermutet (WALLISER & ROTH 1997, NOACK & GORETZKI 1999). Gestützt wird diese These durch die Beobachtung, dass sich die Verbreitungslücken vermehrt in Tieflandsregionen befinden, wo beide Faktoren gleichzeitig auftreten (z.B. im Emsland und an der Weser in Niedersachsen).

Die Analyse zur Lage der Wurfbaue bestätigt die bereits durch andere Autoren festgestellte hohe Bindung des Dachses an den Wald bzw. waldartige Strukturen (WALLISER & ROTH 1997) und kennzeichnet somit einen wesentlichen Bestandteil seines bevorzugten Lebensraums.

Besatzdichten

Die ermittelten Geheck- bzw. Besatzdichten sind vergleichbar mit denen der Vorjahre (BARTEL et al. 2005) und decken sich im Wesentlichen mit den Ergebnissen anderer regionaler Untersuchungen. So wurden bspw. im Kreis Luckau (Brandenburg) 0,055 Altdachse/100 ha festgestellt (BICKENBACH 1995), auf Rügen 0,35 (WALLISER & ROTH 1997) und in Süddeutschland 1,9 bis 2,9 Dachse/100 ha (HERRMANN et al. 1997). Wie lokale Untersuchungen zeigen, kann die örtliche Populationsdichte auch noch deutlich darüber liegen, so z.B. im Hake (Sachsen-Anhalt), wo 4,0 Altdachse/100 ha ermittelt wurden (HOFMANN 1999).

Der Vergleich der Ergebnisse mit Studien aus dem europäischen Ausland zeigt eine erheblich größere Bandbreite der Populationsdichten als in den RG. Während für ein Gebiet in der Schweiz Einschätzungen existieren, die eine Dichte von 0,5 Dachsen/100 ha belegen (GRAF et al. 1996), wurden in Schottland 1,9 bis 6,2 Altdachse/100 ha ermittelt (KRUUK & PARISH 1981). Ähnliche Angaben liegen mit 3,2 bis 5,9 Altdachsen aus irischen Untersuchungsgebieten vor (O'CORRY-CROWE et al. 1993). Die höchsten bekannten Populationsdichten wurden in England ermittelt, wo Ende der 1980er Jahre 19,7 Altdachse/100 ha gezählt wurden (CHEESEMAN et al. 1988). Neuere Untersuchungen belegen einen weiteren Anstieg auf 25,3 Altdachse/100 ha (RODGERS et al. 1997).

3.4 Aaskrähe

Die Kartierungen der Aaskrahenpopulation ermöglichen es, die aktuelle Bestandssituation und Entwicklung der Raben- und Nebelkrähe in Deutschland seit dem Jahr 2003 darzustellen.

3.4.1 Datenmaterial

Im Frühjahr 2006 wurden auf rund **276.000 ha** in **366 Jagdbezirken** (8 Bundesländern) Kartierungen der Aaskrahenpopulation durchgeführt. Die mittlere Fläche dieser Jagdbezirke (Abb. 29) liegt bundesweit bei 657 ha (Median).

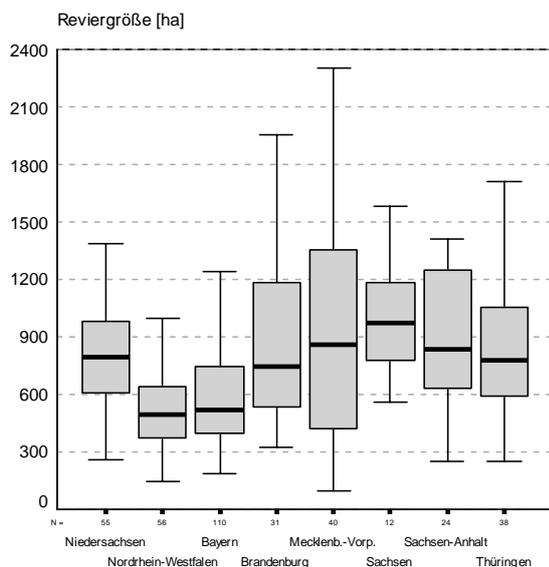


Abb. 29: Flächengröße der Jagdbezirke, aus denen Kartierungen der Aaskrahenpopulationen vorliegen, Frühjahr 2006

Im Vergleich zum Vorjahr (343 Kartierungen) ist die **Stichprobenzahl leicht angestiegen**. Dies ist im Wesentlichen auf die deutlich größere Zahl an beteiligten JB in Bayern und Mecklenburg-Vorpommern zurückzuführen. Aus Baden-Württemberg, Bremen, Rheinland-Pfalz, dem Saarland sowie Schleswig-Holstein stehen für das Jahr 2006 keine Daten zur Verfügung. In den übrigen Bundesländern ist die Zahl der beteiligten JB im Wesentlichen stabil geblieben bzw. nur leicht rückläufig (Anhang 19).

3.4.2 Ergebnisse

Situation und Entwicklung der Paarbesätze in den Bundesländern

Die Paardichte setzt sich aus der Dichte der Brut- und Revierpaare zusammen.

In den RG der einzelnen Bundesländer liegen die **Paardichten** im Frühjahr 2006 im Mittel zwischen 0,3 und 2,2 Paaren/100 ha (Median) und bewegen sich im bundesweiten Durchschnitt bei **1,1** (Median), bzw. **1,8** (arith. Mittel) **Paare/100 ha** (Abb. 30, Anhang 19).

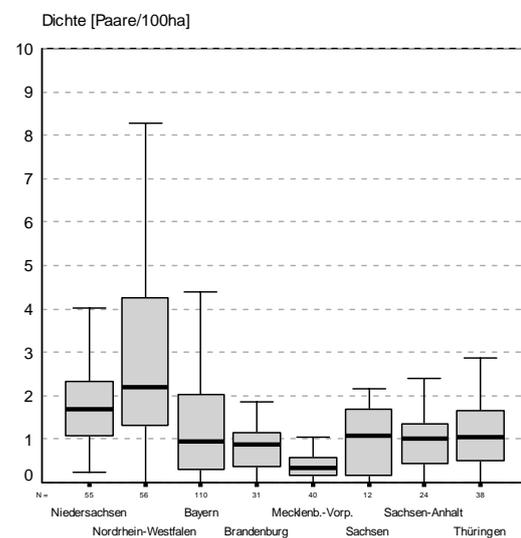


Abb. 30: Paardichte der Aaskrähe in den beteiligten JB der Bundesländer, Frühjahr 2006

Im Frühjahr 2006 gibt es mit Ausnahme von Niedersachsen in allen Bundesländern JB in denen weder Brut- noch Revierpaare bestätigen werden konnten. Verglichen mit dem Vorjahr (13,7 % der beteiligten JB) fehlen in 12 % (44 JB) aller beteiligten JB Hinweise auf reproduzierende Aaskrähenpaare (Abb. 30). Gleiches gilt für den Anteil der JB mit **hohen Paarbesatzen**, also mit mehr als 3 Paaren/100 ha (2005: 17,8 %, 2006: 15,3 %), sowie für die Anteile der Reviere mit niedrigem oder mittlerem Besatz (> 0 – 1 Paaren/100 ha bzw. > 1 – 3 Paare/100 ha).

Im Vergleich zu den Vorjahren (2003 – 2005) bleibt die **Paardichte** auf Bundesebene unter Berücksichtigung aller in den jeweiligen Jahren teilnehmenden JB **stabil** (Abb. 31); signifikante Veränderungen lassen sich nicht aufzeigen.

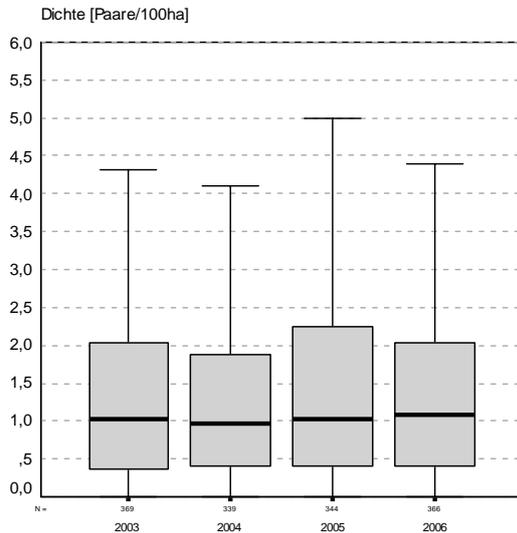


Abb. 31: Entwicklung der Paarbesätze der Aaskrähne in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands, Frühjahre 2003 bis 2006

Situation und Entwicklung der Paarbesätze in den Großlandschaften

Mit durchschnittlichen Paardichten über 1,4 (Median) bzw. 2,6 Paare/100 ha (arith. Mittel) finden sich die **höchsten Besätze** im Frühjahr 2006 im **NW-Tiefland**, dem **W-Mittelgebirge** sowie im **Alpenvorland** (Abb. 32, Abb. 33, Anhang 20). Die Besätze unterscheiden sich signifikant von den ermittelten Dichten im NO-Tiefland, dem SW- und O-Mittelgebirge (Duncan-Test, $p = 0,05$).

Für die Großlandschaften ergeben sich **keine signifikanten Trends** in der Entwicklung der Paarbesätze für den Zeitraum Frühjahr 2003 bis Frühjahr 2006 (Abb. 35).

Auf Grund der im Alpenvorland stark variierenden Stichprobenzahl ist eine Bewertung der Besatzentwicklung für diese Großlandschaft nicht möglich.

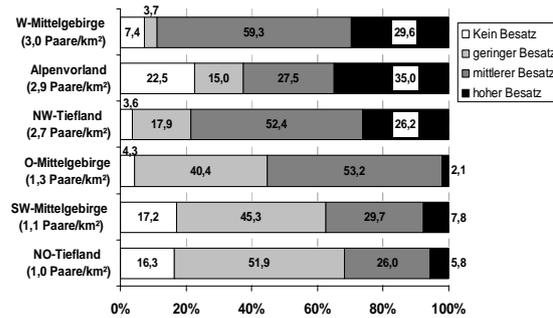


Abb. 32: Klassifizierung der Paardichte der Aaskrähne in den beteiligten Jagdbezirken der Großlandschaften, Frühjahr 2006

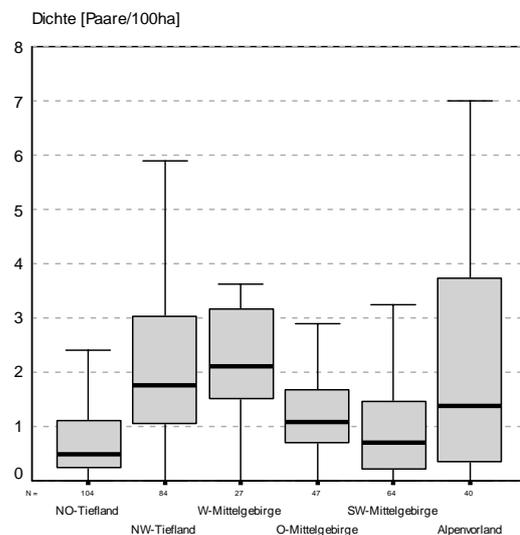


Abb. 33: Paardichte der Aaskrähne in den beteiligten Jagdbezirken der Großlandschaften, Frühjahr 2006

3.4.3 Diskussion

Datengrundlage

Als Grundlage der Diskussion für die Ergebnisse der Aaskrähnerfassung werden hier die **Paardichten** herangezogen, da diese höchst wahrscheinlich einen **besseren Vergleichswert** zu den Ergebnissen anderer Studien darstellen. Gründe hierfür sind zum einen, dass in der Literatur meist nicht klar zwischen Brut- und Revierpaaren unterschieden wird und zum anderen, dass in der Ornithologie wiederholte Bruthinweise als Bruten betrachtet werden (SÜDBECK et al. 2005a).

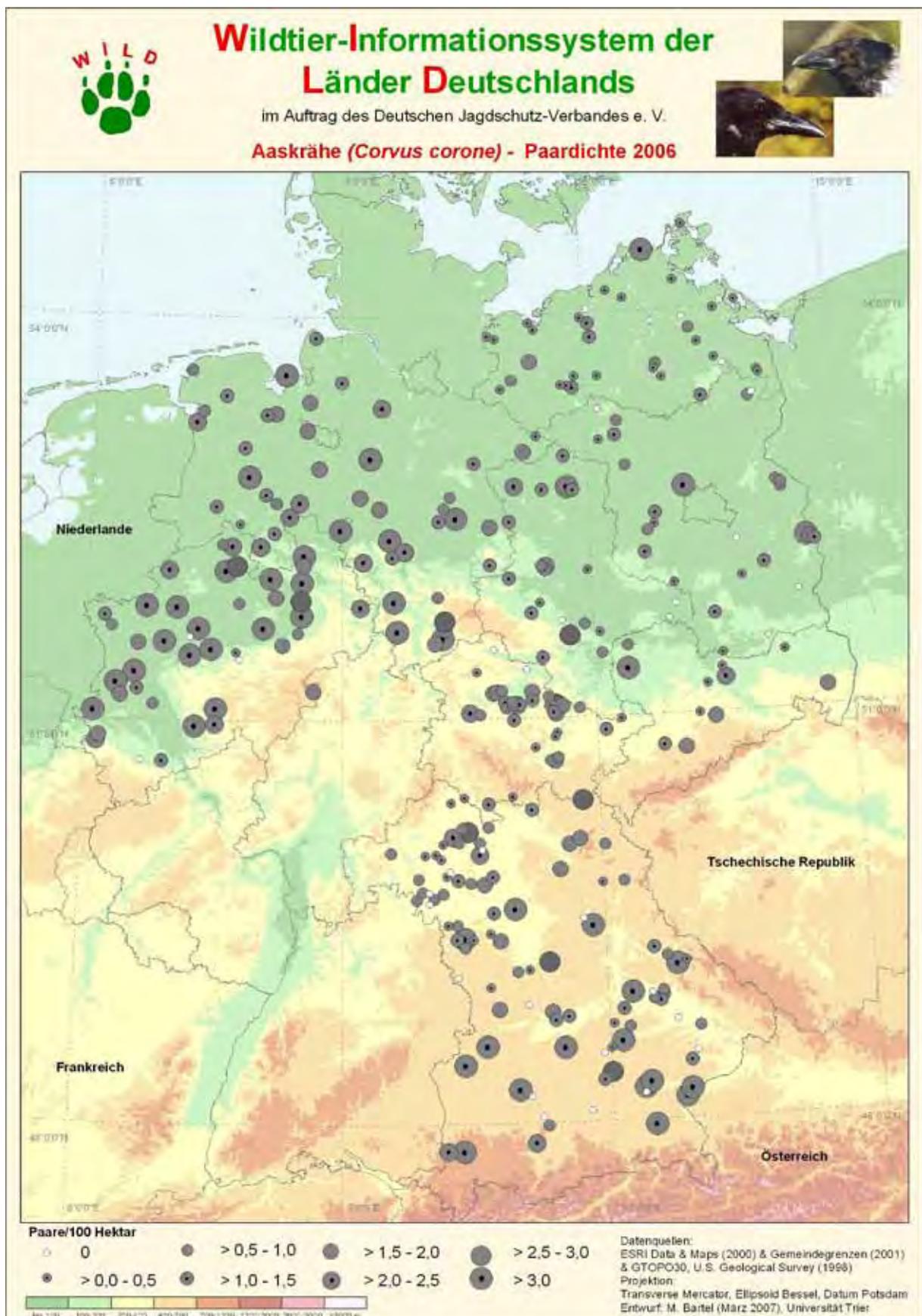


Abb. 34: Paarbesatz der Aaskrähe im Frühjahr 2006 in den beteiligten Jagdbezirken

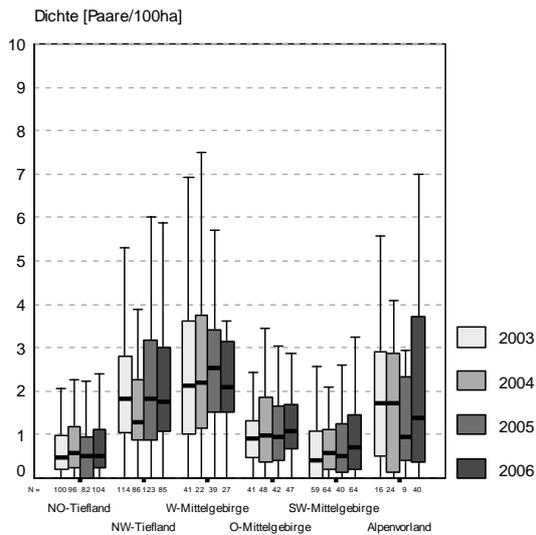


Abb. 35: Entwicklung der Paardichte der Aaskrähens in den beteiligten Jagdbezirken der Großlandschaften, Frühjahr 2003 bis 2006

Dass die in WILD ermittelten Paarbesätze eine **realistische Erfassung** des reproduktiven Teils der Aaskrähens-Bestände ermöglichen, zeigen Vergleiche mit anderen Studien. Beispielsweise schätzte HÖLZINGER (1997) den Bestand der Aaskrähens in Bayern auf 40.000-80.000 Brutpaare, woraus sich eine Dichte von 0,6-1,1 Brutpaare/100 ha berechnen lässt. In den drei zurückliegenden Jahren ergeben die Kartierungen in den beteiligten JB dieses Bundeslandes vergleichbare Ergebnisse, auch wenn die Stichprobenzahl in den einzelnen Jahren schwankt. In Niedersachsen wurde im Rahmen der Flächendeckenden Wildtiererfassung für 2005 eine Rabenkrähendichte von 1,9 Paare/100 ha ermittelt (STRAUB 2005 mündl. Mitteilung). In den beteiligten niedersächsischen RG liegt die mittlere Dichte bei 1,7 Paaren/100 ha und ist somit vergleichbar.

Paarbesatz in den Großlandschaften

Auffällig sind die signifikanten Unterschiede der Paarbesätze zwischen den Großlandschaften, insbesondere zwischen dem NW-Tiefland (schwerpunktmäßiges Vorkommen der Rabenkrähens) und dem NO-Tiefland (schwerpunktmäßiges Vorkommen der Nebelkrähens). Mögliche Ursachen können in der Landschaftsstruktur (und damit verbunden in der Verfügbarkeit von Nahrung und Brutplätzen) oder den klimatischen Besonderheiten der Großlandschaften liegen. Ferner kommen mögliche Unterschiede in der Ökologie von Raben- und Nebelkrähens in Betracht. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Populationsentwicklung

Die Entwicklung der Aaskrähens-Dichten in Deutschland wird seit ihrer Unterschutzstellung durch die Bundesartenschutzverordnung vom 19. Dezember 1986 kontrovers diskutiert. SCHWARZ & FLADE (2000) gehen im Westen Deutschlands von einem kontinuierlichen Populationsanstieg (2,8 % pro Jahr) aus, der z.B. auch durch die Wildtiererfassung Niedersachsens bestätigt wird. Für Ostdeutschland nehmen die Autoren eher gleich bleibende Besätze an (Anstieg 0,8 %). MÄCK & JÜRGENS (1999) sowie RICHARZ et al. (2001) halten hingegen eine Erhöhung der Besätze für unwahrscheinlich.

Die Ergebnisse des WILD zeigen für die betrachteten Jahre sowohl deutschlandweit als auch für die Großlandschaften **keine signifikanten Änderungen** der überregionalen Paarbesätze auf.

4 Flächennutzung und Dichte des Feldhasen

Die Ergebnisse des WILD zeigen eine hohe Variabilität der Populationsdichten des Feldhasen zwischen und innerhalb der einzelnen Großlandschaften Deutschlands. Insbesondere im Hinblick auf die Dynamik der Flächennutzung - beispielsweise vergrößerte sich die Maisanbaufläche in Deutschland von 2000 bis 2006 (1,75 Mio. ha) um etwa 230.000 ha (+ 15 %) (Deutsches Maiskomitee e.V.) - sind Kenntnisse über deren Einfluss auf die Hasendichten für die Entwicklung geeigneter Managementstrategien notwendig (BARTEL et al. 2005).

Der Einfluss der Landschaftsstruktur und der Flächennutzung auf den Feldhasenbesatz wird unterschiedlich bewertet (PIELOWSKI 1990, PANEK & KAMIENIARZ 1999, HOFFMANN 2003, RÜHE ET AL. 2004), wobei diese Untersuchungen höchstens regionalen Charakter haben. WILD bietet auf Grund seiner Konzeption nicht nur die Möglichkeit, diese Aspekte deutschlandweit zu untersuchen, sondern auch darzustellen, inwieweit sich die Änderungen der Landschaftsstrukturen auf die Populationsentwicklungen auswirken.

4.1 Ergebnisse/Diskussion

Bei der Analyse der Flächennutzungsdaten standen Daten aus insgesamt 63 JB zur Verfügung, die in den Jahren 2002 bis 2006 Untersuchungen durchgeführt haben. Die meisten JB stammen aus Rheinland-Pfalz und dem Saarland und weisen sehr unterschiedliche Hasenbesätze auf (Abb. 36). Eine repräsentative Aussage für Deutschland ist damit noch nicht möglich. Vielmehr sollen hier Auswertansätze für sehr große Datenmengen und erste Ergebnisse mit vorläufigem Charakter dargestellt werden.

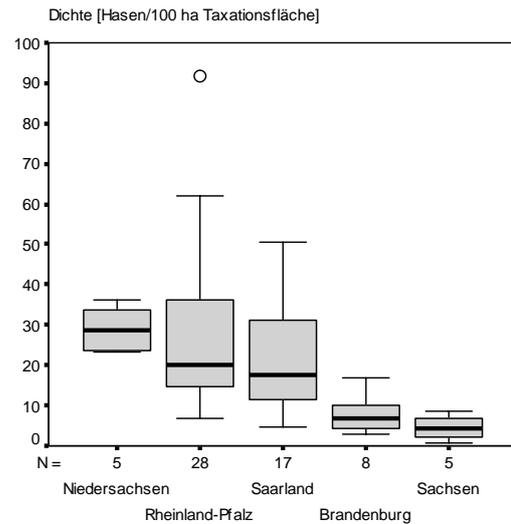


Abb. 36: Hasendichte in den JB mit Flächennutzungskartierungen

Bevor auf den Einfluss der Flächennutzung auf die Hasendichte eingegangen wird, soll diese nach verschiedenen Aspekten kurz beschrieben werden (Abb. 37 bis Abb. 40). Die JB im Saarland sind weitgehend durch Wald und Grünland geprägt, in Rheinland-Pfalz dominiert in einigen der Weinbau, in anderen der Ackerlandanteil und in Niedersachsen, Brandenburg und Sachsen hauptsächlich der Ackerlandanteil (Abb. 37).

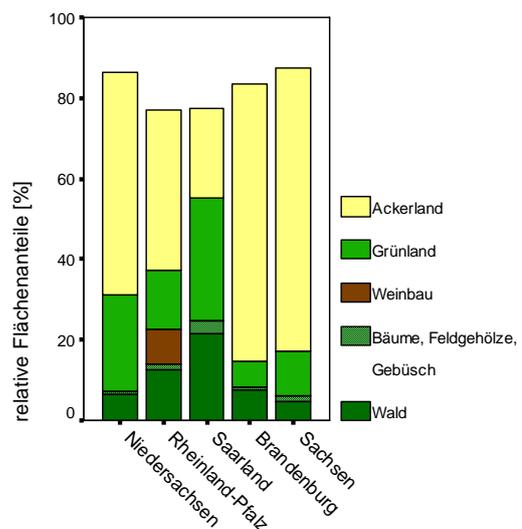


Abb. 37: Relative Flächenanteile der untersuchten JB in den verschiedenen Bundesländern

Ebenso spiegeln die durchschnittlichen Schlaggrößen (Abb. 38) die deutlichen Unterschiede zwischen den einzelnen Ländern wider, mit fast viermal größeren Ackerschlägen in Brandenburg und Sachsen im Vergleich zu den restlichen Bundesländern.

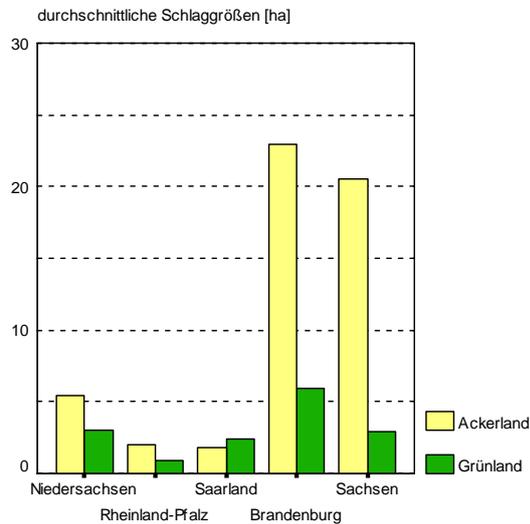


Abb. 38: Durchschnittliche Schlaggrößen in den untersuchten JB, getrennt nach Bundesländern

Ebenfalls von Interesse für die spätere Verknüpfung von Lebensraumqualität und Besatzdichten ist die relative Länge der verschiedenen Säume in Bezug auf die angrenzende Flächeneinheit (Abb. 39). Während für die Ackerlandsäume Niedersachsen im Mittel den höchsten Wert aufweist, trifft dies bei den Grünlandsäumen für das Saarland zu.

Durch die Angabe der relativen Länge von Fließgewässern und Verkehrswegen (Abb. 40) wird der Zerschneidungsgrad der Landschaft wiedergegeben. Dieser zeigt deutliche Unterschiede in den betrachteten Bundesländern, wobei besonders Rheinland-Pfalz herausragt.

Mit dem **Entscheidungs-Baum-Verfahren** ist es möglich, eine erste Einschätzung des Einflusses der Flächennutzung auf die Hasendichte vorzunehmen.

In einer ersten Analyse wurden dabei die Daten mit Flächennutzungsparametern auf Gruppenebene (Anhang 37) untersucht, welche eine grobe Einteilung

in Ackerland, Wiese, Weide, Feldgehölze und viele weitere Grobstrukturen erlaubt. Die Ergebnisse, auf die hier nicht näher eingegangen werden soll, machen allerdings deutlich, dass damit die Flächennutzung zu grob beschrieben wird, um einen Einfluss auf die Hasendichte sichtbar zu machen. Rund 60 % der Varianz der Hasendichte kann damit nicht erklärt werden.

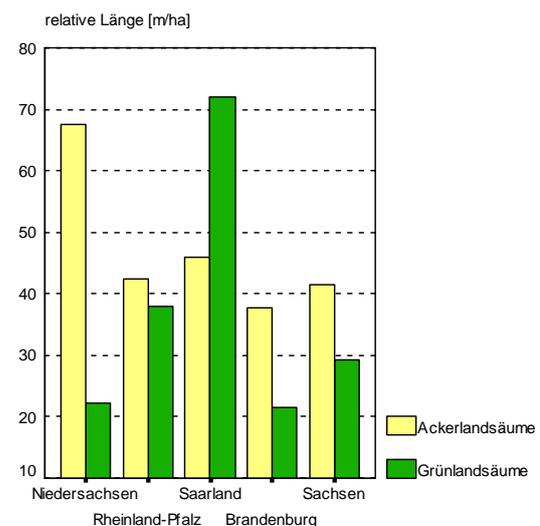


Abb. 39: Relative Gesamtlänge der Ackerland- und Grünlandsäume in den untersuchten JB, gruppiert nach Bundesländern.

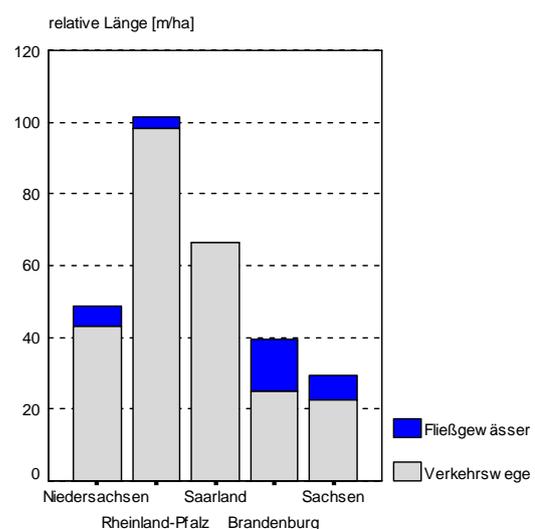


Abb. 40: Relative Länge von Fließgewässern und Verkehrswegen in den JB, getrennt nach Bundesländern

Daher wurde in einem nächsten Schritt eine **differenziertere Beschreibung der Flächennutzung** als Datenbasis für die Entscheidungs-Baum-Analyse herangezogen, aus der einige vorläufige Aussagen zum Einfluss der Flächennutzung auf die Hasendichte möglich sind.

Auffallend ist, dass sich **Säume** anscheinend eher negativ auf die Hasendichte auswirken, was an zwei Stellen des Entscheidungsbaums deutlich zum Ausdruck kommt und die beiden Gruppen mit den insgesamt niedrigsten Hasendichten von allen anderen differenziert. Die Gruppe aus JB mit den niedrigsten Hasendichten (Median: 6,6 Hasen/100 ha), die vor allem aus Sachsen und Brandenburg stammen, zeichnet sich dabei durch relativ lange Ackersäume entlang von Fließgewässern aus (14 JB). Die zweite Gruppe mit niedrigen Hasendichten (Mittel: 12,8 Hasen/100 ha) ist durch eine relativ große Länge aller Saumstrukturen gekennzeichnet (15 JB). Ob hiermit ein höherer Prädatorendruck verbunden ist, ähnlich wie ihn Hoffmann (2004) durch Hecken verursacht beschreibt, kann erst durch weitere Untersuchungen und durch die Miteinbeziehung der Prädatorendichte in eine solche Analyse geklärt wer-

den. Leider liegen derzeit von zu wenigen JB diese Angaben vor.

Die höchsten Dichten treten fast ausschließlich in den Revieren aus Rheinland-Pfalz auf, die im Oberrheingraben liegen und die größten Schläge mit **Gemüseanbau** aufweisen. Es könnte sein, dass der Gemüseanbau hierbei nicht nur direkt auf die Dichte einwirkt, sondern vielmehr auch als Indikator für gute Böden und warmes Klima interpretiert werden muss. Um dies klären zu können, müssten mehr JB mit hohen Dichten aus anderen Großlandschaften Deutschlands in die Analyse einbezogen werden.

Darüber hinaus lassen sich weitere Einflüsse der Flächennutzung darstellen, die aber oft nur zur Ausgliederung kleiner Gruppen führen und daher nicht überinterpretiert werden dürfen. So scheint beispielsweise eine hohe Häufigkeit von Ackerbrachen einen positiven Einfluss auf die Hasendichte zu haben, was hier allerdings nur durch 2 JB belegt wird. Des Weiteren deutet sich innerhalb der JB mit mittleren Hasendichten an, dass sich die Häufigkeit des Auftretens von Fließgewässern positiv auswirkt (6 JB). Auch hier bleibt abschließend nur die Forderung nach weiteren Kartierungen als Basis für besser abgesicherte Aussagen.

5 Flächendeckende Einschätzung

5.1 Rebhuhn

Das Rebhuhn gehört zu den **charakteristischen Vogelarten der heimischen Feldflur**. Nach den Besatzeinbrüchen insbesondere Ende der 1970er Jahre zählt es heute in weiten Teilen Deutschlands zu den seltenen Wildtierarten mit entsprechender Zuordnung in die Kategorien der „Roten Liste“ auf Länder- und Bundesebene. Bei dieser Einstufung kommt der Beurteilung der Besatzsituation sowie der langjährigen Populationsentwicklung eine essentielle Bedeutung zu. Die durch das WILD und verschiedene Länderprogramme erhobenen Daten tragen in diesem Zusammenhang zu einer objektiven Beurteilung der Rebhuhnpopulationen bei.

5.1.1 Datenmaterial

Im Frühjahr 2006 wurden die Paarbesätze des Rebhuhns in **14 von 16 Bundesländern** ermittelt. Nur aus Schleswig-Holstein und Hamburg liegen keine Daten vor. Ergänzend stehen aus einigen Bundesländern Populationsdaten ab dem Jahr 2002 zur Verfügung.

Bundesweit haben sich **26.788 JB in 7.827 Gemeinden** an der FE im Frühjahr 2006 beteiligt. Insgesamt liegen aus 64 % aller Gemeinden Deutschlands Ergebnisse vor (Anhang 21). Die erfasste Fläche deckt rund 52 % (**9.935.914 ha**) der Landwirtschaftsfläche der beteiligten Bundesländer ab. In Baden-Württemberg, Brandenburg, Bremen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen sind über 50 % der Landwirtschaftsfläche im Rahmen der FE 2006 erfasst worden (Anhang 21). In Berlin, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Rheinland-Pfalz, dem Saarland und Sachsen beträgt der Anteil zwischen 30 und 45 %, in Bayern weniger als 30 %. In Nordrhein-Westfalen beschränken sich die Erhebungen im Wesentlichen auf die Regionen, deren

Landschaftsstrukturen dem Rebhuhn großflächig einigermaßen geeignete Habitats bieten. Es kann davon ausgegangen werden, dass in den beteiligten Landkreisen und Gemeinden mehr als 50 % der Offenlandfläche erfasst wurden und die errechneten Mittelwerte somit repräsentativ für diese Regionen sind.

5.1.2 Ergebnisse

Verbreitung des Rebhuhns in Deutschland

Nach den Ergebnissen des WILD kommt das Rebhuhn als **Brutvogel mit Ausnahme von Berlin in allen Bundesländern Deutschlands** vor (Abb. 41, Anhang 21). **Schwerpunkte des Vorkommens** finden sich im NW-Tiefland, insbesondere im südwestlichen Niedersachsen und dem westlichen Nordrhein-Westfalen. Darüber hinaus sind höhere Populationsdichten in Süd- und Mittelhessen (Rhein-Main-Gebiet, Wetterau), Rheinland-Pfalz (Rheintal, Rheinhessen) und Bayern (Niederbayern, Franken, Oberpfalz) zu finden.

Nicht oder nur selten anzutreffen ist die Art im Alpenvorland, im Bayerischen und Baden-Württembergischen Allgäu sowie den meisten Mittelgebirgen (bspw. Schwarzwald, Schwäbische und Fränkische Alb, Eifel, Thüringer Wald, Erzgebirge), den waldreichen Regionen insbesondere im Osten Deutschlands, aber auch in den ostdeutschen Offenlandschaften.

Brutpaarbesätze in den Bundesländern

Insgesamt wird die Zahl der Rebhuhnpaare in den beteiligten JB auf **rund 70.000** geschätzt; 42 % entfallen davon auf **Niedersachsen** und weitere 22 % auf **Nordrhein-Westfalen**, d.h. in diesen beiden Ländern brüten etwa **2/3 des Gesamtbestandes** der beteiligten Bundesländer (Anhang 21).

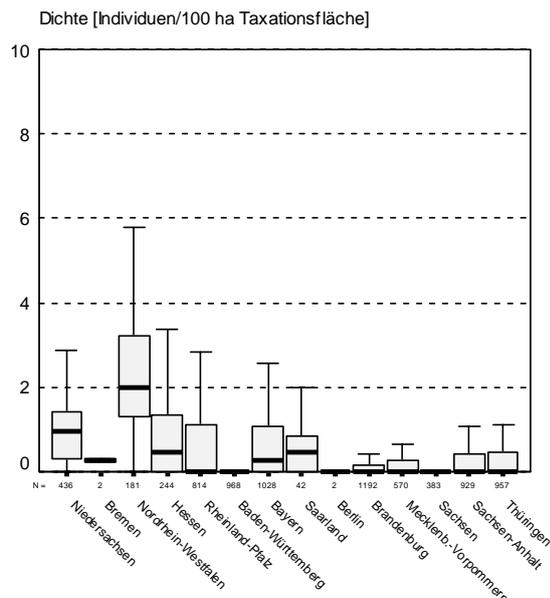


Abb. 41: Paarbesätze des Rebhuhns in den beteiligten Bundesländern, Frühjahr 2006

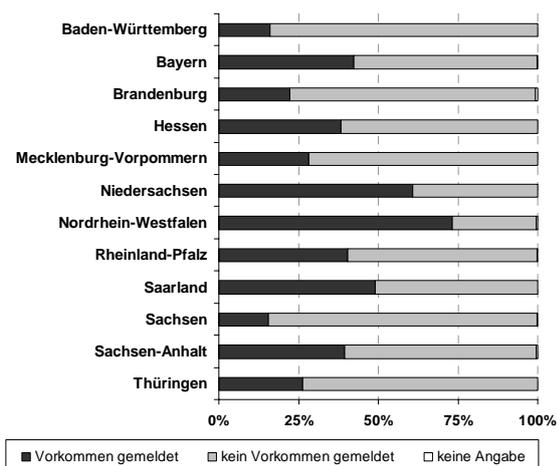


Abb. 42: Anteile der JB mit und ohne bestätigtem Rebhuhnvorkommen in den Flächenbundesländern, Frühjahr 2006

Die **Paardichten** sind in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich und schwanken im Frühjahr 2006 im arithmetischen Mittel **zwischen keinem (Berlin) und 1 Paar/100 ha Offenland** (Rheinland-Pfalz, Niedersachsen / Abb. 41 und Anhang 21). Dabei liegen die mittleren Besatzdichten in den Ostdeutschen Bundesländern i.d.R. niedriger als im Westen. Der für Nordrhein-Westfalen errechnete Mittelwert (2,5 Paare/100 ha) übertrifft die mittleren Besätze der übrigen Bundesländer deutlich, da das Rebhuhn hier nur in den Schwerpunktregionen er-

fasst wird. Ein Vergleich mit den mittleren Paardichten der übrigen Bundesländer ist daher nicht möglich.

Hohe Rebhuhnbesätze mit mehr als 3 Brutpaaren/100 ha Offenlandfläche finden sich gemeindeübergreifend in einigen Regionen der zuvor beschriebenen Hauptverbreitungsgebiete in Nordwest- und Süddeutschland (Abb. 46). Auch in den ostdeutschen Bundesländern liegen die Brutpaardichten einzelner Gemeinden über 3 Paaren/100 ha Offenland. Bundesweit beträgt der **Anteil der Gemeinden mit Rebhuhnbesätzen über 3 Paaren/100 ha weniger als 5 % der erfassten 7827 Gemeinden**.

Brutpaarbesätze in den Großlandschaften

Die Auswertung der Besatzdaten bezogen auf die Großlandschaften zeigt, dass die mittleren Paardichten des NW-Tieflandes und des SW-Mittelgebirges signifikant (DUNCAN, $P < 0,05$) über den Besätzen des NO-Tieflandes und des O-Mittelgebirges liegen (Anhang 22).

In allen Großlandschaften treten regionale und lokale Unterschiede in der Brutpaardichte auf. Allerdings ist die **Besatzstruktur im NW-Tiefland wesentlich homogener**, d.h. Verbreitungslücken sind im Vergleich zu den übrigen Großlandschaften kleiner (Abb. 46) und die Unterschiede zwischen den lokalen Populationsdichten sind weniger ausgeprägt. Belegen lässt sich diese Beobachtung durch den Variationskoeffizienten: je größer dieser ist, umso stärker schwanken die lokalen Rebhuhndichten innerhalb eines Gebietes. In den vergangenen Jahren lagen die Werte im NW-Tiefland zwischen 90 und 100 %, auf Bundesebene bei 200 % und im NO-Tiefland sogar regelmäßig über 220 %.

Entwicklung der Brutpaarbesätze in den Bundesländern

In der WILD-Datenbank liegen Einschätzungen der Brutpaarbesätze für einige Bundesländer seit Frühjahr 2002 vor. Durchgängige Zeitreihen können für die Bundesländer Niedersachsen (Abb. 43), Nord-

rhein-Westfalen (Abb. 44), Thüringen (Abb. 45) und das Saarland (Abb. 47) dargestellt werden. Diese Zeitreihen charakterisieren den Trend für 2/3 des erfassten Rebhuhnbesatzes, so dass die Populationsentwicklung im Hauptverbreitungsgebiet der Art nachvollzogen werden kann.

Die Anzahl der einfließenden JB variiert auf Grund der jährlich schwankenden Beteiligungsraten.

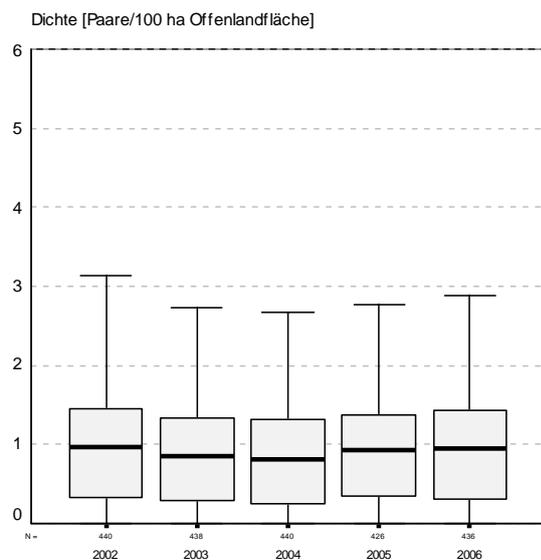


Abb. 43: Entwicklung der Paardichte des Rebhuhns in Niedersachsen, Frühjahr 2002 bis 2006

In **Niedersachsen** und **Nordrhein-Westfalen** sind die Rebhuhnbesätze in den vergangenen fünf Jahren bei rund einem bzw. zwei Paaren/100 ha Offenland im Wesentlichen **stabil** geblieben (Abb. 43 und Abb. 44). Das höhere Populationsniveau in Nordrhein-Westfalen ist, wie bereits erwähnt, darauf zurück zu führen, dass in diesem Bundesland nur die Tieflandbereiche berücksichtigt wurden, wohingegen in Niedersachsen auch die Mittelgebirgslagen eingeschlossen sind.

In den Regionen **Thüringens**, die dem Rebhuhn auf Grund der Landschaftsstruktur und Höhenlage geeignete Habitate bieten (Thüringer Becken), ist die Art weit verbreitet. Die Besätze sind hier auf sehr niedrigem Niveau **konstant** (Abb. 45, Anhang 23).

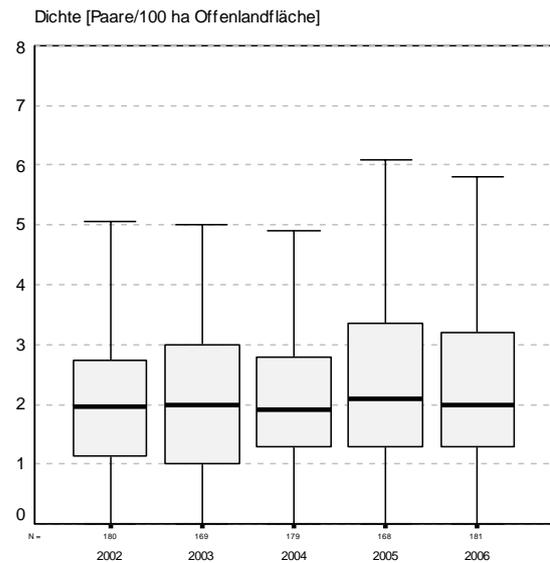


Abb. 44: Entwicklung der Paardichte des Rebhuhns in Nordrhein-Westfalen, Frühjahr 2002 bis 2006

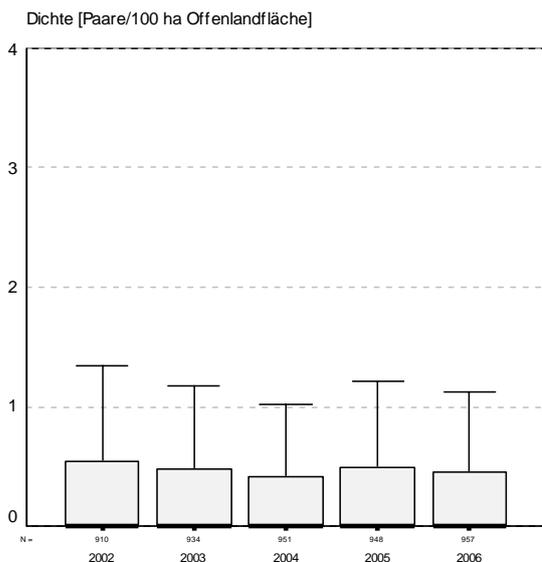


Abb. 45: Entwicklung der Paardichte des Rebhuhns in Thüringen, Frühjahr 2002 bis 2006

Im **Saarland** deutet sich ein Rückgang der Besätze in den letzten fünf Jahren an. Insbesondere der Unterschied der mittleren Populationsdichten zwischen den Jahren 2002 und 2003 ist signifikant (Duncan, $p < 0,05$). Die Ursachen hierfür sind allerdings unklar. Eine mögliche Erklärung könnte in der variierenden Beteiligung der JB und der damit wechselnden Flächengrundlage zu suchen sein.

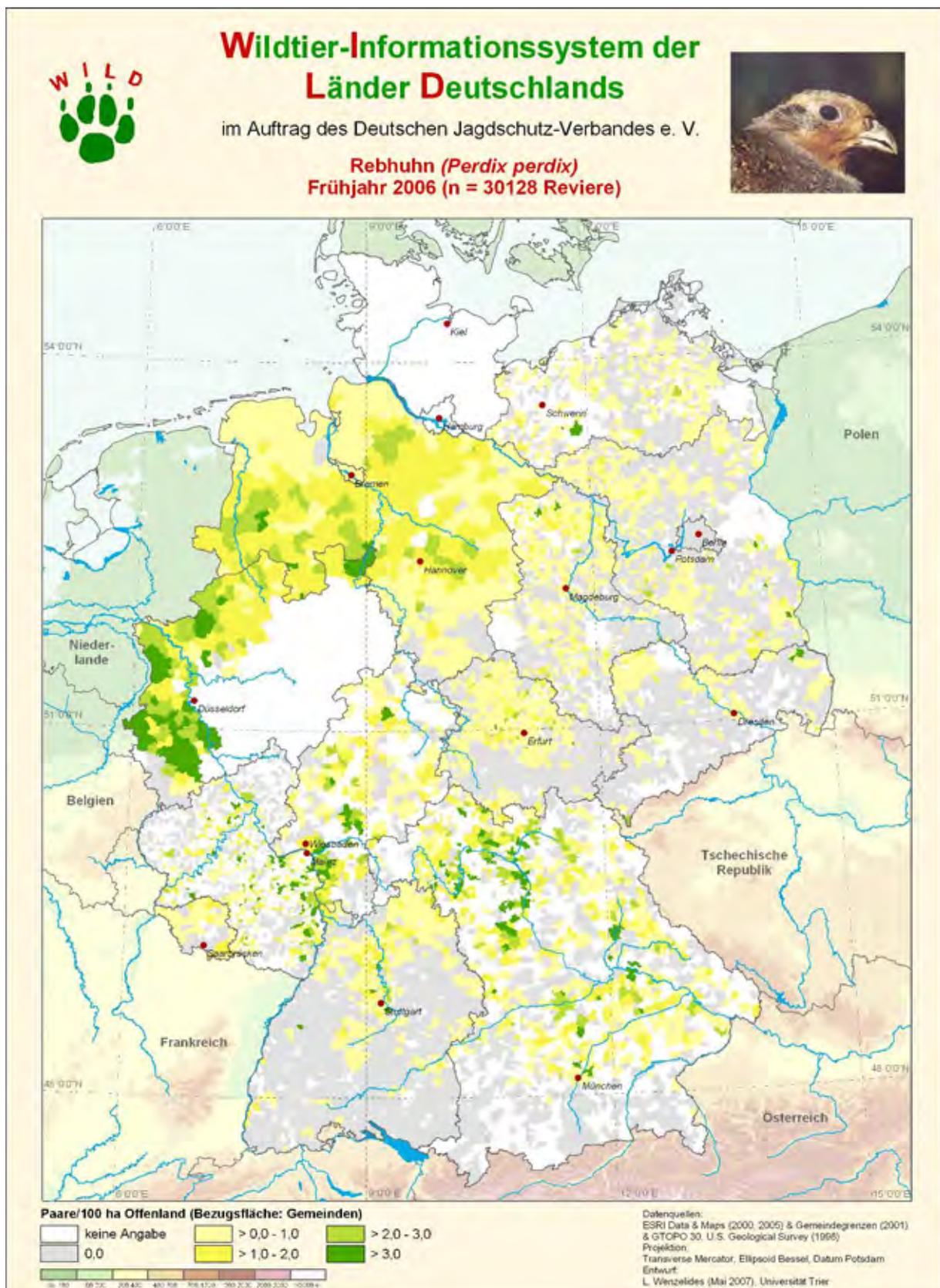


Abb. 46: Paarbesatz des Rebhuhns in den beteiligten Jagdbezirken (Darstellung auf Gemeindeebene), Frühjahr 2006

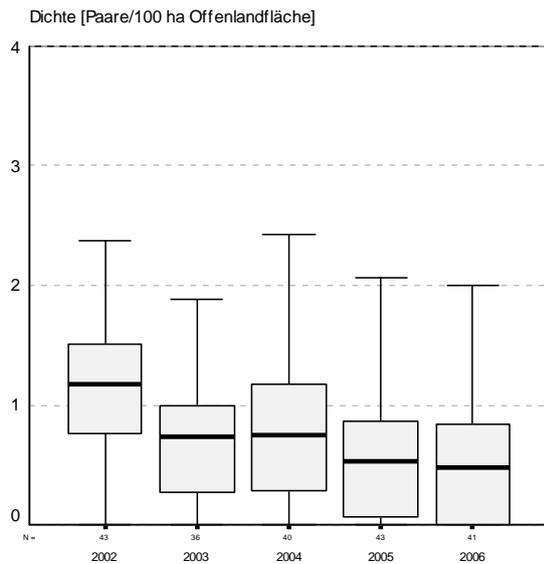


Abb. 47: Entwicklung der Paardichte des Rebhuhns im Saarland, Frühjahr 2002 bis 2006

5.1.3 Diskussion

Genauigkeit der Methode

Die Flächendeckenden Erhebungen zum Rebhuhn beruhen auf Einschätzungen der Jagdausübungsberechtigten. Die Genauigkeit dieser Angaben wurde durch VOIGT et al. (2000), BAUER et al. (2004) für Schleswig-Holstein und STRAUß (2007) für Niedersachsen **verifiziert**. Ein Grund für die insgesamt zufriedenstellende Genauigkeit der Angaben ist sicherlich in der regelmäßigen Präsenz der Jäger in „ihren“ Jagdbezirken zu sehen.

Repräsentanz der Ergebnisse

Ziel der FE ist es, zeitnah ein umfassendes und charakteristisches Bild der Besatzsituation zu erhalten. Daher wird eine möglichst hohe Beteiligungsrate angestrebt; in jedem Fall sollte mehr als die Hälfte der Landwirtschaftsfläche der einzelnen Bundesländer in die Erfassung einbezogen sein, um eine hohe Repräsentativität der Daten zu gewährleisten. Dies ist insbesondere in Brandenburg, Bremen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Thüringen der Fall. In Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, dem Saarland und Sachsen ist der Anteil der erfassten Landwirtschaftsfläche zwar

niedriger (30 - 45 %), auf Grund der gleichmäßigen Verteilung der beteiligten JB liegt der Anteil der Gemeinden, aus denen Angaben zum Rebhuhnbesatz vorliegen, jedoch über 50 %. Daher kann auch hier davon ausgegangen werden, dass die errechneten Mittelwerte repräsentativ für die Bundesländer sind.

In Baden-Württemberg und Bayern liegt der Anteil der erfassten Fläche unter 25 %. Hier muss von einer eingeschränkten Repräsentativität ausgegangen werden, was bei der Interpretation der Besatzzahlen zu berücksichtigen ist.

Mit rund 9.900.000 ha erfasster Fläche und Populationsdaten aus JB in 64 % aller Gemeinden der beteiligten Bundesländer gehört die Rebhuhnerfassung in WILD zu den repräsentativsten Erfassungsprogrammen für Vögel insgesamt.

Vorkommensschwerpunkt

Die Verbreitungsschwerpunkte des Rebhuhns liegen im **atlantisch geprägten NW-Tiefeland** (insbesondere gekennzeichnet durch milde Winter) sowie in **Regionen mit warm-trockenem Klima** (Weinbauklima). Es handelt sich also um bevorzugte Gebiete mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von über 8°C (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1994).

Besatzsituation

Insgesamt wurde die Zahl der Rebhuhnbrutpaare auf rund 70.000 in den beteiligten JB eingeschätzt. Werden der Anteil der nicht in der FE 2006 einbezogenen Fläche (ca. 50 %) sowie die fehlenden Besatzdaten aus Schleswig-Holstein (Frühjahr 2004: 4.845 Paare (BARTEL et al. 2005) berücksichtigt, so sind die tatsächlichen Brutpaarzahlen in Deutschland deutlich höher. Es kann davon ausgegangen werden, dass die tatsächliche Paarzahl des Rebhuhns in Deutschland im Bereich des von SÜDBECK et al. (2005) angeführten Schwellenwertes zwischen einem „mäßig häufigen“ und „häufigen“ Vorkommen (100.000 Brutpaare) liegt. An einer detaillierten Auswertung der Daten im Hinblick auf die Gesamtzahl wird gearbeitet.

Die ermittelten Rebhuhndichten variieren regional und lokal sehr stark. Ähnlich wie beim Feldhasen ist in den östlichen Bundesländern eine wesentlich geringere Besatzdichte festzustellen. Auch wenn die Art in diesen Bundesländern heute noch in den früher prädestinierten Niederwildgebieten (Magdeburger Börde, Thüringer Becken) vorkommt, so liegen die derzeitigen Besatzdichten dieser Regionen unter einem Paar/100 ha Offenland. Diese Zahlen bestätigen die bereits von ZETTL (1989) für die östlichen Bundesländer beschriebenen Dichten von weniger als 0,5 Paaren/100 ha Offenlandfläche.

Entwicklung der Besätze

Der langfristige Populationstrend, also die Entwicklung in den vergangenen 50 - 150 Jahren, kann nur sehr eingeschränkt bewertet werden, da verlässliche Daten zu Populationsdichten fehlen. Auch für den kurzfristigen Populationstrend, der laut BAUER et al. (2002) bei Vögeln die letzten 25 Jahre umfasst, liegen nur wenige Daten mit überregionalem Ansatz vor. Diese sind jedoch auf Grund des abweichenden methodischen Ansatzes nicht bzw. nur eingeschränkt mit den WILD-Daten zu vergleichen.

Häufig wird die Jagdstrecke als Indikator für die Besatzdichten und deren Entwicklung herangezogen. Jedoch wird das Rebhuhn derzeit in Deutschland in einigen Bundesländern gar nicht mehr bejagt, in anderen allenfalls lokal. Beispielsweise verzichten 93 % der niedersächsischen Jagdbezirksinhaber freiwillig auf eine Bejagung des Rebhuhns (JOHANSHON & STRAUß 2006). Weiterhin kann auf Grund hoher natürlicher Winterverluste (50 – 90 %) (DÖRING & HELFRICH 1986) der Frühjahrsbesatz, als die entscheidende Populationsgröße, nicht aus dem Herbstbesatz, der der Jagdstrecke zu Grunde liegt, abgeleitet werden. Daher kann aus der Jagdstreckenstatistik nicht auf die Verbreitung oder auf einen Trend in der Entwicklung der Populationsdichten geschlossen werden.

Auch wenn von einem gravierenden Besatzrückgang insbesondere am Ende der 1970er Jahre ausgegangen werden muss, so ist diese Entwicklung

der letzten Jahrzehnte auf Grund fehlender Monitoringprogramme bzw. anhand der Jagdstrecke zahlenmäßig oder prozentual nicht zu quantifizieren.

Die Bejagung des Rebhuhns

Auf Grund der niedrigen Besätze spielt das Rebhuhn in fast allen Bundesländern jagdlich keine oder nur noch eine untergeordnete Rolle. Nennenswerte Strecken werden lediglich in einigen Regionen von Bayern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz erzielt (Tab. 1).

Tab. 1: Bejagungsregelungen zum Rebhuhn und Jagdstrecken in den Bundesländern (Stand Frühjahr 2007)

Bundesland	Jagdzeit	Strecke inkl. Fallwild 2005/06	Zusatzregelungen
Baden-Württemberg	01.09. - 31.10.	117	
Bayern	01.09. - 31.10.	5337	
Berlin	keine Jagdzeit	-	
Brandenburg	01.09. - 15.12.	-	Bejagung freiwillig ausgesetzt
Bremen	01.09. - 30.11.	-	
Hamburg	01.09. - 30.11.	1	Vereinbarung zw. LJV und Umweltbehörde: „Artenschutz durch freiwilligen Kontrakt“
Hessen	16.09. - 31.10.	586	
Mecklenburg-Vorpommern	keine Jagdzeit	-	
Niedersachsen	16.09. - 30.11.	3808	Regelung der Bejagung auf Basis einer Vereinbarung zwischen LJV und Landesregierung
Nordrhein-Westfalen	keine Jagdzeit	1842	Schonzeitaufhebung (01.09. - 15.12.) im JJ 2006 nach Vorgabe der Vereinbarung zur Schonzeitregelung für das Rebhuhn
Rheinland-Pfalz	01.09. - 31.10.	989	
Saarland	01.09. - 15.12.	2	
Sachsen	keine Jagdzeit	14	
Sachsen-Anhalt	01.09. - 15.12.	93	
Schleswig-Holstein	01.10. - 15.12.	367	
Thüringen	01.09. - 30.11.	25	

Ganzjährige Schonzeiten bestehen in den Bundesländern Berlin, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen. Auch in Nordrhein-Westfalen ist die Art

ganzjährig geschont, allerdings besteht auf Grundlage einer Verordnung in einigen Gemeinden mit entsprechend hohen Populationsdichten die Möglichkeit einer Schonzeitaufhebung. In Hamburg wird durch die Vereinbarung „Artenschutz durch freiwilligen Kontrakt“ zwischen dem Landesjagdverband und der Umweltbehörde auf eine Bejagung verzichtet, auch wenn offiziell eine Jagdzeit für die Art besteht. In Niedersachsen soll nach einer Vereinbarung zwischen der Landesjägerschaft und dem Niedersächsischen Landwirtschaftsministerium die Art nur noch bejagt werden, wenn im JB mehr als 3 Paare/100 ha brüten. In Brandenburg empfiehlt der Landesjagdverband den freiwilligen Bejagungsverzicht.

Auf Grund der bestehenden rechtlichen Regelungen bzw. freiwilligen Selbstbeschränkungen der Jäger, dürfte die **Jagd nicht als Risikofaktor im Sinne der Einstufungskriterien für die Rote Liste** (SÜDBECK et al. 2005b) gesehen werden, wenn den jagdbedingten Verlusten die Effekte der Maßnahmen zur Lebensraumverbesserung in den Feldrevieren gegenüber gestellt werden

5.2 Wildkaninchen

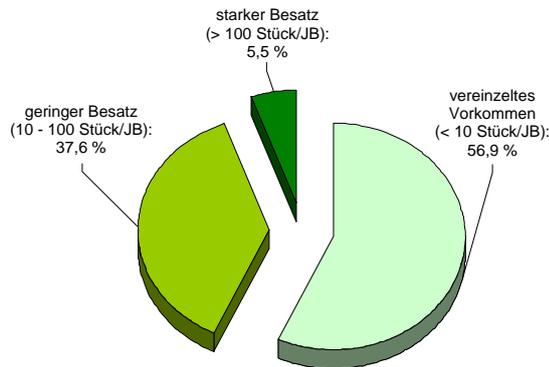
Das Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus* L.) war ursprünglich nur auf der Iberischen Halbinsel, den Balearen und in Nordafrika beheimatet. Bereits in der Antike erweiterten die Römer das Verbreitungsgebiet im mediterranen Raum. Erst im **Mittelalter** wurde die Art **nach Mitteleuropa** eingeführt. Die älteste urkundliche Erwähnung reicht ins Jahr 1149 zurück. **Aussetzungen** und **Entweichen aus Gehegen** führten schließlich zur Etablierung von lokalen, frei lebenden Kaninchenpopulationen. Allerdings kam das Kaninchen **bis ins 18. Jahrhundert nur selten** in der deutschen Kulturlandschaft vor (ROGERS et al. 1994, KAETZKE et al. 2003). So wie in Europa wurden in vielen Regionen der Welt neue Kaninchenkolonien etabliert. Speziell auf Inseln gründeten Seefahrer während der Kolonialzeit Populationen als Frischfleischreservoir. In Australien und Neuseeland wurde die Art zur Bereicherung der Jagdfauna eingebürgert (FLUX 1994, MYERS et al. 1994) und fand dort vielfach optimale Lebensräume. In Verbindung mit dem Fehlen wirksamer Regulatoren kam es zu unkontrollierten Besatzzunahmen mit katastrophalen ökologischen und ökonomischen Folgen.

Aktuelle Verbreitung

Bundesweit meldeten im Rahmen der FE 2006 **10.198 (= 34 %)** der 31.543 beteiligten JB **Kaninchenvorkommen**. In mehr als der Hälfte dieser JB kommt die Art nur vereinzelt vor (< 10 Stück/JB). Etwa 5 % der JB verfügen hingegen über stärkere Kaninchenbesätze mit mehr als 100 Individuen (Abb. 48).

Die **Verbreitungsschwerpunkte** des Kaninchens liegen im **NW-Tiefland** (Abb. 49), wo die Art fast flächendeckend vertreten ist. Insbesondere im Ems- und Münsterland sowie am Niederrhein überwiegen in fast allen Gemeinden die JB mit stärkeren Besätzen. In Ost- und Nordwestniedersachsen sowie in den Mittelgebirgslagen von Nordrhein-Westfalen

kommt das Kaninchen ebenfalls flächendeckend aber bei meist nur in niedrigen Besatzdichten vor.



N = 10198 Jagdbezirke

Abb. 48: Anteile der JB mit Kaninchenvorkommen an den Besatzklassen „vereinzelt Vorkommen“ bzw. „geringer und starker Besatz“, Frühjahr 2006

Im Gegensatz dazu sind die Vorkommen in den ostdeutschen Bundesländern wesentlich fragmentierter. In den deutschen Mittelgebirgsregionen ist das Vorkommen stark an die Niederungen gebunden. Höhenlagen über 500 m NN sind suboptimale Lebensräume für das wärmeliebende Kaninchen. Somit beschränken sich die Hauptvorkommen hier auf das Thüringer Becken, die bayerische Donau-niederung, die Mainfränkischen Platten sowie das Oberrheinische und das Rhein-Main-Tiefland. Weiterhin sind die Flussniederungen im Saarland, Rheinland-Pfalz und Hessen regionale Vorkommenschwerpunkte. In welchen Regionen Deutschlands Populationen im Zuge der Besatzrückgänge der vergangenen Jahrzehnte erloschen sind, ist im Nachhinein nicht mehr exakt nachvollziehbar. Es ist allerdings davon auszugehen, dass auch zu Zeiten höherer Populationsdichten z.B. die Höhenlagen der Mittelgebirge nicht besiedelt waren.

Kurzfristige Besatzentwicklung

Im Rahmen der FE 2006 sollten die Jagdbezirksinhaber die **Besatzentwicklung der letzten beiden Jahre** einschätzen. Angaben hierzu liegen aus

9.888 JB vor. Erfreulicherweise berichteten 45 % der Reviere von stabilen und 22 % von zunehmenden Besätzen. Diese JB liegen im Wesentlichen in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen. In 1/3 der JB wurden leichte bis starke Besatzrückgänge festgestellt. Vornehmlich die Berglandregionen Norddeutschlands und Nordhessens sowie das ober-rheinische Tiefland und das Thüringer Becken weisen negative Besatzentwicklungen auf (Abb. 49). Viele der JB dieser Regionen melden mittlerweile nur noch vereinzelte Vorkommen.

Myxomatose und RHD

In einigen Regionen Europas sowie in Australien waren die Kaninchenbesätze in der Mitte des 20. Jahrhunderts so stark angewachsen, dass es zu erheblichen ökologischen und ökonomischen Problemen kam. Da mit herkömmlichen Methoden die Besätze nicht erfolgreich reduziert werden konnten, wurde versucht, die Populationen virologisch zu dezimieren. In Frankreich wurden deshalb im Jahre 1952 Kaninchen in einem 270 ha großen Park südlich von Paris mit **Myxomaviren** infiziert (FENNER & ROSS 1994). Die Seuche geriet rasch außer Kontrolle und breitete sich rasant in Mitteleuropa aus. Schon im Herbst 1953 erreichte sie die Kaninchenbesätze in Nordrhein-Westfalen, Belgien, Holland und Spanien. 1954 wurde der Erreger in der Schweiz, der Tschechoslowakei und 1955 in Österreich, Italien und Polen nachgewiesen (LUTZ et al. 1990, LUTZ 2004). Anfangs führten hohe Mortalitätsraten zu massiven Besatzeinbrüchen, von denen sich die Restpopulationen jeweils erholen konnten. In den 1980er Jahre waren **periodische Seuchenzüge** typisch für Kaninchenpopulationen (ROGERS et al. 1994, EYLERT 2004). Im Laufe der Zeit bildeten sich **Resistenzen** gegenüber Myxomaviren aus. Gleichzeitig entstanden schwachvirulente Stämme, so dass Mitte der 1980er Jahre die Myxomatose als massiver populationsbeeinflussender Faktor weitestgehend überwunden schien.

Ende der 1980er Jahre trat erstmals die Rabbit Haemorrhagic Disease (**RHD**), besser bekannt als Chinaseuche, in den Kaninchenpopulationen auf

(LUTZ et al. 1990, MAESS et al. 1991). Dieser Calicivirus, der sehr eng mit dem für den Feldhasen gefährlichen EBHS-Virus verwandt ist, mutierte aller Wahrscheinlichkeit nach in Angora-Kaninchenbesätzen in China von einer apathogenen in einen pathogenen (krank machenden) Virus. Durch den Transport von Hauskaninchen hat die Krankheit die Wildkaninchenpopulationen in fast allen Teilen der Welt infiziert (KAETZKE et al. 2003). In Deutschland verursachte diese zusätzliche Infektionskrankheit in den ersten Jahren **große Verluste** und führte beispielsweise in Niedersachsen zwischen 1985 und 1995 zu einer Reduktion der Jagdstrecke um 85 % (JOHANSHON & STRAUß 2006). Mittlerweile sind über 44 Virusstämme unterschiedlicher Virulenz bekannt (LUTZ 2004).

Nach den Ergebnissen des WILD treten beide Krankheiten bundesweit mäßig häufig auf. 14 % der Jagdbezirksinhaber (N=1.546) meldeten gesicherte Myxomatosefälle, d.h. die Krankheit wurde entweder durch einen Tierarzt diagnostiziert oder konnte durch eindeutige Krankheitssymptome bestätigt werden. Weitere 19 % (N=1.986) der Jagdbezirksinhaber vermuten Myxomatose in ihrem JB. Die RHD tritt vergleichbar häufig auf. Allerdings melden nur 9 % der Jagdbezirksinhaber (N=962) bestätigte RHD-Fälle, wohingegen die Zahl der JB, in denen die Krankheit vermutet wird, mit 27 % (N=2.887) vergleichsweise hoch ist. Dies mag daran liegen, dass infolge von RHD verendete Kaninchen meist keine äußerlich erkennbaren Krankheitssymptome zeigen. Beide Infektionskrankheiten weisen gleiche regionale Vorkommensschwerpunkte auf (Abb. 49). Vor allem in den Regionen mit höheren Kaninchenbesätzen im NW-Tiefland und im Oberrheinischen sowie dem Rhein-Main-Tiefland sind viele positive Befunde zu verzeichnen.

Aus epidemiologischer Sicht ist ein positiver Zusammenhang zwischen der Populationsgröße und dem Vorkommen dieser Infektionskrankheiten zu erwarten. Dieser Zusammenhang wird durch die Datenlage des WILD untermauert. In JB mit vereinzeltem bzw. geringem Kaninchenvorkommen treten

bestätigte Myxomatosefälle anteilig seltener auf als in JB mit guten Besätzen. Gleiches gilt für das Auftreten der RHD, auch wenn dieser Zusammenhang weniger deutlich ist (Tab. 1). Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass in den Revieren mit niedrigen Kaninchenbesätzen die Viruserkrankungen meist unbemerkt ablaufen und seltener verendete Tiere gefunden werden. Daher sind die Aussagen zu den Beziehungen zwischen Besatzdichte und Infektionsgeschehen anhand dieser Erfassung nur eingeschränkt aussagekräftig.

Tab. 2: Myxomatose- und RHD-Befunde in Abhängigkeit vom Kaninchenbesatz 2005/06

Besatz	Jagd- bezirke [N]	Myxomatose [%]		
		bestätigt	vermutet	frei
vereinzelt Vorkommen	5.803	7,7	17,9	74,4
geringes Vorkommen	3.838	21,0	20,9	58,1
gutes Vorkommen	557	51,2	17,4	31,4

Besatz	Jagd- bezirke [N]	RHD [%]		
		bestätigt	vermutet	frei
vereinzelt Vorkommen	5.803	5,4	23,2	71,5
geringes Vorkommen	3.838	12,7	33,9	53,4
gutes Vorkommen	557	27,6	35,0	37,3

Es ist zu vermuten, dass sich zukünftig ein Gleichgewicht zwischen dem Wildkaninchen und den Myxoma- und auch Caliciviren einstellen wird. Genetische Resistenzen sind nachgewiesen und werden vergleichbar zu der australischen Population auch in den europäischen Kaninchenpopulationen vermehrt auftreten, so dass die Mortalitätsraten sinken werden. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass sich schwachvirulente Virusstämme weiter ausbreiten werden. Ein Aussterben des Kaninchens in Mitteleuropa in Folge von Myxomatose und RHD ist daher nicht zu erwarten.

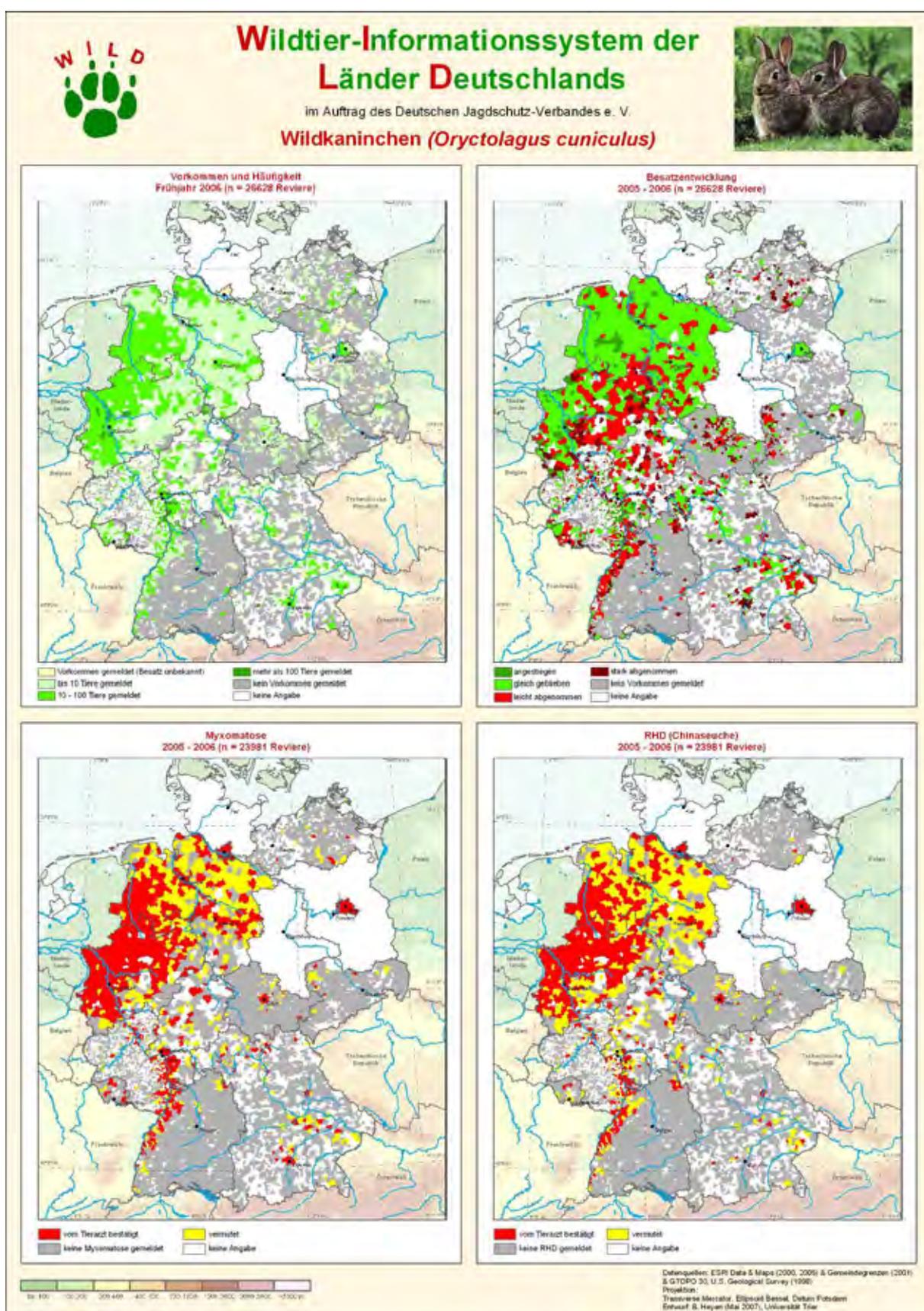


Abb. 49: Vorkommen des Wildkaninchens, Bestandsentwicklung und Auftreten von Myxomatose und RHD in den Gemeinden Deutschlands 2005/06

5.3 Fasan

Informationen zum Fasan

Der Fasan (*Phasianus colchicus* L.) ist auf Grund seiner Größe sowie seines Habitus einer der auffälligsten Vögel Deutschlands, zumal die Art Habitate mit offener und reicher Landschaftsstruktur bevorzugt.

Die mitteleuropäischen Populationen des ursprünglich nur in Zentral- und Mittelasiens vorkommenden Fasans gehen auf jagdlich motivierte Auswanderungen zurückgehen. Erstmals brachten die Römer den Fasan als Zier- und Tafelvogel nach Europa; frei lebende Populationen sind spätestens zur Mitte des 11. Jahrhunderts in Mitteleuropa etabliert (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1994). Der eingebürgerte Fasan gehört somit per Definition des Bundesamtes für Naturschutz (KLINGENSTEIN et al. 2005) zu den etablierten Archäobiota, da die Art bereits vor dem Jahr 1492 vorkam und sich ohne Zutun des Menschen über mehrere Generationen hinweg vermehrt.

Die Fasanen - Jagdstrecke lag im Jagdjahr 2005/06 bei etwa 377.000 Stück. Allerdings unterlagen die Jagdstrecken in den vergangenen Jahrzehnten starken Schwankungen. Es ist allerdings nicht möglich, aus diesen Schwankungen auf die tatsächlichen Besatzdichten oder Populationsentwicklungen rück zu schließen, da zum einen überwiegend Hähne erlegt werden und zum anderen die Jagdstrecke mit der Bejagungsintensität, die über die Jahre hinweg nicht gleich bleibt, zusammen hängt.

Das Vorkommen des Fasans in Deutschland

Das größte Verbreitungsgebiet des Fasans in Deutschland findet sich im Nordwestdeutschen Tiefland (Abb. 50, Anhang 24); entsprechend beträgt der Anteil der in den Bundesländern Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein erlegten Fasanen über 80 % der bundesdeutschen Gesamtstrecke.

Im Nordostdeutschen Tiefland sind regionale Populationen in Brandenburg, dem nordwestlichen Sach-

sen und dem Thüringer Becken bekannt. In Mecklenburg-Vorpommern kommt die Art nur lokal vor. Auf Grund der vergleichsweise geringen Populationsdichten und der nur lokalen Vorkommen wird der Fasan in Ostdeutschland nur sehr extensiv bejagt, entsprechend liegt der Anteil dieser Bundesländer an der bundesdeutschen Gesamtstrecke bei weniger als 1 %.

In Süddeutschland kommt der Fasan großflächig in Südhessen, dem südlichen Rheinland-Pfalz, in Baden-Württemberg entlang des Rheins und westlich des Bodensees vor. Auch in Bayern ist die Art insbesondere entlang der Donau sowie in Niederbayern und Franken weit verbreitet.

Nennenswerte Jagdstrecken werden in Süddeutschland insbesondere in Niederbayern erzielt, so dass die bayrische Jagdstrecke 13 % der bundesdeutschen Gesamtstrecke ausmacht.

Die Verbreitung des Fasans in Deutschland bestätigt die bekannten Habitatansprüche der Art, nämlich offene und reich strukturierte Landschaften, die nicht zu schneereich sind (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1994). Entsprechend liegen die Hauptverbreitungsgebiete in den tief liegenden Regionen Deutschlands (< 400 m NN), die landwirtschaftlich genutzt werden. Der Fasan ist daher als klassischer Kulturfolger anzusehen. Mit den Habitaten der bewaldeten Mittelgebirgslagen (bspw. Thüringer Wald, Pfälzerwald) kommt der Fasan nicht zurecht, was sich im weitgehenden Fehlen der Art in diesen Regionen widerspiegelt. Hieraus ergibt sich zudem die Trennung der Populationen in Süd- und Norddeutschland, denn die Mittelgebirgszüge zwischen der Eifel im Westen und dem Erzgebirge im Osten wirken als Barriere zwischen den genannten Verbreitungsgebieten.

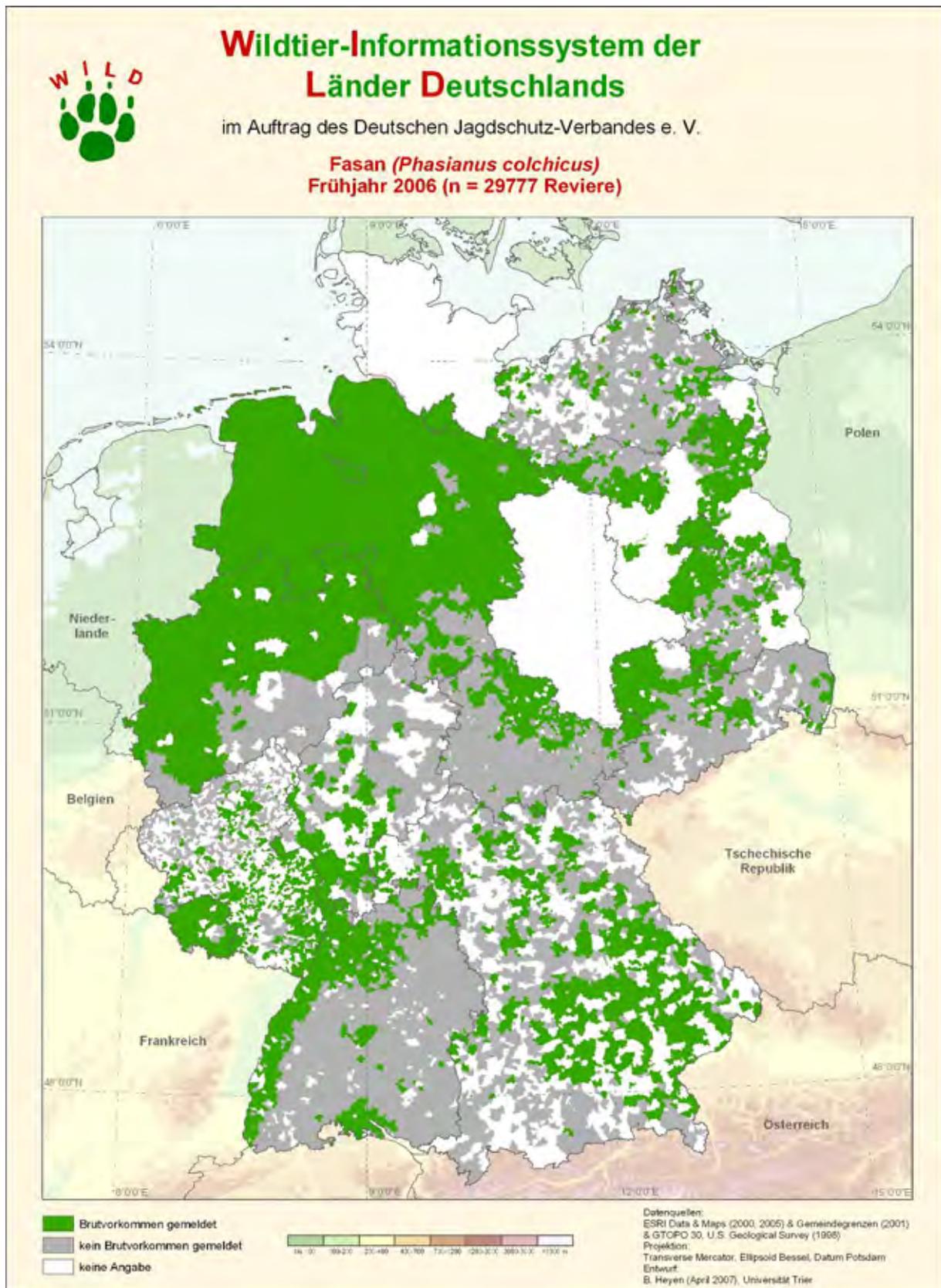


Abb. 50: Vorkommen des Fasans in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

5.4 Graugans

Die Graugans (*Anser anser* L.) zählt zu den einheimischen Gänsearten. Zwischen 1850 und 1950 brachen die Populationen jedoch deutschland- und europaweit ein. Den Tiefststand erreichten die Besätze etwa in der Mitte des 20. Jahrhunderts (BERGMANN et al. 2002). Zu dieser Zeit war die Graugans nur noch östlich der Elbe als Brutvogel verbreitet (RINGLEBEN 1957). Die anschließend einsetzende Phase der Besatzerholung, unterstützt durch zahlreiche Wiederansiedlungen und jagdliche Reglementierungen, hält bis in die heutige Zeit an (MOOIJ 2000). Über die Größe der Brutvorkommen in Deutschland existieren unterschiedliche Schätzungen: während BAUER et al. (2002) mit 10.000 bis 18.000 Brutpaaren rechnen, geht MOOIJ (2000) von 8.000 bis 10.000 aus. Der Rastvogelbestand wird mit ca. 60.000 Individuen deutlich höher angegeben (BURDORF et al. 1997). Die Graugans ist zwar dem Bundesjagdgesetz unterstellt, wird aber nicht in allen Bundesländern bejagt: in Baden-Württemberg, Berlin und Thüringen ist sie ganzjährig geschont.

Entsprechend den Ergebnissen der FE 2006 brütet die Graugans in etwa 9 % aller teilnehmenden JB (Anhang 25). **Am stärksten verbreitet ist sie im Norden Deutschlands** (Abb. 51, Abb. 52), insbesondere in Mecklenburg-Vorpommern (26 % der JB), Brandenburg (20 %), Nordrhein-Westfalen (18 %) und Niedersachsen (9 %). In diesen Bundesländern besiedelt sie bereits einen Großteil der geeigneten Gewässer. Dagegen tritt die Graugans im Saarland aktuell nicht als Brutvogel auf; in Thüringen ist sie sehr selten.

Das NO-Tiefland wird von der Graugans insbesondere entlang der Mecklenburgischen Seenplatte besiedelt. Des Weiteren ist sie auch an zahlreichen Fließgewässern und Kanälen sowie an einigen Küstenabschnitten als Brutvogel zu finden. Die Vorkommen innerhalb des NO-Tieflandes reichen entlang der Flüsse bis nach Sachsen.

Im NW-Tiefland befinden sich die Brutvorkommen verstreut über das gesamte Gebiet mit Schwerpunkt

ten entlang der Fließgewässer (Elbe, Rhein, Ems, Weser), an diversen Seen und in den Küstenregionen (Abb. 52).

Im Süden Deutschlands konzentrieren sich die Brutvorkommen hauptsächlich auf den Rhein und die Donau inklusive ihrer Nebenflüsse. Des Weiteren tritt die Graugans im süddeutschen Raum auch an verschiedenen Seen als Brutvogel auf.

Für die Bundesländer Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt liegen leider keine Daten aus der FE 2006 vor. Andere Untersuchungen (BERNDT & STERNBERG 1969, RHEINWALD 1993) stellen jedoch auch in diesen Regionen eine weite Verbreitung fest. Insbesondere Schleswig-Holstein wird in diesem Zusammenhang als Verbreitungsschwerpunkt angesehen.

Im Vergleich mit RHEINWALD (1993), dessen Ergebnisse auf einer Erhebung aus 1985 beruhen, zeigt die FE 2006 ein deutlich größeres Verbreitungsareal der Graugans. Insbesondere in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sowie am Oberrhein und an der Donau **scheint sich die Graugans ausgebreitet zu haben.**

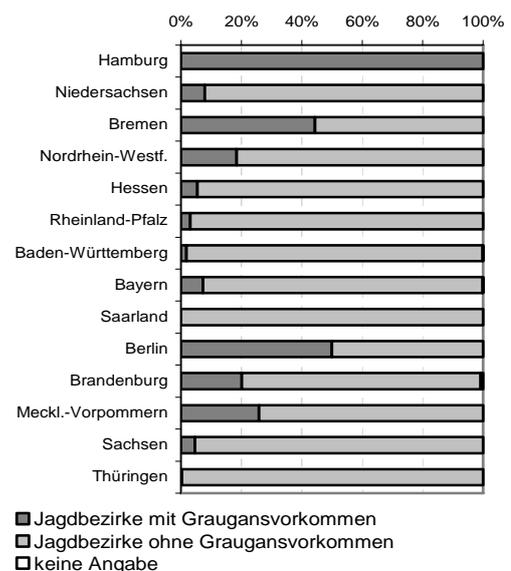


Abb. 51: Brutvorkommen der Graugans in den teilnehmenden Jagdbezirken Deutschlands, 2006

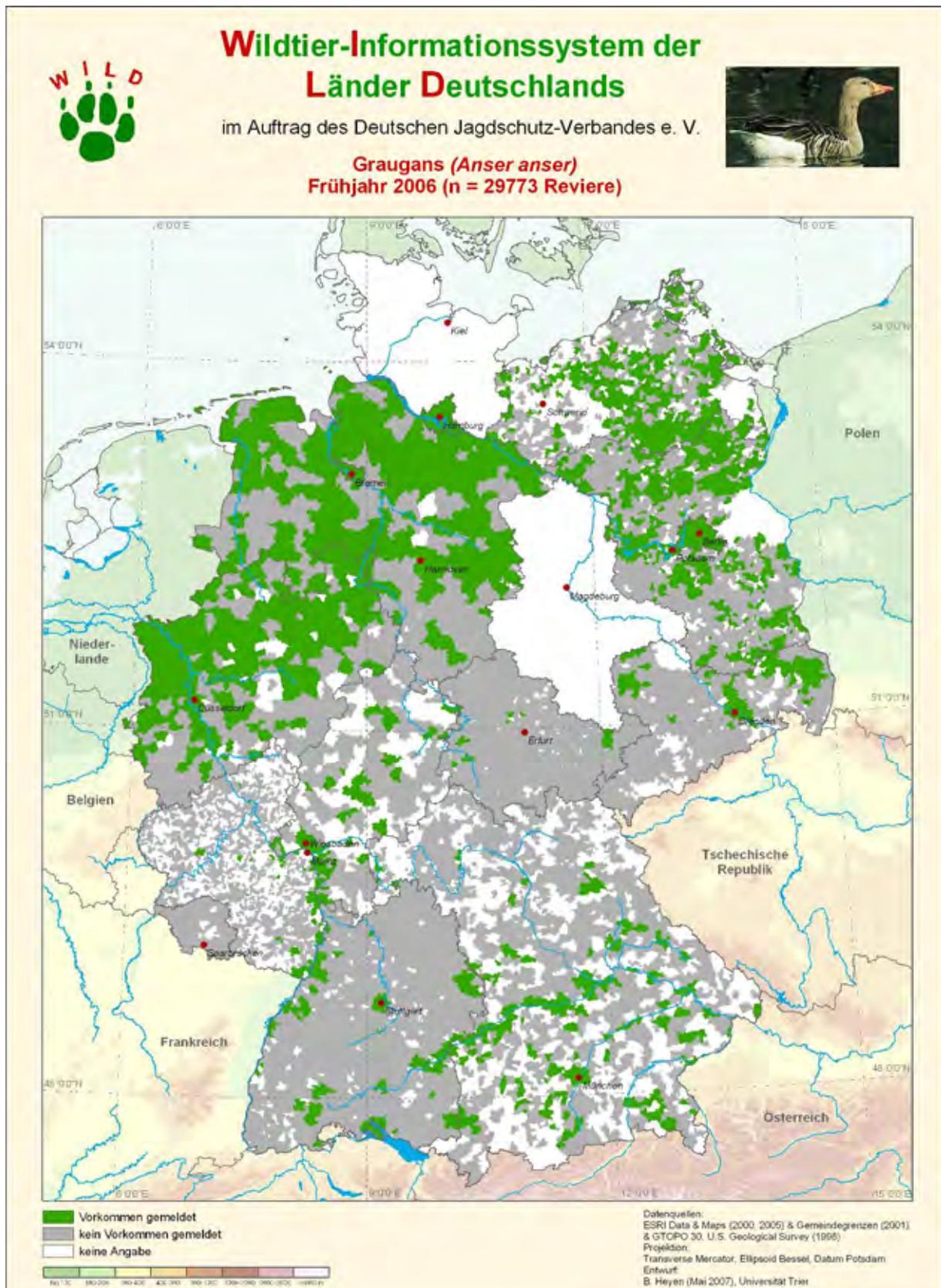


Abb. 52: Brutvorkommen der Graugans in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

5.5 Kanadagans

Die nordamerikanische Kanadagans (*Branta canadensis* L.) ist seit den 1970er Jahren als Brutvogel in Deutschland anzutreffen. Die derzeit existierenden europäischen Populationen sind in erster Linie auf gezielte Ansiedlungen und Gehegeausbrüche in Großbritannien, Irland, Skandinavien und den Niederlanden zurückzuführen. Die Anfänge der Besiedlung reichen bis in das 17. Jahrhundert zurück (Großbritannien). Für Deutschland wird ein derzeitiger Besatz von 470-560 Brutpaaren (BAUER et al. 2002) bzw. 4.000 bis 5.000 Individuen (MOOIJ 2000) angegeben. Insbesondere in Städten finden sich häufig halbzahme Parkpopulationen, die zunehmend auch das Umland besiedeln. Die Größe der Winterpopulation liegt schätzungsweise bei 15.000-20.000 Vögeln (MOOIJ 2000). Insgesamt wird der Brutbestand in den letzten Jahren als gleich bleibend bis leicht ansteigend eingestuft (RUTSCHKE 1998, MOOIJ 2000, BERGMANN et al. 2002).

Die Gattung *Branta*, und somit auch die Kanadagans, unterliegt generell dem Bundesjagdgesetz. Ihre Bejagung wird jedoch in den Bundesländern unterschiedlich geregelt. In Baden-Württemberg, Berlin und Thüringen ist sie ganzjährig geschont. Die Höhe der deutschlandweiten Jagdstrecke ist nicht bekannt, da die Statistiken der Bundesländer im Allgemeinen nicht zwischen den einzelnen Gänsearten unterscheiden.

Gemäß den Ergebnissen der FE 2006 tritt die Kanadagans in knapp 5 % aller teilnehmenden JB als Brutvogel auf. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass sich nur 39 % aller Gemeinden Deutschlands an der Erfassung beteiligt haben. Aus Brandenburg, Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt und Thüringen liegen keine Angaben vor.

Das Hauptvorkommen der Kanadagans liegt im NW-Tiefland (Abb. 54), insbesondere in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen (Abb. 53, Anhang 26) entlang der Flüsse Rhein, Elbe, Weser, Ems sowie den Nebenflüssen. Ein weiterer aber deutlich kleinerer Verbreitungsschwerpunkt befindet sich entlang

des **Oberrhens** zwischen Straßburg und Wiesbaden. Daneben werden verstreut über alle Bundesländer hinweg zahlreiche Einzelnachweise gemeldet, wobei es lokal zu kleineren Anhäufungen kommen kann, wie bspw. an der Donau bei Ulm, am Starnberger See oder am Chiemsee.

Auch für Schleswig-Holstein wird von einer relativ hohen Besiedlungsrate ausgegangen (BERNDT & STERNBERG 1969, RHEINWALD 1993).

Im Vergleich mit der Verbreitungskarte nach RHEINWALD (1993) zeigen die Ergebnisse der FE 2006 ein **größeres Verbreitungsareal als noch im Jahr 1985**. Insbesondere das NW-Tiefland ist inzwischen deutlich stärker besiedelt. Die zahlreichen Beobachtungen außerhalb der geschlossenen Verbreitungsgebiete deuten zudem auf eine weitere Ausdehnung der Vorkommen hin. Des Weiteren wird auf Grund der hohen Anzahl der JB, die Kanadagansvorkommen gemeldet haben, ein **höherer Brutpaarbestand vermutet** als bei BAUER et al. (2002) angegeben.

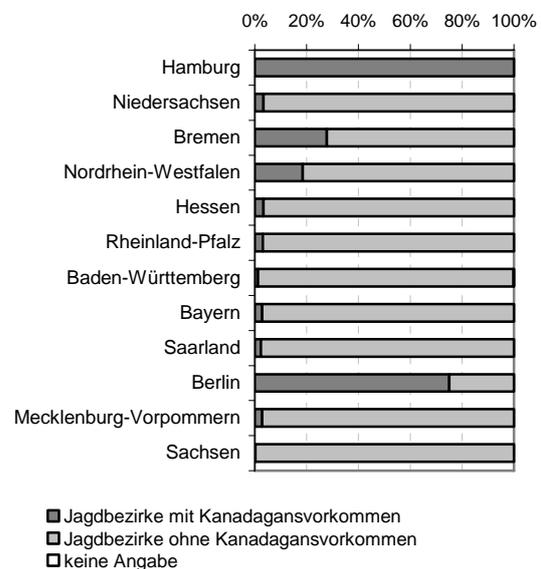


Abb. 53: Brutvorkommen der Kanadagans in den teilnehmenden Jagdbezirken Deutschlands, 2006

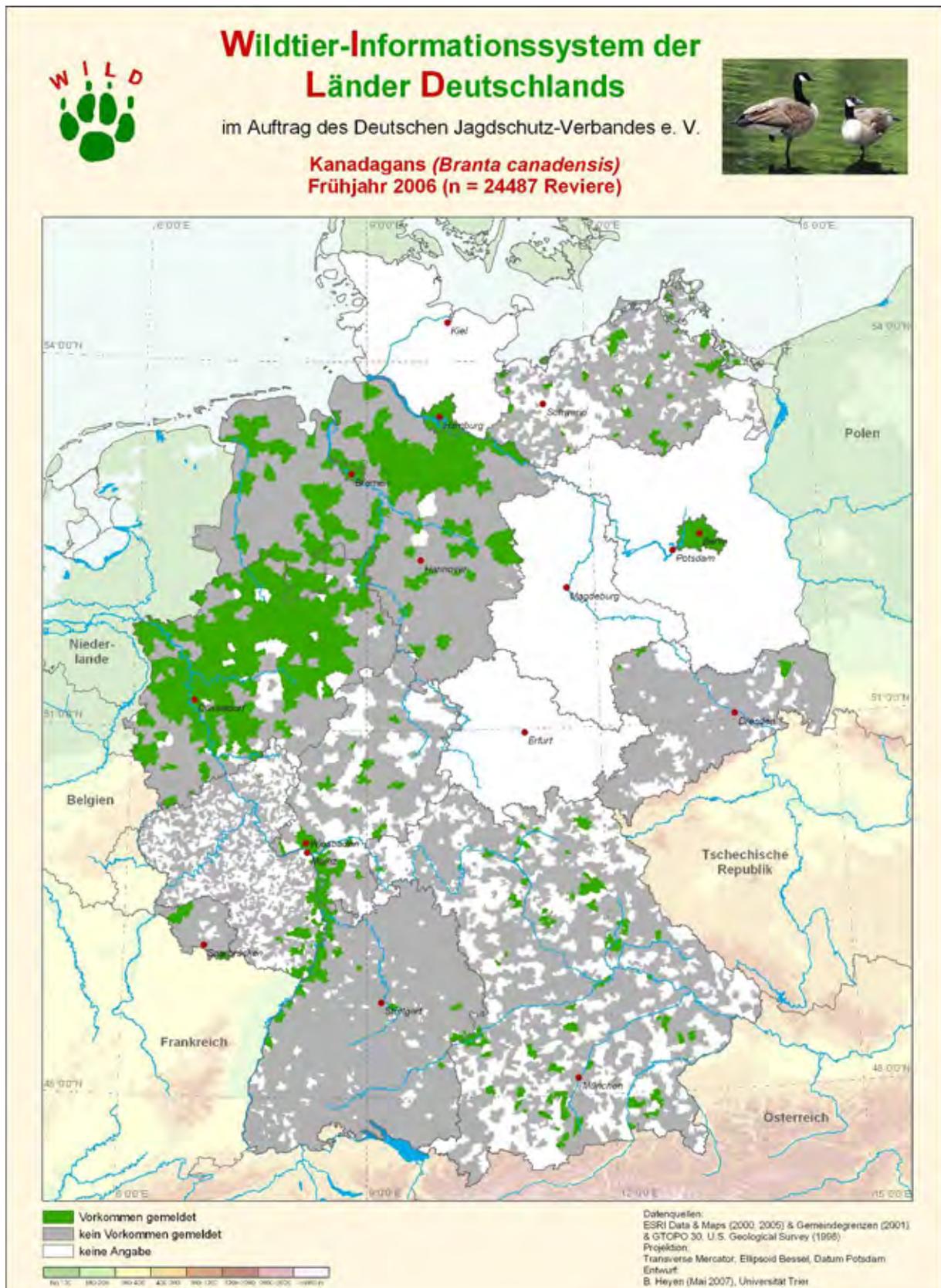


Abb. 54: Brutvorkommen der Kanadagans in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

5.6 Nilgans

Ursprünglich kam die Nilgans (*Alopochen aegyptiacus* L.) mit Ausnahme der extremen Trocken- und großen Waldgebiete in fast ganz Afrika und auf dem Balkan vor. Im 18. Jahrhundert erlosch jedoch die europäische Teilpopulation (CRAMP 1986). Außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets entwickelte sich während des 19. Jahrhunderts aus entwichenen bzw. frei gelassenen Parkvögeln eine kleine Population in Südostengland. Zusätzlich gelangten Mitte der 1960er Jahre einige Exemplare aus zwei niederländischen Tiergehegen in die Freiheit, wo sie sich rasch vermehrten und ausbreiteten (LENSINK 1996). Die deutschen Vorkommen stammen im Wesentlichen von dieser holländischen Population ab.

Die ersten Brutpaare Deutschlands wurden 1986 am Niederrhein festgestellt (BRÄSECKE 1993). Am Ende der 1990er Jahre schätzten (BAUER ET AL. 2002) den Bestand bereits auf 250 bis 300 Brutpaare. Die Nilgans zählt nicht zu den jagdbaren Arten laut §2 BfjG. Lediglich Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein haben sie zum Wild erklärt mit entsprechenden Jagd- und Schonzeiten. Erwähnenswert ist ihr aggressives Verhalten gegenüber anderen Artgenossen in der Paarungszeit und gelegentlich auch gegenüber anderen Wasservögeln während der Aufzuchtphase (BRÄSECKE 1993).

Mit Ausnahme von Berlin können in allen teilnehmenden Bundesländern Nilgänse als Brutvögel beobachtet werden. Insgesamt meldeten 8 % der erfassten JB Brutvorkommen. Aus Brandenburg, Hamburg, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Thüringen liegen leider keine Daten zu den Nilgansbrutvorkommen aus der FE 2006 vor.

Das **Hauptverbreitungsgebiet** der Nilgans befindet sich innerhalb des **NW-Tieflands** (Abb. 55, Abb. 56 und Anhang 27) in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen (27 bzw. 11 % der JB). Ausgehend von dieser Population erstrecken sich mit hoher Wahrscheinlichkeit auch Ausläufer nach Schleswig-Holstein (vgl. BRÄSECKE 1993) und Sachsen-Anhalt

bzw. Sachsen. Aus Mecklenburg-Vorpommern liegen vorerst nur Einzelmeldungen aus dem Grenzbereich zu Schleswig-Holstein und Niedersachsen vor. Ein weiterer aber deutlich kleinerer Verbreitungsschwerpunkt befindet sich am **Oberrhein** zwischen Karlsruhe und Wiesbaden. Zudem existieren zahlreiche Brutvorkommen verteilt über das gesamte Gebiet von **Hessen** (9 % der JB). Ein Schwerpunkt ist hier nicht zu erkennen.

Die verstreuten Einzelfunde im Süden und Osten Deutschlands liefern zusätzlich Hinweise auf die aktuelle Ausbreitungstendenz der Nilgans. Auf Grund ihrer Anpassungsfähigkeit und ihrer Eigenschaft, urbane Lebensräume zu besiedeln (BRÄSECKE 1998), wird sie ihr Areal höchst wahrscheinlich auch zukünftig noch erweitern.

Die aktuellen Ergebnisse der FE 2006 weisen darauf hin, dass die Nilgans **bereits in mehr Revieren anzutreffen ist als die Kanadagans**. Entsprechend der Anzahl der JB, die Brutvorkommen gemeldet haben, liegt der Brutbestand vermutlich deutlich über der Schätzung von BAUER et al. (2002). Ein direkter Vergleich mit den Daten der Grauganserhebung ist auf Grund der unterschiedlichen Länderbeteiligung nicht möglich.

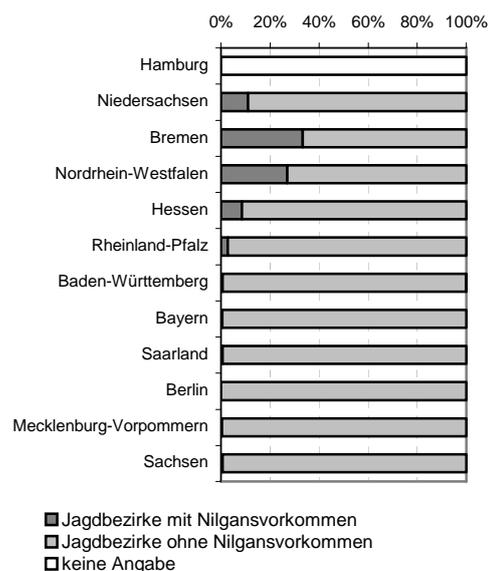


Abb. 55: Brutvorkommen der Nilgans in den teilnehmenden Jagdbezirken Deutschlands, 2006

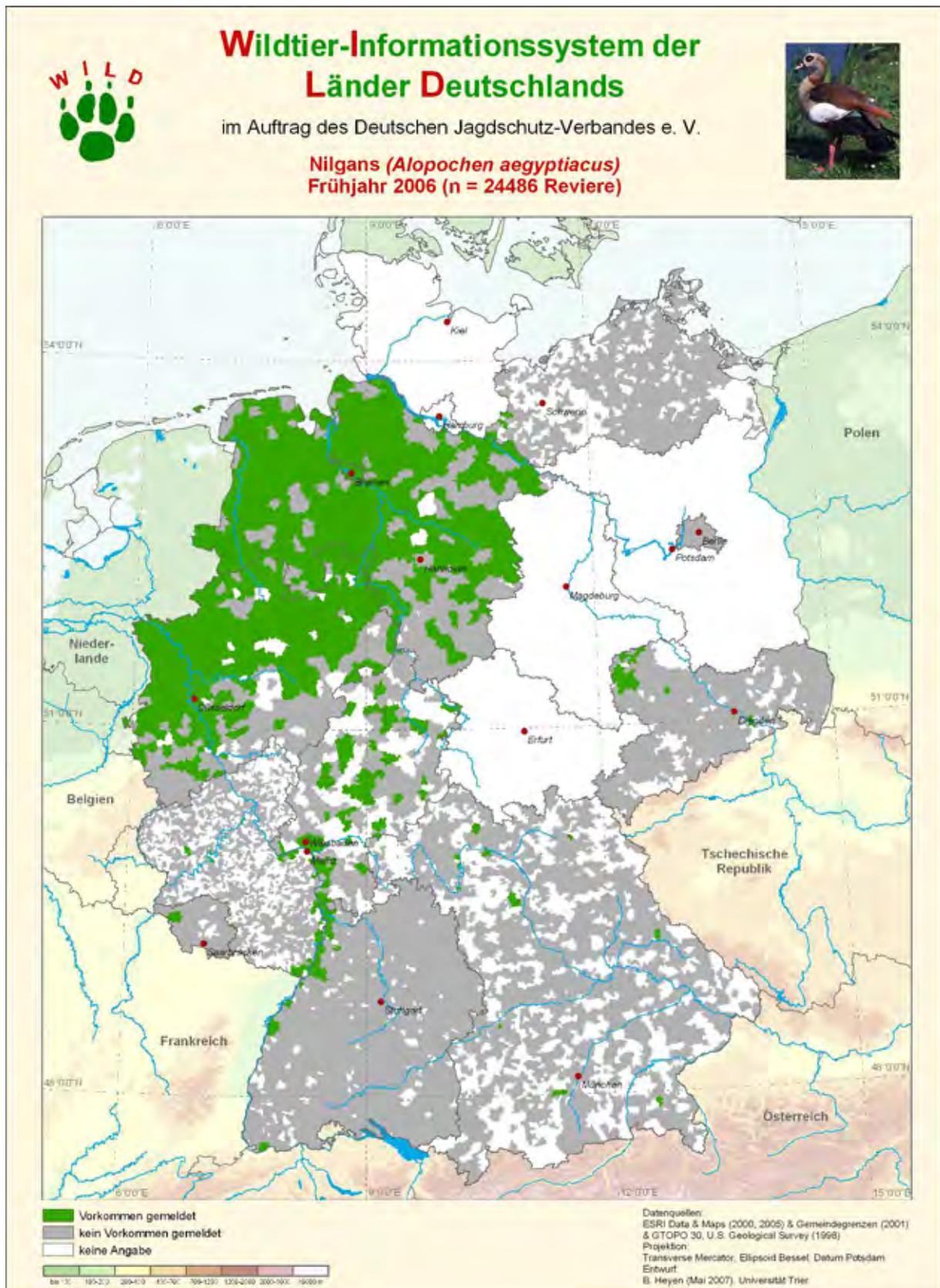


Abb. 56: Brutvorkommen der Nilgans in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

5.7 Kolkrabe

Das Verbreitungsgebiet des Kolkraben (*Corvus corax L.*) erstreckte sich ursprünglich über den größten Teil der nördlichen Hemisphäre (KOCH et al. 1986, MÜLLER & ELLE 2001). Hinsichtlich der Lebensraumsprüche zeigt sich der Kolkrabe sehr variabel; die Art ist nicht, wie häufig angenommen, ausschließlich an größere Waldungen gebunden (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1993). In den 1940er Jahren existierten in Mitteleuropa **Restpopulationen** nur noch im westlichen Alpenraum, Polen und an der Ostküste Schleswig-Holsteins. Ursache für das großräumige Verschwinden der Art war in weiten Teilen Mitteleuropas die intensive Verfolgung durch den Menschen. Veränderungen der Lebensraumstrukturen spielten nur eine untergeordnete Rolle (KOCH et al. 1986). Zwischen 1940 und 1960 erholten sich die schleswig-holsteinischen Restpopulationen, so dass sich das Brutareal über eine **natürliche Ausbreitung** nach Osten und Südosten erweiterte. Auch die polnischen Vorkommen drangen in dieser Zeit bis zur Oder vor und das Verbreitungsgebiet der Alpenpopulationen weitete sich nach Nordwesten bis zur Schwäbischen Alb aus (KOCH et al. 1986). Zwischen 1960 und 1980 wurde das Gebiet der ehemaligen DDR (Ausnahme südwestliches Thüringen) weitgehend besiedelt. Gleiches gilt für Schleswig-Holstein und den Alpenraum sowie die Schwäbische Alb.

Die natürliche Ausbreitung des Kolkraben wurde durch verschiedene **Wiederansiedlungsprojekte** unterstützt, wie beispielsweise im Bayrischen Wald (SCHERZINGER 1986), im Saarland (MÜLLER & ELLE 2001) und in Nordrhein-Westfalen (KOCH et al. 1986) sowie in den Niederlanden (RENSEN & TIMMERMANN 1980) und Belgien (DELVAUX 1983).

Nach den Erhebungen des WILD kommt der Kolkrabe heute **flächendeckend im Osten** Deutschlands vor (Abb. 57 und Anhang 28). Ausgehend von den in den 1980er Jahren bekannten Verbreitungsgebieten in den östlichen Bundesländern wurden inzwischen Thüringen, die Lüneburger Heide und die

Mittelgebirgslagen Südniedersachsens, Nordhessens und des östlichen Nordrhein-Westfalens flächig besiedelt. Die **westliche Grenze** des Hauptvorkommens verläuft derzeit von der Wesermündung in Niedersachsen zum Weserbergland und dem Teutoburger Wald. Die **südliche Grenze** erstreckt sich in etwa vom Rothaargebirge kommend über die Rhön zum Thüringer Wald. Im angrenzenden Nordbayern befinden sich zwar ebenfalls Vorkommen, allerdings ist die Region nicht flächig besiedelt. Das nordostdeutsche Hauptvorkommen steht mit weiteren Populationen im Bayrischen Wald, dem Alpenraum und im südlichen Baden-Württemberg über Populationen in den Mittelgebirgen Hessens und Nordbayerns in Verbindung. Weiterhin ist ein **Austausch** mit den niederländischen und belgischen Verbreitungsgebieten möglich, denn über das Münsterland und die Eifel bestehen Brücken zu den dortigen Verbreitungsgebieten.

Die natürliche Ausdehnung des Kolkrabenareals schreitet nach Schätzungen von DITTBERGER & NESSING (1985) unter günstigen Bedingungen mit etwa 10 km/Jahr voran. Der Vergleich der 1980 bekannten Verbreitungsgebiete (KOCH et al. 1986) mit den in WILD für 2006 dokumentierten Vorkommen ergibt niedrigere Ausbreitungsgeschwindigkeiten zwischen 2 und 7 Kilometern pro Jahr. Zügig eroberte der Kolkrabe die Mittelgebirgslagen Thüringens und Nordhessens; hingegen wurden die waldärmeren Regionen westlich der Lüneburger Heide nur sehr zögernd besiedelt. In den nächsten Jahren ist daher eine zügige Erschließung des bisher noch nicht besiedelten und waldreichen nördlichen Rheinland-Pfalz zu erwarten. Hingegen ist anzunehmen, dass eine Arealerweiterung in den waldarmen Nordwesten Deutschlands langsamer vorankommen wird, auch wenn dort bereits lokal Vorkommen bekannt sind.

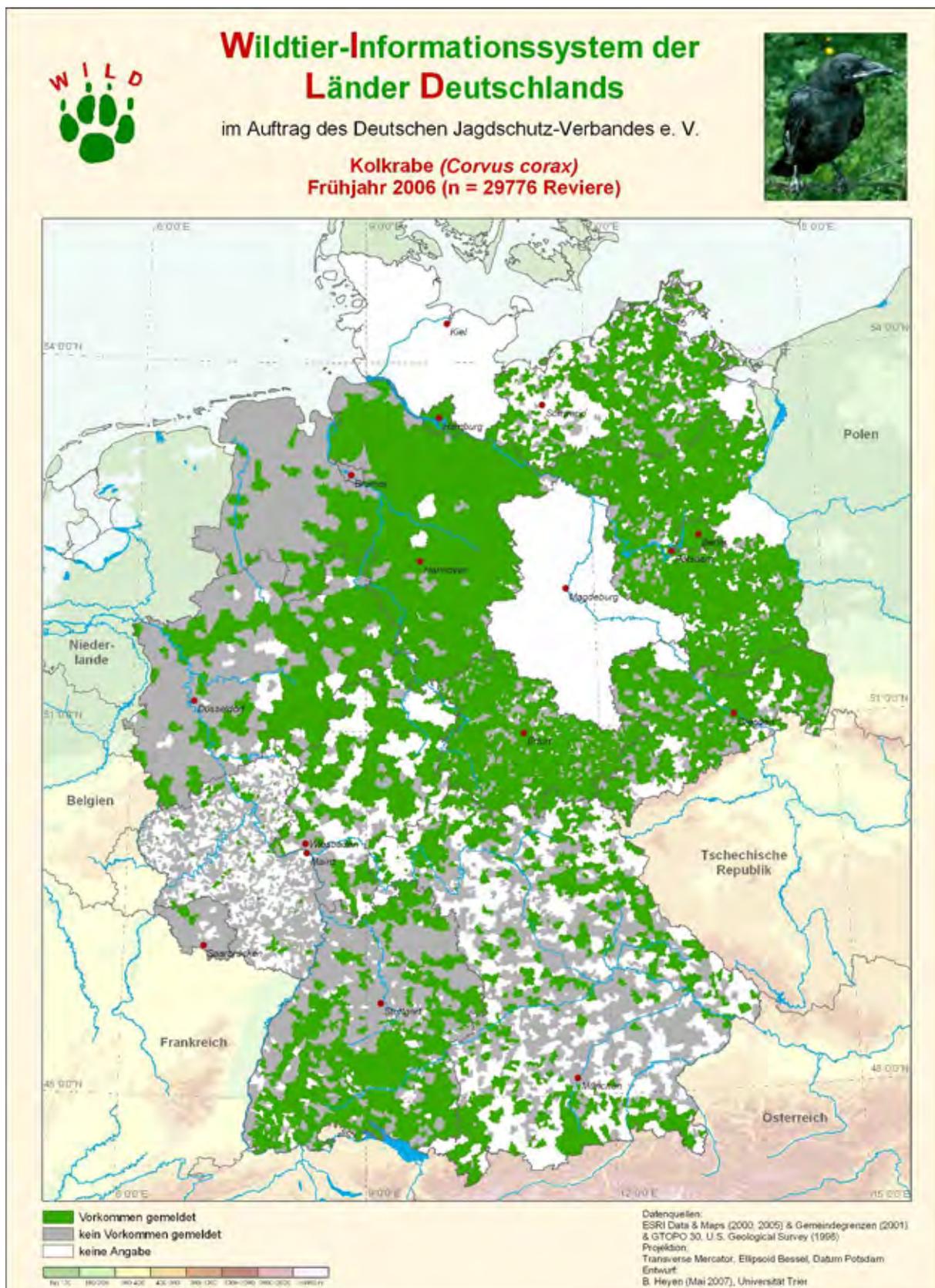


Abb. 57: Vorkommen des Kolkraben in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

5.8 Marderhund

In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden mehrere Tausend Exemplare des aus Ostasien stammenden Marderhundes (*Nyctereutes procyonoides* GRAY) zur Bereicherung der Pelztierfauna im westlichen Teil der ehemaligen Sowjetunion ausgesetzt. Von dort aus erfolgte die Ausbreitung nach Westen. Der Erstnachweis für Deutschland gelang im Jahr 1962 (STUBBE 1987). Infolge seiner expansiven Ausbreitung in den letzten zwei Jahrzehnten wurde der mittlerweile etablierte Marderhund mit Ausnahme des Saarlands und Bremens den einzelnen Landesjagdgesetzen unterstellt.

Nach den Ergebnissen der FE 2006 kommt der Marderhund **in allen Bundesländern** vor (Anhang 29). Der aktuelle **Schwerpunkt** des Verbreitungsgebietes befindet sich im **NO-Tiefland**, insbesondere in Mecklenburg-Vorpommern (Abb. 58, Abb. 59), wo er bereits in 90 % aller JB zum Arteninventar gehört. Die Streckenanalysen (GORETZKI & SPARING 2006) bestätigen diesen Verbreitungsschwerpunkt. Allein in Mecklenburg-Vorpommern werden über 60 % der deutschlandweiten Marderhundstrecke erzielt; in einigen östlichen Landkreisen übertraf die Marderhundstrecke des Jagdjahres 2005/06 sogar die des Fuchses (STIER 2006a). Auch in Brandenburg ist von einer nahezu flächendeckenden Verbreitung auszugehen (Abb. 59). Hier meldeten 66 % der JB Marderhundvorkommen. Kleinere Verbreitungslücken befinden sich nur im Süden Brandenburgs.

Das von Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg ausgehende Vorkommen erstreckt sich darüber hinaus in die übrigen Bundesländer (Abb. 59). Insbesondere in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Thüringen ist der Marderhund bereits weit verbreitet. Der Anteil der JB mit positiven Meldungen liegt hier zwischen 13 und 35 % (Abb. 58; Anhang 29).

In den übrigen Bundesländern finden sich zahlreiche Einzelnachweise. Deutschlandweit nimmt die Anzahl der Positivmeldungen jedoch in westlicher

bzw. südlicher Richtung ab. Da der Marderhund bei geringer Siedlungsdichte auf Grund seiner heimlichen Lebensweise nur selten beobachtet werden kann (STIER & JOISTEN 2006), ist eine Unterschätzung des Vorkommens in den Randbereichen des Verbreitungsgebietes nicht auszuschließen.

Bevorzugte Habitats des Marderhundes sind reich strukturierte Agrarlandschaften mit Feuchtgebieten (STIER 2006b). Diese Vorliebe lässt sich auch in den noch relativ dünn besiedelten Bereichen, wie z. B. in Baden-Württemberg und Bayern entlang der Donau oder in Niedersachsen erkennen. Ausgehend von derartigen Optimalbiotopen werden im Laufe der Zeit auch weniger gut geeignete Habitats besiedelt (STIER 2006b). Das von GEITER et al. (2002) angenommene Verbreitungsgebiet wird inzwischen deutlich übertroffen. Eine weitere Ausdehnung der Vorkommen ist in den nächsten Jahren zu erwarten.

Auf Grund der Ähnlichkeit mit dem Waschbären sind Verwechslungen nicht ausgeschlossen. Insbesondere in Gebieten, wo beide Arten erstmalig beobachtet werden, kommt es deshalb immer wieder zu Fehlansprachen.

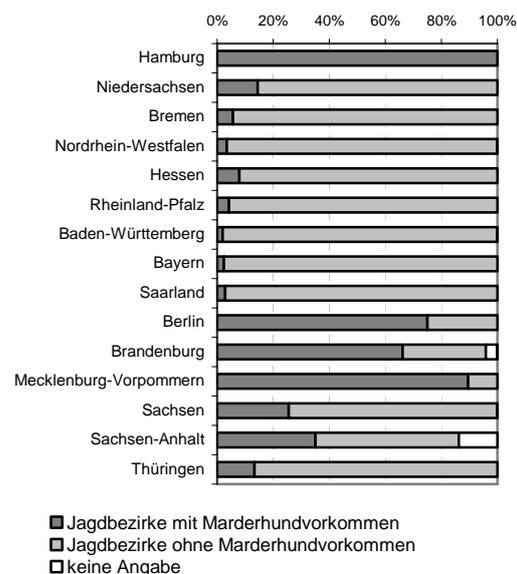


Abb. 58: Vorkommen des Marderhundes in den teilnehmenden Jagdbezirken Deutschlands, 2006

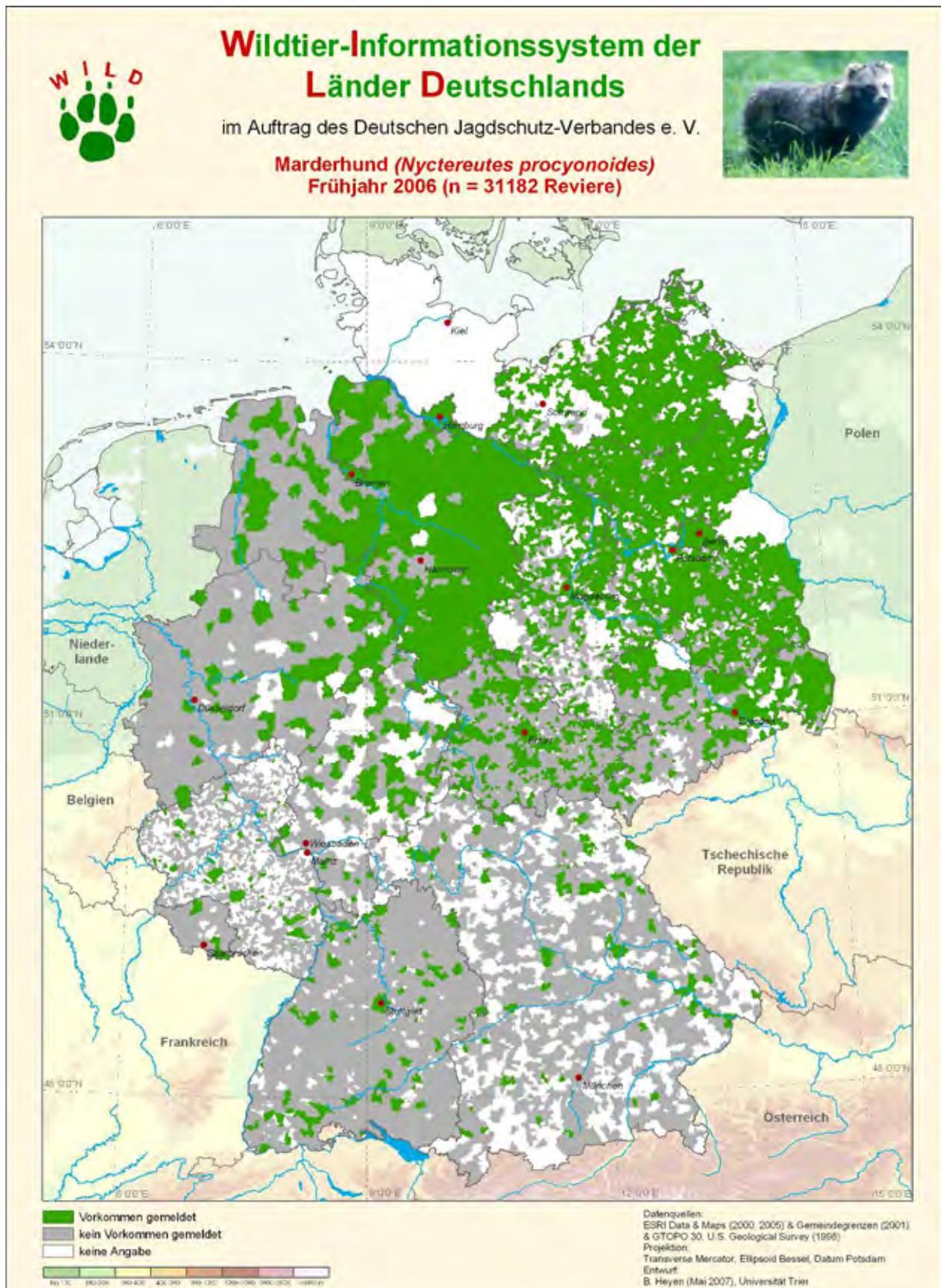


Abb. 59: Vorkommen des Marderhundes in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

5.9 Waschbär

Der ursprünglich aus Nordamerika stammende Waschbär (*Procyon lotor* L.) zählt seit der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts zur Fauna Deutschlands. Er gilt inzwischen als etabliert. Insbesondere seit den 1990er Jahren hat sich die Ausbreitung des Waschbären beschleunigt, was u.a. durch die stark angestiegenen Zahlen der Abschussmeldungen bzw. Totfunde dokumentiert wird (RÜHE & HOHMANN 2004, GORETZKI & SPARING 2006). Der Waschbär zählt gemäß Bundesjagdgesetz bisher nicht zu den jagdbaren Wildarten. Mit Ausnahme des Saarlandes und Bremens haben die Bundesländer jedoch von ihrem Recht Gebrauch gemacht, ihn dem jeweiligen Jagdrecht zu unterstellen.

Ursprünglich existierten in Deutschland zwei Hauptvorkommen: in Hessen und in Brandenburg/Berlin. Während das Vorkommen in Hessen auf eine gezielte Ansiedlung am Edersee im Jahr 1934 zurückzuführen ist, entwickelte sich die Population in Brandenburg als Folge eines Farmausbruchs bei Strausberg im Jahr 1945 (RÜHE & HOHMANN 2004, GORETZKI & SPARING 2006). Die aktuellen Ergebnisse der FE 2006 zeigen jedoch, dass diese beiden historischen Verbreitungsschwerpunkte inzwischen nicht mehr klar voneinander abgegrenzt werden können (Abb. 61). Demnach befindet sich das **aktuelle Hauptvorkommen** des Waschbären in **Mittel- und Ostdeutschland** und erstreckt sich über Hessen, Sachsen-Anhalt, Thüringen, Brandenburg und die östlichen Bereiche von Niedersachsen bzw. Nordrhein-Westfalen bis nach Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz. Am häufigsten tritt der Waschbär derzeit in Hessen, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Brandenburg auf. Dort meldeten zwischen 42 und 59 % der JB sein Vorkommen (Anhang 30).

Ausgehend von diesem Vorkommensschwerpunkt breitet sich der Waschbär in alle Richtungen aus. Die Ausläufer des Verbreitungsgebietes reichen bereits bis an die Grenzen Deutschlands.

Außerhalb des Hauptvorkommens befindet sich ein deutlich kleinerer Verbreitungsschwerpunkt nordöstlich von Stuttgart in Baden-Württemberg. Zudem werden verstreut über das gesamte Bundesgebiet zahlreiche Einzelnachweise gemeldet. Diese Beobachtungen deuten darauf hin, dass sich der Waschbär weiterhin ausbreitet. Bevorzugt besiedelte Gebiete sind strukturreiche (Wald-)Lebensräume mit einem hohen Anteil an Gewässern und urbane Bereiche (MICHLER 2003, RÜHE & HOHMANN 2004, GORETZKI & SPARING 2006). Ausgehend von diesen Optimalhabitaten werden auch die angrenzenden Bereiche besiedelt.

Leider liegen aus der FE 2006 für Schleswig-Holstein keine Daten vor. Andere Untersuchungen sowie die Jagdstrecken belegen, dass der Waschbär auch hier verbreitet ist (BORKENHAGEN 2001, DJV 2007).

Auf Grund der Ähnlichkeit mit dem Marderhund und seiner nächtlichen Lebensweise sind Verwechslungen nicht ausgeschlossen. Insbesondere in Gebieten, in denen beide Arten erstmalig beobachtet werden, kommt es immer wieder zu Fehlansprachen.

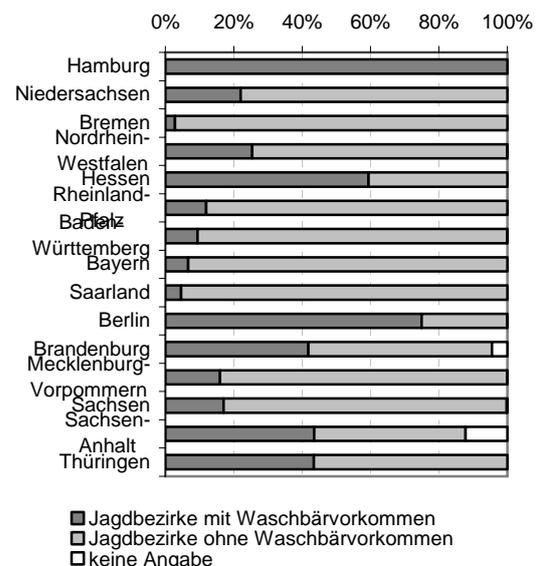


Abb. 60: Vorkommen des Waschbären in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands, 2006

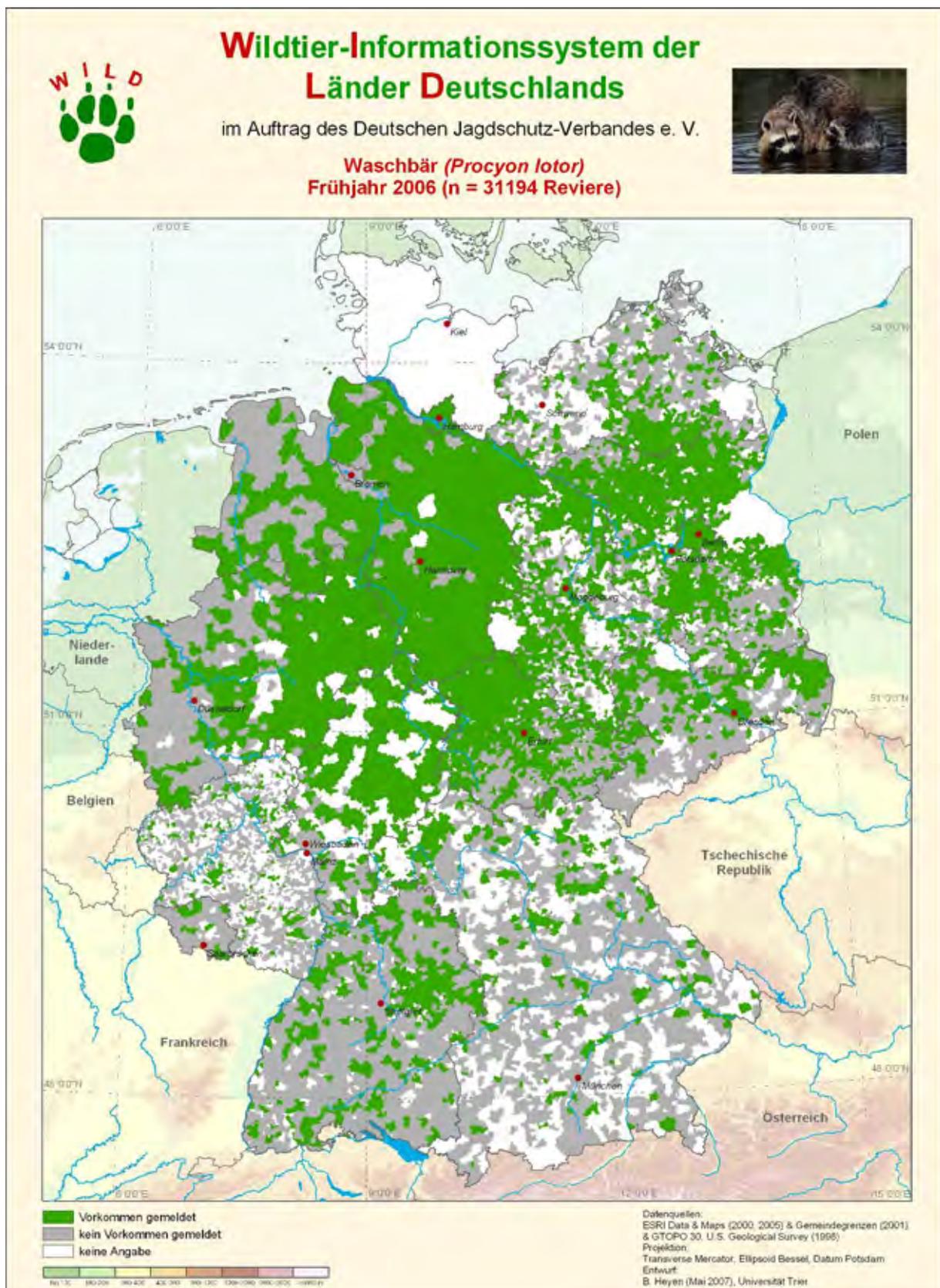


Abb. 61: Vorkommen des Waschbären in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

5.10 Mink

Die ursprüngliche Heimat des Minks oder Amerikanischen Nerzes (*Mustela vison* SCHREBER) ist Nordamerika. Von dort aus gelangte er durch die Pelztierzucht nach Europa, wo er seit den 1920er Jahren infolge diverser Farmausbrüche und illegaler Tierbefreiungen wiederholt in die Wildbahn gelangte. Ein bedeutender Ausbruch ereignete sich 1966 in Mecklenburg-Strelitz, wodurch die Ausbreitung im NO-Tiefland wesentlich beschleunigt wurde (GORETZKI & SPARING 2006). In den Bundesländern Berlin, Brandenburg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Thüringen wurde der Mink inzwischen den jeweiligen Landesjagdgesetzen unterstellt und kann bejagt werden.

Auf Grund seiner semiaquatischen Lebensweise ist das Vorkommen des Amerikanischen Nerzes sehr eng an das Vorhandensein geeigneter Gewässer gebunden (ZSCHILLE 2006). Eine vollständige Besiedlung der terrestrischen Lebensräume ist deshalb von vornherein ausgeschlossen. Der **Verbreitungsschwerpunkt** befindet sich im NO-Tiefland (Abb. 62, Abb. 63), insbesondere in Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Brandenburg. In diesen Bundesländern liegen die Anteile der JB mit Minkvorkommen zwischen 14 und 18 % (Anhang 31). Die Vorkommen befinden sich hier hauptsächlich entlang der Flüsse sowie an zahlreichen Stillgewässern auf der Mecklenburgischen Seenplatte und an zahlreichen Küstenabschnitten.

Die Ausläufer dieses Hauptverbreitungsgebietes reichen entlang der Fluss- und Kanalsysteme weit in die umliegenden Bundesländer hinein, so z. B. nach Niedersachsen und Sachsen. Des Weiteren hat sich in Thüringen in der Helme-Unstrut-Niederung ein relativ kompaktes Verbreitungsgebiet herausgebildet, welches über die Flüsse Unstrut und Saale vermutlich auch mit dem Elbe-Vorkommen in Verbindung steht.

Ein weiteres, exklavenartiges Vorkommen befindet sich in Bayern entlang des Oberpfälzer Waldes an

der Naab und ihren Nebenflüssen. Der Ursprung der Population ist auf Farmausbrüche in dieser Region zurückzuführen (VAN DER SANT 2004).

In den übrigen Bundesländern existieren neben diversen Einzelnachweisen auch kleinere Vorkommen, z.B. in Hessen und Nordrhein-Westfalen. Lediglich aus den Bundesländern Baden-Württemberg, Berlin und dem Saarland liegen keine Positivmeldungen zum Amerikanischen Nerz vor. Aus Schleswig-Holstein standen leider keine Daten der FE 2006 zur Verfügung. Andere Autoren belegen jedoch auch für dieses Bundesland verbreitet Minkvorkommen (BORKENHAGEN 2001).

Da sich der Mink überwiegend in der deckungsreichen Ufervegetation der Gewässer aufhält und seine Spuren denen des Iltis stark ähneln (ZSCHILLE 2006), ist der Nachweis seiner Existenz relativ schwierig. Die häufig tagaktiven Fähen erleichtern zwar die Sichtbeobachtung, insgesamt ist jedoch eher von einer tendenziellen Unterschätzung der Vorkommen auszugehen. Zusätzlich ist zu beachten, dass die korrekte Ansprache von schwimmenden Nerzen nicht immer möglich ist. Die Verwechslung mit anderen Arten ist durchaus möglich.

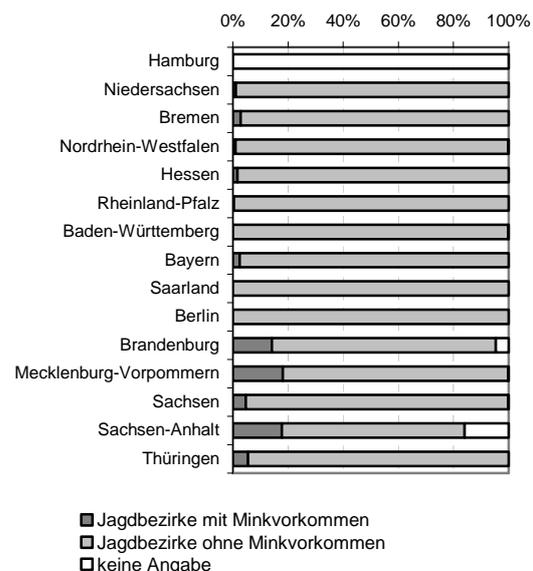


Abb. 62: Vorkommen des Minks in den teilnehmenden Jagdbezirken Deutschlands, 2006

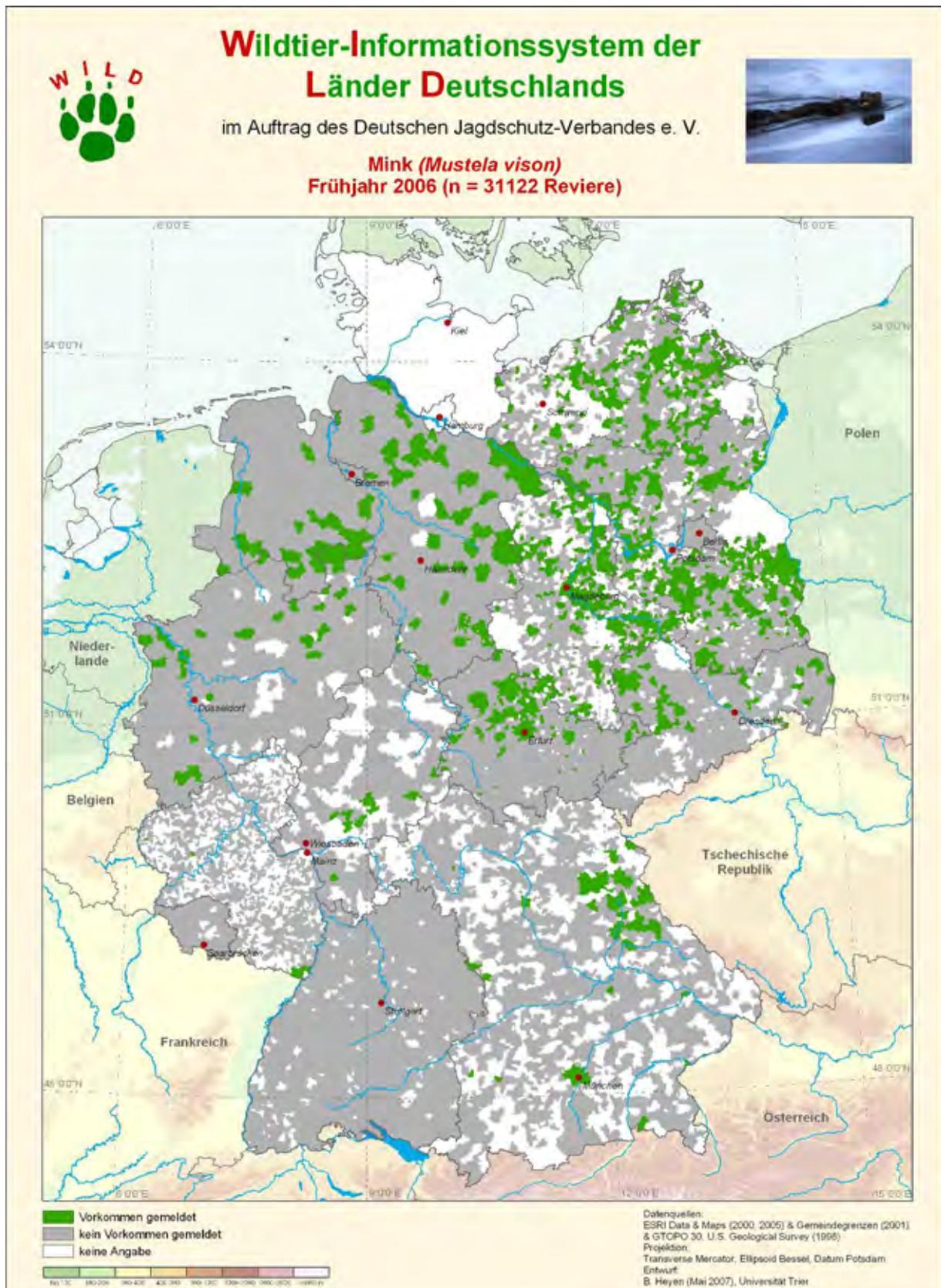


Abb. 63: Vorkommen des Minks in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

5.11 Fischotter

Der semi-aquatisch lebenden Fischotter (*Lutra lutra* L.) ist in den vergangenen 30 Jahren zur **Leitart** des Schutzes **gewässernaher Lebensräume** geworden, d.h. vom Schutz geeigneter Fischotterlebensräume profitieren andere, ebenfalls gefährdete Arten mit ähnlichen Habitatansprüchen.

Die Bemühungen zum Schutz des Fischotters reichen in die 1960er Jahre zurück; in diese Zeit fallen u. a. die **Aufhebung der Jagdzeiten** für den Fischotter in der damaligen DDR (1962) und der BRD (1968). Darüber hinaus wird seit Mitte der 1990er Jahre auf nationaler und internationaler Ebene an **Artenschutzplänen** für den Fischotter gearbeitet (REUTHER et al. 2002).

Die meisten **Vorkommen** in Deutschland sind **stabil** bzw. breiten sich aus, auch wenn jährlich etwa 140 - 160 Otter überfahren werden (REUTHER 2002).

In den o.g. Artenschutzplänen wird immer wieder die zentrale Bedeutung einer einheitlichen, bundesweiten Vorkommenerfassung herausgestellt, da „ein Monitoring der Verbreitungsentwicklung des Otters auf Bundesebene [derzeit] aus Mangel an [...] vergleichbaren Daten nur sehr eingeschränkt möglich ist“ (REUTHER et al. 2002). WILD hat daher den Fischotter in die FE einbezogen, um u. a. die Ausweisung von Gebieten, in denen die Art mittels standardisierter Monitoringverfahren (REUTHER et al. 2000) erfasst wird, effektiver zu machen.

Das **Hauptverbreitungsgebiet** des Fischotters in Deutschland liegt nach den Ergebnissen des WILD in **Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern** und dem **nordöstlichen Sachsen-Anhalt** (Abb. 64 und Anhang 32). Hier besiedelt die Art einen Großteil der geeigneten Habitate. Zu diesem Areal zählen auch die Vorkommen im **östlichen Niedersachsen** entlang der Elbe sowie in der Lüneburger Heide, bzw. dem Wendland. Über die Elbe bestehen Verbindungen mit den Verbreitungsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt. Zudem begünstigt der geringe Zerschneidungsgrad dieser

Region Deutschlands (RECK et al. 2005) die Vernetzung der Populationen.

Weitere Vorkommen sind im Westen Niedersachsens bei Meppen an den Flüssen Ems und Hase zu finden. Diese Tiere sind vermutlich aus den Niederlanden zugewandert, wo derzeit neue Populationen durch Aussetzung etabliert werden. Es besteht aber auch die Möglichkeit der Zuwanderung aus den ostniedersächsischen Populationen, die sich derzeit ausbreiten. In Bayern werden Fischottervorkommen aus dem Bayerischen Wald gemeldet. Aus den Nachbarstaaten Tschechien und Österreich wanderten in der Vergangenheit immer wieder Tiere zu und ermöglichten so die Ausdehnung des Vorkommens in dieser Region. In den übrigen Bundesländern finden sich derzeit vereinzelte Hinweise auf Fischottervorkommen. In Westdeutschland gehen diese Vorkommen in der Regel auf Zuwanderungen aus der Schweiz, Frankreich, Luxemburg, Belgien oder den Niederlanden zurück, die Thüringer Vorkommen stehen wahrscheinlich mit den Vorkommen in Sachsen-Anhalt / Sachsen in Verbindung.

Die Ergebnisse der Fischottererhebung in WILD decken sich im Wesentlichen mit den von REUTHER et al. (2002) dokumentierten Verbreitungsgebieten. Ergänzend konnten durch WILD Hinweise auf weitere Vorkommen in Rheinland-Pfalz, Hessen und Bayern festgestellt werden. In wie weit es sich dabei um etablierte Populationen oder durchwandernde Individuen handelt, wird derzeit geklärt.

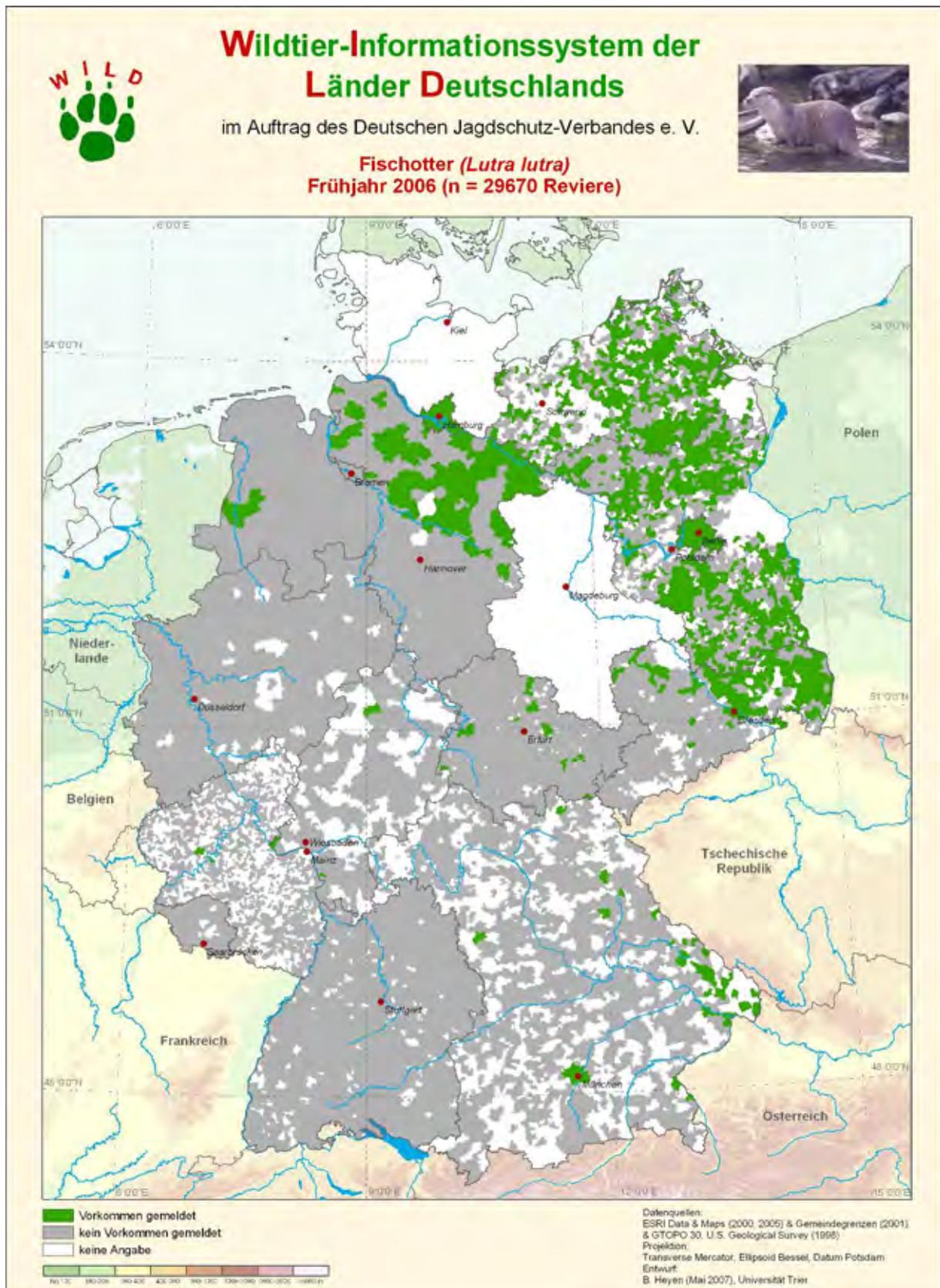


Abb. 64: Vorkommen des Fischotters in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

5.12 Biber

Der Europäische Biber (*Castor fiber* L.) war zu Beginn des letzten Jahrhunderts europaweit durch starke Bejagung fast ausgestorben (VERON 1992, MACDONALD et al. 1995, NOLET & ROSELL 1998, ROSELL et al. 2005, ZAHNER et al. 2005). In Deutschland überlebten autochthone Restpopulationen mit insgesamt etwa 100 Tieren an der Elbe (KUHR & SIEHOFF 2005). Mittlerweile erobert die Art, die in Deutschland nicht wie beispielsweise in Lettland oder Schweden dem Jagdrecht unterliegt, ihr ursprüngliches Verbreitungsgebiet zurück (NOLET & ROSELL 1998, ZAHNER et al. 2005). Diese Ausbreitung geht im Wesentlichen auf Wiederansiedlungsprojekte zurück. Heute leben schätzungsweise wieder etwa 640.000 Biber in Europa. In **Deutschland** wird der Bestand derzeit auf etwa **15.000 Biber** geschätzt (HEIDECHE et al. 2003, ZAHNER et al. 2005). Damit haben sich die **Besatzzahlen** innerhalb von etwa 10 Jahren **verdreifacht**, denn im Jahr 1996 wurde der Mindestbesatz auf etwa 5.000 Tiere geschätzt (BfN 1996). Auf Grund vieler potentieller und bisher noch nicht genutzter Habitats ist eine weitere Ausbreitung insbesondere in West- und Südwestdeutschland wahrscheinlich. Mit der **Rückwanderung** des Bibers in eine dicht besiedelte und intensiv genutzte Kulturlandschaft treten zwangsläufig **Konflikte** auf, wodurch die Art in den Fokus des öffentlichen Interesses gerät.

Auf Grund von Schäden in der Land-, Forst-, Fischerei- und Wasserwirtschaft wurden insbesondere in Bayern **Managementmaßnahmen** notwendig. Erfolgreich verläuft hier die Arbeit der Biberberater, die versuchen, Konflikte lokal zu lösen (SCHWAB 2003). Beispielsweise werden schadensträchtige Flächen nicht mehr genutzt und Schäden z. T. durch private Organisationen mit ca. 18.000 € p.a. finanziell ersetzt (KUHR & SIEHOFF 2005). Darüber hinaus werden in Bayern jährlich etwa 500 Biber gezielt der Wildbahn entnommen (SCHWAB 2007, mündliche Mitteilung).

Die Aufnahme des Bibers in das WILD-Projekt soll die Entwicklung der Ausbreitung der Art dokumentieren. Die **größten Verbreitungsgebiete** des Bibers liegen nach den Ergebnissen der FE 2006 in **Bayern** und den **ostdeutschen Bundesländern** (Abb. 65 und Anhang 33). In Bayern sind die Oberpfalz sowie die Donau und deren Zuflüsse weitgehend besiedelt. Aus Baden-Württemberg sind Bibervorkommen an den Oberläufen von Donau und Rhein sowie westlich des Bodensees bekannt. Die Zentren des Biberbestandes in Ostdeutschland bilden Elbe und Oder sowie deren Nebenflüsse, insbesondere die Mulde. Diese Populationen werden durch Vorkommen entlang der Havel und dem Oder-Havel-Kanal nördlich von Berlin miteinander verbunden. Unabhängig von den Oder- und Elbepopulationen haben sich in Mecklenburg-Vorpommern Besätze zwischen Rostock und Anklam entlang der Flüsse Peene, Trebel und Recknitz etabliert. Im Westen Deutschlands ist der Biber vor allem im Saarland (Auswilderung 1994, 2001), in Nordrhein-Westfalen am Niederrhein (Auswilderung 1981, 2002) und in Niedersachsen an Ems und Elbe zu finden. Vereinzelt Vorkommen wurden ebenfalls aus Rheinland-Pfalz (Nordwesteifel durch Zuwanderung aus NRW) und Hessen (Sinnatal, Auswilderung 1987/88) gemeldet.

In einigen Bundesländern werden länderspezifische Verbreitungskarten erstellt, auf deren Basis DOLCH et al. (2002) die Vorkommen in Deutschland zusammengefasst haben. Im Vergleich zu WILD ergeben sich regionale Unterschiede. Insbesondere der Oberlauf der Donau, der bis 2002 noch nicht besiedelt war (DOLCH et al. 2002), wurde im Zuge der natürlichen Ausbreitung besiedelt. Gleiches gilt für die Oberläufe der Iller und des Lechs.

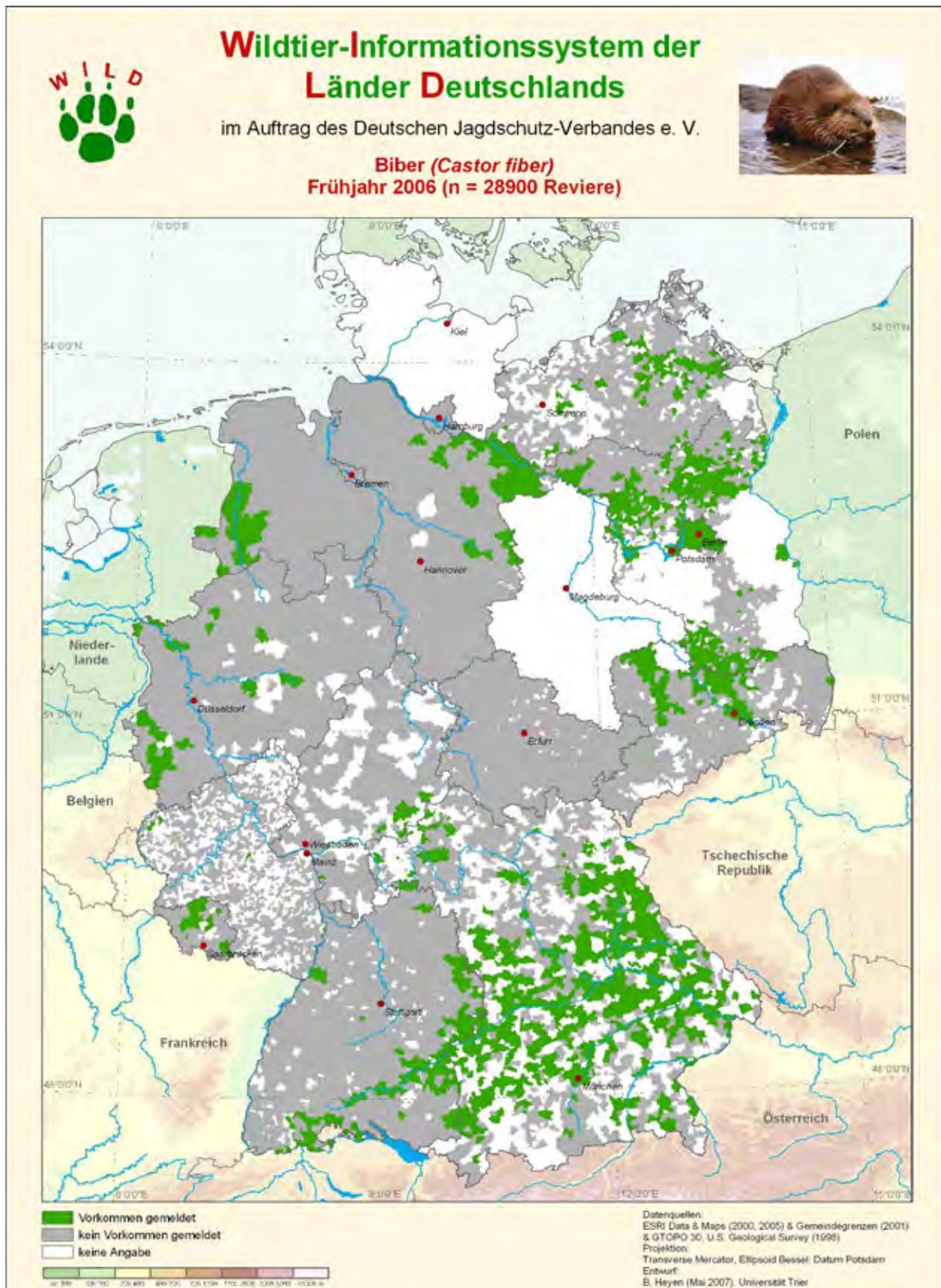


Abb. 65: Vorkommen des Bibers in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

5.13 Nutria

Die semiaquatisch lebende Nutria (*Myocastor coypus* MOLINA) ist ursprünglich in Südamerika zu Hause. Als Pelz- und Nahrungsquelle gelangte sie Ende des 19. Jahrhunderts als Farmtier nach Europa bzw. seit den 1920er Jahren nach Deutschland. Hier entstanden durch diverse Farmausbrüche und Freilassungen seitdem immer wieder neue, frei lebende Populationen, die zum Teil auch wieder erloschen. Zu einer massiven **Freilassungswelle** kam es zuletzt im Zuge der Wiedervereinigung auf dem Gebiet der ehemaligen DDR, als zahlreiche Zuchtstationen ihre Tiere einfach aussetzten (STUBBE 1989a, STUBBE & STUBBE 1994). Inzwischen gilt die Nutria, auch als Sumpfbiber bezeichnet, in Deutschland als etabliert. In den Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Hessen, Niedersachsen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Thüringen wurde sie bereits den jeweiligen Landesjagdgesetzen unterstellt und darf bejagt werden.

Im Zuge der FE 2006 wurden **mit Ausnahme von Bremen aus allen beteiligten Bundesländern Nutriavorkommen gemeldet** (Abb. 66, Anhang 34). Am weitesten verbreitet ist die Nutria in Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt, Rheinland-Pfalz, Niedersachsen, Hessen, Thüringen und Baden-Württemberg, wo verschiedene Vorkommenschwerpunkte liegen. So z.B. entlang des Oberrheins zwischen Mainz und Freiburg oder zwischen Bonn und der niederländischen Grenze. Dort werden auch die Nebenflüsse weiträumig besiedelt. Des Weiteren liegt ein Vorkommenschwerpunkt im Emsland. Außerdem existieren lokale Nutriapopulationen verstreut über weite Teile des östlichen Niedersachsens und Sachsen-Anhalts. Dort sind bereits nahezu alle geeigneten Lebensräume besiedelt; die Vorkommen reichen entlang der Flüsse bis nach Sachsen und Thüringen.

Unabhängig von diesen Verbreitungsschwerpunkten finden sich verstreut über alle Bundesländer hinweg zahlreiche Einzelnachweise und kleinere Vorkom-

men, wie beispielsweise in Bayern im Mündungsbe-
reich der Isar in die Donau.

Obwohl für Brandenburg und Schleswig-Holstein keine Daten aus der FE 2006 vorliegen, weisen Untersuchungen anderer Autoren auch für diese Gebiete umfangreiche Nutriavorkommen aus (HEIDECKE & RIECKMANN 1998).

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der FE 2006 deutlich mehr und größere Nutriavorkommen in Deutschland als GEITER et al. (2002) und HEIDECKE & RIECKMANN (1998) im Rahmen ihrer Studien feststellen. **Insbesondere in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen kann eine Ausweitung der Vorkommen beobachtet werden.** Da die Nutria im Allgemeinen auf kalte und schneereiche Winter mit hohen Mortalitätsraten reagiert (HEIDECKE & RIECKMANN 1998), ist im Fall des Ausbleibens strenger Winter mit einer zunehmenden Ausbreitung dieser Art zu rechnen.

In Gebieten, in denen gleichzeitig Biber oder Bisamratten auftreten, besteht eine erhöhte Verwechslungsgefahr mit der Nutria.

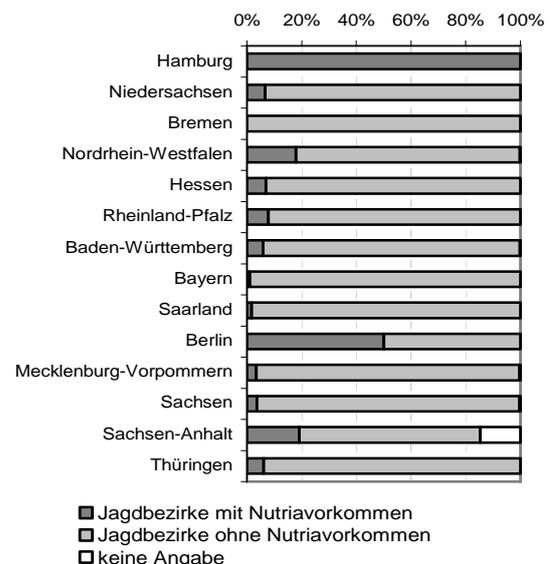


Abb. 66: Vorkommen des Nutrias in den Jagdbezirken Deutschlands, 2006

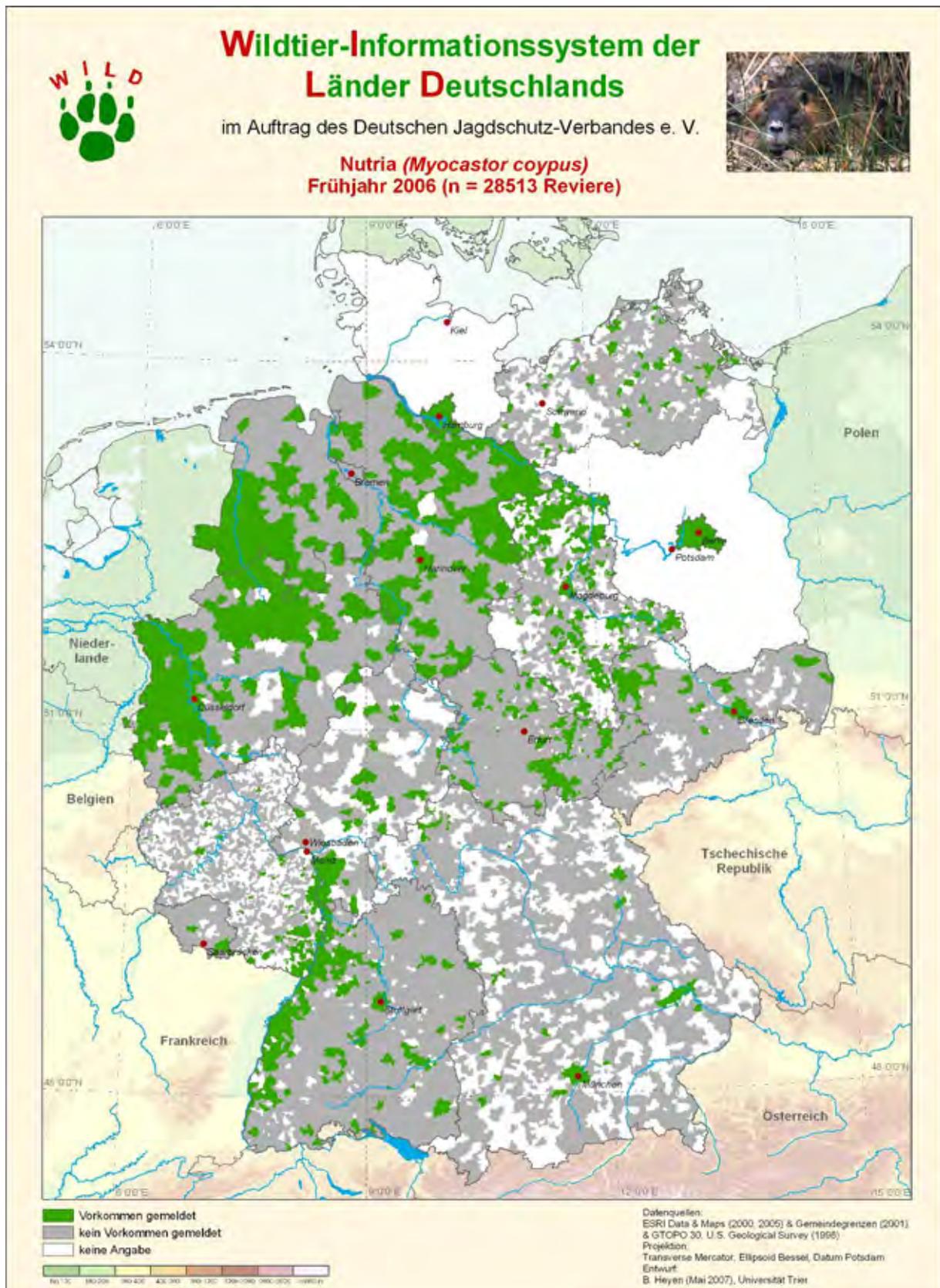


Abb. 67: Vorkommen des Nutrias in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

5.14 Wildkatze

Der **ursprüngliche Lebensraum** der Wildkatze (*Felis sylvestris* S.) erstreckt sich in Europa über das gesamte **Kontinentaleuropa** (PIECHOCKI 2001). In den letzten Jahrhunderten erfolgte jedoch in Mitteleuropa ein starker Rückgang der Wildkatzenpopulationen, der bis ins 20. Jahrhundert andauerte. Als Hauptursache dafür führen DENK et al. (2004) neben der verstärkten forstlichen Nutzung der Wälder auch die intensive Bejagung der Wildkatze an. Nach der Einführung einer ganzjährigen Schonzeit 1934 kam es in Deutschland zu einer mäßigen Wiederausbreitung, wobei bisher nur ein Bruchteil des ursprünglichen Areal wiederbesiedelt wurde (PIECHOCKI 1990). Heute ist die Art sowohl auf nationaler wie auch auf internationaler Ebene streng geschützt und unterliegt als jagdbares Wild dem Bundesjagdgesetz.

Bekannt Vorkommen befinden sich in den **Mittelgebirgsregionen** von Eifel, Hunsrück, Pfälzerwald, Taunus, Westerwald, Solling, Harz, Nordhessisches Bergland, Thüringer Wald und Hainich. Aus dem Tiefland sind kleinere Vorkommen lediglich im Bienwald und im Harzvorland bekannt (SIMON et al. 2005). Die Population in Eifel, Hunsrück und Pfälzerwald stellt mit etwa 1000 bis 3000 Tieren das derzeit größte Vorkommen der Wildkatze in Deutschland dar (KNAPP et al. 2000). In Bayern werden seit 1984 im Spessart, im Steigerwald und im Vorderen Bayerischen Wald Projekte zur Wiederansiedlung der Wildkatze durchgeführt (BÜTTNER 1991, HEINRICH 1991, WOREL 1991).

Die **Ergebnisse der FE 2006 bestätigen diese Hauptverbreitungsgebiete** (Abb. 68), wobei der Verbreitungsschwerpunkt in Rheinland-Pfalz auf Grund der lückenhaften Beteiligung nicht so deutlich zu erkennen ist. Neben diesen Vorkommenschwerpunkten liegen vereinzelt Meldungen aus Hessen, Thüringen und Bayern vor, wobei die Meldungen in Bayern auf die o.g. Wiederansiedlungen zurückgehen. Insbesondere die verstreut liegenden Wildkatzenvorkommen in Hessen besitzen eine

zentrale Bedeutung für den Verbund der Population in Mittel- und Westdeutschland. Inwiefern es sich bei diesen vereinzelt Meldungen um Sichtbeobachtungen von wandernden Tieren handelt oder um sich etablierende Populationen bleibt offen.

Bei der Interpretation dieser Meldungen ist zu berücksichtigen, dass die Wildkatze als eines der seltensten Säugetiere Deutschlands heute sehr stark im Focus des Interesses steht, was sich durch viele aktuelle Projekte und Monitoringstudien belegen lässt (KNAPP et al. 2000, NABULON & HARTMANN-FURTER 2001, BRAUN 2003, MÖLICH et al. 2003, DENK et al. 2004, SIMON 2005). Von daher ist fraglich, in welchem Umfang die vermehrt gemeldeten Beobachtungen der Wildkatze auf gestiegene Besatzzahlen oder auf eine höhere Sensibilität der Jäger zurückzuführen sind. Zudem ist auch die Verwechslungsmöglichkeit mit Hauskatzen zu beachten.

In den letzten Jahren konnten immer mehr Meldungen zur Wildkatze eindeutig bestätigt werden (DENK & SIMON 2005). In Baden-Württemberg gelang z.B. seit 1912 erstmals wieder ein sicherer Wildkatzenachweis (1 Kuder und 1 Katze) in der Region Kaiserstuhl (www.fva-bw.de, Stand: Mai 2007). Weitere gemeldete Vorkommen in Baden-Württemberg werden zurzeit geprüft. **Die Ergebnisse der FE 2006 weisen insgesamt auf ein größeres Verbreitungsgebiet hin als noch vor wenigen Jahrzehnten** (vgl. z.B. auch Bund Naturschutz in Bayern e.V. 1994), was möglicherweise auf eine beginnende Ausbreitung der Wildkatze zurückzuführen ist. Die natürlichen Ausbreitungs- und Wanderungsbewegungen können durch die Vernetzung der zerschnittenen Lebensräume in Form von Grünbrücken und einer damit verbundenen Reduktion der Verkehrsverluste gezielt unterstützt werden (TRINZEN 2006).

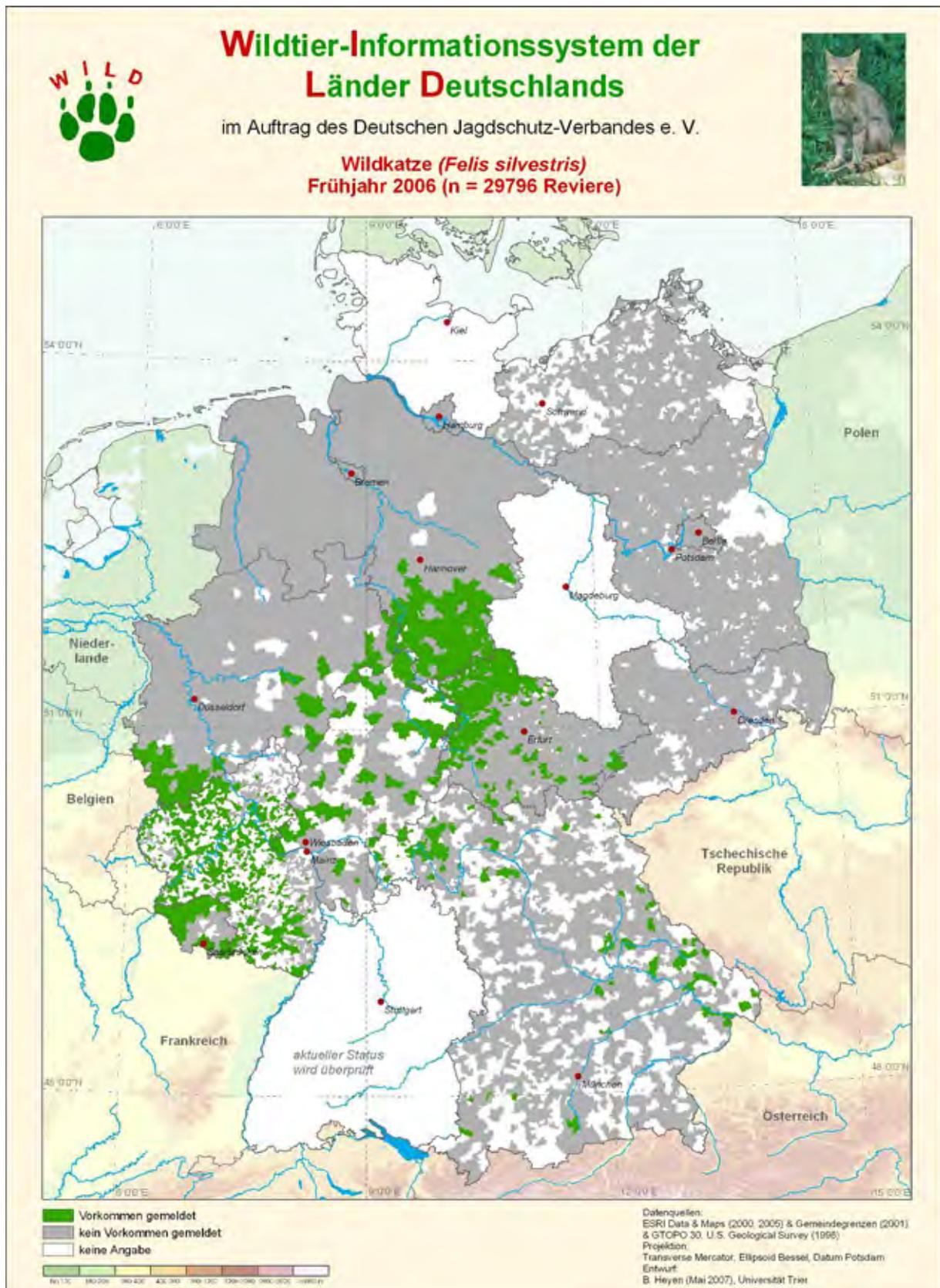


Abb. 68: Vorkommen der Wildkatze in Deutschland, Frühjahr 2006 (Gemeindeebene)

6 Monitoring Greifvögel und Eulen Europas

UBBO MAMMEN

6.1 Einleitung

Zum dritten Mal fließen Ergebnisse des Forschungsprojektes „Monitoring Greifvögel und Eulen Europas“ (kurz: „Greifvogelmonitoring“) in den WILD-Jahresbericht ein. Die Integration von Aussagen des Greifvogelmonitorings in WILD wird durch die finanzielle Unterstützung von Game Conservancy Deutschland e.V. sowie des Deutschen Jagdschutz-Verbandes e.V. ermöglicht.

Organisation und Aufbau des Projektes sind zuletzt ausführlich von MAMMEN (1999) und MAMMEN & STUBBE (2002, 2003) dargelegt worden.

Für diesen Bericht ist die Auswertung von Daten bis zum Jahr 2005 möglich. Neben Deutschland sind im Projekt 17 weitere europäische Länder integriert (Bulgarien, Dänemark, Estland, Großbritannien, Italien, Lettland, Litauen, Österreich, Polen, Russland, Schweiz, Slowakei, Slowenien, Tschechien, Ukraine, Ungarn, Weißrussland). Die folgenden Ausführungen beschränken sich jedoch ausschließlich auf Deutschland. Von hier stammen etwa 80 % aller in der Projektdatenbank gespeicherten Daten.

Wie in den Vorjahresberichten werden wiederum zwei Arten näher vorgestellt:

Zum einen der **Turmfalke** als Vogel des Jahres 2007. Er ist der zweithäufigste Greifvogel Deutschlands.

Zum Anderen der **Habicht**: er steht in der Projektdatenbank hinsichtlich des verfügbaren Datenumfanges an vierter Stelle. Illegal wird diese Art in einigen Gebieten Deutschlands leider immer noch verfolgt (BEZZEL et al. 1997, KIRMSE 1998, LINK 1998, RUST & MISCHLER 2001).

6.2 Methoden

6.2.1 Datenerhebung

Grundlage des Greifvogelmonitorings sind Kontrollflächenuntersuchungen. Auf diesen Flächen wird der Brutbestand aller oder ausgewählter Arten vollständig erfasst. Lage, Größe und Form der Kontrollflächen werden von den Bearbeitern frei gewählt und richten sich meist nach dem zu bearbeitenden Arteninventar, aber auch nach der Struktur des Geländes. Die Kontrollflächengröße sollte 25 km² nicht unterschreiten. Bevorzugt wird die Bearbeitung von Messtischblättern (MTB, TK 25) bzw. Messtischblatt-Quadranten. Der Median der bearbeiteten Flächengrößen in Deutschland liegt bei 126 km².

Neben dem Bestand wird von den meisten Bearbeitern auch die Reproduktion der Paare erfasst. Dies erfolgt meist bei der Jungvogelberingung. Möglich ist auch eine Erfassung der Jungenzahlen vom Boden aus. Die verwendete Methode muss von den Bearbeitern dokumentiert werden.

Einmal jährlich schicken alle Mitarbeiter ihre Ergebnisse auf einem standardisierten Datenbogen an die zentrale Koordinationsstelle nach Halle/Saale. Dort erfolgt die Übernahme in die Datenbank. Die eingegebenen Daten werden durch die Flächenbearbeiter nochmals überprüft. Aus allen Angaben wird jährlich ein Bericht erstellt, in dem eindeutig zu erkennen ist, wer auf welcher Fläche welche Angaben erhoben hat.

6.2.2 Auswertung

Angaben zur Brutbestandsentwicklung wurden mit dem Programm **TRIM** Version 3.53 (**TR**ends and **I**ndices for **M**onitoring **D**ata, PANNEKOEK & VAN STRIEN 2001) berechnet. Als Berechnungsmodell wurde „Time Effects“ mit Berücksichtigung serieller Korrelationen gewählt.

Mit der Anwendung von TRIM ist es möglich, die Ergebnisse nationaler Monitoring-Programme europaweit zu vergleichen und zu verknüpfen (VAN

STRIEN et al. 2001, GREGORY et al. 2005). Um eine bessere Vergleichbarkeit zwischen den deutschen Vogelmonitoring-Programmen zu gewährleisten, wurde zwischen dem „Monitoring Greifvögel und Eulen“ und dem Monitoringprogramm des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten, DDA (VGL. Z.B. FLADE & SCHWARZ 2004) vereinbart, für Berechnungen bzw. Darstellungen zur Bestandsentwicklung als Bezugsjahr (Index = 100) das Jahr 1999 zu wählen. Aus diesem Jahr liegen für alle Arten gute Bestandsschätzungen für die einzelnen Bundesländer vor. Der für den Turmfalken und den Habicht dargestellte Trend der Bestandsentwicklung zeigt die Abweichung vom Bezugsjahr in Prozent.

Grundlage für die Berechnungen zur Bestandsentwicklung sind die Angaben von den im Monitoring erfassten Kontrollflächen. Es wird angenommen, dass die Bestandsentwicklung innerhalb dieser Flächen identisch ist mit der Entwicklung außerhalb. Diese Hypothese wird hier noch keiner Prüfung unterzogen, auch gehen alle Daten ungewichtet in die Berechnungen ein. Die verwendeten Rohdaten werden seit Beginn des Projektes in den „Jahresberichten zum Monitoring Greifvögel und Eulen“ veröffentlicht (erster Bericht STUBBE & GEDEON 1989).

Die Terminologie zur Reproduktion folgt GEDEON (1994). Als „**näher kontrollierte Brutpaare**“ werden Paare bezeichnet, bei denen die Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel bekannt ist. Dies schließt auch die erfolglosen Paare ein, also jene, die zwar mit einer Brut begonnen haben, bei denen aber keine Jungvögel ausflogen. Der berechnete **Erfolgsanteil** ist der Anteil der erfolgreichen Brutpaare an der Gesamtzahl der näher kontrollierten Paare. Die **Brutgröße** entspricht der Anzahl ausgeflogener Jungvögel pro erfolgreichem Brutpaar, die **Fortpflanzungsziffer** der Anzahl ausgeflogener Jungvögel pro Brutpaar. Bei einer nicht unerheblichen Anzahl von Paaren kann durch die Mitarbeiter die exakte Zahl der ausgeflogenen Jungvögel nicht ermittelt werden, jedoch ist bekannt, ob die Brut überhaupt erfolgreich war, d.h. mindestens ein Jungvogel ausgeflogen ist. Diese Paare werden für den **korrigier-**

ten Erfolgsanteil und die **korrigierte Fortpflanzungsziffer** herangezogen. Für den letztgenannten Parameter wird davon ausgegangen, dass bei den Paaren, die zwar erfolgreich waren, die genaue Anzahl ausgeflogener Jungvögel jedoch nicht bekannt ist, genau so viele Jungvögel ausflogen, wie bei den Paaren, bei denen dies bekannt ist. Als Wert wird die mittlere Brutgröße eingesetzt. Die korrigierte Fortpflanzungsziffer wird dann aus allen erfolgreichen Paaren berechnet.

Obwohl das Greifvogelmonitoring 1988 gegründet wurde, gehen die in der Datenbank gespeicherten Angaben zum Teil bis zum Jahr 1957 zurück. Dies liegt daran, dass alle Daten, die mit kompatibler Methode erhoben wurden, auch rückwirkend in das System integriert werden können.

6.3 Ergebnisse / Diskussion

6.3.1 Bestandsentwicklung der Greifvögel Deutschlands

Für 13 Greifvogelarten ist auf Grundlage der Monitoring-Datenbank eine Berechnung der Bestandsentwicklung in Deutschland möglich. In Tab. 3 wird der Bestandstrend von 1990 bis 2005 angegeben. Dieser Trend über 16 Jahre wird im Folgenden als mittelfristiger Trend bezeichnet. Für die Ableitung und Interpretation der künftigen Entwicklung kann jedoch ein solcher Trend bereits eine zu große Zeitspanne umfassen. Deshalb ist der Trend über den letzten auswertbaren Fünfjahreszeitraum (2001 bis 2005), der im Folgenden als kurzfristiger Trend bezeichnet wird, ebenfalls angegeben (Tab. 4). Eine Bestandsveränderung über den jeweiligen Betrachtungszeitraum von bis zu 10 % wird als konstant bezeichnet.

Die größte positive Bestandsentwicklung weisen Wanderfalke, Fischadler und Seeadler auf. Der Bestand dieser Arten in Deutschland nimmt jährlich zu – und das seit Jahren!

Deutlich und kontinuierlich steigt auch der Bestand des **Schwarzmilans**. Mittelfristig positiv, kurzfristig jedoch stabil entwickeln sich die Bestände von **Mäusebussard** und **Turmfalke**. Auf den Turmfalke wird in Kap. 1.1.1 näher eingegangen.

Mittelfristig stabil, kurzfristig jedoch um über 25 % zunehmend ist der Bestand des **Baumfalke**. Dies liegt vor allem an der Zunahme von 2004 zu 2005 um fast 15 %. Dies ist für den Baumfalke die bisher größte Bestandsveränderung von einem Jahr zum folgenden.

Habicht und **Sperber** weisen sowohl mittel- als auch kurzfristig keinen Trend auf. Auf den Habicht wird in Kap. 6.3.3 näher eingegangen. Der Sperber, für den noch im letzten Bericht für den Zeitraum 2000 - 2004 ein deutlicher Rückgang belegt werden konnte, hat nun durch einen Bestandsanstieg um fast 20 % wieder das hohe Niveau vom Jahr 2000 erreicht.

Mittelfristig abnehmend, kurzfristig jedoch (nicht signifikant) zunehmend ist der Bestand des **Wespenbussards** in Deutschland. Die Datengrundlage ist jedoch für diese Art recht gering, was vor allem auf methodische Erfassungsschwierigkeiten zurückzuführen ist.

Die Bestände von **Rohrweihe** und **Rotmilan** sind langfristig abnehmend, im letzten betrachteten Fünfjahreszeitraum (2001 bis 2005) jedoch konstant.

Über den Gesamtzeitraum von 16 Jahren wird der Bestand des **Schreiadlers** als (nicht signifikant) abnehmend klassifiziert. Dahinter verbergen sich zwei unterscheidbare Phasen: Von 1990 bis 1996 nahm der Bestand deutlich zu, danach deutlich ab. Der Bestand ist jetzt auf dem niedrigsten Niveau seit Beginn des Greifvogelmonitorings.

Für den Steinadler, die Kornweihe und die Wiesenweihe ist die Datenbasis so gering, dass sie hier nicht dargestellt und ausgewertet wird.

Tab. 3: Mittelfristige Bestandstrends von 13 Greifvogelarten in Deutschland (1990 bis 2005)

Art	Bestandsveränderung 1990 bis 2005	Größenordnung der Bestandsveränderung	Anzahl einbezogener Kontrollflächen	Anzahl Erfassungen	Anzahl einbezogener Paare
Baumfalke	Konstanz	< 10 %	141	1.007	2.410
Fischadler	Zunahme**	> 50 %	24	205	1.926
Habicht	Konstanz	< 10 %	186	1.351	7.426
Mäusebussard	Zunahme**	10 % - 20 %	191	1.302	35.428
Rohrweihe	Abnahme*	10 % - 20 %	119	796	4.688
Rotmilan	Abnahme**	20 % - 50 %	202	1.416	12.112
Schreiadler	Abnahme, n.s.	10 % - 20 %	17	127	919
Schwarzmilan	Zunahme**	> 50 %	123	901	4.766
Seeadler	Zunahme**	> 50 %	31	241	3.199
Sperber	Konstanz	< 10 %	154	953	6.932
Turmfalke	Zunahme**	20 % - 50 %	166	1.043	15.082
Wanderfalke	Zunahme**	> 50 %	17	158	2.401
Wespenbussard	Abnahme**	20 % - 50 %	121	724	1.539

* = signifikant
 ** = hoch signifikant
 n.s. = nicht signifikant

Tab. 4: Kurzfristige Bestandstrends von 13 Greifvogelarten in Deutschland (2001 bis 2005)

Art	Bestandsveränderung 2000 bis 2005	Größenordnung der Bestandsveränderung	Anzahl einbezogener Kontrollflächen	Anzahl Erfassungen	Anzahl einbezogener Paare
Baumfalke	Zunahme**	20 % - 50 %	69	212	633
Fischadler	Zunahme**	10 % - 20 %	17	65	829
Habicht	Konstanz	< 10 %	99	341	1.824
Mäusebussard	Konstanz	< 10 %	88	318	8.450
Rohrweihe	Konstanz	< 10 %	54	184	1.231
Rotmilan	Konstanz	< 10 %	113	405	3.793
Schreiadler	Abnahme*	10 % - 20 %	7	27	285
Schwarzmilan	Zunahme**	10 % - 20 %	71	244	2.026
Seeadler	Zunahme**	20 % - 50 %	19	72	1.289
Sperber	Konstanz	< 10 %	73	241	1.861
Turmfalke	Konstanz	< 10 %	81	270	4.883
Wanderfalke	Zunahme	> 50 %	14	47	1.256
Wespenbussard	Zunahme, n.s.	20 % - 50 %	50	143	268

* = signifikant
 ** = hoch signifikant
 n.s. = nicht signifikant

6.3.2 Turmfalke

Vom Turmfalke liegen aus Deutschland bis zum Jahr 2005 aus 219 Gebieten insgesamt 1.672 Erfassungen (Kontrollflächen-Untersuchungsjahre) mit positiven Nachweisen vor. Von diesen Gebieten wurden 24 bisher nur in einem Jahr und 65 in mindestens 10 Jahren untersucht. Eine 42jährige Datenreihe liegt aus einem Gebiet in Thüringen vor. Der Median der Untersuchungsdauer der Turmfalkenflächen beträgt 6 Jahre.

Entsprechend der methodischen Vorgaben ist es den Bearbeitern möglich, entweder nur den Bestand (277 Erfassungen), nur die Reproduktion (442 Erfassungen) oder beides (953 Erfassungen) zu untersuchen. Tab. 5 gibt einen Überblick über den Datenbestand aus den einzelnen Bundesländern. Die meisten Erfassungen stammen aus Brandenburg (einschließlich Berlin), Sachsen und Sachsen-Anhalt. Mit deutlichem Abstand folgen Niedersachsen (einschließlich Bremen), Thüringen und Mecklenburg-Vorpommern.

Pro Jahr liegen unterschiedlich viele Erfassungen vor (Abb. 69). Alle Erfassungen vor 1988 wurden nachträglich in die Datenbank integriert. Es handelt sich dabei um Untersuchungen, die bereits vor der Gründung des Projektes durchgeführt wurden und die sich aufgrund der exakten Dokumentation für das Greifvogelmonitoring eignen.

Bestandsentwicklung

Die Brutbestandsentwicklung des Turmfalken wird in Abb. 70 für die Jahre **1988 bis 2005** dargestellt. In die Berechnung flossen Angaben zu 16.157 Brutpaaren von 173 Kontrollflächen aus 1.128 Erfassungen ein. Insgesamt ist eine **leichte jährliche Zunahme um 2,1 % ($\pm 0,6$ %)** zu verzeichnen. Der kontinuierliche Aufschwung wird durch einige „schlechte Jahre“ unterbrochen, so 1996/1997 und 2003/2004. Nach solchen Jahren ist die anschließende Bestandserholung umso deutlicher. Das Bestandsniveau war dementsprechend im Jahr 2005 so hoch wie noch nie seit 1988.

Tab. 5: Übersicht über den Datenbestand zum Turmfalken in den deutschen Bundesländern

Bundesland	Anzahl Erfassungen (gesamt)	früheste Daten	Erfassungen von Bestand und Reproduktion	nur Bestands-erfassungen	nur Reproduktionserfassungen	Anzahl kontrollierter Reviere	Anzahl kontrollierter Brutpaare
Baden-Württemberg	64	1984	45	9	10	1.650	1.506
Bayern	28	1990	6	2	20	239	920
Brandenburg und Berlin	352	1976	227	44	81	4.551	3.863
Hessen	84	1984	60	6	18	942	615
Mecklenburg-Vorpommern	120	1978	41	40	39	352	553
Niedersachsen und Bremen	127	1990	60	5	62	339	509
Nordrhein-Westfalen	104	1988	64	13	27	1.140	1.099
Rheinland-Pfalz	6	1999	6	0	0	11	11
Saarland	10	1990	8	1	1	23	7
Sachsen	304	1974	231	35	38	5.027	2.836
Sachsen-Anhalt	286	1972	136	60	90	2.374	2.699
Schleswig-Holstein und Hamburg	62	1988	39	16	7	708	521
Thüringen	125	1964	30	46	49	488	488

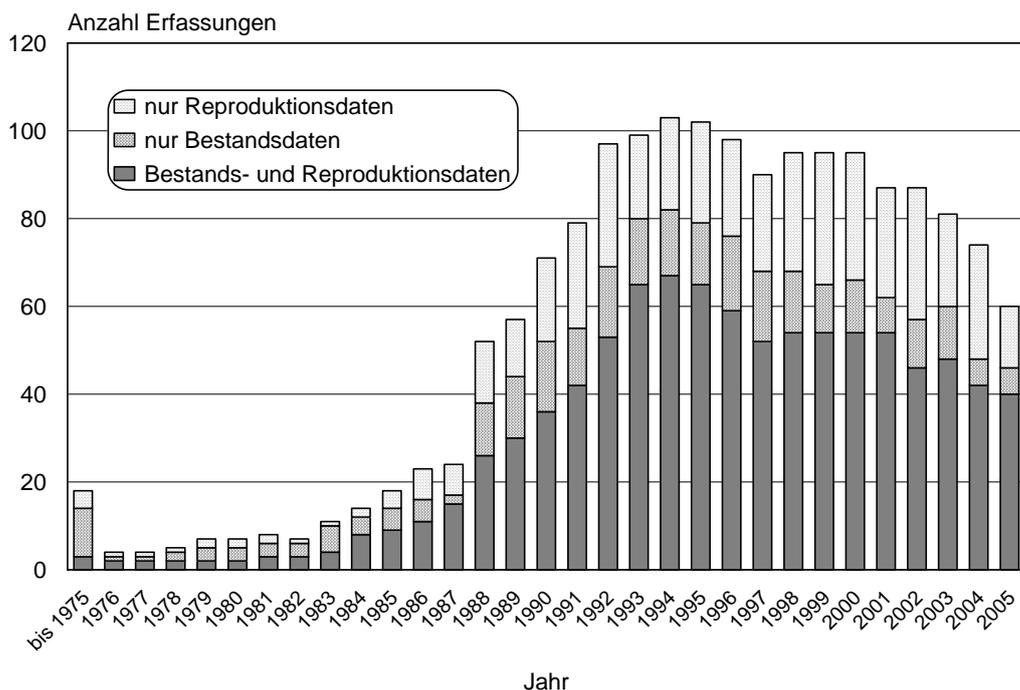


Abb. 69: Struktur des jährlichen Datenbestandes zum Turmfalken

Beim Turmfalken ist eine Besonderheit zu beachten, die die positive Entwicklung zumindest teilweise erklärt. **Geeignete Nistplätze** sind für Turmfalken in vielen Gegenden Deutschlands der **bestandlimitierende Faktor**, da sie auf geeignete Brutplätze an Gebäuden bzw. in der freien Landschaft auf von

anderen Arten errichtete Horste angewiesen sind. Turmfalken nehmen jedoch auch Nistkästen als Brutmöglichkeit an. Das Aufhängen von Nistkästen ist also eine relativ einfache Möglichkeit, der Art zu helfen und damit die Bestandentwicklung zu beeinflussen. Auf vielen Kontrollflächen greifen die Moni-

toring-Bearbeiter so direkt in das Geschehen ein. Häufig geschieht dies, um Brutplätze einfach nur zu erhalten, beispielsweise nach einer Gebäudesanierung, manchmal auch durch die Schaffung völlig neuer Brutmöglichkeiten an Orten, an denen zwar genügend Nahrung vorhanden ist, ein Brutplatz bisher aber nicht existierte.

Auch außerhalb der Kontrollflächen werden Kästen aufgehängt, jedoch liegt die Vermutung nahe, dass dies auf Flächen, die regelmäßig kontrolliert werden, intensiver geschieht und die einmal aufgehängten Kästen auch kontinuierlicher gewartet werden. Somit sind viele Monitoring-Flächen nicht repräsentativ und weisen möglicherweise einen positiveren Trend auf, als unbeobachtete Flächen.

Eine getrennte Auswertung nach „manipulierten“ und „unmanipulierten“ Flächen wäre sicher sinnvoll, ist aber nicht möglich, da von vielen Flächen Angaben zur Kastenzahl bisher fehlen.

Flächen, bei denen die jährliche Kastenzahl bekannt ist, wurden erst ab dem Jahr in die Auswertung einbezogen, ab dem die Kastenzahl weitgehend konstant war.

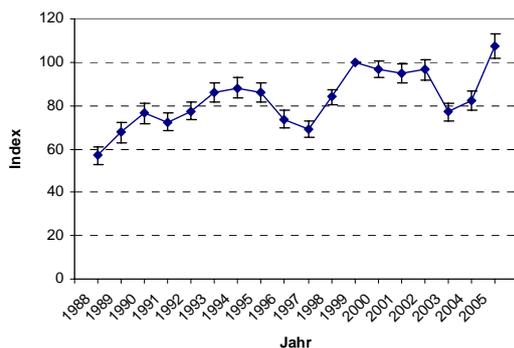


Abb. 70: Brutbestandsentwicklung des Turmfalken auf den Monitoring-Kontrollflächen in Deutschland von 1988 bis 2005 (Index mit Standardfehler; Berechnung mit TRIM auf der Basis von 16.157 Brutpaaren von 173 Flächen und 1.128 Erfassungen)

Brutbestandsdichte

Zur Ermittlung der aktuellen Brutbestandsdichte werden nur Gebiete mit einer Größe von mindestens 50 km² betrachtet, die nach 1999 in mindestens zwei Jahren untersucht wurden. 43 Gebiete mit einer Gesamtgröße von 11.070 km² sind bei Berücksichtigung dieser Kriterien auswertbar. Die Spanne reicht von 1,2 BP/100 km² bei einem Gebiet in Schleswig-Holstein bis zu 40,3 BP/100 km² bei einem Gebiet in Baden-Württemberg. **Durchschnittlich** gibt es auf 100 km² z. Z. rund **12,9 Brutpaare**. Daraus lässt sich grob der Bestand für ganz Deutschland errechnen, nämlich rund **46.000 Brutpaare**.

Diese Zahl stimmt gut mit verschiedenen Bestandschätzungen überein. So geben BAUER et al. (2002) in der Roten Liste der Brutvögel den Bestand mit 41.500 bis 68.000 Brutpaaren an und MEBS & SCHMIDT (2006) kommen durch Expertenbefragung zu einem Mittelwert von 49.450 Brutpaaren.

Reproduktion

Von 15.336 Brutpaaren des Turmfalken ist der genaue Reproduktionserfolg bekannt. Bei weiteren 1.947 Paaren wurde zwar der Erfolg der Brut festgestellt, jedoch gelang kein Nachweis der exakten Anzahl ausgeflogener Jungvögel. Insgesamt waren 15.652 Paare erfolgreich und 1.631 Paare ohne Erfolg. Daraus ergibt sich ein korrigierter Erfolgsanteil von 90,6 %. Die Brutgröße betrug im Mittel 4,3 ausgeflogene Junge je erfolgreicher Brut. Die korrigierte Fortpflanzungsziffer betrug 3,9 ausgeflogene Junge je begonnener Brut. Abb. 71 gibt einen Überblick über die mittleren Reproduktionswerte des Turmfalken in Deutschland von 1988 bis 2005.

Die mittlere Brutgröße schwankte in dieser Zeit zwischen 4,0 und 4,7 Junge je Brutpaar, die mittlere Fortpflanzungsziffer zeigte einen gleichartigen Verlauf mit Schwankungen zwischen etwa **3,5 und 4,4 Junge je Brutpaar**. Tendenziell liegen sowohl Brutgröße als auch Fortpflanzungsziffer seit 1996 (dem

Jahr mit dem niedrigsten Bruterfolg im betrachteten Zeitraum überhaupt) auf einem etwas höheren Niveau als zuvor. Seit etwa 1995 haben sich die Werte von Brutgröße und Fortpflanzungsziffer stärker einander angenähert. Nach dem Einbruch der Reproduktionswerte im Jahr 1996 stiegen diese 1997/1998 zwei Jahre in Folge stark an. Seitdem ist ein ausgeprägter zyklischer Verlauf der Schwankungen des Reproduktionserfolges mit Wiederkehr von schlechten und guten Brutjahren in etwa 3 bis 4 jährigen Abständen erkennbar. Die Unterschiede des Bruterfolges zwischen aufeinanderfolgenden Jahren können dabei mit im Mittel bis zu 0,5 Jungen je Brutpaar beträchtlich sein. Kaum jährliche Schwankungen weist beim Turmfalken dagegen der Erfolgsanteil der Bruten auf, der seit 1998 weitgehend konstant zwischen 90 und 93 % liegt.

Die höchsten Brutgrößen wurden in Schleswig-Holstein, im Saarland, in Bayern und in Mecklenburg-Vorpommern festgestellt, während in Hessen, Rheinland-Pfalz und Niedersachsen die geringsten

Werte registriert wurden. Der mittlere jährliche Erfolgsanteil der Bruten lag in den meisten Bundesländern (mit Ausnahme von Mecklenburg-Vorpommern, Baden-Württemberg, dem Saarland, Brandenburg/Berlin und Sachsen-Anhalt) bei über 90 %.

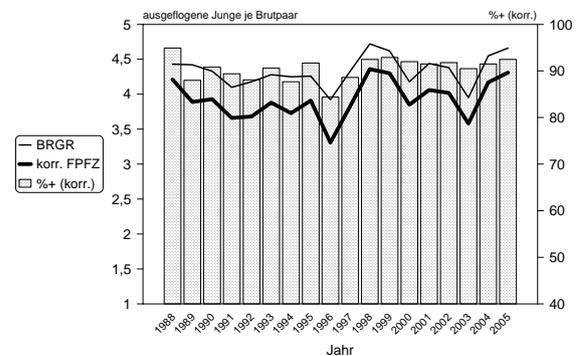


Abb. 71: Reproduktionswerte des Turmfalken in Deutschland von 1988 bis 2005 (N = 16.613 Brutpaare, kontrollierte Brutpaare je Jahr: 257 bis 1.353). BRGR = Brutgröße; korr. FPFZ = korrigierte Fortpflanzungsziffer; %+ (korr.) = korrigierter Erfolgsanteil

Tab. 6: Reproduktionswerte des Turmfalken in den Bundesländern

Bundesland	Anzahl Erfassungen	Anzahl näher kontrollierter BP	Erfolgreiche BP	Erfolgreiche BP, Jungenzahl unbekannt	Erfolgreiche BP	Gesamtzahl ausgeflogener Juv.	Erfolgsanteil (korr.)	Brutgröße	Fortpflanzungsziffer (korr.)
Baden-Württemberg	54	1.506	1.286	215	220	5.554	85,4	4,32	3,77
Bayern	26	920	891	60	29	4.132	96,9	4,64	4,50
Brandenburg und Berlin	281	3.582	3.109	494	473	13.661	86,8	4,39	3,88
Hessen	77	615	555	289	60	1.965	90,2	3,54	3,31
Mecklenburg-Vorpommern	78	552	452	64	100	2.048	81,9	4,53	3,80
Niedersachsen und Bremen	119	509	458	96	51	1.765	90,0	3,85	3,53
Nordrhein-Westfalen	87	1.098	997	111	101	4.329	90,8	4,34	3,98
Rheinland-Pfalz	6	11	11	0	0	42	100,0	3,82	3,82
Saarland	6	7	6	3	1	28	85,7	4,67	4,20
Sachsen	264	2.827	2.576	396	251	11.115	91,1	4,31	3,98
Sachsen-Anhalt	222	2.700	2.424	158	276	10.577	89,8	4,36	3,94
Schleswig-Holstein und Hamburg	42	521	481	15	40	2.316	92,3	4,81	4,46
Thüringen	78	488	459	46	29	2.010	94,1	4,38	4,14

6.3.3 Habicht

Für den Habicht liegen aus Deutschland bis zum Jahr 2005 aus 216 Gebieten positive Nachweise und insgesamt 1.864 Erfassungen (Kontrollflächen-Untersuchungsjahre) vor. Von diesen Gebieten wurden 25 bisher nur in einem Jahr und 78 in mindestens 10 Jahren untersucht. Aus einem Gebiet in Thüringen liegen Daten aus 42 Jahren vor. Im Mittel (Median) wurde jedes Gebiet 7 Jahre bearbeitet.

319 Erfassungen in der Datenbank geben nur den Bestand an, 182 Erfassungen nur die Reproduktion und 1.363 Erfassungen umfassen Daten zu Bestand und Reproduktion. Tab. 7 gibt einen Überblick über den Datenbestand der einzelnen Bundesländer. Die meisten Erfassungen liegen aus Brandenburg (mit Berlin) vor, gefolgt von Sachsen, Sachsen-Anhalt und Nordrhein-Westfalen.

Die Anzahl der Erfassungen pro Jahr schwankt (Abb. 72). Auch bei dieser Art ist der deutliche Anstieg von 1987 zu 1988 zu erkennen. Die meisten Erfassungen (N = 112) liegen für das Jahr 1994 vor.

Bestandsentwicklung

Die Brutbestandsentwicklung des Habichts für die Jahre 1988 bis 2005 zeigt Abb. 73. In die Berechnung wurden Angaben von 8.236 Brutpaaren von 195 Kontrollflächen aus 1.475 Erfassungen integriert. Der Bestand ist mit einem berechneten Trend von -0,2 % ($\pm 0,5$ %) als **sehr stabil** zu bezeichnen. Es gibt keinerlei Anzeichen für eine Bestandszunahme. Dagegen sind einzelne Jahre mit einer Bestandsabnahme von über 10 % gegenüber dem Vorjahr ersichtlich (z.B. 2000 und 2002), doch wurde der Bestand jeweils im Verlauf der nächsten Brutsaison oder der Folgejahre wieder ausgeglichen. Mit Ausnahme der Jahre 1999/2000, 2000/2001 und 2001/2002 bewegen sich die jährlichen Bestandsschwankungen beim Habicht in einer sehr engen Amplitude von deutlich unter 10 %.

Tab. 7: Übersicht über den Datenbestand zum Habicht in den Bundesländern

	Anzahl Erfassungen (gesamt)	früheste Daten	Erfassungen von Bestand und Reproduktion	nur Bestands-erfassungen	nur Reproduktionserfassungen	Anzahl kontrollierter Reviere	Anzahl kontrollierter Brutpaare
Baden-Württemberg	38	1990	20	17	1	100	31
Bayern	19	1976	17	0	2	193	124
Brandenburg und Berlin	381	1976	264	57	60	2.341	1.582
Hessen	96	1978	63	30	3	482	359
Mecklenburg-Vorpommern	166	1978	117	25	24	544	495
Niedersachsen und Bremen	138	1975	105	14	19	1.223	951
Nordrhein-Westfalen	242	1979	224	12	6	1.843	1.272
Rheinland-Pfalz	1	2001	1	0	0	11	11
Saarland	21	1990	19	2	0	74	56
Sachsen	332	1970	253	60	19	2.898	1.701
Sachsen-Anhalt	251	1957	165	50	36	709	458
Schleswig-Holstein und Hamburg	52	1988	40	12	0	208	62
Thüringen	127	1964	75	40	12	391	136

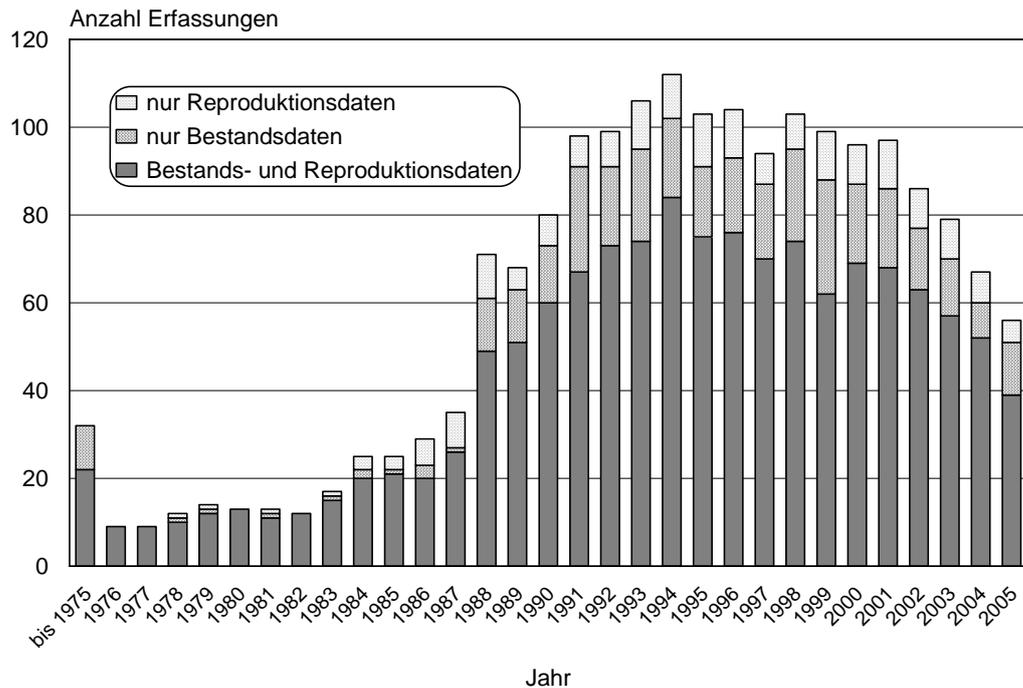


Abb. 72: Struktur des jährlichen Datenbestandes zum Habicht

Brutbestandsdichte

Da der Bestand des Habichts seit Beginn der Untersuchungen konstant ist, können zur Berechnung der Brutbestandsdichte alle Jahre (und nicht wie beim Turmfalke nur die Jahre nach 1999) herangezogen werden. Alle selektierten Gebiete wurden mind. 2 Jahre kartiert und sind mind. 100 km² groß. Auswertbar sind damit 79 Gebiete mit insgesamt 25.750 km².

Die **mittlere Dichte beträgt 3,9 Brutpaare/100 km²**, woraus sich durch einfache Hochrechnung der Bestand für ganz Deutschland grob mit **13.900 BP** angeben lässt. MEBS & SCHMIDT (2006) ermittelten für Deutschland einen Bestand von ca. 13.400 BP und BAUER et al. (2002) von 11.500 bis 15.000 BP.

Reproduktion

Von 7.166 Brutpaaren des Habichts ist der konkrete Reproduktionserfolg bekannt, bei weiteren 812 Paaren wurde eine erfolgreiche Brut festgestellt, ohne dass jedoch die exakte Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel bekannt ist. Insgesamt waren 6.486 Paare erfolgreich und 1.492 Paare erfolglos, woraus

sich ein Erfolgsanteil von 81,3 % ergibt. Die Brutgröße betrug im Mittel 2,27 ausgeflogene Junge je erfolgreiche Brut, die korrigierte Fortpflanzungsziffer lag bei 1,84 ausgeflogenen Jungen je begonnener Brut. Abb. 74 gibt einen Überblick über die Reproduktionswerte des Habichts in Deutschland von 1988 bis 2005.

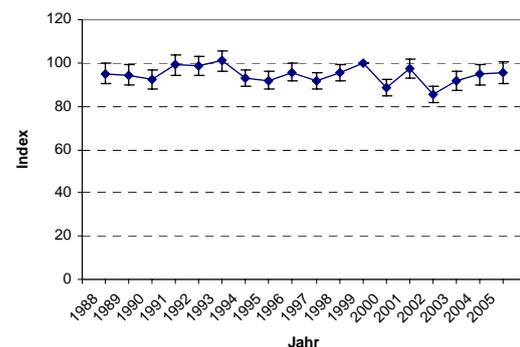


Abb. 73: Brutbestandsentwicklung des Habichts auf den Monitoring-Kontrollflächen in Deutschland von 1988 bis 2005 (Index mit Standardfehler; Berechnung mit TRIM auf der Basis von 8.236 Brutpaaren von 195 Flächen und 1.475 Erfassungen)

Die Kurven für Brutgröße und Fortpflanzungsziffer verlaufen nahezu parallel. Im Betrachtungszeitraum können für die Reproduktionsparameter zwei Phasen unterschieden werden: 1988 bis 1997 mit relativ geringen und 1998 bis 2005 mit im Mittel deutlich höheren Reproduktionswerten. Auffällig sind dabei die geringen Werte in der ersten Hälfte der 1990er Jahre. 1998 und 1999 stieg der Bruterfolg dann zwei Jahre in Folge sprunghaft an, um sich danach mit starken Schwankungen auf einem im Mittel höheren Niveau einzupegeln. Gleiches gilt auch für den Erfolgsanteil der Bruten. Beim Brutbestand gibt es weder eine zeitliche Übereinstimmung noch eine wenigstens tendenziell ähnliche Entwicklung zu diesen Vorgängen bei den Reproduktionsparametern.

Aus den deutschen Bundesländern liegen unterschiedlich viele Angaben zu Reproduktionswerten beim Habicht vor (Tab. 8), die meisten aus Sachsen, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen und Nieder-

sachsen. Von den Bundesländern, in denen mindestens 100 Paare kontrolliert wurden, stammen die höchsten Reproduktionswerte aus Brandenburg und Bayern sowie aus Mecklenburg-Vorpommern und Hessen.

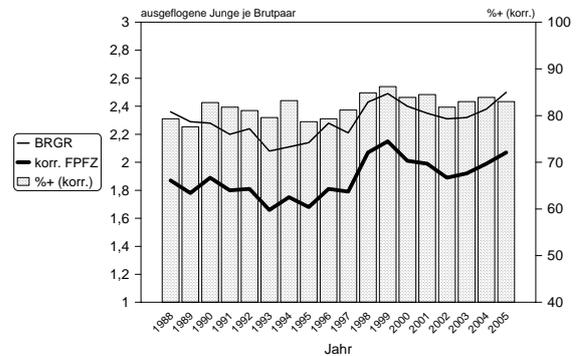


Abb. 74: Reproduktionswerte des Habichts in Deutschland von 1988 bis 2005 (N = 6.578 Brutpaare, Brutpaare je Jahr: 224 bis 436). BRGR = Brutgröße; korr. FPFZ = korrigierte Fortpflanzungsziffer; %+ (korr.) = korrigierter Erfolgsanteil

Tab. 8: Reproduktionswerte des Habichts in den deutschen Bundesländern

Bundesland	Anzahl Erfassungen	Anzahl näher kontrollierter BP	Erfolgreiche BP	Erfolgreiche BP, Jungenzahl unbekannt	Erfolgreiche BP	Gesamtzahl ausgeflogener Juv.	Erfolgsanteil (korr.)	Brutgröße	Fortpflanzungsziffer (korr.)
Baden-Württemberg	17	31	24	0	7	52	77,4	2,17	1,68
Bayern	19	124	98	42	26	244	79,0	2,49	2,10
Brandenburg und Berlin	312	1.580	1.285	73	295	3.253	81,3	2,53	2,08
Hessen	62	359	298	60	61	703	83,0	2,36	2,02
Mecklenburg-Vorpommern	130	495	346	27	149	827	69,9	2,39	1,71
Niedersachsen und Bremen	120	951	743	129	208	1.625	78,1	2,19	1,77
Nordrhein-Westfalen	223	1.258	968	326	290	2.148	77,0	2,22	1,81
Rheinland-Pfalz	1	11	11	0	0	24	100,0	2,18	2,18
Saarland	17	56	48	6	8	112	85,7	2,33	2,03
Sachsen	247	1.646	1.334	28	312	2.758	81,0	2,07	1,68
Sachsen-Anhalt	198	457	354	39	103	760	77,5	2,15	1,70
Schleswig-Holstein und Hamburg	33	62	39	77	23	92	62,9	2,36	1,97
Thüringen	74	136	126	5	10	271	92,7	2,15	2,00

Anschrift des Autors:

Ubbo Mammen
 Greifvogel-Monitoring-Förderverein
 Schülershof 12
 06108 Halle/Saale
 uk.mammen@t-online.de

7 Literatur

- ANONYMUS (2007): Übersichtstabelle: Waldschutz 2006/2007. AFZ-Der Wald 7: 332-335.
- BARTEL, M., GRAUER, A., GREISER, G., KLEIN, R., MUCHIN, A., STRAUß, E., WENZELIDES, L. & WINTER, A. (2005): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands. Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland (2002-2004). Jahresbericht 2004. Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. (Hrsg.). Bonn.
- BARTÓN, K. A. & ZALEWSKI, A. (2007): Winter severity limits red fox populations in Eurasia. Glob. Ecol. Biogeogr. Lett. 16(3): 281-289.
- BAUER, H.-G., BERTHOLD, P., BOYE, P., KNIEF, W., SÜDBECK, P. & WITT, K. (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. Ber. Vogelschutz 39: 13 - 60.
- BAUER, T., JEROMIN, K., KIECKBUSCH, J. J. & ROMAHN, K. (2004): Brutbestandserfassung des Rebhuhns in Schleswig-Holstein 2003. Min. Umwelt, Nat.schutz und Landwirtsch. Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.
- BECKER, R. (1997): Zum Ergebnis des hessischen Feldhasen-Untersuchungsprogrammes. Beitr. Jagd- Wildforsch. 22: 141-148.
- BERGMANN, H. H., BORBACH-JAENE, J., DEGEN, A., KRUCKENBERG, H., MOOIJ, J. H., STOCK, M. & WILLE, V. (2002): Wildgänse in der Kulturlandschaft Mittel- und Westeuropas - Kenntnisstand und Perspektiven. Vogelwelt 123: 337-344.
- BERNDT, R. & STERNBERG, H. (1969): Über Begriffe, Ursachen und Auswirkungen der Dispersion bei Vögeln. Vogelwelt 90: 41-53.
- BEZZEL, E., RUST, R. & KECELE, W. (1997): Revierbesetzung, Reproduktion und menschliche Verfolgung in einer Population des Habichts *Accipiter gentilis*. J. Ornithol. 138: 413-441.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN), (Hrsg.) (1996): Daten zur Natur. Bonn.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN), (Hrsg.) (2002): Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung (Kartieranleitung). Schr.reihe Landsch.pfl. Nat.schutz. 73. Bonn-Bad Godesberg.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN), (Hrsg.) (2004): Daten zur Natur. Bonn.
- BICKENBACH, E. (1995): Der Dachs im Kreis Luckau. Biol. Stud. Luckau 24: 33-41.
- BORKENHAGEN, P. (2001): Die Säugetiere Schleswig-Holsteins - Rote Liste. Landesamt Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (Hrsg.), Flintbek.
- BRÄSECKE, R. (1993): Rebhuhnpflege für jedermann. Wild und Hund 22: 40-44.
- BRAUN, M. (2003): Untersuchungen zum Status der Wildkatze in Baden-Württemberg. IN: BRAUN, M. & DIETERLEN, F. (Hrsg.): Die Säugetiere Baden-Württembergs. Ulmer-Verlag, Stuttgart. 1: 96.
- BRIEDERMANN, L. (1983): Der Wildbestand – die große Unbekannte. Methoden der Wildbestandsermittlung. Enke Verlag, Stuttgart.
- BURDORF, K., HECKENROTH, H. & SÜDBECK, P. (1997): Quantitative Kriterien zur Bewertung von Gastvogellebensräumen in Niedersachsen. Vogelkdl. Ber. Nieders. 29: 113-125.
- BÜTTNER, K. (1991): Zwischenbilanz der Wiedereinbürgerung der europäischen Wildkatze in Bayern anhand der Auswertung der Fragebögen der Sichtbeobachtungen und Totfunde in den Ansiedlungsgebieten. IN: BUND NATURSCHUTZ IN BAYERN E.V. (Hrsg.): Die Wildkatze und ihre Wiedereinbürgerung in Bayern - Eine Zwischenbilanz, *Wiesenfeldener Reihe* 8: 70-88.
- CHEESEMAN, C. L., CRESSWELL, W. J., HARRIS, S. & MALLINSON, P. J. (1988): Comparison of dispersal and other movements in two Badger (*Meles meles*) populations. Mamm. Rev. 18: 51-59.
- CRAMP, S. (1986): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North-Africa. Oxford University, Oxford.
- DELVAUX, J. (1983): *Corvus corax* L. - Avenir de la réintroduction. Aves 20(3): 174-175.
- DENK, M., JUNG, J. & HAASE, P. (2004): Natura 2000 - Die Situation der Wildkatze in Hessen. Gutachten zur gesamthessischen Situation der Wildkatze (*Felis silvestris* Schreber, 1777) zur Vorbereitung des Monitorings im Rahmen der Berichtspflichten zu FFH-Anhang-IV-Arten. Hess. Min. Umwelt, Ländl. Raum Verbrauchersch. (Hrsg.), Wiesbaden. 104 S.

- DENK, M. & SIMON, O. (2005): Heimliche Mäusejägerin - Wildkatzen erobern den Spessart zurück. Spessart.
- DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-VERBAND E.V. (HRSG.) (2003): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD). Projekthandbuch. Bonn.
- DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-VERBAND E.V. (HRSG.) (2007): DJV-Handbuch - Jagd 2007. Verlag D. Hoffmann, Mainz.
- DITTBERGER, H. & NESSING, R. (1985): Zum Brutvorkommen des Kolkrahen (*Corvus corax* L.) im Berliner Raum. *Pica* 10: 128-131.
- DOLCH, D., HEIDECKE, D. & TEUBNER, J. (2002): Der Biber im Land Brandenburg. *Nat.sch. Landsch.pfl. Brandbg.* 11(4): 220-234.
- DÖRING, V. & HELFRICH, R. (1986): Zur Ökologie einer Rebhuhnpopulation (*Perdix perdix* L.) im unteren Naheland (Rheinland-Pfalz). *Schr.reihe AK. Wildbiol. Jagdwiss. an der Justus-Liebig- Univ. Gießen* H.15, F.-Enke-Verlag, Stuttgart. 368 S.
- EYLERT, J. (2003): Dachse in Nordrhein-Westfalen: Schwein gehabt! *Rhein.-Westf. Jäger* 7: 9-11.
- EYLERT, W. (2004): Bleibt das Kaninchen auf der Strecke? *in* GRANNER, M. & STRACKE, B. (Hrsg.): *LÖBF-Mitt.* 1: 22-25.
- FENNER, F. & ROSS, J. (1994): *Myxomatosis.* *in* THOMPSON, H. V. & KING, C. M. (Hrsg.): *The European Rabbit - The history and biology of a successful colonizer.* Oxford University Press, New York. 205-232.
- FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. *Vogelwelt* 125: 177-213.
- FLUX, J. E. C. (1994): World distribution *in*: THOMPSON, H. V. & KING, C. M. (Hrsg.): *The European Rabbit - The history and biology of a successful colonizer.* Oxford University Press, New York. 8-17.
- FUNK, S. M. (1994): Zur Dichteabhängigkeit der räumlichen und sozialen Organisation und der Reproduktion beim Rotfuchs (*Vulpes vulpes* L.): Eine Studie bei zeitlich und räumlich durch Jagd und Tollwut variierenden Populationsdichten in Südwest-Deutschland und Ost-Frankreich. *Diss., Uni. d. Saarlandes, Saarbrücken.*
- GEDEON, K. (1994): Monitoring Greifvögel und Eulen - Grundlagen und Möglichkeiten einer langfristigen Überwachung von Bestandsgrößen und Reproduktionsdaten. 1. Ergebnisband. *Jahresber. Monit. Greifvögel Eulen Europas.* 118 S.
- GEITER, O., HOMMA, S. & KINZELBACH, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. UBA (Hrsg.). Berlin.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. (1993): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas* 13/III. Passeriformes (4. Teil) Corvidae - Sturnidae. Band 4. AULA Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. (1994): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas: Galliformes und Gruiformes* Band 5. AULA Verlag, Wiesbaden.
- GOLDYN, B., HROMADA, M., SURMACKI, A. & TRYJANOWSKI, P. (2003): Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in agricultural landscape in Poland. *Z. Jagdwiss.* 49(3): 191-200.
- GORETZKI, J. & PAUSTIAN, K.-H. (1982): Untersuchungen zur Biologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L. 1758), als Grundlage für die Bewirtschaftung von Fuchspopulationen. *Diss. Eberswalde-Finow.*
- GORETZKI, J. & SPARING, H. (2006): Anstieg rasant und unbemerkt. Neubürger auf dem Vormarsch. *SH. Unsere Jagd, Die Pirsch, Niedersächs. Jäger*: 8-11.
- GRAF, M., WANDELER, A. I. & LÜPS, P. (1996): Spatial organization and habitat utilization in a population in european badgers (*Meles meles* L.) in a hilly area of the Swiss midlands. *Rev. suisse Zool.* 103: 835-850.
- GREGORY, R. D., VAN STRIEN, A., VORISEK, P., GMELIG MEYLING, A. W., NOBLE, D. G., FOPPEN, R. P. B. & GIBBONS, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.* 360: 269-288.
- HACKLÄNDER, K., FRISCH, C., KLANSEK, E., STEINECK, T. & RUF, T. (2001): Die Fruchtbarkeit weiblicher Feldhasen (*Lepus europaeus*) aus Revieren mit unterschiedlicher Populationsdichte. *Z. Jagdwiss.* 47(2): 100-110.
- HARRIS, S. & RAYNER, M. V. (1986): Urban fox (*Vulpes vulpes*) population estimation and habitat requirements in several british cities. *Journal of Anim. Ecol.* 55(2): 575-591.

- HEIDECKE, D., DOLCH, D. & TEUBNER, J. (2003): Zur Bestandsentwicklung von *Castor fiber albicus* Matschie 1907. IN: Biozentr. Oberösterreich. Landesmus. (Hrsg.): Biber - Die erfolgreiche Rückkehr. 123 - 130.
- HEIDECKE, D. & RIECKMANN, W. (1998): Die Nutria - Verbreitung und Probleme. Position zur Einbürgerung. Nat.schutz Landsch.pfl. Brandbg. 1: 77-78.
- HEINRICH, U. (1991): Erste Ergebnisse zur Telemetrie ausgewilderter Wildkatzen im Wiedereinbürgerungsgebiet Vorderer Bayerischer Wald. IN: BUND NATURSCHUTZ IN BAYERN E.V. (Hrsg.): Die Wildkatze und ihre Wiedereinbürgerung in Bayern - Eine Zwischenbilanz. *Wiesenfelder Reihe* 8: 89-97.
- HERRMANN, M., MÜLLER-STIESS, H. & TRINZEN, M. (1997): Bedeutung von Grünbrücken für Dachsch (Meles meles L.) untersucht an Grünbrücken der B31 neu zwischen Stockach und Überlingen.
- HOFFMANN, D. (2003): Populationsdynamik und -entwicklung des Feldhasen in Schleswig-Holstein im Beziehungsgefüge von Klima, Präädation und Lebensraum. Diss., Uni Trier, 220 S.
- HOFMANN, T. (1999): Untersuchungen zur Ökologie des Europäischen Dachses (*Meles meles*, L. 1758) im Hakelwald (nordöstliches Harzvorland). Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg.
- HÖLZINGER, J. H. (1997): Die Vögel Baden-Württembergs. Band Band 3.2: Singvögel 2. Ulmer-Verlag, Stuttgart, 939 S.
- JOHANSHON, S. & STRAUB, E. (2006): Wild und Jagd - Landesjagdbericht Niedersachsen 2005. Nieders. Min. Ländl. Raum, Landwirtsch. Verbrauchersch. (Hrsg.), Hannover.
- KAETZKE, P., NIEDERMEYER, J. & MASSETI, M. (2003): *Oryctolagus cuniculus* (Linné, 1758) - Europäisches Wildkaninchen. IN: KRAPP, F. (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas. AULA-Verlag, Wiebelsheim. 188-289.
- KIRMSE, W. (1998): Kritische Anmerkungen zur Diskussion über Habicht *Accipiter gentilis* L. und Mäusebussard *Buteo buteo* L. Beitr. Jagd- Wildforsch. 23: 175-179.
- KLINGENSTEIN, F., KORNACKER, M. P., MARTENS, H. & SCHIPPMANN, U. (Hrsg.) (2005) Gebietsfremde Arten - Positionspapier des BfN. Band 128. BfN. Bonn.
- KNAPP, J., HERRMANN, M. & TRINZEN, M. (2000): Artenschutzprojekt Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777) in Rheinland-Pfalz. Landesamt Umweltsch. Gewerbeaufs. (Hrsg.). Openheim.
- KOCH, A., SCHUSTER, A. & GLANDT, D. (1986): Die Situation des Kolkraben (*Corvus corax* L.) in Mitteleuropa unter besonderer Berücksichtigung einer Wiederansiedlungsmaßnahme in Nordrhein-Westfalen. Z. Jagdwiss. 32(4): 215 - 228.
- KRUUK, H. & PARISH, T. (1981): Feeding specialization of the European badger *Meles meles* in Scotland. J. Anim. Ecol. 50: 773-788.
- KUHR, J. & SIEHOFF, J. (2005): Vorsicht Biber. Die Pirsch 3: 5-9
- LENSINK, R. (1996): De obkomst van exoten in de Nederlandse avifauna: verleden, heden en toekomst. Limosa 3: 103-130.
- LINK, H. (1998): Zur Ökologie und Bestandesentwicklung des Habichts. IN: ÖJV BAYERN E.V. (Hrsg.): Gefiederte Beutegreifer. 32-46.
- LUTZ, W. (2004): Zur Naturgeschichte des Wildkaninchens. in GRANNER, M. & STRACKE, B., (Hrsg.). LÖBF-Mitt. 1: 12-16.
- LUTZ, W., MAYR, A., MAHNEL, H., WINKELMANN, J., RIEB, P. & LAMMERS, H. J. (1990): Erste Ergebnisse einer Untersuchung zum Rückgang des Kaninchens (*Oryctolagus cuniculus* [L.]) unter Berücksichtigung der Myxomatose in Nordrhein-Westfalen. Z. Jagdwiss. 36: 110-125.
- MACDONALD, D. W. & NEWDICK, M. T. (1982): The distribution and ecology of foxes, *Vulpes vulpes* (L.), in urban areas. IN: BORNKAMM, R., LEE, J. A. & SEAWARD, M. R. D. (Hrsg.): Urban ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 123-135.
- MACDONALD, D. W., TATTERSALL, F. H., BROWN, E. D. & BALHARRY, D. (1995): Reintroducing the European beaver to Britain: Nostalgic meddling or restoring biodiversity? Mamm. Rev. Dec 25(4): 161-200.
- MÄCK, U. & JÜRGENS, M.-E. (1999): Aaskrähe, Elster und Eichelhäher in Deutschland. BfN, Bonn.
- MAESS, V. J., RYLL, V., KEYSERLINGK, V. M., WENK, L. & POHLMAYER, K. (1991): Untersuchungen zum Vorkommen der Rabbit Viral Haemorrhagic Disease oder serologisch verwandter Infektionserreger in

- den Hasen- und Wildkaninchenpopulationen von Niedersachsen. Z. Jagdwiss. 37: 49-54.
- MAMMEN, U. (1999): Monitoring von Greifvogel- und Eulenarten: Anspruch und Wirklichkeit. Egretta 42: 4-16.
- MAMMEN, U. & STUBBE, M. (2002): Jahresbericht 2001 zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas. Jahresber. Monit. Greifvögel Eulen Europas 14: 1-111.
- MAMMEN, U. & STUBBE, M. (2003): Monitoring Greifvögel und Eulen Europas. Ber. Landesamt. Umweltschutz Sachsen-Anhalt. SH. 1: 50-55.
- MEBS, T. & SCHMIDT, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Franck-Kosmos Verlag, Stuttgart.
- MEIA, J. S. (1994): Organisation sociale d'une population de renards (*Vulpes vulpes*) en milieu montagnard. Université de Neuchâtel.
- MICHLER, F.-U. (2003): Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor*, L. 1758) im urbanen Lebensraum am Beispiel der Stadt Kassel (Nordhessen). Univ. Halle/Saale.
- MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND FISCHEREI MECKLENBURG-VORPOMMERN (HRSG.). (2006): Agrarbericht 2006 des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- MÖLICH, T., KLAUS, S. & NÖLLERT, A. (2003): Die Wildkatze (*Felis silvestris*) in Thüringen. Land-sch.pfl. Nat.schutz Thür. 40(4): 109-134.
- MOOIJ, J. H. (2000): Ergebnisse des Gänsemonitorings in Deutschland und der westlichen Paläarktis von 1950 bis 1995. Vogelwelt 121: 319-330.
- MÜLLER, P. & ELLE, O. (2001): Zur Wiedereinbürgerung des Kolkrahen (*Corvus corax*) im Saarland. Charadrius - Z. Vogelk., Vogelsch. und Nat.schutz NRW 37(3): 112 - 115.
- MYERS, K., PARER, I., WOOD, D. & COOKE, B. D. (1994): The rabbit in Australia. IN: THOMPSON, H. V. & KING, C. M. (Hrsg.): The European Rabbit - The history and biology of a successful colonizer. Oxford University Press, New York. 108-147.
- NABULON, T. & HARTMANN-FURTER, M. (2001): Freiheitsraum - Wildkatzen nach ihrer Freilassung im Wiederansiedlungsgebiet. IN: GRABE, H. & WOREL, G. (Hrsg.): Die Wildkatze - Zurück auf leisen Pfoten. Buch & Kunstverlag Oberpfalz, Amberg. 100-103.
- NOACK, M. & GORETZKI, J. (1999): Kartierung von Rotfuchs- und Dachsbauen als Grundlage für die Bestandsschätzung von Rotfuchs und Dachs im Nationalpark "Unteres Odertal". Beitr. Jagd- Wildforsch. 24: 307-330.
- NOLET, B. A. & ROSELL, F. (1998): Comeback of the beaver *Castor fiber*: An overview of old and new conservation problems. Biol. Conserv. 83(2): 165-173.
- O'CORRY-CROWE, G., EVES, J. & HAYDEN, T. J. (1993): Settl distribution, territory size and population density of badgers (*Meles meles* L.) in east Offaly. IN: HAYDEN, T. J. (Hrsg.): The badger. Royal Irish Academy, Dublin. 35-56.
- PANEK, M. & KAMIENIARZ, R. (1999): Relationships between density of brown hare (*Lepus europaeus*) and landscape structure in Poland in the years 1981-1995. Acta. Theriol. 44(1): 67-75.
- PANNEKOEK, J. & VAN STRIEN, A. (2001): TRIM 3 Manual (Trends & Indices for Monitoring data). No. 0102. Research Paper. CBS Statistics Netherlands (Hrsg.). Voorburg.
- PEGEL, M. (1986): Der Feldhase (*Lepus euroaeus* PALLAS) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren. Schr.reihe AK. Wildbiol. Jagdwiss. an der Justus-Liebig-Univ. Gießen H.16, F.-Enke-Verlag, Stuttgart, 223 S.
- PEGEL, M. (2001): Zur Besatzsituation des Daches in Baden-Württemberg. WFS-Mitteil. 1/2001.
- PIECHOCKI, R. (1990): Die Wildkatze. Die Neue Brehm-Bücherei, Band 189. Ziemsen Verlag, Wittenberg.
- PIECHOCKI, R. (2001): Lebensräume - Die Verbreitung der Wildkatze in Europa. IN: GRABE, H. & WOREL, G. (Hrsg.): Die Wildkatze - Zurück auf leisen Pfoten. Buch & Kunstverlag Oberpfalz, Amberg. 14-27.
- PIELOWSKI, Z. (1990): Über die Abhängigkeit der Besatzdichte und anderer Populationsparameter des Hasen von der Agrarstruktur und landwirtschaftlichen Aktivitäten. Beitr. Jagd- Wildforsch. 17: 147-158.
- RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J. & WINTER, A. (2005): Lebensraumkorridore für

- Mensch und Natur. Nat.schutz Biol. Vielfalt 17. 313 S..
- RENSEN, T. A. & TIMMERMANN, A. (1980): De Raaf slaat aan in Nederland. Panda: 57-58.
- REUTHER, C. (2002): Straßenverkehr und Otterschutz. Naturschutz praktisch Nr. 3 - Aktion Fischotterschutz e.V.
- REUTHER, C., DOLCH, D., GREEN, R., JAHRL, J., JEFFERIES, D., KREKEMEYER, A., KUCEROVA, M., MADSEN, A. B., ROMANOWSKI, J., ROCHE, K., RUIZ-OLMO, J., TEUBNER, J. & TRINDADE, A. (2000): Surveying and Monitoring Distribution and Population Trends of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*). Habitat - Arbeitsber. Aktion Fischotterschutz e.V. 12.
- REUTHER, C., KÖLSCH, O. & JANßen, W. (2002): Fischotterschutz in Deutschland. Habitat - Arbeitsber. Aktion Fischotterschutz e.V. 14.
- RHEINWALD, G. (1993): Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands - Kartierung um 1985. Schr.reihe DDA 12.
- RICHARZ, K., BEZZEL, E. & HORMANN, M. (2001): Taschenbuch für den Vogelschutz. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- RINGLEBEN, H. (1957): Die Wildgänse Europas. Ziemen, Wittenberg.
- RODGERS, L. M., CHEESEMAN, C. L. & MALLINSON, P. J. (1997): The demography of a high-density badger (*Meles meles*) population in the west of England. J. Zool., Lond. 242: 705-728.
- ROGERS, P. M., ARTHUR, C. P. & SORIGUER, R. C. (1994): The rabbit in continental Europe. IN: THOMPSON, H. V. & KING, C. M. (Hrsg.): The European Rabbit - The history and biology of a successful colonizer. Oxford University Press, New York. 22-57.
- ROSELL, F., BOZSER, O., COLLEN, P. & PARKER, H. (2005): Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. Mamm. Rev. Jul-Oct 35(3-4): 248-276.
- RÜHE, F. & HOHMANN, U. (2004): Seasonal locomotion and home-range characteristics of European hares (*Lepus europaeus*) in an arable region in central Germany. Eur. J. Wildl. Res. 50(3): 101-111.
- RÜHE, F., RISCHEBECK, I. & RIEGER, A. (2004): Zum Einfluss von Habitatmerkmalen auf die Populationsdichte von Feldhasen (*Lepus europaeus* PALLAS) in Agrargebieten Norddeutschlands. Beitr. Jagd- Wildforsch. 29: 333-342.
- RUST, R. & MISCHLER, T. (2001): Auswirkungen legaler und illegaler Verfolgung des Habichts *Accipiter gentilis* in Südbayern. Ornithol. Anz. 40: 113-136.
- RUTSCHKE, E. (1998): Schutz und jagdliche Nutzung der Wasservögel. Beitr. Jagd- Wildforsch. 23: 293-300.
- SCHERZINGER, W. (1986): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. IN: BSELF (HRSG.). Schr.reihe Bayer. Staatsmin. Ernähr. Landwirtsch. Forsten, München.
- SCHRÖPFER, R. & NYENHUIS, H. (1982): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Populationsdichte des Feldhasen (*Lepus europaeus* PALLAS, 1778). Z. Jagdwiss. 28(4): 213-231.
- SCHWAB, G. (2003): Modellhaftes Bibermanagement in der Region Ingolstadt mit Landkreis Kelheim. Schlussbericht. Schriften aus dem Donaumoos 3, 74 S.
- SCHWARZ, J. & FLADE, M. (2000): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. Teil I: Bestandsänderungen von Vogelarten der Siedlungen seit 1989. Vogelwelt 121: 87-106.
- SIMON, O. (2005): Wildkatze und Rothirsch im Spessart - Verbreitung und Wanderkorridore. Umweltverträglichkeitsstudie zur ABS und NBS Hanau-Fulda-Würzburg i. A. der Deutschen Bahn AG.
- SIMON, O., HUPE, K. & TRINZEN, M. (2005): Wildkatze. IN: DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H., LEOPOLD, P., NEUNKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Methoden zur Erfassung der Arten der Anhänge IV und V der FFH-Richtlinie. Nat.schutz Biol. Vielfalt 20: 295-402.
- SLAMECKA, J. (1991): The influence of ecological arrangements on the Brown hare populations Seiten 340-346 in Proceedings of XXth Congress of the International Union of Game Biologists - Transactions. 340-346.
- SPAETH, V. (1989): Untersuchungen zur Populationsökologie des Feldhasen (*Lepus europaeus*

- Pallas) in der Oberrheinebene. 8. Freibg. Waldschutzabh. Uni. Freiburg (Hrsg.). 198 S.
- SPITTLER, H. (1972): Über die Auswirkung der durch Tollwut hervorgerufenen Reduzierung der Fuchspopulation auf den Niederwildbesatz in Nordrhein-Westfalen. Z. Jagdwiss. 18: 76-95.
- STIEBLING, U. (1995): Untersuchungen zur Ökologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L. 1758), in einem Ausschnitt der Uckermärkischen Agrarlandschaft. Dipl.-Arb., HU Berlin.
- STIEBLING, U. (1998): Der Rotfuchs, *Vulpes vulpes* (L. 1758), im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin - Erste Ergebnisse zur Populationsdichtebestimmung und Nahrungsökologie unter dem Aspekt des Artenschutzes. Nat.schutz Land.sch.pfl. Brandenbg. 1: 89-92.
- STIEBLING, U. & SCHNEIDER, R. (1999): Zur Habitatnutzung des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L. 1758) in der uckermärkischen Agrarlandschaft - Ergebnisse zur Populationsdichte und -dynamik. Beitr. Jagd- Wildforsch. 24: 331-341.
- STIER, N. (2006a): Rivale von Fuchs und Dachs? - Marderhund: Ökologische Auswirkungen der Besiedlung. Neubürger auf dem Vormarsch. SH. Unsere Jagd, Die Pirsch, Nieders. Jäger: 24-29.
- STIER, N. (2006b): Ständig auf Beutezug - Biologie des Marderhundes. Neubürger auf dem Vormarsch. SH. Unsere Jagd, Die Pirsch, Nieders. Jäger: 14-23.
- STIER, N. & JOISTEN, F. (2006): Mit Waffe und Bauhund - Bejagung des Marderhundes. Neubürger auf dem Vormarsch. SH. Unsere Jagd, Die Pirsch, Nieders. Jäger: 30-35.
- STRAUß, E. (2007): Die Rebhuhnbesätze in Deutschland und Evaluierung der Besatzeinschätzungen. Mitgliedervers., DRV. Potsdam.
- STRAUß, E. & POHLMAYER, K. (2001): Zur Populationsökologie des Feldhasen. 7. NUA - Seminarber. NUA NRW (Hrsg.). 5-20.
- STUBBE, H. (1989a): Buch der Hege. Bd. 1 Haarwild. 5. Aufl. DLV, Berlin.
- STUBBE, M. (1989b): Dachs *Meles meles* (L.). in STUBBE, H. (Hrsg.): Buch der Hege. Bd. 1. 5. Aufl. DLV, Berlin.
- STUBBE, M. (1989c): Fuchs *Vulpes vulpes* (L.). in STUBBE, H. (Hrsg.): Buch der Hege. Bd. 1. 5. Aufl. DLV, Berlin.
- STUBBE, M. & GEDEON, K. (1989): Jahresbericht 1988 zum Monitoring Greifvögel und Eulen der DDR. Jahresber. Monito. Greifvögel Eulen DDR 1. 1-35.
- STUBBE, W. & STUBBE, I. (1994): Erste Ergebnisse seroepidemiologischer Untersuchungen an Fuchs und Dachs. Beitr. Jagd- Wildforsch. 19: 141-144.
- SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (2005a): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- SÜDBECK, P., BAUER, H.-G., BERTHOLD, P., BOSCHERT, M., BOYE, P. & KNIEF, W. (2005b): Das Kriteriensystem der nächsten Roten Liste der Brutvögel Deutschlands. Ber. Vogelsch. 42: 137-140.
- TAPPER, S. C. & BARNES, R. F. W. (1986): Influence of farming practise on the ecology of the Brown hare (*Lepus europaeus* PALLAS, 1778). J. Appl. Ecol. 23(1): 39-52.
- THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT (2006): Forstbericht 2006. Erfurt.
- TRINZEN, M. (2006): Zur Ökologie der Wildkatze *Felis silvestris* in der Niedereifel. LÖBF-Mitt. 2: 21-24.
- VAN DER SANT, D. (2004): Bestandessituation und Ausbreitungstendenz des Amerikanischen Nerzes (*Mustela vison*) in der mittleren Oberpfalz und die Möglichkeit der Bestandsregulierung. Schr.reihe LJV Bayern e.V. (Hrsg.).
- VAN STRIEN, A. J., PANNEKOEK, J. & GIBBONS, D. W. (2001): Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. Bird Study 48: 200-213.
- VERON, G. (1992): Biogeographic History Of The Beaver (*Castor-Fiber*, Rodentia, Mammalia). Mammalia 56(1): 87-108.
- VOIGT, D. R. (1987): Red Fox. in NOVAK, M., BAKER, J. A. & OBBARD, M. E. (Hrsg.): Wild Furbearer Management and Conservation in North America. Ministry of Natural Resources, Ontario. 387-392.
- VOIGT, U., STRAUß, E., POHLMAYER, K., KREIENBROCK, L., BERKE, O. & GLASER, S. (2000): Wildtiererfas-

- sung in Niedersachsen. Ergebnisse einer begleitenden Studie zur Verifizierung von Populationsdichten beim Rebhuhn (*Perdix perdix* L.). Sachber. Nieders. Min. Ernährung, Landwirtsch. Forsten & Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. 51 S.
- WALLISER, G. & ROTH, M. (1997): Einfluß der Landschaftszerschnittenheit und des Landnutzungsmusters auf die Raum-Zeitstruktur des Dachses (*Meles meles* L., 1758). Beitr. Jagd- Wildforsch. 22: 237-247.
- WANDELER, A. & LÜPS, P. (1993): Rotfuchs. IN: STUBBE, M. & KRAPP, F. (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 5: Raubsäuger (Teil II). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- WOREL, G. (1991): Die Wiedereinbürgerung der Europäischen Wildkatze in Bayern durch den Bund Naturschutz. IN: BUND NATURSCHUTZ IN BAYERN E.V. (Hrsg.): Die Wildkatze und ihre Wiedereinbürgerung in Bayern - Eine Zwischenbilanz. *Wiesenfeldener Reihe* 8: 60-69.
- ZAHNER, V., SCHMIDBAUER, M. & SCHWAB, G. (2005): Der Biber - Die Rückkehr des Burgherrn. Buch & Kunstverlag Oberpfalz, Amberg.
- ZETTL, H. (1989): Ökologische Untersuchungen zur Bestandssituation des Rebhuhns - *Perdix perdix* (L.) - in der DDR. Diss., T.U. Dresden. 139 S.
- ZSCHILLE, J. (2006): Bewohner der Wasserläufe - Biologie des Minks. Neubürger auf dem Vormarsch. SH. Unsere Jagd, Die Pirsch, Nieders. Jäger: 62-69.

8 Anhang

Anhang 1: Kontaktadressen der Mitarbeiter im Projekt WILD

DJV	Mitarbeiter	e-mail	Telefon
Deutscher Jagdschutz-Verband e. V. Johannes-Henry-Str. 26 53113 Bonn	Dr. A. Winter	a.winter@jagdschutzverband.de	0228 / 94906-31

WILD-Zentrum	Mitarbeiter	e-mail	Telefon
Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft Landesforstanstalt Eberswalde Alfred-Möller-Str. 1 16225 Eberswalde	Prof. K. Höppner Dr. A. Muchin G. Greiser	klaus.hoepfner@lfe-e.brandenburg.de alexander.muchin@lfe-e.brandenburg.de grit.greiser@lfe-e.brandenburg.de	03334 / 65-202 03334 / 65-277 03334 / 65-126
Institut für Biogeographie Universität Trier Wissenschaftspark Trier-Petrisberg 54286 Trier	Prof. P. Müller Prof. R. Klein Dr. M. Bartel L. Wenzelides	muellerp@uni-trier.de kleinr@uni-trier.de bartel@uni-trier.de wenzelides@uni-trier.de	0651 / 201-4690 0651 / 201-4695 0651 / 201-4694 0651 / 201-4902
Institut für Wildtierforschung an der Tierärztlichen Hochschule Hannover Bischofsholer Damm 15 30173 Hannover	Prof. K. Pohlmeier Dr. E. Strauß A. Grauer	wildtier@tiho-hannover.de egbert.strauss@tiho-hannover.de andreas.grauer@tiho-hannover.de	0511 / 856-7568 0511 / 856-7620 0511 / 856-7396

Bundesland	Länderbetreuer	e-mail	Telefon
Baden-Württemberg	Dr. M. Pegel	manfred.pegel@lvvg.bwl.de	07525 / 942341
Bayern	Dr. D. van der Sant	dirk.vandersant@jagd-bayern.de	089 / 99023423
Berlin	Dr. H. Nösel	heike.noesel@lfe-e.brandenburg.de	03334 / 65125
Brandenburg	G. Greiser	grit.greiser@lfe-e.brandenburg.de	03334 / 65152
Bremen	H. Tempelmann	tempelmann@t-online.de	0428 / 2592849
Hamburg	M. Willen	mwi@ljev-hamburg.de	040 / 447712
Hessen	R. Becker	rolfw.becker@ljev-hessen.de	06032 / 936116
Mecklenburg-Vorpommern	R. Pirzkall	info@ljev-mecklenburg-vorpommern.de	03871 / 631216
Niedersachsen	Dr. E. Strauß	egbert.strauss@tiho-hannover.de	0511 / 8567620
Nordrhein-Westfalen	Dr. H. Schlepper	hschlepper@ljev-nrw.org	0231 / 2868600
Rheinland-Pfalz	F. Voigtländer	f.voigtlaender@ljev-rlp.de	06727 / 894419
Saarland	Dr. D. Hoffmann	daniel.hoffmann@bnl-petry-hoffmann.de	06824 / 7090940
Sachsen	F. Ende	ljev-sachsen@t-online.de	0351 / 4017171
Sachsen-Anhalt	O. Thärig	ljev.sachsen-anhalt@t-online.de	039205 / 417570
Schleswig-Holstein	Dr. D. Hoffmann	daniel.hoffmann@bnl-petry-hoffmann.de	04347 / 710729
Thüringen	Dr. H. Nösel	heike.noesel@lfe-e.brandenburg.de	03334 / 65125

Anhang 3: Statistische Angaben zu den Ergebnissen der Scheinwerfertextation in den beteiligten RG im Frühjahr 2006

Bundesland	Referenzgebiete		Dichte [Individuen/100 ha Taxationsfläche]				
	Anzahl	Tax.Fläche [ha] Median	Anzahl	Tax.Fläche [ha] Median	Anzahl	Tax.Fläche [ha] Median	Anzahl
Baden-Württemberg	59	218	11,9	14,7	11,6	2,6	52,9
Bayern	140	220	16,1	22,3	21,9	1,3	144,3
Berlin	2	231	1,6	1,6	1,9	0,3	2,9
Brandenburg	33	287	5,5	6,5	3,6	1,4	14,2
Bremen	4	194	32,5	37,0	12,4	28,2	54,8
Hamburg	4	193	37,7	36,6	21,7	9,8	61,3
Hessen	62	254	18,6	23,8	18,0	0,9	77,9
Mecklenb.-Vorpommern	41	264	5,5	8,1	8,2	0,7	44,7
Niedersachsen	97	229	20,0	22,7	12,5	6,2	80,4
Nordrhein-Westfalen	127	250	27,1	33,7	23,2	2,0	113,9
Rheinland-Pfalz	33	215	18,9	25,3	22,3	4,0	112,5
Saarland	9	184	24,4	25,0	9,9	10,9	38,5
Sachsen	22	318	3,1	4,0	3,0	0,2	11,7
Sachsen-Anhalt	37	314	5,4	5,9	3,9	1,4	21,8
Thüringen	36	287	7,1	12,7	12,9	0,6	55,8
Gesamt	706	250	15,0	20,7	19,3	0,2	144,3

Anhang 4: Statistische Angaben zu den Ergebnissen der Scheinwerfertextation in den beteiligten RG im Herbst 2006

Bundesland	Referenzgebiete		Dichte [Individuen/100 ha Taxationsfläche]				
	Anzahl	Tax.Fläche [ha] Median	Median	arith. Mittel	STD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	52	220	10,0	14,8	12,8	2,2	68,6
Bayern	108	222	15,9	21,1	17,6	0,7	90,5
Berlin	2	231	2,8	2,8	3,9	0,0	5,6
Brandenburg	36	300	4,6	6,6	4,8	1,3	23,3
Bremen	4	194	44,4	46,2	19,0	29,4	66,4
Hamburg	4	193	53,3	50,5	26,5	16,4	78,8
Hessen	29	257	17,3	19,4	13,6	2,4	70,0
Mecklenb.-Vorpommern	37	257	4,0	6,4	6,8	1,1	37,5
Niedersachsen	108	225	23,4	26,9	16,1	4,2	103,3
Nordrhein-Westfalen	114	250	31,9	41,9	31,3	1,6	133,6
Rheinland-Pfalz	32	212	17,2	28,0	35,0	1,3	168,0
Saarland	10	169	25,5	24,5	11,9	3,1	43,1
Sachsen	24	320	2,7	3,1	2,5	0,0	10,7
Sachsen-Anhalt	36	308	4,1	5,4	5,3	0,6	30,5
Thüringen	35	291	7,3	11,5	11,6	0,2	53,2
Gesamt	631	250	15,3	22,1	23,0	0,0	168,0

Anhang 5: Nettowachstumsrate des Feldhasen im Jahr 2006 in den beteiligten RG der Bundesländer

Bundesland	Referenzgebiete Anzahl	Nettowachstumsrate 2006 [%] (Frühjahr = 100 %)				
		Median	arith. Mittel	STD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	52	3,3	4,3	36,1	-50,0	169,4
Bayern	96	-1,0	12,1	61,5	-81,0	316,7
Berlin	2	-5,4	-5,4	133,7	-100,0	89,1
Brandenburg	30	-4,2	1,5	38,2	-76,1	96,8
Bremen	4	11,0	28,6	54,3	-14,8	107,0
Hamburg	4	42,1	44,8	16,2	28,6	66,7
Hessen	26	10,8	22,2	64,5	-56,8	209,6
Mecklenb.-Vorpommern	34	-7,7	4,6	68,1	-74,6	301,5
Niedersachsen	96	11,8	22,4	44,3	-63,3	203,1
Nordrhein-Westfalen	114	22,0	23,8	47,3	-70,5	264,6
Rheinland-Pfalz	30	-3,6	4,2	41,6	-86,6	96,7
Saarland	8	11,6	15,4	31,6	-25,7	63,8
Sachsen	17	-12,5	-19,1	33,5	-100,0	30,1
Sachsen-Anhalt	36	-14,2	-9,7	47,5	-85,1	126,5
Thüringen	34	-8,7	-2,0	44,6	-81,1	103,0
Gesamt	583	2,7	11,7	50,7	-100,0	316,7

Anhang 6: Populationszuwachs und -Zuwachsraten der kontinuierlich gezählten RG von 2002 - 2006

Jahr	Referenzgebiete Anzahl	Hasen /100 ha im Frühjahr		absolute Differenz [Hasen /100 ha]		prozentuale Differenz [%]	
		Median	arith. Mittel	Median	arith. Mittel	Median	arith. Mittel
2002	243	10,8	16,4	-	-	-	-
2003	243	10,4	16,3	-0,4	-0,1	-3,7%	-0,8%
2004	243	12,3	17,8	1,9	1,5	17,7%	9,0%
2005	243	12,1	18,9	-0,2	1,1	-1,7%	6,1%
2006	243	12,1	18,4	0,0	-0,4	0,4%	-2,3%
2002-06	243	-	-	1,3	2,0	11,9%	12,2%

Anhang 7: Statistische Angaben zu den Rotfuchs-Geheckdichten 2006

Bundesland	Anzahl JB	Gehecke/100 ha				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	16	0,33	0,38	0,24	0,00	0,86
Bayern	83	0,22	0,33	0,37	0,00	1,80
Berlin	1	0,47	0,47	-	0,47	0,47
Brandenburg	35	0,35	0,40	0,30	0,00	1,42
Bremen	-	-	-	-	-	-
Hamburg	-	-	-	-	-	-
Hessen	2	0,58	0,58	0,16	0,46	0,69
Mecklenburg-Vorpommern	16	0,21	0,29	0,22	0,00	0,86
Niedersachsen	59	0,23	0,29	0,27	0,00	1,18
Nordrhein-Westfalen	55	0,00	0,29	0,44	0,00	1,72
Rheinland-Pfalz	5	0,35	0,29	0,18	0,00	0,48
Saarland	-	-	-	-	-	-
Sachsen	13	0,40	0,63	1,01	0,00	3,87
Sachsen-Anhalt	22	0,50	0,56	0,35	0,15	1,60
Thüringen	37	0,37	0,39	0,30	0,00	1,39
Gesamt	344	0,27	0,36	0,39	0,00	3,87

Anhang 8: Mindest-Frühjahrsbesätze des Rotfuchses 2006 in den beteiligten JB

Bundesland	Anzahl JB	Frühjahrsbesatz [Füchse/100 ha]				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	16	0,82	0,94	0,60	0,00	2,16
Bayern	83	0,54	0,82	0,94	0,00	4,50
Berlin	1	1,16	1,16	-	1,16	1,16
Brandenburg	35	0,88	1,01	0,76	0,00	3,54
Bremen	-	-	-	-	-	-
Hamburg	-	-	-	-	-	-
Hessen	2	1,44	1,44	0,40	1,16	1,73
Mecklenburg-Vorpommern	16	0,52	0,72	0,55	0,00	2,16
Niedersachsen	59	0,58	0,73	0,67	0,00	2,94
Nordrhein-Westfalen	55	0,00	0,73	1,10	0,00	4,31
Rheinland-Pfalz	5	0,87	0,72	0,46	0,00	1,20
Saarland	-	-	-	-	-	-
Sachsen	13	1,00	1,57	2,52	0,00	9,68
Sachsen-Anhalt	22	1,24	1,40	0,87	0,39	4,00
Thüringen	37	0,89	0,98	0,74	0,00	3,46
Gesamt	344	0,67	0,90	0,97	0,00	9,68

Anhang 9: Mindest-Sommerbesätze des Rotfuchses 2006 in den beteiligten JB

Bundesland	Anzahl JB	Sommerbesatz [Füchse/100 ha]				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	16	2,30	2,64	1,69	0,00	6,03
Bayern	83	1,52	2,30	2,62	0,00	12,60
Berlin	1	3,26	3,26	-	3,26	3,26
Brandenburg	35	2,46	2,83	2,13	0,00	9,91
Bremen	-	-	-	-	-	-
Hamburg	-	-	-	-	-	-
Hessen	2	4,04	4,04	1,12	3,25	4,84
Mecklenburg-Vorpommern	16	1,45	2,01	1,55	0,00	6,03
Niedersachsen	59	1,62	2,06	1,87	0,00	8,24
Nordrhein-Westfalen	55	0,00	2,04	3,09	0,00	12,07
Rheinland-Pfalz	5	2,44	2,03	1,29	0,00	3,37
Saarland	-	-	-	-	-	-
Sachsen	13	2,80	4,39	7,06	0,00	27,10
Sachsen-Anhalt	22	3,47	3,91	2,44	1,08	11,20
Thüringen	37	2,49	2,76	2,08	0,00	9,70
Gesamt	344	1,88	2,51	2,72	0,00	27,10

Anhang 10: Entwicklung der Rotfuchs-Geheckdichten in den sechs Großlandschaften von 2003 bis 2006

Großlandschaft		2003	2004	2005	2006
NO-Tiefeland	Anzahl JB [N]	104	92	86	84
	Median [Gehecke/100 ha]	0,36	0,34	0,31	0,37
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,42	0,47	0,42	0,46
NW-Tiefeland	Anzahl JB [N]	114	72	122	85
	Median [Gehecke/100 ha]	0,19	0,18	0,17	0,12
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,27	0,24	0,25	0,23
W-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	42	25	47	33
	Median [Gehecke/100 ha]	0,59	0,54	0,42	0,46
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,64	0,62	0,54	0,50
O-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	36	41	40	45
	Median [Gehecke/100 ha]	0,36	0,32	0,36	0,35
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,44	0,39	0,48	0,38
SW-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	61	50	66	66
	Median [Gehecke/100 ha]	0,35	0,18	0,30	0,23
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,53	0,31	0,37	0,30
Alpenvorland	Anzahl JB [N]	12	16	19	31
	Median [Gehecke/100 ha]	0,44	0,33	0,47	0,31
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,49	0,41	0,53	0,41
Gesamt	Anzahl JB [N]	369	296	380	344
	Median [Gehecke/100 ha]	0,32	0,29	0,30	0,27
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,42	0,38	0,38	0,36

Anhang 11: Entwicklung der Rotfuchs-Geheckgrößen in den sechs Großlandschaften von 2003 bis 2006

Großlandschaft		2003	2004	2005	2006	Gesamt (2003-2006)
NO-Tiefeland	Anzahl JB [N]	52	108	165	107	432
	Median [Gehecke/100 ha]	5,00	4,00	4,00	4,00	4,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	4,52	4,12	4,38	3,97	4,23
NW-Tiefeland	Anzahl JB [N]	32	65	80	48	225
	Median [Gehecke/100 ha]	4,00	4,00	5,00	4,00	5,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	4,44	4,49	5,03	4,63	4,70
W-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	33	31	63	23	150
	Median [Gehecke/100 ha]	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	4,42	4,29	4,29	3,70	4,23
O-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	2	31	69	35	137
	Median [Gehecke/100 ha]	4,00	5,00	4,00	5,00	5,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	4,00	5,16	4,38	4,89	4,68
SW-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	18	18	59	51	146
	Median [Gehecke/100 ha]	4,00	3,50	5,00	4,00	4,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	4,50	3,33	4,51	4,29	4,29
Alpenvorland	Anzahl JB [N]	14	13	26	29	82
	Median [Gehecke/100 ha]	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	4,36	4,15	3,92	3,97	4,05
Gesamt	Anzahl JB [N]	151	266	462	293	1172
	Median [Gehecke/100 ha]	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	4,46	4,30	4,47	4,22	4,37

Anhang 12: Statistische Angaben zu den Dachs-Geheckdichten 2006

Bundesland	Anzahl JB	Gehecke/100 ha				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	16	0,16	0,21	0,30	0,00	1,20
Bayern	83	0,00	0,19	0,25	0,00	1,00
Berlin	1	0,23	0,23	-	0,23	0,23
Brandenburg	35	0,00	0,12	0,21	0,00	0,94
Bremen	-	-	-	-	-	-
Hamburg	-	-	-	-	-	-
Hessen	2	0,49	0,49	0,04	0,46	0,52
Mecklenburg-Vorpommern	16	0,07	0,15	0,23	0,00	0,86
Niedersachsen	59	0,02	0,13	0,17	0,00	0,76
Nordrhein-Westfalen	55	0,00	0,09	0,21	0,00	0,81
Rheinland-Pfalz	5	0,35	0,31	0,20	0,00	0,48
Saarland	-	-	-	-	-	-
Sachsen	13	0,18	0,30	0,42	0,00	1,61
Sachsen-Anhalt	22	0,11	0,17	0,22	0,00	0,86
Thüringen	37	0,15	0,20	0,18	0,00	0,60
Gesamt	344	0,07	0,16	0,23	0,00	1,61

Anhang 13: Statistische Angaben zur FE der Dachsvorkommen 2006

Bundesland	Dachsvorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,3	98,6	1,3	0,1	3.781	95,7	4,3	0,1
Bayern	52,1	96,8	3,2	0,0	3.431	92,7	7,1	0,1
Berlin	100,0	100,0	0,0	0,0	4	100,0	0,0	0,0
Brandenburg	83,4	92,0	7,5	0,5	2.761	85,4	13,7	0,9
Bremen	-	-	-	-	-	-	-	-
Hamburg	100,0	100,0	0,0	0,0	1	100	0,0	0,0
Hessen	59,1	98,0	2,0	0,0	1.334	91,9	8,1	0,0
Mecklenb.-Vorpommern	62,7	93,9	6,1	0,0	1.664	88,5	11,5	0,0
Niedersachsen	96,5	87,6	12,4	0,0	8.049	40,9	59,1	0,0
Nordrhein-Westfalen	90,7	93,6	6,4	0,0	3.513	67,9	32,1	0,0
Rheinland-Pfalz	40,6	95,2	4,8	0,0	1.276	93,9	6,1	0,0
Saarland	82,7	93,0	7,0	0,0	173	91,9	8,1	0,0
Sachsen	77,0	98,1	1,9	0,0	1.229	91,8	8,2	0,0
Sachsen-Anhalt	75,2	84,1	12,3	3,6	1.741	73,1	22,9	4,0
Thüringen	94,7	94,0	5,9	0,1	2.550	87,5	12,4	0,2
Gesamt	62,5	93,6	5,9	0,5	31.507	74,7	25,0	0,3

Anhang 14: Mindest-Frühjahrsbesätze des Dachses 2006 in den beteiligten JB

Bundesland	Anzahl JB	Frühjahrsbesatz [Dachse/100 ha]				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	16	0,51	0,64	0,75	0,00	3,00
Bayern	83	0,23	0,44	0,58	0,00	2,80
Berlin	1	0,47	0,47	-	0,47	0,47
Brandenburg	35	0,11	0,28	0,44	0,00	1,89
Bremen	-	-	-	-	-	-
Hamburg	-	-	-	-	-	-
Hessen	2	0,98	0,98	0,08	0,93	1,04
Mecklenburg-Vorpommern	16	0,19	0,33	0,50	0,00	1,72
Niedersachsen	59	0,17	0,30	0,36	0,00	1,52
Nordrhein-Westfalen	55	0,00	0,17	0,42	0,00	1,62
Rheinland-Pfalz	5	0,70	0,65	0,43	0,00	1,12
Saarland	-	-	-	-	-	-
Sachsen	13	0,37	0,76	1,21	0,00	4,68
Sachsen-Anhalt	22	0,24	0,37	0,48	0,00	1,84
Thüringen	37	0,42	0,49	0,36	0,00	1,20
Gesamt	344	0,21	0,38	0,54	0,00	4,68

Anhang 15: Mindest-Sommerbesätze des Dachses 2006 in den beteiligten JB

Bundesland	Anzahl JB	Sommerbesatz [Dachse/100 ha]				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	16	1,03	1,26	1,60	0,00	6,61
Bayern	83	0,51	1,00	1,32	0,00	5,61
Berlin	1	1,16	1,16	-	1,16	1,16
Brandenburg	35	0,19	0,66	1,06	0,00	4,72
Bremen	-	-	-	-	-	-
Hamburg	-	-	-	-	-	-
Hessen	2	2,45	2,45	0,19	2,32	2,59
Mecklenburg-Vorpommern	16	0,41	0,77	1,20	0,00	4,31
Niedersachsen	59	0,17	0,69	0,87	0,00	3,79
Nordrhein-Westfalen	55	0,00	0,44	1,04	0,00	4,05
Rheinland-Pfalz	5	1,74	1,58	1,01	0,00	2,56
Saarland	-	-	-	-	-	-
Sachsen	13	0,89	1,66	2,48	0,00	9,52
Sachsen-Anhalt	22	0,55	0,89	1,14	0,00	4,41
Thüringen	37	0,79	1,08	0,88	0,00	3,00
Gesamt	344	0,44	0,87	1,22	0,00	9,52

Anhang 16: Entwicklung der Dachs-Geheckdichten in den sechs Großlandschaften von 2003 bis 2006

Großlandschaft		2003	2004	2005	2006
NO-Tiefland	Anzahl JB [N]	104	92	86	84
	Median [Gehecke/100 ha]	0,10	0,09	0,08	0,09
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,15	0,14	0,14	0,16
NW-Tiefland	Anzahl JB [N]	114	72	122	85
	Median [Gehecke/100 ha]	0,00	0,00	0,00	0,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,06	0,07	0,06	0,05
W-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	42	25	47	33
	Median [Gehecke/100 ha]	0,15	0,18	0,21	0,28
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,25	0,24	0,25	0,31
O-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	36	41	40	45
	Median [Gehecke/100 ha]	0,16	0,15	0,17	0,16
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,27	0,22	0,23	0,22
SW-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	61	50	66	66
	Median [Gehecke/100 ha]	0,27	0,00	0,09	0,05
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,27	0,17	0,19	0,15
Alpenvorland	Anzahl JB [N]	12	16	19	31
	Median [Gehecke/100 ha]	0,25	0,20	0,33	0,13
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,29	0,25	0,31	0,27
Gesamt	Anzahl JB [N]	369	296	380	344
	Median [Gehecke/100 ha]	0,09	0,09	0,08	0,07
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,17	0,16	0,15	0,16

Anhang 17: Entwicklung der Dachs-Mindest-Frühjahrsbesätze in den sechs Großlandschaften von 2003 bis 2006

Großlandschaft		2003	2004	2005	2006
NO-Tiefland	Anzahl JB [N]	104	92	86	84
	Median [Gehecke/100 ha]	0,31	0,27	0,24	0,21
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,44	0,36	0,35	0,37
NW-Tiefland	Anzahl JB [N]	114	72	122	85
	Median [Gehecke/100 ha]	0,00	0,00	0,00	0,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,18	0,19	0,16	0,11
W-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	42	25	47	33
	Median [Gehecke/100 ha]	0,36	0,44	0,47	0,60
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,57	0,61	0,52	0,66
O-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	36	41	40	45
	Median [Gehecke/100 ha]	0,43	0,44	0,38	0,44
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,62	0,55	0,56	0,52
SW-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	61	50	66	66
	Median [Gehecke/100 ha]	0,56	0,26	0,35	0,32
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,66	0,42	0,48	0,37
Alpenvorland	Anzahl JB [N]	12	16	19	31
	Median [Gehecke/100 ha]	0,71	0,83	0,71	0,36
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,76	0,83	0,75	0,67
Gesamt	Anzahl JB [N]	369	296	380	344
	Median [Gehecke/100 ha]	0,28	0,27	0,23	0,21
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	0,44	0,40	0,37	0,38

Anhang 18: Entwicklung der Dachs-Geheckgrößen in den sechs Großlandschaften von 2003 bis 2006

Großlandschaft		2003	2004	2005	2006	2003 -2006
NO-Tiefland	Anzahl JB [N]	7	15	46	38	106
	Median [Gehecke/100 ha]	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	3,29	3,20	2,93	2,95	3,00
NW-Tiefland	Anzahl JB [N]	1	9	12	2	24
	Median [Gehecke/100 ha]	3,00	4,00	3,00	3,00	3,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	3,00	3,22	2,92	3,00	3,04
W-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	5	4	21	8	38
	Median [Gehecke/100 ha]	3,00	4,00	3,00	2,50	3,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	3,00	4,00	3,00	2,50	3,00
O-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	1	7	25	20	53
	Median [Gehecke/100 ha]	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	3,00	3,14	2,76	2,80	2,83
SW-Mittelgebirge	Anzahl JB [N]	6	6	15	6	43
	Median [Gehecke/100 ha]	3,00	2,00	3,00	3,00	3,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	2,83	2,50	3,87	2,69	3,09
Alpenvorland	Anzahl JB [N]	7	6	13	9	45
	Median [Gehecke/100 ha]	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	3,14	2,83	2,77	3,37	3,09
Gesamt	Anzahl JB [N]	27	47	132	103	309
	Median [Gehecke/100 ha]	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
	arithm. Mittel [Gehecke/100 ha]	3,07	3,13	3,00	2,92	3,00

Anhang 19: Statistische Angaben zur Entwicklung der Paardichte der Aaskrähe in den JB der Bundesländer, Frühjahr 2003 bis 2006

Bundesland	Jahr	Anzahl JB	Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.	
Bayern	2003	72	0,5	1,0	1,3	0,0	6,6	
	2004	97	0,7	1,4	2,4	0,0	15,8	
	2005	58	0,6	1,4	2,9	0,0	20,0	
	2006	110	0,9	2,5	8,6	0,0	88,7	
Brandenburg	2003	35	0,5	0,6	0,6	0,0	2,2	
	2004	37	0,6	0,8	0,8	0,0	3,3	
	2005	31	0,5	0,6	0,5	0,0	2,2	
	2006	31	0,9	0,9	0,9	0,0	4,4	
Mecklenb.-Vorpommern	2003	28	0,4	1,0	2,8	0,0	14,7	
	2004	23	0,4	1,6	3,4	0,0	14,7	
	2005	16	0,2	1,3	3,6	0,0	14,7	
	2006	40	0,3	1,0	2,6	0,0	15,5	
Niedersachsen	2003	42	1,9	2,0	1,1	0,4	4,3	
	2004	57	1,6	2,0	1,4	0,0	7,5	
	2005	55	1,5	1,8	1,2	0,0	5,7	
	2006	55	1,7	1,8	1,1	0,3	5,9	
Nordrhein-Westfalen	2003	58	2,2	3,6	4,7	0,0	29,1	
	2004	keine Erfassung						
	2005	70	2,2	3,4	5,4	0,0	42,4	
	2006	56	2,2	3,7	5,0	0,0	31,0	
Sachsen	2003	23	0,9	1,1	1,1	0,0	4,3	
	2004	12	1,5	1,7	1,6	0,0	5,9	
	2005	14	0,8	1,5	1,9	0,0	6,6	
	2006	12	1,1	1,3	1,3	0,0	4,8	
Thüringen	2003	28	0,6	0,7	0,5	0,0	1,6	
	2004	37	1,0	1,2	1,1	0,0	5,0	
	2005	40	1,0	1,3	1,3	0,0	5,2	
	2006	38	1,1	1,1	0,7	0,0	2,9	

Anhang 20: Statistische Angaben zur Entwicklung der Paardichte der Aaskrähe in den beteiligten JB der Großlandschaften, Frühjahr 2003 bis 2006

Jahr	Großlandschaft	NO-Tiefland	NW-Tiefland	W-Mittelgebirge	O-Mittelgebirge	SW-Mittelgebirge	Alpen-vorland	Gesamt
	Stat. Größe							
2003	Anzahl JB	100	114	41	41	59	16	371
	Median	0,5	1,8	2,1	0,9	0,4	1,7	1,0
	arith. Mittel	0,8	2,4	2,9	1,1	0,8	2,0	1,6
	SD	1,5	3,1	3,1	1,0	1,0	1,9	2,4
	Min.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Max.	14,7	29,1	16,5	5,0	4,3	6,6	29,1
2004	Anzahl JB	96	86	22	48	64	24	340
	Median	0,6	1,3	2,2	1,0	0,6	1,7	1,0
	arith. Mittel	1,1	1,9	2,7	1,5	0,9	2,4	1,5
	SD	1,9	1,7	1,8	2,0	1,1	3,5	2,0
	Min.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Max.	14,7	10	7,5	12,2	5,0	15,8	15,8
2005	Anzahl JB	82	123	39	42	40	9	335
	Median	0,5	1,8	2,5	1,0	0,5	0,9	1,0
	arith. Mittel	0,9	2,5	3,1	1,3	1,1	3,3	1,9
	SD	1,8	4,0	3,0	1,4	1,7	6,4	3,2
	Min.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Max.	14,7	42,4	16,5	6,6	8,9	20,0	42,4
2006	Anzahl JB	104	85	27	47	64	40	367
	Median	0,5	1,8	2,1	1,1	0,7	1,4	1,1
	arith. Mittel	1,0	2,7	3,0	1,3	1,1	2,9	1,8
	SD	1,8	3,8	3,5	0,9	1,3	3,7	2,8
	Min.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Max.	15,5	31,0	18,1	5,3	6,0	16,7	31,0

Anhang 21: Statistische Angaben zum Brutpaarbesatz des Rebhuhns in den beteiligten JB, Frühjahr 2006

Bundesland	JB [N]	Gemeinden		erfasste Offenlandfläche		Paare [N]	Paardichte je 100 ha Offenland				
		[N]	%	[h]	% ¹		Median	arith. Mittel	STD	Min	Max
Baden-Württemberg	3507	972	87,4	1.027.286	62,0	2077	0,33	0,55	0,71	0	4,44
Bayern	2976	1033	49,1	1.011.261	28,6	7431	0,39	0,86	1,40	0	15,00
Berlin	4	2	100,0	1.482	33,7	0	0	0,00	0,00	0	0,00
Brandenburg	2480	1198	81,3	1.166.937	79,8	2058	0	0,17	0,41	0	4,87
Bremen	36	2	100,0	10.353	89,6	25	0,28	0,28	0,06	0,23	0,32
Hessen	1174	246	57,2	332.630	37,0	3067	0,51	0,96	1,22	0	6,95
Mecklenburg-Vorpommern	1401	577	57,7	629.702	42,5	995	0	0,18	0,33	0	3,21
Niedersachsen	7800	436	96,5	2.757.010	95,1	29271	0,94	0,97	0,76	0	5,35
Nordrhein-Westfalen	2179	181	45,7	598.072	35,0	15373	2	2,47	1,79	0	9,00
Rheinland-Pfalz	1047	830	36,0	278.902	32,9	2766	0,14	0,98	1,86	0	18,18
Saarland	166	43	82,7	45.159	39,8	311	0,48	0,58	0,60	0	2,20
Sachsen	970	388	71,3	425.753	41,5	461	0	0,12	0,34	0	3,88
Sachsen-Anhalt	1640	961	74,6	859.265	67,1	2568	0	0,31	0,56	0	6,98
Thüringen	2253	958	94,2	792.103	90,7	2745	0	0,29	0,51	0	3,24
Gesamt	27633	7827	64,3	9.935.914	52,5	69148	0	0,55	1,08	0	18,18

¹ Basisgröße: Landwirtschaftsfläche des jeweiligen Bundeslandes. Quelle: Stat. Bundesamt, Stand 31.12.2004

Anhang 22: Statistische Angaben zu den Rebhuhnbesätzen in den Großlandschaften Deutschlands, Frühjahr 2006

Großlandschaft	Erfasste Gemeinden [N]	Paardichte je 100 ha Offenland				
		Median	arith. Mittel	STD	Min.	Max.
Alpenvorland	589	0,00	0,38	1,05	0	15,00
NO-Tiefland	2739	0,00	0,20	0,43	0	6,98
NW-Tiefland	577	1,08	1,38	1,34	0	9,00
O-Mittelgebirge	1141	0,00	0,29	0,54	0	5,00
SW-Mittelgebirge	1518	0,00	0,70	1,40	0	18,18
W-Mittelgebirge	1184	0,00	0,58	1,23	0	16,39
Gesamt	7748	0,00	0,47	1,02	0	18,18

Anhang 23: Statistische Angaben zur Entwicklung des Rebhuhn - Brutpaarbesatzes in den Bundesländern Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Saarland und Thüringen

Bundesland	Jahr	Gemeinden	Offenlandfläche der beteiligten Jagdbezirke [ha]	Paardichte je 100 ha Offenland				
				Median	arith. Mittel	STD	Min	Max
Niedersachsen	2002	440	*	0,97	1,02	0,82	0	5,52
	2003	438	2.784.613,9	0,85	0,93	0,77	0	4,39
	2004	440	2.799.400,2	0,81	0,90	0,75	0	4,90
	2005	426	2.788.294,9	0,92	0,98	0,76	0	5,00
	2006	438	2.758.259,9	0,94	0,96	0,76	0	5,35
Nordrhein-Westfalen	2002	180	*	1,95	2,00	1,23	0	6,35
	2003	169	590.978,0	2,00	2,18	1,63	0	13,00
	2004	179	590.729,0	1,91	2,10	1,28	0	7,30
	2005	168	575.750,0	2,10	2,40	1,59	0	8,70
	2006	181	598.072,0	2,00	2,47	1,79	0	9,00
Saarland	2002	43	44.617,5	1,17	1,08	0,69	0	2,78
	2003	36	50.924,3	0,74	0,71	0,56	0	2,55
	2004	40	50.643,7	0,75	0,80	0,66	0	2,43
	2005	43	57.600,4	0,53	0,61	0,62	0	2,54
	2006	41	41.183,9	0,48	0,58	0,60	0	2,20
Thüringen	2002	910	*	0,00	0,31	0,47	0	2,76
	2003	934	719.547,1	0,00	0,29	0,47	0	2,95
	2004	951	794.809,3	0,00	0,25	0,44	0	2,96
	2005	948	809.298,4	0,00	0,31	0,54	0	3,65
	2006	958	792.103,2	0,00	0,29	0,51	0	3,24

* Daten liegen aus organisatorischen Gründen nicht vor

Anhang 24: Statistische Angaben zur FE des Fasans in Deutschland, Frühjahr 2006

Bundesland	Fasanenvorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,31	27,19	72,71	0,10	3781	15,60	84,34	0,05
Bayern	52,14	48,08	51,92	0,00	3431	37,16	62,72	0,12
Berlin	100,00	100,00	0,00	0,00	4	100,00	0,00	0,00
Brandenburg	83,18	36,05	32,22	31,73	2734	31,13	41,00	27,87
Bremen	100,00	100,00	0,00	0,00	36	83,33	16,67	0,00
Hamburg	100,00	100,00	0,00	0,00	1	100,00	0,00	0,00
Hessen	59,07	42,91	57,09	0,00	1334	22,04	77,96	0,00
Mecklenb.-Vorpommern	62,70	20,41	79,59	0,00	1664	11,24	88,76	0,00
Niedersachsen	97,12	89,75	10,02	0,23	8051	57,14	42,85	0,01
Nordrhein-Westfalen	90,66	76,32	23,68	0,00	3513	59,49	40,51	0,00
Rheinland-Pfalz	40,59	44,66	55,34	0,00	1276	40,36	59,64	0,00
Saarland	82,69	90,70	9,30	0,00	173	78,61	21,39	0,00
Sachsen	77,02	27,45	72,55	0,00	1229	21,32	78,68	0,00
Thüringen	94,79	25,41	74,59	0,00	2550	14,90	85,10	0,00
Gesamt	67,49	40,31	54,37	5,32	29777	37,66	59,75	2,58

Anhang 25: Statistische Angaben zur FE der Graugans-Brutvorkommen 2006

Bundesland	Graugansvorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,3	5,3	94,6	0,1	3.781	1,9	98,1	0,1
Bayern	52,1	15,4	84,5	0,1	3.431	7,3	92,6	0,1
Berlin	100,0	100,0	0,0	0,0	4	50,0	50,0	0,0
Brandenburg	83,4	31,3	67,5	1,2	2.761	20,1	79,0	0,8
Bremen	100,0	100,0	0,0	0,0	36	44,4	55,6	0,0
Hamburg	100,0	100,0	0,0	0,0	1	100,0	0,0	0,0
Hessen	59,1	18,1	81,9	0,0	1.334	5,4	94,6	0,0
Mecklenb.-Vorpommern	62,7	45,6	54,4	0,0	1.664	25,8	74,2	0,0
Niedersachsen	96,5	52,8	47,2	0,0	8.049	7,9	92,1	0,0
Nordrhein-Westfalen	90,7	55,7	44,3	0,0	3.513	18,4	81,6	0,0
Rheinland-Pfalz	40,6	3,5	96,5	0,0	1.276	3,1	96,9	0,0
Saarland	82,7	0,0	100,0	0,0	173	0,0	100,0	0,0
Sachsen	77,0	9,5	90,5	0,0	1.229	4,6	95,4	0,0
Sachsen-Anhalt	-	-	-	-	-	-	-	-
Thüringen	94,8	0,9	99,1	0,0	2.550	0,4	99,6	0,0
Gesamt	55,2	19,8	80,0	0,2	29.802	9,3	90,6	0,1

Anhang 26: Statistische Angaben zur FE der Kanadagans-Brutvorkommen 2006

Bundesland	Kanadagansvorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,3	3,1	96,8	0,1	3.781	1,2	98,8	0,1
Bayern	52,1	6,8	93,2	0,0	3.431	2,9	97,0	0,0
Berlin	100,0	100,0	0,0	0,0	4	75,0	25,0	0,0
Brandenburg	-	-	-	-	-	-	-	-
Bremen	100,0	100,0	0,0	0,0	36	27,8	72,2	0,0
Hamburg	100,0	100,0	0,0	0,0	1	100,0	0,0	0,0
Hessen	59,1	11,8	88,2	0,0	1.334	3,4	96,6	0,0
Mecklenb.-Vorpommern	62,7	6,9	93,1	0,0	1.664	2,9	97,1	0,0
Niedersachsen	96,5	25,2	74,8	0,0	8.049	3,3	96,7	0,0
Nordrhein-Westfalen	90,7	56,8	43,2	0,0	3.513	18,5	81,5	0,0
Rheinland-Pfalz	40,6	2,9	97,1	0,0	1.276	3,1	96,9	0,0
Saarland	82,7	9,3	90,7	0,0	173	2,3	97,7	0,0
Sachsen	77,0	0,7	99,3	0,0	1.229	0,2	99,7	0,0
Sachsen-Anhalt	-	-	-	-	-	-	-	-
Thüringen	-	-	-	-	-	-	-	-
Gesamt	38,7	10,3	89,7	0,0	24.491	5,0	95,0	0,0

Anhang 27: Statistische Angaben zur FE der Nilgans-Brutvorkommen 2006

Bundesland	Nilgansvorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,3	2,1	97,8	0,1	3.781	0,7	99,3	0,1
Bayern	52,1	1,2	98,8	0,0	3.431	0,5	99,5	0,0
Berlin	100,0	0,0	100,0	0,0	4	0,0	100,0	0,0
Brandenburg	-	-	-	-	-	-	-	-
Bremen	100,0	50,0	50,0	0,0	36	33,3	66,7	0,0
Hamburg	100,0	0,0	0,0	100,0	1	0,0	0,0	100,0
Hessen	59,1	27,2	72,8	0,0	1.334	8,5	91,5	0,0
Mecklenb.-Vorpommern	62,7	1,0	99,0	0,0	1.664	0,4	99,6	0,0
Niedersachsen	96,5	62,6	37,4	0,0	8.051	11,0	89,0	0,0
Nordrhein-Westfalen	90,7	66,3	33,7	0,0	3.513	27,0	73,0	0,0
Rheinland-Pfalz	40,6	2,7	97,3	0,0	1.276	2,7	97,3	0,0
Saarland	82,7	2,3	97,7	0,0	173	0,6	99,4	0,0
Sachsen	77,0	1,9	98,1	0,0	1.229	0,7	99,3	0,0
Sachsen-Anhalt	-	-	-	-	-	-	-	-
Thüringen	-	-	-	-	-	-	-	-
Gesamt	38,7	12,7	87,2	0,0	24.491	8,4	91,6	0,0

Anhang 28: Statistische Angaben zur FE der Kolkraubenvorkommen 2006

Bundesland	Kolkraubenvorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,3	40,2	59,7	0,1	3781	19,1	80,9	0,1
Bayern	52,1	38,9	61,1	0,0	3431	22,2	77,8	0,0
Berlin	100,0	100,0	0,0	0,0	4	100,0	0,0	0,0
Brandenburg	83,4	86,2	13,2	0,7	2761	76,3	22,9	0,8
Bremen	100,0	50,0	50,0	0,0	36	2,8	97,2	0,0
Hamburg	100,0	100,0	0,0	0,0	1	100,0	0,0	0,0
Hessen	59,1	65,7	34,3	0,0	1334	33,8	66,2	0,0
Mecklenb.-Vorpommern	62,7	76,7	23,3	0,0	1664	54,7	45,3	0,0
Niedersachsen	96,5	62,4	37,6	0,0	8049	18,8	81,2	0,0
Nordrhein-Westfalen	90,7	38,4	61,6	0,0	3513	13,8	86,2	0,0
Rheinland-Pfalz	40,6	6,5	93,5	0,0	1276	5,2	94,8	0,0
Saarland	82,7	4,7	95,3	0,0	173	2,3	97,7	0,0
Sachsen	77,0	76,6	23,2	0,2	1229	48,9	51,0	0,1
Thüringen	94,7	73,4	26,6	0,0	2550	56,2	43,8	0,0
Gesamt	67,5	54,9	45,0	0,1	29802	30,4	69,5	0,1

Anhang 29: Statistische Angaben zur FE der Marderhundvorkommen 2006

Bundesland	Marderhundvorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,3	6,6	93,3	0,1	3.781	2,0	98,0	0,1
Bayern	52,1	6,4	93,6	0,0	3.431	2,4	97,6	0,0
Berlin	100,0	100,0	0,0	0,0	4	75,0	25,0	0,0
Brandenburg	83,4	78,4	17,7	4,0	2.761	66,2	29,7	4,0
Bremen	100,0	100,0	0,0	0,0	36	5,6	94,4	0,0
Hamburg	100,0	100,0	0,0	0,0	1	100,0	0,0	0,0
Hessen	59,1	27,6	72,4	0,0	1.334	7,9	92,1	0,0
Mecklenb.-Vorpommern	62,7	93,3	6,7	0,0	1.664	89,6	10,4	0,0
Niedersachsen	97,1	62,0	38,0	0,0	8.049	14,4	85,6	0,0
Nordrhein-Westfalen	90,7	16,2	83,6	0,3	3.513	3,4	96,6	0,1
Rheinland-Pfalz	40,6	5,3	94,7	0,0	1.276	4,2	95,8	0,0
Saarland	82,7	9,3	90,7	0,0	173	2,9	97,1	0,0
Sachsen	77,0	44,6	55,4	0,0	1.229	25,6	74,3	0,1
Sachsen-Anhalt	75,2	43,6	14,3	0,0	1.741	35,1	51,1	13,8
Thüringen	94,8	23,8	76,2	0,0	2.550	13,3	86,7	0,0
Gesamt	62,5	35,8	61,9	2,3	31.543	19,6	79,3	1,1

Anhang 30: Statistische Angaben zur FE der Waschbärenvorkommen 2006

Bundesland	Waschbärenvorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,3	23,0	76,9	0,1	3.781	9,4	90,6	0,1
Bayern	52,1	14,6	85,3	0,1	3.431	6,7	93,2	0,0
Berlin	100,0	100,0	0,0	0,0	4	75,0	25,0	0,0
Brandenburg	83,4	53,1	41,2	5,7	2.761	41,8	53,7	4,5
Bremen	100,0	50,0	50,0	0,0	36	2,8	97,2	0,0
Hamburg	100,0	100,0	0,0	0,0	1	100,0	0,0	0,0
Hessen	59,1	75,2	24,8	0,0	1.334	59,4	40,6	0,0
Mecklenb.-Vorpommern	62,7	29,5	70,5	0,0	1.664	16,0	84,0	0,0
Niedersachsen	96,5	70,6	29,4	0,0	8.049	22,0	78,0	0,0
Nordrhein-Westfalen	90,7	53,8	46,0	0,3	3.513	25,4	74,5	0,1
Rheinland-Pfalz	40,6	14,4	85,6	0,0	1.276	11,9	88,1	0,0
Saarland	82,7	18,6	81,4	0,0	173	4,6	95,4	0,0
Sachsen	77,0	29,8	70,2	0,0	1.229	17,0	82,8	0,2
Sachsen-Anhalt	75,2	53,8	33,3	12,9	1.741	43,5	44,3	12,2
Thüringen	94,8	57,0	43,0	0,0	2.550	43,4	56,6	0,0
Gesamt	62,5	39,2	58,5	2,4	31.543	23,5	73,4	3,1

Anhang 31: Statistische Angaben zur FE der Minkvorkommen 2006

Bundesland	Minkvorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,3	0,0	99,9	0,1	3.781	0,1	99,9	0,1
Bayern	52,1	4,9	95,0	0,1	3.431	2,4	97,6	0,0
Berlin	100,0	0,0	100,0	0,0	4	0,0	100,0	0,0
Brandenburg	83,2	23,5	69,6	32,4	2.761	14,1	81,2	4,7
Bremen	100,0	50,0	50,0	0,0	36	2,8	97,2	0,0
Hamburg	100,0	0,0	0,0	100,0	1	0,0	0,0	100,0
Hessen	59,1	4,7	95,3	0,0	1.334	1,6	98,4	0,0
Mecklenb.-Vorpommern	62,7	32,2	67,8	0,0	1.664	18,1	81,9	0,0
Niedersachsen	97,1	14,2	85,8	0,0	8.049	1,0	99,0	0,0
Nordrhein-Westfalen	90,7	7,5	92,2	0,3	3.513	0,9	99,1	0,1
Rheinland-Pfalz	40,6	0,4	99,6	0,0	1.276	0,3	99,7	0,0
Saarland	82,7	0,0	100,0	0,0	173	0,0	0,0	100,0
Sachsen	77,0	9,5	90,5	0,0	1.229	4,6	95,1	0,2
Sachsen-Anhalt	75,2	23,8	57,3	18,9	1.741	17,7	66,3	15,9
Thüringen	94,8	10,8	89,2	0,0	2.550	5,5	94,5	0,0
Gesamt	62,5	12,3	84,4	3,3	31.543	4,5	94,2	1,3

Anhang 32: Statistische Angaben zur FE der Fischottervorkommen 2006

Bundesland	Fischottervorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,3	0,0	99,9	0,1	3781	0,0	99,9	0,1
Bayern	52,1	3,3	96,7	0,0	3431	1,7	98,3	0,0
Berlin	100,0	100,0	0,0	0,0	4	50,0	50,0	0,0
Brandenburg	83,4	33,5	59,2	7,2	2761	22,1	73,3	4,6
Bremen	100,0	0,0	100,0	0,0	36	0,0	100,0	0,0
Hamburg	100,0	100,0	0,0	0,0	1	100,0	0,0	0,0
Hessen	59,1	1,2	98,8	0,0	1334	0,2	99,8	0,0
Mecklenb.-Vorpommern	62,7	49,8	50,2	0,0	1664	29,5	70,5	0,0
Niedersachsen	96,5	12,6	87,4	0,0	8049	1,3	98,7	0,0
Nordrhein-Westfalen	90,7	0,0	100,0	0,0	3513	0,0	100,0	0,0
Rheinland-Pfalz	40,6	0,3	99,7	0,0	1276	0,2	99,8	0,0
Saarland	82,7	0,0	100,0	0,0	173	0,0	100,0	0,0
Sachsen	77,0	24,8	74,9	0,2	1229	15,8	84,1	0,1
Thüringen	94,7	1,3	98,7	0,0	2550	0,5	99,5	0,0
Gesamt	67,5	12,8	86,0	1,2	29802	5,0	94,6	0,4

Anhang 33: Statistische Angaben zur FE der Bibervorkommen 2006

Bundesland	Bibervorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,31	9,98	89,92	0,10	3781	4,47	95,48	0,05
Bayern	52,14	46,99	53,01	0,00	3431	33,31	66,66	0,03
Berlin	100,00	100,00	0,00	0,00	4	50,00	50,00	0,00
Brandenburg	83,38	19,85	45,73	34,42	2761	13,55	53,93	32,52
Bremen	100,00	0,00	100,00	0,00	36	0,00	100,00	0,00
Hamburg	100,00	0,00	100,00	0,00	1	0,00	100,00	0,00
Hessen	59,07	3,15	96,85	0,00	1334	0,90	99,10	0,00
Mecklenb.-Vorpommern	62,70	12,76	87,24	0,00	1664	8,17	91,83	0,00
Niedersachsen	96,46	7,34	92,66	0,00	8049	1,16	98,84	0,00
Nordrhein-Westfalen	90,66	6,41	93,59	0,00	3513	1,11	98,89	0,00
Rheinland-Pfalz	40,59	0,75	99,25	0,00	1276	0,55	99,45	0,00
Saarland	82,69	30,23	69,77	0,00	173	16,76	83,24	0,00
Sachsen	77,02	14,08	85,68	0,24	1229	9,85	90,07	0,08
Thüringen	94,69	0,00	100,00	0,00	2550	0,00	100,00	0,00
Gesamt	67,48	14,71	79,51	5,78	29802	7,13	89,84	3,03

Anhang 34: Statistische Angaben zur FE der Nutriavorkommen 2006

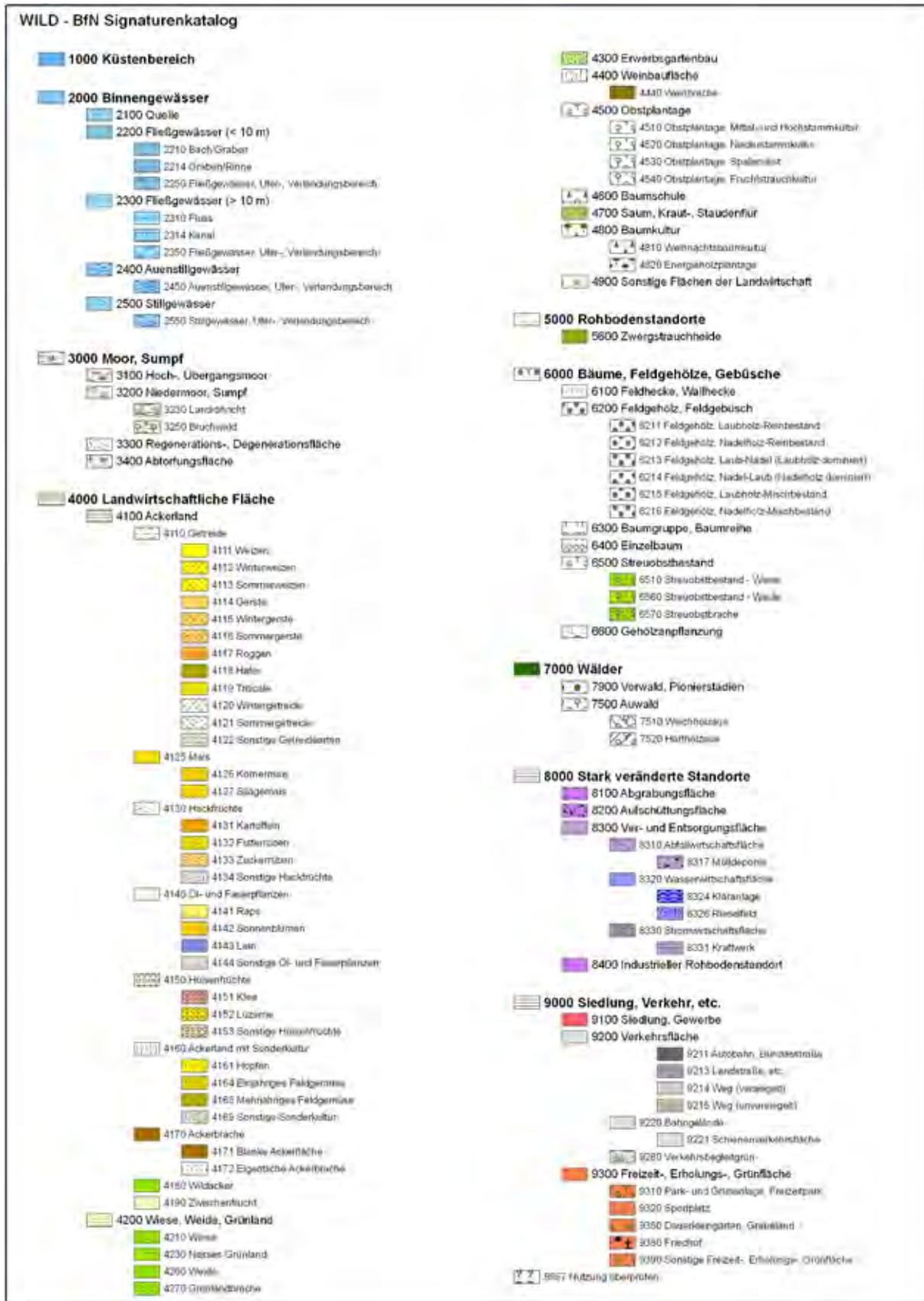
Bundesland	Nutriavorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,3	12,8	87,1	0,1	3.781	5,9	94,1	0,1
Bayern	52,1	2,8	97,1	0,1	3.431	1,1	98,8	0,0
Berlin	100,0	100,0	0,0	0,0	4	50,0	50,0	0,0
Brandenburg	-	-	-	-	-	-	-	-
Bremen	100,0	0,0	100,0	0,0	36	0,0	100,0	0,0
Hamburg	100,0	100,0	0,0	0,0	1	100,0	0,0	0,0
Hessen	59,1	18,5	81,5	0,0	1.334	7,0	93,0	0,0
Mecklenb.-Vorpommern	62,7	8,3	91,5	0,2	1.664	3,4	96,5	0,2
Niedersachsen	97,1	36,5	63,5	0,0	8.049	6,7	93,3	0,0
Nordrhein-Westfalen	90,7	48,7	51,0	0,3	3.513	18,0	81,9	0,1
Rheinland-Pfalz	40,6	8,0	92,0	0,0	1.276	7,8	92,2	0,0
Saarland	82,7	7,0	93,0	0,0	173	1,7	98,3	0,0
Sachsen	77,0	6,9	93,1	0,0	1.229	3,7	96,1	0,2
Sachsen-Anhalt	75,2	25,4	56,2	18,4	1.741	19,2	66,1	14,7
Thüringen	94,8	11,6	88,4	0,0	2.550	6,2	93,8	0,0
Gesamt	53,3	14,9	82,6	2,6	28.784	7,7	91,3	0,9

Anhang 35: Statistische Angaben zur FE der Wildkatzenvorkommen 2006

Bundesland	Wildkatzenvorkommen							
	beteiligte Gemeinden				teilnehmende Jagdbezirke			
	Beteiligungsrate [%]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]	Anzahl [N]	Vorkommen gemeldet [%]	kein Vorkommen gemeldet [%]	keine Angabe [%]
Baden-Württemberg	88,3	0,0	99,9	0,1	3781	0,0	99,9	0,1
Bayern	52,1	6,0	94,0	0,0	3431	2,2	97,7	0,1
Berlin	100,0	0,0	100,0	0,0	4	0,0	100,0	0,0
Brandenburg	83,4	0,0	100,0	0,0	2761	0,0	100,0	0,0
Bremen	100,0	0,0	100,0	0,0	36	0,0	100,0	0,0
Hamburg	100,0	0,0	100,0	0,0	1	0,0	100,0	0,0
Hessen	59,1	28,0	72,0	0,0	1334	13,9	86,1	0,0
Mecklenb.-Vorpommern	62,7	0,0	100,0	0,0	1664	0,0	100,0	0,0
Niedersachsen	96,5	14,4	85,6	0,0	8049	1,8	98,2	0,0
Nordrhein-Westfalen	90,7	9,5	90,5	0,0	3513	3,5	96,5	0,0
Rheinland-Pfalz	40,6	57,6	42,4	0,0	1276	53,5	46,5	0,0
Saarland	82,7	48,8	51,2	0,0	173	36,4	63,6	0,0
Sachsen	77,0	0,0	99,8	0,2	1229	0,0	99,9	0,1
Thüringen	94,7	23,3	76,7	0,0	2550	17,2	82,8	0,0
Gesamt	67,5	13,9	86,1	0,0	29802	5,7	94,2	0,0

Anhang 36: Parameter der Flächennutzungskartierung, die mit dem ModelBuilder ermittelt wurden

Flächenstatistik
absolute Flächenanteile
relative Flächenanteile (Bezug: bejagbare Flächen)
relative Flächenanteile (Bezug: Gesamtfläche des Reviers)
durchschnittliche Schlaggrößen
Flächenverhältnis
Linearstrukturen
Längen der Nachbarschaften von Ackerland, Grünland und Verkehrswegen
Gesamtlänge der wichtigsten Saumstrukturen
relative Länge der wichtigsten Saumstrukturen
Grenzlindex Ackerlandsäume
Grenzlindex Grünlandsäume
relative Gesamtlänge Ackerlandsäume
relative Gesamtlänge Grünlandsäume
prozentuale Zusammensetzung der Ackerlandsäume
prozentuale Zusammensetzung der Grünlandsäume
Längenindex der Ackerlandsäume
Längenindex der Grünlandsäume
Gesamtlänge linearer Erfassungseinheiten
relative Länge linearer Erfassungseinheiten
Nutzungsdiversität
Diversitäts-Index (HS) (modifizierter Shannon-Index)
maximale Diversität (Hmax)
Hdiff (Differenz zwischen maximaler und tatsächlicher Diversität)
Evenness (E; Abweichung der Diversität von der Gleichverteilung)
Anzahl unterschiedlicher Nutzungs-Arten im Revier
durchschnittliche Anzahl unterschiedlicher Nutzungs-Arten je 100 ha
Häufigkeit einzelner Nutzungs-Arten je 100 ha



Anhang 37: Kartierschlüssel der Flächennutzungskartierung; Ebenen (am Beispiel der Landwirtschaftlichen Flächen): 4000: Klasse, 4100: Gruppen, 4110: Untergruppen, 4111: Art

Stiftung natur+mensch



Eine Initiative der Jäger



Wissen, wie es um Pflanzen und Tiere bestellt ist. Das ist die Voraussetzung für effektiven Natur- und Artenschutz. Neben dem Wildtier-Informationssystem engagiert sich die Stiftung natur+mensch auch im Bereich der Naturbildung.

Zunehmend wird die Natur von den Menschen nicht mehr als ausgewogenes Lebensgefüge wahrgenommen, in das sich der Mensch verantwortlich einbringt und aus der er durch nachhaltige Nutzung seine Lebensgrundlagen bezieht. Aktuelle Studien belegen insbesondere bei der heranwachsenden Generation mangelndes Wissen über die Natur, über die Zusammenhänge ihrer Nutzung und die Folgen unseres täglichen Handelns für die Natur. Die Untersuchungen zeigen auch, dass dieses Unwissen mit einer Armut an realen Naturerlebnissen einhergeht.

Schon jetzt sind die gravierenden und weit reichenden Folgen klar erkennbar:

- Die **Gleichgültigkeit gegenüber Natur und Umwelt** nimmt zu.
- Dies erschwert die Diskussion um den nachhaltigen Umgang mit den natürlichen Ressourcen. Der **Naturschutz dringt mit seinen Argumentationen nicht mehr durch.**
- **Natur- und Umweltfragen erhalten nicht die Priorität** in der Gesellschaft, in Politik und Wirtschaft, die sie haben müssten, um die Prozesse zur Sicherung der Lebensgrundlagen für die nachfolgenden Generationen schnell genug voranzutreiben.
- Mit der Einsicht in die Zusammenhänge von Natur und Naturnutzung schwindet die Motivation und Fähigkeit, schonende moderne Nutzungskonzepte zu erarbeiten, kompetent über sie zu entscheiden und diese umzusetzen. Unsere Gesellschaft ist zunehmend **nicht mehr in der Lage, eine lebenswerte Zukunft zu gestalten.**

-
- Das verzerrte Naturbild führt dazu, dass aus reiner Unwissenheit heraus die **Nutzung der Natur von vielen kategorisch abgelehnt** wird.
 - Der **gesellschaftliche Konflikt** zwischen falsch oder gar nicht informierten Mitbürgern auf der einen und Naturnutzern wie Bauern, Fischern, Jägern und Förstern auf der anderen Seite wird sich weiter verschärfen.

Ziele

Die Stiftung natur+mensch steht für die Überzeugung, dass der etablierte klassische Naturschutz einer Korrektur und Ergänzung bedarf:

- Naturschutz muss im Erleben junger Menschen beginnen, damit die Entfremdung gegenüber der Natur aufgehoben wird. Darin sieht die Stiftung eine wesentliche Voraussetzung, um die notwendigen Rahmenbedingungen für eine gesunde Allianz von Mensch und Natur zu schaffen.
- Naturschutz heißt auch und ganz besonders: Bildungsauftrag, denn der Schutz der Natur setzt ihre Kenntnis und die Einsicht in die Zusammenhänge ihrer Nutzung voraus.
- Naturschutz muss die Nutzung der Natur in die Betrachtung einbeziehen. Nur so werden Konzepte entstehen, die den realen Herausforderungen auch gerecht werden.

Ihren besonderen gesellschaftlichen Auftrag sieht die Stiftung darin, diese Aspekte in den deutschen Naturschutz einzubringen und einen in diesem Sinne modernen Naturschutz zu fördern.

Aufgaben

Um ihrer Zielsetzung gerecht zu werden, will die Stiftung in den kommenden Jahren vorrangig folgende Aufgaben wahrnehmen:

- Initiierung und Förderung von Initiativen und Maßnahmen, die das Interesse und die Freude der Menschen an der Natur wecken und sie motivieren, sich aktiv an ihrem Schutz zu beteiligen.
- Initiierung und Förderung von Bildungsmaßnahmen als integriertem Bestandteil von Naturschutzkonzepten.
- Öffentlichkeitsarbeit zur Förderung von Naturerlebnis und Naturbildung sowie eines vertieften Naturverständnisses.
- Förderung mustergültiger Naturschutzprojekte, die die nachhaltige Naturnutzung in die Überlegungen einbeziehen.
- Förderung von wissenschaftlichen Untersuchungen, die Voraussetzungen für effektiven Naturschutz schaffen.

Die Stiftung natur+mensch finanziert ihre Vorhaben aus Spenden.

Bitte helfen auch Sie!

Stiftung natur+mensch

Niebuhrstraße 16c

53113 Bonn

Tel.: 0228 9 49 06 60

Fax: 0228 9 49 06 63

Email: info@stiftung-natur-mensch.de

www.stiftung-natur-mensch.de

Spendenkonto: 800 800

Bank für Sozialwirtschaft, Köln

BLZ 370 205 00