

# Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands



## Deutschlandweites Monitoring von Wildtierarten - Jahresbericht 2003 -

### **Institut für Biogeographie**

Universität Trier  
Prof. Dr. Dr. h. c. mult. Paul Müller  
Wissenschaftspark Trier-Petrisberg  
54286 Trier  
(06 51) 201- 46 90  
muellerp@uni-trier.de

### **Institut für Wildtierforschung**

an der  
Tierärztlichen Hochschule Hannover  
Prof. Dr. Dr. habil. Klaus Pohlmeier  
Bischofsholer Damm 15  
30173 Hannover  
(05 11) 8 56 - 75 68  
wildtier@tiho-hannover.de

### **Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft**

Landesforstanstalt Eberswalde  
Prof. Dr. Klaus Höppner  
Alfred-Möller-Straße 1  
16225 Eberswalde  
(0 33 34) 65 - 202  
klaus.hoepfner@lfe-e.brandenburg.de

Im Auftrag des Deutschen Jagdschutz-Verbandes e.V.

**unter Mitarbeit von**

M. Bartel (Universität Trier)  
D. Hoffmann (Universität Trier)  
R. Klein (Universität Trier)  
G. Greiser (Landesforstanstalt Eberswalde)  
H. Nösel (Landesforstanstalt Eberswalde)  
E. Strauß (Tierärztliche Hochschule Hannover)  
C. Zahn (Tierärztliche Hochschule Hannover)  
und  
A. Winter (Deutscher Jagdschutz-Verband)

**Mai 2004**

**Zitiervorschlag:**

Deutscher Jagdschutz-Verband e. V. (Hrsg.) (2004):  
Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands.  
Deutschlandweites Monitoring von Wildtierarten –  
Jahresbericht 2003. Bonn.

**IMPRESSUM:**

**Herausgeber:**

Deutscher Jagdschutz-Verband e. V.  
Johannes-Henry-Straße 26  
53113 Bonn

**Druck:**

LV Druck im  
Landwirtschaftsverlag GmbH Münster

---

## 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 an dieser Stelle 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 und sonstige beteiligte Personen in den Bundesländern zu nennen, welche die Arbeiten vor Ort koordinieren und die unverzichtbaren Kontakte zu den Referenzgebietsbetreuern aufbauen und pflegen. Wir danken den Herren:

Dr. Manfred Pegel, Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg

Dr. Harald Kilius, Landesjagdverband Bayern e.V.

Haro Tempelmann, Landesjagdverband Bremen e.V.

Markus Willen, Landesjagdverband Hamburg e.V.

Günter Schäfers, Umweltbehörde Hamburg e.V.

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.

Johannes Schorr, Vereinigung der Jäger des Saarlandes

Falk Ende, Landesjagdverband Sachsen e.V.

Jens Harnisch, Landesjagdverband Sachsen-Anhalt e.V.

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

## Zusammenfassung

Mit dem Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD) wurde erstmals ein bundesweites Monitoring-Programm zur großflächigen Populationserfassung bejagbarer Wildtiere installiert. Im Auftrag des Deutschen Jagdschutz-Verbandes wurde das Projekt als **dauerhafter Baustein der ökologischen Umweltbeobachtung** eingerichtet mit dem Ziel, Strategien für Schutz und nachhaltige Nutzung von Tierpopulationen zu entwickeln. Die Erfassung von Populationsdichten und deren -entwicklungen dient als Basis für weitere Forschung und als Argumentationsbasis für jagdpolitische und naturschutzrelevante Entscheidungen in Deutschland. Die Datenerhebung basiert zum einen auf Wildtierzählungen in ausgewählten Referenzgebieten, zum anderen auf Bestandseinschätzungen in möglichst vielen Jagdbezirken Deutschlands. In dem langfristig angelegten Projekt werden zunächst Daten zu Feldhase (*Lepus europaeus* PALLAS), Rotfuchs (*Vulpes vulpes* L.), Dachs (*Meles meles* L.), Aaskrähe (*Corvus corone* L.), Rebhuhn (*Perdix perdix* L.) sowie zu Faktoren, die Einfluss auf deren Dichte nehmen können (z.B. Flächennutzung, Jagdintensität, differenzierte Jagdstrecke), erhoben.

Die Scheinwerferzählungen ergaben in über 500 Referenzgebieten im Frühjahr 2003 **Feldhasendichten** zwischen 0,5 und 110,7 Hasen/100 ha sowie im Herbst zwischen 0,1 und 170,8 Hasen/100 ha. Auffallend sind dabei die niedrigen Dichten in den östlichen gegenüber den westlichen Bundesländern. Vom Frühjahr zum Herbst 2003 sind neben überwiegend positiven auch negative Nettozuwachsrate für den Hasen festzustellen. Der Anteil an Referenzgebieten, in denen im Frühjahr mehr Hasen gezählt wurden als im Herbst, ist in den östlichen Bundesländern hoch. Die großen regionalen und teilweise auch lokalen Unterschiede der Hasenbesätze sowie der Nettozuwachsrate werden diskutiert. Im Jahr 2003 erfolgte erstmals die Erfassung der Wildtierarten Rotfuchs, Dachs und Aaskrähe. Für den **Rotfuchs** wurden Geheckdichten von 0 bis 2,6 Gehecke/100 ha festgestellt. In 29 % der Jagdbezirke kamen mehr als 0,5 Gehecke/100 ha vor. Der aus der Geheckanzahl ermittelte Mindest-Frühjahrsbesatz beträgt für die 12 ausgewerteten Bundesländer 0,8 Füchse/100 ha Jagdbezirksfläche (Median). Geheckdichten beim **Dachs** sind mit 0 bis 1,5 Gehecken/100 ha angegeben, woraus sich ein Mindest-Frühjahrsbesatz von 0,3 Dachse/100 ha Jagdbezirksfläche (Median) ableiten lässt. Bei der **Aaskrähe** wurden Paardichten (Brut- und Revierpaare) von 0 bis 29,1 Paaren/100 ha ermittelt. Der Anteil der Nichtbrüter an den ermittelten Gesamtbesätzen der Länder lag im Mittel zwischen 0 % und 64 %.

Die Einschätzungen zum **Rebhuhn** basieren auf Angaben aus 12 Bundesländern (15.818 Jagdbezirke) und ergaben mit wenigen Ausnahmen niedrige Paardichten.

## 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** aiming 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. Data are collected by counting game species in so-called reference areas and by evaluating wildlife stock in various hunting grounds in Germany. In the long-term project data collection starts with Brown Hare (*Lepus europaeus* Pallas), Red Fox (*Vulpes*

*vulpes* L.), Badger (*Meles meles* L.), Carrion Crow (*Corvus c. corone* L.), Hooded Crow (*Corvus c. cornix* L.), Partridge (*Perdix perdix* L.), and factors influencing their densities like land use, hunting intensity and hunting bag. In spring 2003, spotlight census in more than 500 reference areas resulted in population densities of **European Hare** ranging from 0.5-110.7 hares/100 hectares as well as from 0.1-170.8 hares/100 hectares in autumn. It has to be mentioned that there are lower values in the eastern states of Germany than in the West. From spring to autumn both positive and negative "net growth rates" on hares have been proved. Particular in the eastern states the shares of reference areas counting more hares in spring than in autumn were high. The, in parts, great differences in regional as well as in local hare densities are discussed as well the "net growth rates". Average litter densities of **Red Fox** vary from 0 to 0.6 litter/100 hectares hunting ground area. In more than 50 % of hunting grounds a maximum of 0.5 litter/100 hectares was registered. The so calculated minimum population density in spring is given with 0.8 fox/100 hectares for 12 German states. The **Badger** occurs with an average density of minimum 0.3/100 hectares hunting ground area. Litters were calculated from 0 to 1.5/100 hectares. **Carrion and Hooded Crows** were counted first in spring 2003 and densities of 0-29.1 pairs/100 hectares were registered in hunting grounds. As a result, an average density of 1 pair/100 hectares for all regarded German states was found. The percentage of non-breeders in the calculated total crow population ranges from 0 to 64 %. The assessment of **Partridge** pairs in 12 federal states (15.818 hunting grounds) resulted in low densities ranging from 0 to 2 pairs/100 hectares land.

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Stand der Projektarbeiten</b> .....	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>Statistik</b> .....	<b>3</b>
<b>4</b>	<b>Erfassung in Referenzgebieten</b> .....	<b>4</b>
<b>4.1</b>	<b>Feldhase</b> .....	<b>4</b>
4.1.1	Methode.....	4
4.1.2	Datenmaterial .....	5
4.1.3	Ergebnisse.....	5
4.1.3.1	Frühjahrsbesatz 2003 .....	5
4.1.3.2	Herbstbesatz 2003.....	7
4.1.3.3	Nettozuwachs .....	12
4.1.3.4	Diskussion.....	13
4.1.3.5	Schlussbetrachtung .....	17
<b>4.2</b>	<b>Rotfuchs, Dachs</b> .....	<b>18</b>
4.2.1	Methode.....	18
4.2.2	Datenmaterial .....	19
4.2.3	Ergebnisse.....	19
4.2.3.1	Rotfuchs.....	19
4.2.3.2	Dachs.....	26
4.2.3.3	Weitere Ergebnisse der Baukartierung .....	32
<b>4.3</b>	<b>Aaskrähe</b> .....	<b>33</b>
4.3.1	Methode.....	34
4.3.2	Datenmaterial .....	35
4.3.3	Ergebnisse.....	36
4.3.3.1	Brutpaare .....	36
4.3.3.2	Paare (Brut- und Revierpaare).....	38
4.3.3.3	Nichtbrüter-Schwärme .....	41
4.3.3.4	Diskussion der ersten Ergebnisse und Ausblick .....	43
<b>5</b>	<b>Flächendeckende Einschätzung</b> .....	<b>43</b>
<b>5.1</b>	<b>Rebhuhn</b> .....	<b>43</b>
5.1.1	Besatzentwicklung des Rebhuhns – ein historischer Überblick.....	44
5.1.1.1	Entwicklung der Jagdstrecke in Deutschland.....	45
5.1.1.2	Besatzeinschätzungen und Untersuchungen zur Populationsdichte des Rebhuhns in Deutschland.....	47

---

5.1.1.3	Besatzentwicklung des Rebhuhns in Europa und anderen Regionen.....	50
5.1.2	Methode.....	51
5.1.3	Datenmaterial .....	52
5.1.4	Ergebnisse.....	52
<b>6</b>	<b>Schlussfolgerungen für Naturschutz- und Jagdpolitik .....</b>	<b>60</b>
<b>7</b>	<b>Projektbegleitende wissenschaftliche Aktivitäten bzw. Forschungsprojekte.....</b>	<b>61</b>
<b>8</b>	<b>Literatur.....</b>	<b>64</b>
<b>9</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>69</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Beispiel für Diagramme in Form der Box- und Whisker-Plots ohne Ausreißer und Extremwerte.....	3
Abb. 2:	Populationsdichten des Feldhasen in den beteiligten Referenzgebieten der Bundesländer im Frühjahr 2003.....	6
Abb. 3:	Populationsdichten des Feldhasen in den beteiligten Referenzgebieten der Bundesländer im Herbst 2003 .....	8
Abb. 4:	Häufigkeitsverteilung der Hasendichten in den beteiligten Referenzgebieten (RG) im Frühjahr (521 RG) und Herbst 2003 (538 RG) .....	8
Abb. 5:	Dichte des Feldhasen im Frühjahr 2003 in den beteiligten Referenzgebieten Deutschlands.....	10
Abb. 6:	Dichte des Feldhasen im Herbst 2003 in den beteiligten Referenzgebieten Deutschlands .....	11
Abb. 7:	Nettozuwachsrate (in %) des Feldhasen in den ausgewerteten Referenzgebieten vom Frühjahr zum Herbst 2003.....	13
Abb. 8:	Geheckdichten des Rotfuchses 2003 in den Bundesländern.....	21
Abb. 9:	Häufigkeitsverteilung der Geheckdichten des Rotfuchses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken ....	21
Abb. 10:	Geheckdichten des Rotfuchses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands.....	23
Abb. 11:	Entwicklung der Fuchsstrecke in Deutschland von 1978/79 bis 2002/03.....	25
Abb. 12:	Vergleich der Fuchsstrecke (einschließlich Fallwild) im Jagdjahr 2002/03 in den Bundesländern .....	25
Abb. 13:	Geheckdichten des Dachses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands.....	27
Abb. 14:	Geheckdichten des Dachses 2003 in den Bundesländern.....	28
Abb. 15:	Häufigkeitsverteilung der Geheckdichten des Dachses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken .....	28
Abb. 16:	Häufigkeitsverteilung der Mindest-Frühjahrsbesätze des Dachses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken.....	29
Abb. 17:	Entwicklung der Dachsstrecke in Deutschland von 1978/79 bis 2002/03 .....	31
Abb. 18:	Vergleich der Dachsstrecke (einschließlich Fallwild) im Jagdjahr 2002/03 in den Bundesländern .....	31
Abb. 19:	Verteilung der in den beteiligten Jagdbezirken kartierten Fuchs- und Dachsbau nach Art des Baues .....	32
Abb. 20:	Brutpaardichte der Aaskräh 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands.....	37
Abb. 21:	Klassifizierung der Brutpaardichten der Aaskräh in den beteiligten Jagdbezirken .....	38
Abb. 22:	Brutpaardichten und Paardichten der Aaskräh 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands .....	38
Abb. 23:	Paarbestand (Revier- und Brutpaare) der Aaskräh 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands .....	40
Abb. 24:	Prozentuale Anteile der Aaskrähen-Nichtbrüter an den ermittelten Gesamtbesätzen in den Bundesländern.....	42
Abb. 25:	Angaben zum Vorkommen von Nichtbrüterschwärmen in 370 Jagdbezirken der beteiligten Bundesländer .....	42
Abb. 26:	Rebhuhnabschuss in einem westfälischen Revier .....	45
Abb. 27:	Rebhuhnstrecken inklusive Fallwild in Deutschland in den Jagdjahren 1958/59 bis 2002/03 - für die Fläche der Bundesländer BW, HE, NI, NRW, RP, SL, SH.....	47
Abb. 28:	Streckenentwicklung des Rebhuhns in den westlichen Bundesländern.....	48
Abb. 29:	Besatzentwicklung der Rebhühner in der DDR auf Grundlage von Wildzählungen .....	47
Abb. 30:	Entwicklung der Brutpaardichte des Rebhuhns in einigen Ländern .....	51
Abb. 31:	Häufigkeitsverteilung der Gemeinden in den Rebhuhndichte-Klassen .....	54
Abb. 32:	Frühjahrsdichte 2003 des Rebhuhns in den beteiligten Bundesländern .....	55
Abb. 33:	Rebhuhnbesatz im Frühjahr 2003 in Deutschland (Gemeindeebene) .....	58
Abb. 34:	Frühjahrsdichte des Rebhuhns im Jahr 2002 in den beteiligten Bundesländern auf Gemeindeebene .....	59



Abb. 35:	Gegenüberstellung der Frühjahrsdichten Rebhuhn 2002 und 2003 aus den in beiden Jahren beteiligten, identischen Gemeinden aus zehn Bundesländern.....	59
Abb. 36:	Beispiel für Strecken differenziert nach Gewicht.....	63
Abb. 37:	Beispiel einer Populationsprognose.....	63

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Statistische Angaben zu den Ergebnissen der Scheinwerttaxation in den beteiligten Referenzgebieten im Frühjahr 2003.....	6
Tab. 2:	Statistische Angaben zu den Ergebnissen der Scheinwerttaxation in den beteiligten Referenzgebieten im Herbst 2003.....	7
Tab. 3:	Häufigkeitsverteilung der ermittelten Besatzdichten in den beteiligten Referenzgebiete im Frühjahr 2003.....	9
Tab. 4:	Häufigkeitsverteilung der ermittelten Besatzdichten in den beteiligten Referenzgebieten im Herbst 2003.....	9
Tab. 5:	Statistische Angaben zur Nettozuwachsrate (in %) der Feldhasenpopulation vom Frühjahr zum Herbst 2003 in den Bundesländern.....	12
Tab. 6:	Anzahl der Jagdbezirke mit auswertbarer Geheckkartierung von Rotfuchs und Dachs im Frühjahr 2003 und Bezugsflächen mit statistischen Angaben.....	20
Tab. 7:	Statistische Angaben zu den Geheckdichten beim Rotfuchs 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands.....	20
Tab. 8:	Berechnete Mindest-Frühjahrs- und mögliche Sommerbesätze des Rotfuchses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands.....	22
Tab. 9:	Statistische Angaben zu den Geheckdichten beim Dachs 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands.....	26
Tab. 10:	Berechnete Mindest-Frühjahrs- und mögliche Sommerbesätze des Dachses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands.....	30
Tab. 11:	Überblick zu den kartierten Kunstbauten in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands.....	33
Tab. 12:	Statistische Angaben zur Anzahl und Größe [ha] der beteiligten Jagdbezirke (JB) mit Angaben zu Brutpaaren oder zu Paaren (Brut- und Revierpaare).....	35
Tab. 13:	Statistische Angaben zur Brutpaardichte in den Jagdbezirken (JB) Deutschlands.....	37
Tab. 14:	Statistische Angaben zur Paardichte (Brut- und Revierpaare) in den Jagdbezirken (JB) Deutschlands.....	39
Tab. 15:	Nichtbrüteranteil in Prozent am Aaskrähen-Gesamtbestand.....	43
Tab. 16:	Anteil der Offenlandfläche der ausgewerteten Jagdbezirke (JB) an der Landwirtschaftsfläche des jeweiligen Bundeslandes.....	53
Tab. 17:	Anzahl der ausgewerteten Jagdbezirke sowie Anzahl eingeschätzter Rebhuhnpaare im Frühjahr 2003 in den Bundesländern.....	53
Tab. 18:	Statistische Angaben zum Frühjahrsbesatz der Rebhühner 2003 (JB: Jagdbezirke).....	55
Tab. 19:	Häufigkeitstabelle für die eingeschätzten Rebhuhn-Paardichten (in Klassen) im Frühjahr 2003 in den Bundesländern (Gemeindeebene).....	57

## Anhang

Anhang 1	Kontaktadressen der Mitarbeiter im Projekt WILD
----------	---

# 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 die Bundesrepublik 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 Erfassungsprogramm, 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 2003 umfasste das Arbeitsprogramm von WILD neben der Erfassung des Feldhasen und der Einschätzung der Rebhuhnpaare in den Referenzgebieten erstmals auch die Ermittlung der Fuchs- und Dachsbesätze mittels Bau- und Wurfbaukartierung sowie die Erfassung der Aaskrähenpaare. In ausgewählten Gebieten und Bundesländern erfolgten des Weiteren Flächennutzungskartierungen. Darüber hinaus wurde die flächendeckende Einschätzung der Rebhuhnpaare im Jahr 2003 durchgeführt.

Im vorliegenden Jahresbericht sind die Ergebnisse der Erfassungen im Rahmen von WILD für das Jahr 2003 dargestellt. Tabellen, Diagramme und Karten veranschaulichen in unterschiedlichen Darstellungsformen die gegenwärtige Besatzsituation von Feldhase, Rebhuhn, Rotfuchs, Dachs und Aaskrähe in Deutschland. Zudem wird auf Analysen zur Reproduktion und Populationsentwicklung beim Feldhasen sowie auf die geschichtliche Strecken- und Besatzentwicklung des Rebhuhns eingegangen.

Die umfassenden Zähl- und Kartierergebnisse 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 Kreis der beteiligten Mitarbeiter stetig zu vergrößern.

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



## 2 Stand der Projektarbeiten

Entsprechend der einzelnen Richtlinien, die im Projekthandbuch (DJV 2003a) ausführlich beschrieben sind, werden im Rahmen von WILD derzeit folgende Daten erfasst:

- Beim **Feldhasen** finden seit 2001 jährlich Besatzermittlungen mittels Scheinwerferzählung im Frühjahr und Herbst in den Referenzgebieten statt.
  - Für **Rotfuchs** und **Dachs** erfolgen (seit 2003) jährlich Bau- und Wurfbaukartierungen in den Referenzgebieten, um Mindest-Frühjahrsbesätze abzuleiten. Abfragen zur Lage und Art des Baues bieten zusätzliche Informationen.
  - Für den Rotfuchs wird eine jährliche **erweiterte Streckenstatistik** geführt, in der die Anzahl erlegter Füchse, Geschlecht, Alter (Jung- oder Altfuchs) sowie Art und Ort der Erlegung festgehalten werden (erstmalig für das Jagdjahr 2003/2004).
  - Jährliche Kartierungen der Brut- und Revierpaare der **Aaskrähe** ab dem Jahr 2003 liefern Daten zu den Brutbeständen in den Referenzgebieten. Angaben zum Vorhandensein von Schwärmen bieten ergänzende Hinweise zur Besatzsituation der Aaskrähe.
  - In einzelnen Bundesländern werden seit 2002 das Vorkommen von Rebhühnern und die Anzahl der Rebhuhn-Brutpaare im Frühjahr **flächendeckend** erfasst und zentral ausgewertet. Die jährliche Einschätzung der Rebhuhn-Brutpaare in den Referenzgebieten findet seit 2003 in allen Bundesländern statt.
  - Im Zuge der **Flächennutzungskartierung** im Sommer wird die jährlich wechselnde landwirtschaftliche Nutzung in den Referenzgebieten erfasst. Da digitalisierte Strukturkarten derzeit noch nicht in allen Bundesländern vorliegen, erfolgt die Aufnahme der Flächennutzung zunächst in ausgewählten Ländern und Referenzgebieten.
- Auf der Grundlage eines Fragebogens erfolgt eine Untersuchung der **Fuchsbejagungintensität** in den Referenzgebieten, um Aussagen zur Durchführung verschiedener Jagdpraktiken zu erhalten (für 2004 geplant).
  - Zur Dokumentation der **Jagdstrecken** findet eine einmalige Datenerhebung der Strecken von Rotfuchs, Dachs, Steinmarder, Baumarder, Iltis, Marderhund, Waschbär, Feldhase, Aaskrähe und Rebhuhn rückwirkend bis auf das Jagdjahr 1990/91 in den Referenzgebieten statt (für 2004 geplant).

Jäger, die sich für eine Mitarbeit im Projekt WILD bereit erklärt haben, wurden auch im vergangenen Jahr auf Veranstaltungen und in persönlichen Gesprächen in die Methoden eingewiesen und über die aktuellen Ergebnisse von WILD informiert. Der Großteil der beteiligten Jäger verfügt zudem über eine „**Arbeitsmappe für Referenzgebietsbetreuer**“, in der die wichtigsten Informationen zum Projekt - wie Ziele, Aufgaben, Zeitpläne und die aktuellen Richtlinien - enthalten sind. Die Erfassungsmulare und Karten verschicken die Länderbetreuer jeweils zu den festgelegten Terminen an die Jäger, damit diese die Erfassungen in den angegebenen Zeiträumen durchführen können. Die Einrichtung weiterer Referenzgebiete wird im Jahr 2004 fortgesetzt.

Zur einheitlichen Erfassung, Verwaltung und Auswertung der bundesweiten Daten von WILD wurde im Jahr 2003 die EDV-Zentrale am WILD-Zentrum Trier aufgebaut. In regelmäßigen Abständen werden die Daten aus den einzelnen Bundesländern in das projektorientierte Informationssystem importiert und die Datenbank somit fortgeschrieben. Hierzu wurde den Länderbetreuern vom WILD-Zentrum Trier ein MS-Access-Client zur Erfassung der anfallenden Daten zur Verfügung gestellt.

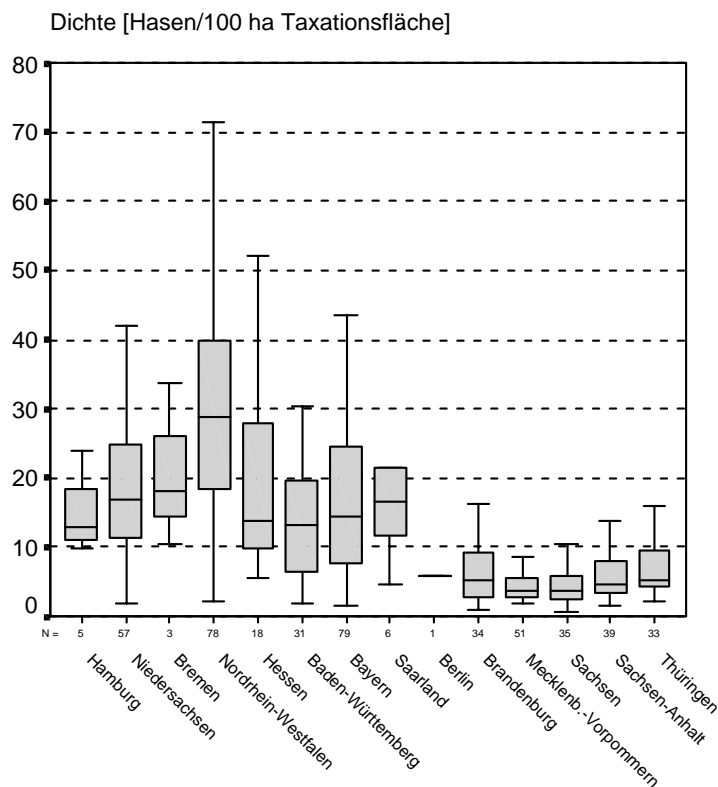
Die Organisationsstruktur, personellen Zuständigkeiten und Kontaktadressen sind im Anhang 1 dargestellt.

### 3 Statistik

Im vorliegenden Bericht sind die meisten Diagramme in Form der **Box- und Whiskerplots** erstellt. Dabei handelt es sich um Diagramme auf der Grundlage des Medians (Querlinie innerhalb der Box) und der Quartile (ein Quartil entspricht dem Bereich, in dem ein Viertel aller Messwerte liegen). Die Box stellt den (Interquartil)Bereich ober- und unterhalb des Medians mit 50 % der Werte dar und reicht damit vom 25 %- bis zum 75 %-Perzentil. Die von der Box ausgehenden Linien führen jeweils bis zum höchsten und niedrigsten Wert, ohne Ausreißer und Extremwerte zu berücksichtigen.

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. Liegt beispielsweise der Median nicht in der Mitte der Box, dann liegt eine schiefe bzw. asymmetrische Verteilung vor. Dies ist in der nachfolgenden Abbildung deutlich z.B. für Hessen zu sehen. Hier zeigt die Lage des Medians eine linksschiefe Verteilung an. Das bedeutet, dass es in der Stichprobe mehr Untersuchungsgebiete mit niedrigen und weniger Untersuchungsgebiete mit hohen Dichten gibt. In diesem Fall weichen Median (13,9 Hasen/100 ha Taxationsfläche) und arithmetisches Mittel (22,1 Hasen/100 ha Taxationsfläche) deutlich voneinander ab, wobei der Median das wahre Mittel der Grundgesamtheit besser schätzt als das arithmetische Mittel. Letzteres „überbewertet“ die wenigen hohen Dichten und zeigt eine mittlere Dichte an, die wahrscheinlich rund 60 % über dem wahren Mittelwert der Grundgesamtheit liegt.



**Abb. 1:** Beispiel für Diagramme in Form der Box- und Whisker-Plots ohne Ausreißer und Extremwerte

Tests auf **Mittelwertsunterschiede** erfolgen durch die **Einfaktorielle ANOVA**. Diese Prozedur führt eine einfaktorielle Varianzanalyse für eine quantitative abhängige Variable mit einer einzelnen (unabhängigen) Faktorvariablen durch. Damit wird die Hypothese überprüft, ob mehrere Mittelwerte gleich sind. Dieses Verfahren ist eine Erweiterung des T-Tests für zwei unabhängige Stichproben. Der Test auf Mittelwertsunterschiede beruht dabei auf Mehrfachvergleichen mittels Post-Hoc-Tests, wobei zwei Gruppen von solchen Tests unterschieden werden müssen. Bei Varianzgleichheit wird der Duncan-Test angewendet, bei Ungleichheit der Dunnett-T3-Test. Damit ist die Einfaktorielle ANOVA an keinerlei Voraussetzungen gebunden.

Um den Zusammenhang zwischen zwei Messgrößen (Faktoren, Variablen) zu beschreiben, wurde 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. Eine andere Art des Zusammenhangs ist damit aber nicht ausgeschlossen. Die Prüfung, ob der Zusammenhang nicht zufällig zustande kommt, sondern ein Merkmal der beiden Grundgesamtheiten ist, erfolgte mittels zweiseitigem Signifikanztest (vgl. SPSS 11.0 bivariate Korrelationen).

Für die Prüfung auf Normalverteilung wurde der Lilliefors-Test (eine Modifikation des Kolmogorov-Smirnov-Tests) bzw. bei kleinen Stichproben ( $n < 50$ ) der Shapiro-Wilks-Test durchgeführt.

## 4 Erfassung in Referenzgebieten

Ein Referenzgebiet (RG) kann sich aus mehreren Jagdbezirken zusammensetzen, wenn die Jagdbezirksfläche eines Reviers (laut Projekthandbuch werden 500 ha angestrebt) bzw. die Taxationsfläche bei der Feldhasenzählung (laut Richtlinie mind. 150 ha) zu gering ist. Referenzgebiete setzen sich je nach Bundesland mehr oder weniger häufig aus mehreren Jagdbezirken zusammen.

Bundesweit sind inzwischen **1.135 Jagdbezirke** an den Erfassungen in WILD beteiligt.

### 4.1 Feldhase

Im Rahmen von WILD erfolgt die Erfassung des Feldhasen seit Herbst 2001 nach bundeseinheitlicher Methodik. Für das Jahr 2003 können neben Aussagen zu Dichten auch solche zum Jahreszuwachs getroffen werden.

#### 4.1.1 Methode

Die Besatzermittlung des weitgehend nachtaktiven Feldhasen beruht auf der Methode der Scheinwerfertaxation. Auf den im Vorfeld festgelegten Fahrtrouten werden nach Eintritt der Dunkelheit mit Hilfe eines rechtwinklig zur Fahrtrichtung des Wagens gehaltenen bzw. am Fahrzeug angebrachten Scheinwerfers alle im Lichtkegel entdeckten Hasen erfasst. Durch Wiederholungszählungen zu Beginn der Reproduktionszeit wird der Frühjahrsbesatz (März/April) aus den Zählungen von Oktober bis Dezember der Herbstbesatz ermittelt. Aus der Differenz von Herbst- und Frühjahrsbesatz lässt sich der

jährliche Populationszuwachs berechnen. Für die Vergleichbarkeit der Daten und für Aussagen zur Populationsentwicklung ist es entscheidend, stets dieselben Strecken abzufahren bzw. Flächen abzuleuchten. Dabei ist eine Taxationsfläche von mindestens 150 ha vorgegeben. Referenzgebiete mit kleineren Taxationsflächen bleiben bei der Auswertung unberücksichtigt.

Aus der Anzahl gezählter Hasen (Mittelwert der Zählungen) und der abgeleuchteten Taxationsfläche ist der Feldhasenbesatz (Hasen/100 ha) errechenbar. Der **Nettozuwachs** (Hasen/100 ha) bzw. die **Nettozuwachsrate** (in %) werden in Anlehnung an PEGEL (1986) definiert. Sie beschreiben die effektive Besatzzunahme vom Frühjahr zum Herbst als Nettoresultat aus Geburt sowie Sterblichkeit, Zu- und Abwanderung aller Jung- und Alttiere. Die Berechnung des Nettozuwachses und der Nettozuwachsrate erfolgt nach den folgenden Formeln:

**Formel 1:**

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

**Formel 2:**

$$\text{Nettozuwachs (\%)} = \frac{(\text{Besatz}_{\text{Herbst}} - \text{Besatz}_{\text{Frühjahr}}) * 100}{\text{Besatz}_{\text{Frühjahr}}}$$

Eine ausführliche Methodenbeschreibung ist dem Projekthandbuch zu entnehmen (DJV 2003a).

## 4.1.2 Datenmaterial

Bundesweit waren im Frühjahr 2003 Daten aus 521 und im Herbst aus 538 Referenzgebieten auswertbar (Tab. 1 und Tab. 2). Gründe für die unterschiedliche Anzahl der beteiligten Referenzgebiete in beiden Zählzeiträumen sind folgende:

- im Laufe des Jahres kamen neue Referenzgebiete hinzu,
- es wurde sowohl im Frühjahr als auch im Herbst nicht in allen Referenzgebieten gezählt.

Die Berechnungen der Nettozuwachsraten beziehen sich auf 374 Referenzgebiete, deren jeweilige Taxa-

tionsfläche sich im Herbst um nicht mehr als 5 % von der des Frühjahres unterscheidet.

## 4.1.3 Ergebnisse

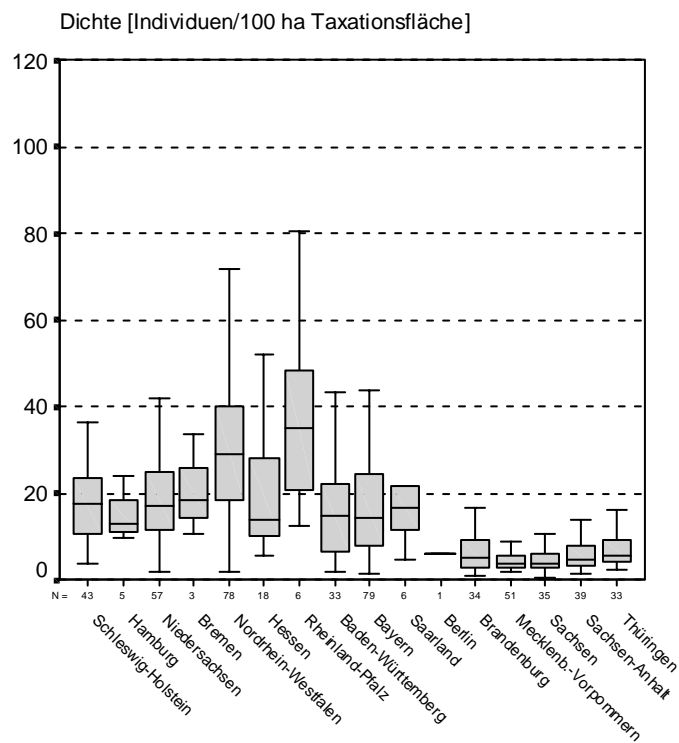
### 4.1.3.1 Frühjahrsbesatz 2003

Der Frühjahrsbesatz des Feldhasen lag zwischen 0,5 und 110,7 Hasen/100 ha mit einem Median von 10,8 Hasen/100 ha und einem arithmetischen Mittel von 16,6 Hasen/100 ha für ganz Deutschland (Tab. 1, Abb. 2). Die Unterschiede der beiden angegebenen Mittelwerte (Median und arithmetisches Mittel) liegen darin begründet, dass der Median als zentraler Wert aller Zählungen weitgehend unabhängig von Extremwerten ist, wohingegen das arithmetische Mittel stärker von Ausreißerwerten beeinflusst wird (s. Kap. 3). Da nur positive Extrema auftreten, ist bei der Darstellung von Populationsdichten das arithmetische Mittel in der Regel höher als der Median und somit ist letzterer besser geeignet das wahre Mittel der Grundgesamtheit zu schätzen.

Aus den Ergebnissen geht deutlich hervor, dass im Frühjahr in den östlichen Bundesländern die Feldhasen-Dichten (Median 3,7 bis 5,9 Hasen/100 ha) am niedrigsten sind, während sie in den westlichen Bundesländern (Median 12,8 bis 35,1 Hasen/100 ha) wesentlich höhere Werte erreichen. Diese Unterschiede sind so deutlich, dass sich die Dichten in den östlichen, mit Ausnahme von Thüringen, signifikant von allen westlichen Bundesländern unterscheiden ( $p < 0,05$ , Einfaktorielle ANOVA). Die mittleren Dichten aus Berlin, Bremen, Hamburg, dem Saarland und Rheinland-Pfalz sind aufgrund der kleinen Stichproben mit Vorsicht zu interpretieren. Insbesondere in Rheinland-Pfalz wurden im Frühjahr 2003 nur in bekanntermaßen „guten“ Feldhasenrevieren gezählt, da hier eine Umstellung des Artenmonitorings stattgefunden hat und der Aufbau des Referenzgebietssystems für WILD erst 2003 begonnen werden konnte.

**Tab. 1: Statistische Angaben zu den Ergebnissen der Scheinwertfartaxation in den beteiligten Referenzgebieten im Frühjahr 2003**

Bundesland	Anzahl RG	Tax.fläche (ha)	Hasen/100 ha				
		Median	Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	33	237,0	14,5	17,6	16,0	1,8	72,2
Bayern	79	280,0	14,4	19,6	17,1	1,5	108,5
Berlin	1	306,0	5,9	5,9	0,0	5,9	5,9
Brandenburg	34	295,0	5,2	6,0	4,0	0,8	16,4
Bremen	3	200,0	18,2	20,8	11,9	10,4	33,7
Hamburg	5	182,9	12,8	15,2	5,9	9,8	23,9
Hessen	18	245,0	13,9	22,1	17,5	5,4	63,1
Mecklenburg-Vorpommern	51	304,5	3,7	5,4	6,2	1,8	41,4
Niedersachsen	57	250,0	17,0	18,1	9,8	1,8	45,2
Nordrhein-Westfalen	78	289,5	28,9	34,1	23,5	2,0	110,7
Rheinland-Pfalz	6	442,2	35,1	38,7	24,5	12,6	80,4
Saarland	6	219,0	16,6	19,2	13,8	4,7	44,2
Sachsen	35	310,5	3,7	4,8	3,9	0,5	19,4
Sachsen-Anhalt	39	314,0	4,6	5,7	3,1	1,5	13,7
Schleswig-Holstein	43	300,0	17,7	18,3	9,5	3,8	46,4
Thüringen	33	292,5	5,3	8,6	10,9	2,3	65,0
<b>Gesamt</b>	<b>521</b>	<b>279,3</b>	<b>10,8</b>	<b>16,6</b>	<b>17,0</b>	<b>0,5</b>	<b>110,7</b>



**Abb. 2: Populationsdichten des Feldhasen in den beteiligten Referenzgebieten der Bundesländer im Frühjahr 2003**

#### 4.1.3.2 Herbstbesatz 2003

Bei der Herbstzählung 2003 wurden erwartungsgemäß für ganz Deutschland höhere Dichten gegenüber dem Frühjahr festgestellt. Bundesweit lagen die Dichten im Median bei 12,9 Hasen/100 ha sowie im arithmetischen Mittel bei 21,0 Hasen/100 ha (Tab. 2 und Abb. 3). Nordrhein-Westfalen wies mit 38,2 Hasen/100 ha den höchsten, Berlin mit 2,9 Hasen/100 ha (aus nur zwei Referenzgebieten) den niedrigsten mittleren Besatz auf. Auch für den Herbst sind die oben beschriebenen Unterschiede zwischen den östlichen und westlichen Bundesländern signifikant ( $p < 0,05$ ). Die erfassten Hasenbesätze erreichen die enorme Spannweite von 0,1 Hasen/100 ha in Sachsen bis zu 170,8 Hasen/100 ha in Bayern.

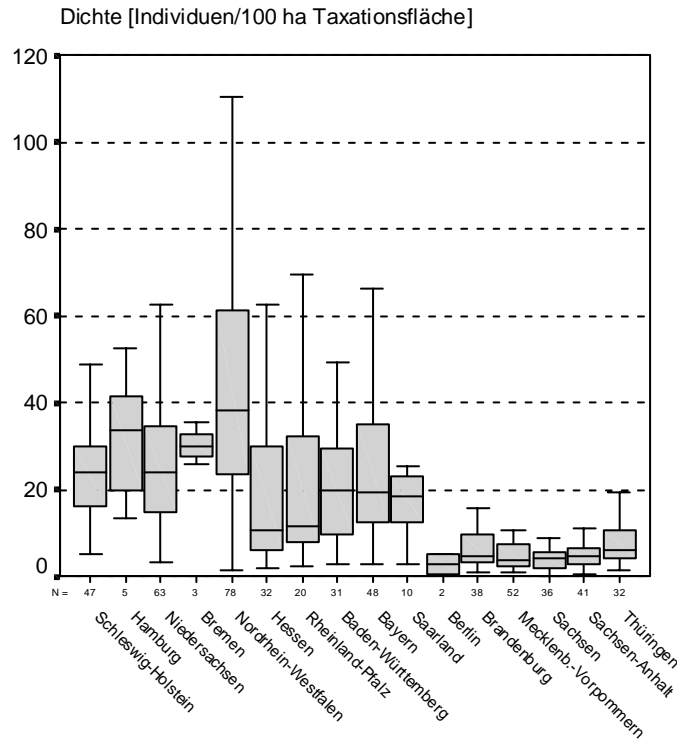
Im Frühjahr und Herbst 2003 konnten in allen Referenzgebieten Hasen bestätigt werden. In rund 46 %

(= 240) aller Referenzgebiete kamen im Frühjahr weniger als 10 Hasen auf 100 ha vor (Abb. 4 und Tab. 3). In 136 Referenzgebieten (26 %) lag der Besatz zwischen 10 und 20 sowie in 68 Referenzgebieten (13 %) zwischen 20 und 30 Hasen/100 ha. 5 % (26) der Referenzgebiete wiesen eine Dichte von mehr als 50 Hasen/100 ha auf. Die Häufigkeitsverteilung der Hasenbesätze in den Referenzgebieten im Herbst ist vergleichbar zu der im Frühjahr, wobei in den beiden höchsten Dichteklassen mit ca. 10 % etwa doppelt so viele Referenzgebiete vertreten waren wie im Frühjahr (Abb. 4 und Tab. 4). Durch den sommerlichen Besatzzuwachs sind mehr Referenzgebiete in den höheren, weit gefassten Dichteklassen > 30 -50 und > 50 Hasen/100 ha zu verzeichnen.

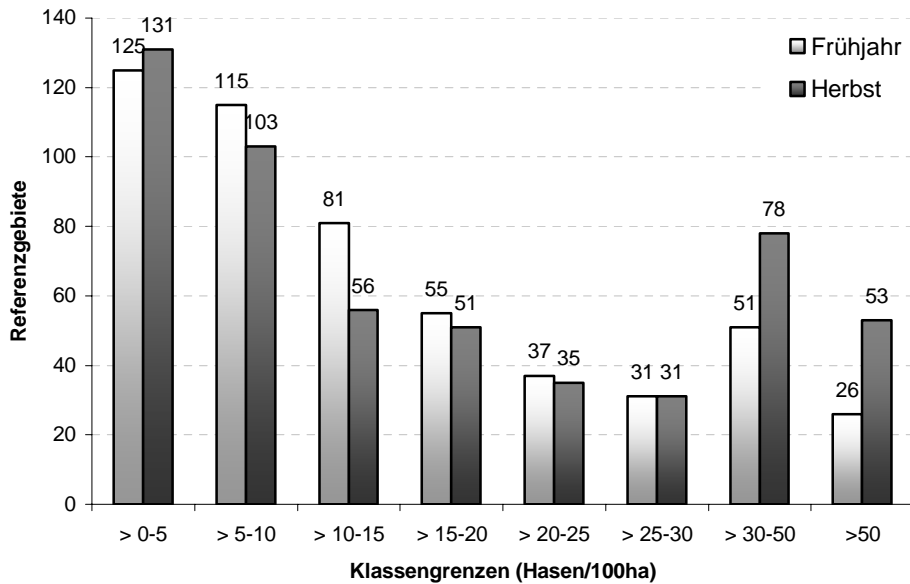
**Tab. 2: Statistische Angaben zu den Ergebnissen der Scheinwerfertextation in den beteiligten Referenzgebieten im Herbst 2003**

Bundesland	Anzahl RG	Tax.fläche (ha)	Hasen/100 ha				
		Median	Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	31	234,0	20,0	20,5	13,9	2,8	65,3
Bayern	48	300,0	19,4	28,4	27,2	2,8	170,8
Berlin	2	230,5	2,9	2,9	3,2	0,6	5,2
Brandenburg	38	306,5	4,5	6,5	4,8	1,1	22,5
Bremen	3	200,0	29,8	30,4	4,9	25,8	35,5
Hamburg	5	182,9	33,6	32,0	15,9	13,1	52,3
Hessen	32	289,0	10,5	18,4	18,5	1,9	74,4
Mecklenburg-Vorpommern	52	293,3	3,7	6,0	8,0	0,9	57,4
Niedersachsen	63	245,0	23,7	26,6	14,8	3,2	62,7
Nordrhein-Westfalen	78	281,5	38,2	46,9	33,6	1,5	157,8
Rheinland-Pfalz	20	243,6	11,3	25,4	28,8	2,4	111,1
Saarland	10	213,1	18,2	18,9	13,4	2,7	50,6
Sachsen	36	310,5	3,9	4,3	3,6	0,1	15,2
Sachsen-Anhalt	41	317,0	4,7	5,3	4,1	0,4	19,6
Schleswig-Holstein	47	300,0	23,9	25,9	16,3	5,2	78,8
Thüringen	32	288,8	6,0	8,5	7,0	1,4	34,0
<b>Gesamt</b>	<b>538</b>	<b>264,7</b>	<b>12,9</b>	<b>21,0</b>	<b>23,4</b>	<b>0,1</b>	<b>170,8</b>





**Abb. 3:** Populationsdichten des Feldhasen in den beteiligten Referenzgebieten der Bundesländer im Herbst 2003



**Abb. 4:** Häufigkeitsverteilung der Hasendichten in den beteiligten Referenzgebieten (RG) im Frühjahr (521 RG) und Herbst 2003 (538 RG) (nicht alle Referenzgebiete sind identisch)

**Tab. 3: Häufigkeitsverteilung der ermittelten Besatzdichten in den beteiligten Referenzgebiete im Frühjahr 2003**

Bundesland	Anzahl der Referenzgebiete							
	Hasen / 100 ha	> 0-5	> 5-10	> 10-15	> 15-20	> 20-25	> 25-30	> 30-50
Baden-Württemberg	5	9	3	6	3	3	2	2
Bayern	6	20	17	8	9	6	8	5
Berlin	0	1	0	0	0	0	0	0
Brandenburg	17	11	5	1	0	0	0	0
Bremen	0	0	1	1	0	0	1	0
Hamburg	0	1	2	1	1	0	0	0
Hessen	0	5	5	1	1	3	0	3
Mecklenburg-Vorpommern	35	12	2	0	1	0	1	0
Niedersachsen	3	8	15	11	7	7	6	0
Nordrhein-Westfalen	1	5	8	14	4	8	24	14
Rheinland-Pfalz	0	0	1	0	1	1	2	1
Saarland	1	0	2	0	2	0	1	0
Sachsen	23	8	3	1	0	0	0	0
Sachsen-Anhalt	20	15	4	0	0	0	0	0
Schleswig-Holstein	1	7	9	10	7	3	6	0
Thüringen	13	13	4	1	1	0	0	1
<b>Gesamt</b>	<b>125</b>	<b>115</b>	<b>81</b>	<b>55</b>	<b>37</b>	<b>31</b>	<b>51</b>	<b>26</b>

**Tab. 4: Häufigkeitsverteilung der ermittelten Besatzdichten in den beteiligten Referenzgebieten im Herbst 2003**

Bundesland	Anzahl der Referenzgebiete							
	Hasen / 100 ha	> 0-5	> 5-10	> 10-15	> 15-20	> 20-25	> 25-30	> 30-50
Baden-Württemberg	3	6	3	4	4	5	5	1
Bayern	2	9	5	8	4	2	12	6
Berlin	1	1	0	0	0	0	0	0
Brandenburg	21	8	7	1	1	0	0	0
Bremen	0	0	0	0	0	2	1	0
Hamburg	0	0	1	1	0	0	2	1
Hessen	7	8	5	2	1	1	5	3
Mecklenburg-Vorpommern	30	17	2	2	0	0	0	1
Niedersachsen	3	5	9	8	9	4	19	6
Nordrhein-Westfalen	1	4	5	7	5	5	24	27
Rheinland-Pfalz	2	6	3	1	2	1	2	3
Saarland	2	0	1	4	1	1	0	1
Sachsen	26	7	2	1	0	0	0	0
Sachsen-Anhalt	23	13	4	1	0	0	0	0
Schleswig-Holstein	0	6	5	8	7	10	7	4
Thüringen	10	13	4	3	1	0	1	0
<b>Gesamt</b>	<b>131</b>	<b>103</b>	<b>56</b>	<b>51</b>	<b>35</b>	<b>31</b>	<b>78</b>	<b>53</b>

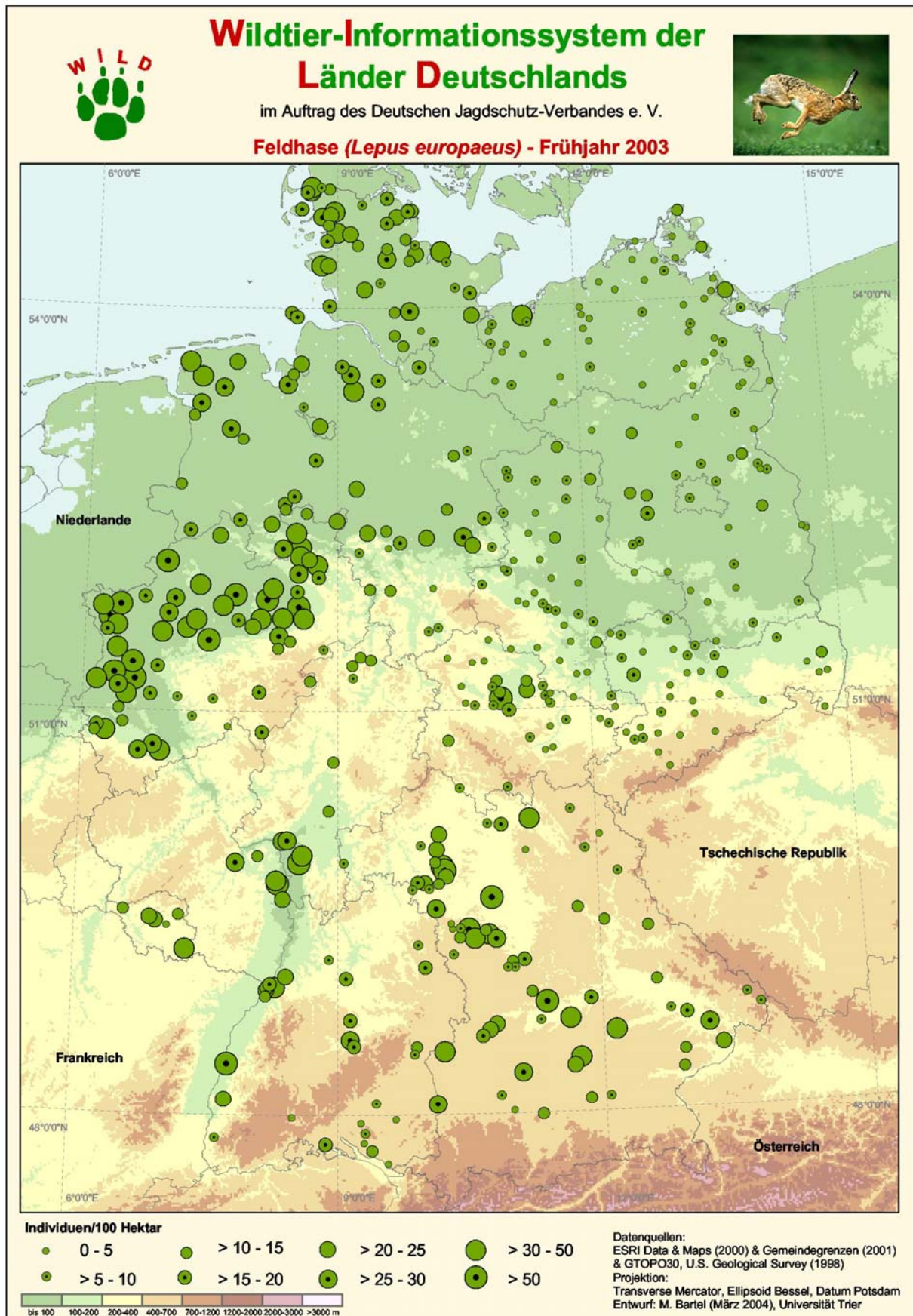
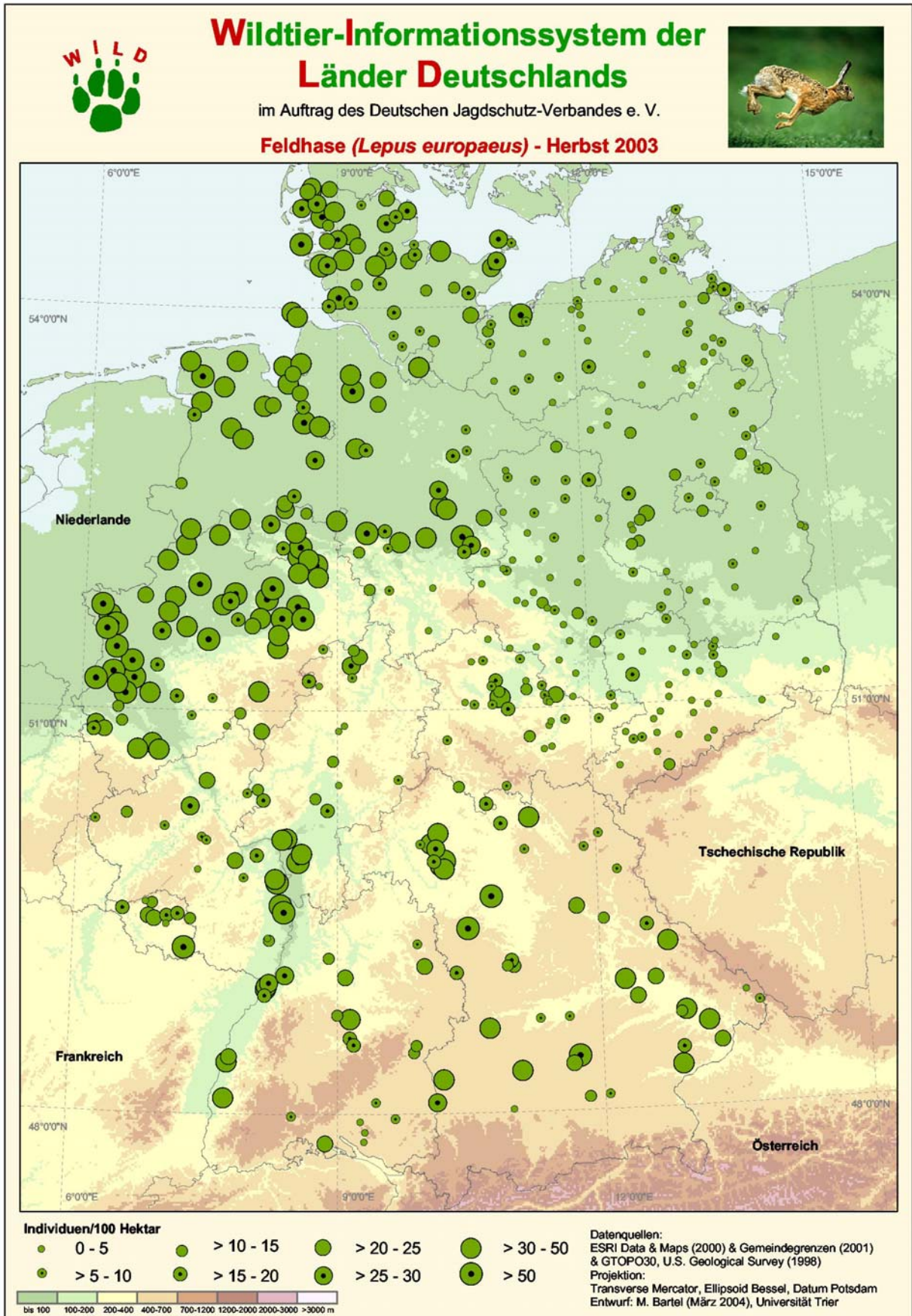


Abb. 5: Dichte des Feldhasen im Frühjahr 2003 in den beteiligten Referenzgebieten Deutschlands (Gemeindeebene)





**Abb. 6:** Dichte des Feldhasen im Herbst 2003 in den beteiligten Referenzgebieten Deutschlands (Gemeindeebene)

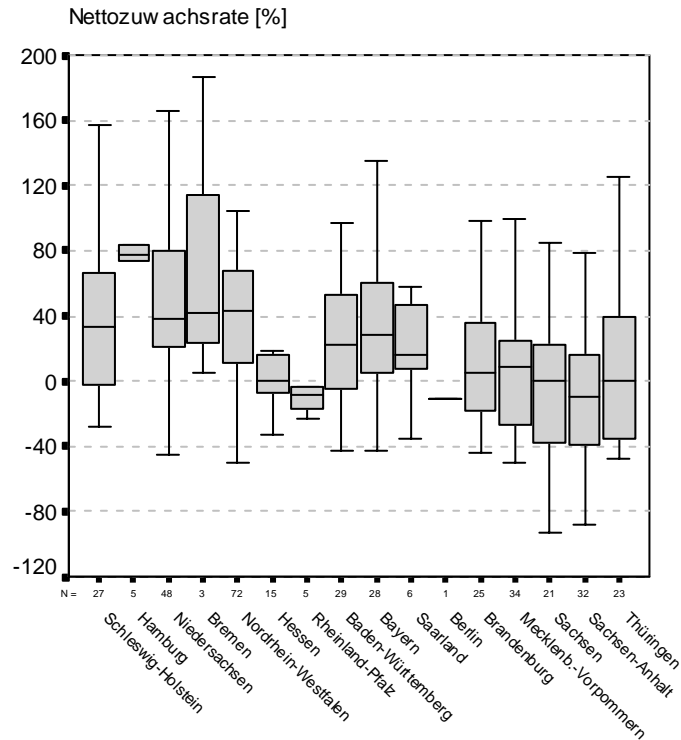
#### 4.1.3.3 Nettozuwachs

Die höchsten mittleren Nettozuwachsrate sind in den alten Bundesländern (z.B. Hamburg 77,8 %, Nordrhein-Westfalen 43,1 %) festzustellen. Dagegen lagen die mittleren Nettozuwachsrate in den östlichen Bundesländern sowie in Hessen (Rheinland-Pfalz mit zu kleiner Stichprobe) unter 10 % bzw. im negativen Bereich (Abb. 7 und Tab. 5). Neben maximalen Nettozuwachsrate in einzelnen Referenzgebieten von über 300 % sind in allen Bundesländern, mit Ausnahme von Bremen und Hamburg, die aufgrund der geringen Stichprobe nicht näher diskutiert werden, auch Referenzgebiete mit negativen Nettozuwachsrate zu konstatieren. Vor allem in den ostdeutschen Bundesländern ist der Anteil an Referenzgebieten, in denen im Frühjahr mehr Hasen gezählt wurden als im Herbst, besonders hoch.

Als Ursache für diese negativen Zuwächse sind insbesondere dann methodische Fehler anzunehmen, wenn im darauf folgenden Frühjahr wieder mehr Hasen gezählt werden. Ein unterschiedliches Raumnutzungsverhalten der Hasen kann zu fehlerhaften Ergebnissen führen. Vor allem in den östlichen Bundesländern sind die großen Feldschläge mit einem weitmaschigen Wegenetz nur zu geringen Anteilen einzusehen, so dass durch die Konzentration von Hasen (Rammelgruppen) und die dadurch bedingte ungleichmäßige Verteilung sowie eine erhöhte Aktivität im Frühjahr mehr Hasen zu beobachten sind als im Herbst. Zuwachsberechnungen für diese Länder sind von daher nur bedingt aussagekräftig. Andererseits können Krankheiten und Prädatoren den Nettozuwachs aufzehren und zu einer tatsächlichen Absenkung des Hasenbesatzes führen. Ein reduzierter Frühjahrsbesatz gegenüber dem Vorjahr weist in diesem Fall auf ein derartiges Populationsgeschehen hin.

**Tab. 5: Statistische Angaben zur Nettozuwachsrate (in %) der Feldhasenpopulation vom Frühjahr zum Herbst 2003 in den Bundesländern**

Bundesland	Anzahl RG	Nettozuwachsrate in % (NZW %) => 100 % = Frühjahrsbesatz 2003				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	29	21,7	34,8	71,4	-42,9	333,9
Bayern	28	28,6	33,4	38,0	-43,3	135,1
Berlin	1	-11,1	-11,1	0,0	-11,1	-11,1
Brandenburg	25	4,8	9,9	33,2	-44,4	98,3
Bremen	3	41,4	77,6	95,6	5,5	186,0
Hamburg	5	77,8	115,0	109,2	33,3	307,1
Hessen	15	0,4	23,1	80,2	-33,3	300,0
Mecklenburg-Vorpommern	34	8,7	14,9	56,9	-50,0	184,3
Niedersachsen	48	38,2	49,7	47,6	-45,5	165,4
Nordrhein-Westfalen	72	43,2	42,5	47,1	-50,4	238,2
Rheinland-Pfalz	5	-8,7	-3,1	24,0	-23,4	37,8
Saarland	6	15,7	18,2	32,7	-35,0	57,7
Sachsen	21	0,0	3,2	64,2	-92,9	190,2
Sachsen-Anhalt	32	-10,0	-9,2	44,2	-88,2	102,0
Schleswig-Holstein	27	33,7	38,9	46,1	-28,1	156,9
Thüringen	23	0,0	9,2	52,1	-47,6	125,0
<b>Gesamt</b>	<b>374</b>	<b>20,1</b>	<b>27,83</b>	<b>56,1</b>	<b>-92,9</b>	<b>333,9</b>



**Abb. 7:** Nettozuwachsrate (in %) des Feldhasen in den ausgewerteten Referenzgebieten vom Frühjahr zum Herbst 2003

#### 4.1.3.4 Diskussion

Die Verbreitungskarten (Abb. 5 und Abb. 6) veranschaulichen die geographischen Schwerpunkte des Hasenvorkommens in Deutschland. Sie liegen, sowohl im Frühjahr als auch im Herbst, in den Geest- und Marsch-Regionen Schleswig-Holsteins und Niedersachsens, in den Naturräumen Unteres Weserbergland, Niederrheinische/s Bucht und Tiefland, Westfälische Tieflandsbucht Nordrhein-Westfalens sowie im Rhein-Main-Tiefland, der Mainfränkischen Platten, dem Nördlichen Oberrhein-Tiefland und dem Fränkischen Keuper-Lias-Land in Hessen, Baden-Württemberg und Bayern.

Die für Deutschland dokumentierte, sehr große Spannweite der erfassten **Hasenbesätze** von 0,5 bis 110,7 Hasen/100 ha im Frühjahr sowie 0,1 bis 170,8 Hasen/100 ha im Herbst ist für Hasenpopulationen nicht ungewöhnlich und findet sich in der Literatur bestätigt.

PEGEL (1986) gibt beispielsweise Frühjahrsbesätze von 15 bis über 100 Hasen/100 ha für reine Feld- und Weinanbaugebiete in sieben westdeutschen Bundesländern an. Auch für Hessen sind aus Zählungen in den 1980er und 1990er Jahren Spannweiten von 4 bis 100 Hasen/100 ha dokumentiert (BECKER 1997).

Darüber hinaus treten neben großräumigen Unterschieden in den Dichten auch lokal starke Schwankungen auf. Für die Oberrheinebene stellte SPAETH (1989) kleinräumig Differenzen im Frühjahr zwischen 6 und 94 Hasen/100 ha fest. In Niedersachsen wurden selbst für relativ homogene naturräumliche Einheiten Dichten zwischen einigen wenigen und 40 Hasen/100 ha ermittelt, wobei hier die Ursachen für diese lokalen Besatzunterschiede nicht geklärt sind (STRAUß & POHLMAYER 2001).

Der Hase ist als Kulturfolger sehr anpassungsfähig und daher in der Lage, verschiedenste Lebensräu-

me wie Ackerbauflächen, Grünlandgebiete, Wälder, Salzmarschen, Moore und Almen zu besiedeln (HACKLÄNDER *et al.* 2001). Gerade diese zum Teil sehr vielfältigen Lebensräume erklären die großräumig sehr unterschiedlichen Siedlungsdichten von weniger als 1 Hasen/100 ha beispielsweise in Sachsen (siehe vorliegender Bericht) bis zu 339 Hasen/100 ha, wie es zumindest früher auf einer dänischen Insel von ABILDGARD *et al.* (1972) nachgewiesen wurde. Aber auch innerhalb eines Lebensraumtyps ergeben sich, offensichtlich in Abhängigkeit von Struktur und Qualität, ähnlich große Streuungen. In einer Übersicht von KRAPP (2003) werden die mittleren Frühjahrsdichten in geeigneten Habitaten des offenen Landes mit 20-30 Hasen/100 ha wiedergegeben. Unter optimalen Umweltbedingungen in den Offenlandbereichen der Niederungen sind Hasenbesätze von über 100 Tieren/100 ha keine Seltenheit. Dagegen sind niedrige Dichten von unter 1 Hasen/100 ha Offenlandfläche überwiegend in Mittelgebirgslagen mit großen Waldgebieten vorzufinden. Die Hasenbesätze in der Schweiz sind mit maximal 19 Hasen/100 ha auch im europäischen Vergleich sehr gering (PFISTER *et al.* 2002). In etwa der Hälfte der 218 Schweizer Zählgebiete waren die Hasendichten kleiner als 2,6 Hasen/100 ha. Als zentrale Einflussfaktoren für diese geringen Hasenbesätze führen die Schweizer Autoren neben den Frühjahrsniederschlägen und der Verkehrsdichte vor allem die Intensität der Landwirtschaft an. Darüber hinaus sind die begrenzten Acker- und Grünlandflächen in den Tal-Lagen für den an die offene Steppenlandschaft angepassten Feldhasen ein limitierender Faktor. Im Gegensatz dazu fand HOFFMANN (2003) für die schleswig-holsteinischen Hasenpopulationen keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen Landschaftsparametern und Besatzdichte, wohingegen für die Fuchsdichte ein deutlicher Einfluss auf die Hasenbesätze nachzuweisen ist. Auch in den niederösterreichischen Revieren, die in der Regel zu den hasenreichen Regionen zu zählen sind, fand HACKLÄNDER (2001) in Revieren mit geringen und hohen Hasen-

besätzen keine Unterschiede in der Habitatqualität, dem Gesundheitsstatus oder der Reproduktivität der Hasenpopulation.

Auffällig sind die in WILD ermittelten geringen Hasenbesätze in den ostdeutschen Bundesländern, obwohl die Landschaftstypen in Ost- und Westdeutschland teilweise vergleichbar sind. Diese deutlichen Dichteunterschiede zwischen den alten und neuen Bundesländern lassen sich nur im Zusammenhang mit den historischen Besatzentwicklungen richtig interpretieren. Aufgrund fehlender langfristiger und umfassender Zählraten sind hierbei die Besatzentwicklungen nur über die Jagdstrecken zu rekonstruieren und damit mit Vorsicht zu betrachten. Ausgehend von annähernd gleichen Streckendichten in beiden deutschen Staaten Anfang der 1960er Jahre von rund 3-6 erlegten Hasen/100 ha nahm die Jagdstrecke in den östlichen Bundesländern von Mitte der 1960er bis Anfang der 1980er Jahre kontinuierlich auf unter 0,5 erlegte Hasen/100 ha ab. Seitdem schwanken die Hasenstrecken auf diesem niedrigen Niveau. In den westdeutschen Bundesländern erreichten sie in den 1970er Jahren mit 5 - 6 erlegten Hasen/100 ha erst ihren Höhepunkt. Nach dem witterungsbedingten Zusammenbruch Ende der 1970er Jahre und einer anschließenden Erholungsphase war Ende der 1980er bis Mitte der 1990er Jahre wieder ein leichter Rückgang zu verzeichnen (DJV 2004, STRAUß & POHLMAYER 2001). Die Hasenstrecken in Westdeutschland sind mit durchschnittlich 2 Hasen/100 ha in etwa 10mal so hoch wie in Ostdeutschland. Die Gründe für diese unterschiedlichen Entwicklungen sind nicht endgültig geklärt. Zu vermuten ist, dass die divergierenden landwirtschaftlichen Strukturen und Bearbeitungsmethoden in den unterschiedlichen Landwirtschaftssystemen der Bundesrepublik Deutschland und der ehemaligen Deutschen Demokratischen Republik maßgeblich die Besatzentwicklungen bestimmten. Das Zusammenlegen kleinparzellierter Fluren zu großen Feldschlägen mit Flächengrößen von teilweise über 50 ha mit der Etablierung landwirtschaftlicher Produktionsgenossenschaften in der

DDR wirkten sich ungünstig auf die Lebensbedingungen für den Hasen aus (SPITTLER 2001). Dagegen wurden in Westdeutschland die Schlagflächen aufgrund der bäuerlichen Strukturen nicht in diesem Ausmaß zusammengelegt, so dass die mittlere Schlagflächengröße auch heute noch deutlich geringer ist als in Ostdeutschland. Nach der politischen Wende 1989 erlitten die Hasenbesätze in den Bördegebieten Sachsen-Anhalts und Thüringens einen weiteren gravierenden Rückgang, den AHRENS & KOTTWITZ (1997) auf den Verlust der Fruchtartenvielfalt als Folge der Anpassung an den EU-Agrarmarkt mit dem vorherrschenden Anbau von Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrübe zurückführen.

Andererseits ist die pauschale Aussage, dass die veränderte Landwirtschaft als alleiniger bzw. hauptverantwortlicher Faktor für die geringen Hasendichten und die lokal gravierenden Rückgänge des Feldhasen nicht zulässig. Viele der Referenzgebiete wie z.B. in Niedersachsen weisen trotz intensiv betriebenen Ackerbau hohe Hasendichten von bis zu 45 Hasen/100 ha auf. In Schleswig-Holstein bilden die deckungs- und strukturarmen intensiv genutzten Landwirtschaftsgebiete der Seemarschen die besten Hasenbiotope, in denen großflächig hohe Populationsdichten von bis zu über 100 Individuen je 100 ha erreicht werden können (HOFFMANN 2003). Ein monokausaler Zusammenhang zwischen Feldhasendichte und Intensität der Landwirtschaft konnte bei 40 Referenzgebieten statistisch nicht nachgewiesen werden (HOFFMANN 2003). Nach wie vor scheinen in Westdeutschland die hochproduktiven Böden mit intensivem Getreide- und Hackfruchtanbau hervorragende Hasengebiete zu sein. Da bislang nur aus wenigen Referenzgebieten Informationen über die Flächennutzung und die Habitatstruktur vorliegen, sind die Ursachen für die Unterschiede der Hasenbesätze nur ansatzweise zu interpretieren.

Zwischen dem Frühjahrsbesatz und dem **Nettozuwachs** (Hasen/100 ha) ist erwartungsgemäß ein signifikanter Zusammenhang nachzuweisen

( $r = 0,44$ ;  $p < 0,01$ ). In Gebieten mit guten Hasenbesätzen ist allein aufgrund der hohen Anzahl an Häsinen auch mit einer entsprechend hohen Reproduktion zu rechnen. Umso wichtiger ist auch in diesen Gebieten darauf zu achten, dass die Jagdstrecke nicht den sommerlichen Zuwachs übersteigt, wobei eine natürliche winterliche Verlustrate von durchschnittlich 10-30 % einzukalkulieren ist. In Schleswig-Holstein ergab die Analyse der Wintersterblichkeit aus 39 Referenzgebieten Gesamtverluste zwischen 10 und 50 %. Bei der Korrelation der jagdlichen Entnahmerate (% vom Herbstbesatz) und der sonstigen, nicht durch Jagd hervorgerufenen Sterblichkeit (%) ergab sich eine hochsignifikante, negative Beziehung (PEARSON,  $p < 0,0001$ ), so dass davon ausgegangen werden muss, dass die Jagd auf den Feldhasen eine deutliche kompensatorische Sterblichkeitskomponente enthält (HOFFMANN 2003).

Dagegen steht die Nettozuwachsrate (in %) in keinem signifikanten Zusammenhang mit der Besatzdichte im Frühjahr ( $r = 0,06$ ;  $p = 0,22$ ; Korrelation nach Pearson, 2seitig). Das bedeutet, dass Hasenpopulationen unabhängig von ihrer Besatzdichte hohe oder niedrige Populationszuwächse zum Herbst hin realisieren können.

Zuwachsraten von -19 % bis +250 % sind aus einer Reihe von Untersuchungen aus Deutschland beschrieben (PEGEL 1986, SPAETH 1989). Im Mittel liegt die Herbstdichte nach KRAPP (2003) jedoch nur um 50 % über der Frühjahrsdichte. Trotz der optimalen Witterungsbedingungen im Sommer 2003 erreichen nur wenige Bundesländer mittlere Nettozuwachsraten um 50 %.

Nach Untersuchungen aus Hessen und Nordrhein-Westfalen ist die Fortpflanzungsfähigkeit der Häsinen und Rammler durch z.B. Umweltgifte oder Agrochemikalien nicht eingeschränkt (BENSINGER *et al.* 2000, SPITTLER *et al.* 2000) und kann daher für die unterschiedlichen Zuwachsraten und Populationsdichten nicht ursächlich verantwortlich sein. Als wesentliche Einflussgröße für die Populationsentwicklung wird die Junghasenmortalität angesehen,



die durch Witterung, Prädation und Landwirtschaft bestimmt wird (BRESINSKI 1976, EIBERLE *et al.* 1982, HACKLÄNDER 2001, HOFFMANN 2003, NYENHUIS 1995). Da diese Faktoren in verschiedenen Regionen nicht einheitlich ausgeprägt sind, ist hierin ein Erklärungsansatz für unterschiedliche Dichten nicht nur zwischen, sondern auch kleinflächig innerhalb der Bundesländer zu finden.

Die Abhängigkeit der Nettozuwachsrate von den Witterungsverhältnissen, insbesondere von den Niederschlagsmengen im März/April sowie von den Temperaturen im Frühjahr und Sommer, belegt HOFFMANN (2003) in seinen Untersuchungen aus Schleswig-Holstein. Die Witterung beeinflusst im Wesentlichen das Krankheitsgeschehen in der Junghasenpopulation und nimmt somit Einfluss auf die Überlebensraten der Junghasen. Nasskalte Sommertage führen nämlich zu einem vermehrten Auftreten von Parasitosen, wie z.B. Kokzidiose und können hohe Mortalitätsraten verursachen (v. BRAUNSCHWEIG 1997).

Darüber hinaus scheint nach neueren Untersuchungen aus Schleswig-Holstein die Viruserkrankung EBHS (European Brown Hare Syndrom) erneut eine nicht zu unterschätzende Rolle in der lokalen Populationsentwicklung einzunehmen. Ein erster EBHS-Seuchenzug Mitte der 1980er bis Mitte der 1990er Jahre führte in vielen mitteleuropäischen Ländern vermehrt zu Todesfällen beim Hasen und deutlichen Besatzrückgängen (ESKENS 1997, FRÖLICH *et al.* 2003). Nach Abklingen dieser Epidemie scheinen in den letzten Jahren wieder vermehrt lokale Seuchenherde aufzutreten. Aus verschiedenen Regionen in Niedersachsen werden regelmäßig EBHS-Fälle gemeldet (mündl. v. KEYSERLINGK 2003), die zumindest für Niedersachsen mit den lokalen Besatzzusammenbrüchen in Verbindung gebracht werden müssen. In serologischen Untersuchungen wurden in 8-43 % der erlegten Hasen aus Schleswig-Holstein EBHS-Antikörper nachgewiesen (FRÖLICH *et al.* 2003). Daraus ist abzuleiten, dass ein Großteil des Hasenbesatzes mit dem Virus in Kontakt kam, wobei der über den Sommer an EBHS

verendete Anteil an Hasen unbekannt ist. Von dieser Erkrankung sind sowohl Althasen als auch Junghasen ab einem Alter von mindestens 3 Monaten betroffen, so dass durch einen Seuchenzug im Spätsommer und Herbst die Population maßgeblich reduziert werden kann. Untersuchungen am IWFO und dem IZW (Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin) sollen in den nächsten Jahren Hinweise auf die Verlustursachen der Junghasenpopulation durch Infektionskrankheiten, Prädatoren und landwirtschaftliche Bearbeitung erbringen.

Über den Sommer abnehmende Hasenbesätze sind, sofern keine massiven Habitatveränderungen stattfanden, ein deutliches Zeichen für witterungs- und damit auch krankheitsbedingte Einflussfaktoren, die zumeist nur über einen begrenzten Zeitraum wirken. Meist sind die Populationen in der Lage, diese Einschnitte nach kurzer Zeit wieder auszugleichen. Unter diesen Umständen ist daher unbedingt auf eine Bejagung zu verzichten, da ein Eingriff in den Frühjahrsbesatz zu befürchten ist und eine rasche Erholung der Besätze gefährdet wird.

Übereinstimmend wird der Rückgang des Niederwildes auf einen Faktorenkomplex zurückgeführt. Dabei ist die Prädation in eine enge wechselseitige Beziehung mit Lebensraum und Witterung zu stellen, die von MÜLLER (1996) zutreffend als „Bermuda-Dreieck des Niederwildes“ bezeichnet wird. Optimale Witterungsverhältnisse und Lebensraumbedingungen ermöglichen hohe Aufzuchtsraten und geringe Mortalitätsraten, so dass Verluste durch Beutegreifer kompensiert werden können. Jedoch sind unter den heutigen, vielfach suboptimalen Lebensraumbedingungen in unserer Kulturlandschaft und einer zusätzlich hohen Prädatordichte keine ausreichenden Aufzuchtsraten zu erzielen, um hohe Populationsdichten aufzubauen. Durch die Schaffung von Nahrungsressourcen und Deckungsstrukturen in Form von Brachflächen und Grünstreifen sowie durch Reduktion des Prädatordrucks kann den Wildtierarten des offenen Kulturlandes effektiv geholfen werden (RINGLER 2003, SOTHERTON *et al.*

2001, SPITTLER 2000, STRAUß & GEHLE 2003, TILLMANN *et al.* 2004).

Intensiv diskutiert wird seit Jahren die Prädation als wesentlicher Einflussfaktor auf die Niederwildbesätze (GUTHÖRL & KALCHREUTER 1995, HOFFMANN 2003, MÜLLER 1996, PANEK & KAMIENIARZ 1999, SPITTLER 1999, TAPPER *et al.* 1991). HACKLÄNDER *et al.* (2001) vermuten als Ursache für die Unterschiede der von ihnen beobachteten Hasendichten unterschiedliche Junghasemortalitätsraten. Des Weiteren verursacht der Fuchs in Wiesenbrüterpopulationen hohe Gelege- und Jungtierverluste, so dass die Reproduktionsrate bei einigen Bodenbrütern unter die Arterhaltungsgrenze sank (NABU 2003, LITZBARSKI 1998). Vor allem vor dem Hintergrund stark gestiegener Fuchsbesätze seit Mitte der 1980er Jahre sowie der Besatzzunahmen weiterer Beutegreifer wie z.B. Habicht und der Zuwanderung bzw. Arealausweitung zusätzlicher Prädatorarten wie Marderhund, Waschbär oder Kolkrabe wird der Prädationsdruck auf die Beutetierpopulationen erhöht.

Die in WILD anhand von über 500 Referenzgebieten nachgewiesene Unabhängigkeit der Nettozuwachsrate von der Besatzdichte belegt das nach wie vor hohe Reproduktionspotenzial der Hasenpopulationen. Daraus ist abzuleiten, dass einerseits Populationen mit geringen Dichten unter optimalen Umweltbedingungen einen hohen Zuwachs erzielen und damit eine Besatzerholung ermöglichen können. Andererseits können Populationen mit hohen Dichten vergleichsweise geringe Nettozuwachsrate aufweisen, wenn diese Populationen in ihren Lebensräumen an die Kapazitätsgrenzen stoßen und die Mortalitätsraten an Jung- und Altieren dadurch vergleichsweise stark ansteigen. Somit sollte in Jagdbezirken mit niedrigen Hasenbesätzen auch bei guten Nettozuwachsen auf eine Bejagung verzichtet werden, da die Gefahr einer negativen Auswirkung auf den Frühjahrsbesatz sehr hoch ist. In Gebieten mit guten Hasenbesätzen ist hingegen eine Bejagung unbedenklich, soweit bestimmte Regeln beachtet werden. In NRW hat man derartige Hinweise schon aufgestellt (MUNLV 2001).

### Vergleich der Hasenbesätze aus 2002 und 2003

Ein Vergleich der Populationsdaten aus 2002 und 2003 kann wegen der Anlaufphase des Projektes in 2002 und der noch nicht vollzähligen Etablierung aller Referenzgebiete nur unter Vorbehalt getroffen werden.

Vor dem Hintergrund, dass nicht ausschließlich identische Referenzgebiete betrachtet werden, ist für das Frühjahr in neun und für den Herbst in zehn Bundesländern eine leichte Zunahme von 2002 auf 2003 zu verzeichnen. Die Trendaussagen der seit Jahren laufenden länderspezifischen Wildtiererfassungsprogramme über stabile Hasenbesätze werden durch das WILD-Projekt bestätigt.

#### 4.1.3.5 Schlussbetrachtung

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Ergebnisse zu den Hasenbesätzen in WILD 2002 und 2003 im Rahmen früherer in Deutschland durchgeführter Erfassungen liegen. Die große Spanne der unterschiedlichen Besatzdichten und Nettozuwachsrate in den Referenzgebieten belegt die große Variabilität in der Dynamik der Hasenpopulationen in Abhängigkeit ihrer Umwelt, die allerdings ohne genauere Kenntnisse der Lebensraumsituation nur ansatzweise interpretiert werden kann. Trendaussagen sind aufgrund der bisher kurzen Laufzeit von WILD derzeit nur für die Länder möglich, in denen schon seit Jahren Wildtiererfassungen und Wildtierkataster (Baden-Württemberg, Brandenburg, Hessen, Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Thüringen) durchgeführt wurden. Danach kann von stabilen Hasenbesätzen auf unterschiedlichen Niveaus ausgegangen werden. Hohe Nettozuwachsrate, wie sie in vielen Jagdbezirken festzustellen sind, und die Unabhängigkeit dieser Nettozuwachsrate von der Besatzdichte belegen das nach wie vor hohe Reproduktionspotenzial des Hasen. Es ist daher davon auszugehen, dass sich reduzierte Hasenbesätze unter verbesserten Umweltbedin-

gungen (Witterung, Lebensraum, Prädation) wieder erholen können.

Pauschale Bejagungsempfehlungen sind aufgrund der unterschiedlichen Besatzdichten und der hohen Variabilität der Nettozuwachsrate in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen kaum vorzugeben. Vielmehr sind die Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Nutzung auf der Grundlage der Wildtierzählungen regionalspezifisch zu formulieren, die durch den Jäger auf lokaler Ebene nach Einschätzung seiner Wildtierbesätze eigenverantwortlich umzusetzen sind.

## 4.2 Rotfuchs, Dachs

Die im Frühjahr 2003 mit einheitlichen Methoden in den Jagdbezirken der Referenzgebiete durchgeführten Erfassungen ermöglichen zum ersten Mal bundesweite Aussagen zu den Besätzen von Rotfuchs und Dachs.

Bisher fanden Erhebungen zu Rotfuchs und Dachs lediglich in Einzelprojekten und in länderspezifischen Programmen mit unterschiedlicher Methodik statt.

### 4.2.1 Methode

Die Erfassung von **Rotfuchs** und **Dachs** erfolgt mit der Methode der **Bau- und Wurfbaukartierung**. Eine ausführliche Beschreibung der Methode ist im Projekthandbuch (DJV 2003a) dargestellt.

Grundlage für die Beurteilung der Fuchs- und Dachsbesätze ist die Ermittlung der Anzahl der Gehecke. Die Führung eines Baukatasters gilt dafür als eine wichtige Voraussetzung.

Bei der erstmaligen Erstellung des Baukatasters sind, wegen der besseren Sichtverhältnisse bevorzugt in der vegetationslosen Zeit (Winter/Frühjahr), zunächst die Baue von Fuchs und Dachs aufzusuchen, in einem Erfassungsformular zu charakterisieren und in eine Gebietskarte einzuzichnen. Dieses Baukataster wird im Laufe der Erfassungsjahre stets ergänzt und aktualisiert.

Durch mehrmalige, vorsichtige Kontrollen aller im Kataster eingetragenen Baue von April bis Juni werden die Baue ermittelt, welche als Wurfbaue für Fuchs und Dachs dienen. Zusätzlich sind selbstverständlich alle Gehecke im Erfassungsformular einzutragen, die festgestellt werden und keinem bereits im Baukataster vermerkten Bau zuzuordnen sind (z.B. einmalig genutzte Baue auf Feldflächen, in Strohballen, Holzstapeln usw.).

Da sich nicht alle Dachse an der Reproduktion beteiligen, werden auch diejenigen Baue erfasst, die im Erfassungsjahr keine Dachswurfbaue sind, aber trotzdem vom Dachs im Zeitraum April bis Juni genutzt werden.

Für die Berechnung der Besätze auf der Grundlage der Gehecke wird beim Fuchs ein Geschlechterverhältnis von 1,5 : 1 (Rüde : Fähe) angenommen. Das Produkt aus der Geheckezahl und dem Faktor 2,5 erlaubt Rückschlüsse auf die Populationsdichte und damit auf den Frühjahrsbesatz. Der Wert 2,5 schließt den Prozentsatz nichtträchtiger Fähen mit ein (STUBBE 1989a, WANDELER & LÜPS 1993).

Die Ermittlung der Populationsdichte des Daches basiert auf einem Geschlechterverhältnis von 1 : 1. Daher werden die festgestellten Gehecke mit dem Faktor 2,0 multipliziert. Das Ergebnis (Anzahl der Elterntiere) wird mit der ermittelten Anzahl der Baue, die im Frühjahr genutzt, aber keine Wurfbaue waren, addiert und daraus der Frühjahrsbesatz im Jagdbezirk abgeleitet (NOACK & GORETZKI 1999, STUBBE 1989b).

Bezugsfläche zur Berechnung von Dichten bei Fuchs und Dachs ist die Jagdbezirksfläche.

Die mit dieser Methode ermittelten Besätze von Rotfuchs und Dachs stellen lediglich den Mindest-Frühjahrsbesatz dar. Es ist davon auszugehen, dass nicht alle Gehecke im Jagdbezirk gefunden werden. So geben STIEBLING & SCHNEIDER (1999) trotz intensiver Baukartierung über mehrere Jahre eine Dunkelziffer an übersehenen Wurfbauen von 15 bis 26 % an und vermuten, dass der tatsächliche Anteil nicht gefundener Gehecke noch höher liegt. Neben Erdbauen nutzen Füchse zunehmend auch andere Unterschlupfmöglichkeiten zur Welpenaufzucht wie z.B. Stallungen, Stein- und Strohhaufen oder Entwässerungsrohre. Beim Dachs kommt hinzu, dass ein größerer Bau mehrere Generationen beherbergen kann. Bei der Berechnung des Besatzes wird jedoch, falls nicht anders bestätigt, von einem Geheck pro Bau und damit von zwei Elterntieren ausgegangen. Auch die noch nicht an der Reproduktion beteiligten Dachse werden mit dieser Methode unterschätzt, da lediglich ein Dachs pro festgestelltem, in der Zeit von April bis Juni genutztem Bau in die Berechnung der Mindest-Besätze eingeht.

Nach dem derzeitigen Kenntnisstand ist die Erfassung der Gehecke von Fuchs und Dachs für die Einschätzung der Besatzsituation und für vergleichende Analysen zwischen verschiedenen Regionen in Deutschland eine Methode, die mit vertretbarem Aufwand von den Jägern bzw. Bearbeitern in den Referenzgebieten durchgeführt werden kann.

## 4.2.2 Datenmaterial

Bundesweit waren die Angaben zur Geheckkartierung von Rotfuchs und Dachs im Frühjahr 2003 von 368 Jagdbezirken aus 12 Bundesländern auf einer Fläche von insgesamt 279.983 ha auswertbar. Eine Analyse der Flächengrößen der beteiligten Jagdbezirke ergab für Deutschland einen Median von 685 ha und ein arithmetisches Mittel von 761 ha (Tab.

6). Die Spannweite der erfassten Jagdbezirksfläche reicht von 100 bis 2.983 ha.

Aus den Städten Hamburg und Berlin liegen keine auswertbaren Angaben zur Geheckkartierung vor. Im Bundesland Hessen wurde die Erfassung der Arten Rotfuchs und Dachs noch nicht durchgeführt. In Rheinland-Pfalz werden erst ab 2004 Erfassungsdaten auswertbar sein.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass von Bremen nur Daten aus zwei und vom Saarland nur aus fünf Jagdbezirken für die Auswertung auf Bundeslandebene vorlagen.

## 4.2.3 Ergebnisse

### 4.2.3.1 Rotfuchs

Die ermittelte **Geheckdichte** des Rotfuchses beträgt im Median aller beteiligten Jagdbezirke der 12 ausgewerteten Bundesländer Deutschlands 0,32 und im arithmetischen Mittel  $0,43 \pm 0,43$  Gehecke/100 ha (Tab. 7 und Abb. 8).

Tests auf Mittelwertunterschiede mit Hilfe der Einfaktorischen ANOVA ergaben nur einen signifikanten Unterschied zwischen Schleswig-Holstein und den Bundesländern Baden-Württemberg und Saarland ( $p < 0,05$ ).

Die Klassifizierung der Geheckdichten für die insgesamt 368 ausgewerteten Jagdbezirke Deutschlands zeigt, dass in 16,0 % der Jagdbezirke keine Fuchsgehecke im Jahr 2003 festgestellt wurden (Abb. 9).

Weiterhin ergab sich folgende prozentuale Verteilung:

> 0,0 - 0,5 Gehecke/100 ha	54,4 %
> 0,5 - 1,0 Gehecke/100 ha	21,5 %
> 1,0 - 1,5 Gehecke/100 ha	3,8 %
> 1,5 - 2,0 Gehecke/100 ha	3,0 %
> 2,0 Gehecke/100 ha	0,8 %

**Tab. 6: Anzahl der Jagdbezirke mit auswertbarer Geheckkartierung von Rotfuchs und Dachs im Frühjahr 2003 und Bezugsflächen mit statistischen Angaben**

Bundesland	Anzahl JB	Jagdbezirksfläche (ha)					
		Summe	Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	35	22.904	586	654	361	121	1.694
Bayern	34	18.013	446	530	270	120	1.192
Brandenburg	39	34.088	760	874	483	297	2.600
Bremen	2	1.306	653	653	41	624	682
Mecklenburg-Vorpommern	27	21.984	652	814	515	100	2.300
Niedersachsen	39	35.535	823	911	467	260	2.983
Nordrhein-Westfalen	72	36.032	490	500	205	100	1.030
Saarland	5	3.219	558	644	279	323	948
Sachsen	27	22.120	777	819	501	253	2.257
Sachsen-Anhalt	23	22.642	787	984	656	250	2.660
Schleswig-Holstein	34	33.985	1.000	1.000	242	260	1.880
Thüringen	31	28.155	768	908	512	253	2.251
<b>Gesamt</b>	<b>368</b>	<b>279.983</b>	<b>685</b>	<b>761</b>	<b>444</b>	<b>100</b>	<b>2.983</b>

**Tab. 7: Statistische Angaben zu den Geheckdichten beim Rotfuchs 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands**

Bundesland	Anzahl JB	Gehecke/100 ha				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	35	0,43	0,63	0,63	0,00	2,48
Bayern	34	0,25	0,37	0,39	0,00	1,37
Brandenburg	39	0,39	0,37	0,21	0,00	0,92
Bremen	2	0,47	0,47	0,25	0,29	0,64
Mecklenburg-Vorpommern	27	0,31	0,48	0,56	0,00	2,59
Niedersachsen	39	0,24	0,32	0,33	0,00	1,54
Nordrhein-Westfalen	72	0,40	0,52	0,54	0,00	2,33
Saarland	5	0,63	0,66	0,12	0,54	0,87
Sachsen	27	0,39	0,48	0,36	0,00	1,33
Sachsen-Anhalt	23	0,39	0,46	0,25	0,15	1,10
Schleswig-Holstein	34	0,10	0,14	0,17	0,00	0,74
Thüringen	31	0,31	0,41	0,32	0,00	1,22
<b>Gesamt</b>	<b>368</b>	<b>0,32</b>	<b>0,43</b>	<b>0,43</b>	<b>0,00</b>	<b>2,59</b>

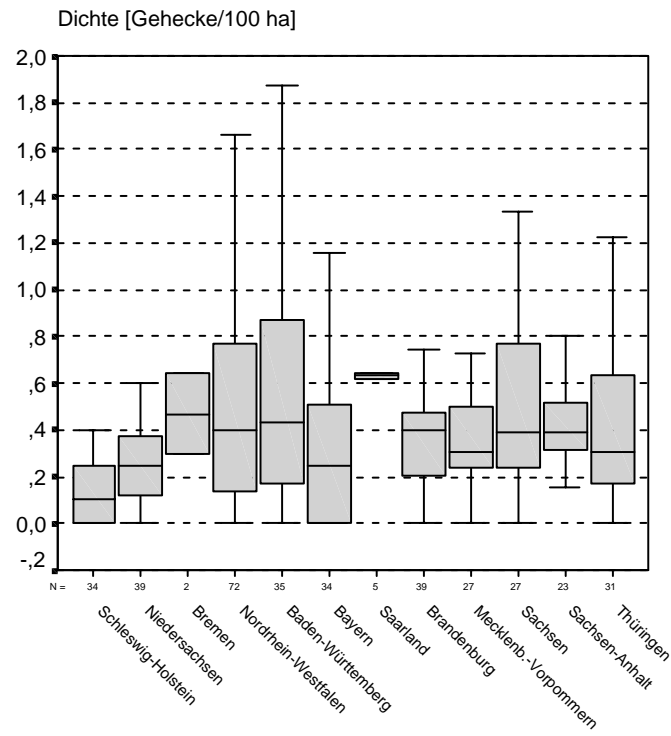


Abb. 8: Geheckdichten des Rotfuchses 2003 in den Bundesländern

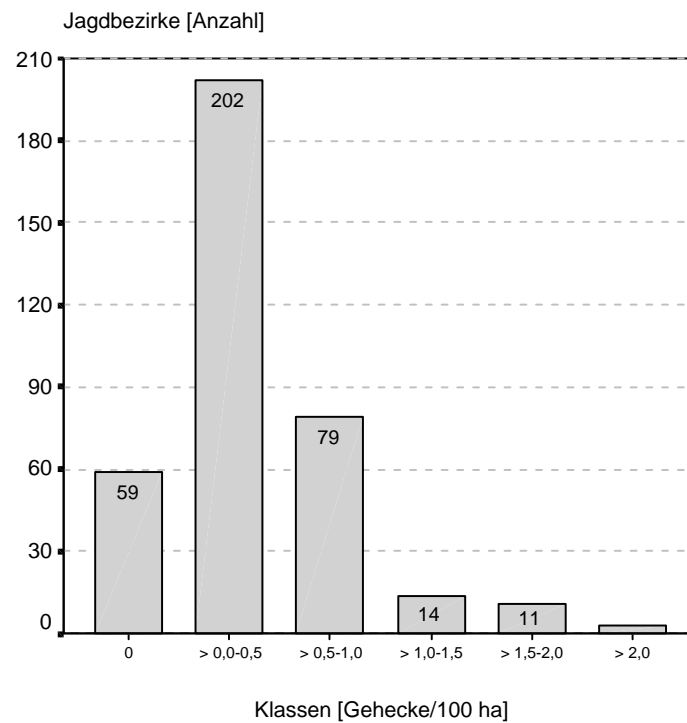


Abb. 9: Häufigkeitsverteilung der Geheckdichten des Rotfuchses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken

In der Karte (Abb. 10) sind die Ergebnisse der Geheckkartierung auf Gemeindeebene für Deutschland dargestellt. Die Dichtewerte wurden sechs Klassen zugeordnet.

Die Ermittlung der Anzahl der Gehecke im Jagdbezirk ist die Voraussetzung für die Angabe eines **Mindest-Frühjahrsbesatzes** des Fuchses. Entsprechend der im Kapitel 4.2.1 beschriebenen Berechnungsgrundlage lässt sich ein Frühjahrsbesatz von 0,8 (Median) bzw. 1,1 Füchsen/100 ha Jagdbezirksfläche (arith. Mittel) für die beteiligten Jagdbezirke angeben. In Tab. 8 werden die berechneten Mittelwerte für die einzelnen Bundesländer dargestellt. Die erste bundesweite Erhebung zur Besatzsituation des Rotfuchses zeigt damit, dass in

Deutschland insgesamt von hohen Fuchsbesätzen ausgegangen werden muss.

Nach dem derzeitigen Kenntnisstand ist unter den gegenwärtigen Umweltbedingungen mit einer durchschnittlichen Welpenzahl von 4-6 Welpen sowie 1,2-1,5 Rüden und 1 Fähe je Wurf zu rechnen (GORETZKI 1998, LABHARDT 1996, MACDONALD 1993, STIEBLING & SCHNEIDER 1999). Das heißt, die Fuchspopulation besteht im Sommer etwa zu einem Drittel aus Altfüchsen und zu zwei Dritteln aus Jungfüchsen. Auf der Grundlage des ermittelten Frühjahrsbesatzes und unter Berücksichtigung einer durchschnittlichen Welpenzahl von 5 Welpen/Wurf lässt sich der mögliche **Mindest-Sommerbesatz** errechnen (Tab. 8).

**Tab. 8: Berechnete Mindest-Frühjahrs- und mögliche Sommerbesätze des Rotfuchses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands**

Bundesland	Anzahl JB	Füchse/100 ha			
		Mindest-Frühjahrsbesatz		Mindest-Sommerbesatz	
		Median	arith. Mittel	Median	arith. Mittel
Baden-Württemberg	35	1,09	1,57	3,26	4,72
Bayern	34	0,62	0,92	1,87	2,76
Brandenburg	39	0,99	0,94	2,96	2,81
Bremen	2	1,17	1,17	3,50	3,50
Mecklenburg-Vorpommern	27	0,77	1,20	2,30	3,59
Niedersachsen	39	0,61	0,81	1,82	2,42
Nordrhein-Westfalen	72	0,99	1,31	2,97	3,94
Saarland	5	1,58	1,65	4,75	4,95
Sachsen	27	0,98	1,20	2,95	3,61
Sachsen-Anhalt	23	0,98	1,15	2,94	3,44
Schleswig-Holstein	34	0,25	0,36	0,75	1,08
Thüringen	31	0,77	1,03	2,32	3,09
<b>Gesamt</b>	<b>368</b>	<b>0,81</b>	<b>1,07</b>	<b>2,42</b>	<b>3,22</b>

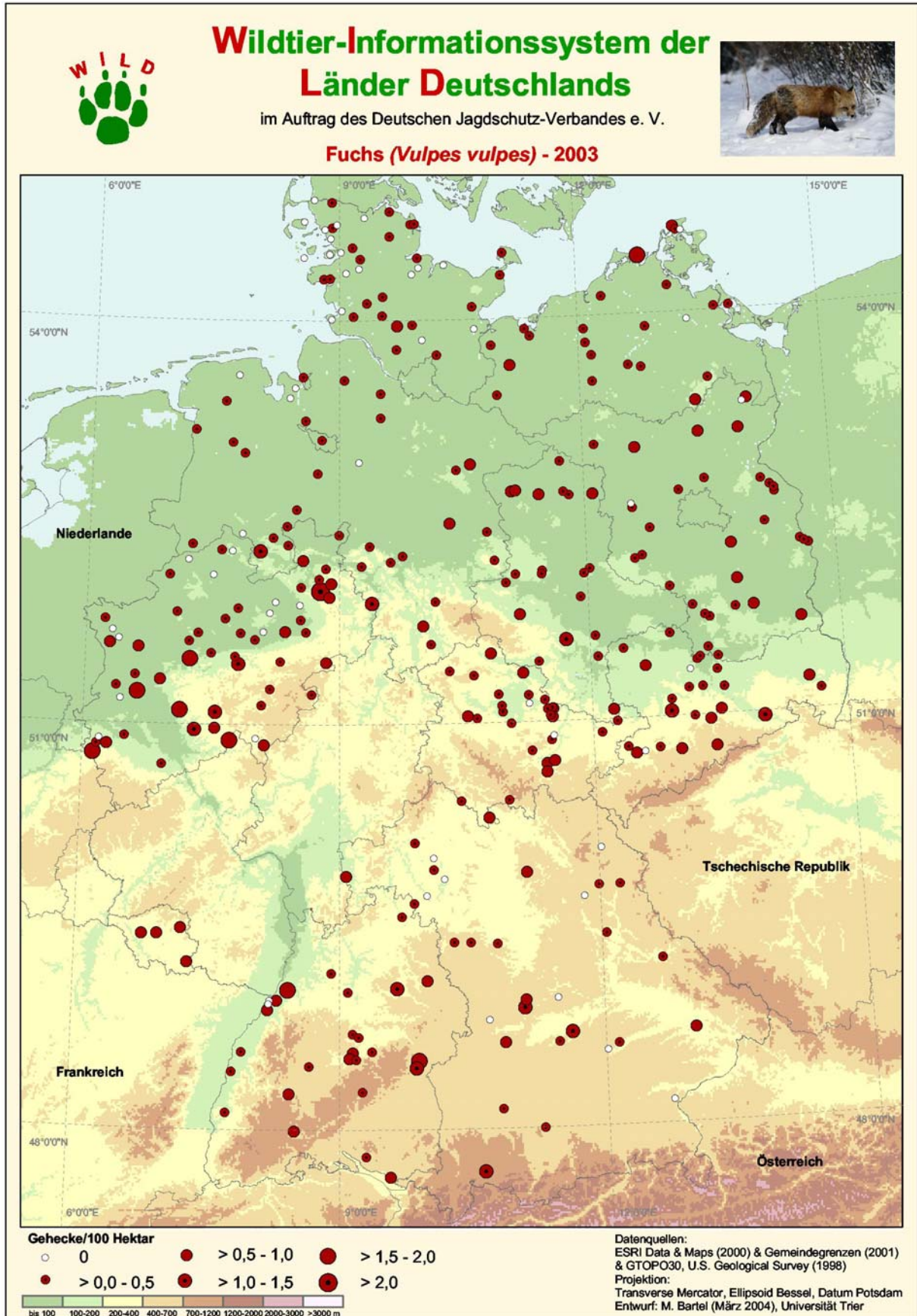


Abb. 10: Geheckdichten des Rotfuchses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands (Gemeindeebene)



Für die beteiligten Jagdbezirke würde dieser im Median 2,4 und im arithmetischen Mittel 3,2 Füchse/100 ha betragen. In Abhängigkeit der lokalen Gegebenheiten und dem jeweiligen Nahrungsangebot kann es gerade in der Zeit der Jungenaufzucht zu einem extrem hohen Einfluss auf bestimmte Beutetiere kommen. Die Jungfuchsreduzierung hat unter diesem Gesichtspunkt bei den gegenwärtigen Fuchsbesätzen einen besonderen Stellenwert. Mit der Bejagung von Jungfüchsen können hohe Sommerfuchsdichten abgebaut und der Beutegreiferdruck vermindert werden.

Literaturrecherchen zu aktuellen Arbeiten über Populationsdichtebestimmungen beim Rotfuchs zeigen, dass nur in wenigen Fällen ein Vergleich der Untersuchungsergebnisse möglich ist. Ursachen sind vor allem unterschiedliche Methoden der Dichtebestimmung, fehlende Angaben zum Untersuchungszeitraum sowie Dichteangaben von weit auseinander liegenden Erfassungszeiträumen. Populationstrends können kaum verfolgt werden, da die Ergebnisse meist nur Momentaufnahmen von wenigen Jahren darstellen (STIEBLING 1997).

Nachfolgend werden die Ergebnisse einiger Untersuchungen zu Populationsdichten des Fuchses in ausgewählten Gebieten Deutschlands vorgestellt. Die Dichtebestimmung erfolgte in diesen Untersuchungen mit der Methode der Wurfbauerfassung in den 90er Jahren. Vos (1993) stellte im Landkreis Garmisch-Partenkirchen (Bayern) nach der Tollwutimmunisierung einen Anstieg der Fuchsdichte von 0,63 auf 0,87 Füchse/100 ha im Zeitraum 1988-92 fest. Im nördlichen Teil des Landkreises mit einem geringen Waldanteil wurden bereits 1,77 Füchse/100 ha erfasst. Während HARTLEB (1995) im Gebiet der Belziger Landschaftswiesen (Brandenburg) nach dreijähriger Geheckkartierung 1993 und 1994 eine Populationsdichte von 1,6 und 1,8 Füchsen/100 ha berechnete, wurde im vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Nordosten des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin (Brandenburg) im Jahr 1998 eine Mindestdichte von 0,84 Füchsen/100 ha ermittelt (STIEBLING & SCHNEIDER 1999).

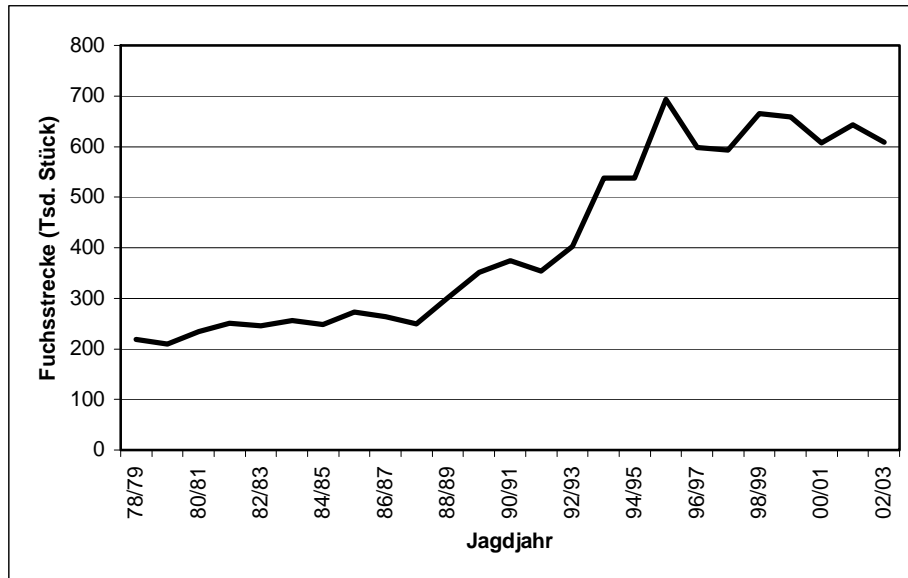
Die parallel zur oralen Tollwutimmunisierung durchgeführten und noch andauernden Untersuchungen zur Populationsdynamik des Fuchses auf der Insel Rügen (Mecklenburg-Vorpommern) zeigten nach dem Beginn der oralen Immunisierung einen Anstieg der Populationsdichte von 1,3 (1988) auf 3,8 Füchse/100 ha im Jahr 1991 (GORETZKI *et al.* 1997).

Über weite Teile Europas stehen als einzige Indikatoren für die Populationsdichte des Fuchses nur regionale und nationale Jagdstreckenstatistiken zur Verfügung (STIEBLING 1997). Der Fuchsbesatz wird dann als Hunting Indicator of Population Density (HIPD) angegeben, der die Anzahl der erlegten Füchse pro 100 ha und Jahr ausdrückt (BÖGEL *et al.* 1974). Die Streckenangaben entsprechen in diesem Fall dem Frühjahrsbesatz, wenn sie über längere Zeiträume bei unverändertem Jagddruck gleich bleiben (GORETZKI & PAUSTIAN 1982).

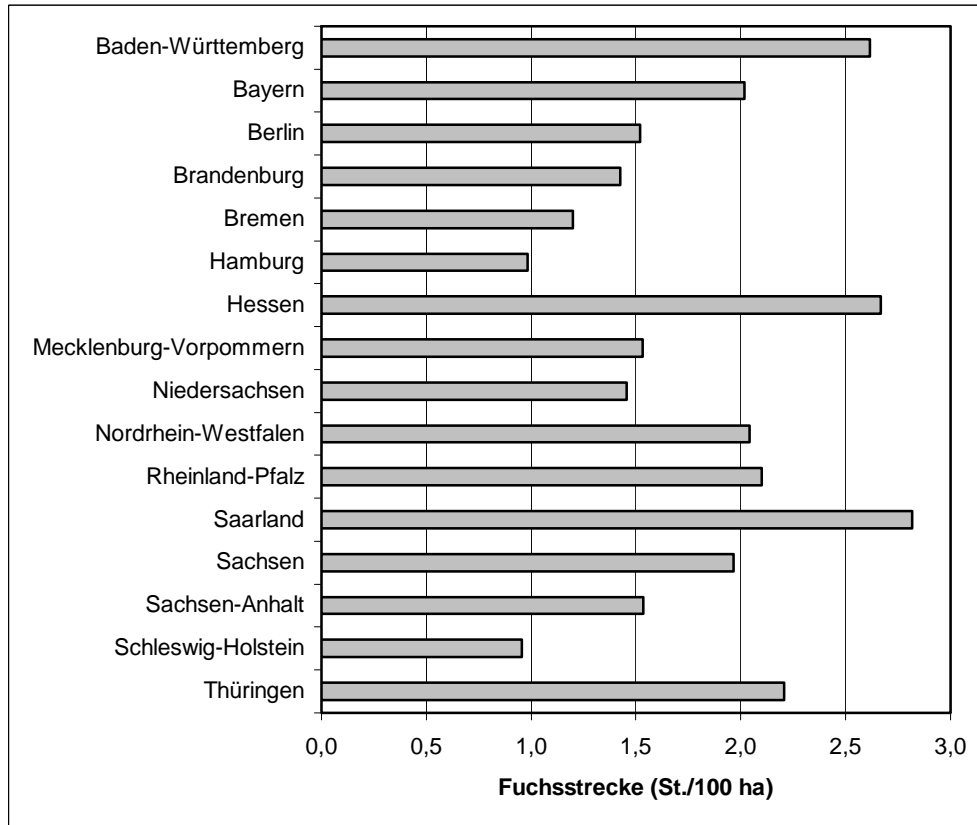
Hohe Jagdstrecken deuten also in der Regel auch auf hohe Besätze hin. Abb. 11 zeigt für den Zeitraum 1978/79 bis 2002/03 die Entwicklung der Fuchsstrecke in Deutschland (DATENSPEICHER JAGD EBERSWALDE, DJV 2004). Bis zum Jagdjahr 1987/88 blieb die Strecke mit durchschnittlich 245.000 Füchsen relativ konstant. Danach kam es zu einem drastischen Anstieg, der 1995/96 mit fast 693.000 Füchsen seinen bisherigen höchsten Streckenwert erreichte. Seit 1995/96 werden in Deutschland durchschnittlich 633.000 Füchse pro Jahr gestreckt, das sind bezogen auf die Jagdfläche Deutschlands 1,8 bis 2,1 Füchse/100 ha im betrachteten Zeitraum 1995/96 bis 2002/03.

Interessant ist auch ein Vergleich der Strecken zwischen den einzelnen Bundesländern. Sie reichen im Jagdjahr 2002/03 von 0,96 Füchsen/100 ha in Schleswig-Holstein – hier wurden auch bei der Geheckkartierung in den beteiligten Jagdbezirken des WILD-Projektes die niedrigsten Mindestbesätze ermittelt – bis zu 2,82 Füchsen/100 ha Jagdfläche im Saarland (Abb. 12). Über 2 Füchse/100 ha wurden weiterhin in den Bundesländern Hessen, Baden-Württemberg, Thüringen, Rheinland-Pfalz, Nord-

rhein-Westfalen und Bayern gestreckt. Deutschlandweit betrug die Fuchsstrecke im Jagdjahr 2002/03 1,91 Stück/100 ha.



**Abb. 11: Entwicklung der Fuchsstrecke in Deutschland von 1978/79 bis 2002/03 (DATENSPEICHER JAGD EBERSWALDE, DJV 2004)**



**Abb. 12: Vergleich der Fuchsstrecke (einschließlich Fallwild) im Jagdjahr 2002/03 in den Bundesländern (DJV 2004)**

### 4.2.3.2 Dachs

In den 368 beteiligten Jagdbezirken der Referenzgebiete wurden im Frühjahr 2003 **Geheckdichten** von 0,10 (Median) bzw.  $0,17 \pm 0,24$  Gehecken/100 ha (arith. Mittelwert) ermittelt (Tab. 9). Bereits aus Abb. 14 ist ersichtlich, dass zwischen den Bundesländern keine wesentlichen Unterschiede in den Geheckdichten feststellbar sind. Dies wurde dann auch durch statistische Tests auf Mittelwertunterschiede (Einfaktorielle ANOVA) bestätigt.

Die Ergebnisse der Geheckkartierung sind in der Deutschlandkarte (Abb. 13) auf Gemeindeebene dargestellt.

In 164 Jagdbezirken (44,6 %) wurden 2003 keine Gehecke festgestellt (Abb. 15). Die Klassifizierung der Geheckdichten ergab weiterhin folgende prozentuale Verteilung:

> 0,0 - 0,5 Gehecke/100 ha	46,7 %
> 0,5 - 1,0 Gehecke/100 ha	7,6 %
> 1,0 - 1,5 Gehecke/100 ha	1,1 %

**Tab. 9: Statistische Angaben zu den Geheckdichten beim Dachs 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands**

Bundesland	Anzahl JB	Gehecke/100 ha				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	35	0,27	0,28	0,29	0	1,22
Bayern	34	0,20	0,27	0,29	0	1,07
Brandenburg	39	0,11	0,12	0,15	0	0,71
Bremen	2	0,08	0,08	0,11	0	0,16
Mecklenburg-Vorpommern	27	0,08	0,16	0,21	0	0,86
Niedersachsen	39	0,06	0,12	0,17	0	0,63
Nordrhein-Westfalen	72	0,00	0,13	0,27	0	1,48
Saarland	5	0,18	0,23	0,24	0	0,63
Sachsen	27	0,13	0,20	0,26	0	1,11
Sachsen-Anhalt	23	0,10	0,16	0,19	0	0,67
Schleswig-Holstein	34	0,00	0,10	0,16	0	0,77
Thüringen	31	0,16	0,24	0,23	0	0,79
<b>Gesamt</b>	<b>368</b>	<b>0,10</b>	<b>0,17</b>	<b>0,24</b>	<b>0</b>	<b>1,48</b>

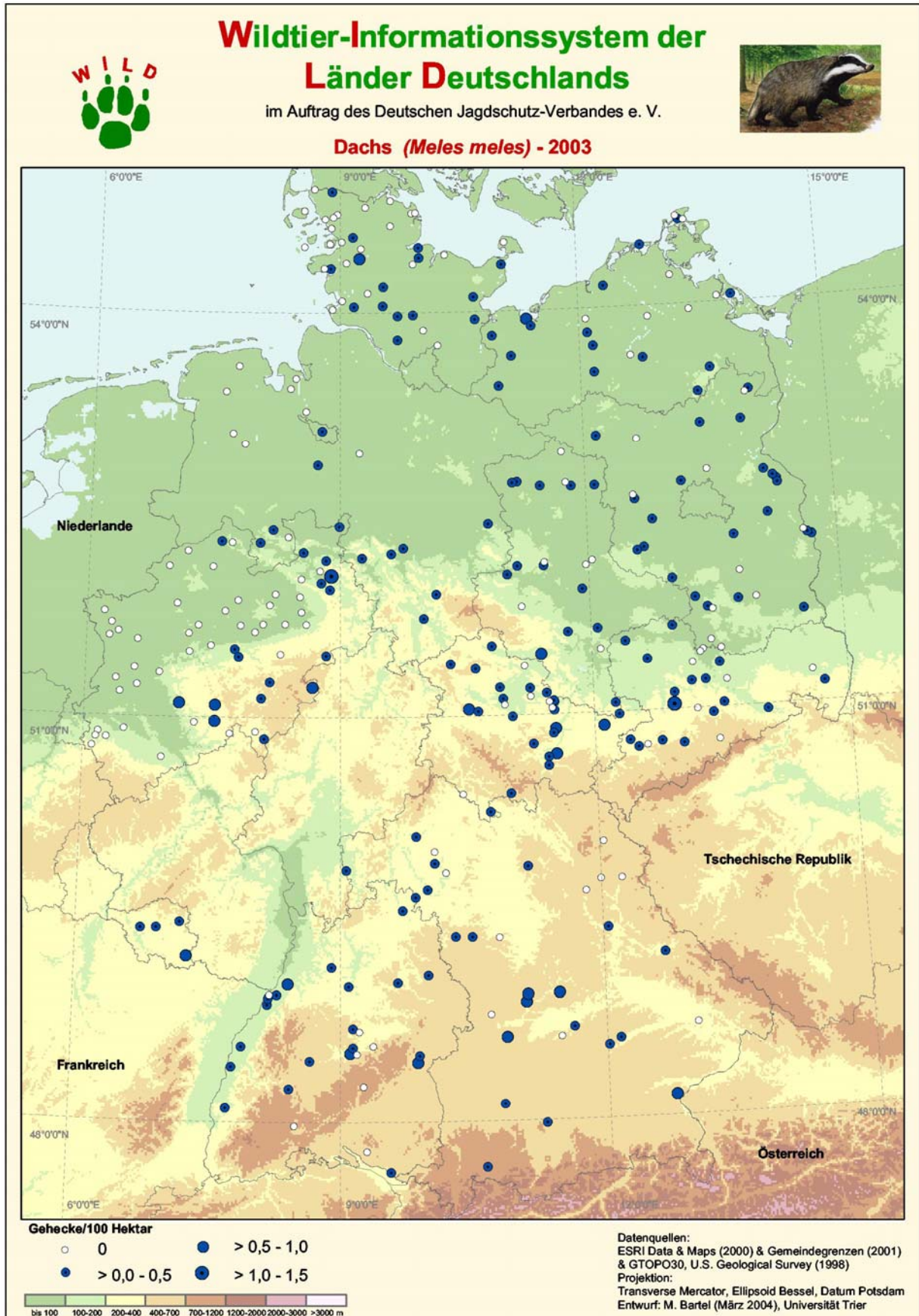


Abb. 13: Geheckdichten des Dachses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands (Gemeindeebene)

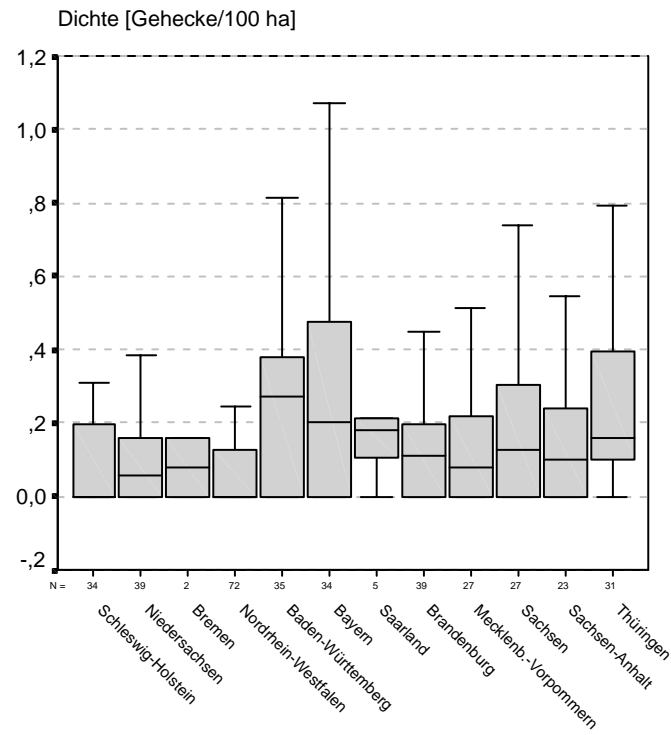


Abb. 14: Geheckdichten des Dachses 2003 in den Bundesländern

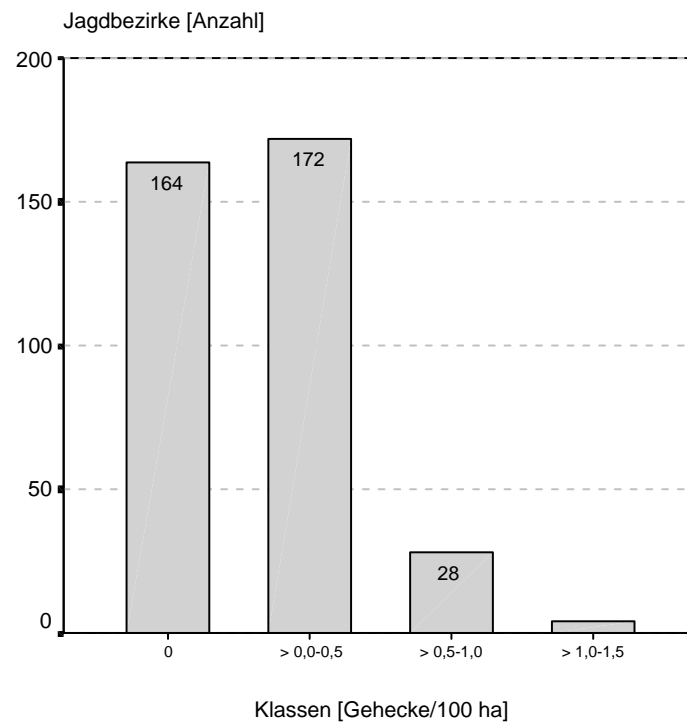


Abb. 15: Häufigkeitsverteilung der Geheckdichten des Dachses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken

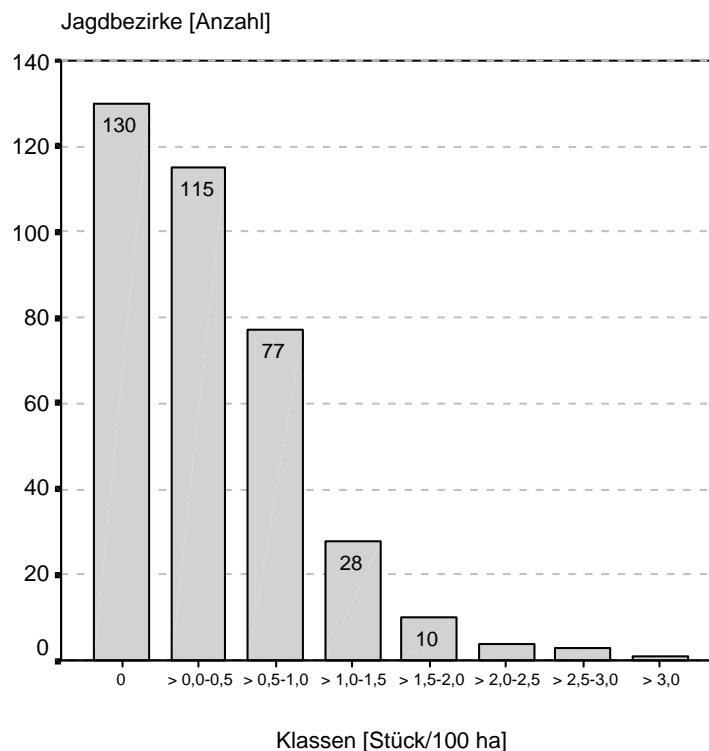
Der **Mindest-Frühjahrsbesatz** kann auf Grundlage des im Kap. 4.2.1 beschriebenen Berechnungsmodus für die beteiligten Jagdbezirke mit 0,29 (Median) bzw. 0,45 Dachsen/100 ha (arith. Mittel) angegeben werden (Tab. 10).

Eine Analyse der Häufigkeitsverteilung der berechneten Mindest-Frühjahrsbesätze ergab, dass in 130 Jagdbezirken (35,3 %) weder Gehecke noch vom Dachse genutzte Baue in der Zeit von April bis Juni 2003 bestätigt werden konnten (Abb. 16). In 34 Jagdbezirken wurden zwar Dachse von April bis Juni beobachtet, jedoch keine Gehecke festgestellt. Der Anteil an Jagdbezirken, in denen der Dachse möglicherweise ganzjährig gar nicht vorkommt,

kann aus dem derzeit vorliegenden Datenmaterial nicht abgeleitet werden. Zukünftig soll im Erfassungsfeld zur Bau- und Wurfbaukartierung dahingehend eine Abfrage eingebunden werden.

Ähnlich wie beim Rotfuchs lässt sich auch für den Dachse der **Mindest-Sommerbesatz** angeben. Dieser kann aus dem Frühjahrsbesatz und einer angenommenen Reproduktionsrate von 2 Welpen/Wurf berechnet werden (LÜPS & WANDELER 1993, NOACK & GORETZKI 1999).

Für die beteiligten Jagdbezirke würden sich demnach Mindest-Sommerbesätze von 0,46 (Median) bzw. 0,79 Dachsen/100 ha (arith. Mittelwert) ergeben (Tab. 10).



**Abb. 16:** Häufigkeitsverteilung der Mindest-Frühjahrsbesätze des Dachses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken

**Tab. 10: Berechnete Mindest-Frühjahrs- und mögliche Sommerbesätze des Dachses 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands**

Bundesland	Anzahl JB	Dachse/100 ha			
		Mindest-Frühjahrsbesatz		Mindest-Sommerbesatz	
		Median	arith. Mittel	Median	arith. Mittel
Baden-Württemberg	35	0,54	0,71	1,09	1,28
Bayern	34	0,45	0,63	0,91	1,17
Brandenburg	39	0,24	0,33	0,48	0,57
Bremen	2	0,24	0,24	0,40	0,40
Mecklenburg-Vorpommern	27	0,24	0,48	0,36	0,80
Niedersachsen	39	0,23	0,34	0,30	0,58
Nordrhein-Westfalen	72	0,00	0,32	0,00	0,58
Saarland	5	0,54	0,60	0,76	1,06
Sachsen	27	0,50	0,67	0,71	1,08
Sachsen-Anhalt	23	0,30	0,41	0,47	0,73
Schleswig-Holstein	34	0,08	0,22	0,08	0,41
Thüringen	31	0,39	0,57	0,64	1,06
<b>Gesamt</b>	<b>368</b>	<b>0,29</b>	<b>0,45</b>	<b>0,46</b>	<b>0,79</b>

Die Streckenentwicklung des Dachses in Deutschland zeigt in den vergangenen Jahren ein stetes Anwachsen (Abb. 17). Im Gegensatz zur Fuchsstrecke, die in den letzten Jahren eine gewisse Stabilität auf hohem Niveau erkennen lässt, scheint die Dachsstrecke ihren Höhepunkt noch nicht erreicht zu haben. Im Jagdjahr 1978/79 wurden in Deutschland rund 4.650 Dachse gestreckt. In einem Zeitraum von 25 Jahren erhöhte sich die Strecke um das Zehnfache auf rund 47.100 Dachse (DATENSPEICHER JAGD EBERSWALDE, DJV 2004).

Derzeit werden in Deutschland 0,15 Dachse/100 ha Jagdfläche gestreckt. Wie beim Fuchs sind die Strecken in den einzelnen Bundesländern recht unterschiedlich. Die Spannweite reicht von 0,03 in Hamburg bis 0,24 Stück/100 ha in Baden-Württemberg (Abb. 18). In diesem Zusammenhang ist auf die unterschiedlichen Jagd- und Schonzeiten des Dachses in den einzelnen Bundesländern hinzuweisen. In Berlin und Bremen wird der Dachs

ganzjährig geschont, in Mecklenburg-Vorpommern kann er dagegen ganzjährig bejagt werden. Neun Bundesländer haben eine Jagdzeit von August bis Oktober festgelegt, in vier Bundesländern liegt die Jagdzeit unter drei Monaten.

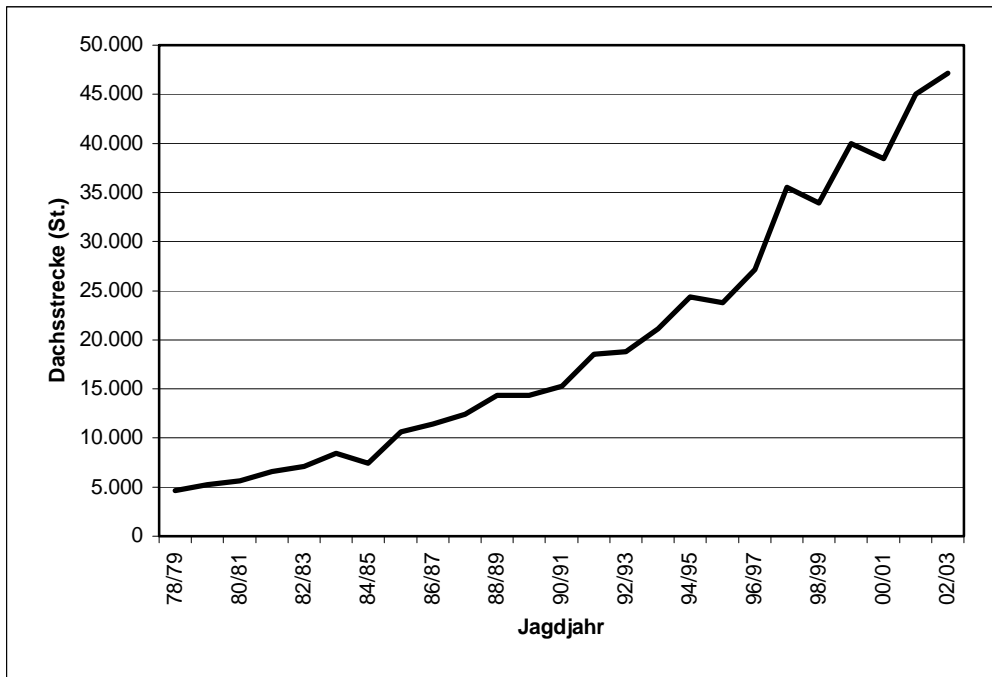


Abb. 17: Entwicklung der Dachsstrecke in Deutschland von 1978/79 bis 2002/03 (DATENSPEICHER JAGD EBERSWALDE, DJV 2004)

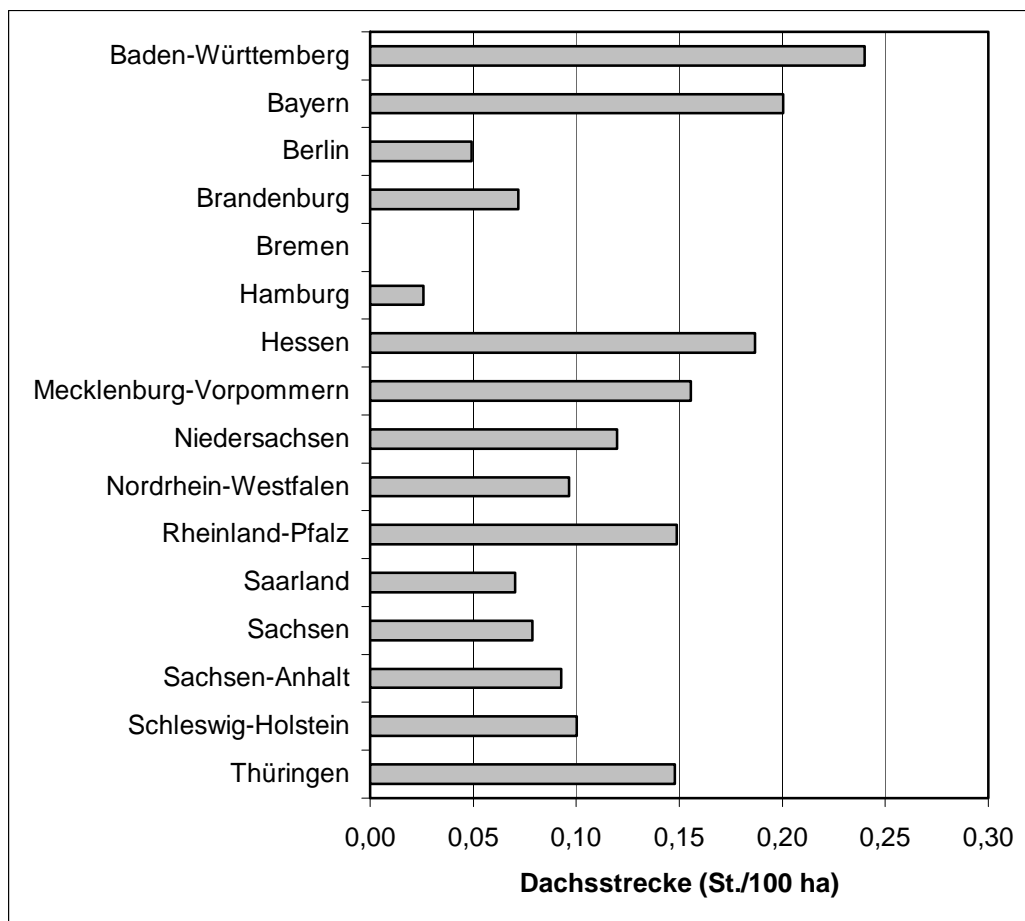


Abb. 18: Vergleich der Dachsstrecke (einschließlich Fallwild) im Jagdjahr 2002/03 in den Bundesländern (DJV 2004)



Um den Zusammenhang der Entwicklung von Strecke und Besatz des Dachses zu untersuchen, ist es erforderlich, aktuelle und längerfristige Aufnahmen zur Besatzsituation des Dachses in Deutschland mit nachvollziehbarer und vergleichbarer Methodik durchzuführen.

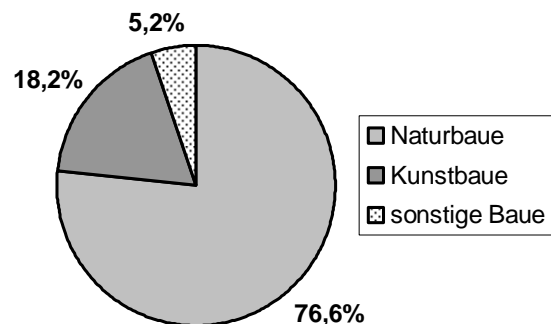
Bisher liegen nur wenige Untersuchungen zu Populationsdichten des Dachses in Deutschland vor. Die jeweiligen Erfassungsmethoden weichen zudem voneinander ab und sind daher mit den Daten von WILD und untereinander nicht direkt vergleichbar. Die nachfolgend angegebenen Besatzdichten aus der Literatur beruhen auf Wurfbauekartierungen bzw. Erfassungen befahrener Dachsbauwerke, wobei zum Teil Sichtbeobachtungen und Totfunde berücksichtigt wurden.

Eine Aufnahme der Dachsvorkommen im Bliesgau (Saarland) durch HERRMANN (in: STUBBE *et al.* 1993) auf einer Versuchsfläche von 11.000 ha ergab eine Besatzdichte von 0,5-1 Dachsen/100 ha. Bei den Erfassungen der Baudichte durch PEGEL (in: STUBBE *et al.* 1993) in 130 repräsentativen Jagdrevieren Baden-Württembergs wurden 0,2-1 befahrene Dachsbauwerke/100 ha im Norden und bis zu 3 befahrene Bauwerke/100 ha im Süden des Bundeslandes ermittelt. Langjährige Untersuchungen im Hakel (Sachsen-Anhalt) auf einer Versuchsfläche von 1.300 ha (STUBBE *et al.* 1993, STUBBE 1998) ergaben in den Anfangsjahren 1979, 1980 und 1981 Besätze von 0,53-0,69 adulten Dachsen/100 ha und 0-0,15 Wurfbaue/100 ha. Danach wurde ein stetes Anwachsen der Population festgestellt. 1987 und 1988 betrug der ermittelte Besatz 2,4 adulte Dachse/100 ha bzw. 0,38 und 0,62 Wurfbaue/100 ha, 1998 wurde ein Besatz von 4,4 adulten Dachsen/100 ha erfasst. EICHSTÄTT (1998) untersuchte die Dachspopulation auf der Insel Rügen (Gesamtfläche: 96.440 ha). Er schätzte die Gesamtpopulation auf 450 Dachse ein, was einer Besatzdichte von 0,47 Dachsen/100 ha entspricht. BRANDING (1998) kartierte im Forstrevier Wilmersdorf (Brandenburg) auf einer Untersuchungsfläche von 9.050 ha 1997 und 1998 1,10 Dachse/100 ha. NOACK (1999) ermittelte die Raub-

wildpopulation im Nationalpark „Unteres Odertal“ (Brandenburg) auf einer Fläche von 4.892 ha. Er stellte eine Wurfbaudichte in den periodisch überschwemmten Poldergebieten im Jahr 1997 von 0,04 und 1998 von 0,02 Wurfbaue/100 ha fest. Im angrenzenden Odertalrand/ Hangwald betrug die Dichte 1997 1,16 und 1998 0,56 Wurfbaue/100 ha. Bei der Kartierung der Dachsvorkommen auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Lieberose in Brandenburg auf einer Fläche von 27.000 ha (PRIEMER 1999) konnte eine Baudichte von 0,2 befahrenen Dachsbauwerken/100 ha konstatiert werden, wobei ein Großteil der Fläche auch heute noch Sperrgebiet ist. Es ist zu erkennen, dass die Dachsbesätze regional und lokal in Abhängigkeit der örtlichen Gegebenheiten stark schwanken.

#### 4.2.3.3 Weitere Ergebnisse der Baukartierung

Von den insgesamt 3.328 Bauwerken, die in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands kartiert worden sind, liegen von fast allen Bauwerken (3.208) Angaben zur Art des Bauwerks vor. Es handelt sich erwartungsgemäß zum größten Teil um Naturbaue, aber auch Kunstbaue kommen zu rund 18 % vor (Abb. 19). Zur Gruppe der sonstigen Bauwerke (5 %) gehören z.B. Bauwerke bzw. Geheckfunde in Strohmieten, Durchlassrohren zur Entwässerung, Versorgungs- und Entlüftungsschächten, Holzstapeln, Bunkeranlagen oder Scheunen.



**Abb. 19:** Verteilung der in den beteiligten Jagdbezirken kartierten Fuchs- und Dachsbauwerke nach Art des Bauwerks

Auffällig ist der Unterschied des Vorhandenseins an Kunstbauten in den beteiligten Jagdbezirken der einzelnen Bundesländer. Mehr als 0,3 Kunstbaue/100 ha wurden in den Jagdbezirken von Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Bremen, Thüringen und Niedersachsen kartiert. In den anderen sieben Bundesländern (Baden-Württemberg, Saarland, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Bayern und Brandenburg) liegt der Wert deutlich darunter (Tab. 11). Die Erfassungen zur Lage der kartierten Baue, zur Röhrenanzahl der

Naturbaue oder zur Welpenanzahl finden in zukünftigen Auswertungen Berücksichtigung.

Für den Jahresbericht 2004 werden die im Jagdjahr 2003/04 erstmalig in den Jagdbezirken der Referenzgebiete durchgeführte erweiterte Streckenerfassung beim Rotfuchs, die rückwirkende Streckenerfassung von Fuchs und Dachs sowie eine Einschätzung der Jagdbezirkinhaber zur Intensität der Fuchsbejagung im Jagdbezirk auswertbar sein.

**Tab. 11: Überblick zu den kartierten Kunstbauten in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands**

Bundesland	Anzahl JB	Anzahl Baue	davon Kunstbaue		
			St.	%	St./100 ha
Baden-Württemberg	35	409	40	9,8	0,17
Bayern	34	156	4	2,6	0,02
Brandenburg	39	283	4	1,4	0,01
Bremen	2	11	5	45,5	0,38
Mecklenburg-Vorpommern	27	190	19	10,0	0,09
Niedersachsen	39	374	105	28,1	0,30
Nordrhein-Westfalen	72	489	146	29,9	0,41
Saarland	5	49	5	10,2	0,16
Sachsen	27	309	15	4,9	0,07
Sachsen-Anhalt	23	262	16	6,1	0,07
Schleswig-Holstein	34	328	130	39,6	0,38
Thüringen	31	348	96	27,6	0,34
<b>Gesamt</b>	<b>368</b>	<b>3.208</b>	<b>585</b>	<b>18,2</b>	<b>0,21</b>

### 4.3 Aaskrähe

Im Rahmen von WILD fand erstmals im Jahr 2003 bundesweit eine Erfassung der Aaskrähe nach einer einheitlichen Methode statt. Raben- und Nebelkrähe wurden dabei im Zeitraum vom 1. April bis 31. Mai kartiert.

Die im WILD erfassten Raben- (*Corvus c. corone*) und Nebelkrähen (*Corvus c. cornix*) sind Unterarten der Aaskrähe. Die hauptsächlich im Osten vorkommende Nebelkrähe und die westlich vertretene Rabenkrähe kommen in einer relativ schmalen Zone in West- und Mitteleuropa gemeinsam vor (parapatrische Verbreitung). Dieses Gebiet verläuft in

Deutschland als ca. 60 km breites Band entlang der Elbe (GLUTZ & BAUER 1993, MELDE 1984).

Die Aaskrähe ist ein ausgesprochener Kulturfolger, und findet als Nahrungsgeneralist durch den Kulturlandschaftswandel nahezu ganzjährig ein hohes Nahrungsangebot vor (u.a. MÜLLER 2002), wodurch wesentlich höhere Populationsdichten erreicht werden, als dies in weniger nahrungsreichen Naturlandschaften der Fall ist. Die Aaskrähe profitiert auch von den klimatischen Veränderungen. Mildere und regenreichere Winter ermöglichen eine bessere Nahrungsverfügbarkeit im Jahresgang (MÜLLER 2004).

Ein massiver Populationsanstieg bei der Aaskrähe insbesondere in den alten Bundesländern wurde nach der Unterschutzstellung im Jahr 1987 verzeichnet. Bis auf wenige Darstellungen (MÄCK *et al.* 1999), die eine Erhöhung der Bestände für unwahrscheinlich halten, muss nach Interpretation der zahlreichen Freilanduntersuchungsergebnisse von einem Populationszuwachs während der vergangenen zwei Jahrzehnte ausgegangen werden (u.a. BERTHOLD 2003, GRUNKORN 1999, HABERER 2001, MITSCHKE *et al.* 2000, MÜLLER 2002, 2004; SCHWARZ & FLADE 2000, SEITZ 2001.).

Vor dem Hintergrund der Unterschutzstellung und der einhergehenden gestiegenen Populationsdichte wird die Aaskrähe als potenzieller Prädator in sehr kontroverser Weise diskutiert. Nur selten wird jedoch der Versuch unternommen, die Pradationsbedeutung der Art neben den sympatrisch vorkommenden anderen Beutegreifern in Abhängigkeit von Landschaftsparametern zu analysieren oder zu quantifizieren (MORDASS 1994, MÜLLER 2002, SCHAUM 1995, SMEDSHAUG *et al.* 2002, SÖDERSTRÖM *et al.* 1998, YANES & SUAREZ 1995, WÜRFELS 1994).

Im Rahmen von WILD-Projekt soll künftig durch die angestrebte digitale Erfassung der Landschaft in Kombination mit Flachennutzungskartierungen in den Referenzgebieten diese Fragestellungen systematisch und anhand einer großen Stichprobe bearbeitet werden können. Es bedarf dazu jedoch

einer vorangehenden Bestandsdatenerfassung über mehrere Jahre, um in der Argumentation nicht durch episodische, spontane oder nur lokale Populationsveranderungen fehlgeleitet zu werden.

### 4.3.1 Methode

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. Ein **Brutpaar** ist definiert über den eindeutigen und wiederholten Brutnachweis, wozu nach BIBBY *et al.* (1998) durch vier Kriterien die Besetzung eines Nestes angezeigt wird: 1. Nistmaterial eintragende Vögel, 2. schwarze Federn und Kot unterm Nest, 3. Beobachtung an- oder abfliegender Vögel und 4. auf dem Nest sitzende Vögel. Im Unterschied dazu werden Paare, die u.a. deutliches Territorialverhalten (z.B. gemeinsame Vertreibung von Konkurrenten der eigenen Art, „Hassen“ auf Greifvögel) zeigen, als **Revierpaar** kartiert. Die Auswertungen beziehen sich im Folgenden sowohl auf Brutpaare als auch auf Paare (Brut- und Revierpaare), da zum einen davon ausgegangen werden kann, dass jedes territoriale Paar zur Brut schreitet oder zumindest einen Brutversuch unternimmt. Zum anderen ist ein Brutnachweis häufig durch landschaftliche Gegebenheiten (Nester innerhalb von Siedlungsflächen, in offenen Waldgebieten oder auf Nadelbäumen) nicht möglich, der Hinweis auf eine Brut durch das Verhalten der Paare aber deutlich erkennbar.

Parallel zur Kartierung der Brut- und Revierpaare wurden für dasselbe Zeitfenster das Vorkommen und die Individuenzahl von Nichtbrutertrupps bzw. -schwärmen sowie von Schlafplätzen ermittelt (DJV 2003a). Zur Vorbereitung der ersten Brutpaarerfassung wurde empfohlen, eine Althorstkartierung voranzustellen.

Die Auswertung erfolgt auf der Basis der Jagdbezirke, in denen Aaskrähen erfasst werden. Die Dichte wird in Brutpaaren bzw. Paaren/100 ha Jagdbezirksfläche angegeben. Der Nichtbrüteranteil lässt wie folgt berechnen:

$$\text{Nichtbrüteranteil [\%]} = \frac{n \text{ Nichtbrüter}}{(n \text{ Nichtbrüter} + (n \text{ Paare} * 2))} * 100$$

Es werden hierbei Jagdbezirke berücksichtigt mit einer Paaranzahl  $\geq 0$  und einer Nichtbrüteranzahl  $\geq 0$ .

Eine ausführliche Beschreibung der Erfassungsmethode ist dem Projekthandbuch zu entnehmen (DJV 2003a).

### 4.3.2 Datenmaterial

Für das Jahr 2003 wurden in insgesamt 345 Jagdbezirken aus zwölf Bundesländern Daten zu Brutpaaren erhoben (Tab. 12). Aus weiteren 25 Jagdbezirken liegen Angaben ausschließlich zu Revierpaaren vor. Diese werden bei der Auswertung zu den Paaren zusätzlich berücksichtigt.

In den übrigen Bundesländern konnte die Erfassung der Aaskrähe aus Organisations- oder Kostengründen vorerst nicht realisiert werden. Auf spezielle Untersuchungsprogramme zum Brutverhalten und zur Territorialität von Aaskrähen, die in einzelnen Referenzgebieten modellhaft durchgeführt werden, wird an dieser Stelle nicht eingegangen.

**Tab. 12: Statistische Angaben zur Anzahl und Größe [ha] der beteiligten Jagdbezirke (JB) mit Angaben zu Brutpaaren oder zu Paaren (Brut- und Revierpaare)**

Bundesland	Anzahl JB	Jagdbezirksfläche (ha)					
		Größe [ha]	Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	12	8.241	593	687	371	297	1.694
Bayern	51	26.296	484	516	192	209	942
Brandenburg	35	30.505	749	872	516	297	2.600
Bremen	1	682	682	682	0	682	682
Mecklenburg-Vorpommern.	28	18.094	525	646	411	100	1.500
Niedersachsen	39	36.615	823	939	504	260	2.983
Nordrhein-Westfalen	63	31.830	492	505	215	100	1.030
Saarland	6	3.663	573	611	224	323	923
Sachsen	23	19.167	760	833	588	253	2.257
Sachsen-Anhalt	21	20.282	787	966	640	250	2.660
Schleswig-Holstein	37	39.006	1.000	1.054	362	260	2.500
Thüringen	29	26.525	768	915	523	253	2.251
<b>Gesamt</b>	<b>345</b>	<b>260.905</b>	<b>656</b>	<b>756</b>	<b>458</b>	<b>100</b>	<b>2.983</b>

### 4.3.3 Ergebnisse

#### 4.3.3.1 Brutpaare

Abb. 20 und Tab. 13 zeigen die Ergebnisse der Brutpaarkartierung 2003. Der hohe Wert von 12,4 Paaren/100 ha für einen Jagdbezirk Nordrhein-Westfalens erklärt sich durch eine große Mülldeponie innerhalb des Jagdbezirks. Solche „food bonanzas“ sind Stellen ergiebigster Futterquellen und ziehen nahezu immer eine, dem übrigen Lebensraumumfeld unangepasste große Anzahl an Futtorschneidenden, vor allem Nahrungsgeneralisten wie Rabenvögel an (vgl. EPPLE 1997, LO & MÜLLER 2000). Sowohl Brutpaare als auch Nichtbrüter sind in großer Zahl für diesen Jagdbezirk dokumentiert. Für Populationsprognosen ist jedoch der Bruterfolg entscheidend, der mit steigender Dichte häufig sinkt. In Mecklenburg-Vorpommern ergibt sich der vergleichsweise hohe Maximalwert mit einer Dichte 12,1 BP/100 ha in einem sehr kleinflächigen Jagdbezirk von nur rund 115 ha.

Die für Bremen angegebene Dichte mit 4,1 BP/100 ha beruht auf Erfassungen in nur einem Jagdbezirk (Tab. 13). Die hohe Dichte erklärt sich dort durch ein hohes Fallwildaufkommen und ein, aufgrund anthropogener Einflüsse, gutes Nahrungs- und Nistplatzangebot. Vergleichsuntersuchungen aus großen Bremer Naturschutzgebieten, die eine Vervielfachung des Aaskrähensbestandes seit Anfang der 1990er Jahre zeigen, kommen zu ähnlich hohen Dichtewerten für die Kulturlandschaftsbereiche des Bremer Umlandes.

Im Saarland ist ein Rückschluss auf das gesamte Bundesland auf Grund der zahlenmäßig geringen Stichprobe (sechs Jagdbezirke) kaum möglich. Aber auch hier gibt es Gebiete mit einer Rabenkrähendichte über 4 BP/100 ha.

Die Brutpaardichten in den östlichen Ländern und Bayern sind niedriger als in den übrigen Bundesländern. Ein signifikanter Unterschied besteht allerdings nur zu Baden-Württemberg, Saarland und Nordrhein-Westfalen ( $p < 0,05$ ), wobei die Stichpro-

ben im Saarland ( $n = 6$ ) und in Baden-Württemberg ( $n = 12$ ) für gesicherte Aussagen noch zu klein sind.

In diesem Zusammenhang ist interessant, dass SCHWARZ & FLADE (2000) von einem fast kontinuierlichen Anstieg im Westen Deutschlands und im Osten von einem insgesamt gleich bleibenden Bestand sprechen.

In 47 % (162) der 345 beteiligten Jagdbezirke wurden Aaskrähendichten unter 1 BP/100 ha festgestellt, in 20 % (70) der Jagdbezirke 1-2 BP/100 ha sowie in 14 % (47) mehr als 2 BP/100 ha (Abb. 21). In 19 % (66) der Jagdbezirke konnten keine Brutpaare nachgewiesen werden.

Es ist des Weiteren deutlich zu erkennen, dass hohe Dichten mit über 3 Brutpaaren/100 ha häufig in Nordrhein-Westfalen auftreten (Abb. 20). Deshalb sollen Aaskrähendichten stärker auf der Ebene von Naturräumen analysiert werden, um Lebensraumbezüge deutlicher herausstellen zu können.

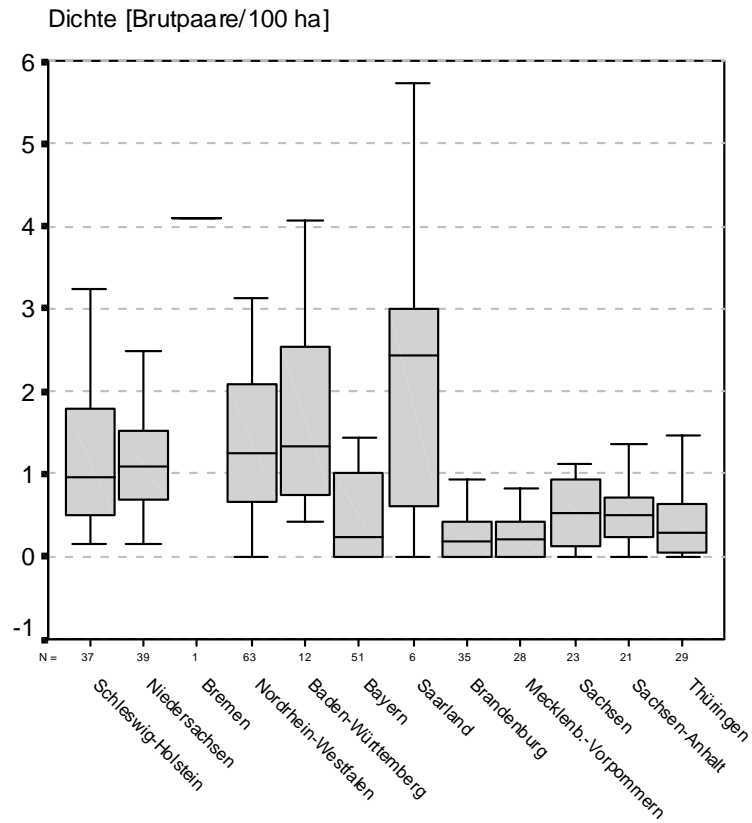
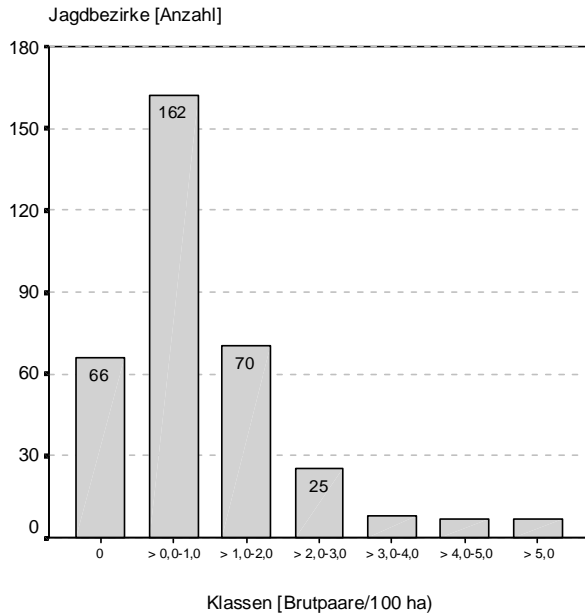


Abb. 20: Brutpaardichte der Aaskröe 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands

Tab. 13: Statistische Angaben zur Brutpaardichte in den Jagdbezirken (JB) Deutschlands

Bundesland	Anzahl JB	Brutpaare/100 ha				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	12	1,3	1,7	1,3	0,4	4,1
Bayern	51	0,2	0,7	1,0	0,0	4,2
Brandenburg	35	0,2	0,3	0,4	0,0	1,3
Bremen	1	4,1	4,1	0,0	4,1	4,1
Mecklenburg-Vorpommern	28	0,2	0,7	2,3	0,0	12,1
Niedersachsen	39	1,1	1,2	0,9	0,2	4,7
Nordrhein-Westfalen	63	1,2	1,8	2,1	0,0	12,4
Saarland	6	2,4	2,4	2,0	0,0	5,7
Sachsen	23	0,5	0,7	0,9	0,0	3,9
Sachsen-Anhalt	21	0,5	0,5	0,4	0,0	1,4
Schleswig-Holstein	37	1,0	1,3	1,0	0,2	4,6
Thüringen	29	0,3	0,4	0,5	0,0	1,6
<b>Gesamt</b>	<b>345</b>	<b>0,7</b>	<b>1,0</b>	<b>1,4</b>	<b>0,0</b>	<b>12,4</b>

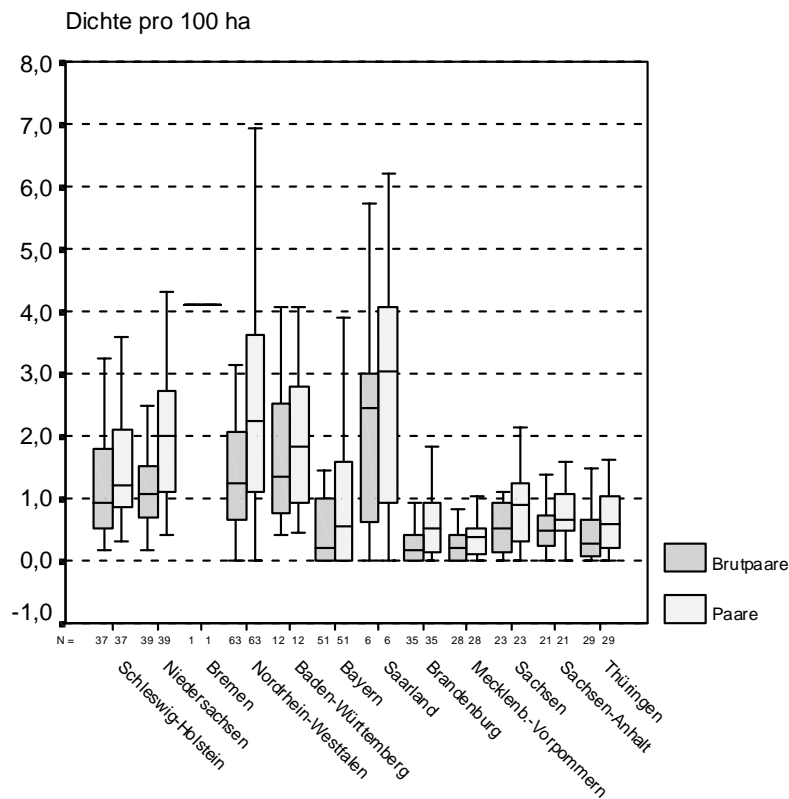


**Abb. 21: Klassifizierung der Brutpaardichten der Aaskrähe in den beteiligten Jagdbezirken**

### 4.3.3.2 Paare (Brut- und Revierpaare)

Bei der Berechnung des Gesamtbrutbestandes – zusammengefasst aus den Angaben zu Brut- und Revierpaaren – ergibt sich das in Abb. 22, Abb. 23 und Tab. 14 dargestellte Bild. Aus dem Vergleich von Tab. 13 und Tab. 14 wird deutlich, dass die mittlere **Gesamtdichte der Paare** die mittlere **Brutpaardichte** um 0,3 Paare/100 ha übersteigt.

In allen erfassten Bundesländern war der Bestand um 20 % (Saarland) bis 95,8 % (Nordrhein-Westfalen) größer als der nachgewiesene Brutpaarbestand. Von Saarland und Bremen (Stichprobe zu klein) abgesehen, wurde die signifikant ( $p < 0,05$ ) höchste Dichte in Nordrhein-Westfalen festgestellt. Auch bei der Betrachtung der Paardichten fällt auf, dass diese in den ostdeutschen Bundesländern sowie in Bayern deutlich geringer als in den übrigen Ländern sind.



**Abb. 22: Brutpaardichten und Paardichten der Aaskrähe 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands**

**Tab. 14: Statistische Angaben zur Paardichte (Brut- und Revierpaare) in den Jagdbezirken (JB) Deutschlands**

Bundesland	Anzahl JB	Paare/100 ha				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	12	1,8	2,0	1,2	0,4	4,1
Bayern	71	0,5	1,0	1,4	0,0	6,6
Brandenburg	35	0,5	0,6	0,6	0,0	2,2
Bremen	1	4,1	4,1	0,0	4,1	4,1
Mecklenburg-Vorpommern	28	0,4	1,0	2,8	0,0	14,7
Niedersachsen	39	2,0	2,2	1,8	0,4	11,1
Nordrhein-Westfalen	63	2,2	3,5	4,5	0,0	29,1
Saarland	7	2,5	2,5	2,3	0,0	6,2
Sachsen	23	0,9	1,1	1,1	0,0	4,3
Sachsen-Anhalt	21	0,6	0,8	0,5	0,0	2,1
Schleswig-Holstein	41	1,2	1,5	1,2	0,0	5,8
Thüringen	29	0,6	0,7	0,5	0,0	1,6
<b>Gesamt</b>	<b>370</b>	<b>1,0</b>	<b>1,6</b>	<b>2,5</b>	<b>0,0</b>	<b>29,1</b>

Da in der Literatur meist nicht klar zwischen Brut- und Revierpaaren unterschieden wird und in der Ornithologie mehrfache Bruthinweise häufig als Bruten eingestuft werden, wird hier davon ausgegangen, dass die Paardichten (Brut- und Revierpaare) die besseren Vergleichswerte darstellen.

Die Brutpaardichte kann unter anderem abhängig von der Größe der untersuchten Fläche sein und ist bei der Betrachtung kleinerer Flächen häufig höher. Insbesondere günstige kleinräumige Habitats können sehr hohe Brutpaardichten aufweisen und daher für eine größere Bezugsfläche nicht repräsentativ sein (ELLENBERG 1889, HÖLZINGER 1997, MÄCK & JÜRGENS 1999). Deshalb wird bei Untersuchungen zur Aaskräh empfohlen, dass die betrachteten Flächen mindestens 1.000 ha betragen. Diese Bedingung ist bei einem bundesweiten Projekt wie WILD, in dem auch andere Arten erfasst werden, nicht für alle Gebiete zu gewährleisten (siehe Tab. 12). Allerdings konnten Korrelationsanalysen für Deutschland ( $n = 370$ ) sowie für die einzelnen Bundesländer (unterschiedlich große Stichproben) zeigen, dass zwischen der Größe der Untersuchungs-

flächen und den Brutpaardichten kein Zusammenhang besteht.

Nach ELLENBERG (1989) wurde bei großräumigen Untersuchungen mit Stichprobenflächen von mindestens 1.000 ha in Mitteleuropa selten mehr als 1 BP/100 ha, kleinräumig (ca. 200 ha) Dichten bis 12 BP/100 ha festgestellt. In weiteren Studien wurden folgende Dichten ermittelt (BP jeweils pro 100 ha): 3,5-4,6 BP bei 3.500 ha (DECKERT 1980), 2,1 BP bei 1.700 ha (DICK 1995), 1,7 BP bei 1.500 ha (KNIFF & BORKENHAGEN 1993), 1,4 BP bei 6.050 ha und 1,9 bei 2780 ha (MENZEL 2000), 3,0 BP bei 1.200 ha in der Schweiz (TOMPA 1975) sowie 3,0 BP bei 5.800 ha (WITTENBERG 1988). Die repräsentative Übertragung von Bestandsinformationen einer euryöken Art wie der Aaskräh auf eine größere Flächeneinheit stößt jedoch gleichermaßen bei der Größe der Untersuchungsfläche wie bei der erforderlichen notwendigen Analyse der Landschaft auf ihre Grenzen. Die systematische, GIS-gestützte Auswertung durch das WILD-Projekt in den nächsten Jahren wird zu dieser Problematik einen wichtigen Beitrag leisten können.



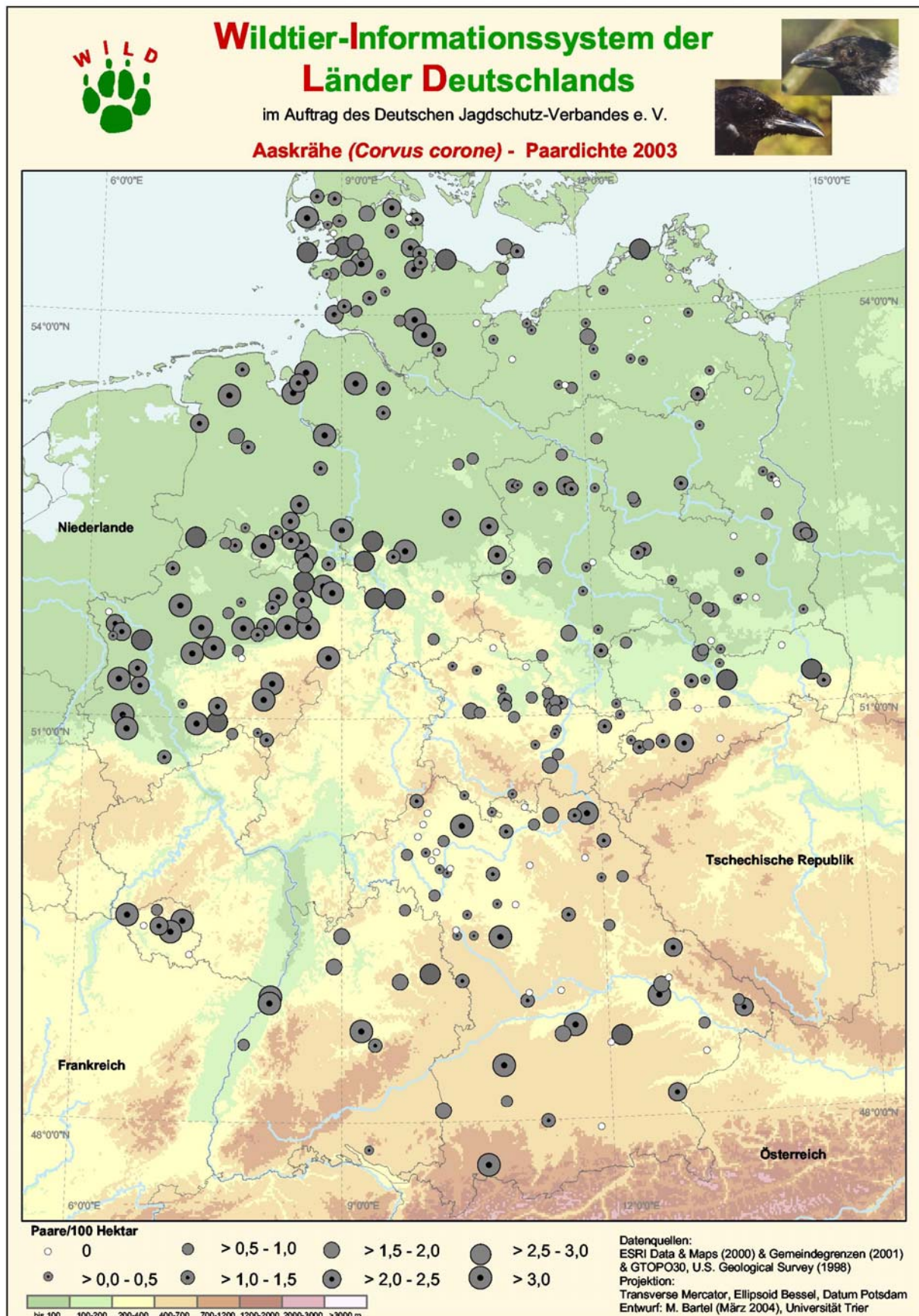


Abb. 23: Paarbestand (Revier- und Brutpaare) der Aaskrähe 2003 in den beteiligten Jagdbezirken Deutschlands (Gemeindeebene)

Langfristige, großflächige Bestandserhebungen fehlen für Deutschland. MÄCK & JÜRGENS (1999) berufen sich daher auf die Angaben von GLUTZ & BAUER (1993) und NICOLAI (1993) und schätzen für die westlichen Bundesländer (248.000 km<sup>2</sup>) die Bestände der Aaskrähe auf gut 250.000 BP, für die östlichen Länder (108.333 km<sup>2</sup>) auf ca. 75.000-100.000 BP. Daraus ergibt sich für die westlichen Bundesländer Anfang der 1990er Jahre eine mittlere Bestandsdichte von 1,0 BP/100 ha und für die östlichen Länder zwischen 0,7-0,9 BP/100 ha. Die Erfassungen im Rahmen von WILD 2003 ergeben für den Westen höhere Dichten von 1,3 BP/100 ha (Median) bzw. 2,0 BP/100 ha (arith. Mittel) und für den Osten in etwa vergleichbare Werte von 0,5 BP/100 ha bzw. 0,8 BP/100 ha (arith. Mittel). Diese Befunde stimmen mit den Ergebnissen des DDA-Programms (SCHWARZ & FLADE 2000) überein, die seit 1989 von einem fast kontinuierlichen Anstieg im Westen und einem gleich bleibenden Bestand im Osten sprechen. Differenzierter betrachtet ergibt sich für die einzelnen Bundesländer Folgendes:

HÖLZINGER (1997) schätzt den Bestand in Bayern auf 40.000-80.000 BP, woraus sich eine Dichte von 0,6-1,1 BP/100 ha berechnen lässt, die vergleichbar mit den Erhebungen 2003 sind. Für Baden-Württemberg wurde Ende der 1980er Jahre eine Dichte von 1,9 BP/100 ha errechnet (HÖLZINGER 1997). Die Daten der Erfassung 2003 bewegen sich in diesem Bereich, wobei aber zu bemerken ist, dass die Stichprobe mit  $n = 12$  klein ist (Tab. 14). Niedersachsen meldet 1,7 BP/100 ha im landesweiten Mittel (STRAUß 2003), in den im Rahmen von WILD untersuchten Gebieten liegt die Dichte etwas höher. In Schleswig-Holstein liegen die Dichten im Vergleich zu 1985 (0,3-0,6 BP/100 ha) (KNIEF & BORKENHAGEN 1993) heute deutlich höher (Tab. 14).

Die beschriebenen Bestandszunahmen in Deutschland sind wahrscheinlich vorrangig auf die Reduktion der Bejagungsintensität zurückzuführen. Die mit der Bundesartenschutzverordnung vom 19. Dezember 1986 umgesetzte Vogelrichtlinie (Richtlinie des Rates 79/409/EWG vom 2. April 1979) stellte Aas-

krähe, Elster und Eichelhäher unter besonderen Schutz. Weitere, den Bestand begünstigende Faktoren könnten in den klimatischen Veränderungen der letzten Jahrzehnte (Zunahme milder und regenreicher Winter), in den flächendeckenden landwirtschaftlichen Nutzungsveränderungen (z. T. ganzjähriges Angebot von Wirtschaftsdünger auf den Feldern) sowie bei den zunehmenden geschützten Nistmöglichkeiten in den Städten (MÜLLER 2002) liegen.

In Deutschland sind die Bejagungsregelungen in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich. Derzeit unterstehen Aaskrähen (z. T. nur Rabenkrähe) in Bayern, Hessen, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen dem jeweiligen Landesjagdrecht. In Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen wird der Abschuss der Rabenkrähe auf Grund einer Ausnahmeverordnung vom Bundesnaturschutzgesetz generell erlaubt. In Brandenburg, Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Saarland und Schleswig-Holstein wird eine Bejagung auf der Grundlage einer Einzelfallgenehmigung nach Landesnaturschutzrecht ermöglicht. In Berlin ist die Aaskrähe ganzjährig geschont.

#### 4.3.3.3 Nichtbrüter-Schwärme

Da neben den Brutpaaren großräumig gesehen im selben Gebiet auch Nichtbrüter leben können, müssen diese bei der Bestimmung des gesamten Aaskrähen-Bestandes miterfasst werden.

Unter einem Schwarm oder Trupp werden Ansammlungen von mehr als fünf Aaskrähen verstanden (DICK 1995). Die Schwarmgrößen können im Verlauf eines Jahres schwanken. Die im Folgenden gemachten Angaben zu Schwärmen **beziehen sich auf den Brutzeitraum von Ende März-Mai**, in dem sich die Trupps ausschließlich aus dem nicht reproduzierenden Anteil der Aaskrähenpopulation zusammensetzen. In den meisten Fällen finden sich Ansammlungen von nicht brütenden Aaskrähen in

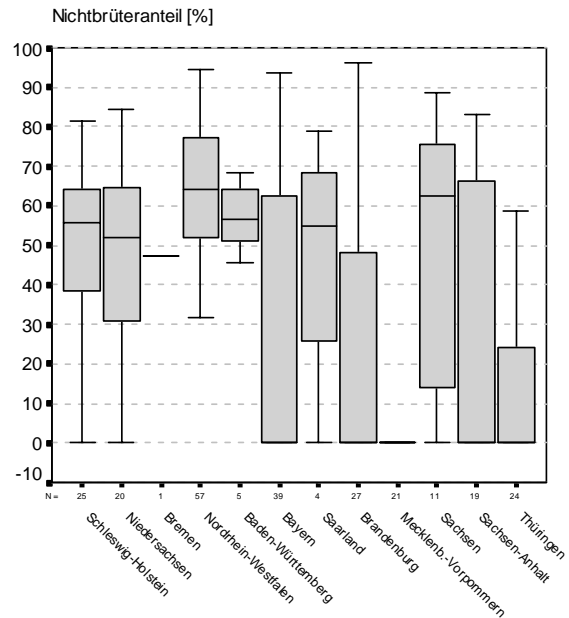
offenen Habitaten und intensiv landwirtschaftlich geprägten Gebieten (TOMPA 1975, BÖHMER 1976). Da Schwärme einen weitaus größeren Aktionsradius als brütende Paare aufweisen, sind sie aber auch in landschaftlich anders strukturierten Gebieten anzutreffen.

Aus allen Bundesländern wurden Meldungen über das Vorkommen von Nichtbrütertrupps gemacht (Abb. 25). Angaben zu Schwarmgrößen liegen für 43 % der an der Krähenerfassung beteiligten Jagdbezirke vor. Danach schwanken die Schwarmgrößen von 7 bis 900 Aaskrähen im Bereich einer größeren Mülldeponie.

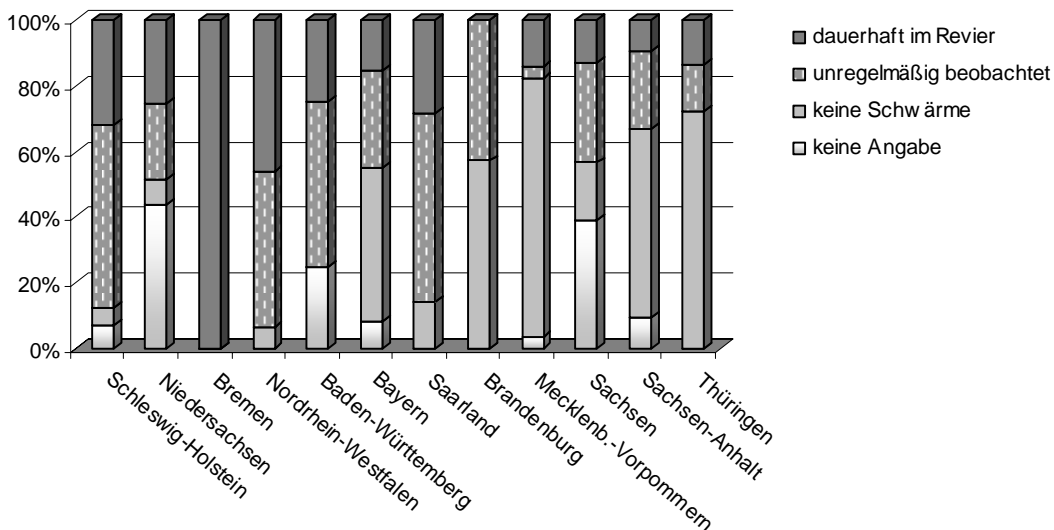
Zur Ermittlung des Anteils der Nichtbrüter am Gesamtbestand liegen verwertbare Daten aus 253 Jagdbezirken vor. Jagdbezirke ohne Nichtbrüterschwärme kommen in zehn Bundesländern vor, lediglich in Bremen (n = 1) und Baden-Württemberg (n = 12) kommen wahrscheinlich aufgrund der kleinen Stichproben in allen untersuchten Jagdbezirken Nichtbrüter vor (Tab. 15 und Abb. 24).

Im Mittel für Deutschland beträgt der **Nichtbrüteranteil** 50 % am „Gesamtbestand“ der Aaskrähen und reicht von 0 bis 96 %, wobei sich diese Ergeb-

nisse auf Untersuchungsflächen von durchschnittlich rund 700 ha beziehen. Im Vergleich dazu gibt ELLENBERG (1989) für Flächen über 1.000 ha den Nichtbrüteranteil mit 33 % bis 100 % an.



**Abb. 24:** Prozentuale Anteile der Aaskrähen-Nichtbrüter an den ermittelten Gesamtbesätzen in den Bundesländern



**Abb. 25:** Angaben zum Vorkommen von Nichtbrüterschwärmen in 370 Jagdbezirken der beteiligten Bundesländer

**Tab. 15: Nichtbrüteranteil in Prozent am Aaskrähen-Gesamtbestand**

Bundesland	Anzahl JB	Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Baden-Württemberg	5	56,5	57,1	9,2	45,5	68,2
Bayern	39	0,0	31,8	34,3	0,0	93,8
Brandenburg	27	0,0	28,5	33,5	0,0	96,2
Bremen	1	47,2	47,2		47,2	47,2
Mecklenburg-Vorpommern	21	0,0	17,2	32,3	0,0	90,9
Niedersachsen	20	51,9	46,6	25,6	0,0	84,6
Nordrhein-Westfalen	57	64,1	61,0	23,0	0,0	94,6
Saarland	4	54,7	47,1	33,5	0,0	79,0
Sachsen	11	62,5	47,1	34,9	0,0	88,7
Sachsen-Anhalt	19	0,0	25,6	34,6	0,0	83,3
Schleswig-Holstein	25	55,6	51,1	20,8	0,0	81,3
Thüringen	24	0,0	16,6	30,1	0,0	83,3
<b>gesamt</b>	<b>253</b>	<b>50,0</b>	<b>39,4</b>	<b>32,8</b>	<b>0,0</b>	<b>96,2</b>

#### 4.3.3.4 Diskussion der ersten Ergebnisse und Ausblick

Nach einem ersten Erfassungsjahr des Aaskrähenbrutbestandes und der Nichtbrüteranteile in den Populationen im Frühjahr 2003 in Deutschland durch das WILD-Projekt, können trotz einer relativ großen Stichprobe von 345 Untersuchungsgebieten erst Teil-Informationen zur Populationsverteilung in Deutschland gegeben werden. Deutlich ist die geringere Besiedlung der östlichen Bundesländer, allerdings sind die Ursachenkomplexe dieses Phänomens noch nicht gesichert. Hier müssen in den geplanten multifaktoriellen Analysen weitere Informationen, die insbesondere die Landschaftsparameter berücksichtigen, verarbeitet werden.

Ebenso ist die zeitlich parallele Kartierung der Nichtbrüter im Rahmen von populationsökologischen Erhebungen wichtig, die nach Durchführung aller angestrebten Erfassungen im WILD über einen ausreichend langen Zeitraum, Hinweise auf mögliche Interaktionen mit anderen Arten liefern kann.

Seit Jahren widersprechen sich hier bei der Bewertung der Prädationsbedeutung der territorialen wie nichtterritorialen Aaskrähen die Interpretationen verschiedener Autoren. Die Resultate des WILD-Projektes werden sicherlich für eine sichere Bewertungsgrundlage und weitere Aufschlüsse zu diesem Themenkomplex für Deutschland liefern.

## 5 Flächendeckende Einschätzung

### 5.1 Rebhuhn

Ziel der Flächendeckenden Einschätzung ist die Erhebung umfassender Daten zu Wildtierbeständen, wobei eine hohe Beteiligung der Jäger Voraussetzung ist. Die durch Einschätzung der Jäger er-

hobenen Populationsdichten können keine wildbiologischen Populationsstudien mit wissenschaftlichen Feldmethoden ersetzen. Jedoch eignen sich die Daten in Verbindung mit einer begleitenden Verifikation, um Unterschiede in der Dichte und Entwicklung von lokalen Wildtierpopulationen für größere Bezugsflächen wie Landkreise oder Naturräume darzustellen. Die Daten der Referenzgebiete können durch die flächendeckende Einschätzung in einen großräumigen, regionalen Kontext gebracht werden.

Im Rahmen von WILD wurden erstmals im Jahr 2002 Einschätzungen der Frühjahrs-Rebhuhnbesätze in allen Bundesländern durchgeführt. Diese, wie auch die in 2003 erfolgte Einschätzung beruhen zum Teil auf Daten aus bereits bestehenden Länderprogrammen. Vor dem Beginn des WILD-Projektes 2001 wurden bereits in Brandenburg, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen flächendeckende Einschätzungen der Rebhuhnbesätze durchgeführt. Zählungen fanden in Hessen, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Schleswig-Holstein statt.

Für das Jahr 2003 liegt aus **zehn Bundesländern** auswertbares Datenmaterial vor, auf welches sich die folgenden Darstellungen (Kap. 5.1.4) beziehen.

Darüber hinaus stehen eine Vielzahl von Daten zur Besatzdichte und Entwicklung des Rebhuhns aus wissenschaftlichen Untersuchungen zur Verfügung (siehe Kap.5.1.1), die im Folgenden dargestellt werden.

### 5.1.1 Besatzentwicklung des Rebhuhns – ein historischer Überblick

Das Rebhuhn gehörte in Deutschland bis vor drei Jahrzehnten zu den häufigsten Vogelarten der heimischen Feldflur. Als ursprüngliches Steppentier entwickelte es sich zum Kulturfolger und wurde zu einer der jagdlich bedeutsamsten Wildarten. Durch gravierende Besatzrückgänge im genannten Zeit-

raum zählt es heute zu den am stärksten gefährdeten Niederwildarten Deutschlands.

Einen Überblick über die Besatzentwicklung des Rebhuhns in Deutschland ermöglichen weit zurückreichende Jagdstreckenstatistiken sowie systematische Erfassungen der Lebendbesätze in der jüngeren Vergangenheit.

Da die Jagdstrecke maßgeblich von der Bejagungsintensität abhängt und diese beim Rebhuhn eine inzwischen schwer fassbare bzw. nicht zu rekonstruierende Größe ist, sind diese Daten bei der in der Regel räumlich unpräzisen Erfassung nur sehr bedingt als Populationsweiser einzusetzen. Bei den seit dem Jagdjahr 1958/59 konsequent und systematisch erfassten Strecken ist bis ca. 1980 von einer gleichmäßigen und besatzorientierten Bejagungsintensität auszugehen. Danach ist, aufgrund des starken Besatzrückganges in allen west- und ostdeutschen Bundesländern, die Bejagung des Rebhuhns vielfach stark reduziert bzw. eingestellt worden. Daher ist nach heutigem Kenntnisstand die Jagdstrecke keine zuverlässige Kenngröße für die Abundanz der Art und kann für die Bewertung der Populationsentwicklungen nur bedingt herangezogen werden.

Darüber hinaus gilt es zu beachten, dass Rebhuhn-Streckenergebnisse im Idealfall lediglich ein Weiser für die Besatzgrößen im Herbst/Winter sein können. Insbesondere bei r-Strategen lässt dies nur bedingt Rückschlüsse auf den reproduktiven Teil der Population (sog. „Stammbesatz“ im Frühjahr) zu. Der im Folgenden auf Grundlage der Strecken diagnostizierte drastische Rückgang der Rebhuhnbesätze dürfte kaum die reale Entwicklung der Brutpaar-Population widerspiegeln. Für großflächig gültige, detaillierte Aussagen fehlen für die deutsche Rebhuhnpopulation Grundlagendaten. Eines der Ziele von WILD ist es, diese Lücke zu schließen.

Andererseits betrachten DÖRING & HELFRICH (1986) und PEGEL (1986) die Jagdstrecken als Indiz für die Einschätzung eines Besatzes und dessen Schwankungen, sofern die Strecke unter bestimmten Be-

dingungen (großes Zeitfenster, große Fläche) diskutiert wird. Vor diesem Hintergrund wird nachfolgend anhand der Strecken, die für die vergangenen Jahre als einzige großräumige Datenbasis zur Verfügung stehen, ein historischer Überblick über die Populationsentwicklung des Rebhuhns versucht.

### 5.1.1.1 Entwicklung der Jagdstrecke in Deutschland

Erstmals im deutschsprachigen Raum schriftlich erwähnt wurde das Rebhuhn in der Statistik über den Wildabschuss im preußischen Staatsgebiet für das Jagdjahr 1885/86 (EYLERT 2003, SCHWENK 1982). In dieser Zeit wurden Strecken von 2.521.868 Individuen oder umgerechnet 7,2 Hühner/100 ha erzielt. Noch bis in die 1930er Jahre war das Rebhuhn die wichtigste Flugwildart Preußens und des späteren Deutschlands. Bereits in den Jagdjahren 1935/36 bis 1938/39 gingen aber im gesamten Deutschland die Strecken von 2.018.427

um 34 % auf 1.335.079 Rebhühner zurück (BIEGER 1941, HEYDER 1952, KAISER 1997). Bis in die 1950er Jahre gab es noch Vorkommen von 20-30 Brutpaaren/100 ha Feldfläche in guten Rebhuhnrevieren (EYLERT 2003). Bedeutende regionale und lokale Unterschiede in der Dichte wurden allerdings auch in früheren Zeiten schon verzeichnet. So war z. B. bereits Ende des 19. Jahrhunderts – unter der Annahme, dass die Jagdstrecke das Besatzniveau reflektierte – das Areal des heutigen Sachsens und Thüringens vom Rebhuhn dichter besiedelt als das heutige Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern. Noch in den 1930er Jahren (1936-1938) konnten diese Unterschiede mit Strecken zwischen 1,0 Individuen/100 ha in Mecklenburg und 8,8 Individuen/100 ha in Sachsen belegt werden (BIEGER 1941).

Lokal starke Schwankungen der Rebhuhnstrecke sind beispielhaft für ein westfälisches Revier im Zeitfenster 1783 bis 1912 dokumentiert (Abb. 26).

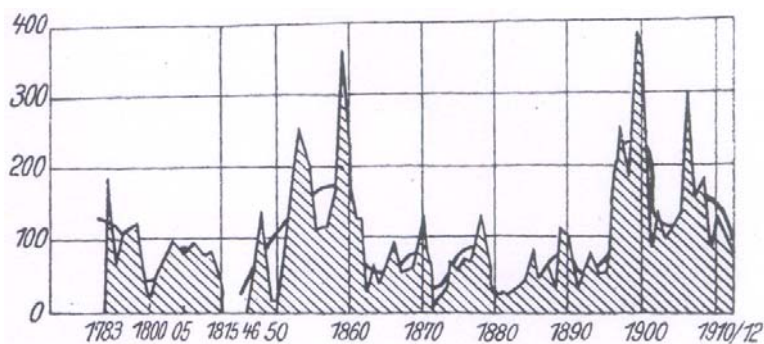


Abb. 26: Rebhuhnabschuss in einem westfälischen Revier (aus BIEGER 1941)

Da eine gesamtdeutsche Streckenstatistik erst seit 1993 geführt wird, werden die Streckendaten der westlichen und östlichen Bundesländer (ehemalige DDR) getrennt voneinander betrachtet. Seit 1958/59 liegen für die westlichen Bundesländer, mit Ausnahme von Bayern, jährlich systematisch erfasste Streckendaten vor (Abb. 27). Die Daten aus Ham-

burg, Bremen und Berlin bleiben hier unberücksichtigt, da für den Zeitraum 1958/59 bis 2002/03 nicht jährlich Daten vorliegen.

In diesem betrachteten Zeitraum wurde die höchste Strecke, einschließlich Fallwild, 1959/60 mit knapp 600.000 Hühnern (ca. 800.000 inkl. des Schätzwert-



tes für Bayern) erreicht. Anfang des Jahres 1963 wird von einem Besatzeinbruch berichtet, der auf einen so genannten „Jahrhundertwinter“ zurückzuführen ist. Bundesweit wurde daraufhin zu einer besonders schonenden Bejagung aufgerufen, so dass die nachfolgenden Rebhuhnstrecken relativ gering ausfielen (EYLERT 2000).

In Zeiten hoher Populationsdichten und guter Lebensbedingungen konnte das Rebhuhn – wie auch andere Niederwildarten – witterungsbedingte Rückschläge innerhalb weniger Jahre ausgleichen. Daher stieg nachfolgend die Population wieder an und zeigte anhand der Strecke Mitte bis Ende der 1960er Jahre wiederholt ein Niveau von jeweils über 300.000 erlegten Hühnern. Durch Addition der seit 1969/70 in Bayern regelmäßig erfassten Strecken werden für dieses Jagdjahr sogar Rebhuhnstrecken von über 445.000 Stück für die BRD (ohne Hamburg, Bremen und Westberlin) konstatiert.

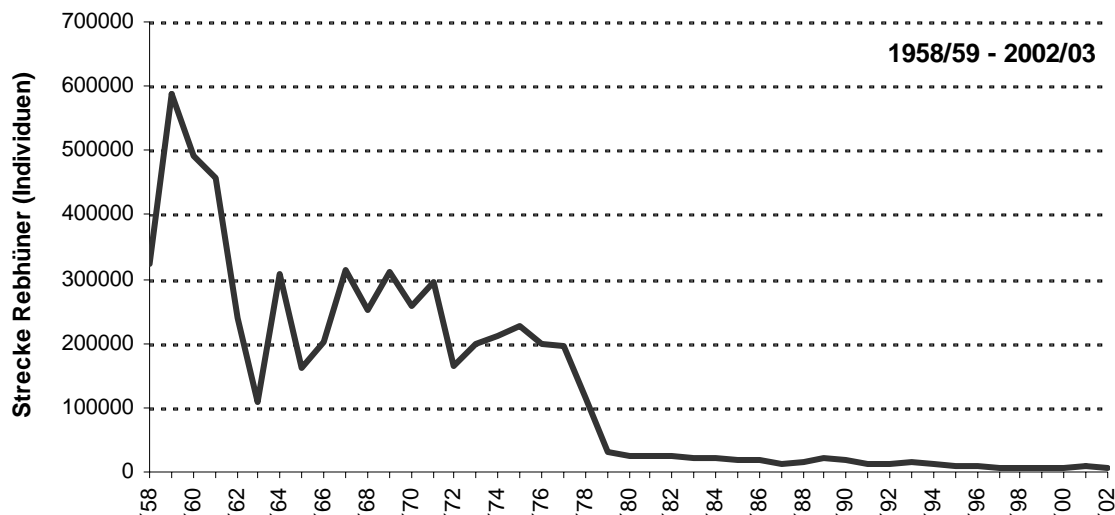
Der in der Mitte des 20. Jahrhunderts vollzogene Wandel von einer reich strukturierten Agrarlandschaft zu einer strukturarmen, großflächig bewirtschafteten und zunehmend flurbereinigten Feldfläche entzog den Hühnern dann allerdings die guten Lebensbedingungen. Dies war vermutlich der Grund für die drastische Abnahme der Rebhuhnbesätze. Der anhaltende Rückgang setzte mit Beginn der 1970er Jahre ein. Nachteilige Auswirkungen auf das Rebhuhn hatten die zunehmende Größe der einzelnen Feldschläge mit einhergehender Herabsetzung des Randlinienanteils und des Nistplatzangebotes, geringer Abstand der Saatreihen, der ausgeweitete Anbau von Mais, die intensiviertere Landwirtschaft mit dem Einsatz schnellerer und größerer Maschinen sowie ein verringertes Deckungsangebot bei gleichzeitig stark angestiegener Feinddichte (EYLERT 2003). 1978/79 verringerte sich die Strecke in den acht westlichen Bundesländern (s. o.) drastisch auf unter 140.000 Stück. Der ungünstige Witterungsverlauf – zwei nasse Sommer 1978 und 1979 sowie der schneereiche Winter 1978/79 – wird als Ursa-

che für den deutschlandweiten starken Einbruch Ende der 1970er Jahre angenommen, von dem sich die Besätze bis heute nicht erholen konnten.

Trotz schonender Bejagung und eines fast flächendeckenden, freiwilligen Bejagungsverzichts, sanken die Streckenzahlen bis zum Jagdjahr 2002/2003 bundesweit weiter auf rund 10.500 Stück.

Unter der Berücksichtigung, dass die erzielten Rebhuhnstrecken nur ein Weiser für die Besatzgrößen im Herbst/Winter sein können, bedeutete das für den Gesamtzeitraum von 1959 bis 2003 einen scheinbaren Rückgang von insgesamt 98,2 % (DJV-Handbücher - Jagd 1960 bis 2004). Die dargestellte Streckenentwicklung zeichnet sich für alle westlichen Bundesländer in ähnlicher Weise ab (Abb. 27).

Für die **DDR** ist die abnehmende Tendenz der Strecken Anfang der 1960er Jahre sowie der dramatische Rückgang Ende der 1970er, Anfang der 1980er Jahre mit der bereits beschriebenen Entwicklung in den westlichen Bundesländern vergleichbar. 1959 wurden 32.234 Hühner gestreckt, 1970 waren es nur noch 1.814 Rebhühner. Nach dem drastischen Zusammenbruch der Rebhuhnpopulation infolge ungünstiger Klimaverhältnisse Ende der 1970er Jahre reduzierte sich die Strecke Anfang der 1980er Jahre auf jährlich 150 Individuen. Ab 1984 erfolgte in der DDR aufgrund der geringen Bestände keine jagdliche Nutzung des Rebhuhns mehr (ZETTL 1989). Für die Bundesländer Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen liegen seit 1994/95 wieder Jagdstreckenangaben zum Rebhuhn vor. In der Summe dieser vier Bundesländer schwanken die Strecken einschließlich Fallwild jährlich zwischen 170 und 420 Hühnern. In Mecklenburg-Vorpommern wird das Rebhuhn ganzjährig geschont. Für die fünf ostdeutschen Bundesländer ist die jagdliche Nutzung des Rebhuhns derzeit ohne Bedeutung.



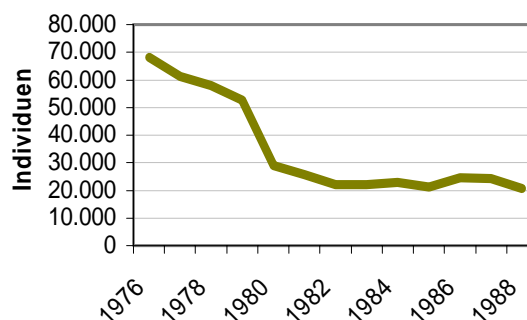
**Abb. 27:** Rebhühnerstrecken inklusive Fallwild in Deutschland in den Jagdjahren 1958/59 bis 2002/03 - für die Fläche der Bundesländer BW, HE, NI, NRW, RP, SL, SH

### 5.1.1.2 Besatzeinschätzungen und Untersuchungen zur Populationsdichte des Rebhuhns in Deutschland

Für die im Folgenden dargestellten Jagdstreckenstatistiken aus der Literatur für Deutschland insgesamt sowie für einige Bundesländer ist zu berücksichtigen, dass die Flächenbezüge bei den jeweiligen Daten nicht einheitlich benannt sind (100 ha, 100 ha Offenland, 100 ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) sowie 100 ha Feld- und Ödland (FÖ)).

Für den Zeitraum 1976 bis 1988 liegen für Ostdeutschland (ehem. DDR) flächendeckende Besatzdaten zum Rebhuhn vor, die von den Jägern der Jagdgesellschaften durch jährliche Wildzählungen erhoben wurden. Bereits im Jahr 1968 ergab eine durchgeführte, flächendeckende Zählung ca. 125.000 Hühner; 1976 war der Besatz auf ca. 68.000 Hühner gesunken (DWENGER 1991). Besonders deutlich zeigen die Daten den starken Besatzeinbruch Anfang der 1980er Jahre. Von 1982 bis 1988 blieb der Besatz mit durchschnittlich 22.500 Rebhühnern auf niedrigem Niveau stabil (Abb. 28). Für den betrachteten Gesamtzeitraum ist ein Rück-

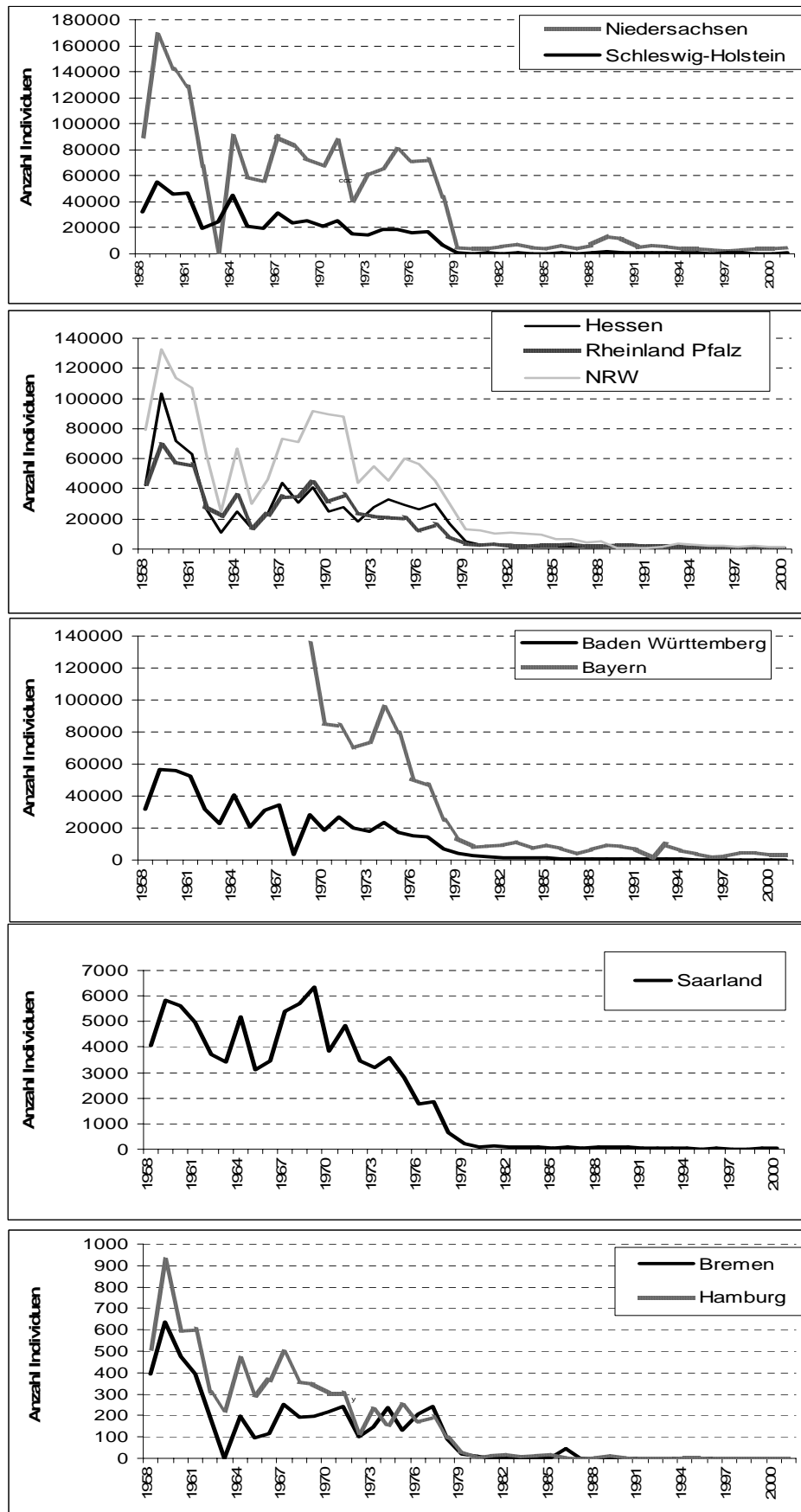
gang um 70 % zu verzeichnen. 1988 wurden auf Landkreisebene Dichten zwischen 0,17 und 0,62 Rebhühner/100 ha ermittelt (ZETTL 1989).



**Abb. 28:** Besatzentwicklung der Rebhühner in der DDR auf Grundlage von Wildzählungen

Die Erfassung des Rebhühnerbesatzes in ausgewählten großflächigen Untersuchungsgebieten der Magdeburger Börde (30.330 ha LN) und des Thüringer Beckens (37.518 ha LN) ergaben im Mittel der Jahre 1986 bis 1988 nur einen Brutpaarbesatz von 0,15 bzw. 0,34 Paaren/100 ha LN (ZETTL 1989).





**Abb. 29: Streckenentwicklung des Rebhuhns in den westlichen Bundesländern**  
 (Ordinaten-Skalierung nicht einheitlich! Diagramme sind nach Höhe der Strecken geordnet)

Angaben zur Paardichte von Rebhühnern im Frühjahr werden von einer Reihe weiterer Autoren gemacht, wobei die folgenden Daten als Überblick zu verstehen sind. Auf die für einen Vergleich notwendige Benennung und Diskussion der Erfassungsmethoden wird hier verzichtet.

PEGEL (1987) berechnete einen für Westdeutschland geltenden Durchschnitt von 1-2 Paaren/100 ha Mitte der 1980er Jahre. Als untere Grenze der Bejagbarkeit gab er 3 Paare/100 ha an.

Durch die seit 1991 durchgeführte „Wildtiererfassung Niedersachsen“ und die so gewonnenen Einschätzungen der Frühjahrs-Rebhuhnbestände durch die Jäger konnte in Niedersachsen eine sukzessive Besatzabnahme von knapp 1,6 (1994) auf 1,1 Brutpaare/100 ha Feld- und Offenlandfläche (1998) aufgezeigt werden (bereinigt nach GEHLE, schriftl. Mitt. 2003). Systematische, wissenschaftlich begleitete Verhöraktionen ergaben 1999 in elf Gebieten Niedersachsens (5.326 ha) Dichten zwischen 1,2 und 4,3 Paaren/100 ha FÖ) bei einer mittleren Dichte von 2,4 Paaren/100 ha FÖ (STRAUB & VOIGT 1999). ROESE (1990) gibt für drei niedersächsische Gebiete (1.200 ha) durchschnittliche Populationsdichten von 1,7-2,7 Paaren/100 ha für die Jahre 1985 bis 1989 an.

Für ein rheinland-pfälzisches Untersuchungsgebiet (285 ha) beschreiben DÖRING & HELFRICH (1986) einen Rückgang der Dichte von 8,4 auf 5,6 Paare/100 ha für den Zeitraum 1979 bis 1984. Für drei weitere Gebiete (1.074 ha) in Rheinland-Pfalz wurden von 1993 bis 1995 von EISLÖFFEL *et al.* (zit. in KAISER 1997) Siedlungsdichten zwischen 1,6 und 5,3 Brutpaaren/100 ha gemeldet.

Durch die Jägerschaft im Kreis Wesel (Niederrhein, Nordrhein-Westfalen) wurden im Zeitfenster 1990-2000 Rebhühner auf 33.000 ha Jagdbezirksfläche per Meldebögen erfasst; von BRÄSECKE (zit. in KAISER 1997) wird für die Jahre vor 1990 ein Besatz von deutlich unter 3 Paaren/100 ha, für 1995 ein stabilisierter Besatz von 3 Paaren/100 ha angegeben. Seit 1994 werden in Nordrhein-Westfalen auch

großräumige Erhebungen zum Frühjahrsbesatz des Rebhuhns unter Mitwirkung der Jägerschaften durchgeführt. In den in die Erfassungen involvierten Kreisen/kreisfreien Städten (n = 37 bis 21) wurde ein Populationsrückgang von 2,6 auf 2,0 (1994-2001) bzw. 2,1 Paare/100 ha LN (2002) ermittelt. Bezogen auf das gesamte Verbreitungsgebiet des Rebhuhns in Nordrhein-Westfalen liegt die Dichte allerdings deutlich unter 2 Paaren/100 ha LN. Lokal werden aber auch erheblich höhere Dichten erreicht, in einigen Gemeinden bis zu 6 Paaren/100 ha LN (EYLERT 2003). Ein Beispiel für Jagdbezirke mit extrem hohen Dichten gibt PETHIG (1995) an, der in zwei ausgewählten, landwirtschaftlich geprägten Gebieten (2.067 ha) Nordrhein-Westfalens einen Besatz von 29,1 bis 33,9 Paaren/100 ha feststellte.

Für ein mit Biotopverbesserungen aufgewertetes Gebiet (160 ha) in Baden-Württemberg ermittelte PEGEL (zit. in KAISER 1997) eine Zunahme des Brutpaarbesatzes von 3 Paaren (1990) auf 14 Paare (1994).

In Mittelfranken wurden zwischen 1991 und 1993 auf 433 ha Frühjahrsdichten von 6 bis 9 Paaren/100 ha festgestellt (BAYER & KAISER, zit. in KAISER 1997).

Für acht hessische Gebiete (600-1.200 ha) gibt KUGELSCHAFTER (zit. in KAISER 1997) unter 3 sowie 5 bis 9 Paare/100 ha für 1992-1994 an.

Durch die Erfassungen im **Projekt WILD** wurde für 2002 ein geschätzter Frühjahrsbesatz von über 59.000 Paaren in 14 Ländern, zusätzlich etwa 7.800 Individuen in zwei Ländern (Brandenburg und Rheinland-Pfalz) angegeben (DJV 2003b). Die maximale mittlere Dichte ist mit 1,95 Paaren/100 ha für Nordrhein-Westfalen dokumentiert bzw. unter Berücksichtigung der geforderten Mindest-Offenlandfläche mit 1,01 Paaren/100 ha für das Saarland. BAUER *et al.* (2002) geben den Brutpaarbesatz für dasselbe Jahr mit einer Spanne von 56.000 bis 91.000 an. Bei den Zahlen aus dem WILD-Projekt muss jedoch beachtet werden, dass die 59.000 Paare auf weniger als 50 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche Deutschlands bestätigt

wurden. Eine Hochrechnung würde zu einem geschätzten Brutpaarbesatz führen, der der oberen Grenze des Schätzintervalls von BAUER *et al.* (s.o.) nahe käme. Entsprechende Analysen sind derzeit noch in Vorbereitung.

In der aktuellen **Roten Liste der Brutvögel Deutschlands** wird das Rebhuhn in der Kategorie 2 (stark gefährdet) geführt, desgleichen in den Bundesländern Baden-Württemberg, Brandenburg, Hamburg, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Saarland. Die Länder Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein und Thüringen führen das Rebhuhn in der Kategorie 3 (gefährdet). In Berlin, Bremen, Sachsen und Sachsen-Anhalt steht es derzeit nicht auf der Roten Liste. 1991 wurde das Rebhuhn im Rahmen der schon langjährigen Tradition des Naturschutzbundes (NABU) zum „Vogel des Jahres“ proklamiert.

### 5.1.1.3 Besatzentwicklung des Rebhuhns in Europa und anderen Regionen

Verschiedene Autoren resümieren einen seit den 1950er Jahren allmählichen, seit Mitte der 1970er Jahre rapiden Rückgang des Rebhuhns nicht nur in Deutschland, sondern auch in weiten Teilen seines europäischen Verbreitungsgebietes wie auch weltweit. Unter der Annahme, dass die Jagdstrecken in Polen und in der ehemaligen Sowjetunion 12 %, in England, Ungarn, der ehemaligen CSSR, Frankreich und Italien 30 % und in den anderen Ländern 15 % des jeweiligen Herbstbesatzes repräsentieren, kalkulierte POTTS (1986) ein Absinken der Weltpopulation von 110 Millionen Rebhühnern (Herbstbesatz) in der Zeit vor 1953 auf ca. 20 Millionen Anfang der 1990er Jahre. Hierbei ist allerdings das aktive Aussetzen einer großen Menge an Rebhühnern in England, Frankreich, Italien und Ungarn zu berücksichtigen. Die Jagdstrecke reduzierte sich während des

benannten Zeitraumes von 20 auf 3,8 Millionen Individuen und in Randgebieten ihrer Verbreitung verschwand die Art gänzlich. Allein für den Zeitraum 1972 bis 1984 wurde der weltweite Besatzrückgang mit 75 % angenommen (POTTS 1986, POTTS 1988 zit. in KALCHREUTER 1991). Vor dem Hintergrund der Brutpaarangaben aus umfangreichen Studien in Europa und Nordamerika schlussfolgerte POTTS (1986), dass der durchschnittliche Brutbesatz vor 1953 insgesamt noch ca. 11 Brutpaare/100 ha betrug, 1985 hingegen nur noch 3 Brutpaare/100 ha (Abb. 30).

Eine Feldstudie im Westen Polens (150 km<sup>2</sup>) beschreibt für den Zeitraum 1968 bis 1975 Schwankungen der Frühjahrsdichte der Rebhühner von 8,0 bis 34,5 Stück/100 ha bei einem Mittelwert von 20,4 Rebhühnern/100 ha. Die mittlere Herbstdichte für dieses Zeitfenster von 42,1 Stück/100 ha sank bis 1978 auf 3,9 Stück/100 ha. Im Zeitraum 1985 bis 1988 betrug die mittlere Dichte nur noch 6,6 Rebhühner/100 ha (PANEK 1991). In Finnland hat der anhaltende Populationsrückgang zur Aufnahme des Rebhuhns in die Rote Liste geführt (PUTAALA 1997). In Großbritannien wurde im geschichtlichen Abriss anhand von Streckendaten eine beginnende Zunahme des Rebhuhnvorkommens am Ende des 18. Jahrhunderts verzeichnet, wobei hohe Besatzdichten bis 1914 nachweisbar waren. Trotz der unsicheren Basis der Streckendaten ist sicher von einer Besatzabnahme in Irland seit 1912, in Wales und in einigen westlichen Küstenregionen Schottlands seit dem Ersten Weltkrieg sowie im Osten Großbritanniens seit 1920 auszugehen (POTTS 1980).

Mitte der 1990er Jahre wurde europaweit von einer vollständigen Extinktion der Bestände in Norwegen und in Liechtenstein ausgegangen; die Bestände in der Schweiz und in Irland sind nahezu erloschen. In anderen Ländern Mitteleuropas (Deutschland, Österreich, Ungarn, Tschechien, Großbritannien, Italien) sind die Populationen extrem ausgedünnt und die Größe der Gesamtpopulation auf weniger als 20 % des Besatzes von vor 1940 gesunken. Weniger stark sind die Verluste in den Niederlanden,

Belgien, weiten Bereichen Polens und Teilen Nordfrankreichs (BAUER & BERTHOLD 1997). In untersuchten Gebieten Frankreichs fanden sich in den 1990er Jahren trotz ausgeräumter Agrarlandschaft und Schlaggrößen von über 4 ha Rebhuhndichten von 15-20 Paaren/100 ha (BIRKAN 1992 zit. in KAISER & STORCH 1996). Trotz eines allgemeinen Rückgangs des Rebhuhns sind heutzutage in Frankreich noch für einige Regionen Brutpaardichten von 50-70 Brutpaaren/100 ha, für ein Gebiet im südlichen Frankreich sogar von über 70 Brutpaaren/100 ha im Zeitraum 2000 bis 2002 dokumentiert (BRO *et al.* 2003).

Die stärksten Besatzrückgänge in Europa resümieren GLUTZ *et al.* (1994) für die ehemalige CSSR (von 5-6 Millionen Hühnern im Jahr 1935 auf 400.000 im Jahr 1963), für Österreich (Streckenrückgang von 427.000 Hühnern 1908 auf 120.000 im Jahr 1993) sowie für Deutschland, Dänemark und Großbritannien.

### 5.1.2 Methode

Die wichtigsten Bezugsgrößen bei der Untersuchung der Populationsdynamik des Rebhuhns sind die Besätze zu Beginn und nach Abschluss der Fortpflanzungsperiode, d.h. der Frühjahrs- und Herbstbesatz vor einer möglichen Bejagung. Da die Ermittlung der Besätze im Herbst nach einer standardisierten Methode mit einem sehr hohen Personal- und Zeitaufwand verbunden ist, erfolgt im Rahmen von WILD aus praktikablen Gründen nur die Einschätzung der Paarbesätze im Frühjahr. Diese Größe ist als Basis für die bundesweite Beurteilung der aktuellen Besatzsituation und Populationsentwicklung über mehrere Jahre geeignet.

Die Rebhuhnpaare werden durch die Jäger auf der Grundlage von Rufnachweisen und Sichtbeobachtungen bei Revierarbeiten, -fahrten und -begehungen erfasst. Aus der Summe dieser Einzelbeobachtungen kann nachfolgend die Gesamtzahl der Rebhuhnpaare für den Jagdbezirk eingeschätzt werden. Für die vergleichende Interpretation der Daten ist für die Erhebung in allen Bundesländern der Zeitraum vom 10. März bis Ende April vorgegeben.

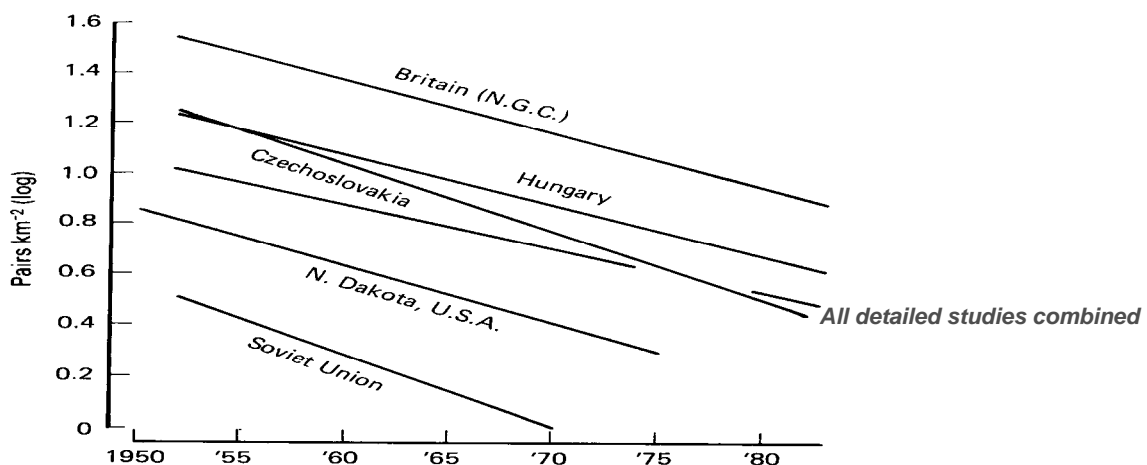


Abb. 30: Entwicklung der Brutpaardichte des Rebhuhns in einigen Ländern (aus POTTS 1986)

Auf den Formularen (DJV 2003a) sind die Anzahl der Paare im gesamten Jagdbezirk für den genannten Zeitraum einzutragen sowie das Vorkommen von Rebhühnern im Winter anzugeben. Erforderlich sind auch die Angaben zur Offenlandfläche als Rebhuhn-Lebensraum, auf die sich die Besatzberechnungen beziehen. Das Offenland umfasst dabei die landwirtschaftliche Nutzfläche (Feld, Wiese, Weide) und Ödlandflächen (langjährige Brachen, Heide, Moor). Darüber hinaus werden Angaben zu Aussetzungen und zur Bejagung des Rebhuhns erbeten. Für die Einschätzungen sind keine speziellen Einweisungen erforderlich, es wird jedoch auf die Methode des „Verhörens“ verwiesen.

Die Berechnung des Paarbesatzes pro 100 ha erfolgt nach Aufsummierung der flächen- und tierspezifischen Daten der Jagdbezirke auf die zugehörige Gemeinde. Für höhere Aggregationsebenen wird der Median der Gemeinde-Dichten wiedergegeben.

In den Bundesländern Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen, die im Rahmen der jeweiligen Länderprogramme bereits flächendeckende Erfassungen durchführen, wurden die Abfragen zum Rebhuhn in die bestehenden Wildtiererfassungsbögen eingearbeitet und über die Jägerschaften, Hegeringe, Unteren Jagdbehörden oder Forschungsstellen an die Jäger übermittelt.

In einigen Bundesländern gelang es noch nicht, die geforderten Abfragen zum Rebhuhn vollständig zu integrieren. Für Sachsen-Anhalt sind die Daten nur auf Landkreisebene darzustellen. In Brandenburg werden, auf der Grundlage der Verordnung über die Erhebung jagdstatistischer Daten vom 01.04.1994, ausschließlich Individuen erfasst. In Rheinland-Pfalz wurde das ursprüngliche Wildkataster des Landesjagdverbandes vollständig in das WILD-Programm überführt. Diese Umstellung bedingt, dass Daten zum Rebhuhn erst wieder für 2004 vorliegen werden. In Baden-Württemberg findet eine Erfassung in den Referenzgebieten jährlich, flächendeckend allerdings nur turnusmäßig statt. In Berlin und Sachsen erfolgte eine Erfassung 2003 ebenfalls nur

in den Referenzgebieten. Aus diesen Gründen konnten die genannten sechs Bundesländer in der folgenden Auswertung nicht berücksichtigt werden.

### 5.1.3 Datenmaterial

Auswertbare Angaben zum Vorkommen des Rebhuhns im Jahr 2003 liegen aus zwölf Bundesländern für rund 8.169.190 ha Offenlandfläche vor, das entspricht 52,6 % der Landwirtschaftsfläche der betrachteten Bundesländer (Tab. 16).

In den einzelnen Bundesländern ist der Anteil der Offenlandfläche der ausgewerteten Jagdbezirke an der Landwirtschaftsfläche des jeweiligen Landes (Tab. 16) aus folgenden Gründen sehr unterschiedlich:

- Nicht alle Jagdbezirke erhielten einen Erfassungsbogen. Schwierigkeiten bei der Verteilung der Formulare lagen zugrunde oder einige Jagdbezirke oder Kreise wurden von vornherein nicht in die Erfassung einbezogen.
- Die Beteiligungsrate an der Rebhuhneinschätzung war in einigen Bundesländern niedrig.
- Abgegebene Erfassungsbögen blieben unberücksichtigt, wenn Flächenangaben fehlten, ungenau oder die Angaben zu den Paarhühnern offensichtlich unkorrekt waren. Weiterhin war eine Gemeindezuordnung der beteiligten Forstamtsflächen nicht immer möglich.

### 5.1.4 Ergebnisse

Im Frühjahr 2003 lagen aus 15.818 Jagdbezirken auswertbare Erfassungsbögen für die Einschätzung der Besatzsituation des Rebhuhns vor. In zehn Bundesländern wurden insgesamt 53.630 Paare eingeschätzt (Tab. 17). Die Daten aus Brandenburg und Sachsen-Anhalt werden wegen der abweichenden Auswertung auf Landkreisebene und der Individuenerfassung getrennt dargestellt.

**Tab. 16: Anteil der Offenlandfläche der ausgewerteten Jagdbezirke (JB) an der Landwirtschaftsfläche des jeweiligen Bundeslandes**

Bundesland	Landwirtschaftsfläche* <sup>1</sup>	Offenlandfläche der ausgewerteten JB <sup>2</sup>	
	ha	ha	%
Bayern	3.571.300	40.903	1,1
Brandenburg	1.470.500	1.321.020	89,8
Bremen	11.800	10.796	91,5
Hamburg	21.000	13.700	65,2
Hessen	907.100	98.287	10,8
Mecklenburg-Vorpommern	1.490.600	879.975	59,0
Niedersachsen	2.924.900	2.784.614	95,2
Nordrhein-Westfalen	1.737.500	590.978	34,0
Saarland	114.600	50.765	44,3
Sachsen-Anhalt	1.281.900	897.913	70,0
Schleswig-Holstein	1.137.900	706.559	62,1
Thüringen	872.400	773.680	88,7
<b>Gesamt</b>	<b>15.541.500</b>	<b>8.169.190</b>	<b>52,6</b>

\* aus dem Statistischen Jahrbuch 2002 für die Bundesrepublik Deutschland

<sup>1</sup> Landwirtschaftsfläche: unbebaute Fläche, die dem Ackerbau, der Wiesen- und Weidewirtschaft, dem Garten-, Obst- oder Weinbau dienen sowie Moor und Heide.

<sup>2</sup> Offenlandfläche: landwirtschaftliche Nutzfläche (Feld, Wiese, Weide) und Ödlandflächen (langjährige Brachen, Heide, Moor).

**Tab. 17: Anzahl der ausgewerteten Jagdbezirke sowie Anzahl eingeschätzter Rebhuhnpaare im Frühjahr 2003 in den Bundesländern**

Bundesland	Anzahl der Jagdbezirke mit auswertbaren Angaben	Rebhuhn-Paare
Bayern	95	865
Bremen	43	61
Hamburg	40	35
Hessen	246	1.520
Mecklenburg-Vorpommern	1.559	821
Niedersachsen	8.044	29.129
Nordrhein-Westfalen	2.131	12.885
Saarland	174	415
Schleswig-Holstein	1.290	4.974
Thüringen	2.196	2.925
<b>Gesamt</b>	<b>15.818</b>	<b>53.630</b>

Bei der Beurteilung der Rebhuhnbesatzdichten ist zu berücksichtigen, dass insgesamt nur für ca. 47 % der Offenlandfläche aus zehn ausgewerteten Bundesländern eine Einschätzung der Besätze vorliegt.

In Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen und im Saarland liegt der Anteil der erfassten Fläche, bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche, unter 50 %. In diesen Bundesländern kann daher für das

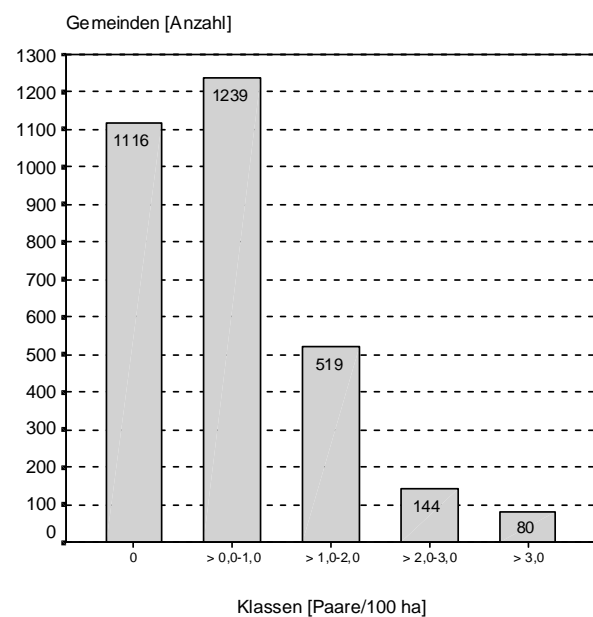
Jahr 2003 nicht von einer Flächendeckenden Einschätzung gesprochen werden. Besonders für Bayern mit 1,1 % und Hessen mit 10,8 % Flächenanteil können die Daten nicht als ausreichend repräsentativ für das jeweilige Bundesland angesehen werden. Ein Vergleich der Besatzsituation zwischen den Bundesländern ist laut Vorgaben im WILD nur dort sinnvoll, wo der eingeschätzte Offenlandflächenanteil größer als 50 % der gesamten Landwirtschaftsfläche ist. Diese Anforderung wurde nur in sechs Bundesländern erfüllt (Tab. 16). Vor diesem Hintergrund sind die in der Abb. 32 dargestellten Rebhuhndichten (Paare pro 100 ha Offenland) zu betrachten. In diesen sechs Ländern wurden mittlere Dichten von jeweils unter 1 Paar/100 ha festgestellt. Niedersachsen weist mit 0,85 Paaren/100 ha die höchste mittlere Dichte auf (Abb. 32).

In Betrachtung aller Bundesländer wurden die höchsten Dichten mit einem Median von 2,00 Paaren/100 ha für Nordrhein-Westfalen festgestellt. Hier wurde das Rebhuhnvorkommen allerdings nur in so genannten „Kerngebieten“ erfasst und spiegelt daher keinen Mittelwert für das gesamte Bundesland wider. Auch Bayern weist mit einer maximalen mittleren Dichte von 1,77 Paaren/100 ha – bundesweit gesehen – hohe Dichten auf, wobei hier der geringe Rücklauf der Erfassungsbögen sowie der geringe Flächenanteil (1,1 %) zu berücksichtigen sind. Damit ist auch dieser Wert mit Vorsicht zu interpretieren.

Deutlich geringere Dichten von unter 0,5 Paaren/100 ha weisen die beiden ostdeutschen Länder Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen sowie Hamburg auf.

In Sachsen-Anhalt wurden in den Landkreisen auf 70 % der Landwirtschaftsfläche des Landes (1.835 Jagdbezirke) Paardichten von 0 bis 0,48 Paaren/100 ha erhoben. Die Individuen-Erfassung in Brandenburg ergab auf 89,8 % der Landwirtschaftsfläche des Bundeslandes in 2.760 Jagdbezirken eine Dichte von 0 bis 10 Rebhühnern/100 ha.

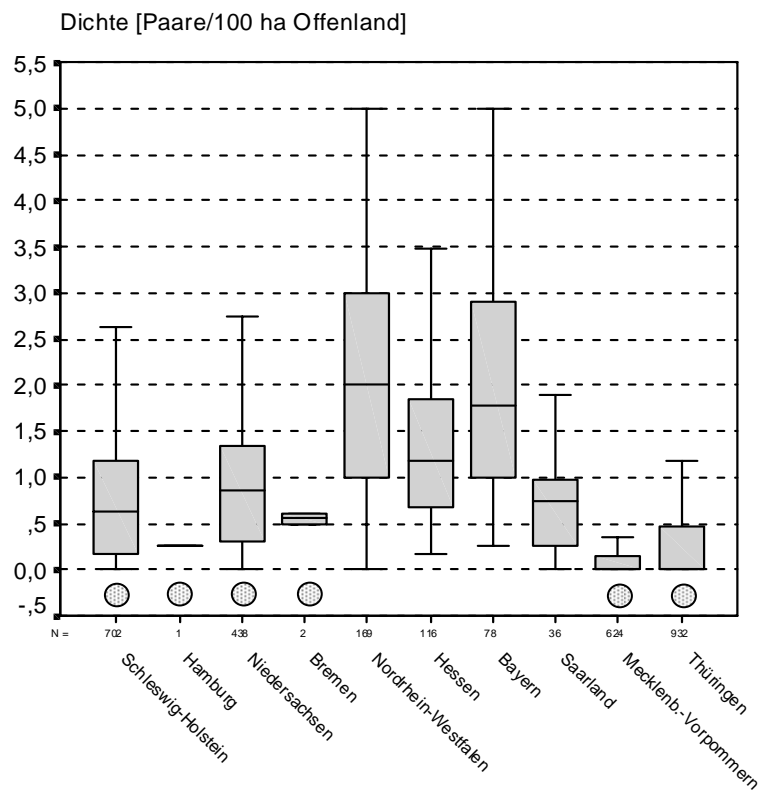
Angaben zum Rebhuhnbesatz standen 2003 bundesweit aus 3.098 Gemeinden (22,3 % aller deutschen Gemeinden) zur Verfügung. Die Häufigkeitstabelle (Tab. 19) zeigt die Anzahl der Gemeinden in den einzelnen Dichteklassen für die Bundesländer. In den zehn beteiligten Bundesländern wurden im Frühjahr 2003 in 1.116 ausgewerteten Gemeinden (36 %) keine Paarhühner festgestellt. Rebhuhndichten bis zu 1 Paar pro 100 ha schätzten die Jäger in 1.239 Gemeinden (40 %), über 1 Paar/100 ha in 743 Gemeinden (24 %) ein (Tab. 19).



**Abb. 31:** Häufigkeitsverteilung der Gemeinden in den Rebhuhndichte-Klassen

**Tab. 18: Statistische Angaben zum Frühjahrsbesatz der Rebhühner 2003 (JB: Jagdbezirke)**

Bundesland	Anzahl JB	Paare/100 ha				
		Median	arith. Mittel	SD	Min.	Max.
Bayern	95	1,77	2,35	1,96	0,27	9,05
Bremen	43	0,55	0,55	0,08	0,49	0,60
Hamburg	40	0,26	0,26	0,00	0,26	0,26
Hessen	246	1,17	1,43	1,08	0,16	7,06
Mecklenburg-Vorpommern	1.559	0,00	0,11	0,29	0,00	5,56
Niedersachsen	8.044	0,85	0,93	0,77	0,00	4,39
Nordrhein-Westfalen	2.131	2,00	2,18	1,63	0,00	13,00
Saarland	174	0,73	0,70	0,56	0,00	2,55
Schleswig-Holstein	1.290	0,62	0,81	0,84	0,00	7,75
Thüringen	2.196	0,00	0,29	0,47	0,00	2,95


**Abb. 32: Frühjahrsdichte 2003 des Rebhuhns in den beteiligten Bundesländern**

(die Länder mit einer Beteiligung von über 50 % der betrachteten Offenlandfläche an der Gesamt-Landwirtschaftsfläche des Bundeslandes sind mit ● gekennzeichnet)



In Abb. 33 sind die Ergebnisse der Einschätzungen auf Gemeindeebene für Deutschland insgesamt veranschaulicht. Bei dieser Darstellungsweise sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- Als räumliche Bezugsbasis wurde die Gemeinde gewählt.
- Lag für eine Gemeinde aus keinem Jagdbezirk eine Meldung vor, erscheint diese in der Abbildung weiß (= keine Angabe).
- Sobald mindestens ein Jagdbezirk in einer Gemeinde Rebhuhnvorkommen meldete, wurde die gesamte Gemeindefläche entsprechend farbig markiert, d.h. der jeweilige Dichtewert zugeordnet.
- Wenn für eine Gemeinde mehrere Meldungen vorlagen, wurden zunächst die geschätzten Rebhuhnpaare und die jeweiligen Offenlandflächen aufsummiert und hieraus die Paardichte für die jeweilige Gemeinde berechnet.

Ein größeres Schwerpunktgebiet ist für den westlichen Teil von Nordrhein-Westfalen ersichtlich, wo sich Gemeinden mit Dichten weit über 3 Paaren/100 ha finden (Niederrheinische Bucht, Niederrheinisches Tiefland, Westfälische Tieflandsbucht). Dieses Schwerpunktgebiet erstreckt sich bis in den angrenzenden westlichen Teil Niedersachsens (Dümmer Geestniederung, Ems-Hunte-Geest).

In Nordrhein-Westfalen werden seit 1994 Einschätzungen zum Rebhuhnbesatz durch die Jäger durchgeführt. Diese erfolgten 2002 und 2003 aus nachfolgend genannten Gründen dort nur in ausgewählten Gebieten (EYLERT, 2003):

- Aufgrund der Höhenlage und Bewaldung spielen einige flächenmäßig große Kreise des Landes für das Rebhuhnvorkommen keine Rolle, so dass in diesen Landkreisen auf eine Einschätzung verzichtet wurde.
- In früheren Jahren wurden in einigen Gebieten nur eine geringe Beteiligung bzw. geringe Dichten, deutlich unter dem seinerzeit für eine Bejagungsoption relevanten Schwellenwert von 3 Paaren/100 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (LN), festgestellt.

Damit sind für den südöstlichen Teil des Landes auch im Jahr 2003 keine Angaben zum Rebhuhnbesatz vorhanden. Die Rebhuhndichte hat sich im so genannten „Kerngebiet“ Nordrhein-Westfalens (21 Kreise/kreisfreie Städte) seit 1999 auf etwa 2 Paare/100 ha LN eingependelt. In einigen Gebieten, schwerpunktmäßig innerhalb der Kreise Heinsberg, Euskirchen, Borken und Kleve werden offenbar Dichten von 5-6 Paaren/100 ha LN erreicht. Bezogen auf das gesamte potenzielle Verbreitungsgebiet des Rebhuhns in Nordrhein-Westfalen liegt die Dichte mit schätzungsweise 1,5 Paaren/100 ha LN (12.000 bis 15.000 Paare) deutlich darunter (EYLERT, 2003).

Auch in Niedersachsen hat sich der Rebhuhnbesatz nach den starken Rückgängen in den letzten Jahren offenbar stabilisiert. Im Frühjahr 2003 wurden in 8.044 Jagdbezirken auf einer Offenlandfläche von rund 2,78 Mio. ha über 29.000 Paare angegeben, was einer mittleren Populationsdichte von 0,85 Rebhuhnpaaren/100 ha Offenlandfläche entspricht.

Im zentralen und westlichen Niedersachsen sind lokale Besätze von über 3 Paaren/100 ha nicht ungewöhnlich. Dagegen ist der Rebhuhnbesatz im Süden und Nordwesten von Niedersachsen mit 0,0 bis maximal 1 Paar/100 ha nur gering. In einigen Gemeinden des waldreichen Weser-Leine-Berglandes und der Lüneburger Heide ist das Rebhuhnvorkommen erloschen.

Auch in den Bundesländern Hessen und Bayern sind Gemeinden mit mehr als 3 Paaren/100 ha zu finden. Aufgrund des lückenhaften Datenmaterials sind jedoch größere Schwerpunktgebiete nicht ersichtlich.

In Schleswig-Holstein sind Gemeinden mit Dichten von mehr als 2 Paaren/100 ha insbesondere im Norden des Landes konzentriert. Als bevorzugte Siedlungsflächen stellen sich die Sanderflächen der Vorgeestlandschaften dar. Für vereinzelte Gemeinden im Bereich der Marschen, in zentralen und südlichen Landesteilen sind ebenfalls Dichten mit über 2 Paaren/100 ha dokumentiert.

Ähnlich wie beim Feldhasen ist in den ostdeutschen Bundesländern eine wesentlich schlechtere Besatzsituation des Rebhuhns festzustellen. Auch in früher prädestinierten Niederwildgebieten (Magdeburger Börde, Thüringer Becken) sind dort heute großflächig nur noch Besätze unter 1 Paar/100 ha zu finden. Die fehlenden Eintragungen der Rebhuhndichten für Brandenburg und Sachsen-Anhalt in Abb. 33

sind, wie oben benannt, mit den abweichenden Erfassung- bzw. Auswertungsmodi zu begründen.

Aufgrund der sehr geringen Rebhuhnbesätze in fast allen Bundesländern spielt das Rebhuhn jagdlich keine oder nur noch eine sehr untergeordnete Rolle. Nennenswerte, jedoch im Vergleich zu früheren Jahren geringe Strecken werden noch aus den Ländern Bayern und Niedersachsen gemeldet.

**Tab. 19: Häufigkeitstabelle für die eingeschätzten Rebhuhn-Paardichten (in Klassen) im Frühjahr 2003 in den Bundesländern (Gemeindeebene)**

Bundesland	Paare/100 ha	Anzahl der Gemeinden				
		Angabe vorhanden	davon 0	> 0 - 1,0	> 1,0 - 2,0	> 2,0 - 3,0
Bayern	78	0	19	24	17	18
Bremen	2	0	2	0	0	0
Hamburg	1	0	1	0	0	0
Hessen	116	0	51	40	16	9
Mecklenburg-Vorpommern	624	377	240	6	0	1
Niedersachsen	438	39	210	147	33	9
Nordrhein-Westfalen	169	15	43	61	23	27
Saarland	36	7	21	7	1	0
Schleswig-Holstein	702	145	336	163	42	16
Thüringen	932	533	316	71	12	0
<b>Gesamt</b>	<b>3.098</b>	<b>1.116</b>	<b>1.239</b>	<b>519</b>	<b>144</b>	<b>80</b>

#### Rebhuhndichten in der Gegenüberstellung der Jahre 2002 – 2003

Die hier dargestellten Rebhuhndichten wurden entgegen denen im Jahresbericht 2002 anders berechnet (Berechnung über Gemeindeebene). Daher sind die Dichten aus dem Jahr 2002 dem neuen Berechnungsmodus angepasst und werden an dieser Stelle erneut präsentiert (Abb. 34).

Die Gegenüberstellung der Daten aus Gemeinden, in denen sowohl in 2002 als auch in 2003 Rebhuhn-Paare eingeschätzt wurden, zeigt keine nennens-

werten Differenzen für die mittleren Dichten (Abb. 35).

Für Bremen wurde im Jahresbericht 2002 durch einen Eingabefehler versehentlich die Dichte mit 1,8 Paare/100 ha angegeben. Korrekt sind hier 0,41 Paare/100 ha, die auf einer Offenlandfläche von 7.186 ha nachgewiesen wurde.

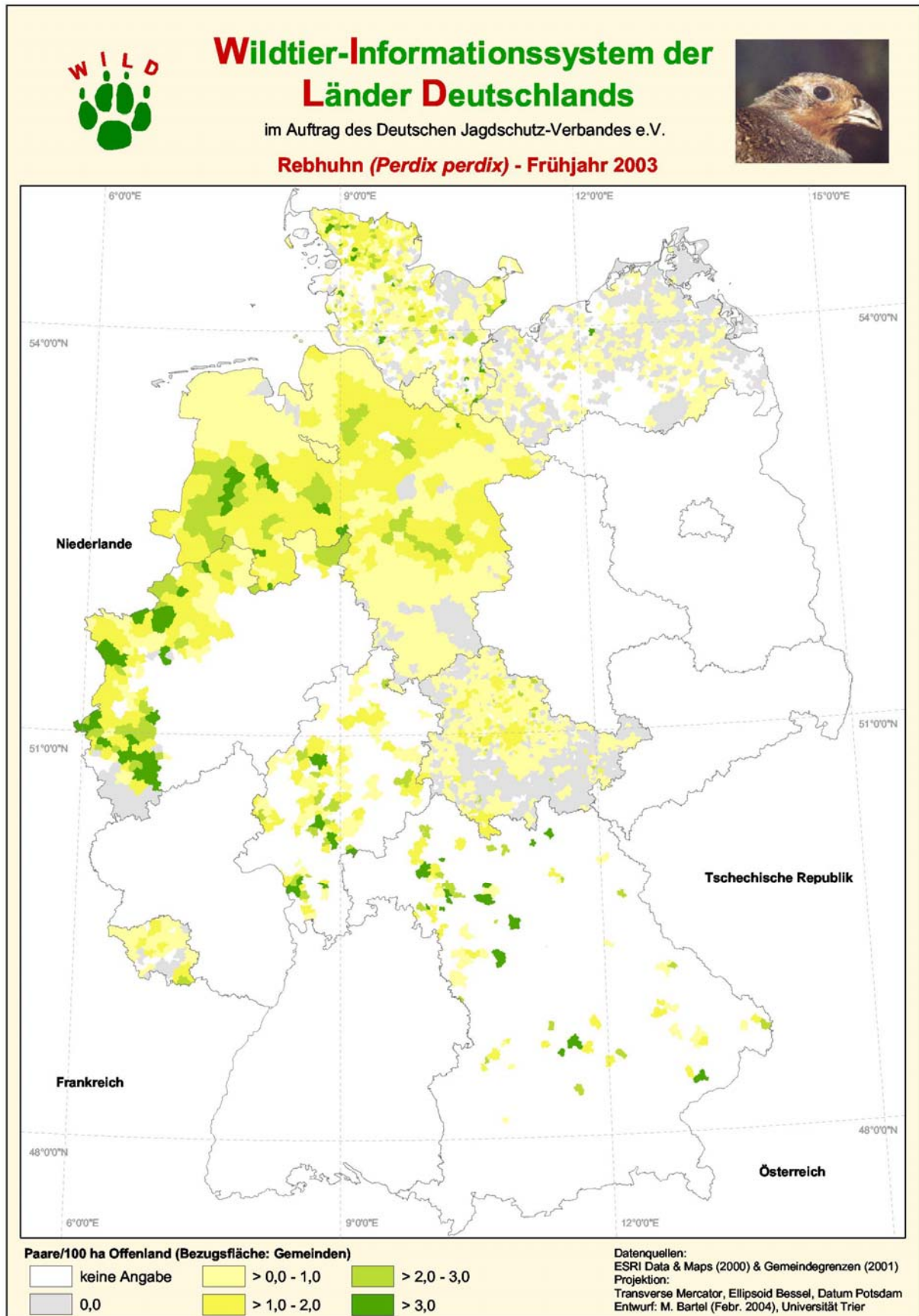
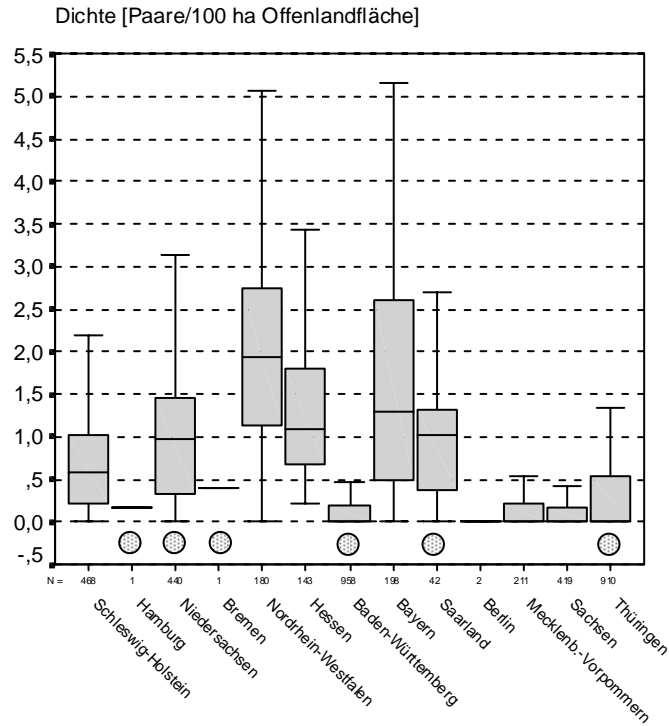
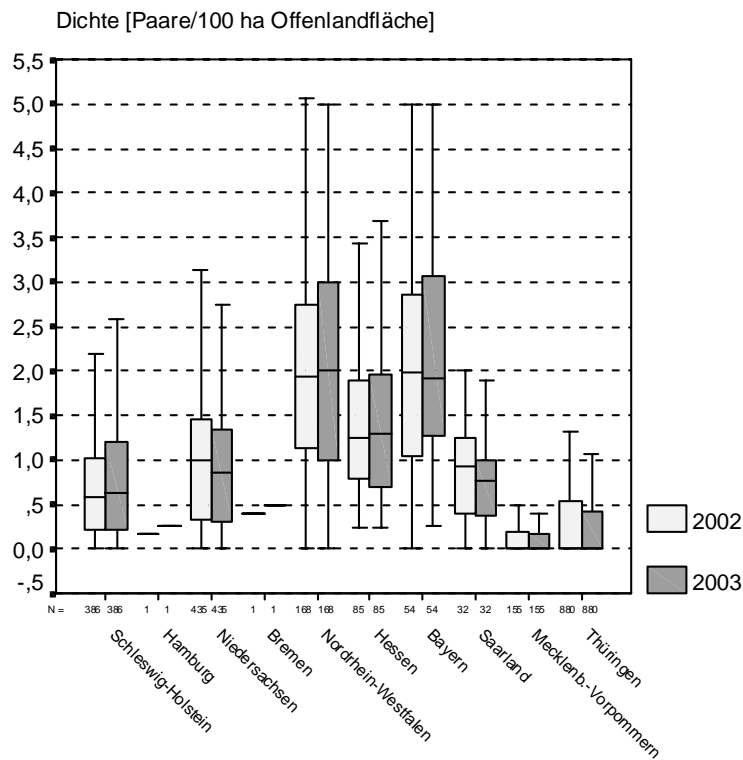


Abb. 33: Rebhuhnbesatz im Frühjahr 2003 in Deutschland (Gemeindeebene)



**Abb. 34:** Frühjahrsdichte des Rebhuhns im Jahr 2002 in den beteiligten Bundesländern auf Gemeindeebene (die Länder mit einer Beteiligung von über 50 % der betrachteten Offenlandfläche an der Gesamt-Landwirtschaftsfläche des Bundeslandes sind mit gekennzeichnet)



**Abb. 35:** Gegenüberstellung der Frühjahrsdichten Rebhuhn 2002 und 2003 aus den in beiden Jahren beteiligten, identischen Gemeinden aus zehn Bundesländern

## 6 Schlussfolgerungen für Naturschutz- und Jagdpolitik

Seit Herbst 2001 werden im Rahmen des WILD-Projektes nach bundesweit einheitlicher Methodik Informationen über ausgewählte Wildtierarten sowie deren Lebensräume erhoben. Die aus der wissenschaftlichen Auswertung und Interpretation des Datenmaterials resultierenden Erkenntnisse aus dem Projekt sollen auch Eingang in die politische Diskussion um Naturschutz und Jagd auf Bundes- und Länderebene finden.

Basierend auf dem bisher vorliegenden Datenpool und gestützt durch Untersuchungen aus Bundesländern, in denen Wildtier-Informationssysteme bereits seit längerem installiert sind, kann derzeit in Deutschland von einer stabilen **Feldhasenpopulation** ausgegangen werden, die sich jedoch regional auf sehr unterschiedlichen Dichteniveaus bewegt.

Jagdstrecken im Bereich des Niederwildes können aus genannten Gründen nur noch bedingt als Populationsweiser fungieren. Hinzu kommt, dass sie allenfalls eine Entwicklung der Herbstpopulation nachzeichnen können, die Kenntnis über die zur Reproduktion im Frühjahr vorhandenen Tiere kann allein auf dieser Grundlage jedoch nicht erörtert werden. Diese Informationen sind nur durch Zählungen im Freiland zu erlangen, worin eine der Hauptaufgaben des WILD-Projektes liegt.

Künftige „Rote Listen“, Wildtieratlanten usw. sollten sich an diesen Ergebnissen orientieren, um Fehleinschätzungen der Besatzentwicklungen zu vermeiden. In Nordrhein-Westfalen beispielsweise wurde der Feldhase entgegen der fachlichen Einschätzung der LÖBF, Forschungsstelle für Jagdkunde als „gefährdet“ eingestuft. Im bundesweiten Vergleich der Feldhasenbesätze im Rahmen von WILD konnte gezeigt werden, dass in Gunsträumen Nordrhein-Westfalens trotz rückläufiger Jagdstre-

cken großflächig hohe Feldhasendichten (Frühjahrsbesätze) erreicht werden.

Auch die „Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands“ (Bundesamt für Naturschutz 1998) führt den Feldhasen in der Kategorie „gefährdet“, ohne in der Begründung auf ein Bestandsmonitoring zurückgreifen zu können. Hierzu wird WILD künftig die notwendige Datengrundlage schaffen. Bereits heute zeigt sich, dass der Feldhase in Deutschland im Rahmen seiner ökologischen Valenz flächendeckend vorkommt.

Eine zweite Niederwildart, für die das Projekt WILD detaillierte Populationsdaten liefern kann, ist das **Rebhuhn**. Untersuchungen in mehreren Bundesländern haben bestätigt, dass Brutpaarzahlen, die durch Jäger geliefert werden, sehr gut zur Bestandseinschätzung der Art genutzt werden können. Des Weiteren zeigte sich, dass frühere Bestandsschätzungen zum Teil um den Faktor vier bis sechs unter der tatsächlich vorhandenen Brutpaarzahl liegen. Während beispielsweise in der Roten Liste der Brutvögel Schleswig-Holsteins nur 1.500 Brutpaare (KNIEF *et al.* 1995), im Brutvogelatlas des Landes (BERNDT *et al.* 2002) 1.863 Paare als Bestand angegeben werden, gehen neue Vergleichsuntersuchungen (KIECKBUSCH *et al.* in Vorb.) von knapp 9000 Brutpaaren aus.

Die prinzipielle Frage, ob eine am Kriterium „Nachhaltigkeit“ ausgerichtete Bejagung von Niederwildarten wie Feldhase oder Rebhuhn noch vertretbar ist, wird durch die Verknüpfung der langjährig erhobenen Bestandszahlen mit einer differenzierten Streckenstatistik in den Referenzgebieten nach populationsbiologischen Gesichtspunkten beurteilt werden können.

In einzelnen Bundesländern sind solche Analysen bereits durchgeführt worden; sie konnten für die Feldhasenbejagung bestätigen, dass es sich hierbei um eine nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen handelt. Die nach allgemein anerkannten, empfohlenen und in der Praxis gebräuchlichen Standards ausgeübter Jagd beeinträchtigen in der Regel

nicht die Populationsentwicklung der Art, wonach eine gesetzliche Einschränkung der jagdlichen Nutzung nicht gerechtfertigt wäre.

Die kombinierte Erfassung von Witterungsdaten, der Flächennutzung und dem Vorkommen von Wildtieren soll in Zukunft eine **multifaktorielle Analyse** ermöglichen, die weiteren Aufschluss über die Ursachen der sehr unterschiedlichen Bestandsdichten in den Referenzgebieten gibt. In einzelnen Bundesländern sind solche Auswertungen bereits erfolgt und es konnte belegt werden, dass die Bedeutung der Landschaftsparameter für einen Beutetierbestand (hier Feldhase) hinter dem Einfluss von Prädatoren bleibt. Sollten sich diese Befunde für den großen Stichprobenpool der Referenzgebiete auf Bundesebene bestätigen, ist eine Änderung in der Jagd- und Naturschutzpolitik, die eine Prädatorenbejagung zunehmend restriktiver handhabt, dringend geraten.

## 7 Projektbegleitende wissenschaftliche Aktivitäten bzw. Forschungsprojekte

### Überprüfung der Methoden

Neben einer umfangreichen Betreuung verschiedener Wildtierarten werden die im WILD angewandten Erfassungsmethoden hinsichtlich der Genauigkeit und Zuverlässigkeit sukzessive überprüft. Für eine umfangreiche und bundesweite Anwendung z.B. der Scheinwerfertextation werden seit 2002 in gesonderten Untersuchungen mögliche Fehlerquellen dieser Methode abgeschätzt (STUHR 2003, STRAUß in Vorb.).

Weiterhin werden seit 2002 die Bestandsangaben, die auf Einschätzungen der Jäger beruhen, evaluiert. Für das Rebhuhn ergab sich in einer ersten Studie, dass die Jäger die Frühjahrsbesätze nur geringfügig unterschätzten (VOIGT et al. 2000).

### Monitoring der Greifvögel und Eulen Europas

Wesentliches Ziel von WILD ist es, Informationen zu möglichst vielen dem Jagdrecht unterliegenden Tierarten zur Verfügung zu stellen. Dazu gehören natürlich auch aktuell nicht bejagte Arten wie Wildkatze, Luchs oder Seehund sowie die Greifvögel.

So konnten durch die Unterstützung von Game Conservancy Deutschland die Daten des renommierten **Monitoring-Projekts Greifvögel und Eulen Europas für WILD** gewonnen werden.

In Deutschland gab es bis 1988 nur für wenige Greifvogelarten (u.a. Wanderfalke, Seeadler) oder nur für bestimmte Teilgebiete koordinierte Erfassungen. Es ist MICHAEL STUBBE (Halle) zu verdanken, dass ab 1988 am Institut für Zoologie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg der Aufbau eines stabilen Beobachtungsnetzes erfolgte und alle erhobenen Daten in eine Datenbank einfließen. Bisher liegen aus 17 europäischen Ländern Daten und damit Reproduktionsangaben zu 120.000 Brutpaaren vor, wobei der Schwerpunkt der Erhebungen (80 %) in Deutschland liegt (MAMMEN & STUBBE 2002). Diese Datengrundlage erlaubt heute verlässliche Bestandshochrechnungen und belastbare Populationsprognosen für einige Arten.

Populationsökologische Forschung kann nur als Langzeitforschung erfolgreich sein. Das ist eine oftmals harte und wenig spektakuläre Arbeit, die aber getan werden muss, um auf Basis fundierter und belastbarer Daten naturschutzrelevante und jagdpolitische Entscheidungen treffen zu können.

## Neozoen

In der Fachpresse sowie in den Medien allgemein wird verstärkt über die Bestandszunahme und Ausbreitung von zahlreichen nicht autochthonen Tierarten in Europa berichtet. Die in den letzten Jahren rasant gestiegene Zahl der Abschüsse bzw. Totfundmeldungen von Waschbär, Marderhund und Nordamerikanischem Nerz (Mink) dokumentiert eine solche Entwicklung und Ausbreitung dieser Arten auch in Deutschland und ist keinesfalls das Ergebnis einer Intensivierung der Jagd auf diese drei Neozoenarten. Die Populationsentwicklung und die Nutzung der Lebensräume in den intensiv genutzten Kulturlandschaften Mitteleuropas durch die sehr anpassungsfähigen und konkurrenzstarken Beutegreifer sind weitgehend unbekannt. Es besteht dringender Forschungsbedarf (GORETZKI 2003). Eine bundeseinheitliche Erfassung der Jagdstrecke und der Totfunde der drei genannten Arten wäre ein erster Schritt, um die Ausbreitungsdynamik der Neozoen in Deutschland kontrollieren und sicherer bewerten zu können. GORETZKI (BFH Eberswalde) fordert weiterhin die Aufnahme von Waschbär, Marderhund und Mink in das Jagdrecht aller Bundesländer Deutschlands. Im Rahmen von WILD werden zukünftig die Strecken und das Vorkommen dieser Arten in den Referenzgebieten erfasst. Darüber hinaus empfehlen die WILD-Zentren das Vorkommen der drei Arten in den Jagdbezirken bei der Durchführung der Flächendeckenden Einschätzung abzufragen.

## Differenzierte Streckenanalysen

Die bisher in vielen Ländern durchgeführte Streckenstatistik, die häufig keine verwertbaren Aussagen über die Alterszusammensetzung der Strecke erlaubt, ist für Populationsprognosen (u.a. durch Matrizen-Modelle) im Allgemeinen unbrauchbar. Um verbesserte Informationen zur Erstellung von Populationsprognosen zu erhalten, wurden 2003/2004 differenzierte Populationsmodelle u. a. für das Schwarzwild erprobt (Abb. 36). Ausgangspunkt

waren dabei revierbezogene Daten mit exakten Alters-, Zeit- und Gewichtsangaben der jeweils erlegten Individuen. Die für einzelne Kreise erstellten revierbezogenen Grunddaten liefern anhand GIS-gestützter Auswertungen und durch Modellbildung klare Aussagen für die zukünftige Entwicklung der Schwarzwildpopulationen (Abb. 37).

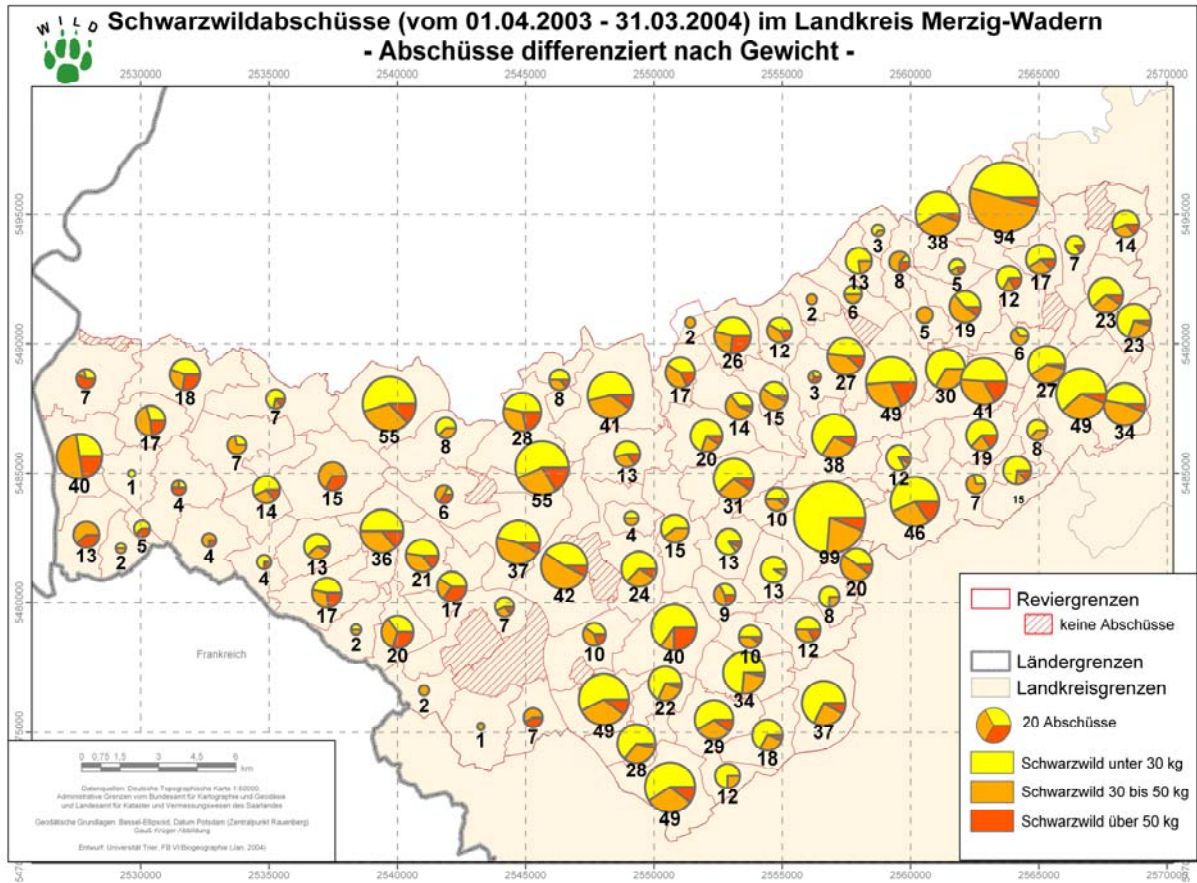


Abb. 36: Beispiel für Strecken differenziert nach Gewicht

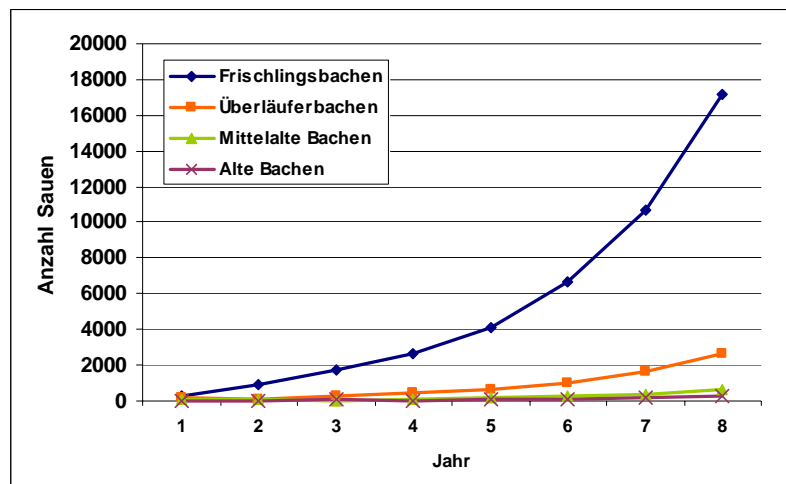


Abb. 37: Beispiel einer Populationsprognose



## 8 Literatur

- ABILDGARD, F., ANDERSEN, J. & BARNDORFF-NIELSEN, O. (1972): The hare population (*Lepus europaeus* PALLAS) of Illumø, Denmark. A report on the analysis of the data from 1957-1970. Danish Rev. of Game Biol. 6 (5): 1-12.
- AHRENS, M. & KOTTWITZ, S. (1997): Feldhasenprojekt Sachsen-Anhalt: Ergebnisse der Felduntersuchungen. Beitr. Jagd- Wildforsch. 22: 49-62.
- ANDREN, H. (1992): Corvid density and nest predation to forest fragmentation: A landscape perspective. Ecology 73 (9): 794-804.
- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1997): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. AULA-Verlag, Wiesbaden, 715 S.
- BAUER, H.-G., BERTHOLD, P., BOYE, P., KNIEF, W., SÜDBECK, P. & WITT, K. (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 3. überarb. Fass., Ber. Vogelschutz 39: 13-60.
- BECKER, R. (1997): Zum Ergebnis des hessischen Feldhasen-Untersuchungsprogrammes. Beitr. Jagd- Wildforsch. 22: 141-148.
- BENSINGER, S., KUGELSCHAFTER, K., ESKENS, U. & SOBIRAJ, A. (2000): Untersuchungen zur jährlichen Reproduktionsleistung von weiblichen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in Deutschland. Z. Jagdwiss. 46: 73-83.
- BERNDT, R. K., KOOP, B. & B. STRUWE-JUHL (2002): Vogelwelt Schleswig-Holsteins 5, Brutvogelatlas. Wachholtz-Verlag, Neumünster. 504 S.
- BIEGER, W. (1941): Handbuch der Deutschen Jagd. Parey-Verlag, Berlin.
- BÖGEL, K., ARATA, A.A., MOEGLE, H. & KNORPP, F. (1974): Recovery of reduced populations in rabies control. Zbl. Vet. Med. 21: 401-412.
- BRANDING, C. (1998): Untersuchungen zur Habitatnutzung des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L., 1758) und des Dachses, *Meles meles* (L., 1758), im Forstrevier Wilmersdorf. Dipl.-Arbeit, Fachhochschule Eberswalde.
- BRAUNSCHEIG, A.V. (1997): Armer kranker Hase. Wild und Hund Exklusiv 6: 70-75.
- BRESINSKI, W. (1976): Weather conditions vs. European hare populations dynamics. Ecology and Management of European Hare Populations. Proc. Int. Symp., Warszawa: 105-114.
- BRO, E., REITZ, F. & LANDRY, P. (2003): Grey partridge populations status in France: spatial variability and recent trend. Posterbeitrag, 26. IUGB Kongress, Braga, Portugal.
- BUNDESAMT FÜR NATRUSCHUTZ (Hrsg.) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schr.reihe landschaftpl. Natsch. H. 55. Bonn-Bad Godesberg. 434 S.
- DECKERT, G. (1980): Siedlungsdichte und Nahrungssuche bei Elster, *Pica pica* (L.) und Nebelkrähe, *Corvus corone cornix* (L.). Beitr. Vogelkde 26: 305-334.
- DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-Verband (Hrsg.) (1960-2003): DJV-Handbücher – Jagd 1960 bis 2003. Verlag D. Hoffmann, Mainz.
- DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-Verband (Hrsg.) (2002): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD) – Zur Besatzsituation des Feldhasen in Deutschland. Bonn.
- DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-Verband (Hrsg.) (2003a): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD) – Projekthandbuch. Bonn.
- DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-Verband (Hrsg.) (2003b): Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD) – Jahresbericht 2002. Bonn.
- DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-Verband (Hrsg.) (2004): DJV-Handbuch – Jagd 2004. Verlag D. Hoffmann, Mainz. 606 S.
- DICK, H. (1995): Randeffekt – Problematik durch generalistische Beutegreifer am Beispiel von Rabenkrähe (*Corvus corone corone* LINNAEUS 1758) und Wurzacher Ried (Süddeutschland). Ökol. Vögel 17 (1), 128 S.
- DÖRING, V. & HELFRICH, R. (1986): Zur Ökologie einer Rebhuhnpopulation (*Perdix perdix*, Linné, 1758) im Unteren Naheland (Rheinland-Pfalz; Bundesrepublik Deutschland). Schr.reihe AK Wildbiol. u. Jagdwiss. an der Justus-Liebig-Universität Gießen. H. 15. Enke-Verlag, Stuttgart, 365 S.
- DWENGER, R. (1991): Das Rebhuhn. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 447. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 144 S.

- EIBERLE, K., MATTER, J.-F. & NIZON, V. (1982): Über die Abhängigkeit der Hasenstrecken vom Witterungsverlauf während der Fortpflanzungsperiode. *Forstwiss. Zent.bl.* 101: 1-12.
- EICHSTÄTT, H. (1998): Vergleich von Erfassungsmethoden beim Dachs. *AFZ/Der Wald* 1: 16-17.
- ELLENBERG, H. (1989): Verbreitung, Häufigkeit, Produktivität und Verfolgungsraten bei Rabenkrähe, Elster und Eichelhäher in der Bundesrepublik Deutschland. Stellungnahme im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft und Forsten (BML) zu Fragen über Bejagung und/oder Schutz der Rabenvögel.
- EPPLE, W. (1996): Rabenvögel: Göttervögel – Galgenvögel, ein Plädoyer im Rabenvogelstreit. G. Braun-Buchverlag, Karlsruhe. 111 S.
- ESKENS, U., KUGEL, B., BENSINGER, S. & BITSCH, N. (1999): Untersuchungen über mögliche Einflussfaktoren auf die Populationsdichte des Feldhasen. *Z. Jagdwiss.* 45(1): 60-65.
- EYLERT, J. (2000): Jagdstatistik als Beitrag zum Landschaftsmonitoring. *LÖBF-Mitt.* 2: 56-67.
- EYLERT, J. (2003): Ein neues Kapitel „Rebhuhn“ in NRW. *Rhein.-Westf. Jäger* 57 (2): 18-21.
- EYLERT, J. (2003): Rebhuhn-Monitoring in NRW. *LÖBF-Mitt.* 2: 52-56.
- FRÖLICH, K., WISSER, J., SCHMÜSER, H., FEHLBERG, U., NEUBAUER, H., GRUNOW, R., NIKOLAOU, K., PRIEMER, J., THIEDE, S., STREICH, W. J. & SPECK, S. (2003): Epizootiologic and ecologic investigations of european brown hares (*Lepus europaeus*) in selected populations from Schleswig-Holstein, Germany. *J. Wildl. Diseases*: 751-761.
- FRYLESTAM, B. (1980): Reproduction in the European Hare in southern Sweden. *Holarc. Ecol.* 3: 74-80.
- GEDEON, K. (1994): Monitoring Greifvögel und Eulen – Grundlagen und Möglichkeiten einer langfristige Überwachung von Bestandsgrößen und Reproduktionsdaten. Diss., Univ. Halle.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U.N. (Hrsg.) (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas 5: Galliformes und Gruiformes. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K.M. (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas 13/III. Passeriformes (4. Teil) Corvidae – Sturnidae. AULA-Verlag, Wiesbaden. 2178 S.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. & BEZZEL, E. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd.5, AULA-Verlag, Wiesbaden. 699 S.
- GORETZKI, J. & PAUSTIAN, K.-H. (1982): Untersuchungen zur Biologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L., 1758), als Grundlage für die Bewirtschaftung von Fuchspopulationen. Diss., Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR.
- GORETZKI, J. (1998): Erfolgsmodell der Evolution. *Wild und Hund Exklusiv* 10 Raubwild: 9-17.
- GORETZKI, J. (2003): Invasoren auf vier Pfoten. *Forschungsreport* (2): 24-27.
- GORETZKI, J., AHRENS, M., STUBBE, CH., TOTTEWITZ, F., SPARING, H. & GLEICH, E. (1997): Zur Ökologie des Rotfuchses (*Vulpes vulpes* L., 1758) auf der Insel Rügen: Ergebnisse des Jungfuchsfanges und der Jungfuchsmarkierung. *Beitr. Jagd- Wildforsch.* 22: 187-199.
- GUTHÖRL, V. & KALCHREUTER, H. (1995): Zum Einfluss des Fuchses auf das Vorkommen des Feldhasen. Information aus der Wildforschung, European Wildlife Research Institute, Universität des Saarlandes, Verlag D. Hoffmann, Mainz. 118 S.
- 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.
- HARTLEB, K.-U. (1995): Zur Ökologie des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) im Landschaftsschutzgebiet „Belziger Landschaftswiesen“. Dipl.-Arbeit, Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg.
- HELB, H.-W. (1999): Wissenschaftliche Begleituntersuchung an Elster (*Pica pica*) und Rabenkrähe (*Corvus c. corone*) in Rheinland-Pfalz. *Pollichia* 15 (1): 6-10.
- HEYDER, R. (1952): Die Vögel des Landes Sachsen. Akad. Verlagsges., Leipzig.
- HOFFMANN, D. (2003): Populationsdynamik und -entwicklung des Feldhasen in Schleswig-Holstein im Beziehungsgefüge von Klima, Prädation und Lebensraum. Diss., Univ. Trier. 220 S.

- HÖLZINGER, J. (Hrsg.) (1997): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.2: Singvögel 2. Ulmer-Verlag, Stuttgart. 939 S.
- KAISER, W. (1997): Rebhuhnprojekte in Mitteleuropa. Bericht an die Wildtierland-Stiftung, Fintel. 80 S.
- KAISER, W. & STORCH, I. (1996): Rebhuhn und Lebensraum; Habitatwahl, Raumnutzung und Dynamik einer Rebhuhnpopulation in Mittelfranken. Wildbiologische Abschlussbericht i.A. der Obersten Jagdbehörde in Bayern. 107 S.
- KALCHREUTER, H. (1991): Rebhuhn aktuell. Verlag D. Hoffmann, Mainz. 93 S.
- KIECKBUSCH, J., JEROMIN, K., ROMAHN, K., HOFFMANN, D. & SCHMÜSER, H. (in Vorb.): Brutbestandserfassung des Rebhuhns in Schleswig-Holstein 2003. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft Schleswig-Holstein, Kiel.
- KNIEF, W. & BORKENHAGEN, P. (1993): Ist eine Bestandsregulierung von Rabenkrähen und Elstern erforderlich? – Ein Untersuchungsbeispiel aus Schleswig-Holstein. Nat. Landsch. 68 (3): 102-107.
- KNIEF, W., BERNDT, R.K., GALL, T., HÄLTERLEIN, B., KOOP, B. & STRUWE-JUHL, B. (1995): Die Brutvögel Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel.
- KRAPP, F. (Hrsg.) (2003): Handbuch der Säugetiere Europas 3/II, Hasentiere. AULA-Verlag, Wiesbaden. 303 S.
- LABHARDT, F. (1996): Der Rotfuchs. Naturgeschichte, Ökologie und Verhalten dieses erstaunlichen Jagdwildes. 2., durchges. Aufl., Parey-Verlag, Hamburg.
- LITZBARKI, H. (1998): Prädatorenmanagement als Artenschutzstrategie. Nat.schutz Landsch.pf. Brandenburg 7 (1): 92-97.
- LO, L.-CH. & MÜLLER, P. (2000): Bruterfolg in Abhängigkeit von Territorialität, Intra- und Interspezifischer Konkurrenz beim Kolkraben (*Corvus corax*). Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. 2000 (39): 59-77.
- LÜPS, P. & WANDELER, A. (1993): Dachs. In: STUBBE, M. & KRAPP, F.: Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 5: Raubsäuger (Teil II). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- MACDONALD, D. (1993): Unter Füchsen: eine Verhaltensstudie. Knesebeck, München.
- MÄCK, U. & JÜRGENS, M.-E. (1999): Aaskrähe, Elster und Eichelhäher in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. 252 S.
- MAMMEN, U. & STUBBE, M. (2002): Jahresbericht 2001 zum Monitoring Greifvögel und Eulen Europas. – Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas 14: 1-111.
- MENZEL, C., STRAUß, E., MEYER, W. & POHLMAYER, K. (2000): Die Bedeutung der Habitatstrukturen als Regulationsmechanismus für die Brutpaardichte von Rabenkrähen (*Corvus c. corone*). J. Ornithol. 141: 127-141.
- MITSCHEKE, A., GARTHE, ST. & MULSON, R. (2000): Langfristige Bestandstrends von häufigen Brutvögeln in Hamburg. Vogelwelt 121. 155-164.
- MÖLLER, D. (1977): Zur postnatalen Mortalität des Feldhasen in der Deutschen Demokratischen Republik. Beitr. Jagd- Wildforschung 10: 247-254.
- MÜLLER, P. (1996): Klimawandel, Flächennutzungsdynamik und Prädation als populationssteuernde Faktoren beim Feldhasen. Schr.reihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V., Bd. 2: Zur Besatzentwicklung des Feldhasen in mitteleuropäischen Niederwildrevieren: 5-24.
- MÜLLER, P. (2002): Rabenvögel und Niederwild. Beitr. Jagd- Wildforsch. 27:263-277.
- MÜLLER, P. (2004): Falsche Schuldzuweisungen und die Rolle intelligenter Krähenvögel in unterschiedlichen Nahrungsnetzen unserer Kulturlandschaft. Österr. Jäger 102: 6-10.
- MUNLV (Hrsg.) (2001): Hilfe für den Hasen. Rhein.-Westf. Jäger 10: 18.
- NABU (2003): Feldvögel durch starke Bestandsrückgänge bedroht. In: BAUER, H.-G.: Jahresbericht 2002 des Präsidenten des Deutschen Rates für Vogelschutz. Ber. Vogelschutz 40: 164-165.
- NICOLAI, B. (1993): Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands. G. Fischer-Verlag, Jena, Stuttgart.
- NOACK, M. & GORETZKI, J. (1999): Kartierung von Rotfuchs- und Dachsbauen als Grundlage für

- die Bestandesschätzung von Rotfuchs und Dachs im Nationalpark „Unteres Odertal“. Beitr. Jagd- Wildforsch. 24: 307-330.
- NYENHUIS, H. (1995): Der Einfluss des Wetters auf die Besatzschwankungen des Feldhasen (*Lepus europaeus* P.). Z. Jagdwiss. 41: 182-187.
- 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.
- PANEK, M. (1991): Veränderungen in der Populationsdynamik des Rebhuhns (*Perdix perdix*) in der Gegend von Czempin, Westpolen, in den Jahren 1986 bis 1988. Z. Jagdwiss. 37: 116-124.
- PEGEL, M. (1986): Der Feldhase (*Lepus europaeus* PALLAS) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren. Schr.reihe AK Wildbiol. u. Jagdwiss. an der Justus-Liebig-Universität Gießen H. 16, F.-Enke-Verlag, Stuttgart. 223 S.
- PEGEL, M. (1987): Das Rebhuhn (*Perdix perdix* L.) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren. Schr.reihe AK Wildbiol. u. Jagdwiss. an der Justus-Liebig-Universität Gießen H 18, F.-Enke-Verlag, Stuttgart.
- PETHIG, H. (1995): Exogene Einflussfaktoren von Rebhuhnpopulationen (*Perdix perdix* L.) in zwei Untersuchungsgebieten der Niederrheinebene. Diss., Univ. des Saarlandes, 213 S.
- PFISTER, H.P., KOHLI, L., KÄSTLI, P. & BIRRER, S. (2002): Feldhase – Schlussbericht 1991-2000. Hrsg: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern. 150 S.
- PIELOWSKI, Z. (1968): Die Jahresbilanz einer Hasenpopulation in Polen. Beitr. Jagd- Wildforsch. 6: 129-137.
- POTTS, G.R. (1980): The Effect of Modern Agriculture, Nest Predation and Game Management on the Population Ecology of Partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*). Advances in Ecological Research 11. 79 S.
- POTTS, G.R. (1986): The Partridge. Pesticides, Predation and Conservation. Collins Professional and Technical Books, London. 274 S.
- PRIEMER, J. (1999): Untersuchungen an Rotfuchs- und Dachsbauen im störungsarmen Gebiet Lieberose. Beitr. Jagd- Wildforsch. 24: 355-367.
- PUTAALA, A. (1997): Survival and breeding success of wild and released Grey partridges (*Perdix perdix*): an ecophysiological approach. Acta Univ. Oul. A 300. 31 S.
- RAHMANN, H., RAHMANN, M., HILDENBRAND, H. & STORM, J. (1988): Zur Ökologie und Schädigung von Eichelhäher, Elster und Rabenkrähe. Gutachten i. A. des Umweltministeriums Baden-Württemberg. Univ. Hohenheim, 158 S.
- RINGLER, A. (2003): Die Bedeutung von Brachen für den Naturschutz: Ein Überblick. In: Deutsche Wildtierstiftung (Hrsg.) - Tagungsband: Die Zukunft der Flächenstilllegung im Rahmen der EU-Agrarpolitik: 55-81.
- ROESE, A. (1990): Vergleichende Untersuchungen über Ökologie und Rückgangsursachen des Rebhuhns (*Perdix perdix* L.) in Niedersachsen. Forschungsbericht Landesjägerschaft Niedersachsen, Teil 2.
- SCHWARZ, J. & FLADE, M. (2000): Ergebnisse des DDA-Monitoringsprogramms. Teil I: Bestandsänderungen von Vogelarten der Siedlungen seit 1989. Vogelwelt 121: 87-106.
- SCHWENK, S. (1982): Preußische Jagdstatistiken von 1865 bis 1892. Habelt, Bonn.
- SOTHERTON, N. W., BENCE, S., & LEAKE, A. (2001): Game-friendly use of set-aside – results, opportunities and financing in the UK. Vorträge des Workshops "Wildfreundliche Nutzung von Flächenstilllegungen". International Council for Game and Wildlife Conservation (CIC), Budapest: 114-120.
- SPAETH, V. (1989): Untersuchungen zur Populationsökologie des Feldhasen (*Lepus europaeus* PALLAS) in der Oberrheinebene. Freiburger Waldschutz-Abhandl. 8. Universität Freiburg. 198 S.
- SPITTLER, H. (2000): Niederwildgerechte Flächenstilllegung. LÖBF-Mitt. 1: 12-19.
- SPITTLER, H. (2001): Situation des Feldhasen in Nordrhein-Westfalen und Ursachen für den Streckenrückgang. NUA-Seminarbericht 7. Natur- und Umweltschutzakad. NRW: 23-33.

- STATISTISCHES BUNDESAMT (Hrsg.) (2002): Statistisches Jahrbuch 2002 für die Bundesrepublik Deutschland. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- STIEBLING, U. (1997): Übersicht über Ergebnisse aktueller Arbeiten zur Populationsdynamik des Rotfuchses, *Vulpes vulpes* (L., 1758), in Europa. Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf (Auftraggeber), Berlin.
- STIEBLING, U. & SCHNEIDER, R. (1999): Zur Habitatnutzung des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) in der uckermärkischen Agrarlandschaft: Ergebnisse der Populationsdichte und -dynamik. Beitr. Jagd- Wildforsch. 24: 331-341.
- STRAUß, E. & POHLMAYER, K. (2001): Zur Populationsökologie des Feldhasen. NUA-Seminarbericht 7. Natur- und Umweltschutzakad. NRW: 5-20.
- STRAUß, E. & VOIGT, U. (1999): Erfassungen der Rebhuhn-Frühjahrsbesätze zur Verifizierung von Populationsdichten der Wildtiererfassung. Bericht i. A. des DJV e.V. und der Landesjägerschaft Niedersachsen e.V., 39 S.
- STRAUß, E. (2003): Wildtiererfassung in Niedersachsen - Jahresbericht 2003. Sachbericht für die Landesjägerschaft Niedersachsen e. V., Hannover.
- STRAUß, E. & GEHLE, T. (2003): Flächenstilllegung und Artenvielfalt: Erkenntnisse aus der Wildtierforschung über die Bewertung von Populationsentwicklungen. In: Deutsche Wildtierstiftung (Hrsg.) - Tagungsband: Die Zukunft der Flächenstilllegung im Rahmen der EU-Agrarpolitik: 95-108.
- STUBBE, M. (1989a): Fuchs *Vulpes vulpes* (L.). In: STUBBE, H. (Hrsg.): Buch der Hege 1. 5. Aufl. DLV, Berlin.
- STUBBE, M. (1989b): Dachs *Meles meles* (L.). In: STUBBE, H. (Hrsg.): Buch der Hege 1. 5. Aufl. DLV, Berlin.
- STUBBE, M. (1998): Dachs mit steigender Tendenz. Wild und Hund Exklusiv 10 Raubwild: 18-29.
- STUBBE, M., EBERSBACH, H., GORETZKI, J., WAURISCH, S. & BICKENBACH, E. (1993): Beiträge zur Verbreitung und Populationsökologie des Dachses *Meles meles* (L., 1758) in Europa. Beitr. Jagd- Wildforsch. 18: 93-105.
- STUHR, S. (2003): Untersuchungen zur Verifikation der Scheinwerfertaxation am Feldhasen (*Lepus europaeus* PALLAS, 1778). Dipl.arbeit, Tierärztliche Hochschule Hannover. 62 S.
- TAPPER, S., BROCKLESS, M. & POTTS, R. (1991): The salisbury Plain Predation Experiment: The Conclusion. The Game Conservancy Review 1990. Fordingbridge. Hampshire: 87-91.
- TILLMANN, J. E., KINSER, A., & STRAUß, E. (2004): Optimisation of set-aside fields as habitat for wildlife: A project overview. Verh. Ges. GfÖ (angenommen).
- TOMPA, F. S. (1975): A preliminary investigation of the Carrion Crow (*Corvus corone*) - problem in Switzerland. Ornithol. Beob. 72, 81-189.
- VOIGT, U., STRAUß, E., POHLMAYER, K., KREIENBROCK, L., BERKE, O. & GLASER, S. (2000): Wildtiererfassung in Niedersachsen. Ergebnisse einer begleitenden Studie zur Verifizierung von Populationsdichten beim Rebhuhn (*Perdix perdix* L.). Sachbericht Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten & Deutscher Jagdschutz-Verband e.V.: 51 S.
- VOS, A. (1993): Aspekte der Dynamik einer Fuchspopulation nach dem Verschwinden der Tollwut. Diss., Univ. München.
- WANDELER, A. & LÜPS, P. (1993): Rotfuchs. In: STUBBE, M. & KRAPP, F. (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 5: Raubsäuger (Teil II). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- WITTENBERG, J. (1988): Langfristige Entwicklung einer Population der Rabenkrähe bei Braunschweig, ihre Zusammensetzung und ihr Einfluss auf andere Arten. Beih. der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 53: 211-223.
- WÜRFELS, M. (1994): Siedlungsdichte und Beziehungsgefüge von Elster, Rabenkrähe und Habicht 1992 im Stadtgebiet von Köln. Charadrius 30: 94 – 103.
- YANES, R. & SUAREZ, F. (1995): Nest predation patterns in ground-nesting passerines on the Iberian peninsula. Ecography 18: 423-428.
- ZETTL, H. (1989): Ökologische Untersuchungen zur Bestandssituation des Rebhuhns – *Perdix perdix* (L.) – in der DDR, Bd. 1. Diss., Technische Univ. Dresden. 139 S.

## 9 Anhang

DJV	Mitarbeiter	e-mail	Telefon
Deutscher Jagdschutz-Verband	Dr. A. Winter	a.winter@jagdschutzverband.de	0228/94906-31

WILD-Zentrum	Mitarbeiter	e-mail	Telefon
Forschungsstelle für Wildökologie und Jagdwirtschaft Landesforstanstalt Eberswalde	Prof. K. Höppner	klaus.hoepfner@lfe-e.brandenburg.de	03334/65-203
	Dr. H. Nösel	heike.noesel@lfe-e.brandenburg.de	03334/65-125
	G. Greiser	grit.greiser@lfe-e.brandenburg.de	03334/65-152
Institut für Biogeographie - Universität Trier	Prof. P. Müller	muellerp@uni-trier.de	0651/201-4690
	Dr. M. Bartel	bartel@uni-trier.de	0651/201-4694
	Dr. D. Hoffmann	hoffman2@uni-trier.de	0651/201-4911
	PD Dr. R. Klein	kleinr@uni-trier.de	0651/201-4695
Institut für Wildtierforschung an der Tierärztlichen Hochschule Hannover	Prof. K. Pohlmeier	wildtier@tiho-hannover.de	0511/856-7568
	Dr. E. Strauß	egbert.strauss@tiho-hannover.de	0511/856-7620
	C. Zahn	claudia.zahn@tiho-hannover.de	0511/856-7396

Bundesland	Länderbetreuer	e-mail	Telefon
Baden-Württemberg	Dr. M. Pegel	manfred.pegel@lvvg.bwl.de	07525/942341
Bayern	Dr. H. Kilius	info@oeconsult.de	09201/9393
Berlin	Dr. H. Nösel	heike.noesel@lfe-e.brandenburg.de	03334/65-125
Brandenburg	G. Greiser	grit.greiser@lfe-e.brandenburg.de	03334/65-152
Bremen	H. Tempelmann	tempelmann@t-online.de	0428/2592849
Hamburg	M. Willen	ljev-hamburg@t-online.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	info@ljev-nrw.org	0231/2868600
Rheinland-Pfalz	F. Voigtländer	f.voigtlaender@ljev-rlp.de	06727/894419
Saarland	J. Schorr	saarjaeger@t-online.de	0681/31700
Sachsen	F. Ende	ljev-sachsen@t-online.de	0351/4017171
Sachsen-Anhalt	J. Harnisch	ljev.sachsen-anhalt@t-online.de	0391/7313296
Schleswig-Holstein	Dr. D. Hoffmann	hoffman2@uni-trier.de	04347/710729
Thüringen	Dr. H. Nösel	heike.noesel@lfe-e.brandenburg.de	03334/65-125