

Angelika Meschede

Ergebnisse des bundesweiten Monitorings zum Großen Mausohr (*Myotis myotis*)



Ergebnisse des bundesweiten Monitorings zum Großen Mausohr (*Myotis myotis*)

Analysen zum Bestandstrend der Wochenstuben

Angelika Meschede

Titelbilder: Mausohrkolonie in Rietheim-Weilheim (Baden-Württemberg) Mai 2011, (A. Meschede)
Portrait Mausohr (A. Zahn)

Adresse der Autorin:

Dr. Angelika Meschede 4474 Harvard Ave.
Montreal, QC H4A2X1 / Kanada
Tel.: ++1-514-486-7671
E-Mail: angelika.meschede@gmail.com

Fachbetreuung im BfN:

Melanie Neukirchen Fachgebiet II 1.3 "Monitoring"

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturlatenbank „**DNL-online**“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Telefon: 0228/8491-0
Fax: 0228/8491-9999
URL: www.bfn.de

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-060-6

Bonn – Bad Godesberg 2012

INHALT	Seite
Vorwort	7
ZUSAMMENFASSUNG	9
1. HINTERGRUND und ZIELE	10
2. MATERIAL und METHODE	12
Allgemeines	12
Datenerhebung nach „Vilmer Kriterien“	12
Zusammenführung, Aufbereitung und Auswahl der Daten	12
Datenzusammenführung	12
Pilotphase 2003-2005 und Auswertungszeitraum 1990-2010	14
Datenaufbereitung	17
Datenauswahl – Nachweise	18
<i>Reproduktionsrate</i>	18
<i>Phänologie</i>	19
Datenauswahl – Fundorte	20
TRIM (TRends and Indices for Monitoring data)	20
Datenlücken	22
Analysen	22
1. Bundesgebiet	22
2. Biogeografische Regionen	22
3. Großlandschaften	23
4. Rand- und Kernverbreitung	23
5. Naturräume	23
6. Größenklassen	23
7. Simulationen	23
8. Kontrolldaten	23
9. Siedlungsdichte	23
3. ERGEBNISSE	24
3.1 Bundesgebiet	24
3.2 Biogeografische Regionen	28
3.3 Großlandschaften	29
3.4 Rand- und Kernverbreitung	32
3.5 Naturräume	34
3.6 Größenklassen	36
3.7 Simulationen	38
3.8 Kontrolldaten	39
3.9 Siedlungsdichte	39

	Seite
4. DISKUSSION	41
4.1 Bundesgebiet	41
4.2 Biogeografische Regionen	42
4.3 Großlandschaften	42
4.4 Rand- und Kernverbreitung	43
4.5 Naturräume	44
4.6 Größenklassen	45
4.7 Simulationen	46
4.8 Kontrolldaten	47
4.9 Siedlungsdichte	47
4.10 Gesamtdiskussion	48
4.11 Nicht durchführbare Teilanalysen in diesem Projekt	50
4.12 Weiterführende Analysen	51
5. ÜBERLEGUNGEN für ein bundesweites MONITORING	52
Zählungen und Zählzeitraum pro Kolonie	52
Auswahl der Kolonien	54
Erhebungsparameter	55
Datendokumentation und Datenstruktur	55
Monitoring als „Instrument“ des Fledermausschutzes	56
FFH-Bewertungsverfahren	57
Abschließende Anmerkungen	58
6. QUELLENNACHWEIS	60
7. DANK	61
8. LITERATUR	63
ANHANG	68

ABBILDUNGEN			Seite
Abb.	1	Entwicklung des Bestandes zwischen 1961 und 1984 in drei Mausohrwochenstuben in der Eifel/Rheinland	11
Abb.	2	Entwicklung der Mausohrbestände seit 1955/56 in zwei Winterquartieren der Frankenalb/Bayern	11
Abb.	3	Anzahl kontrollierte Kolonien	13
Abb.	4	Geografische Verteilung der zwischen Mitte Mai und Anfang August kontrollierten Kolonien im Auswertungszeitraum 1990-2010 und in der Pilotphase 2003-05	14
Abb.	5	Reproduktionsrate, ermittelt für den Zeitraum 1990-2010	19
Abb.	6	Bestandsentwicklung des Mausohrs im Bundesgebiet auf der Basis von vier verschiedenen Datensätzen (Übersicht)	25
Abb.	7a-d	Bestandsentwicklung des Mausohrs im Bundesgebiet auf der Basis von vier verschiedenen Datensätzen (Details)	25
Abb.	8	Bestandsentwicklung in den drei biogeografischen Regionen (Übersicht)	28
Abb.	9a-c	Bestandsentwicklung in der atlantischen, kontinentalen und alpinen Region (Details)	29
Abb.	10	Bestandsentwicklung in den sieben Großlandschaften (Übersicht)	29
Abb.	11a-g	Bestandsentwicklung in den sieben Großlandschaften (Details)	31
Abb.	12a-b	Bestandsentwicklung im Rand- und Kernverbreitungsgebiet nach verschiedenen Definitionen (Übersicht)	32
Abb.	13a-d	Bestandsentwicklung im Rand- und Kernverbreitungsgebiet nach zwei verschiedenen Definitionen (Details)	33
Abb.	14a-c	Bestandsentwicklung in 15 Naturräumen mit mindestens 20 ausgewerteten Wochenstuben (Übersicht)	34
Abb.	15a-o	Bestandsentwicklung in 15 Naturräumen mit mindestens 20 ausgewerteten Wochenstuben (Details)	35
Abb.	16	Bestandsentwicklung der Mausohrkolonien nach Größenklassen (Übersicht)	36
Abb.	17a-e	Bestandsentwicklung der Mausohrkolonien in fünf Größenklassen (Details)	37
Abb.	18a-d	Simulation der Bestandsentwicklung nach stufenweiser Reduktion der Anzahl Fundorte	38
Abb.	19	Beziehung zwischen dem „ <i>overall multiplicative slope</i> “ (Gesamtzuwachs pro Jahr) und der Reduktion der Anzahl Fundorte	38
Abb.	20	Bestandsentwicklung im Bundesgebiet im Vergleich zu 51 jährlich kontrollierten Kolonien	39
Abb.	21	Siedlungsdichte in Naturräumen, basierend auf 880 Kolonien mit tatsächlichen (Rohdaten) und von TRIM ergänzten Werten	40
Abb.	22	„Momentaufnahme“ der Siedlungsdichte in Naturräumen und Koloniegrößen im Jahr 2005 (n = 523 Kolonien) auf Basis des kombinierten Datensatzes (Rohdaten);	40
Abb.	23	Verbreitungsareal des Mausohrs	59
Abb.	24	Räumliche Gliederung in Deutschland	68

TABELLEN			Seite
Tab.	1	Anzahl gemeldeter Kolonien in den einzelnen Bundesländern bezogen auf die drei Zeiträume	13
Tab.	2	Anzahl kontrollierte Kolonien während der Wochenstubenzeit zwischen Mitte Mai und erster Augustdekade in der Pilotphase 2003-05 und den einzelnen Bundesländern	15
Tab.	3	Mittlere Anzahl Tiere pro Kolonie zu den beiden Zählterminen	15
Tab.	4	Anzahl Kolonien in den einzelnen Bundesländern bezogen auf die vier generierten Basis-Datensätze für die Wochenstubenperiode Mitte Mai – erste Augustdekade 1990-2010	17
Tab.	5	Einteilung der Koloniezählungen in zwei Kategorien nach Kontrolldatum und Erhebungsmethode	17
Tab.	6	Schätzwerte zur Phänologie von Mausohrwochenstuben in einigen Regionen nach Expertenumfrage und Literatur	20
Tab.	7	Übersicht über die Analysen mit TRIM	26
Tab.	8	Methodik der Datenerhebung im bundesweiten Mausohrmonitoring in der Pilotphase	55
Tab.	9	Daten von Landesämtern, Institutionen, Verbänden, Vereinen oder Privatpersonen	60
Tab.	10	Mittlere Koloniegrößen und Anzahl kontrollierte Kolonien (n) in 57 Naturräumen mit Vorkommen von Mausohrwochenstuben, basierend auf 880 Kolonien mit tatsächlichen (Rohdaten) und von TRIM ergänzten Werten	69
Tab.	11	Datenstruktur für künftige Auswertungen	71

VORWORT

Das Große Mausohr hat für den Fledermausschutz in Deutschland eine herausgehobene Bedeutung. Mit dieser Art erprobte Martin Eisentraut 1932 in Berlin die Fledermausberingung als Methode zur Erforschung der Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartieren. Hubert Roer dokumentierte knapp 50 Jahre später an Mausohr-Wochenstuben in der Eifel und im Winterquartier im Siebengebirge den Niedergang der Populationen, stellvertretend für alle Fledermausarten in Mitteleuropa. Wegen seiner weiten Verbreitung und großen Kolonien, die mancherorts Probleme bereiten und deshalb ständiger fachlicher Betreuung bedürfen, bot das Mausohr vielen Personen den Einstieg in den aktiven Fledermausschutz. Der vorliegende Bericht zeigt die Erfolge dieses Engagements. Das hat eine europaweite, ja weltweite Signalwirkung, denn Deutschland kommt eine besondere Verantwortlichkeit für die Erhaltung dieser Art zu, weil wesentliche Anteile des Areals und der Gesamtpopulation hier lokalisiert sind.

Auch bei den Entwicklungen eines umsetzungsfähigen Konzepts für die bundesweite Bestandsüberwachung von Fledermäusen stand das Große Mausohr von Beginn an im Mittelpunkt. Die stattlichen Tiere lassen sich in ihren Quartieren oder beim Ausfliegen gut zählen, sie wechseln die Quartiere selten und kehren über Generationen hinweg immer wieder zum Geburtsort zurück. Das macht ihre Erfassung viel einfacher als bei fast allen anderen heimischen Fledermausarten. Und aus den regelmäßigen Besuchen zur Bestandserhebung ist ganz von selbst ein Netzwerk von Quartier- und Regionalbetreuern erwachsen, auf das sich der Fledermausschutz in Deutschland stützen und verlassen kann. Nicht zuletzt bieten viele Mausohr-Quartiere die Voraussetzungen, um die aus- und einfliegenden Tiere mittels Lichtschranken automatisch zu erfassen und so viel mehr über die Kolonien zu erfahren, als es durch Besuche und Beobachtungen jemals möglich wäre.

Die ersten Ideen für ein bundesweites Mausohr-Monitoring entstanden 1996 im Sachverständigengremium, das die Bundesländer ein Jahr zuvor berufen hatten, um die Bundesregierung bei der Umsetzung des Abkommens zur Erhaltung der europäischen Fledermauspopulationen (EUROBATS) zu unterstützen. Die schon seit vielen Jahren in Bayern, Thüringen und anderswo umgesetzten Monitoringkonzepte sowie eine erste Länderabfrage zu Wochenstuben und Winterquartieren des Mausohrs ließen die Potenziale eines solchen Programms erkennen. So einigte man sich 2002 während eines Workshops in der Internationalen Naturschutzakademie des BfN auf der Insel Vilm auf ein einfaches Standardprogramm zur Erfassung von Mausohr-Weibchen und Jungtieren. Im April 2003 bekräftigte die Bundesarbeitsgemeinschaft (BAG) Fledermausschutz des NABU mit ihren Empfehlungen für ein bundesweites Fledermausmonitoring, dass die hoch gesteckten Ziele mit Hilfe der Ehrenamtlichen erreichbar sind. Zwei Jahre - 2003 und 2004 - sollte die Pilotphase dauern, dann wollte man sehen, ob das Netzwerk des deutschen Fledermausschutzes für solch ein Monitoringprogramm tragfähig und die Ergebnisse brauchbar sind.

Trotz mancher Hindernisse und Missverständnisse, die bei Projekten mit solcher regionalen und personellen Breite immer vorkommen können, ist in den folgenden Jahren eine Datenmenge zusammengekommen, die sofort von BAG, Sachverständigengremium und BfN als besonderer Schatz erkannt wurde. Er sollte angemessen gewürdigt, d.h. ausgewertet werden. Wir freuen uns, dass Angelika Meschede diese Aufgabe übernommen hat und bedanken uns bei allen, die beim Mausohr-Monitoring mitgewirkt haben und auch über die Pilotphase hinaus ihre Daten für die Auswertung bereitgestellt haben. Sie sollen mit diesem Bericht belohnt werden. Wer sich für die Bestandsüberwachung von Fledermäusen oder auch anderen Tierarten interessiert, kann hier die notwendigen Voraussetzungen, möglichen Auswertungen und Interpretationen nachlesen.

Der Bericht ist eine wertvolle Ausgangsbasis für die nun anstehenden Diskussionen und Entscheidungen darüber, wie es beim Fledermausmonitoring weitergehen soll. Deshalb hoffen wir, Peter Boye, 1994-2006 als Mitarbeiter des BfN für die Umsetzung der Resolutionen des EUROBATS-Abkommen zuständig, Karl Kugelschafter als langjähriger Sprecher der Bundesarbeitsgemeinschaft Fledermausschutz im NABU (BAG), Martin Biedermann, Vorsitzender der Interessengemeinschaft Fledermausschutz und -forschung Thüringen (IFT e.V.) und Hartmut Geiger, Leiter der Koordinationsstelle für Fledermausschutz in Thüringen und Vorsitzender des Sachverständigengremiums zum EUROBATS-Abkommen, die wir das Mausohr-Monitoring seit vielen Jahren begleitet haben, auf eine weite Verbreitung des Berichts. Nun gilt es, für die anderen 23 Fledermausarten, die in Deutschland leben und höchst unterschiedlich zu betrachten sind, ebenfalls geeignete Monitoringkonzepte zu entwickeln und umzusetzen!

Peter Boye

Karl Kugelschafter

Martin Biedermann

Hartmut Geiger

ZUSAMMENFASSUNG

Zwischen 2003-2005 fand bundesweit die Pilotphase des Mausohrmonitorings statt, in der die Größe von Mausohrkolonien gemäß den so genannten „Vilmer Kriterien“ (2002) nach einer weitestgehend einheitlichen Methode bestimmt wurde. Zur Ermittlung der Bestandsentwicklung des Großen Mausohrs in Deutschland standen neben diesen Daten aus einer kurzen Pilotphase dankenswerterweise zahlreiche zusätzliche – überwiegend privat erhobene – Daten von Experten aus früheren und späteren Jahren zur Verfügung. Nur so konnte ein ausreichend großer Zeitraum für die Auswertungen abgedeckt werden, der für aussagekräftige Ergebnisse notwendig war. Etwa die Hälfte der zusammengetragenen Daten aus über 1.000 Kolonien ging in die Analysen ein, die mit dem niederländischen Trendanalysenprogramm TRIM durchgeführt wurden.

Über 21 Jahre (1990-2010) ist der Mausohrbestand bundesweit demnach im Mittel moderat um wenige Prozent pro Jahr gewachsen ($p < 0.01$). Dieses Ergebnis ist jedoch zeitlich und räumlich differenziert und unter Berücksichtigung regionaler Dynamik zu betrachten. Beispielsweise verzeichnet die Großlandschaft Westliches Mittelgebirge den größten Zuwachs, während der Bestand im Südwestdeutschen Stufenland offenbar nach einem leichten Anstieg zu Beginn der Beobachtungszeit stagniert und im Alpenvorland seit ca. zehn Jahren nach anfänglich positiver Entwicklung sogar wieder ein leichter Rückgang eingesetzt hat. Detailanalysen, z. B. zu den Biogeografischen Regionen, Großlandschaften, einzelnen Naturräumen, zur Entwicklung am nördlichen Verbreitungsrand des Mausohrs und zu unterschiedlichen Koloniegrößenklassen enthüllen weitere unterschiedliche Entwicklungen. Beispielsweise nehmen kleine Kolonien nach anfänglichem starken Wachstum in den letzten Jahren wieder ab.

Die Siedlungsdichte wurde unter Zuhilfenahme der durch das Modellierungsprogramm errechneten fehlenden Daten im Fünf-Jahres-Abstand und auf Naturraumbasis ermittelt. Die Dichte ist in einigen Naturräumen deutlich angestiegen.

Kontrolldaten aus 51 jährlich begangenen Wochenstuben dienten als Anhaltspunkt dafür, ob regionale Entwicklungen auf ganz Deutschland übertragbar sein können.

In vier Simulationspaketen wurde der Ausgangsdatensatz schrittweise durch Zufallsauswahl verkleinert, zehnmal mit TRIM modelliert und die Modelle wurden mit dem Ergebnis des Originaldatensatzes verglichen. Eine Reduktion der Stichprobe um ca. ein Drittel liefert noch Trends, die nahe am Trend des ursprünglichen Datenumfangs liegen. Größere Reduktionen verursachen hingegen eine große Ungenauigkeit. Dieses Ergebnis wird als Hinweis gewertet, für ein zukünftiges Monitoring eine möglichst große Stichprobe aufrechtzuerhalten.

Aus den Ergebnissen werden abschließend Empfehlungen für die Konzipierung eines Monitorings abgeleitet. Im Rahmen eines künftigen Mausohrmonitorings wird empfohlen, dass

1. für einen **Referenzdatensatz (Dauerbeobachtungsquartiere)** eine Reihe von Quartieren **jährlich** kontrolliert wird, die die Mausohrverbreitung in Deutschland gut repräsentieren,
2. aus einem „**Quartierpool**“ eine bestimmte Zahl an Kolonien jährlich kontrolliert wird, im Turnus von **spätestens drei Jahren**,
3. je Standort (Kolonie) eine **einheitliche Vorgehensweise** eingesetzt wird, um die Ergebnisse von Jahr zu Jahr vergleichen zu können,

4. für jedes Quartier – wenn möglich – sowohl die Anzahl der **Adulten** als auch die **Gesamtzahl** (Adulte + Juvenile = Wochenstubentiere) ermittelt wird,
5. beide unter 1. und 2. genannten Datensätze für sich genommen eine **repräsentative regionale Abdeckung** sicherstellen.

1. HINTERGRUND und ZIELE

In Art. 11 der FFH-Richtlinie¹ werden die EU-Mitgliedstaaten zur Überwachung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen (Anhang I) und Arten (Anhänge II, IV und V) von europäischem Interesse verpflichtet. Die Überwachung findet in Form von Erfassungen und Bewertungen der FFH-Schutzgüter in Monitoringprogrammen statt.

Das Große Mausohr (nachfolgend als „Mausohr“ geführt), *Myotis myotis*, ist in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie sowie im Anhang II der Berner Konvention gelistet und eine streng geschützte Art nach § 10, Abs. 2, Nr. 10 und 11 BNatschG. Der Schutz dieser Art ist zudem durch das EUROBATS-Abkommen im Rahmen der Bonner Konvention abgedeckt. Deutschland trägt für die Erhaltung dieser Art und anderer Arten mit Schwerpunktverbreitung in Mitteleuropa eine hohe Verantwortung. Hierzu zählen neben dem Mausohr noch *Barbastella barbastellus*, *Myotis bechsteinii*, *Myotis dasycneme* und *Rhinolophus hipposideros* (Gruttke 2004). *Myotis myotis* zählt zu den Arten, deren Bestand und Bestandsentwicklung vordringlich durch ein Monitoring zu überwachen ist (Biedermann et al. 2003).

Im April 2002 fand die Fachtagung „Schritte zu einem bundesweiten Fledermaus-Bestandsmonitoring“ auf der Insel Vilm statt. Hier wurde beschlossen, das Fledermausmonitoring mit dem Großen Mausohr zu beginnen und dabei bundesweit in einer Testphase 2003-04 (in manchen Regionen bis 2005 ausgeweitet) nach einem einheitlichen Methodenkatalog, den so genannten „Vilmer Kriterien“ – s. Kap. 2, vorzugehen (Biedermann et al. 2003, Meyer & Biedermann 2003). Auf der 6. Fachtagung der NABU-Bundesarbeitsgruppe (BAG) „Fledermausschutz“ in Braunschweig wurde die Durchführung dieser Testphase auf Basis der ehrenamtlichen Fledermauskundler und als ehrenamtliche Erhebungen im Mai 2003 beschlossen. Die Arbeiten begannen unmittelbar anschließend noch im selben Monat.

Bundesweit nahmen mehr als 300 Personen an der Pilotphase teil. Die Daten wurden zentral pro Bundesland von Koordinatoren gesammelt und an die IFT/FMKOO² in Thüringen (Hartmut Geiger) weitergeleitet. Die Ergebnisse einer ersten Übersichtsauswertung der Testphase 2003 und 2004 sind bei Biedermann & Geiger (2005) nachzulesen.

Ziel der hier vorgestellten Studie war es, anhand der Pilotphasen-Daten sowie weiterer, in ähnlicher Weise erhobener Daten zu prüfen,

1. wie sich der Bestand der Mausohrwochenstuben in Deutschland entwickelt hat,
2. ob die angewandten Methoden für die Fortsetzung des Mausohr-Monitorings geeignet sind.

¹ Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (92/43/EWG des Rates, "Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie"), (Abl. Nr. L206/7 vom 22.07.92).

² IFT/FMKOO = Interessengemeinschaft Fledermausschutz und -forschung Thüringen e.V./Koordinationsstelle für Fledermausschutz in Thüringen.

Schon lange war der starke Rückgang der Mausohrbestände seit den 1950er Jahren in Deutschland bekannt und wurde von verschiedenen Wissenschaftlern dokumentiert. Eindrucksvoll wurde der Bestandseinbruch beispielsweise von Roer (1986) in Wochenstuben (Abb. 1) und Gauckler & Kraus in Winterquartieren beschrieben (unveröff. Daten in Rudolph et al. 2004, Abb. 2).

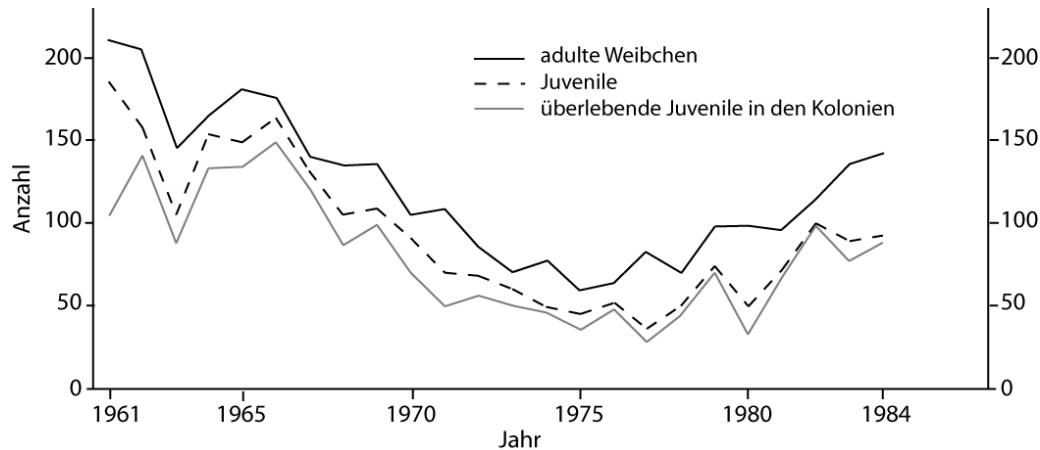


Abb. 1: Entwicklung des Bestandes zwischen 1961 und 1984 in drei Mausohrwochenstuben in der Eifel/Rheinland (nach Roer 1986, bearb.).

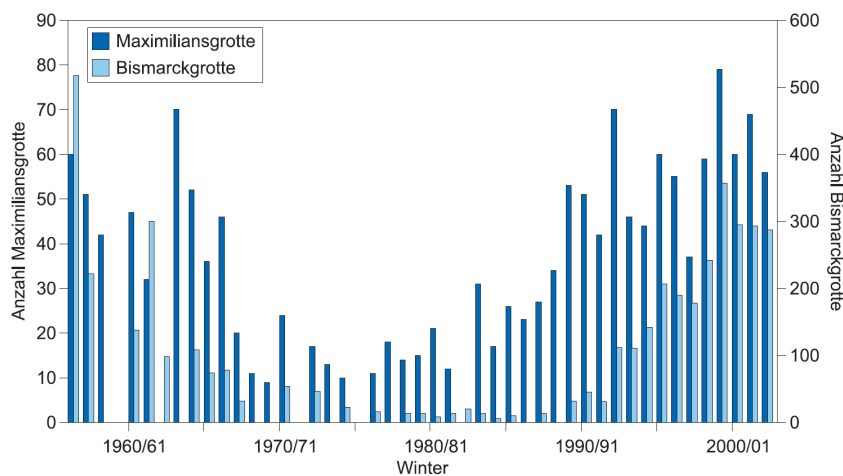


Abb. 2: Entwicklung der Mausohrbestände seit 1955/56 in zwei Winterquartieren der Frankenalb/Bayern (nach Daten von Gauckler & Kraus, unveröff; aus Rudolph et al. 2004).

Nachfolgende Auswertungen sollen zum ersten Mal die gesamtdeutsche Entwicklung der Mausohrbestände in Wochenstuben nach den dramatischen Bestandseinbrüchen in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts nachzeichnen. Sie sind als ein erster Schritt zu verstehen, die durch laufende Datenaktualisierung und -erweiterung in Zukunft ständig verbessert werden könnten.

2. MATERIAL und METHODE

Allgemeines

Bezugsraum für die Auswertungen ist das Bundesgebiet. Für Detailauswertungen wurden die Daten jedoch auch in andere Bezüge gestellt, die drei biogeografischen Regionen, die sieben terrestrischen Großlandschaften, Naturräume³, das randliche Verbreitungsgebiet und Koloniegrößenklassen betrachtet. Für die kartografische Darstellung wurden alle Koordinaten auf das Gauß-Krüger-Koordinatensystem im 4. Streifen, Bezug 12° Meridian, umgewandelt. Alle kartografischen Analysen und Darstellungen erfolgten mit ArcGIS 9/ArcMap 9.3 (ESRI), alle Bestandsmodellierungen mit TRIM 3.53 (s.u.). Hilfsprogramme zur Datenumwandlung als Vorbereitung für TRIM-Analysen wurden mit dem Programm MATLAB (Vers. R2010a, The MathWorks) von Rüdiger Krahe geschrieben.

Datenerhebung nach „Vilmer Kriterien“

Die so genannten „Vilmer Kriterien“ zur Erhebung der Mausohrdaten sehen vor, dass Kolonien möglichst zweimal pro Saison gezählt werden sollen:

1. erste Zählung zwischen Mitte Mai und Mitte Juni (vor dem Einsetzen der Geburten) zur Ermittlung der adulten Tiere (überwiegend Weibchen);
2. zweite Zählung zwischen Ende Juni und Mitte Juli bzw. 14 Tage nach Einsetzen der Jungengeburten (aber vor dem Flüggewerden der Jungtiere) zur Ermittlung des Anteils der Jungtiere (die Gesamtzahl an Adulten und Juvenilen wird nachfolgend als „Wochenstubentiere“ geführt).

Die „Vilmer Kriterien“ berücksichtigen somit teilweise erhebliche phänologische jährliche und regionale Unterschiede im deutschen Verbreitungsgebiet des Mausohrs. Als Erhebungsmethoden kamen Ausflugszählungen, Zählungen im Quartier (am Hangplatz), Videoaufzeichnungen (Infrarotkamera), Fotodokumentation (Auszählung anhand von Fotos) und Lichtschrankenzählungen zum Einsatz. Eine detaillierte Beschreibung der Kriterien, Zählperioden und Datenstruktur findet sich in der Handreichung zum bundesweiten Mausohr-Monitoring, das gemeinschaftlich von der Bundesarbeitsgruppe „Fledermausschutz“ (BAG) im Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU), vertreten durch ihren Sprecher Karl Kugelschaffer, die Interessengemeinschaft Fledermausschutz und -forschung Thüringen (IFT) e.V., vertreten durch ihren Vorsitzenden Martin Biedermann und durch die Koordinationsstelle für Fledermausschutz Thüringen, vertreten durch ihren Leiter Hartmut Geiger, verfasst wurde (BAG et al. 2003).

Zusammenführung, Aufbereitung und Auswahl der Daten

Datenzusammenführung

Ziel des Projektes war es, die Entwicklung des Mausohrbestandes anhand von Wochenstubenzählungen in Deutschland zu ermitteln. Als zeitlicher Bezug waren die Jahre der Testphase, offiziell 2003 und 2004, in vielen Regionen aber auch noch 2005 fortgesetzt, vorgegeben. Ein so kurzer Zeitraum ist jedoch unzureichend für Bestandstrendanalysen, üblicherweise sollten die Zeiträume mindestens zehn Jahren über-

³ Shape files für diese Auswertungen stellte das Bundesamt für Naturschutz zur Verfügung.

spannen, um statistisch verwertbare Aussagen treffen zu können. Es wurde daher vereinbart, möglichst weitere Daten aus den Jahren vor und nach der Testphase mit einzubeziehen. Die Bereitschaft seitens der regionalen Experten, zusätzliche Daten zur Verfügung zu stellen, war groß und so konnte nach einer intensiven Phase der Datenrecherche und -zusammenführung in eine einheitliche Datenbankstruktur eine beachtliche Stichprobengröße erzielt werden (Abb. 3, Tab. 1). Nach Kontaktierung aller 16 Landesumweltämter und ca. 40 regionaler Experten und Quartierbetreuer (s. Quellennachweise Tab. 9, Kap. 6; Kap. 7) konnten für Deutschland 1.041 Mausohrkolonien mit mehr als 13.000 einzelnen Datensätzen über einen Zeitraum von 81 Jahren (1930-2010) und Daten aus 79 Jahren zusammengetragen werden (Abb. 3, Tab. 1). Diese Anzahl umfasst einerseits auch Kolonien ohne aktuelle Nachweise oder verlassene Quartierstandorte, andererseits stellt sie natürlich auch keine vollständige Liste der Koloniestandorte des Mausohrs in Deutschland dar. Die Aufteilung der Kolonien auf die Bundesländer zeigt Tab. 1.

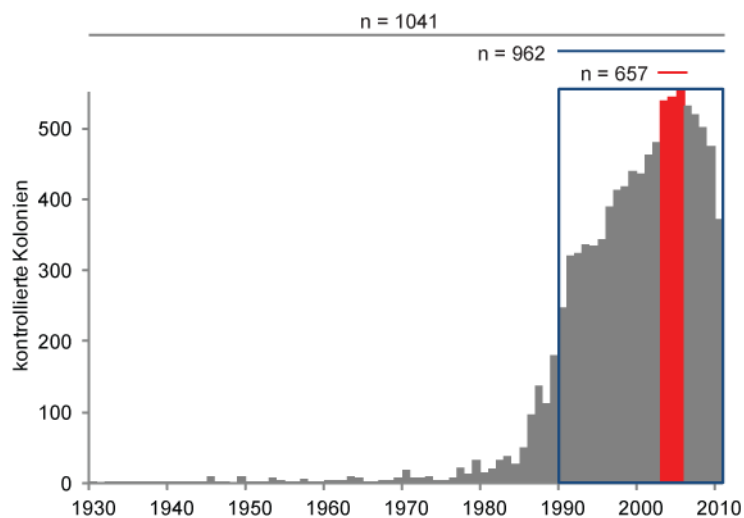


Abb. 3: Anzahl kontrollierte Kolonien; jede Kolonie wurde pro Jahr nur einmal berücksichtigt, auch Kontrollen vor und nach der analysierten Wochenstubenzeit (Mai bis Anfang August) enthalten; rote Säulen = Testphase 2003-05, Rahmen = analysierter Zeitraum 1990-2010; Datenquellen: s. Tab. 9, Kap. 6.

Tab. 1: Anzahl gemeldeter Kolonien in den einzelnen Bundesländern bezogen auf die drei Zeiträume (s. Abb. 3); Datenquellen: s. Tab. 9, Kap. 6.

Bundesland	gesamter Zeitraum 1930-2010	analysierter Zeitraum 1990-2010	Testphase 2003-2005
BB	20	20	20
BW	136	135	86
BY	432	399	290
HE	73	73	47
MV	3	3	3
NI	37	37	30
NW	24	24	16
RP	76	67	32
SL	5	5	3
SN	92	62	36
ST	21	21	21
TH	122	116	73
Kolonien	1.041	962	657
Zählungen	13.209	12.058	2.372

Pilotphase 2003-2005 und Auswertungszeitraum 1990-2010

Die gesamte Datengrundlage überspannt zwar 81 Jahre – mit Daten aus 79 Jahren –, der auswertbare Zeitraum beschränkte sich dabei jedoch auf die 21 Jahre von 1990 bis 2010 (Abb. 3). In diesen Jahren wurden durchschnittlich 75 %, mindestens jedoch zwei Drittel der jeweils in einem Jahr bekannten Kolonien⁴ kontrolliert. Ausnahme ist das Jahr 2010, aus dem zum Zeitpunkt des Datenschlusses im September d.J. von etwas mehr als der Hälfte der bekannten Kolonien Daten vorlagen. In den drei Testjahren 2003-05 wurden bei insgesamt mehr als 2300 Zählungen etwa zwei Drittel (n = 657) der insgesamt über 1000 mitgeteilten Kolonien in wenigstens einem Jahr aufgesucht und ihre Kopfstärke – von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich – entweder zum ersten Zähltermin, zum zweiten Zähltermin oder an beiden Zählterminen dokumentiert (Tab. 2, 3). Die geografische Verteilung der in diesen drei Jahren kontrollierten Standorte zeigt Abb. 4.

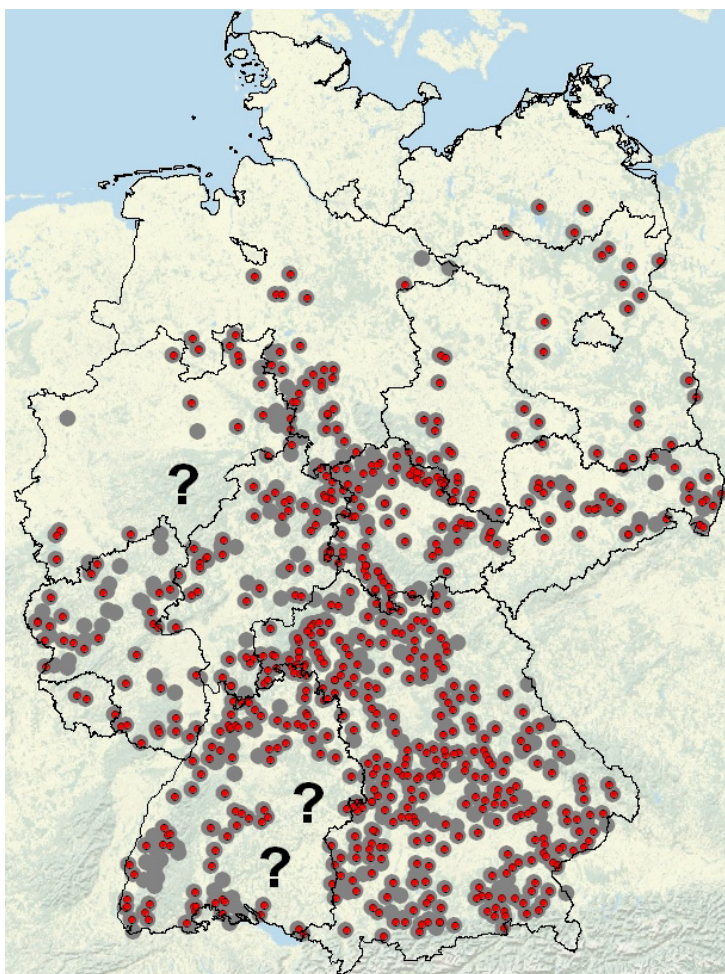


Abb. 4: Geografische Verteilung der zwischen Mitte Mai und Anfang August kontrollierten Kolonien im Auswertungszeitraum 1990-2010 (grau, n = 919) und in der Pilotphase 2003-05 (rot, n = 657); ? = wahrscheinliche Melde- oder Erhebungslücken; Datenquellen s. Tab. 9, Kap. 6.

Abbildung 4 vermittelt auch einen Eindruck von der geografischen Vollständigkeit der Daten. Während Teile der Lücke in der Osthälfte Baden-Württembergs im Wesentlichen auf Meldelücken zurückzuführen sind, ist die Lücke im Nordosten Bayerns und südlichen Sachsens naturräumlich und klimatisch bedingt. Teile Nordrhein-Westfalen präsentieren sich ebenfalls als geografische Lücken, die eventuell zumindest teilweise noch gefüllt werden könnten.

⁴ „in einem Jahr bekannte Kolonie“: Kolonie, die in den drei vorausgegangenen Jahren mindestens einmal kontrolliert wurde.

Tab. 2: Anzahl kontrollierte Kolonien während der Wochenstubenzeit zwischen Mitte Mai und erster Augustdekade in der Pilotphase 2003-05 und den einzelnen Bundesländern; es gelten die offiziellen Länderkürzel; doppelt gezählt = sowohl zum ersten als auch zum zweiten Zähltermin kontrolliert; Koloniezählungen außerhalb des genannten Zeitraums wurden nicht mit einbezogen, deshalb kann in manchen Bundesländern die tatsächlich gemeldete Anzahl kontrollierter oder doppelt gezählter Wochenstuben höher sein; Datenquellen s. Tab. 9, Kap. 6.

	2003-05		2003		2004		2005	
Bundesland	n	% von gesamt	n	davon doppelt gezählt	n	davon doppelt gezählt	n	davon doppelt gezählt
BB	20	3.0	18		16		18	
BW	86	13.1	43	11	60	30	65	23
BY	290	44.1	251	26	248	23	256	21
HE	47	7.2	40	1	31		34	
MV	3	0.5	2		3		3	
NI	30	4.6	27	7	29	17	23	14
NW	16	2.3	10	3	7	1	9	1
RP	32	4.9	15	3	23	3	17	1
SL	3	0.5	1				2	
SN	36	5.5	24	7	23	15	22	5
ST	21	3.2	16	11	21	16	19	
TH	73	11.1	61	29	58	26	55	24
Summe	657	100	508	98	519	131	523	89

Tab. 3: Mittlere Anzahl Tiere pro Kolonie zu den beiden Zählterminen (**Z1** = erste Zählung – Adulte, **Z2** = zweite Zählung – Wochenstubentiere, **n** = kontrollierte Kolonien) und Summe der gezählten Individuen in den drei Pilotphasenjahren 2003-05;; der teilweise beachtliche Unterschied zwischen erster und zweiter Zählung beruht auf der größtenteils unterschiedlichen Kolonieauswahl an den beiden Zählterminen; weitere Erläuterungen s. Tab. 2; Datenquellen s. Tab. 9, Kap. 6.

	2003		2004		2005	
Bundesland	Z1 (n)	Z2 (n)	Z1 (n)	Z2 (n)	Z1 (n)	Z2 (n)
BB	54 (15)	40 (3)	72 (15)	0 (1)	74 (15)	72 (3)
BW	188 (20)	246 (34)	238 (48)	328 (42)	250 (39)	348 (49)
BY	290 (39)	297 (238)	250 (31)	295 (240)	235 (32)	310 (245)
HE	224 (38)	157 (3)	253 (31)		240 (33)	90 (1)
MV	583 (1)	74 (1)	657 (1)	78 (2)	311 (2)	30 (1)
NI	316 (19)	401 (15)	162 (25)	295 (21)	212 (19)	438 (18)
NW	114 (8)	320 (5)	197 (4)	252 (4)	187 (3)	168 (7)
RP	676 (9)	308 (9)	841 (13)	303 (13)	616 (5)	316 (13)
SL		50 (1)			250 (1)	180 (1)
SN	208 (11)	173 (20)	142 (16)	186 (22)	155 (10)	130 (17)
ST	205 (15)	372 (12)	190 (19)	327 (18)	208 (3)	266 (16)
TH	258 (40)	397 (50)	232 (37)	363 (47)	283 (32)	398 (47)
D – mittl. Koloniegroße	250 (215)	302 (391)	246 (240)	300 (410)	237 (194)	316 (418)
D – Summe gezählte Tiere	53.655	117.950	58.952	122.982	46.042	131.926

Die Vilmer Kriterien sahen für die Pilotphase die Erhebung von vier verschiedenen Daten vor (BAG et al. 2003):

1. die Anzahl der Adulttiere zum Zeitpunkt der ersten Zählung
2. die Anzahl der Adulten und lebenden Juvenilen als Gesamtzahl zum Zeitpunkt der zweiten Zählung
3. die Anzahl der Adulten und lebenden Juvenilen getrennt zum Zeitpunkt der zweiten Zählung
4. die Anzahl der toten Jungtiere zum Zeitpunkt der zweiten Zählung

Die Erfassung von toten Jungtieren (Punkt 4.) fand in den Bundesländern uneinheitlich statt und ist methodisch nur sehr schwer durchzuführen, so dass diese Zahlen bei den Analysen nicht verwendet wurden. Für die zwei Zähltermine ergaben sich unterschiedliche Stichproben und insgesamt herrscht eine ausgeprägte geografische Heterogenität. Die getrennte Erfassung der Adulten und Juvenilen in der zweiten Zählung (Punkt 3.) konnte nicht gleichermaßen oder in manchen Bundesländern gar nicht durchgeführt werden, so dass auch aus diesen Daten nur bedingt Informationen, gewonnen werden konnten. Darüber hinaus gelang die zweifache Zählung derselben Wochenstube – sowohl zum ersten als auch zum zweiten Termin – nicht überall mit gleicher Intensität (Tab. 2). Zur Ermittlung eines möglichst großen, aber auch vertretbaren Datenbestandes für die vertiefenden Detailauswertungen wurden deshalb zunächst vier Datensätze generiert:

Einfacher Datenbestand:

1. Daten des ersten Zähltermins (Adulte)
2. Daten des zweiten Zähltermins (Wochenstubentiere)

Erweiterter Datenbestand – Datenkombinationen:

3. Teildatensatz 1: Adulte der ersten Zählung
Teildatensatz 2: Adulte der zweiten Zählung
4. Teildatensatz 1: Wochenstubentiere der zweiten Zählung
Teildatensatz 2: Adulte der ersten Zählung x 1,66 (Reproduktionsrate, Erläuterung s. u.)

Für die Erweiterung des Datenbestandes unter Punkt 3 wurde zunächst geprüft, ob sich die Zahl der Adulten zum Zeitpunkt der ersten Zählung – beispielsweise durch Abwanderungen einzelner Weibchen – signifikant von der Zahl der Adulten zum Zeitpunkt der zweiten Zählung unterscheidet. Hierzu wurden Werte aus doppelt kontrollierten Kolonien herangezogen. Im Mittel lagen die Zahlen der Adulten aus der ersten Zählung in den drei Testjahren 2003-05 geringfügig höher als die Adultzahlen der zweiten Zählung (0,9 %, t-Test: $p = 0,74$, $n = 134$ Zählungen, 90 Kolonien). Auch im gesamten Auswertungszeitraum von 1990-2010 waren die ersten Zählungen nicht signifikant höher als die zweiten (3,8 %, $p = 0,08$, $n = 336$ Zählungen, 139 Kolonien). Die Kombination der Adultzahlen zu einem gemeinsamen Datensatz war damit vertretbar.

Dieses Ergebnis gibt auch der Datenkombination unter Punkt 4 Rückhalt. Prinzipiell lässt sich die Datenerweiterung auf zweierlei Weise durchführen: entweder bilden die Wochenstubentiere der zweiten Zählung den Grundstock oder die Adulten der ersten Zählung. Die Aufstockung geschieht dann durch Multiplikation bzw. Division (Faktor/Divisor = Reproduktionsrate 1.66) des jeweils anderen Datensatzes. Der Anteil der Originaldaten ist dabei allerdings deutlich verschieden. Um möglichst nah an den ursprünglichen Zählwerten zu bleiben, wurde deshalb die Variante mit dem größeren Anteil an Originaldaten gewählt, sie ist unter Punkt 4. beschrieben. Der auf diese Weise generierte Datensatz enthält 84 % Originaldaten gegenüber 51 % in der umgekehrten Vorgehensweise. Für die beiden erweiterten Datenbestände unter Punkt 3. und 4. floss nach Kombination der Teildatensätze die jeweils höchste Zählung pro Kolonie und Jahr ein. Das Modellierungsprogramm schloss alle Wochenstuben ohne positive Zählungen aus. Für alle vier Datensätze galt, dass pro Jahr und Kolonien jeweils die maximale Anzahl Tiere in die Analysen eingingen, falls mehrere Zählungen vorlagen.

Tab. 4: Anzahl Kolonien in den einzelnen Bundesländern bezogen auf die vier generierten Basis-Datensätze für die Wochenstufenperiode Mitte Mai – erste Augustdekade 1990-2010 (s. a. Text); **1: AD I** = Adultzählungen zum ersten Zähltermin; **2: WST II** = Wochenstuentierzählungen zum zweiten Zähltermin; **3: AD I + II** = Adultzählungen zum ersten Zähltermin und getrennt erfasste Adulte des zweiten Zähltermins; **4: Kombi** = Wochenstuentierzählungen des zweiten Zähltermins und Adulttierzählungen des ersten Zähltermins x Reproduktionsfaktor 1.66 (Herleitung des Faktor s. Text); für jede Kolonie ging der jeweils höchste Wert pro Jahr ein; alle Detailanalysen wurden mit dem Datenbestand 4 durchgeführt; Datenquellen: s. Tab. 9, Kap. 6.

Bundesland	1 AD I	2 WST II	3 AD I + II	4 Kombi
BB	17	3	17	20
BW	98	129	98	134
BY	174	380	292	384
HE	69	36	71	72
MV	2	3	3	3
NI	33	33	35	37
NW	22	22	23	24
RP	38	44	45	57
SL	3	2	3	3
SN	36	48	42	50
ST	20	21	20	21
TH	88	114	95	114
Kolonien	600	835	744	919
Zählungen	2.399	7.320	4.053	8.315
in TRIM eingegangene Kolonien	564	789	715	880
in TRIM eingegangene Zählungen	2.199	6.970	4.015	8.244

Datenaufbereitung

Nach der Zusammenführung und Durchsicht der Daten (Plausibilitätskontrollen, Bereinigung von Doppelseinträgen usw.) wurden die Nachweise nach der Kombination aus Erhebungsmethode und Kontrolldatum in Tab. 5 kategorisiert. Zwischen Mitte Mai und Mitte Juni wurden alle Zählungen der Kategorie I (= erste Zählung, nur Adulte) zugeordnet, zwischen Anfang/Mitte Juli und Anfang/Mitte August alle Zählungen der Kategorie II (= zweite Zählung, Wochenstuentiere, Adulte und Juvenile zusammen), unabhängig von der Erhebungsmethode. Für Zählungen dazwischen, also von Mitte Juni bis Anfang/Mitte Juli, entschied die Erhebungsmethode über die Zuordnung. Unter Berufung auf Aussagen von Experten (s. a. Abschnitt *Phänologie*), dass der überwiegende Teil der Jungtiere etwa ab der zweiten Julidekade ausfliegt, führten Ausflugs- und Videozählungen für den Zeitraum vom 16. Juni bis 10. Juli zur Einstufung in Kategorie I, aber Quartier- und Fotodokumentationen zur Kategorie II. Nachweise, die keiner der beiden Kategorien zugeordnet werden konnten, wurden nicht für die spätere Datenauswahl zugelassen.

Tab. 5: Einteilung der Koloniezählungen in zwei Kategorien nach Kontrolldatum und Erhebungsmethode (zur zeitlichen Einteilung s. a. Abschnitt *Phänologie*); I = nur Adulte (erste Zählung), II = Wochenstuentiere (Adulte und Juvenile zusammen, zweite Zählung).

Kontrolldatum	Ausflugszählung (AZ) Videozählung (VZ)	Quartierzählung (QZ) Fotoauszählung (FZ)
15.5.-15.6.	I	I
16.6.-10.7.	I	II
11.7.-10.8.	II	II

In mehreren Prüfungsdurchgängen wurde die Einteilung der Tab. 5 stichprobenartig kontrolliert und wurden Ausnahmen manuell vorgenommen, wenn dies unter Zuhilfenahme von zusätzlichen Informationen (Bemerkungsfeld) erforderlich erschien. Bei von diesem Schema abweichenden Einträgen in den Originaldaten wurde ggf. versucht, anhand der Bemerkungen zum Datensatz den Status einzuschätzen. Nur solche Datensätze wurden übernommen, bei denen eine Statuszuordnung möglich war.

Daten vor dem 15.5. und nach dem 10.8. (s. u. Abschnitt *Phänologie*) wurden ebenso ausgeschlossen wie stark voneinander abweichende unterschiedliche Erfassungsmethoden pro Quartier, also z. B. die Kombination Quartier- oder Ausflugszählung und Lichtschrankenzählung. Quartierzählungen und Fotodokumentation (mit manueller späterer Auszählung) wurden dagegen gleichwertig angesehen, ebenso Ausflugszählungen und Infrarot-Videoaufzeichnungen (mit manueller späterer Auszählung). Wochenstuben wurden erst ab einer Größe von fünf Tieren (Adulte und Juvenile zusammen) berücksichtigt, Adulte ab drei Tiere, weil bei weniger Tieren nicht immer davon ausgegangen werden kann, dass es sich nicht nur um Einzeltiere handelte. Beobachtungen von Einzeltieren wurden als „Quartier zur Wochenstubenzeit kontrolliert, Kolonie nicht anwesend“ eingestuft (Eintrag 0), wenn der Nachweis zwischen dem 15.5. und 10.8. lag, es sei denn, das Bemerkungsfeld enthielt Informationen darüber, dass die Kolonie anwesend war (z. B. versteckt, aber akustisch nachweisbar), jedoch nicht gezählt werden konnte. In diesem Fall wurde der Datensatz als „Quartier nicht kontrolliert“ eingestuft (Eintrag -1), um dem Programm TRIM die Möglichkeit zu geben, die Lücke rechnerisch zu füllen (s. u.). Auf diese Weise wurde ein Großteil der Datensätze umfassend bereinigt, um eine einheitliche Datenstruktur zu erhalten.

Datenauswahl – Nachweise

Reproduktionsrate

Zur Ermittlung eines möglichst großen Datenumfangs wurden die Zählungen der beiden Zähltermine kombiniert. Eine solche Datenmaximierung ist legitim, wenn der Anteil von Adulten und Jungtieren an der Gesamtkolonie bestimmbar ist. Aus ihm errechnet sich der Faktor (nachfolgend „Reproduktionsrate“ genannt), mit dem sich die Zahl der Adulten der ersten Zählung auf die Größe der Gesamtkolonie hoch- bzw. die Zahl der Wochenstubentiere der zweiten Zählung auf die Zahl der Adulten runterrechnen lässt. Eine solche Reproduktionsrate ließe sich theoretisch auf zweierlei Weise ermitteln: zum einen aus den nach den „Vilmer Kriterien“ im selben Jahr doppelt kontrollierten Kolonien (s. Tab. 2), zum anderen aus denjenigen Kolonien, in denen zwar nur einmal nach den Jungengeburten gezählt wurde, jedoch mit Präzisierung der Adultenzahl ($n = 247$ für 2003-05). Die Kolonien der ersten Variante waren geografisch und naturräumlich nicht repräsentativ über das Untersuchungsgebiet verteilt. Es wurde daher auf die zweite Stichprobe zurückgegriffen, die eine größere Streuung über das Untersuchungsgebiet zeigte. Es wurde eine Rate bis < 2 zugelassen. Eine Reproduktionsrate größer 2 würde bedeuten, dass mehr Jungtiere als Adulte gezählt wurden und somit ein Teil der Weibchen Zwillinge geboren hätte, was jedoch nur sehr selten vorkommt (Güttinger et al. 2001), im Normalfall gebären Mausohren ein Junges. Wahrscheinlicher ist, dass solche verschobenen Zahlenverhältnisse aufgrund eines zu späten Zähltermins zustande kamen und die Wochenstuben sich bereits in Auflösung befanden, d. h., die adulten Weibchen bereits abwanderten. Eine andere Erklärung bietet schlechtes Wetter in der dem Zähltermin vorausgegangenen Nacht. Es bedingt oft, dass adulte Weibchen ein Ausweichquartier außerhalb der Wochenstube aufsuchen und nicht in das Quartier zurückkehren. Es erscheint also plausibel, einen oberen Grenzwert bei 2 anzusetzen. Die Stichprobe verringert sich dadurch auf $n = 204$.

Zur Prüfung, ob es regional starke Unterschiede in der Reproduktionsrate gab, wurden alle Werte der drei Jahre 2003-05 in Größenklassen geplottet. Die Verteilung der Reproduktionsraten über das Untersuchungsgebiet ist über die drei Jahre betrachtet homogen. Sie rechtfertigt die Verwendung eines gemeinsamen Wertes, genauer des Mittelwertes aus den drei Jahren; er beträgt 1,66 (2003: 1,65, $n = 130$; 2004: 1,67, $n = 123$; 2005: 1,67, $n = 116$). Im Durchschnitt ziehen also 66 % der Weibchen ein Jungtier auf und eine Wochenstube besteht im Mittel aus ca. 60 % adulten Weibchen und 40 % Jungtieren.

Der Wert von 1,66 lässt sich durch Hinzunahme weiterer Zählungen in Zukunft sicher präzisieren insbesondere in Hinsicht auf regionale oder höhenlagen- und wetterbedingte Variabilität. Für solche detaillierten Unterscheidungen waren die Daten hier nicht ausreichend. Auch aus der Literatur sind Raten in vergleichbarer Höhe für verschiedene Regionen oder einzelne Kolonien bekannt, z. B. Bayern (1,7; Rudolph et al. 2004), Mecklenburg-Vorpommern/Burg Stargard (1,7; Heise et al. 2005), weshalb es gerechtfertigt erschien, für diese Analysen in einer ersten Annäherung und Abschätzung einen einheitlichen Wert zu verwenden.

Der „erweiterte Datenbestand“ setzt sich also zum einen aus Zählungen der Kategorie II und zum anderen aus Zählungen der Kategorie I x 1,66 zusammen.

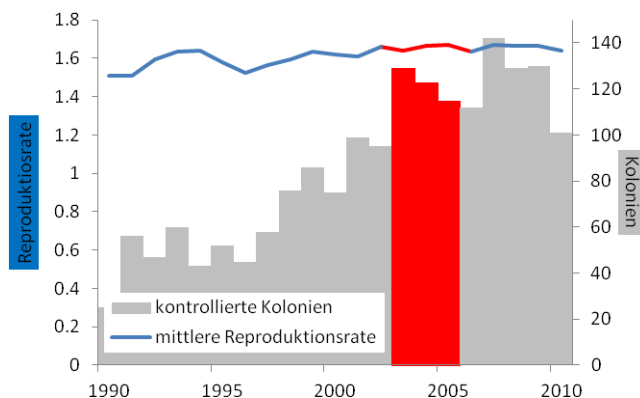


Abb. 5: Reproduktionsrate, ermittelt für den Zeitraum 1990-2010 aus insgesamt 459 Wochenstuben bundesweit mit Angaben zu den Adultzahlen bei der zweiten Zählung; rote Säulen 2003-05 = Pilotphase.

Phänologie

Nach einer Umfrage unter Experten aus verschiedenen Regionen und Literaturangaben wurden phänologische Daten zu den Mausohrkolonien zusammengetragen, um auf eine „Vereinheitlichung“ der einzelnen Phasen im Jahresablauf hinzuarbeiten. Das Ergebnis der Umfrage erlaubte für die Zwecke dieser Analysen eine Vereinheitlichung der notwendigen Phasen über das Bundesgebiet (s. Tab. 6). Zu regionalen, wetter- oder höhenlagenbedingten Unterschieden in der Phänologie, die sich bekanntermaßen an derselben Kolonie von Jahr zu Jahr ergeben können, sowie detaillierten Auswertungen zu diesem Phänomen wird auf zukünftige Auswertungen von Lichtschrankenregistrierungen durch Karl Kugelschafter verwiesen. Er stellte freundlicherweise Lichtschrankenprotokolle aus mehreren Kolonien bundesweit zur Einsicht zur Verfügung.

Die zeitlichen Grenzen zwischen den einzelnen Phänologiephasen sind fließend und je nach Witterung regional und von Jahr zu Jahr unterschiedlich. Während in einem Jahr die ersten Jungen schon im Juni ausfliegen, kann sich dieser Termin in derselben Kolonie in einem Jahr mit kühler Witterung um gut 1-2 Wochen nach hinten verschieben. Für die Auswertungen mussten jedoch Datumswerte festgesetzt

werden. Nach den in Tab. 6 zusammengefassten Ergebnissen ließen sich im Mittel sehr ähnliche Zeiträume für die in den Analysen benötigten Eckdaten „Wochenstuben bezogen“, „Phase der Junggeburten“, „Ausflug der ersten Jungtiere“ und „Auflösung der Wochenstuben“ ableiten. Die Datumswerte haben demnach einen etwas „willkürlichen“ Charakter und vor allem die Anfangs- und Endtage 15.5. und 10.8. richteten sich u. a. nach der Datenlage. Es wäre genauso gerechtfertigt, das Anfangsdatum auf den 10. oder 20.5. und das Enddatum auf den 31.7. oder 15.8. festzulegen. Künftige Auswertungen sollten hier präzisierte Angaben zur Phänologie in den verschiedenen Regionen berücksichtigen.

Tab. 6: Schätzwerte zur Phänologie von Mausohrwochenstuben in einigen Regionen nach Expertenumfrage und Literatur.

Bundesland	BY Süd	BY Nord	HE	RP	TH	MV	NI
Wochenstuben bezogen	Mitte Mai	Mitte-Ende Mai	Mitte Mai	Anfang Mai	Mitte Mai	letzte Maidekade	Anfang-Mitte Mai
Geburten	Ende Mai-Ende Juni	Anfang-Mitte Juni	Ende Mai-Mitte Juni	Ende Mai-Ende Juni	Ende Mai-Ende Juni	Mitte Juni	
Ausflug der ersten Jungtiere	erste Julidekade	Anfang Juli	erste Julidekade	Ende Juni-Anfang Juli	Ende Juni	k.A.	Anfang-Mitte Juli
Auflösung der Wochenstuben	bis Ende Juli ca. 75% anwesend	k.A.	letzte Julidekade	bis Ende Juli ca. 80% anwesend	bis Ende Juli ca. 85% anwesend	k.A.	k.A.

Datenquellen: M. Hammer, K. Kugelschafter, J. Prüger, W. Schorcht, M. Weishaar, A. Zahn, Lit.: Sauerbier et al. 2005; Lichtschrankenprotokolle (K. Kugelschafter) und direkte Beobachtungen, Datumsangaben sind als geschätzte Mittelwerte über die jeweils betreuten Kolonien und Beobachtungszeiträume zu verstehen.

Datenauswahl – Fundorte

Ausgehend von 1.041 Wochenstuben wurden alle Kolonien mit Beobachtungen zwischen 15.5. und 10.8. für den Zeitraum 1990-2010 selektiert. Das Modellierungsprogramm setzt voraus, dass mindestens eine Zählung > 0 sein musste. Datensätze, die diese Bedingung nicht erfüllten, wurden automatisch eliminiert. Daraus ergaben sich (s. a. Tab. 7):

1. 564 Wochenstuben der Kategorie I (= nur Adultzählungen, erste Zählung).
2. 789 Wochenstuben der Kategorie II (= nur Wochenstubentierzählungen, zweite Zählung).
3. 715 Wochenstuben bei Kombination der Adulten der Kategorien I und II
4. 880 Wochenstuben bei Kombination der Gesamtzahlen der Kategorie II (= Wochenstubentiere) mit den Adultzahlen der Kategorie I multipliziert mit der Reproduktionsrate 1,66.

TRIM (TRENds and INDICES for Monitoring data)

Das Modellierungsprogramm TRIM (Pannekoek et al. 2005, van Strien et al. 2004) wurde für die Analyse von Zählungen aus Monitoringprojekten wild lebender Populationen entwickelt und findet schon seit einigen Jahren Anwendung durch den *European Bird Census Council* (EBCC) beim europäischen Vogelmonitoring (Gregory et al. 2007, 2008) und unabhängig davon bei anderen ornithologischen Arbeiten (z. B. Fouque et al. 2007, Ludwig et al. 2008, Rönkä et al. 2005, Ward et al. 2009). Erst in jüngster Zeit wird es aber auch für Bestandstrendanalysen in anderen Tiergruppen eingesetzt, darunter Säugetiere und Schmetterlinge (McDonald et al. 2007, van Dyck et al. 2009, van Strien et al. 2008). Die Erfahrungen mit Trendanalysen von Fledermausdaten durch dieses Programm stehen dabei noch am Anfang

(Schwarz in BfN 2005, Zöphel et al. 2007, Meschede & Rudolph 2010, Reiter et al. 2010, Uhrin et al. 2010, Haysom et al. 2011, Tress et al. in prep.). Es wurden sowohl Wintermonitoringdaten als auch Koloniezählungen ausgewertet.

Das Programm analysiert Zählreihen nach den Regeln einer log-linearen Poisson-Regression, einer Form von GLM (*Generalized Linear Model*). Es errechnet – ausgehend von einem Basisjahr mit dem Wert 1 – jährliche Indexwerte; in allen Analysen wurde die Standardeinstellung des Programms verwendet, die als Basisjahr das erste Jahr vorsieht. Zur Erleichterung der Vergleichbarkeit wurde für alle Analysen einheitlich das Bezugsjahr 1990 gewählt, obwohl in manchen Fällen, vor allem, wenn die Datenlage im Bezugsjahr dürftig war, ein anderes Referenzjahr zu kleineren Konfidenzintervallen und damit in Einzelfällen zu größeren Signifikanzen bei den Abweichungen der jährlichen Indizes vom Ausgangswert hätte führen können. Für die vier Grunddatensätze wurde alternativ auch 1993 als Basisjahr überprüft. Der Trend an sich verändert sich dabei gegenüber 1990 nicht, lediglich der Bezugspunkt der Trendaussage. Trends werden als jährliche prozentuale Veränderung, und unter Bewertung des Standardfehlers bzw. Konfidenzintervalls qualitativ in sechs Klassen beschrieben (unstet, starker Rückgang, moderater Rückgang, stabil, moderater Anstieg, starker Anstieg, s. Tab. 7). In diesem Bericht wird aus Gründen der schweren Einschätzbarkeit echter Prozentwerte überwiegend auf diese qualitativen Bewertungen Bezug genommen (Pannekoek et al. 2005).

TRIM bietet neben der manuellen Vorgabe oder automatischen Erkennung von Trendwendejahren auch eine *overdispersion*-Einstellung für breit gestreute Daten sowie eine *serial correlation*-Option für voneinander abhängige Daten. Die breit gestreuten Daten legten die Verwendung der Einstellung *overdispersion* nahe, und unter der Annahme, dass Zählungen in verschiedenen Jahren für ein gegebenes Quartier nicht unabhängig voneinander sind, wurde auch die zweite Option der *serial correlation* eingeschaltet. Tatsächlich werden dieselben Mausohrindividuen Jahr für Jahr in denselben Kolonien gefunden (z. B. Zahn 1998, Heise et al. 2005), so dass die Zahlen offensichtlich nicht voneinander unabhängig sind. TRIM bietet ferner die Option, für bis zu zehn Variablen mit jeweils einer Reihe von Kategorien ihren Effekt auf den Trend mit in die Analyse einzubeziehen. Als Variablen dienten für die Detailauswertungen beispielsweise die biogeografischen Regionen, Großlandschaften, Naturräume, Größenklassen etc. (s. u.). Schließlich besteht noch die Möglichkeit der Wichtung der Beobachtungen (Zählungen). Eine Wichtung ist beispielsweise hilfreich, um eine Diskrepanz in der Kontrollintensität von Habitattypen auszugleichen. Im Falle der Mausohren wurde diese Option nicht in Anspruch genommen, da keine Informationen über die Begehungsintensitäten z. B. von Naturräumen usw. vorlagen. Potenziell birgt diese Funktion aber einen interessanten Korrekturfaktor, der durchaus Einfluss auf das Ergebnis haben kann.

Der Vorteil dieses Analysenprogramms liegt in der Tatsache, dass es die Ausweitung der Daten erlaubt, denn Erfassungslücken werden auf der Zahlenbasis der kontrollierten Quartiere rechnerisch gefüllt. Die Stärke dieses Programms liegt also in der Fähigkeit, Zeitreihen (Monitoringdaten) für Trendanalysen so einzusetzen, dass fehlende Kontrolljahre ausgeglichen werden. Das begünstigt die Einbeziehung „unvollständiger“ Zeitreihen.

Für die nachfolgend aufgeführten einzelnen Analysen ermittelt der Wald-Test die statistische Signifikanz, und zwar beim jeweiligen Gesamtdatensatz für die Signifikanz der Variablen (Tab. 7, soc) und bei den einzelnen Teildatensätzen für die Signifikanz der Abweichung vom linearen Trend (Tab. 7, Wtest) und den Gesamtanstieg pro Jahr (*overall multiplicative slope*; Tab. 7, Trend).

Als Modell wurde das *time effect model* (Tab. 7, teff) gewählt, das die Veränderung der Population von Jahr zu Jahr berechnet und bei dem ein Wald-Test die Abweichung des Modells von einem linearen Trend prüft. Ein *time effect model* entspricht dem *linear trend model* (Tab. 7, lin) unter Anwendung der Option *all change points*. Letzteres Modell wurde gewählt, wenn nicht für alle Jahre Daten vorlagen. In diesem Fall nimmt das Programm einen linearen Trend über die Datenlücke an.

Datenlücken

Die Programmierer von TRIM empfehlen, dass nicht mehr als 50 % aller potenziell möglichen Daten, deren Anzahl sich aus der Anzahl der Kolonien x der Anzahl der Jahre ergibt, fehlen sollten (Pannekoek et al. 2005). Mit 82,8 % fehlenden Daten ist diese Empfehlung für den ersten Datensatz nicht erfüllt, ebenso wenig mit 60 % für den zweiten Datensatz und 73,5 % für den dritten Datensatz. Knapp 57 % fehlende Daten qualifizieren streng genommen auch den vierte Datensatz nicht, doch liegt dieser Wert unter allen noch am niedrigsten. Auch ist dieser Wert kein fester Richtwert. Letztlich wird die Aussagekraft eines Modells durch den Standardfehler beschrieben, der sich unmittelbar aus den Daten selbst ergibt (Pannekoek et al. 2005, s. a. Tab. 7). Er kann zwar durch größere Datenlücken in Verbindung mit einer kleinen Stichprobe größer werden und damit die Modellierung unsicherer machen; der Umfang der Datenlücken kann aber insgesamt nur als Anhaltspunkt bei der Beurteilung der Aussagekraft der Analysen dienen.

Analysen

Die Daten wurden v. a. hinsichtlich des geografischen Bezugs in mehrerer Hinsicht sortiert und ausgewertet. Tab. 7 enthält hierzu die Übersicht. Während für Analyse 1 alle vier Grunddatensätze eingingen, stellte für alle nachfolgenden Auswertungen (2.-9.) der vierte Datensatz mit einer Stichprobe von 880 Wochenstuben (nach der Auswahl durch TRIM) die Datenbasis dar.

1. Bundesgebiet

Die Übersichtsauswertung wurde für die Fläche des Bundesgebietes durchgeführt. Für diese Auswertungen wurden alle vier Datensätze herangezogen, also Daten der ersten Zählung, Daten der zweiten Zählung sowie die Datenkombinationen (s. o.).

2. Biogeografische Regionen

Detaillauswertungen für die drei biogeografischen Regionen (atlantische, kontinentale, alpine Region) wurden auf Grundlage der vom Auftraggeber (BfN) zur Verfügung gestellten *shape-files* durchgeführt.

3. Großlandschaften

Die Großlandschaften in Deutschland stellen Zusammenschlüsse von Naturräumen dar (s. Anhang, Quelle: BfN). Für diese Auswertungen wurden die sieben terrestrischen Großlandschaften herangezogen.

4. Rand- und Kernverbreitung

Eine Analyse widmet sich der Frage nach der Entwicklung am Rand des Verbreitungsgebietes im Vergleich zur Entwicklung im Hauptverbreitungsgebiet. Dazu wurde das randliche Verbreitungsgebiet in einer ersten Annäherung mit der Norddeutschen Tiefebene gleichgesetzt, also den beiden Großlandschaften Nordwestdeutsches und Nordostdeutsches Tiefland, während das Hauptverbreitungsgebiet (Kerngebiet) die übrigen Großlandschaften ab den Mittelgebirgen südwärts umfasst.

5. Naturräume

Auch für die naturräumliche Einteilung wurden *shape-files* seitens des BfN zur Verfügung gestellt. Die Einteilung folgt Ssymank (1994, s. Anhang). Im Detail ausgewertet wurden 15 Naturräume, in denen mindestens 20 Wochenstuben zwischen 1990 und 2010 kontrolliert wurden (Tab. 7).

6. Größenklassen

Die Kolonien wurden in fünf Klassen eingeteilt, basierend auf der mittleren Koloniegröße der ersten drei Zählungen. Klassengrenzen waren 50, 250, 500 und 1.000 Individuen.

7. Simulationen

Zur Abschätzung, wie sich die Verlässlichkeit der Bestandsmodellierung ändert, wenn weniger Daten zur Verfügung stehen, wurde der Gesamtdatenbestand von 880 Wochenstuben durch Zufallsauswahl künstlich reduziert und die Analyse mit derart reduzierten Datensätzen wiederholt. Auf diese Weise wurde der Gesamtdatensatz auf 80, 60, 40 und 20 % reduziert. Jede dieser Reduktionen und die zugehörige TRIM-Analyse wurde zehnmal durchgeführt.

8. Kontrolldaten

Die beste Datenbasis und die beste Überprüfung von Modellen stellen lückenlose Daten dar. Diese liegen aus Kolonien vor, die jährlich kontrolliert werden. In den bundesweiten Mausohrdaten sind dies 51 regelmäßig zwischen 1990 und 2010 gezählte Kolonien, 49 von ihnen liegen in Nordbayern, je eine liegt in Thüringen und Sachsen; sie repräsentieren damit geografisch nicht den gesamten Untersuchungsraum.

9. Siedlungsdichte

Auf der Basis der Naturräume wurde die Siedlungsdichte in Wochenstubentieren pro 100 km² Naturraumfläche ermittelt. Berechnungsgrundlage waren die tatsächlichen bzw. durch TRIM ergänzten Zählungen der Jahre 1990, 1995, 2000, 2005 und 2010.

3. ERGEBNISSE

3.1 Bundesgebiet

In den 21 Jahren von 1990 bis 2010 sind die Wochenstubenbestände von *Myotis myotis* über das gesamte Bundesgebiet betrachtet gewachsen. Für alle vier Datensätze (1. Adulte der ersten Zählung, 2. Wochenstubentiere der zweiten Zählung, 3. Datenkombination aus Adulten beider Zählungen, 4. Datenkombination aus Wochenstubentieren und Adulten der ersten Zählung erweitert durch den Reprofaktor 1.66) ergibt sich ein ähnlicher Verlauf dieses Zuwachses (Abb. 6). Den insgesamt stärksten Anstieg verzeichnet der Datensatz, der ausschließlich die Zählungen der Adulttiere zwischen Mitte Mai und Mitte Juni umfasst (Abb. 7a); hier wird der Endbestand auf das Doppelte des Ausgangsbestandes modelliert. Die drei anderen Datensätze laufen ab ca. 2006 in einer deutlich flacheren Kurve aus, die einer Stagnation näher ist, und sie enden bei dem 1,5- bis 1,6-fachen des Referenzwertes von 1990. In allen vier Fällen ist der Anstieg moderat, aber signifikant ($p < 0.01$, $SE < 0.025$, Tab. 7). Der Datensatz mit dem kleinsten Konfidenzintervall ist der vierte Datensatz (Abb. 7d). Er ist eine Kombination aus zwei der vorherigen Datensätze (zur Generierung der Daten s. Kap. 2, Abschnitt *Pilotphase 2003-2005 und Auswertungszeitraum 1990-2010*) und wurde zur Maximierung der Datengrundlage erstellt. In ihm spiegelt sich der Verlauf des Datensatzes allein mit Wochenstubentieren (Abb. 7b) datenbedingt stark wieder. Bis auf 1991 sind alle Indizes signifikant verschieden vom Ausgangswert (s. Abb. 7d, Konfidenzintervalle). Aus den vier Datensätzen wird auch deutlich, dass es einen Zusammenhang zwischen der Stichprobengröße und der Größe der Konfidenzintervalle gibt: je größer die Stichprobe, desto kleiner die Konfidenzintervalle und desto zuverlässiger die Modellierung.

Alle vier Modellierungen kommen zu dem Ergebnis:

Über **das gesamte Bundesgebiet** und den **Zeitraum 1990-2010** betrachtet, ist der **Wochenstubenbestand des Großen Mausohrs moderat und signifikant gewachsen** ($p < 0.01$).

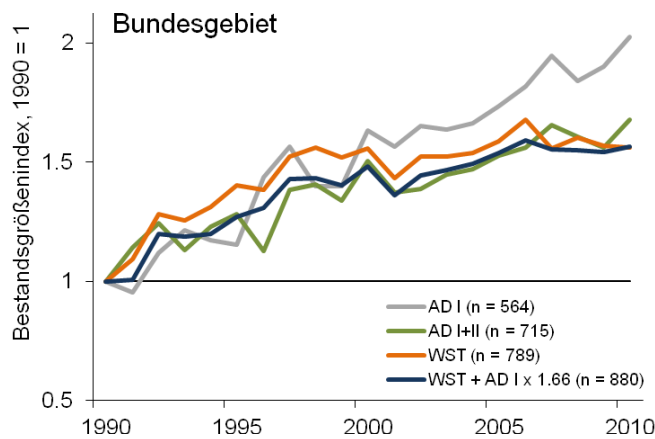


Abb. 6: Bestandsentwicklung des Mausohrs im Bundesgebiet auf der Basis von vier verschiedenen Datensätzen; zusammenfassende Darstellung; AD I/II = Adulte der ersten bzw. zweiten Zählung; WST (Wochenstubentiere) = gesamte Kolonie; WST+Ad I x 1.66 (Datenkombination) = gesamte Kolonie (zweite Zählung), ergänzt um Zählungen der Adulten der ersten Zählung x Reproduktionsrate 1.66; Erläuterungen zu den Datensätzen s. Kap. 2.

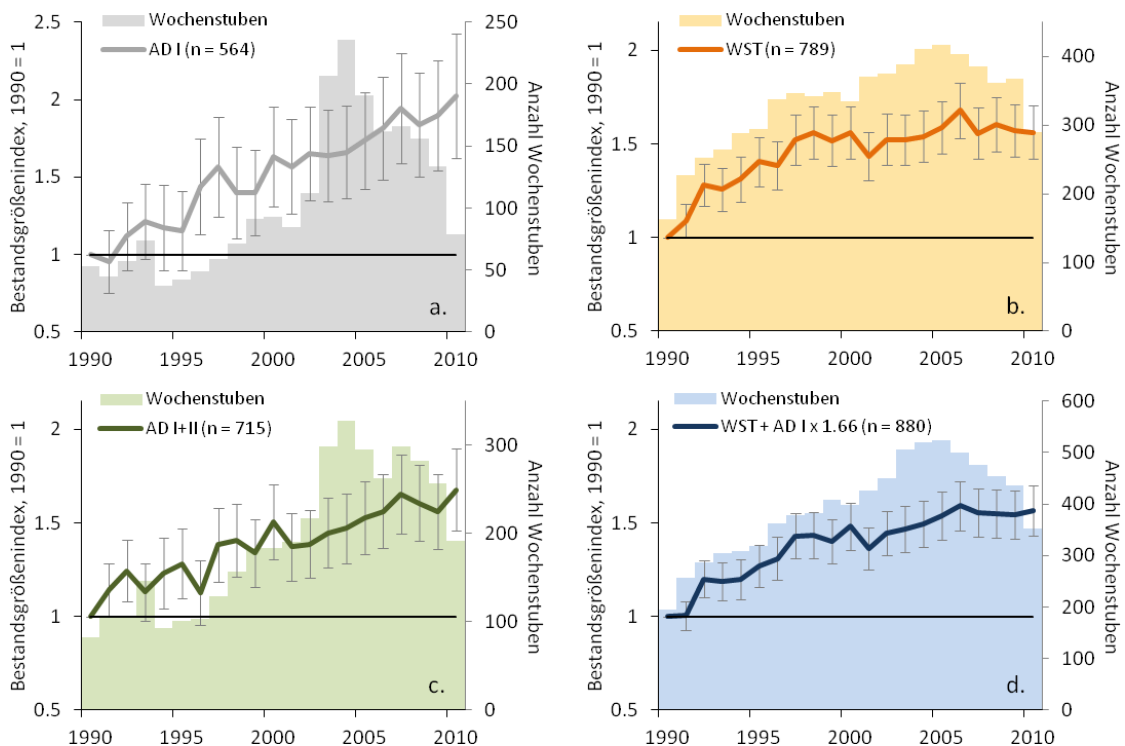


Abb. 7a-d: Bestandsentwicklung des Mausohrs im Bundesgebiet auf der Basis von vier verschiedenen Datensätzen; a, c: AD I/II = Adulte der ersten bzw. zweiten Zählung; b: WST (Wochenstubentiere) = gesamte Kolonie; d: WST+Ad I x 1.66 (Datenkombination) = gesamte Kolonie (zweite Zählung), ergänzt um Zählungen der Adulten der ersten Zählung x Reproduktionsrate 1.66; Erläuterungen zu den Datensätzen s. Kap. 2; Fehlerbalken = 95 %-Konfidenzintervall; Hintergrund: kontrollierte Kolonien pro Jahr.

Ergebnisse des bundesweiten Monitorings zum Großen Mausohr

Tab. 7: Übersicht über die Analysen mit TRIM; soc = *significance of covariate* (stat. Test: Wald-Test); n.s. = nicht signifikant; Kat I = Kategorie I (Tiere der ersten Zählung); Kat II = Kategorie II (Tiere der zweiten Zählung); Kombi = Datenkombination (s. Text); model: teff = *time effects model*, lin = *linear trend model* (mit Option „all change points“, kein Wald-Test); ovdiss = *overdispersion*; sercor = *serial correlation*; Wtest = Wald-Test für die Signifikanz der Abweichung von linearem Trend; slope = *overall slope multiplicative*; SE = *standard error*; Trend (s.a. Tabellenende): mod+ = moderater Anstieg; stark+ = starker Anstieg, stark- = starker Rückgang, stat. Signifikanz: ** = $p < 0.01$; * = $p < 0.05$; [] = $n < 10$, Aussage eingeschränkt.

Thema	Geografischer Bezug	Kolonien	model	ovdis	sercor	Wtest	p	slope	SE	Trend
1. Gesamter Untersuchungsraum	Bundesgebiet (Datensatz 1)	564 (Kat I)	teff	52.717	0.277	22.75	0.2485	1.0348	0.0030	mod +**
	Bundesgebiet (Datensatz 2)	789 (Kat II)	teff	63.966	0.483	114.85	0.0000	1.0176	0.0016	mod +**
	Bundesgebiet (Datensatz 3)	715 (Kat I+II)	teff	50.328	0.424	46.58	0.0004	1.0212	0.0021	mod +**
	Bundesgebiet (Datensatz 4)	880 (Kombi)	teff	70.829	0.492	82.15	0.0000	1.0204	0.0015	mod +**
VARIABLE										
2. Biogeografische Regionen (n = 880), soc n.s.	Atlantisch	21	lin	39.564	0.225	-	-	1.0612	0.0182	mod +**
	Kontinental	855	teff	71.257	0.492	83.61	0.0000	1.0205	0.0015	mod +**
	[alpin (Basisjahr 1991)]	4	teff	49.561	0.518	5.45	0.9980	1.0667	0.0205	mod +**]
3. Großlandschaften (n = 880), soc**	Nordwestdeutsches Tiefland	21	lin	39.524	0.226	-	-	1.0611	0.0182	mod +**
	Nordostdeutsches Tiefland	62	teff	44.185	0.328	27.82	0.0870	1.0247	0.0112	mod +*
	Westliches Mittelgebirge	169	teff	93.142	0.403	102.23	0.0000	1.0869	0.0058	stark+**
	Östliches Mittelgebirge	133	teff	81.892	0.441	25.38	0.1485	1.0444	0.0058	mod +**
	Südwestdeutsches Stufenland	340	teff	72.914	0.473	76.03	0.0000	1.0092	0.0019	mod +**
	Alpenvorland	151	teff	27.958	0.503	93.65	0.0000	0.9981	0.0033	stabil
	[Alpen (Basisjahr 1991)]	4	teff	49.561	0.518	5.45	0.9980	1.0667	0.0205	mod +**]
4a. Randverbreitung (n = 880), soc n.s.	Norddeutsche Tiefebene (Randgebiet)	83	teff	44.606	0.354	30.83	0.0422	1.0384	0.0095	mod +**
	Mittelgebirge (Kerngebiet)	797	teff	72.079	0.495	82.67	0.0000	1.0200	0.0015	mod +**
4b. Randverbreitung (n = 880), soc**	100 km-Zone parallel der nördlichsten Kolonien (Randgebiet)	56	lin	39.091	0.233	-	-	1.0872	0.0143	stark+**
	südl. der 100 km-Zone (Kerngebiet)	824	teff	71.180	0.493	89.18	0.0000	1.0192	0.0015	mod +**
5. Naturräume mit mind. 20 Kolonien (n = 660), soc**	D18 Thüringer Becken und Randplatten	71	teff	123.810	0.456	20.51	0.3645	1.0369	0.0096	mod +**
	D19 Erzgebirgsvorland und Sächsisches Hügelland	24	teff	45.998	0.330	18.27	0.5048	1.0258	0.1400	unstet
	D36 Unteres Weserbergland u. Oberes Weser-Leinebergl.	41	teff	80.333	0.489	16.23	0.6420	1.0719	0.0197	mod +**
	D47 Osthessisches Bergland (Vogelsberg und Rhön)	45	teff	88.345	0.417	39.33	0.0040	1.0799	0.0094	stark+**
	D53 Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Tiefland	26	teff	34.205	0.216	39.48	0.0038	1.0108	0.0096	stabil
	D54 Schwarzwald	27	lin	42.520	0.157	-	-	1.0325	0.0093	mod +**
	D55 Odenwald, Spessart und Südrhön	51	teff	113.363	0.512	46.32	0.0004	1.0025	0.0068	stabil
	D56 Mainfränkische Platten	47	teff	91.387	0.476	49.78	0.0001	1.0145	0.0050	mod +**
	D57 Neckar- und Tauberland, Gäuplatten	58	teff	62.541	0.333	52.97	0.0000	1.0067	0.0073	stabil
	D59 Fränkisches Keuper-Liasland	45	teff	50.887	0.610	41.11	0.0023	1.0142	0.0044	mod +**
	D61 Fränkische Alb	51	teff	69.921	0.401	46.41	0.0004	1.0038	0.0030	stabil
	D63 Oberpfälzer und Bayerischer Wald	23	teff	33.652	0.467	31.31	0.0373	1.0492	0.0082	mod +**
	D64 Donau-Iller-Lech-Platten	37	teff	19.703	0.332	45.61	0.0006	1.0102	0.0056	stabil
	D65 Unterbayerisches Hügelland und Isar-Inn-Schotterplatten	62	teff	24.638	0.520	65.43	0.0000	0.9842	0.0222	unstet
	D66 Voralpines Hügel- und Moorland	52	teff	37.429	0.519	25.77	0.1367	0.9943	0.0052	stabil

6. Größenklassen	5-50	247	teff	20.667	0.277	93.23	0.0000	0.9932	0.0050	stabil
(Basis: mittl. Kolonie-	51-250	385	teff	52.792	0.426	32.45	0.0278	1.0380	0.0027	mod +**
größe der ersten drei	251-500	140	teff	80.503	0.417	25.92	0.1325	1.0146	0.0032	mod +**
Zählungen, n = 880)	501-1000	79	teff	110.524	0.526	22.34	0.2678	1.0111	0.0035	mod +**
soc**	1001+	29	teff	228.436	0.576	43.44	0.0011	1.0196	0.0063	mod +**
7. Kontrolldaten	jährlich kontrollierte Kolonien 1990-2010	51	teff	83.863	0.473	60.95	0.0000	1.0059	0.0031	stabil

Interpretationshilfen für Tab. 7:

ovdis (overdispersion) und sercor (serial correlation): ovdis > 3 und sercor > 0.4 bedeutet, dass der Wald-Test zur Ermittlung des besten Modells herangezogen werden sollte, dies war für alle Datensätze erforderlich.

Wtest (Wald-Test) und p-Wert: ist dieser Test signifikant ($p < 0.01$), ist die Abweichung von einem linearen Trend signifikant; das *time effects model* erzielt ein besseres Ergebnis als das *linear trend model*.

slope und SE (standard error/Standardfehler): der *slope* ist die Steigung der Regression durch den Logarithmus der Indizes, wobei Varianz und Kovarianz der Indizes mit einberechnet sind. Werte > 1 markieren einen Zuwachs, Werte < 1 beschreiben eine Abnahme; Bsp.: ein *slope* von 1.0245 bedeutet eine mittlere Bestandszunahme von 2,45 % pro Jahr. Unter Einbeziehung des 95 %-Konfidenzintervalls, das sich aus dem Standardfehler $\times 1.96$ errechnet, wird der Trend jedoch besser einer von fünf Klassen zugeordnet (s. Trend). Für die Beurteilung des Standardfehlers wird hier den Experten von Statistics Netherlands gefolgt (Tom van der Meij mdl. 2011) und ein Standardfehler < 0.025 als ausreichend für die Verlässlichkeit des Modells angesehen; der einzige Datensatz in diesen Auswertungen, der dieses Qualitätskriterium nicht erfüllt, ist derjenige für den Naturraum D19 Erzgebirgsvorland und Sächsisches Hügelland.

Trend (Definitionen nach Pannekoek et al. 2005):

starker Anstieg (stark+): Anstieg signifikant größer als 5 % pro Jahr (5 % würde eine Verdoppelung des Bestands in 15 Jahren bedeuten); Kriterium: untere Konfidenzintervallgrenze > 1,05.

moderater Anstieg (mod+): signifikanter Anstieg, aber nicht signifikant größer als 5 % pro Jahr. Kriterium: $1 < \text{untere Konfidenzintervallgrenze} < 1,05$.

stabil: kein signifikanter Anstieg oder Rückgang und Trends sind sicher weniger als 5 % pro Jahr; Kriterium: Konfidenzintervall schließt 1 ein, aber untere Grenze > 0,95 und obere Grenze < 1,05.

moderater Rückgang (mod-): signifikanter Rückgang, aber nicht signifikant größer als 5 % pro Jahr; Kriterium: $0,95 < \text{obere Konfidenzintervallgrenze} < 1$.

starker Rückgang (stark-): Rückgang signifikant größer als 5 % pro Jahr (5 % würde eine Halbierung des Bestands in 15 Jahren bedeuten); Kriterium: obere Konfidenzintervallgrenze < 0,95.

unstet: kein signifikanter Anstieg oder Rückgang, aber unsicher, wenn Trends kleiner als 5 % pro Jahr sind; Kriterium: Konfidenzintervall schließt 1 ein, aber untere Grenze < 0,95 oder obere Grenze > 1,05.

Die vier Datensätze führen zu einer gemeinsamen Aussage, nämlich dem **allgemeinen Trend eines moderaten Bestandsanstiegs über den Untersuchungszeitraum und das gesamte Untersuchungsgebiet**. Um eine größtmögliche Datengrundlage nutzen zu können, wurden die nachfolgenden Auswertungen mit dem kombinierten Datensatz durchgeführt (Abb. 7d). Eine Kombination von Daten beruht auf der Annahme einer über die Jahre konstanten Reproduktionsrate, was für den 21-jährigen Beobachtungszeitraum mit leichten Schwankungen zutrifft (s. Abb. 5); leichte Schwankungen können z. B. klimatisch bedingt sein.

3.2 Biogeografische Regionen

Obwohl die Variable „biogeografische Regionen“ keinen signifikanten Einfluss auf die berechneten Bestandstrends hat (Wald-Test = 27.19, $p = 0.79$), lassen sich gewisse Unterschiede in der Entwicklung der Großräume erkennen (Abb. 8).

Den größten Teil Deutschlands bedeckt die **kontinentale Region** und hier befindet sich auch die größte Zahl der ausgewerteten Mausohrkolonien (97 %). Der Kurvenverlauf macht bereits deutlich, dass die Gesamtentwicklung im Wesentlichen durch die Daten dieser 855 Kolonien bestimmt wird (Abb. 8, 9b), der Zuwachs wird als moderat eingestuft ($p < 0.01$). Eine kleine Zahl von nur 21 Kolonien geht in die Entwicklung in der **atlantischen Region** ein. Ihr Trend ist zunächst abnehmend, steigt dann jedoch bis 2002 an, um anschließend wieder abzuflachen. Da die jährlich Stichprobe teilweise sehr klein ist (Abb. 9a), ist die Aussagekraft dieses Verlaufs jedoch stark eingeschränkt. Zudem weicht der Trend der Einzeldatensatzanalyse (Abb. 9a) leicht vom Trend auf Basis der Gesamtdatenanalyse (Abb. 8) ab, in der im Gegensatz zur Einzeldatensatzanalyse auch die Daten der anderen Regionen verrechnet werden. Problematisch ist beispielsweise, dass aus dem Jahr 1991 gar keine Daten vorliegen und im Jahr 1993 nur eine Koloniekontrolle stattfand, was zu einem ungewöhnlich großen Konfidenzintervall führt (Abb. 9a). Das Wachstum wird insgesamt als moderat eingestuft ($p < 0.01$). Die Region ist geografisch zum größten Teil und in Bezug auf die Kolonien vollständig identisch mit der Großlandschaft Nordwestdeutsches Tiefland (s. Kap. 3.3 und Abb. 9). Den Trend der dritten biogeografischen Region, der **alpinen Region** (= Großlandschaft Alpen, s. Kap. 3.3 und Abb. 9), speisen lediglich vier Kolonien. Die Entwicklung in dieser Region ist daher wenig aussagekräftig.

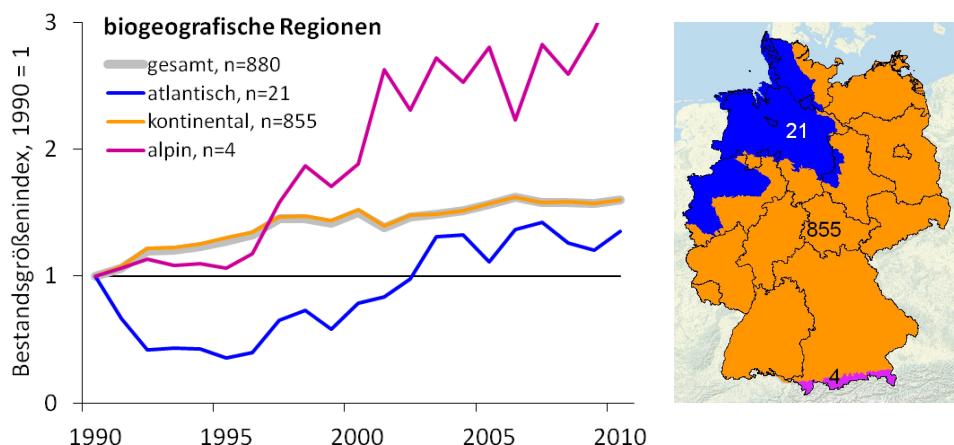
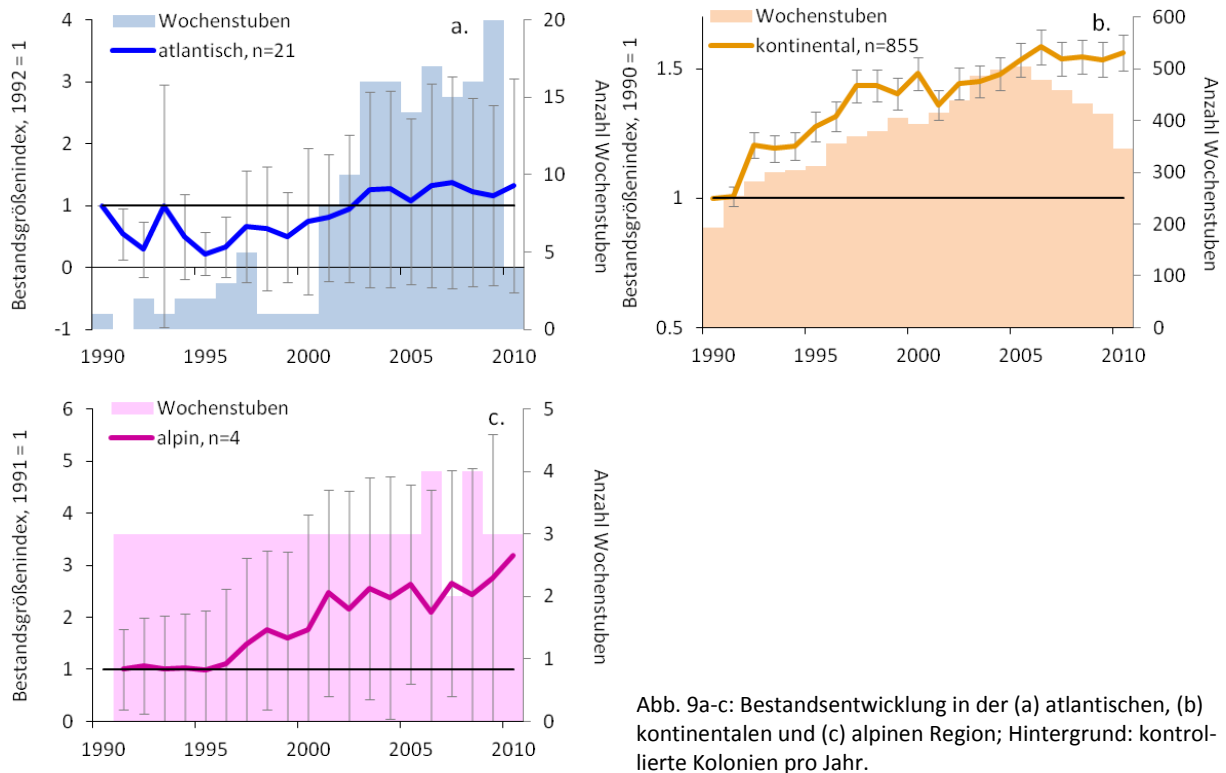


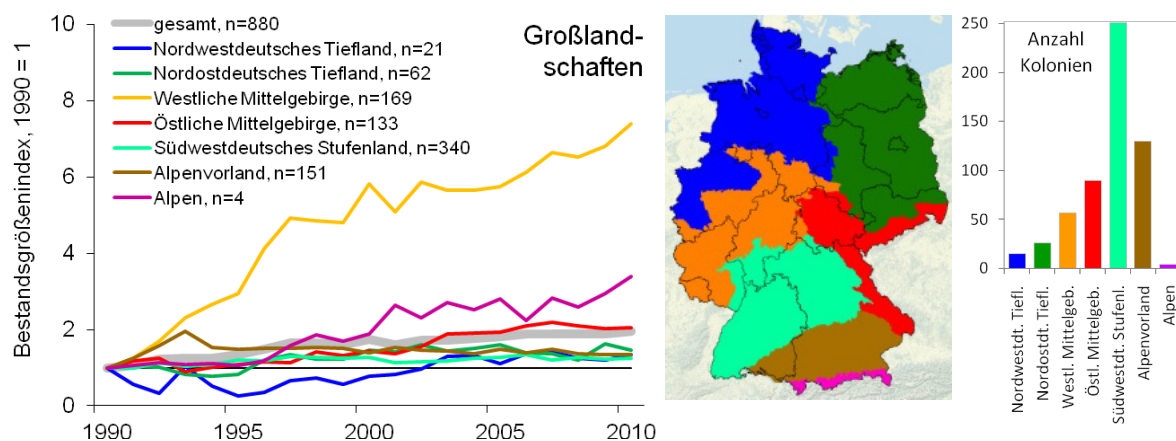
Abb. 8: Bestandsentwicklung in den drei biogeografischen Regionen.



3.3 Großlandschaften

Die Variable „Großlandschaften“ wirkt sich hochsignifikant auf die berechneten Bestandstrends aus (Wald-Test = 487.76, $p < 0.01$).

Die größte Dichte ausgewerteter Kolonien befindet sich im **Südwestdeutschen Stufenland** ($n = 340$), das zum Kerngebiet der Mausohrverbreitung in Mitteleuropa zählt. Den mit Abstand stärksten Bestandszuwachs jedoch verzeichnet das nördlich davon gelegene **Westliche Mittelgebirge** mit einem sehr steilen Anstieg in den ersten sieben Jahren auf nahezu das 5-fache des Referenzwertes. In beiden Dekaden wuchs der Bestand, in der zweiten allerdings langsamer, insgesamt stark ($p < 0.01$, Tab. 7, Abb. 10).



Für keine andere Großlandschaft modelliert TRIM einen derartig steilen und andauernden Bestandstrend, auch wenn spätestens ab 1995 für alle Landschaften außer für das **Alpenvorland** (Abb. 11f) ein Anstieg verzeichnet wird, zumindest für eine gewisse Periode. Im Alpenvorland ist es umgekehrt: nach einem anfänglichen Anstieg scheint der Bestand seit Mitte der 1990er Jahre zu stagnieren oder sogar leicht abzunehmen; den Trend klassifiziert das Modellierungsprogramm als einzigen unter den sieben Großlandschaften als stabil (Tab. 7). Auch hier ist zu berücksichtigen, dass im Referenzjahr 1990 nur acht Koloniekontrollen eingingen.

Im **Südwestdeutschen Stufenland** wird der gesamte Trend als moderat positiv eingestuft ($p < 0.01$, Tab. 7). Dennoch zeigt der Verlauf der Kurve deutliche Schwankungen und einen seit ca. 1997 praktisch nicht mehr angewachsenen Bestand (Abb. 11e). Er bewegte sich 2010 auf dem etwa 1,2-fachen des 1990er Wertes, hatte aber seinen bisherigen Höchststand 2006 erreicht.

Auch für das **Nordwest- und Nordostdeutsche Tiefland** und das **Östliche Mittelgebirge** modelliert das Programm zwar insgesamt einen signifikant (moderat) ansteigenden Trend ($p < 0.01$, Tab. 7, Abb. 11a, b, d), jedoch liegt dieser Anstieg – v. a. in den beiden norddeutschen Großlandschaften – hauptsächlich in den 7-10 Jahren ab 1995. Danach ist auch hier seit etwa 2002/03 kaum noch ein Anstieg (**Nordwestdeutsches Tiefland**) oder sogar ein Rückgang (**Nordostdeutsches Tiefland**) erkennbar. In den ersten fünf Jahren entwickelte sich der Bestand vor allem im **Nordwestdeutschen Tiefland** unter Schwankungen negativ.

Auch der Aufwärtstrend in den **Östlichen Mittelgebirgen** erscheint relativ stabil, zumindest ab ca. 1994; er flacht jedoch ab ca. 2004 wieder ab. Die Zahl der kontrollierten Kolonien lag von Beginn an über 20 und war damit eine solide Grundlage für die Modellierung.

Die Entwicklung der vier Kolonien in den **Alpen**, deren Abgrenzung der alpinen biogeografischen Region entspricht, wurde bereits in Kap. 3.2 beschrieben.

In den meisten Großlandschaften wird der Trend durch ein großes Konfidenzintervall begleitet, also durch einen relativ hohen Standardfehler. Das bedeutet zwar nicht, dass die Entwicklung falsch dargestellt wird, aber dass der genaue Verlauf weniger gut abgesichert ist. Dies ist beispielsweise für die norddeutschen Großlandschaften und das Alpenvorland für nahezu die gesamte Periode der Fall. In den Regionen, in denen die Indizes zumindest in einem Teil der Jahre oder in fast jedem Jahr signifikant verschieden vom Ausgangswert sind, d. h. nicht den Indexwert 1 einschließen (z. B. **Westliche Mittelgebirge**), ist der Trend verlässlicher. Hohe Standardfehler entstehen durch eine geringe Stichprobe und/oder uneinheitliche Entwicklungen in den einzelnen Kolonien.

Ergebnisse des bundesweiten Monitorings zum Großen Mausohr

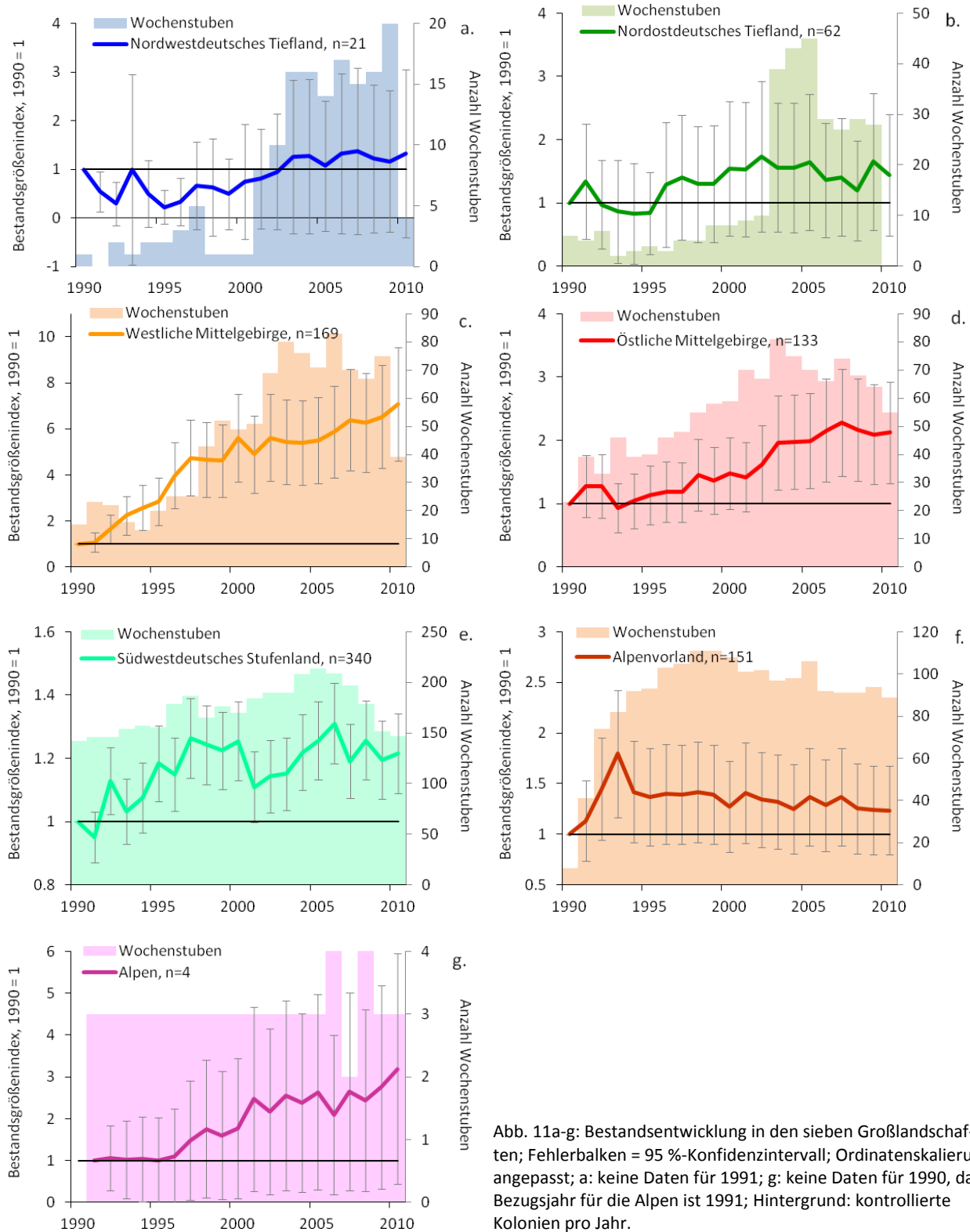


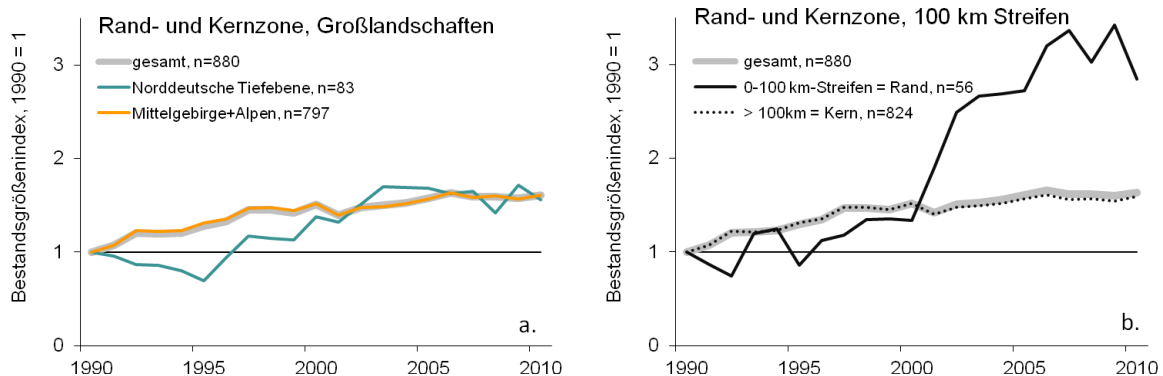
Abb. 11a-g: Bestandsentwicklung in den sieben Großlandschaften; Fehlerbalken = 95 %-Konfidenzintervall; Ordinatenkalibrierung angepasst; a: keine Daten für 1991; g: keine Daten für 1990, das Bezugsjahr für die Alpen ist 1991; Hintergrund: kontrollierte Kolonien pro Jahr.

3.4 Rand- und Kernverbreitung

Die Aufteilung des untersuchten Gebietes in ein Rand- und ein Kernverbreitungsgebiet lässt sich nach verschiedenen Kriterien durchführen.

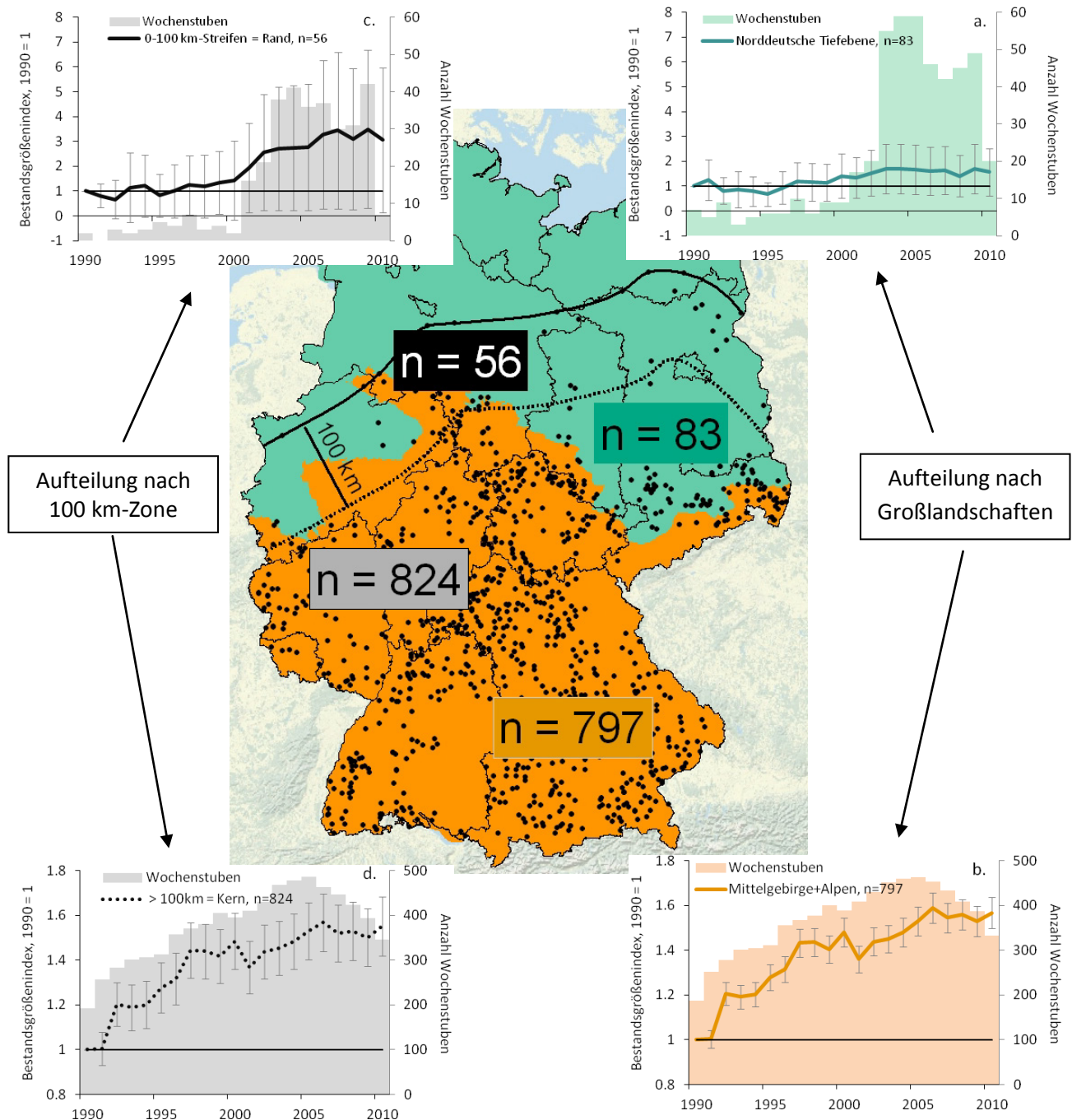
In einer ersten Annäherung wurden die Großlandschaften zu zwei Gruppen zusammengefasst. Das Randverbreitungsgebiet definiert sich dabei aus den beiden Großlandschaften Nordwestdeutsches und Nordostdeutsches Tiefland, zusammen die **Norddeutsche Tiefebene**, das Kerngebiet fällt mit den übrigen fünf Großlandschaften, also den **Mittelgebirgen mit Alpenvorland und Alpen** zusammen (Abb. 12a). In ihm liegt mit 797 Kolonien der weitaus größte Teil (91 %) der ausgewerteten Wochenstuben, nur 83 Kolonien liegen im als Randgebiet definierten Abschnitt. In dieser Aufteilung hat die Variable keinen signifikanten Einfluss auf die berechneten Bestandstrends (Wald-Test = 22.59, $p = 0.2557$). Mit Bezug 1990 setzte im Randgebiet erst ab Mitte der 1990er Jahre eine positive Entwicklung ein, die ca. acht Jahre andauerte und seither (seit etwa 2004) stagniert; im letzten Untersuchungsjahr 2010 erreichte die Bestandsgröße das 1,5-fache des Referenzwertes (Abb. 13a). Die ersten fünf Jahre kennzeichnet ein negativer Trend. Die Gesamtkurve wird, bedingt durch die dominierende Zahl an Kolonien, von der Entwicklung im Kerngebiet bestimmt (Abb. 13b). Beiden Teilgebieten bescheinigt TRIM insgesamt einen signifikanten moderaten Anstieg ($p < 0.01$, Tab. 7). Wie schon für das Nordwest- und Nordostdeutsche Tiefland (s. Kap. 3.3), kennzeichnen auch den Trend für die gesamte Norddeutsche Tiefebene hohe Standardfehler und große Konfidenzintervalle (Abb. 13a). Kein Index ist signifikant verschieden vom 1990er Referenzwert. Hohe Standardfehler erklären sich durch die uneinheitliche Entwicklung bei relativ geringer Stichprobengröße im Randverbreitungsgebiet.

Abb. 12a-b: Bestandsentwicklung im Rand- und Kernverbreitungsgebiet nach verschiedenen Definitionen.



In einem zweiten Analyseansatz wurde das Randgebiet als 100 km-Streifen entlang der nördlichen Verbreitungsgrenze definiert (Abb. 13, schwarze und gepunktete Linien in Karte). Bei dieser Begrenzung verringert sich die Stichprobe in der Randzone auf 56 Kolonien. Die Bestandsentwicklung ist nur bedingt der in der gesamten Norddeutschen Tiefebene vergleichbar (Abb. 13a, c), vor allem ab ca. 2001 zeigen die Kolonien in dem 100 km-Streifen einen deutlich steileren Anstieg als in der gesamten Norddeutschen Tiefebene. Ab 2007 setzt eine Abflachung ein, die in der gesamten Tiefebene bereits 2003/04 begann. Zu beachten sind die großen Konfidenzintervalle in der zonenbezogenen Auswertung (Abb. 13c), die eine uneinheitliche Entwicklung in den Kolonien anzeigen. Da auch für

diese Rand-/Kerngebietsaufteilung der überwiegende Anteil der Kolonien ($n = 824$) im definierten Kerngebiet liegt, erklärt sich auch hier die starke Beeinflussung der Gesamtentwicklung (Abb. 12b). Interessanterweise hat die Variable Rand-/Kernverbreitung in dieser Definition durchaus einen signifikanten Einfluss auf die berechneten Bestandstrends (Wald-Test = 54.33, $p < 0.01$).



3.5 Naturräume

Die Variable „Naturraum“ hat einen signifikanten Einfluss auf die berechneten Bestandstrends (Wald-Test = 587.25, $p < 0.01$). Dies deutet sich auch schon durch die unterschiedlichen Entwicklungen in den verschiedenen Naturräumen an.

In 58 der 73 Naturräume in Deutschland existieren Mausohrkolonien, in 15 von ihnen 20 oder mehr. Ein Blick auf die Entwicklung in diesen ausgewählten Naturräumen zeigt deutliche Unterschiede (Abb. 15a-o). Während z. B. der Bestand in den mitteldeutschen Naturräumen **Unteres Weserbergland und Oberes Weser-Leinebergland** sowie im **Osthessischen Bergland (Vogelsberg und Rhön)** bis auf mehr als das 3-fache anstieg (Abb. 14a, moderater bzw. starker Zuwachs, $p < 0.01$), ist die Entwicklung in den südbayerischen Naturräumen **Donau-Iller-Lechplatten, Unterbayerischen Hügelland und Isar-Inn-Schotterplatten** sowie **Voralpines Hügel- und Moorland** lediglich stabil oder unstat (Abb. 14b, 16k, i, j, Tab. 7). Unter den 15 Regionen treten ferner **Thüringer Becken und Randplatten, Schwarzwald, Mainfränkische Platten, Fränkisches Keuper-Liasland und Oberpfälzer und Bayerischer Wald** mit einem moderaten ($p < 0.01$) Anstieg hervor, der bis auf Thüringer Becken und Randplatten jedoch erst nach einem anfänglichen negativen Trend einsetzte (Abb. 15e, g, h, m). In den übrigen Naturräumen bewegt sich der Bestand nach Auf- und Abwärtsbewegungen momentan in etwa auf dem Ausgangsniveau (**Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Tiefland, Neckar- und Taubertland, Gäuplatten, Fränkische Alb**, Abb. 15n, l, h) oder einer etwas erhöhten Ebene (**Odenwald, Spessart und Südrhön, Erzgebirgsvorland und Sächsisches Hügelland** – für letzteren NR ist das Qualitätskriterium $SE < 0.025$ nicht erfüllt, Abb. 15o, d). Die Entwicklung ist somit nicht einheitlich.

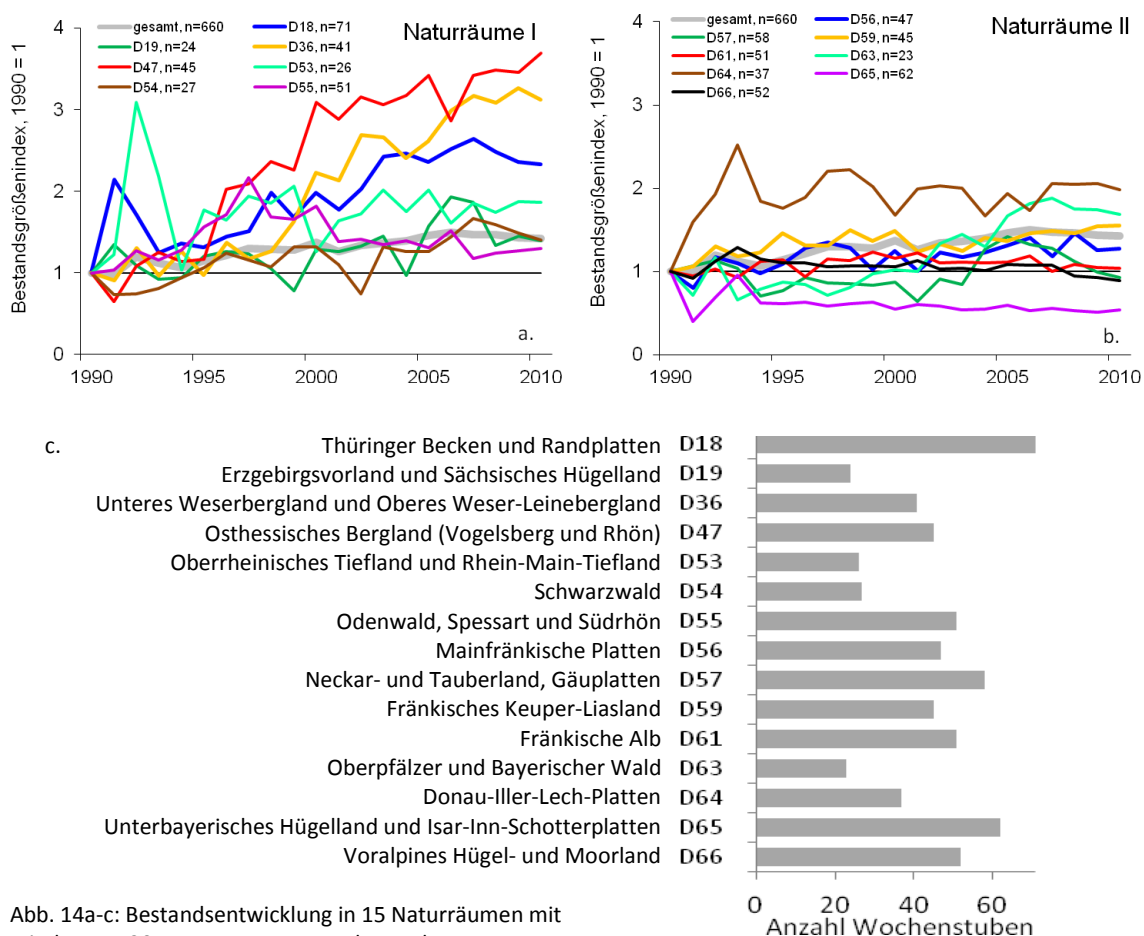


Abb. 14a-c: Bestandentwicklung in 15 Naturräumen mit mindestens 20 ausgewerteten Wochenstuben.

Ergebnisse des bundesweiten Monitorings zum Großen Mausohr

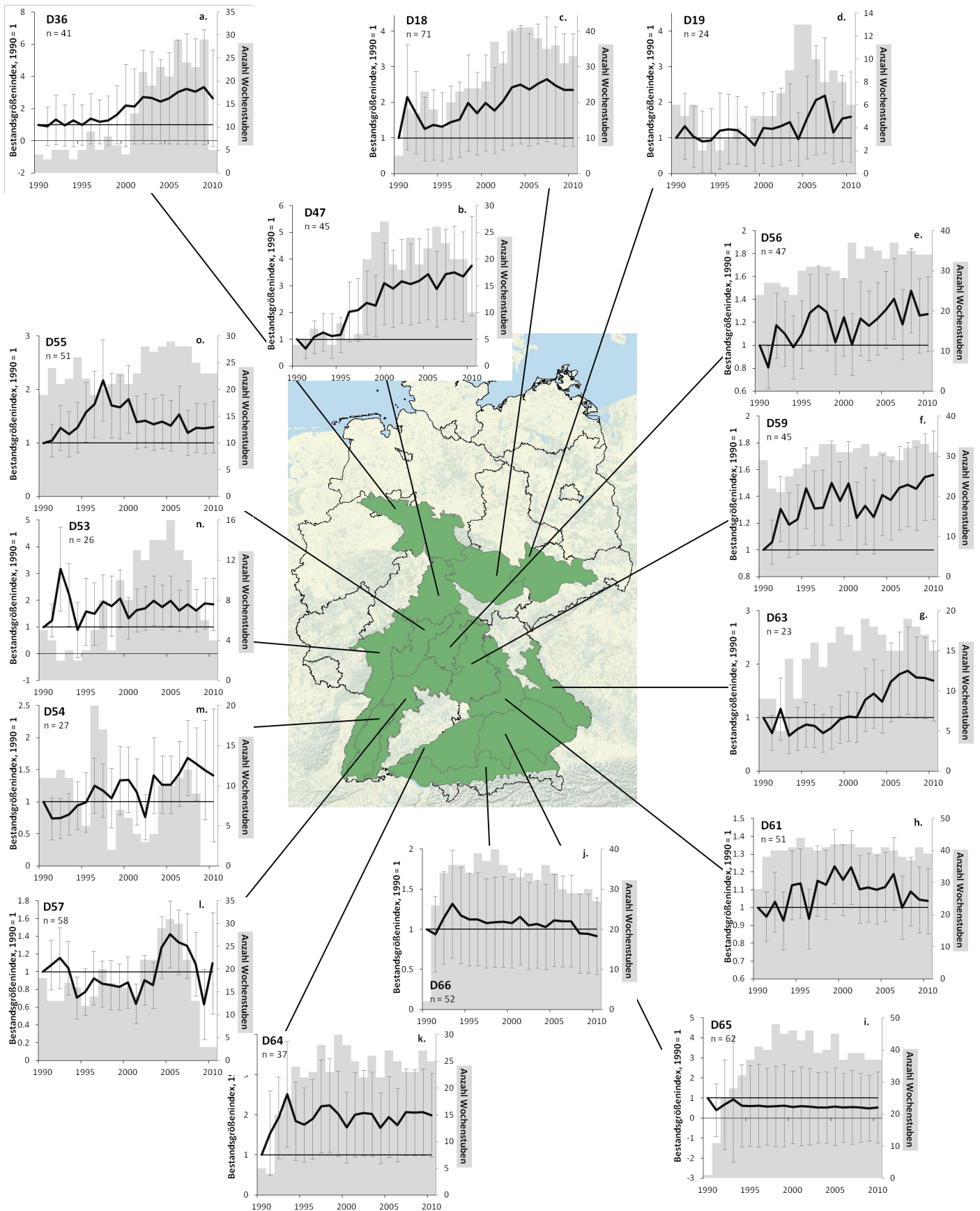


Abb. 15a-o: Bestandsentwicklung in 15 Naturräumen mit mindestens 20 ausgewerteten Wochenstuben; Naturraumcode s. Abb. 14c und Abb. 24 im Anhang; Hintergrund: kontrollierte Kolonien pro Jahr.

3.6 Größenklassen

Für diese Auswertung wurden die Zählungen der Pilotphase 2003-05 herangezogen und pro Kolonie gemittelt. Diese mittleren Koloniegrößen bildeten die Grundlage für die Klasseneinteilung. Die Stichprobe umfasst 655 Kolonien und zeigt gemäß Abb. 4 eine gute geografische Repräsentanz.

Der Einfluss der Variable „Größenklasse“ auf die berechneten Bestandstrends ist signifikant (Wald-Test = 306.88, $p < 0.01$).

Eine positive Entwicklung ist vor allem zugunsten der größten Kolonien erkennbar (moderater Anstieg für die Kolonien mit mehr als 500 Tieren, $p < 0.01$). Auch die Kolonien mittlerer Größe verzeichnen noch einen moderaten kontinuierlichen Zuwachs, während die beiden kleinen Klassen stabil oder sogar mit einer moderaten Abnahme eingestuft werden (Abb. 16, Abb. 17a-e, Tab. 7). Bei den kleinsten Kolonien kam es nach dieser Modellierungsgrundlage nach 2005 zu einem kurzfristigen Sprung auf ein höheres Niveau. Alle Klassen pendeln sich jedoch ab etwa 2006 auf einem gleichbleibendem Niveau ein und die Entwicklungen verlaufen seither parallel.

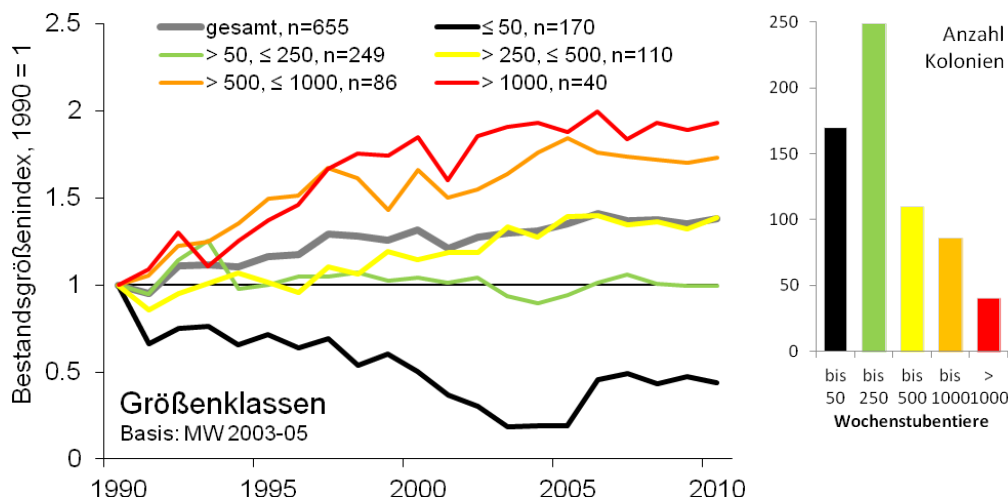


Abb. 16: Bestandentwicklung der Mausohrkolonien nach Größenklassen; Klasseneinteilung auf Basis der Mittelwerte der in der Pilotphase 2003-05 gezählten Kolonien (n = 655; zwei Kolonien wurden von TRIM eliminiert).

Ergebnisse des bundesweiten Monitorings zum Großen Mausohr

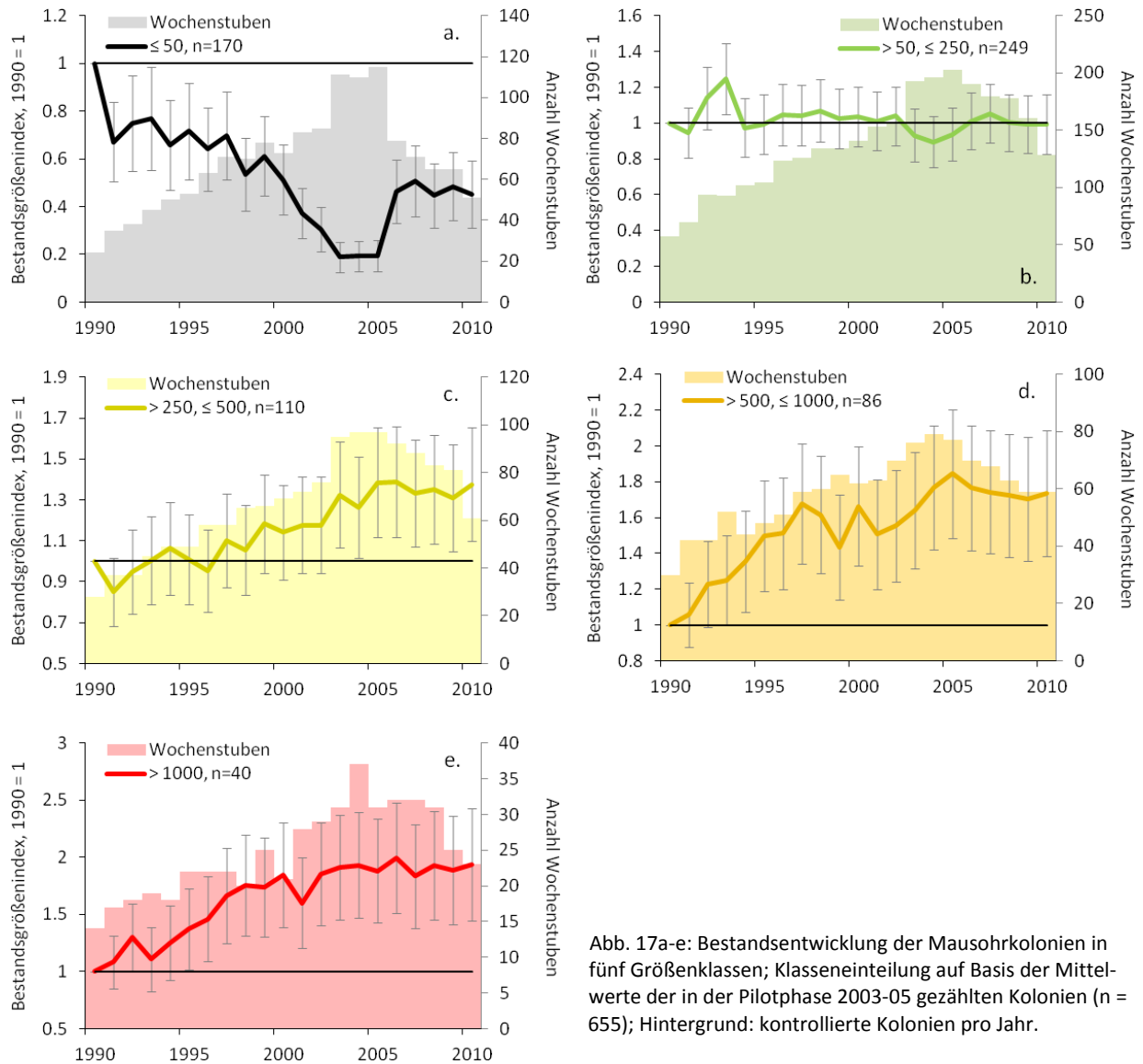


Abb. 17a-e: Bestandsentwicklung der Mausohrkolonien in fünf Größenklassen; Klasseneinteilung auf Basis der Mittelwerte der in der Pilotphase 2003-05 gezählten Kolonien ($n = 655$); Hintergrund: kontrollierte Kolonien pro Jahr.

3.7 Simulationen

Um den Einfluss der Stichprobengröße auf die Zuverlässigkeit der Berechnungen abzuschätzen, wurde die Anzahl der für die Modellierung verwendeten Kolonien künstlich reduziert (siehe Kap. 2, Abschnitt *Analysen 7.*). Mit jedem Schritt der Verkleinerung der Fundortzahl verschlechtert sich die Aussagekraft gegenüber dem Ursprungsdatensatz (Abb. 18a-d). Je zehn Modellierungen mit zufällig erzeugten Datensätzen zeigen deutlich, dass die berechneten Trends gegenüber dem Originaldatensatz immer stärker streuen (unzuverlässiger werden), je weniger Fundorte einbezogen werden. Die zunehmende Unzuverlässigkeit der Modelle wirkt sich drastisch auf die berechneten jährlichen Wachstumsraten aus (Abb. 19). Bis zu einer Reduktion auf 60 % ist der berechnete jährliche Gesamtzuwachs relativ stabil, bei stärkerer Reduktion ergeben sich jedoch starke Streuungen.

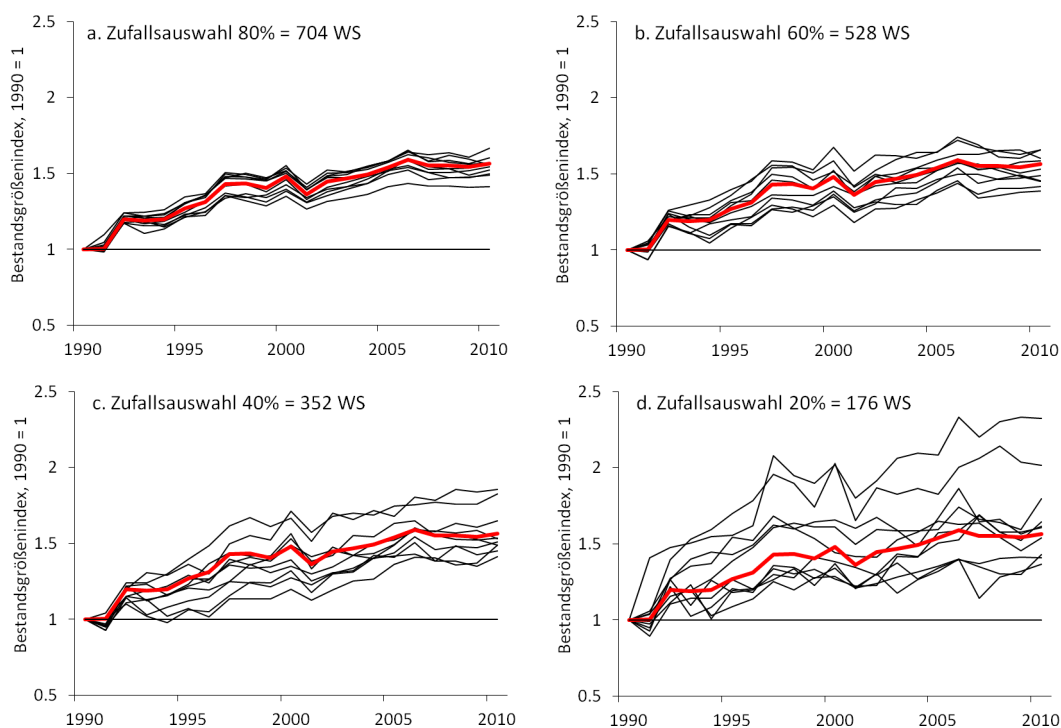


Abb. 18a-d: Simulation der Bestandsentwicklung nach stufenweiser Reduktion der Anzahl Fundorte; schwarze Kurven = je zehn Modellierungen mit einem zufällig ausgewählten Satz an Kolonien, rote Kurve = Originaldatensatz (n = 880 WS); Zufallsauswahl a. 80%, b. 60%, c. 40%, d. 20% der Originaldaten.

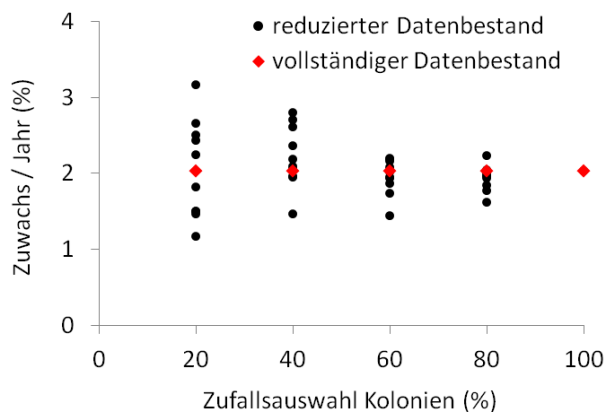


Abb. 19: Beziehung zwischen dem „overall multiplicative slope“ (Gesamtzuwachs pro Jahr) und der Reduktion der Anzahl Fundorte. Für jede Reduktionsstufe wurden zehn Modelle berechnet, basierend auf zehn zufällig ausgewählten Datensätzen.

3.8 Kontrolldaten

Die geeignete Überprüfung einer Modellierung ist prinzipiell ihr Vergleich mit lückenlosen Zählreihen. Einen solchen Vergleichsdatensatz stellen demnach diejenigen Kolonien dar, die im Auswertzeitraum (1990-2010) jedes Jahr gezählt wurden. Dieses Kriterium trifft auf 51 Wochenstuben zu (5,8 % der ausgewerteten Kolonien), die jedoch nahezu ausschließlich in Nordbayern liegen. Je eine Kolonie stammte aus Sachsen bzw. Thüringen. Damit hat dieser Datensatz keine gute geografische Repräsentanz. Zwischen 1990 und 2010 machen die 51 Kolonien einen kontinuierlich abnehmenden, im Mittel ca. 14 % (10-26 %) großen, Anteil an den in einem Jahr kontrollierten Kolonien aus und umfassen durchschnittlich ca. 25 % (16-45 %) der pro Jahr gezählten Mausohren. Die Entwicklung in diesen jährlich kontrollierten Wochenstuben wird durch TRIM als stabil eingestuft (Tab. 7). Trotz des Auseinanderklaffens der zunächst parallel verlaufenden Entwicklungen der jährlich kontrollierten und der insgesamt erfassten Kolonien ab der zweiten Hälfte der 1990er Jahre ist bemerkenswert, wie ähnlich sich die Kurven teilweise in ihren jährlichen Schwankungen sind (Abb. 20). Die Divergenz ist insgesamt jedoch nicht verwunderlich, wenn man berücksichtigt, wie unterschiedlich die Trends für verschiedene Naturräume und Großlandschaften verlaufen (s. o.). Da die Dauerbeobachtungsquartiere nicht gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt sind, ist ein Bezug zum gesamtdeutschen Trend nicht praktikabel. Er gibt am meisten Auskunft über die Situation individuenreicher Kolonien in Nordbayern.

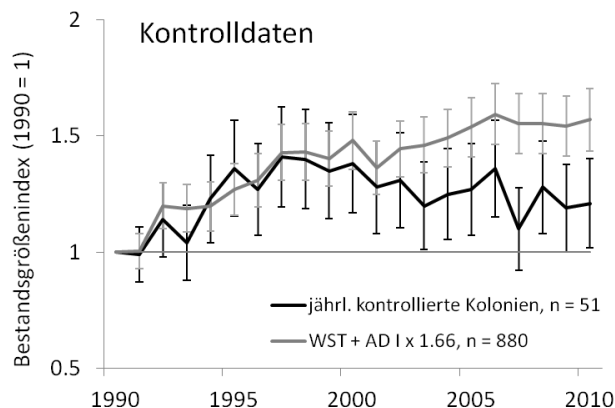


Abb. 20: Bestandsentwicklung im Bundesgebiet im Vergleich zu 51 jährlich kontrollierten Kolonien in Nordbayern (49 Kolonien), Thüringen und Sachsen (je eine Kolonie).

3.9 Siedlungsdichte

Die Anzahl der Wochenstubentiere pro Quadratkilometer Naturraumfläche hat sich in den letzten zwei Jahrzehnten deutlich verändert (Abb. 21). Basierend auf den durch die Modellierung ermittelten Werten ist klar die Zunahme der Individuenzahl in bestimmten Naturräumen zwischen 1990 und 2010 erkennbar, so z. B. im Westen des Bundesgebietes (Rheinland-Pfalz).

Im Vergleich dazu stellt sich die Siedlungsdichte im Jahr 2005 auf Grundlage der Rohdaten des kombinierten Datensatzes in 523 Kolonien etwas anders dar (Abb. 22). Einige Naturräume sind eine Kategorie niedriger eingestuft als in der TRIM-basierten Dichteberechnung in Abb. 21. Zu beachten ist die unterschiedliche Datenbasis (reine Rohdaten vs. durch TRIM errechnete – *imputed* – Daten).

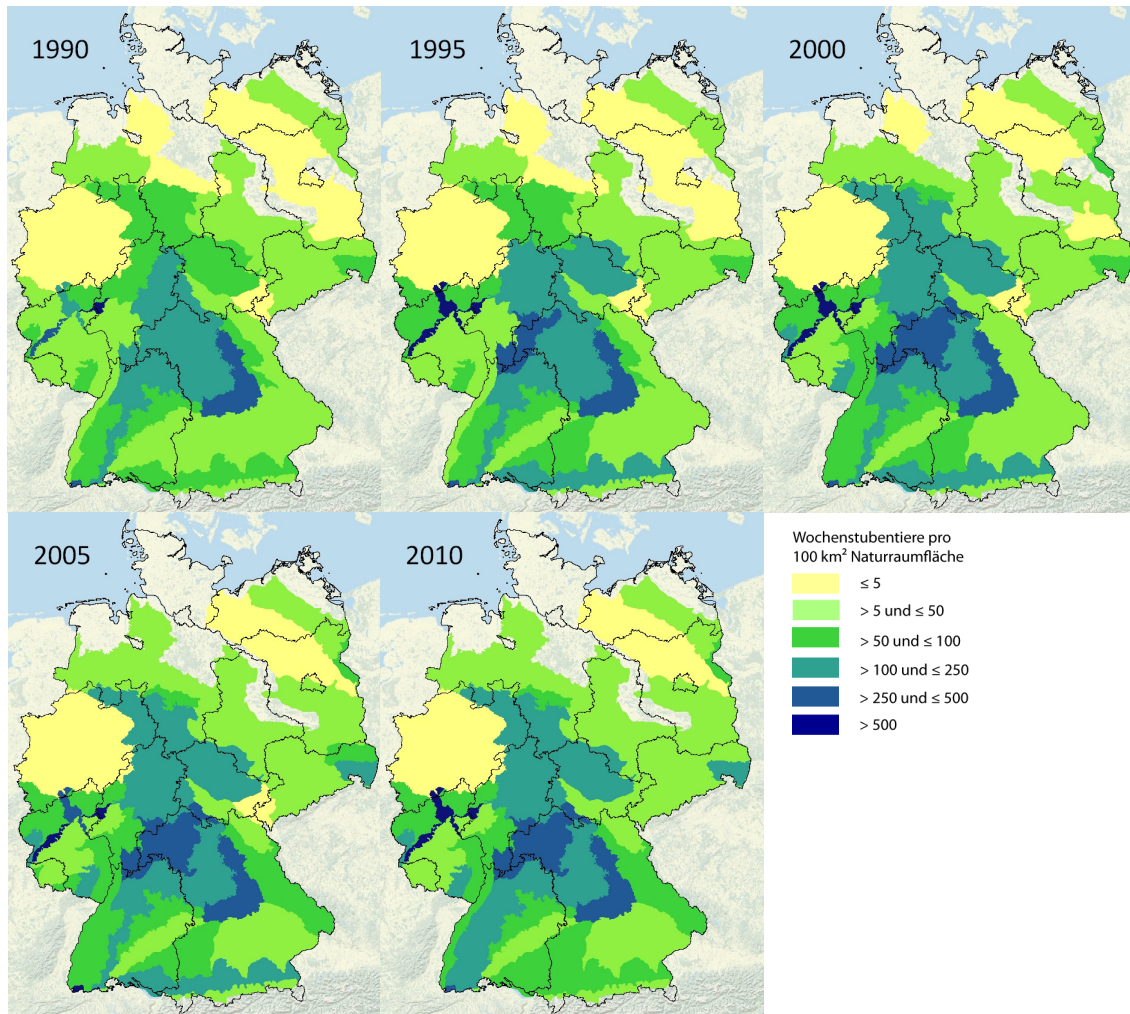


Abb. 21: Siedlungsdichte in Naturräumen, basierend auf 880 Kolonien mit tatsächlichen (Rohdaten) und von TRIM ergänzten Werten; s. a. Tab. 10 im Anhang.

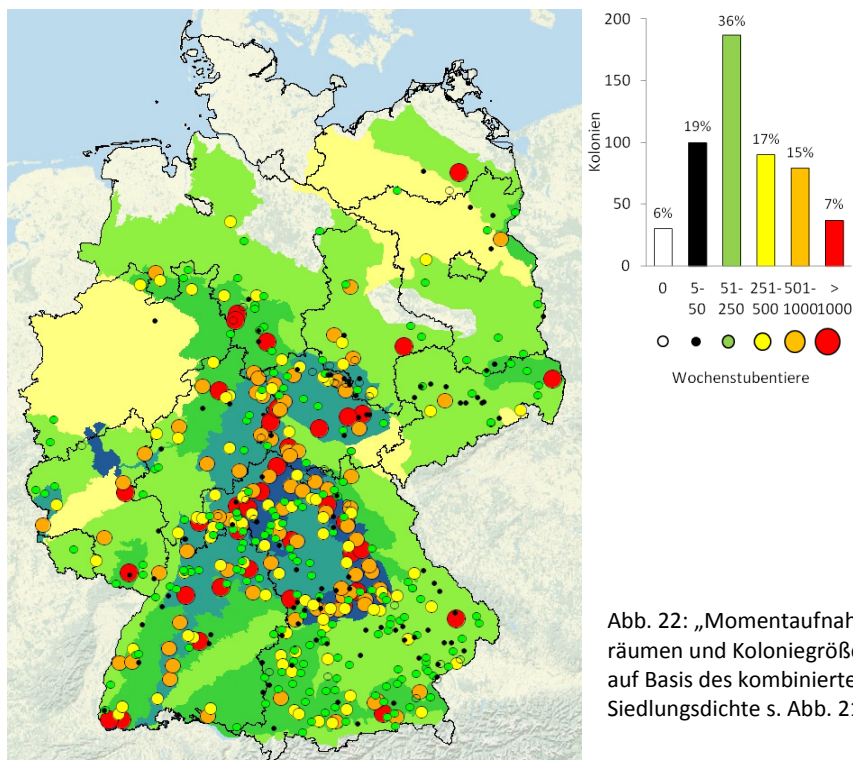


Abb. 22: „Momentaufnahme“ der Siedlungsdichte in Naturräumen und Koloniegrößen im Jahr 2005 (n = 523 Kolonien) auf Basis des kombinierten Datensatzes (Rohdaten); Legende Siedlungsdichte s. Abb. 21.

4. DISKUSSION

4.1 Bundesgebiet

Die Entwicklung der Mausohrbestände für das gesamte Untersuchungsgebiet auf Basis von Koloniezählungen stellt sich vergleichsweise einheitlich dar, unabhängig davon, welchen der vier Datensätze man zugrunde legt – nur Adulttiere, nur Wochenstubentiere, Datenkombination aus Adultzählungen oder Datenkombination aus Wochenstubentieren und Adultzählungen der ersten Zählung (Abb. 6, 7).

Die Frage „Welche Kurve gibt den ‘tatsächlichen’ Trend wieder?“ lässt sich allerdings nicht beantworten. Alle hier vorgestellten Analysen sind Modellierungen auf der Basis mehr oder weniger lückenhafter Daten, sie müssen also stets als Annäherungen verstanden werden. Den echten Verlauf zeigen nur jährlich erhobene Daten, von denen es aber nur aus wenigen Regionen eine ausreichende Anzahl gibt (Abb. 20), und selbst diese Erhebungen geben nur Informationen über einen Ausschnitt der tatsächlichen Population.

Den vier vorgestellten Trends auf Basis von vier verschiedenen Stichprobengrößen ist der Anstieg über die 21 ausgewerteten Jahre gemeinsam, in der Stärke des Zuwachses unterscheiden sie sich hingegen leicht. Dem genauen Wert des jährlichen Zuwachses sollte jedoch nicht allzugroße Bedeutung beigemessen werden, da es sich nur um eine Größenordnung handelt. Aussagekräftiger ist die Einteilung in Kategorien (Pannekoek et al. 2005), die TRIM nach einer Einschätzung des Anstiegs im Zusammenhang mit den Standardfehlern liefert, in die die Streuung der Daten eingeht.

Der deutlichste Unterschied zwischen den Datensätzen der Adulten (Abb. 7a, c) und den Datensätzen, in die die Zahl der Wochenstubentiere einging (Abb. 7b, d) ist in den letzten Jahren erkennbar, in denen sich der Trend der beiden größeren Datensätze etwas abflacht. Gründe für diese Unterschiede könnten in der Stichprobengröße und der Streuung der Daten liegen.

Der allgemeine Bestandsanstieg darf wohl als Erholung der tief eingebrochenen Mausohrbestände der 1950er bis 1980er Jahre interpretiert werden, der aus vielen Regionen in Deutschland und Europa berichtet wurde (z. B. Henkel et al. 1982, Horáček 1979, Roer 1977, 1986, Vierhaus 1984). Zurückzuführen ist diese Bestandserholung sicherlich auf verschiedene Einflüsse, so zum Beispiel die intensiven Schutzbemühungen für die Gebäudequartiere. Auch die Verminderung bzw. Abschaffung des Einsatzes von Pestiziden in der Land- und Forstwirtschaft mit direkt schädigendem Einfluss auf Wirbeltiere (z. B. DDT) hat die Lebensbedingungen und Nahrungsgrundlagen verbessert. Nicht beantworten lässt sich anhand dieser Übersichtsauswertung jedoch die Frage, warum – bei Betrachtung der Entwicklung der gesamten Kolonie (Abb. 7b) – der Aufwärtstrend in der letzten Dekade nicht mehr in gleichem Maße anhielt wie zu Beginn der 1990er Jahre, obwohl anscheinend noch nicht in allen Regionen die alten Populationsgrößen wieder erreicht sind. Es könnten aber ähnliche Ursachen zugrunde liegen, wie sie bereits für das Land Bayern in jüngsten Analysen angenommen werden (s.u. und Rudolph et al. 2004, Meschede & Rudolph 2010): die limitierende Größe für einen Bestandsanstieg könnte geeigneter Wald als Hauptnahrungsgebiet sein.

Nachfolgend soll die Entwicklung regionsweise näher betrachtet werden. Dabei sind die Detailauswertungen gelegentlich redundant und erklären sich jeweils gegenseitig, da es sich z. T. nur um

Gruppierungen von geografischen Räumen zu anderen Einheiten handelt. Dennoch geben sie Einblick in unterschiedliche Entwicklungen.

4.2 Biogeografische Regionen

Der Trend in der **atlantischen Region** (Abb. 9a) stimmt mit dem Trend der Großlandschaft Nordwestdeutsches Tiefland (Abb. 11a) überein und die Ergebnisse der **alpinen Region** (Abb. 9c) sind mit der Großlandschaft Alpen (Abb. 11g) identisch, da sich entweder die Regionen geografisch und/oder die Datensätze decken. Der Gesamttrend wird eindeutig aus dem Datensatz der **kontinentalen Region** gespeist (Abb. 8), da dieser 96 % des Ausgangsdatenbestandes umfasst. Insofern können die biogeografischen Regionen nur wenig zur Aufklärung über eventuelle regionale Unterschiede in der Bestandsentwicklung beitragen.

4.3 Großlandschaften

Die nächst kleinere Einheit stellen die Großlandschaften dar. Auch diese Unterstichproben sind nicht alle gleichermaßen aussagekräftig. Das zeigen die teilweise großen Fehlerbalken in Abb. 11. Für die beiden norddeutschen Großlandschaften und das Alpenvorland ergäben sich kleinere Konfidenzintervalle bei Wahl eines Referenzjahres, in dem eine größere Zahl an Kolonien kontrolliert wurde; beispielsweise 2003 für die Norddeutsche Tiefebene und 1992 für das Alpenvorland. Konfidenzintervalle lassen sich durch Wahl eines anderen Referenzjahres minimieren, wenn aus dem Referenzjahr (hier 1990) nur wenige Daten vorliegen (Pannekoek et al. 2005). Am Trend selber (Wachstumsrate, Trendklassifikation usw.) ändert sich dabei nichts; es könnte sich jedoch die Aussage hinsichtlich der Signifikanz eines Indexwertes im Vergleich zum Referenzjahr verändern, im besten Fall verkleinern, und damit Aussagen zu Trendentwicklungen von Jahr zu Jahr auf eine bessere Grundlage stellen. Es wurde von dieser Möglichkeit hier nicht Gebrauch gemacht, um alle Aussagen einheitlich auf das Basisjahr 1990 beziehen zu können.

Außer im Alpenvorland ist der Bestand in allen anderen Großlandschaften signifikant angewachsen, darunter in den **Westlichen Mittelgebirgen** sogar stark (Tab. 7). Zu den 169 Kolonien, die in diese Teilanalyse eingingen, zählen einige der individuenstärksten im ganzen Bundesgebiet. Der Bestand wuchs hier regional in den 1990er Jahren deutlich (Weishaar 1998) und insbesondere der Bestand in zwei der kopfstarken Wochenstuben stieg zwischen 1991 und 2000 um etwa das 10-fache von anfänglich 500 auf 5000 bzw. 700 auf 7000 Wochenstubentiere an (Daten von M. Weishaar, A. Kiefer)! Die Kolonien liegen in den Naturräumen Moseltal (D43) bzw. Mittelrheingebiet (mit Siebengebirge) (D44). Was diese Kolonien (und andere) zu einem so starken Wachstum verholfen hat wird durch diese Analysen natürlich nicht ersichtlich. Dazu wären detaillierte Auswertungen zum Nahrungshabitat und zur Dynamik der umliegenden Kolonien notwendig. Es darf aber grundsätzlich nicht die Möglichkeit außer acht gelassen werden, dass sich der Zuwachs – zumindest teilweise – auch aus umliegenden kleineren, möglicherweise unbekannten oder nicht kontrollierten, Kolonien speist, die verloren gingen.

Von diesem kontinuierlich starken Zuwachs grenzt sich der Trendverlauf im übrigen Bundesgebiet deutlich ab (Abb. 10). Den stärksten Anstieg verzeichnen noch die **Östlichen Mittelgebirge** und auch im **Südwestdeutschen Stufenland** fand über den gesamten Zeitraum gesehen ein Zuwachs statt. Letztlich endet die Kurve auch in der **norddeutschen Tiefebene** und im **Alpenvorland** auf einem höheren Index. Allen Regionen außer den Westlichen Mittelgebirgen ist jedoch die Abflachung oder sogar Bestandsabnahme im vergangenen Jahrzehnt gemeinsam. Dem Alpenvorland wird hier zwar eine „stabile“ Entwicklung attestiert, dem Auge des Betrachters drängt sich hier jedoch eher ein schleichender Rückgang auf (Abb. 11f). In vorangegangenen Studien für das Land Bayern bringen Rudolph et al. (2004) und Meschede & Rudolph (2010) diese Entwicklung mit dem fehlenden Vorkommen von geeignetem Wald, dem Hauptjagdgebiet für Mausohren, in Verbindung.

4.4 Rand- und Kernverbreitung

Könnte es sein, dass sich die Verbreitungsgrenze des Mausohrs – hier Wochenstuben – bedingt durch Klimaveränderungen weiter nach Norden verschiebt, so wie es für viele andere Arten, auch Fledermäuse, modelliert wird oder bereits nachgewiesen ist (z. B. Lundy et al. 2010, Melles et al. 2011, Zuckerberg et al. 2009)? Dazu ist z. B. die Feststellung neuer Ansiedlungen nördlich der bisher bekannten Grenze relevant. Mit den vorliegenden Daten sollte in diesem Zusammenhang geprüft werden, ob sich der Bestandstrend am Rande der Verbreitungsgrenze von der Entwicklung im Hauptverbreitungsgebiet (hier „Kerngebiet“) abhebt.

In der ersten Definition von Rand- und Kerngebiet werden die beiden nördlichen Großlandschaften zur **Norddeutschen Tiefebene** zusammengefasst und dem restlichen Bundesgebiet gegenübergestellt. Der weitaus größte Teil der Kolonien (91 %) liegt im Kerngebiet, den Mittelgebirgen. Ihre Entwicklung unterscheidet sich daher auch praktisch nicht von der Entwicklung der Kolonien in der kontinentalen biogeografischen Region (Abb. 8, 9b). Im Vergleich dazu entwickelt sich im Gebiet der Norddeutschen Tiefebene der Mausohrbestand, basierend auf 83 Kolonien, nach einem anfänglichen leichten Rückgang erst ab 1996 positiv, um sich ab etwa 2004 auf einem Wert von 1,6-1,7 einzupendeln (Abb. 12a, Abb. 13a). Große Konfidenzintervalle, die immer den Referenzwert einschließen, deuten jedoch an, dass die Entwicklung im Randgebiet nicht einheitlich verläuft.

Der zweite Definitionsansatz von „Randgebiet“ könnte einen besseren Hinweis liefern, dass der Trend am Rande des Verbreitungsgebietes möglicherweise stärker positiv verläuft als in anderen Teilen des Untersuchungsgebiets. Weil die vorherige Aufteilung das Randgebiet bis zu 300 km entfernt von den nördlichsten Kolonien definierte, sollte der zweite Ansatz das Randgebiet auf einen 100 km breiten Streifen parallel zur nördlichen Verbreitungslinie der Wochenstuben beschränken. Interessanterweise zeichnet dieser Trend ab 2001 einen deutlich steileren Anstieg nach (Abb. 13c), der sich zwar ebenso abflacht, jedoch auf dem 3-fachen des Referenzwertes und damit wesentlich höher bleibt. Die Entwicklung läuft hier jedoch auffallend parallel zur positiven Entwicklung im Mittelgebirgs-Naturraum **Unteres Weserbergland und Oberes Weser-Leinebergland** (Abb. 15a), der mit seiner Nordwesthälfte im 100 km-Randstreifen liegt und im Vergleich zum restlichen Randgebiet deutlich waldreicher ist. Welche Faktoren nun in den vergangenen 10-15 Jahren zu dem Anstieg beigetragen haben könnten, müssen weitere Untersuchungen und Analysen zeigen. Ob günstigere klimatische und/oder Habitatbedingungen am Rand des Verbreitungsgebietes insgesamt eine Rolle

spielen, ob es im Wesentlichen auf der positiven Entwicklung in einem geografisch beschränkten Raum beruht oder ob ganz andere, weniger diskutierte Faktoren einen Ausschlag geben (Stichwort: Quartierbetreuung), kann hier nicht beantwortet werden. Seit dem Sommer 2008 wird am Niederrhein auch die Ansiedlung einer kleinen Kolonie beobachtet, deren Zahl von anfangs ca. sieben auf 13 Wochenstubentiere im Jahr 2010 und 14 im Sommer 2011 zunahm (Schnitzler schriftl. Mittgl. 2010, 2011). Diese Kolonie befindet sich am Rand des bekannten Wochenstubenvorkommens, nah zu den Niederlanden, wo schon seit mehreren Jahrzehnten keine Mausohrkolonien mehr bekannt sind (van Dijken & Lina 2010). Die nächsten bekannten Kolonien in Deutschland liegen mindestens 80 km entfernt.

Für zukünftige Auswertungen könnte sich lohnen, die Randgebiete stärker durch gezielte Kirchenkontrollen ins Auge zu nehmen und eventuelle Neuansiedlungen von Mausohren genau zu dokumentieren. Darüber hinaus könnte die Bestandsentwicklung unter Zuhilfenahme klimatischer Daten neu analysiert werden. Trockenere und/oder wärmere Sommer im atlantischen Klima der letzten Jahre mögen den Mausohrbestand positiv beeinflusst haben.

4.5 Naturräume

Die Naturräume bieten unterschiedlich gut geeignete Lebensräume für Mausohren. Dies lässt sich schon allein aus der durchschnittlichen Koloniegröße (Basis Wochenstubentiere, Tab. 10 im Anhang) und Siedlungsdichte ableiten (Abb. 21, 22). Die Spanne der durchschnittlichen Größe der Kolonien pro Naturraum reicht beispielsweise im Jahr 2005 von 25 (D34 Westfälische Tieflandsbucht, 1 Kolonie) bis 1978 (D44 Mittelrheingebiet (mit Siebengebirge), 2 Kolonien) (reale Zählungen ohne Ergänzungen durch TRIM; mittlere Größe von 523 Kolonien im Jahr 2005: 330 Tiere). Gründe unterschiedlicher Häufigkeiten in den Naturräumen sind vermutlich beispielsweise in der Größe und Verfügbarkeit geeigneter Nahrungshabitate zu suchen, die hauptsächlich im Wald liegen, speziell im Laubwald (Rudolph et al. 2004, 2009). Andere Nahrungshabitate wie Grünland werden zwar auch bejagt (z. B. Güttinger 1997), jedoch stehen hier die bodenlebenden Beutetiere nicht kontinuierlich das ganze Jahr zur Jagd zur Verfügung.

Setzt man eine Schwelle von mindestens 20 Wochenstuben pro Naturraum an, um eine fundierte Stichprobengröße für eine Trendberechnung zu erhalten, so bleiben 15 Naturräume übrig, von denen allein sieben zum überwiegenden Teil in Bayern liegen. Die Datengrundlage ist damit von den bayerischen Daten und den vorrangig zweiten Zählungen beeinflusst. Abb. 14 und 15 vermitteln schnell den Eindruck, dass die Entwicklung in diesen Regionen nicht gleichermaßen verlief. Wiederrum lassen sich stark und moderat positive Bestandstrends identifizieren und von stabilen bzw. un-steten abgrenzen. Wie oben erwähnt, wird eine solche Entwicklung auf der Ebene der Naturräume oft in den Zusammenhang mit der Veränderung der Verfügbarkeit an Nahrungshabitaten, insbesondere des Waldes gestellt (Rudolph et al. 2004, 2009). Unter der Annahme, dass sich die Quartierqualität derjenigen Kolonien, die abnehmen, nicht gravierend verändert hat – was beispielsweise für die bayerischen Daten und betroffenen Naturräume gesagt werden kann – dann müssen Nahrungshabitate und/oder Nahrungsverfügbarkeit in der Umgebung der Kolonien eine Rolle spielen. Eine Habitat“verschlechterung“ (aus dem Blickwinkel des Mausohrs) ist beispielsweise dann gegeben, wenn für die Jagd auf Laufkäfer nicht mehr ausreichend viel vegetationsfreier Boden zur Verfügung steht,

um eine große Kolonie zu ernähren (Rudolph et al. 2004, 2009). Diese Situation ist durch Änderungen im Waldbau vermutlich vielerorts gegeben, in vielen Landes- und Staatswäldern wird seit den 1990er Jahren vermehrt Naturverjüngung zugelassen, hallenwaldartige Bestände nehmen ab. Obwohl Mausohren auch in fichtenreichen Waldbeständen und zeitweise bzw. regional sogar außerhalb des Waldes jagen (Güttinger 1997, Güttinger et al. 2006, Zahn et al. 2005), dürften die Hauptjagdgebiete – vielleicht insbesondere von individuenreichen Kolonien – in laubholzreichen Wäldern liegen und die Populationsdichten direkt mit dem Anteil von Laubwald im Umfeld von Wochenstuben zusammenhängen. Tatsächlich konnte für das Land Bayern in einer Analyse festgestellt werden, dass die Landschaft im Umfeld von Kolonien zwar nicht walddreicher ist als der bayerische Durchschnitt, der dort anzutreffende Wald jedoch deutlich mehr Laubholz aufweist als im Landesdurchschnitt (Meschede 2009). Darüber hinaus korrelierte die Siedlungsdichte in einem Naturraum signifikant positiv mit seinem Anteil an Laub- und Mischwald. Unabhängig davon hing die Größe einer Kolonie auch ohne Naturraumbezug direkt mit dem Anteil an Laub- und Mischwald zusammen: je größer dieser im Umkreis um eine Wochenstube war, desto höher war die Anzahl der Wochenstuben-tiere. Größere Kolonien liegen dabei überwiegend im etwas (laub)walddreicheren Nordbayern, kleinere im an Grünland reicheren Südbayern.

4.6 Größenklassen

Wie haben sich die Kolonien unter Berücksichtigung ihrer Größe entwickelt? Die Frage lässt sich am besten beantworten, wenn die Anfangsgröße aller Wochenstuben Berechnungsgrundlage für die Klassifizierung ist. Für alle 880 Kolonien gibt es zwar eine Anfangszählung; diese Werte verteilen sich jedoch über einen Zeitraum von 21 Jahren, was die Interpretation der Ergebnisse erschwert. Geeigneter ist, den Bezugswert für die Einteilung der Wochenstuben in Größenklassen einer kleinen Zeitperiode oder nur einem Jahr zu entnehmen. Für diese Auswertungen wurde als Bezugsperiode daher die Pilotphase 2003-05 gewählt. In diesen Jahren wurden bundesweit 657 Wochenstuben kontrolliert (vgl. Tab. 1). Verschiedene andere Ansätze sind denkbar (s. u.), jedoch bringen alle gewisse Einschränkungen mit sich, entweder geografisch oder zeitlich.

Im hier gewählten Analyseansatz ist die mittlere Koloniegröße 2003-05 die Grundlage für die Klasseneinteilung (Abb. 16). Basierend auf dieser Datenauswahl nahmen die zwischen 2003 und 2005 großen (500-1000 Tiere) und sehr großen (> 1000 Tiere) Kolonien in den ersten anderthalb Dekaden zu (Abb. 17d, e), zeitgleich ging der Bestand in den kleinen Kolonien (bis 50 Tiere) deutlich zurück (Abb. 17a). Die Trends der zwei mittleren Größenklassen bewegen sich stabil bzw. leicht ansteigend dazwischen (Abb. 17b, c).

Diese Entwicklungen werden durch Ergebnisse in anderen Regionen und direkte Beobachtungen gestützt. Reiter et al. (2010) finden für sechs österreichische Bundesländer über einen Zeitraum von elf Jahren (2000-2010) einen Zuwachs in den Kolonien mit mehr als 500 Tieren und eine Stagnation des Bestands in kleineren Kolonien. Die Ergebnisse sind allerdings nur schwer direkt vergleichbar, da der Analysenzeitraum nur die Hälfte des in dieser Studie verfügbaren betrug, zudem wurden die österreichischen Daten in zwei Kategorien eingeteilt, die deutschen in fünf. Beobachtungen zufolge befinden sich die Mausohrbestände in Südbayern und Hessen in den kleinen Kolonien zumindest in

den vergangenen Jahren in einem registrierbaren Abschwung (K. Kugelschafter, A. Zahn mdl. Mittlg. 2011).

Abbildung 17 kann so interpretiert werden, dass bis vor ca. 10-12 Jahren größere Wochenstuben eine Zunahme verzeichneten und damit der Populationseinbruch seit den 1950er Jahren (zumindest teilweise) ausgeglichen wurde. Da jedoch keine Schätzungen über die Populationsgröße in den 1950er Jahren bekannt sind, bleibt unklar, wo die derzeitige Bestandsgröße in Relation zu derjenigen vor 50-60 Jahren anzusetzen ist. Die Kolonien nehmen seit gut 5-7 Jahren offenbar nicht weiter zu, möglicherweise weil die sie umgebende Landschaft keine weiteren Mausohren ernähren kann. Möglicherweise spielen aber auch noch andere, bisher weniger diskutierte Faktoren wie ein Quartierbetreuungsprogramm eine wichtige Rolle. Sollte sich die Qualität dieser Quartierstandorte verschlechtert haben? Auch wenn regional Beobachtungen über den Verlust kleinerer Quartiere mitgeteilt werden (s. o.), ist doch unwahrscheinlich, dass dieses Kriterium als alleinige oder hauptsächliche Ursache auf die Bestandsentwicklung wirkt. Vielmehr könnten beispielsweise klimatische Aspekte eine Rolle spielen, wie das lokale Wetter zur Zeit der Jungengeburten und -aufzucht. Die Anzahl der toten Jungtiere ist meist ein Indikator für das Wetter, speziell die Menge des Niederschlags, während der Wochen der Aufzucht. Welche Bedeutung muss man also dem lokalen oder regionalen Wetter für den Gesamttrend beimessen? Während Frühjahre und Sommer allgemein wärmer werden im Vergleich zum langjährigen Mittel (z. B. DWD 2010a) – ein meist als positiv für die Entwicklung der Fledermausbestände betrachteter Umstand –, könnten die Monate Mai und Juni regional aber auch nasser werden. Vergleiche verschiedener Klimamodelle zeigen Szenarien auf, in denen bis Mitte des 21. Jahrhunderts das Frühjahr in manchen Regionen zwischen 15 % niederschlagsärmer und 25 % niederschlagsreicher sein könnte im Vergleich zum Mittel der Jahre 1971-2000, während die Temperatur um 0,5 bis 2,5°C ansteigen könnte (DWD 2010b,c). Trifft diese Veränderung eine Region oder einen Naturraum mit kleinen Kolonien, sind diese insgesamt stärker betroffen als große. Zudem wirkt sich in einer kleinen Kolonie wahrscheinlich der Effekt der sozialen Thermoregulation weniger stark aus als in großen; kühlere Perioden können von wenigen Tieren schlechter überbrückt werden als von vielen.

Regenreiche Monate Mai, Juni oder Juli sind in den letzten Jahren im Vergleich zum langjährigen Mittel in manchen Regionen aufgetreten (s. z. B. DWD 2005-2008); dies kann sich schnell negativ auf die Überlebensrate der Jungtiere in einzelnen Kolonien auswirken. Schon Roer (1962, 1973, 1990) beobachtete dieses Phänomen in Kolonien in der Eifel und im Rheinland und Kulzer & Müller (1995) beschrieben es für eine Wochenstube in Baden-Württemberg.

Um den Ursachen dieser unterschiedlichen Entwicklung weiter auf den Grund zu gehen, sind umfangreichere Analysen notwendig, die multivariate Ansätze verfolgen und klimatische Aspekte sowie die Habitategnung und möglicherweise darüber hinausgehende Einflüsse wie Quartierbetreuung berücksichtigen.

4.7 Simulationen

Die künstliche Reduktion der Daten zeigt sehr deutlich, dass die Aussagekraft nachlässt, je kleiner die Datengrundlage wird. Dieser Prozess ist graduell. In Relation zur Information, die man aus dem Originaldatensatz erhält (hier 880 Kolonien), liefern 60-80 % der Daten immer noch Trends, die kaum

von dem für die Gesamtdaten berechneten abweichen. Unterhalb dieser Schwelle wird die Fehlerspanne sehr groß (Abb. 18, 19). Dabei geht es weniger um den Prozentsatz der Gesamtdaten, der genutzt wird, sondern um die Stichprobengröße.

Die Bedeutung dieser Simulationen für ein Monitoring wird in Kap. 5 aufgegriffen.

4.8 Kontrolldaten

Lägen von allen Kolonien aus jedem Jahr Zählungen vor, bräuchte man keine Modellierung des Bestandstrends. Nur knapp 6 % der Kolonien wurden seit 1990 jährlich gezählt. Im Basisjahr macht ihr Anteil an allen jeweils in einem Jahr kontrollierten Kolonien noch etwa 26 % aus, aber bereits im dritten Jahr sinkt er auf ca. 18 %. Im selben Zeitraum sinkt auch der Anteil der gezählten Mausohren der 51 Kolonien von 45 % auf ein Drittel aller in einem Jahr gezählten Mausohren. Der größere Teil der gezählten Tiere, der in die Berechnung des Gesamttrends eingeht, wird also durch die nicht jährlich kontrollierten Kolonien in den Algorithmus eingespeist. Damit ist eine übermäßige Beeinflussung des Gesamttrends durch den Trend der jährlich kontrollierten Wochenstuben in den ersten 7-8 Jahren nicht gegeben. Der in diesen Jahren ähnliche starke Aufwärtstrend in beiden Datensätzen muss überregionale Ursachen gehabt haben. Der Teildatensatz der 51 jährlich kontrollierten Kolonien, der zudem regional bis auf je eine sächsische und thüringische Kolonie auf Nordbayern beschränkt ist, reicht damit nicht aus, um aus ihm auf die gesamtdeutsche Entwicklung schließen zu können (s.a. Schneider & Hammer 2005). Das zeigt Abb. 20 sehr deutlich. In den späten 1990er Jahren und bis ca. 2003 verlief der Trend in den nordbayerischen Wochenstuben anders, nämlich negativer, als im übrigen Untersuchungsgebiet. Der Rückschluss allein auf dieser Grundlage auf die gesamte Populationsentwicklung in Deutschland würde nicht die Realität wiedergeben. Um für die Zukunft einen repräsentativen Kontrolldatensatz zu erstellen, sollte daher eine Reihe von Quartieren jährlich kontrolliert werden, die die Mausohrverbreitung in Deutschland gut repräsentieren.

4.9 Siedlungsdichte

Die Mausohrdichte in den einzelnen Naturräumen dürfte direkt mit der Größe und Verfügbarkeit geeigneter Nahrungshabitate, allen voran Wald mit laubholzreichen Beständen zusammenhängen (Dense & Rahmel 2002, Rudolph et al. 2004, 2009). Eine Studie aus Bayern konnte zeigen, dass die Zahl der Wochenstubentiere pro 100 km² Naturraumfläche mit zunehmendem Anteil von Laub- und Mischwald an der Naturraumfläche signifikant anstieg (Meschede 2009, Rudolph et al. 2004).

Auch Grünland bzw. Obstplantagen werden zeitweise zur Jagd aufgesucht (z. B. Arlettaz 1995, Audet 1990, Drescher 2004, Güttinger 1997), doch dürften diese Lebensraumtypen nicht kontinuierlich die geeigneten Flächen für die Bodenjagd bereitstellen, sondern vor allem nach der Mahd für kurze Zeit oder saisonal die Jagdgründe im Laubwald ergänzen. Außerhalb der Norddeutschen Tiefebene stehen hohe Grünlandanteile in der Umgebung von Mausohrkolonien auch nur in wenigen Naturräumen als Nahrungshabitat zur Verfügung, beispielsweise aber im Voralpinen Hügel- und Moorland (Südbayern).

Die Entwicklung der Mausohrdichte in Deutschland über zwei Jahrzehnte (Abb. 21) spiegelt zumindest zum Teil auch die Veränderungen der Nahrungshabitate wider, schließt man die Veränderung der Quartierqualität auf großer Fläche aus. Demnach hat sich insbesondere die Situation im Westen Deutschlands so verbessert, dass die dortigen Kolonien expandieren konnten. Diese Expansion kann allerdings auch auf der Kombination verschiedener Faktoren beruht haben, die nicht nur die jahrzehntelangen intensiven Schutzbemühungen um die Erhaltung der Quartiere einschließen, sondern auch den Verlust von Kolonien und die damit verbundene Umsiedlung von Tieren sowie die Klimaveränderungen umfassen.

In den Karten zur Siedlungsdichte dürfte sich eine regional unterschiedliche Bearbeitungsintensität dagegen nicht ausgewirkt haben, da für die Ermittlung der Siedlungsdichtewerte die von TRIM ergänzten Bestandsgrößen (*imputed values*) eingeflossen sind.

4.10 Gesamtdiskussion

Der Wochenstubenbestand des Mausohrs ist in Deutschland zwischen 1990 und 2010 signifikant um etwa 56 % angewachsen. Damit dürfte zumindest ein Teil des dramatischen Bestandseinbruchs der 1950-80er Jahre kompensiert sein. Da es jedoch keine ausreichend genauen Angaben oder Einschätzungen über die Ausgangsgröße der Population gibt (und mangels Daten geben kann), kann auch keine Aussage darüber getroffen werden, wo im Vergleich zur Bestandsgröße vor ca. 50-100 Jahren der aktuelle Bestand in Deutschland einzuordnen ist. Stattdessen erscheint es aber machbar, den Trend der vergangenen ca. 20 Jahre zu analysieren und Anzeichen für Trendwenden und -änderungen oder potenzielle neuerliche Gefährdungen zu identifizieren.

Quantitative oder qualitative Angaben über die Entwicklung der Mausohrbestände sind aus einigen benachbarten Regionen bekannt (s. z. B. Nationale Berichte zum Eurobats-Abkommen). Beispielsweise stieg in Frankreich die durchschnittliche Koloniegöße zwischen 1995 und 2004 um ca. 14 % von 147 auf 168 Tiere an (Datengrundlage: Zählungen, $n = 252$ bzw. 311 Kolonien; Gauthier et al. 2010, Michel et al. 2006). Für die Schweiz wird eine positive Entwicklung zwischen 1996 und 2009 mit einem Anstieg der Zahl der Adulttiere in den Kolonien um ca. 40 % beschrieben (BAFU 2010). In Österreich modellierten Reiter et al. (2010) ein Anwachsen des Bestandes in 96 Kolonien auf das ca. 1,5-fache zwischen 2000 und 2010. Für die Tschechische Republik (Vlasáková et al. 2010), Polen (Ministry of the Environment of the Republic of Poland 2011), Belgien (ANB et al. 2010) und Luxemburg (Pir et al. 2010) werden in den jüngsten nationalen Berichten keine Trendangaben gemacht. Frühere Berichte oder Publikationen konstatieren indessen eine Rückgangstendenz in Teilen Belgiens (Martens 2003) und relative Stabilität der Bestände Luxemburgs (Harbusch et al. 2002). In den Niederlanden sind seit mehreren Jahrzehnten keine Kolonien mehr bekannt (van Dijken & Lina 2010).

In einer erst jüngst im Auftrag der Europäischen Umweltbehörde durchgeführten europaweiten TRIM-Studie über die Bestandsentwicklung verschiedener Fledermausarten, darunter auch das Mausohr, in Winterquartieren kommen Haysom et al. (2011) zu dem Ergebnis, dass der Winterbestand von *Myotis myotis* zwischen 1993 und 2011 über das europäische Verbreitungsgebiet betrachtet moderat um ca. 2 % pro Jahr gewachsen ist.

Der hier für Deutschland festgestellte Trend passt in seiner Gesamtheit zu den Beobachtungen aus Frankreich, der Schweiz und Österreich. Er reflektiert eine überregionale Bestandserholung, die einige Jahre zurückliegend auch schon Červený & Bürger (1990), Roer (1986) und Schmidt (2001) auf regionaler Ebene für verschiedene Gebiete bzw. einzelne Kolonien mitteilten.

Mausohren leben in relativ stabilen Kolonien (Wochenstuben), aber zwischen einigen Wochenstuben findet ein regelmäßiger Individuenaustausch statt (Haensel 1974, Horáček 1985, Roer 1968, 1988, Zahn 1995, 1998). Das erschwert prinzipiell ein Monitoring bzw. die Interpretation der Ergebnisse. Bei Kolonieverbänden dieser Art handelt es sich in der Regel um eine größere zentrale Kolonie, die umgebenden Kolonien sind den Tieren aber bekannt und werden bei Störungen oder Verlust eines Standortes aufgesucht. Wie lassen sich dann aber die Dynamik zwischen den einzelnen Kolonien und die Fluktuationen bewerten? Sind regionale Zu- und Abnahmen „real“ oder spiegeln sie Verlagerungen zwischen Kolonien wider? Kann das Modellierungsprogramm solche Fluktuationen einberechnen?

Grundsätzlich ist anzunehmen, dass eine möglichst große und breite Datenbasis einer solchen Hürde entgegenwirkt. Wenn auch nicht davon auszugehen ist, dass wirklich alle Quartierstandorte des Mausohrs bekannt sind und wegen Neugründungen und der Aufgabe von Kolonien jemals sein werden, darf nach gut zwei bis drei Jahrzehnten intensivem Fledermausschutz in Deutschland davon ausgegangen werden, dass der Anteil der unbekannten Wochenstubenquartiere und der sich darin befindende Anteil der Mausohrpopulation so klein ist, dass er in einer Modellierung keinen wesentlichen Einfluss auf den Verlauf des Trends nimmt. Dies kann auch aus den Simulationen abgeleitet werden, die besagen, dass bei einer Datenreduktion um ca. 30 % (auf ca. 600 Kolonien) ein noch vergleichsweise ähnliches Ergebnis zu erwarten ist wie bei einem vollständigen Datensatz. Des Weiteren sollten Verschiebungen von Tieren zwischen Quartieren eines Verbundes nur wenig am Gesamttrend für die Population ändern, da sie zwar „Rauschen“ zu den Koloniegrößendaten hinzufügen, aber nichts am mittleren Besatz der Kolonien ändern. Damit könnten die Konfidenzintervalle der Modellrechnungen größer werden, für systematische Einflüsse auf den Trend gibt es aber zur Zeit keine (biologischen) Anhaltspunkte. Die Annahme, dass der derzeitige Quartierbestand relativ gut erfasst ist, begründet sich zumindest regional auf gezielten Kirchenkartierungen und der Tatsache, dass die Anzahl der jährlichen Quartierentdeckungen seit etwa Mitte der 1990er Jahre stark abnahm, obwohl die Betreuungsintensität und Arbeiten der Koordinationsstellen für Fledermausschutz nicht geringer wurden (z. B. in Bayern, Meschede & Rudolph 2010). Ähnlich dürfte es sich auch in anderen Bundesländern verhalten.

Eine andere Frage stellt sich nach der Einberechnung von Kolonieneugründungen und -aufgaben. Im günstigsten (aber sicher seltenen) Fall sind die Jahre vor der Neugründung bzw. nach der Aufgabe als „Quartier nicht besetzt“ (= Eintrag „0“) erkennbar. Anderenfalls muss das Programm annehmen, dass die Kolonie während der gesamten Untersuchungsperiode existierte und eine Entwicklung durchgemacht hat, die dem Algorithmus folgt, der aus allen Daten abgeleitet wird. Unterm Strich kommt es also auf eine Datenbank an, die zwar Lücken enthalten kann, deren übrige Daten aber möglichst „vollständig“, genau und bereinigt sind. Im Falle der für diese Studie vorliegenden Daten wurde darauf geachtet, aus möglichst vielen zusätzlichen Angaben im Bemerkungsfeld oder der Kenntnis über das Vorkommen anderer Arten die Genauigkeit der Daten zu verbessern. Selbstverständlich kann nicht davon ausgegangen werden, dass bei der Heterogenität der Daten und Daten-

erheber alle potenziellen Schwachstellen ausgemerzt werden konnten. Bei der großen Zahl der Nachweise dürfte der Fehler die gesamte Aussage jedoch nicht in Frage stellen.

Schwankungen in einzelnen Wochenstubenquartieren erklären sich oft durch Kolonieauflösungen und -abwanderungen, die durch Beutegreifer, Renovierungen oder auch Veränderungen der Ausflugsöffnungen nach Sanierungen ausgelöst werden. Solche Ereignisse sind aber eher anekdotisch (z. B. Bernd et al. 2000, Müller et al. 1992) und erklären nicht großräumige Veränderungen, z. B. auf Naturraumbene. So mögen also Umzüge zwischen Kolonien gelegentlich eine Rolle spielen und die Zunahme in einzelnen Wochenstuben erklären. Doch interpretieren z. B. auch Heise et al. (2005) die enorme Bestandszunahme in der nördlichsten und großen Kolonie Burg Stargard/Mecklenburg-Vorpommern mit einer *„sehr erfolgreiche[n] Reproduktion im Untersuchungszeitraum. Nur so ist die äußerst positive Bestandsentwicklung in der Gesellschaft erklärbar, die ganz offensichtlich „aus eigener Kraft“, also ohne Zuzug aus anderen Gesellschaften, erfolgte.“*

Während die 1990er Jahre überwiegend von Wachstum in den meisten Kolonien gekennzeichnet waren, nehmen manche Kolonien, vor allem im Süden, in den letzten Jahren wieder kontinuierlich ab, andere (oft benachbarte) wachsen dagegen weiter an oder halten ihre Bestände auf hohem Niveau. Für ein besseres Verständnis dieses Phänomens fehlen bisher jedoch die Zahlen über Veränderungen in der Zusammensetzung der Wälder im Umfeld der Kolonien bzw. in den Naturräumen in den letzten 25 Jahren.

Die Analysen zeigen zwar eine signifikante Zunahme der Mausohrwochenstubenpopulation für Deutschland seit 1990 ($p < 0.01$), und aktuell nimmt der Bestand noch in manchen Regionen, aber nicht mehr über das gesamte Untersuchungsgebiet betrachtet weiterhin zu. Schutzbemühungen müssen daher darauf abzielen, einen erneuten drastischen Rückgang wie in den 1950er bis 1980er Jahren zu verhindern. Dazu sind weiterhin nicht nur die Erhaltung und Wiederherstellung der Quartiere wichtig, sondern auch die Sicherung und Erhaltung ausreichend großer Nahrungshabitate, überwiegend laubholzreiche Wälder.

Die für diese Auswertungen zusammengetragenen und freiwillig bereitgestellten Daten wurden – außer in der Testphase 2003-05 – nicht bundesweit standardisiert erfasst. Die Ergebnisse lassen sinnvolle Interpretationen dennoch zu. Für übergreifende Auswertungen wie sie hier durchgeführt wurden, ist die Standardisierung von Daten in einem gewissen Maß notwendig. Sollen auch zukünftig Grundlagen für die überregionale und deutschlandweite Naturschutzarbeit erzeugt werden können, sollte möglichst schnell ein bundesweit einheitliches Mausohrmonitoring eingeführt werden, das einige Standards vorgibt. In Kap. 5 sind in enger Anlehnung an die Vilmer Kriterien Gedanken für ein solches Monitoring zusammengetragen, so wie sie sich aus den Ergebnissen dieser Studie ableiten lassen. Eine detaillierte Konzeptionierung und der Beginn der Umsetzung sollte dieser Studie möglichst bald folgen.

4.11 Nicht durchführbare Teilanalysen in diesem Projekt

Die Ermittlung der **Mortalitätsrate** in den Wochenstuben anhand der toten Jungtiere war mit dem vorliegenden Datenmaterial nicht möglich. Die Aufsammlung der Mumien wurde in den beiden Testjahren nur in wenigen Kolonien durchgeführt und die Zahlen über tote Jungtiere sind zu unein-

heitlich. Zudem kommt es zu Unsicherheiten über das Alter der toten Tiere, wenn Kolonien nicht jährlich gezählt werden können. Lokales Massensterben aufgrund unterschiedlichster Ursachen erschwert darüber hinaus die Interpretation. So starben beispielsweise in der größten Wochenstube am nördlichen Rand des Verbreitungsgebietes, in Burg Stargard/Mecklenburg-Vorpommern, aufgrund des Einsatzes von Filitox⁵ im Juni 1989 110 Jungtiere (Hofmann & Heise 1991), in Rheinland-Pfalz wurden in einer Kolonie in einem Jahr 108 tote Jungtiere aufgesammelt (Thies mdl. Mittlg. 2010) und in einer zweiten 250 (Peters schriftl. Mittlg. 2010). Solche Massensterben beruhen oft auf lokalen Ereignissen, nicht selten wetterbedingt, aber auch durch Quartierzerstörung oder den Einsatz von Pestiziden (wie z. B. Filitox). Für ein künftiges Monitoring wird deshalb vorgeschlagen, diese Zahlen nicht zu berücksichtigen. Das soll nicht davon abhalten, weiterhin tote Tiere zu sammeln, denn für lokale Situationen liefern sie nach wie vor wichtige Informationen. Für eine bundesweite Auswertung der Bestandstrends sind diese Erhebungen jedoch nicht geeignet.

Die Analyse der Abhängigkeit der Bestandsentwicklung von **Umweltbedingungen** wie z. B. Witterungsdaten war für den Rahmen dieses Werkvertrages zu umfangreich. Sie hätte eine zeitintensive Recherche nach geeigneten ortsbezogenen Klimadaten vorausgesetzt.

Die Korrelation der Bestandsentwicklung mit der Veränderung des **Waldtyps** im Umfeld von Kolonien, abgeleitet aus drei Versionen der CORINE *landcover*-Daten (1990, 2000, 2006) wurde exemplarisch versucht. Die CORINE-Daten sind jedoch für diese Art der Auswertung zu großmaßstäblich, Veränderungen in der Zusammensetzung von Laub-, Misch- und Nadelwald, den drei Waldkategorien in diesem System, auf einer Fläche von 314 km² (Umkreis 10 km um Kolonien) sind zu ungenau.

4.12 Weiterführende Analysen

Neue Fragen ergeben sich aus den Ergebnissen, z. B.:

1. Warum entwickeln sich die Mausohrbestände in den Naturräumen und regional unterschiedlich? Eine bundesweite Auswahl an Kolonien mit langjährigen Zählungen im Zusammenhang mit qualitativen und quantitativen Angaben zur Veränderung der sie umgebenden Landschaft – insbesondere des Hauptnahrungshabitats Laubwald – sowie des Klimas könnte Hinweise hierauf geben. Dass die Verbreitung des Mausohrs mit klimatischen Faktoren im Zusammenhang steht, wird schon lange diskutiert (z. B. Güttinger 1994, Rudolph & Liegl 1990, Tress et al. 1985). Allgemein akzeptiert ist die Annahme, dass insbesondere den Kolonien klimatische Grenzen gesetzt sind, die durch Temperaturen im Frühjahr und Frühsommer bestimmt sein könnten (Rudolph & Liegl 1990). Dies macht sich in der Höhen- und Nord-/Südverbreitung bemerkbar.
2. Wie häufig wechseln Weibchen die Kolonie, wie lassen sich Kolonieverbände identifizieren und käme eine Trendanalyse auf der Ebene derartiger Kolonieverbände, die eventuelle Fluktuationen zwischen einzelnen Kolonien berücksichtigen würde, zu anderen Ergebnissen? Hierzu ist zunächst die fachliche Definition und räumliche Abgrenzung von Kolonieverbänden notwendig (s. a. Schneider & Hammer 2005).

⁵ Filitox ist ein Biozid im Pflanzenschutz, das im Obstbau, auf Kartoffel- und Rübenfeldern ausgebracht wird.

5. ÜBERLEGUNGEN für ein bundesweites MONITORING

Die Einführung eines regulären allgemeinen Bestandsmonitorings für das Große Mausohr ist notwendig und möglich.

Die methodischen Anleitungen für das Monitoring durch BAG et al. (2003, sog. „Handreichung“) erfüllen die Forderungen nach standardisierten Erhebungsmethoden für ein *wiederholt (regelmäßig oder unregelmäßig) durchgeführtes Untersuchungsprogramm* (Hellawell 1991) weitgehend. Sie werden weiter unten noch einmal zusammengefasst (Tab. 8) und durch Erkenntnisse aus dieser Studie für eine möglichst langfristige und erfolgreiche Weiterführung ergänzt.

Vorab lässt sich sagen, dass im Rahmen eines künftigen Mausohrmonitorings

1. mit Hilfe eines **Referenzdatensatzes** eine Reihe von Quartieren **jährlich** kontrolliert werden sollte (**Dauerbeobachtungsquartiere**), die die Mausohrverbreitung in Deutschland gut repräsentieren,
2. aus einem „**Quartierpool**“ eine bestimmte Zahl an Kolonien jährlich kontrolliert werden sollte, im Turnus von **spätestens drei Jahren**,
3. je Standort (Kolonie) eine **einheitliche Vorgehensweise** eingesetzt werden sollte, um die Ergebnisse von Jahr zu Jahr vergleichen zu können,
4. für jedes Quartier – wenn möglich – sowohl die Anzahl der **Adulten** als auch die **Gesamtzahl** (Adulte + Juvenile = Wochenstubentiere) ermittelt werden sollte,
5. beide unter 1. und 2. genannten Datensätze eine **repräsentative regionale Abdeckung** sicherstellen sollten.

Zählzeitraum und Zählmethode

Die für die Pilotphase des Monitorings angesetzte Doppelzählung (BAG et al. 2003) hat den Vorteil einer genaueren Datenlage. Allerdings wurde im Rahmen der Pilotphase der Aufwand der Doppelzählungen von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich intensiv gehandhabt (s. Tab. 2). Pro Jahr (2003-05) wurden nur zwischen 17 und 25 % der bundesweit kontrollierten Kolonien zweimal aufgesucht.

Die Zählung zu einem frühen Termin wird beispielsweise auch von *Eurobats* empfohlen (Battersby 2010), um die adulten Weibchen zu erfassen, die mit der Wochenstube assoziiert sind. Dieser Zählzeitpunkt hat zudem den Vorteil, dass die Kolonie nur aus erwachsenen Tieren besteht, d. h., die Gefahr, Jungtiere aufgrund ihrer Größe zu übersehen ist nicht vorhanden. Der Termin liegt darüber hinaus zähltechnisch günstig vor den Sommerferien.

Der zweite Zähltermin bietet dagegen die Möglichkeit, durch eine getrennte Erfassung von adulten und jungen Tieren zusätzliche Informationen zu erhalten, beispielsweise über die Entwicklung der Fortpflanzungsrate.

Beide Termine haben auch ihre Nachteile: so muss im Zeitraum der ersten Zählung die Fluktuation der adulten Weibchen in Kauf genommen werden, z. B. die Abwanderung der Weibchen, die kein

Junges gebären, bei der zweiten Zählung das frühzeitige Abwandern adulter Tiere, deren Jungtier bereits flügge ist.

Die erste Zählung lässt sich am besten zwischen etwa letzter Maiwoche und Ende Juni für Ausflugszählungen durchführen. Sofern schon Jungtiere angetroffen werden, sollten diese bei Quartierzählungen nicht bzw. getrennt erfasst und dokumentiert werden, beispielsweise durch Hangplatzzählungen nach dem Ausflug der Adulten.

Für die zweite Zählung ist bei Quartierzählungen der Zeitraum zwischen etwa Ende Juni und Mitte Juli geeignet. Ausflugszählungen sollten allerdings möglichst auf die zweite Julidekade beschränkt werden, da dann der Großteil der Kolonie erfasst werden dürfte, auch wenn einzelne adulte Tiere die Wochenstube eventuell bereits verlassen haben. Der Zeitraum kann in einzelnen Jahren und regional um 1-2 Wochen nach vorne oder hinten verschoben werden, wenn die Witterung im Frühjahr dies nahe legt (z. B. 2011 mit seinem extrem warmen Frühjahr und den dadurch bedingten früheren Jungengeburten). Dadurch kann der Beginn der zweiten Zählung in bestimmten Jahren auch schon mal Mitte Juni liegen.

Für die Auswertungen zu dieser Studie wurden freiwillig zahlreiche Daten zur Verfügung gestellt, die mehrheitlich von der zweiten Zählung stammen und oft nur die Gesamtzahl beinhalten (Tab. 4). Bedingt durch den geografischen Schwerpunkt dieser Kolonien in Bayern und der hier seit 25 Jahren überwiegend zum zweiten Zählzeitpunkt durchgeführten Kontrollen, ist damit auch die Stichprobe der Wochenstubentiere insgesamt größer als die Stichprobe der Adultzählungen zum ersten Zähltermin. Der Trend aus den Daten der zweiten Zählung, also der gesamten Kolonie (Abb. 7b), zeigt gegenüber dem Trend aus den Daten der ersten Zählung (Abb. 7a) eine geringere Datenunsicherheit (Konfidenzintervalle). Die Entwicklungen in den Kolonien verlaufen auf Basis der zweiten Zählung in sich homogener.

Dennoch zeigen die Ergebnisse, dass grundsätzlich Daten beider Zähltermine auch für ein gemeinsames Monitoring und für gemeinsame Auswertungen geeignet und kombinierbar sind.

An der Empfehlung, zwei Zählungen zu absolvieren sollte festgehalten werden, um zum einen eine größtmögliche Datenbasis zu erhalten und zum anderen weiterführende Auswertungen mit regionalen Schwerpunkten, in Bezug auf Fortpflanzungsraten oder klimatische Einflüsse durchführen zu können.

Für die Zählmethode selbst sollte beachtet werden, dass für einen Standort (eine Wochenstube) eine einheitliche Vorgehensweise gewählt wird. Methodenkombinationen sind möglich und oft sinnvoll (z. B. **Ausflugszählung** der Adulten und anschließend **Hangplatzzählung** der noch nicht flüggen Jungtiere), jedoch sollten auch sie möglichst gleich bleiben. **Fotodokumentationen** können unterstützend zu **Quartier(=Hangplatz)zählungen** und je nach Quartiersituation eingesetzt werden (s. z. B. Reitz 2005), allerdings sollten die Daten nicht ausschließlich auf der Auszählung von Fotos beruhen, da zu viele Tiere auf einem Foto „versteckt“ sein können. Die **Videoerfassung** ausfliegender Mausohren erscheint, wo möglich (z. B. Zahl der Ausflugsöffnungen) und technisch machbar, als eine gute Methode, um die Größe nachprüfbar zu erfassen. **Lichtschrankszählungen** haben den Vorteil, dass sie kontinuierlich über einen längeren Zeitraum die täglichen Zahlen in einer Kolonie erfassen. Auch die mit dieser Methode beobachteten Wochenstuben lassen sich in ein bundesweites Monitoring einbinden, sofern die Erfassungsmethode für ein gegebenes Quartier beibehalten wird. Bei automa-

tisierten Erfassungen ist es grundsätzlich wichtig, immer den gleichen Bezugswert pro Jahr zu wählen, beispielsweise die Maximalzahl an Tieren im Zählzeitraum. Eine Überprüfung des Aus- und Einflugsverhaltens mit anderen Methoden ist für die Einschätzung der Zählgenauigkeit durch Lichtschranken interessant, jedoch für das Monitoring unerheblich, solange die Methode oder Überwachungstechnik nicht geändert wird.

In jedem Fall ist es unabdingbar für die Datendokumentation, die jeweilige(n) Methode(n) genau zu benennen, mit der die Zahlen erhoben wurde(n). Damit können auch im Nachhinein Unsicherheiten ausgeräumt und mögliche Fragen zu den Daten beantwortet werden.

Auswahl der Kolonien

Nach den Ergebnissen dieser Studie erscheint es vorrangig, so viele Kolonien wie möglich und eine möglichst große Diversität an Kolonien in die Auswertungen einfließen zu lassen, da sich aus einzelnen Regionen, Naturräumen oder Größenklassen nicht auf die gesamtdeutsche Entwicklung schließen lässt. Es sollte also künftig nach Möglichkeit aus allen Kategorien geschöpft werden: sowohl kleine (bis 50 Wochenstubentiere) als auch große Kolonien ab 1000 Wochenstubentieren in möglichst vielen Naturräumen und geografischen Regionen sollten in das Programm aufgenommen werden. Dies entspricht auch der Empfehlung auf europäischer Ebene (Battersby 2010). Die Auswahl erfolgt dabei also nach dem Prinzip der „geschichteten Zufallsstichprobe“ (s. a. Dröschmeister 2006). In Regionen mit geringer Dichte an Kolonien sollten nach Möglichkeit alle bekannten Wochenstuben gezählt werden.

Können nicht alle Kolonien gezählt werden, sollten aus Gründen der Praktikabilität vorrangig „unkomplizierte“ und gut erreichbare Kolonien ausgewählt werden, bei denen Beständigkeit und Zählbarkeit, aber auch verlässliche langjährige Mitarbeiter vor Ort gewährleistet sind. Auch die Einstellung der Quartierbesitzer kann für eine langfristige Bestandserfassung vor allem bei direkter Quartierzählung ein Auswahlkriterium sein.

Aufgrund statistischer Zwänge ist es prinzipiell empfehlenswert, die Stichprobe vorrangig hinsichtlich der Zahl der Wochenstuben zu erhöhen anstatt durch Zählungen pro Kolonie. Es sollte jedoch darauf geachtet werden, dass die Zahl der pro Jahr gezählten Kolonien nicht zu stark schwankt, wobei die besuchten Kolonien zwar aus einem gewissen Gesamtdatenpool stammen sollten, aber von Jahr zu Jahr durchaus unterschiedlich ausgewählt werden können. Vorgeschlagen wird die Erstellung einer zweigeteilten Quartierliste:

Dauerbeobachtungsquartiere: werden jährlich kontrolliert (Vorschlag: ca. 100)

Gesamter Quartierpool: aus ihm wird ein bestimmter Anteil unter Aussparung der Dauerbeobachtungsquartiere jedes Jahr kontrolliert (Vorschlag: 600-700 bei derzeit 1000 bekannten Kolonien), im Turnus von spätestens drei Jahren.

Erhebungsparameter

Für die genaue Erhebungsmethode im Quartier wird auf die detaillierte Anleitung von BAG et al. (2003) verwiesen (s. a. Tab. 8). In jedem Fall sollten folgende vier Parameter für die Datendokumentation obligatorisch sein:

1. das Zähldatum
2. die Zählmethode
3. Anzahl adulter Tiere
4. Gesamtanzahl (Adulte + Juvenile = Wochenstubentiere).

Im günstigsten Fall wird darüber hinaus

5. die Anzahl lebender und toter Juveniler separat dokumentiert.

Die getrennte Erfassung von Adulten und Jungtieren bei der zweiten Zählung ist erstrebenswert. Sollte jedoch wegen personeller Kapazität oder mangelnder fachlicher Kenntnis nur eine Gesamtzahl zustande kommen, lässt sich auch diese Zahl auch für die Trendanalysen verwenden, solange die Zählmethode eindeutig dokumentiert ist.

Tab. 8: Methodik der Datenerhebung im bundesweiten Mausohrmonitoring in der Pilotphase (BAG et al. 2003)

Zählungen		Zwei
	1. Zählung	2. Zählung
zu zählende Tiere	Adulte vor den Geburten	Adulte und Jungtiere vor dem Flüggewerden
Zeitraum	Mitte Mai bis Mitte Juni	Ende Juni bis Mitte Juli (ca. 2 Wochen nach den Geburten ¹)
Zählmethode	tagsüber am Hangplatz oder abends beim Ausflug (Quartier- od. Ausflugszählung)	tagsüber am Hangplatz oder abends beim Ausflug (Quartier- od. Ausflugszählung)
Sonstiges	nicht nach einer Regennacht zählen, da u.U. nicht alle Tiere ins Quartier zurückgekehrt sind; nach Möglichkeit nicht an sehr heißen Tagen zählen, da die Tiere sehr wach und mobil sind und viele oft störungsbedingt davonkrabbeln oder kühlere Hangplätze in und an Mauern aufsuchen, die vom Zähler nicht vollständig einsehbar sind	

¹ Dies kann bedeuten, dass in Abhängigkeit vom Wetter auch schon früher als Ende Juni mit den Zählungen begonnen werden kann, insbesondere, wenn separate nächtliche Hangplatzzählungen der Jungtiere nach dem Ausflug der Mütter möglich sind.

Datendokumentation und Datenstruktur

Wichtig ist die gute Dokumentation der Erhebung, v. a. auch die Dokumentation **nicht anwesender** Kolonien. Für Modellierungen macht es einen großen Unterschied, ob ein Dateneintrag eine „0“ ist oder leer bleibt. Letzteres sind beispielsweise Jahre ohne Kontrolle oder anwesende, aber nicht zählbare Tiere. Solche Einträge werden rechnerisch durch das Modellierungsprogramm ergänzt, während der Wert „0“ mit in den Algorithmus eingeht, der die fehlenden Werte ergänzen soll. Das

Fehlen einer Kolonie kann sogar oft noch nachträglich aus Positivnachweisen anderer Arten (z. B. Langohren – d. h. Kontrollen im Quartier haben stattgefunden) abgeleitet werden.

Ferner ist eine einheitliche Definition für eine „**verwaiste**“ oder „**erloschene**“ Kolonie wichtig. Eine als „verwaist“ eingestufte Wochenstube sollte zur Überprüfung des Status nach Möglichkeit etwa alle 3-5 Jahre aufgesucht werden. Das Attribut „erloschen“ kann erst dann zutreffen, wenn die Quartier Voraussetzungen (z. B. das Gebäude, die Ein- und Ausflugsöffnung(en)) nicht mehr existieren.

Im Gegenzug dazu ist auch das Jahr der Entdeckung wichtig.

Rein technisch sollten die Daten in eine vorgegebene Exceltabellenstruktur eingegeben werden. Die für diese Auswertungen benötigten Felder finden sich in der Mustertabelle im Anhang (Tab. 11). Für spätere Auswertungen können in einem Bemerkungsfeld zusätzliche Angaben zum Tageswetter, zur Zählmethode usw. entscheidend für die Einbeziehung oder Ausklammerung eines Datensatzes sein. **Unabdingbar** ist die Notierung des **Erhebungsdatums**. Eine Zählung ohne Tagesdatum ist nicht verwendbar! Die Erhebungsmethode im Feld wurde bereits eingehend in der Handreichung erläutert (BAG et al. 2003).

Um zukünftig eine möglichst einheitliche Datenstruktur zu erreichen und den Bereinigungsaufwand im Vorlauf aktualisierter Analysen so gering wie möglich zu halten, wird vorgeschlagen, dass am Monitoring teilnehmende Gruppen oder Personen vorab verbindlich den Bedingungen der Datenerhebung und -dokumentation zustimmen. Angemessen wäre eine gewisse Aufwandsentschädigung. In Anlehnung an bereits existierende Dateneingabeportale im Rahmen von Beobachtungs- und Monitoringprogrammen (s. z. B. www.ornitho.de des Deutschen Dachverbands der Avifaunisten DDA) könnte auch für die Mausohrmonitoringzählungen eine dezentrale Dateneingabe über das Internet erfolgen, bei der Pflichtfelder berücksichtigt werden. Das Portal und die Verwaltung der Daten sollte zentral bei einer Koordinationsstelle/einem Dachverband der Fledermauskundler bzw. *BatLife Deutschland* angesiedelt werden. Als Gegenleistung könnten und sollten z. B. Auswertungen auf regionaler Ebene ins Auge gefasst werden.

Monitoring als „Instrument“ des Fledermausschutzes

Die jährliche Zählung möglichst aller Mausohrwochenstuben, so wie sie im Rahmen der Pilotphase von 2003-05 und nach den „Vilmer Kriterien“ in über 600 Kolonien bundesweit durchgeführt wurde, ist bereits gängige Praxis in manchen Bundesländern und erreicht nebenbei in der Praxis eine wirksame Quartierbetreuung. Das ist eine sehr erfolgreiche Schutzmaßnahme, um zeitnah Verschlechterungen an der Quartiereignung erkennen, sie gegebenenfalls bereits im Planungsstadium abwenden oder wieder beheben lassen zu können. Eine fast flächendeckende Quartierbetreuung sollte somit auch einen unmittelbaren (positiven) Einfluss auf die Bestandsentwicklung haben.

In einigen Bundesländern bestehen bereits etablierte Monitoringprogramme zur Erfassung der Bestandsentwicklung des Mausohrs. Diese gehen meist über die Anforderungen eines zukünftigen bundesweiten Bestandsmonitorings hinaus. Die Konzipierung und Einführung eines bundesweiten Mausohrmonitorings sollte nicht zur Reduzierung der bestehenden Länderprogramme führen, da dann regionale Trends möglicherweise nicht mehr erkennbar sind und die am Monitoring hängende

Quartierbetreuung ebenfalls reduziert würde. Die bestehenden Länderprogramme sollten vielmehr die Grundlagen und Stichproben für das bundesweite Mausohrmonitoring liefern.

Das „allgemeine Bestandsmonitoring“ für das Mausohr, das aus turnusmäßigen Quartierzählungen einer möglichst großen Stichprobe eines bundesweiten Quartierpools bestehen soll, sollte durch ein „spezielles Monitoring“ an ausgewählten Quartieren (Dauerbeobachtungsquartiere) begleitet werden. Hier können mit speziellen und technisch aufwändigeren Methoden, wie Markierung (z. B. Beringung) oder automatischer Überwachung (z. B. Lichtschranken) Aussagen zu Phänologie, Altersstruktur, Mortalität, Maturität und genetische Struktur gewonnen werden, an denen sich das „allgemeine Monitoring“ eichen und besser interpretieren lässt. Dieses Vorgehen wurde bereits auf dem BfN-Workshop „Fledermausmonitoring in Deutschland: Perspektiven und Chancen“ am 8.-10. Mai 2009 in Bonn-Röttgen vorgeschlagen (siehe Protokoll vom August 2009, S. 14).

FFH-Bewertungsverfahren

Als Art des Anhangs II der FFH-Richtlinie unterliegt das Mausohr dem EU-Auftrag des Langzeitmonitorings im Zuge der Berichtspflicht nach Art. 17. Einheitliche Methodenstandards für dieses Monitoring von Quartieren und Habitaten wurden von Schnitter et al. (2006) und PAN & ILÖK (2009, 2010) zusammengestellt. Demnach wird vorgeschlagen, Populationen alle zwei Jahre zu erfassen, Habitats und Beeinträchtigungen alle sechs Jahre. Der Zustand der Population (hier Wochenstube) gilt als „hervorragend“ (A), wenn die mittlere Anzahl adulter Weibchen in den Wochenstubenkolonien mehr als 250 umfasst, als „gut“ (B) bei einer Größe von 100-250 und als „mittel-schlecht“ (C) bei weniger als 100 adulten Weibchen. Die Habitatqualität ist „hervorragend“ (A) bei mehr als 60 % Anteil von Laub- und Laubmischwaldbestände mit geeigneter Struktur im 15 km Radius um das Wochenstubenquartier, „gut“ (B) bei 50 % $\pm$ 10 % und „mittel-schlecht“ (C) bei weniger als 40 %.

Aus den Ergebnissen dieser Studie lässt sich sagen, dass die Erfassung der Wochenstuben alle zwei Jahre ausreicht, bei Anwendung des Modellierungsprogramms TRIM sind sogar größere Lücken erlaubt und vertretbar. Das erleichtert die Integration von Daten, wenn beispielsweise aus logistischen Gründen Kolonien nur in unregelmäßigen oder größeren Abständen gezählt werden können. Allerdings sollte überprüft und diskutiert werden, ob für zukünftige FFH-Bewertungen bei Fledermäusen TRIM eine Alternative zur bisherigen Vorgehensweise (s. PAN & ILÖK 2009, 2010) sein könnte (oder sollte). Dadurch, dass die TRIM-Analyse auf kontinuierlichen – jährlich erfassten bzw. errechneten – Daten beruht und keine Kategorisierung der Koloniegroßen erfordert, bietet es grundsätzlich eine genauere Abschätzung der Bestandsentwicklung. Beispielsweise hat die Einteilung in Größenklassen zur Folge, dass möglicherweise der Erhaltungszustand einer 500-köpfigen Kolonie über viele Jahre hinweg gleichbleibend als „hervorragend“ eingestuft wird, auch wenn sie von Mal zu Mal um 10 % abgenommen hat. Eine solche negative Entwicklung würde durch TRIM schneller aufgedeckt werden können.

Die Bewertung des Zustands der Wochenstuben sollte nach den Ergebnissen jedoch zumindest regional unterschiedlich eingestuft werden: eine Kolonie von 250 (adulten) Tieren ist in Nordbayern unterdurchschnittlich groß, während sie am Rand des Verbreitungsgebietes im Norden Deutschlands als durchschnittlich bis groß zu bewerten ist. Eine Einstufung in Kategorie C spiegelt somit nicht immer die Realität wider. Für die FFH-Berichtspflicht bedeutet dies, dass die Anpassung der Schwel-

lenwerte in den Meldeeinheiten, den biogeografischen Regionen, gegebenenfalls überdacht werden sollten. Diese Problematik wurde bereits von Rudolph (2000) diskutiert.

Abschließende Anmerkungen

Ein derart umfassendes und deutschlandweit flächendeckendes Wissen über das Vorkommen und die Bestandsentwicklung eines Kleinsäugers ist beispiellos. Für kein anderes Säugetier liegen ähnlich gute und langfristige Daten vor, die bis auf die Ebene der Naturräume ausgewertet werden können. Die hohe Verantwortung, die Deutschland für das Mausohr aufgrund der regional hohen Siedlungsdichten hat, muss sich darin widerspiegeln, dass diese gute Datengrundlage und Monitoringarbeit weiter fortgeführt und gepflegt wird. Das geeignete Instrumentarium hierfür ist eine Fachinstitution, die koordiniert, Daten sammelt und zukünftige Auswertungen übergreifend durchführt. Wie von Biedermann et al. (2003) und Boye (2003) hervorgehoben, stellt das Mausohr lediglich „den Beginn“ des bundesweiten Bestandsmonitorings von allen Fledermausarten dar. Weitere, vor allem auch seltenere, Arten müssen folgen.

Mit einer zentralen Datenverwaltung kann nicht nur kurzfristig auf bundesweite Situationen und Informationsbedarf reagiert, sondern auch im internationalen Kontext der Schulterschluss mit Experten im Ausland gesucht werden. Deutschland als weißer Fleck in einer Übersichtskarte europäischer Monitoringprogramme (Collen 2010) entspricht nicht der Realität; eine solches Informationsdefizit muss unbedingt abgebaut werden. Denn letztlich muss die Bestandsentwicklung einer Art/der Arten in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet betrachtet werden. Für das Mausohr deckt dieses ganz Süd- und Mitteleuropa ab, erreicht im Osten die Ukraine sowie Weißrussland und im Südosten Kleinasien (Abb. 23). Mit Teilen Deutschlands als dem Kernverbreitungsgebiet innerhalb dieses Areals ist es von großer Bedeutung, dass die Erkenntnisse, die sich aus dem Engagement der zahlreichen ehrenamtlichen Kartierer gewinnen lassen, weitergetragen und in der Fachwelt bekannt gemacht werden. Es wäre wünschenswert, die Entwicklung des Fledermausbestandes bundesweit weiter verfolgen zu können, um auch den nächsten notwendigen Schritt, die Bewertung der Entwicklung im europäischen Zusammenhang mit den ausländischen Fachkollegen in Angriff nehmen zu können, ganz im Sinne der Verfasser der „Handreichung zum bundesweiten Mausohr-Monitoring“, die feststellen: *„Unsere Erfahrungen und Ergebnisse des bundesweiten Monitorings mögen sich zukünftig in die gesamteuropäischen Bemühungen der Umweltbeobachtung einreihen. Da das große Mausohr ein „echter Europäer“ ist, machen die Monitoringaktivitäten und Schutzbemühungen nicht vor administrativen Grenzen Halt!“* (BAG et al. 2003). Ein erster Schritt in diese Richtung ist das jüngst abgeschlossene Analyseprojekt von Haysom et al. (2011), das versucht, auf einer gemeinsamen Datenbasis europaweite Trends für Fledermauspopulationen zu ermitteln. In dieses Projekt flossen aus Deutschland nur regionale Daten aus Bayern und Thüringen ein. Für eine (angestrebte) Fortführung dieser Analysen ist es dringend notwendig, dass die umfassenden Monitoringdaten aller Regionen (Bundesländer) aus dem gesamten Bundesgebiet Eingang finden.



Abb. 23: Verbreitungsareal des Mausohrs (Quelle: IUCN 2012); schattiert: Untersuchungsraum

In Deutschland arbeiten die ehrenamtlichen Fledermauskundler und Fledermauskundlerinnen in jedem Bundesland verschieden. Nur in wenigen Ländern sind sie organisiert und werden durch zentrale Koordinationsstellen unter Anleitung von Biologen betreut, in anderen Ländern übernimmt diese Funktion zumindest verwaltungstechnisch das zuständige Landesamt, in wieder anderen Ländern existiert kein Dach, unter dem die Fachleute betreut arbeiten, sie sind in der Regel motivierte Privatpersonen, die die Arbeit des Fledermausschutzes zum größten Teil auf eigene Faust leisten und dies nicht selten schon seit Jahrzehnten. Immer wieder werden diese Personen aber wie selbstverständlich als Datenquellen angefragt, was verständlicherweise zu Verstimmungen führen kann. Auch für dieses Projekt war der einzig gangbare Weg, eine für die gestellten Anforderungen solide Datengrundlage aufzubauen, für manche Regionen Experten gezielt anzusprechen. Dankenswerterweise war die Kooperationsbereitschaft in den meisten Fällen groß und zeigt das große Interesse an einem übergeordnetem Ganzen. Dennoch ist eine „Datenbettelei“ für beide Seiten unerfreulich und nicht immer konfliktfrei. Mein ganz besonderer Dank gilt deshalb zuallererst den Privatpersonen, die ihre persönlich erhobenen Daten für diese Auswertungen bereitwillig zur Verfügung stellten. Ohne diesen Teil der Daten wären die Ergebnisse nicht aussagekräftig und die Analysen nicht möglich gewesen. Mit anderen Worten: ohne die Beteiligung dieser Privatpersonen erscheint ein künftiges Mausohrmonitoring nicht durchführbar (s. a. Schneider & Hammer 2005)! Es ist sehr zu wünschen, dass Mittel und Wege gefunden werden, diesen Einsatz für den Artenschutz im Rahmen einer angemessenen Kostenentschädigung zu würdigen.

6. QUELLENNACHWEIS

Die Daten wurden freundlicherweise von Landesämtern, Koordinationsstellen oder Institutionen und Privatpersonen zur Verfügung gestellt.

Tab. 9: Daten bzw. Auskunft über Vorkommen oder Nicht-Vorkommen von Mausohrwochenstuben von Landesämtern, Institutionen, Verbänden, Vereinen mit den jeweiligen Ansprechpartnern, oder Privatpersonen; die Landeskoordinatoren des Mausohrmonitorings 2003-2005 (s. a. BAG et al. 2003) sind durch Fettschrift hervorgehoben; in den vier Bundesländern Berlin, Bremen, Hamburg und Schleswig-Holstein sind keine Mausohrkolonien bekannt.

Bundesland	Landesamt, Institution, Verband, Verein	Ansprechpartner/in
BB	Landesumweltamt Brandenburg (LUA), Naturschutzstation Zippelsförde privat	Dietrich Dolch , Jens Teubner Torsten Blohm
BE	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Landesbeauftragter für Naturschutz und Landschaftspflege Mausohr e. V.	Johannes Schwarz Ronald Wendorf
BW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Würt- temberg (LUBW) Arbeitsgemeinschaft Fledermausschutz Baden-Württemberg e. V. (AGF)	Sandra Schweizer Edmund Hensle
BY	Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) Koordinationsstellen für Fledermausschutz in Nord- und Südbayern	Bernd-Ulrich Rudolph Inst. f. Zool. II/Univ. Erlan- gen, Andreas Zahn
HB	Freie Hansestadt Bremen, Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa	Henrich Klugkist
HE	Hessen-Forst (FENA), NATIS-Datenbank Arbeitsgemeinschaft Fledermausschutz Hessen (AGFH) privat	Susanne Jokisch, Ingo Pfisterer Karl Kugelschafter Marcel Weidenfeller
HH	Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Um- welt	Christian Michalczyk
MV	NABU-BAG privat	Axel Griesau , Uwe Hermanns Torsten Blohm, Werner Oldenburg
NI	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) privat	Bärbel Pott-Dörfer Axel Donning, Rainer Hozak, Gerhard Mäscher
NW	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) Landschaftsstation im Kreis Höxter Biologische Station im Kreis Wesel NABU-BAG privat	Dietlind Geiger-Roswora Burkhard Beinlich Paul Schnitzler Carsten Ebenau, Carsten Trappmann Henrike Körber, Sandra Mei- er, Markus Thies
RP	Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rhein- land-Pfalz (LUWG) NABU-BAG Arbeitskreis Fledermausschutz Rheinland-Pfalz (AKF-RLP) oder privat	Michael Altmoos, Herbert Kiewitz Manfred Weishaar Astrid Fölling, Franz Grimm, Andreas Kiefer, Franz Kinkopf, Hans König, Gisela Peters, René Reifenrath , Markus Thies, Marcel Weidenfeller
SH	Schleswig-Holstein, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländli- che Räume NABU Landesstelle Fledermausschutz und Fledermausforschung Schles- wig-Holstein	Rüdiger Albrecht Matthias Götsche
SL	NABU-BAG	Christine Harbusch
SN	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) privat	Ulrich Zöphel Wilfried Schober
ST	Referenzstelle „Fledermäuse Sachsen-Anhalt“ im Biosphärenreservat Karstenlandschaft Südharz	Bernd Ohlendorf

Bundesland	Landesamt, Institution, Verband, Verein	Ansprechpartner/in
TH	Koordinationsstelle für Fledermausschutz in Thüringen (FMKOO) Interessengemeinschaft Fledermausschutz und -forschung Thüringen e. V. (IFT)	Hartmut Geiger, Julia Prüger Martin Biedermann

7. DANK

Der ganz besondere Dank gilt den zahlreichen Personen, die zur Erweiterung der Datenbasis beitrugen, ohne die diese Analysen nicht durchführbar gewesen wären (Tab. 9).

Auf der Seite der Fledermauskundler betreuten vor und in den Jahren der Pilotphase und betreuen bis heute bundesweit zahlreiche Personen Mausohrkolonien, organisieren und führen Ausflugs- und Quartierzählungen durch. Die nachfolgende Namensliste von mehr als 600 Personen bzw. Gruppen ist der Datenbank entnommen und erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Für einige wenige der Personenangaben lagen keine Informationen über den Vornamen vor und eine Recherche war erfolglos, so dass leider nicht alle Namen vollständig wiedergegeben werden können.

Mit dieser Auswertung und Darstellung der über viele Jahre und Jahrzehnte durch ehrenamtliches Engagement für den Fledermausschutz gesammelten Daten wird hoffentlich der Mühe zumindest in Ansätzen Rechnung getragen. Herzlichen Dank allen, die diese wertvolle Arbeit schon so lange mit hohem Einsatz und großer Begeisterung unentgeltlich leisten und ihre persönlichen Beobachtungen mitgeteilt haben! Es ist wünschenswert und notwendig für das Monitoring dieser FFH-Art, zukünftig die Entwicklung ihres Bestandes weiter bundesweit verfolgen und mit Daten detaillierter analysieren zu können.

C. Abel, W. Abel, T. Adam, Ahrend, A. Aigner, K. Albrecht, H. Alder, H. Amon, H. Ansorge, R. Aramayo, A. Armbruster, A. Auditor, E. Auer, E. Aumüller, H. Auth, L. Bach, P. Bach, M. Bachmann, N. Backes, W. Bade, BAFF, B. Ballin, M. Barkhoff, J. Barz, J. Bauch, Hr. Bauer, I. Bäuerle, G. Baumgartner, M. Bäumler, A. Bautsch, P. Behounek, B. Beinlich, B. Belcour, A. Benk, R. Benzig, J. Berg, H. Berger, D. Bermich, D. Bernd, G. Berwing, C. Bettinger, C. Beyer, M. Biedermann, A. Bierbaum, T. Bierbaum, M. Bilo, H. Birkeneder, S. Biscardi, T. Blohm, R. Boger, K. Bogon, D. Böhme, M. Bossemeyer-Merschhaus, P. Boye, C. Brack, M. Braun, E. Brieskorn, R. Brinkmann, Hr. Brodbeck, G. Bronner, C. Buchen, U. Buntfuss, Butschkau, F. Buttig, J. Carl, A. Claußen, B. Cordes, G. Creutz, G. Däubler, Hr. Debordeli, A. Denk, C. Dense, C. Deschner, J. Deuschle, D. Diehl, S. Diehl, Dieterich, F. Dieterlen, C. Dietz, E.-A. Dietz, I. Dietz, M. Dietz, P. Dietz, U. Dingeldey, G. Dinger, B. Dippel, D. Dombrovsky, V. Dorka, D. Dörr-Timmerberg, S. Dorst-Jundt, E. Driechciarz, R. Driechciarz, Hr. Ebeling, C. Ebenau, M. Ehm, H. Ehrlicher, L. Eicke, Eiffler, K. Eisenreich, H. Engländer, H. Ertel, G. Fahl, J. Fairon, T. Faulstich-Warneyer, S. Federl, U. Fehn, U. Fehringer, K. Feige, FFG Meiningen, FHKE, M. Fiedler, W. Fiedler, T. Filip, J. A. Fischer, R. Flößer, A. Fölling, F. Forch, M. Förchler, F. Förster, N. Franck, R. Francke, T. Frank, J. Franke, M. Franz, I. Frey-Mann, A. Friedrich, D. Friemel, O. Frimmel, K. Fritz, W. Fritze, K.-H. Fröde, J. Frömert, M. Füller, D. Fünfstück, K. Gärtner, J. Gaukler, K. Geier, H. Geiger, R. Geißler, U. Genzwürker, R. Gerber, B. Gerdes, G. Gerhard, M. Gerhardy, B. Gessner, K. Gessner, H. Gille, E. Glaser, H. Glebe, M. Globig, Hr. Glunk, O. Godmann, Goldmann, T. Göllner, O. Göpfert, U. Görtz, U. Göttert, C. Gottschalk, Ma. Göttische, Mi. Göttische, G. Grahlmann, Grebe, A. Griesau, G. Grill, J. Grill, F. Grimm (†), M. Grimm, E. Grimmberger, A. Groger, B. Groh, H.-J. Gruber, W. Guenther, A. Günther, N. Gurb, J. Gürtner, D. Häberle, J. Haensel, I. Hager, S. Hahn, M. Hammer, R. Hämmerling, F. Harasko,

C. Harbusch, B. Hartl, S. Hartlaub, K. Hartmann, W. Hartmann, U. Haun, M. Hausemann, R. Hausemann, P. Hauser, P. Heber, M. Heddergott, F. Heidinger, Heilmann, U. Heinrich, U. Heinrich, B. Heinz, E. Heinzelmann, G. Heise, R. Helfrich, K.-G. Heller, J. Helmer, O. v. Helversen (†), B. Henatsch, F. Henkel, E. Hensle, H. Herbolt, K. Herden, U. Hermanns, G. Herold, G. Herzig, L. Herzig, R. Heuser, Hildebrand, P. Hillebrand, N. Hillenbrand, R. Hilzinger, A. Hintermeier, Hr. Hirt, A. Hochrein, Hr. Hockenberger, I. Hodl, T. Hofmann, G. Höhenberger, M. Holderied, B. Holfter, J. Horn, L. Hörning, R. Hozak, L. Hübner, F. Hujer, E. Hummitzsch, S. Hüttenbügel, K.-H. Hutter, J. Hüttl, D. Iffert, G. Iffert, L. Ittermann, S. Jacob, I. Jandl, J. Jentsch, C. Jeschke, A. Jundt, H. Kahmann, I. Kaipf, D. Kappes, I. Karst, M. Kaspar, D. Kaus, A. Keil, E. Keil, Hr. Kerkhof, U. Kerkhof, G. Kerth, Hr. Kessler, A. Keusemann, A. Kiefer, U. Kirchberger, M. Klausnitzer, S. Kleffner, F. Klemens, Go. Kleß, Gu. Kleß, C. Kliesch, M. Klinger, R. Klüppel-Hellmann, G. Knipfer, C. Koch, R. Koch, H. König, He. Körber, Ho. Körber, J. Köttnitz, K. Krahn, I. Kramer, M. Kraus, M. Kredler, M. Kreidler, F. Kretzschmar, Kretzschmar, R. Kreuzer, H. Kriegbaum (†), B. Kriesten, E. Kriner, T. Kringer, F. Kronwitter, K. Krüger-Barvels, K. Krupp, A. Krüss, C. Kuball, K. Kugelschafter, E. Kulzer, B. Kunz, B. Kurus-Nägele, R. Lackner, M. Laczny, W. Lange, T. Lauth, D. Lavalée, L. Leber, G. Lehmann, D. Leippert, M. Leitner, U. Lenzen, E. Leuthold, H. Lichti, K. Liebscher, T. Liebscher, A. Liegl, C. Liegl, H. Limbrunner, M. Lindenschmidt, G. Lindinger, B. Link, Lorenz, H. Lorenz, Löser, U. Löser, A. Loskarn, P. Loskarn, C. Lünzner, A. Lustig, Lütjens, J. Lüttmann, A. Lux, M. Maechnich, H. Mäder, R. März, G. Mäscher, B. Mässing-Blauert, S. Maier, K. Mandery, F. Manthey, R. Marcek, Mathias, F. Matt, L. Maul, J. May, G. Mayer, R. Mayer, A.-K. Mehlhorn, A. Mehm, O. Meier, S. Meier, F. Meisel, M. Meisel, P. Mende, M. Mertens, A. Meschede, M. Metternich, K. Meusemann, D. Meyer, I. Meyer, M. Meyer, S. Meyer, C. Meyer-Cords, F. Michael, R. Michel-Triller, K. Möller, S. Möller, S. Morgenroth, E. Mühlbach (†), B. Mühlenmeier, Mühlheimer, C. Müller, E. Müller, R. Müller, V. Müller, S. Münch, L. Muschketat, F. Muth, NABU Taubergrund, A. Nagel, H. Nanneder, G. Natuschke (†), J. Nehls, W. Nerb, Neukamm, Neumann, I. Niermann, E. Nolte, B. Ohlendorf, S. Ohliger, W. Oldenburg, Hr. Ortlieb, W. Ostertag, C. Ott, E. Otte, D. Papadopoulos, H.-D. Patt, U. Paulus, R. Pfeiffer, R. Peiler, B. Pellkofer, G. Pelz, G. Peters, B. Petri, G. Pfalzer, E. Pfeiffer, W. Piepenbrink, K.-H. Pilop, S. Pinno, G. Pirzhall, M. Pisetta, Planert, B. Plesky, W. Poick, E. Pojsl, H. Pommeranz, P. Pontius, K. Pöppel, C. Postler, B. Pott-Dörfer, C. Prinz, A. Prosch, J. Prüger, M. Pütz, J. Quaas, U. Rahmel, L. Ramos, R. Rapp, R. Reifenrath, W. Reinbold, K. Reinhardt, R. Reiter, G. Reitz, K. Richarz, M. Richter, V. Rieber, N. Riediger, H. Roer (†), E. Rogée, B. Röhler, I. Römpp, T. Röper, N. Röse, E. Roth, S. Roth, T. Ruch, B.-U. Rudolph, H. Ruhwedel, C. Rupsch, W. Saß, B. Sättele, W. Sauerbier, U. Sauter-Heiler, C. Schachenmeier, Schäfer, F. Schäffler, M. Schäffler, B. Schaible, H. Schauer-Weissahn, H. Schausten (†), P. Scheele, F. Scheffold, E. Schelbert, E. Schiffelholz, R. Schirmaier, G. Schlapp, D. Schlegel, J. Schlögel, J. Schlögl, M. Schmalz, R. Schmalz, M. Schmid, W. Schmid, M. Schmidberger, A. Schmidt, C. Schmidt, E. Schmidt, P. Schmidt, R. Schmidt, Hr. Schmidt, M. Schminke, S. Schnitter, P. Schnitzler, W. Schober (†), A. Schöler, D. Scholey, W. Schönherr, W. Schorcht, H. Schröder, T. Schröder, R. Schubert, P. Schuhmacher, J. Schulenburg, R. Schulze, A. Schumm, I. Schunger, Schützeberg, B. Schwark, S. Schweizer, M. Seibel, F. Seidler, C. Seng, F. Seumer, F. Sieber, S. Siegel, Fr. Siegerist, E. Simmet, M. Simon, G. Sindram, E. Sixt, H. Sonnenburg, T. Spillmann-Freiwald, A. Sproll, Kl. Spruck, Ka. Spruck, A. Stahlbauer, G. Stahlbauer, C. Steck, W. Steinbach, M. Steinborn, T. Steinbüchel, T. Steinke, J. Stepanek, H. Stetter, J. Stöcker, B. Stratmann, Fr. Stratmann, H.-P. Straub, A. Strecker, F. Sum, B. Symader, K.-H. Taake, R. Tändler, E. Taube, Ja. Teubner, Je. Teubner, C. Teumer, M. Teumer, J. Thein, A. Thiele, K. Thiele, M. Thies, P. Thurm, D. Timmerberg, H. Tippmann, R. Tismer, C. Trappmann, C. Treß, J. Treß, H. Tschunko,

G. Uhl, D. Uhlig, M. Unruh, M. Utesch, M. Veith, H. Vierhaus, U. Völker, A. Vollmer, M. Vörtler, B. Wagenstaller, R. Wagenstaller, D. Wagner, E. Wagner, Lu. Wagner, Ly. Wagner, T. Wagner, U. Waizenegger, B. Walk, B. Walther, G. Warnke, J. Warschun, C. Weber, J. Weber, Weckner, T. Wegner, R. Weid, M. Weidenfeller, H. Weidmann, H. Weidner, P. Weiner, M. Weinhold, M. Weishaar, S. Weissshahn-Schauer, W. Welle, K.-P. Welsch, I. Wendland, D. Wenger, W. Werres, T. Wiesent, M. Wilhelm, S. Willig, C. Winkler, M. Winzer, H. Wissing, Hr. v. Witt, M. Wittrock, S. Wöhl, A. Woiton, A. Wolf, J. Wölflick, P. Wölk, Wulf, E. Wunsch, T. Würflein, I. Würtele, B. Zacharias, A. Zahn, V. Zahner, U. Zeidler, W. Zeilhofer, R. Zeiner, K. Zentner, K. Zimmermann, H. Zoels, W. Zoels, U. Zöphel.

Ferner bedanke ich mich besonders bei Martin Biedermann, Rüdiger Krahe, Julia Prüger, Bernd-Ulrich Rudolph und Wigbert Schorcht für ihre Unterstützung durch Anmerkungen zu Entwürfen dieses Berichts, Bereitstellung von Literatur und bei Rüdiger Krahe für die Programmierung von Hilfsmodulen für die TRIM-Datenaufbereitung.

8. LITERATUR

- ANB (Flemish Agency for Nature and Forests), SPW (Service public de Wallonie), DGARNE (Direction générale de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement), IBGE-BIM (Brussels Institute for Environment, Brussels Capital region). 2010. – National Report on the Implementation of the Agreement on the Conservation of bats in Europe (Eurobats) 2010 – Belgium, 12 pp, Inf.EUROBATS.MoP6.12
www.eurobats.org/documents/pdf/National_Reports/nat_rep_Bel_2010.pdf, download 13.6.2011.
- Arlettaz R. 1995. Ecology of the sibling mouse-eared bats (*Myotis myotis* and *Myotis blythii*). – Martigny, Horus Publishers, 223 pp.
- Audet D. 1990. Foraging behaviour and habitat use by a gleaning bat, *Myotis myotis*. – J. Mammal. 71: 420-427.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt der Schweizerischen Eidgenossenschaft). 2010. Bestand bedrohter Arten. – Basisdaten aus dem Biodiversitäts-Monitoring Schweiz BDM, 47 pp. www.biodiversitymonitoring.ch/pdfs/dt/875%20313.10%20Produkt%20Z6%20V6.pdf, download 21.6.2011.
- BAG, IFT & FMKOO (Bundesarbeitsgruppe „Fledermausschutz“ im Naturschutzbund Deutschland e.V. NABU, Interessengemeinschaft Fledermausschutz und -forschung Thüringen e.V. & Koordinationsstelle für Fledermausschutz in Thüringen). 2003. Handreichung zum bundesweiten Mausohr-Monitoring, 17 S.
- Battersby J (Bearb.). 2010. Guidelines for Surveillance and Monitoring of European Bats, EUROBATS Publication Series No. 5. UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 95 pp.
- Bernd D, Eppler G, Kappes D. 2000. Vertreibung von Fortpflanzungskolonien des Großen Mausohrs (*Myotis myotis*) durch die Schleiereule (*Tyto alba*) sowie Vorschläge zur Vermeidung dieses Kohabitations-Problems. – Collurio 18: 113-124.
- Biedermann M, Meyer I, Boye P. 2003. Bundesweites Bestandsmonitoring von Fledermäusen soll mit dem Mausohr beginnen – Eine Fachtagung auf der Insel Vilm vereinbarte eine zweijährige Testphase. – Natur und Landschaft 78 (3): 89-92.
- Biedermann M, Geiger, H. 2005. Bericht zum Stand des bundesweiten Monitorings des Großen Mausohrs (*Myotis myotis*) in „Fledermausschutz in Europa: Beschlüsse der 4. EUROBATS-Vertragsstaatenkonferenz und Berichte zum Fledermausschutz in Deutschland 1998-2004“, BfN-Skripten 150.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz). 2005. Nationaler Bericht zum Fledermausschutz in der Bundesrepublik Deutschland. 2000-2003; Stand Juli 2003. – In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Fledermausschutz in Europa : Beschlüsse der 4. EUROBATS-Vertragsstaatenkonferenz und Berichte zum Fledermausschutz in Deutschland 1998-2004: 37–138.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz). 2008. Daten zur Natur; 365 S.
- Boye P. 2003. Grundlagen für die Entwicklung eines Monitorings der Fledermäuse in Deutschland. Dokumentation der Entwicklungsschritte 1996-2002; BfN-Skripten 73, Bonn-Bad Godesberg, 142 S.

- Červený J, Bürger P. 1990. Changes in bat population sizes in the Sumava Mts. (south-west Bohemia). – *Folia Zoologica* 39: 213-226.
- Collen B. 2010. Getting the measure of biodiversity: Bats and global biodiversity indicators. – 15. IBRC Prag, 22.-27.8.2010.
- CORINE Land Cover (CLC1990, 2000, 2006); Federal Environment Agency, DLR-DFD 2009.
- Dense C, Rahmel U. 2002. Telemetrische Untersuchungen an Mausohren (*Myotis myotis*) im südlichen Niedersachsen zur Bestimmung des Aktionsraumes bei der Jagd vor dem Hintergrund der Abgrenzung von FFH-Gebieten. – *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 22 (1): 41-47.
- Drescher C. 2004. Radiotracking of *Myotis myotis* (Chiroptera, Vespertilionidae) in South Tyrol and implications for its conservation. – *Mammalia* 68: 387-395.
- Dröschmeister R. 2006. Konzept der geschichteten Zufallstichprobe für bundesweites Biodiversitätsmonitoring. – In: Graef F; Züghart W, Fritsche B. (Bearb.). 2006. Monitoring-Workshop: Raum- und Flächenauswahl für das GVO-Monitoring. – BfNSkripten 189: 159-179.
- DWD (Deutscher Wetterdienst). 2005. Zeitlich-räumliche Verteilung der Gebietsniederschläge in Europa. – *Klimastatusbericht* S. 123-130 (Text. B. Rudolf).
- DWD (Deutscher Wetterdienst). 2006. Zeitlich-räumliche Verteilung der Gebietsniederschläge in Europa. – *Klimastatusbericht* S. 44-51 (Text. T. Fuchs).
- DWD (Deutscher Wetterdienst). 2007. Zeitlich-räumliche Verteilung der Gebietsniederschläge in Europa. – *Klimastatusbericht* S. 64-70 (Text. T. Fuchs).
- DWD (Deutscher Wetterdienst). 2008. Zeitlich-räumliche Verteilung der Gebietsniederschläge in Europa. – *Klimastatusbericht* S. 91-98 (Text. T. Fuchs).
- DWD (Deutscher Wetterdienst). 2010a. Der Klima-Report 2009. www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU2/KU22/klimastatusbericht/klimareport/klimareport_2009,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/klimareport_2009.pdf; download 12.7.2010.
- DWD (Deutscher Wetterdienst). 2010b. Regionale Auswirkungen des Klimawandels. Modellvergleich: mittlere Niederschlagsmenge – Frühling www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?nfpb=true&pageLabel=dwdwww_result_page&gsbSearchDocId=710708; download 12.7.2010.
- DWD (Deutscher Wetterdienst). 2010c. Regionale Auswirkungen des Klimawandels. Modellvergleich: Mittel-Temperatur Frühling; www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?nfpb=true&pageLabel=dwdwww_result_page&gsbSearchDocId=710652; download 12.7.2010.
- Fouque C, Guillemain M, Benmergui M, Delacour G, Mondain-Monval J-Y, Schricke V. 2007. Mute swan (*Cygnus olor*) winter distribution and numerical trends over a 16-year period (1987/1988–2002/2003) in France. – *J. Ornithol.* 148: 477-487.
- Gauthier O, Courouble M, Aulagnier S. 2010. Implementation of the Agreement on the Conservation of Populations of European Bats. – National Report of France 2006-2009, Inf.EUROBATS.MoP6.19, 18 pp (www.eurobats.org/documents/pdf/National_Reports/nat_rep_Fr_2010.pdf, download 12.6.2011)
- Gregory RD, Vorisek P, Noble DG, van Strien A, Klvanova A, Eaton M, Gmelig Meyling AW, Joys A, Foppen RPB, Burfield IJ. 2008. The generation and use of bird population indicators in Europe. – *Bird Conservation International* 18: 223-244.
- Gregory RD, Vorisek P, van Strien A, Gmelig Meyling AW, Jiguet F, Fornasari L, Reif J, Chylarecki P, Burfield IJ. 2007. Population trends of widespread woodland birds in Europe. – *Ibis* 149 (Suppl. 2): 78-97.
- Gruttke H. (Bearb.). 2004. Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 8.
- Güttinger R. 1994. Ist in Mitteleuropa das Klima der primär begrenzende Faktor für das Vorkommen von Fortpflanzungskolonien des Grossen Mausohrs (*Myotis myotis*)? – *Ber. St. Gall. Nat.wiss. Ges.* 87: 87-92.
- Güttinger R. 1997. Jagdhabitate des Großen Mausohrs (*Myotis myotis*) in der modernen Kulturlandschaft. – *Schriftenreihe Umwelt* 288: 1-138.
- Güttinger R, Zahn A, Krapp F, Schober W. 2001. *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797) – Großes Mausohr, Großmausohr. – In: Krapp, F. (Hrsg.): *Handbuch der Säugetiere Europas, Band 4: Fledertiere, Teil I: Chiroptera I.* – Wiebelsheim (Aula-Verlag) S. 123-207.
- Güttinger R, Hoch S, Beck A. 2006. Die Nahrung und potenziellen Jagdhabitate der Grossen Mausohren (*Myotis myotis*) in Triesen, Fürstentum Liechtenstein. – *Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg* 32, 165-174.

- Haysom K, Dekker J, Russ J, van der Meij T, van Strien A. 2011. Support for a project on 'Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI)': Development of a prototype indicator of European bat population trends. – European Environment Agency (EEA), 61 S.
- Haensel J. 1974. Über die Beziehungen zwischen verschiedenen Quartiertypen des Mausohrs, *Myotis myotis* (BORKHAUSEN, 1797), in den brandenburgischen Bezirken der DDR. – Milu 3: 542-603.
- Harbusch C, Engel E, Pir JB. 2002. Die Fledermäuse Luxemburgs (Mammalia: Chiroptera). – Ferrantia 33, 156 pp.
- Hellawell JM. 1991. Development of a rationale for monitoring. – In: Goldsmith, F.B. (ed): Monitoring for conservation and ecology, London (Chapman and Hall) S. 1-14.
- Heise G, Blohm T, Hauf H. 2005. Die Wochenstube des Mausohrs (*Myotis myotis*) in Burg Stargard, Mecklenburg-Vorpommern – Zwischenbericht nach 25jährigen Untersuchungen. – Nyctalus (N.F.) 10: 168-182.
- Henkel F, Tress C., Tress H. 1982. Zum Bestandsrückgang der Mausohren (*Myotis myotis*) in Südthüringen. – Nyctalus (N.F.) 1: 453-471.
- Hofmann K, Heise G. 1991. Vergiftung junger Mausohren (*Myotis myotis*) durch Pflanzenschutzmittel. – Nyctalus (N.F.) 4: 85-87.
- Horáček I. 1979. Do the Bohemian karst's bat populations change in numbers? – Sb. Cesky Kras V. Om Beroun: 53-64.
- Horáček I. 1985. Population ecology of *Myotis myotis* in central Bohemia (Mammalia: Chiroptera). – Acta Univ. Carolinae, Biol. 8: 161-267.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. <www.iucnredlist.org>. download 4.3.2012.
- Kulzer E, Müller E. 1995. Jugendentwicklung und Jugendmortalität in einer Wochenstube von Mausohren (*Myotis myotis*) in den Jahren 1986-1993. – Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württ. 70: 137-197.
- Ludwig T, Storch I, Wübbenhorst J. 2008. How the Black Grouse was lost: historic reconstruction of its status and distribution in Lower Saxony (Germany). – J. Ornithol. 149: 587-596.
- Lundy M, Montgomery I, Russ J. 2010. Climate change-linked range expansion of Nathusius' pipistrelle bat, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839). – J. Biogeogr. 37: 2232-2242.
- Martens E. 2003. Implementation of the Agreement on the Conservation of Bats in Europe Report of Belgium 2003. - Inf.EUROBATS.MoP4.11; www.eurobats.org/documents/pdf/National_Reports/nat_rep_Bel_2003.pdf, download 21.6.2011.
- McDonald RA, O'Hara K, Morrish DJ. 2007. Decline of invasive alien mink (*Mustela vison*) is concurrent with recovery of native otters (*Lutra lutra*). – Diversity Distrib. 13: 92-98.
- Melles SJ, Fortin M-J, Lindsay K, Badzinski D. 2011. Expanding northward: influence of climate change, forest connectivity, and population processes on a threatened species' range shift. – Global Change Biology 17 1): 17-31.
- Meschede A. 2009. Verbreitung der Fledermäuse in Bayern – Einfluss von Landschaft und Klima. – Dissertation Universität Erlangen-Nürnberg, 334 S. (www.opus.ub.uni-erlangen.de/opus/volltexte/2009/1406/pdf/AngelikaMeschedeDissertation.pdf).
- Meschede A, Rudolph B-U. 2010. 1985 – 2009: 25 Jahre Fledermausmonitoring in Bayern. Bayer. Landesamt für Umwelt. – UmweltSpezial Arten- und Lebensraumschutz, 94 S.
- Meyer I, Biedermann M. 2003. Die Fachtagung „Schritte zu einem bundesweiten Fledermaus-Bestandsmonitoring vom 22. bis 25. April 2002 auf Vilm. in: Grundlagen für die Entwicklung eines Monitorings der Fledermäuse in Deutschland, BfN-Skripten 73, 53-65.
- Michel JM, Lacour N, Aulagnier S. 2006. Implementation of the Agreement on the Conservation of Populations of European Bats. – National Report of France 2001-2005, 30 pp Inf.EUROBATS.AC12.13, 30 pp ([www.eurobats.org/documents/pdf/National_Reports/nat_rep_Fr_2007\(English\).pdf](http://www.eurobats.org/documents/pdf/National_Reports/nat_rep_Fr_2007(English).pdf), download 12.6.2011)
- Ministry of the Environment of the Republic of Poland. 2011. Agreement on the Conservation of Populations of European Bats (Eurobats). – Report on the implementation of the Agreement's resolutions in Poland in 2010, 15 pp www.eurobats.org/documents/pdf/National_Reports/nat_rep_Pol_2010_update.pdf, download 13.6.2011)
- Müller A, Güttinger R, Graf M. 1992. Steinmarder (*Martes foina*) veranlassen Grosse Mausohren (*Myotis myotis*) zur Umsiedlung. – Artenschutzreport 2, 14-17.
- Pannekoek AJ, van Strien, Gmelig Meyling AM. 2005. TRIM (Trends & Indices for Monitoring Data), Vers. 3.5.3, Freeware Programm Statistics Netherlands www.cbs.nl/en-GB/menu/themas/natuur-milieu/methoden/trim/default; download Nov. 2009.

- PAN & ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH & Institut für Landschaftsökologie, AG Bioökologie). 2009. Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland; – Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring, erstellt im Rahmen des F+E-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“ i.A. des Bundesamtes für Naturschutz, 209 S.
- PAN & ILÖK (Planungsbüro für Angewandten Naturschutz GmbH München & Institut für Landschaftsökologie Münster, 2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie in Deutschland; Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring, Stand August 2010. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des BfN, FKZ 805 82 013.
- Pir JB, Biraschi L, Schley L. 2010. National Report on the Implementation on the 'European Bat Agreement', 8 pp. www.eurobats.org/documents/pdf/National_Reports/nat_rep_Lux_2010.pdf, download 13.6.2011)
- Reiter G, Hüttmeir U, Jerabek M, Pysarczuk S, Pölzer E, Vorauer A, Wohlfahrt S, Waiser H. 2010. Population dynamics of four bat species in Austria. – Posterbeitrag 15. IBRC Prag, 22.-27.8.2010.
- Reitz GR. 2005. Aphorismen zum methodischen Vorgehen beim Mausohr (*Myotis myotis*)-Monitoring – optimierte quantitative Erfassungen. – Nyctalus 10(2): 125-129.
- Roer H. 1962. Erhöhte Jugendmortalität des Mausohrs (*Myotis myotis*) im Sommerhalbjahr 1961. – Bonner Zool. Beiträge 13: 260-273.
- Roer H. 1968. Zur Frage der Wochenstuben-Quartiertreue weiblicher Mausohren (*Myotis myotis*). – Bonner Zool. Beiträge 19: 85-96.
- Roer H. 1973. Über die Ursachen hoher Jugendmortalität beim Mausohr, *Myotis myotis* (Chiroptera, Mamm.). – Bonn. Zool. Beiträge 24(4): 332-341.
- Roer H. 1977. Zur Populationsentwicklung der Fledermäuse (Mammalia, Chiroptera) in der Bundesrepublik Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Situation in Rheinland. – Z. F. Säugetierkunde 42 (5): 265-278.
- Roer H. 1986. The population density of the Mouse-eared bat (*Myotis myotis* BORKH.) in north west Europe. – Myotis 23/24: 217-222.
- Roer H. 1990. Hohe Jungensterblichkeit 1990 in einem rheinischen Wochenstubenquartier des Mausohrs (*Myotis myotis*). – Myotis 28: 125-130.
- Rönkä MTH, Saari VLV, Lehtikoinen EA, Suomela J, Häkkinen K. 2005. Environmental changes and population trends of breeding waterfowl in Northern Baltic Sea. – Ann. Zool. Fennici 42: 587-602.
- Rudolph B-U. 2000. Auswahlkriterien für Habitate von Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie am Beispiel der Fledermausarten Bayerns. – Natur und Landschaft 75(8): 328-338.
- Rudolph B-U, Liegl A. 1990. Sommerverbreitung und Siedlungsdichte des Mausohrs *Myotis myotis* in Nordbayern. – Myotis 28: 19-38.
- Rudolph B-U, Zahn A, Liegl A. 2004. Mausohr – *Myotis myotis*. – In: Meschede A & Rudolph B-U (Hrsg.): Fledermäuse in Bayern, Ulmer Verlag: 203-231.
- Rudolph B-U, Liegl A, von Helversen O. 2009. Habitat selection and activity patterns in the greater mouse-eared bat *Myotis myotis*. – Acta Chiropt. 11(2): 351-361.
- Sauerbier W, Hörning L, Rösing N. 2005. Das Mausohr, *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797), im Kyffhäuserkreis / Thüringen - Verbreitung, Bestandsentwicklung und Schutzstrategien. – Nyctalus 10(2): 183-200.
- Schmidt A. 2001. Die Bestandsentwicklung des Mausohrs, *Myotis myotis*, in Ostbrandenburg und ihre Widerspiegelung im Fledermauskastenbesatz der Region. – Nyctalus (N.F.) 7: 635-642.
- Scheider M, Hammer M. 2005. Monitoring the Greater Mouse-eared bat (*Myotis myotis*) on a landscape scale. – In: Hurlford C, Schneider M (eds.): Monitoring Nature Conservation in Cultural Habitats, Springer Verlag, S. 1-8.
- Schnitter P, Eichen C, Ellwanger G, Neukirchen M, Schröder E. (Bearb.). 2006. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2, 370 S., www.sachsen-anhalt.de/index.php?id=35697 (download 7.4.2011).
- Ssymank A. 1994. Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz: Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die FFH-Richtlinie der EU. – Natur und Landschaft 69 (Heft 9): 395-406.
- Tress C, Tress J, Henkel F. 1985. Die Wochenstuben des Mausohrs (*Myotis myotis*) in Südthüringen. – Säugetierkd. Inf. Jena 2: 269-276.

- Tress J, Biedermann M, Geiger H, Prüger J, Schorcht W, Tress C, Welsch K-P. (in prep.) Fledermäuse in Thüringen. 2. Auflage. Hrsg. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Jena (Druck in 2012).
- Uhrin M, Benda P, Obuch J, Urban P. 2010. Changes in abundance of hibernating bats in central Slovakia (1992-2009). – *Biologia* 65/2: 349-361.
- van Dijken F & Lina PHC. 2010. National report of the Kingdom of the Netherlands on the implementation of the Agreement on the Conservation of Population of European Bats: 2006-2009. – Inf.EUROBATS.MoP6.32; 10 pp (www.eurobats.org/documents/pdf/National_Reports/nat_rep_NL_2010.pdf, download 7.6.2011)
- van Dyck H, van Strien AJ, Maes D, van Swaay CAM. 2009. Declines in Common, Widespread Butterflies in a Landscape under Intense Human use. – *Conserv. Biol.* 23(4): 957-965.
- van Strien A J, Plantenga WF, Soldaat LL, van Swaay, CAM, WallisDeVries MF. 2008. Bias in phenology assessments based on first appearance data of butterflies. – *Oecologia* 156: 227-235.
- van Strien A, Pannekoek J, Hagemeyer W, Verstrael T. 2004. A loglinear Poisson regression method to analyse bird monitoring data. – In: Anselin A (ed.) Bird Numbers 1995, Proceedings of the International Conference and 13th Meeting of the European Bird Census Council, Pärnu, Estonia. *Bird Census News* 13 (2000): 33-39.
- Vierhaus H. 1984. Großes Mausohr. – In: Schröpfer R, Feldmann R & Vierhaus H: Die Säugetiere Westfalens, Abh. Westf. Museum f. Naturkunde, Heft 4, 46. Jahrg., Münster.
- Vlasáková L, Chytil J, Jahelková H. 2010. Agreement on the Conservation of Populations of European Bats (Eurobats). – National report on implementation of the Agreement in the Czech Republic, 2007-2010, 9 pp.
- Ward DH, Dau CP, Tibbitts TL, Sedinger JS, Anderson BA, Hines JE. 2009. Change in Abundance of Pacific Brant Wintering in Alaska: Evidence of a Climate Warming Effect? – *Arctic* 62 (3): 301-311.
- Weishaar M. 1998. Die Fledermausvorkommen in der Region Trier. – *Dendrocopos* 25: 77-100.
- Zahn A. 1995. Populationsbiologische Untersuchungen am Großen Mausohr (*Myotis myotis*). – Dissertation Ludwig-Maximilians Universität München, 130 S.
- Zahn A. 1998. Individual migration between colonies of Greater mouse-eared bats (*Myotis myotis*) in Upper Bavaria. – *Z. Säugetierkunde* 63: 321-328.
- Zahn A, Haselbach H, Güttinger R. 2005. Foraging activity of central European *Myotis myotis* in a landscape dominated by spruce monocultures. – *Mamm. Biol.* 70(5): 265-270.
- Zöphel U, Frank T, Dingeldey U, Wilhelm M. 2007. Hibernating bats in the eastern Erzgebirge, Saxony. – *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* 15 (Supplement): 43-52.
- Zuckerberg B, Woods AM, Porter WF. 2009. Poleward shifts in breeding bird distributions in New York State. – *Global Change Biology* 15 (8): 1866-1883.

ANHANG

Großlandschaften und Naturräume

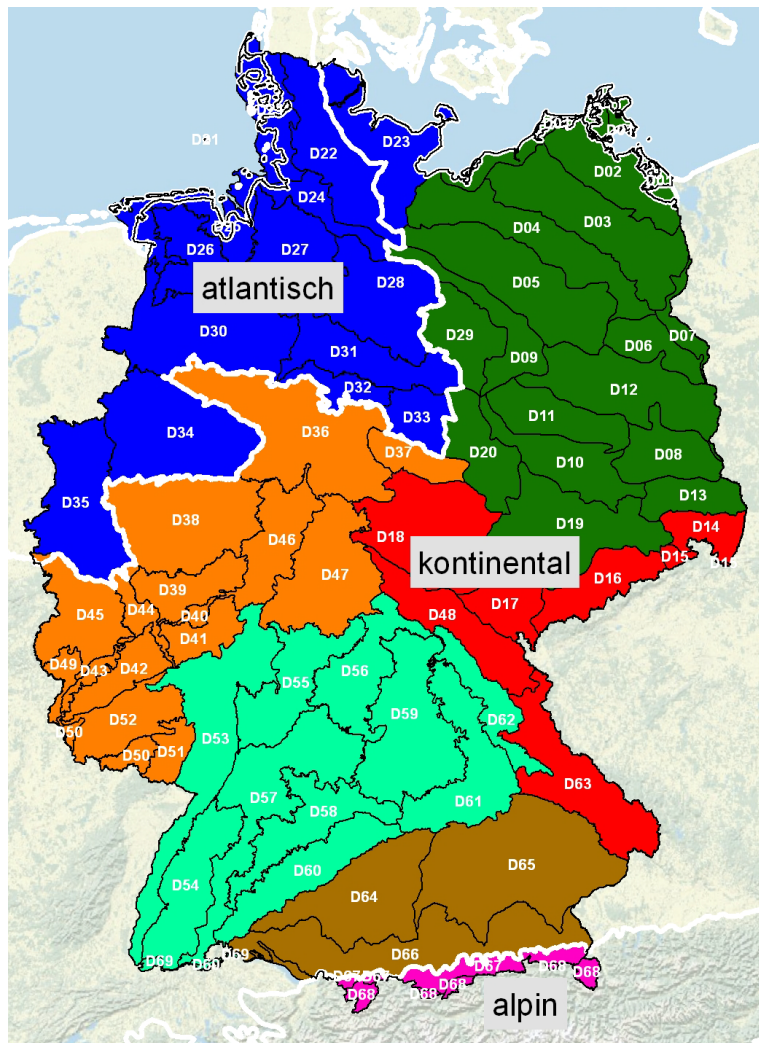


Abb. 24: Räumliche Gliederung in Deutschland; Einteilung und Bezeichnungen richten sich nach BfN (2008), Ssymanck (1994):

Großlandschaften

- Nordwestdeutsches Tiefland
- Nordostdeutsches Tiefland
- Westliches Mittelgebirge
- Östliches Mittelgebirge
- Südwestdeutsches Stufenland
- Alpenvorland
- Alpen

Biogeografische Regionen

atlantische Region: Großlandschaft Nordwestdeutsches Tiefland ohne Naturraum D23

kontinentale Region: Großlandschaften ohne Nordwestdeutsches Tiefland und Alpen, aber inkl. Naturraum D23

alpine Region: Großlandschaft Alpen

Naturräume

Norddeutsches Tiefland, Küsten und Meere

D01 Mecklenburgisch-Vorpommersches Küstengebiet
 D02 Nordostmecklenburgisches Tiefland mit Oderhaffgebiet
 D03 Rückland der Mecklenburg-Brandenburgischen Seenplatte
 D04 Mecklenburgische Seenplatte
 D05 Mecklenburg-Brandenburgisches Platten- und Hügelland sowie Luchland
 D06 Ostbrandenburgische Platte
 D07 Odertal
 D08 Spreewald und Lausitzer Becken- und Heideland
 D09 Elbtalniederung
 D10 Elbe-Mulde-Tiefland
 D11 Fläming
 D12 Mittelbrandenburgische Platten und Niederungen sowie Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet
 D13 Oberlausitzer Heideland
 D19 Erzgebirgsvorland und Sächsisches Hügelland
 D29 Wendland und Altmark

D21 Schleswig-Holsteinische Marschen und Nordseeinseln
 D22 Schleswig-Holsteinische Geest
 D23 Schleswig-Holsteinisches Hügelland
 D24 Unterelbeniederung (Elbmarsch)
 D25 Ems-Weser-Marsch
 D26 Ostfriesisch-Oldenburgische Geest
 D27 Stader Geest
 D28 Lüneburger Heide
 D30 Dümmer Geestniederung und Ems-Hunte-Geest
 D31 Weser-Aller-Tiefland
 D32 Niedersächsische Börden
 D33 Nördliches Harzvorland
 D34 Westfälische Tieflandsbucht
 D35 Kölner Bucht und Niederrheinisches Tiefland

Zentraleuropäisches Mittelgebirgsland

D14 Oberlausitz
D15 Sächsisch-Böhmisches Kreidesandsteingebiet
D16 Erzgebirge
D17 Vogtland
D18 Thüringer Becken und Randplatten
D48 Thüringisch-Fränkisches Mittelgebirge
D63 Oberpfälzer und Bayerischer Wald

D36 Unteres Weserbergland und Oberes Weser-Leinebergland
D37 Harz
D38 Bergisches Land, Sauerland (Süderbergland)
D39 Westerwald
D40 Lahntal und Limburger Becken
D41 Taunus
D42 Hunsrück
D43 Moseltal
D44 Mittelrheingebiet (mit Siebengebirge)
D45 Eifel und Vennvorland
D46 Westhessisches Berg- und Beckenland
D47 Osthessisches Bergland (Vogelsberg und Rhön)
D49 Gutland (Bitburger Land)
D50 Pfälzisch-Saarländisches Muschelkalkgebiet
D51 Pfälzer Wald (Haardtgebirge)
D52 Saar-Nahe-Berg- und Hügelland

Südwestdeutsches Mittelgebirgs-/Stufenland

D53 Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Tiefland
D54 Schwarzwald
D55 Odenwald, Spessart und Südrhön
D56 Mainfränkische Platten
D57 Neckar- und Tauberland, Gäuplatten
D58 Schwäbisches Keuper-Liasland
D59 Fränkisches Keuper-Liasland
D60 Schwäbische Alb
D61 Fränkische Alb
D62 Oberpfälzisch-Obermainisches Hügelland
D69 Hochrheingebiet und Dinkelberg

Alpenvorland

D64 Donau-Iller-Lech-Platten
D65 Unterbayerisches Hügelland und Isar-Inn-Schotterplatten
D66 Voralpines Hügel- und Moorland

Alpen

D67 Schwäbisch-Oberbayerische Voralpen
D68 Nördliche Kalkalpen

Tab. 10: Mittlere Koloniegrößen und Anzahl kontrollierte Kolonien (n) in 57 Naturräumen mit Vorkommen von Mausohr-wochenstuben, basierend auf 880 Kolonien mit tatsächlichen (Rohdaten) und von TRIM ergänzten Werten (Wochenstubbentiere); **fett** = 15 Naturräume mit mindestens 20 Kolonien; s. a. Abb. 21.

Naturraum		n ge- samt	mittlere Koloniegröße				
			1990	1995	2000	2005	2009
D03	Rückland der Mecklenburg-Brandenburgischen Seen- platte	3	245	311	359	351	340
D04	Mecklenburgische Seenplatte	4	53	67	77	47	92
D05	Mecklenburg-Brandenburgisches Platten- und Hügelland sowie Luchland	1	69	87	101	123	109
D06	Ostbrandenburgische Platte	1	18	22	26	36	28
D07	Odertal	2	203	258	297	353	321
D08	Spreewald und Lausitzer Becken- und Heideland	3	43	55	64	82	69
D10	Elbe-Mulde-Tiefland	7	137	174	199	225	252
D12	Mittelbrandenburgische Platten und Niederungen sowie Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet	4	79	100	115	131	124
D13	Oberlausitzer Heideland	6	123	97	226	268	194
D14	Oberlausitz	16	97	107	110	148	142
D15	Sächsisch-Böhmisches Kreidesandsteingebiet	3	34	43	49	52	50
D16	Erzgebirge	4	59	79	54	96	283
D17	Vogtland	3	21	45	37	25	51
D18	Thüringer Becken und Randplatten	71	125	148	187	213	214
D19	Erzgebirgsvorland und Sächsisches Hügelland	24	64	80	91	104	98
D20	Mitteldeutsches Schwarzerdegebiet	4	201	256	295	290	227
D27	Stader Geest	1	176	223	258	274	279
D29	Wendland und Altmark	3	215	272	314	385	343
D30	Dümmer Geestniederung und Ems-Hunte-Geest	5	141	115	190	246	217
D31	Weser-Aller-Tiefland	2	112	142	164	188	203
D32	Niedersächsische Börden	8	136	161	200	185	216
D33	Nördliches Harzvorland	1	375	477	550	580	530

Naturraum		n ge- samt	mittlere Koloniegröße				
			1990	1995	2000	2005	2009
D34	Westfälische Tieflandsbucht	2	40	51	59	59	64
D35	Kölner Bucht und Niederrheinisches Tiefland	2	64	82	94	82	139
D36	Unteres Weserbergland und Oberes Weser-Leinebergland	41	242	301	372	387	382
D37	Harz	1	273	347	401	420	360
D38	Bergisches Land, Sauerland (Süderbergland)	2	133	168	194	205	210
D39	Westerwald	10	193	245	250	305	302
D40	Lahntal und Limburger Becken	5	985	1251	1439	1510	1886
D41	Taunus	2	104	132	119	168	164
D42	Hunsrück	3	57	73	84	89	91
D43	Moseltal	7	327	693	1144	963	998
D44	Mittelrheingebiet (mit Siebengebirge)	6	491	1241	1690	1146	1601
D45	Eifel und Vennvorland	16	159	213	251	256	279
D46	Westhessisches Berg- und Beckenland	13	303	385	437	495	531
D47	Osthessisches Bergland (Vogelsberg und Rhön)	45	190	215	350	379	393
D48	Thüringisch-Fränkisches Mittelgebirge	13	97	115	106	164	180
D49	Gutland (Bitburger Land)	6	130	158	215	229	187
D50	Pfälzisch-Saarländisches Muschelkalkgebiet	3	97	123	142	201	153
D51	Pfälzer Wald (Haardtgebirge)	5	213	271	334	364	337
D52	Saar-Nahe-Berg- und Hügelland	4	269	341	393	438	425
D53	Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Tiefland	26	143	192	214	235	239
D54	Schwarzwald	27	156	178	220	217	231
D55	Odenwald, Spessart und Südrhön	51	243	337	395	339	346
D56	Mainfränkische Platten	47	243	276	314	331	323
D57	Neckar- und Tauberland, Gäuplatten	58	179	187	216	278	246
D58	Schwäbisches Keuper-Liasland	12	285	294	311	369	358
D59	Fränkisches Keuper-Liasland	45	226	323	340	317	355
D60	Schwäbische Alb	11	127	166	214	180	203
D61	Fränkische Alb	51	384	465	474	460	433
D62	Oberpfälzisch-Obermainisches Hügelland	10	165	179	156	200	267
D63	Oberpfälzer und Bayerischer Wald	23	107	111	122	184	189
D64	Donau-Iller-Lech-Platten	37	88	115	115	130	133
D65	Unterbayerisches Hügelland und Isar-Inn-Schotterplatten	62	69	96	93	102	96
D66	Voralpines Hügel- und Moorland	52	148	203	204	215	194
D67	Schwäbisch-Oberbayerische Voralpen	4	127	100	167	240	287
D69	Hochrheingebiet und Dinkelberg	2	428	544	628	742	678
Summe		880					

Tab. 11: Diskussionsgrundlage für eine Datenstruktur zur Dokumentation von Mausohrzählungen eines künftigen bundesweiten Wochenstubenmonitorings; mindestens erforderliche Daten mit fiktiven Beispieldatensätzen (verschiedene Szenarien); siehe auch BAG et al. (2003, „Handreichung“).

ANGABEN ZUM FUNDORT							ANGABEN ZUM NACHWEIS									
BL	Lkr	FO	Objekt	GKKx	GKKy	Notiz	Datum	Dat genau	ohne(I) mit(II) Juv.	Anzahl gesamt	Z genau	Meth	ad	juv	Notiz	Kartierer
XY	ABC	43	Musterdorf, Marienkirche	1234567	0987654	mehrere Hangplätze	22.5.2010	t	I	330	Smax	QZ	330	0	15 tote Juv., wohl alle vom letzten Jahr	A. Musterfrau
YZ	BAC	55	Musterstadt, Gasthaus „Zum Maus- ohr“	1324354	0912873	Ausflugs- öffnung gut einsehbar	11.7.2010	t	II	53	Z	AZ				B. Mustermann
XZ	CAB	27	Musterlingen, Schloss	1357246	0987123	Quartier in manchen Jahren nicht be- setzt	26.6.2010	t	I	500	Smin	QZ	500	24	heißer Tag, Tiere verteilt, mind. 500 Adulte, Großteil der Jungtiere geboren, aber schlecht zähl- bar, Angabe Juv. zu gering	C. Musterkind
XX	CBA	11	Burg Muster- stein bei Efels	1115432	0912345		1.7.2010	t	II	170	Z	AZ, FD	100	70	gut zu sehen; Ad. beim Aus- flug, Juv. durch Fotobeleg	D. Muster

BL = Bundesland; Lkr = Landkreis (Autokennz.); FO = Nummer (ID) des Fundortes; Objekt = unverwechselbare Kurzbezeichnung des Fundortes; GKKx/GKKy = Koordinaten des FO im Gauß-Krüger-System; Datum = Kontrolldatum; Dat genau = Genauigkeit des Datums (t = Tag, m = Monat, j = Jahr); Gesamtzahl ist ohne Juv. = I, mit Juv. = II; Anzahl gesamt = alle gezählten lebenden Tiere; Z genau = Genauigkeit der Erhebung (Z = Zählung, Smin = Schätzung Mindestzahl, Smax = Schätzung Maximalzahl); Meth = Zählmethode (QZ = Quartierzählung, AZ = Ausflugszählung, FD = Fotodokumentation, VD = Videodokumentation, LS = Lichtschrankenzählung); ad = adult, juv = juvenil; Kartierer = Vorname (ggf. als Kürzel),