

Berichte zum **Vogel-**  
**schutz**

**57**  
**2020**



enthält die **Rote Liste** der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung



# Berichte zum Vogelschutz

Heft Nr. 57

2020

Herausgeber:



NABU – Naturschutzbund Deutschland

ISSN 0944-5730

## Vorstand

### Präsident

Dr. Andreas von Lindeiner  
andreas.von.lindeiner@lbv.de

### Vizepräsidenten

Lars Lachmann  
lars.lachmann@NABU.de

Dr. Ulrich Mäck  
ulrich.maeck@bnv-gz.de

### Schatzmeister

Johannes Schwarz  
schwarz@DDA-web.de

### Schriftleiter

Ubbo Mammen  
ubbo.mammen@oekotop-halle.de

## Beirat

Prof. Dr. Franz Bairlein  
franz.bairlein@ifv-vogelwarte.de

Helmut Brücher  
helmutbruecher@t-online.de

Dr. Martin Flade  
flade@DDA-web.de

Dr. Torsten Langgemach  
torsten.langgemach@lfu.brandenburg.de

Dr. Volker Salewski  
volker.salewski@NABU.de

## | Impressum |

### Herausgeber:

Deutscher Rat für Vogelschutz (DRV)  
Naturschutzbund Deutschland (NABU)  
www.drv-web.de

ISSN 0944-5730

### Schriftleitung:

Ubbo Mammen

### Redaktionsteam:

Jochen Bellebaum, Peter Herkenrath,  
Markus Nipkow, Janine Schneider,  
Johannes Schwarz

### Umschlagbild:

Turteltaube  
Christopher Schmidt

### Layout:

Susanne Blumenkamp

### Druck:

Strube Druck & Medien GmbH, Felsberg

### Empfohlene Zitierweise:

LINDEINER, A. VON (2020): Neue Entwicklungen im  
Vogelschutz und Aktivitäten des Deutschen Rates für  
Vogelschutz (DRV) im Jahr 2020. Ber. Vogelschutz 57:  
7–11.

### Bezug:

Landesbund für Vogelschutz (LBV),  
Artenschutz-Referat, Eisvogelweg 1,  
91161 Hilpoltstein. E-Mail: bzv@lbv.de

### Bezugspreis:

Abonnement: 14,00 €  
Einzelverkauf: 18,00 €

Der Inhalt der Beiträge spiegelt nicht zwangsläufig die Auffassung der Herausgeber oder der Schriftleitung der Berichte zum Vogelschutz wider. Für den Inhalt der Beiträge sind die Autoren verantwortlich.

## Mitglieder und ihre Vertreter



**Bundesverband wissenschaftlicher Vogelschutz**  
Bismarckstr. 268, 28205 Bremen  
Henrich Klugkist



**Dachverband Deutscher Avifaunisten e.V.**  
An den Speichern 2, 48157 Münster  
Johannes Schwarz, Bernd Hälterlein



**Deutsche Arbeitsgemeinschaft zum Schutz der Eulen (AG Eulen) e.V.**  
Eifelstraße 27, 45665 Recklinghausen  
Michael Jöbges, Martin Lindner



**Deutsche Ornithologen-Gesellschaft**  
c/o Institut für Vogelforschung  
An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven  
Prof. Dr. Petra Quillfeldt, Dr. Volker Salewski



**Förderverein für Ökologie und Monitoring  
von Greifvogel- und Eulenarten e.V.**  
Buchenweg 14, 06132 Halle (Saale)  
Ubbo Mammen, Uta Olbrich-Schwarz



**Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz e.V.**  
Lindenstraße 5, 61209 Echzell  
Tobias Reiners, Stefan Stübing



**Institut für Vogelforschung, „Vogelwarte Helgoland“**  
An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven  
Prof. Dr. Franz Bairlein, Dr. Ommo Hüppop



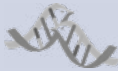
**Komitee gegen den Vogelmord e.V.**  
Committee Against Bird Slaughter (CABS)  
An der Ziegelei 8, 53127 Bonn  
Axel Hirschfeld, Heinz Schwarze



**Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten**  
Staatliche Vogelschutzwarte, Buckower Dorfstraße 34,  
14715 Nennhausen/OT Buckow  
Dr. Torsten Langgemach, Dr. Markus Nipkow



**Landesbund für Vogelschutz (LBV) – NABU-Partner in Bayern**  
Eisvogelweg 1, 91161 Hilpoltstein  
Dr. Andreas von Lindeiner, Dr. Miriam Hansbauer



**Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie**  
Am Obstberg 1, 78315 Radolfzell  
Dr. Hans-Günther Bauer



**Mellumrat**  
Zum Jadebusen 179, 26316 Varel-Dangast  
Dr. Sabine Baumann, Mathias Heckroth



**NABU Naturschutzbund Deutschland**  
Charitéstraße 3, 10117 Berlin  
Heinz Kowalski, Helmut Opitz



**Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft e. V. (NWO)**  
Geschäftsstelle, Bondorfer Str. 45, 53604 Bad Honnef  
Stefan R. Sudmann, Barbara C. Meyer



**Ornithologische Gesellschaft Baden-Württemberg e. V. (OGBW)**  
Lilli-Zapf-Str. 34, 72072 Tübingen  
Dr. Ulrich Mäck, Mathias Kramer



**Ornithologische Gesellschaft in Bayern e. V.**  
Gereutplatz 1, 82031 Grünwald  
Manfred Siering, Norbert Model



**Verein Jordsand zum Schutz der Seevögel und der Natur e. V.**  
Bornkampsweg 35, 22926 Ahrensburg  
Dr. Stefen Gruber



**Verein Sächsischer Ornithologen**  
Postfach 28 02 13, 01142 Dresden  
Dr. Markus Ritz



**Vogelkundliche Beobachtungsstation „Untermain“**  
Feuerbachstr. 38, 60325 Frankfurt am Main  
Ulrich Eidam

## | Inhalt |

### Artikel

LINDEINER, A. VON:

Neue Entwicklungen im Vogelschutz und  
Aktivitäten des Deutschen Rates für Vogel-  
schutz (DRV) im Jahr 2020 ..... 7

RYSLAVY, T., H.-G. BAUER, B. GERLACH,

O. HÜPPOP, J. STAHRER, P. SÜDBECK & C. SUDFELDT:  
Rote Liste der Brutvögel Deutschlands –  
6. Fassung, 30. September 2020 ..... 13

MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG:

Mindestabstände und Abschaltzeiten bei  
Windenergieanlagen zum Schutz des Schrei-  
adlers (*Clanga pomarina*) – Empfehlungen  
basierend auf GPS-Telemetrie-Ergebnissen 113

WEGSCHEIDER, T.:

Machbarkeitsstudie zur Stützung von  
Bartgeier (*Gypaetus barbatus*) und Gänse-  
geier (*Gyps fulvus*) in den Ostalpen durch  
Maßnahmen in Bayern ..... 137

SALEWSKI, V., V. AUERNHAMMER, M. BOSCHERT,

L. KRAHN, H. JEROMIN & N. MEYER:  
Weisen die Gelege von Brachvögeln  
(*Numenius arquata*) eine erhöhte  
Embryonensterblichkeit auf? ..... 171

Informationen ..... 186

Buchbesprechung ..... 12

## | contents |

### articles

LINDEINER, A. VON:

New developments in bird conservation  
and activities of the German Bird Conserva-  
tion Council (DRV) in 2020 ..... 7

RYSLAVY, T., H.-G. BAUER, B. GERLACH,

O. HÜPPOP, J. STAHRER, P. SÜDBECK & C. SUDFELDT:  
The Red List of breeding birds of Germany,  
6th edition, 30 September 2020 ..... 13

MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG:

Minimum distances and shutdown times for  
wind turbines to protect the Lesser Spotted  
Eagle (*Clanga pomarina*) – recommenda-  
tions based on GPS telemetry results ..... 113

WEGSCHEIDER, T.:

Feasibility study for the support of Bearded  
Vulture (*Gypaetus barbatus*) and Griffon  
Vulture (*Gyps fulvus*) in the Eastern Alps by  
measures in Bavaria ..... 137

SALEWSKI, V., V. AUERNHAMMER, M. BOSCHERT,

L. KRAHN, H. JEROMIN & N. MEYER:  
Is there an increased mortality rate in  
Eurasian Curlew (*Numenius arquata*)  
embryos? ..... 171

Information ..... 186

Review ..... 12

## Vorwort

**Liebe Leserinnen, liebe Leser,**

wieder eine Rote Liste der Brutvögel Deutschlands! Es ist die 6. Fassung seit der deutschen Wiedervereinigung. Die Liste ist nicht länger als die Vorgängerliste – aber auch nicht kürzer. 259 Brutvogelarten werden darin einer Bewertung unterzogen. 21 Arten mussten in eine höhere Kategorie eingestuft werden und 20 Arten wurden herabgestuft. Aber schauen Sie selbst, was sich konkret verändert hat. Wenn nicht länger, so ist die Rote Liste doch deutlich umfangreicher geworden: Sie umfasst genau 100 Seiten! Im Vergleich zu den 15 Seiten der 1. Fassung (1991) ist das eine Steigerung um fast das Sechsfache und selbst im Vergleich zu den 49 Seiten der 5. Fassung (2015) hat sich der Umfang mehr als verdoppelt. Neben der reinen Liste finden Sie also umfangreiche Informationen zu Ursachen und Hintergründen.

Greifvögel und ihre Gefährdung durch Windkraftanlagen sind seit mehr als 15 Jahren ein Thema für den Vogelschutz. Zuerst denkt man an den Rotmilan und den Seeadler. Dass auch der deutlich seltenere und in Deutschland vom Aussterben bedrohte Schreiadler mit Windrädern in Konflikt geraten kann, zeigt der Beitrag von Bernd-Ulrich MEYBURG und Christine MEYBURG. Sie beschränken sich jedoch nicht auf eine Beschreibung des Zustandes, sondern sie machen konkrete Vorschläge zur Lösung des Problems: Mit einer Einhaltung eines Abstands von 6 km zwischen Brutplatz und WKA oder – sofern es zu späteren Ansiedlungen kommt bzw. bei „Bestandsanlagen“, bei denen der Abstand bereits unterschritten ist – einer täglichen Abschaltzeit von 9:00 Uhr bis 19:00 Uhr lässt sich der Konflikt entschärfen. Die Autoren äußern sich mit der gebotenen wissenschaftlichen Zurückhaltung, und sie sprechen deshalb „nur“ Empfehlungen aus. Es wird aber deutlich: Kompromisse dürfen an dieser Stelle nicht gemacht werden, denn dabei zieht nur einer den Kürzeren: der Schreiadler.

Den Bartgeier werden Sie in der Roten Liste vergeblich suchen. Toni WEGSCHEIDER hat die

historischen Belege für mögliche Bruten in Bayern zusammengetragen: Ein gesicherter Brutnachweis fehlt, gleichwohl waren Bruten sehr wahrscheinlich. Der Autor kommt zum Ergebnis, dass eine erfolgreiche (Wieder-)Ansiedlung in Bayern machbar erscheint. Bereits 2021 sollen die ersten Bartgeier ausgesetzt werden.

Toni WEGSCHEIDER macht in seiner Arbeit auch auf ein Problem von bundesweiter Relevanz aufmerksam: Die im Jahr 2002 erlassene EU-Hygieneverordnung untersagt das Verbleiben von Aas in der freien Natur. Zwar wurde die Verordnung im Jahr 2009 nach massiven Protesten von Naturschutzverbänden modifiziert, jedoch liegt es nun an den Mitgliedsstaaten, entsprechende Regelungen zu erlassen. In Deutschland gibt es das Tierkörperbeseitigungsgesetz. 2019 ereigneten sich in Deutschland fast 300.000 Wildunfälle. Die Kadaver werden durch den zuständigen Jagdpächter oder die Straßenmeisterei entsorgt. Wenn nur ein geringer Teil dieser immensen Biomasse für Aasfresser zugänglich gemacht werden könnte, wäre dies ein überaus wichtiger Schritt für eine Vielzahl nekrophager Arten.

Die Autoren um Volker SALEWSKI bezeichnen den Brachvogel als „Flaggschiffart des Artenschutzes“. Die Bestände nehmen seit Jahrzehnten ab, die Ursachen sind komplex. Es wird ein Forschungsansatz vorgestellt, bei dem der Frage nachgegangen werden soll, ob eine der Ursachen auch eine erhöhte Embryonensterblichkeit sei.

Halten Sie dieses Heft nur in der Hand, weil Sie sich für die Rote Liste interessieren? Dann würde ich mich freuen, wenn auch die anderen Artikel Ihr Interesse finden und Sie vielleicht Abonnent unserer Zeitschrift werden. Allen Leserinnen und Lesern wünsche ich eine angenehme Lektüre dieser *Berichte zum Vogelschutz*.

Ihr

Ubbo Mammen  
Schriftleiter der *Berichte zum Vogelschutz*

Andreas von Lindeiner

## Neue Entwicklungen im Vogelschutz und Aktivitäten des Deutschen Rates für Vogelschutz (DRV) im Jahr 2020

Lindeiner, A. von (2020): New developments in bird conservation and activities of the German Bird Conservation Council (DRV) in 2020. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 7 – 11.

The DRV's year 2020 was strongly influenced by the Corona pandemic. Nonetheless, the red list of breeding birds in Germany has been accomplished and is being published in this issue of the *Berichte zum Vogelschutz*. The DRV was strongly involved in the developments at EU level: Green Deal, EU's biodiversity strategy and reform of the CAP are having serious impact on our work in protecting nature and birds in the years to come. In Germany, there is a lively debate on the consequences of the development of renewable energies, especially wind energy, on species conservation. The DRV will publish a position paper on that issue. Furthermore, the German federal law on nature protection is currently being revised. It is supposed to facilitate the protection of species-rich grassland.

**Key words:** DRV, annual report, EU Green Deal, EU CAP policy, implementation of the Birds Directive, bird monitoring, wind energy

✉ *Andreas von Lindeiner, Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V. (LBV), Eisvogelweg 1, D-91161 Hilpoltstein. E-Mail: andreas.von.lindeiner@lbv.de*

### 1 Einleitung

Das Jahr 2020 stand für den DRV ganz unter der alles beherrschenden Pandemie, die es leider unmöglich machte, eine normale Mitgliederversammlung abzuhalten. Diese Treffen sind ein wesentlicher Bestandteil der Arbeit des DRV, denn dort werden die fachlichen Diskussionen geführt, Informationen ausgetauscht und künftige Aktivitäten besprochen. Auch die für März 2020 fest eingeplante Exkursion in Vogelschutzgebiete (SPA) längs der frei fließenden Donau in der Oberpfalz und Niederbayern mit anschließender Diskussion über best practice des Managements von SPAs mit Gebietsbetreuer\*innen aus ganz Deutschland fiel den Einschränkungen zum Opfer. Da die Corona-Situation auch im Herbst unverändert war, fand am 23.10.2020 zum ersten Mal eine digitale DRV-Mitgliederversammlung mit den satzungsgemäß erforderlichen Formalia statt. Weiterhin hat sich auch der DRV-Vorstand zweimal im Berichtsjahr virtuell getroffen.

Eine wesentliche Neuerung betrifft das äußere Erscheinungsbild des DRV: Der Vorstand hat

die Entwicklung eines neuen Logos in Auftrag gegeben, das das etwas in die Jahre gekommene Logo ersetzen soll. Dies ist nach Auffassung des Vorstands und der Mitglieder gut gelungen. Das neue Emblem zierte nun auch das Titelblatt der *Berichte zum Vogelschutz* und ist auch im neuen Europäischen Brutvogelatlas (KELLER et al. 2020) abgebildet, denn der DRV hat das Erscheinen dieses wichtigen Werkes mit 5.000,- € unterstützt.

In Deutschland und Europa ist trotz der Pandemie einiges Wichtige in Sachen Vogelschutz gelaufen. Wir freuen uns insbesondere, dass die aktuelle Rote Liste durch das Rote-Liste-Gremium erarbeitet und ausführlich kommentiert werden konnte. Sie wird in dieser Ausgabe der BzV veröffentlicht. Ich möchte die Gelegenheit nutzen, allen Mitarbeitern des Teams für ihre kompetente und nicht immer einfache Arbeit zu danken. Ganz besonders möchte ich dabei dem Koordinator/Sprecher des Gremiums, Hans-Günther BAUER, Anerkennung und Dank aussprechen, denn er hat diese Aufgabe im Auftrag des DRV fast 27 Jahre bei 6 Fassungen von Roten Listen der Vögel

Deutschlands mit viel Engagement und Fachkenntnis ausgeübt. Das sechsköpfige Gremium wird künftig folgende Besetzung haben:

Malte BUSCH (Dachverband Deutscher Avifaunisten), Volker DIERSCHKE (Deutscher Rat für Vogelschutz), Ommo HÜPPOPP (AG Vogelwarten), Torsten RYSLAVY (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten), Jasmina STAHER (Bundesamt für Naturschutz), Peter SÜDBECK (Deutsche Ornithologen-Gesellschaft, Sprecher). Wir wünschen dem neu zusammengesetzten Gremium eine erfolgreiche, konstruktive und harmonische Zusammenarbeit!

## 2 Auswirkungen der Pandemie für die Natur

Nach der schrittweisen Öffnung des Lockdowns im Frühjahr 2020 sind die Menschen verständlicherweise in die Natur gedrängt. Urlaube im Ausland waren kaum möglich, stattdessen ging es in die Alpen, an die Küsten und Flussufer sowie in Schutzgebiete z. B. für Wiesenbrüter. Auch wenn der Wunsch nach Naturerlebnissen nachvollziehbar ist: Die letzten Monate haben gezeigt, dass die große Anzahl an Menschen in Verbindung mit dem unvernünftigen Verhalten Einzelner zu großen Problemen für unsere Tiere, Pflanzen und Lebensräume führen kann. Wie immer bemühen sich viele betreuende Institutionen in derartigen Situationen, pragmatische, fachlich fundierte Lösungen und Kompromisse zu finden. Zonierungs- und Wegekonzepte in Schutzgebieten gehören genauso dazu wie beispielsweise Kletterkonzepte, die Wanderfallen oder Uhus eine Koexistenz mit Kletterern ermöglichen.

## 3 Neue Entwicklungen auf EU-Ebene

### EU Green Deal

Kurz vor dem Jahreswechsel 2019/20 verkündete die EU-Kommission einen Green Deal, mit dem sie insbesondere den Klimaschutz in Europa voranbringen will (EU-KOMMISSION 2019). Ariel Brunner, führender Kopf bei Birdlife Europe, bewertete diese neue Strategie so: „Der EU Green Deal ist sicher ein Schritt in die richtige Richtung, aber er bleibt weit hinter dem zurück, was notwendig wäre, um die Biodiver-

sitätskrise zu bewältigen. Die Verpflichtung zu einer Renaturierung wird durch vage Ankündigungen zu Aufforstungen überschattet, die wohl eher Zugeständnisse gegenüber der Forstlobby sind. Wechsel in der Agrarpolitik sind ängstlich und obwohl eine Ankündigung im Hinblick auf die Reduktion von Pestiziden erfolgte, scheut die Kommission davor zurück, die wesentlichen Reformen der GAP anzugehen.“

Umso mehr ließ die EU aufhorchen, als sie im Mai 2020 ihre Biodiversitätsstrategie für 2030 vorlegte (EU-KOMMISSION 2020, BMU 2020a).

Sie baut auf der EU-Vogelschutz- sowie der FFH-Richtlinie bzw. dem Natura-2000-Netz der Schutzgebiete auf und geht sogar darüber hinaus. Die Strategie legt ehrgeizige Ziele und Verpflichtungen der EU für 2030 fest, um gesunde und widerstandsfähige Ökosysteme aufzubauen, u. a.:

- Gesetzlicher Schutz von mindestens 30 Prozent der Landfläche und 30 Prozent der Meeresgebiete der EU, davon ein Drittel streng geschützt
- Wiederherstellung geschädigter Ökosysteme, auch durch rechtlich verbindliche Ziele zur Wiederherstellung der Natur
- Reduzierung des Einsatzes und des Risikos von Pestiziden um 50 Prozent
- Landschaftselemente mit großer biologischer Vielfalt auf mindestens 10 Prozent der landwirtschaftlichen Fläche
- Ökologische Landwirtschaft auf mindestens 25 Prozent der landwirtschaftlichen Fläche
- Wiederherstellung von mindestens 25.000 Flusskilometern in der EU als frei fließende Flüsse

Aus Sicht der Naturschutzverbände sind v. a. diese Konkretisierungen der Ziele positiv zu bewerten. Insbesondere die konkreten Vorgaben für die Renaturierung von Mooren, Grünland, naturnahen Wäldern und Meeresgebieten waren dringend erforderlich.

### EU-Agrarreform

Die Hoffnungen auf eine echte Wende in der Biodiversitätskrise wurden wenige Monate später allerdings deutlich gedämpft: Am 20. Oktober stimmte das EU-Parlament über die zukünftige Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) ab. Die

Naturschutzverbände hatten die Abgeordneten daran erinnert, dass die Gesellschaft eine nachhaltige, ressourcenschonende Landwirtschaft will und ihr der Schutz der Artenvielfalt wichtig ist. Die Entscheidungsträger wurden aufgefordert, die fast 60 Milliarden Euro der europäischen Agrarpolitik zielgerichtet zur Lösung der Umweltprobleme einzusetzen. Dabei geht es nicht darum, das Einkommen der Landwirte zu schmälern, sondern wirkungsvolle Gemeinwohlleistungen wie Schutz von Boden, Wasser, Klima und Artenvielfalt als Gegenleistung für die Prämien zu erhalten. Eine weitgehende Reform der Gemeinsamen Europäischen Agrarpolitik ist dafür unabdingbar.

Eine der wichtigsten Forderungen insbesondere von NABU und LBV ist, dass jeder landwirtschaftliche Betrieb, ob Acker oder Grünland, zehn Prozent der landwirtschaftlichen Fläche für die Natur reserviert („Space for nature“) (NABU 2020). Hier sollen mehrjährige Blühflächen, Brachen, Hecken und andere wertvolle Landschaftsstrukturen entstehen. Nur mit diesem Mindestanteil an ökologischen Vorrangflächen kann der dramatische Artenschwund in der Kulturlandschaft gestoppt und eine Trendwende erreicht werden. Dies belegt unter anderem eine aktuelle Studie des INSTITUTS FÜR AGRARÖKOLOGIE UND BIODIVERSITÄT, des BUNDESAMTS FÜR NATURSCHUTZ und des THÜNEN INSTITUTS (2020). Der in allen EU-Staaten jährlich erhobene Index der Agrarvögel zeigt den seit Jahrzehnten anhaltenden Rückgang der Feldvögel auf. So haben Arten wie das Rebhuhn und der Kiebitz seit 1980 rund 90 Prozent ihrer Bestände in Deutschland verloren (GERLACH et al. 2019).

Freiwillige Umweltleistungen sollen nach Auffassung der Naturschutzverbände mit hohen Anreizen gefördert werden, damit es sich für die Landwirtschaft lohnt, Nahrungserzeugung und Artenvielfalt unter einen Hut zu bringen. So sollten Naturschutz und Landschaftspflege für viele Betriebe ein fester Betriebszweig werden.

Doch die Beschlüsse ignorierten diese Notwendigkeiten weitgehend. Für die Naturschutzverbände, aber auch für den Verband Naturland ist es völlig unverständlich, dass sowohl das EU-Parlament als auch der Agrarministerrat sämtliche

Verweise der GAP zum wegweisenden Green Deal der EU-Kommission gestrichen haben. Wenn die GAP nicht auf den Green Deal aufbaut, rücken so wichtige Ziele wie der Ausbau des Öko-Landbaus auf 25 Prozent bis 2030 und eine Reduktion der Pestizide um 50 Prozent in weite Ferne.

### **Bleifreie Jagd in Feuchtgebieten der EU**

Während der deutschen EU-Ratspräsidentschaft wurde nach einer zeitweiligen Ablehnung des Bundeslandwirtschaftsministeriums, einen entsprechenden Beschluss mitzutragen, schlussendlich doch beschlossen, die Verwendung von Bleischrot bei der Jagd in Feuchtgebieten künftig EU-weit zu verbieten: Nach jahrelanger Diskussion stimmten die Staaten im zuständigen Ausschuss für die europäische Chemikalienrichtlinie REACH am 03.09.2020 mehrheitlich einer entsprechenden Vorlage der EU-Kommission zu. Widersprüche zu diesem Beschluss wurden am 29.10.2020 im EU-Parlament abgewiesen (KRUMENACKER 2020).

## **4 Neue Entwicklungen auf nationaler Ebene**

### **Windkraft**

Die Bundesregierung hat im Rahmen des Klimaschutzplans 2050 beschlossen, durch den weiteren Ausbau erneuerbarer Energien und den schrittweisen Rückgang der fossilen Energieversorgung die Emissionen des Sektors bis 2030 um 61 bis 62 Prozent gegenüber 1990 zu reduzieren (BMU 2020b). Die Umweltministerkonferenz hat in einer Protokollerklärung zu ihrer Sitzung vom 13.11.2020 festgestellt, dass für eine Beschleunigung des Ausbaus Erneuerbarer Energien auf mindestens 70 Prozent des Stromverbrauchs im Jahr 2030, der voraussichtlich deutlich über dem heutigen Niveau liegt, u.a. eine Erhöhung der aktuell installierten Leistung von Windkraft an Land auf etwa 80 Gigawatt notwendig ist (UMK 2020). Die derzeit installierte Gesamtleistung beträgt ca. 55 GW onshore und 7,5 GW offshore (BWE 2021).

Eine rechtliche Bewertung von GELLERMANN (2020a) zum Thema Windkraft und Artenschutz im Auftrag der Naturschutzinitiative e. V. sorgte

für Aufmerksamkeit. GELLERMANN stellte fest, dass die windkraftbedingte Tötung europäischer Vögel derzeit aus unionsrechtlichen Gründen nicht auf der Grundlage des § 45 Abs. 7 S. 1 Nr. 5 BNatSchG zugelassen werden darf. Ausnahmen vom Tötungsverbot zugunsten der Windkraftnutzung können auch nicht auf § 45 Abs. 7 S. 1 Nr. 4 BNatSchG („öffentliche Sicherheit“) gestützt werden, weil Windenergieanlagen die Voraussetzungen dieser unionsbasierten Vorschriften nicht erfüllen. Dem Vernehmen nach wurde zwischenzeitlich die Berufung beim VGH Kassel eingelegt, dem sich nun die Möglichkeit bietet, das Verfahren auszusetzen und den EuGH im Wege des Vorabentscheidungsverfahrens darum zu ersuchen, die sich um Art. 9 Abs. 1 VRL rankende Auslegungsfrage zu beantworten (GELLERMANN 2020b).

Am 05.12.2020 legten NABU & DIE GRÜNEN (2020) ein Papier „Maßnahmenvorschläge zur Beschleunigung des naturverträglichen Ausbaus der Windenergie an Land“ vor, das die Diskussion um die Windkraft auch in Naturschutzkreisen erheblich befeuert hat. Es werden Befürchtungen laut, dass der Artenschutz dann ganz erheblich in den Hintergrund gedrängt wird. Der DRV-Vorstand hat deshalb beschlossen, sich als Expertenorganisation in die Diskussion einzubringen, um die Belastungsgrenzen für betroffene Vogelarten bzw. -populationen aufzuzeigen und auch zu relevanten Fragestellungen in Bezug zur Windkraft Leitlinien zu entwickeln, wie der Vogelschutz beim Ausbau und Betrieb der Windkraftanlagen am besten berücksichtigt werden kann.

### **Insektenschutzgesetz**

Das Bundeskabinett hat auf Basis eines am 01.09.2019 vom Bundeskabinett verabschiedeten Aktionsprogramms Insektenschutz (BMU 2019) das Insektenschutzgesetz auf den Weg gebracht, mit dem zahlreiche Neuregelungen im Bundes-

naturschutzgesetz vorgenommen werden sollen. Der Gesetzesentwurf sieht unter anderem vor, dass Biotope wie Streuobstwiesen und artenreiches Grünland für Insekten und damit u.a. auch für zahlreiche Vogelarten als Lebensräume erhalten bleiben. Das Kabinett stimmte weiterhin auch dem Ausstieg aus der Verwendung des umweltschädlichen Unkrautvernichters Glyphosat bis 2024 sowie dem eingeschränkten Einsatz von Herbiziden und Insektiziden insbesondere in Natura 2000-Gebieten und in der Nähe von Gewässern zu. Es wird sich zeigen, ob die Länder und das Bundeslandwirtschaftsministerium die Umsetzung dieses Gesetzes mit voranbringen werden, nachdem das BMEL seinen Part dazu sehr zögerlich vorgelegt und einige Landwirtschaftsministerien der Länder im Vorfeld der Verabschiedung deutliche Kritik an dem Gesetz vorgebracht hatten.

### **Rodentizideinsatz**

Der DRV hat sich auf Basis einer ausführlichen Zusammenstellung von Fakten zum Einsatz von Rodentiziden in Deutschland (LINDNER 2020) mit dem Thema befasst. Die AG Eulen fordert, dass bei ungeklärten Todesfällen von Greifvögeln, Eulen und Reihern die Kadaver auf Antikoagulante Rodentizide (AR) untersucht werden. Dieser Forderung schließt sich der DRV an.

Pflanzenschutz-Rodentizide dürfen zum Vorrats- und Pflanzenschutz auf landwirtschaftlichen und Forstflächen eingesetzt werden. Wegen ihrer Persistenz reichern sich mehrere AR in der Umwelt an. Insbesondere sind nagerjagende Prädatoren, insbesondere Schleiereule, Waldkauz, Turmfalke, Rotmilan und Mäusebussard, betroffen. Aus Gründen des Tier-, Natur- und Umweltschutzes sollte es 2024 nicht zu einer Verlängerung der Ausnahmegenehmigung zum Ausbringen von AR kommen.

## Literatur

- BMU [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT] (2019): Aktionsprogramm Insektenschutz. [https://www.bmu.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Pool/Broschueren/aktionsprogramm\\_insektenschutz\\_kabinetversion\\_bf.pdf](https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/aktionsprogramm_insektenschutz_kabinetversion_bf.pdf)
- BMU [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT] (2020a): EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. <https://www.bmu.de/themen/natur-biologische-vielfalt-arten/naturschutz-biologische-vielfalt/biologische-vielfalt-international/biologische-vielfalt-in-europa/>
- BMU [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT] (2020b): Der Klimaschutzplan 2050 – Die deutsche Klimaschutzlangfriststrategie. <https://www.bmu.de/themen/klima-energie/klimaschutz/nationale-klimapolitik/klimaschutzplan-2050/>
- BWE (2021): Windenergie in Deutschland - Zahlen und Fakten. <https://www.wind-energie.de/themen/zahlen-und-fakten/deutschland/>
- EU-KOMMISSION (2019): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Europäischen Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen – Der europäische Grüne Deal. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?qid=1596443911913&uri=CELEX:52019DC0640#document2>
- EU-KOMMISSION (2020): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Europäischen Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen – EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. [https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/communication-annex-eu-biodiversity-strategy-2030\\_de.pdf](https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/communication-annex-eu-biodiversity-strategy-2030_de.pdf)
- GELLERMANN, M. (2020a): Rechtswissenschaftliche Stellungnahme im Auftrag der Naturschutzinitiative e.V. 19 S. [https://naturschutz-initiative.de/images/PDF2020/2020\\_GutachtenProfGellermann.pdf](https://naturschutz-initiative.de/images/PDF2020/2020_GutachtenProfGellermann.pdf)
- GELLERMANN, M. (2020b): Windkraftnutzung im Lichte der Vogelschutzrichtlinie 2009/147/EG - Anmerkungen zum Urteil des VG Gießen vom 22. 1. 2020 – 1 K 6019/18.GI. Natur und Recht 42: 178-181.
- GERLACH, B., R. DRÖSCHMEISTER, T. LANGGEMACH, K. BORKENHAGEN, M. BUSCH, M. HAUSWIRTH, T. HEINICKE, J. KAMP, J. KARTHÄUSER, C. KÖNIG, N. MARKONES, N. PRIOR, S. TRAUTMANN, J. WAHL & C. SUDFELDT (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW. Münster.
- INSTITUT FÜR AGRARÖKOLOGIE UND BIODIVERSITÄT, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND THÜNEN INSTITUT (2020): Biodiversität in der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU nach 2020 Ergebnisse und Empfehlungen aus den Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Naturschutzfachliche Ausgestaltung von ökologischen Vorrangflächen“ (OEVForsch I; 2015 - 2017) und „Wirkung ökologischer Vorrangflächen zur Erreichung der Biodiversitätsziele in Ackerlandschaften“ (OEVForsch II; 2017 - 2020) [https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/landwirtschaft/Dokumente/Broschu\\_re-Biodiversitaet\\_in\\_der\\_Gemeinsamen\\_Agrarpolitik\\_GAP\\_der\\_EU\\_nach\\_2020.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/landwirtschaft/Dokumente/Broschu_re-Biodiversitaet_in_der_Gemeinsamen_Agrarpolitik_GAP_der_EU_nach_2020.pdf)
- KELLER, V., S. HERRANDO, P. VORÍSEK, M. FRANCH, M. KIPSON, P. MILANESI, D. MARTÍ, M. ANTON, A. KILVAŇOVÁ, M. V. KALYAKIN, H.-G. BAUER & R. P. B. FOPPEN (2020): European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions. Barcelona.
- KRUMENACKER, T. (2020): Bleischrot in Feuchtgebieten wird verboten. Spektrum.de News vom 26.11.2020. <https://www.spektrum.de/news/bleischrot-in-feuchtgebieten-wird-verboten/1799504>
- LINDNER, M. (2020): Fakten zum Einsatz von Rodentiziden in Deutschland. Eulenburgblick 70: 45-53.
- NABU (2020): Naturverträglich und klimaneutral - Drei Kernforderungen des NABU an die Gemeinsame Agrarpolitik der EU. <https://www.nabu.de/natur-und-landschaft/landnutzung/landwirtschaft/agrarpolitik/eu-agrarreform/index.html>
- NABU & DIE GRÜNEN (2020): Maßnahmenvorschläge zur Beschleunigung des naturverträglichen Ausbaus der Windenergie an Land. [https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/energie/wind/arbeitspapier\\_windenergie\\_und\\_artenschutz\\_gr\\_ne\\_nabu\\_201205.pdf](https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/energie/wind/arbeitspapier_windenergie_und_artenschutz_gr_ne_nabu_201205.pdf)
- UMK (2020): Protokoll 95. Umweltministerkonferenz am 13. November 2020. [https://www.umweltministerkonferenz.de/documents/endgueltiges-ergebnisprotokoll\\_95\\_umk\\_2\\_1608714572.pdf](https://www.umweltministerkonferenz.de/documents/endgueltiges-ergebnisprotokoll_95_umk_2_1608714572.pdf)

## Buchbesprechung

TRAUTNER, J. (2020): **Artenschutz. Rechtliche Pflichten, fachliche Konzepte, Umsetzung in der Praxis.** Eugen Ulmer, Stuttgart, 320 Seiten, 152 Farbfotos, 39 Diagramme und Zeichnungen, 15 Tabellen, ISBN 978-3-8186-0715-9, Preis: 49,95 €.

Pflanzen, Tiere und Kleinstlebewesen halten das Netz des Lebens auf der Erde in Gang. Der Weltbiodiversitätsrat schätzt, dass global eine Million Tier- und Pflanzenarten vom Aussterben bedroht sind. Eine große Artenvielfalt bzw. eine hohe Biodiversität ist jedoch für die Menschheit überlebenswichtig. Es ist eine gesamtpolitische Aufgabe, doch auch jeder Einzelne von uns ist aufgerufen, diese Vielfalt zu bewahren.

Mit Hilfe des vorliegenden Werks wird dem Leser das Basiswissen zum Schutz der Artenvielfalt vermittelt. Das Artenschutzrecht ist in den vergangenen Jahren stets gewachsen und teils unübersichtlich geworden. Auch deshalb ist die vorliegende Publikation sehr zu begrüßen. Sie schließt zudem eine große Lücke bei der praktischen Bewältigung des Artenschutzes. Bekannt ist der Autor durch zahlreiche Veröffentlichungen, wie z. B. dem Grundlagenwerk „Die Laufkäfer Baden-Württembergs“. Als Landschaftsökologe beschäftigt er sich zudem seit langem mit fachlichen und rechtlichen Fragen des Artenschutzes in seinem Planungsbüro sowie als Gerichtsgutachter.

Einführend geht es um die Grundlagen des Artenschutzes, seine Rahmenbedingungen und Ziele sowie darum, auf welche Gesetze und Richtlinien er sich stützt. Der Autor beschreibt anschließend mit aller Deutlichkeit die Ursachen der Gefährdung von Arten, bietet aber auch Handlungsmöglichkeiten und Maßnahmen an, um diese zu reduzieren. Erklärt werden internationale, europäische sowie nationale Regelungen

und Gesetze. Die Begriffe des Artenschutzes, wie beispielsweise Art des Anhangs IV der FFH-Richtlinie, Fortpflanzungs- und Ruhestätte, (lokale) Population, Erhaltungszustand, Ausnahme und Befreiung nach §45 BNatSchG, werden allgemeinverständlich erläutert. Aus der Praxis für

die Praxis und mit einem großen Erfahrungsschatz beschreibt Jürgen TRAUTNER in dem folgenden Abschnitt den Artenschutz in Planungs- und Zulassungsverfahren. Auch bei den weiteren Themen, u. a. die Privilegierung von Land- und Forstwirtschaft, das Ringen um den naturschutzinternen richtigen Weg, Artenschutz im privaten Bereich, erkennt der Leser das enorme und fundierte Fachwissen TRAUTNERS. Wie Artenschutzmaßnahmen in der Praxis erfolgreich umzusetzen sind, schildern mehrere ausgewiesene Experten

anschaulich an zahlreichen Beispielen sowie mit aussagekräftigen Abbildungen.

Leider bekommt der Arten- und Naturschutz in Deutschland immer noch nicht den Stellenwert, der ihm gebührt. Exemplarisch führt Jürgen TRAUTNER folglich wesentliche Ziele des Artenschutzes für Nutzungstypen an, wie Land- und Forstwirtschaft, Rohstoffabbau, Wasserwirtschaft und Fließgewässer, Siedlungsbereich sowie den Naturschutz. Ein ausführliches Literaturverzeichnis und Register beschließen diese Publikation.

TRAUTNERS Einsatz für das Existenzrecht der Natur zieht sich wie ein roter Faden durch das Werk. Was kann dieses Buch gegen das Artensterben erreichen? Es bietet zahlreiche „Therapien“ an – man muss sie nur noch realisieren. Deshalb eine nachhaltige Empfehlung für Naturschutzbehörden, Planungsbüros, Naturschutzbeauftragte, Naturschutzverbände und alle, denen der Schutz unserer Mitbewesen ein Anliegen ist.

*Rudolf Deile*



Torsten Ryslavy, Hans-Günther Bauer, Bettina Gerlach, Ommo Hüppop, Jasmina Stahmer, Peter Südbeck & Christoph Sudfeldt

[Nationales Gremium Rote Liste Vögel<sup>1</sup>]

## Rote Liste der Brutvögel Deutschlands

### 6. Fassung, 30. September 2020

Ryslavy, T., H.-G. Bauer, B. Gerlach, O. Hüppop, J. Stahmer, P. Südbeck & C. Sudfeldt (2020): The Red List of breeding birds of Germany, 6th edition, 30 September 2020. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 13 – 112.

The 6th edition of the Red List of German Breeding Birds (RLB) was compiled by the “German Committee for Red Data Birds” (NGRLV) representing the scientific institutions for ornithology and avifaunistics in Germany. It was created according to the criteria scheme developed for all species groups in Germany (LUDWIG et al. 2009), which, based on a corresponding methodology, makes changes in the threat status compared to the previous RLB transparent. The methodological approach is identical to that of the former RLB (GRÜNEBERG et al. 2015). However, some aspects (definitions, criteria) have been refined and specified with reference to a recent method paper by the NGRLV.

The most important criteria for the threat assessment of the species are population size, short-term population trend (now 24 years) and long-term population trend (100 to 150 years). In addition, the impact of risk factors and – for the first time and only for species in threat category 1 – the presence of “subpopulations with stable trends” was examined and taken into account in species-specific assessments.

The data on which this RLB is based was compiled by the Federation of German Avifaunists (DDA) in the course of drawing up the National Bird Protection Report 2019, whereby the data was again compiled in close cooperation with the ornithological associations and authorities of the federal states. The formal reference year of this RLB is 2016, which also concludes the reporting period 2011 to 2016 for the submission of the National Bird Protection Report. The NGRLV thus puts the decision of the German ornithological bodies into practice to use a single database for all scientific and conservation policy reports concerning population trends and threat assessment of birds in Germany.

The classification of the established native breeding bird species into various frequency classes is based on breeding population information from GERLACH et al. (2019). In this report, population sizes and range information were collated using three different approaches. The long-term population trend assessments of the last RLB (5th version) have been reviewed for all species, taking into account the current 12- and 24-year trends, and revised by the NGRLV where appropriate. For the short-term population trend (= 24-year trend), the period from 1992 to 2016 was considered, whereby extensive data from the nationwide breeding bird monitoring programs could be used for 149 species (58 %). For species that have not yet been covered or only insufficiently covered by the various monitoring programs, the trends were determined by means of a survey among the specialist associations and authorities of the federal states. Risk factors were assigned by the NGRLV for those species for which a deterioration of the short-term trend was predicted for the next 12 years. The current threat classifications are thus based on a technically high-quality database, which has further improved compared to previous lists.

Together with 24 irregularly breeding species (status II<sup>B</sup>) and 17 regularly breeding Neozoa species (status IIIa<sup>B</sup>), the list of bird species that bred in Germany between 2011 and 2016 comprises a total of 300 species. Of these, 259 native bird species regularly bred in Germany (status I<sup>B</sup>) and were subjected to the risk assessment for the RLB. However, 14 of these species are regionally extinct and were automatically transferred to category 0<sup>B</sup>.

Together with the 14 extinct species, 112 species (43 %) are currently endangered (categories 0<sup>B</sup> = “Regionally Extinct”, 1<sup>B</sup> = “Critically Endangered”, 2<sup>B</sup> = “Endangered”, 3<sup>B</sup> = “Vulnerable” and R<sup>B</sup> = “Extremely Rare”). A further 21 species (8 %) are currently “Near Threatened”, which, however, does not yet represent a threat category. Compared to the last RLB, 21 species had to be classified in higher categories (including the

<sup>1</sup> Das „Nationale Gremium Rote Liste Vögel“ (NGRLV) ist ein vom Deutschen Rat für Vogelschutz e. V. (DRV) eingesetztes Gremium, welches die Rote Liste der Vögel Deutschlands eigenständig erstellt. Es setzt sich aus Vertreterinnen und Vertretern des DRV, der Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW), der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft e. V. (DO-G), des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten e. V. (DDA), der deutschen Vogelwarten (AG Vogelwarten) und des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) zusammen.

category “Near Threatened”), while 20 species could be downgraded. With the Great Egret, a new breeding bird species has appeared (category R<sup>B</sup>), and with the Eurasian Stone-curlew, a previously extinct species has again bred regularly in Germany (category 1<sup>B</sup>). On the other hand, Ruddy Turnstone and Saker Falcon had to be transferred to category 0<sup>B</sup>. It must be critically emphasized that the number of species in the two highest threat categories (category 0<sup>B</sup> and 1<sup>B</sup>) has increased by five species, four of which are in category 1<sup>B</sup>. It is to be feared that they may no longer belong to the German breeding birds in the near future. This RLB also shows a more far-reaching dramatic development, because not less than six species – Horned Grebe, European Golden Plover, Wood Sandpiper, Caspian Tern, Woodchat Shrike and Aquatic Warbler – last bred in Germany between 2009 and 2014. They might also have to be transferred to category 0<sup>B</sup> by 2024 at the latest. If there will be no trend reversal, and this is currently not evident, we will lose breeding bird species in Germany to an extent never seen before! But also for most other species in category 1<sup>B</sup>, the situation is still dramatic as, for almost all of them, the (very) negative population trend continues or has even intensified. In contrast, the number of species in categories 2<sup>B</sup> and 3<sup>B</sup> has decreased by four species. The greatest changes were in the category R<sup>B</sup> (seven species less), of which, among others, four species significantly expanded their breeding area and could be released from the RLB, including Alpine Swift and Caspian Gull. In total, there are currently 147 regularly breeding species (57 %) that are listed as “Least Concern” (126) or “Near Threatened” (21), with the latter currently containing three more species than in the preceding RLB.

Birds of agricultural and other open-land habitats are, among the eight different habitat guilds, by far the most endangered species: 70 % of the 23 species are considered endangered (categories 1<sup>B</sup>, 2<sup>B</sup>, 3<sup>B</sup>, R<sup>B</sup>), and a further 13 % are “Near Threatened”, making a total of 83 %! For example, the threat situation of Corn Crake, Great Gray Shrike and Ortolan Bunting has worsened again. While most of the other open-land species retained their threat categories, the situation has improved for only a few species (e.g. return of the Eurasian Stone-curlew as a breeding bird, release of the Little Owl from the category “Near Threatened” thanks to intensive protection measures). The situation for alpine birds has also barely improved. For most alpine species, the previous risk classification has been confirmed, and 71 % of the alpine species are now in the RLB categories. Also, the proportion of RLB species of the 30 coastal and marine bird species is very high at 67 %.

In addition to the classifications in the RLB categories, the absolute losses of bird individuals throughout Germany are indicative of the critical state of the birds of Germany in the 21st century. Compared to the 1990s, the bird life has thinned out across the country and across almost all main habitats. Breeding bird losses in the millions or high overall proportions describe this negative development. And the current RLB only shows a very slight recovery trend. It remains open whether the populations of some common species will continue to increase, indicating a real trend reversal that would manifest itself in a later RLB. Negative population trends in species > 100,000 breeding pairs are not represented well in this Red-listing process, and “at the lower end” of the scale, as the criteria scheme developed for all groups of organisms is limited with respect to the threat classes available for very abundant species.

In conclusion, the results of the new RLB are predominantly alarming. Although over 40 species have changed their threat category, there have been no decisive improvements in the situation of breeding bird species in Germany. The last three editions of the RLB which are based on a corresponding assessment method (SÜDBECK et al. 2007, GRÜNEBERG et al. 2015, this 6th edition), differ only marginally or in minor details, but not in the overall picture. This implies that despite a wide range of bird protection measures in Germany, no trend reversal has been achieved. This RLB thus once again issues a critical testimony to the state of the German bird world. On the one hand, increased efforts are required in the targeted protection of bird species. But on the other hand, there is also a need for a more specific adaptation of land use (here in particular agriculture) in order to halt species and population losses.

According to the time schedule, the next task of the NGRLV is the second edition of the Red List of Migratory Birds, which will be tackled by a partially renewed committee.

**Key words:** Red data list, birds, breeding bird data, population development, threat factors, Germany

✉ *Torsten Ryslavý (LAG VSW), Staatliche Vogelschutzwarte Brandenburg, Buckower Dorfstraße 34, D-14715 Nennhausen. E-Mail: torsten.ryslavy@fju.brandenburg.de*

*Hans-Günther Bauer (DRV), Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie, Vogelwarte Radolfzell, Am Obstberg 1, D-78315 Radolfzell. E-Mail: bauer@ab.mpg.de*

*Bettina Gerlach, Christoph Sudfeldt (DDA), An den Speichern 2, D-48147 Münster. E-Mail: gerlach@dda-web.de, sudfeldt@dda-web.de*

*Ommo Hüppop (AG Vogelwarten), Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, D-26386 Wilhelmshaven. E-Mail: ommo.hueppop@ifv-vogelwarte.de*

*Jasmina Stahmer (BfN), Bundesamt für Naturschutz, Konstantinstraße 110, D-53179 Bonn. E-Mail: jasmina.stahmer@bfn.de*

*Peter Südbeck (DO-G), Gropiusstraße 11, D-26127 Oldenburg. E-Mail: peter.suedbeck@t-online.de*

## 1 Einleitung

Menschliche Aktivitäten sorgen dafür, dass heutzutage mehr Tier- und Pflanzenarten vom Aussterben bedroht sind als jemals zuvor. Aktuell sind ungefähr ein Viertel der untersuchten Arten in den meisten Tier- und Pflanzengruppen betroffen (IPBES 2019). Bei unveränderter anthropogener Nutzung der weltweiten Ökosysteme werden in den kommenden Jahrzehnten viele weitere Arten hinzukommen. Um diesen Verlust der Biodiversität aufzuhalten, müssen Maßnahmen ergriffen werden, die Intensität der ursächlichen Faktoren zu verringern.

Im Kontext des allgemeinen Biodiversitätsverlustes sind Vögel als artenreichste einheimische Landwirbeltiergruppe in allen Landschaftstypen zahlreich vorhanden und somit ein prägender Teil von Ökosystemen. Durch ihre Flugfähigkeit sind sie sehr mobil und können Lebensräume schnell besiedeln oder auch verlassen, wenn die Lebensbedingungen ungünstig sind. Sie sind deshalb gut als Indikatoren für veränderte Lebensräume geeignet. Veränderungen in der Artenvielfalt von Indikatorgruppen können Störungen oder Belastungen der Umwelt anzeigen.

Die Roten Listen sind wissenschaftliche Fachgutachten, die das aktuelle Ausmaß der Gefährdung der biologischen Vielfalt in Deutschland dokumentieren und bewerten. Sie sind als verlässliche Anzeiger des menschlichen Umgangs mit der Natur aus der öffentlichen Diskussion über Naturschutzbelange nicht mehr wegzudenken und haben ihren festen Platz als Argumentationshilfe und Entscheidungsinstrument bei Planungen und Maßnahmen der Naturschutzpraxis. Daher sind die Roten Listen wichtiges Mittel und Indikator, um das Erreichen der in der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt festgelegten Ziele zu begleiten.

Die Rote Liste der Brutvögel (RLB) gibt es seit fast 50 Jahren in Deutschland (zuerst DS/IRV & DDA 1971). Seit 1971 ist dies bereits die 12. Fassung der RLB, denn sechs Listen waren schon für die BRD in ihren damaligen Grenzen erstellt worden (1971, 1972, 1974, 1977, 1982 und 1987). In der ehemaligen DDR gab es keine Roten Listen im herkömmlichen Sinne. Die Gefährdungseinstufungen von Vogelarten waren allerdings im

nationalen Naturschutzgesetz (vom 01.10.1984) aufgeführt (BAUER 2014).

Die RLB gibt Impulse für eine stetige Weiterentwicklung des Naturschutzes, einerseits anhand einer positiven Untermauerung von Schutzmaßnahmen auf Artebene und andererseits anhand von klaren Argumenten zur Benennung von Krisen, etwa in der Agrarlandschaft (z. B. LANGGEMACH et al. 2019) und bei den Zugvogelarten (HÜPPOP et al. 2013). Sie stärkt damit Prioritätsdebatten und Schwerpunktsetzungen des Naturschutzes insgesamt.

Damit die RLB diese Funktionen erfüllen kann, sind die Anforderungen an die zu Grunde liegende Datenqualität und die Nachvollziehbarkeit der Kriterien und Kategorie-Einstufungen beständig gestiegen. Die Verknüpfung und Einbeziehung systematisch durchgeführter Monitoringprogramme hat parallel zugenommen (z. B. WAHL et al. 2020a), und die methodische Weiterentwicklung der Gefährdungsanalyse für die RLB ist ein fortlaufender Prozess (zuletzt HAUPT et al. 2020). Die Ornithologie und der Vogelschutz haben in Deutschland im Vergleich zu den anderen Artengruppen stets eine Vorreiterrolle eingenommen, was besonders möglich ist, weil gesellschaftliche Akzeptanz sowie Bekanntheitsgrad und Relevanz von Vogelschutzfragen im Alltag ungleich höher sind als bei allen anderen Organismengruppen. Damit verbunden sind auch die erforderlichen Ressourcen (Monitoring) leichter zu beschaffen (vgl. SÜDBECK et al. 2007, GRÜNEBERG et al. 2015).

Hier wird die 6. Fassung der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands vorgelegt, die wiederum ein Gemeinschaftswerk der wissenschaftlichen Ornithologie sowie der im Vogelmonitoring und im Vogelschutz aktiven wissenschaftlichen Institutionen Deutschlands ist (DDA & DS/IRV 1991, WITT et al. 1996, BAUER et al. 2002, SÜDBECK et al. 2007, GRÜNEBERG et al. 2015). Seit dem Jahr 1994 sind diese im „Nationalen Gremium Rote Liste Vögel“ (NGRLV) vertreten (WITT et al. 1996): der Deutsche Rat für Vogelschutz e. V. (DRV), der Dachverband Deutscher Avifaunisten e. V. (DDA), die Deutsche Ornithologen-Gesellschaft e. V. (DO-G), die deutschen Vogelwarten (AG Vogelwarten), die Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW) und das Bundesamt für Naturschutz (BfN).

**Knäkente**  
*Spatula querquedula*



Foto: P. Hering

**Gefährdungssituation**

Erstmals musste die Knäkente für Deutschland als „Vom Aussterben bedroht“ eingestuft werden. Die noch von GEDEON et al. (2014) prognostizierte Stabilisierung der Bestandsentwicklung hat sich nicht bestätigt. Die Einschränkung der Dynamik von Frühjahrswasserständen im Feuchtgrünland und in Auenlandschaften sowie Entwässerungsmaßnahmen werden als bedeutendste Gefährdungsursachen angeführt. Lokale, nicht selten temporäre Bestandszunahmen infolge von Wiedervernässungsmaßnahmen in Graben-Grünlandkomplexen oder in Feuchtwiesengebieten konnten den bundesweiten Abwärtstrend nicht aufhalten.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| 3       | 2       | 2       | 2       | 1       |

| Bundesland               | GK  | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|-----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 1   | 2016             |
| Bayern                   | 1   | 2016             |
| Berlin                   | 1   | 2013             |
| Brandenburg              | 1   | 2019             |
| Hamburg                  | 1   | 2018             |
| Hessen                   | 1   | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | 2   | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 1   | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 1   | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 1   | 2014             |
| Saarland                 | ne* | 2020             |
| Sachsen                  | 1   | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | 2   | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | V   | 2010             |
| Thüringen                | 2   | 2010             |

\*ne = nicht etabliert (unregelmäßig brütend)

**Bestandssituation**

Derzeit brüten etwa 1.200–1.700 Paare in Deutschland. Der Trend zeigt sowohl lang- als auch kurzfristig eine Abnahme um durchschnittlich alljährlich 1–3 % des Vorjahresbestandes (GERLACH et al. 2019). Im Vergleich zu den 1980er Jahren weist das Verbreitungsbereich

vor allem im Osten Deutschlands Lücken auf, eine Entwicklung, die im Westen Deutschlands schon vorher stattfand. In Europäischen Vogelschutzgebieten brütet nur etwa die Hälfte des deutschen Brutbestandes (GERLACH et al. 2019). Angesichts der bevorzugten Brutlebensräume überrascht dieser Befund.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 1.200–1.700   | Pa      | (<)                       | ↓        | ↓        | ↓        | ↓                 | →        |

Die Fortschreibung der RLB Deutschlands erfolgte bisher meist im Abstand von fünf Jahren und soll – zeitlich am Turnus des Nationalen Vogelschutzberichtes nach Art. 12 der EU-Vogelschutz-Richtlinie (VRL) orientiert – künftig alle sechs Jahre erfolgen (BAUER et al. 2011). Dies soll nach Möglichkeit auch für die RLB der Bundesländer gelten (BAUER et al. 2011). Wenn in einzelnen Bundesländern ein längerer Zeitraum für die Aktualisierung der Roten Listen gewählt wird, sollte dieser 12 Jahre betragen, um jeweils die für die EU-Berichtspflichten gesammelten Daten zu nutzen und dadurch sicherzustellen, dass es auf Bundes- und Länderebene zu widerspruchsfreien Darstellungen und Interpretationen kommt. Im Anhang 3 befindet sich zur allgemeinen Information eine Übersichtstabelle der aktuellen RLB der einzelnen Bundesländer.

In Deutschland erschien im Jahr 2013 erstmals eine „Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands“ (HÜPPOP et al. 2013), die ebenfalls auf der Grundlage des für alle Artengruppen entwickelten Kriteriensystems erstellt wurde. Sie schloss eine wichtige Lücke in der Gefährdungseinstufung bei den Vögeln, da somit nicht mehr nur die Brutzeit, sondern der gesamte Jahreszeitraum betrachtet und bewertet wird. Die Gefährdungseinstufungen der Brutvögel wie der wandernden Vogelarten sind voneinander unabhängig und sollen parallel Verwendung finden.

Die hier vorgelegte 6. Fassung der RLB bezieht sich auf den Zeitraum von 2011 bis 2016. Die Daten zur aktuellen Bestandssituation wurden nun bereits zum zweiten Mal sowohl für den Nationalen Vogelschutzbericht als auch für die Roten Listen von Bund und Ländern aufbereitet. Dies war ein weiterer großer Schritt, um die Datenzusammenstellung zu vereinheitlichen, die Roten Listen von Bund und Ländern weiter zu harmonisieren und diese bundesweit in einen einheitlich ablaufenden Berichts-, Auswertungs- und Publikationspfad einmünden zu lassen. In sehr wenigen Einzelfällen führten Korrekturen, Aktualisierungen oder Neubewertungen zu Abweichungen gegenüber den bereits publizierten Daten (z. B. in GERLACH et al. 2019). Die Anwendung des Einstufungsschemas und die Zuordnung zu den Kategorien der RLB lagen allein in der Verantwortlichkeit des NGRLV.

Das Vogelmonitoring in Deutschland wurde in den letzten 15 Jahren neu konzipiert und organisiert (z. B. SUDFELDT et al. 2012, WAHL et al. 2020a). Dazu gehörten sowohl die Fortführung bzw. Einführung von systematischen Brutvogel-Monitoringprogrammen, wie das „Monitoring häufiger Brutvogelarten“ (MhB) und seit den letzten Jahren das „Monitoring seltener Brutvögel“ (MsB) auf Probestflächen, als auch eine Stärkung und Intensivierung von Programmen, die seit langem in Deutschland erfolgreich laufen (z. B. für seltene Brutvögel oder für Greifvögel und Eulen). Zudem hat das bundesweite Großprojekt „Atlas Deutscher Brutvogelarten“ (ADEBAR) mit den Erfassungsjahren 2005 bis 2009 zu einem erheblichen Kenntniszuwachs bei vielen Brutvogelarten vor bereits mehr als zehn Jahren geführt. Der daraus entstandene Brutvogel-atlas (GEDEON et al. 2014) ist ein Meilenstein in der deutschen Avifaunistik und bildete eine zentrale Grundlage für die Erarbeitung der 5. Fassung der RLB (GRÜNEBERG et al. 2015). Seitdem hat auch der Input an Vogelbeobachtungs- und Kartierungsdaten über die zuvor noch nicht vorhandene DDA-Datenbank *ornitho.de* (WAHL et al. 2020a) in erheblichem Maße zugenommen. Die *ornitho.de*-Daten wurden auch für einige seltenere Brutvogelarten bei der Erstellung der RLB mitgenutzt, während sie z. B. für den Nationalen Vogelschutzbericht zum großen Maße auch für Verbreitungskarten der einzelnen Brut- und Rastvogelarten mitverwendet wurden.

Es ist zu erwarten und Ansporn zugleich, dass sich die Datenlage bei den Brutvögeln in Deutschland durch die Brutvogel-Monitoringprogramme und die regelmäßigen EU-Berichtspflichten (Nationaler Vogelschutzbericht) beständig weiter verbessert und somit auch die Erstellung der RLB deutlich erleichtert. Die neu etablierten Strukturen innerhalb der deutschen Avifaunistik wurden und werden gut genutzt, um die vielen Daten, die in den verschiedenen deutschlandweit laufenden Programmen gewonnen wurden, professionell aufzubereiten bzw. zu aktualisieren. Ein Ergebnis dessen ist auch der bereits seit 2007 alle sechs Jahre erscheinende Statusreport „Vögel in Deutschland“ (zuletzt GERLACH et al. 2019).

Diese 6. Fassung der RLB liefert insofern auf einer weiter verbesserten Datenbasis und methodisch weiter ausgearbeiteter Standardisierung eine aktuelle, nachvollziehbare Übersicht zur Situation

der deutschen Brutvogelwelt als Grundlage für die notwendige Intensivierung und Priorisierung im Vogelschutz in Deutschland insgesamt.

2 Kriterien für die Einstufung der Arten

Bei der Erstellung der vorliegenden 6. Fassung der RLB wurde die „Methodik der Gefährdungsanalyse für die RLB mit Hinweisen zur Handhabung“ (HAUPT et al. 2020) angewendet. Damit wird das Vorgehen für die Erstellung der RLB auf Bundes- und Länderebene konkretisiert und harmonisiert. Die präzisierten Vorgaben sollen helfen, die Roten Listen der Länder und des Bundes auf vergleichbarer Grundlage zu erstellen. Die Anleitung wurde auf den seit 2017 alljährlich stattfindenden „Sitzungen der RL-Gremien der Länder und des Bundes“ diskutiert und auf dem 4. Treffen (26. Januar 2020 in Uder/Thüringen) abgestimmt.

Definition von Begriffen:

**Bezugsraum:** Fläche Deutschlands in seinen aktuellen politischen Grenzen (gilt auch für Arten, die nur einen Teil Deutschlands besiedeln)

**Bezugsjahr:** Das Jahr mit den jüngsten verwendeten Informationen (in dieser RLB: 2016)

**Bezugszeit:** Zeitspanne, die zur Ermittlung des langfristigen Bestandstrends herangezogen wird. Der langfristige Bestandstrend stellt eines der Kriterien für die Gefährdungsanalyse im Rahmen der Roten Listen dar; in der 6. Fassung der RLB: etwa 1860 bis 1910 bis zum Bezugsjahr 2016. Zudem werden vor 1860 ausgestorbene Arten in die RLB aufgenommen, sofern Brutnachweise dokumentiert und belegt sind (s. Kap. 2.1). Die Bezugszeit wurde in früheren Fassungen der Roten Listen als „Betrachtungszeitraum“ bezeichnet (s. Kap. 2.2 in GRÜNEBERG et al. 2015, HAUPT et al. 2020).

**Berichtsperiode:** Zeitspanne, auf welche sich die Daten zur aktuellen Bestandssituation beziehen (ehemals „Bezugszeitraum“; s. Kap. 3.1 in GRÜNEBERG et al. 2015)

**Berichtsturnus:** Zeitspanne, die zwischen zwei Fassungen der RLB liegen soll (6 Jahre)

2.1 Status

Allen Vogelarten, die im Bezugsraum gebrütet haben, wird eine Statusangabe als römische Ziffer zugewiesen. Mithilfe dieser Statusangabe wird

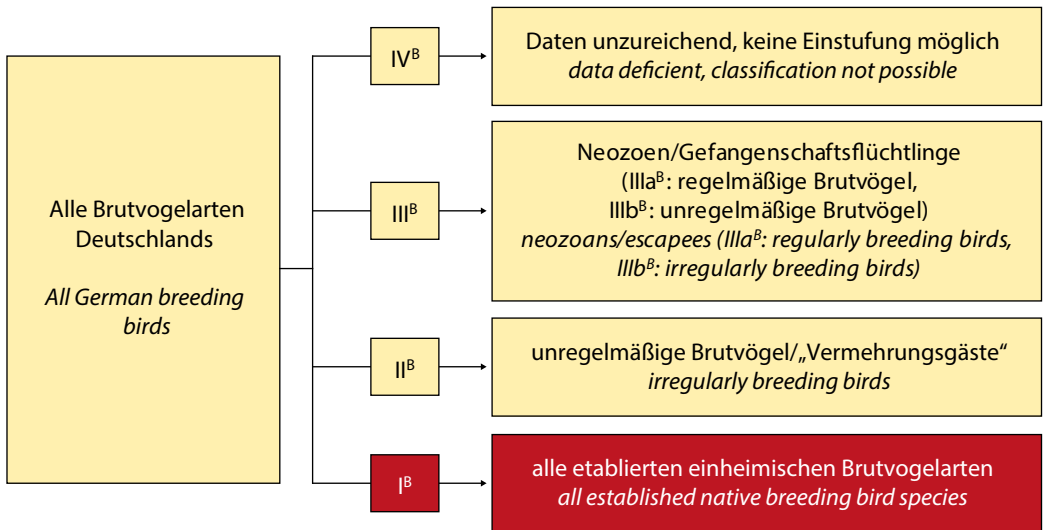
zwischen regelmäßig und unregelmäßig brütenden Arten unterschieden sowie zwischen einheimischen Arten und Neozoen. Diese Zuordnung ist wichtig, denn nach ihr richtet sich, welche Arten hinsichtlich ihrer Gefährdung analysiert werden und welche nicht. Zur Unterscheidung von den Statureinstufungen in der Roten Liste wandernder Vogelarten (HÜPPOP et al. 2013) werden die Angaben hier durch ein hochgestelltes „B“ gekennzeichnet (Abb. 1):

| Status           | Erläuterung                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
|------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| I <sup>B</sup>   | Einheimische Vogelarten, die regelmäßig, d. h. in mindestens fünf aufeinander folgenden Jahren und ohne Zutun des Menschen in Deutschland gebrütet haben (etablierte einheimische Brutvogelarten).                                                                                                                                                                         |
| II <sup>B</sup>  | Einheimische Vogelarten, die noch nie regelmäßig in Deutschland gebrütet haben (nicht etablierte einheimische Brutvogelarten). Dies betrifft Vogelarten, für die es mindestens einen Brutnachweis in Deutschland und innerhalb der gesamten Bezugszeit gibt, die hier aber nur in maximal vier aufeinander folgenden Jahren gebrütet haben und somit nicht etabliert sind. |
| III <sup>B</sup> | Nicht einheimische Vogelarten, die durch menschliche Einflüsse in die Natur gelangt oder aus Gefangenschaftshaltung entkommen sind (Neozoen). Es werden dabei unterschieden:<br>IIIa <sup>B</sup> : regelmäßig brütende Neozoen<br>IIIb <sup>B</sup> : unregelmäßig brütende Neozoen                                                                                       |
| IV <sup>B</sup>  | Vogelarten, über deren Brutvorkommen in Deutschland noch keine ausreichenden Informationen vorliegen.                                                                                                                                                                                                                                                                      |

Eine einheimische Vogelart gilt als *etabliert*, wenn sie in mindestens fünf aufeinander folgenden Jahren im Bezugsraum gebrütet hat. Es ist dabei nicht zwingend erforderlich, dass die Bruten in einem engen räumlichen Zusammenhang stattgefunden haben.

Nur Vogelarten mit Status „I<sup>B</sup>“ werden anhand des Kriteriensystems (Kap. 2.3) in die Kategorien der RLB eingestuft. Bei einigen dieser Arten sind die Brutvorkommen jedoch erloschen, so dass sie in die Kategorie 0<sup>B</sup> („Ausgestorben oder verschollen“) überführt werden. Dies trifft auf eine Brutvogelart zu, wenn seit mindestens 10 Jahren in Deutschland kein Brutnachweis mehr gelang. Dem Aussterben oder Verschwinden einer vormals regelmäßig in Deutschland brütenden Art geht meist ein unregelmäßiges Brüten voraus, wobei sie auch dann noch ihren Status I<sup>B</sup> behält. Sie gelangt in dieser Zeit auch nicht „zusätzlich“

**Einstufungsweg der Arten in vier Statusklassen**  
 Nur Status-I<sup>B</sup>-Arten durchlaufen das Einstufungsschema der Roten Liste  
*Classification process of species according to four status categories*  
*Only status-I<sup>B</sup>-species are assessed for the Red List*



■ **Abbildung 1:**

Einstufung der Brutvogelarten Deutschlands in Statuskategorien. Nur Status-I<sup>B</sup>-Arten durchlaufen das Einstufungsschema der RLB. – *Classification of breeding birds into status categories. Only species with status I<sup>B</sup> are assessed in the Red List.*

in Status II<sup>B</sup>, denn dort befinden sich nur Arten, die zuvor noch nicht regelmäßig gebrütet haben. Der 10-Jahres-Zeitraum wurde festgelegt, um eine vorzeitige Einstufung in Kategorie 0<sup>B</sup> während des (potenziellen) Aussterbeprozesses zu verhindern. Auch soll dadurch erreicht werden, dass Maßnahmen zum Schutz vom Aussterben bedrohter Arten oder zur Wiederherstellung ihrer Brutlebensräume nicht zu früh aufgegeben werden.

Wenn das Brutvorkommen einer Art erloschen ist, erhielt sie bisher den Status-Zusatz „ex“ (extinct) für „ausgestorben“ (I<sup>B</sup> ex). In der 6. Fassung der RLB wurde darauf verzichtet und stattdessen die *Häufigkeitsklasse* „ex“ definiert (vgl. Kap. 2.2.1) und in das Einstufungsschema integriert (vgl. Kap. 2.3). Wie bisher wird zudem das Jahr der letzten bekannten Brut angegeben.

Brutvogelarten, die vor Beginn der Bezugszeit (also vor 1860) ausgestorben waren, sind Bestandteil der RLB, sofern solch frühe Vorkommen anhand schriftlicher Aufzeichnungen gut dokumentiert sind. Wesentlich weiter zurückliegende Nachweise etwa durch paläontologische oder

alte archäologische Funde (z. B. Habichtskauz in Baden-Württemberg) bleiben weiterhin unberücksichtigt.

Umgekehrt gilt bei wieder auftretenden Brutvogelarten: Eine Vogelart wird aus der Kategorie 0<sup>B</sup> entlassen, wenn sie in mindestens drei aufeinander folgenden Jahren erneut in Deutschland gebrütet hat.

Unter Status „III<sup>B</sup>“ werden *Neozoen* verstanden, also Arten, die durch menschliche Einflüsse

- direkter Art (beabsichtigt oder unbeabsichtigt) nach Deutschland eingeführt und in die Natur gelangt sind;
- indirekter Art nach Deutschland einwandern (z. B. Einbringung in ein Gebiet außerhalb Deutschlands und von dort Ausbreitung auf natürlichem Wege nach Deutschland; vgl. LUDWIG et al. 2009: 27, BAUER et al. 2016b).

Alle regelmäßig brütenden Neozoen werden im Anhang I mit Angaben zum Brutbestand mit aufgeführt, unterliegen aber keiner Gefährdungseinstufung und sind nicht Bestandteil der Bilanzierung. Die unregelmäßig brütenden Neozoen

werden im Anhang 2 in einer separaten Übersicht ohne weitere Informationen aufgelistet.

Arten können gleichzeitig zwei Statuskategorien aufweisen, z. B. bei gleichzeitigem Auftreten von Wildvogel- und Neozoen-Beständen: Status I<sup>B</sup> + Status IIIa<sup>B</sup> bei Höckerschwan, Weißwangengans, Graugans oder Stockente. Da der Status I<sup>B</sup> gegenüber den anderen stets prioritär ist, denn nur die regelmäßig brütenden, autochthonen Vogelarten sind die Zielgruppe des Artenschutzes, wird auf die Nennung anderer Statuskategorien jedoch meist verzichtet; in Einzelfällen werden komplexe Sachverhalte in der Bemerkungszeile diskutiert.

2.2 Kriterien

Die Gefährdung der einheimischen Brutvögel wird anhand von vier Kriterien analysiert:

- Aktuelle Bestandssituation (Brutbestand)
- Langfristiger Bestandstrend
- Kurzfristiger Bestandstrend
- Risikofaktoren / Stabile Teilbestände

Diese vier Kriterien werden in verschiedene Klassen unterteilt, welche wiederum durch verschiedene Symbole gekennzeichnet sind.

2.2.1 Aktuelle Bestandssituation (Brutbestand)

Der Bestand der Brutvögel wird anhand folgender Schwellenwerte sieben Häufigkeitsklassen zugeordnet, wobei die beiden Häufigkeitsklassen „ex“ und „?“ ab dieser Fassung der RLB verwendet werden. Ebenso wurde modifiziert, dass die Häufigkeitsklasse „es“ neben der geografischen Restriktion auf 1 bis 10 Vorkommen auch für 1 bis 10 Paare gilt, während die Häufigkeitsklasse „ss“ bei 11 Paaren (bei mehr als 10 Vorkommen) beginnt.

Ab der 6. Fassung der RLB sollen auch „Bestandsstützende Maßnahmen“ sowie „Menschlich begründete Bestände“ bei der Ermittlung des Brutbestandes berücksichtigt werden:

„Bestandsstützende Maßnahmen“: Werden vorhandene Bestände einheimischer Arten zeitweilig oder fortlaufend durch Aussetzen zusätzlicher Individuen gestützt, werden Bestände erreicht, die unter natürlichen Bedingungen nicht zu erwarten wären. Dies gilt umso mehr, je näher derartige Aussetzungen zum Bezugsjahr liegen. In solchen Fällen wird im Bezugsjahr nicht absehbar sein, ob die Aussetzungen die autochthonen Restbestände dauerhaft stützen oder ob der Gesamtbestand nach Beendigung der bestandsstützenden Maßnahme schnell wieder auf ein niedrigeres Niveau zurückfallen wird. Um eine zu positive Einschätzung der Bestandssituation zu vermeiden, werden Bestände oder Teilpopulationen solcher Arten erst dann im Rahmen der Gefährdungsanalyse berücksichtigt, wenn sie sich selbst – d. h. ohne menschliches Zutun – tragen. Bei erfolgreicher Wiederansiedlung, d. h. bei Etablierung sich selbst tragender Bestände, ist das 3-Jahres-Kriterium für Wiederauftreten anzuwenden (Kap. 2.1). Werden aus Bestandsstützungsmaßnahmen stammende Brutvorkommen bei der Kriterieneinschätzung nicht berücksichtigt, wird dies unter Hinweis auf die entsprechenden Projekte und Maßnahmen in den artspezifischen Kommentaren dokumentiert.

„Menschlich begründete Bestände“: Durch Wiederansiedlung einer einheimischen Vogelart innerhalb ihres natürlichen, vormaligen Verbreitungsgebietes entstandene Bestände werden bei der Gefährdungsanalyse auch dann berücksichtigt, wenn sie sich ohne menschliche Einflussnahme selbst tragen. Auch hier gilt der 3-Jahres-

| Häufigkeitsklasse                                                                              | Symbol | Bundesweite Schwellenwerte / Erläuterungen                                                                                                                                                                                                                                       |
|------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ausgestorben oder verschollen                                                                  | ex     | Über mindestens zehn Jahre kein Brutvorkommen im Bezugsraum mehr und anschließend keine erneuten Bruten über drei zusammenhängende Jahre.                                                                                                                                        |
| extrem selten                                                                                  | es     | 1 – 10 Paare sowie geografische Restriktion: Brutbestand wegen spezieller Biotopbindung auf wenige Gebiete (z. B. Helgoland), Hochlagen der Alpen oder maximal 10 Vorkommen konzentriert; wobei „Vorkommen“ einzelne Brutpaare, aber auch einzelne Koloniestandorte sein können. |
| sehr selten                                                                                    | ss     | 11 – 1.000 Paare (bei mehr als 10 Vorkommen)                                                                                                                                                                                                                                     |
| selten                                                                                         | s      | 1.001 – 10.000 Paare                                                                                                                                                                                                                                                             |
| mäßig häufig                                                                                   | mh     | 10.001 – 100.000 Paare                                                                                                                                                                                                                                                           |
| häufig                                                                                         | h      | > 100.000 Paare                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| unbekannt                                                                                      | ?      | Keine hinreichenden Angaben zum Brutvorkommen bzw. -bestand.                                                                                                                                                                                                                     |
| Anmerkung: „Paare“ steht vereinfachend für Brutpaare, Reviere oder in Einzelfällen Individuen. |        |                                                                                                                                                                                                                                                                                  |

## Turteltaube

### *Streptopelia turtur*



Foto: A. Heiland

#### Gefährdungssituation

Die Turteltaube gilt seit der RLB 2015 als „Stark gefährdet“. Als Gründe werden u. a. der Verlust von lichten strukturreichen Waldrändern und Feldgehölzen als Bruthabitat, Nahrungsmangel in der intensiv genutzten Offenlandschaft (durch Verlust von Brachen und Ackersäumen sowie den Einsatz von Herbiziden) und Lebensraumverluste und -verschlechterungen in den Rastgebieten Nordafrikas sowie den Überwinterungsgebieten südlich der Sahara genannt (GEDEON et al. 2014). Auf ihrem Zug sind Turteltauben zudem in erheblichem Maße direkter menschlicher Verfolgung (legale und illegale Jagd) ausgesetzt (NABU/LBV 2019).

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| ★       | V       | 3       | 2       | 2       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 2  | 2016             |
| Bayern                   | 2  | 2016             |
| Berlin                   | 0  | 2013             |
| Brandenburg              | 2  | 2019             |
| Hamburg                  | 0  | 2018             |
| Hessen                   | 2  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | 2  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 2  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 2  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 2  | 2014             |
| Saarland                 | 2  | 2020             |
| Sachsen                  | 3  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | 2  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | V  | 2010             |
| Thüringen                | V  | 2010             |

#### Bestandssituation

In den 1960er Jahren setzte ein starker Bestandsrückgang ein, der seitdem unvermindert anhält. Zwischen 1992 und 2016 nahm der Brutbestand hierzulande um fast 90 % ab – auf 12.500–22.000 Brutpaare im Jahre 2016. Zudem ist das aktuelle Verbreitungsgebiet gegenüber der ADEBAR-Kartierung 2005–2009

deutlich ausgedünnt (GERLACH et al. 2019, KÖNIG et al. 2020). Ein im Jahre 2018 von der EU verabschiedeter Aktionsplan (FISHER et al. 2018) soll die Art wieder in einen günstigen Erhaltungszustand bringen. Bund und Länder sind aufgefordert, die beschlossenen Maßnahmen zeitnah umzusetzen.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 12.500–22.000 | Rev.    | (<)                       | ↓↓       | ↓↓       | ↓↓       | →                 | ↓        |



■ Foto 1:

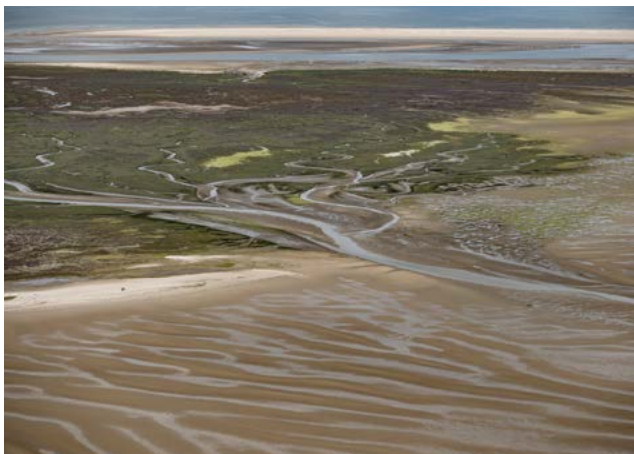
Die Kachelotplate im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer repräsentiert die Landwerdung am Meer. Weißdünen sind die „ersten“ Lebensräume an der Küste, die hochwassersicher gelegen sind und als Brutplatz für Seeschwalben oder Möwen angenommen werden können. Regelmäßige winterliche Stürme werfen die Dünen aber immer wieder auf ein geringeres Höhenniveau zurück. – *The Kachelotplate in the Wadden Sea National Park of Lower Saxony represents the development of land by the sea. White dunes are the "first" habitats on the coast that are safe from flooding and that can be used as breeding grounds by terns and gulls. Regular winter storms throw the dunes back to a lower level.*

Foto: P. Südbeck

■ Foto 2:

Natürliche Übergänge von der Nordsee über die Dünenhabitate in die Salzwiesen des Wattenmeeres auf Norderney im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer beschreiben die enge natürliche Verzahnung sehr unterschiedlicher Bruthabitate. Die sog. „Schlopps“, natürliche Überflutungsrinnen von der Nordsee ins Wattenmeer, verbinden die Lebensräume von Sandregenpfeifer und Zwergseeschwalbe mit denen von Rotschenkel, Austernfischer und Löffler. – *Natural transitions from the open North Sea via the dune habitats to the salt marshes of the Wadden Sea on Norderney in the Wadden Sea National Park of Lower Saxony describe the close natural interlinking of very different breeding habitats. The so-called "Schlopps", natural tidal channels from the North Sea into the Wadden Sea, connect the habitats of Common Ringed Plover and Little Tern with those of Common Redshank, Eurasian Oystercatcher and Eurasian Spoonbill.*

Foto: N. Hecker



■ Foto 3:

Natürliche Dynamik im Wattenmeer. Vom Menschen völlig unbeeinflusste Entwicklung der Salzwiesenlandschaft auf der Insel Memmert im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer schafft ein vielfältiges Mosaik an Prielsystemen und Vegetationsflecken als Brutvogellebensräume, z. B. für Rotschenkel, Heringsmöwe und Löffler. – *Natural dynamics in the Wadden Sea. The development of the salt marsh landscape on the island of Memmert in the Wadden Sea National Park of Lower Saxony, completely uninfluenced by humans, creates a diverse mosaic of tidal creek systems and patches of vegetation as breeding habitats, e.g. for Common Redshank, Lesser Black-backed Gull and Eurasian Spoonbill.*

Foto: N. Hecker

Zeitraum nach Abschluss der Aussetzungen. Eine strengere Vorgehensweise durch Wahl des 5-Jahres-Zeitraums (Kap. 2.1) ist aber möglich, wenn unklar ist, ob die vormals wirksamen Gründe für das Aussterben beseitigt sind. Hingegen werden durch Aussetzen *außerhalb* ihres natürlichen Verbreitungsgebietes entstandene Vorkommen nicht berücksichtigt. Dies folgt der Entscheidung, Neozoen in der Roten Liste nicht zu bewerten (s. Kap. 2.1). Bei solchen Aussetzungen müssen zwei Fälle unterschieden werden: Liegt der Bezugsraum Deutschland gänzlich außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes der Art, wird die Art mit Status IIIa<sup>B</sup> im Anhang 1 genannt. Liegen hingegen Teile des natürlichen Verbreitungsgebietes im Bezugsraum Deutschland, hat weiterhin der Status I<sup>B</sup> für die ehemaligen oder noch existierenden autochthonen Bestände Vorrang; das anthropogene Vorkommen wird dann auf andere Weise dokumentiert (z. B. im Begleittext oder in den artspezifischen Bemerkungen im Anhang 1).

### 2.2.2 Langfristiger Bestandstrend

Der langfristige Bestandstrend kann je nach Datenverfügbarkeit durch einen Vergleich der aktuellen Bestandssituation mit der vor 50 bis 150 Jahren ermittelt werden (LUDWIG et al. 2009), wobei Veränderungen der Ausdehnung des Brutverbreitungsgebietes der Arten einzubeziehen sind. Für die Brutvögel wird ein Zeitraum von 100 bis 150 Jahren angestrebt, wobei er sich zwangsläufig mit fortschreitender Zeit verlängert, denn sein Ausgangspunkt muss sich nach den verfügbaren Informationen richten. Es gibt also kein „gleitendes Zeitfenster“ wie beim kurzfristigen Bestandstrend (s. Kap. 2.2.3). Die Einschätzung dieses Kriteriums muss mit fortschreitender Zeit immer wieder an neue Entwicklungen in der Landschaft und der Bestände der Arten sowie an den Kenntnisstand in dem länger werdenden Zeitraum angepasst werden. Der langfristige Bestandstrend wird durch folgende Kriterienklassen beschrieben:

| Kriterienklasse                                                                             | Symbol |
|---------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| deutlicher Rückgang                                                                         | (<)    |
| stabil                                                                                      | =      |
| deutliche Zunahme                                                                           | >      |
| erstmalig im Zeitraum des langfristigen Trends nachgewiesen ( <i>Kriterium ausgesetzt</i> ) | [>]    |
| Daten ungenügend                                                                            | ?      |

In Fortschreibung zur 5. Fassung der RLB (GRÜNEBERG et al. 2015) wird nun für Arten, die in den Bezugsraum erst während der Bezugszeit eingewandert sind, die Möglichkeit des *Aussetzens des langfristigen Trends* geschaffen, weil diese Arten zwangsläufig immer einen positiven Trend aufweisen müssen, nachdem sie neu eingewandert sind. Im Gegensatz zu länger etablierten Arten könnten sie bei kurzfristig negativen Trends jedoch erst dann in eine RL-Kategorie gelangen, wenn sie bundesweit sehr selten geworden sind und weniger als 1.000 Paare aufweisen. Zudem könnten sie laut Einstufungsschema allenfalls die Kategorie 3 erreichen, eine weitere Hochstufung in die Kategorien 2 oder 1 wäre nicht möglich.

Einheimische Arten, die erst seit vergleichsweise kurzer Zeit bei uns etabliert sind, sollen aber nicht anders behandelt werden als Arten, die schon länger etabliert sind. Um zu gewährleisten, dass autochthone Arten, die innerhalb des Zeitraums des langfristigen Trends *natürlicherweise eingewandert* sind und deren Bestände kurzfristig deutlich abnehmen, adäquat eingestuft werden, kann der langfristige Trend daher ausgesetzt werden (vgl. GRÜNEBERG et al. 2017).

Der ausgesetzte langfristige Trend bei eingewanderten Arten wird in der Roten Liste mit dem Symbol „[>“ dargestellt. Die eckige Klammer besagt, dass sich der positive langfristige Trend nicht auf das Einstufungsergebnis auswirkt. Da die Anzahl solcher Fälle relativ gering ist, wird das Einstufungsschema (Abb. 2) nicht um diese Kriterienklasse aufgeweitet. Die Kategorie wird mit dieser Kriterienklasse auf dieselbe Weise ermittelt wie mit der Kriterienklasse „?“ („Daten ungenügend“) für den unbekannten langfristigen Trend.

Eine vergleichbare Situation besteht bei *vormals ausgestorbenen Arten* der Kategorie 0<sup>B</sup>, die vor dem Zeitraum des langfristigen Trends verschwunden sind und den Bezugsraum nun wieder besiedeln. Bei ihnen kann so vorgegangen werden wie für *natürlicherweise eingewanderte Arten* oben geschildert. Die gewählte Vorgehensweise sollte innerhalb dieser beiden Gruppen von Arten jeweils einheitlich gehandhabt und in der RLB dokumentiert werden.

Wird der langfristige Trend ausgesetzt, gehen Informationen zu Bestandsveränderungen nur über den kurzfristigen Trend in die Gefährdungs-

analyse ein. Daher ist in diesen Fällen der kurzfristige Trend besonders sorgfältig einzuschätzen und gegen Fluktuationen abzugrenzen.

### 2.2.3 Kurzfristiger Bestandstrend

Der kurzfristige Bestandstrend der Brutvögel wird anhand der Bestandsveränderungen in den letzten 24 Jahren bestimmt und in fünf Klassen unterschieden:

| Kriterienklasse     | Symbol | Schwellenwert / Erläuterung                                                                                      |
|---------------------|--------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| sehr starke Abnahme | ↓↓↓    | Bestandsabnahme um 50 % oder mehr                                                                                |
| starke Abnahme      | ↓↓     | Bestandsabnahme um 20 % oder mehr                                                                                |
| stabil              | =      | Kurzfristig gleich bleibend, leicht schwankend bzw. Abnahme um weniger als 20 % oder Zunahme um weniger als 25 % |
| deutliche Zunahme   | ↑      | Bestandszunahme um 25 % oder mehr                                                                                |
| Daten ungenügend    | ?      |                                                                                                                  |

Die Schwellenwerte der Bestandsänderungen folgen dem Kriteriensystem für die Bewertung von Bestandsveränderungen der Monitoringprogramme des DDA (SUDFELDT et al. 2012, 2013), das sich an jährlichen Veränderungen orientiert. Bei einem solchen Vorgehen entspricht eine Abnahme von 20 % über 24 Jahre einem mittleren jährlichen Bestandsverlust von ca. 1 %, eine Abnahme von 50 % in 24 Jahren einem mittleren jährlichen Bestandsverlust von ca. 3 %. Eine mittlere jährliche Zunahme von 1 % entspricht über einen Zeitraum von 24 Jahren jedoch einem Bestandsanstieg um ca. 25 %, ein mittlerer jährlicher Zuwachs von 3 % ist gleichbedeutend mit einer Zunahme von 100 % in 24 Jahren. Für den Ausgleich einer Bestandsabnahme um 50 % (Halbierung) wäre also eine Zunahme um 100 % (Verdoppelung) notwendig, um das Ausgangsniveau wieder zu erreichen. Würden nominell identische Schwellenwerte für Ab- und Zunahmen verwendet, würde dies dazu führen, dass Arten zu früh in ihrer Gefährdung herabgestuft werden müssten. Die Anwendung asymmetrischer Schwellenwerte entspricht somit dem Vorsorgeprinzip.

Die Kriterienklasse „?“ („Daten ungenügend“) wurde bisher auf Bundesebene nicht verwendet. In der hier vorliegenden 6. Fassung kommt sie erstmals zum Einsatz. Dies liegt daran, dass der sehr gute Wissensstand nach Auswertung der ADEBAR-Datengrundlagen (GEDEON et al. 2014) auch unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus dem Vogelmonitoring nicht für alle Arten gehalten werden konnte. Betroffen waren aktuell drei Arten: Kleinsumpfhuhn, Zwergsumpfhuhn und Zwergschnäpper. Bei weiteren schwierig zu erfassenden Arten zeichnen sich bereits heute Defizite ab, die die Bewertung der Gefährdungssituation in der kommenden Berichtsperiode (2017–2022) erschweren könnten. Bund und Bundesländer sind deshalb aufgefordert, ihre Fachbehörden zur Wahrnehmung dieser Aufgaben mit ausreichenden Ressourcen und Finanzmitteln auszustatten. Fachverbände und Ehrenamtliche haben signalisiert, hierzu ihr Wissen und bestmögliches Engagement beizutragen. Mit dem aktuellen Ausbau des Vogelmonitorings, insbesondere dem „Monitoring seltener Brutvögel“, ist bereits ein erster Schritt getan. Es ist aber offensichtlich, dass weitere folgen müssen (WAHL et al. 2020a). Grundsätzlich lässt das für alle Artengruppen etablierte Schema zur Bewertung der Gefährdungssituation eine Einstufung in die Rote-Liste-Kategorien aber auch dann zu, wenn einer der beiden Trendparameter nicht bekannt ist (vgl. Abb. 2).

Schwankt der Bestand einer Brutvogelart auf sehr niedrigem Niveau (d.h. maximal 10 Paare), ist es nicht sinnvoll, Prozentwerte für Bestandsveränderungen zu berechnen. Der Trend ist in diesem Fall als „stabil“ anzugeben. Das Symbol „=“ wird zur Verdeutlichung dieses Sachverhalts für diese Brutvogelarten in roter Farbe dargestellt.

### 2.2.4 Risikofaktoren / Stabile Teilbestände

Die anhand der vorherigen drei Kriterien ermittelte Gefährdungskategorie kann sich im Einzelfall durch die Anwendung dieses 4. Kriteriums noch verändern. Bis einschließlich der 5. Fassung der RLB beinhaltete das 4. Kriterium nur Risikofaktoren und trug dementsprechend diesen Namen. Bei der Rote-Liste-Autorentagung im BfN am 19.11.2016 wurde die Zusammenführung von Risikofaktoren und dem damaligen Sonderfall S „Stabile Teilbestände“ zu einem gemeinsamen

**Brandseeschwalbe**  
*Thalasseus sandvicensis*



Foto: R. Waschkies

**Gefährdungssituation**

Die Vorkommen sind auf die Küsten beschränkt, wo die Brandseeschwalbe in wenigen großen Kolonien auf küstenfernen vegetations- und störungsarmen sowie von Füchsen und anderen Prädatoren weitgehend freien Düneninseln und Halligen (Nordseeküste) bzw. Boddeninseln (Ostseeküste) brütet (GEDEON et al. 2014). In den RLB 1996 und 2002 stand die Brandseeschwalbe auf der „Vorwarnliste“, gemäß der RLB 2007 war sie „Stark gefährdet“, seit der RLB 2015 ist sie sogar „Vom Aussterben bedroht“. Letzteres gilt für Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern, in Niedersachsen gilt sie hingegen als „Ungefährdet“.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| V       | V       | 2       | 1       | 1       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        |    | 2016             |
| Bayern                   |    | 2016             |
| Berlin                   |    | 2013             |
| Brandenburg              |    | 2019             |
| Hamburg                  |    | 2018             |
| Hessen                   |    | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | 1  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | ★  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      |    | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          |    | 2014             |
| Saarland                 |    | 2020             |
| Sachsen                  |    | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           |    | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | 1  | 2010             |
| Thüringen                |    | 2010             |

**Bestandssituation**

Aktuell brüten etwa 7.500 Paare, vor allem an der Nordseeküste, wo die Art im 19. Jahrhundert ausgesprochen häufig gewesen sein muss. Langfristig ist der dortige Bestand rückläufig. Nach einem Zusammenbruch in den 1960er Jahren durch chlorierte Kohlenwasserstoffe erholte er sich bis 1996 auf etwa 10.000 Paare,

nahm danach aber wieder ab (GEDEON et al. 2014). Die Ostseeküste wurde erst Anfang des 20. Jahrhunderts dauerhaft besiedelt. Maximale Bestände von jeweils mehr als 1.000 Paaren wurden in den 1970er und 1990er Jahren festgestellt; aktuell sind es unter 300 Paare (HERRMANN 2015b, 2020).

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 7.500         | Pa      | (<)                       | ➡        | ⬇️⬇️     | ⬆️       | ➡                 | ⬇️       |

Kriterium beschlossen, um sie innerhalb des Kriteriums 4 gemeinsam behandeln und darstellen zu können.

**Risikofaktoren:** Solche liegen vor, wenn konkret und begründet zu erwarten ist, dass sich der kurzfristige Bestandstrend der betrachteten Art innerhalb der nächsten 12 Jahre aufgrund eines Risikofaktors um (mindestens) eine Kriterienklasse verschlechtern wird. Risikofaktoren prognostizieren zwar künftige Gefährdungen, müssen sich aber auf aktuelle Informationen stützen. Neben entsprechenden Veröffentlichungen, die auf eine (gemäß obiger Definition) Verschlechterung der Bestandsentwicklung hinweisen oder diese belegen, können Hinweise auf die Wirkung von Risikofaktoren auch aus anderen Quellen nachvollziehbar abgeleitet werden. In allen Fällen sollen Risikofaktoren mit Quellenangaben dokumentiert werden. Es sind grundsätzlich alle Arten mit Status I<sup>B</sup> auf die Wirkung von Risikofaktoren zu prüfen, also auch Arten, bei denen Risikofaktoren zu keiner Änderung bzw. zur Erreichung einer Roten Liste-Gefährdungskategorie führen würden. Bezüglich der Kriterienklasse „sehr starke Abnahme“ als bereits stärkster möglicher Abnahme kann sich die Entwicklung definitionsgemäß nicht weiter verschärfen. Deshalb werden für diese Arten keine Risikofaktoren aufgeführt, obwohl solche für diese Arten vorliegen können

Für die Brutvögel sind neun der zehn in LUDWIG et al. (2009) aufgeführten Risikofaktoren potenziell relevant:

**Stabile Teilbestände:** Bei Brutvogelarten der Kategorie 1<sup>B</sup> muss nach der vorläufigen Ermittlung der Kategorie (vgl. Abb. 2, Einstufungsschema) geprüft werden, ob noch populationsrelevante Teilbestände existieren, die ausreichend gesichert sind und erwarten lassen, dass die Art in absehbarer Zeit im Bezugsraum nicht ausstirbt. Ist dies der Fall, gilt die Art als nicht „Vom Aussterben bedroht“ (Kategorie 1<sup>B</sup>), sondern als „Stark gefährdet“ (Kategorie 2<sup>B</sup>). Diese Teilbestände werden in der RLB unter den artspezifischen Bemerkungen benannt. Bei der Prüfung kommt es nicht in erster Linie auf einen bestimmten Anteil dieser stabilen Teilbestände am Gesamtbestand an, sondern auf die Beantwortung der Frage, ob das Aussterben der Art gemäß Definition von Kategorie 1<sup>B</sup> (Kap. 4) wirklich zu erwarten ist.

### 2.2.5 Veränderte Datenqualität und Kenntnisgewinn

Beim Vergleich der RLB 2015 und der RLB 2020 können Änderungen der Gefährdungskategorie einer Art auf die nochmals stringenteren Methodenanwendung (HAUPT et al. 2020) oder einen erneuten Kenntnisgewinn zurückgeführt werden. War für die RLB 2015 die zuvor erfolgte Publikation des neuen deutschen Brutvogelatlas (GEDEON et al. 2014) ein solcher Meilenstein, der für viele Arten eine Neubewertung der Bestände auch im Sinne der verwendeten Häufigkeitsklassen ermöglichte, sind in dieser RLB vor allem die weiter intensivierten Kartierungsarbeiten in den Europäischen Vogelschutzgebieten anzuführen. Vollständigere Kartierungen bei neueren Erfassungen mit dann häufig

| Kürzel | Erläuterung                                                                                                                                                                                          |
|--------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| A      | Enge Bindung an stärker abnehmende Arten                                                                                                                                                             |
| D      | Verstärkte direkte, konkret absehbare menschliche Einwirkungen (z. B. Habitatverluste durch Bauvorhaben, Entnahme von Individuen)                                                                    |
| F      | Fragmentierung/Isolation: Austausch zwischen Populationen in Zukunft sehr unwahrscheinlich                                                                                                           |
| I      | Verstärkte indirekte, konkret absehbare menschliche Einwirkungen (auch über Habitatverluste vermittelt, z. B. Kontaminationen)                                                                       |
| M      | Minimale überlebensfähige Populationsgröße (MVP) ist bereits unterschritten                                                                                                                          |
| N      | Abhängigkeit von Naturschutzmaßnahmen, die langfristig nicht gesichert sind                                                                                                                          |
| R      | Verstärkter Reproduktionsrückgang (ungenügender Reproduktionserfolg)                                                                                                                                 |
| V      | Verringerte genetische Vielfalt, vermutet wegen Reduktion des vorhandenen Habitatspektrums, Verlusts von ökologisch differenzierten Teilpopulationen oder Abdrängung auf anthropogene Ersatzhabitate |
| W      | Wiederbesiedlung aufgrund der Ausbreitungsbiologie der Art und der großen Verluste des natürlichen Areal sehr erschwert (setzt die Wirksamkeit weiterer Risikofaktoren voraus)                       |

relativ höheren Beständen verzerren im Rückblick zwangsläufig auch die Vergleichbarkeit der Daten sowie der daraus abgeleiteten Gefährdungskategorien in den Roten Listen. In Einzelfällen lassen sich auch rückwirkend Neubewertungen der Bestandssituation ableiten, was sich in dieser RLB bei drei Arten auswirkt (Birkhuhn, Gänsesäger und Silbermöwe). Durch Kenntniszuwachs verursachte Neubewertungen der Gefährdungssituation sind in der 6. Fassung der RLB explizit gekennzeichnet. Bei Vergleichen zwischen den einzelnen Fassungen der RLB müssen derart begründete Veränderungen berücksichtigt werden.

Zu Kategorieänderungen kann es ferner durch eine reale Veränderung der Gefährdung (was meistens der Fall ist), durch erfolgreiche Naturschutzmaßnahmen oder durch taxonomische Änderungen kommen (vgl. Anhang 1).

### 2.3 Das Einstufungsschema und seine Anwendung

Die Einstufung der Brutvogelarten erfolgt nach dem Schema in Abbildung 2, wobei die Gefährdungskategorie einer Art wie folgt ermittelt wird: Man sucht zuerst den Zeilenblock mit der zutreffenden Kriterienklasse für die aktuelle Bestands-

| <b>Einstufungsschema für Brutvögel</b><br><b>Classification system for the risk assessment of breeding birds</b>                               |                                                                                                                                                     | <b>Kriterium 3: Kurzfristiger Bestandstrend</b><br><b>Criterion 3: short-term population trend</b>                                    |                |                |                |                |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
|                                                                                                                                                |                                                                                                                                                     | ↓↓↓                                                                                                                                   | ↓↓             | =              | ↑              | ?              |
| <b>Kriterium 1:</b><br><br><b>Aktuelle Bestands-situation</b><br><b>(Brutbestand)</b><br><b>Criterion 1:</b><br><b>Current population size</b> | <b>Kriterium 2:</b><br><br><b>Langfristiger Bestandstrend</b><br><b>Criterion 2: Long-term population trend</b>                                     | <b>Kriterium 4: Risiko/Stabile Teilbestände –</b><br><b>Criterion 4: risk/stable populations</b>                                      |                |                |                |                |
|                                                                                                                                                |                                                                                                                                                     | Stabile Bestände vorhanden: Kategorie 1 <sup>B</sup> → 2 <sup>B</sup><br>Stable populations: category 1 <sup>B</sup> → 2 <sup>B</sup> |                |                |                |                |
|                                                                                                                                                |                                                                                                                                                     | Risikofaktor vorhanden:<br>eine Spalte nach links<br>Risk factor applicable:<br>one column to the left                                |                |                |                |                |
| <b>es</b><br><br>geografische Restriktion<br>Geographically restricted<br><br>1–10                                                             | (<)                                                                                                                                                 | 1 <sup>B</sup>                                                                                                                        | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | =                                                                                                                                                   | 1 <sup>B</sup>                                                                                                                        | 1 <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | >                                                                                                                                                   | 1 <sup>B</sup>                                                                                                                        | 1 <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | ?                                                                                                                                                   | 1 <sup>B</sup>                                                                                                                        | 1 <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> |
| <b>ss</b><br><br>11 - 1.000                                                                                                                    | (<)                                                                                                                                                 | 1 <sup>B</sup>                                                                                                                        | 1 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | =                                                                                                                                                   | 2 <sup>B</sup>                                                                                                                        | 3 <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | >                                                                                                                                                   | 3 <sup>B</sup>                                                                                                                        | V <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | ?                                                                                                                                                   | 1 <sup>B</sup>                                                                                                                        | 1 <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | D <sup>B</sup> |
| <b>s</b><br><br>1.001–10.000                                                                                                                   | (<)                                                                                                                                                 | 1 <sup>B</sup>                                                                                                                        | 2 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | =                                                                                                                                                   | 3 <sup>B</sup>                                                                                                                        | V <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | >                                                                                                                                                   | V <sup>B</sup>                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | ?                                                                                                                                                   | 1 <sup>B</sup>                                                                                                                        | 2 <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | D <sup>B</sup> |
| <b>mh</b><br><br>10.001–100.000                                                                                                                | (<)                                                                                                                                                 | 2 <sup>B</sup>                                                                                                                        | 3 <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | =                                                                                                                                                   | V <sup>B</sup>                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | >                                                                                                                                                   | ★ <sup>B</sup>                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | ?                                                                                                                                                   | 2 <sup>B</sup>                                                                                                                        | 3 <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | D <sup>B</sup> |
| <b>h</b><br><br>> 100.000                                                                                                                      | (<)                                                                                                                                                 | 3 <sup>B</sup>                                                                                                                        | V <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | =                                                                                                                                                   | ★ <sup>B</sup>                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | >                                                                                                                                                   | ★ <sup>B</sup>                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> |
|                                                                                                                                                | ?                                                                                                                                                   | 3 <sup>B</sup>                                                                                                                        | V <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | D <sup>B</sup> |
| <b>ex</b>                                                                                                                                      | Langfristiger und kurzfristiger Trend nicht bewertet: Kategorie 0 <sup>B</sup><br>Short- and long-term trend not evaluated: category 0 <sup>B</sup> |                                                                                                                                       |                |                |                |                |

■ Abbildung 2:

Einstufungsschema der RLB (nach HAUPT et al. 2020). – Classification system of the Red List for breeding birds in Germany.

situation und innerhalb dieses Blocks die Zeile mit der zutreffenden Klasse für den langfristigen Bestandstrend. Dort wählt man die Spalte aus, die durch die zutreffende Kriterienklasse für den kurzfristigen Bestandstrend gekennzeichnet ist und kann dort die Rote-Liste-Kategorie ablesen. Beim Sonderfall „Risikofaktoren“ kann sich das Ergebnis noch ändern, weil jetzt eine Spalte weiter links abgelesen werden muss. Trifft bei einer Art, die zunächst in der Kategorie 1<sup>B</sup> stünde, der Sonderfall „Stabile Bestände“ zu, wird diese Art der Kategorie 2<sup>B</sup> zugeordnet.

### 3 Datengrundlagen

Die dieser RLB zugrundeliegenden Daten wurden im Zuge der Erstellung des Nationalen Vogelschutzberichtes erarbeitet (GERLACH et al. 2019), der im Oktober 2019 von Deutschland der Europäischen Kommission übergeben wurde. Angaben zum Vorkommen über Verbreitung, Brutbestand und Bestandstrends der in Deutschland vorkommenden Brutvogelarten wurden im Rahmen eines vom BfN geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhabens vom DDA in enger Zusammenarbeit mit den Landesfachbehörden und dem BfN durchgeführt. Die finale Abstimmung über die Datengrundlagen, an der auch Mitglieder des NGRLV beteiligt waren, erfolgte im Rahmen zweier fachlicher Abstimmungstreffen im Oktober 2018 und März 2019.

#### 3.1 Bezugsjahr

Formales Bezugsjahr dieser RLB ist 2016, das zugleich die Berichtsperiode 2011 bis 2016 des Nationalen Vogelschutzberichtes nach Art. 12 der VRL abschließt. Damit setzt das NGRLV den Beschluss um, für die Darstellung der beiden fachlichen Bestands- und Gefährdungsdokumentationen des Vogelschutzes in Deutschland künftig immer dieselbe Datenbasis zu nutzen.

Bedingt durch die Flächengröße, die große Vielfalt naturräumlicher Großlandschaften und der föderalen Struktur Deutschlands war es nicht möglich, die für die Ermittlung der Gefährdungssituation relevanten Parameter für alle Brutvogelarten im Bezugsjahr 2016 zu erheben. In der Praxis waren aus organisatorischen und

logistischen Gründen sowie wegen notwendiger Schwerpunktsetzungen bei den Kartierenden Zeitpunkt und Dauer von Kartierungen oder Bestandserhebungen einzelner Arten nicht in jedem Fall auf „ein“ Schlussjahr des Berichtsturnus fixiert, sondern fanden innerhalb der sechsjährigen Berichtsperiode statt. Auch lassen sich Erfassungsjahre landesweiter Erhebungen oder auch anderer Datenaufnahmen i. d. R. nicht unter den Bundesländern abstimmen, da sie mit weiteren Prioritäten bei Erfassung und Monitoring in den einzelnen Ländern in Einklang zu bringen sind. Daraus folgt, dass deutschlandweite Gesamtbestände z. T. auf unterschiedlichen landesspezifischen Bezugsjahren basieren. Außerdem unterscheidet sich das Artenspektrum, das die Länder im Rahmen der Basisprogramme des Vogelmonitorings regelmäßig erfassen, aufgrund der unterschiedlichen organisatorischen und finanziellen Voraussetzungen sowie der unterschiedlichen Verbreitung und Häufigkeit vieler Vogelarten erheblich. Nicht zuletzt befindet sich das Monitoring für viele mittelhäufige Brutvogelarten derzeit noch im Aufbau, so dass hier in unterschiedlichem Umfang auf die Expertise von Artspezialistinnen und -spezialisten sowie der Landeskoordinatorinnen und -koordinatoren des Brutvogelmonitorings zurückgegriffen wurde.

Deshalb ist festzuhalten, dass die Bestandsituation einzelner Arten durch Angaben beschrieben wird, die sich nicht immer exakt auf das Bezugsjahr 2016 beziehen. In jedem Fall sind es aber Angaben, die sich auf einen Zeitpunkt innerhalb der Berichtsperiode 2011 bis 2016 beziehen. Dieses Vorgehen entspricht dem Prozedere in vielen anderen europäischen Ländern und bereitet somit eine solide und verlässliche Datenlage für die Erstellung der RLB. Im Folgenden werden die Datengrundlagen näher beschrieben.

#### 3.2 Bestandssituation (Brutbestand)

Für die Einstufung der etablierten einheimischen Brutvogelarten in die Häufigkeitsklassen (s. Kap. 2.2.1) wurden die Brutbestandsangaben aus GERLACH et al. (2019) übernommen. Den dort aufgeführten Brutbeständen oder Brutbestandsspan-

## Zwergseeschwalbe

### *Sternula albifrons*



Foto: H. Glader

### Gefährdungssituation

Dieser ehemalige Charaktervogel ungestörter offener Sand- und Kiesflächen an den Küsten und großen Strömen ist aus weiten Teilen Deutschlands verschwunden, in acht Bundesländern sogar ausgestorben. In den Küstenländern und in Brandenburg ist er „Stark gefährdet“ bzw. „Vom Aussterben bedroht“; Letzteres gilt seit der RLB 2007 auch deutschlandweit. Die Aufgabe vieler binnenländischer Koloniestandorte fällt mit dem Ausbau der großen Ströme zusammen. Spülflächen bieten nur vorübergehend Ersatz, da sie rasch zuwachsen und unter Prädationsdruck leiden (HOLZAPFEL in GARTHE 1996, HERRMANN 2015a).

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| 2       | 2       | 1       | 1       | 1       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 0  | 2016             |
| Bayern                   |    | 2016             |
| Berlin                   | 0  | 2013             |
| Brandenburg              | 1  | 2019             |
| Hamburg                  | 0  | 2018             |
| Hessen                   | 0  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | 2  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 1  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 0  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 0  | 2014             |
| Saarland                 |    | 2020             |
| Sachsen                  | 0  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | 0  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | 2  | 2010             |
| Thüringen                |    | 2010             |

### Bestandssituation

Nach langfristig starker Bestandsabnahme brüten aktuell etwa 500 Paare. Viele binnenländische Brutvorkommen erloschen bereits im Zuge der „Flusskorrekturen“ im 19. Jahrhundert. An der Nordseeküste gingen die Bestände – nach kurzer Erholung dank intensiver Schutzbemühungen und verminderter Einträge

von chlorierten Kohlenwasserstoffen seit den 1980er Jahren – in jüngerer Zeit wieder zurück, zunächst in Niedersachsen, dann auch in Schleswig-Holstein. Ursache sind zunehmende Überflutungen sowie Störungen in den Primärdünen und Stränden. An der Ostsee blieb der Bestand seit Mitte des 20. Jahrhunderts annähernd stabil (GEDEON et al. 2014, HERRMANN 2015a).

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 500           | Pa      | (<)                       | ➡        | ⬇        | ⬇        | ⬇                 | ➡        |

nen liegen drei unterschiedliche Vorgehensweisen ihrer Ermittlung zugrunde:

1. Bei einigen seltenen Arten wurden die Länderrangababen, sofern aus allen Ländern Bestandsangaben vor allem im Rahmen des MsB übermittelt wurden, zum bundesweiten Gesamtbestand aufsummiert. Zu beachten ist:

- Lagen aus mehreren Jahren exakte Zahlen vor, ist das letzte Jahr mit bekanntem bundesweitem Bestand als einfacher Zahlenwert (nicht als Spanne) dargestellt (meist 2016), nicht das Maximum aus den Jahren 2011 bis 2016.

Bsp. Trauerseeschwalbe: Alle Bundesländer haben für 2016 exakte Bestandsangaben übermittelt, daraus wurde die Summe gebildet und als Gesamtzahl mit dem Bezugsjahr 2016 angegeben.

Ausnahmen: Bei seltenen, stark fluktuierenden Arten die im Bezugsjahr 2016 nicht in Deutschland gebrütet haben, wurde der Minimum-Maximum-Bestand in der Bezugszeit 2011 bis 2016 angegeben.

Bsp. Weißflügel-Seeschwalbe: Alle Bundesländer haben für 2016 den Bestand mit 0 angegeben. Aus dem MsB ist aber bekannt, dass im Zeitraum 2011 bis 2016 der Maximalbestand 36 BP (2011: 20 in MV, 16 in ST) beträgt, daher wurde hier die Angabe 0 bis 36 BP für den Zeitraum 2011 bis 2016 gewählt.

- Liegen aus den Ländern nicht aus jedem Jahr, sondern nur aus einzelnen oder einem Jahr der Berichtsperiode 2011 bis 2016 Daten vor (in unterschiedlichen Ländern meist aus unterschiedlichen Jahren), steht der deutsche Gesamtbestand für die Berichtsperiode. Die Bestandsangabe gibt also nicht den Minimum-Maximumwert innerhalb der Periode wieder. Um die Unsicherheit abzubilden, wurden die Minimum-/Maximumwerte nach den ADEBAR-Regeln gerundet.

Bsp. Gänseäger: Aus 8 Bundesländern gibt es eine Angabe für 2016, dabei waren 5 Angaben als Spanne gemacht worden, ein Bundesland mit einer Spanne für 2015, ein Bundesland mit einer Spanne für 2012 bis 2016 und eine Angabe als Spanne für 2010

bis 2015. Die Summen der Minima und Maxima werden als Spanne für den Zeitraum 2011 bis 2016 angegeben

Bsp. Heringsmöwe: Aus 9 Bundesländern gibt es eine Bestandsangabe (in zwei Fällen nur eine geringe Spanne), aber für jeweils unterschiedliche Bezugsjahre, daher gibt es hier nur eine Bestandszahl (Minimum und Maximum unterscheiden sich nur um 33 BP)

2. Bei häufigen Brutvogelarten, für die das MhB belastbare Trends liefert, wurde die exakte jährliche Trendänderung über den Zeitraum von 2007 (Mittel des ADEBAR-Zeitraums 2005 bis 2009) bis 2016 (Endjahr der Berichtsperiode) auf den ADEBAR-Bestand angewendet. Der Bestand wurde nach den ADEBAR-Regeln gerundet.

3. Bei den übrigen, überwiegend mittelhäufigen Brutvogelarten wurde – wie bei vorangehenden Datenzusammenstellungen des DDA für die RLB – zunächst der bundesweite Trend auf Basis der von den Bundesländern abgegebenen Einschätzungen berechnet (gewichtet am ADEBAR-Bestand; Methode nach SÜDBECK et al. 2007) und dieser anschließend auf den ADEBAR-Bestand angewendet. Das Ergebnis wurde nach den ADEBAR-Regeln gerundet.

Die Arten wurden anhand der geometrischen Mittelwerte den Häufigkeitsklassen der RLB zugeordnet. Als „extrem selten“ wurden entsprechend der Definition Arten eingestuft, deren Vorkommen sich unabhängig von den Beständen auf wenige Gebiete konzentrieren (in der Regel an der Küste oder in den Alpen) oder die bundesweit maximal zehn Brutvorkommen (Paare oder Brutkolonien) haben.

### 3.3 Langfristiger Bestandstrend

Die langfristigen Bestandstrends in der 5. Fassung der RLB wurden für alle Arten unter Berücksichtigung der aktuellen kurzfristigen Bestandstrends überprüft und vom NGR LV überarbeitet. Dabei wurde die Bezugszeit von 100 bis 150 Jahren um die aktuelle Berichtsperiode verlängert. Gegenüber der 5. Fassung der RLB wurde der langfristige Bestandstrend aufgrund neuer Kenntnisse bei drei Arten geändert (Tab. 1).

## ■ Foto 4:

Truppenübungsplätze, im Osten Deutschlands seit den 1990er Jahren überwiegend ohne militärische Nutzung, gehören zu den nährstoffärmsten Lebensräumen aus zweiter Hand. Insbesondere die Sandheiden – hier auf dem Truppenübungsplatz bei Jüterbog (Brandenburg) – weisen teils beachtliche Brutbestände von Arten wie Wiedehopf, Nachtschwalbe oder Raubwürger auf. – *Military training areas, in Eastern Germany mostly without military use since the 1990s, are among the most nutrient-poor secondary habitats. In particular, the sand heaths – here on the military training area near Jüterbog (Brandenburg) – have, in some cases, considerable breeding populations of species such as Eurasian Hoopoe, European Nightjar or Great Grey Shrike.*

Foto: T. Ryslavy



## ■ Foto 5:

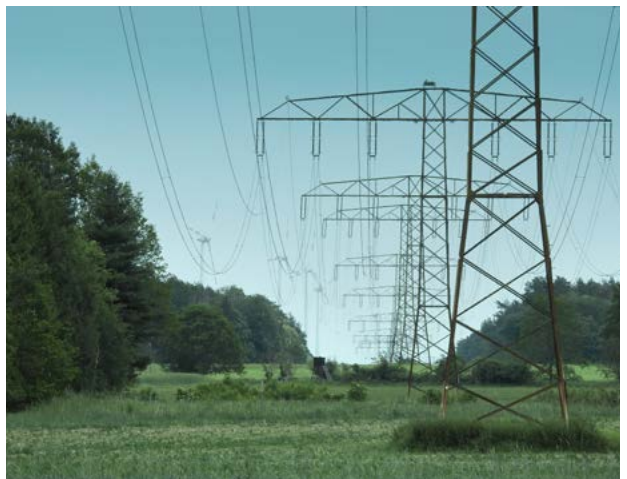
In den überwiegend monotonen Kiefernforsten Norddeutschlands können Sand- und Kiesabbaugebiete, hier eine aufgelassene Kiesgrube in der Prignitz (Brandenburg), eine deutliche Vergrößerung der Habitatvielfalt für Vögel bedeuten. Diese Sekundärlebensräume bieten Arten wie Steinschmätzer, Uferschwalbe, Heidelerche, Wendehals oder sogar Brachpieper potenzielle Habitate. – *In the predominantly monotonous pine forests of northern Germany, sand and gravel mining areas, here an abandoned gravel pit in the Prignitz (Brandenburg), can provide a significant increase in habitat diversity for birds. These secondary habitats offer potential breeding grounds for species such as Northern Wheatear, Sand Martin, Woodlark, Eurasian Wryneck or even Tawny Pipit.*

Foto: T. Ryslavy

## ■ Foto 6:

Erhebliche Gefährdungsfaktoren für die Brutvögel stellen immer wieder Stromleitungen und in den letzten 20 bis 30 Jahren zunehmend Windindustrieparks dar, hier ein Beispiel aus dem Havelland (Brandenburg). Die deutsche Liste der registrierten Vogelverluste an solchen Infrastrukturelementen ist mittlerweile sehr lang. Gleichwohl können Freileitungsmasten Brutplätze für Fischadler, Wanderfalke oder Kolkraße darstellen, ausnahmsweise auch für den Schwarzmilan. – *Power lines and, in the last 20 to 30 years, increasingly wind industry parks (here an example from Havelland, Brandenburg), represent significant risk factors for breeding birds. The German list of bird losses from such infrastructure elements is now very long. Nevertheless, overhead-line masts can be nesting sites for Western Osprey, Peregrine Falcon or Northern Raven, and in exceptional cases also for the Black Kite.*

Foto: T. Ryslavy



■ **Tabelle 1:**

Änderungen des bundesweiten langfristigen Bestandstrends (LT) in der aktuellen RLB (6. Fassung) gegenüber der 5. Fassung: (<) deutlicher Rückgang, = stabil, > deutliche Zunahme. – *Revisions regarding the national long-term population trend (LT) in the current Red List of German Breeding Birds (6th review) compared to the 5th version.* (<) considerable decline, = stable, > considerable increase.

| Deutscher Name<br><i>German name</i> | Wissenschaftl. Name<br><i>Scientific name</i> | LT 5. Fassung<br><i>LT 5th version</i> | LT 6. Fassung<br><i>LT 6th review</i> | Bemerkung<br><i>comments</i>                                                                                                                                                                                                                               |
|--------------------------------------|-----------------------------------------------|----------------------------------------|---------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Ohrentaucher                         | <i>Podiceps auritus</i>                       | >                                      | =                                     | wenn brütend, dann nur 1 BP (eine Ausnahme: 2 BP)                                                                                                                                                                                                          |
| Silbermöwe                           | <i>Larus argentatus</i>                       | >                                      | (<)                                   | Allein in Niedersachsen werden für die 1930er Jahre mehr als 30.000 BP angegeben (BEHM-BERKELMANN & HECKENROTH 1991). Angesichts des aktuellen Brutbestandes ergibt sich damit ein langfristiger Rückgang mit zwischenzeitlichem Bestandshoch (um 1985/90) |
| Habichtskauz                         | <i>Strix uralensis</i>                        | =                                      | >                                     | selbsterhaltende Population betrachtet                                                                                                                                                                                                                     |

3.4 Kurzfristiger Bestandstrend

Hier sei explizit betont, dass der „kurzfristige Bestandstrend“ im Kontext der Erstellung von Roten Listen immer einen Zeitraum von 24 Jahren umfasst (s. Kap. 2.2.3) und nicht mit dem – noch kürzeren – 12-Jahrestrend im Zusammenhang mit dem Nationalen Vogelschutzbericht nach Art. 12 der Vogelschutzrichtlinie zu verwechseln ist (GERLACH et al. 2019).

Für den kurzfristigen Bestandstrend (= 24-Jahrestrend) wurde der Zeitraum von 1992 bis 2016 betrachtet. Dabei konnte für 149 Arten (58 %) auf umfangreiche Daten des bundesweiten Brutvogelmonitorings (SUDFELDT et al. 2012) zurückgegriffen werden:

- Monitoring häufiger Brutvögel (MhB)
- Monitoring seltener Brutvögel (MsB)
- Trilaterales Monitoring und Assessment-Programm (TMAP, SÜDBECK et al. 2009, MARENCIC 2010)

Für Arten, die bislang nicht oder nur unzureichend über die verschiedenen Monitoringprogramme abgedeckt werden, wurden die Trends mittels einer Umfrage unter den Fachverbänden und Fachbehörden der Bundesländer ermittelt (vgl. Danksagung). Für einzelne Arten wurden zudem weitere Datenquellen herangezogen, z. B. das Monitoring Greifvögel und Eulen Europas (MEROS - Monitoring of European Raptors and Owls; MAMMEN & STUBBE 2005), dessen Ergeb-

nisse in die Diskussionen auf o. g. fachlichen Abstimmungstreffen einfließen.

Die Umfrage enthielt als Grundlagenmaterial neben den Bestands- und Trendangaben aus dem VRL-Bericht 2013 alle aus dem Brutvogelmonitoring verfügbaren landesweiten Trends zu seltenen Arten sowie die bundes- und landesweiten Trends zu häufigen Arten und war auf das Artenspektrum des jeweiligen Bundeslandes zugeschnitten. Damit sollte den Bearbeiterinnen und Bearbeitern in den Bundesländern einerseits das Beantworten der Umfrage erleichtert werden. Andererseits sollte mit den Angaben die Erstellung landesweiter RLB unterstützt werden, bei gleichzeitig bestmöglicher Harmonisierung der dafür genutzten landes- und bundesweiten Bestands- und Trendangaben. Die Bestandsveränderungen sollten so genau wie möglich angegeben werden. Dazu gab es die Möglichkeit, die Trends in 10-%-Schritten anzugeben. War eine so exakte Angabe nicht möglich, konnten die Bestandsveränderungen in Anlehnung an das Kriteriensystem der Roten Liste (SÜDBECK et al. 2005) auch nach den Schwellenwerten von > 20 % und > 50 % bei negativen und > 25 % bei positiven Trends angegeben werden.

Die Berechnung der bundesweiten Bestandsveränderungen erfolgte nach dem für die RLB etablierten Verfahren (SÜDBECK et al. 2007). Dabei werden die Trendangaben für die Bundesländer mit den landesweiten Beständen gewichtet und

## Küstenseeschwalbe

### *Sterna paradisaea*



Foto: M. Schäf

### Gefährdungssituation

Die Gefährdungssituation der Küstenseeschwalbe hat sich seit Mitte der 2000er Jahre massiv verschärft. War sie in der RLB 2002 noch als „Ungefährdet“ klassifiziert, wurde sie in der RLB 2007 als „Stark gefährdet“ und in der RLB 2015 als „Vom Aussterben bedroht“ geführt. Als koloniebrütende Vogelart – ganz überwiegend – der Nordseeküste, die als Bruthabitat kurzrasige, schütter bewachsene Salzwiesen bevorzugt, ist sie durch Veränderungen der Vegetation sowie durch sommerliche Hochwasserereignisse besonders gefährdet. Es wird erwartet, dass der prognostizierte Meeresspiegelanstieg die Situation verschärfen wird (VAN DER POL et al. 2010).

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| ★       | ★       | 2       | 1       | 1       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        |    | 2016             |
| Bayern                   |    | 2016             |
| Berlin                   |    | 2013             |
| Brandenburg              |    | 2019             |
| Hamburg                  |    | 2018             |
| Hessen                   |    | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | 1  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 1  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      |    | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          |    | 2014             |
| Saarland                 |    | 2020             |
| Sachsen                  |    | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           |    | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | ★  | 2010             |
| Thüringen                |    | 2010             |

### Bestandssituation

Der Brutbestand (derzeit ca. 3.300 Brutpaare) nimmt aktuell in Deutschland sowie auch im gesamten Wattenmeer beständig ab, in jüngster Zeit eher beschleunigt. Etwa drei Viertel des Bestands leben im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Die Bestandsentwicklung zeigte im vergangenen Jahrhundert massive Einbrüche

aufgrund von direkter Verfolgung (1900er Jahre), chemischer Vergiftung (1960er Jahre) oder Eindeichungen, denen sich Erholungsphasen auch aufgrund der Ausweisung von Schutzgebieten anschlossen. Starke Prädation hat dazu geführt, dass aktuell fast ausschließlich Inseln als Koloniestandorte aufgesucht werden.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 3.300         | Pa      | (<)                       | ↓        | ↓        | ↓        | →                 | →        |



■ Foto 7:

In den letzten 15 bis 20 Jahren hat in ganz Deutschland der Anbau von Mais für die Bioenergiegewinnung und die Futtermittelproduktion sehr stark zugenommen. Selbst in Naturschutzgebieten wie dem NSG Havelländisches Luch (Brandenburg) kann der Anteil der Maisäcker mit 24 % der gesamten Ackerfläche sogar höher sein als in ungeschützten Landschaften. Maisäcker sind für die Vogelwelt weitgehend uninteressant. – *In the last 15 to 20 years, the cultivation of maize for bioenergy production and animal feed has increased all over Germany. Even in nature reserves such as the NSG Havelländisches Luch (Brandenburg), the proportion of maize fields (24 % of the total arable land) can even be higher than in unprotected landscapes. Maize fields are largely of no interest to birds.*

Foto: T. Ryslavy

■ Foto 8:

Zahlreiche Feuchtgebiete, wie hier in der Mittleren Havelniederung (Brandenburg), litten in den letzten Jahren unter akutem Wassermangel, wozu einerseits mehrere niederschlagsarme Jahre, andererseits aber auch immer wieder ein schnelles Ableiten von Winterniederschlägen über die Vorflut geführt haben. Dringender denn je ist ein konsequenter Wasserrückhalt in unserer Landschaft, inkl. der Wiederherstellung von Retentionsflächen entlang der Flüsse. – *Numerous wetlands, such as here in the Middle Havel Lowlands (Brandenburg), have suffered from acute water shortages in recent years. These were due to several years of low precipitation, but also to a rapid runoff of winter precipitation. More urgent than ever is a consistent water retention in our landscape, including the restoration of retention areas along the rivers.* Foto: T. Ryslavy



■ Foto 9:

Sonnenblumenfelder – wie hier im Havelland (Brandenburg) – werden zwar zur Brutzeit nicht intensiv genutzt, sind dafür jedoch im nahrungssärmeren Winterhalbjahr bei etlichen körnerfressenden Kleinvogelarten umso beliebter. – *Sunflower fields – such as in the Havelland (Brandenburg) shown here – are not used intensively during the breeding season, but all the more attract a large number of small grain-eating bird species in the nutritionally poor winter months.*

Foto: T. Ryslavy

■ **Tabelle 2:**

Änderungen des bundesweiten Bestandstrends über 24 Jahre gegenüber der Meldung an die EU (im Zuge der Berichtspflichten), die sich aus Änderungen der Ländermeldungen nach Berücksichtigung neuer Quellen ergaben. – *Revisions regarding the national population trends over 24 years resulting from adjustments carried out by the federal states according to newer sources.* ↓↓ = starke Abnahme *strong decrease* (> 3 % / Jahr year), ↓ = moderate Abnahme *moderate decrease* (> 1–3 % / Jahr year), ↘ = leichte Abnahme *slight decrease* (≤ 1 % / Jahr year), → = stabil *stable*, ↗ = leichte Zunahme *slight increase* (≤ 1 % / Jahr year), ↑ = Zunahme *increase* (> 1 % / Jahr year) nach / *according to* GERLACH et al. (2019).

| Deutscher Name<br><i>German name</i> | Wissenschaftlicher Name<br><i>Scientific name</i> | Trend 24 Jahre<br><i>Population trend 24 years</i>  |                                                                         |
|--------------------------------------|---------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------|
|                                      |                                                   | nach – <i>according to</i><br>Gerlach et al. (2019) | nach Übernahme der Änderungen<br><i>after incorporating adjustments</i> |
| Austernfischer                       | <i>Haematopus ostralegus</i>                      | →                                                   | ↓                                                                       |
| Silbermöwe                           | <i>Larus argentatus</i>                           | ↑                                                   |                                                                         |
| Schreiadler*                         | <i>Clanga pomarina</i>                            | →                                                   | ↓                                                                       |
| Dreizehenspecht                      | <i>Picoides tridactylus</i>                       | ?                                                   | →                                                                       |
| Weißrückenspecht                     | <i>Dendrocopos leucotos</i>                       | ?                                                   | →                                                                       |

\* Sonderfall: abweichend von GERLACH et al. (2019) nur sich selbsterhaltende Bestände betrachtet

anschließend zu einer bundesweiten Bestandsveränderung verrechnet. Das bedeutet, dass die Entwicklung in Bundesländern mit höheren Bestandsanteilen einen größeren Einfluss auf den bundesweiten Trend hat. Das bundesweite Ergebnis wurde wiederum den Trendklassen des kurzfristigen Bestandstrends zugewiesen.

Die im Rahmen der Umfrage ermittelten bundesweiten Bestandstrends wurden soweit vorhanden mit den Ergebnissen der bundesweiten Programme des Brutvogelmonitorings abgeglichen. Dafür wurden alle Arten herangezogen, für die aus den verschiedenen Programmen Datenreihen ab 1997 oder früher vorlagen (149 Arten), auch wenn diese Datenreihen nicht immer statistisch abgesicherte Aussagen lieferten. Ziel war es, alle verfügbaren Informationen in die Bewertung einzubeziehen.

In jedem Fall wurden statistisch abgesicherte Trends der Monitoringprogramme durch die Expertinnen und Experten bestätigt. In den Fällen, in denen keine statistisch abgesicherten Trends aus den Monitoringprogrammen vorlagen, wurden die Trends auf den beiden o. g. fachlichen Abstimmungstreffen erörtert und das durch die gemeinsame Bewertung final gestützte Ergebnis für den Nationalen Vogelschutzbericht übernommen.

Nach der Fertigstellung des Vogelschutzberichtes im Oktober 2019 wurden in den Bundesländern für einzelne Arten neuere Quellen bekannt, die landesweit und bundesweit zu einer Änderung

des kurzfristigen 24-Jahrestrends führten (Tab. 2). Diese Informationen sind in die vorliegende RLB eingearbeitet worden.

### 3.5 Risikofaktoren / Stabile Teilbestände

Die Zuordnung von „*Risikofaktoren*“ erfolgte durch das NGRLV. Risikofaktoren blicken definitionsgemäß zwar prognostizierend in die Zukunft (auf die nächsten 12 Jahre), müssen sich aber auf aktuelle Informationen stützen. Neben neuerer Literatur, die auf eine Verschärfung der Bestandsentwicklung hinweist oder diese belegt, wurden als Hinweise auf die Wirkung von Risikofaktoren auch die für die Nationalen Vogelschutzberichte 2019 ermittelten Trends in den letzten 12 Jahren (GERLACH et al. 2019) herangezogen. Hat sich die Situation in den letzten 12 Jahren gegenüber dem kurzfristigen 24-Jahrestrend verschlechtert, kann das auf das Wirken eines Risikofaktors deuten. Beispielsweise hat sich der über 24 Jahre (noch) stabile Bestandstrend des Ortolans in den vergangenen 12 Jahren zu einer starken Abnahme von über 20 % verschärft. Analysen zum aktuellen Vorkommen der Art in Norddeutschland und der weiteren Intensivierung der Landwirtschaft (z. B. BERNADY et al. 2006, LANZ et al. 2014, LANGGEMACH et al. 2019, WELLMANN & BERNARDY 2020) belegen die Wirkung verstärkter indirekter, konkret absehbarer menschlicher Einwirkungen (Risikofaktor I). Andererseits können Risikofaktoren auch dann wirken, wenn die jüngste Bestandsentwicklung sich

nicht verschärft oder sogar günstiger verläuft als in den letzten 24 Jahren.

Das Zutreffen von „*Stabilen Teilbeständen*“ wurde ebenfalls durch das NGR LV (erstmalig) geprüft bzw. zugeordnet. Dabei wurden alle in Kategorie 1<sup>B</sup> („Vom Aussterben bedroht“) eingestuften Brutvogelarten daraufhin geprüft, ob noch populationsrelevante Teilbestände existieren, die ausreichend gesichert sind und erwarten lassen, dass die Art in absehbarer Zeit im Bezugsraum nicht ausstirbt. Ist dies der Fall, gilt die Art nicht als „Vom Aussterben bedroht“ (Kategorie 1<sup>B</sup>), sondern als „Stark gefährdet“ (Kategorie 2<sup>B</sup>), und diese Teilbestände müssen benannt werden. Im Ergebnis der Prüfung gab es allerdings nur für eine Art eine solche Anwendung (Dreizehenmöwe; vgl. Anhang 1).

#### 4 Kategorien der Roten Liste der Brutvögel

Maßgeblich für die Einstufungen sind die Kriterien, die durch bestimmte Kombinationen und Schwellenwerte die verschiedenen Gefährdungskategorien charakterisieren (s. Kap. 2.2, 2.3). Mit den nachfolgenden textlichen Definitionen der Kategorien werden die zugrundeliegenden Sachverhalte zusammengefasst und veranschaulicht. Diese Definitionen sollten insbesondere bei der Verbreitung der RLB in der Öffentlichkeit und durch Medien verwendet werden, um die Gefährdungssituation der Brutvögel in Deutschland allgemein verständlich und vergleichbar zu beschreiben.

Die Definitionen sind im Folgenden gelb unterlegt und die Konsequenzen für den Natur- und Vogelschutz grau. Zur deutlichen Unterscheidung von den Einstufungen in der Roten Liste wandernder Vogelarten (HÜPPOP et al. 2013) werden die Kategorien der Brutvogelliste durch ein hochgestelltes „B“ gekennzeichnet.

##### 0<sup>B</sup> Ausgestorben oder verschollen

Arten, die im Bezugsraum verschwunden sind oder von denen keine wild lebenden Bestände mehr bekannt sind. Sie sind entweder:

- nachweisbar ausgestorben oder
- verschollen, das heißt, aufgrund vergeblicher Nachsuche über einen längeren Zeitraum besteht der begründete Verdacht, dass ihre Brutbestände erloschen sind.

Diesen Arten muss bei Wiederauftreten in der Regel in besonderem Maße Schutz gewährt werden.

##### 1<sup>B</sup> Vom Aussterben bedroht

Arten, die so schwerwiegend bedroht sind, dass sie in absehbarer Zeit aussterben, wenn die Gefährdungsursachen fortbestehen. Ein Überleben im Bezugsraum kann nur durch sofortige Beseitigung der Ursachen oder wirksame Schutz- und Hilfsmaßnahmen für die Restbestände dieser Arten gesichert werden.

Das Überleben dieser Arten ist durch geeignete Schutz- und Hilfsmaßnahmen unbedingt zu sichern. Dies gilt insbesondere dann, wenn im Bezugsraum eine besondere Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der betreffenden Art besteht (GRUTTKE 2004; s. auch LUDWIG & SCHNITTTLER 2007).

Die Einschätzung, ob eine Brutvogelart die kritische Grenze der minimal überlebensfähigen Population (MVP, *minimum viable population*) unterschritten hat, zielt auf eine Vorhersage, die über die Lebensdauer der Individuen hinausreicht. Sie ist deshalb nicht mehr wie bisher Teil der Kategoriedefinition (SCHNITTTLER et al. 1994), sondern wird auf der Ebene der Risikofaktoren erfasst.

##### 2<sup>B</sup> Stark gefährdet

Arten, deren Brutbestände erheblich zurückgegangen oder die durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen erheblich bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Art nicht abgewendet, rückt sie voraussichtlich in die Kategorie „Vom Aussterben bedroht“ auf.

Die Bestände dieser Arten sind dringend durch geeignete Schutz- und Hilfsmaßnahmen zu stabilisieren, möglichst aber zu vergrößern. Dies gilt insbesondere dann, wenn im Bezugsraum eine besondere Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der betreffenden Art besteht.

Die stark gefährdeten Arten haben i. d. R. innerhalb des Bezugsraumes in nahezu allen Teilen ihres

Verbreitungsgebietes deutliche Bestandsverluste zu verzeichnen. Wenn Gefährdungsfaktoren und -ursachen weiterhin einwirken und Schutz- und Hilfsmaßnahmen nicht unternommen werden bzw. wegfallen, kann dies das regionale Erlöschen von Brutbeständen zur Folge haben.

### 3<sup>B</sup> Gefährdet

Arten, deren Brutbestände merklich zurückgegangen oder die durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Art nicht abgewendet, rückt sie voraussichtlich in die Kategorie „Stark gefährdet“ auf.

Die Bestände dieser Arten sind durch geeignete Schutz- und Hilfsmaßnahmen zu stabilisieren, möglichst aber zu vergrößern. Dies gilt insbesondere dann, wenn im Bezugsraum eine besondere Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der betreffenden Art besteht.

Die gefährdeten Arten haben i. d. R. deutliche Bestandsverluste in großen Teilen des Bezugsraumes zu verzeichnen. Wenn Gefährdungsfaktoren und -ursachen weiterhin einwirken und Schutz- und Hilfsmaßnahmen nicht unternommen werden bzw. wegfallen, kann dies das lokale Erlöschen von Brutbeständen zur Folge haben.

### R<sup>B</sup> Extrem selten

Extrem seltene bzw. sehr lokal vorkommende Arten, deren Brutbestände in der Summe weder lang- noch kurzfristig abgenommen haben und die auch nicht aktuell bedroht, aber gegenüber unvorhersehbaren Gefährdungen besonders anfällig sind.

Die Bestände dieser Arten bedürfen einer engmaschigen Beobachtung, um ggf. frühzeitig geeignete Schutz- und Hilfsmaßnahmen einleiten zu können, da bereits kleinere Beeinträchtigungen zu einer starken Gefährdung führen können. Jegliche Veränderungen des Lebensraumes dieser Arten sind zu unterlassen. Sind die Bestände aufgrund bestehender Bewirtschaftungsformen stabil, sind diese beizubehalten.

Bei extrem seltenen, langfristig nicht im Brutbestand zurückgehenden und im kurzfristigen Trend stabilen Arten führt ein Risikofaktor bereits zur Umstufung von Kategorie R<sup>B</sup> in Kategorie 1<sup>B</sup>. Sind solche Beeinträchtigungen vorhersehbar (z. B. Nutzungsänderungen), die den Bestand einer Art deutlich verringern, ist die betroffene Art in Kategorie 1<sup>B</sup> einzustufen.

### V<sup>B</sup> Vorwarnliste

Arten, deren Brutbestände merklich zurückgegangen sind, die aber aktuell noch nicht gefährdet sind. Bei Fortbestehen von bestandsreduzierenden Einwirkungen ist in naher Zukunft eine Einstufung in die Kategorie „Gefährdet“ wahrscheinlich.

Die Bestände dieser Arten sind zu beobachten. Durch Schutz- und Hilfsmaßnahmen sollten weitere Rückgänge verhindert werden. Dies gilt insbesondere dann, wenn im Bezugsraum eine besondere Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der betreffenden Art besteht.

Bei den Arten der Vorwarnliste sind die Rückgänge gemessen am aktuellen Bestand noch nicht bedrohlich. Sie werden nicht zu den akut bestandsgefährdeten Arten gerechnet. Daher zählt Kategorie V<sup>B</sup> nicht zu den Gefährdungskategorien der Roten Liste im engeren Sinne.

### D<sup>B</sup> Daten unzureichend

Die Informationen zur Einstufung einer Art sind unzureichend, wenn sie beispielsweise

- bisher oft übersehen oder nicht unterschieden wurde oder
- erst in jüngster Zeit eingewandert ist und starke Bestandsfluktuationen aufweist oder
- taxonomisch nicht ausreichend geklärt ist oder
- zu wenige Beobachtungen zur Einschätzung der Kriterien vorliegen.

Die Bestände dieser Arten sind genauer zu untersuchen, da darunter gefährdete oder extrem seltene Arten sein können, für die Schutz- und Hilfsmaßnahmen erforderlich sind.

## \*<sup>B</sup> Ungefährdet

Arten werden als derzeit nicht gefährdet angesehen, wenn ihre Brutbestände zugenommen haben, stabil sind oder so wenig zurückgegangen sind, dass sie nicht mindestens in Kategorie V<sup>B</sup> eingestuft werden müssen.

Die Bestände aller heimischen Arten sind kontinuierlich zu beobachten, um Verschlechterungen frühzeitig zu erkennen.

■ Tabelle 3:

Vergleich der Kategorien der RLB und der ihnen entsprechenden internationalen Rote-Liste-Kategorien der IUCN (IUCN 2003). – *Categories of the current Red List of German Breeding Birds and the equivalent IUCN categories (IUCN 2003).*

| Deutschland – Germany |                               | IUCN |                              |
|-----------------------|-------------------------------|------|------------------------------|
| 0 <sup>B</sup>        | Ausgestorben oder verschollen | RE   | <i>Regionally Extinct</i>    |
| 1 <sup>B</sup>        | Vom Aussterben bedroht        | CR   | <i>Critically Endangered</i> |
| 2 <sup>B</sup>        | Stark gefährdet               | EN   | <i>Endangered</i>            |
| 3 <sup>B</sup>        | Gefährdet                     | VU   | <i>Vulnerable</i>            |
| R <sup>B</sup>        | Extrem selten                 | [R]  | <i>[Rare]</i>                |
| V <sup>B</sup>        | Vorwarnliste                  | NT   | <i>Near Threatened</i>       |
| * <sup>B</sup>        | Ungefährdet                   | LC   | <i>Least Concern</i>         |
| [#]                   | [Nicht bewertet]              | NE   | <i>Not Evaluated</i>         |

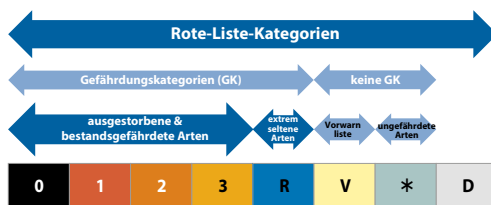
## 5 Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung (Stand 30. September 2020)

Nachfolgend werden die Brutvogelarten in systematischer Reihenfolge (nach BARTHEL & KRÜGER 2019) aufgeführt, die dem Einstufungsweg und den dort enthaltenen Kriterien entsprechend den

### Kategorie 0<sup>B</sup>: Ausgestorben oder verschollen

Arten, die im Bezugsraum verschwunden sind oder von denen keine wild lebenden Brutbestände mehr bekannt sind (n = 14).

| Deutscher Name<br><i>German name</i> | Wissenschaftlicher Name<br><i>Scientific name</i> |
|--------------------------------------|---------------------------------------------------|
| Rothuhn                              | <i>Alectoris rufa</i>                             |
| Zwergrtrappe                         | <i>Tetrax tetrax</i>                              |
| Mornellregenpfeifer                  | <i>Charadrius morinellus</i>                      |
| Steinwälzer                          | <i>Arenaria interpres</i>                         |
| Doppelschnepfe                       | <i>Gallinago media</i>                            |
| Rosenseeschwalbe                     | <i>Sterna dougallii</i>                           |
| Papageitaucher                       | <i>Fratercula arctica</i>                         |



■ Abbildung 3:

Schema der Gefährdungskategorien der Roten Liste Brutvögel. – *Schema of threat categories of the Red List of German Breeding Birds.*

Die Gefährdungskategorien der RLB sind auch mit den internationalen Rote-Liste-Kategorien der IUCN (2003) vergleichbar (Tab. 3), obwohl die Kriteriensysteme unterschiedlich sind. Lediglich die Kategorie R<sup>B</sup> der deutschen RLB findet keine aktuelle Entsprechung bei der IUCN, sondern existiert dort nur in früheren Versionen, und ist deshalb in Tabelle 3 in Klammern gesetzt. Im aktuellen IUCN-Kriteriensystem werden solche Arten den anderen Gefährdungskategorien zugeordnet.

Zum besseren Verständnis der Gefährdungsanalyse der Vogelarten in Deutschland dient Abbildung 3. Hier ist ersichtlich, dass es die Gefährdungskategorien 0, 1, 2, 3 und R gibt, während die Kategorien V („Vorwarnliste“) und \* („Ungefährdet“) keine Gefährdungskategorien im Sinne der RLB darstellen.

verschiedenen Gefährdungskategorien der 6. Fassung der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands zugeordnet worden sind.

| Deutscher Name<br><i>German name</i> | Wissenschaftlicher Name<br><i>Scientific name</i> |
|--------------------------------------|---------------------------------------------------|
| Waldrapp                             | <i>Geronticus eremita</i>                         |
| Gänsegeier                           | <i>Gyps fulvus</i>                                |
| Schlangenadler                       | <i>Circus gallicus</i>                            |
| Blauracke                            | <i>Coracias garrulus</i>                          |
| Würgfalk                             | <i>Falco cherrug</i>                              |
| Schwarzstirnwürger                   | <i>Lanius minor</i>                               |
| Steinsperling                        | <i>Petronia petronia</i>                          |

**Kategorie 1<sup>B</sup>: Vom Aussterben bedroht**

Arten, die so schwerwiegend bedroht sind, dass sie in absehbarer Zeit aussterben, wenn die Gefährdungsursachen fortbestehen (n = 33).

| Deutscher Name<br><i>German name</i> | Wissenschaftlicher Name<br><i>Scientific name</i> |
|--------------------------------------|---------------------------------------------------|
| Auerhuhn                             | <i>Tetrao urogallus</i>                           |
| Knäkente                             | <i>Spatula querquedula</i>                        |
| Moorente                             | <i>Aythya nyroca</i>                              |
| Großstrappe                          | <i>Otis tarda</i>                                 |
| Wachtelkönig                         | <i>Crex crex</i>                                  |
| Triel                                | <i>Burhinus oediconemus</i>                       |
| Goldregenpfeifer                     | <i>Pluvialis apricaria</i>                        |
| Sandregenpfeifer                     | <i>Charadrius hiaticula</i>                       |
| Seeregenpfeifer                      | <i>Charadrius alexandrinus</i>                    |
| Brachvogel                           | <i>Numenius arquata</i>                           |
| Uferschnepfe                         | <i>Limosa limosa</i>                              |
| Kampfläufer                          | <i>Calidris pugnax</i>                            |
| Alpenstrandläufer                    | <i>Calidris alpina</i>                            |
| Bekassine                            | <i>Gallinago gallinago</i>                        |
| Bruchwasserläufer                    | <i>Tringa glareola</i>                            |
| Lachseeschwalbe                      | <i>Gelochelidon nilotica</i>                      |
| Raubseeschwalbe                      | <i>Hydroprogne caspia</i>                         |

| Deutscher Name<br><i>German name</i> | Wissenschaftlicher Name<br><i>Scientific name</i> |
|--------------------------------------|---------------------------------------------------|
| Brandseeschwalbe                     | <i>Thalasseus sandvicensis</i>                    |
| Zwergseeschwalbe                     | <i>Sternula albifrons</i>                         |
| Küstenseeschwalbe                    | <i>Sterna paradisaea</i>                          |
| Schreiadler                          | <i>Clanga pomarina</i>                            |
| Kornweihe                            | <i>Circus cyaneus</i>                             |
| Sumpfohreule                         | <i>Asio flammeus</i>                              |
| Raubwürger                           | <i>Lanius excubitor</i>                           |
| Rotkopfwürger                        | <i>Lanius senator</i>                             |
| Beutelmeise                          | <i>Remiz pendulinus</i>                           |
| Haubenlerche                         | <i>Galerida cristata</i>                          |
| Seggenrohrsänger                     | <i>Acrocephalus paludicola</i>                    |
| Sperbergrasmücke                     | <i>Sylvia nisoria</i>                             |
| Steinrötel                           | <i>Monticola saxatilis</i>                        |
| Steinschmätzer                       | <i>Oenanthe oenanthe</i>                          |
| Brachpieper                          | <i>Anthus campestris</i>                          |
| Zippammer                            | <i>Emberiza cia</i>                               |

**Kategorie 2<sup>B</sup>: Stark gefährdet**

Arten, die erheblich zurückgegangen oder durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen erheblich bedroht sind (n = 18).

| Deutscher Name<br><i>German name</i> | Wissenschaftlicher Name<br><i>Scientific name</i> |
|--------------------------------------|---------------------------------------------------|
| Haselhuhn                            | <i>Tetrastes bonasia</i>                          |
| Birkhuhn                             | <i>Lyrurus tetrix</i>                             |
| Rebhuhn                              | <i>Perdix perdix</i>                              |
| Spießente                            | <i>Anas acuta</i>                                 |
| Turteltaube                          | <i>Streptopelia turtur</i>                        |
| Kiebitz                              | <i>Vanellus vanellus</i>                          |
| Flussuferläufer                      | <i>Actitis hypoleucos</i>                         |
| Rotschenkel                          | <i>Tringa totanus</i>                             |
| Dreizehenmöwe                        | <i>Rissa tridactyla</i>                           |

| Deutscher Name<br><i>German name</i> | Wissenschaftlicher Name<br><i>Scientific name</i> |
|--------------------------------------|---------------------------------------------------|
| Flussseeschwalbe                     | <i>Sterna hirundo</i>                             |
| Nachtreiher                          | <i>Nycticorax nycticorax</i>                      |
| Wiesenweihe                          | <i>Circus pygargus</i>                            |
| Grauspecht                           | <i>Picus canus</i>                                |
| Feldschwirl                          | <i>Locustella naevia</i>                          |
| Braunkehlchen                        | <i>Saxicola rubetra</i>                           |
| Weißrückenspecht                     | <i>Dendrocopos leucotos</i>                       |
| Wiesenpieper                         | <i>Anthus pratensis</i>                           |
| Ortolan                              | <i>Emberiza hortulana</i>                         |

**Kategorie 3<sup>B</sup>: Gefährdet**

Arten, die merklich zurückgegangen oder durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen bedroht sind (n = 24).

| Deutscher Name<br><i>German name</i> | Wissenschaftlicher Name<br><i>Scientific name</i> |
|--------------------------------------|---------------------------------------------------|
| Löffelente                           | <i>Spatula clypeata</i>                           |
| Krickente                            | <i>Anas crecca</i>                                |
| Gänsesäger                           | <i>Mergus merganser</i>                           |
| Nachtschwalbe                        | <i>Caprimulgus europaeus</i>                      |

| Deutscher Name<br><i>German name</i> | Wissenschaftlicher Name<br><i>Scientific name</i> |
|--------------------------------------|---------------------------------------------------|
| Kuckuck                              | <i>Cuculus canorus</i>                            |
| Kleinsumpfhuhn                       | <i>Zapornia parva</i>                             |
| Tüpfelsumpfhuhn                      | <i>Porzana porzana</i>                            |
| Schwarzhalσταucher                   | <i>Podiceps nigricollis</i>                       |

| Deutscher Name<br>German name | Wissenschaftlicher Name<br>Scientific name |
|-------------------------------|--------------------------------------------|
| Trauerseeschwalbe             | <i>Chlidonias niger</i>                    |
| Rohrdommel                    | <i>Botaurus stellaris</i>                  |
| Zwergdommel                   | <i>Ixobrychus minutus</i>                  |
| Fischadler                    | <i>Pandion haliaetus</i>                   |
| Wiedehopf                     | <i>Upupa epops</i>                         |
| Wendehals                     | <i>Jynx torquilla</i>                      |
| Kleinspecht                   | <i>Dryobates minor</i>                     |
| Baumfalke                     | <i>Falco subbuteo</i>                      |

| Deutscher Name<br>German name | Wissenschaftlicher Name<br>Scientific name |
|-------------------------------|--------------------------------------------|
| Feldlerche                    | <i>Alauda arvensis</i>                     |
| Mehlschwalbe                  | <i>Delichon urbicum</i>                    |
| Star                          | <i>Sturnus vulgaris</i>                    |
| Trauerschnäpper               | <i>Ficedula hypoleuca</i>                  |
| Halsbandschnäpper             | <i>Ficedula albicollis</i>                 |
| Bluthänfling                  | <i>Linaria cannabina</i>                   |
| Zitronenzeisig                | <i>Carduelis citrinella</i>                |
| Zaunammer                     | <i>Emberiza cirrus</i>                     |

### Kategorie R<sup>B</sup>: Extrem selten

Extrem seltene bzw. sehr lokal vorkommende Arten, deren Bestände in der Summe weder lang- noch kurzfristig abgenommen haben und die auch nicht aktuell bedroht, aber gegenüber unvorhersehbaren Gefährdungen besonders anfällig sind (n = 23).

| Deutscher Name<br>German name | Wissenschaftlicher Name<br>Scientific name |
|-------------------------------|--------------------------------------------|
| Alpensneehuhn                 | <i>Lagopus muta</i>                        |
| Steinhuhn                     | <i>Alectoris graeca</i>                    |
| Pfeifente                     | <i>Mareca penelope</i>                     |
| Bergente                      | <i>Aythya marila</i>                       |
| Zwergsumpfhuhn                | <i>Zapornia pusilla</i>                    |
| Ohrentaucher                  | <i>Podiceps auritus</i>                    |
| Zwergmöwe                     | <i>Hydrocoloeus minutus</i>                |
| Weißbart-Seeschwalbe          | <i>Chlidonias hybrida</i>                  |
| Weißflügel-Seeschwalbe        | <i>Chlidonias leucopterus</i>              |
| Trottellumme                  | <i>Uria aalge</i>                          |
| Tordalk                       | <i>Alca torda</i>                          |
| Eissturmvogel                 | <i>Fulmarus glacialis</i>                  |

| Deutscher Name<br>German name | Wissenschaftlicher Name<br>Scientific name |
|-------------------------------|--------------------------------------------|
| Basstölpel                    | <i>Morus bassanus</i>                      |
| Löffler                       | <i>Platalea leucorodia</i>                 |
| Purpureiher                   | <i>Ardea purpurea</i>                      |
| Silberreiher                  | <i>Ardea alba</i>                          |
| Steinadler                    | <i>Aquila chrysaetos</i>                   |
| Habichtskauz                  | <i>Strix uralensis</i>                     |
| Alpendohle                    | <i>Pyrhocorax graculus</i>                 |
| Grünlaubsänger                | <i>Phylloscopus trochiloides</i>           |
| Mauerläufer                   | <i>Tichodroma muraria</i>                  |
| Schneesperling                | <i>Montifringilla nivalis</i>              |
| Alpenbraunelle                | <i>Prunella collaris</i>                   |

### Kategorie V<sup>B</sup>: Vorwarnliste

Arten, die merklich zurückgegangen sind, aber aktuell noch nicht gefährdet sind (n = 21). Die Arten der Vorwarnliste sind somit nicht regulärer Teil der RLB!

| Deutscher Name<br>German name | Wissenschaftlicher Name<br>Scientific name |
|-------------------------------|--------------------------------------------|
| Wachtel                       | <i>Coturnix coturnix</i>                   |
| Tafelente                     | <i>Aythya ferina</i>                       |
| Wasserralle                   | <i>Rallus aquaticus</i>                    |
| Teichhuhn                     | <i>Gallinula chloropus</i>                 |
| Säbelschnäbler                | <i>Recurvirostra avosetta</i>              |
| Flussregenpfeifer             | <i>Charadrius dubius</i>                   |
| Waldschnepfe                  | <i>Scolopax rusticola</i>                  |
| Silbermöwe                    | <i>Larus argentatus</i>                    |
| Weißstorch                    | <i>Ciconia ciconia</i>                     |
| Wespenbussard                 | <i>Pernis apivorus</i>                     |
| Steinkauz                     | <i>Athene noctua</i>                       |

| Deutscher Name<br>German name | Wissenschaftlicher Name<br>Scientific name |
|-------------------------------|--------------------------------------------|
| Pirol                         | <i>Oriolus oriolus</i>                     |
| Heidelerche                   | <i>Lullula arborea</i>                     |
| Rauchschwalbe                 | <i>Hirundo rustica</i>                     |
| Grauschnäpper                 | <i>Muscicapa striata</i>                   |
| Sprosser                      | <i>Luscinia luscinia</i>                   |
| Zwergschnäpper                | <i>Ficedula parva</i>                      |
| Feldsperling                  | <i>Passer montanus</i>                     |
| Baumpieper                    | <i>Anthus trivialis</i>                    |
| Karmingimpel                  | <i>Carpodacus erythrinus</i>               |
| Graumammer                    | <i>Emberiza calandra</i>                   |

## 6 Bilanz der Gefährdungssituation

Die nachfolgende Diskussion bewertet und kommentiert das Ergebnis dieser 6. Fassung der RLB auf der Grundlage der in Deutschland durch eine große Zahl ehrenamtlicher und amtlicher Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter erhobenen avifaunistischen Fachdaten. Dabei können aufgrund der Fülle des Materials naturgemäß nur ausgewählte Aspekte hervorgehoben und beleuchtet werden. Um wissenschaftlich exakte Aussagen über die den Einstufungen zu Grunde liegenden Ursache-Wirkungen-Beziehungen ableiten zu können, bedarf es häufig einer intensiven fachwissenschaftlichen Analyse, die es in der notwendigen Tiefe noch zu wenig gibt und die an dieser Stelle nicht geleistet werden kann und soll. Die folgende Betonung, Gewichtung und Vertiefung der einzelnen Aspekte zur Gefährdung der Brutvögel Deutschlands ist daher insgesamt als eine fachgutachterliche Bewertung und Einschätzung der Autorinnen und Autoren dieser Liste einzustufen und soll somit die Wirkung dieser Liste für die Umsetzung von Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen für die Brutvögel Deutschlands unterstützen.

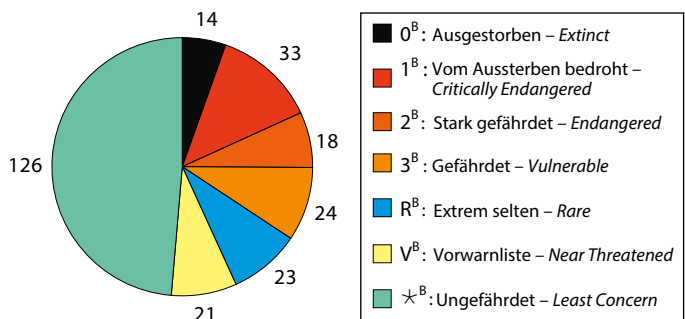
### 6.1 Generelle Entwicklungen gegenüber der 5. Fassung der RLB

Für die Berichtsperiode von 2011 bis 2016 gelten 259 einheimische Vogelarten als etablierte Brutvogelarten in Deutschland. Von diesen Arten sind 14 Arten „Ausgestorben oder verschollen“ (Kategorie 0<sup>B</sup>). Alle anderen 245 regelmäßigen Brutvogelarten wurden der beschriebenen Gefährdungsanalyse unterzogen. In der 5. Fassung der RLB (GRÜNEBERG et al. 2015) gab es noch drei Arten mehr als in der jetzigen 6. Fassung, doch

deren Brutstatus musste neu bewertet werden (s. u.). Zusammen mit 24 unregelmäßig brütenden Arten (Status II<sup>B</sup>) und 17 etablierten Neozoen (Status IIIa<sup>B</sup>) umfasst die Liste der in Deutschland während der gesamten Berichtsperiode brütenden Vogelarten insgesamt 300 Arten. Damit hat sich diese Summe entgegen dem bisherigen Trend nicht weiter erhöht. Erwähnt werden soll noch, dass der Stelzenläufer (*Himantopus himantopus*) seit 2014 alljährlich in Deutschland brütet, womit er das Kriterium für eine Einstufung in den Status I<sup>B</sup> ab 2018 erfüllt und deshalb in dieser RLB, deren Berichtsperiode 2016 endet, noch als Art mit Status II<sup>B</sup> betrachtet wird. Erstmals brüteten in Deutschland 2017 die Brillengrasmücke (*Sylvia conspicillata*) in Nordrhein-Westfalen (KREUSEL et al. 2019) und die Kappenammer (*Emberiza melanocephala*) in Baden-Württemberg (ANTHES et al. 2019) sowie 2020 der Zistensänger (*Cisticola juncidis*) im Saarland (N. ROTH, schriftl.). Von diesen drei Arten konnte nur bei der Kappenammer 2019 ein zweites Mal eine Brut nachgewiesen werden. All diese Entwicklungen werden erst in der nächsten RLB berücksichtigt werden.

Von den 259 einheimischen Brutvogelarten (einschließlich der ausgestorbenen Arten) müssen nach der jetzigen Gefährdungsanalyse 112 Arten, das sind 43,2 %, in einer der Gefährdungskategorien geführt werden (Abb. 4). Durch Erlöschen der Brutbestände von Steinwälzer und Würgfalke einerseits und der Wiederansiedlung des Triels andererseits werden jetzt 14 Brutvogelarten (5,4 %) als in Deutschland ausgestorben geführt. Ferner gibt es 23 Arten mit geografischer Restriktion, welche aufgrund sehr kleiner Bestände oder sehr weniger Vorkommen besonders anfällig selbst gegenüber lokalen Gefährdungen sind (poten-

■ **Abbildung 4:**  
Anzahl der Arten in den Gefährdungskategorien der neuen RLB Deutschlands (6. Fassung). – Number of species assigned to the different threat categories according to the new Red List for German Breeding Birds (6th review).



Rohrdommel  
*Botaurus stellaris*



Foto: T. Hinsche

Gefährdungssituation

In den letzten zwei Jahrzehnten hat sich die Gefährdungssituation der Rohrdommel deutlich verbessert. In den beiden RLB der 1990er Jahre wurde die Art noch als „Vom Aussterben bedroht“ geführt, in der RLB 2007 dann als „Stark gefährdet“ und ab der RLB 2015 als „Gefährdet“. Gefährdungen für die Rohrdommel stellen einerseits extreme Kältewinter und andererseits Lebensraumbeeinträchtigungen bzw. -zerstörungen infolge von Entwässerungen, intensiver Schilfmahd, lokalem Schilfsterven oder der zunehmenden Freizeitnutzung an und auf den Gewässern dar.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| 1       | 1       | 2       | 3       | 3       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 0  | 2016             |
| Bayern                   | 1  | 2016             |
| Berlin                   | 1  | 2013             |
| Brandenburg              | V  | 2019             |
| Hamburg                  | 0  | 2018             |
| Hessen                   | 0  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | ★  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 1  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 0  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 0  | 2014             |
| Saarland                 | 0  | 2020             |
| Sachsen                  | 2  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | 3  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | ★  | 2010             |
| Thüringen                | 1  | 2010             |

Bestandssituation

Nach starken Bestandsrückgängen insbesondere ab den 1960/70er Jahren kam es ab Ende der 1990er Jahren zu einer deutlichen Bestandserholung. Wurde für Mitte der 1990er Jahre der deutsche Bestand auf 430–510 Reviere geschätzt, waren es im Jahr 2009 bereits 950–1.100 (GEDEON et al. 2014) und – nach den

beiden extremen Kältewintern 2009/10 und 2010/11 – im Jahr 2016 ca. 800–850 Reviere. Die positive Bestandsentwicklung wurde von der Anlage oder Wiederherstellung geeigneter Bruthabitate sowie allgemein von der Verbesserung der Wasserqualität der Fließ- und Stillgewässer begünstigt.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 800–850       | Rev.    | (<)                       | ➡        | ⬆        | ⬆        | ➡                 | ⬆        |

ziell bedrohte Arten). Diese Arten werden der Kategorie „R“ zugeordnet, die in den folgenden Bilanzen als eigenständige Gefährdungskategorie behandelt wird. 126 Arten (48,6 %) sind nach den Einstufungskriterien „Ungefährdet“, 21 (8,2 %) stehen aufgrund starker Abnahmen auf der „Vorwarnliste“.

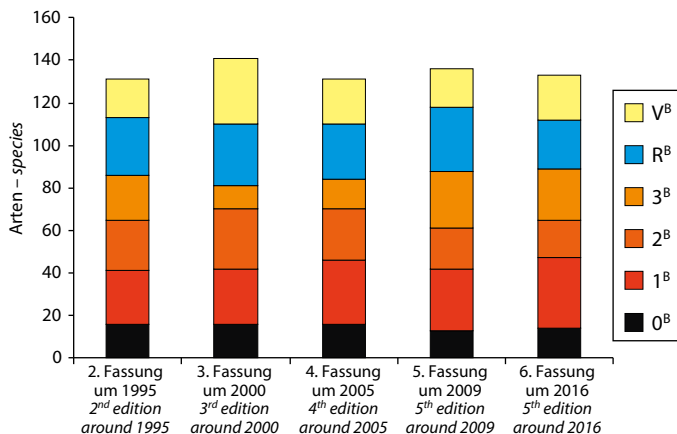
Insgesamt sind demnach erneut weniger als 50 % der Brutvogelarten „Ungefährdet“. Doch auch unter diesen Arten gibt es weitere mit statistisch gesicherten Abnahmen (s. GERLACH et al. 2019), ohne dass jedoch die Schwellenwerte für Gefährdungseinstufungen überschritten wären.

Die Zahl der aktuell bestandsgefährdeten Arten hat sich gegenüber der Vorgängerliste nicht weiter erhöht. Vielmehr gilt, dass sich die letzten drei nach einheitlichem Kriteriensystem erarbeiteten Fassungen der RLB (SÜDBECK et al. 2007, GRÜNEBERG et al. 2015) nur marginal bzw. in Details, nicht aber im Gesamtbild, unterscheiden und daher trotz vielfältiger Vogelschutzmaßnahmen in Deutschland keine Verbesserung der Gefährdungssituation erreicht wurde.

Im Vergleich zur letzten RLB mussten 21 Arten in höhere Gefährdungskategorien eingestuft werden, während 20 Arten herabgestuft werden konnten (Tab. 4). Mit dem Silberreiher ist eine neue Brutvogelart aufgetreten und mit dem Triel brütet eine vormals ausgestorbene Art wieder regelmäßig in Deutschland (sie wurden in die Kategorien R<sup>B</sup> bzw. 1<sup>B</sup> eingestuft). Andererseits mussten der Steinwürger und der Würgerfalk in die Liste der ausgestorbenen Arten überführt werden, da ihre Brutvorkommen vor mehr als

zehn Jahren erloschen. Ferner hat auch die Zahl der „Vom Aussterben bedrohten“ oder „Stark gefährdeten“ Arten (Kategorien 1<sup>B</sup> und 2<sup>B</sup>) um drei Arten leicht zugenommen, während die der „Gefährdeten“ Arten (Kategorie 3<sup>B</sup>) um drei Arten zurückging. Die größten Veränderungen gab es in der Kategorie der R<sup>B</sup>-Arten, von denen u. a. vier Arten ihr Brutareal deutlich ausdehnen und aus der RLB entlassen werden konnten, darunter Alpensegler und Steppenmöwe. Während in der „Vorwarnliste“ (V<sup>B</sup>) nun drei Arten mehr aufgeführt werden mussten als in der letzten RLB (jetzt 21 Arten, entspricht 8,1 %), hat sich die Zahl ungefährdeter Arten (★<sup>B</sup>) mit 126 statt bisher 125 kaum verändert.

Neben den Einstufungen in die RLB erlauben die vorliegenden Daten einen Überblick auch über die „Massen“ der häufigsten Vogelarten in Deutschland, wie er bereits in vorherigen Listen vorgenommen wurde, und deren Veränderung: In der Zusammenschau mit den in der RLB gelisteten Arten ergibt sich ein grober Eindruck von der Häufigkeitsverteilung aller Vogelarten und somit auch ein Hinweis auf die „Monotonisierung“ der Vogelwelt in Deutschland. In der Rangfolge der häufigsten Arten gibt es einige Veränderungen (Tab. 5). Die häufigste Art ist nun die Amsel und nicht mehr der Buchfink, gefolgt von Kohlmeise und Mönchgrasmücke, welche den Haussperling auf den 5. Rang verwies. Mehrere Generalisten haben nun höhere Bestände, während vor allem Offenlandarten wie Star und Goldammer weitere Einbußen erlitten und zurückfielen. Fitis und Gartengrasmücke sind nicht mehr unter den Arten



■ **Abbildung 5:**

Anzahl der den verschiedenen Gefährdungskategorien und der Vorwarnliste zugeordneten Arten der neuen RLB (6. Fassung) und in früheren mit vergleichbarer Methode erstellten RLB (2. Fassung WITT et al. 1996, 3. Fassung BAUER et al. 2002, 4. Fassung SÜDBECK et al. 2007, 5. Fassung GRÜNEBERG et al. 2015). Kürzel wie in Abb. 4. – Number of species assigned to the different threat categories and those categorized as Near Threatened in the new Red List for breeding birds (6th review) in comparison to assignments of former Red Lists since the 1990s. Abbreviations as in Fig. 4.

■ Foto 10:

Eine Agrarlandschaft mit Mosaikbewirtschaftung im ländlichen Raum (hier Havelländisches Luch, Brandenburg) ist eine wesentliche Grundlage für ein reichhaltiges Insektenangebot zur Brut- und Aufzuchtzeit diverser – zumindest in dieser Zeit – insektenfressender Vogelarten wie Großstrappe, Rebhuhn, Brachvogel oder Kiebitz. – *An agricultural landscape with mosaic management in rural areas (here Havelländisches Luch, Brandenburg) is an essential basis for a rich supply of insects during breeding and chick rearing of various – at least during this time – insectivorous bird species such as Great Bustard, Grey Partridge, Eurasian Curlew, and Northern Lapwing.* Foto: T. Ryslavy



■ Foto 11:

Die Gewinnung von Braunkohle im Tagebau reißt riesige Löcher in die Landschaft (Neupetershain, Niederlausitz). Nach dem Abbau der Braunkohle entsteht vorübergehend wertvoller Lebensraum für Rebhuhn, Nachtschwalbe, Wiedehopf, Raubwürger, Heidelerche, Brachpieper, Grauammer und andere Arten offener Trockenlandschaften. – *The excavation of brown coal in opencast mining tears huge holes into the landscape (Neupetershain, Niederlausitz). After the coal has been extracted, valuable habitat is temporarily created for Grey Partridge, European Nightjar, Eurasian Hoopoe, Great Grey Shrike, Woodlark, Tawny Pipit, Corn Bunting and other species of open arid landscapes.*

Foto: K. Hüppop

■ Foto 12:

Nährstoffarme, sommerwarme Trockenlebensräume wie dieser Hang am Odertal bei Gartz sind nicht nur botanisch und entomologisch wertvoll, hier brüten neben Neuntöter und Dorngrasmücke auch gefährdete Vogelarten wie Turteltaube und Sperbergrasmücke. – *Nutrient-poor, summer-warm dry habitats like this slope on the upper Oder Valley near Gartz are not only botanically and entomologically valuable. In addition to Red-backed Shrike and Common Whitethroat, endangered bird species such as European Turtle Dove and Barred Warbler breed here.* Foto: K. Hüppop





■ Foto 13 und 14:

Durch Entwässerung, industriellen Torfabbau wie im Stapeler Moor (Krs. Leer, oben, weitgehende Abtorfung bis 1998) oder Handtorfstiche wie im angrenzenden Spolsener Moor (Krs. Friesland, unten) wurden die ehemals ausgedehnten Moore im Norden Niedersachsens weitestgehend zerstört. Die gezeigten Moore sind Teil eines über 15 km<sup>2</sup> Moorkomplexes, der durch Wiedervernässung, maschinelle Entkusselung, Beweidung mit Ziegen (unten) und Moorschnucken regeneriert wird. Die Brutvogelwelt naturnaher Hochmoore ist artenarm, umfasst aber etliche gefährdete Arten wie Krickente, Brachvogel, Bekassine, Rotschenkel, Nachtschwalbe, Wiesenpieper, Schwarz- und Braunkehlchen.

– *The formerly extensive peat bogs in the north of Lower Saxony were largely destroyed by drainage, industrial peat extraction as in the Stapeler Moor (Krs. Leer, above, extensive peat removal until 1998) or manual peat digs as in the adjacent Spolsener Moor (Krs. Friesland, below). The bogs shown are part of a more than 15 km<sup>2</sup> complex which is regenerated by rewetting, mechanical removal of young trees and bushes, grazing with goats (below) and frugal sheep. The breeding bird community of near-natural bogs is species-poor, but includes a number of endangered ones such as Eurasian Teal, Eurasian Curlew, Common Snipe, European Nightjar, Meadow Pipit, European Stonechat and Whinchat.* Fotos: K. Hüppop



■ Foto 15:

Dank intensiver Schutzmaßnahmen stehen Wanderfalke und Uhu schon lange nicht mehr auf der RLB. Bruthabitate wie diese Felsen im oberen Donautal dürfen trotzdem nicht durch Freizeitaktivitäten gestört werden. – *Thanks to intensive protective measures, Peregrine Falcon and Eurasian Eagle Owl have long been reclassified as unthreatened on the German Red List of breeding birds. However, breeding habitats such as these rocks in the upper Danube Valley must not be disturbed by leisure activities.*

Foto: K. Hüppop



■ **Tabelle 4:**  
Veränderungen der Gefährdungseinstufungen der aktuellen RLB (6. Fassung) gegenüber der 5. Fassung. – *Changes regarding the classification of different threat status in the current Red List of German Breeding Birds (6th review) compared to the 5th version.*

| Herabstufungen (geringere Gefährdung) – Downgradings (lower risk status) |                  |                                                                                  |
|--------------------------------------------------------------------------|------------------|----------------------------------------------------------------------------------|
| von → nach<br>from → to                                                  | Anzahl<br>number | Arten<br>species                                                                 |
| 0 <sup>B</sup> → 1 <sup>B</sup>                                          | 1                | Triel                                                                            |
| 1 <sup>B</sup> → 2 <sup>B</sup>                                          | 1                | Birkhuhn                                                                         |
| 1 <sup>B</sup> → 3 <sup>B</sup>                                          | 1                | Trauerseeschwalbe                                                                |
| 1 <sup>B</sup> → R <sup>B</sup>                                          | 1                | Ohrentaucher                                                                     |
| 2 <sup>B</sup> → 3 <sup>B</sup>                                          | 2                | Zwergdommel, Wendehals                                                           |
| 3 <sup>B</sup> → V <sup>B</sup>                                          | 5                | Weißstorch, Wespenbussard, Steinkauz, Rauchschwalbe, Baumpieper                  |
| R <sup>B</sup> → ★ <sup>B</sup>                                          | 4                | Singschwan, Alpensegler, Steppenmöwe, Felsenschwalbe                             |
| V <sup>B</sup> → ★ <sup>B</sup>                                          | 5                | Rotmilan, Uferschwalbe, Gartenrotschwanz, Haussperling, Goldammer                |
| „Umstufung“ – Reclassification                                           |                  |                                                                                  |
| R <sup>B</sup> → 2 <sup>B</sup>                                          | 1                | Dreizehenmöwe                                                                    |
| Höherstufungen (stärkere Gefährdungen) – Upgradings (higher risk status) |                  |                                                                                  |
| 2 <sup>B</sup> → 0 <sup>B</sup>                                          | 1                | Steinwälzer                                                                      |
| 2 <sup>B</sup> → 1 <sup>B</sup>                                          | 4                | Raubwürger, Knäkente, Steinrötel, Wachtelkönig                                   |
| 3 <sup>B</sup> → 1 <sup>B</sup>                                          | 1                | Sperbergrasmücke                                                                 |
| 3 <sup>B</sup> → 2 <sup>B</sup>                                          | 4                | Spießente, Rotschenkel, Feldschwirl, Ortolan                                     |
| V <sup>B</sup> → 3 <sup>B</sup>                                          | 3                | Gänsesäger, Kuckuck, Kleinspecht                                                 |
| ★ <sup>B</sup> → 1 <sup>B</sup>                                          | 1                | Beutelmeise                                                                      |
| ★ <sup>B</sup> → 3 <sup>B</sup>                                          | 1                | Schwarzhalstaucher                                                               |
| ★ <sup>B</sup> → V <sup>B</sup>                                          | 6                | Tafelente, Säbelschnäbler, Flussregenpfeifer, Silbermöwe, Sprosser, Karmingimpel |
| Neuansiedlung – New breeding species                                     |                  |                                                                                  |
| neu <sup>B</sup> → R <sup>B</sup>                                        | 1                | Silberreiher                                                                     |

mit mehr als 1 Mio. Paaren zu finden (GERLACH et al. 2019). Insgesamt stehen den starken Bestandsverlusten bei den sehr häufigen Arten, die an mehreren Stellen dokumentiert wurden (HÜPPOP et al. 2013, GEDEON et al. 2014, GRÜNEBERG et al. 2015, BAUER et al. 2019, PECBMS 2019, BMUB 2020), in den letzten Jahren Bestandserholungen gegenüber, was insbesondere für viele Waldvogelarten und den vom wachsenden Grünvolumen der Städte profitierenden Siedlungsarten festgestellt wurde (GERLACH et al. 2019, KAMP et al. 2020). Es bleibt abzuwarten, ob sich diese Entwicklung in den folgenden RLB durch eine entsprechende Verbesserung des Brutbestandes und des Kurzzeittrends in der artspezifischen Gefährdungssituation niederschlagen wird.

Insgesamt ergibt die Summe der Brutbestände aller regelmäßigen Brutvogelarten eine leichte Zunahme gegenüber dem Bezugsjahr 2009 (70 – 100 Mio. Paare, SUDFELDT et al. 2013; 74 – 100 Mio. Paare, GERLACH et al. 2019). Diese

Zunahme geht vor allem auf höhere Bestandsangaben der aktuell neun häufigsten Arten zurück. Dennoch sind die Bestände trotz der leichten Erholung immer noch deutlich niedriger als in den 1990er Jahren (GERLACH et al. 2019), die eine Phase starker Bestandsrückgänge markierten.

In Tabelle 5 fällt die Zunahme der häufigsten Arten besonders auf. Diese sind oft als relativ anspruchslose Generalisten einzustufen, deren Entwicklung gerade deshalb nicht die Vielfalt der Vogelwelt, vertreten durch die vielen, spezialisierten Arten, repräsentiert. Insofern ist hieraus kein positiver Gesamttrend über die Vogelwelt Deutschlands abzulesen, sondern eher deren anhaltende Monotonisierung. Dennoch weist diese Betrachtung auch auf positive Entwicklungen hin, etwa bei Haussperling oder Zilpzalp, wo Arten, deren Bestände erheblich zurückgegangen waren, aktuell wieder Verlorenes zurückerobern. Die in Tab. 5 aufgeführten 21 Arten stellen ca. 80 % des Brutbestandes in Deutschland. Davon

■ **Tabelle 5:**

Bestandsveränderungen gegenüber der RLB 2015 bei den häufigsten (> 1 Mio. Paare) Brutvogelarten Deutschlands (als gerundete geometrische Mittelwerte der Bestandsspannen) und deren 12-Jahrestrends (Kalkulation DDA). aaa = sehr starke Abnahme, aa = starke Abnahme, o = stabil oder fluktuierend, (Z) Zunahme. – *Changes as compared to the 5th Red List version of the total number of breeding pairs of the most common species (rounded sums of geometric means of ranges) and of 12-year trends compiled for the EU report 2019 by DDA. aaa = very strong decline, aa = strong decline, o = stable or fluctuating, (Z) = increase.*

| Rang<br>RLB<br>2020 | Rang<br>RLB<br>2015 | Brutvogelart        | geometrische<br>Mittelwerte<br>RLB 2020 | geometrische<br>Mittelwerte<br>RLB 2015 | 12-Jahrestrend<br>2004–2016 | 12-Jahrestrend<br>1997–2009 |
|---------------------|---------------------|---------------------|-----------------------------------------|-----------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 1                   | 2                   | Amsel               | 8.690.000                               | 8.090.000                               | o                           | o                           |
| 2                   | 1                   | Buchfink            | 8.270.000                               | 8.120.000                               | o                           | o                           |
| 3                   | 3                   | Kohlmeise           | 6.290.000                               | 5.790.000                               | (Z)                         | o                           |
| 4                   | 5                   | Mönchsgrasmücke     | 5.350.000                               | 3.790.000                               | (Z)                         | (Z)                         |
| 5                   | 4                   | Haussperling        | 4.960.000                               | 4.220.000                               | (Z)                         | aa                          |
| 6                   | 7                   | Blaumeise           | 3.950.000                               | 3.480.000                               | (Z)                         | o                           |
| 7                   | 9                   | Zilpzalp            | 3.900.000                               | 3.040.000                               | (Z)                         | aa                          |
| 8                   | 6                   | Rotkehlchen         | 3.850.000                               | 3.620.000                               | o                           | o                           |
| 9                   | 10                  | Ringeltaube         | 3.190.000                               | 2.840.000                               | (Z)                         | o                           |
| 10                  | 8                   | Star                | 3.060.000                               | 3.460.000                               | aa                          | aaa                         |
| 11                  | 10                  | Zaunkönig           | 2.770.000                               | 2.840.000                               | o                           | o                           |
| 12                  | 14                  | Singdrossel         | 1.770.000                               | 1.570.000                               | (Z)                         | o                           |
| 13                  | 12                  | Grünfink            | 1.720.000                               | 1.970.000                               | aa                          | aa                          |
| 14                  | 16                  | Sommersgoldhähnchen | 1.520.000                               | 1.520.000                               | o                           | aa                          |
| 15                  | 13                  | Feldlerche          | 1.490.000                               | 1.610.000                               | aa                          | aaa                         |
| 16                  | 20                  | Kleiber             | 1.480.000                               | 1.180.000                               | (Z)                         | o                           |
| 17                  | 15                  | Heckenbraunelle     | 1.480.000                               | 1.560.000                               | o                           | o                           |
| 18                  | 16                  | Goldammer           | 1.350.000                               | 1.520.000                               | aa                          | aa                          |
| 19                  | 18                  | Tannenmeise         | 1.330.000                               | 1.500.000                               | aa                          | o                           |
| 20                  | 19                  | Wintergoldhähnchen  | 1.110.000                               | 1.350.000                               | aa                          | aaa                         |
| 21                  | 21                  | Feldsperling        | 1.020.000                               | 980.000                                 | o                           | aa                          |

sind nur Feldlerche und Star, zwei typische Vertreter der offenen Kulturlandschaft, in der RLB aufgeführt. Zu beachten ist, dass hier 12-Jahrestrends (und nicht die für die Zuordnung zu den Gefährdungskategorien ausschlaggebenden 24-Jahrestrends) dargestellt sind, deren Zeiträume zudem partiell überlappen.

## 6.2 Gefährdungssituation in verschiedenen Lebensräumen

Sind Vogelarten eines bestimmten Lebensraumtyps besonders stark vom Rückgang betroffen? Weisen Vogelarten, die ihr Areal stark erweitert haben, bestimmte brutbiologische Eigenschaften auf? Überwintern Vogelarten mit einem zunehmenden Brutbestand in anderen Regionen als Arten mit einem rückläufigen Brutbestand? Das sind nur drei von sehr vielen Fragen, bei denen ökologische und biologische Eigenschaften von Vogelarten bei der Analyse (oder Prognose) von

Bestandsveränderungen, Verbreitungen oder Gefährdungen eine wichtige Rolle spielen können. In diesem Zusammenhang ist oft von „Gilden“ die Rede. Ganz allgemein können Arten zu Gilden zusammengefasst werden, wenn sie ähnliche ökologische oder biologische Ansprüche, Merkmale oder Verhaltensweisen aufweisen. Analysen auf Basis von Gilden erleichtern das Aufdecken von Zusammenhängen, die bei einer einzelartlichen Betrachtung möglicherweise nicht so offensichtlich zutage träten. Dies gilt insbesondere für die Identifikation von Artengemeinschaften, die offenbar als Gilde einem erhöhten Gefährdungsrisiko ausgesetzt sind.

Die hier behandelten Gilden basieren auf Merkmalsausprägungen, die sich meist nicht eindeutig zuordnen lassen. Beispielsweise kann eine betrachtete Art mehrere Lebensraumtypen nutzen. Um dennoch Gilden bilden zu können, müssen Festlegungen getroffen werden, unter

**Zwergdommel**  
*Ixobrychus minutus*



Foto: O. Jürgens

**Gefährdungssituation**

Die Gefährdungssituation der Zwergdommel hat sich insgesamt verbessert. Wurde sie lange Zeit in den RLB als „Vom Aussterben bedroht“ geführt, ist sie in der RLB 2015 in „Stark gefährdet“ und der aktuellen RLB in „Gefährdet“ zu finden. Gefährdungen bestehen für die Zwergdommel vor allem in lokalen Beeinträchtigungen der Brutgebiete durch Entwässerungsmaßnahmen. Potenziell begünstigt wurde die positive Entwicklung durch Anlage oder Wiederherstellung von Bruthabitaten, Verbesserung der Wasserqualität, Klimawandel und veränderten Bedingungen in den afrikanischen Überwinterungsgebieten (GEDEON et al. 2014).

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| 1       | 1       | 1       | 2       | 3       |

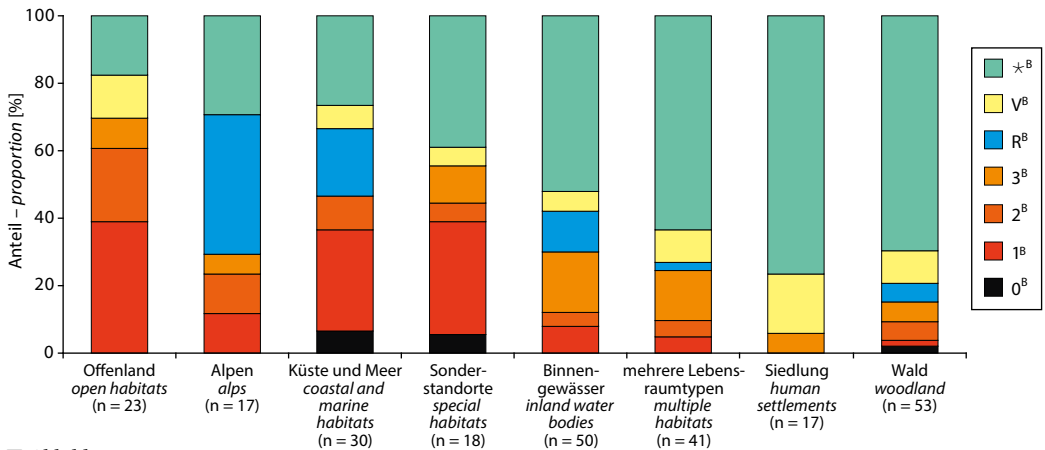
| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 2  | 2016             |
| Bayern                   | 1  | 2016             |
| Berlin                   | 3  | 2013             |
| Brandenburg              | 3  | 2019             |
| Hamburg                  | 0  | 2018             |
| Hessen                   | 1  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | 1  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 1  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 1  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 1  | 2014             |
| Saarland                 | 0  | 2020             |
| Sachsen                  | 2  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | V  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | 0  | 2010             |
| Thüringen                | 1  | 2010             |

**Bestandssituation**

Nach starken Rückgängen seit den 1950er Jahren mit Tiefpunkt um Mitte/Ende der 1980er Jahre erholte sich der Bestand der Zwergdommel allmählich in den 1990er Jahren (1995: 105–145 Reviere) und konnte v. a. in den 2000er Jahren deutlich wachsen. Mit 220–290 um 2009

(GEDEON et al. 2014) und aktuell (2016) 210–270 Revieren kam es annähernd zu einer Verdopplung des Bestandes, wofür neben realen Bestandszunahmen auch Kenntnisszuwächse in den Verbreitungszentren Brandenburgs und Sachsen-Anhalts verantwortlich sind.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 210–270       | Rev.    | (<)                       | ⬆        | ⬆        | ⬆        | ➡                 | ⬆        |



■ **Abbildung 6:**

Anteile von den fünf Gefährdungskategorien zugeordneten Arten und Arten der Vorwarnliste sowie der ungefährdeten Arten der neuen RLB (6. Fassung) nach Brutlebensräumen. Kürzel wie in Abb. 4. – *Proportion of Red-listed and Near-Threatened species as well as species of Least Concern in the new Red List (6th review) with respect to their preferred breeding habitats. Abbreviations as in Fig. 4.*

welchen Voraussetzungen eine Art einer Gilde zugewiesen werden kann. Vor diesem Hintergrund wurde in Abstimmung mit dem NGRLV vereinbart, eine Art einer Gilde zuzuordnen, wenn mindestens zwei Drittel der hiesigen Population die Merkmale erfüllen, welche die Gilde charakterisieren. Andernfalls gilt die Art in Bezug auf dieses Merkmal als „Generalist“, d. h. als indifferent und nicht spezialisiert (WAHL et al. 2020b).

In der Gilde der *Offenlandvögel* befinden sich die mit Abstand meisten gefährdeten Arten (Abb. 6). Die Gefährdungssituation dieser Arten ist nach wie vor im höchsten Maße besorgniserregend. Von den im Offenland brütenden 23 Arten gelten 70 % als „Gefährdet“ und weitere 13 % sind in der „Vorwarnliste“ geführt, insgesamt hat sich die Situation demnach bei 83 % der Arten ungünstig entwickelt. Bei Wachtelkönig, Raubwürger und Ortolan hat sich die Gefährdungssituation deutlich verschlechtert, was sich in einer Höherstufung in der RLB manifestiert. Dagegen hat sich der nach wie vor anhaltend starke Bestandsrückgang bei Rebhuhn und Braunkehlchen sowie bei den meisten Grünlandlimikolen (mit Ausnahme des Rotschenkel) nicht in einer Erhöhung der Gefährdungseinstufungen niedergeschlagen, da die „Restbestände“ aufgrund der insgesamt sehr großen Fläche der Agrarlandschaft in Deutschland noch nicht die nächst niedrigere Häufig-

keitsklasse beim Bestandskriterium (s. Kap. 2.2.1) erreicht haben. Während die meisten anderen Offenlandarten ihren Gefährdungsstatus beibehielten, hat sich die Situation bei wenigen Arten auch gebessert: Der Triel hat sich am südlichen Oberrhein wieder neu angesiedelt, der Steinkauz konnte dank intensiver Schutzmaßnahmen in die „Vorwarnliste“ entlassen werden und die Goldammer wurde jetzt als „Ungefährdet“ eingestuft (wie Tab. 5 zeigt, ist die rezente Entwicklung im 12-Jahrestrend aber wieder negativ). Die Grauammer wurde aufgrund des stabilen Kurzzeittrends zwar erneut in V<sup>B</sup> eingestuft, weist jedoch nach GERLACH et al. (2019) rezent einen stark negativen 12-Jahrestrend auf, zudem ist vor allem im Westen und Süden ein Arealverlust zu erkennen, der in den RLB bisher noch nicht adäquat abgebildet werden kann.

Der Lebensraumtyp *Alpen* (17 Arten) weist mit 71 % einen ähnlich hohen Anteil an gefährdeten Arten oder geografisch restringierten Arten mit potenzieller Bedrohung (R-Arten) auf. Auch bei den 30 Vogelarten der *Küsten und Meere* ist der Anteil dieser Gefährdungskategorien sehr hoch (67 %). Diesen beiden Gruppen gemeinsam ist der hohe Anteil extrem seltener Arten (Kategorie R<sup>B</sup>), da ihre Lebensräume in Deutschland flächenmäßig nur marginal vertreten sind. Die R-Arten sind zwar nicht akut bedroht, aber gegenüber unvor-

**Steinkauz**  
*Athene noctua*



Foto: R. Kistowski

**Gefährdungssituation**

Die Bestands- und Arealverluste waren starken Lebensraumveränderungen (Verlust von Bruthöhlen, Intensivnutzung) sowie einer reduzierten Nahrungsverfügbarkeit geschuldet. In der Folge erloschen die Bestände in Berlin und Mecklenburg-Vorpommern; in vier weiteren Bundesländern sind sie „Vom Aussterben bedroht“. Durch intensiven Schutz (u. a. künstliche Nisthöhlen) hat sich die Situation vor allem in den west- und südwestdeutschen Bestandshochburgen gewandelt. Dadurch steht die Art nun erstmals nicht mehr in der RLB, aber wegen des negativen Langzeittrends und der geringen Bestandsgröße immer noch auf der „Vorwarnliste“.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| 2       | 2       | 2       | 3       | V       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | V  | 2016             |
| Bayern                   | 3  | 2016             |
| Berlin                   | 0  | 2013             |
| Brandenburg              | 2  | 2019             |
| Hamburg                  | 1  | 2018             |
| Hessen                   | V  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | 0  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 3  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 3  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 2  | 2014             |
| Saarland                 | 3  | 2020             |
| Sachsen                  | 1  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | 1  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | 2  | 2010             |
| Thüringen                | 1  | 2010             |

**Bestandssituation**

Seit Mitte des 20. Jahrhunderts gab es großflächig sehr starke Bestands- und Arealverluste. Die Abnahmen traten überall auf, doch in Ostdeutschland reduzierte sich der Bestand in 25 Jahren bis in die 2000er Jahre auf ein Zehntel. Schutzmaßnahmen waren im Westen und Südwesten sehr erfolgreich, im Osten jedoch we-

niger. Insgesamt ergibt sich für Deutschland eine deutliche Bestandszunahme von 4.900–7.300 Paaren (1995) auf 8.000–9.500 Paare (2009) gefolgt von einem leichten Rückgang auf 7.500–8.500 Paare (2016), auch sind weite Teile Deutschlands vom Steinkauz noch nicht wieder besiedelt.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 7.500–8.500   | Rev.    | (<)                       | ➡        | ⬆        | ➡        | ⬇                 | ➡        |

hersehbaren Gefährdungen und Zufallsereignissen besonders anfällig, auch gegenüber Veränderungen in Bezug zum Klimawandel.

An der *Küste* hat sich die Gefährdungssituation bei einigen Arten weiter verschärft. Die derzeit noch in Kategorie 1<sup>B</sup> geführten Kornweihe und Raubseeschwalbe stehen kurz vor dem Aussterben, den Steinwälzer hat dieses Schicksal schon ereilt. Er ist nicht mehr Brutvogel in Deutschland. Spießente und Rotschenkel mussten erneut hochgestuft werden, weil sich die Situation in den (oft auch) landwirtschaftlich geprägten Wiesenlandschaften anhaltend verschlechtert hat. Erstmals musste die Silbermöwe nach anhaltend starken Bestandsverlusten in die „Vorwarnliste“ überführt werden; dort landete auch der Säbelschnäbler, dessen Kurzezeitrend neuerdings ebenfalls negativ ist.

Auch in den *Alpen* basieren die Gefährdungseinstufungen zu einem großen Teil auf den extrem seltenen Arten. Und die Situation hat sich kaum verbessert, bei den meisten alpinen Arten hat sich die bisherige Gefährdungseinstufung bestätigt. Das Birkhuhn musste jedoch aufgrund neu gewonnener Erkenntnisse über die Bestandssituation herabgestuft werden. Nicht etwa, weil sich an der Bestandssituation etwas verbessert hätte, sondern weil die Tieflandpopulationen in Norddeutschland (die süddeutschen existieren ohnehin schon nicht mehr) inzwischen so klein geworden sind, dass sie den bundesweiten Trend nicht mehr beeinflussen. Die Herabstufung von 1<sup>B</sup> auf 2<sup>B</sup> ist also ausschließlich der konsequenten Anwendung des Einstufungsverfahrens geschuldet. Umgekehrtes widerfuhr dem Steinrötel, der bei nahezu identischer Bestandssituation methodisch bedingt in die höchste Gefährdungskategorie überführt wurde.

Einen hohen Anteil von 55,5 % gefährdeter und 5,5 % in der „Vorwarnliste“ stehender Arten weisen die 18 Arten an *Sonderstandorten* (Brutplätze in Kiesgruben, Torfmooren, Sandwänden usw.) aus. Ihre Situation hat sich im Vergleich zur 5. Fassung der RLB auf den ersten Blick wenig verändert. Einer positiven Entwicklung bei der Uferschwalbe, die jetzt als „Ungefährdet“ eingestuft ist, steht eine negative beim Flussregenpfeifer gegenüber (neu in der „Vorwarnliste“). Die anderen Einstufungen sind bis auf die des Feldschwirls, dessen Gefährdung sich von Kategorie 3 zur Kate-

gorie 2 verschärft hat, unverändert geblieben. Einerseits finden sich darin auch Entwicklungen wie die des Bienenfressers, der im Bezugsjahr einen nationalen Bestand von > 2.000 Brutpaaren aufweist, mehr als eine Verdopplung seit der ADEBAR-Kartierung 2005 bis 2009 (GEDEON et al. 2014). Andererseits stehen mit Bruchwasserläufer (letzte Brut 2013) und Goldregenpfeifer (letzte Brut 2014) gleich zwei Arten der Sonderstandorte kurz vor dem Aussterben.

In der Summe wenig verändert zeigt sich die Gefährdungssituation der 50 Arten an *Binnengewässern*. Doch stehen hinter dem Ergebnis höchst unterschiedliche Entwicklungen. Fünf Herabstufungen stehen auch fünf Höherstufungen gegenüber. Letztere betreffen unter anderem Knäkente und Gänseäger sowie die jetzt in V<sup>B</sup> geführte Tafelente, die zumindest im Süden eine unzureichende Fortpflanzungsrate erreicht (z. B. BAUER et al. 2016a). Ähnliches trifft auch auf den Schwarzhalstaucher zu, der trotz einiger Neuansiedlungen und Bestandszuwächse einen negativen Bestandstrend aufweist und in Teilen Deutschlands kaum noch erfolgreich brütet (BAUER et al. 2016a, WERNER et al. 2018). Der von jeher seltene Ohrentaucher sowie der Seggenrohrsänger stehen zudem kurz vor dem Aussterben. Sehr stark rückläufig sind die Bestände der noch vor relativ wenigen Jahren recht weit verbreiteten Beutelmeise, was erstmals zu ihrer RL-Einstufung führt, der höchsten (1<sup>B</sup>). Es bleibt zu klären, ob ein Zusammenhang mit dem Rückgang weiterer, eher kontinental geprägter Arten wie Sprosser, Sperbergrasmücke und Karmingimpel besteht, die in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts ebenfalls eine Westausbreitung erlebten. Andererseits konnten immerhin zwei Arten mit tendenzieller Ost-West-Ausbreitungsrichtung aufgrund anhaltender Zunahme und Arealausweitung aus der RLB entlassen werden: Singschwan und Steppenmöwe. Eine deutliche Herabstufung aufgrund erfolgreicher Naturschutzmaßnahmen erfolgte zudem bei der Trauerseeschwalbe.

Die Gefährdungssituation bei den 54 *Waldarten* zeigt sich weitgehend unverändert. Hinter den geringen Einstufungsänderungen stecken allerdings einige starke Bestandsverluste wie bei Haselhuhn (die westliche Unterart *rhenana* könnte inzwischen sogar ausgestorben sein),

Wiedehopf  
*Upupa epops*



Foto: T. Hinsche

Gefährdungssituation

Etwa seit der Jahrtausendwende hat sich die Gefährdungssituation des Wiedehopfes deutlich verbessert. Gefährdungen betrafen in der Vergangenheit Lebensraumveränderungen (intensive Landwirtschaft, Verlust von Bruthöhlen) verbunden mit einer reduzierten Nahrungsverfügbarkeit. Der Wiedehopf profitiert seit Ende der 1990er Jahre von der Schaffung eines bedeutenden künstlichen Brutplatzangebotes in den Hauptvorkommensgebieten in Ostdeutschland, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz, möglicherweise auch von der Klimaerwärmung.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| 1       | 1       | 2       | 3       | 3       |

Bestandssituation

Deutschlandweit zeigte der Bestand des Wiedehopfes im 20. Jahrhundert bis etwa Ende der 1980er Jahre starke Einbußen, verbunden mit einem Rückzug an seiner nordwestlichen Arealgrenze. Danach erfolgte eine deutliche Bestandserholung von 210–280 (RLB 1996) auf 800–950 Reviere im Jahre 2016 (GERLACH

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | V  | 2016             |
| Bayern                   | 1  | 2016             |
| Berlin                   | 0  | 2013             |
| Brandenburg              | 3  | 2019             |
| Hamburg                  | 0  | 2018             |
| Hessen                   | 1  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | 2  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 1  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 0  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 2  | 2014             |
| Saarland                 | 0  | 2020             |
| Sachsen                  | 2  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | 3  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | 0  | 2010             |
| Thüringen                | 0  | 2010             |

et al. 2019), wobei es sowohl zu Zunahmen in den Dichtezentren als auch mit Ausnahme von Bayern zur Wiederbesiedlung zwischenzeitlich aufgegebenen Brutgebiete kam. In Ostdeutschland sind die höheren Zahlen auch auf verbesserte Kenntnisse über die Bestände auf Truppenübungsplätzen und in Bergbaufolgelandschaften zurückzuführen.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 800–950       | Rev.    | (<)                       | ⬆️       | ⬆️       | ⬆️       | ➡️                | ⬆️       |

Grauspecht, Wintergoldhähnchen oder Trauerschnäpper, die sich bisher jedoch noch nicht in einer – weiteren – Änderung der Gefährdungseinstufung niederschlugen. Nur beim Kleinspecht war eine Höherstufung in 3<sup>B</sup> nötig. Angesichts der derzeitigen Waldentwicklungen mit einem großflächigen Absterben von Fichtenreinbeständen höheren Alters einerseits und einem anhaltenden Mangel an sehr alten Laubbaumbeständen (älter als ca. 140 Jahre), in denen es zu erheblichen Totholzakkumulationen, halboffenen, strukturreichen Kronenräumen und ameisenreichen Lücken und Blößen im Bestand kommt, andererseits ist eine deutliche Gefährdungszunahme der auf diese Strukturen angewiesenen Waldvogelarten zu prognostizieren. Zugleich nehmen die Bestände mehrerer Arten zumindest regional erheblich zu. Beim Rotmilan werden die Verluste im ehemals dicht besiedelten Mitteldeutschland durch Zunahmen in bislang nicht gekanntem Ausmaß vor allem in Süddeutschland mehr als aufgewogen (GRÜNEBERG & KARTHÄUSER 2019). Hier bleibt die weitere Entwicklung abzuwarten, gerade auch im Hinblick auf erweiterte Ausbauziele der onshore-Windenergie, da Windenergieanlagen einen Gefährdungsfaktor für Rotmilane darstellen (LANGGEMACH & DÜRR 2020) und ein negativer statistischer Zusammenhang zwischen Anlagen-Dichte und Bestandstrends belegt wurde (KATZENBERGER & SUDFELDT 2019). Und auch die Situation des Baumpiepers (jetzt in V<sup>B</sup>) ist sehr heterogen; während er in der Kulturlandschaft als Brutvogel verschwindet, sind es die größeren, stabilen Bestände höherer Lagen (z. B. Baden-Württemberg; BAUER et al. 2016a, auch Moorrand- und Heidegebiete in Norddeutschland), die den stark negativen Trend auf bundesweiter Ebene zumindest auf eine moderate Abnahme bremsen konnten. Beim Wespenbussard (jetzt in V<sup>B</sup>) führte die Stabilisierung des Kurzzzeitrends zu einer Herabstufung.

Abbildung 6 impliziert, dass Vogelarten der *Siedlungen* kaum gefährdet sind. Nur vier der 17 Arten stehen in der „Vorwarnliste“ (3) oder sind gar in der RLB geführt (1). Allerdings trägt dieser Eindruck, denn die Bestände einer ganzen Reihe von Arten nehmen anhaltend ab, was sich nur aufgrund ihrer jeweiligen Häufigkeitsklassen nicht in den Gefährdungseinstufungen niederschlagen

hat. Es ist anzunehmen, dass weiter anhaltende starke Bestandsverluste bei so häufigen Arten wie Bachstelze, Feldsperling, Girlitz, Grünfink oder Mauersegler zu einer Aufnahme in die „Vorwarnliste“ oder die RLB führen können, wo die Mehlschwalbe bereits geführt werden muss. Zudem nehmen auch die Bestände der Rauchschwalbe gebietsweise sehr stark ab, bundesweit hat sich deren Bestandssituation aber stabilisiert (GERLACH et al. 2019). Bei der Türkentaube hingegen ist der 12-Jahrestrend negativ (GERLACH et al. 2019), was allerdings noch nicht auf den 24-Jahrestrend durchgeschlagen ist. Die Brutbestände weniger Arten dieses Lebensraums nehmen dagegen zu (Kurzzzeitrend), z. B. bei Weißstorch, Saatkrähe und gebietsweise Schleiereule. Eine sehr positive Entwicklung weist der Alpensegler auf, der sein Verbreitungsgebiet in Deutschland rasant ausweitet. Es bleibt zu erforschen, warum diese Entwicklung – auch die der Felsenschwalbe – so ganz anders verläuft als beim Mauersegler, der ähnliche Nahrungs- und Lebensraumsprüche hat.

### 6.3 Gefährdungssituation nach Nahrungspräferenzen

Unter dem Aspekt der Nahrungspräferenzen ist die Situation bei den *carnivoren Arten* sehr vielfältig. Von den acht unterschiedenen Gruppen weisen nur zwei einen Anteil gefährdeter Arten von weniger als 25 bis 30 % auf, nämlich die an Land Weichtiere/Würmer fressenden Arten und die Vögel fressenden (Abb. 7a). Bei anderen Gilden liegt der Anteil der einer Gefährungskategorie zugeordneten Arten häufig bei etwa 40 bis 50 %, darunter auch Vögel mit einer Präferenz für Kleininsekten und andere Arthropoden. Insektenfressende Vogelarten der Agrarlandschaft zeigen seit etwa dem Jahr 2000 starke Abnahmen; dagegen waren die Bestände der häufigen Vogelarten des Waldes und der Siedlungen im Mittel stabil (KAMP et al. 2020). Warum Fluginsektenjäger wie Alpensegler oder Felsenschwalbe angesichts niedriger Insektenzahlen dennoch zunehmen, bleibt zu erforschen. Einen großen Überhang an im Bestand erloschenen Arten oder (potenziell) gefährdeten Arten weisen dagegen die Fischfresser der Küsten und die Großinsektenjäger auf, jeweils zwischen 75 und 80 %. Bei



■ Foto 16:

Die Uferschwalbe konnte aus der RLB entlassen werden. Damit diese günstige Gefährdungssituation erhalten bleibt, sind auch solche kleinen, nur kurzzeitig verfügbaren Sandwände, in welche Uferschwalben (und Insekten) ihre Brutröhren graben, wichtig (Kiesgrube in Ostfriesland). – *The Sand Martin could be released from the German Red List of breeding birds. In order to maintain this favourable risk assessment, the conservation of such small, only shortly available sand walls in which Sand Martins (and insects) dig their breeding holes are highly important (gravel pit in East Frisia).*

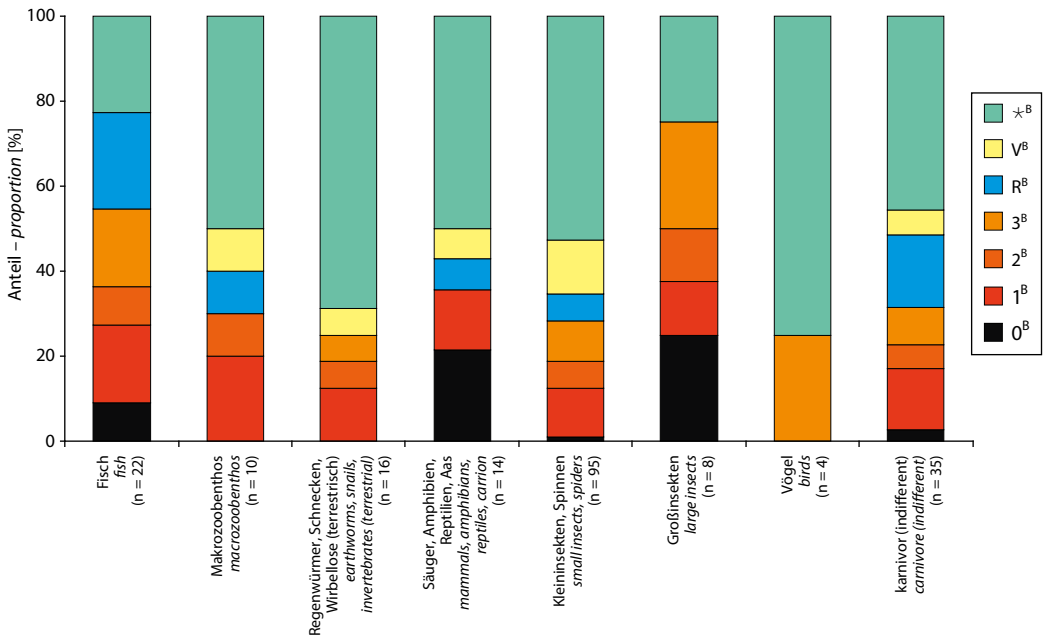
Foto: O. Hüppop



■ Foto 17:

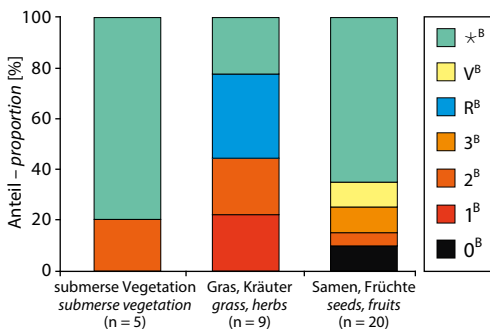
Der Naturpark und das NSG „Lüneburger Heide“ sind Reste einer ehemals viel ausgedehnteren alten Kulturlandschaft. Werden durch Pflegemaßnahmen (Plaggen, Entkusselung, Beweidung mit Heidschnucken, teilweise Wiedervernässung) struktur- und artenreiche Flächen geschaffen und erhalten, brüten dort u. a. Heidelerche, Schwarzkehlchen, Raubwürger und Birkhuhn, dessen bedeutendstes Brutvorkommen im Tiefland sich hier gehalten hat. – *The nature park and the nature reserve „Lüneburg Heath“ are remnants of what was once a much vaster old cultural landscape. If structural and species-rich areas are created and maintained through care measures (sod plugging, mechanical removal of young trees and bushes, grazing with heather sheep, partly rewetting), species such as Woodlark, European Stonechat, Great Grey Shrike and Black Grouse (whose most important lowlands breeding population has survived here) can breed.*

Foto: K. Hüppop



■ Abbildung 7a:

Anteile von gefährdeten Arten und Arten der Vorwarnliste der RLB (6. Fassung) in Bezug zu den Nahrungspräferenzen: **carnivore Arten**; Kürzel wie Abb. 4. – *Proportion of Red-listed and Near-Threatened species listed in the new Red List (6th review) with respect to their preferential food: carnivorous species; Abbreviations as in Fig. 4.*



■ Abbildung 7b:

Anteile von gefährdeten Arten und Arten der Vorwarnliste der RLB (6. Fassung) in Bezug zu den Nahrungspräferenzen: **herbivore Arten**. Kürzel wie in Abb. 4. – *Proportion of Red-listed and Near-Threatened species listed in the new Red List (6th review) with respect to their preferential food: herbivorous species. Abbreviations as in Fig. 4.*

diesen beiden Gilden sowie jener der Vertebraten bzw. Aas verzehrenden Arten liegt auch der Anteil der in Deutschland ausgestorbenen Arten am höchsten; die Situation ist somit äußerst besorgniserregend. Allerdings gibt es auch hier Ausnahmen: Bei den Großinsektenjägern sind es

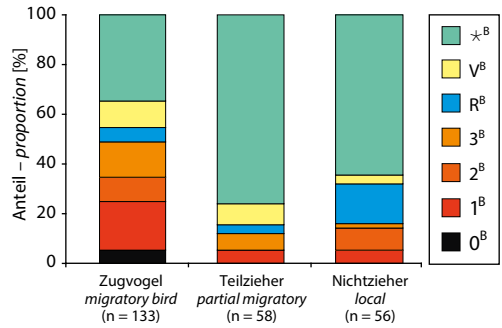
relativ seltene Arten wie Bienenfresser und Wiedehopf, die derzeit von den Klimaveränderungen bzw. Schutzmaßnahmen (Wiedehopf) stark profitieren. Bestandszunahmen bei den Fischfressern sind z. B. beim opportunistischen Kormoran und beim Fischadler in vielen Regionen auf die anhaltende Eutrophierung der Stillgewässer und verminderte Verfolgung, beim Gänseäger im Süden auf die Einstellung der Verfolgung und eine verbesserte Fließgewässerqualität zurückzuführen.

Bei den *herbivoren Arten* ist die Situation ähnlich uneinheitlich (Abb. 7b). Bei den aquatischen Vögeln, die sich von submerser Vegetation ernähren, ist der Anteil gefährdeter Arten mit 20 % recht klein, und auch die samen- bzw. fruchtfressenden Vögel weisen einen Anteil von < 25 % gefährdeter bzw. ausgestorbener Arten auf (sowie einige in der „Vorwarnliste“). Dagegen ist die Gruppe der Gräser und Kräuter fressenden Vögel in der RLB sehr stark vertreten (> 75 %), was aber zumindest zum Teil auf den hohen Anteil von extrem seltenen Arten in den Lebensräumen der Alpen und der Küsten zurückzuführen ist, die

zur Einstufung in Kategorie R<sup>B</sup> geführt haben. Hier lohnt eine detailliertere Betrachtung, welche die einzelnen Auswirkungen innerhalb der herbivoren Vogelarten näher beleuchtet: stark erhöhtes Samen- und Fruchtaufkommen im Zuge der Vitalitätsprobleme des Waldes (u. a. vermehrt Jahre mit Vollmasten, vgl. etwa GRENDELMEIER et al. 2019) mit der damit verbundenen vergleichsweise günstigen Bestandssituation häufiger Standvogelarten des Waldes (KAMP et al. 2020), jedoch Verlust von blüten-, samen- und fruchtreichen Grenzstrukturen, insbesondere im Agrarland als eine der Ursachen für die ungünstige Bestandsentwicklung der Vogelarten der Offenlandschaften (DO-G 2019) sowie der Verlust von Blüten, Samen und Früchten in Gärten insbesondere in bäuerlichen Dorfgemeinschaften und Siedlungen mit Bestandsverlusten bei Ammern und Finkenvögeln (z. B. KEULER et al. 2013).

#### 6.4 Gefährdungssituation nach Zugtypen

Unter den Zugtypen sind es die Standvögel und Teilzieher, die vergleichsweise niedrige Zahlen an gefährdeten Arten aufweisen. Die Standvögel erreichen zwar > 30 % gefährdeter Arten, doch machen hierunter vor allem die Arten der Kategorie R einen hohen Anteil aus, deren Brutareale auf kleine Regionen (meist der Alpen) beschränkt sind. Mit großem Abstand sind dagegen die Zugvogelarten die am stärksten gefährdete Gruppe. Schließt man Arten der „Vorwarnliste“ mit ein, ist mehr als die Hälfte der Zugvögel gefährdet oder im Bestand stark rückläufig. Dies hat sich gegenüber den früheren Fassungen kaum verändert und eine besonders starke Gefährdung der Langstreckenzieher wurde schon vielfach beschrieben (z. B. HÜPPOP et al. 2013, BAIRLEIN et al. 2014). Inzwischen gibt es jedoch auch einige Hinweise darauf, dass sich die Bestände zumindest einiger Langstreckenzieher derzeit erholen bzw. stark zunehmen. Besonders augenfällig ist dies bei Bienenfresser, Dorngrasmücke oder Nachtigall. Daran zeigt sich insgesamt, dass einzelne Faktoren nur einen Teil der auf die Bestände und Populationen wirkenden Faktoren widerspiegeln. Für eine Gesamtanalyse ist daher auch eine faktenübergreifende Betrachtung und Auswertung zwingend erforderlich.



■ **Abbildung 8:**  
Anteile von gefährdeten Arten und Arten der Vorwarnliste der RLB (6. Fassung) in Bezug auf die Zugstrategien. Kürzel wie in Abb. 4. – *Proportion of Red-listed and Near-Threatened species listed in the new Red List (6th review) with respect to their migration strategies. Abbreviations as in Fig. 4.*

#### 6.5 Die vom Aussterben bedrohten Arten

In einer Roten Liste ist vor allem auf die besonders dramatische Situation der inzwischen 33 (vorher 29) „Vom Aussterben bedrohten“ Arten aufmerksam zu machen. Hier ist konkret zu befürchten, dass sie schon in naher Zukunft nicht mehr der deutschen Brutvogelwelt angehören und als Bestandteil heimischer Biodiversität verloren gehen werden.

Mit dieser RLB wird zudem eine dramatische Entwicklung aufgezeigt: Gleich sechs Arten brüteten in Deutschland zuletzt in den Jahren 2009 bis 2014 (chronologisch: Rotkopfwürger, Raubseeschwalbe, Ohrentaucher, Seggenrohrsänger, Bruchwasserläufer und Goldregenpfeifer) und wären spätestens bis zum Jahr 2024 alle ebenfalls in die Kategorie 0<sup>B</sup> zu überführen, wenn keine Wiederbesiedlung erfolgt. Da diese derzeit nicht zu erkennen ist, droht in Deutschland ein Aussterben von Brutvogelarten in bislang unbekanntem Ausmaß!

Doch auch bei den meisten anderen Arten in Kategorie 1<sup>B</sup> ist die Situation nach wie vor dramatisch, denn bei fast allen hält der (sehr) negative Bestandstrend weiter an oder hat sich sogar noch verstärkt. Die mit Abstand am stärksten betroffene Ordnung ist dabei die der Charadriiformes (Regenpfeiferartige), vornehmlich Arten feuchter Grünlandgebiete sowie der Küsten, von denen alleine 15 Arten in die Kategorie 1<sup>B</sup> eingingen (10 Limikolen- und 5 Seeschwalbenarten).

## Kleinspecht

### *Dryobates minor*



Foto: P. Wächtershäuser

### Gefährdungssituation

Die Gefährdungssituation des Kleinspechts hat sich über die vergangenen 25 Jahre langsam verschlechtert. War die Art zunächst „Ungefährdet“, so stieg die Einstufung über die „Vorwarnliste“ (RLB 2007) in die Kategorie „Gefährdet“ der aktuellen RLB. Als Bewohner lichter, altholzreicher Laubbaumbestände leidet er unter dem Verlust von Bruch- und Auwäldern durch Entwässerung und totholzreichen Uraltbeständen durch die Intensivierung forstlicher Nutzung sowie unter dem Verlust von Randstrukturen und die Aufgabe großflächiger Streuobstbestände.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| ★       | ★       | V       | V       | 3       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | V  | 2016             |
| Bayern                   | V  | 2016             |
| Berlin                   | V  | 2013             |
| Brandenburg              | ★  | 2019             |
| Hamburg                  | 3  | 2018             |
| Hessen                   | V  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | ★  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | V  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 3  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | ★  | 2014             |
| Saarland                 | V  | 2020             |
| Sachsen                  | ★  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | ★  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | ★  | 2010             |
| Thüringen                | ★  | 2010             |

### Bestandssituation

Derzeit wird der Bestand des Kleinspechts in Deutschland mit 22.000–37.000 Revieren angegeben. Die genaue Bestandsgröße ist wegen der schwierigen Erfassbarkeit sowie wegen der – angesichts der Größe des Vogels – sehr großen Brutreviere nicht leicht zu ermitteln. Dadurch können Bestandsschätzungen zu niedrig liegen

(KRÜGER et al. 2014). Erstmals wird für den kurzfristigen 24-Jahreszeitraum (1992–2016) ein negativer Trend konstatiert (GERLACH et al. 2019); zuvor wurde dieser noch als „fluktuierend“ (1990–2009) eingestuft (GEDEON et al. 2014). Auch langfristig ist von einer Abnahme des Brutbestandes auszugehen.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 22.000–37.000 | Rev.    | (<)                       | ➡        | ⬇        | ⬇        | ➡                 | ➡        |

Grauspecht  
*Picus canus*



Foto: T. Harbig

Gefährdungssituation

Wurde der Grauspecht in der RLB 1996 noch als „Ungefährdet“ eingestuft, so erfolgte bereits in der RLB 2002 die Einordnung in die „Vorwarnliste“. Seit der RLB 2007 wird die Art als „Stark gefährdet“ geführt. Als Bewohner struktur- und totholzreicher alter Laubwälder ist sie auf offene Stellen mit Bodenzugang angewiesen, wo sie eine reiche Ameisenfauna als Grundnahrung findet (GRENDELMEIER & PASINELLI 2020). Der Verlust von Uraltbeständen sowie von Halboffenlandschaften mit Altbaumbestand und mageren Wiesen, verbunden mit schwindenden Ameisenvorkommen aufgrund der Eutrophierung der Landschaft, begründen seine ungünstige Gefährdungssituation.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| ★       | V       | 2       | 2       | 2       |

Bestandssituation

Derzeit wird der Bestand des Grauspechts in Deutschland mit 9.500–13.500 Revieren angegeben. Der Bestand ging über die letzten 36 Jahre kontinuierlich zurück (GERLACH et al. 2019). Trotzdem gibt es Regionen mit Bestandszunahmen und Arealausweitungen, z. B. in Ostsachsen oder Südbrandenburg, während in Nordwest-

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 2  | 2016             |
| Bayern                   | 3  | 2016             |
| Berlin                   |    | 2013             |
| Brandenburg              | R  | 2019             |
| Hamburg                  |    | 2018             |
| Hessen                   | 2  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | ◆  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 2  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 2  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | V  | 2014             |
| Saarland                 | 1  | 2020             |
| Sachsen                  | ★  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | ★  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       |    | 2010             |
| Thüringen                | ★  | 2010             |

deutschland Arealanteile verloren gingen. Im Unterschied zum Grauspecht steigen die Bestände des Grünspechts, der zunehmend auch Dörfer, Gartenstädte und Parks besiedelt, derzeit an. Da beide Arten ein vergleichbares Nahrungsspektrum aufweisen, wird die ungünstige Bestandssituation des Grauspechts auf die enge Bindung an o. g. Bruthabitate zurückgeführt.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 9.500–13.500  | Rev.    | (<)                       | ↓        | ↓        | ↓        | →                 | →        |

Neben den sechs genannten, schon nicht mehr brütenden „Aussterbe-Kandidaten“ haben vor allem Kampfläufer und Alpenstrandläufer bedenklich niedrige Bestände. Ihnen könnte ein ähnliches Schicksal beschieden sein. Sehr starke Bestandsverluste finden sich zudem bei Uferschnepfe, Seeregenpfeifer und Bekassine. Die laufenden bzw. erst kürzlich bewilligten neuen EU-Life Nature-Vorhaben geben Anlass zur Hoffnung, dass zumindest für die Grünlandarten in den Europäischen Vogelschutzgebieten des nordwestdeutschen Tieflandes nun endlich eine Trendumkehr durch das Einleiten geeigneter Managementmaßnahmen erreicht werden kann (u. a. [www.wiesenvogel-life.de](http://www.wiesenvogel-life.de), [www.life-limosa.de](http://www.life-limosa.de), [www.lanuv.nrw.de/life-wiesenvoegel-nrw](http://www.lanuv.nrw.de/life-wiesenvoegel-nrw)).

In die Gruppe der „Vom Aussterben bedrohten“ Offenlandarten reiht sich ferner die Großtrappe ein, deren Schicksal ebenso von intensiven Schutzmaßnahmen im Ganzjahreslebensraum abhängt, sowie Kornweihe und Sumpfohreule.

Die zweite stark betroffene Ordnung ist die der Passeriformes (Sperlingsvögel), und zwar zehn Arten, deren Vertreter aber sehr unterschiedliche Lebensräume besiedeln. Neben Vögeln des Offenlandes (Würger), befinden sich darunter auch Arten von Sonderstandorten (Brachpieper), des Alpenraumes (Steinrötel) und der Binnengewässer (Beutelmeise). Die einzigen rezent von Aussterben bedrohten Waldarten stammen aus anderen Ordnungen: Auerhuhn und Schreiadler.

Für alle Arten der Kategorie 1<sup>B</sup> (und 2<sup>B</sup>) müssen dringend verbesserte und aktualisierte Artenschutzmaßnahmen zum Tragen kommen, um die verbliebenen Restbestände dauerhaft zu sichern und zu vermehren. Wir werden sie im nächsten Abschnitt diskutieren. Für Arten, deren Brut-erfolg unzureichend ist, insbesondere Wasservögel der Binnengewässer (Lappentaucher, Enten, Rallen), sind neue, wirksame Wege zur Reduktion der Verlustursachen zu beschreiten, um die Bestände zu stützen. Aussetzungsmaßnahmen zur Bestandsstützung kleiner Populationen wie bei der Moorente (vgl. MELLES & BRANDT 2016) werden weiterhin Anlass zu Diskussionen sein, grenzübergreifende Maßnahmen haben beim Habichtskauz zur Etablierung einer in Bayern selbsttragenden Population geführt (aktuell KLEWEIN & MALLE 2020). Eine Neuaussetzung von

nicht autochthonen Taxa, von denen keine Brut in Deutschland bekannt ist, ist dagegen naturschutzpolitisch nach wie vor umstritten, auch wenn es sich um ehemals heimische und verschollene Vogelarten wie den Waldrapp handelt.

## 6.6 Bestandsgefährdende Faktoren

Da bereits in den vorhergehenden Fassungen der RLB bestandsgefährdende und bestandsfördernde Faktoren für die Entwicklung der Vogelbestände in Deutschland ausführlich erörtert wurden (BAUER et al. 2002, SÜDBECK et al. 2007, GRÜNEBERG et al. 2015), sollen die dortigen Ausführungen hier nur um einige neue oder in ihrer Bedeutsamkeit veränderte Faktoren ergänzt werden. Auch aus der 6. Fassung der RLB ist unzweifelhaft ablesbar, dass sich die alarmierende Situation der Brutvögel in Deutschland – von einzelnen Fällen abgesehen – weder grundsätzlich zum Besseren gewandelt hat, noch eine generelle Entlastung der bedrohlichen Gesamtsituation zu erkennen ist. Vielmehr ist von einem weitgehend ungebremsten allgemeinen Negativtrend auszugehen, der sich auch in den kommenden Roten Listen niederschlagen dürfte.

Neben den Einstufungen in die Rote-Liste-Kategorien sind die absoluten „Masse“-Verluste der Vogelwelt in ganz Deutschland prägend für den Zustand der Vogelwelt in dieser Zeit. Flächendeckend und über annähernd alle Großlebensräume hinweg ist die Vogelwelt ausgedünnt. Verluste an Brutpaaren und Vogelindividuen in Millionenhöhe oder hohen Gesamtanteilen beschreiben diese negative Entwicklung (vgl. GERLACH et al. 2019, BAUER et al. 2019). Hier besteht die Gefahr, dass die Wahrnehmung dieses flächendeckenden drastischen Rückgangs von Vogelpaaren oder -revieren immer mehr schwindet, weil vielen Bürgerinnen und Bürgern, auch denen mit einer großen Naturnähe, gar nicht mehr bewusst gemacht werden kann, was in unserer Landschaft an Artenreichtum, an Vogelreichtum, an Gesang und Vogelrufen fehlt. Hier läuft der deutsche Vogelschutz Gefahr im Sinne einer „shifting baseline“ immer weniger Unterstützung zu erhalten, weil die Menschen gar nicht mehr wissen und kennen, was einmal gewesen ist und was an Avifauna in Feld und Flur „möglich“ wäre (z. B. PAULY 1995, ENGLER & BAUER 2002).

Drosselrohrsänger

*Acrocephalus  
arundinaceus*



Foto: O. Jürgens

Gefährdungssituation

Die Art profitiert von der Neuschaffung von Gewässern (Bergbaufolgelandschaften) und vitaleren Schilfbeständen und besiedelt vermehrt Kleinlebensräume (GEDEON et al. 2014). Zudem begünstigt der Klimawandel einen früheren Brutbeginn und höheren Bruterfolg (KNAUS et al. 2018). Die ausschließlich in Westdeutschland – auch aktuell in vielen Gebieten immer noch – gefährdete Art weist bundesweit jedoch einen stark positiven Trend auf, weshalb die einst als „Stark gefährdet“ (RLB 1996 und 2002) eingestufte Art aus der RLB entlassen werden konnte.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| 2       | 2       | V       | ★       | ★       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 1  | 2016             |
| Bayern                   | 3  | 2016             |
| Berlin                   | ★  | 2013             |
| Brandenburg              | ★  | 2019             |
| Hamburg                  | 2  | 2018             |
| Hessen                   | 1  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | ★  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 2  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 1  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 1  | 2014             |
| Saarland                 | 2  | 2020             |
| Sachsen                  | ★  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | ★  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | 1  | 2010             |
| Thüringen                | ★  | 2010             |

Bestandssituation

Den starken Bestandsverlusten durch Lebensraumbeeinträchtigung und -zerstörung bis in die 1980er Jahre (u. a. durch Schilfsterven, Gewässerausbau, Übernutzung) steht seither eine positive Entwicklung gegenüber, die sich jedoch nicht in allen Regionen Deutschlands zeigt. Der

Bestand stieg von 2.800–3.700 (RLB 1996) über 6.200–8.600 (RLB 2007) auf 18.500–29.000 Reviere im Bezugsjahr 2016, wobei vornehmlich Zunahmen in den Dichtezentren erfolgten, es zuletzt aber auch zu Arealausweitungen kam (GERLACH et al. 2019).

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 18.500–29.000 | Rev.    | (<)                       | ⬆        | ⬆        | ⬆        | ➡                 | ⬆        |

Der zunehmende „Masse“-Verlust kann über die RLB kaum adäquat abgebildet werden, da vor allem die sehr häufigen Arten betroffen sind. Das nunmehr seit drei Erstellungszeiträumen angewandte Kriteriensystem bewertet – zu Recht – den aktuellen Brutbestand einer Vogelart in Deutschland als gewichtigen Parameter. Eine Vogelart mit Beständen von > 100.000 Brutpaaren müsste danach sowohl einen negativen langfristigen Trend aufweisen als auch einen Rückgang um mehr als 50 % in 24 Jahren beim kurzfristigen Trend, um als gefährdet eingestuft werden zu können (bei zusätzlichem Vorliegen eines Risikofaktors, durch den eine Verschlechterung der Gefährdungssituation prognostiziert wird, geschieht das früher). Dies bedeutet für eine Vogelart der offenen Kulturlandschaft, die Grün- und/oder Ackerflächen besiedeln kann, wie z. B. die Feldlerche in Deutschland, dass sie bei einem grob kalkulierten Flächenangebot von 50 % der deutschen Grundfläche eine Siedlungsdichte von < 0,5 BP/100 ha aufweisen müsste, um diese Schwelle unterschreiten zu können. Dies wäre im Brutvogelatlas Deutschlands für die Feldlerche als weiße, sprich „unbesiedelte“ Fläche erkennbar gewesen (GEDEON et al. 2014). Das heißt andererseits, dass die Ausdünnung der Vogelwelt der Normallandschaft durch das Instrument RLB nicht 1:1 abgebildet werden kann. Die Stärke und der Gewinn der RLB liegt entsprechend in der sehr differenzierten Betonung der Gefährdungen der einzelnen Arten auf überregionaler Populationsebene und in der Identifizierung von Handlungsbedarf bei längerfristigen Abnahmen (s. auch „Vorwarnliste“).

Rote Listen wirken immer auch als Gradmesser für Erfolge des Vogelschutzes und dienen zur Priorisierung bei der Einleitung, Dauer und Aufrechterhaltung von zum Teil sehr aufwändigen Vogelschutzmaßnahmen. Hierin ist die RLB überaus erfolgreich gewesen (BOYE et al. 2005, SÜDBECK et al. 2007, GEDEON et al. 2014). Gerade charismatische Arten mit wenig komplexer Gefährdungslage (bei gut identifizierbaren Hauptursachen wie Fang, Jagd oder Vergiftung) konnten so mit großer Anstrengung und überregionaler Einbettung geschützt und gerettet werden und zeigen oft bis heute anhaltend spektakuläre Bestandserholungen und -anstiege, teils auch über das historische

bekannte Maß hinaus wie bei Seeadler, Fischadler oder Kranich. Derartige Erfolge haben auch zu einem positiven Image des Vogelschutzes geführt, vielen – oft ebenso charismatischen – Vogelschützern öffentliche Anerkennung zuteilwerden lassen und so die gesellschaftliche Kraft des Vogelschutzes befördert.

Als Flaggschiffarten für einen noch weiterreichenden Ansatz im Natur- und Umweltschutz waren erfolgreiche Artenschutzmaßnahmen oder Artenhilfsprogramme auch Ausgangspunkt für lebensraumbezogene Schutzkonzepte, deren Wirkung weit über den Erhalt der Vogelart hinausging. Hier gibt der Weißstorch ein überzeugendes Beispiel, der aus der RLB entlassen werden konnte, vor allem wegen der nistplatzbezogenen Maßnahmen, aber auch aufgrund direkter Stützungsmaßnahmen in verschiedenen Bundesländern sowie durch großflächige Programme zum Erhalt typischer Weißstorchlebensräume im Feuchtgrünland (z. B. langjähriges Weißstorchprogramm des Landes Niedersachsen). Profitiert haben zumindest die nach Südwesten ziehenden Weißstorchbestände zudem von einer verringerten Wintermortalität durch Zugverkürzung, verbunden mit der Existenz günstiger Nahrungsquellen (insbesondere Mülldeponien in Südwesteuropa). Auch bei der Großtrappe haben die langjährigen Schutzmaßnahmen das Aussterben verhindert und zu einer Trendwende geführt. Aktuell scheinen diese aufwändigen Maßnahmen jedoch nicht dauerhaft gesichert zu sein (LANGGEMACH & WATZKE 2013, KRUMENACKER 2018). Beim Schreiadler waren andererseits weitere Maßnahmen erforderlich (z. B. Jungvogelmanagement in Brandenburg; LANGGEMACH & RYSLAVY 2019), die auch zu regionalen Erfolgen führten. Eine kritische Begleitung aller bisher eingeleiteten Maßnahmen bleibt aber notwendig, um negative Effekte anderer Faktoren (Entwässerung, Holzeinschlag in Brutwäldern, intensivierte Landnutzung im Umfeld wie Folienkulturen, Abschuss auf dem Zug usw.) abzuwenden. Auch für die Küsten- und Feuchtwiesenvögel sind trotz erfolgreicher Schutzansätze (vgl. GRÜNEBERG et al. 2015) weitere und vor allem international wirksame großräumige Maßnahmen erforderlich, um einen weiteren Rückgang zu verhindern (z. B. KOFFIJBERG et

Schilfrohrsänger

Acrocephalus  
schoenobaenus



Foto: O. Jürgens

Gefährdungssituation

Die Gefährdungssituation des Schilfrohrsängers hat sich seit Mitte der 2000er Jahre deutlich verbessert. Nachdem die Art in den RLB 1996 und 2002 auf Bundesebene als „Stark gefährdet“ einzustufen war, gilt sie seit der RLB 2015 als „Ungefährdet“, auch wenn sie in den südwest- und westdeutschen Bundesländern noch als „Vom Aussterben bedroht“ geführt wird. Als Bewohner von strukturreichen Verlandungszonen mit eingestreuten Einzelbüschen, Extensivgrünlandgebieten sowie von durch schilfbestandene Gräben gekennzeichnete Ackermarschen ist der Schilfrohrsänger ein heute verbreiteter Brutvogel Nord- und Ostdeutschlands.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| 2       | 2       | V       | ★       | ★       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 1  | 2016             |
| Bayern                   | ★  | 2016             |
| Berlin                   | 1  | 2013             |
| Brandenburg              | 3  | 2019             |
| Hamburg                  | ★  | 2018             |
| Hessen                   | 1  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | V  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | ★  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 1  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 1  | 2014             |
| Saarland                 | 0  | 2020             |
| Sachsen                  | 3  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | ★  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | ★  | 2010             |
| Thüringen                | 3  | 2010             |

Bestandssituation

Etwa 19.500–31.000 Reviere des Schilfrohrsängers werden derzeit für Deutschland angegeben (GERLACH et al. 2019). Der Bestands-trend über die letzten 24 Jahre ist positiv, damit einher geht eine deutliche Arealverdichtung. Nutzungsaufgaben in Feuchtgebieten mit an-

schließenden Verlandungstendenzen, Auswei-sung von schilfbestandenen Feuchtgebieten als Naturschutzgebiete sowie die verbesserte Situ-ation im Sahel als wichtigem Überwinterungs-quartier werden als bedeutendste Ursachen für die positive Entwicklung des Schilfrohrsänger-bestands in Deutschland angesehen.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 19.500–31.000 | Rev.    | (<)                       | ➡        | ⬆        | ⬆        | ➡                 | ➡        |



■ Foto 18:

Strukturreiche Randbereiche von Hochlagenmooren, wie hier am Wannenkopf im Allgäu, sind wichtige Lebensräume für das Birkhuhn. Das Vorkommen im Gebiet des Riedberger Horns ist eines der bedeutendsten Deutschlands. Die geplante weitere Erschließung für den Wintersport konnte in letzter Minute verhindert werden. – *Structurally rich margins of alpine peat bogs, like here at the Wannenkopf in the Allgäu (Bavarian Alps), are important habitats for the Black Grouse. The population in the area of the Riedberger Horn is one of the most important ones in Germany. The planned further developments for winter sports could be prevented at the last minute.*

Foto: K. Hüppop



■ Foto 19:

Die Insel Helgoland beherbergt den einzigen Seevogelfelsen Deutschlands. Nur hier brüten die Hochseevögel Dreizehnmöwe, Trottellumme, Tordalk, Eissturmvogel und Basstölpel. Nirgendwo sonst in Deutschland gibt es solch eine Häufung von Arten mit geografischer Restriktion (Häufigkeitsklasse „es“). – *The offshore island of Helgoland is home to the only sea bird cliff in Germany. Only here breed Black-legged Kittiwake, Common Murre, Razorbill, Northern Fulmar and Northern Gannet. Nowhere else in Germany such an accumulation of species with geographical restriction (frequency class „es“) can be found.*

Foto: F. Hüppop

al. 2016, BELTING et al. 2018). Mit den laufenden oder erst kürzlich von der EU mit erheblichen Mitteln geförderten LIFE-Projekten ([www.wiesenvoegel-life.de](http://www.wiesenvoegel-life.de), [www.life-limosa.de](http://www.life-limosa.de), [www.lanuv.nrw.de/life-wiesenvoegel-nrw](http://www.lanuv.nrw.de/life-wiesenvoegel-nrw), [www.life-limicodra.de](http://www.life-limicodra.de)) wurden die Aufwendungen für die Stabilisierung und Erholung der Restbestände deutlich verstärkt.

Gewinner der Entwicklung im Feuchtgrünland sind allerdings auch Arten, die von der Eutrophierung der Landschaft profitieren und so neue Lebensräume erobern, ihr Areal ausweiten oder ihre Bestände stabilisieren und anwachsen lassen konnten. Hierzu gehört etwa der Kranich (durch Veränderungen im Zugverhalten oder in einigen Regionen auch im Zusammenhang mit Renaturierungserfolgen beim Moorschutz), aber auch Arten wie der Singschwan, der in der eutrophen Landschaft Deutschlands offenbar gut zurechtkommt. Von den eutrophierten Lebensräumen profitierten auch einige Neozoenarten, die zwar nicht Bestandteil der Gefährdungsanalysen sind, aber – wie die Nilgans – potenziell negative Folgen für einheimische Arten haben könnten (BAUER et al. 2016b).

Neben den vorgenannten Gründen wirken auf die Vogelwelt Deutschlands auch die bereits seit langem bekannten und in ihrer negativen Auswirkung bislang nicht eingegrenzten Gefährdungen, die nachfolgend – durchaus in Übernahme einiger Formulierungen aus der RLB 2015 – skizziert werden sollen. Dabei ist zu beachten, dass diese Zuordnung nur sehr grob erfolgen kann. In vielen Fällen wirkt eine Fülle verschiedener Faktoren in wechselnden Einflussstärken auf den Bestand einer Vogelart ein (am Beispiel der Agrarvögel s. LANGGEMACH et al. 2019). Oberflächlich bedeutsam scheinende Faktoren erweisen sich dann allzu oft nur als Teil eines Gesamtproblems. Insofern sind die Wechselbeziehungen und gegenseitigen Verstärkungen bzw. Abschwächungen zwischen den Einzelfaktoren immer mit zu berücksichtigen. Intensivierte naturschutzbiologische Populationsforschungen erscheinen hier ein adäquates Mittel, die Gefährdungssituation sowie die daraus abzuleitenden Gegenmaßnahmen detaillierter und fundierter begründen zu können (z. B. KNIPPING & STAHL 2018 für die Kornweihe im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer).

**Lebensraumveränderungen:** *Offene Agrarlandschaft* (vgl. auch LANGGEMACH et al. 2019, DO-G 2019): Seit langem bekannt ist die katastrophale Gefährdungssituation der Vogelwelt in der Agrarlandschaft – und eine Wende ist nicht in Sicht! Wesentliche Faktoren im Grünland sind: Eutrophierung mit homogenem dichtem Pflanzenmasseaufwuchs, der zu kleinklimatisch negativen Veränderungen führt; dichte undurchdringliche Oberflächen, fehlende Offen- und Störstellen; Absenkung des Wasserstandes und generelle Regulierung durch Be- und vor allem Entwässerung, was eine immer frühere Bodenbearbeitung im Jahr ermöglicht. Im Umkehrschluss führt frühe Entwässerung zu verringertem Speichervermögen des Bodens für Wasser, welches im Zuge mehrerer trockener Sommer zu Trockenschäden führt. Verlust weiteren Grünlandes hat – zumindest im norddeutschen Tiefland – zur Verringerung und Zerschneidung des Habitatangebots für typische Grünlandvögel geführt. Dies hatte zur Folge, dass sich immer mehr Wiesenvögel auf Naturschutzgebiete mit Wasserstandsanhebung und Naturschutzmanagement konzentrierten, z. B. in der Dümmer-Niederung, in der Unterelbregion Niedersachsens, im Beltringharder Koog (vgl. Bestandszahlen unter [www.wiesenvoegel-life.de](http://www.wiesenvoegel-life.de), [www.wo-ist-greta.de](http://www.wo-ist-greta.de)) oder ausnahmsweise auch außerhalb von Naturschutzgebieten wie im Polder Leopoldshagen im Peenetal (OLSTHOORN 2020). Eine Integration des Wiesenvogelschutzes in die heutige „normale“ Grünlandbewirtschaftung muss angesichts des insgesamt stark negativen Trends als gescheitert beurteilt werden.

Im Ackerland gefährdet der anhaltend hohe Anteil an Maiskulturen, die neben Viehfutter auch als nachwachsender Rohstoff im Zuge der Energiewende in hohem Maße angebaut werden, Vögel der Agrarlandschaft erheblich (BUSCH et al. 2020). Daneben führt die Strukturarmut durch Verlust von Säumen, Hecken, Alleen, Brachen, Störstellen, Grabenrändern u. a. zu Habitatverlusten für eine große Zahl an Arten der offenen Kulturlandschaft (Rebhuhn, Ortolan, Kuckuck u. a.). Für viele dieser Arten kommen nach wie vor und sogar zunehmend Habitatverluste und Veränderungen in den Lebensräumen auf ihren Zugwegen und im Winterquartier zum Tragen (z. B. SCHLAICH & KLAASEN 2019 für die Wiesenweihe).

**Wald:** Eine Verschlechterung der Situation deutscher Waldvögel gegenüber der Vorgängerliste lässt sich aus dieser RLB zwar nicht ableiten, dennoch sind viele Arten, die hohe Ansprüche an naturnahe Waldbilder haben, in hohen Gefährdungskategorien. Dies gilt für Arten, die von alten bis sehr alten, sehr strukturreichen Laubbaumbeständen mit viel Totholz abhängen (Weißbrückenspecht, Grauspecht, Haselhuhn u. a.) oder die auf offene Kronenräume angewiesen sind (Trauerschnäpper, Halsbandschnäpper). Noch immer viel zu rar ist sehr alter Laubwald in Deutschland, mit entsprechend reichhaltiger Kronenraumstruktur, vielen Nischen, Höhlen, Totholz, natürlichen Schwach- und Bruchstellen an den alten Bäumen oder auch Lücken und Blößen im Bestand mit reichem Insektenvorkommen. Die immer intensivere Nutzung alter Bestände bei immer noch zu kurzen Umtriebszeiten, die starke Zerschneidung der Wälder durch Waldwege und Arbeitsstreifen (Rückegassen), die zunehmend ganzjährige Nutzung mit technischem (Groß-)Gerät, die Einbringung standortfremder Gehölze, aktuell noch gesteigert unter Aspekten forstlich notwendig erscheinender Konsequenzen aus dem Klimawandel, sind weitere Gefährdungsfaktoren für die Waldvogelwelt Deutschlands (vgl. dazu auch DRV 2017). In jüngster Zeit kommt es zu massiven Änderungen in den Waldbildern durch Trocken- und Hitzejahre, die den Wald in Deutschland auch als Vogellebensraum massiv ändern könnten. Gerade auf vorentwässerten Standorten kommt es zu erheblichen Problemen. Großflächig sterben Fichtenreinbestände ab, hier können Borkenkäfermassenbestände zu einem schnellen Absterben ganzer Forsten in bislang ungekanntem Ausmaß führen. Diese Flächen gehen als Lebensraum für Nadelwald bewohnende Vogelarten, wie etwa Wintergoldhähnchen, annähernd vollständig verloren. Forstliche Nachnutzungsmodelle, die bislang erst in ersten Zügen erkennbar sind, werden andererseits nicht wieder zu Reinbeständen schlecht angepasster Baumarten führen, wodurch es zu großflächigem Lebensraumverlust für reine Nadelwaldarten kommen wird, was aus landschaftsökologischer Sicht nicht zu kritisieren ist, sofern hier angepasste heimische Baumarten für die Folgenutzung vorgesehen werden (vgl.

KAMP et al. 2020). Im Trockenjahr 2019 kam es jedoch auch zu regional größeren Problemen selbst bei der in Mitteleuropa natürlicherweise dominierenden Rotbuche (z. B. GROSSMANN 2019). Wenn solche Entwicklungen im Zuge des Klimawandels anhalten sollten, ändert sich die komplette mitteleuropäische Waldvogelgemeinschaft, was ungeahnte Ausmaße annehmen wird. In jedem Fall ist mit großen Zeitverzögerungen bei den Neubegründungen von Waldbeständen nach dem Absterben der Fichte zu rechnen. Aus den Erfahrungen in den Nationalparks ist hier sicher mit mehreren Jahrzehnten zu rechnen. Dies hat deutliche Auswirkungen auf die Bestandsituation der dort lebenden Vögel (SCHERZINGER 2006). Als ergänzendes Naturschutzinstrument haben sich sogenannte Horstschutzzonen, d. h. zum Schutz der Nester von Greif- und anderen Großvögeln ausgewiesene Bereiche, bewährt. Sie können unter anderem Betretungsverbote, das Verbot forstlicher Arbeiten oder ein Verbot der Jagdausübung beinhalten und sind bei adäquater Abgrenzung und Größe unbedingt empfehlenswert. Bei einigen Arten (z. B. Schreiadler, regional auch Schwarzstorch) werden die positiven Effekte durch andere stark wirkende Gefährdungsursachen (z. B. Nahrungsmangel, Störungen) überdeckt.

**Feuchtgebiete:** Bei einer Reihe von Feuchtgebietsarten sind weitere Verschlechterungen der Erhaltungssituation in dieser RLB ablesbar. Flach überstautes Grünland, strukturreiche Verlandungszonen oder Moorgebiete sind trotz vieler Renaturierungsansätze nach wie vor sehr seltene Lebensräume, die für viele Vogelarten keine ausreichenden Ressourcen bereithalten (z. B. Bekassine, Knäkente; SÜDBECK et al. 2007, GRÜNEBERG et al. 2015). Auch an der Küste hat sich die Situation gegenüber der Vorgängerliste nur wenig gebessert (kritische Situation bei am Strand brütenden Arten, wie Sand-, Seeregenpfeifer und Zwergseeschwalbe, starke Rückgänge bei Muscheln fressenden Arten wie Austernfischer oder Silbermöwe). Hier sind zusätzlich erste Anzeichen eines drohenden Meeresspiegelanstieges erkennbar, wie es etwa durch die Aufnahme des Säbelschnäblers in die „Vorwarnliste“ zum Tragen kommt.

Feldschwirl  
*Locustella naevia*



Foto: M. Schäf

Gefährdungssituation

Der Feldschwirl ist sehr stark von Lebensraum-beinträchtigungen und -verlusten ehemals extensiv genutzter Wiesenlandschaften betroffen und zählt zu den am stärksten abnehmenden Offenlandarten. Eine immer intensivere Grün-landnutzung führte zu einen in Deutschland zu Brutverlusten (GEDEON et al. 2014), zum anderen aber auch in den Rast- und Überwin-terungsgebieten zu Problemen (VICKERY et al. 2014). Der sich beschleunigende Rückgang hat sich in den RLB der meisten Bundesländer allerdings noch nicht niedergeschlagen. Auf Bundesebene war die Höherstufung in die Ka-tegorie „Stark gefährdet“ dringend geboten.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| ★       | ★       | V       | 3       | 2       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 2  | 2016             |
| Bayern                   | V  | 2016             |
| Berlin                   | ★  | 2013             |
| Brandenburg              | V  | 2019             |
| Hamburg                  | ★  | 2018             |
| Hessen                   | V  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | 2  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 3  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 3  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | ★  | 2014             |
| Saarland                 | 3  | 2020             |
| Sachsen                  | ★  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | 3  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | ★  | 2010             |
| Thüringen                | ★  | 2010             |

Bestandssituation

Lokal können die Bestände aufgrund der Be-siedlung von Lebensräumen mit frühen Suk-zessionsstadien, u. a. Verlandungszonen, stark schwanken. Belastbare Angaben auf überregi-onaler Ebene liegen erst seit den 1980er Jahren vor (GEDEON et al. 2014). Die danach einset-zende Abnahme war nicht überall erkennbar,

verschärfte sich ab etwa 2000 aber markant. Die bei der Art anfangs recht ungenauen Be-standsangaben sanken von 100.000–200.000 (RLB 1996) und 63.000–90.000 (RLB 2007) auf 25.000–43.000 Reviere (2016) ab. Der Klima-wandel könnte den negativen Trend hierzulan-de weiter beschleunigen.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 25.000–43.000 | Rev.    | (<)                       | ↓↓↓      | ↓↓↓      | ↓↓↓      | →                 | →        |

**Siedlungsraum:** Im Siedlungsraum brüten nur wenige gefährdete Vogelarten (s. o.). Eine generelle Trendumkehr hin zu strukturreicheren Städten und Ortschaften ist nicht erkennbar, auch wenn einige Vogelarten Parkanlagen oder Altbaumbestände vermehrt besiedeln (z. B. Mittelspecht oder Habicht) und einzelne Arten, wie etwa der Hausperling, nun nicht mehr in der „Vorwarnliste“ aufgeführt werden müssen. Schlüsselfaktoren für den eher kritischen Zustand der Siedlungen ergeben sich aus deren Lebensraumqualitäten bei Gärten und offenen Parks mit wenig Altbaumbestand, Anpflanzungen nicht heimischer Bäume, Hecken und Sträucher, mit fehlenden Offenbodenstellen oder krautreichen Randstrukturen. Insbesondere das Fehlen eines großen Nahrungsangebots erschwert vielen Arten deren Besiedlung. Die Versiegelungsrate ist in den vergangenen Jahren zwar zurückgegangen, liegt aber immer noch bei mehr als 50 ha/Tag. Vor allem gehen auch Fläche und Qualität traditioneller Dörfer nach wie vor durch Neubebauung, Verlust kleinstbäuerlicher Landwirtschaft mit Tierhaltung sowie dem stetigen Verlust von offenen Bodenstellen verloren, wodurch der Zugang zu Nistmaterial etwa bei Schwalben fehlt. An Gebäuden werden Brutplätze z. B. für Segler und Schwalben benötigt, die trotz einiger Schutzmaßnahmen immer noch bei Sanierungen verloren gehen und im Neubaubereich oft gar nicht erst entstehen oder geduldet werden. Nistkastenaktionen und auch Fütterungen dürften der einen oder anderen Art geholfen haben, während andererseits vielerorts die Naturentfremdung sich in der Ausbreitung von Schotter- und Steingärten mit minimalistischer Bepflanzung (mit Fremdarten) manifestiert, so dass sie von der baden-württembergischen Landesregierung 2020 und einigen Gemeinden anderenorts sogar verboten werden mussten. Vom naturschutzpolitischen Ziel, naturnähere Siedlungsgebiete, „Ersatzhabitate“ als Ausgleich zu Lebensraumverlusten in der freien Landschaft, ist man immer noch sehr weit entfernt. Bemühungen und Initiativen des Bundes (vgl. Naturschutz-Offensive 2020, BMUB 2016; Masterplan Stadtnatur, BMUB 2019a) haben hier noch keine Trendumkehr bewirkt. Siedlungsräume werden zwar durch Ausweitung und Vermehrung künstlicher Strukturen von einer hohen Zahl von Vogelarten besiedelt, Rückzugsraum für

gefährdete Arten sind sie auch ausweislich dieser Roten Liste nicht.

**Nahrung:** Vor allem insekten- und samenfressende Vögel leiden in der offenen Kulturlandschaft unter einem massiven Rückgang an Nahrung. Der extreme Schwund der Bestände mancher Insektengruppen – prominent aufgezeigt an Fluginsektenhäufigkeiten in Schutzgebieten in Nordrhein-Westfalen (HALLMANN et al. 2017) – hat zu einer deutschlandweiten Debatte um das „Insektensterben“ geführt mit einer Fülle von eingeleiteten lokalen bis nationalen Gegenmaßnahmen, z. B. das Aktionsprogramm Insektenschutz (BMUB 2019b). Viele insektenfressende Vogelarten wie Sperbergrasmücke, Ortolan, Kuckuck, Raubwürger oder Feldschwirl mussten in dieser RLB weiter hochgestuft werden. Der Nahrungsrückgang beeinträchtigt Anzahl wie Vielfalt der vorhandenen Beutegruppen für Vögel und betrifft einen weiten Ausschnitt der deutschen Kulturlandschaft. Ursache dafür sind der Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel und Insektizide, der Verlust an arten- und blütenreichen Saum- und Heckenstrukturen, die Überdüngung der Landschaft mit der Folge monotoner Pflanzenbestände im Grün- und Ackerland, aber auch „künstliche“ Zierrasen und Homogenisierungen der Arten- und Strukturvielfalt im besiedelten Bereich. Bedeutsam ist ferner die zunehmende Diversifizierung der eingesetzten chemischen Mittel, die einerseits „zielgerichteter“ und damit grundsätzlich in geringerer Dosis eingesetzt werden können, andererseits aber vielfach unbekannte Auswirkungen auch auf andere Organismen, einschließlich der Vögel, haben können (z. B. MENZEL 2017). Wie manche der in Kapitel 6.3 besprochenen Arten mit der Situation zurechtkommen, bedarf weiterer gezielter Untersuchungen. Es steht zu befürchten, dass vor allem generalistische Arten ihren Nahrungsbedarf in unserer überwiegend ausgeräumten Landschaft noch decken können, während Arten mit engerer ökologischer Nische zunehmend in Schwierigkeiten geraten oder in Deutschland aussterben.

Neben dem Insektenrückgang ist auch das Fehlen von Früchten und Samen in der Agrar- und sonstigen offenen Kulturlandschaft inkl. Siedlungen eine bedeutende Gefährdung, die eben-

falls eine direkte Folge der Intensivierungs- und Homogenisierungstendenzen sowie des Einsatzes von Unkrautvernichtungsmitteln ist, vor allem im Agrarbereich. Unzureichend vorhandene oder fehlende Elemente der Agrarlandschaft sind arten- und blühreiche Säume und Wegränder sowie adäquate andere Vorkommen der ursprünglichen autochthonen Ackerbegleitflora, mit vielfältigen Auswirkungen auf die Ernährung heimischer Vogelarten, auch außerhalb der Brutsaison. Die kritische Bestands- und Gefährdungssituation von Ortolan, Bluthänfling oder Feldsperling zeugt davon, dass neben den Insekten auch die Samen im Angebot unserer Kulturlandschaft fehlen. Im Zuge des Vertragsnaturschutzes gibt es nach wie vor vielfache Bemühungen, diesen Mangel abzustellen (Ackerwildkraut-Schutzprogramme, Lerchenfenster, Blühstreifen etc.; leider oftmals auch – legal und staatlich gefördert – mit nichtheimischen Pflanzen). Deren langfristige Auswirkungen auf Bestandsebene der potenziell profitierenden Vogelarten bleiben abzuwarten.

**Freizeitaktivitäten:** Störungen sind in vielen Gebieten, auch in Schutzgebieten, ein nach wie vor großes Problem gerade für den Bruterfolg von Vögeln. Auch wenn im Einzelfall der Störungsnachweis einer Aktivität auf Vögel nicht leicht fällt, ist doch gerade die Summe an Einwirkungen unterschiedlichster Art in Bruthabitaten eine erhebliche Belastung. Neben einem Mehr an Freizeit lässt sich nach wie vor eine Ausweitung der Freizeitaktivitäten erkennen, ebenso deren Diversifizierung mit immer neuen Trends. Zonierungs- und Lenkungskonzepte auch in Schutzgebieten werden dadurch immer wieder auf die Probe gestellt. Einzelne neuere Sportarten, wie etwa das Kitesurfen oder das Stehpaddeln, erlangen bundesweite Verbreitung an Gewässern vieler Art, mit Auswirkungen auf die dort lebenden Brutvögel (Übersicht in KRÜGER 2016, BULL & RÖDL 2018).

Hinzu kommt, inwieweit die prognostizierte Zunahme des Deutschlandtourismus (gerade im Jahr der Corona-Pandemie aktuell debattiert) zu erhöhten Belastungen von Lebensräumen für Vögel führt und welche Nebeneffekte, wie veränderte Erwartungshaltungen an deutsche Erholungsgebiete bezüglich „funsport“-Arten, lärm-

intensiven Veranstaltungen, Querfeldein-Fahrten mit Autos und Motorrädern, Geländeparties etc. zur Wirkung kommen. Intensivstörungen haben bereits nach nur einem Mal eine oft verheerende Wirkung auf Vogelbruten, was zu Totalausfällen in einem Brutjahr führen kann. Anlass zur Sorge für sensible Brutvogelarten könnte zudem der zunehmende Einsatz von „Drohnen“ sein. Spezifische Untersuchungen stehen aber überwiegend noch aus (vgl. dazu auch WESTON et al. 2020).

**Bauliche Anlagen:** Die Auswirkungen von Windkraftanlagen hinsichtlich (Groß-)Vogelkollisionen, Lebensraumblockierung und Zerschneidungseffekten sind hinlänglich bekannt (jüngst z. B. LANGGEMACH & DÜRR 2020, KOLBE et al. 2019 für den Rotmilan). Der Ausbau der Windkraftnutzung im Zuge der Energiewende wird indes weitere und größere Räume überlagern und gerade in naturnäheren, weil von menschlicher Besiedlung weiter entfernten Gebieten, Auswirkungen auch auf die Brutvogelwelt haben. Neben dem Ausbau im Wald werden auch bislang weitgehend nicht für Windkraftanlagen genutzte Gebiete genutzt werden. Eine stringente Standortplanung unter weitgehendem Ausschluss von Flächen, die für die Avifauna wertvoll sind, bleibt dabei von enormer und zunehmender Bedeutung.

Die LAG-VSW (2017) hat eine Abschätzung zu den Vogelverlusten an Glasflächen in Deutschland vorgelegt und kommt dabei auf vermutlich über 100 Millionen getötete Individuen pro Jahr. Diese Zahl entspricht in der Größenordnung der Summe aller deutschen Vogelbrutpaare gemäß Brutvogelatlas (GEDEON et al. 2014), umfasst aber natürlich auch viele Jungvögel und vor allem aus anderen Regionen Europas stammende Zugvögel. Vogelfreundliches Bauen und die Sicherung von Glasflächen gegen Vogelschlag sind notwendige Maßnahmen, durch die sich dieser ganz erhebliche Aderlass minimieren lässt (LAG-VSW 2021).

**Direkte Verfolgung, Prädation:** Nach wie vor werden deutsche Brutvögel in erheblichem Maße in Europa und Afrika gefangen, gejagt oder anderweitig verfolgt (vgl. für Europa HIRSCHFELD & ATTARD 2017). Die dort aufgeführten Gesamtzahlen sind absolut gesehen so hoch, dass ein erheblicher Einfluss auf deutsche und europäische

## Rohrschwirl

### *Locustella luscinioides*



Foto: O. Jürgens

### Gefährdungssituation

Der Rohrschwirl bevorzugt überflutete Schilfbereiche und ist von der Intensivnutzung der Kulturlandschaft weniger betroffen als der Feldschwirl. Die Brutbestände variieren in Abhängigkeit von Wasserstandsextremen und dadurch bedingten Brutverlusten, mitunter auch von lokalen Habitatverlusten oder Witterungseinflüssen im Winterquartier (VICKERY et al. 2014). Die Art wurde bundesweit erstmals in der RLB 2007 als „Ungefährdet“ eingestuft, nachdem sie in den RLB 1996 und 2002 auf der „Vorwarnliste“ stand und in der RLB 1992 als „Gefährdet“ galt. In vier westdeutschen Bundesländern steht sie allerdings aufgrund ihrer Seltenheit in den Landeslisten.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| V       | V       | ★       | ★       | ★       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | ★  | 2016             |
| Bayern                   | ★  | 2016             |
| Berlin                   | ★  | 2013             |
| Brandenburg              | ★  | 2019             |
| Hamburg                  | ★  | 2018             |
| Hessen                   | 1  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | ★  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | ★  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | R  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 1  | 2014             |
| Saarland                 |    | 2020             |
| Sachsen                  | R  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | ★  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | ★  | 2010             |
| Thüringen                | ★  | 2010             |

### Bestandssituation

Bestand und Areal der Art sind von jeher größeren Fluktuationen unterworfen. Die in den 1940er Jahren einsetzende Zunahme erreichte in den 1970er Jahren ihren Höhepunkt. Seitdem hat sich die Brutverbreitung nur marginal verändert und auch der 24-Jahres-Trend (1992–2016) ist stabil. In der RLB 1996 wurde

der nationale Bestand auf 3.200–6.900 Reviere geschätzt, um 2009 waren es 5.500–9.500 Reviere, die allerdings zumindest gebietsweise auf die bessere ADEBAR-Erfassung zurückgehen (GEDEON et al. 2014). Aktuell wird der Bestand mit 5.500–9.000 Revieren angegeben (GERLACH et al. 2019).

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 5.500–9.000   | Rev.    | >                         | ➡        | ➡        | ➡        | ➡                 | ➡        |

Bestände zwingend erscheint. Auch wenn in vielen Fällen die vorliegenden Daten zu Jagddruck, Strecke und Anzahl der Vogeljäger rückläufig sind (wohl auch ein Effekt zurückgehender Vogelbestände), ist direkte Verfolgung immer noch eine nicht zu unterschätzende Gefahr für eine Reihe deutscher Brutvögel, zumal die Dunkelziffer immens sein dürfte. Trotzdem wird ganz aktuell über eine erneute Ausweitung der Jagd auf den Brachvogel in Europa debattiert, der in Deutschland als „Vom Aussterben bedroht“ zu klassifizieren ist. Hinzu kommt illegale Verfolgung innerhalb Deutschlands, etwa bei streng geschützten Greifvogelarten. HIRSCHFELD et al. (2017) dokumentieren annähernd 1.000 bekannt gewordene Fälle in Deutschland allein bei Greifvogel-Arten zwischen 2005 und 2015 und konstatieren vor allem für den Rotmilan auch einen bestandsgefährdenden Effekt. Hierzu wurde eine eigene Meldeplattform (EDGAR - Erfassungs- und Dokumentationsstelle Greifvogelverfolgung und Artenschutzkriminalität) eingerichtet (s. [www.greifvogelverfolgung.de](http://www.greifvogelverfolgung.de)).

Hinsichtlich anderer Verfolgung war vor allem der Fang von Vögeln in großräumigen Netzanlagen entlang der nordafrikanischen Küste (Ägypten, Libyen) wieder in den Fokus geraten (LIEBERS-HELBIG 2014, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015). Auch wenn aktuelle oder neuere Zahlen aus den meisten Ländern nicht verfügbar sind, ist – auch vor dem Hintergrund der politischen Situation in diesen Ländern – davon auszugehen, dass diese Gefährdung nach wie vor in unverändert hohem Maße anhält.

Die Zunahme der Bestände, z. T. nicht heimischer, Prädatoren (v. a. Rotfuchs, Waschbär, auch Marderhund, Mink oder Steinmarder) hat in vielen Regionen den Bruterfolg am Boden brütender Vogelarten, gerade auch der Zielarten etwa beim Wiesenvogelschutz, selbst dann fast gänzlich zunichte gemacht, wenn Faktoren der Landbewirtschaftung im Zuge des Vertragsnaturschutzes reduziert oder gar ausgeschlossen werden konnten. Dies gilt auch für große Schutzgebiete, Feuchtgebiete oder Moore. Generalisten als Prädatoren profitieren von einem ganzjährig hohen Nahrungsangebot in einer eutrophen bis hypertrophen Kulturlandschaft und können dort hohe Bestände aufbauen (zusätzlich gefördert durch

Tollwutimmunisierung). Telemetrie-Studien am Fuchs haben dabei ein sehr differenziertes Raumnutzungsmuster aufgezeigt mit einerseits sehr ortstreuen Individuen, aber auch unstillbaren „Floatern“, die sowohl die Kulturlandschaft als auch angrenzende Schutzgebiete intensiv nutzen (vgl. z. B. SCHWEMMER et al. 2018), was zielorientierte Schutzbemühungen erheblich erschwert. Ohne ein z. T. intensives Prädatorenmanagement (Fang, Abschuss, Umsiedlung der Prädatoren, Nestschutz durch Elektrozaune oder großflächigere Einzäunung von Bruthabitaten; vgl. z. B. HERRMANN 2020, Übersicht bei LEYRER et al. 2019, SAILE et al. 2019 für die Wiesenweihe) ist der Erhalt verschiedener einheimischer Brutvogelarten derzeit kaum möglich. Dies gilt auch für Inseln, z. B. in den Küstennationalparks, wo eingeführte Prädatoren wie Igel, Hauskatze, Wanderratte, auch Rotfuchs, verheerende Auswirkungen auf Bruterfolg und schließlich Brutbestand der Küstenvögel haben können. Deutschlandweit werden Schutzprojekte mit einem intensiven Prädatorenmanagement durchgeführt. Ein erfolgreiches Gesamtkonzept ist daraus allerdings bislang nicht erwachsen und die Summe der erfolgreichen Einzelmaßnahmen reicht bislang nicht aus, den negativen Trend zu stoppen (z. B. ANDRETTZKE & OLTMANN 2016).

Der **Klimawandel** wird die Brutvogelwelt in Deutschland in Zukunft drastisch verändern, erste Anzeichen von dieser kritischen Entwicklung sind bereits heute wirksam. Von erhöhten Sommertemperaturen und Trockenheit profitieren wärmeliebende Arten wie etwa Wiedehopf oder Bienenfresser, wahrscheinlich auch Alpensegler und Felsenschwalbe. Ferner können auch Triel, Orpheusspötter oder die jüngst erstmals in Deutschland brütende Kappenammer und weitere südeuropäische Arten als Profiteure angeführt werden. Möglicherweise klimatisch induzierte Zugwegänderungen sowie Veränderungen der Zugphänologien können zwischenartliche Konkurrenzsituationen verschieben, ebenso kann es durch die Eroberung neuer Lebensräume von Tieflandarten in höheren Lagen (KNAUS et al. 2018, BAUER et al. 2019) dort zu Verdrängungseffekten bei angestammten Arten kommen. Auch die Verschiebung der

Vegetationszeiten und Brutbedingungen für Mittelgebirgs- und Alpenvögel ist ein zunehmend ernstes Problem mit enormen Veränderungen für die Vogelgemeinschaft der Hochlagen (KNAUS et al. 2018). Bei Langstreckenziehern können Grenzen der Anpassungsfähigkeit zu einer zunehmenden zeitlichen Desynchronisation zwischen dem Brutzeitfenster und dem für erfolgreiche Bruten erforderlichen Hauptnahrungsangebot führen (BOTH et al. 2010). Schließlich können die anstehenden Lebensraum- und Wetteränderungen weitere Effekte unbekannten Ausmaßes zur Folge haben. An den Küsten ist bereits heute belegbar, dass es zunehmend zu frühsummerlichen Hochwasserständen kommt mit negativen Konsequenzen für den Bruterfolg gerade der nahe der Hochwasserlinie brütenden Arten wie Säbelschnäbler und Austernfischer (VAN DER POL et al. 2010). Die Auswirkungen von Hitze- und Trockenschäden im Wald wurden bereits beleuchtet, und fehlender Frühjahrsniederschlag hat bereits in den vergangenen Jahren gebietsweise zu Bestandsrückgängen und verringertem Bruterfolg bei Wiesen- und Küstenvögeln geführt. Der Klimawandel wirkt jedoch nicht einheitlich und über nur einen Faktor, sondern multifunktional und vielschichtig – mit durchaus unterschiedlichen Wirkrichtungen. Daher sind die Auswirkungen auf konkrete Bestandsveränderungen nicht leicht ablesbar; zudem gibt es einen erheblichen Zeitverzug zwischen den klimatischen Änderungen und den Effekten auf der Ebene der Populationsgröße der heimischen Brutvogelwelt. Fest steht jedoch, dass bereits die hier vorgelegte RLB klare Indizien für die schon eingetretenen Veränderungen durch klimatische Faktoren aufzeigen kann.

## 6.7 Konsequenzen und Handlungsempfehlungen

Ziel der vorliegenden Gefährdungsanalyse ist es, übereinstimmend mit den vorhergehenden Fassungen der RLB, der ersten Roten Liste wandernder Vogelarten (HÜPPOP et al. 2013) und der Vogelschutzarbeit generell, einen Beitrag dafür zu leisten, dass die Situation der Brutvogelwelt in Deutschland verbessert wird und zunehmend günstige Bedingungen für alle in Deutschland etablierten einheimischen Vogel-

arten geschaffen werden. Die Bilanz dieser 6. Fassung der RLB ist jedoch ebenso wie die der vorhergehenden eher ernüchternd. Weder ist eine Trendumkehr bei den Gefährdungseinstufungen erkennbar, noch haben sich die generellen Trends der Bestände der deutschen Brutvögel zum Positiven gewendet. Es gibt einige wenige positive Trends: So konnte z. B. der Weißstorch aus den Gefährdungskategorien der RLB in die „Vorwarnliste“ überführt werden. Mit der Trauerseeschwalbe konnte eine Vogelart, für die intensive, langjährige Schutzmaßnahmen umgesetzt wurden, erheblich abgestuft werden. Und mit dem Triel ist eine bislang als ausgestorben eingestufte Art als regelmäßiger Brutvogel in Baden-Württemberg zurückgekehrt. Insgesamt bleibt aber die Gefährdung der deutschen Brutvögel auf einem sehr hohen Niveau. Vor allem in der offenen Agrarlandschaft fehlt die gewünschte Trendumkehr. Hier gibt es trotz aller Debatten, Demonstrationen und Förderprogramme eine Fortsetzung der z. T. nach wie vor drastischen Bestandsrückgänge – wie überall in Europa (GERLACH et al. 2019, PECBMS 2019). Derzeit ist nicht annähernd erkennbar, dass die politisch formulierten Ziele zum Stopp des Artenrückgangs bei den deutschen Brutvögeln erreicht werden könnten. Alle getroffenen Maßnahmen haben bislang nicht die erforderliche Wirkung erzielt. Ohne an dieser Stelle ein umfassendes deutsches Vogelschutzkonzept vorlegen zu können, sollen nachfolgend einige prioritäre Aktivitäten, Maßnahmen und Programme angerissen und aufgezeigt werden, nach deren Umsetzung eine Verbesserung der Situation der Brutvogelwelt in Deutschland möglich erscheint:

- Entwicklung eines übergreifenden Vogelschutz-Konzeptes für Deutschland auf naturschutzbiologischer Grundlage: Zur Priorisierung, räumlichen Lenkung und inhaltlichen Ausgestaltung wirkungsvoller Maßnahmen des Vogelschutzes bedarf es eines übergreifenden Konzeptes, welches in breiter Abstimmung zwischen Bund und Ländern, Wissenschaft und Verbänden entwickelt wird. Trotz aller Fortschritte bei der Umsetzung der VRL und weiterer transnationaler Abkommen fehlt es an einer Gesamtstrategie, die es gemeinsam zu erarbeiten gilt.

Steinschmätzer  
*Oenanthe oenanthe*



Foto: R. Rößner

Gefährdungssituation

Die Situation des Steinschmätzers weist auf eine zunehmende Gefährdung in Deutschland hin. Stand die Art in der RLB 1996 zunächst noch auf der „Vorwarnliste“, wurde sie bereits in der RLB 2002 als „Stark gefährdet“ und in der RLB 2007 als „Vom Aussterben bedroht“ geführt. Der Steinschmätzer besiedelt vor allem Landschaften mit offen-halboffenen Bodenverhältnissen und lückiger Vegetation, z. B. in den von Kaninchen besetzten Dünen der Wattenmeerinseln, in Sand- und Moorheiden (hier vor allem in Bodenabbaugebieten und auf Truppenübungsplätzen), im Kahlschlagswald, im Terrassenweinbau und in den Hochlagen der Alpen.

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| V       | 2       | 1       | 1       | 1       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 1  | 2016             |
| Bayern                   | 1  | 2016             |
| Berlin                   | 2  | 2013             |
| Brandenburg              | 1  | 2019             |
| Hamburg                  | 1  | 2018             |
| Hessen                   | 1  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | 1  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 1  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 1  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 1  | 2014             |
| Saarland                 | 0  | 2020             |
| Sachsen                  | 1  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | 2  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | 1  | 2010             |
| Thüringen                | 1  | 2010             |

Bestandssituation

Der Bestand des Steinschmätzers ist seit vielen Jahrzehnten stark rückläufig. Aktuell werden für Deutschland noch 2.000–3.100 Reviere angegeben (GERLACH et al. 2019), während es zu Beginn der 2000er Jahre noch fast doppelt so viele waren. Die Eutrophierung der Landschaft (durch steigende Stickstoffemissionen über den

Luftpfad) ist als Hauptursache für den steten Negativtrend anzusehen. Zudem führte die Aufgabe von Nutzungen, wie beispielsweise die extensive Weidewirtschaft, die Aufgabe weiträumiger Brachen, die Rekultivierung und Aufforstung von Heiden sowie die Sukzession auf Truppenübungsplätzen zum Lebensraumverlust.

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 2.000–3.100   | Rev.    | (<)                       | ↓↓       | ↓↓       | ↓↓       | ↓↓                | ↓↓       |

- **Stärkung und Intensivierung naturschutzbiologischer Forschung:** Viele ambitioniert scheinende Vogelschutzmaßnahmen haben nicht den gewünschten Erfolg, weil sie oft selbst in starken Verbänden und Behörden nicht wissenschaftlich begleitet werden und zudem nicht alle auf einen Brutbestand einwirkenden Faktoren adäquat berücksichtigen können. Hier können Populationsmodelle, experimentelle Artenschutzforschung und Internationalisierung der Naturschutzforschung wichtige neue Erkenntnisse und Leitgedanken liefern, die in enger Abstimmung mit umsetzenden Institutionen, die Effizienz von Mitteln und Maßnahmen im Vogelschutz nachhaltig verbessern.
- **Förderung der Umweltbildung und der Artenkenntnis in unserer Gesellschaft sowie der beruflichen Ausbildung an Hochschulen und Instituten:** Auch wenn im ornithologischen Bereich derzeit eine große Zahl qualifizierter Nachwuchskräfte vorhanden zu sein scheint, braucht es anwendungsbezogen gut ausgebildete Personen, welche die komplexen Herausforderungen für einen effizienten Vogelschutz bewältigen können.
- **Aufarbeitung des Wissens um historische avifaunistische Vergleiche und Übersichten:** Angesichts des nun schon langanhaltenden Rückgangs der Vögel der Kulturlandschaft tritt die Kenntnis zunehmend in den Hintergrund, um wieviel reicher die Vogelvielelt in der „normalen Landschaft“ einst gewesen ist. Das Problem einer „Ausgangswertverschiebung“ („shifting baseline“) ist sowohl für die Kenntnis- wie auch die Motivationslage der Akteure im Vogelschutz von großer Bedeutung.
- **Neue Formen der Öffentlichkeitsarbeit im Vogelschutz:** Um wirklich gesellschaftliche Akzeptanz für erfolgreiche Maßnahmen und Umsteuerungen für Vogelschutz in Deutschland zu erzielen, müssen weitaus mehr Menschen mobilisiert und zu Unterstützern generiert werden. Die erfolgreiche Resonanz auf die Kampagnen zu den Volksbegehren Artenvielfalt in Bayern, Niedersachsen oder Brandenburg zeigen, dass hier eine große gesellschaftliche Unterstützung mobilisierbar ist.
- **2%-Wildnisziel der Bundesregierung umsetzen (BMU 2007):** Unbeeinflusste Naturräume (z.B. in den Kernzonen der Nationalparke, Biosphärenreservate, Gebieten des Nationalen Naturerbes) geben Vogelarten – neben vielen anderen Elementen der Natur – die Gelegenheit, sich in selbst organisierenden Prozessen anzupassen, Räume zu besiedeln und Populationen zu begründen. Gerade für Waldvogelarten mit einem hohen Anspruch an Struktur-, Baumarten- und Altersvielfalt ergeben sich hier – auf immer noch kleiner Fläche – erhebliche Potenziale zum nachhaltigen Bestandserhalt. Flächen, die einer natürlichen Dynamik unterliegen, weisen in aller Regel mehr dieser Strukturen auf als es jegliches Management erreichen kann.
- **Mehr Vogelvielelt in der Kulturlandschaft:** In der offenen Kulturlandschaft sind ungenutzte Räume auf mindestens 10 % der Fläche zu schaffen. Im Zuge der Agrarwende und der Neuausrichtung der europäischen Agrarförderung muss eine verbindliche Stilllegungsquote von ca. 10 % festgeschrieben werden. Dies ist erforderlich, um Pflanzen- und Insektenarten auch in der intensiv genutzten Agrarlandschaft Rückzugsräume für Bestandserhalt und Wiederbesiedlung zu bewahren und somit einer zunehmenden Isolierung von Vorkommen entgegenzuwirken. Diese Räume dienen als Habitatgrundlage für die Vogelarten der offenen Kulturlandschaft. Notwendig sind hier eine weitgehende Reduzierung der Stickstoffzufuhr, eine deutliche Reduzierung des Einsatzes chemischer Pflanzenschutzmittel, eine Diversifizierung der Fruchtfolge mit einer Verringerung der Anbaufläche für Mais sowie Erhalt und Wiederherstellung von landschaftsgestaltenden Säumen, Wegrainen und Heckenstrukturen in der Agrarlandschaft.
- **Mehr alte (Laub-)Wälder:** Im Zuge des Klimawandels wird sich der deutsche Wald erheblich ändern, große Flächen in diesem Transformationsprozess sind dabei bereits sichtbar. Ziel muss sein, den Wald klimaresilienter zu machen, damit er dauerhaft auch als Vogellebensraum erhalten bleibt. Die Stärkung heimischer Laubbaumarten ist dafür ein Schlüsselfaktor. Der Erhalt (sehr) alter Bestände mit

hohem Struktureichtum, Baumartenvielfalt und Nebenstrukturen ist zum Schutz anspruchsvoller gefährdeter Waldvogelarten essenziell. Zudem muss ein Teil des Waldes (ca. 10 %) vollständig aus der Nutzung genommen werden (vgl. Forderungskatalog des Deutschen Rates für Vogelschutz, DRV 2017).

- Mehr Wasser in die Landschaft: Angesichts der nach wie vor besorgniserregenden Situation typischer Feuchtgebietsvogelarten und der drohenden Verschlechterungen der Situation durch den Klimawandel müssen die wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen hin zu mehr Stauraum für Niederschlagswasser, mehr Raum für Flüsse und (Flach-)Seen sowie dynamischere Gewässer und Auen auch im Wald und Siedlungsraum führen.
- Erhalt von mageren Sonderstandorten: Eine Reihe hochgradig gefährdeter Brutvogelarten (z.B. Raubwürger nun „Vom Aussterben bedroht“) hängt vom Überleben in besonders mageren Lebensräumen und Standorten ab wie Sandheiden, Magerrasen, Vorwälder, Moore u.a. Um diese auf den verfügbaren großen Flächen halten zu können, bedarf es geeigneter Pflegekonzepte und – mit hoher Priorität – einer Strategie zur Reduzierung des atmosphärischen Stickstoffeintrages. Hierbei spielen die Flächen des Nationalen Naturerbes eine besondere Rolle, da sie vielfach ehemalige Truppenübungsplätze oder auch Bergbaufolgelandschaften umfassen, also häufig magere Standorte.
- Konzept zum Vogelschutz in Städten und Dörfern: Allein von der Fläche her nehmen Siedlungsräume eine bedeutende und immer noch zunehmende Rolle für den Vogelschutz in Deutschland ein. Zudem haben Vögel für viele Menschen eine besondere soziale Funktion. Maßnahmen zum Vogelschutz finden daher oft eine hohe Akzeptanz. Im besiedelten Raum umfassen sie Vorgaben für die Bauleitplanung, die vogelschutzfreundliche Bewirtschaftung kommunaler Flächen, Informationen für Gartenbesitzer sowie Ökologisierungskonzepte für ganze Siedlungen und Dörfer. Vorgaben zur Altbausanierung unter Berücksichtigung ihrer Funktionen als Vogel-

nistraum sowie Umsetzung von vogelschlagminimierenden Glasflächen können in ein solches Gesamtkonzept eingebaut werden. Zudem ist ein vogelverträglicher Umgang mit Katzen im besiedelten Raum unerlässlich. Hierzu zählen Kastrationsregeln, saisonale Freilaufbeschränkungen oder zumindest die Nutzung von Alarmglocken usw.

- Für die Küsten bedarf es eines klimaresilienten Vogelschutzprogramms mit mehr Platz für den steigenden Meeresspiegel, größere störungsberuhigte Räume, ein Umsetzungsplan gegen naturfremde bzw. einseitig geförderte Prädatoren.
- Um die Austausch-, Wechsel- und Wiederbesiedlungspotenziale der oft verarmten Normallandschaft zu vergrößern, sind Biotopverbundflächen von – zusätzlich zum Natura 2000-Netz – weiteren mindestens 10 % der Fläche Deutschlands zum Erhalt der Vogelwelt erforderlich (z.B. BANNAS et al. 2017).
- Viele Erfolge im Natur- und Artenschutz sind in den Schutzgebieten erreicht worden. Ausweisung und angemessenes Management mit den Möglichkeiten unmittelbaren Einflusses auf die wesentlichen Landnutzungsfaktoren sind Grundpfeiler für diesen Erfolg. Naturschutz- oder biologische/ökologische Stationen, die oft von engagierten Vereinen und Verbänden geführt werden, sowie Vor-Ort-Verwaltungen sind erfolgreiche Institutionen, die in erheblich mehr Gebieten eingerichtet werden sollten. Landnutzungen in Schutzgebieten müssen sich daher zudem generell an den spezifischen Schutzziele orientieren, damit diese auch erreichbar werden. Eine allgemeine Klausel bzw. ein bloßer Bezug auf die „gute fachliche Praxis“ ist dabei in der Regel nicht zielführend.
- Starke Reduktion von Jagd und Verfolgung im gesamten eurasisch-afrikanischen Vogelzugsystem und Einführung international verbindlicher Jagdmoratorien für gefährdete Arten (GRÜNEBERG et al. 2015). Jagd und direkte Verfolgung von gefährdeten Vogelarten sind nach wie vor ein gewichtiges Vogelschutzproblem. Eine (weitere) spürbare Reduktion der Jagdstrecken bei den gefährdeten Arten ist dringend erforderlich. Eine in

verschiedenen Bereichen offensichtlich weiter zunehmende illegale Verfolgung und ein fast industrieller Vogelfang im Mittelmeerraum sind konsequenter als bislang einzudämmen und zu reduzieren. Die europaweit geltenden rechtlichen Jagd- und Fangbestimmungen sind energischer durchzusetzen und nachhaltiger zu verfolgen. Zudem besteht dringender Bedarf an internationalen Abkommen mit weiteren Partnerregionen, die als Rast- und Aufenthaltsgebiet wichtiger Teile *unserer* (d. h. gemeinsamer) Populationen bekannt sind. Besonders Afrika ist dabei in den Fokus zu nehmen, wobei die gemeinsamen Strategien die wirtschaftliche Entwicklung und die nachhaltige Nutzung in den afrikanischen Ländern unter Einbeziehung der lokalen Bevölkerung berücksichtigen müssen (vgl. WADDEN SEA FLYWAY INITIATIVE 2019).

- Allianz zu einem Miteinander von Sport und Freizeitaktivitäten in der Natur mit den Erfordernissen des Vogelschutzes. Der zunehmende Nutzungsdruck auf immer mehr Naturgebiete führt immer wieder zu Problemen für störungssensible Vogelarten. Gleichwohl ist der Aufenthalt in der Natur und die Begegnung mit Natur ein wichtiges Motiv für viele Menschen, sich für deren Erhalt einzusetzen. Durch neue technische Möglichkeiten und digitale Informationsportale gibt es aber immer weniger Hemmnisse, auch entfernt gelegene Gebiete zu ansonsten beruhigten Zeiten aufzusuchen. Hier braucht es eine neue Form von Allianzen für Information, Zonierung und Besucherlenkung, Gebietsbetreuung (vor allem in Großschutzgebieten) sowie gebietsspezifische Kooperationen, um zu einem wirkungsvollen Erhalt störungsberuhigter Vogellebensräume auch in einer immer mehr individualisierten Gesellschaft zu kommen. Es bleibt dabei auch abzuwarten, wie sich die Auswirkungen der Corona-Pandemie auf das Freizeitverhalten auswirken und ob sich daraus auch auf Dauer noch höhere Anforderungen an Gebietsüberwachung, Wegeführung und Besucherlenkung sowie Informations- und Bildungskonzepte ergeben.
- Eine qualifizierte Rote Liste braucht verlässliche Daten zu Bestandshistorie, Bestandsent-

wicklung und – zukünftig – auch Areal und Bruterfolg einer großen Zahl von Vogelarten in Deutschland. In den vergangenen Jahren und Jahrzehnten sind auf diesen Feldern weitere große Fortschritte erzielt worden, die es abzusichern gilt. Neben der konsequenten Förderung, Ausbildung und Einbindung ehrenamtlicher Mitarbeit in den Monitoring-Programmen ist auch die qualifizierte Auswertung und Analyse der gewonnenen Daten ein bedeutender Schritt, die Ergebnisse auch für Kenntnisse über die Ursachen der beschriebenen Entwicklungen und zur Konzeption von Maßnahmen sinnvoll einzusetzen. Populationsmodelle (s. o.) und Prognosetools scheinen hierfür geeignete Methoden. Daneben ist die Anerkennungskultur für ehrenamtliches Engagement weiter zu entwickeln sowie eine gezielte Ausbildung vieler Mitarbeitender für Datenaufnahmen und populationsbiologischen Informationen auch außerhalb der Brutzeit sicherzustellen (z. B. hinsichtlich Mortalität, Fekundität, Wiederkehraten). Die dauerhafte Absicherung der aufgebauten Strukturen beim DDA (Monitoring), den Vogelwarten und weiteren Forschungseinrichtungen (Beringung, Forschungsarbeiten zur Reproduktion und Mortalität inklusive der die Populationsdynamik steuernden Faktoren) ist dafür Voraussetzung.

- Implementierung eines staatlichen Zertifizierungssystems, um Kenntnisse und besondere Qualifikationen von Personen für Monitoringprojekte und Fachgutachten anzuerkennen und eine adäquate Honorierung entsprechender Tätigkeiten zu sichern. Solche Zertifizierungen werden bereits in der Schweiz in den Bereichen Botanik, Entomologie und „Lebensraumkenntnissen“ ausgestellt (vgl. SBG 2020). Erste Schritte zu einem solchen System werden derzeit auch bei Entomologinnen und Entomologen sowie Botanikerinnen und Botanikern, z. B. in Baden-Württemberg, eingeleitet. Langfristiges Ziel ist die Stärkung der Fachvertretung und des gesellschaftlichen Standes der Biologinnen und Biologen.
- Einführung verbesserter und wirksamerer Erfolgskontrollen von politischen Naturschutzinstrumenten und eingeleiteten Schutz-

Wiesenpieper  
*Anthus pratensis*



Foto: R. Kistowski

Gefährdungssituation

Die Gefährdungssituation des Wiesenpiepers hat sich seit Beginn dieses Jahrtausends verschärft. Galt die Art in den RLB 1996 und 2002 Jahre noch als „Ungefährdet“, wurde sie in der RLB 2007 auf die „Vorwarnliste“ genommen und bereits in der RLB 2015 als „Stark gefährdet“ eingestuft, woran sich in der aktuellen RLB nichts geändert hat. Landwirtschaftliche Intensivierung, zu frühe und mehrmalige Grünlandmahd, Überweidung und Entwässerung stellen nach wie vor die bedeutendsten Gefährdungsursachen sowohl im norddeutschen Tiefland als auch in den Mittelgebirgsregionen dar (GEDEON et al. 2014).

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| ★       | ★       | V       | 2       | 2       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 1  | 2016             |
| Bayern                   | 1  | 2016             |
| Berlin                   | 1  | 2013             |
| Brandenburg              | 2  | 2019             |
| Hamburg                  | 2  | 2018             |
| Hessen                   | 1  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | 2  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 3  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 2  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | 1  | 2014             |
| Saarland                 | 1  | 2020             |
| Sachsen                  | 2  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | 2  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | V  | 2010             |
| Thüringen                | 3  | 2010             |

Bestandssituation

Aktuell wird der Bestand mit 36.000–57.000 Reviere angegeben; in der RLB 1996 wurde er noch auf 100.000–200.000 Reviere geschätzt. Der 24-Jahrestrend (1992–2016) zeigt eine Abnahme von durchschnittlich über 3 % pro Jahr. Das in den 1980er Jahren noch weitgehend geschlossene Verbreitungsbild nördlich

des Mains (RHEINWALD 1993) wies bereits zum Zeitpunkt der ADEBAR-Kartierung (2004–2009; Bestand: 40.000–64.000 Reviere) Lücken auf; ein Trend der sich deutlich verschärft hat, da die besiedelte Fläche seitdem offenbar um mehr als weitere 20 % abgenommen hat (GERLACH et al. 2019).

| Bestandsgröße |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|---------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016     | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 36.000–57.000 | Rev.    | (<)                       | ↓↓       | ↓↓       | ↓        | ↓                 | ↓        |

maßnahmen (vgl. GRÜNEBERG et al. 2015): Es besteht eine hohe Übereinstimmung der Anzahl gefährdeter Arten in der RLB – wie auch der Roten Liste wandernder Vogelarten – mit Arten im Anhang I der VRL. Die Gebiete des „Natura 2000“-Schutzgebietsnetzes mit seinen Europäischen Vogelschutzgebieten (EU-SPA) müssen in Deutschland entsprechend deutlich effektiver geschützt werden als bisher. Ziele und Maßnahmen sind in allen Ländern und für alle geeigneten Flächen in Managementplänen festzuschreiben, konsequent umzusetzen und deren Wirksamkeit anhand von Monitoringergebnissen zu überprüfen. Da das Management offensichtlich deutlich verbessert werden muss, ist auch eine Ausweitung der Ressourcenausstattung unumgänglich.

- **Stärkung der Internationalisierung des Vogelschutzes:** Für alle Zugvögel unter den gefährdeten Brutvogelarten Deutschlands ist es unumgänglich, für die Beurteilung der Erhaltungssituation den Ganzjahreslebensraum zu betrachten (HÜPPOP et al. 2013), denn ein Zugvogel benötigt an jedem Tag im Jahr an jedem Ort seines Aufenthalts günstige Bedingungen für sein Überleben und für eine erfolgreiche Reproduktion. Zwischen den einzelnen Raststationen bestehen häufig „carry-over-Effekte“, die es sogar unmöglich machen, an nur einem Ort gelingende Maßnahmen zum Erhalt von Vogelbeständen umzusetzen. Moderne Vogelschutzkonzepte müssen dies umfänglich berücksichtigen. Die Internationalisierung des deutschen Vogelschutzes ist daher unverzichtbar und unbedingt notwendig. Die Präsenz Deutschlands in den relevanten Gremien der internationalen Konventionen ist daher dringend zu verstärken und zu intensivieren, so dass auch hier bei uns die Erhaltungsnotwendigkeiten erfüllbar bleiben. Zudem ist eine noch stärkere Mitarbeit in internationalen Projekten zum Vogelschutz erforderlich sowie eine Förderung der Bildungsarbeit in weiteren europäischen, vor allem aber afrikanischen und asiatischen Staaten notwendig, die diese Zusammenhänge erläutern und gemeinsame Schutzanstrengungen *unserer* (d.h. gemeinsamer) Bestände

ermöglichen. Angesichts dramatischer Veränderungen der Wirtschaftsstruktur, der Landnutzung sowie der Sensitivität gegenüber dem Klimawandel steigt die Notwendigkeit für Betrachtungen dieser Art zusehends. Hierfür ist auch eine nationale wie internationale Finanzierung erforderlich und eine enge Verknüpfung zwischen Entwicklungszusammenarbeit und internationaler Naturschutzarbeit zwingend erforderlich. Dafür geeignete Instrumente sind z.B. die Internationale Klimainitiative des Bundes (IKI), die Bonner Konvention zum Schutz wandernder Arten oder die Wadden Sea Flyway-Initiative (vgl. WADDEN SEA FLYWAY INITIATIVE 2019). Dringend geboten ist auch die Umsetzung internationaler Schutz-, Aktions- oder Managementpläne, die beispielsweise im Rahmen der EU-Vogelschutzrichtlinie oder der Bonner Konvention, hier insbesondere des Afrikanisch-Eurasischen Wasservogelabkommens, beschlossen wurden, auf nationaler wie auf Ebene der Bundesländer. Dazu gehören auch der African-Eurasian Migratory Landbirds Action Plan (AEM LAP) sowie das Memorandum of Understanding on the Conservation of Migratory Birds of Prey in Africa and Eurasia (Raptor MoU).

## 7 Ausblick

Mit der neuen RLB wird ein naturschutzfachliches Instrument zum Erhalt und zur Förderung der biologischen Vielfalt vorgelegt, welches die Grundlage für politische Entscheidungen ebenso wie für die praktische Umsetzung von Maßnahmen im amtlichen und ehrenamtlichen Naturschutz bilden kann und soll. Angesichts der negativen Gesamtsituation der Vogelwelt in Deutschland lässt sich nur ein erhebliches Umsetzungsdefizit konstatieren. Die Diskussion der bestandsgefährdenden Faktoren (Kap. 6.6) hat deutlich gemacht, dass bei vielen Arten die Ursachen für Ab- oder Zunahmen komplex und manchmal nur ansatzweise bekannt sind. Daher sind eine Fokussierung und weitere Optimierung von Naturschutzmaßnahmen – einschließlich einer Effizienzkontrolle – unerlässlich. Diese müssen stärker als bisher die vorhandenen wissenschaftlichen und praktischen Erkenntnisse

**Bluthänfling**  
*Linaria cannabina*



Foto: M. Schäf

**Gefährdungssituation**

Die Gefährdungssituation des Bluthänflings hat sich seit Beginn dieses Jahrtausends kontinuierlich verschlechtert. Seit der RLB 2015 wird die Art als „Gefährdet“ eingestuft. Bedeutende Ursachen sind die Umstellung von gemischter Landwirtschaft (Ackerbau und Viehzucht) auf Monokulturen, der Verlust von Brachen und Ruderalflächen, das Aufräumen der Dörfer sowie Nahrungsmangel durch den Einsatz von Herbiziden. Möglicherweise spielt auch die Nahrungsverknappung außerhalb der Brutzeit durch intensivierte Landwirtschaft eine Rolle (u.a. STEFFENS et al 2013, KOOP & BERNDT 2014).

| RL 1996 | RL 2002 | RL 2007 | RL 2015 | RL 2020 |
|---------|---------|---------|---------|---------|
| ★       | V       | V       | 3       | 3       |

| Bundesland               | GK | Erscheinungsjahr |
|--------------------------|----|------------------|
| Baden-Württemberg        | 2  | 2016             |
| Bayern                   | 2  | 2016             |
| Berlin                   | 3  | 2013             |
| Brandenburg              | 3  | 2019             |
| Hamburg                  | 3  | 2018             |
| Hessen                   | 3  | 2014             |
| Mecklenburg-Vorpommern   | V  | 2014             |
| Niedersachsen und Bremen | 3  | 2015             |
| Nordrhein-Westfalen      | 3  | 2016             |
| Rheinland-Pfalz          | V  | 2014             |
| Saarland                 | V  | 2020             |
| Sachsen                  | V  | 2015             |
| Sachsen-Anhalt           | 3  | 2017             |
| Schleswig-Holstein       | ★  | 2010             |
| Thüringen                | ★  | 2010             |

**Bestandssituation**

Die Bestände des Bluthänflings sind in den letzten Jahrzehnten in vielen Regionen Mitteleuropas stark zurückgegangen. Für Deutschland werden aktuell 110.000–205.000 Reviere angegeben. Der Bestandsverlust wird zwischen 1992 und 2016 auf knapp 70 % taxiert. Unter den 25 am stärksten abnehmenden Arten ist

der Bluthänfling die einzige, die derzeit noch der Bestandsklasse „häufig“ zuzurechnen ist (GERLACH et al. 2019). Die Verluste waren im Süden und Südwesten Deutschlands am stärksten (GEDEON et al. 2014). In Rheinland-Pfalz wurde festgestellt, dass der Bruterfolg vergleichsweise gering ist (FOLZ 2017).

| Bestandsgröße   |         | Trend Bestandsentwicklung |          |          |          | Trend Verbreitung |          |
|-----------------|---------|---------------------------|----------|----------|----------|-------------------|----------|
| 2011–2016       | Einheit | Lang                      | 36 Jahre | 24 Jahre | 12 Jahre | 36 Jahre          | 12 Jahre |
| 110.000–205.000 | Rev.    | (<)                       | ↓↓       | ↓↓       | ↓        | →                 | →        |

aus gelungenen Vogelschutzmaßnahmen berücksichtigen und umsetzen. Sie erfordern zudem ein Begleitmonitoring, das neben bloßen Bestandserfassungen auch Kausalanalysen beinhaltet. Dabei fallen eine Reihe sehr positiver Projekte zum Vogelschutz auf, die langfristig geplant und umgesetzt, mit erheblichen Finanzmitteln ausgestattet, intensiv und gut betreut werden und in einem Bündel von flächenwirksamen Maßnahmen, wissenschaftlichen Studien und einer konsequenten Integration der Kenntnisse in die Fortführung der Maßnahmen durchgeführt werden. Die Entwicklung der Wiesenvogelbestände am Dümmer in Niedersachsen ist als ein solches Beispiel anzuführen (vgl. [www.wiesenvogel-life.de](http://www.wiesenvogel-life.de)).

Die von SÜDBECK et al. (2005) auf der Basis der Methodik, welche den Roten Listen für alle Organismengruppen zugrunde liegt (LUDWIG et al. 2009), und intensiver Diskussionen innerhalb und außerhalb des NGRLV dargestellte Vorgehensweise wurde nur leicht modifiziert auch in der 6. Fassung der RLB konsequent angewendet (s. auch HAUPT et al. 2020). Damit ist wieder eine fachlich zuverlässig begründete Beurteilung der Gefährdungssituation aller Brutvögel aufgrund der von Fachverbänden und -behörden übermittelten Daten entstanden. Sie ermöglicht somit sowohl einen Vergleich mit früheren Fassungen als auch mit der Gefährdungsbeurteilung anderer Taxa (z. B. für Wirbeltiere: HAUPT et al. 2009; und jüngst für die Säugetiere: MEINIG et al. 2020). Die Datenqualität blieb auch nach den umfangreichen und aufwendigen Kartierungen und Auswertungen zum ADEBAR (GEDEON et al. 2014) dank der Erfassungsprogramme im Zusammenhang mit der Datenerhebung für den Nationalen Vogelschutzbericht (siehe Einleitung) erhalten. Die im Jahr 2008 zwischen dem Bund und den Ländern geschlossene Verwaltungsvereinbarung „über die gemeinsame Nutzung der Daten aus dem ehrenamtlichen Vogelmonitoring Deutschlands“ (Verwaltungsvereinbarung Vogelmonitoring; DRÖSCHMEISTER et al. 2009) verspricht eine langfristige Sicherung der Erhebung qualitativ hochwertiger Daten zu den Brutvögeln.

Erfreulicherweise gibt es mit Weißstorch, Trauerseeschwalbe und Steinkauz drei Beispiele für auffällige und charismatische Arten, die aufgrund erfolgreicher Schutzmaßnahmen in

ihrer Gefährdungssituation herabgestuft werden konnten. Diese Herabstufungen dürfen aber nicht dazu führen, dass die betreffenden Arten aus den Augen von Fachbehörden und -verbänden verschwinden, denn es gilt natürlich, den erreichten günstigeren Erhaltungszustand nicht durch Wegfall von Schutz- und Stützungsmaßnahmen wieder zu gefährden.

Turnusgemäß steht jetzt die Erstellung der 2. Fassung der Roten Liste der wandernden Vogelarten an. Das jahrzehntelange Engagement der weit überwiegend ehrenamtlich tätigen Wat- und Wasservogelzähler, die Datenbearbeitung, -haltung und -auswertung beim DDA und nicht zuletzt die finanzielle Absicherung durch die Verwaltungsvereinbarung Vogelmonitoring gewährleisten einen guten bundesweiten Kenntnisstand über die langjährige räumlich-zeitliche Dynamik dieser Artengruppe. Der Kenntnisstand zum Vorkommen und zu den Beständen aller anderen Arten sowie ihrer Dynamik außerhalb der Brutzeit bleibt dagegen erschreckend gering und fußt häufig auf wenigen lokalen, wenn auch langjährigen Datenerhebungen (HÜPPOP et al. 2013). Großräumige Angaben zur Verbreitung, teilweise auch Häufigkeit, außerhalb der Brutzeit, wie sie für wenige andere europäische Länder sogar in Atlasform vorliegen (aus neuerer Zeit nur Großbritannien: BALMER et al. 2013; Norwegen: SVORKMO-LUNDBERG et al. 2006), gibt es in Deutschland nur vereinzelt für größere Regionen (z. B. Baden-Württemberg: BAUER et al. 1995; Rheinland: WINK et al. 2005). Dies bedingt eine besondere Herausforderung für das NGRLV, denn ganz anders als bei der Erhebung der Daten für die Brutvogelliste ist hier wieder eine möglichst systematische Abfrage von Expertenwissen zwingend erforderlich. Dieses Verfahren hat sich, trotz anfänglicher Skepsis, nicht nur bei der vorhergehenden Fassung bewährt, sondern findet in den letzten 15 Jahren unter stetiger Verbesserung der Methoden auch zunehmend Eingang in die ökologische Forschung und naturschutzfachliche Bewertung, wenn echte Daten nicht verfügbar sind (z. B. DRESCHER et al. 2013; HEMMING et al. 2020). Mittelfristig sei zudem die Prognose gewagt, dass die seit Herbst 2011 in *ornitho.de* gesammelten Daten in absehbarer Zeit wichtige Lücken hinsichtlich Bestandszahlen und -trends

schließen können und werden (siehe auch WAHL et al. 2013). So zeigten FINK et al. (2020), dass mit Hilfe von Citizen-Science-Daten aus dem *ornitho.de* vergleichbaren eBird-Projekt die Verbreitung von Walddrosseln (*Hylocichla mustelina*), einer häufigen Zugvogelart in Nord- und Mittelamerika, über das gesamte Jahr quantitativ

modellieren lässt. Hinsichtlich einer Quantifizierung aktiv ziehender, also fliegender, Zugvögel ist auch die Auswertung von Wetterradardaten denkbar (HÜPPOP et al. 2019). Mit ihrer Hilfe lässt sich z. B. der Vogelzug großräumig über weite Teile Europas mit hoher Auflösung darstellen (NILSSON et al. 2019), in günstigen Fällen durch

■ **Tabelle 6:**

Vertreterinnen und Vertreter der Fachverbände und -behörden, die an der Umfrage zur Ermittlung des kurzfristigen Bestandstrends über 24 Jahre in den Bundesländern beteiligt waren. – *Experts of the federal administrative authorities and non-governmental organizations who took part in the interviews conducted in order to compile short-term population trends about the 24 year-period.*

| Bundesland<br><i>Federal State</i> | Fachbehörde<br><i>administrative authority</i>                                                                             | Fachverbände<br><i>non-governmental organisations</i>                              |
|------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|
| Baden-Württemberg                  | J. Rathgeber (Staatliche Vogelschutzwarte in der Landesanstalt für Umwelt)                                                 | M. Kramer (Ornithologische Gesellschaft Baden-Württemberg e. V.)                   |
| Bayern                             | B.-U. Rudolph (Staatliche Vogelschutzwarte im Bayerischen Landesamt für Umwelt)                                            | T. Rödl (Landesbund für Vogelschutz e. V.), K. Weixler (Otus e. V.)                |
| Berlin                             | J. Schwarz (Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz)                                                          | J. Böhner (Berliner Ornithologische Arbeitsgemeinschaft e. V.)                     |
| Brandenburg                        | T. Ryslavy (Staatliche Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt)                                                           | W. Mädlow (Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen e. V.)        |
| Bremen                             | H. Klugkist (Senat für Klimaschutz, Umwelt, Mobilität, Stadtentwicklung und Wohnungsbau)                                   | W. Eikhorst (Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bremen e. V.)                     |
| Hamburg                            | B. Krebs (Staatliche Vogelschutzwarte in der Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft)                       | A. Mitschke (Arbeitskreis Vogelschutzwarte Hamburg)                                |
| Hessen                             | M. Werner (Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland, Institut für angewandte Vogelkunde)       | S. Stübing (Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz e. V.)         |
| Mecklenburg-Vorpommern             | B. Heinze (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie)                                                                 | F. Vöcker (Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Mecklenburg-Vorpommern e. V.)       |
| Niedersachsen                      | W. Kaufmann (Staatliche Vogelschutzwarte im Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) | T. Brandt (Niedersächsische Ornithologische Vereinigung e. V.)                     |
| Nordrhein-Westfalen                | P. Herkenrath (Staatliche Vogelschutzwarte im Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz)                           | C. Grüneberg (Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft e. V.)               |
| Rheinland-Pfalz                    | L. Simon (Landesamt für Umwelt)                                                                                            | C. Dietzen (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e. V.)   |
| Saarland                           | S. Caspari (Landesamt für Umwelt und Arbeitsschutz)                                                                        | N. Roth (Ornithologische Beobachtung Saar e. V.)                                   |
| Sachsen                            | H. Blischke (Sächsisches Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft)                                                        | M. Ritz (Verein Sächsischer Ornithologen e. V.)                                    |
| Sachsen-Anhalt                     | S. Fischer (Staatliche Vogelschutzwarte im Landesamt für Umweltschutz)                                                     | M. Schönbrodt (Ornithologenverband Sachsen-Anhalt e. V.)                           |
| Schleswig-Holstein                 | J. Kieckbusch (Staatliche Vogelschutzwarte im Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume)                    | B. Koop (Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Schleswig-Holstein und Hamburg e. V.) |
| Thüringen                          | S. Jaehne (Staatliche Vogelschutzwarte im Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz)                         | S. Frick (Verein Thüringer Ornithologen e. V.)                                     |

Verschneidung mit Beobachtungsdaten sogar auf Artniveau (WEISSHAUPT et al. 2020). So ist aber zumindest eine Validierung der durch Expertenbefragung ermittelten Gesamtzahlen denkbar. Wegen der ganz unterschiedlichen methodischen Herangehensweise und dem damit verbundenen Arbeitsaufwand wird die beabsichtigte Zusammenführung der beiden Roten Listen aber wohl noch etwas auf sich warten lassen.

Auf das NGRLV kommt noch eine andere Herausforderung zu: Die Mehrzahl seiner Mitglieder wird demnächst in den Ruhestand gehen. Damit werden zu den seitens BfN und DDA bereits vollzogenen personellen Veränderungen weitere hinzukommen, so dass sich ein weitgehend neues Team der Erstellung der Roten Listen widmen wird. Seine Aufgabe wird es sein, neben der Kontinuität der Listen auch erst in neuerer Zeit diskutierte Aspekte zu prüfen, wie eine Berücksichtigung der massiven Arealverluste und der Bestandsausdünnung bei noch häufigen Arten (v. a. Arten der Agrarlandschaft) oder regional gegenläufige Entwicklungen (z. B. bei Rotmilan und Grauammer) ebenso wie vielleicht wieder vermehrt Expertenmeinungen in der RLB berücksichtigt werden können.

Im Herbst 2018 hat die Kommission „Artenliste der Vögel Deutschlands“ der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft eine aktualisierte Liste mit Statusangaben zu allen in Deutschland nachgewiesenen Vogelarten vorgelegt (BARTHEL & KRÜGER 2018). Sie wurde bereits einmal aktualisiert (BARTHEL & KRÜGER 2019), was zukünftig fortlaufend geschehen soll, so dass zu Beginn der Arbeiten an jeder neuen Fassung einer Roten Liste eine aktuelle Artenliste vorliegen sollte.

## 8 Danksagung

Das NGRLV dankt dem BfN für die Finanzierung des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Ornithologische Daten von Bund und Ländern für den Nationalen Vogelschutzbericht 2019“, das der DDA durchführte, und für die Möglichkeit, die in diesem Vorhaben erarbeiteten umfangreichen Daten für die Erstellung der neuen RLB nutzen zu können. Primärer Dank gilt dabei den mittlerweile über 4.000 (überwiegend) ehrenamtlichen Kartiererinnen und Kartierern, die Jahr für Jahr auf „ihren“ Monitoringflächen bzw. zu „ihren“ Brutplätzen wertvolle Daten erheben! Außerdem danken wir allen Vertreterinnen und Vertretern der in den Bundesländern aktiven Fachverbände und -behörden für ihr großes Engagement bei der Beantwortung der Umfrage und der Bereitstellung der länderspezifischen Grundlagendaten sowie allen Expertinnen und Experten, die sich an der Ermittlung und Abstimmung dieser Daten auf regionaler, landes- oder bundesweiter Ebene im Rahmen der Erstellung des Nationalen Vogelschutzberichtes 2019“ beteiligt haben (s. Tab. 6). Ohne diese breite Basis wäre die Erstellung dieser RLB nicht in dieser Qualität möglich gewesen! Auch den zahlreichen Teilnehmerinnen und Teilnehmern an den diesbezüglichen Abstimmungsverfahren in Bonn gilt ein herzlicher Dank.

Außerdem stellte der „Förderverein für Ökologie und Monitoring von Greifvogel und Eulenarten e.V.“ dankenswerterweise Daten des gleichnamigen Monitoringprogramms zur Verfügung.

Natalie Kelsey danken wir für die sprachliche Korrektur der englischen Zusammenfassung (Summary).

Ein besonderer Dank gilt auch den Fotoautoren:

|                                                               | Fotoautor            | Homepage                                                                             |
|---------------------------------------------------------------|----------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|
| Zwergseeschwalbe                                              | Hans Glader          |                                                                                      |
| Grauspecht                                                    | Thomas Harbig        |                                                                                      |
| Landschaften                                                  | Norbert Hecker       |                                                                                      |
| Turteltaube                                                   | Andreas Heiland      | <a href="http://www.motivedernatur.de">www.motivedernatur.de</a>                     |
| Knäkente                                                      | Peter Hering         | <a href="http://www.voegel-auf-foehr.de">www.voegel-auf-foehr.de</a>                 |
| Rohrdommel, Wiedehopf                                         | Thomas Hinsche       | <a href="http://www.naturfotografie-hinsche.de">www.naturfotografie-hinsche.de</a>   |
| Landschaften                                                  | Folke Hüppop         |                                                                                      |
| Landschaften                                                  | Kathrin Hüppop       |                                                                                      |
| Zwergdommel, Drosselrohrsänger, Schilfrohrsänger, Rohrschwirl | Olaf Jürgens         | <a href="http://www.juergens-naturfoto.de">www.juergens-naturfoto.de</a>             |
| Steinkauz, Wiesenpieper                                       | Ralf Kistowski       | <a href="http://www.wunderbare-erde.de">www.wunderbare-erde.de</a>                   |
| Steinschmätzer                                                | Rosl Rößner          | <a href="http://www.birdpictures.de">www.birdpictures.de</a>                         |
| Bluthänfling, Feldschwirl, Küstenseeschwalbe                  | Mathias Schäfer      | <a href="http://www.living-nature.eu">www.living-nature.eu</a>                       |
| Kleinspecht                                                   | Peter Wächtershäuser | <a href="http://www.naturlichter.de">www.naturlichter.de</a>                         |
| Brandseeschwalbe                                              | Reinhild Waschkies   | <a href="http://www.pbase.com/reinhildwaschkies">www.pbase.com/reinhildwaschkies</a> |

## 9 Zusammenfassung

Die 6. Fassung der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands (RLB) wurde wieder vom „Nationalen Gremium Rote Liste Vögel“ (NGRLV) erarbeitet, in dem die wissenschaftlichen Institutionen der Ornithologie und Avifaunistik in Deutschland vertreten sind. Sie wurde nach dem für alle Artengruppen in Deutschland entwickelten Kriterienschema (LUDWIG et al. 2009) erstellt, womit auf Basis einer vergleichbaren Methodik Veränderungen der Gefährdungssituation im Vergleich zur bisherigen RLB deutlich werden. Die vorliegende 6. Fassung der RLB wurde methodisch weitgehend wie die 5. Fassung (GRÜNEBERG et al. 2015) erarbeitet, jedoch wurde das aktuell erstellte Methodenpapier des NGRLV (HAUPT et al. 2020) bei dieser RLB angewendet.

Die wichtigsten Kriterien für die Gefährdungseinstufung der Arten sind Bestandssituation (Brutbestand), kurzfristiger Bestandstrend (jetzt 24 Jahre) und langfristiger Bestandstrend (100 bis 150 Jahre). Zusätzlich wurde jeweils die Wirksamkeit von Risikofaktoren und – neu und nur bei Arten der Gefährdungskategorie 1 – die Prüfung auf stabile Teilbestände artspezifisch identifiziert und berücksichtigt.

Die dieser RLB zugrundeliegenden Daten wurden vom DDA im Zuge der Erstellung des Nationalen Vogelschutzberichtes 2019 erarbeitet, wobei die Angaben wieder in enger Abstimmung mit den ornithologischen Fachverbänden und -behörden der Bundesländer ermittelt wurden. Das formale Bezugsjahr dieser RLB ist das Jahr 2016, das zugleich die Berichtsperiode 2011 bis 2016 dieses Vogelschutzberichtes abschließt. Damit setzt das NGRLV den unter allen Akteuren Deutschlands gefassten Beschluss um, für die Darstellung der beiden fachlichen Bestands- und Gefährdungsdokumentationen des Vogelschutzes in Deutschland künftig immer dieselbe Datenbasis zu nutzen.

Für die Einstufung der etablierten einheimischen Brutvogelarten in die Häufigkeitsklassen wurden die Brutbestandsangaben von GERLACH et al. (2019) übernommen, wobei den dort aufgeführten Brutbeständen oder Brutbestandsspannen drei unterschiedliche Vorgehensweisen ihrer Ermittlung zugrunde lagen. Die langfristigen

Bestandstrends in der letzten RLB (5. Fassung) wurden für alle Arten unter Berücksichtigung der aktuellen 12- und 24-Jahrestrends überprüft und vom NGRLV überarbeitet. Für den kurzfristigen Bestandstrend (= 24-Jahrestrend) wurde der Zeitraum von 1992 bis 2016 betrachtet, wobei für 149 Arten (58 %) auf umfangreiche Daten der bundesweiten Brutvogel-Monitoringprogramme zurückgegriffen werden konnte. Für Arten, die bislang nicht oder nur unzureichend über die verschiedenen Monitoringprogramme abgedeckt werden, wurden die Trends mittels einer Umfrage unter den Fachverbänden und Fachbehörden der Bundesländer ermittelt. Die Zuordnung von Risikofaktoren erfolgte durch das NGRLV für die Arten, für die eine Verschlechterung des kurzfristigen Trends in den nächsten 12 Jahren angezeigt war. Somit fußen die aktuellen Gefährdungseinstufungen auf einer fachlich hochwertigen Datenbasis, die sich gegenüber den Vorgängerlisten weiter verbessert hat.

Zusammen mit 24 unregelmäßig brütenden Arten (Status II<sup>B</sup>) und 17 regelmäßig brütenden Neozoenarten (Status IIIa<sup>B</sup>) umfasst die Liste der in Deutschland in der Berichtsperiode 2011 bis 2016 brütenden Vogelarten insgesamt 300 Arten. Davon brüteten 259 einheimische Vogelarten regelmäßig in Deutschland (Status I<sup>B</sup>) und wurden der Gefährdungsanalyse für die RLB unterzogen. Allerdings waren 14 Arten davon bereits „Ausgestorben oder verschollen“ und wurden direkt in der Kategorie 0<sup>B</sup> gelistet.

Zusammen mit den 14 ausgestorbenen bzw. verschollenen Arten sind derzeit 112 Arten (43 %) aktuell gefährdet (Kategorien 0<sup>B</sup> = „Ausgestorben oder verschollen“, 1<sup>B</sup> = „Vom Aussterben bedroht“, 2<sup>B</sup> = „Stark gefährdet“, 3<sup>B</sup> = „Gefährdet“ und R<sup>B</sup> = „Extrem selten“). Weitere 21 Arten (8 %) stehen aktuell in der „Vorwarnliste“, die jedoch noch keine Gefährdungskategorie darstellt. Im Vergleich zur letzten RLB mussten 21 Arten in höhere Kategorien (inkl. „Vorwarnliste“) eingestuft werden, während 20 Arten herabgestuft werden konnten. Mit dem Silberreiherr ist eine neue Brutvogelart aufgetreten (Kategorie R<sup>B</sup>), und mit dem Triel hat eine vormals ausgestorbene Art wieder regelmäßig in Deutschland gebrütet (Kategorie 1<sup>B</sup>). Andererseits mussten der Steinwürger und der Würgerfalk in die Kategorie 0<sup>B</sup>

überführt werden. Kritisch ist zu betrachten, dass sich die Artenanzahl der beiden höchsten Gefährdungskategorien (Kategorie 0<sup>B</sup> und 1<sup>B</sup>) um gleich fünf Arten erhöht hat, davon vier Arten in der Kategorie 1<sup>B</sup>. Hier ist zu befürchten, dass sie in naher Zukunft nicht mehr zur deutschen Brutvogelwelt gehören könnten. Mit dieser RLB wird zudem eine weitergehende dramatische Entwicklung aufgezeigt, denn mit Ohrentaucher, Goldregenpfeifer, Bruchwasserläufer, Raubseeschwalbe, Rotkopfwürger und Seggenrohrsänger brüteten gleich sechs Arten in Deutschland zuletzt zwischen 2009 und 2014. Sie wären spätestens bis zum Jahr 2024 ebenfalls in die Kategorie 0<sup>B</sup> zu überführen. Wenn hier keine Trendumkehr eintritt, und die ist derzeit nicht zu erkennen, verlieren wir in Deutschland Brutvogelarten in bislang nicht gekanntem Ausmaß! Doch auch bei den meisten anderen Arten der Kategorie 1<sup>B</sup> ist die Situation nach wie vor dramatisch, denn bei fast allen hält der (sehr) negative Bestandstrend weiter an oder hat sich sogar noch verstärkt. Dagegen hat sich die Artenanzahl der Kategorien 2<sup>B</sup> und 3<sup>B</sup> um vier Arten verringert. Die größten Veränderungen gab es in der Kategorie R<sup>B</sup> (sieben Arten weniger), von denen u. a. vier Arten ihr Brutareal deutlich ausdehnten und aus der RLB entlassen werden konnten, darunter Alpensegler und Steppenmöwe. Insgesamt sind es aktuell 147 regelmäßig brütende Arten (57 %), die „Ungefährdet“ (126) sind oder in der „Vorwarnliste“ (21) stehen, wobei in letzterer aktuell drei Arten mehr enthalten sind als in der RLB 2015.

Unter den acht hier unterschiedenen Lebensraumgilden finden sich bei den *Offenlandvögeln* die mit Abstand meisten gefährdeten Arten, hier gelten 70 % der 23 Arten als gefährdet (Kategorien 1<sup>B</sup>, 2<sup>B</sup>, 3<sup>B</sup>, R<sup>B</sup>), und weitere 13 % sind in der „Vorwarnliste“ geführt, was insgesamt 83 % ausmacht! So hat sich beispielsweise die Gefährdungssituation bei Wachtelkönig, Raubwürger und Ortolan nochmals verschlechtert. Während die meisten anderen Offenlandarten ihre Gefährdungskategorien beibehielten, hat sich die Situation bei nur wenigen Arten verbessert (z. B. Wiederansiedlung des Triels, Entlassung des Steinkauzes aus der „Vorwarnliste“ dank intensiver Schutzmaßnahmen). Auch bei den *Alpenvögeln* hat sich die Situation kaum verbessert. Bei den meisten alpinen

Arten hat sich die bisherige Gefährdungseinstufung bestätigt, und 71 % der Alpenarten stehen in den RLB-Kategorien. Ebenso ist bei den 30 Vogelarten der *Küsten und Meere* der Anteil der RLB-Arten mit 67 % sehr hoch.

Neben den Einstufungen in die RLB-Kategorien waren die absoluten Verluste an Vogelindividuen in ganz Deutschland prägend für den Zustand der Vogelwelt im 21. Jahrhundert. Flächendeckend und über annähernd alle Hauptlebensräume hinweg ist die Vogelwelt gegenüber den 1990er Jahren ausgedünnt, und Brutvogelverluste in Millionenhöhe oder hohen Gesamtanteilen beschreiben diese negative Entwicklung. Die jetzige Fassung der RLB zeigt dabei einen sehr leichten Erholungstrend auf. Es wird sich zeigen müssen, ob die Bestände einiger häufiger Arten auf Dauer weiter zunehmen und eine echte Trendumkehr andeuten, die sich in den späteren RLB manifestieren würde. Negative Bestandstrends bei den häufigeren Arten (> 100.000 BP) lassen sich in der RLB allerdings nur teilweise und „am unteren Ende“ der Skala darstellen, da hier das für alle Organismengruppen entwickelte Kriterienschema nicht so gut greift.

Die Bilanz der neuen RLB fällt überwiegend negativ aus. Trotz weit über 40 Änderungen der Gefährdungseinstufung hat es keine entscheidenden Verbesserungen bei den Brutvogelarten in Deutschland gegeben. Die letzten drei nach einheitlichem Kriteriensystem erarbeiteten Fassungen der RLB (SÜDBECK et al. 2007, GRÜNEBERG et al. 2015, diese 6. Fassung) unterscheiden sich nur marginal bzw. in Details, nicht aber im Gesamtbild. Das bedeutet, dass trotz vielfältiger Maßnahmen zum Vogelschutz in Deutschland keine Trendumkehr erreicht wurde. Diese RLB stellt somit erneut ein kritisches Zeugnis über den Zustand der deutschen Vogelwelt aus. Es bedarf einerseits verstärkter Anstrengungen im gezielten Vogelartenschutz, andererseits aber auch in einer konkreteren Anpassung der Landnutzung (hier insbesondere der Landwirtschaft), um Artenschwund und Bestandsrückgänge aufzuhalten.

Turnusgemäß steht als nächste Aufgabe die Erstellung der 2. Fassung der Roten Liste der wandernden Vogelarten an, die mit einem personell erneuerten NGRIV in Angriff genommen werden soll.

## Literatur

- ANDRETZKE, H. & B. OLTMANNS (2016): Was hilft Brutvögeln wirklich? Darstellung und Bewertung von Schutzmaßnahmen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer am Beispiel von Norderney. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 44: 195-215.
- ANTHES, N., M. BOSCHERT & J. DANIELS-TRAUTNER (2017): Verbreitung und Bestandsentwicklung der Graumammer *Emberiza calandra* in Baden-Württemberg. *Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg* 33: 27-44.
- ANTHES, N., H. GÖTZ & M. HANDSCHUH (2019): Erster Brutnachweis der Kappenammer *Emberiza melanocephala* in Deutschland im Kontext einer möglichen Arealausweitung. *Vogelwelt* 139: 31-38.
- BAIRLEIN, F., J. DIERSCHKE, V. DIERSCHKE, V. SALEWSKI, O. GEITER, K. HÜPPOP, U. KÖPPEN & W. FIEDLER (2014): Atlas des Vogelzugs. Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim. 571 S.
- BALMER, L. S., J. LÖFFLER, B. J. CAFFEY, R. L. SWANN, I. S. DOWNIE & R. J. FULLER (2013): *BIRD ATLAS 2007–11: the breeding and wintering birds of Britain and Ireland*. BTO Books, Thetford.
- BANNAS, L., J. LÖFFLER & U. RIECKEN (2017): Die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds - rechtliche, strategische, planerische und programmatische Aspekte. *BfN-Skripten* 475. 110 S.
- BARTHEL, P. H. & T. KRÜGER (2018): Artenliste der Vögel Deutschlands. *Vogelwarte* 56: 171-203.
- BARTHEL, P. H. & T. KRÜGER (2019): Liste der Vögel Deutschlands, Version 3.2, Radolfzell 2019. 32 S.
- BAUER, H.-G. (2014): Geschichte und mögliche Zukunft: 50 Jahre Rote Liste. *Falke* 61 (8): 38-42.
- BAUER, H.-G., M. BOSCHERT & J. HÖLZINGER (1995): Die Vögel Baden-Württembergs (Avifauna Baden-Württembergs). Band 5. Atlas der Winterbreitung. Eugen Ullmer. Stuttgart. 557 S.
- BAUER, H.-G., P. BERTHOLD, P. BOYE, W. KNIEF, P. SÜDBECK & K. WITT (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands – 3., überarbeitete Fassung, 8.5.2002. *Berichte zum Vogelschutz* 39: 13-60.
- BAUER, H.-G., M. BOSCHERT, H. HAUPT, O. HÜPPOP, T. RYSLAVY & P. SÜDBECK (2011): Rote Listen der Brutvögel der deutschen Bundesländer – erneuter Aufruf zur zeitlichen Synchronisation und methodischen Einheitlichkeit. *Berichte zum Vogelschutz* 47/48: 73-92.
- BAUER, H.-G., M. BOSCHERT, M. FÖRSCHLER, J. HÖLZINGER, M. KRAMER & U. MAHLER (2016a): Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvögel Baden-Württembergs. 6. Fassung, Stand 31.12.2013. *Naturschutz-Praxis Artenschutz* 11. 241 S.
- BAUER, H.-G., O. GEITER, S. HOMMA & WOOG, F. (2016b): Vogelneozoen in Deutschland – Revision der nationalen Schutzeinstufungen. *Vogelwarte* 54: 165-179.
- BAUER, H.-G., G. HEINE, D. SCHMITZ, G. SEGELBACHER & S. WERNER (2019): Starke Bestandsveränderungen der Brutvogelwelt des Bodenseegebietes – Ergebnisse aus vier flächendeckenden Brutvogelkartierungen in drei Jahrzehnten. *Vogelwelt* 119: 3-29.
- BEHM-BERKELMANN, K. & H. HECKENROTH (1991): Übersicht der Brutbestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten 1900-1990 an der niedersächsischen Nordseeküste. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 27. 99 S.
- BELLEBAUM, J., A. HELMECKE, K. KOFFIJBERG & S. ARBEITER (2014) Wo man nicht mäh, da lass Dich ruhig nieder – Verlängen Schutzmaßnahmen die Aufenthaltsdauer von Wachtelkönigen? *Vogelwarte* 52: 252-253.
- BELTING, H., T. HOENISCH, M. HOLTAMP, C. HINCK, J. LOONSTRA, C. MARLOW, J. MELTER, N. RAUDE & M. VERHOEVEN (2018): LIFE-Projekt „Wiesenvögel“: Uferschnepfen mit Satelliten-Sendern ausgestattet. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 46: 133-134.
- BERNARDY, P., K. DZIEWIATY, I. PEWSDORF & M. STREUN (2006): Integratives Schutzkonzept zum Erhalt ackerbrütender Vogelgemeinschaften im hannoverschen Wendland. *Ortolanprojekt 2003-2006, Abschlussbericht*.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2015): The killing. Scientific Report, Birdlife, Cambridge UK. [https://www.birdlife.org/sites/default/files/attachments/01-28\\_low.pdf](https://www.birdlife.org/sites/default/files/attachments/01-28_low.pdf)
- BMU [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT] (2007): Nationale Strategie für biologische Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 07. November 2007. [www.bmu.de](http://www.bmu.de) (letzter Zugriff am 14.10.20).
- BMUB [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT] (2016): Naturschutz-Offensive 2020. Für biologische Vielfalt. <https://www.bmu.de/naturschutz-offensive-2020/> (letzter Zugriff 19.11.2020).
- BMUB [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT] (2019a): Masterplan Stadtnatur. Berlin. 27 S.
- BMUB [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT] (2019b): Aktionsprogramm Insektenschutz - Gemeinsam wirksam gegen das Insektensterben. Berlin.
- BMUB [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT] (Hrsg.) (2020): Indikatorenbericht 2019 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. BMUB. Berlin. 119 S.
- BOSCHERT, M. (2018): Zur Bestandssituation des Großen Brachvogels *Numenius arquata* – Eine Fallstudie aus der badischen und elsässischen Oberrheinebene. *Vogelwarte* 56: 33-38.
- BOTH, B., C. A. M. VAN TURNHOUT, R. G. BIJLSMA, H. SIEPEL, A. J. VAN STRIEN & R. P. B. FOPPEN (2010): Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of the Royal Society B* 277: 1259-1266
- BOYE, P., T. KRÜGER & P. SÜDBECK (2005): Vogelschutzprogramme in Deutschland: Übersicht, Bilanz und Perspektiven – Ergebnisse einer Fachtagung. *Berichte zum Vogelschutz* 42: 141-158.
- BULL, M. & T. RÖDL (2018): Stand Up Paddling (SUP): Eine neue Trendsportart als Problem für überwinternde und rastende Wasservögel? *Berichte zum Vogelschutz* 55: 25-52.
- BUSCH, M., J. KATZENBERGER, S. TRAUTMANN, B. GERLACH, R. DRÖSCHMEISTER & C. SUDFELDT (2020): Drivers of population change in common farmland birds in Germany. *Bird Conservation International* 29: 1-20.
- COPPES, J., J. EHRLACHER, G. MÜLLER, K. ROTH, K.-E. SCHROTH, M. FÖRSCHLER, V. BRAUNISCH & R. SUCHANT (2019): Dramatischer Rückgang der Auerhuhnpopulation *Tetrao urogallus* im Schwarzwald. *Vogelwarte* 57: 115-122.

- DDA – DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN & DS/IRV – DEUTSCHE SEKTION DES INTERNATIONALEN RATES FÜR VOGELSCHUTZ (1991): Rote Liste der in Deutschland gefährdeten Brutvogelarten (1. Fassung, Stand: 10.11.1991). Berichte zum Vogelschutz 30: 15-29.
- DIERSCHKE, V. (2015): Bruterfolg von Eissturmvogel, Basstölpel und Dreizehenmöwe im Jahr 2015 auf Helgoland. Büsum: Forschungs- und Technologiezentrum Westküste. [https://www.ftz.uni-kiel.de/de/forschungsabteilungen/ecolab-oekologie-mariner-tiere/laufende-projekte/montrack/berichte/bruterfolg\\_helgoland\\_2015](https://www.ftz.uni-kiel.de/de/forschungsabteilungen/ecolab-oekologie-mariner-tiere/laufende-projekte/montrack/berichte/bruterfolg_helgoland_2015) (letzter Zugriff 14.05.2018).
- DIERSCHKE, V. (2017): Bruterfolg von Eissturmvogel, Basstölpel und Dreizehenmöwe im Jahr 2017 auf Helgoland. Büsum: Forschungs- und Technologiezentrum Westküste. [https://intranet.bfn.de/DOBI\\_Portal/E-Publ/E-Monos/pdf/2018/164bruthelgoland.pdf](https://intranet.bfn.de/DOBI_Portal/E-Publ/E-Monos/pdf/2018/164bruthelgoland.pdf) (letzter Zugriff 14.05.2018).
- DIETZEN, C. & F.-J. FUCHS (2019): Raubwürger in Rheinland-Pfalz weiter im Sinkflug. GNOR Info 129: 18-19.
- DO-G - DEUTSCHE ORNITHOLOGEN-GESELLSCHAFT - FACHGRUPPE VÖGEL DER AGRARLANDSCHAFT (2019): Weiterentwicklung der Gemeinsamen Agrarpolitik ab 2021: Erfordernisse zum Erhalt unserer Agrarvögel. Vogelwarte 57: 345-357.
- DRESCHER, M., A. PERERA, C. JOHNSON, L. BUSE, C. DREW & M. BURGMAN (2013): Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research. *Ecosphere* 4: 1-26.
- DRÖSCHMEISTER, R., S. JAEHNE & C. SUDFELDT (2009): Verwaltungsvereinbarung Vogelmonitoring in Kraft getreten. *Natur und Landschaft* 84: 221-224.
- DRV – DEUTSCHER RAT FÜR VOGELSCHUTZ (2017): DRV-Positionspapier: Gefährdung und Schutz von Waldvögeln in Deutschland. Berichte zum Vogelschutz 53/54: 97-114.
- DS/IRV – DEUTSCHE SEKTION DES INTERNATIONALEN RATES FÜR VOGELSCHUTZ & DDA – DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN (1971): Die in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Vogelarten und der Erfolg von Schutzmaßnahmen. Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz 11: 31-37.
- ENGLER, B. & H.-G. BAUER (2002): Dokumentation eines starken Bestandsrückgangs beim Hausperling (*Passer domesticus*) in Deutschland auf Basis von Literaturangaben von 1850-2000. *Vogelwarte* 41: 196-210.
- FARTMANN, T., S. KÄMPFER & F. LÖFFLER (2017): Weihnachtsbaumkulturen im Hochsauerland: wichtige Bruthabitate für Rote-Liste-Arten. *Falke* 64 (12): 20-23.
- FINK, D., T. AUER, A. JOHNSTON, V. RUIZ-GUTIERREZ, W.M. HOCHACHKA & S. KELLING (2020): Modeling avian full annual cycle distribution and population trends with citizen science data. *Ecological Applications* 30: e02056.
- FISHER, I., J. ASHPOLE, D. SCALLAN, T. PROUD & C. CARBONERAS (2018): International Single Species Action Plan for the conservation of the European Turtle Dove *Streptopelia turtur* (2018 to 2028). European Commission.
- FOLZ, H.-G. (2017): Bluthänfling *Carduelis cannabina* Linnaeus, 1758. In: DIETZEN, C., H.-G. FOLZ, T. GRUNWALD, P. KELLER, A. KUNZ, M. NIEHUIS, M. SCHÄF, M. SCHOLZ & M. WAGNER: Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Band 4 Singvögel (Passeriformes). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 49: 952-964.
- FÖRSCHLER, M.I. (2013): Auf verlorenem Posten? Der Zitronenzeisig im Schwarzwald. *Falke* 60: 453-455.
- FRICK, S., H. GRIMM, S. JAEHNE, H. LAUSSMANN, E. MEY & J. WIESNER (2011): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Thüringens. 3. Fassung, Stand: 12/2010. Naturschutzreport 26: 47-54.
- GARTHE, S. (1996): Die Vogelwelt von Hamburg und Umgebung. Band 3. Wachholtz-Verlag, Neumünster. 480 S.
- GEDEON, K., C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE, C. SUDFELDT, W. EIKHORST, S. FISCHER, M. FLADE, S. FRICK, I. GEIERSBERGER, B. KOOP, M. KRAMER, T. KRÜGER, N. ROTH, T. RYSLAVY, S. STÜBING, S.R. SUDMANN, R. STEFFENS, F. VÖKLER & K. WITT (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Atlas of German Breeding Birds. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten. Münster. 800 S.
- GERLACH, B., R. DRÖSCHMEISTER, T. LANGGEMACH, K. BORKENHAGEN, M. BUSCH, M. HAUSWIRTH, T. HEINICKE, J. KAMP, J. KARTHÄUSER, C. KÖNIG, N. PRIOR, S. TRAUTMANN, J. WAHL & C. SUDFELDT (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz und Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten. Münster. 68 S.
- GRENDMEIER, A., M. FLADE & G. PASINELLI (2019): Trophic consequences of mast seeding for avian and mammalian seed and non-seed consumers in European temperate forests. *Journal of Ornithology* 160: 641-653.
- GRENDMEIER, A. & G. PASINELLI (2020): Grauspechtökologie – Eine Literatursichtung und Diskussion über zu schließende Wissenslücken. *Ornithologische Jahresberichte Museum Heineanum* 35: 73-88.
- GRIMM, H. (2018): Sind die fetten Jahre vorbei? Veränderungen im Nahrungsspektrum des Raubwürgers *Lanius excubitor*. *Vogelwarte* 56: 346-347.
- GROSSMANN (2019): Buchen in Bedrängnis. Massive Auswirkungen von Trockenheit und Hitze. *Nationalpark* 3/2019: 32-33.
- GRÜNEBERG, C., H.-G. BAUER, H. HAUPT, O. HÜPPOP, T. RYSLAVY & P. SÜDBECK [Nationales Gremium Rote Liste Vögel] (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 5. Fassung, 30. November 2015. Berichte zum Vogelschutz 52: 19-67.
- GRÜNEBERG, C., S.R. SUDMANN, F. HERHAUS, P. HERKENRATH, M. JÖRGES, H. KÖNIG, K. NOTTMAYER, K. SCHIDELKO, M. SCHMITZ, W. SCHUBERT, D. STIELS & J. WEISS (2016): Rote Liste der Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 6. Fassung, Stand: Juni 2016. *Charadrius* 52 (1-2): 1-66.
- GRÜNEBERG, C., R. DRÖSCHMEISTER, D. FUCHS, W. FREDERIKING, B. GERLACH, M. HAUSWIRTH, J. KARTHÄUSER, B. SCHUSTER, C. SUDFELDT, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2017): Vogelschutzbericht 2013: Methoden, Organisation und Ergebnisse. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 157. 230 S.
- GRÜNEBERG, C. & J. KARTHÄUSER (2019): Verbreitung und Bestand des Rotmilans *Milvus milvus* in Deutschland: Ergebnisse der bundesweiten Kartierung 2010-2014. *Vogelwelt* 139: 101-116.
- GRUTKE, H. [Bearb.] (2004): Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 8: 1-280.
- HALLMANN, C. A., M. SÖRG, E. JONGEJANS, H. SIEPEL, N. HOFLAND, H. SCHWAN, W. STENMANS, A. MÜLLER, H. SUMSER, T. HÖRREN, D. GOULSON & H. DE KROON (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS One* 12: e0185809.
- HAUPT, H., H.-G. BAUER, O. HÜPPOP, T. RYSLAVY, C. SUDFELDT & P. SÜDBECK [Nationales Gremium Rote Liste Vögel] (2020): Methodik der Gefährdungsanalyse für die Roten Listen der Brutvögel mit Hinweisen zur Handhabung. Unveröff. Manuskript für die Rote-Liste-Ländergremien. 27 S.

- HAUPT, H., G. LUDWIG, H. GRUTTKA, M. BINOT-HAFKE, C. OTTO & A. PAULY (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (1): 386 S.
- HEMMING, V., A. M. HANEA, T. WALSHE & M. A. BURGMAN (2020): Weighting and aggregating expert ecological judgements. *Ecological Applications* 30: e02075.
- HERRMANN, C. (2015a): Zwergseeschwalbe *Sternula albifrons*. Beiträge zur Avifauna Mecklenburg-Vorpommerns 2: 9-20.
- HERRMANN, C. (2015b): Brandseeschwalbe *Sterna sandvicensis*. Beiträge zur Avifauna Mecklenburg-Vorpommerns 2: 39-52.
- HERRMANN, C. (2020): Jahresbericht der AG Küstenvogelschutz Mecklenburg-Vorpommern 2019. *Seevögel* 41: 4-13.
- HERZOG, F. & G. von LOSSOW (2018): Auf den Spuren des Großen Brachvogels. *Falke* 65 (10): 16-19.
- HIRSCHFELD, A., & G. ATTARD (2017): Vogeljagd in Europa – Analyse von Abschusszahlen und Auswirkungen der Jagd auf den Erhalt bedrohter Arten. *Berichte zum Vogelschutz* 53/54: 15-42.
- HIRSCHFELD, A., D. GEVERS & A. HEYD (2017): Illegale Greifvogelverfolgung in Deutschland 2005-2015: Verbreitung, Ausmaß, betroffene Arten und Strafverfolgung. *Berichte zum Vogelschutz* 53/54: 43-62.
- HOFFMANN, J. & U. WITTCHEN (2018): Abschätzung der Habitatwirkung veränderter Produktionsverfahren auf Indikatorvogelarten der Ackerbaugebiete im Forschungsvorhaben „Maisanbau für hohen Ertrag und biologische Vielfalt“ am Beispiel der Feldlerche (*Alauda arvensis*). *Berichte aus dem Julius Kühn-Institut* 195. Kleinmachnow. 48 S.
- HÖLZINGER, J. & H.-G. BAUER (2018): Die Vögel Baden-Württembergs, Band 2.1:1 - Nicht-Singvögel 1.2: Dendrocygnidae (Pfeifgänse) - Anatidae (Entenvögel). Stuttgart. 750 S.
- HÜPPOP, O., H.-G. BAUER, H. HAUPT, T. RYSLAVY, P. SÜDBECK & J. WAHL (2013): Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands, 1. Fassung, 31. Dezember 2012. *Berichte zum Vogelschutz* 49/50: 23-83.
- HÜPPOP, O., M. CIACH, R. DIEHL, D. R. REYNOLDS, P. M. STEPANIAN & M. H. M. MENZ (2019): Perspectives and challenges for the use of radar in biological conservation. *Ecography* 42: 912-930.
- IPBES [INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES] (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondizio, H. T. Ngo, M. Güéze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat. Bonn, Germany. 56 S.
- IUCN (2003): Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0 Gland. Cambridge.
- KAMP, J., J. TRAPPE, L. DUEBBERS & S. FUNKE (2020): Impacts of windstorm-induced forest loss and variable reforestation on bird communities. *Forest Ecology and Management* 478: 118504.
- KATZENBERGER, J. & C. SUDFELDT (2019): Rotmilan und Windkraft - Negativer Zusammenhang zwischen WKA-Dichte und Bestandstrends. *Falke* 66 (11): 12-15.
- KEULER, L. M., S. WINTER & I. FREHSE (2013): Brodowiner Bauerngärten. Von Blondköpfchen, Baldrian und Brennender Liebe. Ökodorf Brodowin e.V. Brodowin. 228 S.
- KLEWEIN, A. & G. MALLE (2020): Der Habichtskauz (*Strix uralensis*) in Österreich. Bestandserhebung und Artenschutz für eine geheimnisvolle Eulenart. Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten 69, Sonderheft. Klagenfurt. 208 S.
- KNAUS, P., S. ANTONIAZZA, S. WECHSLER, J. GUÉLAT, M. KÉRY, N. STREBEL & T. SATTTLER (2018): Schweizer Brutvogelatlas 2013-2016. Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein. Schweizerische Vogelwarte Sempach. 648 S.
- KNIEF, W., R. K. BERNDT, B. HÄLTERLEIN, K. JEROMIN, J. KIECKBUSCH & B. KOOP (2010): Die Brutvögel Schleswig-Holsteins - Rote Liste. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (MLUR). Flintbek. 118 S.
- KNIPPING, N. & J. STAHL (2018): Entwicklung eines Schutzkonzeptes für Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Abschlussbericht AZ 30347-33 November 2018. [www.dbu.de](http://www.dbu.de) (letzter Zugriff 14.10.2020).
- KOFFIJBERG, K., K. LAURSEN, B. HÄLTERLEIN, G. REICHERT, J. FRIKKE & L. SOLDAAT (2015): Trends of Breeding Birds in the Wadden Sea 1991 - 2013. Wadden Sea Ecosystem 35. Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea. Wilhelmshaven, Germany.
- KOFFIJBERG, K., J. FRIKKE, B. HÄLTERLEIN, G. REICHERT & H. ANDRETZKE (2016): Breeding birds in trouble: a framework for an action plan in the Wadden Sea. [https://www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/2016\\_breeding%20birds%20action%20plan.pdf](https://www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/2016_breeding%20birds%20action%20plan.pdf) (letzter Zugriff 17.11.2020).
- KOLBE, M., B. NICOLAI, R. WINKELMANN & E. STEINBORN (2019): Totfundstatistik und Verlustursachen beim Rotmilan *Milvus milvus* in Sachsen-Anhalt. *Vogelwelt* 139: 141-153.
- KÖNIG, C., B. GERLACH, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2020): Die Turteltaube in Deutschland: Starke Bestands- und Verbreitungsrückgänge beim Vogel des Jahres 2020. In: Nationalatlas aktuell 14 (05.2020) 3 [07.05.2020]. Leibniz-Institut für Länderkunde (IfL). Leipzig.
- KOOP, B. & R. K. BERNDT (2014): Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Band 7: Zweiter Brutvogelatlas. Wachholtz-Verlag. Neumünster. 504 S.
- KREUSEL, A., M. A. NEUMANN & A. TORKLER (2019): Erster Brutnachweis der Brillengrasmücke *Sylvia conspicillata* für Deutschland. Seltene Vögel in Deutschland 2017: 36-43.
- KRÜGER (2016): Zum Einfluss von Kitesurfen auf Wasser- und Watvögel – eine Übersicht. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 36: 3-66.
- KRÜGER, T. & M. NIPKOW (2015): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. 8. Fassung, Stand 2015. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 35: 1-104.
- KRUMENACKER, T. (2018): Großtrappe: Vogel der Superlative in Not. *Falke* 65 (5): 12-14.
- LAG-VSW [LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT DER VOGELSCHUTZWARTEN] (2017): Der mögliche Umfang von Vogelschlag an Glasflächen in Deutschland – eine Hochrechnung. *Berichte zum Vogelschutz* 53/54: 63-67.

- LAG-VSW [LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT DER VOGEL-SCHUTZWARTEN] (2021): Vermeidung von Vogelverlusten an Glasscheiben. Bewertung des Vogelschlagrisikos an Glas. 40 S. [http://www.vogelschutzwarten.de/downloads/LAG%20VSW%2021-01\\_Bewertungsverfahren%20Vogel-schlag%20Glas.pdf](http://www.vogelschutzwarten.de/downloads/LAG%20VSW%2021-01_Bewertungsverfahren%20Vogel-schlag%20Glas.pdf)
- LANGGEMACH, T. & H. WATZKE (2013): Naturschutz in der Agrarlandschaft am Beispiel des Schutzprogramms Großtrappe (*Otis tarda*). In: HOFFMANN, J. (Hrsg.): Tagungsband Fachgespräch "Agrarvögel - ökologische Bewertungsgrundlage für Biodiversitätsziele in Ackerbau-gebieten". Julius-Kühn-Institut. Quedlinburg: 112-125.
- LANGGEMACH, T. & T. RYSLAVY (2019): Aktuelles aus der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburg. *Otis* 26: 129-134.
- LANGGEMACH, T., T. RYSLAVY, M. JURKE, W. JASCHKE, M. FLADE, J. HOFFMANN, K. STEIN-BACHINGER, K. DZIEWIATY, N. RÖDER, F. GOTTWALD, F. ZIMMERMANN, R. VOGEL, H. WATZKE & N. SCHNEIWEISS (2019): Vogelarten der Agrarlandschaft in Brandenburg - Bestände, Bestandstrends, Ursachen aktueller und langfristiger Entwicklungen und Möglichkeiten für Verbesserungen. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 28: 4-67.
- LANGGEMACH, T. & T. DÜRR (2020): Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. <https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Dokumentation-vogel-Windkraft.pdf> (letzter Zugriff 25.09.2020).
- LANZ U., D. KOBBOLOER & C. PÜRCKHAUER (2014): Der Ortolan in Bayern: Landwirte und Naturschützer gemeinsam für den Erhalt einer Charakterart. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU).
- LEHN, K. (2012): Verbreitung, Bestand, Habitatwahl und Gefährdungssituation des Raubwürgers *Lanius excubitor* in Niedersachsen und Bremen: Ergebnisse der landesweiten Erfassung 2010 mit Ergänzungen aus den Jahren 2002-2009. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 43: 47-74.
- LEYRER J., J. FRIKKE, B. HÄLTERLEIN, K. KOFFIJBERG, P. KÖRBER & G. REICHERT (2019): Managing predation risk for breeding birds in the Wadden Sea. Results from a workshop in Tönning, Schleswig-Holstein, 7-8 March 2017. *Wadden Sea Ecosystem* 38. Common Wadden Sea Secretariat. Joint Monitoring Breeding Bird Group (JMBB) in the Wadden Sea. Wilhelmshaven, Germany.
- LfULG [LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE, SBS - STAATSBETRIEB SACHSENFORST; SMUL - STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT] (2019): Artenschutzprogramm Birkhuhn für den Freistaat Sachsen. [https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/ArtenschutzprogrammBirkhuhn\\_LfULG-SBS-SMUL\\_Endfassung\\_Versi.pdf](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/ArtenschutzprogrammBirkhuhn_LfULG-SBS-SMUL_Endfassung_Versi.pdf) (letzter Zugriff 14.07.2020).
- LIEBERS-HELBIG, D. (2014): Symposium und Podiumsdiskussion zur Vogeljagd in Europa und Nordafrika. *Vogelwarte* 52: 260-262.
- LIESEN J. (2012): Der Grauspecht *Picus canus* im Kottenforst bei Bonn - historische und aktuelle Verbreitung sowie Diskussion möglicher Rückgangursachen. *Charadrius* 48: 12-22.
- LITZBARSKI, B. & H. LITZBARSKI (2015): Schutzprojekt Großtrappe - 40 Jahre Naturschutzarbeit in der Agrarlandschaft. *Berichte Naturforschende Gesellschaft Oberlausitz* 23: 1-39.
- LUDWIG, G. & SCHNITTNER, M. (2007): Ein verbessertes Verfahren zur Ermittlung der Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung von Arten. *Natur und Landschaft* 82: 536-540.
- LUDWIG, G., H. HAUPT, H. GRUTTKKE & M. BINOT-HAFKE (2009): Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen. In: HAUPT H., G. LUDWIG, H. GRUTTKKE, M. BINOT-HAFKE, C. OTTO & A. PAULY (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (1): 19-71.
- MAMMEN, U. & M. STUBBE (2005): Zur Lage der Greifvögel und Eulen in Deutschland 1999-2002. *Vogelwelt* 126: 53-65.
- MARENCIC, H. (2010): Das Trilaterale Monitoring- und Bewertungsprogramm (TMAP) - 15 Jahre grenzüberschreitendes Monitoring im Wattenmeer. In: DOERINGHAUS A., R. DRÖSCHMEISTER & B. FRITSCHKE (Hrsg.): *Naturschutz-Monitoring in Deutschland. Stand und Perspektiven. Naturschutz und Biologische Vielfalt* 83: 53-64.
- MAURMARY, L., L. VALLOTTON & P. KNAUS (2007): Die Vögel der Schweiz. *Schweizerische Vogelwarte. Sempach*. 848 S.
- MEINIG, H., P. BOYE, M. DÄHNE, R. HUTTERER & J. LANG (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 170 (2): 73 S.
- MELLES, F. & T. BRANDT (2016): Ein Versuch zur Wiederansiedlung der Moorente *Aythya nyroca* am Steinhuder Meer, Niedersachsen - erste Ergebnisse. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 45: 37-52.
- MENZEL, R. (2017): Wie Neonicotinoide das Verhalten von bestäubenden Insekten ändern. Vortrag beim LNV Zukunftsforum Naturschutz "Droht ein stummer Frühling?". 11.11.2017. Stuttgart.
- MITTSCHKE, A. (2018): Rote Liste Vögel in Hamburg, 4. Fassung 2018 - Behörde für Umwelt und Energie, Amt für Naturschutz, Grünplanung und Bodenschutz, Abteilung Naturschutz. Hamburg 2019. 104 S.
- NABU/LBV - NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND/ LANDESBUND FÜR VOGELSCHUTZ IN BAYERN (Hrsg.) (2019): Die Turteltaube - Vogel des Jahres 2020. DBM Druckhaus. Berlin.
- NILSSON, C., A. M. DOKTER, L. VERLINDEN, J. SHAMOUN-BARANES, B. SCHMID, P. DESMET, S. BAUER, J. CHAPMAN, J. A. ALVES, P. M. STEPANIAN, N. SAPIR, C. WAINWRIGHT, M. BOOS, A. GÓRSKA, M. H. M. MENZ, P. RODRIGUES, H. LEIJNSE, P. ZEHTINDJIEV, R. BRABANT, G. HAASE, N. WEISHAUPT, M. CIACH & F. LIECHTI (2019): Revealing patterns of nocturnal migration using the European weather radar network. *Ecography* 42: 876-886.
- OLSTHOORN, G. (2020): Das Wiesenbrüterprojekt „E2“ im Polder Leopoldshagen. Beiträge zur Avifauna Mecklenburg-Vorpommerns Heft 1.2: 81-87.
- PAULY, D. (1995): Anecdotes and the shifting baseline syndrome in fisheries. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 430.
- PECBMS [PAN-EUROPEAN BIRD MONITORING SCHEME] (2019): Trends of common birds in Europe, 2019 update. EBCC/ BirdLife/RSPB/CSO. <https://pecbms.info> (letzter Zugriff 15.01.2020).
- PEERENBROOM C. & M. FIEBRICH (2016): Fachtagung 09./10.03.2016, Kleve - Prädatorenmanagement im Wiesenvogelschutz.
- POL VAN DER, M., B. J. ERNS, D. HEG, L. BROUWER, J. KROL, M. MAIER, K.-M. EXO, K. OOSTERBEEK, T. LOK, C. M. EISING, & K. KOFFIJBERG (2010): Do changes in the frequency, magnitude and timing of extreme climatic events threaten the population viability of coastal birds? *Journal of Applied Ecology* 47: 720-730.

- ROTH, N., R. KLEIN & S. KIEPSCH (2020): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) des Saarlandes. 9. Fassung. [Vorläufige] PDF-Ausgabe. Min. Umwelt u. Verbraucherschutz & Delattinia, Saarbrücken u. Landsweiler-Reden. [https://rote-liste-saarland.de/wp-content/uploads/2020/10/SL-100-RL-Voegel\\_PDF\\_Version-2020.pdf](https://rote-liste-saarland.de/wp-content/uploads/2020/10/SL-100-RL-Voegel_PDF_Version-2020.pdf)
- RUDOLPH, B.-U., J. SCHWANDNER & H.-J. FÜNFSTÜCK (2016): Rote Liste und Liste der Brutvögel Bayerns. [http://www.lfu.bayern.de/natur/rote\\_liste\\_tiere/2016/doc/voegel\\_info-blatt.pdf](http://www.lfu.bayern.de/natur/rote_liste_tiere/2016/doc/voegel_info-blatt.pdf) (letzter Zugriff 05.07.2016).
- RYSLAVY, T., M. JURKE & W. MÄDLÖW (2019): Rote Liste und Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 2019. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 28 (Heft 4), Beilage, 232 S.
- SAILE, C., J. OTT & U. LANZ (2019): Artenschutz und Landwirte Hand in Hand: 20 Jahre Artenhilfsprogramm Wiesenweihe in Bayern. Falke 67 (9): 16-20.
- SBG [Schweizerische Botanische Gesellschaft] (2020): Zertifizierung von Feldbotanikkenntnissen. [https://www.infoflora.ch/de/assets/content/documents/certifications/Reglement\\_Zertif\\_v2020\\_DE.pdf](https://www.infoflora.ch/de/assets/content/documents/certifications/Reglement_Zertif_v2020_DE.pdf)
- SCHERZINGER W. (2006): Reaktionen der Vogelwelt auf den großflächigen Bestandeszusammenbruch des montanen Nadelwaldes im Inneren Bayerischen Wald. Vogelwelt 127: 209-263.
- SCHLAICH, A. & R. KLAASSEN (2019): Het leven van de Grauwe Kiekendief in de Sahel in kaart gebracht door een combinatie van high-tech GPDS-loggeronderzoeken ouderwets veldwerk. Limosa 92: 175-183.
- SCHNITTNER, M., G. LUDWIG & P. PRETSCHER (1994): Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten - unter Berücksichtigung der neuen internationalen Kategorien. Natur und Landschaft 69: 451-459.
- SCHÖNBRODT, M. & M. SCHULZE (2020): Rote Listen Sachsen-Anhalt - Brutvögel (Aves): 3. Fassung, Stand November 2017. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/2020: 303-343.
- SCHREIBER, A. & M. MONTADERT (Hrsg.) (2019): Westliches Haselhuhn: Biologie, Status und Perspektiven einer Erhaltungszucht. Neustadt (Weinstraße). Pollichia, Sonderveröffentlichung 26.
- SCHWEMMER P, S. WEIEL & S. GARTHE (2018) Telemetrie von Füchsen und Marderhunden im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Abschlussbericht, Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. Wilhelmshaven.
- SIMON, L., M. BRAUN, T. GRUNWALD, K.-H. HEYNE, T. ISSELBÄCHER & M. WERNER (2014): Rote Liste der Brutvögel in Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz. Mainz. 52 S.
- SOMMERHAGE, M. (2017): Zur Situation des Flussregenpfeifers (*Charadrius dubius*) in Waldeck-Frankenberg (Nordhessen): Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und erforderliche Schutzmaßnahmen. Vogelkundliche Hefte Ederthal 43: 41-48.
- STEFFENS, R., W. NACHTIGALL, S. RAU, H. TRAPP & J. ULBRICHT (2013): Brutvögel in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Dresden. 656 S.
- SUDFELDT, C., R. DRÖSCHMEISTER, J. WAHL, K. BERLIN, T. GOTTSCHALK, C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE & S. TRAUTMANN (2012): Vogelmonitoring in Deutschland – Programme und Anwendungen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 119. Landwirtschaftsverlag. Münster. 266 S.
- SUDFELDT, C., R. DRÖSCHMEISTER, W. FREDERKING, K. GEDEON, B. GERLACH, C. GRÜNEBERG, J. KARTHÄUSER, T. LANGGEMACH, B. SCHUSTER, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2013): Vögel in Deutschland – 2013. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz und Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten. Münster. 64 S.
- SÜDBECK, P., H.-G. BAUER, P. BERTHOLD, M. BOSCHERT, P. BOYE & W. KNIEF (2005): Das Kriteriensystem der nächsten Roten Liste der Brutvögel Deutschlands. Berichte zum Vogelschutz 42: 137-140.
- SÜDBECK, P., H.-G. BAUER, M. BOSCHERT, P. BOYE & W. KNIEF (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands – 4. Fassung, 30.11.2007. Berichte zum Vogelschutz 44: 23-81.
- SÜDBECK, P., H. FARKE & H. MARENCIC (2009): Das TMAP: ein wattenmeerweit harmonisiertes Umweltbeobachtungs- und Monitoringprogramm als Grundlage für die Nationalparkarbeit. In: SCHERFOSE, V. (Hrsg.): Nationalparkarbeit in Deutschland - Beispiele aus Monitoring, Gebietsmanagement und Umweltbildung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 72: 37-57.
- SVORKMO-LUNDBERG, T., V. BAKKEN, M. HELBERG, K. MORK, J. E. RØER & S. SÆBO (2006): Norsk Vinterfugl Atlas. Fuglenes utbredelse, bestandsstørrelse og økologi vinterstid. Norks Ornitologisk Forening. Trondheim.
- TEPPKE, M. (2016): Zur aktuellen Bedeutung des Deichvorlandes und der angrenzenden Sundischen Wiese östlich Zingst als Brutgebiet für Limikolen. Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern 48: 221-228.
- VICKERY, J. A., S. R. EWING, K. W. SMITH, D. J. PAIN, F. BAIRLEIN, J. SKORPILOVA & R. D. GREGORY (2014): The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. Ibis 156: 1-22.
- VÖKLER, F., B. HEINZE, D. SELLIN & H. ZIMMERMANN (2014): Rote Liste der Brutvögel Mecklenburg-Vorpommerns. 3. Fassung, Stand: Juli 2014. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- WADDEN SEA FLYWAY INITIATIVE (2019): Wadden Sea Flyway Initiative: linking the Wadden Sea World Heritage Site with tropical wetlands and the Arctic tundra. Wilhelmshaven. ([www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/2019\\_WSFI%flyway%20brochure.pdf](http://www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/2019_WSFI%flyway%20brochure.pdf) (letzter Zugriff 10.01.2021)).
- WAGNER, S. & A. KLEWEIN (2018): Rauch-, Mehl- und Felsenschwalbe im Bezirk Villach Stadt: ein Vergleich der Brutbestände von 1979 und 2017. Carinthia II. Teil 2: Fachwissenschaftlicher Teil. Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten 208/128: 571-598.
- WAHL, J., M. BUSCH, R. DRÖSCHMEISTER, C. KÖNIG, K. KOFIJBURG, T. LANGGEMACH, C. SUDFELDT & S. TRAUTMANN (2020a): Vögel in Deutschland – Erfassung von Brutvögeln. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz und Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten. Münster. 56 S.
- WAHL, J., A. GRASER, C. KÖNIG, S. TRAUTMANN, H.-G. BAUER, O. HÜPPOP, P. SÜDBECK, R. DRÖSCHMEISTER (2020b): Charakterisierung biologischer und ökologischer Merkmale der Avifauna Deutschlands. Vogelwelt 140: im Druck.
- WAHL, J., C. KÖNIG & S. STÜBING (2013): Welchen Beitrag kann *ornitho.de* zur Erforschung des Vogelzugs leisten? Falke 60, Sonderheft: 70-72.
- WALTHER, B. A., P. B. TAYLOR, N. SCHÄFFER, S. ROBINSON & F. JIGUET (2013): The African wintering distribution and ecology of the Corncrake *Crex crex*. Bird Conservation International 23 (3): 309-322.

- WALTHER, B. A. & N. SCHÄFFER (2014): Nach Afrika und zurück mit hängenden Beinen: Wachtelkönige im Überwinterungsgebiet. *Falke* 61 (3): 12-15.
- WATZKE, H. & H. LITZBARSKI (2014): Großtrappenbeobachtungen in Sachsen-Anhalt abseits des Fiener Bruchs von 1990 bis 2012. *Berichte des Landes Sachsen-Anhalt* 1/2014: 53-60.
- WELLMANN, L. & P. BERNARDY (2020): Bestand, Verbreitung und Lebensraum des Ortolans *Emberiza hortulana* in Niedersachsen – Ergebnisse der landesweiten Brutbestandserfassung 2017. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 47: 145-176.
- WEISSHAUPT, N., T. LEHTINIEMI & J. KOISTINEN (2020): Combining citizen science and weather radar data to study large-scale bird movements. *Ibis*. <https://doi.org/10.1111/ibi.12906>.
- WERNER, M., G. BAUSCHMANN, M. HORMANN, D. STIEFEL, J. KREUZIGER, M. KORN & S. STÜBING (2016): Rote Liste der bestandsgefährdeten Brutvogelarten Hessens – 10. Fassung, Stand Mai 2014. [https://umweltministerium.hessen.de/sites/default/files/media/rote\\_liste\\_der\\_brutvogelarten\\_barrierefrei.pdf](https://umweltministerium.hessen.de/sites/default/files/media/rote_liste_der_brutvogelarten_barrierefrei.pdf) (letzter Zugriff 09.12.2016).
- WERNER, S., H.-G. BAUER, G. HEINE, H. JACOBY & H. STARK (2018): 55 Jahre Wasservogelzählung am Bodensee – Bestandsentwicklung der Wasservögel 1961/62 bis 2015/16. *Ornithologischer Beobachter* 13. 320 S.
- WERTH, H. & B. KRAFT (2015): Untersuchungen am Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Gebiet des Riedberger Horns. *Berichte zum Vogelschutz* 52: 99-114.
- WESTON, M. A., C. O'BRIEN, K. N. KOSTOGLU & M. R. E. SYMONDS (2020): Escape responses of terrestrial and aquatic birds to drones: Towards a code of practice to minimize disturbance. *Journal of Applied Ecology* 57: 777-785.
- WIESENVÖGEL LIFE (2020): Bestandszahlen Uferschnepfe 2012-2019. [www.wiesenvoegel-life.de](http://www.wiesenvoegel-life.de) (letzter Zugriff 14.10.2020).
- WINK, M., C. DIETZEN & B. GIESSING (2005): Die Vögel des Rheinlandes (Nordrhein). Ein Atlas zur Wintervogelverbreitung 1990 bis 2000. Verlag Natur in Buch und Kunst. Neunkirchen. 419 S.
- WITT, K., H.-G. BAUER, P. BERTHOLD, P. BOYE, O. HÜPPOP & W. KNIEF (1996): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 2. Fassung, 1.6.96. *Berichte zum Vogelschutz* 34: 11-35.
- WITT, K. & K. STEIOF (2013): Rote Liste und Liste der Brutvögel von Berlin, 3. Fassung, 15. 11. 2013. *Berliner Ornithologische Berichte* 23: 1-23.
- ZÖPHEL, U., H. TRAPP & R. WARNE-GRÜTTNER (2015): Rote Liste der Wirbeltiere Sachsens – Kurzfassung (Dezember 2015). [https://www.natur.sachsen.de/download/natur/RL\\_WirbeltiereSN\\_Tab\\_20160407\\_final.pdf](https://www.natur.sachsen.de/download/natur/RL_WirbeltiereSN_Tab_20160407_final.pdf) (letzter Zugriff 03.12.2020).

## Anhang

### Anhang 1

#### Liste der Brutvögel Deutschlands und deren aktuelle Gefährdungssituation. – *List of German breeding birds and their current threat status.*

Die Liste enthält alle für die Gefährdungseinstufung verwendeten Informationen zu Bestand, Bestandstrends und Risikofaktoren mit Stand von 2016. – *The list contains all information on population size, population trends and risk factors until 2016 used for species-specific threat classification.*

**Spalten/Columns 1–2:** Deutscher und wissenschaftlicher Name nach BARTHEL & KRÜGER (2019). – *German and scientific species name according to BARTHEL & KRÜGER (2019).*

**Spalte/Column 3:** Status – *status*

- I<sup>B</sup> Etablierte einheimische Brutvogelart – *established native breeding species*
- II<sup>B</sup> Nicht etablierte einheimische Brutvogelart – *non-established native breeding species*
- III<sup>B</sup> Nicht einheimische Brutvogelart (Neozoen) – *non-native (escaped) breeding species*

**Spalte/Column 4:** Bestand für die Berichtsperiode 2011–2016 (Bezugsjahr) – *population estimates 2011–2016 (year)*

- <sup>1</sup> basierend auf Bestandsangaben aus den Bundesländern – *based on data provided by the federal states*
- <sup>2</sup> errechnet auf Basis nationaler Bestandsstrends aus dem Monitoring häufiger Brutvögel – *calculated from national population trends provided by the German Common Bird Monitoring Scheme*
- <sup>3</sup> errechnet auf Basis von Trendschätzungen durch Expertinnen und Experten – *calculated from trend estimates provided by experts*

detaillierte Erläuterungen siehe Kap. 3.2 – *for detailed explanations see chap. 3.2*

**Spalte/Column 5:** Einheit – *unit*

- Ind Individuen – *individuals*
- Pa Paare – *pairs*
- Bp Brutpaare – *breeding pairs*
- Rev Reviere – *territories*

**Spalte/Column 6:** Häufigkeitsklasse – *population size classes*

- es extrem selten, mit geografischer Restriktion oder Bestand 1–10 – *extremely rare, with geographical restriction or population size 1–10*
- ss sehr selten (Bestand 11–1.000) – *very rare (population size 11–1,000)*
- s selten (Bestand 1.001–10.000) – *rare (population size 1,001–10,000)*
- mh mäßig häufig (Bestand 10.001–100.000) – *common (population size 10,001–100,000)*
- h häufig (Bestand > 100.000) – *abundant (population size > 100,000)*
- ? unbekannt – *unknown*

**Spalte/Column 7:** Langfristiger Bestandstrend der letzten 50–150 Jahre – *long-term population trend over the last 50–150 years.*

- (<) deutlicher Bestandsrückgang – *considerable decline*
- = stabil – *stable*
- > deutliche Zunahme – *considerable increase*
- [>] erstmals im Zeitraum des langfristigen Trends nachgewiesen – *first recorded during the period covered by the long-term trend*

**Spalte/Column 8:** Kurzfristiger Bestandstrend über den Zeitraum 1992–2016 – *short-term population trend over 24 years*

- ↓↓↓ sehr starke Abnahme (> 50 %) – *very strong decrease (> 50 %)*
- ↓↓ starke Abnahme (> 20 %) – *strong decrease (> 20 %)*
- = stabil oder leicht schwankend oder Abnahme ≤ 20 % bzw. Zunahme < 25 % – *stable or fluctuating or decrease ≤ 20 % and increase < 25 %*
- = Trendangabe nicht möglich (Bestand < 10) – *no trend estimate possible (pop. size < 10)*
- ↑ deutliche Zunahme (> 25 %) – *considerable increase (> 25 %)*
- ? Daten ungenügend – *data deficient*

**Spalte/Column 9:** Risikofaktoren – *threat factors*

- D Verstärkte direkte, konkret absehbare menschliche Einwirkungen (z.B. Habitatverluste durch Bauvorhaben, Entnahme von Individuen) – *enhanced direct human impact foreseeable (e. g. habitat loss due to construction projects, removal of individuals)*
- F Fragmentierung/Isolation: Austausch zwischen Populationen in Zukunft sehr unwahrscheinlich – *fragmentation/isolation: future exchange between populations highly unlikely*
- I Verstärkte indirekte, konkret absehbare menschliche Einwirkungen (z.B. Habitatverluste, Kontaminationen) – *enhanced indirect human impact foreseeable (e.g. habitat loss, contamination)*
- N Abhängigkeit von Naturschutzmaßnahmen, die langfristig nicht gesichert sind – *dependent on nature protection measures, whose long-term implementation is not secured*
- R Verstärkter Reproduktionsrückgang (ungenügender Reproduktionserfolg) – *enhanced reproduction decrease (insufficient breeding success)*
- W Wiederbesiedlung aufgrund der Ausbreitungsbiologie der Art und den großen Verlusten des natürlichen Areals sehr erschwert (setzt die Wirksamkeit weiterer Risikofaktoren voraus) – *recolonization strongly compromised by the species-specific dispersal and migration biology and by a considerable loss of natural range (presumes impacts from further risk factors)*

**Anmerkungen – remarks:**

Fettschrift = Risikofaktor führt zu einer höheren Rote-Liste-Kategorie – *bold font: risk factor causes a shift to a higher Red-list category;*

Normalschrift = Risikofaktor führt nicht zu einer höheren Rote-Liste-Kategorie – *light font: risk factor does not cause a shift to a higher Red-list category;*

keine Angabe von Risikofaktor(en) bei Arten, die bereits die schlechteste Trendklasse (sehr starke Abnahme) aufweisen – *in species showing the strongest declines (i. e. already subjected to the highest impacts), no risk factors need to be listed.*

**Spalte/Column 10:** Bemerkung – *comment***Spalten/Columns 11–12:** Kategorien der RLB 2020 und RLB 2015 (GRÜNEBERG et al. 2015). – *Categories of Red-list 2020 and Red-list 2015 (GRÜNEBERG et al. 2015).*

- 0<sup>B</sup> Ausgestorben oder verschollen – *Extinct*
- 1<sup>B</sup> Vom Aussterben bedroht – *Critically Endangered*
- 2<sup>B</sup> Stark gefährdet – *Endangered*
- 3<sup>B</sup> Gefährdet – *Vulnerable*
- R<sup>B</sup> Extrem selten – *Extremely Rare*
- V<sup>B</sup> Vorwarnliste – *Near Threatened*
- ★<sup>B</sup> Ungefährdet – *Least Concern*

**Spalte/Column 13:** Kategorieänderung (im Vergleich zur RLB 2015) – *category change (compared to the Red List of breeding birds 2015)*

- Verschlechterung der RLB-Kategorie – *downgrading of the Red List category*
- = keine Änderung der RLB-Kategorie – *no change of the Red List category*
- + Verbesserung der RLB-Kategorie – *upgrading of the Red List category*

**Spalte/Column 14:** Grund der Kategorieänderung – *reason of category change*

- Ke Kenntniszuwachs – *increase of knowledge*
- Me Methodisch begründete Änderungen – *methodological change*
- Na erfolgreiche Naturschutzmaßnahmen – *successful conservation measures*
- Re Reale Veränderung der Gefährdung – *real change of threat*
- Ta Taxonomische Änderungen – *taxonomic change*

| 1               | 2                            | 3              | 4                                      | 5       | 6                           | 7             | 8             | 10                          |  |
|-----------------|------------------------------|----------------|----------------------------------------|---------|-----------------------------|---------------|---------------|-----------------------------|--|
| Deutscher Name  | Wissenschaftl. Name          | Status         | Bestand<br>2011–2016<br>(Bezugsjahr)   | Einheit | Häufig-<br>keits-<br>klasse | Trend<br>lang | Trend<br>kurz | Erläuterung<br>Risikofaktor |  |
| Haselhuhn       | <i>Tetrastes bonasia</i>     | I <sup>B</sup> | 900–1.300 (2016) <sup>3</sup>          | Rev     | s                           | (<)           | =             | I, E, W                     |  |
| Auerhuhn        | <i>Tetrao urogallus</i>      | I <sup>B</sup> | 750–1.000 <sup>1</sup>                 | Rev     | ss                          | (<)           | ↓↓            | I, E, W                     |  |
| Birkhuhn        | <i>Lyrurus tetrix</i>        | I <sup>B</sup> | 850–1.300 (2016) <sup>1</sup>          | Rev     | s                           | (<)           | =             | I, F                        |  |
| Alpenschneehuhn | <i>Lagopus muta</i>          | I <sup>B</sup> | 150–250 (2016) <sup>1</sup>            | Rev     | es                          | =             | =             |                             |  |
| Steinhuhn       | <i>Alectoris graeca</i>      | I <sup>B</sup> | 10 (2016) <sup>1</sup>                 | Pa      | es                          | =             | =             |                             |  |
| Rothuhn         | <i>Alectoris rufa</i>        | I <sup>B</sup> | 0                                      |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Rebhuhn         | <i>Perdix perdix</i>         | I <sup>B</sup> | 21.000–37.000<br>(2016) <sup>2</sup>   | Rev     | mh                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Wachtel         | <i>Coturnix coturnix</i>     | I <sup>B</sup> | 16.000–30.000<br>(2016) <sup>3</sup>   | Rev     | mh                          | (<)           | =             |                             |  |
| Weißwangengans  | <i>Branta leucopsis</i>      | I <sup>B</sup> | 750–800 <sup>1</sup>                   | Bp      | ss                          | >             | ↑             |                             |  |
| Graugans        | <i>Anser anser</i>           | I <sup>B</sup> | 42.000–59.000<br>(2016) <sup>3</sup>   | Pa      | mh                          | >             | ↑             |                             |  |
| Höckerschwan    | <i>Cygnus olor</i>           | I <sup>B</sup> | 10.500–14.500<br>(2016) <sup>3</sup>   | Pa      | mh                          | >             | ↑             |                             |  |
| Singschwan      | <i>Cygnus cygnus</i>         | I <sup>B</sup> | 50–60 <sup>1</sup>                     | Bp      | ss                          | >             | ↑             |                             |  |
| Brandgans       | <i>Tadorna tadorna</i>       | I <sup>B</sup> | 6500–7.500 (2016) <sup>3</sup>         | Pa      | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Knäkente        | <i>Spatula querquedula</i>   | I <sup>B</sup> | 1200–1.700 (2016) <sup>3</sup>         | Pa      | s                           | (<)           | ↓↓            | R                           |  |
| Löffelente      | <i>Spatula clypeata</i>      | I <sup>B</sup> | 2400–2.800 (2016) <sup>3</sup>         | Pa      | s                           | (<)           | =             |                             |  |
| Schnatterente   | <i>Mareca strepera</i>       | I <sup>B</sup> | 9500–12.500 (2016) <sup>3</sup>        | Pa      | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Pfeifente       | <i>Mareca penelope</i>       | I <sup>B</sup> | 20–35 <sup>1</sup>                     | Bp      | es                          | >             | ↑             |                             |  |
| Stockente       | <i>Anas platyrhynchos</i>    | I <sup>B</sup> | 17.5000–315.000<br>(2016) <sup>3</sup> | Pa      | h                           | =             | ↓↓            |                             |  |
| Spießente       | <i>Anas acuta</i>            | I <sup>B</sup> | 15–20 <sup>1</sup>                     | Pa      | ss                          | (<)           | =             |                             |  |
| Krickente       | <i>Anas crecca</i>           | I <sup>B</sup> | 4200–6.500 (2016) <sup>3</sup>         | Pa      | s                           | (<)           | =             |                             |  |
| Kolbenente      | <i>Netta rufina</i>          | I <sup>B</sup> | 1000–1.100 <sup>1</sup>                | Bp      | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Tafelente       | <i>Aythya ferina</i>         | I <sup>B</sup> | 2800–3.900 (2016) <sup>3</sup>         | Pa      | s                           | >             | ↓↓            | R                           |  |
| Moorente        | <i>Aythya nyroca</i>         | I <sup>B</sup> | 1–7 <sup>1</sup>                       | Bp      | es                          | (<)           | =             |                             |  |
| Reiherente      | <i>Aythya fuligula</i>       | I <sup>B</sup> | 21.000–31.000<br>(2016) <sup>3</sup>   | Pa      | mh                          | >             | ↑             |                             |  |
| Bergente        | <i>Aythya marila</i>         | I <sup>B</sup> | 0–2 <sup>1</sup>                       | Bp      | es                          | >             | =             |                             |  |
| Eiderente       | <i>Somateria mollissima</i>  | I <sup>B</sup> | 1.500 <sup>1</sup>                     | Pa      | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Schellente      | <i>Bucephala clangula</i>    | I <sup>B</sup> | 3.800–5.000 (2016) <sup>3</sup>        | Pa      | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Gänsesäger      | <i>Mergus merganser</i>      | I <sup>B</sup> | 850–1.000 <sup>1</sup>                 | Bp      | ss                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Mittelsäger     | <i>Mergus serrator</i>       | I <sup>B</sup> | 340 (2016) <sup>1</sup>                | Bp      | ss                          | >             | =             |                             |  |
| Nachtschwalbe   | <i>Caprimulgus europaeus</i> | I <sup>B</sup> | 6.500–8.500 (2016) <sup>3</sup>        | Rev     | s                           | (<)           | =             |                             |  |
| Alpensegler     | <i>Tachymarpis melba</i>     | I <sup>B</sup> | 300–350 <sup>1</sup>                   | Pa      | ss                          | >             | ↑             |                             |  |

| 11                                                                                                                                                                                                                                                                                     | 12             | 13             | 14                     | 15                              |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------|----------------|------------------------|---------------------------------|
| Bemerkung                                                                                                                                                                                                                                                                              | RL<br>2020     | RL<br>2015     | Kategorie-<br>änderung | Kategorie-<br>änderung<br>Grund |
| keine gesicherten Nachweise der Unterart <i>rhenana</i> seit 2010;<br>Quelle RF: SCHREIBER & MONTADERT (2019)                                                                                                                                                                          | 2 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quelle RF: COPPES et al. (2019)                                                                                                                                                                                                                                                        | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Naturschutzmaßnahmen außerhalb der Alpen von hoher Bedeutung;<br>methodisch bedingte Verbesserung der Gefährdungskategorie durch<br>wachsenden Anteil der stabilen Population in den Alpen an der deutschen<br>Gesamtpopulation; Quellen RF: LFULG et al. (2019), WERTH & KRAFT (2015) | 2 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | +                      | Me, Ke                          |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| zuletzt vor 1600 RP, HE; bis ins 17. Jh. BW; evtl. bis 18. Jh. BY; Neoz.: 2000 BY                                                                                                                                                                                                      | 0 <sup>B</sup> | 0 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 2 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | V <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| erster Brutnachweis 1988 SH                                                                                                                                                                                                                                                            | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| erster Brutnachweis 1970 in HH (Gefangenschaftsfl.), regelmäßig seit 1990er<br>Jahre BB                                                                                                                                                                                                | ★ <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | +                      | Re                              |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 1 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Grund für Verschärfung der Gefährdungssituation: KT von zunehmend<br>(RL 2015) auf stabil geändert                                                                                                                                                                                     | 2 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quelle RF: MAUMARY et al. (2007), HÖLZINGER & BAUER (2018)                                                                                                                                                                                                                             | V <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
| ausgesetzte NI-Population bleibt unberücksichtigt, da nicht selbsttragend<br>(s. Kap. 6.5)                                                                                                                                                                                             | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Bestand um eine Häufigkeitsklasse herabgestuft aufgrund Kenntniserwartung in<br>BB und BY gegenüber ADEBAR (hier überschätzt)                                                                                                                                                          | 3 <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | -                      | Ke                              |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| erster Brutnachweis 1955 BW                                                                                                                                                                                                                                                            | ★ <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | +                      | Re                              |

| 1                  | 2                             | 3              | 4                                          | 5       | 6                           | 7             | 8             | 10                          |  |
|--------------------|-------------------------------|----------------|--------------------------------------------|---------|-----------------------------|---------------|---------------|-----------------------------|--|
| Deutscher Name     | Wissenschaftl. Name           | Status         | Bestand<br>2011–2016<br>(Bezugsjahr)       | Einheit | Häufig-<br>keits-<br>klasse | Trend<br>lang | Trend<br>kurz | Erläuterung<br>Risikofaktor |  |
| Mauersegler        | <i>Apus apus</i>              | I <sup>B</sup> | 18.500–345.000<br>(2016) <sup>3</sup>      | Pa      | h                           | =             | ↓↓            |                             |  |
| Großtrappe         | <i>Otis tarda</i>             | I <sup>B</sup> | 232 (2016) <sup>1</sup>                    | Ind     | es                          | (<)           | ↑             | D, N, R                     |  |
| Zwergtrappe        | <i>Tetrax tetrax</i>          | I <sup>B</sup> | 0                                          |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Kuckuck            | <i>Cuculus canorus</i>        | I <sup>B</sup> | 38.000–62.000<br>(2016) <sup>2</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | ↓↓            |                             |  |
| Hohltaube          | <i>Columba oenas</i>          | I <sup>B</sup> | 70.000–115.000<br>(2016) <sup>2</sup>      | Rev     | mh                          | =             | ↑             |                             |  |
| Ringeltaube        | <i>Columba palumbus</i>       | I <sup>B</sup> | 2.900.000–3.500.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | =             |                             |  |
| Turteltaube        | <i>Streptopelia turtur</i>    | I <sup>B</sup> | 12.500–22.000<br>(2016) <sup>2</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Türkentaube        | <i>Streptopelia decaocto</i>  | I <sup>B</sup> | 100.000–186.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | >             | =             |                             |  |
| Wasserralle        | <i>Rallus aquaticus</i>       | I <sup>B</sup> | 13.500–20.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | =             |                             |  |
| Wachtelkönig       | <i>Crex crex</i>              | I <sup>B</sup> | 1.300–2.000 <sup>1</sup>                   | Rev     | s                           | (<)           | ↓↓            | D, I                        |  |
| Kleinsumpfhuhn     | <i>Zapornia parva</i>         | I <sup>B</sup> | ★                                          | Rev     | ss                          | (<)           | ?             |                             |  |
| Zwergsumpfhuhn     | <i>Zapornia pusilla</i>       | I <sup>B</sup> | ★                                          | Rev     | es                          | =             | ?             |                             |  |
| Tüpfelsumpfhuhn    | <i>Porzana porzana</i>        | I <sup>B</sup> | 900–1.400 (2016) <sup>3</sup>              | Rev     | s                           | (<)           | =             |                             |  |
| Teichhuhn          | <i>Gallinula chloropus</i>    | I <sup>B</sup> | 30.000–52.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | =             |                             |  |
| Blässhuhn          | <i>Fulica atra</i>            | I <sup>B</sup> | 61.000–105.000<br>(2016) <sup>3</sup>      | Rev     | mh                          | >             | =             |                             |  |
| Kranich            | <i>Grus grus</i>              | I <sup>B</sup> | 10.000 (2016) <sup>1</sup>                 | Pa      | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Zwergtaucher       | <i>Tachybaptus ruficollis</i> | I <sup>B</sup> | 12.000–19.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | =             | ↑             |                             |  |
| Rothalstaucher     | <i>Podiceps grisegena</i>     | I <sup>B</sup> | 1.500–2.100 (2016) <sup>3</sup>            | Pa      | s                           | >             | =             |                             |  |
| Haubentaucher      | <i>Podiceps cristatus</i>     | I <sup>B</sup> | 18.500–27.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Pa      | mh                          | >             | =             |                             |  |
| Ohrentaucher       | <i>Podiceps auritus</i>       | I <sup>B</sup> | 0                                          | Pa      | es                          | =             | =             |                             |  |
| Schwarzhalstaucher | <i>Podiceps nigricollis</i>   | I <sup>B</sup> | 900–1.100 <sup>1</sup>                     | Pa      | ss                          |               | ↓↓            | R                           |  |
| Triel              | <i>Burhinus oedicephalus</i>  | I <sup>B</sup> | 0–2 <sup>1</sup>                           | Bp      | es                          | (<)           | =             |                             |  |
| Austernfischer     | <i>Haematopus ostralegus</i>  | I <sup>B</sup> | 21.000–27.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Pa      | mh                          | >             | ↓↓            |                             |  |
| Säbelschnäbler     | <i>Recurvirostra avosetta</i> | I <sup>B</sup> | 3.600–4.200 (2016) <sup>3</sup>            | Pa      | s                           | >             | ↓↓            | I, R                        |  |
| Kiebitz            | <i>Vanellus vanellus</i>      | I <sup>B</sup> | 42.000–67.000<br>(2016) <sup>2</sup>       | Pa      | mh                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Goldregenpfeifer   | <i>Pluvialis apricaria</i>    | I <sup>B</sup> | 0–2 (2014) <sup>1</sup>                    | Rev     | es                          | (<)           | =             |                             |  |
| Sandregenpfeifer   | <i>Charadrius hiaticula</i>   | I <sup>B</sup> | 850–950 (2016) <sup>3</sup>                | Pa      | ss                          | (<)           | ↓↓            |                             |  |
| Flussregenpfeifer  | <i>Charadrius dubius</i>      | I <sup>B</sup> | 4.800–7.000 (2016) <sup>3</sup>            | Pa      | s                           | =             | =             | I                           |  |

| 11                                                                                                                                                                                  | 12             | 13             | 14                     | 15                              |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------|----------------|------------------------|---------------------------------|
| Bemerkung                                                                                                                                                                           | RL<br>2020     | RL<br>2015     | Kategorie-<br>änderung | Kategorie-<br>änderung<br>Grund |
|                                                                                                                                                                                     | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Bestände von Naturschutzmaßnahmen abhängig, dauerhafte Fortführung derzeit nicht gesichert; Quellen RF: WATZKE & LITZBARKI (2014), LITZBARKI & LITZBARKI (2015), KRUMENACKER (2018) | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| zuletzt 1907 TH                                                                                                                                                                     | 0 <sup>B</sup> | 0 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | 3 <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                                                                                     | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | 2 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| erster Brutnachweis 1944 BY                                                                                                                                                         | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | V <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quellen RF: WALTHER et al. (2013), BELLEBAUM et al. (2014), WALTHER & SCHÄFFER (2014)                                                                                               | 1 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
| BB: Bestandszunahme, MV: Bestandsentwicklung; NGR LV-Einschätzung: Gefährdungssituation unverändert gegenüber RL 2015                                                               | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | V <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Erste Brut 1980, alljährlich bis 1987, letzter Brutnachweis 2002 SH, Brutverdacht (B9) zuletzt 2010; Korrektur der RL 2015: LT =, Gefährdungskategorie R                            | R <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quellen RF: WERNER et al. (2018), RYSLAVY et al. (2019)                                                                                                                             | 3 <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                                                                                     | 1 <sup>B</sup> | 0 <sup>B</sup> | +                      | Re                              |
| KT aufgrund von Kenntnissgewinn gegenüber GERLACH et al. (2019) geändert                                                                                                            | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quelle RF: TEPPKE (2016)                                                                                                                                                            | V <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                                                                                     | 2 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| letzter Brutnachweis 2011 NI, seitdem nur noch Brutverdacht (zuletzt 2018)                                                                                                          | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                                     | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quelle RF: SOMMERHAGE (2017)                                                                                                                                                        | V <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | -                      | Re                              |

| 1                      | 2                                  | 3              | 4                                      | 5       | 6                           | 7             | 8             | 10                          |  |
|------------------------|------------------------------------|----------------|----------------------------------------|---------|-----------------------------|---------------|---------------|-----------------------------|--|
| Deutscher Name         | Wissenschaftl. Name                | Status         | Bestand<br>2011–2016<br>(Bezugsjahr)   | Einheit | Häufig-<br>keits-<br>klasse | Trend<br>lang | Trend<br>kurz | Erläuterung<br>Risikofaktor |  |
| Seeregenpfeifer        | <i>Charadrius alexandrinus</i>     | I <sup>B</sup> | 300 (2016) <sup>1</sup>                | Pa      | es                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Mornellregenpfeifer    | <i>Charadrius morinellus</i>       | I <sup>B</sup> | 0                                      |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Brachvogel             | <i>Numenius arquata</i>            | I <sup>B</sup> | 3.600–4.800 (2016) <sup>3</sup>        | Pa      | s                           | (<)           | ↓↓            | I                           |  |
| Uferschnepfe           | <i>Limosa limosa</i>               | I <sup>B</sup> | 3.600–3.800 <sup>1</sup>               | Pa      | s                           | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Steinwälzer            | <i>Arenaria interpres</i>          | I <sup>B</sup> | 0                                      |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Kampfläufer            | <i>Calidris pugnax</i>             | I <sup>B</sup> | 50 (2016) <sup>1</sup>                 | Bp      | es                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Alpenstrandläufer      | <i>Calidris alpina</i>             | I <sup>B</sup> | 9–10 (2016) <sup>1</sup>               | Pa      | es                          | (<)           | =             |                             |  |
| Waldschnepfe           | <i>Scolopax rusticola</i>          | I <sup>B</sup> | 20.000–39.000<br>(2016) <sup>3</sup>   | Rev     | mh                          | (<)           | =             |                             |  |
| Doppelschnepfe         | <i>Gallinago media</i>             | I <sup>B</sup> | 0                                      |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Bekassine              | <i>Gallinago gallinago</i>         | I <sup>B</sup> | 2.900–4.500 (2016) <sup>3</sup>        | Rev     | s                           | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Flussuferläufer        | <i>Actitis hypoleucos</i>          | I <sup>B</sup> | 210–290 <sup>1</sup>                   | Pa      | ss                          | (<)           | =             |                             |  |
| Waldwasserläufer       | <i>Tringa ochropus</i>             | I <sup>B</sup> | 1.000–1.300 (2016) <sup>3</sup>        | Pa      | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Rotschenkel            | <i>Tringa totanus</i>              | I <sup>B</sup> | 8.500 <sup>1</sup>                     | Pa      | s                           | (<)           | =             | I, R                        |  |
| Bruchwasserläufer      | <i>Tringa glareola</i>             | I <sup>B</sup> | 0–1 <sup>1</sup>                       | Pa      | es                          | (<)           | =             |                             |  |
| Dreizehenmöwe          | <i>Rissa tridactyla</i>            | I <sup>B</sup> | 4.697 (2016) <sup>1</sup>              | Bp      | es                          | >             | =             | R                           |  |
| Lachmöwe               | <i>Chroicocephalus ridibundus</i>  | I <sup>B</sup> | 115.000–160.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Pa      | h                           | =             | =             |                             |  |
| Zwergmöwe              | <i>Hydrocoloeus minutus</i>        | I <sup>B</sup> | 0–3 <sup>1</sup>                       | Bp      | es                          | >             | =             |                             |  |
| Schwarzkopfmöwe        | <i>Ichthyaeetus melanocephalus</i> | I <sup>B</sup> | 280–320 <sup>1</sup>                   | Pa      | ss                          | >             | ↑             |                             |  |
| Sturmmöwe              | <i>Larus canus</i>                 | I <sup>B</sup> | 17.000 <sup>1</sup>                    | Pa      | mh                          | >             | ↑             |                             |  |
| Mantelmöwe             | <i>Larus marinus</i>               | I <sup>B</sup> | 100 <sup>1</sup>                       | Pa      | ss                          | >             | ↑             |                             |  |
| Silbermöwe             | <i>Larus argentatus</i>            | I <sup>B</sup> | 19.500–24.000<br>(2016) <sup>3</sup>   | Pa      | mh                          | (<)           | =             |                             |  |
| Steppenmöwe            | <i>Larus cachinnans</i>            | I <sup>B</sup> | 750 <sup>1</sup>                       | Bp      | ss                          | >             | ↑             |                             |  |
| Mittelmeermöwe         | <i>Larus michahellis</i>           | I <sup>B</sup> | 220–280 <sup>1</sup>                   | Bp      | ss                          | >             | ↑             |                             |  |
| Heringsmöwe            | <i>Larus fuscus</i>                | I <sup>B</sup> | 44.000 <sup>1</sup>                    | Pa      | mh                          | >             | ↑             |                             |  |
| Lachseeschwalbe        | <i>Gelochelidon nilotica</i>       | I <sup>B</sup> | 37 (2016) <sup>1</sup>                 | Pa      | es                          | (<)           | =             |                             |  |
| Raubseeschwalbe        | <i>Hydroprogne caspia</i>          | I <sup>B</sup> | 0                                      | Bp      | es                          | (<)           | =             |                             |  |
| Brandseeschwalbe       | <i>Thalasseus sandvicensis</i>     | I <sup>B</sup> | 7.500 (2016) <sup>1</sup>              | Pa      | es                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Zwergseeschwalbe       | <i>Sternula albifrons</i>          | I <sup>B</sup> | 500 <sup>1</sup>                       | Pa      | ss                          | (<)           | ↓↓            |                             |  |
| Rosenseeschwalbe       | <i>Sterna dougallii</i>            | I <sup>B</sup> | 0                                      |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Flusseeschwalbe        | <i>Sterna hirundo</i>              | I <sup>B</sup> | 8.500–9.000 <sup>1</sup>               | Pa      | s                           | (<)           | =             | R                           |  |
| Küstenseeschwalbe      | <i>Sterna paradisaea</i>           | I <sup>B</sup> | 3.300 <sup>1</sup>                     | Pa      | s                           | (<)           | ↓↓            | R                           |  |
| Weißbart-Seeschwalbe   | <i>Chlidonias hybrida</i>          | I <sup>B</sup> | 180–230 (2016) <sup>1</sup>            | Pa      | es                          | >             | ↑             |                             |  |
| Weißflügel-Seeschwalbe | <i>Chlidonias leucopterus</i>      | I <sup>B</sup> | 0–36 <sup>1</sup>                      | Pa      | es                          | >             | ↑             |                             |  |
| Trauerseeschwalbe      | <i>Chlidonias niger</i>            | I <sup>B</sup> | 1.200 (2016) <sup>1</sup>              | Pa      | s                           | (<)           | ↑             | N                           |  |
| Trottellumme           | <i>Uria aalge</i>                  | I <sup>B</sup> | 2.811 (2016) <sup>1</sup>              | Bp      | es                          | >             | ↑             |                             |  |

| 11                                                                                                                                                                          | 12             | 13             | 14                     | 15                              |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------|----------------|------------------------|---------------------------------|
| Bemerkung                                                                                                                                                                   | RL<br>2020     | RL<br>2015     | Kategorie-<br>änderung | Kategorie-<br>änderung<br>Grund |
|                                                                                                                                                                             | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| zuletzt 1827 BB, 1829 SH                                                                                                                                                    | 0 <sup>B</sup> | 0 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quellen RF: HERZOG & VON LOSSOW (2018), BOSCHERT (2018)                                                                                                                     | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| letztes Brutjahr 2005 SH; Korrektur der RL 2015: KT =, Gefährdungskategorie 1                                                                                               | 0 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                                                                             | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | V <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| zuletzt 1931 SH                                                                                                                                                             | 0 <sup>B</sup> | 0 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | 2 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quelle RF: PEERENBROOM & FIEBRICH (2016)                                                                                                                                    | 2 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
| zuletzt 2013 NI                                                                                                                                                             | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| positive Prüfung auf stabile Teilbestände; Quelle RF: DIERSCHKE (2017)                                                                                                      | 2 <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                                                                             | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| erster Brutnachweis 1951 ST                                                                                                                                                 | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| erster Brutnachweis 1951 MV                                                                                                                                                 | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| KT aufgrund von Kenntnisgewinn gegenüber GERLACH et al. (2019) geändert                                                                                                     | V <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | -                      | Ke                              |
| erster Brutnachweis 1977 BB                                                                                                                                                 | ★ <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | +                      | Re                              |
| erster Brutnachweis 1977 BW                                                                                                                                                 | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| zuletzt 2010 MV                                                                                                                                                             | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| zuletzt 1904 SH; 2000 Mischbrut NI                                                                                                                                          | 0 <sup>B</sup> | 0 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quelle RF: VAN DE POL (2010)                                                                                                                                                | 2 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quelle RF: VAN DE POL (2010)                                                                                                                                                | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                                                             | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| positives Beispiel für erfolgreiche Naturschutzmaßnahmen; Maßnahmen jedoch mehrheitlich nicht mittel- oder langfristig gesichert, da von ehrenamtlichen Engagement abhängig | 3 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | +                      | Re(Na)                          |
|                                                                                                                                                                             | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |

| 1              | 2                            | 3              | 4                                                 | 5       | 6                           | 7             | 8             | 10                          |  |
|----------------|------------------------------|----------------|---------------------------------------------------|---------|-----------------------------|---------------|---------------|-----------------------------|--|
| Deutscher Name | Wissenschaftl. Name          | Status         | Bestand<br>2011–2016<br>(Bezugsjahr) <sup>1</sup> | Einheit | Häufig-<br>keits-<br>klasse | Trend<br>lang | Trend<br>kurz | Erläuterung<br>Risikofaktor |  |
| Tordalk        | <i>Alca torda</i>            | I <sup>B</sup> | 68 (2016) <sup>1</sup>                            | Bp      | es                          | >             | ↑             |                             |  |
| Papageitaucher | <i>Fratercula arctica</i>    | I <sup>B</sup> | 0                                                 |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Eissturmvogel  | <i>Fulmarus glacialis</i>    | I <sup>B</sup> | 52 (2016) <sup>1</sup>                            | Bp      | es                          | >             | ↑             | R                           |  |
| Schwarzstorch  | <i>Ciconia nigra</i>         | I <sup>B</sup> | 800–900 (2016) <sup>1</sup>                       | Pa      | ss                          | >             | ↑             |                             |  |
| Weißstorch     | <i>Ciconia ciconia</i>       | I <sup>B</sup> | 6.000–6.500 (2016) <sup>1</sup>                   | Bp      | s                           | (<)           | ↑             |                             |  |
| Basstölpel     | <i>Morus bassanus</i>        | I <sup>B</sup> | 780 (2016) <sup>1</sup>                           | Bp      | es                          | >             | ↑             |                             |  |
| Kormoran       | <i>Phalacrocorax carbo</i>   | I <sup>B</sup> | 26.000 (2016) <sup>1</sup>                        | Bp      | mh                          | >             | ↑             |                             |  |
| Waldraup       | <i>Geronticus eremita</i>    | I <sup>B</sup> | 0                                                 |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Löffler        | <i>Platalea leucorodia</i>   | I <sup>B</sup> | 850 (2016) <sup>1</sup>                           | Bp      | es                          | >             | ↑             |                             |  |
| Rohrdommel     | <i>Botaurus stellaris</i>    | I <sup>B</sup> | 800–850 <sup>1</sup>                              | Rev     | ss                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Zwergdommel    | <i>Ixobrychus minutus</i>    | I <sup>B</sup> | 210–270 <sup>1</sup>                              | Rev     | ss                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Nachtreiher    | <i>Nycticorax nycticorax</i> | I <sup>B</sup> | 30–40 <sup>1</sup>                                | Bp      | es                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Graureiher     | <i>Ardea cinerea</i>         | I <sup>B</sup> | 20.000–25.000<br>(2016) <sup>3</sup>              | Bp      | mh                          | =             | =             |                             |  |
| Purpureiher    | <i>Ardea purpurea</i>        | I <sup>B</sup> | 60 <sup>1</sup>                                   | Bp      | es                          | >             | ↑             |                             |  |
| Silberreiher   | <i>Ardea alba</i>            | I <sup>B</sup> | 12 (2016) <sup>1</sup>                            | Bp      | es                          | >             | ↑             |                             |  |
| Fischadler     | <i>Pandion haliaetus</i>     | I <sup>B</sup> | 700–750 (2016) <sup>1</sup>                       | Pa      | ss                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Wespenbussard  | <i>Pernis apivorus</i>       | I <sup>B</sup> | 4.000–5.500 (2016) <sup>3</sup>                   | Pa      | s                           | =             | =             | D, I                        |  |
| Gänsegeier     | <i>Gyps fulvus</i>           | I <sup>B</sup> | 0                                                 |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Schlangenadler | <i>Circaetus gallicus</i>    | I <sup>B</sup> | 0                                                 |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Schreiadler    | <i>Clanga pomarina</i>       | I <sup>B</sup> | 120 (2016) <sup>1</sup>                           | Pa      | ss                          | (<)           | ↓↓            | D, I                        |  |
| Steinadler     | <i>Aquila chrysaetos</i>     | I <sup>B</sup> | 43 (2016) <sup>1</sup>                            | Pa      | es                          | >             | =             |                             |  |
| Sperber        | <i>Accipiter nisus</i>       | I <sup>B</sup> | 21.000–33.000<br>(2016) <sup>3</sup>              | Rev     | mh                          | =             | =             |                             |  |
| Habicht        | <i>Accipiter gentilis</i>    | I <sup>B</sup> | 11.000–15.500<br>(2016) <sup>3</sup>              | Rev     | mh                          | =             | =             |                             |  |
| Rohrweihe      | <i>Circus aeruginosus</i>    | I <sup>B</sup> | 6.500–9.000 (2016) <sup>3</sup>                   | Pa      | s                           | =             | =             |                             |  |
| Kornweihe      | <i>Circus cyaneus</i>        | I <sup>B</sup> | 8–9 (2016) <sup>1</sup>                           | Bp      | es                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Wiesenweihe    | <i>Circus pygargus</i>       | I <sup>B</sup> | 430–450 <sup>1</sup>                              | Pa      | ss                          | (<)           | ↑             | N                           |  |
| Rotmilan       | <i>Milvus milvus</i>         | I <sup>B</sup> | 14.000–16.000 <sup>1</sup>                        | Pa      | mh                          | =             | =             | D                           |  |
| Schwarzmilan   | <i>Milvus migrans</i>        | I <sup>B</sup> | 6.500–9.500 (2016) <sup>3</sup>                   | Pa      | s                           | =             | ↑             |                             |  |
| Seeadler       | <i>Haliaeetus albicilla</i>  | I <sup>B</sup> | 850 (2016) <sup>1</sup>                           | Pa      | ss                          | >             | ↑             |                             |  |
| Mäusebussard   | <i>Buteo buteo</i>           | I <sup>B</sup> | 68.000–115.000<br>(2016) <sup>3</sup>             | Rev     | mh                          | =             | =             |                             |  |
| Schleiereule   | <i>Tyto alba</i>             | I <sup>B</sup> | 14.500–26.000<br>(2016) <sup>3</sup>              | Rev     | mh                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Uhu            | <i>Bubo bubo</i>             | I <sup>B</sup> | 2.900–3.300 <sup>1</sup>                          | Pa      | s                           | =             | ↑             |                             |  |



| 1                  | 2                                  | 3              | 4                                        | 5       | 6                           | 7             | 8             | 10                          |  |
|--------------------|------------------------------------|----------------|------------------------------------------|---------|-----------------------------|---------------|---------------|-----------------------------|--|
| Deutscher Name     | Wissenschaftl. Name                | Status         | Bestand<br>2011–2016<br>(Bezugsjahr)     | Einheit | Häufig-<br>keits-<br>klasse | Trend<br>lang | Trend<br>kurz | Erläuterung<br>Risikofaktor |  |
| Waldkauz           | <i>Strix aluco</i>                 | I <sup>B</sup> | 43.000–75.000<br>(2016) <sup>3</sup>     | Rev     | mh                          | =             | =             |                             |  |
| Habichtskauz       | <i>Strix uralensis</i>             | I <sup>B</sup> | 20 (2016) <sup>1</sup>                   | Pa      | es                          | >             | ↑             |                             |  |
| Sperlingskauz      | <i>Glaucidium<br/>passerinum</i>   | I <sup>B</sup> | 3.400–6.000 (2016) <sup>3</sup>          | Rev     | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Steinkauz          | <i>Athene noctua</i>               | I <sup>B</sup> | 7.500–8.500 <sup>1</sup>                 | Rev     | s                           | (<)           | ↑             |                             |  |
| Raufußkauz         | <i>Aegolius funereus</i>           | I <sup>B</sup> | 3.300–6.000 (2016) <sup>3</sup>          | Rev     | s                           | >             | =             |                             |  |
| Waldohreule        | <i>Asio otus</i>                   | I <sup>B</sup> | 25.000–41.000<br>(2016) <sup>3</sup>     | Rev     | mh                          | =             | =             |                             |  |
| Sumpfohreule       | <i>Asio flammeus</i>               | I <sup>B</sup> | 40–45 <sup>1</sup>                       | Rev     | ss                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Wiedehopf          | <i>Upupa epops</i>                 | I <sup>B</sup> | 800–950 <sup>1</sup>                     | Rev     | ss                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Blauracke          | <i>Coracias garrulus</i>           | I <sup>B</sup> | 0                                        |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Eisvogel           | <i>Alcedo atthis</i>               | I <sup>B</sup> | 9.500–15.000 (2016) <sup>3</sup>         | Rev     | mh                          | =             | ↑             |                             |  |
| Bienenfresser      | <i>Merops apiaster</i>             | I <sup>B</sup> | 2.000–2.300 <sup>1</sup>                 | Pa      | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Wendehals          | <i>Jynx torquilla</i>              | I <sup>B</sup> | 8.500–15.500 (2016) <sup>3</sup>         | Rev     | mh                          | (<)           | ↓↓            |                             |  |
| Dreizehenspecht    | <i>Picoides tridactylus</i>        | I <sup>B</sup> | 900–1.300 <sup>1</sup>                   | Rev     | s                           | =             | =             |                             |  |
| Mittelspecht       | <i>Dendrocoptes medius</i>         | I <sup>B</sup> | 34.000–61.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | mh                          | >             | ↑             |                             |  |
| Kleinspecht        | <i>Dryobates minor</i>             | I <sup>B</sup> | 22.000–37.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | mh                          | (<)           | ↓↓            |                             |  |
| Buntspecht         | <i>Dendrocopos major</i>           | I <sup>B</sup> | 830.000–1.100.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | ↑             |                             |  |
| Weißrückenspecht   | <i>Dendrocopos leucotos</i>        | I <sup>B</sup> | 480–650 <sup>1</sup>                     | Rev     | ss                          | (<)           | =             |                             |  |
| Schwarzspecht      | <i>Dryocopus martius</i>           | I <sup>B</sup> | 32.000–51.000<br>(2016) <sup>3</sup>     | Rev     | mh                          | >             | =             |                             |  |
| Grünspecht         | <i>Picus viridis</i>               | I <sup>B</sup> | 51.000–92.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | mh                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Grauspecht         | <i>Picus canus</i>                 | I <sup>B</sup> | 9.500–13.500 (2016) <sup>3</sup>         | Rev     | mh                          | (<)           | ↓↓            | I                           |  |
| Turmfalke          | <i>Falco tinnunculus</i>           | I <sup>B</sup> | 44.000–73.000<br>(2016) <sup>3</sup>     | Rev     | mh                          | =             | =             |                             |  |
| Baumfalke          | <i>Falco subbuteo</i>              | I <sup>B</sup> | 5.000–7.000 (2016) <sup>3</sup>          | Pa      | s                           | (<)           | =             |                             |  |
| Würgfalke          | <i>Falco cherrug</i>               | I <sup>B</sup> | 0                                        |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Wanderfalke        | <i>Falco peregrinus</i>            | I <sup>B</sup> | 1.400 <sup>1</sup>                       | Pa      | s                           | =             | ↑             |                             |  |
| Neuntöter          | <i>Lanius collurio</i>             | I <sup>B</sup> | 84.000–150.000<br>(2016) <sup>3</sup>    | Rev     | h                           | (<)           | =             |                             |  |
| Schwarzstirnwürger | <i>Lanius minor</i>                | I <sup>B</sup> | 0                                        |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Raubwürger         | <i>Lanius excubitor</i>            | I <sup>B</sup> | 1.500–2.300 (2016) <sup>3</sup>          | Pa      | s                           | (<)           | ↓↓            | D, I                        |  |
| Rotkopfwürger      | <i>Lanius senator</i>              | I <sup>B</sup> | 0                                        | Bp      | es                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Pirol              | <i>Oriolus oriolus</i>             | I <sup>B</sup> | 32.000–57.000<br>(2016) <sup>3</sup>     | Rev     | mh                          | (<)           | =             |                             |  |
| Eichelhäher        | <i>Garrulus glandarius</i>         | I <sup>B</sup> | 510.000–690.000<br>(2016) <sup>2</sup>   | Rev     | h                           | =             | =             |                             |  |
| Elster             | <i>Pica pica</i>                   | I <sup>B</sup> | 375.000–555.000<br>(2016) <sup>2</sup>   | Rev     | h                           | =             | =             |                             |  |
| Tannenhäher        | <i>Nucifraga<br/>caryocatactes</i> | I <sup>B</sup> | 4.400–7.500 (2016) <sup>3</sup>          | Rev     | s                           | =             | =             |                             |  |

| 11                                                                                                               | 12             | 13             | 14                     | 15                              |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------|----------------|------------------------|---------------------------------|
| Bemerkung                                                                                                        | RL<br>2020     | RL<br>2015     | Kategorie-<br>änderung | Kategorie-<br>änderung<br>Grund |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| nur selbsterhaltende Population betrachtet                                                                       | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Verbesserung aufgrund von Naturschutzmaßnahmen                                                                   | V <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | +                      | Re(Na)                          |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| zuletzt 1990 BB, 1994 BW                                                                                         | 0 <sup>B</sup> | 0 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Grund für Abschwächung der Gefährdungssituation: KT von stark abnehmend (RL 2015) auf moderat abnehmend geändert | 3 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | +                      | Re                              |
| KT aufgrund von Kenntnisgewinn gegenüber ViD 2020 geändert                                                       | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | 3 <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| KT aufgrund von Kenntnisgewinn gegenüber ViD 2020 geändert                                                       | 2 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quelle RF: LIESEN (2012)                                                                                         | 2 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| zuletzt 2001 SN                                                                                                  | 0 <sup>B</sup> |                |                        |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| zuletzt 1987 BW; 2005 1 Revier BB                                                                                | 0 <sup>B</sup> | 0 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quellen RF: LEHN (2012), GRIMM (2018), DIETZEN & FUCHS (2019)                                                    | 1 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
| letztes Brutjahr 2009 BW, SL                                                                                     | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | V <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |

| 1              | 2                              | 3              | 4                                          | 5       | 6                           | 7             | 8             | 10                          |  |
|----------------|--------------------------------|----------------|--------------------------------------------|---------|-----------------------------|---------------|---------------|-----------------------------|--|
| Deutscher Name | Wissenschaftl. Name            | Status         | Bestand<br>2011–2016<br>(Bezugsjahr)       | Einheit | Häufig-<br>keits-<br>klasse | Trend<br>lang | Trend<br>kurz | Erläuterung<br>Risikofaktor |  |
| Alpendohle     | <i>Pyrrhocorax graculus</i>    | I <sup>B</sup> | 550–1.000 (2016) <sup>1</sup>              | Rev     | es                          | =             | =             |                             |  |
| Dohle          | <i>Coloeus monedula</i>        | I <sup>B</sup> | 83.000–140.000<br>(2016) <sup>3</sup>      | Pa      | h                           | =             | =             |                             |  |
| Saatkrähe      | <i>Corvus frugilegus</i>       | I <sup>B</sup> | 10.5000 <sup>1</sup>                       | Bp      | mh                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Rabenkrähe     | <i>Corvus corone</i>           | I <sup>B</sup> | 670.000–910.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | >             | ↑             |                             |  |
| Nebelkrähe     | <i>Corvus cornix</i>           | I <sup>B</sup> | 56.000–78.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | >             | =             |                             |  |
| Kolkrabe       | <i>Corvus corax</i>            | I <sup>B</sup> | 20.000–28.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Pa      | mh                          | >             | ↑             |                             |  |
| Tannenmeise    | <i>Periparus ater</i>          | I <sup>B</sup> | 1.100.000–1.600.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | =             | I                           |  |
| Haubenmeise    | <i>Lophophanes cristatus</i>   | I <sup>B</sup> | 385.000–610.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | >             | =             | I                           |  |
| Sumpfmiese     | <i>Poecile palustris</i>       | I <sup>B</sup> | 405.000–530.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | =             | =             |                             |  |
| Weidenmeise    | <i>Poecile montanus</i>        | I <sup>B</sup> | 64.000–120.000<br>(2016) <sup>3</sup>      | Rev     | mh                          | =             | ↓↓            |                             |  |
| Blaumeise      | <i>Cyanistes caeruleus</i>     | I <sup>B</sup> | 3.250.000–4.800.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | =             |                             |  |
| Kohlmeise      | <i>Parus major</i>             | I <sup>B</sup> | 5.650.000–7.000.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | =             |                             |  |
| Beutelmeise    | <i>Remiz pendulinus</i>        | I <sup>B</sup> | 1.700–3.000 (2016) <sup>3</sup>            | Rev     | s                           | [>]           | ↓↓↓           |                             |  |
| Bartmeise      | <i>Panurus biarmicus</i>       | I <sup>B</sup> | 4.100–8.000 (2016) <sup>3</sup>            | Rev     | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Heidelerche    | <i>Lullula arborea</i>         | I <sup>B</sup> | 27.000–47.000<br>(2016) <sup>2</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | ↑             | I                           |  |
| Feldlerche     | <i>Alauda arvensis</i>         | I <sup>B</sup> | 1.200.000–1.850.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | (<)           | ↓↓            | I,R                         |  |
| Haubenlerche   | <i>Galerida cristata</i>       | I <sup>B</sup> | 1.700–2.700 (2016) <sup>3</sup>            | Rev     | s                           | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Uferschwalbe   | <i>Riparia riparia</i>         | I <sup>B</sup> | 85.000–135.000<br>(2016) <sup>3</sup>      | Pa      | h                           | (<)           | =             |                             |  |
| Rauchschwalbe  | <i>Hirundo rustica</i>         | I <sup>B</sup> | 480.000–920.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | (<)           | =             | D, I                        |  |
| Felsenschwalbe | <i>Ptyonoprogne rupestris</i>  | I <sup>B</sup> | 70–110 <sup>1</sup>                        | Pa      | ss                          | >             | ↑             |                             |  |
| Mehlschwalbe   | <i>Delichon urbicum</i>        | I <sup>B</sup> | 500.000–920.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | (<)           | ↓↓            | D, I                        |  |
| Schwanzmeise   | <i>Aegithalos caudatus</i>     | I <sup>B</sup> | 93.000–170.000<br>(2016) <sup>3</sup>      | Rev     | h                           | =             | =             |                             |  |
| Waldlaubsänger | <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | I <sup>B</sup> | 140.000–260.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | =             | ↓↓            |                             |  |
| Berglaubsänger | <i>Phylloscopus bonelli</i>    | I <sup>B</sup> | 1.200–2.300 <sup>1</sup>                   | Rev     | s                           | =             | =             |                             |  |
| Fitis          | <i>Phylloscopus trochilus</i>  | I <sup>B</sup> | 790.000–1.200.000<br>(2016) <sup>2</sup>   | Rev     | h                           | =             | ↓↓            |                             |  |
| Zilpzalp       | <i>Phylloscopus collybita</i>  | I <sup>B</sup> | 3.300.000–4.600.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | =             |                             |  |



| 1                       | 2                                 | 3              | 4                                          | 5       | 6                           | 7             | 8             | 10                          |  |
|-------------------------|-----------------------------------|----------------|--------------------------------------------|---------|-----------------------------|---------------|---------------|-----------------------------|--|
| Deutscher Name          | Wissenschaftl. Name               | Status         | Bestand<br>2011–2016<br>(Bezugsjahr)       | Einheit | Häufig-<br>keits-<br>klasse | Trend<br>lang | Trend<br>kurz | Erläuterung<br>Risikofaktor |  |
| Grünlaubsänger          | <i>Phylloscopus trochiloides</i>  | I <sup>B</sup> | 3–10 <sup>1</sup>                          | Rev     | es                          | >             | =             |                             |  |
| Drosselrohrsänger       | <i>Acrocephalus arundinaceus</i>  | I <sup>B</sup> | 18.500–29.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Seggenrohrsänger        | <i>Acrocephalus paludicola</i>    | I <sup>B</sup> | 0–3 <sup>1</sup>                           | Rev     | es                          | (<)           | =             |                             |  |
| Schilfrohrsänger        | <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> | I <sup>B</sup> | 19.500–31.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Teichrohrsänger         | <i>Acrocephalus scirpaceus</i>    | I <sup>B</sup> | 115.000–190.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | (<)           | =             |                             |  |
| Sumpfrohrsänger         | <i>Acrocephalus palustris</i>     | I <sup>B</sup> | 290.000–420.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | >             | ↓↓            |                             |  |
| Orpheusspötter          | <i>Hippolais polyglotta</i>       | I <sup>B</sup> | 900–1.800 <sup>1</sup>                     | Rev     | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Gelbspötter             | <i>Hippolais icterina</i>         | I <sup>B</sup> | 100.000–150.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | =             | ↓↓            |                             |  |
| Feldschwirl             | <i>Locustella naevia</i>          | I <sup>B</sup> | 25.000–43.000<br>(2016) <sup>2</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Schlagschwirl           | <i>Locustella fluviatilis</i>     | I <sup>B</sup> | 3.600–6.500 (2016) <sup>3</sup>            | Rev     | s                           | >             | ↑             |                             |  |
| Rohrschwirl             | <i>Locustella luscinioides</i>    | I <sup>B</sup> | 5.500–9.000 (2016) <sup>3</sup>            | Rev     | s                           | >             | =             |                             |  |
| Mönchsgrasmücke         | <i>Sylvia atricapilla</i>         | I <sup>B</sup> | 4.650.000–6.150.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | ↑             |                             |  |
| Gartengrasmücke         | <i>Sylvia borin</i>               | I <sup>B</sup> | 690.000–1.000.000<br>(2016) <sup>2</sup>   | Rev     | h                           | =             | ↓↓            |                             |  |
| Sperbergrasmücke        | <i>Sylvia nisoria</i>             | I <sup>B</sup> | 5.500–9.500 (2016) <sup>3</sup>            | Rev     | s                           | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Klappergrasmücke        | <i>Sylvia curruca</i>             | I <sup>B</sup> | 180.000–295.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | (<)           | =             |                             |  |
| Dorngrasmücke           | <i>Sylvia communis</i>            | I <sup>B</sup> | 600.000–950.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | (<)           | ↑             |                             |  |
| Sommergold-<br>hähnchen | <i>Regulus ignicapilla</i>        | I <sup>B</sup> | 1.250.000–1.850.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | =             |                             |  |
| Wintergold-<br>hähnchen | <i>Regulus regulus</i>            | I <sup>B</sup> | 910.000–1.350.000<br>(2016) <sup>2</sup>   | Rev     | h                           | >             | ↓↓            | I                           |  |
| Zaunkönig               | <i>Troglodytes troglodytes</i>    | I <sup>B</sup> | 2.550.000–3.000.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | =             | =             |                             |  |
| Kleiber                 | <i>Sitta europaea</i>             | I <sup>B</sup> | 1.250.000–1.750.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | ↑             |                             |  |
| Mauerläufer             | <i>Tichodroma muraria</i>         | I <sup>B</sup> | 80–120 (2016) <sup>3</sup>                 | Rev     | es                          | =             | =             |                             |  |
| Waldbaumläufer          | <i>Certhia familiaris</i>         | I <sup>B</sup> | 365.000–620.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | =             | =             |                             |  |
| Gartenbaumläufer        | <i>Certhia brachydactyla</i>      | I <sup>B</sup> | 460.000–630.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | =             | =             |                             |  |
| Star                    | <i>Sturnus vulgaris</i>           | I <sup>B</sup> | 2.600.000–3.600.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Ringdrossel             | <i>Turdus torquatus</i>           | I <sup>B</sup> | 2.300–4.200 <sup>1</sup>                   | Rev     | s                           | =             | =             |                             |  |
| Amsel                   | <i>Turdus merula</i>              | I <sup>B</sup> | 7.900.000–9.550.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | =             |                             |  |

| 11                                   | 12             | 13             | 14                     | 15                              |
|--------------------------------------|----------------|----------------|------------------------|---------------------------------|
| Bemerkung                            | RL<br>2020     | RL<br>2015     | Kategorie-<br>änderung | Kategorie-<br>änderung<br>Grund |
| erster Brutnachweis 1962 RP          | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| erste Brutnachweise 1983 BW, 1984 SL | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | 2 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | 1 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                      | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |

| 1                 | 2                              | 3              | 4                                          | 5       | 6                           | 7             | 8             | 10                          |  |
|-------------------|--------------------------------|----------------|--------------------------------------------|---------|-----------------------------|---------------|---------------|-----------------------------|--|
| Deutscher Name    | Wissenschaftl. Name            | Status         | Bestand<br>2011–2016<br>(Bezugsjahr)       | Einheit | Häufig-<br>keits-<br>klasse | Trend<br>lang | Trend<br>kurz | Erläuterung<br>Risikofaktor |  |
| Wacholderdrossel  | <i>Turdus pilaris</i>          | I <sup>B</sup> | 111.000–215.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | >             | ↓↓↓           |                             |  |
| Singdrossel       | <i>Turdus philomelos</i>       | I <sup>B</sup> | 1.600.000–1.950.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | =             | =             |                             |  |
| Misteldrossel     | <i>Turdus viscivorus</i>       | I <sup>B</sup> | 165.000–320.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | >             | =             |                             |  |
| Grauschnäpper     | <i>Muscicapa striata</i>       | I <sup>B</sup> | 155.000–230.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | (<)           | ↓↓            |                             |  |
| Rotkehlchen       | <i>Erithacus rubecula</i>      | I <sup>B</sup> | 3.400.000–4.350.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | =             | =             |                             |  |
| Blaukehlchen      | <i>Luscinia svecica</i>        | I <sup>B</sup> | 12.000–21.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Sprosser          | <i>Luscinia luscinia</i>       | I <sup>B</sup> | 4.000–6.000 (2016) <sup>3</sup>            | Rev     | s                           | >             | ↓↓↓           |                             |  |
| Nachtigall        | <i>Luscinia megarhynchos</i>   | I <sup>B</sup> | 84.000–155.000<br>(2016) <sup>2</sup>      | Rev     | h                           | =             | ↑             |                             |  |
| Trauerschnäpper   | <i>Ficedula hypoleuca</i>      | I <sup>B</sup> | 68.000–130.000<br>(2016) <sup>3</sup>      | Rev     | mh                          | (<)           | ↓↓            |                             |  |
| Halsbandschnäpper | <i>Ficedula albicollis</i>     | I <sup>B</sup> | 3.700–5.500 <sup>1</sup>                   | Rev     | s                           | (<)           | =             |                             |  |
| Zwergschnäpper    | <i>Ficedula parva</i>          | I <sup>B</sup> | ★                                          | Rev     | ?                           | =             | ?             |                             |  |
| Hausrotschwanz    | <i>Phoenicurus ochruros</i>    | I <sup>B</sup> | 800.000–1.100.000<br>(2016) <sup>2</sup>   | Rev     | h                           | >             | =             |                             |  |
| Gartenrotschwanz  | <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | I <sup>B</sup> | 91.000–155.000<br>(2016) <sup>2</sup>      | Rev     | h                           | (<)           | ↑             |                             |  |
| Steinrötel        | <i>Monticola saxatilis</i>     | I <sup>B</sup> | 2 (2016) <sup>1</sup>                      | Rev     | es                          | (<)           | =             |                             |  |
| Braunkehlchen     | <i>Saxicola rubetra</i>        | I <sup>B</sup> | 19.500–35.000<br>(2016) <sup>2</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Schwarzkehlchen   | <i>Saxicola rubicola</i>       | I <sup>B</sup> | 37.000–66.000<br>(2016) <sup>2</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Steinschmätzer    | <i>Oenanthe oenanthe</i>       | I <sup>B</sup> | 2.000–3.100 (2016) <sup>3</sup>            | Rev     | s                           | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Wasseramsel       | <i>Cinclus cinclus</i>         | I <sup>B</sup> | 11.000–19.500<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | =             | ↑             |                             |  |
| Haussperling      | <i>Passer domesticus</i>       | I <sup>B</sup> | 4.100.000–6.000.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | (<)           | =             |                             |  |
| Feldsperling      | <i>Passer montanus</i>         | I <sup>B</sup> | 840.000–1.250.000<br>(2016) <sup>3</sup>   | Rev     | h                           | (<)           | ↓↓            |                             |  |
| Steinsperling     | <i>Petronia petronia</i>       | I <sup>B</sup> | 0                                          |         | ex                          |               |               |                             |  |
| Schneesperling    | <i>Montifringilla nivalis</i>  | I <sup>B</sup> | 140–270 (2016) <sup>3</sup>                | Rev     | es                          | =             | =             |                             |  |
| Alpenbraunelle    | <i>Prunella collaris</i>       | I <sup>B</sup> | 430–800 (2016) <sup>3</sup>                | Rev     | es                          | =             | =             |                             |  |
| Heckenbraunelle   | <i>Prunella modularis</i>      | I <sup>B</sup> | 12.50000–1750.000<br>(2016) <sup>2</sup>   | Rev     | h                           | >             | =             |                             |  |
| Wiesenschafstelze | <i>Motacilla flava</i>         | I <sup>B</sup> | 82.000–155.000<br>(2016) <sup>2</sup>      | Rev     | h                           | =             | =             |                             |  |
| Gebirgsstelze     | <i>Motacilla cinerea</i>       | I <sup>B</sup> | 33.000–59.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | >             | =             |                             |  |
| Bachstelze        | <i>Motacilla alba</i>          | I <sup>B</sup> | 475.000–680.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | >             | ↓↓            |                             |  |
| Brachpieper       | <i>Anthus campestris</i>       | I <sup>B</sup> | 550–900 (2016) <sup>3</sup>                | Rev     | ss                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |

| 11                                                                                                                                            | 12             | 13             | 14                     | 15                              |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------|----------------|------------------------|---------------------------------|
| Bemerkung                                                                                                                                     | RL<br>2020     | RL<br>2015     | Kategorie-<br>änderung | Kategorie-<br>änderung<br>Grund |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | V <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | V <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| NGRLV-Einschätzung trotz fehlender Daten aus einigen Bundesländern: keine Hinweise auf eine veränderte Gefährdungssituation gegenüber RL 2015 | V <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> |                        |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | +                      | Re                              |
|                                                                                                                                               | 1 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                                               | 2 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | +                      | Re                              |
|                                                                                                                                               | V <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| zuletzt 1931 TH, Beob. Revierpaare bis 1944 BY                                                                                                | 0 <sup>B</sup> | 0 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | R <sup>B</sup> | R <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                                               | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |

| 1                         | 2                                        | 3               | 4                                          | 5       | 6                           | 7             | 8             | 10                          |  |
|---------------------------|------------------------------------------|-----------------|--------------------------------------------|---------|-----------------------------|---------------|---------------|-----------------------------|--|
| Deutscher Name            | Wissenschaftl. Name                      | Status          | Bestand<br>2011–2016<br>(Bezugsjahr)       | Einheit | Häufig-<br>keits-<br>klasse | Trend<br>lang | Trend<br>kurz | Erläuterung<br>Risikofaktor |  |
| Wiesenpieper              | <i>Anthus pratensis</i>                  | I <sup>B</sup>  | 36.000–57.000<br>(2016) <sup>2</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Baumpieper                | <i>Anthus trivialis</i>                  | I <sup>B</sup>  | 252.000–360.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | (<)           | ↓↓            |                             |  |
| Bergpieper                | <i>Anthus spinoletta</i>                 | I <sup>B</sup>  | 900–1.800 <sup>1</sup>                     | Rev     | s                           | =             | =             |                             |  |
| Buchfink                  | <i>Fringilla coelebs</i>                 | I <sup>B</sup>  | 7.550.000–9.050.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | =             |                             |  |
| Kernbeißer                | <i>Coccothraustes<br/>coccothraustes</i> | I <sup>B</sup>  | 205.000–355.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | =             | =             |                             |  |
| Gimpel                    | <i>Pyrrhula pyrrhula</i>                 | I <sup>B</sup>  | 170.000–330.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | >             | ↑             |                             |  |
| Karmingimpel              | <i>Carpodacus<br/>erythrinus</i>         | I <sup>B</sup>  | 600–1.000 (2016) <sup>3</sup>              | Rev     | ss                          | >             | ↓↓            |                             |  |
| Grünfink                  | <i>Chloris chloris</i>                   | I <sup>B</sup>  | 1.450.000–2.050.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | >             | ↓↓            |                             |  |
| Bluthänfling              | <i>Linaria cannabina</i>                 | I <sup>B</sup>  | 110.000–205.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | (<)           | ↓↓↓           |                             |  |
| Alpenbirkenzeisig         | <i>Acanthis cabaret</i>                  | I <sup>B</sup>  | 8.500–14.000 (2016) <sup>3</sup>           | Rev     | mh                          | >             | ↑             |                             |  |
| Fichtenkreuz-<br>schnabel | <i>Loxia curvirostra</i>                 | I <sup>B</sup>  | 32.000–85.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | >             | =             |                             |  |
| Stieglitz                 | <i>Carduelis carduelis</i>               | I <sup>B</sup>  | 240.000–355.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | =             | ↓↓↓           |                             |  |
| Zitronenzeisig            | <i>Carduelis citrinella</i>              | I <sup>B</sup>  | 400–700 <sup>1</sup>                       | Rev     | ss                          | =             | =             | F, I                        |  |
| Girlitz                   | <i>Serinus serinus</i>                   | I <sup>B</sup>  | 65.000–130.000<br>(2016) <sup>2</sup>      | Rev     | mh                          | >             | ↓↓↓           |                             |  |
| Erlenzeisig               | <i>Spinus spinus</i>                     | I <sup>B</sup>  | 21.000–51.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | >             | =             |                             |  |
| Graumammer                | <i>Emberiza calandra</i>                 | I <sup>B</sup>  | 16.500–29.000<br>(2016) <sup>3</sup>       | Rev     | mh                          | (<)           | ↑             | I                           |  |
| Goldammer                 | <i>Emberiza citrinella</i>               | I <sup>B</sup>  | 1.100.000–1.650.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     | h                           | (<)           | =             |                             |  |
| Zippammer                 | <i>Emberiza cia</i>                      | I <sup>B</sup>  | 380–390 <sup>1</sup>                       | Rev     | ss                          | (<)           | ↓↓            |                             |  |
| Ortolan                   | <i>Emberiza hortulana</i>                | I <sup>B</sup>  | 7.500–11.500 (2016) <sup>3</sup>           | Rev     | s                           | (<)           | =             | I                           |  |
| Zaunammer                 | <i>Emberiza cirlus</i>                   | I <sup>B</sup>  | 550–700 (2016) <sup>1</sup>                | Rev     | ss                          | (<)           | ↑             |                             |  |
| Rohrammer                 | <i>Emberiza schoeniclus</i>              | I <sup>B</sup>  | 115.000–200.000<br>(2016) <sup>2</sup>     | Rev     | h                           | =             | ↓↓            |                             |  |
|                           |                                          |                 |                                            |         |                             |               |               |                             |  |
| Tundrasaatgans            | <i>Anser serrirostris</i>                | II <sup>B</sup> | 0                                          |         |                             |               |               |                             |  |
| Blässgans                 | <i>Anser albifrons</i>                   | II <sup>B</sup> | 0                                          | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Steppenflughuhn           | <i>Syrhaptes paradoxus</i>               | II <sup>B</sup> | 0                                          |         |                             |               |               |                             |  |
| Stelzenläufer             | <i>Himantopus<br/>himantopus</i>         | II <sup>B</sup> | 3–7 <sup>1</sup>                           | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Zwergschnepfe             | <i>Lymnocyptes<br/>minimus</i>           | II <sup>B</sup> | 0                                          |         |                             |               |               |                             |  |
| Teichwasserläufer         | <i>Tringa stagnatilis</i>                | II <sup>B</sup> | 0–1 <sup>1</sup>                           | Bp      |                             |               |               |                             |  |

| 11                                                                                                               | 12             | 13             | 14                     | 15                              |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------|----------------|------------------------|---------------------------------|
| Bemerkung                                                                                                        | RL<br>2020     | RL<br>2015     | Kategorie-<br>änderung | Kategorie-<br>änderung<br>Grund |
|                                                                                                                  | 2 <sup>B</sup> | 2 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Grund für Abschwächung der Gefährdungssituation: KT von stark abnehmend (RL 2015) auf moderat abnehmend geändert | V <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | +                      | Re                              |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| erster Brutnachweis 1914 MV                                                                                      | V <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quelle RF: FÖRSCHLER (2013)                                                                                      | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quelle RF: ANTHES et al. (2017), LANGGEMACH et al. (2019)                                                        | V <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| RF aus RL 2015 nicht bestätigt                                                                                   | ★ <sup>B</sup> | V <sup>B</sup> | +                      | Re                              |
|                                                                                                                  | 1 <sup>B</sup> | 1 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
| Quelle RF: BERNARDY et al. (2006), LANZ et al. (2014), LANGGEMACH et al. (2019)                                  | 2 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | -                      | Re                              |
|                                                                                                                  | 3 <sup>B</sup> | 3 <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  | ★ <sup>B</sup> | ★ <sup>B</sup> | =                      |                                 |
|                                                                                                                  |                |                |                        |                                 |
| unr.: 1997 NI                                                                                                    |                |                |                        |                                 |
| unr.: 2006, 2007 MV, Neoz.: ab 1989 NW                                                                           |                |                |                        |                                 |
| unr.: zuletzt 1888 NI, SH                                                                                        |                |                |                        |                                 |
| unr.: Brutnachweise seit 1990er Jahre, seit 2014 alljährlich                                                     |                |                |                        |                                 |
| unr.: 1925, 1928 (unsicher) NI                                                                                   |                |                |                        |                                 |
| unr.: 2012 SH                                                                                                    |                |                |                        |                                 |

| 1                               | 2                                 | 3                | 4                                      | 5       | 6                           | 7             | 8             | 10                          |  |
|---------------------------------|-----------------------------------|------------------|----------------------------------------|---------|-----------------------------|---------------|---------------|-----------------------------|--|
| Deutscher Name                  | Wissenschaftl. Name               | Status           | Bestand<br>2011–2016<br>(Bezugsjahr)   | Einheit | Häufig-<br>keits-<br>klasse | Trend<br>lang | Trend<br>kurz | Erläuterung<br>Risikofaktor |  |
| Grünschenkel                    | <i>Tringa nebularia</i>           | II <sup>B</sup>  | 0–1 <sup>1</sup>                       | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Schwarzflügel-<br>Brachschwalbe | <i>Glareola nordmanni</i>         | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             |               |               |                             |  |
| Gryllsteiste                    | <i>Cephus grylle</i>              | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             |               |               |                             |  |
| Seidenreiherr                   | <i>Egretta garzetta</i>           | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             |               |               |                             |  |
| Zwergadler                      | <i>Hieraaetus pennatus</i>        | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             |               |               |                             |  |
| Steppenweihe                    | <i>Circus macrourus</i>           | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             |               |               |                             |  |
| Raufußbussard                   | <i>Buteo lagopus</i>              | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             |               |               |                             |  |
| Zwergohreule                    | <i>Otus scops</i>                 | II <sup>B</sup>  | 0–1 <sup>1</sup>                       | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Rotfußfalke                     | <i>Falco vespertinus</i>          | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             |               |               |                             |  |
| Seidensänger                    | <i>Cettia cetti</i>               | II <sup>B</sup>  | 0–1 <sup>1</sup>                       | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Mariskenhirsänger               | <i>Acrocephalus melanopogon</i>   | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             |               |               |                             |  |
| Rotdrossel                      | <i>Turdus iliacus</i>             | II <sup>B</sup>  | 0–1 <sup>1</sup>                       | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Zitronenstelze                  | <i>Motacilla citreola</i>         | II <sup>B</sup>  | 0–1 <sup>1</sup>                       | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Strandpieper                    | <i>Anthus petrosus</i>            | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             |               |               |                             |  |
| Bergfink                        | <i>Fringilla montifringilla</i>   | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             |               |               |                             |  |
| Berghänfling                    | <i>Linaria flavirostris</i>       | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             |               |               |                             |  |
| Kiefernkreuz-<br>schnabel       | <i>Loxia pytyopsittacus</i>       | II <sup>B</sup>  | 5–6 <sup>1</sup>                       | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Bindenkreuz-<br>schnabel        | <i>Loxia leucoptera</i>           | II <sup>B</sup>  | 0                                      |         |                             | w             |               |                             |  |
|                                 |                                   |                  |                                        |         |                             |               |               |                             |  |
| Nandu                           | <i>Rhea americana</i>             | III <sup>B</sup> | 268 (2016) <sup>1</sup>                | Ind     |                             |               |               |                             |  |
| Truthuhn                        | <i>Meleagris gallopavo</i>        | III <sup>B</sup> | 60–80 (2017) <sup>1</sup>              | Ind     |                             |               |               |                             |  |
| Jagdhasan                       | <i>Phasianus colchicus</i>        | III <sup>B</sup> | 165.000–225.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     |                             |               |               |                             |  |
| Kanadagans                      | <i>Branta canadensis</i>          | III <sup>B</sup> | 8.500–14.500 <sup>3</sup>              | Pa      |                             |               |               |                             |  |
| Streifengans                    | <i>Anser indicus</i>              | III <sup>B</sup> | 6–25 <sup>1</sup>                      | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Schneegans                      | <i>Anser caerulescens</i>         | III <sup>B</sup> | 5–10 <sup>1</sup>                      | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Höckergans                      | <i>Anser cygnoid f. domestica</i> | III <sup>B</sup> | 5–10 <sup>1</sup>                      | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Schwarzschwan                   | <i>Cygnus atratus</i>             | III <sup>B</sup> | 10–30 <sup>1</sup>                     | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Nilgans                         | <i>Alopochen aegyptiaca</i>       | III <sup>B</sup> | 8.000–12.500 (2016) <sup>3</sup>       | Pa      |                             |               |               |                             |  |
| Rostgans                        | <i>Tadorna ferruginea</i>         | III <sup>B</sup> | 190–240 (2016) <sup>3</sup>            | Pa      |                             |               |               |                             |  |
| Mandarinente                    | <i>Aix galericulata</i>           | III <sup>B</sup> | 470–650 (2016) <sup>3</sup>            | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Straßentaube                    | <i>Columba livia f. domestica</i> | III <sup>B</sup> | 170.000–280.000<br>(2016) <sup>2</sup> | Rev     |                             |               |               |                             |  |
| Rosaflamingo                    | <i>Phoenicopterus roseus</i>      | III <sup>B</sup> | 9 (2016) <sup>1</sup>                  | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Chileflamingo                   | <i>Phoenicopterus chilensis</i>   | III <sup>B</sup> | 13 (2016) <sup>1</sup>                 | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Gelbkopfamazone                 | <i>Amazona oratrix</i>            | III <sup>B</sup> | 5–10 <sup>1</sup>                      | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Alexandersittich                | <i>Psittacula eupatria</i>        | III <sup>B</sup> | 170–180 (2016) <sup>1</sup>            | Bp      |                             |               |               |                             |  |
| Halsbandsittich                 | <i>Psittacula krameri</i>         | III <sup>B</sup> | 1.700–2.500 (2016) <sup>3</sup>        | Bp      |                             |               |               |                             |  |



## Anhang 2

Liste der in der Berichtsperiode 2011 bis 2016 unregelmäßig brütenden Neozoen-Vogelarten in Deutschland. – *List of the irregularly breeding neozoa in Germany.*

| Deutscher Name<br><i>German name</i> | Wissenschaftlicher Name<br><i>Scientific name</i> | Status             | Bemerkung – <i>Comment</i>         |
|--------------------------------------|---------------------------------------------------|--------------------|------------------------------------|
| Heiliger Ibis                        | <i>Threskiornis aethiopicus</i>                   | III b <sup>B</sup> |                                    |
| Kubaflamingo                         | <i>Phoenicopterus ruber</i>                       | III b <sup>B</sup> | von Status III a in III b geändert |
| Kurzschnabelgans                     | <i>Anser brachyrhynchus</i>                       | III b <sup>B</sup> |                                    |
| Moschusente                          | <i>Cairina moschata</i>                           | III b <sup>B</sup> |                                    |
| Brautente                            | <i>Aix sponsa</i>                                 | III b <sup>B</sup> | von Status III a in III b geändert |
| Indien-Fleckschnabelente             | <i>Anas poecilorhyncha</i>                        | III b <sup>B</sup> |                                    |
| Bahamaente                           | <i>Anas bahamensis</i>                            | III b <sup>B</sup> |                                    |
| Rotschulterente                      | <i>Callonetta leucophrys</i>                      | III b <sup>B</sup> | von Status III a in III b geändert |
| Zwergsäger                           | <i>Mergellus albellus</i>                         | III b <sup>B</sup> |                                    |
| Regenbrachvogel                      | <i>Numenius phaeopus</i>                          | III b <sup>B</sup> |                                    |

## Anhang 3

Übersicht der aktuellen Roten Listen der Brutvögel in den Bundesländern. – *Overview of the current Red Lists of breeding birds in the federal states.*

| Bundesland – <i>Federal State</i> | Quelle – <i>Publication</i>        |
|-----------------------------------|------------------------------------|
| Baden-Württemberg                 | BAUER et al. (2016a)               |
| Bayern                            | RUDOLPH et al. (2016)              |
| Berlin                            | WITT & STEIOF (2013)               |
| Brandenburg                       | RYSLAVY et al. (2019)              |
| Hamburg                           | MITSCHKE (2018)                    |
| Hessen                            | WERNER et al. (2016)               |
| Mecklenburg-Vorpommern            | VÖKLER et al. (2014)               |
| Niedersachsen und Bremen          | KRÜGER & NIPKOW (2015)             |
| Nordrhein-Westfalen               | GRÜNEBERG et al. (2016)            |
| Rheinland-Pfalz                   | SIMON et al. (2014)                |
| Saarland                          | ROTH et al. (2020)                 |
| Sachsen                           | ZÖPHEL et al. (2015)               |
| Sachsen-Anhalt                    | SCHÖNBRODT & SCHULZE et al. (2017) |
| Schleswig-Holstein                | KNIEF et al. (2010)                |
| Thüringen                         | FRICK et al. (2011)                |

Bernd-Ulrich Meyburg & Christiane Meyburg

## Mindestabstände und Abschaltzeiten bei Windenergieanlagen zum Schutz des Schreiadlers (*Clanga pomarina*) – Empfehlungen basierend auf GPS-Telemetrie-Ergebnissen

Meyburg, B.-U. & C. Meyburg (2020): Minimum distances and shutdown times for wind turbines to protect the Lesser Spotted Eagle (*Clanga pomarina*) – recommendations based on GPS telemetry results. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 113 – 136.

For the Lesser Spotted Eagle, which is threatened with extinction in Germany, the transition towards ever-more energy being generated by wind has created a new, additional and increasing source of danger in areas where eagles breed. In order to minimise losses due to collisions, proposals for minimum distances and shutdown times of wind turbines (WT) in the vicinity of Lesser Spotted Eagle breeding sites were developed by evaluating approx. 200,000 telemetry data records.

Since 2004, two different types of GPS telemetry transmitters have been used on 26 adult German Lesser Spotted Eagles. They provided GPS locations of eagles as well as information on flight altitude, speed and direction, some for up to 12 years. The evaluation of the telemetry data with regard to radii around centres of eagle activity, diurnal activity patterns and flight heights of adult males with an active brood enabled the derivation of recommended minimum distances and shutdown times of WTs in the vicinity of Lesser Spotted Eagle breeding sites.

In agreement with the so-called “Helgoland Paper” of the German state bird protection agencies, a minimum distance (exclusion zone, taboo zone, protection distance) of 6 km around Lesser Spotted Eagle nests is required, in which no new WTs should be built or repowered. 95 % of the GPS locations of tracked males and 78 % of those of females were located within 6 km of their nests. Records of males more than 6 km from the nesting site (up to 24 % of records), came from eagles fitted with newer GSM transmitters, which could record up to 500 locations per day, and suggest that long excursions may often have not been recorded for the 19 birds fitted with Argos GPS transmitters, which recorded only one location per hour.

66 % of all locations of females and 81 % of all locations of males were within a 3 km radius of the nests. The area between the 3 km and 6 km radius is currently not considered a protection zone by the authorities, but only an assessment area. Our data suggest that this area should also be recognised as a full protection zone.

During the breeding period, eagle flight activity increased during mid-morning (9 am – 10 am CEST, 7 am – 9 am UTC) and decreased in the mid- to late afternoon (4:45 pm to 7 pm CEST, 2:45 pm – 5 pm UTC). During the time between the increase and the decrease, eagles spent more than 40 % of their time in flight. This period is particularly critical with regard to potential collisions with WTs. The mean flight height of males above the ground while foraging was 200 m ( $\pm$  23 m).

WTs located within six kilometres of Lesser Spotted Eagle breeding sites should be switched off at certain times of day between 1 April and 30 September to prevent collisions. A daytime shutdown from 09:00 CEST (Central European Summer Time; 07:00 UTC = Coordinated Universal Time) to 19:00 CEST (17:00 UTC) is considered appropriate. These shut down times must be adhered to as long as there is no reliable protection by automatic shutdown systems that specifically recognise Lesser Spotted Eagles at sufficiently large distances, and shut down WTs quickly enough to prevent collisions.

**Key words:** Lesser Spotted Eagle, Wind turbines, shutdown times, search flight, flight altitude

✉ Bernd-Ulrich Meyburg, *Bundesarbeitsgruppe Greifvogelschutz des NABU, Postfach 33 04 51, D-14174 Berlin. E-Mail: BUMeyburg@aol.com*

Christiane Meyburg, *Weltarbeitsgruppe Greifvögel e.V., 31 Avenue du Maine, F-75015 Paris, Frankreich. E-Mail: GTMR@protonmail.com*

## 1 Einleitung

Die Bundesregierung hat sich der Umstellung des Energieversorgungssystems hin zu erneuerbaren Energien verpflichtet. Eine wichtige Rolle kommt hierbei dem naturverträglichen Ausbau der Windenergienutzung an Land zu. Dabei kann es zu artenschutzrechtlichen Konflikten kommen, wenn Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 BNatSchG verwirklicht werden. Zu den wichtigsten Fachstandards zur Verhinderung von Windkraftopfern gehören die Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen (WEA) zu bedeutsamen Vogel Lebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten (LAG VSW 2014 – auch „Helgoländer Papier“ genannt). Sie geben einen anerkannten Stand der Wissenschaft wieder und bilden die Basis für die „Transformationsakte“ der Länder (Leitfäden, Fachbeiträge, Handreichungen, Erlasse u. ä.). Bei Einhaltung der Empfehlungen können Planungsträger und Genehmigungsbehörden in der Regel davon ausgehen, dass artenschutzrechtliche Verbote nicht berührt sind. Voraussetzung ist jedoch eine objektive und nachvollziehbare Sachverhaltsermittlung, die sich an fachlichen Maßstäben orientiert. Dazu haben fast alle Bundesländer Arbeitshilfen zur Erfassung der Avifauna bei WEA-Genehmigungsverfahren erarbeitet (JAEHNE et al. 2020). Allerdings lassen die dabei vorgeschlagenen Erfassungsmethoden viele Fragen offen bzw. weichen zum Teil stark voneinander ab. Außerdem mangelt es an Bewertungsansätzen, die eine objektive bzw. vergleichbare Beurteilung des Sachverhalts erlauben. Dies ist für den Schreiadlerschutz, die Fachplanung und den Verwaltungsvollzug im gleichen Maße unbefriedigend.

Der Schreiadler als eine der „Galionsfiguren“ naturnaher, unzerschnittener Landschaften ist die in Deutschland seltenste und bedrohteste der vier noch heimischen Adlerarten. In der Roten Liste von Deutschland steht die Art in der Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) (RYSILAVY et al. 2020). Die Art kommt derzeit nur noch im Osten von Mecklenburg-Vorpommern und im Nordosten von Brandenburg als Brutvogel auf einer Fläche von ca. 10.000 km<sup>2</sup> vor. In der jüngeren Vergangenheit hat sich die Arealgrenze

nicht weiter nach Osten verschoben, doch ist das Verbreitungsgebiet lückiger geworden mit inzwischen fast nur noch inselartigen Vorkommen. Ein weiter entferntes Inselvorkommen in Sachsen-Anhalt (Hakel) ist derzeit nur unregelmäßig mit einem Brutpaar besetzt (STUBBE et al. 2000, mdl.). In Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Bayern ist die Art seit Jahrzehnten ausgestorben, davor auch weiter westlich, z. B. in Baden-Württemberg.

Der Schreiadler ist daher in Deutschland am westlichen Rand seines Verbreitungsgebietes vom Aussterben bedroht und streng geschützt (gem. § 7 Abs. 2 Nr. 14 a BNatSchG i. Verb. m. Anhang A EG-VO 338/97; jagdbares Wild gem. § 2 BJagdG, ganzjährige Schonzeit, Anh. I EG-VSRL). Er ist eine Art des Anhangs I der EU-Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG bzw. 2009/147/EG), für die Vogelschutzgebiete auszuweisen sind.

Der Rückgang der Schreiadler-Population in Deutschland hat viele Ursachen. Als Hauptgründe werden Habitatverschlechterung im Brutgebiet und menschliche Verfolgung auf den Zugwegen angenommen. Jede Maßnahme, die die verschiedenen Ursachen für den Rückgang behebt, ihre Wirkung nachhaltig aufhält oder verzögert, trägt zum Erhalt der Art in Deutschland bei und verdient daher Unterstützung.

Durch die Energiewende in Deutschland sind als neue Gefahrenquelle, wie für viele andere Greifvogel- und sonstige Arten auch, insbesondere Windenergieanlagen (WEA) hinzugekommen, was in sehr vielen Publikationen diskutiert wird (speziell zum Schreiadler siehe z. B. LANGGEMACH 2017). Über die Zahl der Kollisionsopfer lassen sich ohne genauere Untersuchungen nur Vermutungen anstellen. Es gibt keine systematische Totfundsuche an problematischen Standorten. Die Zahl der gemeldeten Kollisionsopfer (LANGGEMACH & DÜRR 2020) bei einer wahrscheinlich hohen Dunkelziffer lässt die Windkraft als relativ erhebliche Verlustursache erscheinen. Diese Todesursache droht zunehmend auch auf den Zugwegen, z. B. in Bulgarien, der Türkei und in Ägypten.

Im internationalen Schrifttum gibt es eine Vielzahl an Publikationen, in denen versucht wird,

die Verlustrate in Windparks zu berechnen. Eine Reihe von Methoden und Technologien wurden zur Erfassung von Vogelflugparametern, wie Höhe und Geschwindigkeit, angewandt, um die Abschätzung potenzieller Kollisionen im Vergleich zu traditionellen visuellen Methoden zu verbessern, diese werden derzeit jedoch nicht konsequent und systematisch angewandt. FERRER et al. (2012) weisen auf den schwachen Zusammenhang zwischen Studien zur Risikobewertung und erfasster Sterblichkeit in Windparks hin.

Als Schutzmaßnahme werden seit einiger Zeit Abschaltzeiten als Kollisionsvermeidungsmaßnahme bei WEA diskutiert (z. B. TU BERLIN et al. 2015, LAG VSW 2017, BLEW et al. 2018). Im Fokus müssen beim Schreiadler die adulten Männchen stehen. Diese müssen bei erfolgreicher Brut nicht nur das Junge, sondern lange Zeit auch das Weibchen mit Nahrung versorgen (MEYBURG 1970); sie sind daher am stärksten flugaktiv und können somit am ehesten mit Windenergieanlagen kollidieren, was in der Regel auch den Verlust der Brut zur Folge hat. Wie sich im Rahmen der Beobachtungen des Verfassers am Schreiadler seit Ende der 1960er Jahre gezeigt hat, ziehen die Weibchen auch selbst einen schon größeren Jungadler nicht allein auf, was mit der strengen Rollenverteilung in der Fortpflanzungsbiologie dieser Art zu tun hat. Es gab mehrere Fälle, in denen entweder der Jungadler aus dem Horst entfernt und in Gefangenschaft aufgezogen oder durch Auslegen von Nahrung in Horstnähe das Verhungern des Nestlings verhindert werden musste (MEYBURG unpubl.).

### 1.1 Jagdverhalten des Schreiadlers

Schreiadler verfügen über drei Jagdmethoden (z. B. MEYBURG 1970, 2014, 2020):

**Flugjagd:** Suchflug über der offenen Landschaft mit Herabstoßen auf ein erkanntes, potenzielles Beutetier ist die hier relevante Jagdstrategie des Schreiadlers. Dies entspricht der Jagdweise anderer großer, naheverwandter Adlerarten, z. B. Kaiseradler, Schelladler usw.

In welcher Höhe der Suchflug über dem Erdboden stattfindet, sollte in Anbetracht der Höhe der WEA geklärt werden (siehe Ergebnisse und Abb. 2 und 3).

**Ansitzjagd:** Von einer erhöhten Warte (z. B. Baum, Zaunpfahl, Heuhaufen usw.), wird die Umgebung beobachtet und hinsichtlich potenzieller Beutetiere abgesucht und ggf. auf sie herabgestoßen. Diese Jagdweise kann sowohl im Offenland wie auch innerhalb des Waldes durchgeführt werden und erfordert vergleichsweise wenig Energie. Sie kann auch bei ungünstigem Wetter (Regen, zu starker Wind, fehlende Thermik) die Flugjagd ersetzen und ist für die hier anstehende Fragestellung relativ wenig relevant, weil die Vögel allenfalls dann größere Strecken fliegend zurücklegen, wenn sie mit Beute aus größerer Entfernung zum Horst zurückkehren oder auch aus besonderen Gründen zu einer weiter vom Horst entfernten Sitzwarte fliegen. Oft findet diese Jagdweise aber in der näheren Umgebung des Horstes statt.

**Fußjagd:** Die Jagd zu Fuß ist eine Besonderheit des Schreiadlers. Anatomisch ist der Schreiadler daran durch verhältnismäßig lange Beine angepasst. Auch diese Jagdmethode ist für die hiesige Fragestellung nicht sehr relevant, weil sie nur wenig mit Flugaktivität verbunden ist und oft auch eher in der näheren Horstumgebung eingesetzt wird, sowohl im Offenland als auch im Wald. Allerdings kann auch diese Jagdmethode weit entfernt vom Horst zum Tragen kommen, sodass beim Hin- und Rückflug ein Kollisionsrisiko bestehen kann.

Daraus ergibt sich, dass die Flugjagd hier besonders beleuchtet werden muss. Aus bisherigen Untersuchungen ist nicht bekannt, wieviel Zeit Schreiadler dafür verwenden und in welcher Flughöhe sie primär stattfindet.

## 2 Methodik

Ab 1992 wurden Satelliten-Sender (PTTs) verfügbar, die klein und leicht genug waren, um damit Schreiadler markieren zu können. PTT ist die Abkürzung für „Platform Transmitter Terminal“ für die Sender, die ganz überwiegend in der Satelliten-Telemetrie auf der Basis der Ultra High Frequency (UHF) Technologie zusammen mit dem Argos-System der NASA-Satelliten eingesetzt werden.

Alle hier näher betrachteten Altvögel wurden vom Verfasser gefangen und besendert, wobei

etliche Personen, insbesondere die jeweiligen Horstbetreuer, behilflich waren. J. MATTHES (Rostock) half bei einem großen Teil der Fang- und Besendungsaktionen.

Insgesamt wurden ab 1994 52 adulte Schreiadler in Deutschland mit Sendern der Firma Microwave Telemetry, Inc. (USA) versehen. Die beiden ältesten Tiere, jeweils Männchen, waren bei der Besendung 24 und 20 Jahre alt. Zwei weitere Adler, die als Nestlinge besendert und bis weit hinein ins Erwachsenenalter telemetriert werden konnten (ID-Nummern der Sender 94743 in 2009 und 95786, in 2010 besendert), wurden ab dem 4. Lebensjahr als adult betrachtet und von da an hier berücksichtigt. Vor 2004 konnten 23 Sender mit Argos/Doppler-Ortungen eingesetzt werden, davon 1994 vier mit Batteriebetrieb, die maximal eine Lebensdauer von einem Jahr hatten (MEYBURG et al. 1995). Einer der vier Adler (mit Sender 22692) wurde wiedergefangen und erhielt einen Argos/Solar-Sender (ID 23952). 19 Altadler wurden ab 2006 mit Argos/Solar-Sendern markiert, bei denen kleine Akkus über Solarpaneele gespeichert wurden und die eine mehrjährige Lebensdauer hatten. Zwei der 19 Individuen wurden wiedergefangen und mit einem weiteren Sender versehen (06940+13283, 06970+28000). Die Ortungen dieser und der Sender mit Batteriebetrieb waren zu ungenau, um sie für die Auswertung der Abstände zum Horst zu berücksichtigen. Sie wurden hier lediglich dazu herangezogen, den Ankunfts- und Abzugstermin im Brutgebiet zu bestimmen.

Von 2004 bis 2012 konnten 21 Sender mit viel genauerer GPS-Ortung eingesetzt werden. Die Datenübertragung erfolgte über das Argos-System. Diese Sender waren so programmiert, dass sie zu jeder vollen Stunde eine GPS-Ortung neben weiteren Daten lieferten, sofern die Akkus ausreichend geladen waren und auch sonst kein Hinderungsgrund bestand, wie z. B. Aufenthalt im dichten Laubwald.

Einen weiteren „Quantensprung“ der Technik stellt die GSM-Telemetrie ab 2012 dar, mit einer Datenübertragung über das Mobiltelefonnetz (MEYBURG et al. 2013). Diese Sender sind in der Lage, Ortungen im Minutentakt zu generieren, also wesentlich mehr Daten als die Argos/GPS-PTTs. Es gab bei diesen Sendern bis zu 500 Ortungen pro

Tag und pro Vogel. 2012 und 2013 wurden fünf Männchen und ein Weibchen mit 30g schweren GPS/GSM-Sendern markiert. Beide Sendertypen lieferten Daten in gleicher Qualität. Bei der GPS-Telemetrie von insgesamt 26 Altvögeln (21 Männchen und 5 Weibchen), die zwischen 2004 und 2013 vom Verfasser in Deutschland gefangen und besendert werden konnten, wurden bis zum Herbst 2016 im Rahmen eines BfN-Projektes ausgewertet. Da am Ende der Brutsaison 2016 noch eine Reihe von Vögeln lebte und auch jetzt noch lebt, soll eine weitere Auswertung erst später nach dem Ende des Eingangs der letzten Ortungen erfolgen.

Die Sender von zwei markierten Tieren übertragen derzeit (Dezember 2020) noch immer Daten, der PTT eines im Sommer 2008 markierten Männchens und der eines 2012 besenderten Weibchens. Beide Altvögel haben in vielen Jahren erfolgreich gebrütet. Der 2008 besenderte Vogel scheint weltweit der bisher am längsten mit ein und demselben Sender telemetrierte Vogel zu sein, der nicht wiedergefangen und mit einem weiteren Sender versehen wurde.

Vollständig ausgewertet wurden die Daten der mit GSM-GPS-Sendern markierten fünf Altadler, von denen wahrscheinlich keiner mehr lebt. Der erste, 2012 eingesetzte GSM-Sender fiel nach einigen Jahren aus, das Männchen kehrte danach jedoch zu seinem Brutplatz zurück, wo es noch mehrere Jahre lang erfolgreich brütete. Das einzige Weibchen der Gruppe kollidierte in Polen auf dem Frühjahrszug vier Jahre nach der Besendung mit einem Kleinflugzeug, was minutiös ausgewertet werden konnte (MEYBURG et al. 2018). Zwei der Männchen wurden in der Türkei abgeschossen.

Während ihrer Aufenthalte im Brutgebiet lieferten die fünf GSM-Sender bis Ende September 2016 insgesamt 78.924 Ortungen. Die Anzahl der Ortungen pro Tag schwankte bei den fünf Adlern aus verschiedenen Gründen zwischen 0 und 492.

Von den 1.430 Tagen (summiert über alle 5 Schreiadler), an denen die Vögel insgesamt im Brutgebiet waren, gab es an 1.068 Tagen GPS-Ortungen. An manchen Tagen, z. B. mit viel Regen und starker Inaktivität, kann es bei diesen Sendern keine Ortungen geben. Von den 1.430 Tagen entfielen 214 Tage auf die drei erfolgreichen Brutsaisons des einzigen Weibchens.

Durch Bebrüten des Geleges, Hudern in der ersten Nestlingsphase und weitgehendes Bewachen des Jungen bis zum Ausfliegen – und auch noch danach – war es wenig flugaktiv. Daraus erklären sich die vergleichsweise wenigen Ortungen. Lediglich in den letzten Wochen vor dem Herbstzug wurden bei einzelnen anderen Weibchen große Aktivitätsradien, die bis zu 70 km betrugen, festgestellt (MEYBURG et al. 2007 und unpubl.). Für die hiesige Fragestellung sind daher die Weibchen mit Bruterfolg infolge ihrer viel geringeren Flugaktivität weniger wichtig.

## 2.1 Ankunft und Abzug im Brutgebiet

Zunächst wurde die Aufenthaltsdauer der adulten Schreiadler zur Brutzeit in Deutschland mittels der Telemetriedaten von 52 adulten Individuen bestimmt, die seit 1994 markiert werden konnten. Dies ist für die Festlegung der Abschaltdauer der WEA wichtig. Die genaue Ankunftszeit und insbesondere der Abzug sind im Feld schwierig und nicht mit Sicherheit festzustellen, da besonders in den letzten Tagen sowohl Alt- wie auch Jungvögel oft kaum zu beobachten sind. Sie entfernen sich nicht selten recht weit vom Brutplatz. Die Weibchen übernachteten manchmal auch viele Kilometer vom Horst entfernt und überlassen die Versorgung des Jungvogels dem Männchen. Noch schwieriger ist es, den Abzug der Paare ohne Nachwuchs festzustellen. Sie sind schon einige Zeit davor oft kaum zu beobachten und von Feldbeobachtern wird vielfach angenommen, dass sie schon abgezogen seien. In der Regel ziehen diese erfolglosen Paare aber nicht früher ab als Paare mit Bruterfolg. Auch bestehen große individuelle Unterschiede. Einzelne Vögel ziehen meist früh ab, andere überwiegend spät. Dasselbe gilt auch für die Frühjahrsankunft. Aber auch bei ein und demselben Individuum kann es große Schwankungen von Jahr zu Jahr geben.

## 2.2 Feststellung der Aktivitätsradien durch GPS-Telemetrie

Im sogenannten „Helgoländer Papier“ (LAG VSW 2014) wird davon ausgegangen, dass das Risiko einer Kollision mit zunehmendem Abstand von WEA zu Schreiadlerbrutplätzen abnimmt. Deshalb wird von den Staatlichen Vogelschutzwarten ein Mindestabstand von 6 km für die Errichtung

von WEA bei dieser WEA-sensiblen Vogelart gefordert. Oft befinden sich jedoch WEA sogar deutlich näher an Brutplätzen, nicht selten weniger als 3 km entfernt.

Die Aktionsräume von Schreiadlern sind in der Regel viel zu groß, um sie durch Sichtbeobachtungen oder auch mittels der „herkömmlichen“ Telemetrie (Bodentelemetrie, VHF-Telemetrie) (MEYBURG et al. 2006, MEYBURG & MEYBURG 2013) hinreichend genau feststellen zu können. Sie dehnen sich nicht selten bis zu deutlich über 10 km vom Horst entfernt aus. Über die gesamte Brutsaison und den gesamten brutzeitlichen Aktionsraum betrachtet, bildet einzig die Satelliten-Telemetrie (ST) bzw. die GPS-Telemetrie mittels Datenübertragung durch Argos-NASA-Satelliten oder durch das Mobilfunknetz die Raumnutzung eines konkreten Individuums relativ vollständig ab. Es wurden für die Auswertung der Aktivitätsradien ausschließlich sich fortpflanzende Altvögel in Deutschland herangezogen. Weitere Angaben zur Satelliten-Telemetrie bei Greifvögeln und speziell beim Schreiadler finden sich bei MEYBURG & FULLER (2007), MEYBURG & MEYBURG (2009, 2013) und MEYBURG et al. (2017).

Kurz nach der Jahrtausendwende wurden erstmals GPS-Sender (PTTs) verfügbar, die klein und leicht genug waren, um damit größere Vogelarten markieren zu können. Damit wurde eine recht genaue Analyse der Größe der Aufenthaltsräume im Brut- und Überwinterungsgebiet sowie in Rastgebieten möglich. Raum- und Habitatnutzung lassen sich ebenfalls ermitteln. Die GPS-Daten zu Flughöhe, -geschwindigkeit und -richtung erlauben Rückschlüsse auf das Verhalten der Tiere. Davor war es methodisch sehr schwierig bis unmöglich, Flughöhen und -geschwindigkeiten einzelner Individuen genau zu messen, insbesondere über längere Zeiträume.

Mittels der GSM-Sender konnten während des Aufenthalts am Brutplatz bis zum Herbst 2016 116.715 GPS-Ortungen gewonnen und ausgewertet werden. Die Berechnung der Aktivitätsradien usw. erfolgte über die gesamte Dauer der Telemetrieperioden im Brutgebiet, unabhängig von der Länge der Telemetriezeit (Anzahl der Brutperioden). Es wurde der Prozentsatz sämtlicher GPS-Ortungen hinsichtlich ihrer Entfernung zum Brutplatz (Radien zwischen 1 und 10 km) berech-

net, entweder vom Horst aus oder vom Schlafplatz des betreffenden Vogels bei Nichtbrütern, Brutverlust usw. Die Ortungen im Umkreis von 250 m wurden unberücksichtigt gelassen, da mindestens in diesem Raum keine Flugjagd stattfindet und die naturgemäß vielen Ortungen am Schlafplatz das Ergebnis verfälschen würden.

### 2.3 Ermittlung der Flughöhen

Für die Ermittlung der Flughöhen wurden nur die Senderdaten der fünf Individuen mit den modernsten Sendern mit Datenübertragung über das Mobilfunknetz (sog. GSM-GPS-Sender) herangezogen. Nur sie generierten teilweise Ortungen in genügend engem zeitlichen Abstand, bei dem die Höhen einigermaßen genau sind. Um Informationen über den Messfehler der GPS-Höhendaten zu erhalten, fand ein Test von 2 der 5 Sender an einer definierten Stelle mit bekannter Höhe statt. Nachdem extreme Ausreißer, die eindeutig erkennbar waren, eliminiert worden waren, ergab sich aus den restlichen 2.855 Testortungen, dass Mittelwert und Median nicht mehr als 1 m von der tatsächlichen Höhe abwichen.

Da die GPS-Sender nur Höhen über dem Meeresspiegel liefern, ist für die Ermittlung der Flughöhe über dem Boden die Kenntnis der

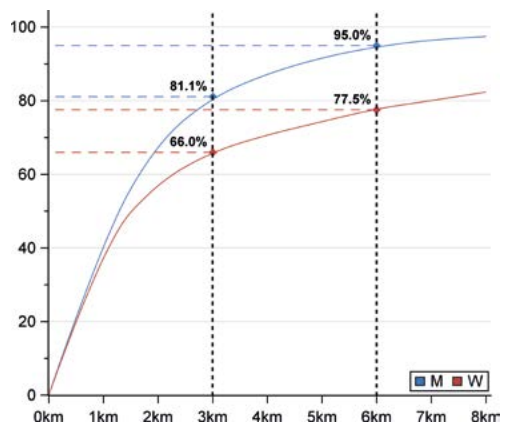
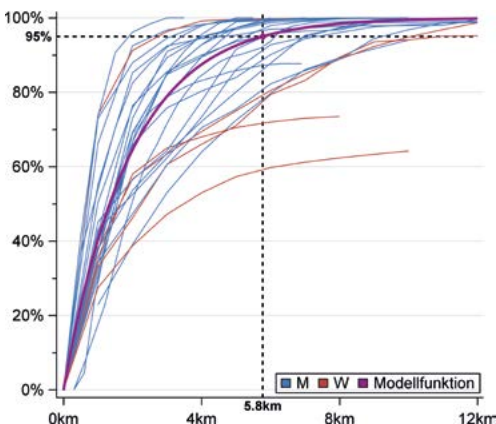
Geländehöhe an der jeweiligen Ortungsposition notwendig. Diese wurde für jeden Ortungspunkt mit Hilfe des Google-Maps-Elevation-Service ermittelt. Ausgewertet wurden alle Ortungen, bei denen ein Vogel flog.

### 2.4 Ermittlung der tageszeitlichen Aktivitätsmuster

Für die Ermittlung der tageszeitlichen Aktivität wurden nur die Telemetriedaten der fünf besenderten Altvögel mit GSM-Sendern ausgewertet. Diese Sender wurden mittels eines Solarpanels und Akkus betrieben und lieferten, wie auch die 2004–2013 eingesetzten Argos-GPS-Sender, nicht nur genaue GPS-Lokalisationen, sondern auch Daten zu Flughöhe, -richtung und -geschwindigkeit. In vollem Landezustand konnten die GSM-GPS-Sender Ortungen plus zusätzliche Daten im Minutentakt aufnehmen, speichern und entsprechend der Programmierung weiterleiten.

### 2.5 Statistische Analysen

Bei den 26 Altvögeln wurde der Prozentsatz sämtlicher GPS-Ortungen hinsichtlich ihrer Entfernung zum Brutplatz (Radien zwischen 1 und 10 km) berechnet. Zur Charakterisierung der Aktivitätsradien wurden die kumulativen



■ **Abbildung 1:**

Kumulative Verteilungskurven der Entfernungen vom Horst (y-Achse: Anteile in %, x-Achse: Abstand vom Horst in km). Links (Abb. 1a): Individuelle Ergebnisse für 26 adulte Schreiadler (männlich: blau, weiblich: rot) sowie Ergebnis der Modellierung (violett) mit Angabe der zur 95%-Perzentile gehörenden Entfernung. Modellfunktion: Anteil [%] =  $100 \% \cdot (1 - \exp\{-0.5192 \cdot (\text{Distanz} - 0.003055)\})$ . Rechts (Abb. 1b): Gemittelte kumulative Anteile der Abstände aller Ortungen je Geschlecht. – *Cumulative distribution curves of distances between GPS locations of Lesser Spotted Eagles and their nests (y-axis: proportions in %, x-axis: distance from the nest in km). Left (Fig. 1a): Distance distribution curves for 26 adult Lesser Spotted Eagles (male: blue, female: red). The purple line is the modelled result using all data, and predicts that 95% of locations will occur within 5.8 km of the nest. Model function: proportion [%] =  $100 \% \cdot (1 - \exp\{-0.5192 \cdot (\text{distance} - 0.003055)\})$ . Right (Fig. 1b): Averaged cumulative proportions of locations plotted against distance to the nest for males (blue) and females (red).*

Verteilungen der Entfernungen vom Horst ausgewertet (vgl. Abb. 1). Diese lassen sich in einem ersten Ansatz gut durch eine Exponentialfunktion beschreiben. In einem nichtlinearen Modell, in das der Faktor Vogel als zufälliger Faktor einging, wurden die Parameter einer exponentiellen Fitfunktion ermittelt. Eine weitergehende Vertiefung der Beschreibung, z. B. einer Geschlechtsabhängigkeit, ist nicht Gegenstand dieser Untersuchung.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Aufenthaltsdauer im Brutgebiet

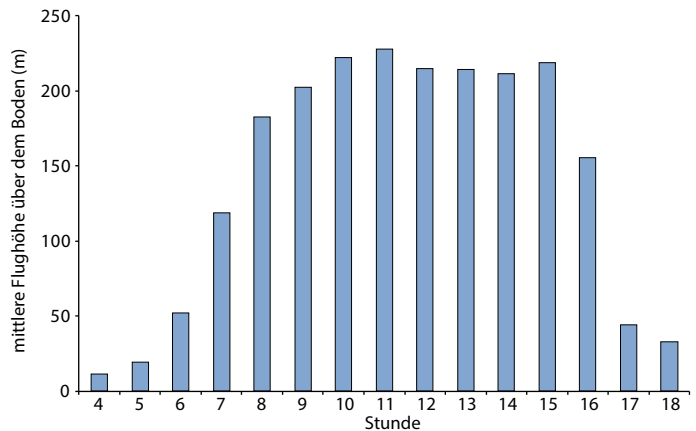
Die Mehrzahl der Adler kehrt ca. Mitte April ins Brutgebiet zurück und verlässt es wieder etwa Mitte September. Der durchschnittliche Aufenthalt im Brutgebiet beträgt ca. 160 Tage. Einzelne Adler erreichten den Brutplatz bereits Ende März/Anfang April, andere verließen ihn erst Anfang

Oktober. Mit Orientierung an der Anwesenheit der Adler im Brutgebiet erscheint es daher notwendig, Abschaltzeiten für WEA auf den Zeitraum vom 1. April bis zum 30. September eines jeden Jahres zu fokussieren.

Es muss in diesem Zusammenhang auf ein Phänomen hingewiesen werden: Oft gibt es im April und Mai noch Partnerwechsel, sowohl bei verpaarten Männchen als auch bei den Weibchen. Alteingesessene Männchen können erst spät zurückkommen, wenn die Weibchen schon mit einem neuen Partner brüten. In aller Regel erfolgt dann der Wechsel unauffällig und würde ohne Markierung (Sender, Kennringe) und automatische Wildkameras unbemerkt bleiben. Manchmal können sich die alteingesessenen Vögel aber auch nicht mehr gegen den neuen Revierinhaber durchsetzen, z. B. das Männchen 00222 in den Jahren 2014 und 2015 (siehe dazu auch die Flughöhen Abb. 2 und 3).

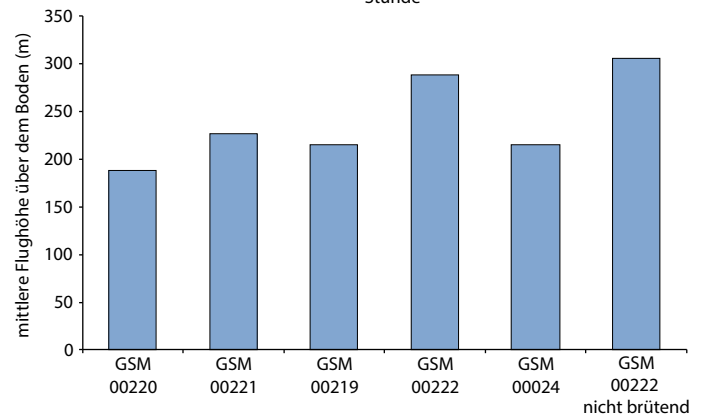
■ **Abbildung 2:**

Mittlere Flughöhe über dem Boden pro Stunde (6–20 Uhr MESZ) von Schreiadler-Männchen mit GSM-Sendern im Brutgebiet. – *Mean flight altitude above ground per hour of the day (6–20 h CEST) by male Lesser Spotted Eagles fitted with GSM transmitters in their breeding home ranges*



■ **Abbildung 3:**

Die mittlere Flughöhe der fünf Individuen mit GSM-GPS-Sendern im Durchschnitt aller Jahre, für Adler-Männchen 00222 getrennt berechnet für das Jahr 2013 mit Bruterfolg und für 2014 und 2015 ohne Beteiligung an einer Brut und ohne feste Revierbindung. – *Average flight altitude above ground across all years of five individuals fitted with GSM-GPS tags. Separate columns are shown for male eagle 00222 in 2013 when it successfully bred, and 2014 and 2015 when it did not breed and did not hold a territory.*



Nur ein Fall sei erwähnt: Ein fünfjähriges Weibchen (ID 41861), das im Jahr 2004 im Alter von vier Jahren erfolgreich gebrütet hatte, kehrte Anfang April 2005 zurück, blieb aber an seinem vorjährigen Brutplatz ohne Partner. Nach einigen Tagen verließ es seinen Brutwald von 2004 und verpaarte es sich mit einem Männchen an einem 35 km entfernten Horst, wurde dort aber nach einigen Tagen von einem Weibchen, wahrscheinlich dem alteingesessenen Vogel, vertrieben. Dasselbe wiederholte sich im darauffolgenden Jahr. Es verbrachte jeweils die restliche Zeit bis zum Herbstzug recht weit entfernt sowohl von seinem alten Brutplatz wie auch dem danach aufgesuchten Horst. Erst ab dem 7. Lebensjahr (2007) konnte es sich im alten Brutwald wieder fortpflanzen, was dann bis 2015 per Telemetrie, automatischen Wildkameras und Direktbeobachtungen verfolgt werden konnte.

### 3.2 Täglicher Aktivitätsbeginn im Brutgebiet

Der tägliche Aktivitätsbeginn vieler tagaktiver Arten ist abhängig vom Sonnenaufgang, der z. B. bei den beiden Milan-Arten auffällig genau mit dem Sonnenaufgang korreliert. Beim Schreiadler ist der Beginn der Jagdaktivität praktisch kaum genau zu ermitteln, weil diese sicherlich in vielen Fällen mit der Ansitzjagd beginnt. Die Schreiadlermännchen übernachten in der Regel am oder nahe am Waldrand auf einem Schlafbaum, der aber auch als Ansitzwarte dienen kann. Inaktivität und Nahrungssuche gehen für den Menschen kaum erkennbar nahtlos ineinander über. Ob der Vogel ruht oder die Flächen unter sich beobachtet und nach Nahrung absucht, ist kaum feststellbar, zumal Schreiadler nicht nur von Bäumen am Waldrand aus Ansitzjagd betreiben, sondern auch im Waldinneren. Auch die Nahrungssuche zu Fuß kann im Wald und im Freiland erfolgen. Ansitzjagd und Jagd zu Fuß sind im Wald praktisch nicht zu beobachten, auch nicht mittels Bodentelemetrie.

Leider zeigte sich bei der Datenanalyse, dass die GSM-Sender der Schreiadler in den Morgenstunden aufgrund der geringen Batteriespannung nur sehr wenige Ortungen und in größerem zeitlichen Abstand lieferten, sodass keine brauchbare Auswertung möglich war.

Um wenigstens eine grobe Zeitspanne zu ermitteln, wurden die 40 Tage untersucht, an denen der

zeitliche Abstand von allen Ortungen zwischen Sonnenaufgang, letzter Ortung am Schlafplatz und erster Ortung der Aktivitätsphase nicht größer als eine Stunde war. Das Ergebnis für die Schreiadler-Männchen aus 38 Tagen zeigt aber nur den spätestmöglichen Flugaktivitätsbeginn. Zwischen den weit auseinanderliegenden vorherigen Ortungen können die Adler sich durchaus bereits auf die Jagd, wahrscheinlich nur Ansitz- und Fußjagd in geringer Entfernung vom Brutplatz, begeben haben und inzwischen bzw. zwischendurch in die Nähe des Schlafplatzes (der sich meistens auch im Horstwald befindet) zurückgekehrt oder mit Beute zum Horst geflogen sein.

Dazu gibt es ältere, direkte Beobachtungen des Verfassers an Horsten aus Verstecken heraus in der Slowakei (1968 bis 1971). Danach waren die Männchen hauptsächlich ab 7.00 Uhr morgens aktiv (Zeit des Eintragens der ersten Beute). Vor 6.30 Uhr wurde keine Nahrung zu den Horsten gebracht (MEYBURG 1970, 1974). Es ist davon auszugehen, dass schon einige Zeit vor dem Eintragen der ersten Beutetiere die Ansitz- und Fußjagd begann, die jedoch für die hiesige Fragestellung infolge der geringen Flugaktivität vernachlässigt werden kann. Dies muss auch angenommen werden, da unbekannt ist, ob die ersten in den Morgenstunden erlegten Beutetiere tatsächlich zum Horst gebracht oder vor Ort verspeist werden.

### 3.3 Tägliches Aktivitätsende der Schreiadler im Brutgebiet

Für die Abendstunden lagen etwas mehr Daten vor, da die Senderakkus am Ende des Tages einen besseren Ladezustand hatten als nach der Nacht. Für die Schreiadler-Männchen konnten 150 Tage ermittelt werden, an denen der Abstand der Ortungen im Bereich der letzten Ortung der Flugaktivitätsphase, der ersten Ortung am Schlafplatz abends und dem Sonnenuntergang nicht größer als 30 Minuten war. An den meisten Tagen lag das so ermittelte Aktivitätsende zwischen 90 Minuten vor und 30 Minuten nach dem Sonnenuntergang. Auch hier ist zu beachten, dass auch ein 30-minütiger Ortungsabstand nicht ausreichend ist, um das tatsächliche Aktivitätsende festzustellen, da innerhalb einer halben Stunde noch beträchtliche Flugbewegungen stattfinden können. Die Kurve kann deshalb nur als frühestmögliches Aktivi-

tätsende interpretiert werden. An den Horsten in der Slowakei wurde der späteste Beuteeintrag etwa eine Stunde vor Sonnenuntergang beobachtet (MEYBURG 1974), der dort ca. eine Stunde früher erfolgt als in NO-Deutschland.

### 3.4 Aktivitätsradien

Mit der Entfernung zwischen Nest und WEA nimmt das Risiko einer Kollision ab. Deshalb wurden von den deutschen Vogelschutzwarten Abstandskriterien im „Helgoländer Papier“ für diverse Arten erarbeitet und überarbeitet (LAG VSW 2007, 2014). Es wird darin empfohlen, innerhalb welcher Radien um die Horste kollisionsgefährdeter Großvogelarten keine WEA errichtet werden sollen. Diesen Empfehlungen lagen beim Schreiadler jedoch teilweise nur Ergebnisse „herkömmlicher“ Telemetriestudien mittels Bodentelemetrie (VHF-Telemetrie) zugrunde, bei denen aus methodischen Gründen die größeren vom Horst zurückgelegten Distanzen nicht ermittelt werden konnten, ebenso wie bei reinen Sichtbeobachtungen (LANGGEMACH & DÜRR 2020). Lediglich in einer Publikation wurden bereits Angaben über die Home-Ranges einiger weniger Schreiadler in Deutschland gemacht (MEYBURG et al. 2007), die mittels GPS-Satelliten-Telemetrie ermittelt werden konnten.

Abbildung 1a zeigt die kumulativen Verteilungsfunktionen für die Tiere sowie das Ergebnis des Modells, die Funktion selbst ist der Abbildungsunterschrift zu entnehmen. 95 % aller Entfernungen lagen in einem Bereich von 5,8 km. Abbildung 1b zeigt die gemittelten Verläufe für männliche und weibliche Tiere, mit den kumulativen Anteilen für die 3-km- und 6-km-Bereiche. Sie wurden unabhängig von der Länge des Telemetriezeitraums (Zahl der Telemetrie-Jahre) und unabhängig vom Bruterfolg in den einzelnen Jahren betrachtet. Dabei ergaben sich individuell sehr unterschiedliche Abstände. Kumuliert ist aber erkennbar, dass sich im Durchschnitt die Weibchen weiter von den Horsten entfernten als die Männchen. Dies war bei den weiblichen Altvögeln jedoch nur bei Bruterfolg und dann nur innerhalb eines kurzen Zeitraums etwa vom Ausfliegen des Jungvogels bis zum Beginn des Abzugs im Herbst der Fall. 95 % der Ortungen der Männchen und 78 % der Ortungen der Weibchen

entfielen auf den Bereich im 6-km-Umkreis um die Horste. 81 % der Ortungen der Männchen lagen bis zu 3 km und 14 % zwischen 3 und 6 km Entfernung von den Brutstätten entfernt, weitere einzelne Ortungen darüber hinaus. Es handelte sich dabei um alle GPS-Ortungen, sowohl von fliegenden wie sitzenden Adlern. Vögel, die bei der Boden- oder Ansitzjagd geortet wurden, sind irgendwann an die Position der Ortung fliegend gekommen und waren dabei u. U. gefährdet. Dasselbe gilt für den Rückflug in den Horstbereich mit oder ohne Beute.

24 % der Ortungen der vier Männchen mit GSM-Sendern erfolgten hingegen in über 6 km Entfernung vom Nistplatz. Einzelne Männchen (z. B. mit ID 00219) entfernten sich bis zu 15,5 km vom Horst. Da diese Lokalisationen mittels der neueren GSM-Sender mit sehr vielen Daten pro Zeiteinheit – bis zu 500 pro Tag – gewonnen wurden, liegt nahe, dass bei mindestens einem Teil der 19 Tiere mit Argos-GPS-Sendern mit nur einer Ortung pro Stunde weite Ausflüge oft nicht erfasst wurden.

Im Gegensatz zu den Männchen entfernten sich die Weibchen mit beiden Sendertypen prozentual (14 %) oft noch deutlich weiter als 6 km vom Horst. Nur 66 % der Ortungen aller weiblichen Tiere lagen innerhalb eines Radius von 3 km um die Horste.

Aus den Telemetriedaten ergibt sich, dass mindestens im Umkreis von 6 km um den Brutplatz ein erhöhtes Kollisionsrisiko mit Windenergieanlagen (WEA) besteht, da auf diesen Bereich die größten Überschneidungen mit der Raumnutzung entfielen. Es wird daher empfohlen, in diesem Umkreis um Schreiadlerbrutvorkommen keine WEA zu errichten, mindestens aber Abschaltzeiten, wie hier vorgeschlagen, einzuhalten. Eine Beurteilung der von WEA ausgehenden Störwirkung durch steigende Nutzungsfrequenz der Zufahrts- und Erschließungswege, kann an dieser Stelle nicht vorgenommen werden.

Die oft weiten Entfernungen, die die Männchen zur Nahrungssuche nicht selten vom Brutplatz zurücklegen, erklären vielleicht, weshalb sich die Population trotz aller widrigen Entwicklungen (Habitatverschlechterung, Nahrungsmangel) noch einigermaßen hält. Diese weiten Nahrungssuchflüge ermöglichen die Nutzung von

Nahrungsquellen, auch sporadischer, in großer Entfernung. Dies ist vielleicht der Unterschied zum Mäusebussard mit einem ähnlichen Nahrungsspektrum und einem ähnlichen Nahrungssuchverhalten mit wesentlich kleinerem Home-Range (VÄLI 2017, WALLS & KENWARD 2020), der ebenfalls sehr häufig mit WEA kollidiert und entsprechend abnimmt.

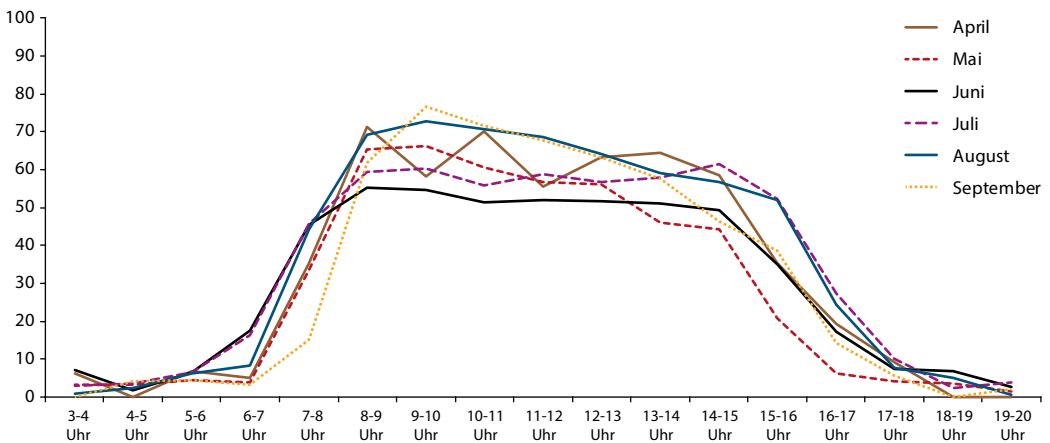
### 3.5 Tageszeitliches Aktivitätsmuster (Prozentuale Tagesflugaktivität)

Für die Ermittlung der prozentualen Flugaktivität wurde für jede Stunde, in der GPS-Ortungen der GSM-Sender vorlagen, analysiert, wie viel Prozent dieser Ortungen der Vogel fliegend verbrachte. Die Feststellung, ob der Vogel flog oder nicht, erfolgte anhand der vom Sender ermittelten Geschwindigkeit und der Flughöhe über dem Boden, die sich aus der Differenz der GPS-Höhe und der für jede Ortung ermittelten Geländehöhe ergibt. Falls die Flughöhe über 150 m lag oder die gemessene Geschwindigkeit mehr als 1 m/s betrug, wurde davon ausgegangen, dass der Adler flog. Wenn die Geschwindigkeit 0 war und die Höhe über dem Boden weniger als 50 m betrug, wurde davon ausgegangen, dass der Adler nicht flog.

Auf diese Weise ließ sich für etwa 97,4 % aller Ortungen feststellen, ob der Vogel flog oder nicht.

Nur die Daten fliegender Adler wurden in der Auswertung berücksichtigt. In Abbildung 4 ist das Ergebnis für Schreiadler-Männchen differenziert nach Monaten dargestellt. Deutlich erkennbar ist, dass ab 9 bis 10 Uhr MESZ (7 und 8 Uhr UTC) die Flugaktivität 40 % überschritt. Zwischen 16:45 und 19 Uhr MESZ (14:45-17 Uhr UTC) unterschritt sie wieder 40 %. Sie war im Juni am geringsten und fiel im Mai am frühesten ab. Dies könnte im Mai damit zusammenhängen, dass der Nahrungsbedarf der Familie durch das Bebrüten des Geleges am geringsten ist und im Juni infolge der Mahd mehr Ansitz- und Fußjagd betrieben wird. Ein deutliches Absinken der Flugaktivität zur Mittagszeit („Mittagsloch“), wie dies für diese und andere Arten oft vermutet wird, konnte nicht bestätigt werden.

Eine weitere Unterteilung der Aktivitätsdaten nach erfolgreich und nicht erfolgreich brütenden Männchen, einem Nichtbrüter in zwei Jahren, dem erfolgreich brütenden Weibchen und allen Individuen wird hier nicht vorgenommen. Eine solche Auswertung ist hinsichtlich der Windkraftproblematik nicht so relevant, da die Errichtung von WEA so geplant werden sollte, dass das Kollisionsrisiko über viele Jahre gering sein sollte, unabhängig davon, ob Paare in einzelnen Jahren Bruterfolg haben oder nicht.



■ Abbildung 4:

Prozentualer Anteil der Ortungen fliegender Schreiadler-Männchen differenziert nach Monaten während ihres Aufenthalts im Brutgebiet. Die angegebenen Zeiten beziehen sich auf die Koordinierte Weltzeit (UTC) und können durch Addition von 2 Stunden in die Mitteleuropäische Sommerzeit (MESZ) umgerechnet werden. – *Percentage of all locations of tracked male Lesser Spotted Eagles spent in flight during their stay in the breeding area, seperated by month. Times are in Universal Coordinated Time (UTC; UTC + 2 = Central European Summer time (CEST)).*

Schreiadler-Männchen halten sich vom Vormittag bis zum Nachmittag im Mittel zwischen 50 % und 75 % der Zeit in der Luft auf. Bei der Betrachtung der Einzeltiere fallen individuelle Unterschiede auf. Während ein Männchen (ID 0219) in den zeitigen Mittagsstunden eine Flugaktivität von 85–90 % erreichte, flog ein anderes Männchen (ID 0220) z. B. oft weniger, was mit einer höheren Nahrungshabitatqualität in der Umgebung des Brutplatzes des Letzteren zu tun haben könnte. Der Horst des Männchens befand sich direkt am Waldrand. Der Vogel wurde oft bei der Ansitzjagd in geringer Entfernung vom Nest beobachtet und er hatte auch einen kleinen Aktionsraum im Vergleich zu 0219.

### 3.6 Flughöhen über dem Boden

Die Analyse der Flughöhe zu bestimmten Zeiten zeigt, dass die mittlere Höhe über dem Boden fliegender Schreiadler-Männchen in den Monaten, in denen sie sich im Brutgebiet aufhalten und Bruterfolg haben, bei  $200 \text{ m} \pm 23 \text{ m}$  liegt. Zwischen den vier Männchen und dem Weibchen war kein deutlicher Unterschied bei der Nutzung verschiedener Höhenbereiche erkennbar. Im Juni liegt die mittlere Flughöhe am niedrigsten, ebenso wie die prozentuale Flugaktivität (Abb. 4). Möglicherweise ist das ein Hinweis darauf, dass Schreiadler in diesem Monat etwas häufiger zu Fuß jagen als in den anderen Monaten.

Betrachtet man die mittlere Flughöhe verteilt über die Stunden eines Tages (Abb. 2), so lässt sich erkennen, dass Schreiadler auf Thermik angewiesen sind. Die höchsten mittleren Flughöhen werden in den frühen Mittagsstunden erreicht und sinken erst wieder, wenn auch die Thermik am späten Nachmittag nachlässt.

### 3.7 Prozentuale Flugaktivität und Flughöhe im Vergleich mit Wetterdaten

Da keine zeitlich hoch aufgelösten lokalen Wettermesswerte aus dem Bereich der Schreiadler-Brutplätze zur Verfügung standen, wurden die Wetterdaten für Sonnenscheindauer, Niederschlag und Windgeschwindigkeit über die Online-Plattform Movebank ([www.movebank.org](http://www.movebank.org)) abgefragt. Sie basieren auf Wettermodellen des European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) und stehen in einem räumli-

chen Raster von  $0,75^\circ$  (das entspricht im Bereich der Schreiadler-Brutplätze etwa einem Rechteck von 50 km geografische Länge und 83 km geografische Breite) und einem zeitlichen Raster von 3 Stunden zur Verfügung.

Zwischenwerte wurden nach der Methode der Inversen Distanzwichtung interpoliert. Die Sonnenscheindauer gibt die akkumulierte Zeit an, in der die Strahlung größer als  $120 \text{ W/m}^2$  ist. Für die Niederschlagswerte wird folgendes angegeben: Akkumulierte konvektive und großräumige Niederschläge, einschließlich Regen und Schnee, die auf die Erdoberfläche fallen. Nicht eingeschlossen sind Nebel, Tau oder Niederschlag, der in der Atmosphäre verdunstet, bevor er auf der Erdoberfläche landet. Die Werte geben die Tiefe an, die das Wasser hätte, wenn es gleichmäßig über die Modellgitterzelle verteilt wäre. Beim Vergleich von Modellparametern mit Beobachtungen ist Vorsicht geboten, da die Beobachtungen oft lokal auf einen bestimmten Punkt in Raum und Zeit bezogen sind und nicht die Mittelwerte über eine Modellgitterzelle und einen Zeitschritt darstellen.

Die Werte der Windgeschwindigkeit geben diese für eine Höhe von 10 m über dem Boden an. Auch hier wird darauf hingewiesen, dass beim Vergleich dieses Parameters mit Beobachtungen Vorsicht geboten ist, da die Windbeobachtungen auf kleinen Raum- und Zeitskalen variieren und durch das lokale Gelände, die Vegetation und Gebäude beeinflusst werden, die im integrierten Vorhersagesystem des ECMWF nur im Durchschnitt vertreten sind.

Diese recht großräumigen Wetterdaten lassen also nur eine recht eingeschränkte Analyse zu. Der Vergleich der Wetterdaten erfolgte im zeitlichen Raster von 3 Stunden mit der mittleren Flughöhe und der prozentualen Flugaktivität in dieser Zeitspanne. Dabei wurden nur solche 3-Stunden-Zeiträume ausgewertet, in denen mindestens neun Ortungen für den jeweiligen Adler existierten. Die detaillierte Auswertung der Wetterdaten ist differenziert nach täglichen Zeitabschnitten in einer Arbeitsdatei vorgenommen worden.

Erkennbare Zusammenhänge ließen sich bei der Gegenüberstellung der Wetter- und Flugdaten zwischen Niederschlag, prozentualer Flugaktivität und Windgeschwindigkeit sowie prozentualer Flugaktivität und Sonnenscheindauer nur bedingt



■ **Abbildung 5:**

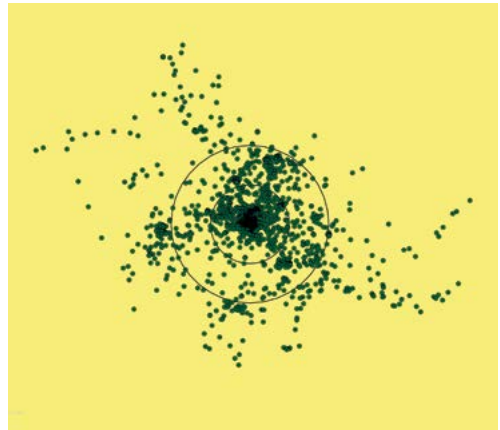
2013 wurde der Windpark Storkow, der sich in 7 km Entfernung vom Horstbereich befand, vom Männchen mit Sender Nr. 74996 mindestens am 25. und 29. August besucht. Am 25.08.2013 um 14 Uhr (GMT) konnte eine Fast-Kollision des Männchens mit einer der WEA dokumentiert werden. Der Adler wurde nur wenige Meter von einer Windkraftanlage entfernt fliegend geortet (roter Punkt). Flughöhe 160 m ü NN (107 m über Grund), -geschwindigkeit 27 km/h. – *In 2013, the Storkow Wind Farm, located 7 km from the nest, was visited by the male with transmitter no. 74996 on 25 and 29 August, at least. On 25.8.2013 at 14:00 (GMT) a near-collision with one of the turbines was documented. The eagle was flying only a few metres away from a turbine (red dot). Flight altitude was 160 m above sea level (107 m above ground), speed was 27 km/h.*

erkennen. Längere Sonnenscheindauer wirkt sich positiv auf erhöhte Flugaktivität aus, stärkerer Niederschlag und höhere Windgeschwindigkeit vermindern rasch die Flugaktivität.

Bei Windgeschwindigkeiten von 16 m/s („Steifer Wind“) oder mehr sowie bei einem Niederschlag ab 2 mm/h erscheint derzeit eine Abschaltung von WEA nicht erforderlich, sofern sich diese Parameter konkret vor Ort feststellen lassen, automatisch in die Systeme eingespeist werden und ggf. zu einer Abschaltung führen.

### 3.8 Werden Windparks von Schreiadlern gemieden?

In einem älteren artenschutzrechtlichen Fachbeitrag zur Windkraftplanung „Beseritz“ (Mecklenburg-Vorpommern) wird davon ausgegangen, dass Schreiadler Windparks meiden, da von diesen eine Scheuchwirkung für Schreiadler ausginge. Dementsprechend wird dort nur der Verlust von möglichen Nahrungsflächen durch den Zubau von vier zusätzlichen Windturbinen in diesem Windpark diskutiert, ein Kollisionsrisiko jedoch völlig vernachlässigt.



■ **Abbildung 6:**

Der Aktionsraum des Schreiadler-Männchens mit GSM-GPS-Sender 0024 in Mecklenburg-Vorpommern während der erfolgreichen Fortpflanzungsperiode 2013. Die Kreise geben die Radien in 3 und 6 km Entfernung vom Horst an. Die Ortungen (grüne Punkte) befinden bis zu maximal 15,5 km vom Brutplatz. – *The GPS fixes of a male Lesser Spotted Eagle fitted with GSM-GPS transmitter 0024 in Mecklenburg-Vorpommern during the successful breeding season of 2013. The circles indicate the radius in 3 and 6 km from the eyrie. The locations (green dots) were up to a maximum of 15.5 km from the nest.*

Als einziger Beleg für eine angebliche Meidung von Windparks durch Schreiadler und ein dadurch nicht vorhandenes Kollisionsrisiko wird im artenschutzrechtlichen Fachbeitrag zum Windpark Beseritz, wie auch in anderen von Windkraft-Investoren vorgelegten Gutachten in anderen Zusammenhängen, ein offensichtlich fehlerinterpretierter Satz aus einer älteren Publikation (MEYBURG et al. 2006) zitiert. Dort heißt es zu den Ortungen eines Schreiadlers in Brandenburg, in dessen näherer Umgebung sich ein Windpark befand: „Ein etwa 2 km vom Brutwald entfernter Windpark wurde während der Untersuchungsperiode nicht angefliegen“. Daraus wird von der Windindustrie geschlossen und auch in Gerichtsverfahren vorgetragen, dass Windparks gemieden werden. Dies ist jedoch eine offensichtliche Fehlinterpretation, die sowohl den Zusammenhang dieser Beobachtung im Rahmen der genannten Publikation und außerdem neuere Erkenntnisse, insbesondere auch weiterer Telemetriestudien ignoriert.

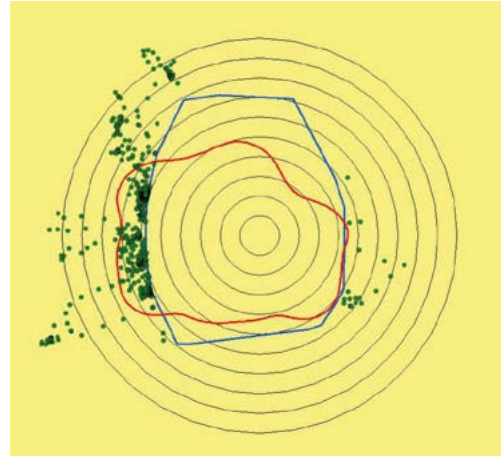
Der betreffende Windpark, auf den sich der Satz bezieht, besteht aus nur drei WEA. Der Sender



■ **Abbildung 7:**  
Die Windparks Bassin-Leyerhof und Grimmen (Mecklenburg-Vorpommern) wurden wiederholt vom Männchen mit GSM-Sender 00222 im Mai 2015 besucht. Die gelben Punkte geben die GPS-Ortungen beim Suchflug in geringer Höhe an. – *The Bassin-Leyerhof and Grimmen Wind Farms (Mecklenburg-Vorpommern) were repeatedly visited by the male Lesser Spotted Eagle with GSM transmitter 00222 in May 2015. The yellow dots indicate the GPS locations during a low altitude foraging flight.*

Nr. 41860 des betreffenden Männchens lieferte, aufgrund der damals üblichen geringen Übertragungsrate (wenige Ortungen pro Tag) und aufgrund eines sehr kurzen Telemetrie-Zeitraums (18.07.–10.08.2004), insgesamt nur eine sehr geringe Anzahl an Ortungen (90), sodass aus diesem Fall keinesfalls auf eine Meidung geschlossen werden kann. An diesem speziellen Brutplatz gab es sogar, wie spätere Beobachtungen zeigten, im Laufe der Jahre wiederholt neue Männchen, wie man aus Fotos von Fotofallen ersehen kann (G. HEISE briefl.). Das 2004 telemetrierte Männchen blieb schon 2005 verschwunden und das ebenfalls besenderte Weibchen war zwei Jahre lang ohne Partner.

Durch GPS-Ortungen konnten zahlreiche Besuche von Schreiadlern in Windparks dokumentiert werden, darunter mindestens zwei, bei denen die Ortungen so nahe an den Rotoren lagen, dass von einer Beinahe-Kollision auszugehen ist (siehe Abb. 5). Telemetrisch wurde konkret eine Fast-Kollision des Männchens 74996 in Brandenburg dokumentiert. Mindestens am 25. und 29. August 2013 wurde der Windpark Storkow (Brandenburg), der sich in ca. 7 km Entfernung vom Horst des telemetrierten Vogels befindet, besucht. Das Adlermännchen wurde



■ **Abbildung 8:**  
Der Aktionsraum des Männchens mit GSM-Sender 00219 hatte eine Größe von 78 km<sup>2</sup> (Kernel 95 %) während der Jungenaufzucht. Die rote Linie umrandet das 95 % Kernelhomerange, die blaue Linie die 95 % MCP-Fläche. Die Kreise befinden sich in jeweils 1 km bis 10 km vom Brutplatz entfernt. Nur Ortungen (grüne Punkte) außerhalb der MCP-Fläche werden gezeigt, um noch die Radien im engeren Bereich des Horstes erkennen zu können. Die Abbildung veranschaulicht die Unterschiede der beiden Home-Range-Berechnungs-Methoden zu der Berechnung der Ortungen innerhalb gewisser Radien. Es ist erkennbar, dass sich der Adler bis zu 12 km vom Brutplatz entfernt hat. – *The home range of male Lesser Spotted Eagle with GSM transmitter number 0024 encompassed 78 km<sup>2</sup> (95 % kernel). The red line outlines the 95 % kernel home range, the blue line the 95 % Minimum Convex Polygon (MCP) area. The concentric circles are centred on the nest site and have a radius of 1-10 kilometres. Only locations (green dots) outside the MCP area are shown in order to still be able to recognise the radii in the narrower area of the nest. The figure illustrates the differences between the two methods of home range estimation, and how they relate to distance from the nest.*

am 25.08.2013 unmittelbar neben einer WEA 107 m über Grund geortet, was einer Fast-Kollision entspricht (Abb. 5).

Nach 6 ½ Jahren Telemetriezeit fiel der Sender 74996 am 02.02.2014 aus. Das Männchen blieb jedoch mit seinem nicht mehr funktionierenden Sender bis Juli 2016 der Horstinhaber. Mitten in der Aufzuchtphase der Brutsaison 2016 verschwand das Männchen schlagartig. Intensive Nachsuchen brachten kein Ergebnis. Ein Unfall im Windpark ließ sich nicht nachweisen. Das Junge überlebte nur dadurch, dass für das Weibchen Nahrung ausgelegt wurde, welche dieses zum



■ **Abbildung 9:**

Das Gebiet des seinerzeit geplanten Windparks Thelkow (rot umrandet) wurde 2013 viel vom Männchen mit GSM-Sender 00219 aufgesucht und überflogen (GPS-Ortungen gelb). – *The footprint of the proposed Thelkow Wind Farm (red) was often visited and overflown by the male with GSM transmitter 00219 in 2013 (GPS fixes yellow points).*

Horst brachte, sodass der Jungadler schließlich ausflog.

Am besten lassen sich Windparkbesuche bei dem Männchen mit GSM-Sender 00222 demonstrieren, welches im ersten Telemetriejahr (2013) erfolgreich brütet, sich in den beiden darauffolgenden Jahren jedoch nicht an seinem Horst gegenüber anderen Männchen durchsetzen

konnte. In diesen beiden Jahren versuchte das Tier vergeblich, andere Horste zu übernehmen und flog dabei weit in Mecklenburg-Vorpommern herum. 2016 wurde der Adler auf dem Frühjahrszug in der Türkei nachweislich abgeschossen.

Beim Aufenthalt von Adler-Männchen 00222 am 21. Mai 2015 im Windpark Reckentin-Pög-



■ **Abbildung 10:**

Schreiadler mit 22 g Solar Argos/GPS PTT. Es wird eine Ortung zu jeder vollen Stunde geliefert, solange der Akku ausreichend aufgeladen ist. – *Lesser Spotted Eagle with 22 g solar Argos/GPS PTT. When the battery was fully charged, a GPS location was transmitted hourly.*

Foto: B.-U. Meyburg

litz nutzte der Vogel in unmittelbarer Nähe einer WEA ein kleines Feuchtgebiet zur Nahrungssuche (Fuß- und Ansitzjagd). In diesem Windpark gab es bereits 2013 einen zufälligen Totfund eines Schreiadlers durch H. MATTHES. Die Windparks Bassin-Leyerhof und Grimmen besuchte dasselbe Männchen 2015 an sechs Tagen (1. und 21. Mai sowie 9., 10., 13. und 29. August [Suchflug in geringer Höhe]) (Abb. 7).

#### 4 Schlussfolgerungen und Diskussion

Sehr häufig stellt sich in der Praxis die schwierige Frage, wie die Tötung von Vögeln während des Betriebs von WEA vermieden werden kann. Dabei wird vom Gesetzgeber kein Nullrisiko gefordert. In § 44 Abs. 5 Satz 2 Nr. 1 BNatSchG wird erläutert, dass ein Verstoß gegen „das Tötungs- und Verletzungsverbot nach Absatz 1 Nummer 1 nicht vorliegt, wenn die Beeinträchtigung durch den Eingriff oder das Vorhaben das Tötungs- und Verletzungsrisiko für Exemplare der betroffenen Arten nicht signifikant erhöht und diese Beeinträchtigung bei Anwendung der gebotenen, fachlich anerkannten Schutzmaßnahmen nicht vermieden werden kann“. Die wirksamste Maßnahme ist das Einhalten von möglichst großen Abständen zu Vogelvorkommen. Der Standortwahl kommt damit die größte Bedeutung zu. Die größten negativen Auswirkungen von WEA können nur durch das Einhalten der empfohlenen Mindestabstände reduziert werden.

Grundsätzlich besteht auch die Möglichkeit, WEA in kritischen Zeiten abzustellen (pauschale Abschaltung). Pauschale Abschaltzeiten tagsüber während der gesamten Brutzeit sind hinsichtlich einer wirtschaftlichen Nutzung der Windenergie problematisch. Zur Minderung des Kollisionsrisikos für Thermiksegler können Einzelvogelschutzsysteme in Frage kommen (bedarfsgerechte Abschaltung), die sich aber zurzeit (Dezember 2020) gerade erst für ganz wenige Arten (Rotmilan und Seeadler in Deutschland) in der Probephase befinden. Lediglich in den USA und in Australien kommt ein System bereits beim Steinadler (*Aquila chrysaetos*) und anderen Arten zum Einsatz (McCLURE et al. 2018, 2021). Solange die Systeme zum Einzelvogelschutz nicht zuverlässig funktionieren und dies durch unabhängige

Studien bestätigt wurde, sind sie als Minderungsmaßnahme (noch) nicht geeignet.

Vor dem Hintergrund einer hohen und weiter steigenden Anzahl an WEA werden immer häufiger projektbezogene Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen erforderlich, um artenschutzrechtliche Konflikte zu entschärfen. Derzeit fehlt es jedoch noch an ausreichenden Kenntnissen zur Wirksamkeit. Und die Methoden, mit Hilfe derer die Wirksamkeit von Vermeidungsmaßnahmen überprüft werden kann, befinden sich noch in der Entwicklung (z. B. ASCHWANDEN et al. 2015, BIEHL et al. 2017, BLEW et al. 2018, SCHUSTER & BRUNS 2018, WERNER et al. 2019, AMMERMAN 2020).

Da das „Helgoländer Papier“ und die behördlichen Vorgaben von Abständen und nicht Aktionsraumgrößen (Home-Ranges) ausgehen, die ohne Telemetrie bei großen Arten kaum genau zu ermitteln sind, wurden die Abstände der Ortungen der Schreiadler vom Horstbereich im Umkreis von 1 bis 10 Kilometern berechnet. Üblicherweise werden bei Telemetriestudien die Aktionsraumgrößen als 95 % MCP und 95 % Kernel berechnet. Das minimale konvexe Polygon (MCP) zeichnet das kleinste Polygon um Punkte mit allen Innenwinkeln von weniger als 180 Grad. MCPs sind gängige Schätzer der Aktionsräume, können aber potenziell auch vom Tier nicht genutzte Bereiche einschließen und die Home-Range-Größe überschätzen. Kernel-Dichte-Schätzer, die eine Nutzungsverteilung abbilden, sind eine neuere und beliebte Methode zur Erfassung von Home-Ranges (Abb. 8). Dabei werden Programme zur Vorhersage verwendet, wie wahrscheinlich die Nutzung innerhalb eines Gitters ist.

Derartige Telemetriestudien mittels GPS-Sensoren gibt es beim Schreiadler jedoch bisher nur sehr wenige (MEYBURG et al. 2006 und MIRSKI et al. 2020). In diesen Fällen werden nicht, wie hier, die Abstände der Ortungen zu den Brutplätzen angegeben. Da im Zusammenhang mit der Windkraftproblematik jedoch die Abstände entscheidend sind, führen Aktionsraumberechnungen mittels 95 % MCP und 95 % Kernel kaum weiter, zumal extra für Planungen Telemetrie-Untersuchungen nicht durchgeführt werden können oder sollten.

In Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern gelten Abstandsregelungen für bedrohte



■ **Abbildung 11:**

Adultes Schreiadler-Männchen mit GPS-GSM-Sender. Dieser Sendertyp wurde ab 2012 bei fünf Projektadlern eingesetzt. Es wurden bis zu 500 GPS-Ortungen pro Tag übertragen. – *Adult Male Lesser Spotted Eagle with a GPS-GSM transmitter. This type of transmitter was used on five project eagles, starting in 2012. These transmitters could collect up to 500 GPS locations per day.* Foto: C. Rohde

Vogelarten auf der Basis der entsprechenden Landesregelungen, d. h. innerhalb eines bestimmten Umkreises um ein Brutvorkommen dürfen z. B. keine Windkraftanlagen errichtet werden. Beim Schreiadler beträgt dieser Abstand 3 km. Die Länder-Arbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW 2014) empfiehlt hingegen die Einhaltung eines Mindestabstandes von 6.000 m

zwischen WEA und Brutvorkommen dieser Art. In der Artenschutzrechtlichen Arbeits- und Beurteilungshilfe des Landes Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 2016), wo der größte Teil der deutschen Schreiadler brütet, wird weiterhin von einem relativ kleinen Aktionsraum ausgegangen, entsprechend den vielen älteren Angaben in der Literatur, die nur auf direkten Feldbeobachtungen



■ **Abbildung 12:**

Schreiadler lassen sich im Feld normalerweise individuell nicht unterscheiden. Deshalb war der Einführung verschiedener Markierungsmethoden für die Forschung sehr wichtig. – *Lesser Spotted Eagles can normally not be distinguished individually in the field. Therefore, the introduction of different marking methods was very important for the research.*

Foto: B.-U. Meyburg

beruhen (z. B. SIEWERT 1932; WENDLAND 1951, GOLODUSCHKO 1959, MATTHES & NEUBAUER 1977; GEDEON & STUBBE 1991). Aber auch heute noch gibt es sehr kleine Reviere. Das Männchen 70105 hatte z. B. ein 90 % Kernel-Home-Range von nur 3,5 km<sup>2</sup> (3,2 km<sup>2</sup> MCP 95 %) und entfernte sich nur 2,6 km vom Horst (355 GPS-Ortungen), während bereits SCHROOT (1938) die Home-Range-Größe eines Paares in Vorpommern auf 25 km<sup>2</sup> schätzte.

Unterschieden werden muss beim Schreiadler zwischen Aktionsräumen und Revieren. Echte Reviere mit recht genauen Grenzen, die gegen andere Männchen heftig verteidigt werden, haben nur die Männchen, wie MEYBURG et al. (2006) erstmalig konkret nachgewiesen haben (siehe dort z. B. Abb. 5). Die Weibchen hingegen geben sich ungehindert sogar zu anderen besetzten Horsten, manchmal bis zu 50 und mehr Kilometer weit (MEYBURG et al. 2007), sie haben also keine Reviere, sondern nicht verteidigte Aktionsräume. Dies wurde früher ohne individuelle Kennzeichnung nicht erkennbar.

Innerhalb des 3-km-Radius ist laut LUNG von einem signifikant erhöhten Kollisionsrisiko auszugehen, unabhängig von den räumlichen Nutzungsschwerpunkten des Brutpaares in einem einzelnen Untersuchungs-jahr (LUNG 2016). Das LUNG (2016) schreibt weiter: *„Der regelmäßige Aktionsraum von Schreiadlern beschränkt sich im Zusammenhang mit der Nahrungssuche und Verhaltensweisen der Interaktion (z. B. gezieltes Anfliegen des Nachbarrevieres oder des Nachbarhorstes) (MEYBURG et al. 2007) jedoch nicht auf den 3-km-Radius. Auch im weiteren Aktionsraum von 3–6 km um das Schreiadler-Schutzareal bestehen ein signifikant erhöhtes Kollisionsrisiko sowie erhöhte Risiken hinsichtlich weiterer Zugriffsverbote (siehe Beurteilungshilfe).“*

Diese Risiken im Zusammenhang mit Planungen im 3- bis 6-km-Radius um das Schreiadler-Schutzareal können jedoch laut LUNG (2016) – soweit nicht essentielle oder traditionelle Nahrungsflächen oder ggf. weitere essentielle oder traditionelle Aktionsräume/Interaktionsräume betroffen sind – vermieden werden, was hier bezweifelt wird. Dabei gilt es insbesondere laut LUNG, hinsichtlich Art und Umfang attraktive kleintierreiche Nahrungshabitate im Umfeld des

Brutwaldes im Sinne von funktionsfähigen Lenkungsflächen zur Verfügung zu stellen, sodass das Erfordernis für Nahrungsflüge in das weitere Umfeld, damit ggf. im Zusammenhang stehende weitere Aktivitäten sowie die damit einhergehenden Risiken deutlich minimiert werden. Im 3- bis 6-km-Radius ist daher in Mecklenburg-Vorpommern kein Verbot für die Errichtung von WEA gesetzlich festgeschrieben, obwohl diese Aussage auf keinerlei konkreten wissenschaftlichen Erkenntnissen beruht. Man glaubt durch Lenkung zu kleinen, optimierten Flächen das Nahrungssuchverhalten beeinflussen zu können. Hierin besteht der Konflikt zwischen seitens der Naturschutzverbände gefordertem und von den Umweltbehörden praktiziertem Schutz beim Schreiadler.

Die Untersuchungsergebnisse belegen, dass im 3-km-Radius (Schutzabstand, Ausschlussbereich) die Flugaktivität besonders hoch ist. Da sich jedoch bereits derzeit in vielen Ausschlussbereichen (3-km-Radius) des Schreiadlers zahlreiche WEA befinden, ist es dringend notwendig, Abschaltzeiten zu den hauptsächlichen Aktivitätszeiten des Schreiadlers durchzusetzen, um das Tötungsrisiko (Eintreten eines Zugriffsverbotstatbestandes des § 44 Abs. 1 BNatSchG) zu vermindern.

Der 3- bis 6-km-Radius wird in Mecklenburg-Vorpommern beim Schreiadler als Prüfbereich definiert (LUNG 2016). Die hier vorgelegten Untersuchungsergebnisse an 26 mit Hilfe von GPS-Sendern telemetrierten adulten Schreiadler belegen sehr deutlich, dass im 3- bis 6-km-Radius mit erheblicher Aktivität bei der Nahrungssuche zu rechnen ist.

Die Kollisionswahrscheinlichkeit kann laut LUNG (2016) grundsätzlich – im Gegensatz zu den Konstellationen im Ausschlussbereich – in Verbindung mit spezifischen Maßnahmen (Durchführung von Vermeidungs- und Ausgleichsmaßnahmen) oft unter die Signifikanzschwelle abgesenkt werden. Diese Aussage lässt sich in Bezug auf den Schreiadler nicht nachvollziehen und es sollten entsprechend der hier vorgelegten Ergebnisse mindestens bis zu einem Abstand von 6 km von den Brutplätzen keine weiteren WEA gebaut und die vorgeschlagenen Abschaltzeiten durchgesetzt werden. Wenn dies bei älteren Anlagen

nicht möglich ist, dann sollte dies mindestens bei Genehmigungsverfahren von neu zu errichtenden Anlagen gefordert werden. Tageweise Abschaltungen bei bestimmten landwirtschaftlichen Arbeiten, wie es für den Mäusebussard sicherlich sinnvoll ist, sind für den Schreiadler als einzige Vermeidungsmaßnahme keinesfalls ausreichend.

66 % der Ortungen aller weiblichen und 81 % der Ortungen der männlichen Tiere lagen innerhalb eines Radius von 3 km um die Horste.

Es wird ein Mindestabstand (Ausschlussbereich, Tabuzone, Schutzabstand) im Umkreis von 6 km um alle Schreiadlerbrutvorkommen gefordert, in dem keine WEA neu gebaut oder „repowered“ werden sollten, entsprechend dem „Helgoländer Papier“ der Vogelschutzwarten. Der 3-km-Bereich erscheint nicht ausreichend in Anbetracht des schlechten Erhaltungszustandes der Art in Deutschland. 95 % der Ortungen der Männchen und 78 % der Ortungen der Weibchen entfielen auf den 6-km-Bereich. Der 6-km-Wert ist im Wesentlichen durch die Männchen bestimmt,

die durch ihre viel größere Flugaktivität weit mehr kollisionsgefährdet sind als die Weibchen.

Abstandsregelungen tragen dem Vorsorgeprinzip Rechnung. Die Abstandsempfehlungen der Länder-Arbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW 2014) dienen als Abwägungsgrundlage. Sie sind als Mindestanforderung zu verstehen. Für den Schreiadler wird eine Schutzzone mit einem Radius von 6 km empfohlen (LAG VSW 2014). Dieser Radius wird jedoch von den Regierungen der betroffenen Bundesländer – wie erwähnt – nicht anerkannt. Es war daher eines der Ziele einer im Auftrag des BfN durchgeführten Untersuchung (FKZ: 3512 84 0200), die Empfehlungen der LAG VSW durch konkrete GPS-Telemetriedaten zu untermauern oder einen anderen Radius als sachgerecht vorzuschlagen. Der 6-km-Radius wurde durch die hier vorgelegten Ergebnisse vollständig abgedeckt und als fachlich sinnvoll und notwendig bestätigt.

Die Männchen fliegen möglicherweise oft weiter vom Horst weg, als sich dies aus den Ortungen der



■ **Abbildung 13:**

Die Markierung mit Metall-Kennringen ist auch bei Einsatz der Telemetrie wichtig, um Individuen wiederzuerkennen, die z. B. den Sender verloren habe. Plastikkenrringe halten manchmal nicht lebenslang. – *Marking with metal identification rings is also important, even when telemetry is used. They can enable the identification of individuals that have lost their transmitter. Plastic identification rings are often less durable, and are sometimes lost before the bird dies.*

Foto: B.-U. Meyburg

mit Argos-GPS-Sendern markierten Tiere ergibt, da diese PTTs nur maximal eine Lokalisation pro Stunde liefern. Die Ergebnisse der GSM-Telemetrie mit sehr viel mehr Ortungen deuten darauf hin. So ergab der Sender 0024 folgende Ergebnisse: 61,3 % von 2.665 Ortungen im 3-km-Radius, 24,8 % im Abstand 3–6 km und 23,9 % über 6 km vom Horst entfernt (Maximal festgestellte Entfernung 15,5 km) (Abb. 6). Leider ist die Zahl der GSM-Sender, die eingesetzt werden konnten, zu gering für eine statistische Auswertung.

Wie die Telemetrie-Ergebnisse deutlich zeigen, sollte für den Schutzbereich (Ausschlussbereich) die Fläche im Radius von 6 km als Minimum betrachtet werden, wie im Helgoländer-Papier gefordert. Der Raum in 3–6 km Entfernung wird noch sehr viel genutzt und viele Schreiadler-Männchen fliegen nicht selten deutlich weiter (Abb. 6). Selbst wenn dieser 3- bis 6-km-Bereich völlig frei von WEA wäre, bestünde immer noch ein deutliches Restrisiko. Da es in Anbetracht des schlechten Erhaltungszustandes der Art auf jedes Individuum ankommt (BÖHNER & LANGGEMACH 2004), darf der Naturschutz nicht von seiner Forderung einer 6-km-Tabuzone (Schutzabstand, Ausschlussbereich) abweichen.

Wie Abb. 3 deutlich zeigt, liegt die über alle Monate der Aufenthaltszeit im Brutgebiet gemittelte Flughöhe bei 200 m über Grund, also einer Höhe, die von vielen WEA erreicht wird. Lediglich das Männchen 00222 flog im Durchschnitt in über 250 m Höhe im Jahre 2013, in dem es erfolgreich

brütete. In den Jahren 2014 und 2015, in dem es kein Brutrevier hatte, flog es im Durchschnitt sogar über 300 m über Grund. Da es kein Junges zu versorgen hatte, aber immer wieder versuchte, Männchen an anderen Horsten zu vertreiben, flog es möglicherweise oft besonders hoch, um sich über die Situation an anderen Brutplätzen zu informieren. Auf jeden Fall ergibt sich zur Flughöhe, dass diese beim Nahrungssuchflug ca. 200 m über Grund beträgt, also der Höhe entspricht, die die Rotoren neuerer WEA ohne weiteres erreichen.

#### 4.1 Planung und Genehmigung von WEA

Unbemerkt von der Öffentlichkeit wird weiter am Abbau von artenschutzrechtlichen Vorgaben für die Windenergiewirtschaft gearbeitet. Es geht nach wie vor um die Abstände von Windkraftanlagen zu Vogellebensräumen und das damit verbundene Tötungsrisiko für Vögel.

Im Rahmen der Sondersitzung der Umweltministerkonferenz (UMK) am 11.12.2020 wurde der sogenannte Signifikanzrahmen beschlossen. Dieser soll zu einer Standardisierung bei der Anwendung des Artenschutzes führen. Die UMK wollte mit dem sogenannten „Standardisierten Bewertungsrahmen zur Ermittlung einer signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos im Hinblick auf Brutvogelarten an Windenergieanlagen (WEA) – Signifikanzrahmen“ eine Verbesserung schaffen.

Das Papier enthält eine Öffnungsklausel für die von den Energieverbänden geforderten Wahrscheinlichkeitsbetrachtungen. Die Länder werden verpflichtet, nur restriktiv Gebrauch von der Abweichungsmöglichkeit bei der Liste der kollisionsgefährdeten Brutvogelarten zu machen. Trotzdem fehlen nach wie vor die dringend notwendigen, bundesweit einheitlichen



■ **Abbildung 14:**

Die meist nur geringfügig kleineren Männchen sind im Feld oft nicht sicher von Weibchen zu unterscheiden.  
– *The males are usually only slightly smaller than females; the sexes are often indistinguishable in the field.*

Foto: B.-U. Meyburg



■ **Abbildung 15:**

Rechts das Weibchen mit Sender 41861, 12 Jahre nach der Besenderung. Dieses Tier wurde 2004 als erster Schreiadler im Alter von vier Jahren mit einem GPS-Sender markiert. Der Vogelwartenring ist erkennbar, der Plastikkennring war nicht mehr vorhanden. – *On the right, the female with transmitter 41861, 12 years after the transmitter was deployed. In 2004, this individual was four years old, and was the first Lesser Spotted Eagle to be marked with a GPS transmitter. The ringing station ring is visible, the plastic identification ring has been lost or removed by the bird.*

Foto: G. Heise (Fotofalle)

Regelungen, die sich an der vorhandenen Rechtsprechung sowie festgelegten, wissenschaftlichen Kriterien orientieren.

Für den notwendigen Ausgleich zwischen wichtigen Naturschutzanliegen und dem Ausbau der Windenergie braucht es zügig einen praxistauglichen Prüfraum, der Verlässlichkeit und Planbarkeit schafft. Begrüßenswert erscheint, dass auch die Länder eine Neujustierung des Verhältnisses unterschiedlichster Schutzgüter als erforderlich ansehen, um den Herausforderungen zum Schutz des Klimas und der biologischen Vielfalt gerecht zu werden.

Die Umweltminister haben die Notwendigkeit der weiteren Ausgestaltung erkannt und zu diesem Zweck eine Bund-Länder-AG mit Beteiligung der Verbände einberufen. Der UMK-Beschluss lässt den zeitlichen Rahmen, Struktur, Inhalte und Verbindlichkeit offen. Erfolgsentscheidend wird sein, dass die Konsensfindung im Rahmen eines strukturierten Prozesses mit klarer inhaltlicher und zeitlicher Zielsetzung erfolgt. Aus Sicht der Energieverbände muss eine rechtsverbindliche Regelung gefunden werden, um Genehmigungsverfahren effektiv zu beschleunigen und die Flächenverfügbarkeit für die Windenergie spürbar zu verbessern.

Im deutschen Verbreitungsgebiet der Art existieren deutlich über 1.700 WEA. Aktuell ist nur noch ein geringer Anteil der Brutplätze weiter als 6 km vom nächsten Windpark entfernt, und bei vielen Brutplätzen (von derzeit ca. 110) liegen

sogar WEA innerhalb des 3-km-Radius. In der Fundkartei sind für Deutschland sechs Schlagopfer und eine überlebte Kollision dokumentiert (LANGGEMACH & DÜRR 2020).

Die Abwägung der zuständigen Naturschutzbehörde bei jedem Bauvorhaben ist in jedem Einzelfall erforderlich, der jedoch eine Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) vorauszugehen hat. Diese Prüfungen lassen jedoch vielfach zu wünschen übrig. Nur selten wird mehr als ein Jahr untersucht. Wie beschrieben hängt die Größe der Aktivitätsräume u. a. damit zusammen, ob ein Brutpaar eine aktive Brut hat, eine Brut aufzieht oder gar nicht erst zur Brut geschritten ist (LANGGEMACH & MEYBURG 2011). Männchen ohne Bruterfolg haben viel kleinere Reviere als solche mit Bruterfolg. Bei Brutverlust mitten in der Fortpflanzungsperiode lässt sich mittels der hochauflösenden GSM-Sender ein sofortiges Schrumpfen der Reviergrenzen feststellen. Dies ändert sich naturgemäß von Jahr zu Jahr. Dieser Sachverhalt kann auch anhand dieser Untersuchung bestätigt, aber es kann hier nicht näher darauf eingegangen werden.

Mit Hilfe von Laser-Ferngläsern mit Winkelbestimmung lassen sich individuelle Flugwege von größeren Vögeln über mehrere hundert Meter aufzeichnen. Diese Methode erlaubt bei Arten ab Größe eines mittelgroßen Greifvogels, so auch beim Schreiadler, eine Erfassung bis in ca. 1.500 m Entfernung. Die im Feld erhobenen Daten können über einen Laptop direkt im Feld gespeichert und

danach weiterbearbeitet und z. B. in GIS-Systeme übertragen werden. Durch die Triangulation der Messpunkte im Raum lassen sich nachträglich mittels Software die Flughöhe, -richtung und -geschwindigkeit exakt bestimmen. Damit kann die gesamte Nutzung des Untersuchungsgebiets durch verschiedene Greifvögel und andere Fokusarten erfasst werden. Zur genaueren Funktionsweise des Laser-Fernglases siehe HULKA et al. (2013) sowie ASCHWANDEN et al. (2015). Dies sollte als Standard in zukünftigen Planungen gefordert werden.

Bei der Planung neuer WEA und der Erforschung des Verhaltens in der Nähe bereits vorhandener WEA sollten lediglich bereits vorhandene Telemetrie-Ergebnisse ausgewertet und die Erkenntnisse für den Artenschutz genutzt werden. Beim Schreiadler ist es zudem ohnehin nicht sicher möglich, genau diejenigen Individuen zu fangen und zu besondern, die in den evtl. durch Neubau, Zubau oder „repowering“ von WEA gefährdeten Bereichen brüten.

Bisher gab es wiederholt Windparkplanungen selbst in den wenigen Dichtezentren des Schreiadlers, z. B. bei Thelkow und bei Jördenstorf (beide Mecklenburg-Vorpommern), wo es besenderte Individuen gab. Der geplante Windparkbereich bei Thelkow wurde viel vom Adler mit Sender 0219 sowie anderen Individuen angefliegen (Abb. 8). Dem Planungsverband Rostock wurden vom Verfasser die Daten vorgelegt, was schließlich dazu führte, dass das Eignungsgebiet verworfen wurde (Pressemitteilung vom 17.02.2016). Im Falle Jördenstorf, wo gleich zwei Adler mit Sendern das ins Auge gefasste Gelände aufsuchten, wurde auf Initiative des Verfassers seitens des NABU geklagt und in beiden Instanzen gewonnen, sodass beide großen Windparks mit jeweils fast 20 WEA verhindert werden konnten.

## 4.2 Forderungen an die Windenergienutzung

Aus alledem ergeben sich folgende Forderungen gegenüber der Windenergie:

- Im Umkreis von 6 km um Schreiadlerbrutplätze sollen keine neuen WEA errichtet bzw. repowered werden.
- Alle WEA, die dieses Abstandsgebot unterschreiten, sollten zwischen dem 1. April und dem 30. September eines jeden Jahres zu bestimmten Tageszeiten abgeschaltet werden,

bis es sichere automatische Erkennungs- und verlässliche Abschaltssysteme gibt und diese an allen Windparks in der Nähe von Schreiadlerbrutplätzen installiert worden sind, um Kollisionen sicher vermeiden zu können.

- Eine tageszeitliche Abschaltung von 09:00 Uhr MESZ (Mitteleuropäische Sommerzeit) (= 07:00 Uhr UTC = koordinierte Weltzeit) bis 19:00 Uhr MESZ (= 17:00 Uhr UTC) wird als zielführend angesehen und ist somit behördlicherseits den Windkraftbetreibern aufzuerlegen.
- Da seit langer Zeit seitens der EU geplant ist, die MESZ wieder abzuschaffen, erscheint es sinnvoll, die Zeiten auch in koordinierter Weltzeit anzugeben. Das gilt auch hinsichtlich der osteuropäischen Länder mit weit mehr Schreiadlern, die bereits in einer anderen Zeitzone liegen und in denen diese Zeiten natürlich angepasst werden müssten.
- Bei höheren Windgeschwindigkeiten (ab 16 m/s) sowie bei stärkerem Niederschlag (ab 2 mm/h) ist eine Abschaltung nicht erforderlich, sofern sich diese Parameter konkret vor Ort feststellen lassen und ggf. automatisch eine Abschaltung erfolgt.

## 4.3 Der Einsatz von automatischen Monitoring- und Erkennungssystemen

Der Einsatz automatischer Monitoring- und Erkennungssysteme tritt mehr und mehr in den Fokus des Interesses in Anbetracht der vorhandenen WEA innerhalb der Schutzbereiche, in denen die Errichtung neuer Anlagen und auch Repowering nicht gestattet werden sollten („Adaptives Management“) (z. B. TU BERLIN et al. 2015, BLEW et al. 2018). Bereits vor einigen Jahren war nur noch ein geringer Anteil der Brutplätze des Schreiadlers weiter als 6 km vom nächsten Windpark entfernt. Über 30 Brutplätze (von etwas über 100) hatten sogar WEA im 3-km-Radius (BELLEBAUM et al. 2016).

„IdentiFlight“ (RES GROUP 2015), eines dieser Systeme, wurde in den USA entwickelt. Inwieweit Kollisionen zwischen größeren Vögeln und WEA vermieden werden können, wurde in den USA bereits am Beispiel des Steinadlers untersucht (MCCLURE et al. 2018). Insgesamt gab es eine 82 %ige (75 % bis 89 %) Reduktion der Sterblichkeitsrate im untersuchten Windpark, der mit

derartigen Anlagen ausgerüstet worden war, im Vergleich zu einem Windpark ohne derartige automatische Monitoring- und Erkennungssysteme. In Deutschland wird Identiflight gerade beim Rotmilan und Seeadler erprobt. Als nächstes soll dieses System für den Schreiadler verfügbar gemacht und dann getestet werden.

Selbst wenn es gelingen sollte, das Ziel zu erreichen, dass bei heranfliegenden Schreiadlern WEA automatisch, d. h. in jedem Fall rechtzeitig, abgeschaltet werden, bleibt es mehr als fraglich, ob das System tatsächlich in allen bestehenden Windparks innerhalb aller betroffenen Schreiadlerreviere auch eingesetzt wird. Dies müsste behördlicherseits für neue Anlagen beauftragt werden. Es ist dringend erforderlich, bei allen bestehenden Anlagen Abschaltzeiten oder automatische Monitoring- und Erkennungssysteme im Umkreis von 6 km durchzusetzen.

**Dank.** Seit 1989 untersucht der Verfasser Schreiadler u. a. mittels Telemetrie. Die Durchführung der Projekte und deren Auswertung wäre ohne die Hilfe einer Vielzahl von Personen und Institutionen nicht möglich gewesen. Hier können aus Platzgründen nur einige Unterstützer genannt werden: Dr. Paul Howey (USA und England) hat als Entwickler und Hersteller der Telemetriesender sowie Direktor seiner Firma Microwave Telemetry Inc. (USA) eine ganze Reihe von Prototypen verschiedener Sender kostenlos zur Verfügung gestellt, insbesondere die fünf GSM-GPS-Sender. Seine Firma übernahm auch die Kosten der umfangreichen Datenübertragung der zuletzt genannten Sender. Finanzielle Unterstützung kam seit 1990 insbesondere von der WAG (Weltarbeitsgruppe Greifvögel e. V.), der DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft), der DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt), der DeWiSt (Deutsche Wildtier Stiftung), dem BfN (Bundesamt für Naturschutz) und dem NABU (Naturschutzbund Deutschland e. V.). Gedankt sei dem Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Dr. Lothar Wölfel, Dr. Christof Herrmann) und der Staatlichen Vogelschutzwarte des Landesumweltamtes Brandenburg (Dr. Torsten Langgemach, Tobias Dürr) für die Genehmigungen zum Fang und zur Besenderung der Adler. Bei den Fangaktionen halfen uns u. a. die Herren J. & H. Matthes, M. Neubauer, Prof. Dr. K. Graszynski, Dr.

G. Heise, T. Blohm, A. Hinz, I. Börner, C. Rohde, W. Starke, J. Schwabe, Dr. W. Scheller, A. Griesau, E. Franke, A. Hallau, H. Freymann, J. Köhler, H. Krüger und J. P. Schwanbeck. Die Auswertung der prozentualen Aktivität zu verschiedenen Tageszeiten, des Wetters usw. erfolgte durch T. Pfeiffer. Dr. T. Keller und S. Weber (ACOMED Statistik, Leipzig) erstellten Abbildung 1a und führten die zugehörige Analyse durch. Frau Ina Krause war bei der Aufbereitung von Daten sehr hilfreich. Für Anmerkungen zu Manuskriptentwürfen danken wir Dr. Torsten Langgemach, Tobias Dürr, Heinz Kowalski, Joachim Matthes, Dr. Jochen Bellebaum und Dr. Fridjof Zieseemer. Dr. Mike McGrady sah die englische Zusammenfassung durch.

## 5 Zusammenfassung

Für den in Deutschland vom Aussterben bedrohten Schreiadler ist durch die Energiewende mit zahlreichen, weiterhin zunehmenden Windparks eine neue, zusätzliche Gefahrenquelle im Brutareal entstanden. Um Verluste durch Kollisionen zu minimieren, wurden mittels einer Auswertung von ca. 200.000 Telemetrie-Datensätzen Vorschläge für Mindestabstände und Abschaltzeiten der Windenergieanlagen (WEA) im Umkreis von Schreiadlerbrutplätzen als schutzwirksame Parameter erarbeitet.

Es kamen seit 2004 bei 26 adulten deutschen Schreiadlern zwei verschiedene Typen von GPS-Telemetrie-Sendern zum Einsatz, die teilweise bis zu über zwölf Jahre lang GPS-Ortungen sowie Angaben zur Flughöhe, -geschwindigkeit und -richtung lieferten. Die Auswertung der Telemetriedaten hinsichtlich der Aktivitätsradien, der tageszeitlichen Aktivitätsmuster und der Flughöhen adulter Männchen mit einer aktiven Brut erlauben es, Vorgaben für Mindestabstände und Abschaltzeiten von WEA im Umkreis um Schreiadlerbrutplätze abzuleiten.

Es wird ein Mindestabstand (Ausschlussbereich, Tabuzone, Schutzabstand) im Umkreis von 6 km um Schreiadlerhorste gefordert, in denen keine WEA neu gebaut oder „repowered“ werden dürfen, entsprechend dem sogenannten „Helgoländer Papier“ der Vogelschutzwarten. 95 % der Ortungen der Männchen und 78 % der Ortungen der Weibchen entfielen auf diesen Bereich. Die Ortungen der vier Männchen in über 6 km Ent-

fernung vom Nistplatz (teilweise 24 %), die mittels der neueren GSM-Sender mit sehr vielen Daten pro Zeiteinheit – bis zu 500 pro Tag – gewonnen werden konnten, legen nahe, dass möglicherweise bei den 19 Tieren mit Argos-GPS-Sendern mit nur einer Ortung pro Stunde weite Nahrungsflüge oft nicht erfasst wurden.

66 % der Ortungen aller weiblichen und 81 % der Ortungen der männlichen Tiere lagen innerhalb eines Radius von 3 km um die Horste. Die Fläche zwischen dem 3 und dem 6-km-Radius, die behördlicherseits nicht als Schutzzone, sondern lediglich als Prüfbereich betrachtet wird, sollte ebenfalls als Ausschlussbereich (Mindestabstand) anerkannt werden.

Die Flugaktivität überschritt zwischen 9 und 10 Uhr MESZ 40 % der Zeit und ab 16:45 bis 19 Uhr MESZ (14:45–17 Uhr UTC) unterschritt sie diesen Wert wieder, abhängig vom jeweiligen

Monat während der Fortpflanzungsperiode. Dies ist der besonders kritische Zeitraum hinsichtlich potenzieller Kollisionen mit WEA. Die mittlere Flughöhe der Männchen über dem Boden bei der Nahrungssuche lag bei 200 m ( $\pm 23$  m).

WEA, die sich in bis zu 6 km Entfernung von Schreiadlerbrutplätzen befinden, sollten zwischen dem 1. April und dem 30. September eines jeden Jahres zu bestimmten Tageszeiten abgeschaltet werden, um Kollisionen zu verhindern.

Eine tageszeitliche Abschaltung von 09:00 Uhr MESZ (= 07:00 Uhr UTC) bis 19:00 Uhr MESZ (= 17:00 Uhr UTC) wird als zielführend eingeschätzt. Diese Zeiten sollten eingehalten werden, solange ein sicherer Schutz durch automatische Abschaltsysteme nicht gegeben ist, die Schreiadler artspezifisch auf ausreichend große Entfernung erkennen und WEA bei Annäherung rechtzeitig automatisch abschalten.

## Literatur

- AMMERMANN, K., E. BRUNS, J. PONITKA, E. SCHUSTER, D. SUDHAUS & F. TUCCI (2020): Technische Systeme zur Minderung von Vogelkollisionen an Windenergieanlagen – Entwicklungsstand und Fragestellungen. Technische Systeme zur Minderung von Vogelkollisionen an Windenergieanlagen – Entwicklungsstand und Fragestellungen. BfN-Skripten 571. Bonn.
- ASCHWANDEN, J., S. WANNER & F. LIECHTI (2015): Investigation on the effectivity of bat and bird detection at a wind turbine: Final Report Bird Detection. Schweizerische Vogelwarte. Sempach.
- BELLEBAUM, J., SCHELLER, W. & T. LANGGEMACH (2016): An der Belastungsgrenze? Schreiadler und Windenergienutzung. Vogelwarte 54: 342–343.
- BIEHL, J., L. BULLING, V. GARTMAN, J. WEBER, M. DAHMEN, G. GEISLER & J. KÖPPEL (2017): Vermeidungsmaßnahmen bei Planung, Bau und Betrieb von Windenergieanlagen. Naturschutz und Landschaftsplanung 49: 63–72.
- BLEW, J., K. ALBRECHT, M. REICHENBACH, S. BUSSLER, T. GRÜNKORN, K. MENKE & O. MIDDEKE (2018): Wirksamkeit von Maßnahmen gegen Vogelkollisionen an Windenergieanlagen. Methodenentwicklung für artenschutzrechtliche Untersuchungen zur Wirksamkeit von Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen zur Reduzierung der Auswirkungen von Windenergieanlagen auf die Avifauna. BfN-Skripten 518. F+E-Projekt (FKZ 3516 82 2700).
- BÖHNER, J. & T. LANGGEMACH (2004): Warum kommt es auf jeden einzelnen Schreiadler *Aquila pomarina* in Brandenburg an? Ergebnisse einer Populationsmodellierung. Vogelwelt 125: 271–281.
- FERRER, M., M. DE LUCAS, G. F. E. JANSS, E. CASADO, R. MUÑOZ, M. J. BECHARD, & C. P. CALABUIG (2012): Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. Journal of Applied Ecology 49: 38–46.
- GEDEON, K. & M. STUBBE (1991): Tagesrhythmik, Raumnutzung und Jagdverhalten des Schreiadlers *Aquila pomarina* Brehm. Populationsökologie von Greifvogel- und Eularten 2: 107–129.
- GOLODUSCHKO, B. S. (1959): Materialien zur Ökologie des Schreiadlers des Bjelowschsker Urwaldes. Tezisy dokladov 1-oj zool. Konf. Belorusskoj SSR, Minsk: 34–35. [Russisch]
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- HULKA, S., D. MCLEOD & J. K. LARSEN (2013): Assessing Collision Risk in White-tailed Eagles using Laser Range Finder Technology. Raptors Conservation 27: 248–252.
- JAEHNE, S. (2020): Fachliche Empfehlungen für avifaunistische Erfassung und Bewertung bei Windenergieanlagen-Genehmigungsverfahren – Brutvögel. Länderearbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten. Seebach.
- LAG-VSW [LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT DER VOGELSCHUTZWARTEN] (2007): Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten. Berichte zum Vogelschutz 44: 151–153.
- LAG VSW [LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT DER VOGELSCHUTZWARTEN] (2014): Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten (Stand April 2015). Berichte zum Vogelschutz: 51: 15–42.

- LAG VSW [LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT DER VOGELSCHUTZWARTEN] (2017): Abschaltung von Windenergieanlagen (WEA) zum Schutz von Greifvögeln und Störchen bei bestimmten landwirtschaftlichen Arbeiten. Beschluss 2017-1-1. <http://www.vogelschutzwarten.de/downloads/2017lagvsw1-1.pdf> (Zugriff 14.11.2020).
- LANGGEMACH, T. (2017): Schreiadler und Windenergienutzung – Risiken und Schlussfolgerungen für den Adlerschutz. In: KINSER, A. & H. VON MÜNCHHAUSEN (Hrsg.): Schreiadlergerechte Landnutzung – Beispiele und Instrumente zum Schutz des Schreiadlers. Tagungsband zum 2. Schreiadlersymposium der Deutschen Wildtier Stiftung: 104-114.
- LANGGEMACH, T. & T. DÜRR (2020): Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel - Stand 07. Januar 2020. Staatliche Vogelschutzwarte, Landesamt für Umwelt Brandenburg. [https://mluk.brandenburg.de/media\\_fast/4055/vsw\\_dokwind\\_voegel.pdf](https://mluk.brandenburg.de/media_fast/4055/vsw_dokwind_voegel.pdf) (Zugriff 14.11.2020).
- LANGGEMACH, T. & B.-U. MEYBURG (2011): Funktionsraumanalysen – ein Zauberwort der Landschaftsplanung mit Auswirkungen auf den Schutz von Schreiadlern (*Aquila pomarina*) und anderen Großvögeln. Berichte zum Vogelschutz 47/48: 167-181.
- MATTHES, J. & M. NEUBAUER (1977): Der Schreiadler im Bezirk Rostock. Falke 24: 42-47.
- MCCLURE, C. J. W., L. MARTINSON & T. D. ALLISON (2018): Automated monitoring for birds in flight. Proof of concept with eagles at a wind power facility. Biological Conservation 224: 26-33.
- MCCLURE, C. J. W., B. W. ROLEK, L. DUNN, J. D. MCCABE, L. MARTINSON & T. KATZNER (2021): Eagle fatalities are reduced by automated curtailment of wind turbines. Journal of Applied Ecology 58: 446-452. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13831>.
- MEYBURG, B.-U. (1970): Zur Biologie des Schreiadlers (*Aquila pomarina*). Jahrbuch Deutscher Falkenorden 1969: 32-66.
- MEYBURG, B.-U. (1974): Zur Brutbiologie und taxonomischen Stellung des Schreiadlers. Falke 21: 126-134, 166-171.
- MEYBURG, B.-U. (2021): Spotted Eagle *Clanga pomarine*. In: PANUCCIO M., U. MELLONE & N. AGOSTINI (Hrsg.) 2021. Migration strategies of birds of prey in the Western Palearctic. CRC Press, Boca Raton, USA.
- MEYBURG, B.-U., C. MEYBURG, J. MATTHES & H. MATTHES (2006): GPS-Satelliten-Telemetrie beim Schreiadler (*Aquila pomarina*): Aktionsraum und Territorialverhalten im Brutgebiet. Vogelwelt 127: 127-144.
- MEYBURG B.-U. & M. R. FULLER (2007): Satellite tracking. In: BIRD, D. M. & K. L. BILDSTEIN (Hrsg.): Raptor Research and Management Techniques. Hancock House Publishers, Surrey, Canada: 242-248.
- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2009): Satelliten-Telemetrie beim Schreiadler (*Aquila pomarina*). Labus, Naturschutz im Landkreis Mecklenburg-Strelitz, Sonderheft 13: 16-44.
- MEYBURG B.-U. & C. MEYBURG (2013): Telemetrie in der Greifvogelforschung. Greifvogel und Falknerei 2013: 26-60.
- MEYBURG, B.-U., P. BOESMAN & J. S. MARKS (2014): Lesser Spotted Eagle (*Clanga pomarina*). In: DEL HOYO, J., A. ELLIOTT, J. SARGATAL, D. A. CHRISTIE & E. DE JUANA (Hrsg.): Handbook of the Birds of the World Alive, Lynx Edicions, Barcelona.
- MEYBURG, B.-U., K. GRASZYNSKI, T. LANGGEMACH, A. HINZ, I. BÖRNER, I. SIMM-SCHÖNHOLZ, I. LEHNIGK, U. BERGMANIS, C. MEYBURG & U. KRAATZ (2015): Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*) nestling management in Brandenburg (Germany) in 2004-2014. Slovak Raptor Journal 9: 71-93.
- MEYBURG, B.-U., U. BERGMANIS, T. LANGGEMACH, K. GRASZYNSKI, A. HINZ, I. BÖRNER, C. MEYBURG & W. M. G. VAN-STEELANT (2017): Orientation of native versus translocated juvenile Lesser Spotted Eagles (*Clanga pomarina*) on the first autumn migration. Journal of Experimental Biology: 2765-2776.
- MEYBURG, B.-U., T. MIZERA, C. MEYBURG & M. MCGRADY (2018): Collision between a migrating lesser spotted eagle (*Clanga pomarina*) and an aircraft as detailed by fine-scale GSM-GPS telemetry data. Slovak Raptor Journal 12: 55-62.
- MEYBURG, B.-U., P. F. D. BOESMAN, J. S. MARKS & G. M. KIRWAN (2020): Lesser Spotted Eagle (*Clanga pomarina*), version 1.0. In: DEL HOYO, J., A. ELLIOTT, J. SARGATAL, D. A. CHRISTIE & E. DE JUANA (Hrsg.): Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology. Ithaca, NY, USA.
- MIRSKI, P., Z. CENIAN, M. DAGYS, S. DARÓCZI, D. DEMEN-TAVIČIUS, G. MACIOROWSKI, S. MENDERSKI, D. NOWAK, Á. PONGRÁCZ, M. PROMMER, U. SELLIS, J. SIEKIERA, P. SZINAI, T. TUMIEL, J. WÓJCIAK, R. ZEITZ & Ü. VÁLI (2020): Sex-, landscape- and climate-dependent patterns of home-range size – a macro-scale study on an avian generalist predator. Ibis 163: 641-657.
- MLUV [MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ BRANDENBURG] (2005): Artenschutzprogramm Adler. 92 S.
- RES Group (2015): Identiflight. Aerial Detection System. <https://www.identiflight.com> (Zugriff 10.11.2020).
- RYSLAVY, T., H.-G. BAUER, B. GERLACH, O. HÜPPOP, J. STAHRMER, P. SÜDBECK & C. SUDFELDT (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung, 30. September 2020. Berichte zum Vogelschutz 57: 13-112.
- SCHROOT, M. (1938): Beitrag zur Brutbiologie des Schreiadlers. Dohrniana 17: 91-96.
- SCHUSTER, E. & E. BRUNS (2018): Technische Ansätze zur bedarfsgerechten Betriebsregulierung. Eine Chance für den naturverträglichen Ausbau der Windenergie? Naturschutz und Landschaftsplanung 50: 226-232.
- SIEWERT, H. (1932): Der Schreiadler. Journal für Ornithologie 80: 1-40.
- STUBBE, M., H. ZÖRNER, A. STUBBE, M. WEBER & S. HERRMANN (2000): Langzeitökologie des Schreiadlers *Aquila pomarina* im nordöstlichen Harzvorland. Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten 4: 119-131.
- TU BERLIN, FA WIND & WWU MÜNSTER (2015): Vermeidungsmaßnahmen bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen – Bundesweiter Katalog von Maßnahmen zur Verhinderung des Eintrittes von artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen nach § 44 BNatSchG. Fachagentur Windenergie an Land. Berlin: Selbstverlag.
- VÁLI, Ü. (2017): Home range size and breeding dispersal of a common buzzard (*Buteo buteo*). Slovak Raptor Journal 11: 111-116.
- WALLS, S. & R. KENWARD (2020): The Common Buzzard. Poyser. London.
- WENDLAND, V. (1951): Zwanzigjährige Beobachtungen über den Schreiadler *Aquila pomarina*. Vogelwelt 72: 4-11.
- WERNER, S., J. ASCHWANDEN, D. HEYNE & H. SCHMID (2019): Vögel und Windkraft: Untersuchung und Bewertung von UVP-pflichtigen Windkraftprojekten. Empfehlungen der Schweizerischen Vogelwarte. Schweizerische Vogelwarte. Sempach.

Toni Wegscheider

## Machbarkeitsstudie zur Stützung von Bartgeier (*Gypaetus barbatus*) und Gänsegeier (*Gyps fulvus*) in den Ostalpen durch Maßnahmen in Bayern

Wegscheider, T. (2020): Feasibility study for the support of Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) and Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in the Eastern Alps by measures in Bavaria. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 137 – 170.

After the extinction of the Bearded Vulture in the early 20<sup>th</sup> century and the start of a reintroduction programme in 1986 there are now again about 300 individuals of this species living in the Alps. Despite this very positive situation, a remarkably slow population development with a tendency to stagnation is recognizable in the Eastern Alpine region. Due to this situation a feasibility study was conducted to verify measures carried out in Bavaria to improve the population development of the Bearded Vulture in the Eastern Alps. Since this scavenger is ecologically closely associated with the Griffon Vulture, of whom dozens of individuals annually spend the summer months in the central Austrian Alps, this species was also included in the study.

Besides the historical distribution of both species, the reasons for their extinction, as well as current threats and the present food potential, especially in the Bavarian Alps, were analysed. A comparison with the IUCN reintroduction guidelines shows that Bearded Vultures are suitable for reintroduction in Bavaria, with a significant reduction of lead-containing hunting ammunition being required. Griffon Vultures, on the other hand, are currently not eligible for such measures in Bavaria due to a lack of historical breeding populations. Rather, this species would benefit from the support of summer food visitors from southwestern and southeastern Europe by promoting vulture-friendly methods of disposing of dead alpine livestock.

**Key words:** Bearded Vulture, Griffon Vulture, reintroduction, lead poisoning, scavengers

✉ Toni Wegscheider, Am Köppelberg 8, D-83471 Schönan. E-Mail: [anton.wegscheider@gmx.de](mailto:anton.wegscheider@gmx.de)

### 1 Einleitung

Die Sichtung eines Bart- oder Gänsegeiers stellt heute für Wanderer und Vogelkundler in den bayerischen Bergen ein immer noch seltenes, spektakuläres Erlebnis dar. Beide Großvogelarten sind unter anderem durch ihre beeindruckende Gestalt, die oft gut zu beobachtenden ausdauernden Flugbewegungen und ihre Seltenheit überaus charismatische Greifvögel, die ornithologische Laien und Fachleute gleichermaßen in den Bann schlagen. Daneben stellen sie mit ihrer Rolle als Aasverwerter einen integralen Bestandteil in der Ökologie alpiner Lebensräume dar, welcher durch die Ausrottung beider Arten im Alpenraum viel zu lange fehlte.

Im Falle des Bartgeiers sorgen seit 1986 mit großem Aufwand stattfindende Auswilderungen von Jungvögeln in verschiedenen Alpenländern und die mit schwankendem Erfolg gelingenden

Freilandbruten dafür, dass dieser faszinierende Vogel mittlerweile sporadisch in Bayern nachgewiesen wird.

Trotz dieser grundsätzlich erfreulichen Situation ist speziell im ostalpinen Raum eine bemerkenswert schleppend verlaufende Populationsentwicklung mit Tendenz zur Stagnation erkennbar. Bis auf eines (Tiroler Lechtal) befinden sich die vier aktuell bestehenden österreichischen Brutpaare im Nationalpark Hohe Tauern, weitere Revierbildungen außerhalb des Schutzgebiets sind bisher nur von geringem Erfolg gekrönt. So existiert zwischen den bekannten Paaren in den Hohen Tauern und den nächsten reproduzierenden Bartgeiervorkommen im Engadin eine auffällige Verbreitungslücke. Mutmaßlich behindern momentan vor allem die relativ hohen Verluste an Bartgeiern durch illegale Verfolgung

und Bleivergiftung in Österreich (FREY in FORT-HUBER 2019) eine Ausbreitung des Bartgeiers nach Bayern. Für die langfristige Schutzstrategie ist es eine entscheidende Herausforderung, diese Lücke im Reproduktionsareal zu schließen und die Gefährdungsfaktoren zu beseitigen. Zusätzlich ist momentan eine stagnierende bzw. sogar leicht rückläufige genetische Diversität der Bartgeier im gesamten Alpenraum festzustellen. Neben einer großräumigen Populationsvernetzung mit den Pyrenäen erscheint daher auch die gezielte Freilassung von in Gefangenschaft geschlüpften Vögeln mit ergänzenden genetischen Eigenschaften sinnvoll, wie sie derzeit in der Schweiz praktiziert wird (LÖRCHER briefl.).

Daher sollte in einer Machbarkeitsstudie festgestellt werden, ob ein Wiederansiedlungsprojekt für Bartgeier in Bayern in enger Kooperation mit den angrenzenden österreichischen Bundesländern sinnvoll und gegebenenfalls durchführbar wäre. Anhand der Richtlinien der IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) wird im Folgenden eine Vielzahl von Faktoren überprüft, welche für ein mögliches Wiederansiedlungsprojekt gegeben sein müssen bzw. einem solchen im Wege stehen. Abschließend soll letztlich eine Empfehlung entstehen, ob eine Wiederansiedlung des Bartgeiers in Bayern sinn-

voll und möglich ist und wie diese im Falle eines positiven Ergebnisses realisiert werden könnte.

Für den als Sommergast regelmäßig in den Bayerischen Alpen nachgewiesenen Gänsegeier, welcher als Aasfresser eng mit dem Bartgeier vergesellschaftet ist, erfolgt im Anschluss an die Ausführungen eine eigene Schlussbetrachtung.

## 2 Historisches Brutvorkommen in Bayern

Beim Bartgeier ist der Nachweis einstiger Bruten in Bayern trotz einer Vielzahl von Abschussbelegen und historischer Sichtungen überraschend vage. FÜNFSTÜCK (2016) hat bei einer Auswertung von Aufzeichnungen nur indirekte Hinweise auf frühere Brutvorkommen dieses auffälligen Vogels zu Tage gefördert. So deutet ein beeindruckendes Gemälde in der Gaststätte auf St. Bartholomä am Königssee mit der lebensgroßen Darstellung zweier adulter Bartgeier auf ein lokales Brutpaar hin, das laut Inschrift am 9. und 10. März 1650 vor Ort erlegt wurde. Unter den in den vergangenen Jahrhunderten urkundlich überlieferten Abschüssen dürfte sich jedoch ein beträchtlicher Anteil von Steinadlern und anderen Greifvögeln befunden haben, wofür schon neben den hohen Abschusszahlen auch die wenig einheitlichen früheren Bezeichnungen wie „Gämb- oder



■ **Abbildung 1:**

Bartgeiergemälde auf St. Bartholomä. Inschrift: „Vill Schaden der Gämbsegeier thuet / Drumb ihm man auch nachstöllet; Dern 127 guett / Hans Duxner hat gestöllet. / Anno 1650 den 9 und 10 Marcii / Seind die zwen gämbse geir von hansen duxner geschossen worden, ober der capeln under der hächl wandt.“ – *Painting with Bearded Vultures at St Bartholomä. The inscription tells of two Bearded Vultures being shot there in March 1650.*

Foto: T. Wegscheider

Lämmergeier“ für den Adler bzw. „Lämbgeyer“ für den Bartgeier sprechen. Der Verfasser eines Vogelbuchs beklagt sich noch 1888 über diese Sprachverwirrung: „Leider herrscht [...] selbst in gebildeteren Jagdkreisen noch vielfach die Unsitte, jeden Raubvogel kurzweg mit „Geier“ zu bezeichnen.“ (KARLSBERGER in BRADER 2018).

Den sichersten Hinweis für ein Brutvorkommen in den bayerischen Alpen stellt für FÜNFSTÜCK (2016) eine Beobachtung von 1830 dar, bei welcher ein Bartgeier ein Ziegenkitz in einen Horst im Wimbachtal im heutigen Nationalpark Berchtesgaden getragen haben soll. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1994) berichten von letzten Bruten in Salzburg aus den Jahren 1850–1852 bei Abtenau im Tennengebirge, weniger als 30 km Luftlinie von Berchtesgaden entfernt. Durch die annähernd identischen Rahmenbedingungen in den gesamten Salzburger Kalkhochalpen und den Berchtesgadener Alpen, welche geologisch derselben Formation angehören und nur durch eine politische Grenze durchzogen sind, hält FREY (pers. Mitt.) Bartgeierbruten auf bayerischer Seite des Gebirges für höchst wahrscheinlich.

In Bayern soll der Bartgeier in den 1780er-Jahren als Ausnahmeerscheinung noch bis Hohen schwangau, Ettal und Benediktbeuren gelangt sein, letzte Erlegungen sind 1827 und 1855 für Berchtesgaden verbürgt – Belege von bayerischen Brutvorkommen fehlen aber auch hier.

FÜNFSTÜCK (2016) liefert neben den bereits genannten Verdachtsmomenten noch ein weiteres Indiz für die realistische Möglichkeit von einstigen Bartgeierbruten in Bayern: Die historischen Steinbockvorkommen in den bayerischen und angrenzenden österreichischen Alpen. So leben Bartgeier heute bevorzugt in Gebieten, in denen Steinböcke als Winternahrung zur Verfügung stehen. Im Gegensatz zu Gämsen, die besonders bei starkem Schneefall in tiefere Lagen ziehen und Rotwild, das im aktuellen Jagdsystem hauptsächlich in Gattern oder an freien Fütterungen überwintert, bleibt an Wildtieren vor allem der ganzjährig im Hochgebirge lebende Steinbock als winterliche Quelle für Knochennahrung. Aus historischer Zeit liegt eine Vielzahl an Nachweisen für Steinböcke aus den Berchtesgadener Bergen in Form zahlreicher Knochenfunde in Höhlen vor (ABEL 1970), die teils auf das Mittelalter datiert wurden.

Neben den wildlebenden Tieren sorgte die in der Vergangenheit deutlich umfangreicher betriebene Almwirtschaft (PEER et al. 2003) schon seit dem Neolithikum für zusätzliche Sommernahrung für Aasfresser in Form zu Tode gekommener Weidetiere. Die weit verbreitete, extensive sommerliche Tierhaltung in den bayerischen Bergen, die bis in die frühe Neuzeit bestehenden Steinbockvorkommen in mehreren Grenzgebieten zu Österreich und die zumindest für den Berchtesgadener Raum überlieferten Indizien für potenzielle Bruten machen eine Einordnung des Bartgeiers als einstigen Brutvogel in Bayern plausibel.

### 3 Auswertung von Sichtbeobachtungen in den Bayerischen Alpen

In der Datenbank des Internationalen Bartgeiermonitorings liegen 155 Datensätze für Bartgeiersichtungen in Deutschland vor (Zeitraum 25.06.1988 - 04.01.2019):

- 97 aus dem Allgäu (63 %)
- 25 aus Berchtesgaden (16 %)
- 13 aus dem Werdenfelser Land (8 %)
- 20 aus Gebieten außerhalb der Alpen (13 %).

Markant ist bei den deutschen Bartgeiernachweisen, dass es sich offenbar fast ausschließlich um zweijährige Individuen handelt. Durch die verschiedenen Mauserstadien vom Juvenil- zum Adultkleid lässt sich das Alter von Bartgeiern im freien Flug bei passenden Beobachtungsbedingungen relativ sicher ansprechen. Die Tatsache, dass es sich beim Großteil der nachgewiesenen Tiere gerade um Zweijährige handelt, entspricht dem Dispersionsverhalten dieser Art. Junge Bartgeier besitzen einen ausgeprägten Wandertrieb, um neue Lebensräume zu kolonisieren. Etwa 1/3 der zentral-alpinen Population besteht beispielsweise nicht aus sesshaften Individuen, sondern aus umherziehenden Wanderern (BASSI & JENNY 2018).

Typisch für dieses Wanderverhalten ist eine Tendenz zum Flug nach Norden. Es werden heute immer wieder Junggeier aus der Alpenpopulation in Großbritannien (zuletzt im Herbst 2020), den Niederlanden oder an der Nordseeküste beobachtet. In Andalusien ausgewilderte Tiere fliegen ebenfalls bisweilen nach Norden in die Pyrenäen.



■ **Abbildung 2:**

Vierjähriger Bartgeier („Felix 2“); Seebachtal, Nationalpark Hohe Tauern, 2018. – *Four-year old Bearded Vulture.*

Foto: F. Warnecke

Möglicherweise folgen diese Individuen dabei anderen im Frühjahr in Richtung Brutgebiete ziehenden Greifvögeln (LÖRCHER et al. 2016). Werden hierbei andere Bartgeiervorkommen entdeckt, stellt dies eine wichtige Möglichkeit zum genetischen Austausch zwischen verschiedenen Populationen dar. Die in Bayern nachgewiesenen Vögel dürften also zum überwiegenden Teil aus den zentral- und ostalpinen Vorkommen bzw. den dortigen Freilassungen stammen.

Entscheidend ist hierbei die Präferenz freigelassener Bartgeier zur Ansiedlung im Umfeld bereits bestehender Kernvorkommen. In der Umgebung solcher Populationszentren kommt es durch soziale Attraktion zum konzentrischen und kontinuierlichen Sesshaftwerden weiterer Bartgeier. Aktuell ist dies im Alpenraum praktisch nur im Bereich der bisherigen Freilassungsgebiete der Fall (BASSI & JENNY 2018).

Die trotz der Vielzahl von Bartgeiersichtungen im bayerischen Alpenraum bisher ausbleibende Bildung von dauerhaft besetzten Territorien resultiert offenbar hauptsächlich aus dem Fehlen von bestehenden Vorkommen, denen sich wandernde Individuen anschließen könnten. Die kürzlich nachgewiesene Revieretablierung im Tiroler

Lechtal könnten im Allgäu langfristig für eine entsprechende soziale Attraktion sorgen. Die Unwägbarkeiten dieser natürlichen Entwicklung und die fragile Situation des Bartgeierbestands in Österreich machen eine mögliche Wiederansiedlung von Bartgeiern in Bayern zur Schaffung eines zusätzlichen Kernvorkommens grundsätzlich plausibel.

## 4 Nahrungsverfügbarkeit

### 4.1 Nahrungsökologie des Bartgeiers

Alle europäischen Geier sind annähernd obligate Aasfresser, wobei Bartgeier innerhalb dieser Nahrungsnische eine weitere Spezialisierung entwickelt haben, durch die kaum Konkurrenz zu anderen Wirbeltieren besteht. Während Bartgeierküken nach dem Schlupf noch hauptsächlich Muskelfleisch benötigen, besteht die Nahrung ausgewachsener Bartgeier zu 70 % bis 90 % aus Knochen, die durch das fett- und proteinreiche Mark bezüglich des Energiegehalts weichem Gewebe sogar überlegen sein können. Röhrenknochen von bis zu 25 cm Länge bei einem Durchmesser von 5 cm kann ein Bartgeier am Stück verschlucken. Um größere Knochen zu zerkleinern, ergreift er

diese, fliegt zu einer ausgewählten Felsplatte oder Geröllhalde und lässt sie bis zu 20 mal aus 50 m bis 80 m Höhe fallen bzw. schleudert sie aus dem Sturzflug heraus los, um dem Aufprall noch mehr Wucht zu verleihen (ROBIN et al. 2003).

Der tägliche Nahrungsbedarf eines Bartgeiers liegt bei 300–400 g (SCHULZE-HAGEN et al. 2016), ein Paar mit Jungtier benötigt pro Tag etwa 1.500 g Nahrung. Rechnet man mit einem Skelettanteil von etwa 17 % des Körpergewichts bei mittelgroßen Huftieren wie etwa Reh oder Schaf, müssen für die Ernährung eines Paares mit Jungtier jährlich 50 bis 70 solcher mittelgroßer Kadaver von insgesamt 1.200 kg bis 1.500 kg Lebendgewicht anfallen – in einem Streifgebiet von mehreren hundert Quadratkilometern. Dabei profitiert der Bartgeier von der langen Haltbarkeit von Knochen. Während klassische Aasfresser einem Wettlauf mit der Zeit bis zur völligen Verwesung eines toten Tieres unterliegen, sind Knochen selbst Monate später noch zum Verzehr geeignet. Unter Voraussetzung eines Nahrungsbedarfs von 300 g pro Tag kann ein Schafskelett einen Bartgeier einen ganzen Monat lang ernähren. Daher können auch raue Hochgebirgsregionen mit oft nur geringen Dichten an Huftieren besiedelt werden (SCHULZE-HAGEN et al. 2016).

Durch die relativ trockene Nahrung erhöht sich allerdings der Wasserbedarf der Tiere. Im Gegensatz zu fleischfressenden Greifvögeln müssen Bartgeier regelmäßig trinken, das Vorhandensein von Quellen und Bächen im Territorium ist also von zentraler Bedeutung (ROBIN et al. 2003).

Für Bartgeier ist die Erreichbarkeit und nicht allein die anfallende Menge der Kadaver entscheidend. Knochen werden als wichtigster Nahrungsbestandteil bei großen Tierkörpern beispielsweise erst dann zugänglich, wenn andere Nekrophagen das Aas bereits aufgebrochen haben. Entscheidend ist vor allem, an welcher Stelle der Kadaver zu liegen kommt. Nur in offenem Gelände, wo gute Anflug- und Landebedingungen herrschen, können Kadaver durch Großvögel genutzt werden. Bewaldete oder verbuschte Bereiche scheiden bei zu dichtem Wuchs von vornherein als Nahrungsfläche aus. Im alpinen Raum eignen sich daher speziell Grünland über der Baumgrenze, Felsgelände und permanente Eis- und Schneeflächen zur Nahrungssuche (ZINK 2005).

## 4.2 Wildtiere und Mortalität

Seit der Ausrottung des Bartgeiers im Alpenraum hat sich die Zusammensetzung seines Nahrungsangebots massiv verändert. Potentielle Nahrungsquellen sind einerseits wildlebende Huftiere, andererseits gealptes Vieh (vorwiegend Schafe und Ziegen). Seit dem Verschwinden des Bartgeiers zum Ende des 19. Jahrhunderts änderte sich das Dominanzverhältnis zwischen Wild- und Nutztieren zu Gunsten der Wildtiere. Einem generellen Trend folgend, wurden in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts zahlreiche Almen für jagdliche Nutzung aufgekauft und die alpine Viehhaltung ging deutlich zurück. Durch diese und ähnliche Maßnahmen, insbesondere aber durch systematische Hege, erhöhten sich die Wildbestände. Besonders seit den Nachkriegsjahren stiegen sie bis heute auf einen zuvor nie dokumentierten Höchststand (WALTER 1980).

Aus zumeist leider nur wenig belastbaren Bestandszahlen von Wildtieren ein Nahrungspotential für Aasfresser zu kalkulieren, lässt sich naturgemäß nur näherungsweise bewerkstelligen. Fallwildzahlen stehen nur eingeschränkt zur Verfügung, da Wild in der Regel an unzugänglichen Orten verendet und oft nicht gefunden wird (ZINK 2005). Regional liefern Daten dennoch gute Anhaltspunkte für das Mindestausmaß von Verlusten. Am Beispiel der Gämse, der häufigsten alpinen Schalenwildart, sei das Zustandekommen enormer Nahrungsmengen vor allem durch Winterverluste im Karwendel, einem Teil der nördlichen Tiroler Kalkalpen, illustriert. In besonders schneereichen Wintern tauen diese Kadaver bis in den Spätsommer hinein sukzessive aus den Lawinenkegeln aus.

Das untersuchte Gebiet umfasst eine Fläche von 624 km<sup>2</sup>. Für diese Fläche konnte ein Gamswildbestand von 5.733 Stück geschätzt werden. Im Winter des Jahres 1998 wurden 48 Stück Gamsfallwild nachgewiesen. Ein Jahr später (im strengen Winter 98/99) liegt der Wert mit 448 toten Gämsen beinahe zehnmal so hoch. Dabei ist davon auszugehen, dass nur ein Teil der toten Tiere von Menschen gefunden und dokumentiert wird. Im dreijährigen Schnitt sind es im Karwendel rund 215 Individuen (3,8 %) der Gamspopulation, die zumeist Opfer unvorhersehbarer Lawinenabgänge werden. Allgemein

ist die Mortalitätsrate von Gämsen und anderer alpiner Huftiere stark mit der winterlichen Schneemenge korreliert (JONAS et al. 2008). Die Fallwildwerte schwanken im Karwendel je nach Jahr zwischen 0,8–7,8 % der gesamten Population (ZINK 2005). Aus anderen Regionen finden sich höhere Angaben, z. B. in den Hochsavoier Alpen 8 % für adulte Gämsen und 28 % für Jährlinge (LE NUZ 2000). Je nach Altersklasse und Witterung kann sich die winterliche Mortalität regional zwischen 6 % und 100 % bewegen – im besonders schweren Winter 2008/09 sind beispielsweise im italienischen Naturpark Parco Naturale delle Alpi Marittime alle älteren Geißen umgekommen (RUGHETTI et al. 2011).

#### 4.2.1 Steinbock

Über die Steinbockbestände im bayerischen Alpenraum kursieren Zahlen in verschiedener Höhe. Während das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten bei der letzten offiziellen Bestandserfassung im Jahr 2016 fast 800 Steinböcke gezählt und einen Bestandsanstieg seit 2010 um etwa 40 % festgestellt hat (STELF 2019), wurden im Rahmen eines *Citizen Science* Projekts des Landesbunds für Vogelschutz mit ca. 400 Tieren nur etwa die Hälfte nachgewiesen. Die Diskrepanz ergibt sich vor allem aus der etwas unterschiedlichen Methodik, da für die LBV-Zählung explizit ein Nicht-verlassen der Wege zur Störungsminimierung für die Beobachtungen empfohlen war. Der Projektbericht weist klar darauf hin, dass die erhobenen Zahlen sicherlich zu niedrig sind (LBV 2016). Fest steht wohl, dass es eine mittlere dreistellige Anzahl von Steinböcken verschiedener Altersklassen im Freistaat gibt.

Eine Hochrechnung aus Bestandszahlen bzw. deren Biomasse ( $\varnothing$  20 kg für Kitze bis  $\varnothing$  80 kg für Böcke) und realistischer Mortalität veranschaulicht die Bedeutung der Winterabgänge von Wildtieren für Aasfresser. Bei einer durchschnittlichen Mortalitätsrate von Steinböcken von 16 % (ZINK 2005), stünden im bayerischen Alpenraum ca. 55–122 Stück Steinfallwild, bzw. eine Nahrungsmenge von etwa 3.200–6.100 kg pro Jahr zur Verfügung, welche außerdem für aasfressende Vögel durch den offenen Lebensraum des Steinbocks weitgehend zugänglich sind.

#### 4.2.2 Gams

Während es zur Bestandsschätzung des Steinbocks noch abweichende, aber auf konkreten Zählungen beruhende, konsistente Zahlen gibt, werden um vergleichbare Angaben zur Gams in Bayern derzeit vehemente Grundsatzdiskussionen geführt. Im hoch emotionalisierten Spannungsfeld zwischen Verbiss und Abschussplanung, Streckenentwicklung und Altersklassen wird aus forstlicher Sicht seit Jahrzehnten eine regional zu hohe Dichte an Gämsen festgestellt, aus Teilen der Jägerschaft dagegen ein organisierter „Vernichtungsfeldzug“ gegen die Gams angeprangert.

Aus den verfügbaren Angaben zur Höhe der Gamsstrecken in Bayern (seit 2010 relativ konstant ca. 4.100 Tiere pro Jahr, STELF 2019) lassen sich kaum belastbare Erkenntnisse gewinnen. Befürworter der gegenwärtigen Abschusszahlen gehen von einer nachhaltigen Bejagung des konstanten Bestandes aus, bei dem lediglich Überschüsse abgeschöpft werden. Aus der Menge an erlegten Gämsen auf die Gesamtpopulation zu schließen, wird selbst von Fachleuten als überaus schwierig betrachtet (MÜLLER pers. Mitt.). Legt man als Richtschnur für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Gamsbeständen jährliche Abschüsse in Höhe von 14–20 % an (DEUTZ & GRESSMANN 2001), so ergäben sich daraus hochgerechnet für Bayern zwischen 20.500 und 29.285 Gämsen. Dagegen geht das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten von 14.000 Tieren aus (STELF 2019), andere Autoren sogar für ganz Süddeutschland von nur 10.000 (BAUMANN 2004).

Aus einer Näherung durch Betrachtung von Populationsdichten resultieren Zahlen im Mittelfeld dieser Extremwerte. Im Wallis wird durch Zählung und Hochrechnung aktuell ein Bestand von ca. 21.000 Gämsen angenommen (KANTON WALLIS 2017), was 4,01 Tieren pro Quadratkilometer entspricht. Umgerechnet auf den bayerischen Gebirgsanteil von 4.200 Quadratkilometern wären dies 16.883 Gämsen im Freistaat. Bei Dichten von 20–30 Gämsen/km<sup>2</sup> in unbejagten Beständen (MILLER & CORLATTI 2009) ist diese Größenordnung möglicherweise noch zu vorsichtig angesetzt.

Obwohl also derzeit mit einer gewissen Sicherheit ein größerer Gamsbestand im bayerischen

Alpenraum lebt, soll als konservative Ausgangslage einer Biomasseberechnung der Wert von 14.000 Gämsen des Staatsministeriums dienen. Wenngleich eine Gams deutlich weniger wiegt als ein männlicher Steinbock, macht die weitaus größere Population dieser Wildart sie in Summe als Nahrungsquelle für Geier hochrelevant. Mit einer durchschnittlichen Mortalität von 15 % des Bestands pro Jahr (ZINK 2005) ergäbe sich bei der angenommenen Anzahl von 14.000 Gämsen eine beeindruckende Biomasse von 63.000 kg Fallwild dieser Art in den bayerischen Alpen (bei Ø 30 kg/Tier).

Gämsen sind also in den Hochlagen durch flächendeckende Verbreitung und teilweise hohe Ausfälle in den Wintermonaten, vor allem aber wegen der großen Stückzahlen, eine besonders wichtige Nahrungsgrundlage für Bartgeier (ZINK 2005). Obwohl ein variabler Teil des Bestands sich im Großteil des Jahres unterhalb der Baumgrenze aufhält und daher im Todesfall für große Greifvögel nur schwierig zu finden und zu erreichen ist, verbleiben etwa 50 % der Gämsen ganzjährig in offenen alpinen Lagen (MÜLLER pers. Mitt.). Da aber auch die „Waldgämsen“ gerne auf Freiflächen wie etwa Lawinenrinnen und Lichtungen im Bergwald stehen, stünden selbst sie in gewissem Anteil als Aas zur Verfügung. Der Bartgeier ist im Gegensatz zu Gänsegeier und Steinadler aufgrund seiner Flügelform mit geringer Flächenbelastung und dadurch günstigen Flugeigenschaften durchaus in der Lage, in offene, tiefergelegene Bereiche zu fliegen. Während die beiden anderen Großvogelarten nur im Ausnahmefall bis zum Talboden hinab kommen, sind für den Bartgeier in niedrigen Lagen befindliche Aufenthaltsorte von Gämsen und anderem Schalenwild eher erreichbar (WERTH briefl.).

#### 4.2.3 Rotwild

Durch Jagd und Landnutzung, im Alpenraum v. a. Almwirtschaft, wurde das Rotwild in den Wald als Sekundärlebensraum verdrängt, wo es im Todesfall für aasfressende Greifvögel nur eingeschränkt nutzbar ist. Rotwild hat als Nahrung für Bartgeier daher nur intermediäre Bedeutung. Rotwildkadaver fallen in der Bergwaldzone zwar vorwiegend im Winter in unbewaldeten, vereisten Rinnen an. Dort sind sie für Bartgeier bis in tie-

feren Lagen hinunter gut erreichbar (KNOLLSEISEN pers. Mitt.). Die überwiegende Masse des Rotwilds steht bzw. verendet allerdings im geschlossenen Wald, sodass Kadaver nur eingeschränkt für Geier zugänglich sind.

Das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten gibt ein Vorkommen von etwa 30.000 Stück Rotwild für ganz Bayern an, differenziert allerdings nicht nach Landkreisen oder ähnlichen Gebietseinheiten (STELF 2019). Von diesem Bestand dürfte wenigstens ein Drittel (= 10.000) im Gebirgsraum von Bayern leben. Konkrete Zahlen aus dem Berchtesgadener Land, die z. B. aus Zählungen an den Winterfütterungen resultieren, bestätigen diese Dimension. Die Angaben summieren sich zu aktuell 1.035 Stück Rotwild (685 Hegegemeinschaft, SOJTER pers. Mitt., + 350 Nationalpark, RINNEBERG pers. Mitt.) im ganzen Landkreis Berchtesgadener Land. Bei einer Landkreisfläche von 840 km<sup>2</sup> entspricht das einer theoretischen Rotwildichte von 1,23 Stück/km<sup>2</sup>.

Auf alle Alpenlandkreise in Bayern (BGL, Traunstein, Ostallgäu, Oberallgäu, Rosenheim, Garmisch-Partenkirchen, Bad Tölz, Miesbach) mit ihrer Fläche von 9.725 km<sup>2</sup> übertragen, ergäbe diese Dichte einen Rotwildbestand von ca. 12.000 Stück.

Bei einer jährlichen Mortalität von 17 % (ZINK 2005) und einem Durchschnittsgewicht von 67 kg pro Tier (Ø Hirsche + Kühe + Kälber) ergäbe sich ausgehend von 10.000 Tieren im bayerischen Alpenraum eine immense Biomasse von 113.900 kg pro Jahr. Wenn auch nur 10 % dieser gewaltigen Menge Aas für Geier zugänglich läge und nicht von Menschen beseitigt würde, überstiege die überschlagene Biomasse die der zu Tode kommenden bayerischen Steinböcke um etwa das Doppelte bis Vierfache. Rotwild sollte also trotz des für aasfressende Greifvögel ungünstigen Lebensraums keinesfalls als Nahrungsquelle ignoriert werden.

#### 4.2.4 Rehwild

Das Rehwild ist im Alpenraum die kleinste Schalenwildart. Ein Populationsdurchschnittsgewicht von nur 11 kg (ZINK 2005) bedeutet, dass Kadaver verhältnismäßig rasch von Krähenvögeln, größeren Raubsäugern (in erster Linie dem Fuchs) und

Greifvögeln aufgearbeitet und verzehrt werden. Die Schwerpunkte der Vorkommen von Bartgeiern und den kaum über die Waldgrenze aufsteigenden Rehen überlappen sich außerdem nur geringfügig. Rehe spielen letztlich als Nahrung für den Bartgeier eine untergeordnete Rolle (ZINK 2005).

Wie bereits beim Rotwild gilt allerdings auch hier, dass durch die schiere Menge der jährlich anfallenden Biomasse toter Rehe eine gewisse Relevanz für Bartgeier gegeben ist. Die oben genannten Alpenlandkreise in Bayern umfassen ca. 14 % der Gesamtfläche des Freistaats. Die offiziellen Abschusszahlen (STELF 2019) sowie die im bayerischen Straßenverkehr getöteten Rehe (REINWALD in DPA 2018) lassen einen Bestand erkennen, der sich als Größenordnung im Bereich der Million bewegen wird. Bei 23 % jährlicher Mortalität (ZINK 2005) und einem Durchschnittsgewicht von 11 kg resultieren daraus 2.530.000 kg Biomasse. Rein rechnerisch dürfte daher in den bayerischen Gebirgslandkreisen pro Jahr eine jährliche Nahrungsmenge von 354.200 kg an Rehkadavern anfallen.

#### 4.2.5 Sonstige Nahrungsquellen

Eine in der Literatur bisher weitgehend vernachlässigte Nahrungsquelle mit saisonaler Bedeutung für Bartgeier könnten im Alpenraum Murmeltiere darstellen (MÄCK & BÖGEL 1989). 20–25 % der Tiere überleben den Winterschlaf nicht, hauptsächlich Jungtiere mit zu geringen Fettreserven. Diese werden ab Mitte/Ende April von den überlebenden Artgenossen aus dem Bau geworfen (WERTH briefl.). Da Bartgeier in dieser Jahreszeit für die Kükenaufzucht große Mengen Aas benötigen, stellen tote Murmeltiere eine attraktive Nahrung dar.

Die Vorkommen des Murmeltiers sind aktuell schwerpunktmäßig auf die Bayerischen Kalkhochalpen (Berchtesgadener Alpen, Karwendelgebirge, Wettersteingebirge, Allgäuer Alpen) ab einer Höhenlage von 1.000 m beschränkt, es kommt aber auch in den Oberbayerischen Vor-alpen vor (Chiemgauer Alpen, Ammergebirge, Mangfallgebirge) (LFU 2017). Genaue Bestandszahlen oder auch nur fundierte Schätzungen von Murmeltieren gibt es in Bayern nicht. Die Allgäuer Hochalpen dürften allerdings den größten Bestand aufweisen (WERTH briefl.).

#### 4.3 Nutztiere

Während Wildtiere vor allem durch ihre erhöhte winterliche Mortalität die Nahrungsgrundlage für Bartgeier und andere ganzjährig in den Nordalpen verbleibende Aasfresser darstellen, gewinnt mit Beginn der Almsaison plötzlich Weidevieh an Bedeutung. Wo Gämsen, Steinböcke und andere Wildtiere bei meist günstigen Witterungsbedingungen und sich entwickelnder Vegetation im Sommerhalbjahr stark rückläufige Todesraten aufweisen, kommen nach langer Stallhaltung wenig trittsichere Nutztiere und mit alpinen Bedingungen unvertrautes Jungvieh auf die Hochweiden. Die daraus resultierenden Todesfälle stellen, sofern nicht die sofortige menschliche Kadaverbeseitigung erfolgt, essentielle Gelegenheiten zur Nahrungsversorgung von Nekrophagen dar. Besonders hoch dürften die Absturzzahlen in den bayerischen Bergen während niederschlagsreicher Sommer sein.

Im bayerischen und angrenzenden österreichischen Alpenraum werden vorwiegend Pferde, Rinder, Schafe und Ziegen auf die Almen getrieben. Die Kadaver dieser Tierarten stehen – so sie nicht mit Fahrzeugen oder teils per Hubschrauber abtransportiert werden – üblicherweise als Nahrungspotential zwischen Ende Mai und Anfang Oktober zur Verfügung. Solange keine geschlossene Schneedecke liegt, können Bartgeier auch noch im Herbst Knochenreste von im Sommer umgekommenen Tieren nutzen. Eine Recherche von ZINK (2005) listet für Österreich je nach Weideviehart unterschiedliche Mortalitätsraten auf, mit deren Hilfe der Anfall von Biomasse geschätzt werden kann. So ergab sich beispielsweise für Schafe eine überraschend hohe durchschnittliche Mortalitätsrate von ~6 %, die unter anderem auf Absturz, Blitzschlag und Krankheiten zurückzuführen ist. Im Mittelmeerraum bewegt sich dieser Wert für frei weidende Tiere zwischen 1,5 und 3 % (XIROUCHAKIS & ANDREOU 2009), da sich dort u. a. kaum frühe Wintereinbrüche ereignen. Regional kommt es immer wieder zur Alping ungeeigneter, etwa zur Fleischproduktion überzüchteter Rassen, die durch überhöhtes Gewicht im alpinen Gelände nicht trittsicher genug sind (KNOLLSEISEN pers. Mitt.). Darüber hinaus können Krankheiten wie die Moderhinke (*Nekrotische Pododermatitis*) die Bewegungskoordination

von Schafen verringern. Zu deren Abstürzen und anderen Todesursachen kommen noch zahlreiche Totgeburten hinzu, die insbesondere im Frühjahr und Herbst auftreten (ZINK 2005).

Die Bedeutung von Schafen als Nahrungsgrundlage für Bartgeier ist von allen Weidetieren am höchsten einzuschätzen. Trotz lokal sehr geringer Alpengszahlen im Nord-/Ostalpengebiet, stellen einzelne Hochalmen mit größeren Schafherden Anziehungspunkte für Geier dar. Verunglückte Schafe bleiben viel häufiger im Gelände liegen, weil sie oft in besonders unzugänglichem Gebiet weiden. Schafe werden dort eingesetzt, wo anderes Vieh nicht mehr genügend Trittsicherheit findet. Folglich kommen abgestürzte Tierkörper häufig an Stellen zu liegen, wo sie zumeist nicht durch Menschen gefunden werden (ZINK 2005).

Die wenigen gealpten Pferde halten sich in der Regel in leicht zugänglichem Terrain auf. Bei Verlusten z. B. durch Blitzschlag finden sich die toten Körper daher oft in unmittelbarer Nähe von Wegen und Hütten. Ein Abtransport zur Tierkörperverwertung, oft sogar per Hubschrauber, wird von den Veterinärbehörden meist umgehend eingeleitet. Aus diesem Grund ist die Bedeutung von Pferden als Nahrung für Bartgeier derzeit als gering einzustufen.

Ziegen sind durch ihre sehr geringen Bestände auf den Almen ebenfalls für Aasfresser zu vernachlässigen. Sie werden in den amtlichen Statistiken für Bayern nicht einmal als eigene Weideviehkategorie geführt, sondern unter „Schafe“ subsumiert.

Mit Abstand das häufigste Almvieh sind in Bayern und Österreich Rinder. Die Lebendbiomasse pro Fläche übersteigt dabei selbst in mäßig beweideten Regionen deutlich jene anderer Vieharten bzw. von Wildtieren. Die Bedeutung von Rindern für Nekrophagen ist jedoch trotz der hohen Biomassen eher als gering einzustufen, da fast alle Kadaver unmittelbar entsorgt werden (ZINK 2005). Und wo einmal ein totes Rind im offenen Gelände verbleibt, ist die Dimension der Knochen für Bartgeier weitgehend zu groß für eine effektive Verwertung. Zudem splintern Rinderknochen stärker als z. B. die von Schafen, was ihre Nutzbarkeit weiter einschränkt (LÖRCHER briefl.). Schafkadaver sind daher als Nahrung für Bartgeier deutlich besser geeignet (KNOLLSEISEN pers. Mitt.).

#### 4.3.1 Rinder

Mehr als 49.000 Rinder verbringen in Bayern die Sommermonate auf der Alm (STELF 2010). Bei einem Durchschnittsgewicht von 308 kg und einer Todesrate von 3 % (ZINK 2005) ergibt sich eine theoretisch gewaltige Biomasse für Aasfresser von rund 450.000 kg. Dennoch ist die Bedeutung von Rindern für nekrophage Karnivoren in Bayern eher als gering einzustufen, da viele Kadaver sofort abtransportiert werden, wenn nötig per Hubschrauber. Die Kosten der Tierkörperbeseitigung von abholpflichtigem Vieh werden anteilig vom Tierhalter, den beseitigungspflichtigen Kommunen, vom Freistaat Bayern und der Bayerischen Tierseuchenkasse getragen (BAYRS 2017).

Noch weit eindrucksvoller sind die Rinderbestände in Salzburg und Tirol. Dort sind für das Jahr 2016 67.000 bzw. 108.000 Tiere auf den Almen beziffert (ALM-AT 2019). Die rechnerisch anfallende Kadavermasse von immensen 1.617.000 kg ist natürlich auch hier aufgrund umgehender Entfernung nur zu einem sehr geringen Bruchteil für Aasfresser verfügbar, außer in leicht größerem Umfang unter Sondersituationen wie im Nationalpark Hohe Tauern, wo Regelungen zum vereinzelt Verbleib von Nutztierkadavern bestehen.

Diese beeindruckenden Zahlen machen deutlich, wie sehr sowohl in Bayern wie auch in Österreich besonders Ansammlungen von Gänsegeiern, aber auch eine Vielzahl anderer Nekrophagen von einer liberaleren Handhabung der Kadaverbeseitigung profitieren würden.

#### 4.3.2 Schafe und Ziegen

Auch wenn die Schafhaltung im vergangenen Jahrhundert im gesamten Alpenraum deutlich an Bedeutung verloren hat, stellt das Schaf dennoch weiterhin nach dem Rind die häufigste Nutztierart im Gebirge dar. Im Vergleich zu Salzburg und Tirol spielen auf Bayerns Almen/Alpen Schafe (und die verschwindend wenigen Ziegen) allerdings nur eine Nebenrolle, mit Ausnahme des Werdenfeller Landes. Die oberösterreichischen und bayerischen Bergregionen sind derzeit der schafärmste Raum des Alpenbogens (STELF 2010).

Wie in allen Alpenregionen unterliegt der Kleinviehauftrieb auch in Bayern viel stärkeren Schwankungen als der Großviehauftrieb. Mit regional stark unterschiedlicher Gewichtung wurden

2008 in Bayern 3.360 Schafe aufgetrieben, davon 399 im Allgäu und 2.961 in Oberbayern (dort 2014: 2.638, 2018: 3.891, AVO 2019), von diesen wiederum 2/3 alleine im Landkreis Garmisch-Partenkirchen (STELF 2010).

Eine vorsichtig angenommene Schafmortalität von 4 %, welche die tatsächlichen Verhältnisse wahrscheinlich unterschätzt (LÖRCHER briefl.), ergäbe für das Jahr 2008 im bayerischen Alpenraum etwa 134 Kadaver, die sich bei einem Durchschnittsgewicht von 48 kg zu 6.451 kg Biomasse summieren würden. Selbst bei einer etwas geringeren Todesrate und mit in einzelnen Jahren leicht niedrigeren Auftriebszahlen stellen verendete Schafe in den Bayerischen Alpen offenbar lokal ein nicht zu unterschätzendes Nahrungspotential dar. Besonders der Garmischer Raum dürfte also für Aasfresser in dieser Hinsicht attraktiv sein, wobei ähnlich wie bei den beiden Großvieharten Pferd und Rind die Praxis der Kadaverentsorgung das Angebot sicher nicht unerheblich verringert.

Wie schon bei den Rindern sind die Zahlen für Schafe und Ziegen südlich der bayerischen Grenze weit höher. 2016 wurden im Bundesland Salzburg 1.955 Ziegen und 18.090 Schafe in die Almgebiete getrieben, in Tirol sogar 5.896 Ziegen und enorme 67.912 Schafe (ALM-AT 2019).

#### 4.4 Fazit Nahrungsmengen

Von den betrachteten Tierarten dominiert in Biomasse und Stückzahlen Weidevieh, hauptsächlich weil die Anzahl der gealpten Rinder in Bayern, Salzburg und Tirol über 250.000 Tiere beträgt. Deren Kadaver stehen jedoch bei der derzeitigen Praxis der Kadaverentsorgung kaum für Aasfresser zur Verfügung. Schafe sind trotz ihrer lokalen Seltenheit durch umso höhere Stückzahlen in anderen Gebieten als lohnende Sommernahrung verfügbar. Im Garmischer Raum, im Salzburger Land sowie in außergewöhnlich hohen Mengen in Tirol, stellt diese Viehart einen Großteil der für Aasfresser anfallenden Biomasse in den Sommermonaten. Durch die im Vergleich zu den anderen Nutztierarten überdurchschnittliche Verfügbarkeit für Nekrophagen reicht bereits ein relativ überschaubarer Schafbestand lokal aus, um das im Sommer durch geringere Mortalität schwächere Angebot von Wildtierkadavern auszugleichen.

Da das Reh aufgrund seines meist stark bewal-

deten Lebensraums kaum als Nahrung für Geier zur Verfügung steht, sind die wichtigsten Nahrungsressourcen Rotwild und Gämsen, beide Arten wohl zahlenmäßig in etwa gleich häufig. Durch schwerere Körper stellt Rotwild den weit größeren Biomasseanteil dar. Wie ZINK (2005) bei Berechnungen für Österreich ausführt, spielt allerdings die effektive Verfügbarkeit von Nahrung die entscheidendere Rolle. Obwohl Rothirsche mit 41 % der Biomasse bei den von ihm betrachteten Tierarten dominieren, sind verendete Gams- und Steinwild (16 % und 2 %) für Bartgeier vor allem im Winter zugänglich und verfügbar, ebenso wie in gewissen Anteilen auch für Gänsegeier im Sommerhalbjahr.

Die für die einzelnen Wild- und Nutztierarten aufgeführten Mengen an jährlich für Aasfresser zugänglichen Kadavern zeigen, trotz mangelnder Detailgenauigkeit aufgrund Unsicherheiten bei Bestandszahlen und schwankender Mortalitätsraten, dass die von FREY (pers. Mitt.) geäußerte Einschätzung der gegebenen Nahrungsgrundlage v. a. für Bartgeier im Ostalpenraum zutrifft. Das Nahrungspotential stellt für diese Vogelart keinen limitierenden Faktor dar.

#### 4.5 Gesetzgebungen über die Entsorgung von Kadavern und Einflüsse auf Verfügbarkeit für Geier

Seit der Einführung der EU-Hygieneverordnung im Jahr 2002 war es Viehhaltens selbst in entlegenen Bergregionen Europas verboten, Tierkadaver der Natur zu überlassen. Nach vehementen Protesten von Naturschutzverbänden, welche auf die dramatischen Auswirkungen dieser Regelung auf aasfressende Tiere hinwiesen, wurde vom Europäischen Parlament 2009 eine Neufassung der Verordnung verabschiedet. Darin heißt es beispielsweise: „Die Verordnung [...] sieht vor, dass Material der Kategorie 1 (z. B. Tierkörper; Anmerkung Verfasser) an gefährdete oder geschützte Arten aasfressender Vögel und anderer Arten verfüttert werden darf, die in ihrem natürlichen Lebensraum leben, um die Artenvielfalt zu fördern. Damit die genannten Arten auf geeignete Weise erhalten werden können, sollte diese Art der Verfütterung gemäß der vorliegenden Verordnung und den Bedingungen zur Vermeidung der Verbreitung von Seuchen weiterhin erlaubt sein“ (ABL EU 2009).

Nun läge es an den zuständigen nationalen Behörden, diese Vorgaben aus Brüssel auch umzusetzen. Allerdings ist es sowohl in Österreich als auch in Bayern momentan alleine den Amtstierärzten des jeweiligen Landkreises bzw. Bezirks überlassen, über den Umgang mit Tierkadavern in ihrem Zuständigkeitsbereich zu entscheiden. Ob tierische Überreste in der Almregion und damit für Aasfresser zugänglich verbleiben können, vom Besitzer entsorgt oder gar per Hubschrauber ausgeflogen (bzw., wie etwa bis 2001 vereinzelt in Vorarlberg praktiziert, durch Explosivstoffe gesprengt) werden müssen, hängt laut deutschem Tierkörperbeseitigungsgesetz (BGBL 2001) vom Gutdünken des jeweiligen Amtstierarztes ab. Obwohl die Veterinäre der Regierung von Oberbayern und Schwaben grundsätzlich sehr aufgeschlossen für das Belassen von Kadavern im Freiland wären (WERTH pers. Mitt.), ist die alltägliche Praxis aufgrund von Bedenken bezüglich Gewässersicherheit oder Seuchengefahr weiterhin die Entsorgung in Tierkörperverwertungsanstalten. Besonders aus Furcht vor Diagnosen wie Milz- und Rauschbrand, die zwar aufgrund ihrer bakteriellen Auslösung über Futter und Wasser nicht ansteckend, aber durch ihre hohe Letalität meldepflichtig sind, werden tote Weidetiere im Zweifelsfall meist abtransportiert.

Diese konservativen Ansätze lassen weitgehend außer Acht, dass im ganzen alpinen Raum die natürliche Kadaverentsorgung durch Aasverwerter wie Bart- und Gänsegeier, aber auch Kolkrabe, Fuchs und Steinadler, die kostengünstigste und nachhaltigste Vorgehensweise wäre – natürlich mit Ausnahme von seuchenverdächtigen Kadavern, solchen in Trinkwasserschutzgebieten oder neben Wanderwegen, bei denen eine Entfernung oder (außer bei Seuchengefahr) idealerweise nur eine kleinräumige Verbringung in unproblematische Areale angebracht ist. Auch Aspekte wie die damit verbundene Einsparung der CO<sub>2</sub>-Emissionen von Hubschrauberflügen bzw. Fahrzeugfahrten zu Bergung und Transport zur Tierkörperbeseitigungsanstalt sollten berücksichtigt werden. Tierkörper die im Gelände gefunden werden und aus Hygieneaspekten abtransportiert werden müssen, könnten an „geiertauglichen“ Sammelstellen abgeladen werden. Mit einem ähnlichen System hatte man in den französischen Ceven-

nen und den französischen Voralpen Erfolg. Hier wurden mit Hilfe ortskundiger Ornithologen Orte ausgewählt und hygienegerechte Kadaverplätze angelegt. Diese Stellen werden den Sicherheitsbedürfnissen der Geier gerecht und ermöglichen es den Landwirten der Region, ihre verendeten Tiere unbürokratisch und kostenlos entsorgen zu können (ZINK 2005). Auch auf Sardinien gibt es mittlerweile „farm-feeding sites“ wo Kadaver von den Bauern liegen gelassen werden dürfen (LÖRCHER briefl.). Auf den Tod einer Kuh oder eines Schafes folgen in Bayern und Österreich momentan stattdessen Meldung, Untersuchung des Kadavers, Abtransport und schließlich Verbrennung oder Verwertung. Rund 450.000 Tonnen tierisches Material fällt laut österreichischem Gesundheitsministerium derzeit im Alpenstaat jährlich an. Bei Kosten von 500 € pro Tonne summiert sich der finanzielle Aufwand auf 225 Millionen €, die größtenteils dem Steuerzahler zur Last fallen – diese Kosten tragen die Bundesländer, zum Teil aber auch Gemeinden und Bauern (WEISBIER 2018). Würde zumindest ein Teil der Tierkörper in der Natur verbleiben, wie es die Überreste von Fallwild ohnehin tun, hätte dies neben den positiven Auswirkungen auf eine Vielzahl spezialisierter, bedrohter Insekten mittelfristig auch wachsende Geierbestände zur Folge, die wiederum in größerer Anzahl die Geschwindigkeit der Kadaverauflösung beschleunigen würden (MÜLLER in DWORSCHAK 2016, EISANK in WEISBIER 2018). Dabei wäre durch den niedrigen pH-Wert der Magensäure von Greifvögeln sichergestellt, dass Krankheitserreger zuverlässig abgetötet würden und die Ausbreitung von Seuchen eingedämmt werden könnte. Die teils per Hubschrauber praktizierte Entfernung verdächtiger Kadaver könnte hingegen durch das Abtropfen von Körperflüssigkeiten während des Lufttransports sogar die Verbreitung von Erregern begünstigen (ZINK in WEISBIER 2018).

Der Umgang mit Fallwild in Deutschland, hauptsächlich Straßenverkehrsopfern, wäre in Hinblick auf den Artenschutz ebenso reformbedürftig. Neben den Verkehrswegen sitzende Mäusebussarde sind ein alltägliches Bild und Indikator für die Mengen an „Roadkills“, die jährlich auf unseren Straßen umkommen. In der Jagdsaison 2012/13 ereigneten sich in Deutschland knapp

210.000 Wildunfälle (2017: 228.500). Unter die Räder kamen 180.000 Rehe, 22.000 Wildschweine, 4.000 Stück Damwild und 3.000 Stück Rotwild. Die Dunkelziffer für Wildunfälle wird dabei auf das Vier- bis Fünffache geschätzt (ADAC e. V. 2013, ADAC e. V. 2017). Alle diese Kadaver werden durch den zuständigen Jagdpächter oder die Straßenmeisterei entsorgt, entweder in Tierkörperbeseitigungsanlagen, über den Hausmüll oder durch Vergraben im Revier (GANGL 2018). Auch nur einen geringen Teil dieser immensen Biomasse für Aasfresser zugänglich zu machen, etwa durch offenes Auslegen in Bereichen ohne Frequentierung durch die Öffentlichkeit, wäre ein überaus wichtiger Schritt für eine Vielzahl nekrophager Arten, seien es Insekten, Säuger oder Vögel.

Letztlich besteht aus Sicht des Naturschutzes die Notwendigkeit eines völlig neuen Kadaverkonzepts für ganz Deutschland, bzw. ebenso in Österreich. Tierkörper sind durch politische Bedenken und die mittlerweile vorherrschende Hygienementalität weitgehend aus der Landschaft verschwunden, und mit ihnen ein ganzes Spektrum spezialisierter Arten. Da dieser Missstand auch in Fachkreisen immer stärker in den Fokus gerät, bildet sich derzeit ein Projekt für Aasökologie in einer Kooperation aller deutschen Nationalparks. Dort wird u. a. mittels Fotofallen an Wildkadavern das lokale Spektrum an Nekrophagen untersucht (MÜLLER pers. Mitt.).

Die Bayerischen Staatsforsten haben im Sommer 2019 mit dem Landesbund für Vogelschutz ein „Leuchtturmprojekt“ zum gezielten Auslegen von Wildtierkadavern in der Landschaft initiiert. Durch die ausschließliche Nutzung bleifreier Munition beim Abschuss von Rot-, Reh- und Gamswild im Lebensraum von Großgreifvögeln und einem verstärkten Belassen der geschossenen, nicht verwertbaren Tiere als zusätzliche Nahrungsquelle vor Ort, sollen die Zahlen von Stein- und Seeadlern sowie Bartgeiern in Bayern stabilisiert und nach Möglichkeit in den nächsten Jahren erhöht werden. Zusätzlich sollen durch eine wissenschaftliche Begleitung Erkenntnisse über aasökologische Vorgänge an Kadavern und die Bedeutung von toter Biomasse für die Biodiversität gewonnen werden. Mittels umfangreichen Einsatzes von Fotofallen, sowie an ausgewählten

Standorten von Webcams mit Liveübertragung, soll sowohl die Öffentlichkeit für die Wichtigkeit von Aas in der Landschaft sensibilisiert werden, als auch ein fachlicher Erkenntnisgewinn über die Prozesse und tierischen Nutzen von Kadavern ermöglicht werden.

Vergleicht man Jagdbetrieb und Nutztierhaltung hinsichtlich der Anzahl zu entsorgender Kadaver, dominiert der Nutztierbereich eindeutig. Wenn die Nahrungssituation für Geier und andere Greifvögel aktiv verbessert werden soll, müssen Managementmaßnahmen daher primär im Bereich der Nutztierentsorgung ansetzen (ZINK 2005). Allerdings sollte auch die Jägerschaft zu einem gelasseneren Umgang mit Fallwild ermutigt werden. Das Auslegen von bleifreien Kadavern an für Aasfresser zugänglichen, offenen Stellen ohne Publikumsverkehr, sofern u. a. wasserrechtlich unbedenklich, wäre eine im Vergleich mit dem regulären Abtransport günstige, einfache „Entsorgungsform“. Wie unter natürlichen Bedingungen würde Nahrung dort nur unregelmäßig zur Verfügung stehen, was Gewöhnungseffekte und andere negative Verhaltensbeeinflussungen der tierischen Nutzer verhindern dürfte. Um unerwünschte Folgen wie Verzerren von Körperteilen durch Füchse oder deren starke Vermehrung, durch die evtl. wiederum bedrohte Tierarten wie Raufußhühner gefährdet würden (SCHERZINGER pers. Mitt.), zu vermeiden, wäre eine entsprechend konstruierte Einzäunung völlig ausreichend (ZINK 2005).

## 5 Bewertung von Gefahrenquellen

Da der Bartgeier selbst im idealen Populationszustand nur in geringer Dichte und mit Reviergrößen von 300 (ROBIN et al. 2003) bis 700 km<sup>2</sup> (ZINK 2005) in den Alpen existiert, ist der Verlust jedes einzelnen Individuums mit negativen Auswirkungen auf den Gesamtbestand verbunden. Besonders der Tod eines adulten Tieres kann die Paarbildung und Reproduktion in einem Gebiet um Jahre zurückwerfen. Modellierungen haben ergeben, dass möglicherweise nur 10 % aller toten Bartgeier überhaupt gefunden werden (LÖRCHER pers. Mitt.). Daher ist die genaue Untersuchung der Todesursache in den wenigen nachvollziehbaren Fällen umso wichtiger, um Gefahrenquellen für Geier und andere Greifvögel im Alpenraum

identifizieren und beseitigen zu können. Das Risiko von anthropogenen Todesursachen muss für eine langfristige Verbreitung des Bartgeiers in den (Ost)Alpen minimiert werden.

### 5.1 Kollisionen mit Kabeln / Stromleitungen und Stromschlag

Grundsätzlich besteht für eine Vielzahl von Vogelarten die Gefahr, durch Kollisionen mit Leitungen, Seilbahnen und ähnlichen dünnen, oftmals schlecht sichtbaren Hindernissen zu Schaden zu kommen. Besonders Greif- und Hühnervögel sind davon betroffen, mit einer sicherlich sehr hohen Dunkelziffer. Viele Greifvögel sind zur Nahrungssuche auf die Sicht nach unten spezialisiert, der Horizont wird nur sehr eingeschränkt binokular gesehen. Hindernisse in Flugrichtung sind für die Tiere daher nur schwer zu erkennen (SONTAG 2016).

In Frankreich kamen 20 % der Bartgeier durch Kollisionen mit Sesselliften und Seilbahnen zu Tode, bis im Rahmen eines LIFE Projekts die problematischsten Anlagen mit gut sichtbaren Markierungen „entschärft“ wurden (HEURET 2016) – allerdings mit einem erneuten Anstieg solcher Ereignisse im Jahr 2018 (PHIPPS 2018). In einer gesamteuropäischen Auswertung konnten 18 % aller Todesfälle bei Bartgeiern auf Zusammenstöße mit Leitungen und ähnlichen Hindernissen zurückgeführt werden (MARGALIDA et al. 2008).

Allgemein weisen die bayerischen Alpen durch das weitgehende Fehlen von Windkraftanlagen, Speicherkraftwerken und den damit verbundenen oberirdischen Leitungen sowie größeren Skigebieten eine geringe Verkabelung auf. Außerdem sind aufgrund des Alpenplans (STMWIVT 2013) vor allem in der striktesten Schutzzone C (42 % des bayerischen Alpenraums) weite Teile der bayerischen Alpen frei von Seilbahnkabeln. Es sind in Bayern 787 Schlepplifte, Sessel-/Kabinenbahnen etc. vorhanden, abzüglich zehn Anlagen im außeralpinen Raum, wie dem Bayerischen Wald. Dagegen bestehen in Frankreich 2.801 solcher Strukturen, in der Schweiz 1.258 und in Österreich 2.070 (STMWIVT 2007).

Das Risiko als großer Greifvogel, sei es Steinadler, Bart- oder Gänsegeier, in Bayern bei einer Kollision mit einem Seilbahnkabel verletzt oder getötet zu werden, ist also einerseits vorhanden, andererseits durch die relative Seltenheit sol-

cher Hindernisse im Vergleich zu vielen anderen Alpenländern doch nicht überzubewerten.

Hochspannungsleitungen existieren in Bayern im Gegensatz zu anderen Alpenländern praktisch nicht in den Hochlagen, nur drei talnahe Trassen verlaufen bei Oberstdorf, Füssen und Mittenwald nach Österreich (REINERS 2019). Hauptsächlich ereignen sich Todesfälle von Greifvögeln durch Stromschlag in flachen Landschaften, wo Masten als Sitzwarte genutzt werden (WATSON 2010). Im gebirgigen Gelände mit einer Auswahl natürlicher erhöhter Landeplätze dürfte die Gefahr des Stromschlags hingegen zu vernachlässigen sein, vor allem bei der relativen Seltenheit von Masten und Leitungen in den bayerischen Bergen.

### 5.2 Windkraftanlagen

Bart- und Gänsegeier zählen, wie viele andere Greifvögel auch, zu den Arten, deren Populationen durch den Bau von Windenergieanlagen (WEA) nachhaltige Schäden erleiden können – hauptsächlich durch den direkten Verlust von Individuen bei Kollisionen mit den Rotoren (CARRETE et al. 2012). In einer aufwändigen gesamteuropäischen Datensammlung über alle jemals publizierten mit WEA kollidierten Vogelarten (DÜRR 2019) findet sich zwar kein einziger Bartgeier, allerdings 1.901 Gänsegeier (99,5 % davon in Spanien verunglückt).

Neben diesen offensichtlichen Bedrohungen, welche von WEA für Vögel ausgehen, sollten auch die indirekten Auswirkungen solcher Anlagen bedacht werden. GPS-besenderte Steinadler mieden in Kanada auf dem Zug in die Wintergebiete bzw. bei der Rückkehr in die Brutreviere flugtechnisch günstige Geländestrukturen, nachdem dort WEA errichtet wurden. Stattdessen wichen sie auf weniger geeignete Routen aus, was zu einem größeren Energieverbrauch und einer dadurch möglicherweise höheren Sterblichkeit führen könnte (JOHNSTON et al. 2014).

Glücklicherweise stellen Windkraftanlagen im bayerischen und angrenzenden österreichischen Alpenraum mangels Verbreitung eine nur geringe Bedrohung für Greifvögel dar. Die einzigen bayerischen Landkreise mit Gebirgsanteil, die über entsprechende Anlagen verfügen, sind Traunstein (ein Windpark mit drei WEA), Oberallgäu (drei Windparks, sechs WEA) und

Ostallgäu (zehn Windparks, 30 WEA, ein Teil davon als „Windpark Wildpoldsried“ landkreis-übergreifend im Oberallgäu) (WIKIPEDIA 2018).

### 5.3 Störungspotential durch menschliche Aktivitäten im Luftraum

Obwohl große Greifvögel im freien Luftraum oft sehr souverän mit Flugobjekten umgehen und z. B. gemeinsames Kreisen in Thermiken zusammen mit Adlern oder Geiern für Gleitschirmflieger kein allzu außergewöhnliches Erlebnis ist (NÖHRING pers. Mitt.), sind dieselben Vögel an ihrem Brutplatz umso störungsempfindlicher. Umfänglich wurde die negative Wirkung, welche die Annäherung von Hubschraubern, Gleitschirmen oder anderen vergleichbaren menschlichen Fluggeräten an einen besetzten Horst hat, für Steinadler (WATSON 2010) aber auch für Bartgeier (PROUVOST 2015) nachgewiesen. Ein solcher starker akustischer und/oder optischer Reiz wird als Störung empfunden, welche je nach Intensität und Distanz verschiedene Reaktionen des brütenden oder mit der Kükenaufzucht beschäftigten Vogels bewirken kann. Das Spektrum reicht vom tiefen Hineinducken und aufmerksamen Beobachten der Störungsquelle bis hin zum fluchtartigen Verlassen des Horstes bei zu starker Annäherung oder Lautstärke. Die Auswirkungen dieser Fluchten hängen von ihrer Frequenz und Dauer ab und reichen von der Überhitzung bzw. dem Auskühlen von Eiern oder Küken über verringerte Fütterung, den Verlust von Eiern oder Küken durch Prädatoren während der Abwesenheit der Altvögel bis hin zur kompletten Aufgabe des Brutplatzes (RUDDOCK & WHITFIELD 2007).

Störungen durch Helikopter und Flugzeuge sind in den französischen Pyrenäen als Hauptgrund für Brutabbrüche bei Bartgeiern identifiziert worden. Vor allem die Lärmempfindlichkeit der Greifvögel am Nest, möglicherweise verschärft durch die vermutlich schallverstärkende trichterförmige Struktur einzelner Horstnischen (WERTH briefl.), bewirkt erste Stressreaktionen auf entsprechende Reize im Extremfall schon bei einer Distanz von zwei Kilometern.

In Bayern bestehen daher Verpflichtungen für Hubschrauberpiloten in Hinblick auf Steinadlerhorste. Nach sinkendem Bruterfolg der bayerischen Steinadler aufgrund sich häufender Störun-

gen an den Nistplätzen wurde vom Nationalpark Berchtesgaden ein „Leitfaden zum Schutz des Steinadlers in den Alpen“ erarbeitet (BRENDL et al. 2000). Darin werden von der Staatlichen Vogelschutzwarte Garmisch-Partenkirchen entwickelte Abstandszonen für verschiedene menschliche Aktivitäten im Umfeld von Horsten empfohlen, von Helikopterflügen über Drachen- und Hängegleiterflüge bis hin zu Forstarbeiten, Klettern und Wandern. Ausgehend von diesen Angaben wurde ein Konzept erstellt, das neben einem generellen Tiefflugverbot das weiträumige Umfliegen von besetzten Steinadlerhorsten zwischen 15.02. und 30.06. für alle Hubschrauber verbindlich vorschreibt (FISCHER-HEIDLBERGER 2002). Im ganzen bayerischen Alpenraum ist damit weitgehend sichergestellt, dass von Helikoptern ein Mindestabstand von einem Kilometer zu gemeldeten Adlerhorsten eingehalten wird – mit Ausnahme von Rettungseinsätzen (BRENDL pers. Mitt.). Dieses bewährte Konzept zum Umgang mit Flugobjekten in ornithologisch sensiblen Bereichen ließe sich im Falle zukünftiger Bartgeierbruten in Bayern ohne nennenswerten Mehraufwand auf die Horststandorte der Geier übertragen.

### 5.4 Bleivergiftungen

In den letzten Jahren fanden zahlreiche Untersuchungen statt, die sich mit Bleivergiftungen von aasfressenden Greifvögeln auseinandersetzten. Obligate (wie Bart- und Gänsegeier) und fakultative Aasfresser (Steinadler, Seeadler etc.) finden häufig Nahrung in Form von angeschossenen, bei der Nachsuche nicht aufgefundenen Wildtieren und zurückgelassenem Aufbruch, bei deren Verzehr Bestandteile der bleihaltigen Munition mit aufgenommen werden (NEUMANN 2011).

Bei den verwendeten Geschossen handelt es sich im Rahmen der traditionellen Jagd zumeist um bleihaltige Teilmantelgeschosse, bei denen sich der Mantel bei Auftreffen auf ein Zielobjekt nach hinten umkrempelt und sich der Geschosskern mehr oder weniger zerlegt (KRONE 2010). Dabei entstehen Splitter, die sich wolkenartig rund um den Einschusskanal im Gewebe verteilen. Bei Röntgenuntersuchungen an geschossenen Wildtieren konnten TRINOGGA & KRONE (2008) bis zu etwa 600 Splitter mit einer Größe von < 1 mm

bis knapp 10 mm nachweisen, wobei der Großteil der Fragmente unter einem Millimeter groß war. Diese besonders kleinen Partikel stellen das eigentliche Problem dar, da Greifvögel durchaus selektives Fressverhalten zeigen (z. B. für den Seeadler nachgewiesen von NADJAFZADEH & KRONE 2008) und die Aufnahme größerer Metallteile vermeiden. Kleine Partikel können nicht mechanisch aussortiert werden und haben zudem die Eigenschaft, dass sie eine vergleichsweise große Oberfläche aufweisen, was die Resorption des potentiell toxischen Materials erhöht. Durch die Aufnahme von Blei wird z. B. die Blutbildung beeinflusst und das Nervensystem geschädigt (KENNTNER et al. 2001).

Bartgeier sind dabei durch ihre extrem saure Magensäure (pH-Wert 0,7) besonders von Blei betroffen. JENNY et al. (2016) berichten, dass in der Schweiz tot aufgefundene Bartgeier im Schnitt eine sehr hohe Bleikonzentration von 38,9 µg/g aufwiesen, tote Steinadler hingegen „nur“ 12,45 µg/g. Mittels Isotopenanalyse wurde nachgewiesen, dass das Blei eindeutig aus Jagdmunition stammt und nicht aus anderen Umweltquellen, wie natürlicher Weise belasteter Erde aus Schlammbädern, die beim Putzen aufgenommen wird, oder verzehrter Nahrung ohne Geschosse. Trotz der weitgehend geschossplitterfreien Knochennahrung des Bartgeiers frisst er auch gerne die Fettschicht der Innereien und an Knochen befindliche Gewebereste, wodurch er letztlich doch Blei aufnimmt.

Aus Federanalysen von CHAMPLY (2018) geht hervor, dass subletale Bleivergiftung bei Bartgeiern (und sicher auch anderen Greifvögeln) ca. 30 % der jeweiligen Population betreffen. Die langfristigen Auswirkungen dieser Belastung etwa auf den Bruterfolg sind bisher nicht absehbar. Etwa 15 % der Bartgeier sind tödlichen Dosen von Blei ausgesetzt und verenden letztlich an den körperlichen Erscheinungen der Vergiftung. FREY (pers. Mitt.) führt sogar 50 % der österreichischen Bartgeiermortalität auf Blei zurück, wobei die restlichen 50 % wohl hauptsächlich aus illegalen Abschüssen bestehen – im Alpenstaat ist seit Beginn der Wiederansiedlung 1986 bisher nur ein einziger „natürlicher“ Todesfall in Folge eines Lawinenabgangs bekannt. Selbst in den Westalpen, wo Kollisionen mit anthropogenen Objek-

ten die Haupttodesursache darstellen, dürften Bleivergiftungen mit den damit einhergehenden Koordinations- und Orientierungseinschränkungen eine große, kaum untersuchte indirekte Rolle beim Zustandekommen von Aufprallereignissen haben (LÖRCHER pers. Mitt.).

Genau nachgewiesen sind Bleivergiftungen beim größten- und gewichtsmäßig dem Bartgeier weitgehend vergleichbaren Seeadler. Nach Untersuchungen von Dr. KRONE vom IZW (Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung Berlin) stellen Bleivergiftungen bei Seeadlern in Deutschland die häufigste Todesursache dar. Von 1998 bis 2011 wurden knapp über 500 in Deutschland aufgefundene Seeadler obduziert, von denen zwischen 25 und 30 % an der toxischen Wirkung von Blei verendeten (KRONE pers. Mitt. in NEUMANN 2011).

In Anbetracht der bekannten Auswirkungen wäre ein Verbot von bleihaltiger Munition auch zum Schutz menschlicher Konsumenten die logische Konsequenz. Bisher scheiterte dies in Deutschland jedoch an Bedenken bezüglich der Jagdsicherheit, der tierschutzgerechten Tötung sowie der jagdpraktischen Eignung. Um solche Vorbehalte zu überprüfen, führten GREMSE & RIEGER (2008) Untersuchungen durch, bei denen das Verhalten von 12.000 Geschossen in verschiedenen Versuchsanordnungen ausgewertet und akribisch dokumentiert wurde. Als Ergebnis konnte der bleifreien Munition eine praktisch uneingeschränkte Wirkung und Praxistauglichkeit bescheinigt werden. Zur Klärung der Jagdsicherheit wurde von der Bundesregierung bei der Deutschen Versuchs- und Prüfanstalt für Jagd- und Sportwaffen ein Gutachten in Auftrag gegeben, welches belegt, dass von bleifreier Munition keine größere Gefahr – etwa von Querschlägern – ausgeht als von bleihaltiger (DEVA 2011, KNEUBUEHL 2011). Auch bei der Stopp- und Tötungswirkung gibt es keine systemischen Nachteile. Selbst die oft aus Jagdkreisen vermuteten praktischen Probleme von bleifreien Geschossen bei der Gebirgsjagd mit ihren hohen Schussdistanzen sind eindeutig widerlegt. Durch die gestrecktere Flugbahn ist bleifreie Munition auf große Distanzen möglicherweise sogar von Vorteil (KRONE pers. Mitt.).

Es gibt derzeit vier deutsche Bundesländer (Schleswig-Holstein, Baden-Württemberg,

Nordrhein-Westfalen und Saarland) mit klaren Regelungen bzw. Verpflichtungen zur Verwendung von bleifreier Munition. In allen anderen mit Ausnahme von Bayern, Thüringen und Sachsen-Anhalt gilt wenigstens das Verbot bleihaltiger Büchsengeschosse im Landeswald. Dagegen stellt sich die aktuelle Situation in Bayern, Salzburg und Tirol als äußerst lückenhaft dar. Nur wenige Schutzgebietsinstitutionen wie der Nationalpark Berchtesgaden oder der Nationalpark Hohe Tauern (in dessen selbst bewirtschafteten Jagdrevieren) verwenden ausschließlich bleifreie Munition. In allen anderen Gebieten herrscht ein völlig uneinheitliches Bild bzw. starke Dominanz von Bleimunition vor. Der Bayerische Jagdverband gibt keine generelle Empfehlung zum Einsatz bleifreier Geschosse ab, sondern stellt stattdessen die vermehrte Nutzung bleireduzierter Munition in den Raum. Der Ökologische Jagdverband spricht sich hingegen deutlich für die Verwendung bleifreier Alternativen aus (BFR 2011). Die Bayerischen Staatsforsten (BaySf) überlassen es jedem Forstbetrieb grundsätzlich selbst, die bei der Jagdausübung im entsprechenden Zuständigkeitsbereich verwendete Munition zu beeinflussen. Jedoch wurde mittlerweile von den BaySf beschlossen, zum Schutz von Greifvögeln und menschlichen Konsumenten nach einer Übergangsphase im Jahr 2021 jegliche Jagdausübung in den Gebirgsrevieren und in den bayerischen Regionen mit Seeadlervorkommen nur noch mit bleifreier Munition durchzuführen – ein überaus wichtiger Schritt zur überregionalen Akzeptanz von Geschossalternativen, welcher letztlich zu einer Ausdehnung dieses Beschlusses auf alle BaySf-Revire führen könnte.

Für Oberbayern ist im Februar 2019 eine wichtige Verordnung in Kraft getreten, welche nachhaltig für die stärkere Verbreitung bleifreier Munition sorgen könnte. So sind Abschüsse innerhalb der Schonzeit in den teils großflächigen Sanierungs- und Gefährdungsgebieten nur noch bleifrei erlaubt (OABL 2019). Da Jagdausübende für solche Abschüsse in der Regel nur eine entsprechend eingeschossene Waffe verwenden, vermutet MÜLLER (pers. Mitt.), dass diese Personen auch außerhalb der Schonzeit bei der regulären Jagd von da an hauptsächlich bleifreie Munition verwenden würden, um ein aufwändiges erneu-

tes Einstellen des Gewehrs auf Bleimunition zu vermeiden.

Insgesamt stellt sich die Situation so dar, dass bei der Jagd in Bayern immer noch hauptsächlich Bleimunition verwendet wird. Deziert bleifrei schießenden Institutionen wie dem Nationalpark Berchtesgaden oder bleifreier Munition stark zugeneigten Verbänden wie dem Bund bayerischer Berufsjäger steht eine Vielzahl an Hobbyjägern und Jagdgästen gegenüber, welche etwa durch ihre relativ seltene Jagdausübung den Aufwand des Umschießens ihrer Waffen scheuen und aus Gewohnheit bei Bleimunition bleiben. Der massiven Lobbyarbeit einiger Munitionshersteller zur Beibehaltung des Status quo (FREY 2019) steht eine starke Bewerbung von Alternativen in einschlägigen Jagdzeitschriften gegenüber. Aufklärungskampagnen und klare Positionierung der Jagdverbände könnten die entscheidende Initialzündung für eine flächenmäßige Aufgabe von Bleimunition bewirken (KRONE briefl.). Die Österreichischen Bundesforste, die sich generell für bleifreie Munition aussprechen, stellen Jägern in ÖBF-Revieren kostenlos solche Geschosse zur Verfügung (PILLONI briefl.).

Da unter den Berufsjägern, welche den Großteil der Abschüsse tätigen, bleifreie Alternativen deutlich besser akzeptiert erscheinen, dürfte in Bayern der Anteil bleifrei geschossenen Wildes etwas höher liegen, als die geringe Zahl bleifrei schießender Jagdausübender vermuten lässt.

Letztlich ist Blei aus Jagdmunition trotz aller bisherigen Bestrebungen zu einer größeren Verbreitung von Alternativen momentan als Gefahrenquelle für Greifvögel in den bayerischen Alpen nicht zu unterschätzen. Zur konkreten Stützung vieler Greifvogelpopulationen muss die Problematik in Bayern und am besten weiträumig darüber hinaus stärker öffentlich gemacht werden. Organisationen mit Vorbildcharakter wie Bayerische Staatsforsten, Bayerischer Jagdverband oder Ökologischer Jagdverband sollten bei einer notwendigerweise grenzübergreifend stattfindenden Sensibilisierung der Jägerschaft maßgeblich teilnehmen. Einfache Sofortmaßnahmen wie beispielsweise die Empfehlung, Aufbruch von mit Blei geschossenem Wild für Vögel unerreichbar zu vergraben anstatt offen auszulegen, oder Luderplätze in der Landschaft nur mit bleifrei erleg-

ten Kadavern zu bestücken, könnten über diese Institutionen gezielt kommuniziert werden. In den Westalpen, wo das Vergraben von Aufbruch völlig üblich ist, sind auch die Mortalitätsraten bei Greifvögeln durch Bleivergiftung deutlich niedriger (FREY 2019). Mittelfristig muss aber die Verwendung bleifreier Munition von Vorurteilen und überholten Bedenken befreit werden, um die Reduzierung des Umweltgiftes Blei zu bewirken und einen bedeutenden Gefährdungsfaktor für aasfressende Vögel und menschliche Konsumenten von Wildbret zu beseitigen.

### 5.5 Direkte Verfolgung von Bartgeiern

Greifvögel sind heute im Vergleich zur einst organisierten und mit Prämien vergüteten Nachstellung (BRADER 2018) deutlich geringeren Gefahren durch menschlichen Vernichtungswillen ausgesetzt. Dennoch sind immer noch Fälle von er- bzw. angeschossenen Greifvögeln regelmäßiger Teil der medialen Berichterstattung, sicherlich mit einer hohen Dunkelziffer. Die Täter, welche sich in der Regel aus einigen wenigen militanten Vertretern von Jägerschaft und Vogel-/Kleintierzüchtern rekrutieren dürften, bleiben meist unentdeckt. Nur selten gelingt es, Schützen auf frischer Tat oder durch Ermittlungen im Nachhinein zu identifizieren.

Auch Bartgeier werden im Alpenraum immer wieder beschossen, die Gründe bleiben spekulativ – denkbar sind Verwechslung mit Steinadlern, grundsätzliche Abneigung gegenüber Greifvögeln, das vereinzelt schlechte Image von Geiern oder die versuchte Erlangung einer ornithologischen Seltenheit als Trophäe. Der 2012 in Osttirol mit einer starken Bleivergiftung tot aufgefundene Bartgeier „Nicola“ wies bei einer Untersuchung verheilte Einschüsse zweier verschiedener Kaliber auf (SCHNÜRIGER 2012). Allein auf dieses Tier muss also mindestens zweimal wohl unabhängig voneinander geschossen worden sein. Im Tiroler Lechtal kam es im Jahr 2013 nach erfolgter Paarbildung und möglicherweise sogar während eines Brutversuchs zum unerklärlichen Verschwinden eines der beiden Altvögel. Auch aus dem Ötztal gibt es Hinweise, dass immer wieder Bartgeier bei beginnendem Sesshaftwerden „verschwinden“ (FREY pers. Mitt.). Diese Gefährdungsgebiete, zu denen auch das Zillertal zählt, zeichnen sich durch

eine lange Tradition der Schafalpfung und darin begründeten, tiefsitzenden Vorurteilen gegenüber dem Steinadler aus (FREY 2019). Solange juvenile und immature Individuen als Durchzügler und auf Nahrungssuche nur relativ kurz in problematischen Gegenden verweilen, ergibt sich in der Regel keine Gelegenheit zum Abschuss. Erst wenn ein Tier im subadulten oder adulten Alter mit ausgeprägter Territorialität regelmäßig an denselben Stellen anzutreffen ist, bietet sich die verlässliche Situation zur Erlegung eines solchen Vogels (KNOLLSEISEN pers. Mitt.) – oft wohl nach Verwechslung mit dem Steinadler.

Allgemein führt FREY das Stagnieren des Bartgeierbestands auf niedrigem Niveau in Österreich einerseits auf Bleivergiftungen, andererseits auf eine hohe Dunkelziffer an kaum nachweisbaren Abschüssen zurück (in KAINDL 2018). Für die europäischen Bartgeiervorkommen wird der Anteil der Mortalität durch Abschuss auf dramatische 31 % beziffert (MARGALIDA et al. 2008).

Mangels Erfahrungen mit Bartgeiervorkommen in Bayern in neuerer Zeit mag die Situation des Steinadlers und die Einstellung der waffenbesitzenden Bevölkerungsgruppen zu ihm als Richtschnur für die Toleranz gegenüber Großgreifvögeln im südlichen Teil des Freistaats dienen. Während in Österreich und der Schweiz immer wieder Steinadler (BERNER ZEITUNG 2017) und Gänsegeier (APA 2019) mit Schussverletzungen aufgefunden werden, sind vergleichbare Vorfälle in Bayern aus der jüngeren Vergangenheit kaum bekannt. In der Jägerschaft scheinen keine weit verbreiteten Vorurteile gegen große Greifvögel zu bestehen, im persönlichen Gespräch mit Jägern und Förstern sind negative Äußerungen z. B. über Steinadler eine bemerkenswerte Ausnahme. Vielmehr scheint es eher eine Auszeichnung zu sein, in einem „Adlerrevier“ zu jagen (FÜNFSTÜCK pers. Mitt., RÖSLER pers. Mitt., ZEININGER pers. Mitt.). Bei den aktuell etwa 45 Steinadlerpaaren des bayerischen Alpenraums sind dementsprechend keine Verdachtsmomente bekannt, in denen ein Partnerwechsel oder das Verschwinden eines Altvogels mit illegalen menschlichen Aktivitäten in Verbindung gebracht worden wäre. In den letzten Jahrzehnten wurden nur zwei Fälle von gewilderten Steinadlern in Bayern eindeutig nachgewiesen, ein skelettiert mit Kugelspuren gefundener Vogel

1984 in den Ammergauer Alpen und 2008 ein mit Schrot erlegter immaturer Adler in Vorderriß bei Lenggries. In zwei weiteren Verdachtsfällen blieben die Todesumstände unklar (FÜNFSTÜCK pers. Mitt.).

Unter diesem Gesichtspunkt dürfte die direkte Verfolgung für eine zukünftige Bartgeierpopulation in Bayern im Vergleich zu anderen Gefahrenquellen, namentlich der Bleiproblematik, nur von geringer Relevanz sein. Die bayerische Jägerschaft müsste bei einer möglichen Wiederansiedlung ohnehin eng eingebunden werden, um beispielsweise den Verbreitungsgrad alternativer Munitionssorten deutlich zu erhöhen, etwaige Vorbehalte gegenüber Freilassungen auszuräumen und Teilnehmer für ein flächendeckendes Geiermonitoring zu mobilisieren. Die „harmlose“ Lebensweise des Bartgeiers, insbesondere bei der Nahrungswahl, ließe sich in diesbezüglichen Veranstaltungen und Publikationen leicht vermitteln.

Ein zusätzliches technisches Hilfsmittel zum Schutz von Bartgeiern stellt eine möglichst flächendeckende Besenderung dar. Sowohl Tiere aus der Nachzucht als auch Wildvögel, die etwa verletzt aufgegriffen und therapiert wieder freigelassen werden können, werden mittlerweile durchgehend mit GPS-Sendern ausgestattet. Neben der Vielzahl von Erkenntnissen, die aus der digitalen Verfolgung der Geier gewonnen werden können, stellt die fast durchgängig mögliche Lokalisierung auch eine immense Schutzwirkung für den jeweiligen Vogel dar. Bei ungewöhnlichen Bewegungsmustern, beispielsweise langer Inaktivität, kann gezielt nach dem entsprechenden Tier gesucht und z. B. die letale Folge von Bleivergiftung noch abgewendet werden. Entscheidend ist der frühestmögliche Zeitpunkt einer geeigneten Behandlungsmethode, um das im Organismus frei befindliche Blei durch Komplexbildnerpräparate ausfallen zu können (KRONE pers. Mitt.).

Zusätzlich geht mit einer offensiven Kommunikation der Besenderung in den Medien und regelmäßiger Veröffentlichung von Berichten über Flugaktivitäten eine nicht zu unterschätzende Abschreckungswirkung für Wilderer einher. Die exakte Positionsbestimmung von Bartgeiern und der belastbare Nachweis eines Verschwindens in einem genau bekannten Jagdrevier könnten zu einer Verringerung illegaler Abschüsse führen.

Selbst wenn dennoch der Abschuss eines besenderten Vogels erfolgt, kann dadurch wenigstens die Gefährdungsregion eindeutig identifiziert und mit gezielten Ermittlungen und Öffentlichkeitsarbeit Druck aufgebaut werden (LÖRCHER pers. Mitt.).

## 6 Bewertung weiterer limitierender Faktoren

### 6.1 Konkurrenz Bartgeier/Steinadler und Brutplatzangebot

Durch ihre unterschiedlichen Ernährungsweisen besteht zwischen Steinadler und Bartgeier keine direkte Nahrungskonkurrenz. Erst nachdem ein vom Adler erlegtes oder von ihm als Fallwild entdecktes Beutestück weitgehend von den Weichteilen befreit ist, werden die liegen gebliebenen Knochen vom Bartgeier genutzt. Da während der Jungenaufzucht Bartgeier jedoch auch Fleischnahrung zur Versorgung des Kükens im Nest benötigen, kommt es in einzelnen Fällen zu Kleptoparasitismus gegenüber dem Steinadler. Wenn etwa die Verfügbarkeit von Aas zeitweise gering ist, können Bartgeier durch Verfolgung und Bedrängung im Luftraum beutetragende Steinadler dazu bringen, das transportierte Beutestück fallen zu lassen und es sich für die eigene Verwertung am Nest zu sichern. Deutlich häufiger ereignen sich solche Auseinandersetzungen jedoch zwischen verschiedenen Altersklassen von Bartgeiern oder zwischen Bartgeiern und Gänsegeiern bzw. Kolkraben (MARGALIDA & BERTRAN 2003). Nahrungskonkurrenz zwischen Steinadler und Bartgeier existiert offenbar nur in sehr geringem Umfang unter speziellen Bedingungen wie Aasknappheit in der Nestlingsperiode und dürfte bei keiner der beiden Arten einen gravierenden negativen Einfluss auf den Bruterfolg haben.

Mittlerweile sind mehrere Fälle verbürgt, in denen Bartgeier von Steinadlern getötet wurden (PLATTER 2011). Beide Arten sind im jeweiligen Horstumfeld stark territorial – Bartgeier hauptsächlich zur Brutzeit, Adler hingegen weitgehend ganzjährig – was zu regelmäßigen intra- und interspezifischen Aggressionen gegenüber Greifvögeln und Kolkraben in Nestnähe führt. Zur beiderseitigen Vermeidung von Eskalationskosten,

hauptsächlich dem erheblichen Verletzungsrisiko auch für den Aggressor bei ausufernden Attacken, enden solche Auseinandersetzungen jedoch bis auf seltene Ausnahmen meist mit der umgehenden Flucht des Eindringlings und der baldigen Rückkehr des Revierinhabers in den Nestbereich. Somit gehört die Gefahr, durch einen Adler zu Tode zu kommen, für einen Bart- oder Gänsegeier sicherlich zu einer Vielzahl von allgemeinen, geringen Lebensrisiken wie beispielsweise der Möglichkeit, in einer Lawine umzukommen. Nach Jahrtausenden der einstigen Koexistenz im Alpenraum dürfte außerdem ein sich schnell einstellender Gewöhnungseffekt bei wieder regelmäßiger Begegnung im Lebensraum auftreten. Aus Regionen mit hoher Steinadlerdichte wie etwa Graubünden ist keine erhöhte Mortalität bei Bartgeiern durch Auseinandersetzungen bekannt (KNOLLSEISEN pers. Mitt.) und im Salzburger Krumltal brüten Steinadler und Bartgeier erfolgreich in ca. 3 km voneinander entfernt liegenden Horsten (pers. Beobachtung des Verfassers). Im Val Zebrù (Nationalpark Stilfserjoch) liegen sogar nur wenige hundert Meter zwischen den Horsten von Bartgeier und Steinadler, auch wenn solche „Extrembeispiele“ sicherlich verschiedenen individuellen Einflüssen wie der jeweiligen Toleranz der Brutvögel unterliegen (KNOLLSEISEN pers. Mitt.).

Steinadlervorkommen können sich neben der Schaffung von Nahrungsquellen in einem weiteren Faktor günstig für Bartgeier auswirken, nämlich bei der Brutplatzwahl. Beide Arten bevorzugen für die Anlage der Nester hohe, in der Regel nur aus der Luft erreichbare Felswände mit Halbhöhlen, Felsnischen oder breiten Felsbändern, die ausreichend Schutz vor Witterung und Prädatoren bieten. Der Horst selbst besteht aus Ästen und Zweigen, vor allem beim Bartgeier überdeckt mit trockenen Nahrungsresten und Polsterung in Form von Gras oder Schafwolle. Sowohl Steinadler als auch Bartgeierpaare nutzen abwechselnd zwei bis fünf, in seltenen Fällen bis zu neun Horste, in Berchtesgadener Adlerrevieren wurden maximal elf Nester verschiedener Brutperioden nachgewiesen. Gründe für den Horstwechsel sind durch den Menschen verursachte Störungen, das Auftreten von Parasiten, aber auch Interaktionen mit anderen Vogelarten (RYFFEL



■ **Abbildung 3:**

Bartgeierhorst im Krumltal, Nationalpark Hohe Tauern, 2018. – *Bearded Vulture nest at Hohe Tauern national park.*

Foto: M. Neukum

2008). Bartgeier, Gänsegeier, Steinadler und Kolkrahen stellen an ihre Nistplätze und Lebensräume ähnliche Anforderungen und annektieren oft leerstehende Horste anderer Arten (MARGALIDA & GARCÍA 1999, ROBIN et al. 2003). Durch den beim Bartgeier im Vergleich zum Steinadler deutlich früheren Brutbeginn, teilweise schon im Dezember (Ende März beim Adler) und die während der Balz rapide steigende Territorialität am Nistplatz (MARGALIDA & BERTRAN 2005) gelingt es den Geiern regelmäßig, in ursprünglich von Steinadlern errichteten Horsten zu brüten. Im Gegenzug sind in Österreich mehrere Brutversuche von Bartgeiern durch Steinadlerattacken verhindert worden, dies jedoch unter starker Brutplatzkonkurrenz in Regionen mit kompaktem, strukturarmem kristallinen Gestein und dem damit einhergehenden Mangel an geeigneten Nistmöglichkeiten (ZINK 2005).

Geeignete Neststandorte würden für Bartgeier in den bayerischen Alpen keinen limitierenden Faktor darstellen. Besonders die großflächigen Kalkregionen bieten durch Verwitterung ein reichhaltiges Nischenangebot und optimale Brutplätze (ZINK 2005). Der in den bayerischen Gebirgen gesättigte Adlerbestand bietet Bartgeiern zusätzlich eine Vielzahl an Gelegenheiten zur Aneignung bestehender Nester. Somit dürfte für Bartgeier das geringe Risiko, welches von Auseinandersetzungen mit Steinadlern ausgeht, deutlich von den Vorteilen der Verfügbarkeit von Beuteresten und bereits errichteten Brutplätzen überwogen werden.

## 7 Haltung der lokalen Bevölkerung gegenüber Geiern

Bartgeier liefern durch ihre Lebensweise als Aasfresser nur wenig Angriffsfläche als Feindbild. Während die mediale Berichterstattung zu diesem Greifvogel ohnehin durchweg einen positiven Charakter hat, wollte der Nationalpark Berchtesgaden mittels einer Befragung der Besucher im Nationalparkzentrum Haus der Berge auch die konkrete Stimmung vor Ort gegenüber dem großen Greifvogel erheben. Im August und Oktober 2018 wurden dazu Gäste im Infozentrum von einer Mitarbeiterin des Berliner Instituts für Architektur- und Umweltpsychologie zu ihrer Einstellung dem Bartgeier gegenüber befragt. Zusätzlich wurde die Meinung zu einer möglichen Wiederansiedlung im Raum Berchtesgaden erhoben, mit einem Ergebnis von 98 % Zustimmung zu einem solchen Vorhaben. Dabei wurden jedoch auch teils eklatante Wissenslücken offenbart, wie etwa die Zuordnung des Bartgeiers als Insektenfresser oder die Verwechslung auf Fotos mit Steinadler und anderen Greifvögeln. Die Notwendigkeit umfassender Informationskampagnen vor einer möglichen Wiederansiedlung kann daher nicht genug betont werden (MOCZEK 2019).

Die Einstellung der Bevölkerung zu Großgreifvögeln im Allgemeinen lässt sich, wie schon beim Thema Verfolgung, auch hier ansatzweise durch Heranziehung des Steinadlers erahnen. Der Nationalpark Berchtesgaden bietet annähernd ganzjährig wöchentliche, sowie gesondert für angemeldete Gruppen veranstaltete kostenlose Steinadlerwanderungen an. Diese Führungen sind mit Abstand das meistbesuchte Angebot im Wanderprogramm des Nationalparks, wobei sich die Teilnehmerzahl seit Jahren immer noch kontinuierlich steigert. So wurden im Jahr 2017 insgesamt 1.534 Personen bei diesen Veranstaltungen zum Thema Steinadler begrüßt (NPV BGD 2018). Der Verfasser hat den Großteil solcher Führungen von 2008 bis 2016 im Auftrag des Nationalparks selbst durchgeführt. Dabei war neben dem natürlich dominierenden Fokus auf den Steinadler bei fast jeder Veranstaltung auch das Thema Bart- und Gänsegeier als andere

Großvögel des Alpinraums präsent, sei es durch Nachfragen der Teilnehmer oder bei der Erläuterung ökologischer Prozesse. Und obwohl der Anteil der Touristen an diesen Veranstaltungen den der Einheimischen deutlich überwiegt, ließ sich nie eine weniger positive Einstellung der Lokalbevölkerung gegenüber Adlern und Geiern erkennen.

Die einzige erkennbare Missstimmung gegenüber dem Bartgeier könnte laut KNOLLSEISEN (pers. Mitt.) sehr vereinzelt in der lokalen Jägerschaft bestehen. Neben bisweilen geäußertem Unverständnis über die Kosten eines Wiederansiedlungsprojekts kommt in Einzelfällen Unwillen bei Sesshaftwerden eines Geierpaares in deren Jagdrevier oder auch bei Freilassungen in dessen Umfeld auf. Die Befürchtungen beziehen sich hauptsächlich auf die Sorge vor einer aufkommenden Unruhe im Revier durch Ornithologen, Fotografen und Interessierte. Die damit verbundenen jagdlichen Einschränkungen, Beunruhigung des Wildes und sich fernab von Wegen im Gelände bewegendes Personen kritisieren Jäger immer wieder. In verschiedenen Bartgeierterritorien Österreichs ist es notwendig, nur sehr allgemeine Informationen über den Neststandort oder Aktivitätsgebiete an die Öffentlichkeit zu geben. Die Nennung z. B. des genauen Tals, in dem gebrütet wird, ist von der dortigen Jägerschaft unerwünscht. Zur Ermöglichung und Aufrechterhaltung einer Kooperationsbereitschaft sind also neben vertrauensvollen persönlichen Kontakten von Projektarbeitern zu den örtlichen Jägern eine ausgeprägte Verschwiegenheit und Entgegenkommen notwendig (KNOLLSEISEN pers. Mitt.).

Die Einstellung der Lokalbevölkerung im bayerischen Alpenraum gegenüber Geiern oder einer möglichen Wiederansiedlung stellt sicherlich keinen Hinderungsgrund für ein solches Projekt dar. Im Gegenteil haben die Erfahrungen in Österreich und der Schweiz gezeigt, dass sich die Bewohner der Freilassungsgebiete leicht und erfolgreich mit Informationsveranstaltungen, Schulwettbewerben zur Namensfindung für Junggeier und Führungen für Bartgeier begeistern lassen (LAINER & GRESSMANN 2017).

## 8 Maßnahmen zur Reduzierung von Bleivergiftungen als wichtigster potentieller Gefährdungsursache

### 8.1 Workshops „Bleifreie Jagd“ in Bayern und Österreich

Um die schädlichen Auswirkungen von Bleigeschossen sowohl auf Greifvögel wie auch potenziell auf menschliche Konsumenten stärker an die Jägerschaft zu kommunizieren und gleichzeitig Vorbehalte bezüglich bleifreier Munition auszuräumen, sind Veranstaltungen mit direktem Kontakt zur „Zielgruppe“ ein wichtiger Ansatz. Im Rahmen von Hageschauen und Jagdmessen ließe sich die Bleiproblematik effektiv ansprechen, zudem bei den vielen sonstigen forstlichen und jagdlichen Veranstaltungen wie Nieder- und Hochwildsymposien. Eine Aufnahme entsprechender Beiträge in die Programme solcher Termine würde die Reichweite auch auf Teilnehmer mit größerem Beharrungsvermögen erweitern, die tendenziell keine eigenen Informationsveranstaltungen nur zum Thema „Bleifreie Jagd“ besuchen würden.

Die einschlägigen Organisationen wie Bayerischer Jagdverband, Ökologischer Jagdverband, Bund Bayerischer Berufsjäger sowie Landesjagdverbände in Österreich sind hierbei als Unterstützer entscheidend. Experten und Referenten aus der Jägerschaft selbst, die im Gegensatz etwa zu Naturschützern auch konkrete Erfahrungen aus der jagdlichen Praxis aufweisen, wären ideal zur Erläuterung von Sachverhalten wie Augenblickswirkung, Ballistik und Wildbretzerstörung. Essentiell ist hierbei laut FREY (pers. Mitt.), dass die Aussagen und Erkenntnisse möglichst direkten Lokalbezug haben. Mögen die Erfahrungen bei der Jagd mit bleifreier Munition im Flachland noch so überzeugend sein, so fänden sich schnell Gründe, warum die Ergebnisse dennoch nicht etwa auf die Hochwildjagd im Gebirge zu übertragen seien. So gibt es z. B. enorme Unterschiede im genutzten Kaliber je nach Gebiet und Jagdpraxis, die berücksichtigt werden müssen (LÖRCHER briefl.). Angesehene Vertreter aus der jeweiligen Region, die von der Effizienz und Sicherheit bleifreier Geschosse etwa bei der Gamsjagd berichten, bewirken weitaus mehr als umfangreiche Studien in Fachmagazinen.

### 8.2 Kampagne „Bleifreie Jagd“ in Zusammenarbeit mit Verbänden

Zusammen mit den soeben genannten Institutionen und unter Einbindung jagdlicher Entscheidungsträger und Funktionäre müsste die mediale Präsenz der Bleiproblematik deutlich erhöht und konkrete Angebote zur Erleichterung des Umstiegs gemacht werden. Obwohl die Themen Blei und bleifreie Munition mittlerweile auch in waidmännischen Fachzeitschriften regelmäßig behandelt werden (z. B. SCHAFFRATH 2019), teils sogar mit explizitem Bezug zur Schädlichkeit für Greifvögel (FILLI 2019), stellt sich das Ganze weiterhin eher als Nischenproblem dar. Das Bewusstsein für die möglicherweise größere Gefahr, die auch beim Verzehr von belastetem Wildbret besteht, muss deutlich stärker verbreitet werden.

Aufklärende Artikel in Jagdzeitschriften, nicht nur zur Unbedenklichkeit von bleifreien Geschossen sondern auch zur Gefährlichkeit von Blei, sollten von den Jagdverbänden vermehrt angeregt werden. Auch wenn Wild nur 0,2 % der in Deutschland verzehrten Fleischmenge stellt, ist es Konsumenten sicher nicht gleichgültig, dass die maximale Bleibelastung z. B. in Geflügel 0,3 mg/kg beträgt, in Wildbret hingegen mit 867,0 mg/kg der 2.890-fache Wert festgestellt wurde (VON STETTEN in LJV NRW 2014).

Da europaweit derzeit Änderungen der Gesetzgebung für Jagdmunition nur in einem längeren Zeithorizont absehbar sind, haben politische Initiativen wenig Aussicht auf schnellen Erfolg. Aktionen von anderen Akteuren sind daher notwendig, um einen Paradigmenwechsel bei der Akzeptanz von bleifreien Geschossen zu bewirken. Zum Erreichen eines größeren Verbreitungsgrades bleifreier Jagdmunition wurden bereits verschiedene unterstützende Maßnahmen erprobt, um den Wechsel weg von Blei zu forcieren. Neben Aufrufen zum freiwilligen Umstieg haben Schutzgebiete wie der Nationalpark Hohe Tauern (NPV SALZBURG 2018) oder der Yellowstone National Park (NPS 2009) multiple Ansätze zur größeren Akzeptanz alternativer Munition getestet. Die Kostenübernahme für das beim Wechsel notwendige neue Einschießen der Waffe, die finanzielle Beteiligung an einer Erstausrüstung bleifreier Geschosse oder der direkte Umtausch alter Bleimunition in unschädliche Alternativen (Faktor 1:1

oder 1:0,5) sind mit wechselndem Erfolg getestete Ansätze.

Noch bis zum 31.12.2020 besteht ein auf diesen Vorbildern beruhendes Angebot an Mitglieder des Hochwildhegerings im Berchtesgadener Land, bei einer Umstellung auf bleifreie Munition 100 % der Kosten erstattet zu bekommen. Finanziert durch den Bayerischen Naturschutzfonds und den Landesbund für Vogelschutz zeichnet sich eine zufriedenstellende Resonanz bei diesem Pilotprojekt innerhalb der BJV-Kreisgruppe BGL ab, die sich als eine von wenigen bayernweit explizit pro bleifrei positioniert (BERGER pers. Mitt.).

## 9 Bewertung der Ergebnisse in Hinblick auf IUCN-Kriterien

Die vielfältigen Erkenntnisse von Versuchen, wildlebende, sich ausreichend selbst reproduzierende Populationen durch Wiederansiedlungen zu begründen, zeigen, dass die IUCN-Richtlinien

sich keineswegs in bürokratischen Anweisungen erschöpfen. Vielmehr geben sie den Rahmen vor, unter welchen Voraussetzungen solche Vorhaben nachhaltig erfolgreich durchgeführt werden können (BEZZEL 2019). Die für den Bartgeier relevanten IUCN-Kriterien (IUCN 2013) decken ein breites Spektrum vieler für ein Stützungsprojekt relevanter Aspekte ab, von den grundsätzlichen Begriffsdefinitionen (Wiedereinbürgerung, Verstärkung, Aufstockung etc.) über die klare Formulierung der Ziele von Maßnahmen, der Notwendigkeit eines multidisziplinären Ansatzes bei der Durchführung, detaillierte Studien über die Biologie der jeweiligen Art im Vorfeld und andere Vorbereitungen, der Berücksichtigung von sozioökonomischen und rechtlichen Anforderungen bis hin zum Ablauf der Auswilderungen selbst, der Ausarbeitung von Exit-Strategien und der Nachbereitung nach Abschluss der Freilassungen. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die wichtigsten IUCN-Anforderungen und

■ **Tabelle 1:**

IUCN-Kriterien für Wiederansiedlungsprojekte und deren Erfüllung durch ein Bartgeier-Projekt. – *IUCN criteria for reintroductions and how a Bearded Vulture project would meet them.*

| IUCN-Kriterium                                                 | Unterpunkt                                                                                                                                                                                                                                                                               | Nicht-/Erfüllung BG-Projekt                                                      |
|----------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------|
| Section 1: Introduction and scope of Guidelines                |                                                                                                                                                                                                                                                                                          |                                                                                  |
| Section 2: Definitions and classification                      | 2.1 Population restoration/<br>2.2 Conservation introduction                                                                                                                                                                                                                             | BG-Freilassung entspricht Wiedereinbürgerung, nicht Verstärkung oder Aufstockung |
| Section 3: Deciding when translocation is an acceptable option |                                                                                                                                                                                                                                                                                          | Erfüllt                                                                          |
| Section 4: Planning a translocation                            | 4.1 Goals, objectives and actions<br>4.2 Monitoring programme design<br>4.3 Exit strategy                                                                                                                                                                                                | Erfüllt                                                                          |
| Section 5: Feasibility and design                              | 5.1 Biological feasibility<br>5.1.1 Basic biological knowledge<br>5.1.2 Habitat<br>5.1.3 Climate requirements<br>5.1.4 Founders<br>5.1.5 Animal welfare<br>5.1.6 Disease and parasite considerations<br>5.2 Social feasibility<br>5.3 Regulatory compliance<br>5.4 Resource availability | Erfüllt                                                                          |
| Section 6: Risk assessment                                     |                                                                                                                                                                                                                                                                                          | Erfüllt                                                                          |
| Section 7: Release and implementation                          | 7.1 Selecting release sites and areas<br>7.2 Release strategy                                                                                                                                                                                                                            | Erfüllt                                                                          |
| Section 8: Monitoring and continuing management                | 8.1 Monitoring<br>8.2 Continuing management                                                                                                                                                                                                                                              | Erfüllt                                                                          |
| Section 9: Dissemination of information                        |                                                                                                                                                                                                                                                                                          | Erfüllt                                                                          |

deren Gewährleistung durch die Bartgeier-Planungen.

### Section 3: Deciding when translocation is an acceptable option

Letztlich zeigt schon der überaus erfolgreiche Verlauf des 1986 begonnenen und bis heute in verschiedenen europäischen Ländern durchgeführten Wiederansiedlungsprojekts durch die Etablierung eines geschätzten Alpenbestandes von ca. 300 Bartgeiern (Stand 2019, IBM briefl.), dass auch in Bayern Auswilderungen auf einer soliden Basis aufbauen würden und keine erkennbaren unerwünschten Nebeneffekte hätten. Bei der Wiedereinbürgerung zur Stützung des gesamten ostalpinen Bartgeierbestandes ist durch ausreichende natürliche Nahrungsversorgung, Nistmöglichkeiten etc. kein langfristiges, aufwändiges Management für das Fortbestehen dieser Art absehbar. Die unbedingt nötigen Managementmaßnahmen beschränken sich hauptsächlich auf die Beseitigung der dominierenden menschlichen Gefährdungsquelle, dem Blei aus Jagdmunition.

Auch die einstigen Ausrottungsfaktoren spielen heute keine Rolle mehr. Seit dem Verschwinden des Bartgeiers aus Bayern vor etwa 150 Jahren durch menschliche Verfolgung haben sich die Lebensraumbedingungen deutlich geändert, allerdings nicht unbedingt zum Nachteil für die Geier. Wie bereits ausgeführt, hat sich das Nahrungsangebot durch Reduzierung der Weidewirtschaft und einer massiven Zunahme der Schalenwildbestände gewandelt. Letztere stellen in Verbindung mit dem großen Suchradius von Bartgeiern eine ausreichende Nahrungsversorgung sicher.

Menschliche Nachstellung ist im Gegensatz zu den historischen Verhältnissen in Bayern heute wohl keine relevante Gefährdung mehr. Der Bartgeier unterliegt in der gesamten Europäischen Union durch seine Listungen in Anhang A der EU-Artenschutzverordnung (EU KOMMISSION 2019) sowie in Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (ABL EU 2010), in Deutschland in Verbindung mit den Bestimmungen des § 44 Abs. 1 Bundesnaturschutzgesetz strengem Schutz, auch einstige Vorurteile bezüglich der Gefährlichkeit des „Lämmergeiers“ (BERG 1936) spielen keine Rolle mehr.

Es steht aktuell der gesamte bayerische Alpenraum mit seinen 4.200 Quadratkilometern sowie

der Großteil der österreichischen Gebirge als Lebensraum für Bartgeier zur Verfügung. Durch die ausgeprägte Ost-West-Ausdehnung der bayerischen Alpen wäre bei einer zukünftigen Bildung von Revieren eine perlenkettenartige Anordnung von Territorien mit grenzüberschreitender Lebensraumnutzung ins benachbarte Österreich zu erwarten (KNOLLSEISEN pers. Mitt.). Letztlich gilt es, die alpinen Bartgeiervorkommen zu einer sich austauschenden Metapopulation zu verknüpfen und die großen Bestandslücken zu schließen.

### Section 4: Planning a translocation

Zur Steuerung der Populationsentwicklung liegen Untersuchungen mit klaren Empfehlungen vor. BASSI & JENNY (2018) empfehlen etwa eine Art Lebenszyklus für Bartgeier-Freilassungsplätze. Diese sollten grundsätzlich in Regionen angelegt werden, die über optimale Nahrungsressourcen und Angebote an Nistplätzen verfügen, im Idealfall mit einer relativ geringen Dichte an potenziellen Konkurrenten wie dem Steinadler. Freilassungen werden dann solange durchgeführt, bis sich erste Paare in der Region bilden, oder wenn regelmäßig freigelassene Vögel zur Fortpflanzung in andere Gebiete abwandern. Sobald die natürliche Reproduktion vor Ort die der üblicherweise pro Jahr ausgewilderten Bartgeier übersteigt (normalerweise 2-3 pro Jahr), sollten die Freilassungen lokal beendet werden, um keine Konkurrenzeffekte im entstandenen Kerngebiet zu befördern.

Kurzfristige Erfolgsindikatoren für ein Wiederansiedlungsprojekt wären die erfolgreiche Auswilderung von Jungvögeln aus Nachzuchten des Europäischen Erhaltungszuchtprogramms und ihr Überleben ohne menschliches Zutun im Freiland sowie die Entwicklung eines natürlichen Dispersionsverhaltens. Durch Anwendung der Erfahrungen und Methoden der seit über 30 Jahren in den Alpen stattfindenden Freilassungen ist das Erreichen dieser Ziele realistisch. Langfristig würde ein selbsterhaltender, ausreichend reproduzierender, grenzübergreifender Bestand angestrebt, welcher die aktuelle Verbreitungslücke schließt. Die Zeitspanne, in der dieses Ziel erreicht werden kann, ist aufgrund der eingeschränkten Vorhersehbarkeit des Verhaltens von Wildtieren schwer zu antizipieren. Im Nationalpark Hohe

Tauern wurde 32 Jahre lang ausgewildert, wobei die Etablierung von Brutpaaren durch menschliche Einflüsse (Blei, Abschuss) stark verzögert bis unterbunden wurde. In Hochsavoyen vergingen zehn Jahre bis zur ersten erfolgreichen Brut (FREY et al. 2016), in Andalusien neun (FREY 2019). Durch die immer größere Anzahl von Bartgeiern in den Alpen ist mittels sozialer Attraktion bei konsequenten Freilassungen in einer Region mit dem Entstehen eines Kernvorkommens innerhalb einer Zeitspanne zu rechnen, die sich eher in Jahren als in Jahrzehnten absehen lässt.

### Section 5: Feasibility and design

Als außergewöhnlich gut erforschte Art existiert über den Bartgeier eine Vielzahl an Habitatanalysen, Verhaltensstudien, Erkenntnisse über Populationsdynamik, inter- und intraspezifische Konkurrenz, Nahrungsbedarf etc., sodass sich eine mögliche Wiederansiedlung im Ostalpenraum auf umfangreiche Studien und Erfahrungen der letzten Jahrzehnte an Forschung zu dieser Geierart stützen würde.

Mit der Vulture Conservation Foundation (VCF) und dem International Bearded Vulture Monitoring (IBM) bestehen zwei renommierte Organisationen zur Koordination von Maßnahmen, Projektpartnern, NGOs und Schutzgebieten, um die langjährige Erfahrung in der Ansiedlung von Bartgeiern in Europa effektiv für eine mögliche Wiederansiedlung in den Ostalpen nutzen zu können. Aktuell sind 36 Zoos, fünf spezielle Zuchtzentren und zwei private Haltungen in einem Zuchtnetzwerk verbunden, um die nötige Anzahl von Junggeiern mit passenden genetischen Eigenschaften für Freilassungen in verschiedenen Ländern zu produzieren (VCF 2019).

### Section 6: Risk assessment

Bei den Freilassungsplänen ist das Zurückgreifen auf Vögel aus Gefangenschaft unerlässlich. Die Wildpopulationen des Bartgeiers im Alpenraum wurden vollständig vernichtet. Weder die schwindenden Restvorkommen auf den mediterranen Inseln noch die aufgrund eines Flaschenhalseffekts genetisch verarmten Bestände in den Pyrenäen bieten sich trotz ökologischer Eignung für eine regelmäßige, ausreichende Entnahme von Wildvögeln an. Seit kurzem wird versucht,

aus ausgewählten korsischen Bartgeierhorsten mit äußerst geringen Bruterfolgsquoten Eier zu bergen und über die daraus resultierenden, künstlich erbrüteten Jungvögel die Erhaltung der genetischen Vielfalt der korsischen Bartgeier sicherzustellen. In der weiteren Zukunft ist es denkbar, die Nachkommen solcher Gefangenschaftsvögel zur genetischen Auffrischung in den Alpen auszuwildern, da der korsische Bestand in seinen Erbanlagen denen des erloschenen Alpenvorkommens noch genetisch am ähnlichsten ist (FREY 2019). Diese wenigen Individuen reichen jedoch keinesfalls aus, um heute einen Grundstock für flächendeckende Freilassungen zu bieten.

Da sich die Bartgeier Eurasiens taxonomisch nicht in Subspezies unterteilen lassen und der Alpenbartgeier im Überlappungsgebiet der einst existenten westeuropäischen und osteuropäisch-asiatischen Linie vollständig ausgerottet wurde, ist eine genetische Näherung an die vernichtete Population eine Herausforderung für die Wiederansiedlung. Der Grundstock des europäischen Bartgeierprojekts setzt sich aus 44 Gründervögeln (Stand 2019) vor allem aus Asien zusammen. Durch das europaweit vernetzte Zuchtprogramm wird gezielt versucht, Elterntiere mit wertvollen genetischen Eigenschaften für die Brut zusammenzustellen. Es werden bemerkenswerte Anstrengungen unternommen, um mittels sorgsam überwachter natürlicher Brut oder temporärer künstlicher Bebrütung in Thermokästen Jungtiere zum Schlupf zu bringen. Diese durchlaufen eine Aufzucht durch die eigenen Eltern oder wenn nötig durch andere Bartgeier als Ammenvögel. Sie werden gegebenenfalls speziell ernährt und veterinärmedizinisch überwacht. Erst wenn das jeweilige Küken die ersten 90 Tage übersteht und eine Blutprobe und genetische Untersuchung das passende Geschlecht für ausgewogene Freilassungen ergibt, wird der Vogel zum Kandidaten der nächsten Wiederansiedlung (ROBIN et al. 2003). Durch die aktuell 170 Individuen im Zuchtprogramm, davon 40 reproduzierende Brutpaare, wurden in den Jahren 2017 und 2018 jeweils 25 Jungvögel hervorgebracht (FREY 2019). Pro Freilassungsplatz stehen nach dem Auswahlprozess letztlich in der Regel zwei, seltener drei sorgsam selektierte Bartgeier zur Auswilderung zur Verfügung (SPB 2019). Mittlerweile werden

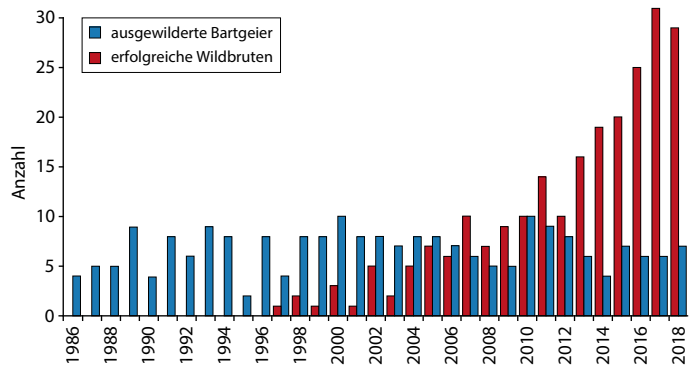
zwar bereits 81 % der jährlich in den Alpen ausfliegenden jungen Bartgeier aus Naturbruten hervorgebracht (Abb. 4). Freilassungsvögel stellen nur noch 19 % der Individuen. Diese sind jedoch essentiell zur Stärkung der genetischen Diversität und zur gezielten Schließung von Bestandslücken (FREY 2019).

### Section 7: Release and implementation

Die Methodik der Freilassung ist durch jahrzehntelange Erfahrung optimiert. Die Wiederansiedlung des Bartgeiers basiert auf der Hacking-Methode (ROBIN et al. 2003). Dabei werden in Gehegehaltung aufgezogene Jungtiere im Alter von rund 90 bis 100 Tagen aus dem Horst der Elterntiere entnommen. Sie werden zu einer gut geschützten Auswilderungsnische des jeweiligen Freilassungsgebiets transportiert und mit ein bis zwei weiteren Junggeiern freigesetzt. Die noch nicht flugfähigen Jungvögel werden bis zum Erreichen der Selbstständigkeit von einem erfahrenen Team durchgehend überwacht und regelmäßig solchermäßen mit Futter versorgt, dass keine Prägung auf den Menschen erfolgt. Im Alter von rund 110 bis 130 Tagen wagen die Jungvögel ihren ersten Flug. In den folgenden Wochen lernen sie eigenständig immer besser zu fliegen und auch selbstständig Nahrung zu suchen. Es hat sich gezeigt, dass 88 % der ausgewilderten Bartgeier in den Alpen das erste Lebensjahr überleben. In den darauffolgenden Jahren steigt die jährliche Überlebensrate auf 96 %, was für Wildtiere ein außergewöhnlich hoher Wert ist (SCHAUB et al. 2009).

### Section 8: Monitoring and continuing management

In jedem neuen Freilassungsgebiet ist es mittlerweile Usus, dass nach Evaluierung der örtlichen Gegebenheiten durch die VCF ein erfahrener Monitoring-Instruktor mit langjähriger Projekterfahrung die Auswilderung begleitet, um das lokale Team auszubilden, etwa in der Anfertigung



■ **Abbildung 4:** Anzahl ausgewildelter Bartgeier (blau) und von Vögeln aus erfolgreichen Wildbruten (rot) in den Alpen. – Number of released Bearded Vultures (blue) and wild hatched birds (red) in the Alps. Quelle: IBM 2019 in LAINER 2019b

von Verhaltensprotokollen und dem Erkennen von Auffälligkeiten bei den Freilassungsvögeln (FREY 2019).

Zur Überwachung der Tiere nach der Auswilderung werden alle Freilassungsvögel mit GPS-Sendern ausgestattet, um sowohl ihre Dispersion zu erforschen als auch ihre Sicherheit in gewissem Ausmaß gewährleisten zu können. Durch Erkennung von Auffälligkeiten im Bewegungsverhalten lassen sich etwa bei zunehmender Inaktivität Bleivergiftungen oder Verletzungen entdecken und der Vogel zu einer eventuellen Rettung ortsgenau lokalisieren (FREY 2019). Die Markierung von Vögeln durch Bleichung einzelner Federn im Rahmen der öffentlichen Freilassungen ist ein publikumswirksames, langjährig erprobtes Mittel zur Steigerung der Erkennungsmöglichkeiten von Bartgeierindividuen.

**Fazit:** Nach eingehender Befassung mit den von der IUCN aufgestellten Kriterien für Wiederansiedlungen von Arten wird klar, dass der Bartgeier zweifellos für eine menschlich unterstützte Rückkehr nach Bayern und in die weiteren Ostalpen geeignet ist – sofern der entscheidende Gefährdungsfaktor Bleivergiftung konsequent bekämpft wird. Es ist keine Option, mit großem Aufwand Freilassungen durchzuführen, nur um einen beträchtlichen Anteil der Vögel mit hohen Bleiwerten wieder einfangen zu müssen.

## 10 Eignung von bayerischen Bergregionen als Freilassungsbereiche

Die drei großen bayerischen Gebirgsregionen bieten unterschiedliche Vor- und Nachteile als mögliche Freilassungsorte für Bartgeier. Von den Allgäuer Alpen im Westen, den Ammergauer Alpen, Karwendel und Wettersteingebirge als mittlerer Region, bis zu den Chiemgauer und Berchtesgadener Alpen im Osten, ist vor allem das Vorhandensein von gewichtigen lokalen Hindernissen entscheidend, um eine Region auf längere Zeit hin für Auswilderungen auszuschließen.

### 10.1 Allgäuer Alpen

Die Allgäuer Alpen, vor allem das Naturschutz- und Natura 2000-Gebiet Allgäuer Hochalpen, weisen attraktive naturräumliche Eigenschaften auf, die das bereits historisch von Bartgeiern genutzte Gebiet für diese Art hochrelevant erscheinen lassen. Die geographische Lage der Region ist ideal, um die Verbreitungslücke zwischen den bestehenden Revierkonzentrationen im Engadin und im Nationalpark Hohe Tauern zu schließen. Die Erhebungen bestehen aus ausgeprägten Grasbergen mit einem geringen Waldanteil und regelmäßigen Großlawinen, die sich zusammen mit einem relativ hohen Steinbockbestand positiv auf die Fallwildsituation auswirken. Die Tatsache, dass 63 % aller bisherigen deutschen Bartgeiersichtungen im Allgäu dokumentiert wurden, belegen die Anziehungskraft des Gebiets für diese Vogelart.

Allerdings grenzt die Region unmittelbar an das Tiroler Lechtal, welches aktuell einen unrühmlichen Verfolgungsschwerpunkt mit wohl mehreren Abschüssen von Bartgeiern in den vergangenen Jahren darstellt. Die IUCN-Richtlinien betonen den zentralen Schutz vor Verfolgung für wiederangesiedelte Tiere. Die Sicherstellung dieser Kernforderung kann momentan nicht ausreichend angenommen werden. Auch bei einer Expertensitzung von VCF, LBV, Nationalpark Berchtesgaden etc. in Berchtesgaden im Februar 2019 war es einhelliger Konsens, dass Freilassungen im Allgäu unter der aktuellen Gefährdungslage im angrenzenden Österreich nicht durchgeführt werden sollten und dafür keine Vögel zur Verfügung gestellt werden.

Zusätzlich ist in der Region trotz kürzlicher Verbesserungen wie der Gründung des Zentrums Naturerlebnis Alpin (ZNA) nur eine geringe personelle Infrastruktur für Freilassungen vorhanden. Dem Naturschutzgebiet Allgäuer Hochalpen fehlen derzeit Personal für Logistik, Monitoring, Informationsveranstaltungen, Umweltbildung, Eigenjagd sowie Fahrzeuge und vieles mehr. Freilassungen wären unter den aktuellen Rahmenbedingungen von der Schutzgebietsbetreuung bzw. der zuständigen Regierung von Schwaben logistisch kaum zu stemmen.

### 10.2 Ammergauer Alpen, Karwendel und Wettersteingebirge

FÜNFSTÜCK (pers. Mitt.) weist darauf hin, dass die gesamte Gebirgsregion zwischen Allgäu und Chiemgauer/Berchtesgadener Alpen zu geringe Steinbockvorkommen aufweist, um für Bartgeier ausreichend Winternahrung bieten zu können. Obwohl die vorhandenen Gamsbestände dieses Defizit möglicherweise ausgleichen und im Landkreis Garmisch-Partenkirchen mit Abstand die meisten Schafe der Bayerischen Alpen gesömmert werden, scheinen Ammergauer Alpen, Karwendel und Wettersteingebirge keine übermäßige Anziehung auf erkundende Bartgeier auszuüben. Nur 8 % aller in Deutschland verzeichneten Sichtungen erfolgten in dieser Region.

Außerdem fehlt auch hier eine mit ausreichend Mitteln und Personal ausgestattete Schutzgebietsinstitution, um die für Freilassungen notwendige Logistik leisten zu können. Das Betreuen eines Freilassungsplatzes, die Durchführung von Themenwanderungen und Informationsveranstaltungen, die Aufklärung der Bevölkerung und Interessensgruppen sowie eine Vielzahl anderer vor, während und nach Auswilderungen notwendiger Aktivitäten könnte von keiner der lokalen Schutzgebietsverwaltungen gewährleistet werden (FÜNFSTÜCK pers. Mitt.).

### 10.3 Chiemgauer und Berchtesgadener Alpen / Nationalpark Berchtesgaden

Bereits bei Beginn des alpinen Bartgeierprojekts rückte der Nationalpark Berchtesgaden in die enge Wahl zukünftiger Freilassungsplätze. Aufgrund der relativen Nähe von 50 km Luftlinie zum favorisierten Rauriser Tal im Nationalpark Hohe



■ **Abbildung 5:**

Adultes Männchen (oben, 1996 ausgewildert) und soeben flügger Jungvogel. 04.09.2020, Krumltal, Österreich. – *Adult male (top, released in 1996) and young, just fledged.*

Foto: R. Straub



■ **Abbildung 6:**

Bartgeier vertreibt juvenilen Steinadler aus Horstbereich. Krumltal, Österreich. – *Bearded Vulture driving off a juvenile Golden Eagle.*

Foto: R. Straub

Tauern wurde letztlich aber auf Wiederansiedlungen in Berchtesgaden verzichtet. Insgesamt herrscht schon seit damals die Auffassung, dass sich der Nationalpark und dessen Umfeld als Freilassungsgebiet eignen.

Die von BUCHLI (1987) aufgeführten Vorzüge der Region gelten weitgehend noch heute. Schon in den 1980er Jahren wurde die relativ geringe Gebieterschließung durch Seilbahnen in dieser Alpenregion betont sowie der Lebensraum als langfristig günstig für Bartgeier eingeschätzt. Auch die Infrastruktur ist damals wie heute hervorzuheben. Der Nationalpark als Institution verfügt über eine Vielzahl von nötigen logistischen Voraussetzungen, seien es Unterbringungsmöglichkeiten für Projektteilnehmer, Personal für Öffentlichkeitsarbeit, Monitoring, Futterversorgung und Betreuung der Tiere am Freilassungsplatz oder die Sicherstellung geeigneter Knochenahrung durch eigene bleifreie Schalenwildjagd in der Entwicklungszone.

Die Nahrungsbedingungen in den Berchtesgadener Alpen dürften äußerst gut sein. Es sind zwar für die Gams keine absoluten Bestandszahlen bekannt, aber auf Zählungen und Hochrechnung basierende Schätzungen der Nationalparkverwaltung bewegen sich in einer Größenordnung von 1.500 bis 3.000 Gämsen (RINNEBERG pers. Mitt.), allein auf der Nationalparkfläche mit ihren großen Jagdruhegebieten. Der Forstbetrieb Berchtesgaden erlegt jährlich 350 bis 400 Stück Gamswild,

private Jäger in ihren Revieren etwa 100 weitere (MÜLLER pers. Mitt.). Nimmt man eine Abschussquote von 20 % für nachhaltig bewirtschaftete Bestände an, so kämen außerhalb des Nationalparks also noch einmal ca. 2.500 Gämsen mit entsprechenden Mengen an Fallwild hinzu. Nicht quantifiziert werden können außerdem die im Westen, Süden und Osten angrenzenden österreichischen Bestände.

Der Steinbock ist als grenzüberschreitende Kolonie von aktuell über 200 Tieren (BRENDL pers. Mitt.) ebenfalls ein wichtiger Nahrungsfaktor. Die nur auf österreichischer Seite anfallenden Hegeabschüsse bewegen sich jährlich im einstelligen oder niedrigen zweistelligen Bereich, sodass ein Großteil des Bestands als unbejagt gelten kann.

Auch das Nahrungspotential an Nutztieren dürfte als Sommernahrung ausreichen. Im Berchtesgadener Land werden aktuell (Stand 2018) 1.813 Rinder gealpt sowie 519 Schafe und Ziegen (AVO 2019). Hinzu kommen schätzungsweise 500–600 kaum behirtete Schafe österreichischer Besitzer im an den NP grenzenden Gebirgszug des Steinernen Meers mit hohen Verlustraten (RINNEBERG pers. Mitt.). Viele dieser Tiere kommen im Steilgelände und auch bedingt durch mangelnde menschliche Betreuung durch Hirten zu Tode. Unter den 2018 amtlich gemeldeten Todesfällen sind für die Rinder im Berchtesgadener Land 13 Stück angegeben (was einer außergewöhnlich niedrigen Mortalität von 0,07 % entspräche),



■ **Abbildung 7:**

Transport zweier junger Bartgeier in Transportkisten zum Freilassungsplatz. 14.06.2020, Melchsee-Frutt, Schweiz. – *Two young Bearded Vultures, in boxes, are carried to their release site.*

Foto: H. Weyrich

von den Schafen und Ziegen soll hingegen kein einziges Tier umgekommen sein. Dies lässt auf eine positiv zu sehende Dunkelziffer schließen, es wird offensichtlich nicht jedes tote Schaf auch angegeben bzw. überhaupt gefunden. Unter Einbindung der zuständigen Amtstierärzte bei der konkreten Planung von Freilassungen ließe sich der stärkere Verbleib von Nutztierkadavern im Almgebiet möglicherweise noch steigern.

Der Nationalpark Berchtesgaden und seine Umgebung eignen sich also in vielerlei Hinsicht für Bartgeierfreilassungen, zumal sich die großen Jagdinstitutionen der Region, insbesondere die Bayerischen Staatsforsten, aber auch der Bayerische Jagdverband, stark bezüglich der Nutzung bleifreier Munition engagieren. Derzeit (November 2020) wird eine offizielle Kooperationsvereinbarung zwischen Nationalpark und Landesbund für Vogelschutz erarbeitet, in welcher langfristige gemeinschaftliche Stützungsmaßnahmen für den Bartgeier, namentlich Freilassungen ab 2021, beschlossen werden. Die konkreten Planungen für die Einrichtung einer Freilassungsnische, der Bau einer Beobachtungshütte, die Ausarbeitung eines Medienkonzepts usw. werden bereits intensiv betrieben.

## 11 Betrachtungen zum Gänsegeier

Der Gänsegeier ist rezent nicht als Brutvogel in Bayern oder in anderen Teilen Deutschlands einzuordnen. In den Zentralalpen übersommernde Wildvögel aus dem Mittelmeerraum, die sich etwa im Nationalpark Hohe Tauern zu mehrere Dutzend Tiere umfassende Schlafgruppen zusammenfinden (LAINER & GRESSMANN 2017), sind auch in den westlichen und zentralen bayerischen Alpen wie dem Allgäu und dem Werdenfelser Land regelmäßige Erscheinungen. Zusätzlich kommt es jedoch auch zu Einflügen von Einzeltieren und Trupps über ganz Deutschland bis hin in die Nord- und Ostseeregion. Für den Zeitraum 2009 bis 2019 sind auf der Meldeplattform ornitho.de weit über 500 Gänsegeiersichtungen dokumentiert. Während ähnliche Ereignisse beim Bartgeier vor allem im Dispersionsverhalten von Jungvögeln zur Kolonisierung neuer Lebensräume begründet und hauptsächlich auf den Alpenraum beschränkt sind, führen die weiträu-

migen Flüge der Gänsegeier zu Nahrungssuche und Abwanderung regelmäßig bis nach Norddeutschland und darüber hinaus. Durch diese periodisch erfolgenden Einflüge ergibt sich auch für den Gänsegeier eine Relevanz zur Prüfung von Stützungsmaßnahmen.

Aussagen über historische Brutvorkommen von Gänsegeiern in Deutschlands gestalten sich aufgrund der Quellenlage als weniger schwierig als beim Bartgeier. Am sichersten scheint es im Mittelalter durch die flächendeckende Weidewirtschaft und den damaligen Umgang mit verendeten Weidetieren, bei dem nicht jedes zu Tode gekommene Stück Klein- oder Großvieh entfernt wurde, vereinzelt Brutvorkommen in Baden-Württemberg gegeben zu haben (KNOLLS-EISEN & GENERO 2016). So zitieren GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1994) Quellen, die von Skelettfunden eines Gänsegeiernestlings und eines nicht ausgewachsenen Exemplars in einer Höhle im Donautal der Schwäbischen Alb berichten. SCHÜZ (1955, 1964) berichtet statt von den zwei soeben genannten Individuen sogar von vier alten und zwei jungen, noch nicht flüggen Vögeln in einer Höhle einer Felswand im Donautal bei Hausen. Zwischen Worms und Trier sollen Bruten im 13. Jahrhundert verbürgt sein, und auf das 14. Jahrhundert zurückgehende Flurnamen lassen auf weitere Vorkommen im Bereich des Mittel- und Oberrheins schließen. Der Gänsegeier kann daher als historischer Brutvogel in Deutschland betrachtet werden (Rote Liste 0 - Bestand erloschen, RYSLAVY et al. 2020).

Die Sichtungen von Gänsegeiern über Deutschland beginnen meist mit der Entwicklung günstiger thermischer Verhältnisse Mitte Mai und halten bis in den Juli hinein an. Im österreichischen Nationalpark Hohe Tauern, den wohl viele dieser Geier als Zwischenstation nutzen, ist die Herkunft der Gänsegeier in langjährigem Monitoring erhoben worden. Der Großteil der dort nachgewiesenen Tiere stammt aus Kroatien und Friaul, wobei auch schon Vögel aus Spanien oder Bulgarien (ähnliche Markierungen), sowie im August 2018 ein im selben Jahr geschlüpfter französischer Jungvogel identifiziert wurden (LAINER 2019a).

Durch den Mangel an Großtierkadavern oder als Verkehrsoffer zu Tode gekommenen Wildtieren, welche in Deutschland akribisch entsorgt

werden, halten die Geiereinflüge meist nicht lange an. Nur bei außergewöhnlichen Ereignissen wie dem „Jahrhunderthochwasser“ 2013 ist ein längeres Verweilen für Gänsegeier möglich, in diesem Fall durch die Vielzahl ertrunkener Haus- und Wildtiere. Auch Seuchenereignisse wie der aktuelle Ausbruch der Afrikanischen Schweinepest (ASP) in Europa, bei dem z. B. im östlichen Polen und in Belgien bisher jeweils über 600 Wildschweine (HUNGERKAMP 2019) zuzüglich einer sicherlich hohen Dunkelziffer umgekommen sind, könnten für Gänsegeier ein interessantes Nahrungspotential bieten. Dabei deuten Sichtungungen von einzelnen Gänsegeiern selbst im Hochwinter und Forschungen an der freifliegenden Kolonie des Salzburger Zoos darauf hin, dass eine Überwinterung bei entsprechender Nahrungsversorgung durchaus möglich wäre (BÖGEL 1996, HAAS & REISINGER 2016). Bei einer ausreichenden Zahl bleifreier Tierkadaver in der Landschaft hält HAAS (in STORK 2018) selbst die Entstehung eines neuerlichen Brutbestands in Südwestdeutschland für realistisch.

Im Gegensatz zum Bartgeier ist beim Gänsegeier ein Ansiedlungsversuch zumindest für Bayern mangels lokalem historischem Brutstatus nicht die geeignete Maßnahme zur Stützung der Bestände. Die sommerlich wiederkehrenden Wildvögel aus dem europäischen Ausland würden von anderen Vorgehensweisen deutlich nachhaltiger profitieren. Als Aasfresser ist der Gänsegeier genauso empfindlich gegenüber Blei wie andere Greifvogelarten auch. Immer wieder werden in Deutschland Gänsegeier mit starken Symptomen von Bleivergiftung aufgefunden (STORK 2018). Koordinierte und länderübergreifende Vorstöße für jagdliche Umstellung auf bleifreie Munition sind hierbei der entscheidende Weg. Auch eine weniger konsequente Entsorgung von toten Weide- und Wildtieren sind Maßnahmen, die diesen Nekrophagen zugutekämen. HAAS & REISINGER (2016) weisen darauf hin, dass Nahrung trotz der Überfülle an Wild heute für Gänsegeier in Mitteleuropa paradoxerweise einen stark limitierenden Faktor darstellt. Dabei wird die Anlage von Futterplätzen für Gänsegeier im Alpenraum aus verschiedenen Gründen (keine wirkliche Notwendigkeit durch Fallwild im Gebirge, Vermeidung von Futterkonditionierung, private Nachahmer

mit kommerziellen Interessen usw., s. ZINK 2005) von Seiten der VCF abgelehnt (LÖRCHER & FREY pers. Mitt.). Daher sind die starke Forcierung von Initiativen zu bleifreier Munition und eine Liberalisierung des Umgangs mit Tierkadavern der wohl aussichtsreichste Weg zur Stützung des Gänsegeiers in den Ostalpen und letztlich auch in Deutschland.

**Dank.** Mein Dank gilt insbesondere dem LBV, welcher mit der Machbarkeitsstudie die Weichen für eine Rückkehr des Bartgeiers nach Deutschland gestellt hat.

## 12 Zusammenfassung

Nach der Ausrottung des Bartgeiers zu Beginn des 20. Jahrhunderts und dem Beginn eines Wiederansiedlungsprogramms im Jahr 1986 leben heute wieder etwa 300 Individuen dieser Art in den Alpen. Trotz dieser grundsätzlich positiven Situation ist im Ostalpenraum eine auffallend langsame Populationsentwicklung mit einer Tendenz zur Stagnation erkennbar. Daher wurde im Rahmen einer Machbarkeitsstudie geprüft, welche in Bayern umsetzbaren Maßnahmen zur Verbesserung der Bestandsentwicklung des Bartgeiers in den Ostalpen sinnvoll wären. Da dieser Aasfresser ökologisch eng mit dem Gänsegeier verbunden ist, von welchem jährlich einige Dutzend Vertreter die Sommermonate in den Zentralalpen Österreichs verbringen, wurde auch diese Art in die Studie einbezogen.

Neben der historischen Verbreitung beider Vogelarten wurden die Gründe für ihr Verschwinden, aktuelle Gefährdungsursachen und das derzeitige Nahrungspotential, insbesondere in den bayerischen Alpen, analysiert. Ein Abgleich mit den IUCN-Richtlinien ergab, dass der Bartgeier für eine Wiederansiedlung in Bayern geeignet ist, verbunden mit einer notwendigen deutlichen Reduzierung bleihaltiger Jagdmunition. Gänsegeier hingegen kommen für solche Maßnahmen in Bayern mangels historischer Brutpopulationen derzeit nicht in Frage. Vielmehr würde diese Art von der Unterstützung übersommernder Nahrungsgäste aus Südwest- und Südosteuropa durch die Förderung geierfreundlicher Methoden zur Beseitigung von totem Almvieh profitieren.

## Literatur

- ABEL, G. (1970): Nachweise von Braunbären im Lande Salzburg, nebst Hinweisen auf weitere ausgestorbene Säugetiere. Mitteilungen aus dem Haus der Natur Salzburg: 5-11.
- ABL EU [AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN UNION] (2009): Verordnung (EU) Nr. 1069/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 mit Hygienevorschriften für nicht für den menschlichen Verzehr bestimmte tierische Nebenprodukte und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1774/2002 (Verordnung über tierische Nebenprodukte). 7 S.
- ABL EU [AMTSBLATT DER EUROPÄISCHEN UNION] (2010): Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. 19 S.
- ADAC E. V. [ALLGEMEINER DEUTSCHER AUTOMOBIL-CLUB E. V.] (2013): Daten und Fakten zu Wildunfällen in Deutschland. Vorläufige Bilanz des Jagdjahres 2012 / 2013 (April 2012 – März 2013). In: ADAC Presse. <https://presse.adac.de/meldungen/gesellschaftliches-engagement/verkehrssicherheit/files/daten-und-fakten-zu-wildunfaellen-in-deutschland.pdf> (Abgerufen: 27. Februar 2019).
- ADAC E. V. [ALLGEMEINER DEUTSCHER AUTOMOBIL-CLUB E. V.] (2017): Wildunfälle in Deutschland. In: ADAC Presse. Erscheinungsdatum 7. Dezember 2017, <https://presse.adac.de/meldungen/adac-ev/verkehr/wildunfaelle-in-deutschland.html> (Abgerufen: 27. Februar 2019).
- ALM-AT (2019): Almwirtschaft in Zahlen. In: [www.almwirtschaft.com](http://www.almwirtschaft.com). <https://www.almwirtschaft.com/Almwirtschaft/almwirtschaft-in-zahlen-2000-2016.html> (Abgerufen: 20. Februar 2019).
- APA [AUSTRIA PRESSE AGENTUR] (2019): Unbekannter schoss in Vorarlberg Gänsegeier aus der Luft. In: MSN Nachrichten. Erscheinungsdatum 09. Mai 2019. <https://www.msn.com/de-at/nachrichten/other/unbekannter-schoss-in-vorarlberg-g%C3%A4nsegeier-aus-der-luft/ar-AAB7VWK> (Abgerufen: 11. Mai 2019).
- AVO [ALMWIRTSCHAFTLICHER VEREIN OBERBAYERN E.V.] (2019): Statistische Entwicklung der Almwirtschaft seit 1950. In: [almwirtschaft.net](http://almwirtschaft.net). <https://almwirtschaft.net/statistische-entwicklung-der-almwirtschaft-seit-1950> (Abgerufen: 1. März 2019).
- BASSI, E. & D. JENNY (2018): Philopatric settlement of bearded vultures in the Central Alps. Tagungsvortrag im Rahmen des „Annual Bearded Vulture Meeting 2018“ Cazorla, Andalusien.
- BAUMANN, P. W. (2004): Die Alpen-Gämse. Ott Verlag, Bern. 144 S.
- BAYRS [BAYERISCHE RECHTSSAMMLUNG] 7831-4-U (2017): Gesetz zur Ausführung des Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsgesetzes (BayAGTierNebG). GVBl S. 366.
- BERG, B. (1936): Der Lämmergeier im Himalaja. Dietrich Reimer Verlag, Berlin.
- BERNER ZEITUNG (2017): Steinadler mit Schrot gewildert. In: BZ Berner Zeitung Online. Erscheinungsdatum 24. April 2017. <https://www.bernerzeitung.ch/panorama/vermishtes/steinadler-mit-schrot-gewildert/story/21401270> (Abgerufen: 10. Januar 2019).
- BEZZEL, E. (2019): 55 Irrtümer über Vögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim. 241 S.
- BGBL [BUNDESGESETZBLATT] (2001): Gesetz über die Beseitigung von Tierkörpern, Tierkörperteilen und tierischen Erzeugnissen (Tierkörperbeseitigungsgesetz - TierKBG). Teil I Nr. 16, S. 523.
- BfR [BUNDESINSTITUT FÜR RISIKOBEWERTUNG] (2011): Stellungnahme des Ökologischen Jagdverbands (ÖJV) und Deutschen Naturschutzrings (DNR) zur Verwendung bleifreier Munition. In: BfR-Website. Erscheinungsdatum 3. November 2011. <https://www.bfr.bund.de/cm/343/stellungnahme-des-oeljv-und-dnr-zur-verwendung-bleifreier-munition.pdf> (Abgerufen: 2. Januar 2019).
- BÖGEL, R. (1996): Untersuchungen zur Flugbiologie und Habitatnutzung von Gänsegeiern (*Gyps fulvus*, HABLIZL 1783) unter Verwendung telemetrischer Meßverfahren. Forschungsbericht 33 Nationalpark Berchtesgaden. 169 S.
- BRADER, M. (2018): Ornithologische Collectaneen aus Oberösterreich aus dem Zeitraum 1834-1978. Vogelkundliche Nachrichten aus Oberösterreich, Naturschutz aktuell 26: 33-95.
- BRENDEL, U., R. EBERHARDT, K. WIESMANN-EBERHARDT & W. D'OLEIRE-OLTMANN (2000): Der Leitfaden zum Schutz des Steinadlers *Aquila chrysaetos* (L.) in den Alpen. Forschungsbericht 45 Nationalpark Berchtesgaden.
- BUCHLI, C. (1987): Kurzbericht über die Eignung vorgesehener Standorte für die Bartgeier-Wiederansiedlung im Nationalpark Berchtesgaden. Forat (Forschungsstelle für Naturschutz und angewandte Oekologie AG), Zernez.
- CARRETE, M., J. A. SÁNCHEZ-ZAPATA, J. R. BENÍTEZ, M. LOBÓN, F. MONTÓYA & J. A. DONÁZAR (2012): Mortality at wind-farms is positively related to large-scale distribution and aggregation in griffon vultures. *Biological Conservation* 145/1: 102-108.
- CHAMPLY, I. (2018): Origin of lead and saturnism risks for bearded vultures in the French Alps. Tagungsvortrag im Rahmen des „Annual Bearded Vulture Meeting 2018“ Cazorla, Andalusien.
- DEUTZ, A. & G. GRESSMANN (2001): Gams und Steinwild. Leopold Stocker Verlag, Graz: 90-91.
- DEVA [DEUTSCHE VERSUCHS- UND PRÜF-ANSTALT FÜR JAGD- UND SPORTWAFFEN E.V.] (2011): Schlussbericht vom 15. Februar 2011 zum Forschungsvorhaben „Abprallverhalten von Jagdmunition“ zur Bereitstellung einer wissenschaftlichen Entscheidungshilfe für das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. BMELV, Berlin. 105 S.
- DPA [DEUTSCHE PRESSEAGENTUR] (2018): Mehr Wildunfälle auf Bayerns Straßen. In: Augsburger Allgemeine Online. Erscheinungsdatum 21. Dezember 2018. <https://www.augsburger-allgemeine.de/bayern/Mehr-Wildunfaelle-auf-Bayerns-Strassen-id52999011.html> (Abgerufen: 28. April 2019).
- DÜRR, T. (2019): Vogelverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt Brandenburg. Erscheinungsdatum 7. Januar 2019. <https://lfu.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de?fbclid=IwAR2Rdrwb65c3a6umqeZ6KeO8cRiyef23VdJUIWTJydOjb7QyHOhIKie-Or9w> (Abgerufen: 14. Januar 2019).

- DWORSCHAK, M. (2016): Inseln des Lichts. DER SPIEGEL Nr. 34/16: 98-100.
- EU-KOMMISSION (2019): Verordnung (EU) 2019/2117 der Kommission vom 29. November 2019.
- FILLI, F. (2019): Er ist wieder da. DER ANBLICK, Zeitschrift für Jagd und Natur in den Alpen, Nr. 2/19. Steirische Landesjägerschaft, Graz: 10.
- FISCHER-HEIDLBERGER, H. (2002): Vereinbarung zwischen dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und der Polizeihubschrauberstaffel Bayern, ADAC Luftrettung GmbH, Bundesgrenzschutzfliegerstaffel Süd, Bergwacht Bayern. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. München.
- FORTHUBER, X. (2019): Schwierige Rückkehr mit drei Metern Spannweite. Radiosendung „Punkt eins“ Erscheinungsdatum 18. Januar 2019. ORF1, Wien. <https://oe1.orf.at/player/20190118/540197> (Abgerufen: 20. Januar 2019).
- FREY, H. (2019): Der Bartgeier in Europa – Geschichte einer Wiederansiedlung. Vortrag der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft, 20.03.2019, Haus der Natur, Salzburg.
- FREY, H., M. TERRASSE, D. HEGGLIN & P. FASCE (2016): Einst verschwunden – jetzt wieder zurück: Bartgeier in den Alpen. Der Falke, Sonderheft „Geier“: 16-20.
- FÜNFSTÜCK, H.-J. (2016): Brutvogel oder nicht? Historisches vom Bartgeier. Der Falke, Sonderheft „Geier“: 28-29.
- GANGL, A. (2018): Praxistipp: Wildentsorgung im Revier. Jagd in Bayern, Mitgliederzeitschrift des Landesjagdverbandes Bayern (BJV), Ausgabe 7/2018: 53-56.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 4: Falconiformes. AULA, Wiesbaden.
- GREMSE, C. & S. RIEGER (2008): Untersuchungen zur jagdpraktischen Eignung bleifreier Büchsenmunition unter mitteleuropäischen Jagdverhältnissen. In: KRONE, O. (2010): Bleivergiftungen bei Seeadlern: Ursachen und Lösungsansätze: 74-80.
- HAAS, D. & E. REISINGER (2016): Chancen und Perspektiven: Geiereinflüge nach Deutschland. Der Falke, Sonderheft „Geier“: 56-58.
- HEURET, M. (2016): Das Projekt LIFE GypHelp: Kollisionen minimieren. Der Falke, Sonderheft „Geier“: 64.
- HUNGERKAMP, M. (2019): Afrikanische Schweinepest: Die aktuellen Fälle. In: AGRARHEUTE.COM. Erscheinungsdatum 23. April 2019. <https://www.agrarheute.com/tier/schwein/afrikanische-schweinepest-aktuellen-faelle-536254> (Abgerufen: 28. April 2019).
- IUCN [INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE] (2013). Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viii + 57 S.
- JENNY, D., E. BASSI & M. FERLONI (2016): Risiko für aasfressende Greifvögel: Blei. Der Falke, Sonderheft „Geier“: 59.
- JOHNSTON, N. N., J. E. BRADLEY & K. A. OTTER (2014): Increased Flight Altitudes among Migrating Golden Eagles Suggest Turbine Avoidance at a Rocky Mountain Wind Installation. PLoS ONE 9(3): e93030. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093030>.
- JONAS, T., F. GEIGER & H. JENNY (2008): Mortality pattern of the Alpine chamois: The influence of snow-meteorological factors. Annals of Glaciology 49: 56-62.
- KAINDL, A. (2018): Blei und Wilderei gefährden Bartgeier - Nationalpark stoppt Auswanderung. In: Salzburger Nachrichten Online. Erscheinungsdatum 19. November 2018. <https://www.sn.at/salzburg/chronik/blei-und-wilderei-gefaehrden-bartgeier-nationalpark-stoppt-auswanderung-61095175> (Abgerufen: 10. Januar 2019).
- KANTON WALLIS (2017): Wildtiere im Wallis. Gamswild-Management 2017. In: Offizielle Website des Kantons Wallis. [https://www.vs.ch/documents/55610/3185765/Infoblatt\\_Gams\\_2016.pdf/de00d68-ae47-494f-a2e6-299aba2fa27d](https://www.vs.ch/documents/55610/3185765/Infoblatt_Gams_2016.pdf/de00d68-ae47-494f-a2e6-299aba2fa27d) (Abgerufen: 25. Februar 2019).
- KENNTNER, N., S. DÄNICKE, C. SZENTIKS & O. KRONE (2010): Vorläufige Ergebnisse – Toxizität alternativer Geschossmaterialien im Vogelmodell. In: KRONE, O.: Bleivergiftungen bei Seeadlern: Ursachen und Lösungsansätze: 21-30.
- KNOLLSEISEN, M. & F. GENERO (2016): Von Sommergästen zu Brutvögeln: Gänsegeier in den Alpen. Der Falke, Sonderheft „Geier“: 40-41.
- KRONE, O. (Hrsg.) (2010): Bleivergiftungen bei Seeadlern: Ursachen und Lösungsansätze: Schlussbericht zum Verbundprojekt. Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung. Berlin.
- LAINER, F. (2019a): Newsletter Greifvögel Jänner 2019. In: Nationalpark Hohe Tauern Online. Erscheinungsdatum 23. Januar 2019. <https://hohetauern.at/de/np-blog/nationalpark-blog/28-natur/668-newsletter-greifvoegel-janner-2019.html> (Abgerufen: 24. Januar 2019).
- LAINER, F. (2019b): Newsletter Greifvögel Mai 2019. In: Nationalpark Hohe Tauern Online. Erscheinungsdatum 02. Mai 2019. <https://hohetauern.at/de/np-blog/nationalpark-blog/28-natur/1173-newsletter-greifvoegel-mai-2019.html#InteressanteMeldung> (Abgerufen: 11. Mai 2019).
- LAINER, F. & G. GRESSMANN (2017): Könige der Lüfte. Neues zu Geiern und Adlern. Monitoring News Nr. 35. Heft I/2017. Nationalpark Hohe Tauern, Mittersill.
- LBV [LANDESBUND FÜR VOGELSCHUTZ IN BAYERN E.V.] (2016): Steinbock in Bayern. Zwischenbericht 1.6.2016 – 31.12.2016. Memmingen. 32 S.
- LE NUZ, É. (2000): Contribution à l'étude des Exigences trophiques et des disponibilités alimentaires du Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) en Haute-Savoie. Life Nature «Conservation du Gypaète barbu dans les Alpes française» Projet N°B4-3200/98/455.
- LFU [BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT] (2017): Rote Liste und kommentierte Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Bayerns. Augsburg. 84 S.
- LJV NRW [LANDESJAGDVERBAND NORDRHEIN-WESTFALEN E.V.] (Hrsg.) (2014): Fachbrochure „Konventionelle und innovative Jagdbüchsen geschosse – Fakten, Bewertungen, Entscheidungshilfen“. Dortmund. 50 S.
- LÖRCHER, F., H. POHLMANN, R. ZINK & D. HEGGELIN (2016): Bartgeier auf Wanderflug. Der Falke, Sonderheft „Geier“: 21.
- MÄCK, U. & R. BÖGEL (1989): Öko-Ethologische Untersuchungen im Rahmen der Pilotstudie zur Wiederansiedlung des Bartgeiers (*Gypaetus barbatus*) in den Alpen. Forschungsbericht Nr. 18, „Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeier“, Nationalpark Berchtesgaden. 146 S.
- MARGALIDA, A. & J. BERTRAN (2003): Interspecific and intraspecific kleptoparasitic interactions of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) at nesting area. Journal of Raptor Research 37: 157-160.

- MARGALIDA, A. & J. BERTRAN (2005): Territorial defence and agonistic behaviour of breeding bearded vultures *Gypaetus barbatus* toward conspecifics and heterospecifics. *Ethology Ecology & Evolution* 17: 51-63.
- MARGALIDA, A. & D. GARCIA (1999): Nest use, interspecific relationships and competition for nests in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in the Pyrenees: influence on breeding success. *Bird Study* 46: 224-229.
- MARGALIDA, A., R. HEREDIA, M. RAZIN & M. HERNÁNDEZ (2008): Sources of variation in mortality of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International* 18: 1-10.
- MILLER, C. & L. CORLATTI (2009): Das Gamsbuch. Neumann-Neudamm. Melsungen. 207 S.
- MOCZEK, N. (2019): Kurzbericht zur Befragung „Akzeptanz Wiederansiedlung Bartgeier im Nationalpark Berchtesgaden“. PSY-PLAN GbR, Institut für Architektur- und Umweltpsychologie. Berlin.
- NADJAFZADEH, M. & O. KRONE (2008): Nahrungsspektrum und Fressverhalten des Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) in Norddeutschland. In: KRONE, O. (2010): Bleivergiftungen bei Seeadlern: Ursachen und Lösungsansätze: 31-43.
- NPV BGD [NATIONALPARKVERWALTUNG BERCHTESGADEN] (Hrsg.) (2018): „Steinadler im Nationalpark Berchtesgaden und angrenzenden Gebirgsregionen – Bericht 2017“. Nationalpark Berchtesgaden.
- NEUMANN, J. (2011): Machbarkeitsstudie zur Wiederansiedlung des Steinadlers *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758) in Niedersachsen. Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz. Leiferde.
- NPS [NATIONAL PARK SERVICE] (2009): National Park Service Gets the Lead Out! In: NPS.gov. Erscheinungsdatum 10. März 2009. <https://www.nps.gov/aboutus/news/release.htm?id=855> (Abgerufen: 29. April 2019).
- NPV SALZBURG [NATIONALPARK VERWALTUNG SALZBURG] (2018): Bleifreie Jagd im Aufwärtstrend. In: Nationalpark Hohe Tauern Website. Erscheinungsdatum 20. Februar 2018. URL: <https://www.nationalpark.at/de/service/presse/detail/detail/News/bleifreie-jagd-im-aufwaertstrend/> (Abgerufen: 02. Januar 2019).
- OABL [OBERBAYERISCHES AMTSBLATT] (2019): Verordnung über die Änderung der Jagdzeiten für Schalenwild in Sanierungsgebieten im Regierungsbezirk Oberbayern vom 22. Februar 2019. Regierung von Oberbayern, München: 39-54.
- PEER, T., W. LIPPERT, H. WUNDER & J. SEIDENSCHWARZ (2003): Die Pflanzenwelt des Nationalparks Berchtesgaden. Berchtesgadener Anzeiger. 192 S.
- PHIPPS, L. (2018): Quantitative und qualitative analysis of mortality of bearded vultures across the reintroduction projects. Tagungsvortrag im Rahmen des „Annual Bearded Vulture Meeting 2018“ Cazoria, Andalusien.
- PLATTER, W. (2011): Die Wiederansiedlung des Bartgeiers in den Alpen. AVK-Nachrichten 59, Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft für Vogelkunde und Vogelschutz. Lana: 12-16.
- PROUVOST, S. (2015): A M.O.U on preserving the Bearded Vulture: Overflights of nesting areas by military aircraft. Vortrag des Französischen Ministeriums für Verteidigung und Veteranenangelegenheiten, Paris.
- REINERS, D. (2019): Stromnetzkarte auf Basis von OSM-Daten. In: [www.flosm.de](http://www.flosm.de). <https://www.flosm.de/html/Stromnetz.html?lat=47.5419421&lon=9.90997347&r=6755.6941&st=0&sw=cabledistributioncabinet.powerbay.powerbusbar,powercompensator,powerconverter,powerline380k,powerline400k,powerline420k,powerline750k,powerline765k,powerlinedhigh,powerpole,powersubstation,powerswitch,powertower,transformer> (Abgerufen: 24. Januar 2019).
- ROBIN, K., J. P. MÜLLER & T. PACHLATKO (2003): Der Bartgeier. Robin Habitat AG, Uznach. 223 S.
- RUGHETTI, M., C. TOIGO & A. VON HARDENBERG (2011): Effects of an exceptionally snowy winter on chamois survival. *Acta Theriologica* 56: 329-333.
- RUDDOCK, M. & D. WHITFIELD (2007): A review of disturbance distances in selected bird species. Report from Natural Research (Projects) Ltd. to Scottish Natural Heritage. Natural Research, Banchory, UK.
- RYFFEL, A. (2008): Der Knochenbrecher kehrt zurück. Charakterisierung und Modellierung von Bartgeier-Lebensräumen in den Schweizer Alpen. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Zürich.
- RYSLAVY, T., H.-G. BAUER, B. GERLACH, O. HÜPPOP, J. STAHRMER, P. SÜDBECK & C. SUDFELDT (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung, 30. September 2020. Berichte zum Vogelschutz 57: 13-112.
- SCHAFFRATH, H. (2019): Aus dem Jagdtagebuch. Bleifrei mal hundert. Pirsch Nr. 3/19. Deutscher Landwirtschaftsverlag. München: 23-25.
- SCHAUB, M., R. ZINK, H. BEISSMANN, F. SARRAZIN & R. ARLET-TAZ (2009): When to end releases in reintroduction programmes: demographic rates and population viability analysis of bearded vultures in the Alps. *Journal of Applied Ecology* 46: 92-100.
- SCHNÜRIGER, B. (2012): Wilderer schießen auf Bartgeier. In: Bote.ch. Erscheinungsdatum 12. Juni 2012. <https://www.bote.ch/nachrichten/schwyz/schwyz/Wilderer-schießen-auf-Bartgeier;art146988,632727> (Abgerufen: 10. Januar 2019).
- SCHULZE-HAGEN, K., H. FREY & A. MARGALIDA (2016): Ernährungsspezialist Bartgeier: Der Vogel, der von Knochen lebt. Der Falke, Sonderheft „Geier“: 8-15.
- SCHÜZ, E. (1955): Der Weißkopfgäuer (*Gyps fulvus*) einst Brutvogel der schwäbischen Alb. *Vogelwarte* 18: 67-70.
- SCHÜZ, E. (1964): Der Geierstein in der schwäbischen Alb als einstige Brutstätte des Weißkopfgäuers (*Gyps fulvus*). Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg 118/119: 399-426.
- SONTAG, W. A. (2016): Gefiederte Lebenswelten. Christ Media Natur Verlag. Minden. 416 S.
- SPB [STIFTUNG PRO BARTGEIER] (2019): Übersicht Auswilderungen – Überblick über alle freigelassenen Bartgeier in den Alpen. In: Bartgeier.ch. <http://bartgeier.ch/uebersicht-auswilderungen> (Abgerufen: 18. März 2019).
- STELF [BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN] (2010): Alm- und Alpwirtschaft in Bayern. München. S. 57.
- STELF [BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN] (2019): Wildtierportal Bayern, Kategorie Steinwild. In: [wildtierportal.bayern.de](http://wildtierportal.bayern.de). [https://www.wildtierportal.bayern.de/wildtiere\\_bayern/143521/index.php](https://www.wildtierportal.bayern.de/wildtiere_bayern/143521/index.php) (Abgerufen: 22. Februar 2019).
- STMWIVT [BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, INFRASTRUKTUR, VERKEHR UND TECHNOLOGIE] (2007): Seilbahnen in Bayern. München.
- STMWIVT [BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, INFRASTRUKTUR, VERKEHR UND TECHNOLOGIE] (2013): Landesentwicklungsprogramm Bayern. München.

- STORK, R. (2018): Geier: Ausgehungert und vergiftet. In: Spektrum.de. Erscheinungsdatum 20. März 2018. <https://www.spektrum.de/news/gaensegeier-leiden-in-deutschland-unter-bleihaltiger-munition/1552788> (Abgerufen: 27. März 2019).
- TRINOGGA, A. & O. KRONE (2008): Wundballistik gängiger bleihaltiger und bleifreier Büchsesgeschosse. In: KRONE, O. (2010): Bleivergiftungen bei Seeadlern: Ursachen und Lösungsansätze: 8-20.
- VCF [VULTURE CONSERVATION FOUNDATION] (2019): Bearded Vultures On The Move. In: 4vultures.org. (Abgerufen: 19. März 2019).
- WALTER, W. (1980): Gänsegeier (*Gyps fulvus*) und Bartgeier (*Gypaetus barbatus*) – zwei Artenschutzprojekte der Frankfurter Zoologischen Gesellschaft und des World Wildlife Fund. Forschungsbericht Nr. 3, „Zur Situation der Greifvögel in den Alpen“, Nationalpark Berchtesgaden.
- WATSON, J. (2010): The Golden Eagle. Second edition, Yale University Press. New Haven, London.
- WEISBIER, G. (2018): Tierentsorgung: Geier als kostenlose Alternative. In: Kurier.at. Erscheinungsdatum 24. Dezember 2018. <https://kurier.at/chronik/oesterreich/geier-als-kadaver-entsorger/311.972.026> (Abgerufen: 20. Februar 2019).
- WIKIPEDIA (2018): Liste von Windkraftanlagen in Bayern. Bearbeitungsstand: 8. Oktober 2018, 18:49 UTC. [https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Liste\\_von\\_Windkraftanlagen\\_in\\_Bayern&oldid=181614474](https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Liste_von_Windkraftanlagen_in_Bayern&oldid=181614474) (Abgerufen: 21. Dezember 2018).
- XIROUCHAKIS, S. & A. ANDREOU (2009): Foraging behaviour and flight characteristics of Eurasian griffons *Gyps fulvus* in the island of Crete, Greece. Wildlife Biology 15: 37-52.
- ZINK, R. (2005): Modellierung der Nahrungsverfügbarkeit und des Habitatpotentials für Bartgeier (*Gypaetus barbatus*) in den österreichischen Alpen. Dissertation, Universität Wien. 297 S.



■ **Abbildung 8:**

Ausgewilderter Jungvogel mit gebleichten Federpartien übt Knochenabwurf mit Zweig. 10.09.2018, Seebachtal, Österreich. – Released young Bearded Vulture with bleached feathers, practising bone-dropping with a twig. Foto: F. Warnecke

Volker Salewski, Verena Auernhammer, Martin Boschert, Louiza Krahn,  
Heike Jeromin & Natalie Meyer

## Weisen die Gelege von Brachvögeln (*Numenius arquata*) eine erhöhte Embryonensterblichkeit auf?

Salewski, V., V. Auernhammer, M. Boschert, L. Krahn, H. Jeromin & N. Meyer (2020): Is there an increased mortality rate in Eurasian Curlew (*Numenius arquata*) embryos? Berichte zum Vogelschutz 57: 171 – 185.

In the German federal states of Schleswig-Holstein, Baden-Württemberg and Bavaria, mortality rates of embryos in clutches of Eurasian Curlew were found to be well above average compared to other bird species. The exact reasons for this are not known. Possible causes may include demographic effects (aging), lack of food or lack of certain food components, environmental variables, exposure to microbes, environmental toxins and heavy metals as well as reduced genetic diversity. The Michael-Otto-Institute in NABU, Martin Boschert, Bioplan Bühl and the Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V. initiated a project to investigate the possible causes. People responsible for other Curlew conservation projects or populations are asked to check whether the problem also occurs at their sites and to provide samples for the project.

**Key words:** Eurasian Curlew, egg development, mortality rates, environmental variables

✉ Volker Salewski, Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, D-24861 Bergenhusen.

E-Mail: Volker.Salewski@NABU.de

Verena Auernhammer, Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V., Eisvogelweg 1,  
D-91161 Hilpoltstein. E-Mail: verena.auernhammer@lbv.de

Martin Boschert, Bioplan Bühl, Nelkenstr. 10, D-77815 Bühl. E-Mail: boschert@bioplan-buehl.de

Louiza Krahn, Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, D-24861 Bergenhusen.

E-Mail: Louiza.Krahn@NABU.de

Heike Jeromin, Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, D-24861 Bergenhusen.

E-Mail: Heike.Jeromin@NABU.de

Natalie Meyer, Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, D-24861 Bergenhusen.

E-Mail: natalie.meyer@posteo.de

### 1 Erhöhte Embryonensterblichkeit in Eiern – ein neues Problem beim Wiesenvogelschutz?

#### 1.1 Der Brachvogel – eine Flaggschiffart des Artenschutzes

Der Brachvogel (*Numenius arquata*) brütet von Irland und Frankreich im Westen über Mittel- und Osteuropa bis nach Ostsibirien und Nordchina in den gemäßigten und borealen Breiten Eurasiens. Bei dem vormals weit verbreiteten Vogel zeichneten sich ab den 1960er Jahren in weiten Teilen West- und Mitteleuropas Bestandsrückgänge ab (BAUER et al. 2005, JENSEN 2007, HÖTKER et al. 2007). Abnahmen im gesamten Verbreitungsareal in einer Größenordnung von 30 % bis 49 % innerhalb von 30 Jahren (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2020) führten dazu, dass er in die

Liste der weltweit gefährdeten Tierarten als „Near Threatened“ aufgenommen wurde (IUCN 2020).

Gefährdungsfaktoren und Rückgangsursachen beim Brachvogel sind vielfältig und komplex. Im Vordergrund stehen Lebensraumverluste durch die mit der Intensivierung der Landwirtschaft verbundene Zerstörung von Bruthabitaten durch Grünlandumbruch, Grundwasserabsenkungen und Trockenlegungen von Feuchtwiesen sowie intensivere und frühere Bodenbearbeitung und Mahd. Weiterhin bedeutend sind aber auch die Verbuschung nach einer Nutzungsaufgabe oder der Landschaftsverbrauch durch die Anlage von Industrie- und Wohngebieten, Kleingarten- und Sportanlagen oder den Kiesabbau. Der damit einhergehende Rückgang betraf, nach einem Bestandsmaximum in der Mitte des 20. Jahrhunderts, auch weite

Teile Deutschlands (GEDEON et al. 2014). Aktuell wird der Bestand bundesweit auf 3.600 bis 4.800 Paare geschätzt (GERLACH et al. 2019). Einer sich möglicherweise abzeichnenden Stabilisierung in Nord- und Nordwestdeutschland (HÖTKER et al. 2017, BECKERS et al. 2018) stehen dabei anhaltende Bestandsrückgänge in Süd- und Ostdeutschland gegenüber (RÖDL et al. 2012, LIEBL 2015, BOSCHERT 2018, LANGGEMACH et al. 2019). Deutschlandweit sowie in Baden-Württemberg und Bayern wird der Brachvogel als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft (BAUER et al. 2016, RUDOLPH et al. 2016, RYSLAVY et al. 2020), in Schleswig-Holstein steht er auf der Vorwarnliste (KNIEF et al. 2010).

Der massive Bestandsrückgang Anfang der 1980er Jahre und der ungünstige Erhaltungszustand des Brachvogels rückte die Art in den Fokus des ornithologischen Naturschutzes. Dies führte in vielen Teilen Deutschlands zur Etablierung von Projekten und verschiedenen Varianten des Vertragsnaturschutzes, die die Stabilisierung und den Anstieg seiner Bestände zum Ziel haben (z. B. ENGL et al. 2004, OERTZEN & DÜTTMANN 2006, BOSCHERT 2008, 2018, HÖNISCH et al. 2008, BECKERS et al. 2018, EVERS & JEROMIN 2018). Der Brachvogel wurde zu einer Flaggschiffart des Wiesenvogelschutzes und der nachhaltigen Nutzung der Landschaft.

Viele der Schutzbemühungen für den Brachvogel haben aber nicht zu dem gewünschten Anstieg des Bestandes geführt. Als Grund hierfür wird eine nicht ausreichende Reproduktion angesehen,

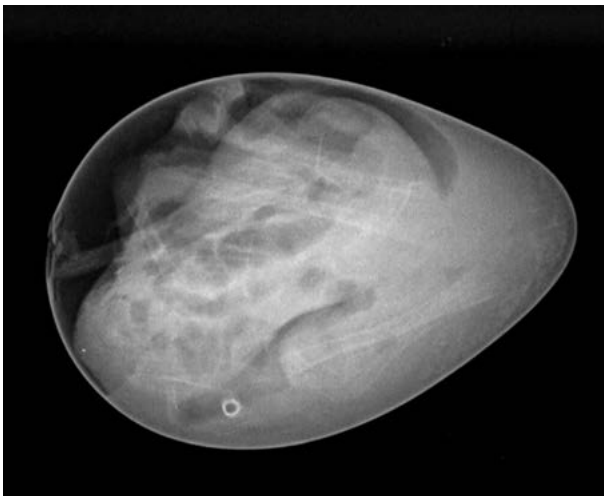
und neben landwirtschaftlichen Arbeiten werden zunehmend Verluste von Eiern und Küken durch Bodenprädatoren für einen schlechten Bruterfolg verantwortlich gemacht (BELLEBAUM 2002, BOSCHERT 2004, 2008, 2018, ROODBERGEN et al. 2012, BECKERS et al. 2018). Daneben könnte aber auch noch ein weiteres Problem verstärkt zum Verlust von Gelegen führen: Das vorzeitige Absterben, teilweise unmittelbar beim Schlupf, von Embryonen im Ei (Abb. 1).

## 1.2 Ein hoher Anteil nicht zum Schlupf kommender Eier beim Brachvogel in verschiedenen Regionen Deutschlands

Beispielhaft für Schutzprojekte mit dem Brachvogel als Zielart, und dabei auftretende Probleme, sollen drei Projekte in Baden-Württemberg, Bayern und Schleswig-Holstein stehen.

In Baden-Württemberg brütet der Brachvogel mit Ausnahme des württembergischen Donaumoores aktuell nur noch am badischen Oberrhein. Mitte der 1980er Jahre erfolgten hier erste detaillierte Untersuchungen zu Bruterfolg und Verlustursachen in der Elz-Niederung (BOSCHERT 2005). In anderen Brutgebieten starteten Untersuchungen Anfang der 1990er Jahre. Bei den seit Beginn der 2000er Jahre durchgehenden Arbeiten (bis auf wenige Jahre) wurden vereinzelt in den Nestern verbliebene Eier gefunden. Einzelne Gelege wurden aufgegeben, was oft auf Witterungseinflüsse zurückzuführen war (BOSCHERT 2005).

2001 wurde begonnen, die genauen Ursachen der Verluste von Eiern zu suchen, um gezielt Erhaltungsmaßnahmen einleiten zu können (BOSCHERT 2005). Seit 2005 wurden Elektrozaune zum Schutz von Gelegen eingesetzt (BOSCHERT 2008), seit 2015 auch zum Schutz von Familien (BOSCHERT 2018).



■ **Abbildung 1:**

Beim Schlupf im Ei gestorbener Embryo des Brachvogels. Deutlich ist zu erkennen, dass der Embryo bereits ein Loch in den stumpfen Pol des Eis gestemmt hatte, bevor er verstarb. – *Curlew embryo that died in the egg at hatching. The tracks of the embryo having pushed a hole into the blunt end of the egg are visible.*

Foto: L. Ahlmer, Tierarztpraxis Fischer

Der Bestandsrückgang konnte damit gestoppt werden.

Ab 2005 fiel auf, dass in verschiedenen Gelegen vermehrt Eier nicht zum Schlupf kamen, die entweder fast schlupffreie Küken oder abgestorbene Embryonen aufwiesen. Der Anteil der liegenden gebliebenen Eier betrug alljährlich, bis auf wenige Ausnahmen wie 2017 (ohne derartigen Fund) oder 2019 (18 %) über 20 %, 2015 sogar 60 % (ohne wahrscheinlich witterungsbedingte Verluste). Zählt man die Eier mit fauligem Inhalt dazu (eventuell in einem frühen Stadium abgestorbene Embryonen; hier, wie auch in den anderen Gebieten ist zu berücksichtigen, dass unbefruchtete Eier nicht ohne großen Aufwand von solchen mit sehr früh verstorbenen Embryonen zu unterscheiden sind, BIRKHEAD et al. 2008), so beträgt der Anteil betroffener Eier jährlich 36 % (2019) bis 89 % (2012).

In Bayern werden in den verschiedenen Wiesenbrütergebieten, in denen der Brachvogel als Charakterart vorkommt, unterschiedliche Maßnahmen zum Schutz dieser Art durchgeführt. Im Wiesmet, dem Kernbereich der Brachvogelflächen im Altmühltal, konnte 2007 ein Bruterfolg von 0,49 flüggen Jungen/Revierpaar festgestellt werden (ALKEMEIER 2007). Trotz lebensraumverbessernden Maßnahmen lag der Bruterfolg in den folgenden Jahren wahrscheinlich nicht mehr über dem bestandserhaltenden Wert von 0,41 bis 0,62 flüggen Küken/Revierpaar (GRANT et al. 1999, KIPP 1999; keine flächendeckenden Untersuchungen zwischen 2008 und 2013), ab 2014 war dies sicher der Fall (LIEBL 2015, AUERNHAMMER unpubl. Daten). In der Folge war bis 2014 auch die Zahl der Brutpaare deutlich gesunken (LIEBL 2015). Daher wurde vom Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V. (LBV) 2019 im Rahmen des von der Regierung von Mittelfranken geförderten Pilotprojektes „Dispersionsverhalten junger Wiesenbrüter im Einzugsgebiet Altmühl“ begonnen, mit einem neuen Konzept nach den genauen Ursachen der Verluste von Gelegen und Küken zu suchen, um gezielt Schutzmaßnahmen einleiten zu können. 2020 konnte die Reproduktionsrate erstmals wieder auf ein bestandserhaltendes Niveau angehoben werden.

Seit 2019 werden im Wiesmet Küken des Brachvogels mit Radiosendern ausgestattet und dazu

die Nester kurz nach dem Schlupf aufgesucht. Dadurch fand sich ein relativ hoher Anteil an nicht geschlüpften Eiern, die zum Teil schlupfbereite tote Embryonen enthielten. Das Phänomen, nicht zum Schlupf zu kommen, betraf 2019 52 % der nicht durch Prädation oder Hochwasser verlorenen Eier (n = 21) und 83 % der Gelege (n = 6), 2020 lagen die entsprechenden Werte bei 19 % (n = 57) und 33 % (n = 15) (AUERNHAMMER et al. 2020).

In der Eider-Treene-Sorge-Niederung in Schleswig-Holstein ist der Brachvogel seit 2004 eine der Zielarten des vom Michael-Otto-Institut im NABU (MOIN) mit initiierten Projekts „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“ (MEYER et al. 2017). Dabei handelt es sich um eine flexible Variante des Vertragsnaturschutzes. Landwirte, auf deren Flächen Wiesenlimikolen brüten, erhalten im Rahmen des Projekts einmalige Ausgleichszahlungen, wenn sie bei der Bewirtschaftung auf die Belange der Vögel Rücksicht nehmen. Verluste durch landwirtschaftliche Arbeiten werden dadurch weitgehend ausgeschlossen (JEROMIN 2006, EVERS & JEROMIN 2018).

Seit 2013 werden in Teilen der Eider-Treene-Sorge-Niederung Untersuchungen zum Bruterfolg des Brachvogels durch das MOIN durchgeführt (MEYER et al. 2017). Sie zeigten bisher, dass sein Bestand zwischen 2014 und 2020 deutlich abgenommen hat und dass der durchschnittliche Bruterfolg in den meisten Jahren unterhalb des zum Bestandserhalt nötigen Wertes lag (MEYER et al. 2017, MOIN unpubl. Daten). Der wesentliche Grund für ein Scheitern von Bruten war die Prädation von Gelegen und Küken (MEYER et al. 2017). Zu einem nicht unerheblichen Anteil starben aber auch schon relativ große Küken in den Eiern (2020: in 11 von 15 nicht geschlüpften gesammelten Eiern) und in vielen Fällen geschah dies beim Schlupf (MEYER et al. 2017). Das Problem von nicht schlüpfenden Eiern betraf seit 2014 jedes Jahr im Durchschnitt 21 % der in das Monitoringprogramm einbezogenen Eier, die potentiell hätten schlüpfen können, und 45 % der nicht prädierten Gelege (Abb. 2; 2020 z. B. 17 Eier aus acht Gelegen, ein bis vier nicht geschlüpfte Eier/betroffenem Gelege).

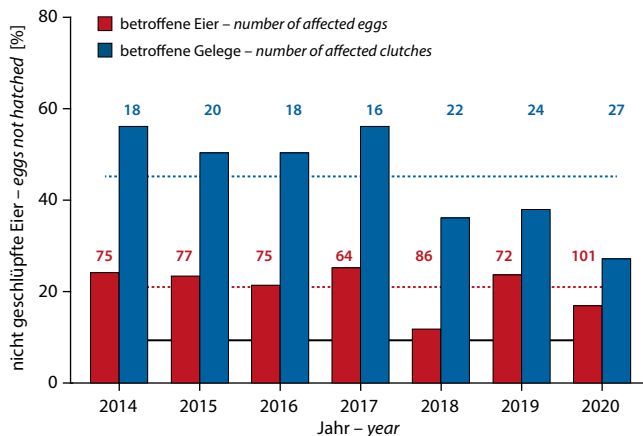
In allen drei Gebieten überstieg die Rate der nicht geschlüpften Eier zum Teil sehr deutlich

die ca. 9 % bzw. ca. 12 %, die bei Studien über eine Reihe von Vogelarten durchschnittlich gefunden wurde (KOENIG 1982, MORROW et al. 2002). Zumindest in Baden-Württemberg hat das Problem seit den frühen 2000er Jahren zugenommen. Für Bayern und Schleswig-Holstein zeichnet sich bisher kein eindeutiger Trend ab. Ziel der drei Projekte ist es, den Bruterfolg zu erhöhen. Da dieser durch die Sterblichkeit der Küken im Ei reduziert wird, soll untersucht werden, was der Grund für das Absterben von Küken in den Eiern ist, und ob dem möglicherweise entgegen gewirkt werden kann. Dies hätte eine positive Wirkung über die Projektgebiete hinaus, falls auch in anderen Regionen ein hoher Anteil an Embryonen frühzeitig abstirbt. Konsultationen mit Projektverantwortlichen in anderen Bundesländern ergaben jedoch, dass das Problem im Schneckenbruch in Niedersachsen (T. HÖNISCH, pers. Mitt.), im Kreis Steinfurt in Nordrhein-Westfalen (R. TÜLLINGHOFF, pers. Mitt.), dem Blockland in der Wümmeniederung bei Bremen (A. SCHOPPENHORST, pers. Mitt.) und auf dem

Borken bei Torgelow in Mecklenburg-Vorpommern (M. HEISS, pers. Mitt.) bisher nicht aufgefallen ist. Ein Vergleich mit diesen nicht betroffenen Gebieten bietet sich an, um potentielle Faktoren, die zu einer erhöhten Embryonensterblichkeit führen, zu identifizieren.

### 1.3 Embryonensterblichkeit – ein weit verbreitetes Phänomen bei Vögeln – und ein Problem beim Artenschutz

Dass ein bestimmter Anteil von gelegten Eiern nicht zum Schlupf kommt, ist bei Vögeln weit verbreitet (KOENIG 1982, MORROW et al. 2002, ASSERSOHN et al. im Druck). Dass aus den betroffenen Eiern keine Küken schlüpfen, ist dabei hauptsächlich auf das Absterben der Embryonen und nicht auf unbefruchtete Eier zurückzuführen (HEMMINGS & BIRKHEAD 2016). Auffällig ist, dass das Phänomen bei relativ kleinen Populationen stärker in Erscheinung tritt als bei größeren Populationen. BRISKIE & MACKINTOSH (2004) fanden verringerte Schlupfraten schon bei Populationen, die gerade unter 600 Individuen gefallen waren. Bei nach einer Flaschenhals-Situation wieder zunehmenden Arten verringert sich das Problem (WESTEMEIER et al. 1998, ORTEGO et al. 2010) und hat demnach große Auswirkungen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit stark gefährdeter Arten (HEBER & BRISKIE 2010, HEMMINGS et al. 2012a, ASSERSOHN et al. im Druck). In einer Reihe von Studien wurde das Problem einer erhöhten Embryonensterblichkeit zwar erwähnt, besonders auch im Zusammenhang mit Artenschutzproblemen, aber mögliche Gründe entweder nicht diskutiert (z. B. KOENIG 1982, HEMMINGS et al. 2012b, SAVAGE et al. 2020) oder sie konnten nicht eindeutig geklärt werden (SVENSSON et al. 2007, GSCHWENG et al. 2011, BURNETT et al. 2013, VAN OOSTEN et al. 2019, SAVAGE et al. 2020). Bei Wiesenweihen (*Circus pygargus*) in der Hellwegbörde in Nordrhein-Westfalen waren liegen gebliebene, nicht geschlüpfte Eier, zum Teil mit



■ Abbildung 2:

Anteil der nicht geschlüpfte Eier des Brachvogels an der Gesamtzahl der in der Eider-Treene-Sorge-Niederung gefundenen Eier und Anteil der betroffenen Gelege an der Gesamtzahl der gefundenen Gelege. Prädierte Eier und Gelege sind nicht berücksichtigt. Gepunktete blaue und rote Linien: Durchschnittswerte 2014–2020. Schwarze Linie: Über 113 Vogelarten gefundene durchschnittliche Rate von nicht geschlüpfte Eiern (KOENIG 1982). Zahlen über den Balken: Zahl der der Analyse zugrunde liegenden Eier und Gelege im jeweiligen Jahr. – *Number of eggs not hatched as proportion of all Curlew eggs found at Eider-Treene-Sorge basin (red) and number of affected clutches as proportion of all clutches found (blue). Eggs or clutches that fell victim to predation not considered. Dotted red and blue lines: average 2014–2020. Black line: average rate of eggs not hatched of 113 bird species.*

abgestorbenen Embryonen, die Hauptverlustursache (HÄRTING & ILLNER 2015). Für das Absterben von Embryonen im Ei und für Schlupfprobleme wurden eine ganze Reihe verschiedener Ursachen diskutiert. Dabei müssen sich verschiedene Gründe nicht gegenseitig ausschließen, sondern können sich ergänzen. Zumindest einige davon werden im Folgenden besprochen und es wird diskutiert, ob sie auch für die Brachvögel in den beschriebenen Untersuchungsgebieten relevant sein könnten.

## 2 Mögliche Ursachen für die Embryonensterblichkeit in den Eiern des Brachvogels

### 2.1 Demografische Effekte

Ein oft diskutiertes Problem könnte sich daraus ergeben, dass bei einem jahrelang reduzierten Fortpflanzungserfolg aus diversen Gründen der Bestand brütender Vögel überaltert ist. Beim Brachvogel wurde „Überalterung“ als Grund für den plötzlichen Bestandseinbruch eines Vorkommens in Schleswig-Holstein diskutiert (BUSCHE 2011). Eine Reihe von Studien belegt, dass bei Vogelarten aus ganz verschiedenen taxonomischen Gruppen das Eivolumen sowie der Schlupf- und Fortpflanzungserfolg mit zunehmendem Alter zunächst zu-, ab einem bestimmten kritischen Alter aber wieder abnimmt (SÆTHER et al. 2013). Arten, für die dies belegt wurde, sind unter anderem Höckerschwan (*Cygnus olor*), Kranich (*Grus grus*), Flusseeschwalbe (*Sterna hirundo*), Zwergpinguin (*Eudyptula minor*), Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) Alpenkrähe (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) und Sumpfschwalbe (*Tachycineta bicolor*) (ROBERTSON & RENDELL 2001, REID et al. 2003, NISBET & DANN 2009, REBKE et al. 2010, MURGATROYD et al. 2018, MEWES 2020, WŁODARCZYK & MINIAS 2020). Bei in Gefangenschaft gehaltenen Hawaiigänsen (*Branta sandvicensis*) wiesen die Bruten „alter“ Weibchen einen geringeren Schlupferfolg auf (WOOG 2002) und beim Kranich wurde ein, allerdings nicht signifikanter, Anstieg des Anteils „fauler“ Eier (unbefruchtet oder mit abgestorbenem Embryo) mit hohem Alter festgestellt. Bei sehr jungen Kranichpaaren scheint dies aber auch der Fall zu sein (MEWES 2020). Es ist daher denkbar, dass ein Großteil der Brachvögel in den betroffenen Gebieten das zur Reproduktion

optimale Alter bereits überschritten hat, wodurch sich der reduzierte Schlupferfolg der gelegten Eier erklären ließe.

Es liegen leider keine genauen Kenntnisse zur Altersstruktur und zur Rekrutierungsrate in den verschiedenen Populationen vor. Am badischen Oberrhein sprechen Farbberingungen seit 1992 mit einer Wiederfundquote von ungefähr 35 %, mit wenigen Fernfunden, gegen eine Überalterung. Bis zu 25 % der brütenden Vögel sind farbberingt. Der Bruterfolg liegt seit dem Einsatz von Gelegezäunen 2005 in sieben der 15 Jahre bei über 0,4 flüggen Jungen/Revierpaar (2016–2020: 0,48–0,54). Seit dem Einsatz von Familienzäunen ab 2015 wurde dieser Wert in jeder Brutsaison übertroffen (BOSCHERT 2018). Im Wiesmet werden Brachvögel erst seit 2019 farbberingt, so dass sich noch keine Aussagen zu Altersstruktur und Rekrutierung machen lassen. Von 84 in der Eider-Treene-Sorge-Niederung farbberingten Küken wurden 20 in einer späteren Brutsaison wieder beobachtet, fünf davon in mehr als einem Jahr, von denen wiederum bei zweien ein Brutnachweis gelang (MEYER et al. 2017). Weiterhin ist der Bruterfolg in den meisten Jahren sehr niedrig. Die Rekrutierungsrate scheint demnach nicht sehr hoch zu sein. Zusätzlich ist die jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Altvögel überraschend niedrig (MEYER et al. in Vorb.). Dies könnte eine Folge von Seneszenz sein, aber auch ganz andere unbekannte Ursachen haben. Eine „Überalterung“ des Vorkommens ist deswegen weder auszuschließen noch belegt. Allerdings ist auch nicht bekannt, ab welcher Zusammensetzung von Alterskohorten ein negativer Effekt einer Überalterung zu erwarten ist.

### 2.2 Nahrungsmangel oder Mangel an bestimmten Nahrungsbestandteilen

Eine Reihe von Untersuchungen fand einen höheren Anteil von befruchteten, aber nicht geschlüpfen Eiern bei relativ großen Gelegen und einen geringeren Anteil bei relativ großen Eiern. Dies betraf so verschiedene Arten wie Wanderalbatros (*Diomedea exulans*), Rötelfalke (*Falco naumanni*), Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*) und Haussperling (*Passer domesticus*) (CROXALL et al. 1992, POTTI & MERINO 1996, SERRANO et al. 2005, STEWART & WESTNEAT 2013), so dass von

einem generellen Zusammenhang ausgegangen werden muss. Beim Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) fanden ORŁOWSKI et al. (2016), dass die Schalen der Eier nicht geschlüpfter Küken dünner waren als die Schalen von Eiern, aus denen Küken schlüpften. Calciummangel in der Nahrung der Weibchen könnte somit zu einem reduzierten Schlupferfolg führen (ORŁOWSKI et al. 2016). Beim Rötelfalken hatten die Eier von Weibchen in schlechter körperlicher Verfassung einen geringeren Schlupferfolg als die von Weibchen in besserer körperlicher Verfassung (SERRANO et al. 2005). Wahrscheinlich investierten Weibchen in schlechterer Verfassung proportional mehr Zeit in die Nahrungssuche als in die Brut. Ein nicht optimales Nahrungsangebot könnte somit eine weitere Ursache für einen verringerten Schlupferfolg sein (siehe z. B. auch TOUIHRI et al. 2019). Bei grundsätzlichem Nahrungsmangel oder dem Fehlen wichtiger Nahrungsbestandteile und Spurenelemente wie Selen (zur Rolle von Selen zur Anhebung der Schlupfrate von Eiern des Haushuhns *Gallus domesticus* und der Wachtel *Coturnix coturnix* siehe LATSHAW et al. 1977 und SAHIN et al. 2008) werden Vogelweibchen demnach kleinere Eier und Eier mit dünneren Schalen legen, was den Schlupferfolg reduziert. Daten aus Schleswig-Holstein (MEYER unpubl. Daten) und Baden-Württemberg (BOSCHERT unpubl. Daten) zeigten, dass Brachvögel zur Brutzeit keine unterdurchschnittlichen Gewichte aufwiesen. Quantitativ sollte demnach das Nahrungsangebot ausreichend sein, zur Nahrungsqualität liegen keine Untersuchungen vor.

In der Eider-Treene-Sorge-Niederung lagen die durchschnittlichen Eivolumina zwischen 2013 und 2019 (MEYER et al. 2017, MOIN unpubl. Daten) und im Wiesmet 2019 und 2020 (LEISS 2020) ebenso im Rahmen der in anderen europäischen Brutgebieten gefundenen Werte (siehe Übersicht in BOSCHERT 2004), wie auch die in Baden-Württemberg ermittelten mittleren Eivolumina (BOSCHERT 2004). Auch Calciummangel, z. B. als Folge der Übersäuerung von Böden (BLUM et al. 2001, REYNOLDS & PERRINS 2010), scheint bei den Brachvögeln am Oberrhein, im Wiesmet und in der Eider-Treene-Sorge-Niederung eher unwahrscheinlich zu sein, da die Eier nicht während der Brut zerbrechen (RATCLIFE 1967) und Defekte an den Eierschalen als mög-

liche Folge des Calciummangels (GRAVELAND & DRENT 1997, REYNOLDS & PERRINS 2010) zumindest nicht auffällig in Erscheinung treten. In der badischen Oberrheinebene wurde allerdings in einem Brutgebiet eine Abnahme der Gelegegröße festgestellt. Offensichtlich reagierten Brachvögel auf eine Verschlechterung der Lebensraumqualität inklusive der Nahrung (Qualität, Angebot) mit einer Reduzierung der Eizahl pro Gelege, während die Volumina bei Erstgelegen in etwa gleich blieben, in Nachgelegen aber etwas abnahmen (clutch-size egg-size trade-off hypothesis; SANDERCOCK et al. 1999). Einen Einfluss auf den Bruterfolg hatte nach derzeitigen Kenntnissen vor allem die deutlich reduzierte mittlere Gelegegröße in der Elz-Niederung. Mit einer Reduzierung der Gelegegröße könnte für die verbliebenen drei Eier das Volumen in etwa konstant bleiben und damit die Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken erhalten werden, während diese bei einem reduzierten Volumen für alle vier Küken schlechter wäre (BOSCHERT 2004). Obwohl noch nicht abschließend zu beurteilen, erscheint es jedoch unwahrscheinlich, dass generell Nahrungsmangel oder fehlende Nahrungsbestandteile zum reduzierten Schlupferfolg in den drei besprochenen Gebieten führen.

### 2.3 Umweltvariablen und ihr Effekt auf Mikroben

Die Embryonensterblichkeit in Vogeleiern kann mit der Ausprägung von Umweltvariablen wie der Temperatur und der Feuchtigkeit variieren (BEISSINGER et al. 2005, COOK et al. 2005). Dies könnte unter anderem mit Infektionen durch Bakterien und Pilze erklärt werden, deren erhöhtes Vorkommen auf den Schalen der Eier zu einem reduzierten Schlupferfolg führt (BOONYARITTICHAIKIJ et al. 2018, PERALTA-SÁNCHEZ et al. 2018). Dabei fördert eine erhöhte Feuchtigkeit das Eindringen von Bakterien und Pilzen ins Eiinnere durch die Poren in der Schale (BOARD et al. 1979, COOK et al. 2003). Letzteres wurde in den Tropen untersucht (COOK et al. 2003, 2005), ob es auch in Mitteleuropa für Wiesenvögel relevant sein könnte, muss offen bleiben.

Zu Infektionen der Eier des Brachvogels mit Bakterien und Pilzen liegen aus den drei Untersuchungsgebieten kaum Informationen vor. Lediglich ein einzelnes Ei aus der Eider-Treene-Sorge-

Niederung, in dem 2014 ein schlupfreies Küken verstarb, wurde vom Lebensmittel-, Veterinär- und Umweltuntersuchungsamt in Neumünster, Schleswig-Holstein, untersucht. Der Befund wies auf eine *Escherichia coli*-Sepsis hin, die laut dem untersuchenden Amt „mit hoher Wahrscheinlichkeit mit der Unfähigkeit zum Schlupf im Zusammenhang steht“. In Bayern wurde 2019 bei einem vorzeitig verstorbenen Embryo der Befall mit Kratzern (*Acanthocephala*) festgestellt, was allerdings nicht die Todesursache war. Bei zwei 2019 im Alter von ca. zwei Wochen verstorbenen Küken ergab eine an der Ludwig-Maximilians-Universität (LMU) in München durchgeführte Obduktion jeweils eine schwere Hypothyreose (Schilddrüsenunterfunktion), die auch schon auf Probleme in der Embryonalentwicklung zurückzuführen sein könnte. Bei einem dieser Vögel war die Hypothyreose sicher auch die Todesursache (AUERNHAMMER & HEIKENS 2019).

Auffällig ist in diesem Zusammenhang, dass das Problem der Embryonensterblichkeit in den Jahren 2018–2020 in der Eider-Treene-Sorge-Niederung deutlich geringer in Erscheinung trat als in den Vorjahren, zumindest was den Anteil betroffener Gelege betraf (Abb. 2). Diese drei Jahre waren durch eine ausgeprägte Trockenheit während der Brutzeit (April, Mai) gekennzeichnet. Ob es aber einen ursächlichen Zusammenhang von hohen Niederschlägen mit einer gesteigerten Embryonensterblichkeit gibt, kann erst nach weiteren Jahren geklärt werden, da der Zusammenhang zwischen der Anzahl der betroffenen Eier oder Gelege und dem Faktor „Jahr“ nur schwach ist (Abb. 2). Ebenfalls denkbar wäre, dass häufiges Abkühlen und Befeuchten der Eierschalen durch störungsbedingte Brutunterbrechungen den Embryo zwar nicht direkt schädigt, aber die Gefahr von Infektionen erhöht. Oft wird nur durch das Bebrüten die Optimaltemperatur für sich im Ei befindende antimikrobielle Enzyme erreicht (BOARD & TRANTER 1986), die dann wiederum über der Optimaltemperatur für das Wachstum der meisten Mikroben liegt (COOK et al. 2005). Das Bebrüten der Eier verringert somit die Gefahr von Infektionen, die zu einem reduzierten Schlupferfolg führen können (COOK et al. 2005). Störungen brütender Vögel sollten schon aus diesem Grund vermieden werden.

Eine erhöhte Embryonensterblichkeit als Folge anthropogener Störungen erscheint in den drei hier berücksichtigten Gebieten unwahrscheinlich. In Baden-Württemberg gibt es keinen ersichtlichen Zusammenhang von Störungen und dem Vorkommen von in den Eiern abgestorbenen Embryonen. Allerdings haben dort in den letzten Jahren in nahezu allen Brutgebieten die Störreize durch Freizeitaktivitäten deutlich zugenommen (BOSCHERT unpubl. Daten). In Bayern erfolgten Funde abgestorbener Embryonen auch in störungsarmen Bereichen, sodass ein Einfluss durch anthropogene Störungen eher ausgeschlossen werden kann, zudem aus einigen Vollgelegen, die sehr nahe an frequentierten Wegen lagen, alle Küken geschlüpft sind. In der Eider-Treene-Sorge-Niederung konnte 2017 durch den Einsatz von Thermologgern gezeigt werden, dass Brutunterbrechungen aufgrund von Störungen kaum auftraten und es somit unwahrscheinlich ist, dass diese seltenen Ereignisse zu einer erhöhten Embryonensterblichkeit führten (MEYER et al. 2017).

## 2.4 Umweltgifte

Eine erhöhte Belastung mit Chemikalien wie DDT, Dioxin, deren Derivate oder PCBs stehen ebenfalls mit einer erhöhten embryonalen Sterblichkeit und einem niedrigeren Schlupferfolg in Zusammenhang (VOS et al. 2000). Arten, an denen dies belegt wurde, sind beispielsweise Wanderfalke (*Falco peregrinus*) (RATCLIFE 1967), Silbermöwe (*Larus argentatus*) (KEITH 1996, nach aktuellerer Taxonomie Kanadamöwe *L. smithsonianus*), Flusseeschwalbe (*Sterna hirundo*) (BECKER et al. 1993) und eine Reihe weiterer fischfressender Vogelarten (NISBET & FOX 2009). ROTHSTEIN (1973) erwähnt „extremely high rates of hatching failure“ bei verschiedenen Singvogelarten in manchen Obstgärten und in der Nähe von Farmen in den USA und diskutiert den möglichen Effekt von Pestiziden. Solche Chemikalien könnten unter anderem dadurch wirken, dass sie einen negativen Einfluss auf die Entwicklung des Thyroid-Systems und die Hormonentwicklung haben (FRY 1995, COLBORN 2002). Interessant ist dabei, dass die erhöhte Sterblichkeit der Embryonen nicht nur auf eine Kontamination der Eier selbst zurückzuführen sein muss, sondern auch durch kontaminationsbedingte Änderungen von Verhaltensweisen

der Eltern bedingt sein kann (KUBIAK et al. 1989, FRY 1995, COLBORN 2002). Die meisten der zitierten Publikationen liegen einige Jahrzehnte zurück, und das Problem sollte sich mit der Zeit verringern (BURNETT et al. 2013, MATTIG 2017). Bei Eiern von Brachvögeln aus Nordrhein-Westfalen kam es bereits zwischen 1978 und 1993 zu einer deutlichen Reduktion des PCB-Gehalts (DENKER & BÜTHE 1995). Im Vergleich zu den 1990er Jahren hat die Belastung mit DDT, HCBs und PCBs in den Eiern einiger Vogelarten an der Nordseeküste ebenfalls deutlich abgenommen (MATTIG 2017). Das ist sicher darauf zurückzuführen, dass die Anwendung des Insektizids DDT bereits in den 1970er Jahren in Nordamerika und vielen Ländern Europas eingestellt wurde (SMITH 1999, HELLOU et al. 2013; allerdings bei fortgesetzter Anwendung in Afrika und Asien, vor allem zur Malariabekämpfung). In Deutschland wurde die Anwendung von DDT in der BRD 1972 und in der DDR 1991 verboten, die Anwendung von PCBs 1989 (SCHETTGEN et al. 2015). In Eiern der Flusseeschwalbe wird aktuell beides jedoch immer noch in Konzentrationen gefunden, die die Grenzwerte übertreffen, beim Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) ist dies zum Teil der Fall (MATTIG 2017). Neuere Untersuchungen zeigen, dass z. B. beim Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) in weiten Teilen Europas DDT-Gehalte in Eiern für dünnere Schalen und reduzierte Volumina sorgen und sie damit für Verluste vor dem Schlupf verantwortlich sind (STRAZDS et al. 2015). In den Niederlanden waren hohe Konzentrationen von Dioxinderivaten mit einer hohen Rate von Missbildungen bei Embryonen des Steinschmätzers (*Oenanthe oenanthe*) korreliert, aber nicht ursächlich in einen Zusammenhang gebracht. Die Möglichkeit des Einflusses anderer chemischer Verbindungen wurde diskutiert, konnte aber nicht belegt werden (VAN OOSTEN et al. 2019; siehe auch GSCHWENG et al. 2011 zum möglichen Einfluss der PCB-Belastung auf die hohe Embryonensterblichkeit beim Eleonorenfalken *Falco eleonora*). Beim Feldsperling (*Passer montanus*) waren von einer erhöhten Mortalität vor allem männliche Embryonen betroffen, dies allerdings schon sehr früh während ihrer Entwicklung (SVENSSON et al. 2007). Über die Ursache dafür konnte nur spekuliert werden, möglicherweise war hier aus unbekannten Gründen der Hormonhaushalt so

gestört (siehe oben), dass die Sterblichkeit nur die männlichen Embryonen betraf (SVENSSON et al. 2007). Es war allerdings auffällig, dass diese Sterblichkeit in einem konventionellen landwirtschaftlichen Betrieb signifikant höher war als in einem Betrieb, der „biologisch“ wirtschaftete. Das Thema der Kontamination mit Umweltgiften ist nach wie vor aktuell, besonders im Hinblick auf neue Insektizide aus der Familie der Neonikotinoide (HALLMANN et al. 2014) und glyphosathaltige Herbizide (GILL et al. 2018).

Ebenfalls in diese Problemgruppe fällt die Belastung mit Schwermetallen. Verschiedene Studien legten einen Zusammenhang von einer höheren Belastung mit diesen und einem sich verringenden Schlupferfolg nahe (SCHEUHAMMER 1987, JANSSENS et al. 2003, HERRING et al. 2010). Beim Brachvogel ergaben Untersuchungen in Finnland, dass Schwermetalle nur geringe direkte Auswirkung auf den Bruterfolg hatten (CURRIE & VALKAMA 1998). In den Niederlanden konnte bei der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) ebenfalls kein Zusammenhang zwischen Schlupferfolg und einer nachgewiesenen höheren Schwermetallbelastung der Eier gefunden werden (ROODBERGEN 2010).

Zur Belastung von Eiern des Brachvogels mit chlororganischen Verbindungen in den drei vorgestellten Gebieten liegen nur aus Baden-Württemberg Untersuchungen vor. Die Eier waren, trotz der ausnahmsweise hohen Kontamination einzelner Eier mit PCB, DDE und HCB, besonders in der Elz-Niederung, gering bis mäßig belastet (BOSCHERT 1992, siehe auch DENKER & BÜTHE 1995 für Nordrhein-Westfalen). Die Ergebnisse der Analysen aus verschiedenen Brutgebieten ließen keinen direkten Einfluss der Rückstände auf das Brutgeschäft erkennen (BOSCHERT 1992, 2004). Die Proben dazu wurden aber schon vor über 30 Jahren (1986–1989) gesammelt. Daher ist unklar, ob sich die damals registrierten Belastungen mit PCB und DDE auch noch heute finden. Zum möglichen Einfluss verschiedener Umweltchemikalien und Schwermetalle auf die Embryonensterblichkeit des Brachvogels in den drei besprochenen Gebieten stehen aktuelle Untersuchungen noch aus, sie wären aber wünschenswert.

## 2.5 Verringerte genetische Diversität

Eine weitere mögliche Ursache für einen reduzierten Schlupferfolg durch hohe Embryonensterb-

lichkeit ist eine verringerte genetische Diversität, wodurch es zu Inzucht mit den damit verbundenen Problemen (Inzuchtdepression) kommen kann (BRISKIE & MACKINTOSH 2004, SPOTTISWOODE & MÖLLER 2004, HEMMINGS et al. 2012a, b). Inzuchtdepression ist dabei die Abnahme der ‚fitness‘ (fitness: der Anteil der Nachkommen eines Individuums an der Gesamtzahl der Nachkommen einer Population) aufgrund der Expression von schädlichen rezessiven Allelen, die aufgrund der Inzucht homozygot vorliegen und so zur Ausprägung kommen (HOLDEREGGER & SEGELBACHER 2016). Die Abnahme der ‚fitness‘ hat ihre Ursache entweder in erhöhter Sterblichkeit oder einem geringeren Fortpflanzungserfolg. Eine verringerte genetische Diversität tritt zumeist in Folge der Fragmentierung von Habitaten und der damit verbundenen Isolation von Populationen auf. Beispiele in Europa sind unter anderem Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) (SEGELBACHER et al. 2003), Spanischer Kaiseradler (*Aquila adalberti*) (MARTÍNEZ-CRUZ et al. 2007), Alpenschneehuhn (*Lagopus muta*) (BECH et al. 2009), Großtrappe (*Otis tarda*) (ALONSO et al. 2009) und Alpenkrähe (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) (WENZEL et al. 2012). Obwohl angenommen wurde, dass das Auftreten des Problems bei Zugvögeln weniger wahrscheinlich ist (PROCHÁZKA et al. 2011), konnte auch beim ziehenden nordamerikanischen Goldwangen-Waldsänger (*Dendroica chrysoparia*) gezeigt werden, dass einzelne Brutpopulationen genetisch isoliert sind (LINDSAY et al. 2008).

Bei Vögeln wurde mehrfach der Zusammenhang zwischen verringerter genetischer Diversität und reduziertem Bruterfolg aufgrund von explizit erhöhter Sterblichkeit von Embryonen im Ei und nicht (nur) von Unfruchtbarkeit gefunden (z. B. KEMPENAERS et al. 1996, MACKINTOSH & BRISKIE 2005). Ein ernstes Problem stellt dies bei sehr seltenen und damit höchst gefährdeten Arten dar, wie etwa der Takahe (*Porphyrio hochstetteri*) (JAMIESON & RYAN 2000), dem Seychellenrohrsänger (*Acrocephalus sechellensis*) (RICHARDSON et al. 2004), dem Rußstelzenläufer (*Himantopus novaezelandiae*) (HAGEN et al. 2011, bei letzterem trat eine erhöhte Sterblichkeit bei Eiern zum Zeitpunkt des Schlupfs auf, VAN HEEZIK et al. 2005), beim Präriehuhn (*Tympanuchus cupido*) (BOUZAT et al. 2009) und dem Kakapo (*Strigops habroptilus*) (SAVAGE et al. 2020). Das Phänomen zeigt sich

aber auch bei Randpopulationen an der Grenze des Verbreitungsgebiets häufiger Arten, wie zum Beispiel bei dem ziehenden Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*) in Schweden. Bei diesem wurde ein negativer Zusammenhang zwischen der genetischen Ähnlichkeit der Eltern und dem Schlupferfolg ihrer Eier gefunden (BENSCH et al. 1994). Dieser Zusammenhang bestand ebenfalls bei einer gefährdeten Unterart des Alpenstrandläufers (*Calidris alpina*), dem Kleinen Alpenstrandläufer (*C. a. schinzii*) (BLOMQVIST et al. 2010). Es liegen somit eine ganze Reihe von Untersuchungen vor, die den Zusammenhang zwischen reduzierter genetischer Diversität und reduziertem Schlupferfolg und/oder Embryonensterblichkeit bei Vögeln aus verschiedenen Taxa und mit unterschiedlichem Zugverhalten belegen und aufzeigen, dass dies ein erhebliches Problem beim Schutz seltener Arten sein kann. ORTEGO et al. (2010) geben im Umkehrschluss sogar an, dass abnehmender Schlupferfolg ein Maß für die Effekte reduzierter genetischer Diversität sein kann. Dies zu erkennen ist umso wichtiger, da Populationen mit reduzierter genetischer Diversität ein höheres Aussterberisiko tragen (KELLER & WALLER 2002).

Zum Brachvogel stehen Studien zur genetischen Diversität im Zusammenhang mit der zunehmenden Fragmentierung der Bruthabitate noch aus. Lediglich in dem isolierten kleinen Vorkommen von unter fünf Brutpaaren in Spanien wurde eine geringe genetische Diversität, aber keine Differenzierung zu anderen europäischen Vorkommen, nachgewiesen (RODRIGUES et al. 2019).

### 3 Ein länderübergreifendes Projekt zur Untersuchung der embryonalen Sterblichkeit beim Brachvogel

Das Auftreten einer relativ hohen Embryonensterblichkeit beim Brachvogel in manchen, aber nicht in allen Brutpopulationen in Deutschland, sowie eine Reihe von potentiellen, nicht exklusiven Faktoren, die dies verursachen könnten, zeigt, dass das Problem komplex ist. Ohne detailliertere Untersuchungen in Zusammenarbeit mit verschiedenen Institutionen und Laboren wird es nicht möglich sein, die Ursachen des Problems zu ermitteln. Vom MOIN, dem LBV, unterstützt durch das Bayerische Landesamt für

Umwelt, und Martin BOSCHERT wurde deswegen eine länderübergreifende Zusammenarbeit initiiert, bei der die verschiedenen vom Problem betroffenen Gruppen gemeinsam eine Lösung erarbeiten möchten. Die einzelnen Partner dieser Zusammenarbeit werden sich dabei jeweils verschiedenen Aspekten des Problems annehmen und dafür untereinander Proben austauschen sowie sich gegenseitig regelmäßig vom Fortschritt der Arbeiten informieren. Gegebenenfalls kann so das Vorgehen eines Partners durch Informationen von anderen Partnern angepasst und optimiert werden. Eine Ausweitung des Projekts auf weitere Populationen im In- und Ausland ist angedacht, falls sich Befunde ergeben, die vertiefte Untersuchungen in eine Richtung lohnenswert erscheinen lassen.

Untersucht werden sollen dabei diese Fragen:

- Liegen Mangelerscheinungen bei den abgestorbenen Embryonen vor?
- Liegt eine erhöhte Belastung mit Umweltchemikalien und/oder Schwermetallen vor?
- Liegen eine Störung des Hormonhaushalts oder Fehlbildungen bestimmter Gewebe bei den abgestorbenen Embryonen vor?
- Haben die betroffenen Populationen eine reduzierte genetische Diversität und könnte Inzuchtdepression auftreten?

Martin BOSCHERT und dem LBV fällt es dabei zu, die toxikologische und histologische Seite des Problems zu beleuchten. Dabei soll geprüft werden, ob die abgestorbenen Embryonen hohe Konzentrationen von Umweltgiften inklusive Schwermetallen aufweisen und/oder ob histologische Missbildungen vorliegen, die dazu führen, dass ein Embryo nicht lebensfähig ist. Erste standardisierte Testuntersuchungen mit den 2019 im Wiesmet gesammelten Proben wurden in Zusammenarbeit mit der LMU München bereits durchgeführt. In Baden-Württemberg werden über die Landesanstalt für Umwelt aktuell in einem ersten Schritt zehn Eier mittels neuartiger Analysemethoden (suspect screening, wide-scope screening sowie non-target screening) auf ein breites Spektrum von Schadstoffen hin untersucht. Das MOIN hat sich zum Ziel gesetzt, in Zusammenarbeit mit Prof. Judith KORB von der Universität Freiburg die genetische Diversität von verschiedenen Vorkommen des Brachvogels zu untersuchen. Dazu

werden außer den Proben aus Schleswig-Holstein, Baden-Württemberg und Bayern auch solche aus anderen Gebieten (Mecklenburg-Vorpommern, Bremen) herangezogen, in denen das Problem der Embryonensterblichkeit noch nicht aufgefallen ist. Dies soll erlauben, mögliche Korrelationen zwischen einer potenziell reduzierten genetischen Diversität und einem verringerten Schlupferfolg aufzuzeigen. Dieses Teilprojekt befindet sich zurzeit (Ende 2020) in der Beantragungsphase.

#### 4 Fazit und ein Aufruf zur Mitarbeit

Bei verschiedenen Populationen des Brachvogels in Deutschland wurde eine relativ hohe Embryonensterblichkeit festgestellt, bei anderen Populationen scheint dies wiederum nicht der Fall zu sein. Allerdings werden in dem beschriebenen Projekt hauptsächlich Populationen untersucht, in denen das Problem offensichtlich ist. Um bei einem bestimmten Befund darauf schließen zu können, dass dieser mit der erhöhten Embryonensterblichkeit ursächlich zusammenhängt, sollten auch Vorkommen untersucht werden, bei denen das Problem nicht in gleichem Maß auftritt. Zu Vergleichszwecken möchten wir daher Betreuer:innen von Vorkommen des Brachvogels in anderen Bundesländern bitten, Material, wie etwa nicht geschlüpfte Eier, Schalen geschlüpfter Eier oder tote Küken zur Verfügung zu stellen. Dazu ist es notwendig, das Nest unmittelbar nach dem Schlupf aller vitaler Küken aufzusuchen. Anderenfalls besteht die Gefahr, dass liegengeliebene Eier oder Embryonen von Prädatoren verschleppt werden. Die Autor:innen dieses Artikels geben gerne Auskunft, wie die Proben aufbewahrt und zur Verfügung gestellt werden können.

In allen drei Untersuchungsgebieten wurde das Problem erst deutlich, als begonnen wurde, den Fortpflanzungserfolg der Brachvögel genauer zu untersuchen. Dies beinhaltet die gezielte Suche und das Aufsuchen der Nester. Die damit verbundenen Störungen werden in manchen Gebieten als zu kritisch angesehen, weil damit der Brut-erfolg selbst verringert werden könnte. Dies hat zur Folge, dass nicht bekannt wird, wenn einzelne Eier nicht zum Schlupf kommen. Unsere eigenen Untersuchungen zeigen, dass Verluste nicht nur auf landwirtschaftliche Arbeiten und Prädation zurückzuführen sein müssen, sondern

auch durch bisher unbekannte Probleme bedingt sein können. Natürlich sollten Störungen an den Nestern bedrohter Vogelarten auf ein Mindestmaß beschränkt werden. Allerdings kann ein vollständiges Vermeiden von Besuchen am Nest auch dazu führen, dass die Gründe für einen mangelnden Bruterfolg unbekannt bleiben und letztendlich nicht die geeigneten Maßnahmen zum Stützen einer Art ergriffen werden. Wir möchten daher alle Betreuer:innen auffordern, mit einem höchsten Maß an Vorsicht, bei „ihren“ Brachvögeln darauf zu achten, ob dort ebenfalls eine erhöhte Embryonensterblichkeit auftritt. Weiterhin ist zu bedenken, dass das Problem auch bei anderen Arten auftreten könnte. Ein Beispiel wäre die Wiesenweihe (HÄRTING & ILLNER 2015), aber auch bei anderen Vögeln der Agrarlandschaft, etwa dem Kiebitz (*Vanellus vanellus*), sollte darauf geachtet werden.

**Dank.** Die Vorarbeiten zu dem geplanten länderübergreifenden Projekt wären ohne die Hilfe zahlreicher Institutionen und Personen nicht möglich gewesen:

In Baden-Württemberg finden die langjährigen Untersuchungen am badischen Oberrhein im Auftrag der Regierungspräsidien Freiburg und Karlsruhe (jeweils Höhere Naturschutzbehörde) statt, denen wir für die langjährige Unterstützung danken. Ein besonderer Dank gilt den beiden Pflgetrups der beiden Regierungspräsidien, ohne deren umfassende und unermüdliche Hilfe, u. a. bei der Einzäunung, der Erfolg kaum möglich gewesen wäre – zusammen mit der Umsetzung der Pflegekonzepte ebenfalls im Auftrag der beiden Regierungspräsidien. Die LUBW in Baden-Württemberg lässt dankenswerterweise erste Eier auf Rückstände untersuchen.

In Bayern gilt unser Dank den Unteren und Höheren Naturschutzbehörden für die intensive Zusammenarbeit und Unterstützung in den Brachvogelgebieten. Des Weiteren bedanken wir uns beim Landesamt für Umwelt für die Bereitstellung der Daten aus den Kartierungen, für den fachlichen Austausch und für die Unterstützung bei den anstehenden Untersuchungen der Eier- und Embryonenproben. Spezieller Dank geht an die Naturschutzbehörden und den Landschaftspflegeverband in Mittelfranken, das Wasserwirtschafts-

samt Ansbach, alle Beteiligten der Arbeitsgruppe „AK-Wiesmet“ und die Kartierer:innen, für die vertrauensvolle und langjährige Zusammenarbeit. Beim Landesbund für Vogelschutz gilt ein besonderer Dank Dr. Andreas von Lindeiner. Er steht mit viel Erfahrung und großem Engagement dem Wiesenbrüterschutz mit Rat und Tat zur Seite.

In Schleswig-Holstein danken wir dem Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung für die fortwährende Unterstützung der Untersuchung. K. Jeromin und M. Bode von Kuno e. V., standen dem Projekt durch ihren fachlichen Rat sowie mit Hilfe im Feld stets zur Seite.

Ein großer Dank geht in allen Gebieten an die vielen ehrenamtlichen Gebietsbetreuer:innen und Helfer:innen sowie an Flächenbesitzer:innen, Pächter:innen, Bewirtschafter:innen und Jäger:innen, ohne deren Zustimmung und Geduld unsere Untersuchungen nicht möglich gewesen wären.

C. Zöckler übernahm freundlicherweise die Durchsicht der englischen Zusammenfassung. Y. Bötsch und H. Lembke danken wir für Literaturhinweise und L. Ahlmer, Tierarztpraxis Fischer, für die Abbildung 1.

## 5 Zusammenfassung

In Schleswig-Holstein, Baden-Württemberg und Bayern wurden bei Gelegen des Brachvogels Embryonensterblichkeiten gefunden, die deutlich über dem Durchschnitt von Untersuchungen bei anderen Vogelarten liegen. Die genauen Gründe hierfür sind nicht bekannt. Mögliche Ursachen sind demografische Effekte (Überalterung), Nahrungsmangel oder Mangel an bestimmten Nahrungsbestandteilen, Umweltvariablen, die Belastung mit Mikroben, Umweltgiften und Schwermetallen sowie eine verringerte genetische Diversität. Vom Michael-Otto-Institut im NABU, Martin BOSCHERT, Bioplan Bühl und dem Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V. wurde ein Projekt initiiert, in dem die möglichen Ursachen untersucht werden sollen. Betreuer:innen anderer Vorkommen des Brachvogels werden ersucht zu prüfen, ob das Problem auch in den von ihnen betreuten Gebieten vorkommt und darum gebeten, dem Projekt Proben zur Verfügung zu stellen.

## Literatur

- ALONSO, J. C., C. A. MARTÍN, J. A. ALONSO, C. PALACÍN, M. MAGAÑA, D. LIECKFELDT & C. PITRA (2009): Genetic diversity of the great bustard in Iberia and Morocco: risks from current population fragmentation. *Conservation Genetics* 10: 379-390.
- ALKEMEIER, F. (2007): Wiesenbrüterkartierung im Wiesmet 2007. Unveröffentlichter Bericht. Landesamt für Umwelt in Bayern. Augsburg.
- ASSERSON, K., A. F. MARSHALL, F. MORLAND, P. BREKKE & N. HEMMINGS (im Druck): Why do eggs fail? Causes of hatching failure in threatened populations and consequences for conservation. *Animal Conservation*.
- AUERNHAMMER, V. & J. HEIKENS (2019): Ergebnisbericht. Pilotprojekt "Dispersionsverhalten juveniler Wiesenbrüter im Einzugsgebiet Altmühl 2019". Unveröffentlichter Bericht. Landesamt für Umwelt in Bayern. Augsburg.
- AUERNHAMMER, V., J. HEIKENS & T. PETSCHINKA, (2020): Dispersionsverhalten juveniler Wiesenbrüter im Einzugsgebiet Altmühl 2020. Unveröffentlichter Bericht. Landesamt für Umwelt in Bayern. Augsburg.
- BAUER, H.-G., E. BEZZEL & W. FIEDLER (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag. Wiesbaden.
- BAUER, H.-G., M. BOSCHERT, M. I. FÖRSCHLER, J. HÖLZINGER & U. MAHLER (2016): Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvogelarten Baden-Württembergs. 6. Fassung, Stand 31.12.2013. Naturschutz-Praxis, Artenschutz 11. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Stuttgart.
- BECH, N., J. BOISSIER, S. DROVETSKI & C. NOVOA (2009): Population genetic structure of rock ptarmigan in the 'sky islands' of French Pyrenees: implications for conservation. *Animal Conservation* 12: 138-146.
- BECKER, P. H., S. SCHUHMANN & C. KOEPFF (1993): Hatching failure in common terns (*Sterna hirundo*) in relation to environmental chemicals. *Environmental Pollution* 79: 207-213.
- BECKERS, B., A. BARKOW, M. FREDE, P. HERKENRATH, D. IKEMEYER, M. M. JÖBGES, S. R. SUDMANN & R. TÜLLINGHOFF (2018): 40 Jahre Wiesenvogelschutz in Nordrhein-Westfalen: Entwicklung der Brutbestände von Großem Brachvogel *Numenius arquata*, Uferschnepfe *Limosa limosa*, Rotschenkel *Tringa totanus* und Bekassine *Gallinago gallinago*. *Vogelwelt* 138: 3-15.
- BEISSINGER, S. R., M. I. COOK & W. J. ARENDT (2005): The shelf life of bird eggs: Testing egg viability using a tropical climate gradient. *Ecology* 86: 2164-2175.
- BELLEBAUM, J. (2002): Prädation als Gefährdung bodenbrütender Vögel in Deutschland – eine Übersicht. *Berichte zum Vogelschutz* 39: 95-117.
- BENSCH, S., D. HASSELQUIST & T. VON SCHANTZ (1994): Genetic similarity between parents predicts hatching failure: non-incestuous inbreeding in the great reed warbler? *Evolution* 48: 317-326.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2020): Species factsheet: *Numenius arquata*. <http://www.birdlife.org> (letzter Zugriff am 30.11.2020).
- BIRKHEAD, T. R., J. HALL, E. SCHUT & N. HEMMINGS (2008): Unhatched eggs: methods for discriminating between infertility and early embryo mortality. *Ibis* 150: 508-517.
- BLOMQVIST, D., A. PAULINY, M. LARSSON & L.-Å. FLODIN (2010): Trapped in the extinction vortex? Strong genetic effects in a declining vertebrate population. *BMC Evolutionary Biology* 10: 33.
- BLUM, J. D., E. H. TALIAFERRO & R. T. HOLMES (2001): Determining the source of calcium for migratory songbirds using stable strontium isotopes. *Oecologia* 126: 569-574.
- BOARD, R. G., S. LOSEBY & V. R. MILES (1979): A note on microbial growth on hen egg-shells. *British Poultry Science* 20: 413-420.
- BOARD, R. G. & H. S. TRANTER (1986): The microbiology of eggs. In: STADELMAN, W. J. & O. J. COTTERILL (Hrsg.): *Egg Science and Technology*. Westport: 75-96.
- BOONYARITTHACHAIKIJ, R., E. VERBRUGGHE, D. DEKEUKELEIRE, D. STRUBBE, S. VAN PRAET, R. DE BEELDE, L. ROUFFAER, F. PASMANS, D. BONTE, K. VERHEYEN, L. LENS & A. MARTEL (2018): Mitigating the impact pressure on great (*Parus major*) and blue (*Cyanistes caeruleus*) tit hatching success through maternal immune investment. *PLOS ONE* 13: e0204022.
- BOSCHERT, M. (1992): Rückstände chlororganischer Verbindungen in Gelegen des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*) aus einem Brutgebiet am südlichen Oberrhein. *Ökologie der Vögel* 14: 101-111.
- BOSCHERT, M. (2004): Der Große Brachvogel (*Numenius arquata*) am badischen Oberrhein – wissenschaftliche Grundlagen für einen umfassenden und nachhaltigen Schutz. Dissertation. Universität Tübingen.
- BOSCHERT, M. (2005): Gelegeverluste beim Großen Brachvogel *Numenius arquata* am badischen Oberrhein – ein Vergleich von 2000-2002 mit früheren Zeiträumen unter besonderer Berücksichtigung der Prädation. *Vogelwelt* 126: 321-322.
- BOSCHERT, M. (2008) Gelegeschutz beim Großen Brachvogel - Erfahrungen beim Einsatz von Elektrozäunen am badischen Oberrhein. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40: 346-352.
- BOSCHERT, M. (2018): Zur Bestandssituation des Großen Brachvogels *Numenius arquata* - Eine Fallstudie aus der badischen und elsässischen Oberrheinebene. *Vogelwarte* 56: 33-38.
- BOUZAT, J. L., J. A. JOHNSON, J. E. TOEPFER, S. A. SIMPSON, T. L. ESKER & R. L. WESTEMEIER (2009): Beyond the beneficial effects of translocations as an effective tool for the genetic restoration of isolated populations. *Conservation Genetics* 10: 191-201.
- BRISKIE, J. V. & M. MACKINTOSH (2004): Hatching failure increases with severity of population bottlenecks in birds. *Proceeding of the National Academy of Sciences* 101: 558-561.
- BURNETT, L. J., K. J. SORESENSEN, J. BRANDT, E. A. SANDHAUS, D. CIANI, M. CLARK, C. DAVID, J. THEULE, S. KASIELKE & R. W. RIESEBROUGH (2013): Eggshell thinning and depressed hatching success of California Condor reintroduced in Central California. *Condor* 115: 477-491.
- BUSCHE, G. (2011): Brutbestandstrends vom Großen Brachvogel (*Numenius arquata*) und anderen Wiesenlimikolen: starke Rückgänge auf Grünland im Westen Schleswig-Holsteins von 1968-2005. *Vogelwarte* 49: 1-8.

- COLBORN, T. (2002): Clues from wildlife to create an assay for thyroid system disruption. *Environmental Health Perspectives* 110 (Supplement 3): 363-367.
- COOK, M. I., S. R. BEISSINGER, G. A. TORANZOS, R. A. RODRIGUEZ & W. J. ARENDT (2003): Trans-shell infection by pathogenic micro-organisms reduces the shelf life of non-incubated bird's eggs: a constraint on the onset of incubation? *Proceedings of the Royal Society B* 270: 2233-2240.
- COOK, M. I., S. R. BEISSINGER, G. A. TORANZOS, R. A. RODRIGUEZ & W. J. ARENDT (2005): Microbial infection affects egg viability and incubation behavior in a tropical passerine. *Behavioral Ecology* 16: 30-36.
- CROXALL, J. P., P. ROTHERY & A. CRISP (1992): The effect of maternal age and experience on egg-size and hatching success in Wandering Albatrosses *Diomedea exulans*. *Ibis* 134: 219-228.
- CURRIE, D. & J. VALKAMA (1998): Limited effects of heavy metal pollution on foraging and breeding success in the curlew (*Numenius arquata*). *Environmental Pollution* 101: 253-261.
- DENKER, E. & A. BÜTHE (1995): PCB burden and pattern in eggs of the Curlew (*Numenius arquata*) and the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*) from Northwest Germany. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 55: 886-892.
- ENGL, M., F. LEIBL & K. MOOSER (2004): Bestandsentwicklung, Brutbiologie und Reproduktionserfolg des Großen Brachvogels *Numenius arquata* im Mettenbacher und Griefenbacher Moos, Landkreis Landshut. *Ornithologischer Anzeiger* 43: 217-235.
- EVERS, A. & H. JEROMIN (2018): Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz – ein erfolgreicher Ansatz für Landwirte und Naturschützer in Schleswig-Holstein. *Vogelwarte* 56: 389-390.
- FRY, D. M. (1995): Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environmental Health Perspectives* 103 (Supplement 7): 165-171.
- GEDEON, K., C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE, C. SUDFELDT, W. EIKHORST, S. FISCHER, M. FLADE, S. FRICK, I. GEIERSBERGER, B. KOOP, M. KRAMER, T. KRÜGER, N. ROTH, T. RYSLAVY, S. STÜBING, S. R. SUDMANN, R. STEFFENS, F. VÖKLER & K. WITT (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten. Münster.
- GERLACH, B., R. DRÖSCHMEISTER, T. LANGGEMACH, K. BORKENHAGEN, M. BUSCH, M. HAUSWIRTH, T. HEINICKE, J. KAMP, J. KARTHÄUSER, C. KÖNIG, N. MARKONES, N. PRIOR, S. TRAUTMANN, J. WAHL & C. SUDFELDT (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW. Münster.
- GILL, J. P. K., N. SETHI, A. MOHAN, S. DATTA & M. GIRDHAR (2018): Glyphosate toxicity for animals. *Environmental Chemistry Letters* 16: 401-426.
- GRANT M. C., C. ORSMAN, J. EASTON, C. LODGE, M. SMITH, G. THOMPSON, S. RODWELL & N. MOORE (1999): Breeding success and causes of breeding failure of curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland. *Journal of Applied Ecology* 36: 59-74.
- GRAVELAND, J. & R. H. DRENT (1997): Calcium availability limits breeding success of passerines on poor soils. *Journal of Animal Ecology* 66: 279-288.
- GRÜNEBERG, C., H.-G. BAUER, H. HAUPT, O. HÜPPPOP, T. RYSLAVY & P. SÜDBECK (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. *Berichte zum Vogelschutz* 52: 19-67.
- GSCHWENG, M., F. TATARUCH, O. FRÖHLICH & E. KALKO (2011): Dead embryos despite low contaminant loads in eggs of Eleonora's Falcon. *ISRN Zoology* 2011: Article ID 510202.
- HAGEN, E. N., M. L. HALE, R. F. MALONEY & T. E. STEEVES (2011): Conservation genetic management of a critically endangered New Zealand endemic bird: minimizing inbreeding in the Black Stilt *Himantopus novaezelandiae*. *Ibis* 153: 556-561.
- HALLMANN, C. A., R. P. B. FOPPEN, C. A. M. VAN TURNHOUT, H. DE KROON & E. JONGEJANS (2014): Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511: 341-343.
- HÄRTING, C. & H. ILLNER (2015): Kameraüberwachung von Nestern der Wiesenweihe zur Abschätzung des Einflusses von Prädatoren. *ABU-Info* 36-38: 14-26.
- HEBER, S. & J. V. BRISKIE (2010): Population bottlenecks and increased hatching failure in endangered birds. *Conservation Biology* 24: 1674-1678.
- HELLOU, J., M. LEBEUF & M. RUDI (2013): Review on DDT and metabolites in birds and mammals of aquatic ecosystems. *Environmental Reviews* 21: 53-69.
- HEMMINGS, N. & T. R. BIRKHEAD (2016): Consistency of passerine embryo development and the use of embryonic staging in studies of hatching failure. *Ibis* 158: 43-50.
- HEMMINGS, N., M. WEST & T. R. BIRKHEAD (2012a): Causes of hatching failure in endangered birds. *Biology Letters* 8: 964-967.
- HEMMINGS, N., J. SLATE & T. R. BIRKHEAD (2012b): Inbreeding causes early death in a passerine bird. *Nature Communications* 3: 863.
- HERRING, G., J. T. ACKERMAN & C. A. EAGLES-SMITH (2010): Embryo malposition as a potential mechanism for mercury-induced hatching failure in bird eggs. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29: 1788-1794.
- HOLDEREGGER, R. & G. SEGELBACHER (2016): Naturschutzgenetik. Ein Handbuch für die Praxis. Haupt Verlag, Bern.
- HÖLZINGER, J., H.-G. BAUER, P. BERTHOLD, M. BOSCHERT & U. MAHLER (2008): Rote Liste der Brutvögel Baden-Württembergs (5. überarbeitete Fassung, Stand 31.12.2004, Kurzfassung). *Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg* 24: 71-88.
- HÖNISCH, T., C. ARTMEYER, J. MELTER & R. TÜLLINGHOFF (2008): Telemetrische Untersuchungen an Küken vom Großen Brachvogel *Numenius arquata* und Kiebitz *Vanellus vanellus* im EU-Vogelschutzgebiet Düsterdieker Niederung. *Vogelwarte* 46: 39-48.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & J. MELTER (2007): Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland - Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring häufiger Brutvogelarten. *Vogelwelt* 128: 49-65.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & K.-M. THOMSEN (2017): Wiesen-Limikolen in Schleswig-Holstein von 1990 bis 2016. In: Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.): Jahresbericht 2017 zur biologischen Vielfalt, Jagd und Artenschutz. Kiel: 93-102.
- IUCN (2020): The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-2. <https://www.iucnredlist.org> (letzter Zugriff: 30.11.2020).
- JAMIESON, I. G. & C. J. RYAN (2000): Increased egg infertility associated with translocating inbred takahe (*Porphyrio hochstetteri*) to island refuges in New Zealand. *Biological Conservation* 94: 107-114.

- JANSENS, E., T. DAUWE, R. PINXTEN & M. EENS (2003): Breeding performance of Great Tits (*Parus major*) along a gradient of heavy metal pollution. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 1140-1145.
- JENSEN, F. P. (2007): Management Plan for Curlew (*Numenius arquata*) 2007–2009. Technical Report - 003 – 2007. Office for Official Publications of the European Community. Luxemburg.
- JEROMIN, H. (2006): Der "Feuerwehrtopf" für Wiesenvögel – ein erfolgsorientierter Ansatz beim Vertragsnaturschutz. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 32: 183-189.
- KEITH, J. A. (1996) Reproduction in a population of herring gulls (*Larus argentatus*) contaminated by DDT. *Journal of Applied Ecology* 3 (Supplement): 57-60.
- KELLER, L. F. & D. M. WALLER (2002): Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 230-241.
- KEMPENAEERS, B., F. ADRIAENSEN, A. J. VAN NOORDWIJK & A. A. DHONDT (1996): Genetic similarity inbreeding and hatching failure in Blue Tits: Are unhatched eggs infertile? *Proceedings of the Royal Society B* 263: 179-185.
- KIPP, M. (1999): Zum Bruterfolg beim Großen Brachvogel (*Numenius arquata*). *LÖBF Mitteilungen* 3: 47-49.
- KNIEF, W., R. K. BERNDT, B. HÄLTERLEIN, K. JEROMIN, J. J. KIECKBUSCH & B. KOOP (2010): Die Brutvögel Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Kiel.
- KOENIG, W. D. (1982): Ecological and social factors affecting hatchability of eggs. *Auk* 99: 526-536.
- KUBIAK, T. J., H. J. HARRIS, L. M. SMITH, T. R. SCHWARTZ, D. L. STALLING, J. A. TRICK, L. SILEO, D. E. DOUCHERTY & T. C. ERDMAN (1989): Microcontaminants and reproductive impairment of the Forster's tern on Green Bay, Lake Michigan-1983. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 18: 706-727.
- LANGGEMACH, T., T. RYSLAVY, M. JURKE, W. JASCHKE, M. FLADE, J. HOFFMANN, K. STEIN-BACHINGER, K. DZIEWIATY, N. RÖDER, F. GOTTWALD, F. ZIMMERMANN, R. VÖGEL, H. WATZKE & N. SCHNEEWEISS (2019): Vogelarten der Agrarlandschaft in Brandenburg – Bestände, Bestandstrends, Ursachen aktueller und langfristiger Entwicklungen und Möglichkeiten für Verbesserungen. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 28: 4-67.
- LATSHAW, J. D., J. F. ORT & C. D. DIESEM (1977): The selenium requirements of the hen and effects of a deficiency. *Poultry Science* 56: 1876-1881.
- LEISS, R. (2020): Umsetzung eines Pilotprojekts zum Wiesenbrüterschutz im Altmühltal im Jahr 2020 mit Schwerpunkt auf radiotelemetrischen Untersuchungen von Küken des Großen Brachvogels. BSc-Arbeit. Hochschule Weihenstephan-Triesdorf. Freising.
- LIEBL, H. (2015): 6. landesweite Wiesenbrüterkartierung in Bayern 2014/2015. Bestand, Trends und Ursachenanalyse. *Umwelt Spezial*. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg.
- LINDSAY, D. L., K. R. BARR, R. F. LANCE, S. A. TWEDDALE, T. J. HAYDEN & P. L. LEBERG (2008): Habitat fragmentation and genetic diversity of an endangered, migratory songbird, the golden-cheeked warbler (*Dendroica chrysoparia*). *Molecular Ecology* 17: 2122-2133.
- MACKINTOSH, M. A. & J. V. BRISKIE (2005): High levels of hatching failure in an insular population of the South Island Robin: a consequence of food limitation? *Biological Conservation* 122: 409-416.
- MARTÍNEZ-CRUZ, B., J. A. GODOY & J. J. NEGRO (2007): Population fragmentation leads to spatial and temporal genetic structure in the endangered Spanish imperial eagle. *Molecular Ecology* 16: 477-486.
- MATTIG, F. (2017): Contaminants in bird eggs. In: KLOEPPER S. et al. (Hrsg.): Wadden Sea Quality Status Report 2017. Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven.
- MEWES, W. (2020): Die Volumenentwicklung der Gelege von Kranichen *Grus grus* im Laufe ihres Lebens – ein Beitrag zum Nachweis von Alterungserscheinungen bei Kranichweibchen. *Vogelwarte* 58: 363-372.
- MEYER, N., H. HÖTKER & H. JEROMIN (2017): Schutzgebietsystem für Brachvögel in Schleswig-Holstein – Untersuchungen 2017. Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU. Bergenhusen.
- MORROW, E. H., G. ARNQVIST & T. E. PITCHER (2002): The evolution of infertility: does hatching rate in birds coevolve with female polyandry? *Journal of Evolutionary Biology* 15: 702-709.
- MURGATROYD, M., S. ROOS, R. EVANS, A. SANSOM, D. P. WHITFIELD, D. SEXTON, R. REID, J. GRANT & A. AMAR (2018): Sex-specific patterns of reproductive senescence in a long-lived reintroduced raptor. *Journal of Animal Ecology* 87: 1587-1599.
- NISBET, I. C. T. & P. DANN (2009): Reproductive performance of little penguins *Eudyptula minor* in relation to year, age, pair-bond duration, breeding date and individual quality. *Journal of Avian Biology* 40: 196-308.
- NISBET, I. C. T. & G. A. FOX (2009): DDE-induced hatching failure in Common Terns was not mediated through changes in eggshell porosity. *Waterbirds* 32: 585-589.
- OERTZEN, G. & H. DÜTTMANN (2006): Brutverhalten von Wiesenlimikolen auf unterschiedlich bewirtschafteten Niederungsstandorten in der oberen Mittellage-Niederung (Landkreis Emsland, Cloppenburg; Niedersachsen). *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 32: 157-166.
- ORŁOWSKI, G., L. HAŁUPKA, E. KLIMCZUK & H. SZTWEJNIA (2016): Shell thinning due to embryo development in eggs of a small passerine bird. *Journal of Ornithology* 157: 565-572.
- ORTEGO, J., P. J. CORDERO, J. M. APARICIO & G. CALABUIG (2010): Parental genetic characteristics and hatching success in a recovering populations of Lesser Kestrels. *Journal of Ornithology* 151: 155-162.
- PERALTA-SÁNCHEZ, J. M., A. M. MARTÍN-PLATERO, L. WEGENER-PARFREY, M. MARTÍNEZ-BUENO, S. RODRIGUEZ-RUANO, J. A. NAVAS-MOLINA, Y. VÁSQUEZ-BAEZA, D. MARTÍN-GÁLVEZ, M. MARTÍN-VALDÍ, J. D. IBÁÑEZ-ÁLAMO, R. KNIGHT & J. J. SOLER (2018): Bacterial density rather than diversity correlates with hatching success across different avian species. *FEMS Microbiology Ecology* 94: fty022.
- POTTI, J. & S. MERINO (1996): Causes of hatching failure in the Pied Flycatcher. *Condor* 98: 328-336.
- PROCHÁZKA, P., B. G. STOKKE, H. JENSEN, D. FAINOVÁ, E. BELLINIVA, F. FOSSØY, J. R. VIKAN, J. BRYJA & M. SOLER (2011): Low genetic differentiation among reed warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) populations across Europe. *Journal of Avian Biology* 42: 103-113.
- RATCLIFFE, D. A. (1967): Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. *Nature* 215: 208-210.
- REBKE, M., T. COULSON, P. H. BECKER & J. W. VAUPEL (2010): Reproductive improvement and senescence in a long-lived bird. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 7841-7846.

- REID, J. M., E. M. BIGNAL, D. I. MCCracken & P. MONAGHAN (2003): Age-specific reproductive performance in red-billed choughs *Pyrrhocorax pyrrhocorax*: patterns and processes in a natural population. *Journal of Animal Ecology* 72: 765-776.
- REYNOLDS, S. J. & C. M. PERRINS (2010): Dietary calcium availability and reproduction in birds. *Current Ornithology* 17: 31-74.
- RICHARDSON, D. S., J. KOMDEUR & T. BURKE (2004): Inbreeding in the Seychelles Warbler: environment-dependent maternal effects. *Evolution* 58: 2037-2048.
- ROBERTSON, R. J. & W. B. RENDELL (2001): A long-term study of reproductive performance in tree swallows: the influence of age and senescence on output. *Journal of Animal Ecology* 70: 1014-1031.
- RÖDL, T., B.-U. RUDOLPH, I. GEIERSBERGER, K. WEIXLER & A. GÖRGEN (2012): Atlas der Brutvögel in Bayern. Verbreitung 2005 bis 2009. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart.
- RODRIGUES, T. M., P. ANDRADE, M. VIDAL, M. BOSCHERT, D. GONÇALES & J. DOMÍNGUEZ (2019): No genetic differentiation, but less diversity, in the Iberian breeding population of the Eurasian Curlew (*Numenius arquata*). *Journal of Ornithology* 160: 17-25.
- ROODBERGEN, M. (2010): Population dynamics of Black-tailed Godwits in the light of heavy metal pollution. Proefschrift, Rijksuniversiteit Groningen.
- ROODBERGEN, M., B. VAN DER WERF & H. HÖTKER (2012): Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. *Journal of Ornithology* 153: 53-74.
- ROTHSTEIN, S. I. (1973): Variation in the incidence of hatching failure in the Cedar Waxwing and other species. *Condor* 75: 164-169.
- RUDOLPH, B.-U., J. SCHWANDNER & H.-J. FÜNFSTÜCK (2016): Rote Liste und Liste der Brutvögel Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg.
- RYSLAVY, T., H.-G. BAUER, B. GERLACH, O. HÜPPPO, J. STAHRMER, P. SÜDBECK & C. SUDFELD (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung, 30. September 2020. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 13-112.
- SÆTHER, B.-E., T. COULSON, V. GRÖTAN, S. ENGEN, R. ALTWEGG, K. B. ARMITAGE, C. BARBRAUD, P. H. BECKER, D. T. BLUMENSTEIN, F. S. DOBSON, M. FESTA-BIANCHET, J.-M. GAILLARD, A. JENKINS, C. JONES, M. A. C. NICOLL, K. NORRIS, M. K. OLI, A. OZGUL & H. WEIMERSKIRCH (2013): How life history influences population dynamics in fluctuating environments. *American Naturalist* 182: 743-759.
- SAHIN, N., M. ONDERCI, K. SAHIN & O. KUCUK (2008): Supplementation with organic or inorganic selenium in heat-stressed quails. *Biological Trace Element Research* 122: Article number: 229 (2008).
- SANDERCOCK, B. K., D. B. LANK, & F. COOKE (1999): Seasonal declines in the fecundity of arctic-breeding sandpipers: different tactics in two species with an invariant clutch size. *Journal of Avian Biology* 30: 460-468.
- SAVAGE, J. L., J. M. S. CRANE, KAKAPO RECOVERY TEAM & N. HEMMINGS (2020): Low hatching success in the critically endangered kakapo (*Strigops habroptilus*) is driven by early embryo mortality not infertility. *bioRxiv*. doi: <https://doi.org/10.1101/2020.09.14.295949>
- SCHETTGEN, T., A. ALT, A. ESSER & T. KRAUS (2015): Current data on the background burden to the persistent organochlorine pollutants HCB, p,p'-DDE, as well as PCB 138, PCB 153 and PCB 180 in plasma of the general population in Germany. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 218: 380-385.
- SCHUEHAMMER, A. M. (1987): The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: A review. *Environmental Pollution* 46: 263-295.
- SEGELBACHER, G., J. HÖGLUND & I. STORCH (2003): From connectivity to isolation: genetic consequences of population fragmentation in capercaillie across Europe. *Molecular Ecology* 12: 1773-1780.
- SERRANO, D., J. L. TELLA & E. URSÚA (2005): Proximate causes and fitness consequences of hatching failure in lesser kestrels *Falco naumanni*. *Journal of Avian Biology* 36: 242-250.
- SMITH, D. (1999): Worldwide trends in DDT levels in human breast milk. *International Journal of Epidemiology* 28: 179-188.
- SPOTTISWOODE, C. & A. P. MÖLLER (2004): Genetic similarity and hatching success in birds. *Proceedings of the Royal Society B* 271: 267-272.
- STEWART, I. R. K. & D. F. WESTNEAT (2013): Patterns of hatching failure in the house sparrow *Passer domesticus*. *Journal of Avian Biology* 44: 69-79.
- STRAZDS, M., H.-G. BAUER, Ü. VALL, A. KUKARE & V. BARTKEVICS (2015): Recent impact of DDT contamination on Black Stork eggs. *Journal of Ornithology* 156 (Supplement 1): S187-S198.
- SVENSSON, M., P. T. RINTAMÄKI, T. R. BIRKHEAD, S. C. GRIFFITH & A. LUNDBERG (2007): Impaired hatching success and male-biased embryo mortality in Tree Sparrows. *Journal of Ornithology* 148: 117-122.
- TOUHRI, M., M. SEGUY, L. IMBEAU, M. J. MAZEROLLE & D. M. BIRD (2019): Effects of agricultural lands on habitat selection and breeding success of American kestrels in a boreal context. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 272: 146-154.
- VAN HEEZIK, Y., P. LEI, R. MALONEY & E. SANCHIA (2005): Captive breeding for reintroduction: Influence of management practises and biological factors on survival of captive Kaki (Black Stilt). *Zoo Biology* 24: 459-474.
- VAN OOSTEN, H. H., A. B. VAN DEN BURG, D. ARLT, C. BOTH, N. W. VAN DEN BRINK, S. CHIU, D. CRUMP, T. JEPSSON, H. DE KROON, W. TRAAAG & H. SIEPEL (2019): Hatching failure and accumulation of organic pollutants through the terrestrial food web of a declining songbird in Western Europe. *Science of the Total Environment* 650: 1547-1553.
- VOS, J. G., E. DYBING, H. A. GREIM, O. LADEFOGED, C. LAMBRE, J. V. TARAZONA, I. BRANDT & D. VETHAAK (2000): Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife, with special reference to the European situation. *Critical Reviews in Toxicology* 30: 71-133.
- WENZEL, M. A., L. M. I. WEBSTER, G. BLANCO, M. D. BURGESS, C. KERBIRIOU, G. SEGELBACHER, S. B. PIERTNEY & J. M. REID (2012): Pronounced genetic structure and low genetic diversity in European red-billed chough (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) populations. *Conservation Genetics* 13: 1213-1230.
- WESTEMEIER, R. L., J. D. BRAWN, S. A. SIMPSON, T. L. ESKER, R. W. JANSEN, J. W. WALK, E. L. KERSHNER, J. L. BOUZAT & K. N. PAIGE (1998): Tracking the long-term decline and recovery of an isolated population. *Science* 282: 1695-1698.
- WŁODARCZYK, R. & P. MINIAS (2020): Age-related differences in reproductive success support the selection hypothesis in a Mute Swan population. *Journal of Ornithology* 161: 1185-1193.
- WOOG, F. (2002): Reproductive success and pairing in Hawaiian Geese (*Branta sandvicensis*) in relation to age and body size. *Journal of Ornithology* 143: 43-50.

## Neue LIFE-Projekte im Wiesenvogelschutz in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen

### Niedersachsen forciert den Schutz von Wiesenvögeln mit einem Integrierten LIFE-Projekt

In Niedersachsen geht ein neues LIFE-Projekt zum Wiesenvogelschutz an den Start. Im Rahmen des EU-Umweltprogramms LIFE hat die EU-Kommission ein umfangreiches Integriertes LIFE-Projekt bewilligt, mit dessen Umsetzung das Niedersächsische Umweltministerium die Staatliche Vogelschutzwarte im Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) beauftragt hat. Dem Land stehen dadurch in den kommenden 10 Jahren insgesamt 27 Millionen Euro zur Verfügung, um Lebensräume der stark bestandsbedrohten Wiesenvogelarten zu erhalten, zu verbessern oder wiederherzustellen. Der Landesanteil am Gesamtbudget beträgt in dieser Zeit 12 Millionen Euro, 3 Millionen Euro steuern die beteiligten Partner in den Niederlanden bei, der Beitrag der EU beträgt ebenfalls 12 Millionen Euro.

Niedersachsen gilt auch heute noch als „das Wiesenvogelland“ Deutschlands, in dem Arten wie Uferschnepfe, Kiebitz, Brachvogel, Rotschenkel oder Wachtelkönig zu hohen Anteilen am gesamtdeutschen Bestand brüten. Das bedeutet gleichzeitig eine hohe Verantwortung für deren Schutz, nicht nur in Niedersachsen und Deutschland, sondern in ganz Europa. Ganz besonders gilt dies für die Uferschnepfe. Ihre westliche Population hat in Europa nur ein sehr kleines Verbreitungsgebiet. Mehr als 90 Prozent dieser Population leben im westlichen Niedersachsen und in den Niederlanden. Zu den Projektpartnern zählen daher unter anderem die dortige Provinz Friesland und die Universität Groningen. Dort wird ein Großteil der Begleitforschung stattfinden.

Das neue Projekt „Conservation of wet grassland breeding bird habitats in the Atlantic Region“ unter dem Kürzel „LIFE IP GrassBirdHabitats“ soll an das schon 2011 begonnene LIFE Naturprojekt „Wiesenvogel“ anknüpfen, ist jedoch in

seiner Zielsetzung weitreichender. Die Projektkulisse in der atlantischen Region von Niedersachsen wurde um weitere für Wiesenvögel bedeutsame Gebiete auf nun 27 Projektgebiete erweitert sowie um weitere Vorkommensgebiete der Uferschnepfe in den Niederlanden ergänzt. Hier werden die Extensivierung der Flächennutzung und eine Optimierung der Wasserstände im Mittelpunkt stehen.

Neu am integrativen Ansatz ist, auch wichtige Rast- und Überwinterungsgebiete der Wiesenvögel in die Schutzstrategie einzubeziehen, um den vollständigen Lebenszyklus der Vögel zu betrachten. Zusammen mit westafrikanischen Partnern sollen Lösungen gefunden werden, damit die für Uferschnepfen essenziellen Habitate, wie sie vor allem in traditionell bewirtschafteten Reis-

feldern noch existieren, nicht verloren gehen. Vorgesehen ist, Modelle zur nachhaltigen landwirtschaftlichen Nutzung zu entwickeln und gemeinsam mit lokalen Farmern zu erproben.

Wichtige Grundlagendaten für diesen Teil des Projektes liefert die Satelliten-Telemetrie von Uferschnepfen, mit der schon 2018 am Dümmer begonnen wurde. Inzwischen konnten 40 Uferschnepfen besendert werden, darunter 21 Alt- und 19 Jungvögel. Die Sender liefern in regelmäßigen Abständen exakte Daten über den Aufenthaltsort der Vögel. Ihre Zugroute lässt sich im Internet auch auf einer Karte unter <https://www.wiesenvogel-life.de> oder <https://www.globalflywaynetwork.org/flyway/east-atlantic-flyway-inland-waders/map> verfolgen.

Um Aktivitäten zum Schutz von Wiesenvögeln künftig stärker zu vernetzen und aufeinander abzustimmen, soll innerhalb der ersten Projektjahre ein „Strategisches Schutzkonzept für Wiesenvogellebensräume in der Atlantischen Region Europas“ entwickelt und international vereinbart werden.



## Wiesenvogelschutz im Fokus eines LIFE-Projektes in Nordrhein-Westfalen

Wie in den meisten Bundesländern sind auch in Nordrhein-Westfalen die Bestände wiesenbrütender Vogelarten erheblich zurückgegangen. Bekassine, Rotschenkel und Uferschnepfe stehen vor dem Aussterben. Auch die Brutbestände von Kiebitz und Wiesenpieper sind in vielen Feuchtwiesenbereichen rückläufig. Selbst der über lange Zeit im Bestand stabile Große Brachvogel zeigt in den letzten Jahren Bestandseinbrüche, die u. a. auf eine durch Prädation verursachte geringe Reproduktion zurückzuführen sind.

Vor diesem Hintergrund startete am 01.10.2020 in Nordrhein-Westfalen ein neues LIFE-Projekt, „Wiesenvögel NRW“. Es hat zum Ziel, die im Lande verbliebenen Bestände von Wiesenvögeln zu sichern und zu erhöhen. Im Fokus stehen als Brutvögel die genannten Arten, dazu Knäk- und Löffelente, ebenso wie als Rastvögel eine Reihe von Watvögeln und Enten. Das Projekt – mit einer siebenjährigen Laufzeit – wird vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) als Projektträger in Partnerschaft mit zehn Biologischen Stationen im Tiefland von NRW sowie der niederländischen vogelkundlichen Organisation Sovon durchgeführt. Das Budget beträgt knapp 19 Millionen Euro, mit Anteilen von 60 % von der EU-Kommission und knapp 40 % vom Land NRW sowie Eigenanteilen der Projektpartner.

Die Biologischen Stationen bringen ihre Erfahrung in der Gebietsbetreuung in den Projektgebieten, acht EU-Vogelschutzgebiete vom Unteren Niederrhein über das Münsterland und Mittelwestfalen bis zum Kreis Minden-Lübbecke, ein.

Bis Ende 2027 wird im Projekt eine Vielzahl von Maßnahmen umgesetzt, um wesentliche Bereiche in den Vogelschutzgebieten wiesenvogeltauglich zu gestalten. Dazu gehören insbesondere die Verbesserung des Wasserhaushalts, eine extensive landwirtschaftliche Nutzung, die Wiederherstellung einer offenen Landschaftsstruktur durch Entfernung störender Strukturen wie Gehölze oder Grünlandbrachen und ein Prädatorenmanagement. Letzteres umfasst die passive Abwehr von Prädatoren durch die Einzäu-

nung von Brutflächen wie auch die Entnahme von Raubsäugern. In geringem Maße werden durch das Land Flächen zur langfristigen Sicherung von Wiesenvogelbrutgebieten erworben.

Das Projekt widmet sich darüber hinaus der Verwertbarkeit von landwirtschaftlichem Schnittgut, der Beratung landwirtschaftlicher Betriebe für eine naturschutzgerechte Grünland- und Ackerbewirtschaftung sowie einer insektenfreundlichen Wiesenbewirtschaftung. Auch wird ein Ehrenamtsnetzwerk zur Sicherung der Gelege von Kiebitz und Großem Brachvogel aufgebaut.

Eine wichtige Rolle spielen im Projekt zudem Aktivitäten im Bereich der Öffentlichkeitsarbeit und der Besucherlenkung.

Dazu kommen umfangreiche Maßnahmen zum Monitoring der Entwicklung der Vogelbestände und des Aufzuchterfolgs sowie der Ökosystemdienstleistungen in den Projektgebieten. Großer Wert wird auch auf den Austausch von Erfahrungen mit ähnlichen Projekten im In- und Ausland, wie auch dem niedersächsischen LIFE-Projekt GrassBirdHabitats, gelegt.

Insgesamt soll so ein nordrhein-westfälischer Beitrag zu dem von GrassBirdHabitats angestrebten „Strategischen Schutzkonzept für Wiesenvogellebensräume in der Atlantischen Region Europas“ geleistet werden.

Die beiden Projekte aus Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen legen gemeinsam, so hoffen wir, die Basis für die Stabilisierung der Bestände von bundes- und europaweit gefährdeten Wiesenvögeln und zum Erhalt einer traditionell genutzten Kulturlandschaft.

Dr. Markus Nipkow

Staatliche Vogelschutzwarte im NLWKN  
Göttinger Chaussee 76A, D-30453 Hannover  
markus.nipkow@nlwkn.niedersachsen.de

Peter Herkenrath, Bettina Fels, Ina Brüning  
Vogelschutzwarte im LANUV NRW

Leibnizstr. 10  
D-45659 Recklinghausen  
life-wiesenvogel@lanuv.nrw.de



## Illegale Greifvogelfalle aufgestellt – Taubenzüchter aus Dithmarschen droht Strafverfahren

Vogelschützer und Polizisten haben im Mai 2020 im Kreis Dithmarschen (Schleswig-Holstein) einem Greifvogel-Fänger das Handwerk gelegt. Wie das Komitee gegen den Vogelmord mitteilt, wurde bei dem Einsatz in der Gemeinde Brickeln eine aktivierte Lebendfalle – ein sogenannter Habichtfangkorb – auf einem Grundstück entdeckt und beschlagnahmt. Tatverdächtig ist ein Taubenzüchter, bei dem es sich auch um den Besitzer des Grundstückes handelt. *„Brieftaubenhalter sehen in Greifvögeln oft eine Bedrohung für ihre Tiere und treten deshalb immer wieder als Täter bei Fällen von illegaler Greifvogelverfolgung in Erscheinung“*, so Heinz SCHWARZE, Vorsitzender des Komitees gegen den Vogelmord. Viele Greifvogelarten, wie zum Beispiel der Rotmilan, sind durch die Verfolgungen in ihrer Verbreitung bedroht und stehen deshalb unter strengem gesetzlichen Schutz.

Von der Polizei mit den Tatvorwürfen konfrontiert, bestätigte der verdächtige Taubenzüchter, dass er mit der Falle Greifvögel fangen wollte. Dazu hatte er den Fangkorb auf dem Dach eines Schup-

pens neben seinem Taubenschlag aufgebaut, wo er von Spaziergängern entdeckt und an das Komitee gegen den Vogelmord gemeldet wurde. Wenige Stunden später waren Mitarbeiter des Komitees vor Ort und erstatteten Anzeige bei der für Umweltdelikte im Kreis zuständigen Polizeibezirksdirektion Heide. Es wurde ein Strafverfahren eingeleitet. Dem Mann droht bei einer Verurteilung eine hohe Geldstrafe, theoretisch ist laut Bundesnaturschutzgesetz auch eine Freiheitsstrafe möglich.

Die gezielte Verfolgung von Greifvögeln ist in Schleswig-Holstein kein Einzelfall. Für Wirbel sorgte die Vergiftung von zahlreichen Rotmilanen rund um Neumünster und im Kreis Plön, wo im März 2020 mehrere Vögel mit Vergiftungserscheinungen gefunden wurden. Auch im Kreis Dithmarschen werden immer wieder Fälle bekannt. Zeugen und Finder von Fallen oder möglicherweise vergifteten Greifvögeln werden gebeten, sich mit der Polizei oder dem Komitee gegen den Vogelmord in Verbindung zu setzen.

*Komitee gegen den Vogelmord e. V.*

## Das Rebhuhn verschwindet: NABU reicht EU-Beschwerde gegen Deutschland ein

Am 2. Oktober 2020 reichte der Naturschutzbund Deutschland (NABU) eine offizielle Beschwerde gegen Deutschland bei der EU-Kommission ein. Es geht um den dramatisch schlechten Zustand des Rebhuhns, der in erster Linie auf die fehlgeleitete Agrarpolitik zurückzuführen ist. Seit 1980 ist das Rebhuhn um 91 Prozent zurückgegangen. Nach Ansicht des NABU verstoßen Bund und Länder damit gegen die in der EU-Vogelschutzrichtlinie festgeschriebene Anforderung, einen guten Erhaltungszustand aller wildlebenden Vogelarten zu erreichen und dafür angemessene Maßnahmen zu treffen.

*„Das Schicksal des Rebhuhns ist ein besonders eindrückliches Beispiel für die miserable Umsetzung dieser EU-Verpflichtungen in Deutschland. Wie bei vielen anderen Feldvogelarten und bei den Insekten raubt die durch Subventionen fehlgesteuerte Landwirtschaft der Art Lebensraum und Nahrung“*, erklärt NABU-Präsident Jörg-

Andreas KRÜGER. Trotz unzähliger wissenschaftlicher Studien, Pilotprojekten und Vorschlägen gibt es keine Veränderung der Agrarpolitik. Es sei bekannt und erprobt, wie man das Rebhuhn retten könnte, betont der NABU-Präsident mit Verweis auf in der EU-Beschwerde ausführlich zitierte Studien. Es fehle allein am Umsetzungswillen.

Als eine wichtige Maßnahme fordert der NABU, dass mindestens zehn Prozent der Agrarlandschaft als Lebensraum für das Rebhuhn und die ländliche Artenvielfalt reserviert werden. Dies sollte künftig auch zu einer Grundbedingung für die Auszahlung von Flächenprämien an landwirtschaftliche Betriebe werden. Die im Oktober anstehenden Abstimmungen der Agrarminister und des Europaparlaments über die künftige Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) bieten die Chance, dies EU-weit festzulegen. Gelingt dies nicht, muss Deutschland nationale Regelungen erlassen, ansonsten droht ein Urteil des Euro-

päischen Gerichtshofs. Der NABU appelliert an Agrarministerin Julia KLÖCKNER und ihre Kolleginnen und Kollegen in den Ländern, die Landwirtschaft nach dem Desaster im Düngerecht nicht sehenden Auges in ein weiteres Problem mit der EU-Justiz zu führen.

Das Rebhuhn ist ein typischer Feldvogel, der früher in allen Agrarlandschaften Deutschlands vorkam. Drei Millionen Paare dürften es in den 1950er Jahren gewesen sein. Übrig geblieben ist ein kümmerlicher Rest zwischen 21.000 und 37.000 Paaren, etwa ein Prozent des damaligen Bestands. Wichtig für das Überleben von Rebhühnern sind ungemähte und ungespritzte Flächen, in denen die Weibchen gut versteckt vor Räubern wie Füchsen brüten können, und insektenreiche Blühflächen, auf denen die pro Gelege bis zu 20 Küken ausreichend Nahrung finden. Solche Flächen werden immer seltener. Daher reicht der

heutige Bruterfolg der Hühnervögel nicht mehr aus, um den Bestand zu erhalten.

Der Rückgang des Rebhuhns ist nicht nur ein Verlust für alle Menschen, die diesen Vogel nicht mehr erleben können. Er ist vor allem ein Alarmsignal für das Fehlen von Insekten und Wildkräutern in der zu intensiv genutzten Agrarlandschaft. Hier ist der Naturhaushalt aus den Fugen geraten, denn Pestizide können vielleicht Schädlinge aufhalten, aber kein funktionierendes Ökosystem ersetzen. Nach Einschätzung des NABU müsste es für einen guten Erhaltungszustand wieder mindestens 335.000 Rebhuhn-Paare geben. Zwar setzen die Bundesländer bereits heute erste Schutzmaßnahmen für das Rebhuhn um. Um damit die Art zu retten, müsste dies aber auf einer mindestens zwanzigmal so großen Fläche wie bisher geschehen.

NABU

## Verkehrslärm beeinträchtigt das Gesangslernen von Vögeln

Verkehrslärm führt bei Jungvögeln zu Ungenauigkeiten und Verzögerungen beim Erlernen ihres Gesangs. Die Jungvögel leiden auch unter einem unterdrückten Immunsystem, was ein Indikator für chronischen Stress ist. Eine Studie von Forscher:innen des Max-Planck-Instituts für Ornithologie in Seewiesen zeigt, dass junge Zebrafinken genau wie Kinder besonders anfällig sind für die Auswirkungen von Lärm, weil er das Lernen in einer kritischen Entwicklungsphase beeinträchtigen kann.

Verkehrslärm ist eine allgegenwärtige Umweltbelastung, welche die Gesundheit und das Wohlbefinden von Millionen von Menschen beeinträchtigt. Neben schweren lärmbedingten Erkrankungen bei Erwachsenen wurde Verkehrslärm auch mit Lern- und Sprachdefiziten bei Kindern in Verbindung gebracht.

Um die Zusammenhänge zwischen chronischer Lärmbelastung und kognitiven Defiziten zu analysieren, untersuchte ein Team von Forscher:innen des Max-Planck-Instituts für Ornithologie, der Universität Paris Nanterre und der Manchester Metropolitan Universität das Gesangslernen und die Immunfunktion von jungen Zebrafinken, die Verkehrslärm ausgesetzt waren. Wie Kinder müssen Singvögel ihre Laute in einer sensiblen Phase ihrer Entwicklung früh im Leben von erwach-

senen Tutores lernen. Die Gesänge der Finken werden unter normalen Bedingungen in einem Alter von etwa 90 Tagen stabil und bleiben dann für den Rest ihres Erwachsenenlebens gleich. Dieser Prozess wird „Kristallisation“ genannt.

Für die Studie zogen die Forscher:innen männliche Zebrafinken-Küken in zwei Gruppen auf. Während ihrer sensiblen Gesangslernphase unterrichteten sie die Küken beider Gruppen mit dem aufgezeichneten Gesang erwachsener Männchen. In einer Gruppe wurde gleichzeitig Verkehrslärm abgespielt, wie er in Vogelhabitaten in der Nähe von stark befahrenen Straßen in München aufgezeichnet worden war. Die Wissenschaftler:innen überwachten die Gesangsaktivität der einzelnen Männchen und verglichen deren Gesangsentwicklung und Lernerfolg. Außerdem maßen sie die Immunreaktionen der Küken während ihrer Entwicklung.

Die Analyse der Daten ergab, dass juvenile Zebrafinken, die städtischen Lärmpegeln ausgesetzt waren, schwächere Immunreaktionen aufwiesen als Küken aus ruhigen Nestern. Lärm scheint also eine Quelle für chronischen Stress bei diesen Jungvögeln gewesen zu sein. Darüber hinaus war die stimmliche Entwicklung der Vögel aus den lauten Nestern stark verzögert: Sie kristallisierten ihre Gesänge mehr als 30 Prozent später als die

Kontrollgruppe und hatten eine wesentlich geringere Genauigkeit beim Gesangslernen. „*Unsere Ergebnisse deuten darauf hin, dass junge Singvögel genau wie menschliche Kinder besonders anfällig für die Auswirkungen von Lärm sind, weil dieser das Lernen in einem kritischen Entwicklungsstadium beeinträchtigen kann*“, sagt Henrik Brumm, der das internationale Forschungsprojekt leitete.

Die Ergebnisse der Studie lassen sogar vermuten, dass Verkehrslärm die kulturelle Evolution

des Vogelgesangs beeinflussen kann, da sich lärmbedingte Kopierfehler wahrscheinlich anhäufen, wenn der Gesang von einem Vogel zum anderen weitergegeben wird. „*Unsere Arbeit markiert einen Durchbruch in der Erforschung der Auswirkungen von anthropogenem Lärm*“, schließt Sue Anne Zollinger vom Forschungsteam. „*Sie zeigt, dass wir Lerndefizite durch Lärm anhand des Vogelgesangs experimentell untersuchen können*“.

Max-Planck-Institut für Ornithologie

## So viele Vogelzähler wie noch nie zuvor bei der Stunde der Gartenvögel

Bei der „Stunde der Gartenvögel“ im Jahr 2020 wurde der bisherige Teilnehmerrekord der Aktion aus dem Jahr 2019 mehr als verdoppelt. Über 161.000 Menschen haben Zählergebnisse von 108.000 Gärten, Parks oder von Balkons und Fenstern übermittelt. 2019 hatten 76.000 Leute mitgemacht.

Sicherlich hat der Corona-Shutdown zu einem verstärkten Interesse für die Natur vor der Haustür und damit zu den hohen Mitmach-Zahlen geführt. Der NABU hofft, dass die vielen Erst-Teilnehmer auch in Zukunft wieder mitzählen und sich noch mehr Menschen für den Schutz der Natur im unmittelbaren Lebensumfeld begeistern können.

Besonders im Fokus stand die Blaumeise. Im März und April 2020 wurden auffällig viele an Krankheit verstorbene Vögel dieser Art gemeldet. Über ein Online-Formular sammelt der NABU diese Hinweise. Es gingen bundesweit Meldungen mit knapp 40.000 betroffenen Vögeln ein. Das vogelspezifische Bakterium *Suttonella ornithocola* konnte als Auslöser dieser Epidemie identifiziert werden. „*Bundesweit betrachtet sind 22 Prozent weniger Blaumeisen pro Garten gemeldet worden*“, berichtet Lars LACHMANN, Leiter des Bereichs Vogelschutz beim NABU, „*Statt 2,16 Blaumeisen pro Meldung sind es in diesem Jahr nur noch 1,66 – mit Abstand der niedrigste Wert seit Beginn der Zählungen im Jahr 2005*“.

Um das Blaumeisensterben als Ursache des Rückgangs zu identifizieren, haben die Forscher für jeden Postleitzahlbereich die Veränderungen der Blaumeisenzahlen mit der Anzahl der Meldungen kranker Meisen korreliert. Es ergab sich

ein eindeutiger Zusammenhang: „*Je mehr Berichte toter Meisen, desto größer waren dort auch die Bestandsrückgänge*“, so LACHMANN, In Gebieten ohne Totfundmeldungen gab es im Mittel auch keinen Rückgang. Man kann daher davon ausgehen, dass das Blaumeisensterben mindestens einen Teil des beobachteten Rückgangs erklärt. Auch bei Rotkehlchen und Goldammer konnte der gleiche Zusammenhang festgestellt werden. Beide Arten tauchen auch in den an den NABU übermittelten Epidemie-Meldungen vermehrt auf, während ein Labornachweis des Bakteriums bei diesen Arten noch aussteht.

Im Durchschnitt konnten die Teilnehmer der Aktion 2020 innerhalb einer Stunde gut 30 Vogelindividuen von elf verschiedenen Arten entdecken, bestimmen und melden. Insgesamt wurden 223 verschiedene Vogelarten gemeldet. Wie immer in den letzten Jahren war dabei der Haussperling mit 5,3 Vögeln pro Garten der am häufigsten gemeldete Gartenvogel, gefolgt von Amsel, Kohlmeise, Star, Feldsperling und Blaumeise. Deutschlands zuverlässigster Gartenvogel ist dagegen weiterhin die Amsel: Sie wurde in 94 Prozent aller Gärten innerhalb einer Stunde gesehen.

Große Verlierer dieses Jahres 2020 sind neben der Blaumeise auch der Star und – wie schon in den Vorjahren – der Grünfink. Auch beim kleinen Zaunkönig sinken die Zahlen konstant von Jahr zu Jahr. Zu den Gewinnern zählen vor allem Ringeltaube und Türkentaube, die beide ihr bisheriges Bestergebnis einfliegen. Auch bei Eichelhäher und Buntspecht ist kein Ende des zunehmenden Trends in Sicht.

NABU

## Manuskriptrichtlinien

Die Berichte zum Vogelschutz veröffentlichen Beiträge aus allen Bereichen des Vogelschutzes. Neben Originalbeiträgen sind Übersichtsarbeiten (Reviews) zu aktuellen Themen des Natur- und Vogelschutzes erwünscht. Kurzmitteilungen, Nachrichten, Tagungsberichte, Neues aus der Rechtsprechung, kritische Diskussionsbeiträge und Resolutionen sind weitere Sparten.

Originalbeiträge und Übersichtsarbeiten sollen ein Thema des Vogelschutzes auf der Grundlage fachlich fundierter Angaben und unter umfassender Berücksichtigung der Literatur aktuell und kritisch zusammenfassen.

Den Berichten zum Vogelschutz angebotene Manuskripte dürfen vorher anderswo weder veröffentlicht noch gleichzeitig zur Veröffentlichung eingereicht werden. In der Regel werden die Manuskripte von bis zu drei Gutachtern geprüft.

Die hier aufgeführten Anforderungen helfen, Fehlerquellen zu vermeiden; Autoren sollten sie deshalb soweit möglich berücksichtigen. Wir wollen Sie mit diesen Richtlinien aber keinesfalls abschrecken! Setzen Sie sich deshalb bitte mit der Schriftleitung in Verbindung, falls Ihnen die Abfassung Ihres Manuskriptes in der gewünschten Form Schwierigkeiten bereitet – wir helfen Ihnen gern.

Manuskripte sollten in deutscher Sprache entsprechend der Regeln der neuen deutschen Rechtschreibung eingereicht werden. Originalbeiträgen und Übersichtsarbeiten ist ein **englisches Abstract** voranzustellen, das mit der englischen Übersetzung des Titels beginnt und im Anschluss über Ziele und wichtigste Ergebnisse berichtet. Originalbeiträge und Übersichtsarbeiten erhalten jeweils bis zu fünf englische **Key words**.

Zur weiteren Information empfiehlt sich ein Blick in das jeweils aktuellste Heft.

Bei **Literaturziten** im Text sollten die Autorennamen in Kapitälchen formatiert werden (nicht in Großbuchstaben!). Bei Arbeiten von zwei Autoren werden beide namentlich genannt, bei solchen mit drei und mehr Autoren nur der Erstautor gefolgt von „et al.“. Literaturzitate im Text sind chronologisch, dann alphabetisch zu sortieren. Zeitschriftennamen werden nicht abgekürzt. Bei den Zitaten im Literaturverzeichnis ist nach folgenden Beispielen zu verfahren:

BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD (1997): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. 2. Aufl. Aula-Verlag. Wiesbaden.

HEINICKE, T., J. MOOIJ & J. STEUDTNER (2005): Zur Bestimmung von Saatgans (*Anser f. fabalis*, A.f. *rossicus*) und Kurzschnabelgans (*Anser brachyrhynchus*) und deren Auftreten in Ostdeutschland. Mitteilungen des Vereins Sächsischer Ornithologen 9: 533-553.

Alle Legenden von **Tabellen und Abbildungen** sollten zweisprachig abgefasst und an das Ende des Textes gestellt werden. Die Legenden sind so zu formulieren, dass sie mit der Tabelle bzw. der Abbildung zusammen selbsterklärend sind. Verweise auf den Text sind nur ausnahmsweise zulässig. Die Wiedergabe von **Abbildungen** aller Art zur Auflockerung und bildhaften Erklärung ist grundsätzlich erwünscht. Bitte achten Sie darauf, dass Fotos hell und vor allem kontrastreich sind. Reichen Sie die Bilddateien bitte im tif- oder jpg-Format (möglichst wenig komprimiert, Bildgröße: ca. 14x9 cm, mind. 300 dpi) ein. Diagramme sollten als MS Excel-Datei (xlsx) geliefert werden. Auf Hintergrundfarben, 3D-Darstellungen, Schattierung ist zu verzichten. Bitte achten Sie beim Erstellen des Diagramms darauf, dass Sie die Farben so einsetzen, dass sie gut unterscheidbar sind. Abbildungen können zur Verdeutlichung im Textdokument erscheinen, müssen aber immer auch als separate Dateien mitgeliefert werden.

Manuskripte sind in **digitaler Form** in den gängigen Formaten per E-Mail oder auf CD

einzureichen. Zur Abschlusskorrektur erhalten Autoren eine PDF-Datei. Geben Sie deshalb unbedingt eine E-Mail-Adresse für die Korrespondenz an.

Die Autoren von Originalbeiträgen und Übersichtsartikeln erhalten 5 Hefte der jeweiligen Ausgabe.

### **Literatur zur Besprechung**

Manuskripte von Buchbesprechungen oder Publikationen, die der Redaktion zur Besprechung angeboten werden, sollten mit Angabe von Preis

und Bezugsquelle des jeweiligen Werkes an die Schriftleitung gesandt werden.

### **Bitte senden Sie Ihr Manuskript an:**

Berichte zum Vogelschutz

c/o Ubbo Mammen

Buchenweg 14

06132 Halle (Saale)

E-Mail: [ubbo.mammen@oekotop-halle.de](mailto:ubbo.mammen@oekotop-halle.de)