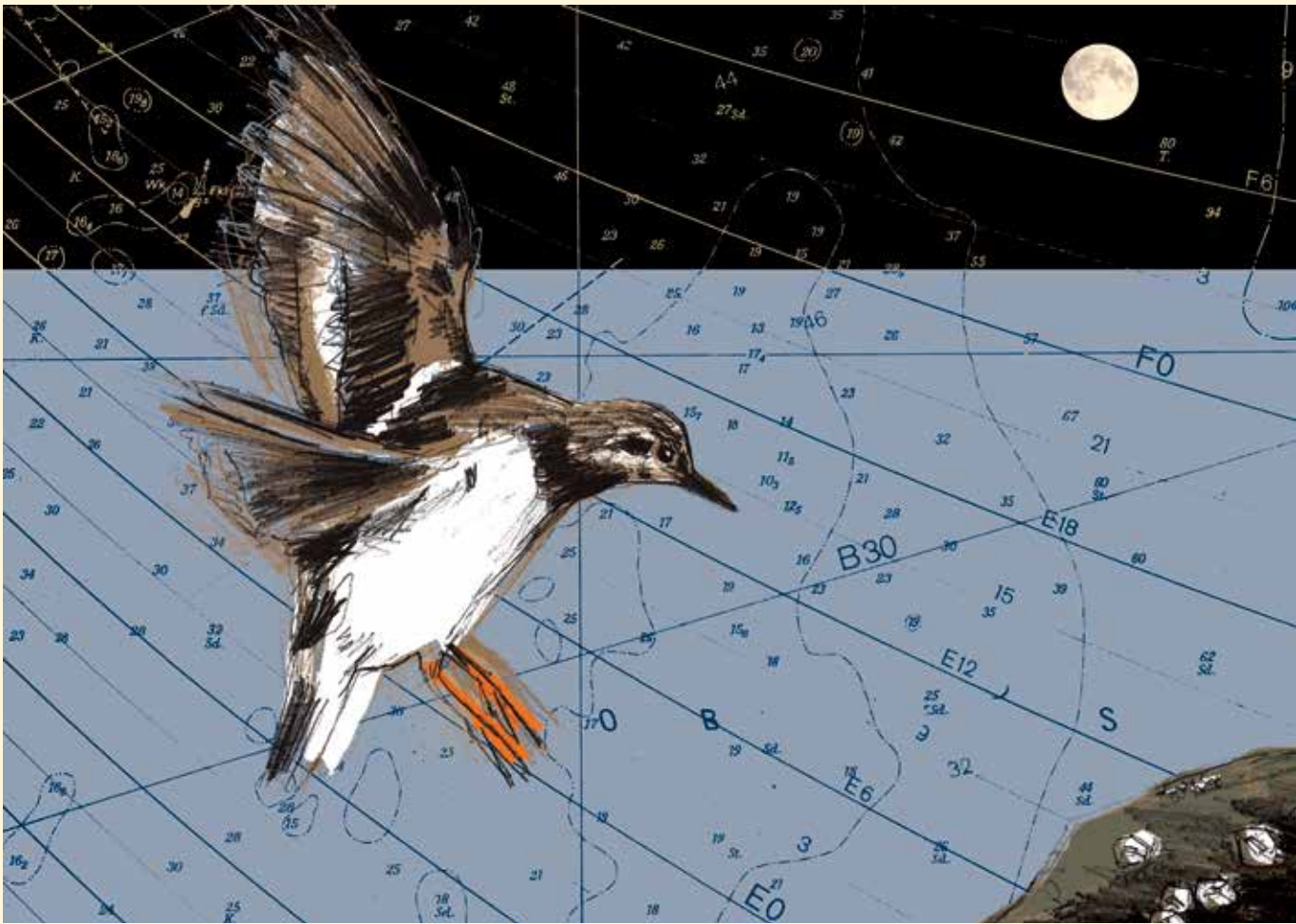


Vogelwarte

Zeitschrift für Vogelkunde



Deutsche Ornithologen-Gesellschaft e.V.



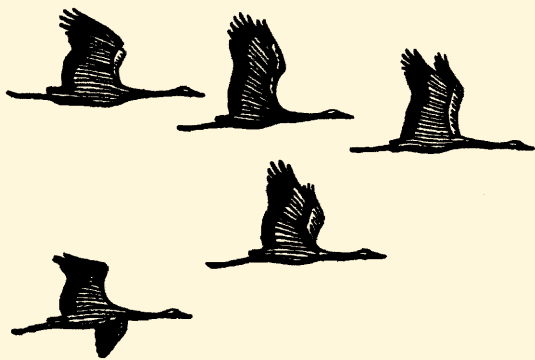
Institut für Vogelforschung
„Vogelwarte Helgoland“



Vogelwarte Hiddensee
und
Beringungszentrale Hiddensee



Max-Planck-Institut für Ornithologie
Vogelwarte Radolfzell



Vogelwarte

Zeitschrift für Vogelkunde

Die „Vogelwarte“ ist offen für wissenschaftliche Beiträge und Mitteilungen aus allen Bereichen der Ornithologie, einschließlich Avifaunistik und Beringungswesen. Zusätzlich zu Originalarbeiten werden Kurzfassungen von Dissertationen, Master- und Diplomarbeiten aus dem Bereich der Vogelkunde, Nachrichten und Terminhinweise, Meldungen aus den Beringungszentralen und Medienrezensionen publiziert.

Daneben ist die „Vogelwarte“ offizielles Organ der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und veröffentlicht alle entsprechenden Berichte und Mitteilungen ihrer Gesellschaft.

Herausgeber: Die Zeitschrift wird gemeinsam herausgegeben von der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, dem Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, der Vogelwarte Radolfzell am Max-Planck-Institut für Ornithologie, der Vogelwarte Hiddensee und der Beringungszentrale Hiddensee. Die Schriftleitung liegt bei einem Team von vier Schriftleitern, die von den Herausgebern benannt werden.

Die „Vogelwarte“ ist die Fortsetzung der Zeitschriften „Der Vogelzug“ (1930 – 1943) und „Die Vogelwarte“ (1948 – 2004).

Redaktion/Schriftleitung:

Manuskripteingang: Dr. Wolfgang Fiedler, Vogelwarte Radolfzell am Max-Planck-Institut für Ornithologie, Am Obstberg 1, D-78315 Radolfzell (Tel. 07732/1501-60, Fax. 07732/1501-69, fiedler@orn.mpg.de)

Dr. Ommo Hüppop, Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, D-26386 Wilhelmshaven (Tel. 04421/9689-0, Fax. 04421/9689-55, ommo.hueppop@ifv-vogelwarte.de)

Dr. Ulrich Köppen, Beringungszentrale Hiddensee, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, An der Mühle 4, D-17493 Greifswald (Tel. 03843/8876610, Fax. 03843/7779259, Ulrich.Koepfen@lung.mv-regierung.de)

Dr. Christoph Unger, Obere Gasse 23, 98646 Hildburghausen (Tel. 03685/40 35 99, corvus_hibu@freenet.de)

Meldungen und Mitteilungen der DO-G, Nachrichten:

Dr. Christoph Unger, Adresse s. o.

Redaktionsbeirat:

Hans-Günther Bauer (Radolfzell), Peter H. Becker (Wilhelmshaven), Timothy Coppack (Neu Broderstorf), Michael Exo (Wilhelmshaven), Klaus George (Badeborn), Fräzi Korner-Nievergelt (Sempach/Schweiz), Bernd Leisler (Radolfzell), Felix Liechti (Sempach/Schweiz), Ubbo Mammen (Halle), Roland Prinzing (Frankfurt), Joachim Ulbricht (Neschwitz), Wolfgang Winkel (Wernigerode), Thomas Zuna-Kratky (Tullnerbach/Österreich)

Layout:

Susanne Blumenkamp, Abraham-Lincoln-Str. 5, D-55122 Mainz, susanne.blumenkamp@arcor.de

Für den Inhalt der Beiträge sind die Autoren verantwortlich. V.i.S.d.P. sind die oben genannten Schriftleiter.

ISSN 0049-6650

Die Herausgeber freuen sich über Inserenten. Ein Mediadatenblatt ist bei der Geschäftsstelle der DO-G erhältlich, die für die Anzeigenverwaltung zuständig ist.

DO-G-Geschäftsstelle:

Karl Falk, c/o Institut für Vogelforschung, An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven (Tel. 0176/78114479, Fax. 04421/9689-55, geschaeftsstelle@do-g.de, <http://www.do-g.de>)



Alle Mitteilungen und Wünsche, welche die Deutsche Ornithologen-Gesellschaft betreffen (Mitgliederverwaltung, Anfragen usw.) werden bitte direkt an die DO-G Geschäftsstelle gerichtet, ebenso die Nachbestellung von Einzelheften.

Der Bezugspreis ist im Mitgliedsbeitrag enthalten.

DO-G Vorstand

Präsident: Prof. Dr. Stefan Garthe, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Universität Kiel, Hafentörn 1, D-25761 Büsum, garthe@ftz-west.uni-kiel.de

1. Vizepräsident: Prof. Dr. Martin Wikelski, Max-Planck-Institut für Ornithologie, Vogelwarte Radolfzell, Am Obstberg 1, D-78315 Radolfzell, martin@orn.mpg.de

2. Vizepräsident: Dr. Hans-Ulrich Peter, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie, Dornburger Str. 159, D-07743 Jena, hans-ulrich.peter@uni-jena.de

Generalsekretär: Dr. Ommo Hüppop, Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, D-26386 Wilhelmshaven, ommo.hueppop@ifv-vogelwarte.de

Schriftführerin: Dr. Friederike Woog, Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart, Rosenstein 1, D-70191 Stuttgart, woog.smns@naturkundemuseum-bw.de

Schatzmeister: Dr. Volker Blüml, Freiheitsweg 38A, D-49086 Osnabrück, schatzmeister@do-g.de

DO-G Beirat

Sprecher: Dr. Dieter Thomas Tietze, IPMB der Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 364, 69120 Heidelberg, mail@dieterthomastietze.de

Titelbild: „Steinwälder im Anflug“ – von Reno Lottmann. Größe des Originals: 21 x 30 cm, Mischtechnik, 2014

Farbabweichungen bei Vögeln – der aktuelle Wissensstand

Achim Zedler

Zedler A: Colour aberrations in birds – the current state of knowledge. Vogelwarte 53: 85-92.

Colour deviations of birds usually attract attention as there are surprising manifestations of individuals. In contradiction to the abundance of pictures in the media, our knowledge about their emergence and origin are limited. Also, these birds are sometimes misclassified, resulting in a flawed taxonomic naming. The various possible causes and colour aberrations are presented and evaluated by their frequency in the wild. Additionally, recurring ambiguous terms are explained. Finally, possibilities to differentiate between the types of colour aberrations are shown and the reader is requested to send photographs of aberrant birds.

✉ AZ, Am Lindenberg 1, D-35463 Fernwald. E-Mail: achim.zedler@web.de

1. Einleitung

Fehlfärbungen von Vögeln beschäftigen viele Ornithologen, aber auch Laien. Sie fallen auf und sind gar nicht so selten. Jeder, der Vögel beobachtet, hat wohl schon einmal ein Individuum gesehen, welches nicht so gefärbt war, wie es üblicherweise sein sollte. Am häufigsten fallen Amseln *Turdus merula* im Garten oder Rabenkrähen *Corvus corone* in Städten und andere schwarze Vögel auf, bei denen die Farbveränderungen besonders hervorstechen. Regelmäßig werden in deutschsprachigen Vogel- und Tierzeitschriften und selbst in Tageszeitungen und auch im Internet Fotos von solchen Individuen veröffentlicht.

Die Auseinandersetzung mit diesem Thema hat in der Literatur eine lange Tradition, z. B. bei Pelzeln (1873), Sharpe (1888), Milne-Edwards et al. (1893), Marshall (1901) und Mayhoff (1915), um nur einige ältere Veröffentlichungen zu nennen. Es wurde auch schon früh versucht, eine Klassifikation zu etablieren (z. B. Steiner 1932). Allerdings blieben in der Regel viele Fragen offen, und es wurden Begriffe gebraucht, die bei näherer Betrachtung nicht benutzt werden sollten. Einer davon ist die weit verbreitete Bezeichnung „Teilalbino“, die der Autor früher selbst benutzte. Mit ihr werden gerne alle möglichen Aufhellungen bezeichnet, die nicht das komplette Gefieder betreffen.

Im Gegensatz zu den zahlreich wiederkehrenden Berichten über solche Vögel ist in der jüngeren deutschen ornithologischen Literatur wenig zur Systematik der Farbabweichungen bei Vögeln veröffentlicht worden. So werden teilweise farbveränderte Vögel fast stets in die Kategorien „Albinismus“ und „Leuzismus“ eingeordnet. Jedoch kommen nach den Erfahrungen des Autors oftmals alle nachfolgend besprochenen Typen außer dem Albinismus als Ursache für die jeweiligen Farbveränderungen in Betracht.

Was noch immer fehlt, sind adäquate Beschreibungen der verschiedenen Formen von Fehlfärbungen sowie die jeweilige Zuordnung von endogenen bzw. exogenen

Ursachen. Ziel dieser Arbeit ist es daher, den derzeitigen Kenntnisstand auf diesem Feld darzustellen. Dieser wird insbesondere bestimmt durch neue Erkenntnisse bezüglich des fortschreitenden Ausbleichens, welches vom Leuzismus abzugrenzen ist, wie auch von einer klaren Trennung von Albinismus und Leuzismus.

2. Gegenwärtiger Kenntnisstand

Im deutschsprachigen Raum wurde in neuerer Zeit erstmalig eine Systematik im hier vorgestellten Sinne in der Monatszeitschrift „Der Falke“ veröffentlicht (Zedler 2012), später auch in „Vögel“ (Zedler 2014, 2015). Allerdings haben sich in den letzten Jahrzehnten vorwiegend Züchter mit der Thematik beschäftigt, um „besondere“ und „schöne“ Individuen hervorzubringen. Besonders auffällig wird das, wenn man sich Stockenten *Anas platyrhynchos* in Parks oder Brief- bzw. verwilderte Stadtauben *Columba livia* f. *domestica* anschaut.

Es ist das Verdienst des niederländischen Museumskurators Hein van Grouw, in neuerer Zeit erstmals eine aktualisierte systematische Unterscheidung verschiedener aberranter Färbungstypen vorgenommen zu haben (van Grouw 2006). Diese Systematik ist inzwischen weiterentwickelt worden (van Grouw 2013). Bei meiner Beschäftigung mit fehlfarbenen Vögeln aus der Sicht eines Feldornithologen hat mich anfangs die Frage angetrieben, ob diese Anomalien umweltbedingt oder angeboren sind (Zedler 2005, 2011). Die weiter unten vorgestellten Typen sind fast alle genetisch bedingt, also angeboren (van Grouw 2006 und 2013). Hierbei stellt sich natürlich die Frage nach den Ursachen von Genänderungen. Diese können in den Umweltbedingungen liegen, denen die Eltern allgemein oder auch nur zur Zeit der Jungenaufzucht ausgesetzt sind. Ein entsprechender Nachweis ist mehr als schwierig, was sich zum Beispiel an den aktuellen Diskussionen um die Häufung von Mutationen in der Nähe von Kernkraftwerken zeigt. Sie werden von verschiedenen Autoren als zufällig be-

wertet (u. a. Zylka-Menhorn 2007). Quantitative Untersuchungen über die Verteilung von Mutationen bei Vögeln, wie es sie von Menschen bereits gibt, fehlen bisher in Deutschland. Andernorts gibt es solche Studien, z. B. aus Tschernobyl, die sich auch mit zunehmendem Farbveränderungen von Rauchschwalben, Menschen und anderen Tieren dort befassen (Ellegren et al. 1998).

Beim Phänomen des fortschreitenden Ausbleichens (s. unten) ist der Mechanismus ebenfalls noch nicht genau bekannt, ein umweltbedingter Einfluss ist jedoch zumindest bei einem nennenswerten Anteil der betroffenen Individuen wahrscheinlich. Der ausschließlich umweltbedingte Einfluss ist bei der unten genannten Form des umweltbedingten, reversiblen Ausbleichens nachgewiesen. Hier können sich die Fehlfärbungen zurückbilden, was bei den genetisch bedingten nicht der Fall ist, da der Gendefekt dauerhaft vorhanden ist. Die meisten Fehlfärbungen scheinen aber genetisch festgelegt zu sein.

Bei der Untersuchung der erblich bedingten Farbabweichungen muss zunächst grundsätzlich die Ausbildung von Farbstoffen in Vogelfedern betrachtet werden. Maßgeblich hierfür sind die Melanine. Davon gibt es im Wesentlichen zwei: das Eumelanin und das Phaeomelanin. Außerdem sind Karotinoide wesentlich beteiligt. Es gibt noch weitere, entweder seltener vorkommende Farbstoffe bzw. solche, die besonders bei bestimmten Vogelgruppen zum Tragen kommen, wie das Psittacin bei Papageien, welches für die bei dieser Vogelgruppe vorherrschende Farbe Grün verantwortlich ist. Für unsere einheimischen Vogelarten können wir uns hier auf die Melanine und Karotinoide beschränken. Bunte Fehlfarben, das heißt, dass statt einer Farbe eine andere vorhanden ist, gibt es bei Vögeln nur dann, wenn ein Farbausfall eine vorher verdeckte Farbe sichtbar macht. Das gibt es z. B. bei Wellensittichen *Melopsittacus undulatus* (blaue Individuen statt der ursprünglich grünen Form). Mit Ausnahme des Melanismus (s. unten) handelt es sich ausschließlich um ein komplettes oder teilweises Fehlen von Farbpigmenten. Statt der zu erwartenden Färbung ist der betroffene Bereich dann weiß oder zumindest heller. Bei den vererbten Fehlfärbungen ist dann oft der gesamte Bereich einer Farbe im Federkleid betroffen und nicht nur punktuelle Teilbereiche, wie bei den erworbenen, umweltbedingten Fehlfärbungen.

Die Karotinoide sind für die Ausbildung der Farben Gelb bis Rot zuständig. Bei den Melaninen bildet das Eumelanin die Farben Schwarz, Grau und Dunkelbraun, Phaeomelanin dagegen Mittel- bis Gelbbraun aus.

Fehlfärbungen aufgrund einer Störung der Karotinoide kommen so gut wie nicht vor und werden daher hier nicht weiter behandelt. Strukturfedern, die glänzen, wie z. B. beim Eisvogel *Alcedo atthis*, aber auch bei der Elster *Pica pica*, werden von der Federstruktur, aber auch vom Eumelanin beeinflusst und können dadurch

Tab.1: Körpereigene Farbstoffe bei Vögeln - *Endogenous pigments in birds*.

Farbstoff	zuständig für Farbausbildung von
Karotinoide	gelb bis rot
Melanine	
- Eumelanin	schwarz, grau und dunkelbraun
- Phaeomelanin	mittel- bis gelbbraun

ebenso betroffen sein. Somit kommen auch bei solchen Arten mit „schillernden“ Federn einige der nachfolgenden Farbaberrationen vor.

3. Spezieller Teil

Die nachfolgende Einteilung orientiert sich an den von van Grouw mehrfach publizierten Definitionen (u. a. van Grouw 2006, 2011, 2013). Unter den Farbaberrationen gibt es häufige und seltene Formen. Obwohl Albinismus und Leuzismus als Begriffe am häufigsten in der Fachliteratur auftauchen, sind sie recht selten. Das liegt unter anderem daran, dass das fortschreitende Ausbleichen (s. unten), dessen Mechanismus noch nicht genau bekannt ist, erst vor kurzem vom Leuzismus abgetrennt worden ist (van Grouw 2013). Tab. 2 gibt einen Überblick über die möglichen Varianten und soll bei einem Versuch der Bestimmung die Einordnung erleichtern.

3.1 Häufig in der Natur vorkommende Formen

• **Fortschreitendes Ausbleichen.** Diese Form ist erst in den letzten Jahren vom Leuzismus getrennt worden (van Grouw 2013). Sie ist wesentlich häufiger als der Leuzismus und gehört insgesamt zusammen mit der nachfolgenden zu den häufigsten aller hier vorgestellten Formen. Allerdings ist eine Abgrenzung vom Leuzismus im Feld bei einmaliger Betrachtung nicht immer möglich. Unter Aufzuchtbedingungen, wenn man den Verlauf verfolgen kann, gelingt die Unterscheidung jedoch leichter. Es handelt sich wie beim Leuzismus um das partielle Fehlen von Eu- und Phaeomelanin. Allerdings entwickeln sich die weißen Federn erst im Laufe des Lebens und nehmen mit jeder Mauser zu. Bei dieser Form kommt es zu einem fortschreitenden Verlust von Pigmentzellen (Abb. 1 und 2). Der Erstbeschreiber van Grouw nannte diesen Typ „progressive greying“ in Anlehnung an das altersbedingte Ergrauen des Haars beim Menschen. Ein umweltbedingter Einfluss wird zumindest bei einigen der betroffenen Individuen nicht ausgeschlossen. Da es sich aber bei Vögeln um weiße und nicht graue Federn handelt, habe ich den Begriff „Ausbleichen“ dafür eingeführt. Außerdem bleichen nicht alle älteren Vögel aus, die Haare des Menschen dagegen schon, wenn nicht künstlich etwas daran geändert wird. Das Verteilungsmuster ist in der Regel nicht symme-



Abb. 1: Haubentaucher *Podiceps cristatus*. Fortschreitendes Ausbleichen. Lahnaue bei Gießen, September 2013. Hier handelt es sich um einen Glücksfall, da das Individuum an denselben Ort zurückkehrte. Somit konnte der Verlauf dokumentiert werden. Zunächst sind fast ausschließlich der Körperstamm und die Flügel betroffen. - Great Crested Grebe *Podiceps cristatus*. Progressive greying. Luckily this individual returned back to the same place, so the progress could be recorded. First only the trunk and the wings are affected.



Abb. 2: Haubentaucher *Podiceps cristatus*. Fortschreitendes Ausbleichen. Lahnaue bei Gießen, August 2014 (dasselbe Individuum wie in Abb. 1). 11 Monate später ist der Rumpf weiter ausgeblasst, die dunklen Partien deutlich weniger geworden, mittlerweile ist auch der Hals betroffen und selbst am Kopf finden sich einzelne weiße Federn. - Great Crested Grebe *Podiceps cristatus*. Progressive greying (the same individual as in fig. 1). 11 months later also the throat is affected and even on the head there are already some white spots.

trisch und beginnt oft erst in einem umgrenzten Bereich, häufig am Kopf, Rücken oder an den Flanken (Abb. 3). Daraus erklärt sich auch, dass viele Vögel mit Farbveränderungen, die man draußen sieht, nur sehr wenige, teilweise nur einzelne komplett weiße Federn haben. Es handelt sich dann um eine Frühform. Immer sind die Federn aber ganz betroffen im Gegensatz zum immer umweltbedingten, reversiblen Ausbleichen. Das fortschreitende Ausbleichen wird besonders häufig bei Haussperling *Passer domesticus*, Amsel und Dohle *Coloeus monedula* gesehen, während es bei Rabenkrähen so gut wie nicht vorkommt.

- **Brauner Typus.** Hierbei ist nur das Eumelanin reduziert. Die Eumelaninsynthese ist inkomplett und das Eumelanin nicht voll oxidiert. Als Folge wird das Pigment nicht schwarz, sondern zunächst dunkelbraun (Abb. 4). Die betroffenen Federn blassen in der Sonne schnell aus über cremeweiß bis zu komplett weiß im Endstadium. Die sonnenexponierten Stellen sind dabei zuerst betroffen und bleichen eher aus. Rötlichbraune Federn sind davon nicht betroffen, da diese Farbgebung von Phaeomelanin abhängig ist. Es gibt keinen partiell braunen Typus, aber Mosaik sind möglich (zum Beispiel rechts braun, links nicht). Der braune Typus ist ebenfalls sehr häufig.

- **Umweltbedingtes, reversibles Ausbleichen.** Es gibt noch andere teilweise weiße Vögel, deren Veränderungen eindeutig auf Umwelteinflüsse zurückgeführt



Abb. 3: Ringelgans *Branta bernicla*. Fortschreitendes Ausbleichen. St. Michel en Greve/Bretagne, Oktober 2010. Typisches Muster mit Beteiligung von Kopf, Flanken und Flügel Federn. - Brent Goose *Branta bernicla*. Progressive greying. Typical pattern including head, side and wing feathers.



Abb. 4: Kormoran *Phalacrocorax carbo*. Brauner Typus. Hafen von Tiessow/Rügen, 11.08.2009. Typische Veränderungen in schmutzig-weiß bis cremefarben. Solche Individuen erinnern oft an Schneematsch, der sich schmutzig zu verfärben beginnt. – *Cormorant Phalacrocorax carbo. Brown type. Typical changes to dirty white to cream-coloured remembering to slush which discolours.* Foto: E. Richter



Abb. 5: Rabenkrähe *Corvus corone*. Umweltbedingtes, reversibles Ausbleichen. Gießen, Oktober 2014. Die Federn sind nicht komplett betroffen, was für eine umweltbedingte Ursache spricht. – *Carrion Crow Corvus corone. Environmental caused greying. The affected feathers are not completely white, which hardens the environmental origin.*



Abb. 6: Amsel *Turdus merula*. Albino, Linden, August 2014. Die roten Augen sind pathognomonisch für Albinos. – *Blackbird Turdus merula. Albino. The red eyes are pathognomonic for an albino.* Foto: K. Weigand

werden können. Diese sind in der Regel durch schlechte Ernährung oder eventuell auch durch andere Umweltbedingungen bedingt. Bei Rabenkrähen ist das reversible Ausbleichen die häufigste Farbveränderung. Diese Erscheinungsform kommt in Städten und in der Nähe von Müllhalden häufiger vor als andernorts. Dort wird öfters auf für Vögel minderwertige Nahrung zurückgegriffen. Hierbei sind die Aufhellungen in der Regel unsystematisch angeordnet und umfassen kleinere Gefiederpartien, manchmal nur einzelne Federn, nie aber das gesamte Gefieder in systematischer Weise. Auch sind die Federn in der Regel nicht gleichmäßig komplett weiß, sondern nur teilweise verblasst. Oft sind Bereiche der Schwungfedern betroffen. Es gibt immer noch Bereiche, die normal gefärbt sind, und die Veränderungen treten unsystematisch über das Gefieder verteilt auf (Abb. 5). Die Veränderungen sind reversibel. Fällt die für den Schaden verantwortliche Komponente weg (z. B. bei einer wieder besseren Ernährungslage), kann sich im Gegensatz zu allen anderen hier vorgestellten genetischen Veränderungen, die entweder unveränderlich oder fortschreitend sind, die Fehlfärbung komplett zurück bilden.

3.2 Selten in der Natur vorkommende Formen

- **Albinismus.** Diese Form ist durch das komplette Fehlen von Eu- und Phaeomelanin bedingt. Die Vögel sind meist komplett weiß im Gefieder, Schnabel und Füße sind rosa, der Augenhintergrund rot (Abb. 6). Nur Gelb und Rot können im Gefieder vorhanden sein, da sie durch Karotinoide gebildet werden, die hier nicht betroffen sind. Ein Albino muss daher nicht komplett weiß sein. Beim Stieglitz *Carduelis carduelis* behält ein Albino zum Beispiel das Rot im Gesicht und die Gelbanteile im Flügel. Wichtig ist, dass es den fälschlicherweise oft benutzten Begriff „Teilalbinismus“ nicht gibt, da per Definition ein Albinismus ein komplettes Fehlen der Melanine bedeutet. Es handelt sich beim teilweisen Fehlen von Farbpigmenten immer um eine der anderen Formen, meist um ein fortschreitendes Ausbleichen, einen braunen Typus oder Leuzismus. Albinismus ist im Felde nicht so oft zu sehen, wie man meinen möchte. Der Grund liegt darin, dass die Tiere als einzige der bekannten Fehlfärbungstypen aufgrund der Augenveränderungen nur sehr schlecht sehen können und daher keine guten Überlebenschancen haben. Das ist der Hauptgrund für ihr kürzeres Leben und weniger ihre auffällige Erscheinung. Von den anderen Fehlfärbungstypen ist nämlich auch bekannt, dass sie, obwohl auffallend hell gezeichnet, sogar Territorien halten und Junge aufziehen können (siehe z. B. Zügelpinguin *Pygoscelis antarctica* und Graureiher *Ardea cinerea* in Zedler 2005, Amsel in Zedler 2012, Austernfischer *Haematopus ostralegus* in Zedler 2014).

- **Leuzismus.** Diese Form ist durch partielles Fehlen von Eu- und Phaeomelanin bedingt. Anders als beim Albinismus, bei dem Melanin überhaupt nicht gebildet wer-

Tab. 2: Formen der vererbten Farbabweichungen von Vögeln. - *Types of inherited colour aberrations in birds.*

Häufigere Formen	Eumelanin	Phaeomelanin	Federkleid	Augen, Füße, Schnabel	Ursache
Fortschreitendes Ausbleichen	teilweise oder komplett fehlend	teilweise oder komplett fehlend	komplett weißer Vogel oder ganz weiße Federn gemischt mit normalen am Anfang lokal, oft an Kopf, Rücken oder Flanken	Schnabel und Füße rosa oder normal, Augenfarbe normal	genetisch oder erworben
„Brauner“ Typus	teilweise fehlend	normal	Eigentlich schwarze Federn werden braun, blassen zunehmend bis zu weiß aus; rötlich-braun und gelb-braun bleiben normal	normal	genetisch
Umweltbedingtes reversibles Ausbleichen	teilweise fehlend	teilweise fehlend	unsystematisch einzelne Federn oder Bereiche betroffen, Federn nicht gleichmäßig weiß; Veränderungen sind reversibel	normal	umweltbedingt
Seltene Typen					
Albinismus	komplett fehlend	komplett fehlend	in der Regel komplett weiß; nur Gelb und Rot können vorhanden sein	Schnabel und Füße rosa, Augenhintergrund rot	genetisch
Leuzismus	teilweise oder komplett fehlend	teilweise oder komplett fehlend	komplett weißer Vogel oder ganz weiße mit normalen Federn gemischt in der Regel symmetrisch	Schnabel und Füße rosa oder normal, Augenfarbe normal	genetisch
Dilution				Augen normal, Füße und Schnabel normal (meist)	genetisch
Pastell	mäßig reduziert	mäßig reduziert	silbergrau statt schwarz und blassgelbe/ lederfarbene, cremefarbene oder unbeeinflusste Federn statt rötlichbraun	oder abgeblasst (selten)	
Isabell	mäßig reduziert	normal	silbergrau statt schwarz, rötlich-braun und gelb-braun bleiben normal,		
Ino	stark reduziert	stark reduziert	schwarz ist sehr blass oder braun/ cremefarben, rötlichbraun ist kaum sichtbar; später ganz weiß	Augen, Schnabel und Füße rosa	genetisch
Melanismus				Augen, Schnabel und Füße normal	genetisch
schwarzer Typ	zu viel	normal	teilweise oder komplett schwarz		
rotbrauner Typ	normal	zu viel	teilweise oder komplett rotbraun		

den kann, da das dafür erforderliche Enzym Tyrosinase im ganzen Körper komplett fehlt, ist dieses Enzym beim Leuzismus funktionstüchtig und Melanin kann gebildet werden. Der Fehler liegt jedoch hier darin, dass das Melanin von den produzierenden Zellen nicht in die Federn transportiert werden kann, diese Federn erscheinen dadurch weiß. Beim Leuzismus ist es möglich, dass der Transport des Melanins in die Federn an manchen Stellen noch erfolgt, sodass ein geschecktes

Gefieder mit nicht betroffenen und aufgehellten Stellen entstehen kann.

Die Vögel sind weiß oder weiße Federn finden sich gemischt mit normal gefärbten Federn. Die betroffenen Federn sind aber immer komplett weiß. Oft sind die Veränderungen symmetrisch, z. B. an den Schwungfedern. Der Grund für die Symmetrie liegt darin, dass diese Form sich bereits im embryonalen Zustand entwickelt. Am häufigsten sind die Flügelspitzen, aber auch

Abb.7: Graureiher *Ardea cinerea*. Leuzismus, NSG Klosterwiesen Rockenberg, Mai 2004. Typisch ist, dass die auch ansonsten hervorstechenden Gefiedermuster noch deutlich sichtbar sind. Lediglich die Brust- und Halszeichnung sind nicht mehr gut zu erkennen. Augen-, Schnabel- und Beinfarbe sind normal. Dieser Vogel zog normal gefärbte Junge groß. – Grey Heron *Ardea cinerea*. *Leucism*. It is typical that the normally striking parts of the plumage are still seen well. Only the dark streaks of breast and throat are not seen well anymore. Colours of eye, bill and legs are normal. This bird raised ordinarily coloured young.



der Bauch betroffen. Die Füße und der Schnabel sind rosa oder normal gefärbt. Die Augenfarbe ist normal (Abb. 7). Im Gegensatz zum Albinismus ist der Terminus „partieller“ Leuzismus somit bei nur teilweise weißen Individuen gerechtfertigt. Im Vergleich zum fortschreitenden Ausbleichen ist das Ausmaß der Weißfärbung von Anfang an da und ändert sich im Verlauf des Lebens auch nicht. Dieses Unterscheidungskriterium hat man in der freien Wildbahn natürlich in der Regel nicht zu Verfügung, da man den Vogel meist nur einmal sieht. Das Wissen zur Unterscheidung beider Formen anhand des Verlaufs ist noch nicht sehr alt (van Grouw 2013). Die Erkenntnisse hierüber stammen von in Gefangenschaft gehaltenen Vögeln. Aufgrund der kürzlichen Trennung ergibt sich, dass der Leuzismus in freier Wildbahn eher selten ist.

- **Dilution** (verblasster Typus). Hierbei sind entweder beide Melanine mäßig reduziert (Unterform Pastell) oder nur das Eumelanin (Unterform Isabell). Die Vögel haben silbergraue statt schwarzer und blassgelbe/lederfarbene, cremefarbene oder unbeeinflusste Federn statt



Abb. 8: Nilgans *Alopochen aegyptiaca*. Dilution, Typ Pastell. Gießen, Oktober 2012. Der Vogel wirkt verwaschen, auch die Brauntöne sind betroffen. Augen, Schnabel und Füße sind normal gefärbt. – Egyptian Goose *Alopochen aegyptiaca* Dilution, subtype pastel. The bird appears fading, also the brown feathers are affected. Eyes, bill and feet look normal.



Abb. 10: Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus*. Ino. Lahnaue bei Gießen, Oktober 2002. Komplette weißer Vogel mit normaler Augenfarbe, deutlich aufgehelltem Schnabel und Beinen. Damit handelt es sich um Ino im Endzustand. – Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus*. Ino. This is a completely white bird with normal eye colour but noticeably light bill and legs. Therefore it is Ino in its final state.

rötlichbrauner (Abb. 8). Bei Krähen oder anderen schwarzen Vögeln sind daher beide Unterarten nicht unterscheidbar, da deren Farbpigmentierung ausschließlich durch Eumelanin gebildet wird. Der früher als eigenständige Form beschriebene **Schizochromismus** mit komplettem Fehlen eines der beiden Melanine wird inzwischen als Unterform der Dilution angesehen, da diese eine Extremform der (hier kompletten) Reduktion eines der beiden Melanine darstellt und sehr selten vorkommt (van Grouw 2012). Diese Form kann daher hier vernachlässigt werden.

- **Ino**. Starke Reduktion beider Melanine. Schwarz ist dabei sehr blass oder braun/cremefarben, rötlichbraun ist kaum sichtbar. Die Teile mit höchster Pigmentation bleiben am klarsten sichtbar (z. B. schwarze Kappe; Abb. 9). In der Folge bleicht auch dieser Typus stark aus. Alte Kleider sind dann fast ganz weiß (Abb. 10).

- **Melanismus**. Hierbei wird mehr Melanin als üblich produziert. Es gibt auch hier zwei Typen. Entweder wird Eumelanin übermäßig produziert, dann ist der Vogel fast oder ganz schwarz (Abb. 11), oder es wird Phaeo-

Abb. 9: Kohlmeise *Parus major*. Ino. Echzell-Bisses, März 2009. Es finden sich nur noch Reste des ursprünglich schwarzen Gefieders, der sonst grünliche Mantel ist gelb, die Augenfarbe normal, Schnabel und Füße sind rosa gefärbt. Die restlichen schwarzen Anteile werden in der Folge noch komplett verschwinden. Interessanterweise sind auch Teile der gelben Brustpartien fleckig ausgebleicht. – Great Tit *Parus major*. Ino. There are only leftovers of the originate black plumage, the usual olive back is yellow, the eye colour is normal, bill and feet are coloured pink.



Abb. 11: Straßentaube *Columba livia* f. *domestica*. Melanismus. Gießen, März 2014. Die Taube ist insgesamt sehr dunkel, die zwei Flügelbinden gerade noch erkennbar. – *Domesticated Rock Dove* *Columba livia* f. *domestica*. *Melanism*. This dove is whole dark, the two wing bars are just visible.

melanin übermäßig produziert, dann ist der Vogel ganz rötlichbraun. Es gibt aber auch eine nur teilweise Ausprägung, sodass dann zum Beispiel nur Teile des Gefieders schwarz sind.

4. Diskussion

Eine klare Abgrenzung zwischen den Begriffen Albino, Teilalbino und Leuzismus fehlt im deutschsprachigen wissenschaftlichen ornithologischen Schrifttum bis zum heutigen Tag (vgl. Bernecker et al. 1998; Bosch 1998; Corso 2000; Dathe 1970; Martin 1967; Mossner 1991 u.a.). Dies geht bereits aus vielen Titeln von Arbeiten hervor (siehe elektronischer Anhang). Solche Quellen sind auch im Internet zu finden, wenn die Begriffe als Suchwörter eingegeben werden (z. B. Ogilvie 2001).

Dagegen hat sich bei Vogelzüchtern, die ein Interesse an „besonders gefärbten“ Vögeln haben, schon lange die Erkenntnis durchgesetzt, dass es noch eine Reihe anderer Fehlfärbungen gibt und dass Leuzismus und Albinismus selten sind. Bei Züchtern hat sich aufgrund ihres Interesses ein großes Wissen über diese Fehlfärbungen eingestellt. In früheren Zeiten hat eine Reihe von Autoren die Bezeichnungen daher bereits korrekt gebraucht. Hanson (1949) stellte z. B. fest: „The first term (Albino) is often misused, while the second, ‘partial albino’, is entirely incorrect from a strictly genetical standpoint”. Yeatman (1959) postulierte, dass Albinismus ein komplettes Fehlen von Pigmenten in Federn, Haaren, Haut, Schnabel, Zehen und Iris ist und dass technisch gesehen so etwas wie ein partieller Albinismus nicht möglich ist. Buckley (1982) und Cooke & Buckley (1989) hoben ebenfalls hervor, dass „Teilalbino“ ein fälschlich gebrauchter Begriff ist. In den letzten 50 Jahren wurden diese Begriffe dann aber mehr und mehr unpräzise verwendet.

Da der Albinismus definiert wird, als angeborene, genetisch bedingte Abwesenheit des Enzyms Tyrosinase, welches notwendig ist, um Melanin zu synthetisieren, kann es einen Teilalbinismus tatsächlich nicht geben. Dagegen ist beim Leuzismus, der als partielles oder komplettes Fehlen von Pigmentzellen (Melanozyten) definiert wird, eine nur teilweise bedingte Veränderung der Farben möglich. Letztlich berücksichtigt die bevorzugte Verwendung der drei Begriffe Albino, Teilalbino und Leuzismus nicht die genetischen Grundlagen und auch nicht die anderen Formen, die hier beschrieben wurden. Dabei hat sich das Wissen um einige dieser Farbveränderungen erst in den letzten Jahren ergeben. Das gilt z. B. für das fortschreitende Ausbleichen, dass bisher unter Leuzismus subsummiert wurde. Die oben erwähnten Charakteristika und der ganz andere Verlauf zeigen aber, dass es sich um einen anderen Mechanismus handelt. Ohne die häufigen Formen des fortschreitenden Ausbleichens ist der Leuzismus eine seltene Form.

Anhand dieses Überblicks über die möglichen Fehlfärbungen von Vögeln soll aber nicht der Eindruck entstehen, dass die Einordnung immer leicht und ohne Probleme möglich ist. Bei insgesamt stark ausgeblassten Individuen kommen oft mehrere Möglichkeiten in Betracht, und ganz weiße Individuen können noch schwieriger zu bestimmen sein, da mehrere Typen in komplettem Weiß enden können. Das kommt zum Beispiel bei Albinos, Leuzismus, fortschreitendem Ausbleichen, „Braunem“ Typ und Ino vor. Immer ist es wichtig, auch auf die Färbung von Schnabel, Beinen und Augen, also der unbefiederten Partien, zu achten. Besonders schwierig kann es sein, die Farbabweichungen von Stockenten in Parks bzw. von Stadt- oder Brieftauben zu bestimmen. Das ist schade, da gerade solche Individuen leicht verfügbar sind. Da bei diesen Vögeln neue, herausgezüchtete Farben erwünscht und gefördert wurden, kommt es nicht selten zu Überlagerungen verschiedener Mutationen. Dieses erfordert besondere Erfahrung.

Bevor man sich daran macht, eine Fehlfärbung zu bestimmen, sollte man immer erst einmal bestimmen, um welche Art es sich handelt. Auch das ist im Einzelfall nicht einfach, es fehlen ja Farbmerkmale des Gefieders. Beispielsweise habe ich den abgebildeten Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus* (Abb. 10) erst nach längerer Zeit bestimmen können, da er im Herbst auch keinerlei Laut von sich gab. Die Bestimmung von fehlfarbenen Vögeln erfordert insgesamt einige Übung, ist aber ein sehr interessantes Feld der Vogelbestimmung, wofür es allerdings derzeit keine Bestimmungsliteratur gibt.

5. Ausblick

Dieser Zweig der Ornithologie ist derzeit stark im Fluss. In den letzten Jahren hat es eine Reihe von neuen Erkenntnissen gegeben. So ist das fortschreitende Aus-

bleichen neu beschrieben worden und der Schizochromismus wird inzwischen als eine Sonderform der Dilution angesehen.

Es soll an dieser Stelle dazu aufgerufen werden, dem Autor Fotos von fehlfarbenen Vögeln zur Verfügung zu stellen, wenn möglich im Vollformat in elektronischer Form. So bekommen die Einsender eine Einschätzung, um welche Form es sich handeln könnte und können gleichzeitig helfen, weitere Erkenntnisse zu gewinnen und Zusammenhänge besser zu verstehen.

6. Zusammenfassung

Farbabweichungen bei Vögeln finden häufig große Beachtung, da es zum Teil überraschende Erscheinungsformen gibt. Während Fotos davon nicht selten in den Medien gezeigt werden, halten sich die Kenntnisse über die Entstehung von Farbabweichungen bisher in Grenzen, und oft werden die Veränderungen falsch bezeichnet. Die verschiedenen möglichen Ursachen und Farbaberrationen werden vorgestellt und in ihrer Häufung in der freien Wildbahn gewichtet. Über immer wieder falsch verwandte Begriffe wird aufgeklärt. Möglichkeiten der Unterscheidung der einzelnen Farbaberrationen werden erläutert und abschließend dazu aufgerufen, Fotos von fehlfarbenen Vögeln zur Verfügung zu stellen.

7. Literatur

- Bernecker A, Löhrl H & Schmidt H 1979: Teilalbinotische Rohrammer *Emberiza schoeniclus* am Ammersee. Anz. Ornithol. Ges. Bayern 18: 198.
- Bosch S 1998: Partiiell albinotische Rabenkrähen *Corvus c. corone* in Baden-Württemberg. Ornithol. Mitt. 50: 298–301.
- Buckley PA 1982: Avian genetics. In: Petrak M (Hrsg): Diseases of cage and aviary birds, 2. Aufl.: 21–110. Lea & Febiger, Philadelphia
- Cooke F & Buckley PA 1989: Avian Genetics, A population and ecological approach. Academic Press, London.
- Corso A 2000: Teilalbinotischer Rotfußfalke *Falco vespertinus* mit Merkmalen eines Amurfalken *F. amurensis*. Limicola 14: 216–219.
- Dathe H 1970: Partiiell albinotischer Star (*Sturnus vulgaris*) im Vogtland. Beitr. Vogelkd. 15: 351.
- Ellegren H, Lindgren G, Primmer CR & Møller AP 1998: Fitness loss and germline mutations in Barn Swallows breeding in Chernobyl. Nature 389: 593–596.
- Hanson HC 1949: Notes on white spotting and other plumage variations in geese. Auk 66:164–171.
- Marshall W 1901: Über ein geschecktes Rotkehlchen. Ornithol. Mschr. 26: 205–213.
- Martin F 1967: Totalalbinotische Rauchschnalben. Falke 14: 137.
- Mayhoff H 1915: Leucistische Abänderung der Schwung- und Steuerfedern. Ornithol. Monatsber. 23: 55–59.
- Milne-Edwards A & Oustalet E 1893: Notice sur quelques espèces d'oiseaux actuellement éteintes qui se trouvent représentées dans les collections du Muséum d'Histoire Naturelle. In: Centenaire de la fondation du Muséum d'Histoire Naturelle, Paris: 190–252. Muséum d'Histoire Naturelle, Paris.
- Mossner R 1991: Teilalbinotische Amsel. Falke 38: 343.
- Ogilvie M 2001: Albinism, partial albinism and all the other -isms! <http://www.birdsofbritain.co.uk/features/mao-jun-01.asp>. Letzter Zugriff: 01.04.2015.
- Pelzel A 1873: On the birds in the collection at Vienna obtained from the Leverian Museum. Ibis 15: 14–54.
- Sharpe RB 1888: Catalogue of the birds in the British Museum, vol. 12. Trustees of the Brit. Mus. (Nat. Hist.), London.
- Steiner H 1932: Klassifikation der Farbaberrationen der Vögel. Z. Naturforsch. Ges. Zürich 82: 125–143.
- van Grouw H 2006: Not every white bird is an albino: sense and nonsense about colour aberrations in birds. Dutch Birding 28: 79–89.
- van Grouw H 2011: How to recognise colour aberrations in birds (in museum collections). J. Afrotrop. Zool. Spec. Iss. 2010: 53–59.
- van Grouw H 2013: What colour is that bird? The causes and recognition of common colour aberrations in birds. Brit. Birds 106: 17–29.
- Yeatman HC 1959: An albino Grackle and a discussion of albinism. Migrant 30:5–8.
- Zedler A 2005: Was man in Bestimmungsbüchern nicht findet: „Weißlinge“ in der Vogelwelt. Falke 52: 346–349.
- Zedler A 2005: „Weißlinge“ in der Vogelwelt Falke 52: 346–349.
- Zedler A 2011: „Weißlinge“ immer häufiger in Städten? Falke 58: 192–193.
- Zedler A 2012: „Weißlinge“ – welche Typen gibt es? Falke 59: 345–347.
- Zedler A 2014: Neue Erkenntnisse über Farbabweichungen bei Vögeln – Umweltbedingt oder angeboren? Vögel 61: 60–63.
- Zedler A 2015: Farbabweichungen bei Vögeln – ein Nachtrag. Vögel 62: 82–83.
- Zylka-Menhorn V 2007: Häufigkeit der Leukämiefälle ist entweder zufällig oder hat andere Ursachen. Deutsches Ärzteblatt 104: 3043–3045.

Elektronischer Anhang:

Eine ausführliche Liste weiterführender Literatur ist auf den Internetseiten der „Vogelwarte“ unter folgender Adresse verfügbar: www.do-g.de/publikationen/vogelwarte/inhalte-online. Klicken Sie auf dort bitte auf den Link für Heft 2/2015.

Überlebensrate und Reproduktion von Wiesenvögeln in Mitteleuropa

Hermann Hötker

Hötker H 2015: Survival rates and reproduction of meadow birds in Central Europe. Vogelwarte 53: 93-98.

Most populations of wader species breeding on wet grassland in Western and Central Europe have declined over the past decades. In Germany, Northern Lapwing *Vanellus vanellus*, Dunlin subspecies *Calidris alpina schinzii*, Ruff *Philomachus pugnax*, Common Snipe *Gallinago gallinago*, Eurasian Curlew *Numenius arquata*, Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Redshank *Tringa totanus* are red listed. Survival rates of adult and first year birds of different populations of European Oystercatchers *Haematopus ostralegus*, Northern Lapwings, Eurasian Curlews, Black-tailed Godwits and Redshanks were almost stable since the 1970ies, whereas breeding success rates (numbers of fledglings per pair) decreased over the same period. Threats present at the breeding sites thus are more likely to have caused the declines than threats present during the non-breeding season.

✉ HH: Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, D-24861 Bergenhusen. E-Mail: Hermann.Hoetker@NABU.de

1. Einleitung

Auf Wiesen brütende Watvögel gehören zu den am stärksten gefährdeten Vogelgruppen in Deutschland (Südbeck et al. 2007) und ganz Europa (Thorup 2006). Deutschland besitzt eine besondere Verantwortung für den Schutz dieser Arten, da hier teilweise bedeutende Anteile des europäischen bzw. weltweiten Bestandes brüten (BirdLife International 2004; Thorup 2006). Wiesenvögel stehen unter besonderem Schutz der EU-Vogelschutzrichtlinie, da es sich um Arten des Anhangs I (Kampfläufer *Philomachus pugnax*) oder um gefährdete Zugvogelarten (Austernfischer *Haematopus ostralegus*, Kiebitz *Vanellus vanellus*, eine Unterart des Alpenstrandläufers *Calidris alpina schinzii*, Bekassine *Gallinago gallinago*, Uferschnepfe *Limosa limosa*, Großer Brachvogel *Numenius arquata*, Rotschenkel *Tringa totanus*) handelt. Die genannten Arten sind dementsprechend in besonderen Schutzgebieten gemäß der Europäischen Vogelschutzrichtlinie zu schützen. Bis auf den Austernfischer befinden sich alle Arten auf der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands, die meisten davon in der Kategorie 1 - vom Aussterben bedroht (Südbeck et al. 2007). Der Uferschnepfe und dem Großen Brachvogel gilt hierbei ein besonderes Augenmerk, da die Arten auf der weltweiten Liste der bedrohten Tierarten als „nearth threatened“ geführt werden (IUCN 2014).

Die Bestände der meisten Wiesenvögel sind in Deutschland (Hötker et al. 2007a) und in vielen Ländern Europas (Thorup 2006) seit einigen Jahrzehnten stark rückläufig. In Deutschland weisen derzeit lediglich Großer Brachvogel und Rotschenkel weitgehend stabile Bestände auf, wobei die Bestände des Rotschenkels zwar im Binnenland stark zurückgehen, die Gesamtbestände aber durch die weitaus höheren Vorkommen an der Küste stabilisiert werden.

Als wesentliche Gründe für die negativen Entwicklungen der Wiesenvogelbestände werden Habitatverluste durch Trockenlegung von Feuchtwiesen und Verlust von Grünland sowie die Intensivierung der Bewirtschaftung von Grünland mit zunehmender Düngung, schnellerem Wachstum, früheren Mahdterminen und steigendem Viehbesatz genannt (Beintema et al. 1995). Allerdings wird auch auf die potenzielle Bedeutung von Verlusten außerhalb der Brutzeit, vor allem durch die Jagd, hingewiesen (Jensen & Lutz 2007; Jensen et al. 2008). In diesem Artikel soll untersucht werden, ob die Bestandsrückgänge der Wiesenvögel eher auf einer Verringerung des Bruterfolgs oder eher auf einer Erhöhung der Mortalität der erwachsenen Vögel beruhen. Im ersten Fall wären die Bedingungen zur Brutzeit in den Brutgebieten, also auch in Deutschland, für die Rückgänge verantwortlich und Schutzmaßnahmen sollten vor allem auch hier ansetzen. Im zweiten Fall wären vor allem Bedingungen außerhalb der Brutgebiete zu betrachten, insbesondere auch die Jagd, die in vielen Ländern entlang des Zugweges noch erlaubt ist und auch in großem Umfang stattfindet. Dieser Beitrag fußt im Wesentlichen auf der Publikation von Roodbergen et al. (2012).

Dieser Artikel basiert auf einem Beitrag zum Symposium zur Vogeljagd in Europa und Nordafrika auf der 147. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (siehe Vogelwarte 52: 260-262; 2014).

2. Methoden

Die vorgestellten Ergebnisse beruhen vor allem auf einer Recherche veröffentlichter und unveröffentlichter Quellen zu Bruterfolgsraten und Überlebensraten innerhalb des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projekts „Aktionsplan Feuchtwiese“ (Hötter et al. 2007b). Die jüngsten Daten über Bruterfolgsraten stammen dementsprechend aus dem Jahr 2006, haben aber wegen der weiteren starken Bestandsabnahmen bei Wiesenvögeln aktuell wieder große Bedeutung erlangt. Die ältesten Daten stammen bereits aus den 1930er Jahren.

Die wichtigsten Ergebnisse aus der genannten Studie sind in Roodbergen et al. (2012) dargestellt. Mit „Bruterfolg“ wird in diesem Zusammenhang die in einem Jahr und einem Gebiet erhobene durchschnittlich Anzahl flügger Jungvögel einer Art bezeichnet. Einzelheiten zur Methodik, zur statistischen Auswertung und die Übersicht der ausgewerteten Quellen finden sich in Hötter et al. (2007b) und Roodbergen et al. (2012). Als „Schutzgebiet“ werden hier solche Untersuchungsgebiete angesehen, die in Nationalparks oder Naturschutzgebieten lagen oder in denen besondere Anstrengungen zum Schutz von Wiesenvögeln unternommen wurden.

3. Ergebnisse

Die für Austernfischer, Kiebitz, Uferschnepfe, Großen Brachvogel und Rotschenkel berechneten Überlebensraten für Altvögel sind in Abb. 1 dargestellt. Bei keiner dieser Arten nahmen die Überlebensraten der Adulten ab. Dies gilt auch für die Jungvögel im ersten Lebensjahr (Roodbergen et al. 2012). Die in Abb. 1 vermeintlich erkennbaren Zunahmen der Überlebensraten in den 1930er bis 1970er Jahren dürften im Wesentlichen auf methodischen Artefakten beruhen. Die früher verwendeten Methoden (Lack 1954; Haldane 1955) dürften die wahren Überlebensraten erheblich unterschätzt haben, während die moderneren Methoden (Cormack 1964; Jolly 1965; Seber 1965, 1970) wohl realistischere Werte liefern (siehe Roodbergen et al. 2012). Für Bekassine, Kampfläufer und die in Mitteleuropa brütenden Alpenstrandläufer lagen nicht genügend Daten vor.

Für Kiebitz, Uferschnepfe und Großen Brachvogel stellte sich heraus, dass sich sowohl Schlupfraten als auch Bruterfolgsraten signifikant zwischen den einzel-

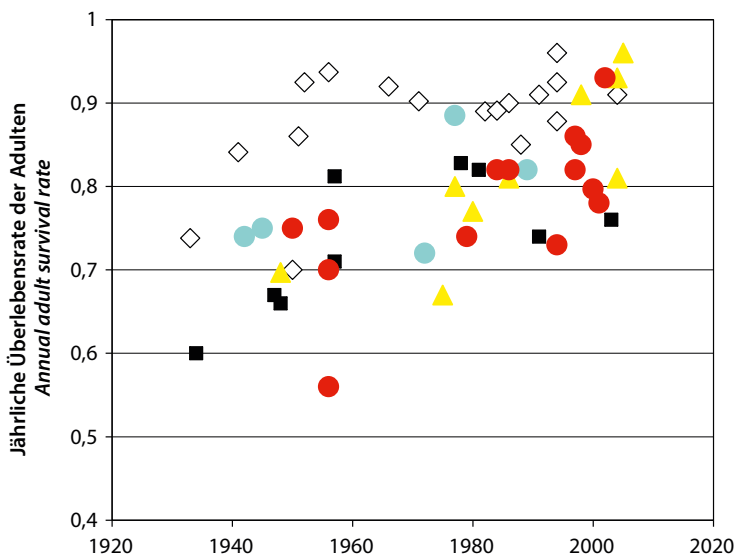


Abb. 1: Jährliche Überlebensraten von Wiesenvögeln in Europa (verändert nach Roodbergen et al. 2012). Jedes Symbol steht für eine Studie. Die Symbole wurden auf der Zeitachse so angeordnet, dass ihre Lage dem mittleren Jahr der zugrundeliegenden Daten entspricht. Weiße Rauten: Austernfischer; schwarze Quadrate: Kiebitz; blaue Kreisflächen: Uferschnepfe; gelbe Dreiecke: Großer Brachvogel; rote Kreisflächen: Rotschenkel. – Annual survival rates of meadow birds in Central Europe (adapted from Roodbergen et al. 2012). Each symbol represents one study. Symbols were arranged on the time axis in a way that their positions represent the mean year of data collection. White rhombi: Pied Oystercatcher; black squares: Northern Lapwing; blue discs: Black-tailed Godwits; yellow triangles: Eurasian Curlew; red discs: Redshanks.

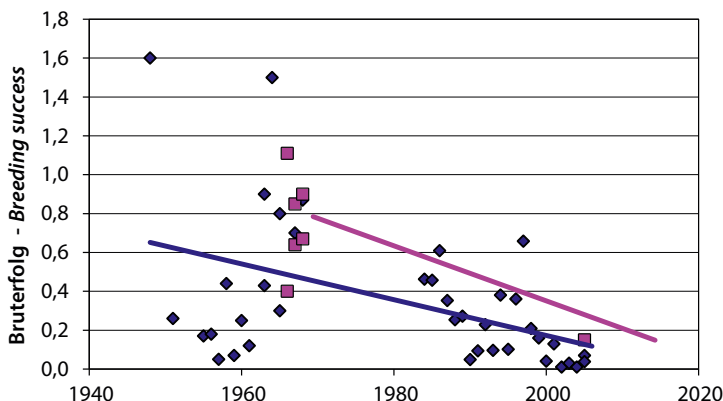


Abb. 2: Entwicklung der Bruterfolgsraten des Austernfischers in Mitteleuropa. Jedes Symbol steht für eine Messung des Bruterfolgs (Anzahl flügger Jungvögel pro Paar) in einem Jahr in einem Gebiet. Violett: ungeschützte Gebiete; dunkelblau: geschützte Gebiete. Die Linien sind die jeweiligen Regressionsgeraden. – Breeding success rates (mean number of fledglings) of Pied Oystercatchers in Central Europe. Each symbol represents one measurement in one year and one site. Purple: unprotected sites, dark blue: protected sites. The lines are regression lines.

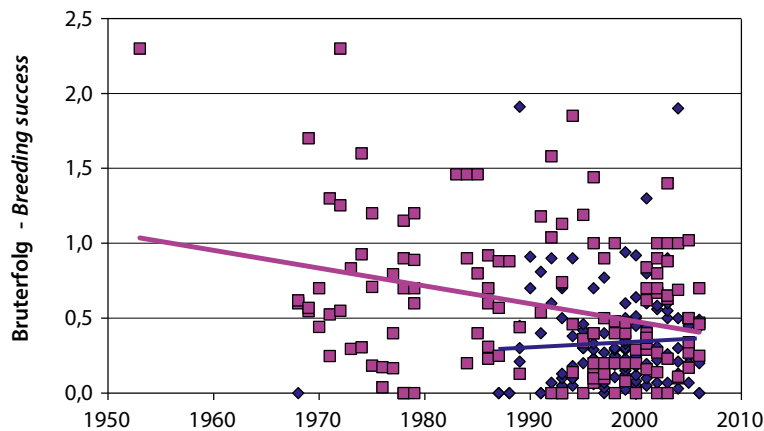


Abb. 3: Entwicklung der Bruterfolgsraten des Kiebitz in Mitteleuropa. Jedes Symbol steht für eine Messung des Bruterfolgs (Anzahl flügger Jungvögel pro Paar) in einem Jahr in einem Gebiet. Violett: ungeschützte Gebiete; dunkelblau: geschützte Gebiete. Die Linien sind die jeweiligen Regressionsgeraden. – *Breeding success rates (mean number of fledglings) of Northern Lapwings in Central Europe. Each symbol represents one measurement in one year and one site. Purple: unprotected sites, dark blue: protected sites. The lines show regression lines.*

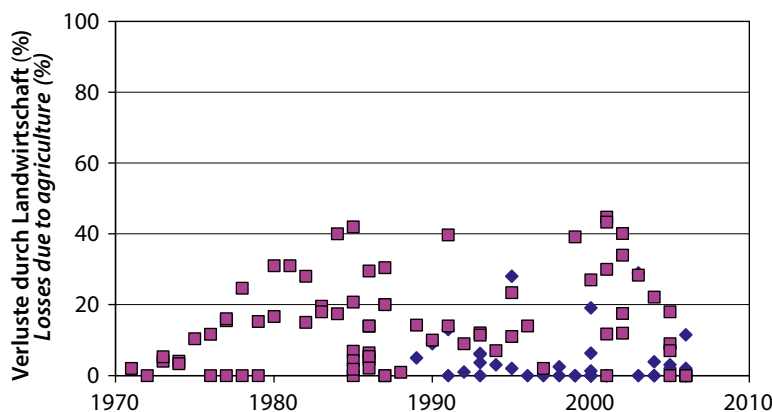


Abb. 4: Gelegeverluste durch landwirtschaftliche Aktivitäten bei mitteleuropäischen Kiebitzen. Jedes Symbol steht für eine Messung der Verlustrate in einem Jahr in einem Gebiet. Violett: ungeschützte Gebiete; dunkelblau: geschützte Gebiete. – *Losses of clutches of Northern Lapwings due to farming activities in Central Europe. Each symbol represents one measurement of hatching success in one year and at one site. Purple: unprotected sites, dark blue: protected sites.*

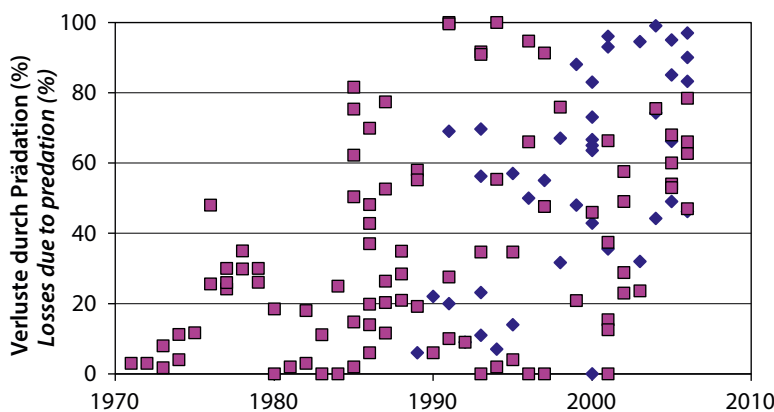


Abb. 5: Gelegeverluste durch Prädation bei mitteleuropäischen Kiebitzen. Jedes Symbol steht für eine Messung der Verlustrate in einem Jahr in einem Gebiet. Violett: ungeschützte Gebiete; dunkelblau: geschützte Gebiete. – *Losses of clutches of Northern Lapwings due to predation in Central Europe. Each symbol represents one measurement of hatching success in one year and at one site. Purple: unprotected sites, dark blue: protected sites.*

nen Untersuchungsgebieten unterschieden (Hötter et al. 2007b). Strenggenommen können damit die Daten aus demselben Gebiet aus verschiedenen Jahren nicht als unabhängig angesehen werden. Da aber gleichzeitig in den meisten Fällen (Ausnahmen: Schlupferfolg Uferschnepfe und Bruterfolg Kiebitz) der Faktor „Jahr“ einen signifikanten Einfluss ausübte, erschien es gerecht-

fertigt, für die folgenden Trendberechnungen alle Daten zusammenzufassen. Um auszuschließen, dass errechnete zeitliche Trends nicht nur durch von Jahr zu Jahr unterschiedliche Repräsentanzen einzelner Studienflächen begründet sind, wurde - sofern es möglich war - zusätzlich überprüft, ob die errechneten Trends auch innerhalb einzelner Gebiete zu beobachten waren.

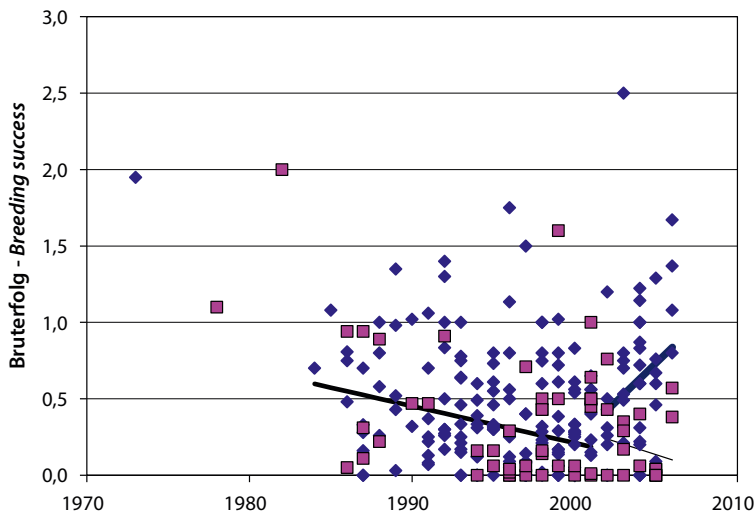


Abb. 6: Entwicklung der Bruterfolgsraten der Uferschnepfe in Mitteleuropa. Jedes Symbol steht für eine Messung des Bruterfolgs (Anzahl flügger Jungvögel pro Paar) in einem Jahr in einem Gebiet. Violett: ungeschützte Gebiete; dunkelblau: geschützte Gebiete. Die schwarze Linie zeigt die Regressionsgerade durch alle Werte vor 2002. Die violette Linie ist die Regressionsgerade für die ungeschützten Gebiete seit 2002 und die dunkelblaue Linie zeigt die Regressionsgerade für die geschützten Gebiete seit 2002. – *Breeding success rates (mean number of fledglings) of Black-tailed Godwits in Central Europe. Each symbol represents one measurement in one year and at one site. Purple: unprotected sites, dark blue: protected sites. The black lines show the regression line of all data before 2002. The purple line is the regression line for unprotected sites since 2002 and the blue line is the regression line for protected sites since 2002.*

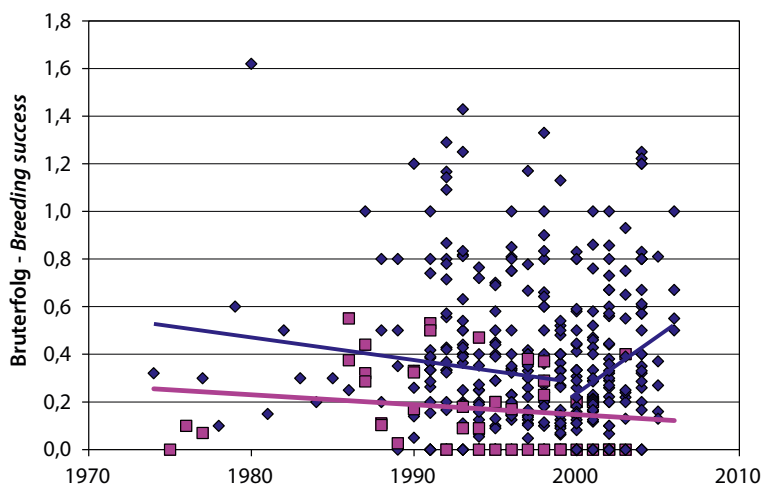


Abb. 7: Entwicklung der Bruterfolgsraten des Großen Brachvogels in Mitteleuropa. Jedes Symbol steht für eine Messung des Bruterfolgs (Anzahl flügger Jungvögel pro Paar) in einem Jahr in einem Gebiet. Violett: ungeschützte Gebiete; dunkelblau: geschützte Gebiete. Die violette Linie ist die Regressionsgerade für die ungeschützten Gebiete und die dunkelblauen Linien zeigt die Regressionsgerade für die geschützten Gebiete vor 2000 und seit 2000. – *Breeding success rates (mean number of fledglings) of Eurasian Curlews in Central Europe. Each symbol represents one measurement in one year and at one site. Purple: unprotected sites, dark blue: protected sites. The purple line is the regression line for unprotected sites and the blue lines are the regression line for protected sites before 2000 and since 2000.*

Der Bruterfolg des Austernfischers (Abb. 2) nahm im Laufe der Jahre sowohl in geschützten als auch in ungeschützten Gebieten deutlich ab, wobei er in ungeschützten Gebieten höher war. Auch für den Kiebitz zeigte sich ein deutlicher Rückgang des Bruterfolgs, der vor allem auf Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten zurückzuführen war, sich aber nicht so deutlich innerhalb einzelner, länger kontrollierter Gebiete manifestierte. Dort wurden sieben Mal Rückgänge und sechs Mal Bestandsanstiege registriert. Die Bruterfolgsraten des Kiebitzes gingen besonders in ungeschützten Gebieten zurück, während sie in Schutzgebieten leicht anstiegen (Abb. 3). Insgesamt blieb der Bruterfolg in Schutzgebieten deutlich schlechter als außerhalb. Seit dem Jahr 2000 verblieb der Bruterfolg etwa auf gleichem Niveau, ohne dass sich ein Einfluss des Schutzstatus ergab. Gelegeverluste durch die Landwirtschaft zeigten keinen signifikanten zeitlichen Trend, waren aber in Schutzgebieten deutlich niedriger als außerhalb (Abb. 4). Die Prädationsraten hingegen stiegen mit der Zeit deutlich an, und waren in Schutzgebieten höher als außerhalb (Abb. 5).

Der Bruterfolg der Uferschnepfe ging bis einschließlich 1999 signifikant zurück. Dies zeigte sich nicht nur im Vergleich zwischen verschiedenen Gebieten, sondern auch innerhalb der längerfristig kontrollierten Gebiete. In zehn von 13 dieser Flächen sank der Bruterfolg. Deutliche Zusammenhänge mit dem Schutzstatus waren nicht festzustellen. Ab dem Jahr 2000 änderte sich das Bild. Innerhalb der Schutzgebiete war der Bruterfolg deutlich höher als außerhalb und stieg an, während er außerhalb der Schutzgebiete stagnierte (Abb. 6). Der Anstieg des Bruterfolgs ab 2000 zeigte sich auch innerhalb von acht der 10 längerfristig kontrollierten Gebiete.

Der Bruterfolg des Großen Brachvogels nahm bis 1999 etwas ab (Abb. 7). Diese Abnahme zeigte sich auch innerhalb der Gebiete. So gab es negative Trends der Erfolgsraten in 22 der 32 Gebiete mit Daten aus vier oder mehr Jahren. Ab 2000 stieg der Bruterfolg. Es lagen allerdings nur Daten aus Schutzgebieten vor. Auch innerhalb der einzelnen Gebiete zeigte sich dieser Trend.

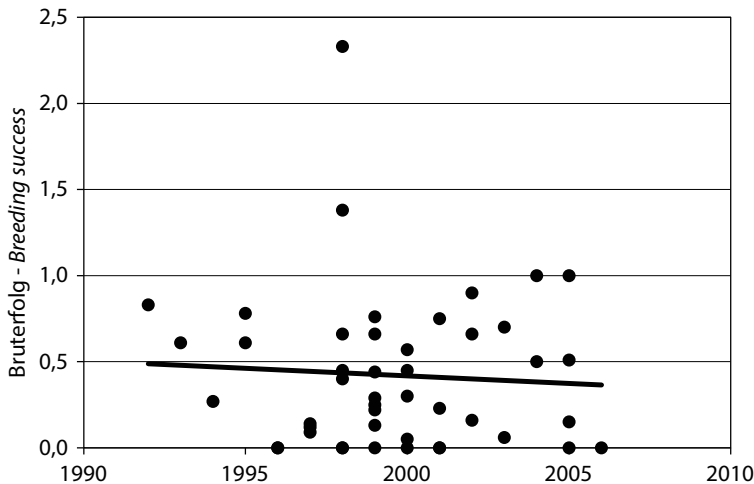


Abb. 8: Entwicklung der Bruterfolgsraten des Rotschenkels in Mitteleuropa. Jedes Symbol steht für eine Messung des Bruterfolgs (Anzahl flügger Jungvögel pro Paar) in einem Jahr in einem Gebiet. Die Regressionsgerade ist angegeben. – *Breeding success rates (mean number of fledglings) of Redshanks in Central Europe. Each symbol represents one measurement in one year and one site. The line represents the regression line.*

So gab es in 17 der 24 Gebiete positive Trends. Der Bruterfolg des Rotschenkels verlief leicht negativ, unabhängig vom Schutzstatus (Abb. 8).

Für Alpenstrandläufer, Kampfläufer und Bekassine lagen auch bezüglich des Bruterfolgs zu wenige Daten vor, so dass diese Arten unberücksichtigt bleiben mussten.

4. Diskussion

Weitgehend stabile Überlebensraten und sinkende Bruterfolgsraten deuten klar darauf hin, dass es vor allem die Verhältnisse in den Brutgebieten waren, welche die massiven Bestandsrückgänge verursacht haben. Auch wenn das Ergebnis kaum experimentell verifizierbar ist, sind die Hinweise stark genug, um die Naturschutzbemühungen entsprechend zu lenken. Auch andere Untersuchungen an einzelnen Arten deuteten bereits in die gleiche Richtung (Roodbergen et al. 2008).

Bei den bisherigen Betrachtungen sind zwei Faktoren nicht berücksichtigt worden, die ebenfalls einen Einfluss auf die Populationsentwicklung haben könnten: Emigration und Immigration. Sollten die Bestandsverluste durch die Abwanderung von Individuen in andere Gebiete verursacht worden sein, dürfte dies aufgrund von Farbberingungsprogrammen, die es für alle betrachteten Arten gibt, aufgefallen sein. Es gibt außerdem keine Hinweise darauf, dass Populationen wachsen, weil sie die vielen ausgewanderten Individuen aufnehmen. Fast alle Bestände in Europa nahmen ab oder nehmen aktuell ab (Vorträge auf dem Workshop der International Wader Study Group am 30.9.2014 in Haapsalu, Estland). Immigration und Emigration als wesentliche überregional wirksame Faktoren können also weitgehend ausgeschlossen werden.

Der sinkende Bruterfolg ist vermutlich überwiegend durch eine Verschlechterung der Habitatqualität infolge immer intensiverer Landwirtschaft verursacht worden. Es treten verstärkt direkte Verluste durch landwirt-

schaftliche Aktivitäten ein, so z. B. durch die Vorverlagerung der Mahdtermine von Wiesen, und die Verfügbarkeit von Nahrung verringert sich durch dicht wachsende, monotone Grasbestände (Beintema et al. 1995; Groen et al. 2010; Kleijn et al. 2010). Hinzu kommen steigende Prädationsraten (Langgemach & Bellebaum 2005, siehe auch Abb. 5). Für die höheren Bruterfolgsraten von Austernfischer und Kiebitz in ungeschützten Gebieten gibt es derzeit keine Erklärung.

Die sehr klaren Hinweise auf die Bedeutung der Brutgebiete darf aber nicht so interpretiert werden, dass Faktoren außerhalb der Brutgebiete keinen Einfluss auf die Populationen hätten. Auch wenn bestimmte Faktoren als die am stärksten wirksamen für die Populationsentwicklungen identifiziert wurden, bedeutet dies nicht, dass die übrigen unwirksam sind. Dies dürfte besonders für die Jagd auf Wiesenvögel entlang ihrer Zugwege gelten, die in einigen Ländern immer noch große Ausmaße erreicht. Eine Nutzung der Bestände von Vogelarten ist grundsätzlich nur dann zulässig, wenn sie nachhaltig ist (Madsen et al. 2015). Die Nachhaltigkeit ist aber bei derart stark sinkenden Beständen nicht gegeben. Die Jagd dient zumindest in Europa nicht zur Überwindung einer Ernährungskrise sondern erfolgt, um Delikatessen zu gewinnen, aus kommerziellen Gründen und aus Tradition. Der konkrete Einfluss der Jagd auf die aktuellen Bestandsentwicklungen muss dringend untersucht werden. Bei der neben der Bekassine am stärksten bejagten Art, dem Kiebitz, gingen in den vergangenen Jahren die Überlebensraten anscheinend zurück (Abb. 1).

Das Argument, die Jagd diene dazu, das Interesse der Jägerschaft an den betrachteten Arten zu erhalten und so Mittel für den Erhalt der Arten zu generieren (Schaffung geeigneter Habitats) mag lokal gelten, dürfte allerdings kaum die globalen Verluste an erwachsenen Vögeln durch die Jagd ausgleichen. Die Tatsache, dass Jagd auf Wiesenvögel auch in Ländern der EU noch stattfindet, erschwert die Verhandlung mit Landwirten

über Bewirtschaftungseinschränkungen im Grünland in Mitteleuropa, wo das Gelingen von Schutzmaßnahmen auch sehr stark von der Kooperationsbereitschaft der Landwirte abhängt (Jeromin 2006).

Als Fazit lässt sich festhalten, dass die Hauptursachen für den Rückgang der Wiesenvögel sicherlich in deren Brutgebieten, also auch in Deutschland, liegen und Naturschutzmaßnahmen in erster Linie dort anzusetzen haben. Der Stopp der zurzeit sicherlich nicht nachhaltigen Jagd auf Wiesenvögel wäre allerdings zusätzlich eine sehr kostengünstige und vermutlich sofort wirksame Maßnahme zum Schutz der Wiesenvögel.

Dank

Ich danke Maja Roodbergen sowie Heike Jeromin und Kai-Michael Thomsen für die gute Zusammenarbeit bei der Zusammenstellung der diesem Artikel zugrundeliegenden Daten und Wolfgang Fiedler und Ommo Hüppop für wertvolle Kommentare. Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt danke ich für die finanzielle Förderung (Projekt 22718 „Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen“).

5. Zusammenfassung

Die Bestände der in West- und Mitteleuropa auf Wiesen brütenden Watvogelarten sind in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen. Kiebitz, Alpenstrandläufer, Kampfläufer, Bekassine, Großer Brachvogel, Uferschnepfe und Rotschenkel stehen auf der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands. Zusammenstellungen von Daten verschiedener Populationen zeigen, dass die Überlebensraten von Austernfischer, Kiebitz, Großem Brachvogel, Uferschnepfe und Rotschenkel seit den 1970er Jahren nicht abgenommen haben während die Bruterfolgsraten (flügge Jungvögel pro Paar) im gleichen Zeitraum sanken. Offensichtlich übten also die während der Brutzeit wirkenden Bedrohungen einen stärkeren Einfluss auf die Populationsentwicklung aus, als die außerhalb der Brutzeit wirkenden.

6. Literatur

- Beintema AJ, Moedt O & Ellinger D 1995: Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels. Schuyt, Haarlem.
- BirdLife International 2004: Birds in Europe – population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK.
- Cormack RM 1964: Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika* 51: 429-438.
- Groen NM, Kentie R, de Goeij P, Verheijen B, Hooijmeijer JCEW & Piersma T 2012: A modern landscape ecology of Black-tailed Godwits: habitat selection in southwest Friesland, The Netherlands. *Ardea* 100: 19-28.
- Hötker H, Jeromin H & Melter J 2007a: Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland - Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. *Vogelwelt* 128: 49-65.
- Hötker H, Jeromin H & Thomsen K-M 2007b: Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen - Endbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen. <https://bergenhusen.nabu.de/forschung/wiesenvogel/index.html> (letzter Zugriff 22.5.2015).
- IUCN 2014: The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. www.iucnredlist.org (heruntergeladen am 7. 11. 2014).
- Jensen FP, Béchet A & Wymenga E 2008: International Single Species Action Plan for the conservation of the Black-tailed Godwit *Limosa l. limosa* & *L. l. islandica*. AEWA Technical Series No. 37. AEWA, Bonn. http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/management_en.htm (letzter Zugriff 22.5.2015).
- Jensen FP & Lutz M 2007: Management Plan for Curlew (*Numenius arquata*) 2007 –2009. Report commissioned by European Commission (DG ENV B2), Technical Report 003 - 2007. European Communities, Luxembourg. http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/management_en.htm (letzter Zugriff 22.5.2015).
- Jeromin H 2006: Der „Feuerwehrtopf“ für Wiesenvögel - ein erfolgsorientierter Ansatz beim Vertragsnaturschutz. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 183-189.
- Jolly GM 1965: Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika* 52: 225–247.
- Kleijn D, Schekkerman H, Dimmers WJ, van Kats RJM, Melman D & Teunissen WA 2010: Adverse effects of agricultural intensification and climate change on breeding habitat quality of Black-tailed Godwits *Limosa l. limosa* in the Netherlands. *Ibis* 152: 475-486.
- Lack D. 1954: The natural regulation of animal numbers. Clarendon Press, Oxford.
- Langgemach T & Bellebaum J 2005: Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* 126: 259-289.
- Madsen J, Guillemain M, Nagy S, Defos du Rau P, Mondain-Monval J-Y, Griffin C, Williams JH, Bunnefeld N, Czajkowski A, Hearn R, Grauer A, Alhainen M & Middleton A 2015: Towards sustainable management of huntable migratory waterbirds in Europe: A report by the Waterbird Harvest Specialist Group of Wetlands International. Wetlands International, the Netherlands <http://www.wetlands.org/Aboutus/Networks.partnersanddonors/Networkofspecialists/WaterbirdHarvestSpecialistGroup/tabid/1252/Default.aspx> (letzter Zugriff 22.5.2015).
- Roodbergen M, Klok C & Schekkerman H 2008: The ongoing decline of the breeding population of Black-tailed Godwits (*Limosa l. limosa*) in The Netherlands is not explained by changes in adult survival. *Ardea* 96: 207-218.
- Roodbergen M, van der Werf B & Hötker H 2012: Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. *J. Ornithol.* 153: 53-74.
- Seber GAF 1965: A note on the multiple recapture census. *Biometrika* 52: 249-259.
- Seber GAF 1970: Estimating time-specific survival and reporting rates for adult birds from band returns. *Biometrika* 57: 313-318.
- Südbeck P, Bauer H-G, Boschert M, Boye P & Knief W 2007: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung, 30. November 2007. *Ber. Vogelsch.* 44: 23-81.
- Thorup O 2006: Breeding Waders in Europe 2000. *Int. Wader Stud.* 14: 1-142.

Die Wiederansiedlung des Weißstorchs *Ciconia ciconia* in Rheinland-Pfalz

Ingrid Dorner & Dieter Thomas Tietze

Dorner I & Tietze DTT 2015: Reintroduction of the White Stork *Ciconia ciconia* in Rheinland-Pfalz. Vogelwarte 53: 99–119.

The strong decline of the White Stork breeding population in the whole upper Rhine area led to its disappearance as a breeding species in Rheinland-Pfalz in the middle of the last century. A spontaneous return of the White Stork into its accustomed breeding areas could be excluded. We investigate whether the reintroduction into these areas from 1996 until 2013 led to a sustainable White Stork population in Rheinland-Pfalz. The evaluation was based on ringing and sighting data on almost all White Storks that bred or were raised in Rheinland-Pfalz during the period analyzed here. Release and settling of pairs of project storks attracted wild Storks, which established in those regions that met their needs. We are presenting settling behavior and breeding success and work out the sex-specifically high expansion potential of the species. The still disproportionately increasing White Stork population exceeded what had been expected of the reintroduction project in Rheinland-Pfalz. A total of 964 breeding pairs and 1975 fledged young storks within 18 years represent a successful contribution to the reintroduction in southwestern Germany.

✉ ID: Kaiserslauterer Straße 150, 67098 Bad Dürkheim. E-Mail: i.f.dorner@t-online.de

DTT: Institut für Pharmazie und Molekulare Biotechnologie, Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 364, 69120 Heidelberg. E-Mail: mail@dieterthomastietze.de

1 Einleitung

Durch unzählige Wiederfunde, Ringablesungen und Totfundmeldungen ist seit Mitte des vorigen Jahrhunderts belegt, dass der Weißstorch *Ciconia ciconia* im weiträumig gefassten Oberrheingebiet eine gemeinsame Teilpopulation bildet. Der Austausch brutfähiger Individuen findet in einem Gebiet statt, das die deutschen Bundesländer Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Baden-Württemberg, die französischen Départements Alsace und Moselle, die Schweiz sowie das österreichische Rheintal einschließt.

Demgemäß verliefen Rückgang und Verschwinden des Weißstorchs als Brutvogel in diesen Regionen fast zeitgleich. Im österreichischen Rheintal (Vorarlberg) war der Storch bereits im 19. Jahrhundert verschwunden. Das nächste Aus kam für die Schweiz: Waren um die Jahrhundertwende noch rund 140 Storchbrutpaare bekannt, so war 1950 kein einziges Nest mehr besetzt (Bloesch 1983). Frankreich erreichte im Elsass 1974 mit neun Paaren den Tiefstand (Schierer 1986), Lothringen mit einem letzten Brutpaar „de cette ancienne population“ 1971 (Léger & Thommes 1997). In Baden-Württemberg brüteten 1975 noch 15 Storchpaare, in der Rheinebene, dem Hauptverbreitungsgebiet des Storchs in Baden-Württemberg, 1976 nur noch ein ziehendes Storchpaar (Feld 2000). Für das Saarland gibt Weyers (1984) das Jahr 1966 für das Erlöschen des Weißstorch-Brutbestandes an. Der drastische Einbruch für Hessen kam 1978 mit nur noch

drei – wenngleich erfolgreichen – Brutpaaren (Berck & Roßbach 1995; Brauneis 1999).

Das Storchvorkommen in der Pfalz wurde von 1948 bis zu seinem Niedergang 1973 systematisch erfasst (Kern 1954; Groh & Sischka 1970; Schmitt 1975; Groh et al. 1978). Für Rheinhessen fehlen entsprechende Erhebungen. Historische, wenn auch unvollständige Daten über die letzten Storchansiedlungen in rheinhessischen Dörfern ermittelte Diehl (unveröff. Bericht 1995).

Mit Ausnahme einiger in Schaugehegen (Worms, Bobenheim-Roxheim, Ludwigshafen-Rheingönheim und Landau) reproduzierender Weißstorchpaare war die Region Rheinhessen-Pfalz bis in die 1990-er Jahre storchlenker. Durchzügler und Nahrungsgäste siedelten sich nicht an.

Seit Mitte des 20. Jahrhunderts liefen in der Schweiz Maßnahmen zur Wiederansiedlung des Weißstorchs als einer im Gebiet verschwundenen Art. In Gehegen zog Max Bloesch – zunächst aus dem Elsass, dann aus Algerien importierte – Jungstörche auf, die er nach Erreichen von Geschlechtsreife und Paarbindung freiließ (Bloesch 1980, 1983). Schierer (1972, 1986) wandte im Elsass die Volierenmethode Bloeschs zur Stützung der wenigen in der Oberrheinregion verbliebenen Brutpaare an. Sein Ziel war, das völlige Verschwinden der Art zu verhindern.

Die Ergebnisse westeuropäischer Wiederansiedlungs- und Stützungsprogramme in Baden-Württemberg (Feld

2000), Elsass-Lothringen (Clauss & Clauss 2000; Schierer 2000; Lestan 2000), der Schweiz (Enggist 2000), den Niederlanden (Koopman 2000), Italien (Ballasina 2000), Spanien (Sargatal et al. 2000), Schweden (Cavallin 2000) und Südwestfrankreich (Barbraud & Barbraud 2000) wurden 1998 auf einem internationalen Symposium in Bad Dürkheim vorgestellt. Diese Ergebnisse und der von García Sarasa (2000) erbrachte Beweis, dass mittteleuropäische Störche – auch Nachkommen sogenannter Projektstörche aus Baden-Württemberg – über die Straße von Gibraltar ziehen, ermutigte pfälzische Naturschützer, die Wiederansiedlung des Weißstorchs zu wagen. „Naturschutz mit dem Storch“ sollte mit Hilfe des frei fliegenden Weißstorchs als Flaggschiff Wiesen und Feuchtbiootope der Region für künftige Generationen erhalten helfen.

Da 1995 in der „Rußheimer Resolution“ in Fortpflanzung in Gefangenschaft und Auswilderung von in Gefangenschaft gehaltenen Störchen langfristig keine art-erhaltenden Maßnahmen gesehen und das Ende von Zucht- und Auswilderungsprojekten in Europa gefordert wurde, bot sich durch die angekündigte Schließung der baden-württembergischen Aufzuchtstation Schwarzach 1997 die Gelegenheit zur Übernahme von Projektstorchpaaren in die Pfalz. Dies war der Startschuss, ein pfälzisches Ansiedlungsprojekt nach dem Vorbild des baden-württembergischen Wiederansiedlungsprogramms zu initiieren.

Die von Hölzinger (1987) postulierten Voraussetzungen für die Wiedereinbürgerung lokal ausgestorbener Arten sahen die Initiatoren der Weißstorch-Wiederansiedlung in der Pfalz für gegeben: Die Ansiedlungen sollten innerhalb des historisch besiedelten und den Habitatansprüchen des Weißstorchs entsprechenden Arealen in der nördlichen Oberrheinebene durchgeführt werden. Manfred Wüst (Referatsleiter der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Germersheim) brachte es 1996 auf den Punkt: „Es gibt derzeit in der gesamten Oberrheinebene keine besseren Biotope für den Weißstorch als im südpfälzischen Raum ... es fehlen nur die Störche.“

Die Ursachen für das Verschwinden des Weißstorchs waren bekannt. Während Groh et al. (1978) allein Habitatverschlechterungen im Brutgebiet für den Rückgang verantwortlich gemacht hatten, war inzwischen der Einfluss von Dürreperioden und Wanderheuschreckenbekämpfung in den Überwinterungsgebieten der Sahelzone auf die Kondition der Störche und den damit verbundenen negativen Auswirkungen auf die Populationsdynamik bekannt geworden (Dallinga & Schoenemakers 1984; Schulz 1988; Bairlein 1993).

Bereits vor den Ansiedlungen hatten sich klimabedingt die Zustände in den Überwinterungsgebieten gebessert, Niederschläge brachten dort eine günstigere Nahrungsverfügbarkeit (Dallinga & Schoenemakers 1989; Schulz 1999; Hesse et al. 2013; siehe auch http://research.jisao.washington.edu/data_sets/sahel). Im tra-

ditionellen pfälzischen Brutgebiet des Weißstorchs standen mit Mähterminen und Wässerungen storchgerecht bewirtschaftete Wiesen als Lebensräume zur Verfügung. Für Freilassung und Ansiedlung wurden Auenbereiche der Queich- und der Bruchbach-Otterbach-Niederung mit ihren vermutlich optimalen Storchlebensräumen ausgesucht. Die Anlage von Kleingewässern war eine Gestaltungsmaßnahme zur Erweiterung der Feuchtlflächen vor den Ansiedlungen. Die ausgewählten Lebensräume sind Dauergrünlandflächen, die zur Heu- und Silagegewinnung genutzt werden. Sie sind langfristig durch den Bedarf in Rinder- und Pferdehaltungen gesichert.

Mit der Entscheidung, das baden-württembergische Wiederansiedlungsprojekt 1998 zu beenden und die zentrale Aufzuchtstation Schwarzach zu schließen, konnte eine ausreichende Zahl an Projektstorchpaaren aus dem dortigen Bestand zur Ansiedlung in der Pfalz übernommen werden. Die Ansiedlungen erfolgten unter wissenschaftlicher Beratung, u. a. durch die Universitäten Koblenz-Landau (Fangrath et al. unveröff. Bericht 2000) und Kaiserslautern (Helb unveröff. Bericht 2003).

Oberstes Ziel war, eine langfristig sich selbst erhaltende Weißstorchpopulation, die alle Merkmale wild lebender Individuen aufweist, in Rheinland-Pfalz wiederherzustellen. Im Wissen, dass eine neu siedelnde Storchengeneration in diesem Bundesland nur überleben kann, wenn existierende Weißstorch-Lebensräume erhalten, verbessert und neue geschaffen werden, bündelten Bürger und Kommunen ehemaliger „Storchendörfer“ ihre Anstrengungen in Sachen Weißstorchschutz. Die Koordination der Ansiedlungen in Rheinland-Pfalz übernahm 1996 bis 2006 Walther Feld mit seiner als Koordinator des seit 1981 laufenden baden-württembergischen Weißstorch-Wiederansiedlungs- und Schutzprogramms gewonnenen Praxiserfahrung (Feld 2000).

In diesem Beitrag gehen wir der Frage nach, ob der Weißstorch mit behutsamer Unterstützung durch den Menschen eine vor einem Vierteljahrhundert verlassene Region wieder besiedeln und eine sich selbst tragende natürliche Population entwickeln kann.

2 Material und Methode

Der Zeitraum der vorliegenden Darstellung umfasst die Jahre 1996 (erste Wiederbesiedlung) bis 2013. Die untersuchten Landesteile liegen im Süden des deutschen Bundeslandes Rheinland-Pfalz. Gebiete der Pfalz und Rheinhessens sind – vor allem entlang der Rheinschiene – traditionelle Siedlungsräume des Weißstorchs.

Mündlich mitgeteilte und teilweise über Meldebögen und Befragungen der Nestbetreuer gesammelte Daten aus der Pfalz und den angrenzenden rheinhessischen und saarpfälzischen Gebieten wurden von 1996 bis 2006 von Walther Feld notiert und der Vogelwarte Radolfzell mitgeteilt. Ab 2007 übernahmen ID (Abb. 1) und die Beringergruppe der „Aktion Pfalz-Storch“ die Weißstorch-Brutbestandserfassung sowie deren

Dokumentation. Seit 2007 liegen nahezu lückenlos Daten zu Phänologie (Ankunft/Wegzug), Brutbiologie (Eiablage, Gelegegröße, Schlupf, Flüggewerden, Abwürfe, Nestkämpfe und Todesfälle), Brutstandorten, Herkunft und Alter der Brutstörche sowie Ringnummern der Alt- und Jungstörche vor.

Die Datenerhebung erfolgte durch Ringablesung. Schlupfdatum und Schlupferfolg wurden zum berechneten Zeitpunkt kontrolliert, der Bruterfolg protokolliert.

Unsere Auswertung der bisher unveröffentlichten Daten erfolgt in dieser Arbeit aus der bei den Beringungszentralen vorhandenen und von der Vogelwarte Radolfzell zur Verfügung gestellten Datensammlung. Die Abkürzungen (Brutparameter) folgen den Angaben von Schüz (1952; siehe Legende zu Tab. 1).

Wildstörche sind nach der „Rußheimer Resolution“ von 1995 in Freiheit geschlüpfte Vögel, die vor allem durch volle Flugfähigkeit und artgemäßes Verhalten, jährliche Zugbewegungen der Altvögel sowie Wegzug der Jungvögel vom Schlupfort in die Winterquartiere gekennzeichnet sind.

Projektstörche sind Individuen, die vom Menschen mit dem Ziel der Freilassung und Ansiedlung aufgezogen, vorübergehend in Gehegen gehalten und verfrachtet werden. Ab dem zweiten Brutjahr nach ihrer Ansiedlung bewerten wir Projektstörche aufgrund ihres Reproduktionserfolges in Freiheit wie Wildstörche, benennen sie aber nicht als solche (Abb. 6).

Dagegen werden Störche in Haltungen (Projektpaare) immer als solche ausgewiesen und statistisch gesondert behandelt. Pflegestörche und in Haltungen erbrütete Jungstörche werden – sobald sie freiheitsstauglich sind – ausgewildert und sind somit Wildstörche.

Der Terminus „Mischpaar“ bezeichnet ein Horstpaar, bei dem je ein Brutpartner Projektstorch und einer Wildstorch ist. Paare aus einem Wildvogel und einem im Freigehege flugunfähig gehaltenen Vogel werden den „Störchen in Haltung“ zugeordnet.

Die statistische Auswertung des Datenmaterials erfolgte mit R 3.1.0 (R Core Team 2014).

Dank

Unser besonderer Dank gilt Walther Feld, der Pionierarbeit leistete für die Rückkehr des Storches nach Rheinland-Pfalz, bis 2006 die Projektarbeit leitete und die Daten zusammenstellte, Gerhard Postel (†), der mit unbeugsamem Willen für die Natur stritt und die „Aktion Pfalz-Storch“ ins Leben rief, Pirmin Hilsendegen, Christian Reis, Manfred Conrad und Thomas Antrett, die im Beringungsbereich der „Aktion Pfalz-Storch“ ab 2006 Daten erhoben und sammelten. Wir danken allen im Weißstorchschutz Engagierten, Nestbetreuern wie Naturinteressierten, welche die Wiederansiedlung in Rheinhessen und der Pfalz begleiteten und zuverlässig Beobachtungen meldeten, dem Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, insbesondere Steffen Gorell, für die Erstellung der Karten, Wolfgang Fiedler für das Überlassen der bei der Beringungszentrale Vogelwarte Radolfzell gespeicherten Weißstorch-Wiederfunddaten und die kritische Durchsicht des Manuskriptes sowie der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, die für diese Auswertungen Fördermittel bereitstellte.

3 Ergebnisse

3.1 Die Ansiedlungen

Bereits ein Jahr vor der Übernahme von ersten Projektstorchpaaren aus der baden-württembergischen Weißstorch-Aufzuchtstation Schwarzach 1997 stand als offensichtlich geeigneter Ansiedlungsbereich das vom Weißstorch bis zu seinem Verschwinden genutzte, durch hohe Grundwasserstände der Queich bedingte Feuchtgrünland zwischen der Stadt Landau und Bellheim fest. Hier liegen optimale Nahrungshabitate, in denen die traditionelle Wässerwiesenbewirtschaftung durch ein Regulierungssystem mit vorhandenen bzw. erneuerten Teilungswehren, Mühlgräben, Be- und Entwässerungsgräben noch heute aufrechterhalten wird (Fangrath & Hilsendegen 2005). Zum anderen bot sich der sogenannte Viehstrich an, ein von Bruchbach und Otterbach gestaltetes, von Ackerflächen und feuchten Kernzonen durchsetztes, 1.511 ha großes als Naturschutzgebiet ausgewiesenes Wiesengebiet mit entsprechenden Nahrungssuchflächen für den Storch.

Nach einer etwa zweiwöchigen Eingewöhnungszeit in einer Auswilderungsvoliere (Feld 2000) konnten am 29. März 1997 die ersten beiden Projektpaare in den Hochstadter Queichwiesen und in Offenbach, Kreis Südliche Weinstraße, am 2. April in Lustadt und am 4. April in Steinfeld, Kreis Germersheim, mitten im geeigneten Brutgebiet freigelassen werden (Abb. 2, 3 b). Alle vier Storchpaare nahmen die bei der Auswilderungsvoliere angebotenen Nistmasten an und brüteten im selben Jahr erfolgreich.

Die für das Ansiedlungsvorhaben in die Pfalz überstellten Projektvögel stammten aus badischen Aufzucht- und Pflegestationen, fünf kamen aus unterelsässischen



Abb. 1: Beringung des Nachwuchses im Nest „Am Hirtenweg“ (Haßloch) durch ID. Haßloch, 10.06.2011. – *Ringung of three nestlings in Haßloch, Rheinland-Pfalz, by ID.*

Foto: Pfalzwerke

Gehegen (2003 und 2007). Bis 2013 wurden insgesamt 33 Projektstorchpaare nach dem aus Baden-Württemberg bewährten Schema freigelassen. Dreizehn dieser Projektstorchpaare siedelten sich spontan an und acht waren auch im Brutgeschäft erfolgreich. Neunzehn Projektstorchpaare trennten sich nach der Freilassung. Von diesen suchten und fanden acht Vögel noch im Jahr der Freilassung einen neuen Partner, wovon fünf eine erfolgreiche Familie gründen konnten. Neun weitere Projektstörche sind seit dem Freilassen verschollen, zwölf überlebten das erste Jahr in Freiheit nachweislich nicht.

Um den Projektvögeln die ungewohnte selbstständige Nahrungssuche zu erleichtern und eine erfolgreiche Jungenaufzucht zu gewährleisten, war nach erfolgter Ansiedlung im Nestumfeld eine vorübergehende Zufütterung – vorwiegend mit Eintagsküken – notwendig. Die verantwortlichen Betreuer kontrollierten den Nahrungsbedarf der Vögel am Ansiedlungsort, sie fütterten bei extremen Witterungsverhältnissen während der Brutzeit und der Überwinterung im Gebiet nach. Keine Jung- oder Wildstörche wurden durch die Nachfütterung überwinternder Projektaltvögel zum Bleiben verführt, es bildete sich keine Standvogelpopulation. Die Futterstellen wurden nach dem Anstieg des pfälzischen Brutbestandes (HPa) ab 2003 nach Möglichkeit für Wildstörche unzugänglich gehalten.

In den südpfälzischen Gemeinden Bornheim und Steinfeld und 2004 im westpfälzischen Theisbergstegen wurden Pflegestationen gegründet. Dort wurden durch einen Unfall fluguntaugliche oder behinderte Störche betreut. Mehrfach fanden sich solche Vögel zu Paaren zusammen und nahmen sich als Ersatzeltern verwaister Gelege und Nestlinge an, die unter anderem mit ihrer Hilfe bis zu ihrer Auswilderung versorgt werden konnten.

Pflegestörche, die wegen der Schwere ihrer Behinderungen nicht mehr in die Freiheit zu entlassen waren, fanden in transportablen Kleinvoliere kurzzeitig ihren Einsatz als Lockstörche in naturschutzfachlich (von einem Gremium aus Projektleiter und -initiatoren, Vertretern der zuständigen Unteren Naturschutzbehörde, des Energieversorgungsunternehmens sowie dem Biotopbetreuer) auf ihre Eignung für weitere Ansiedlungen geprüften, mit einer Nisthilfe ausgestatteten Habitaten.

Die Freilassung erster Projektstorchpaare in der Südpfalz lockte Wildstörche an, freie Nestbesetzungen wurden in diesen Gebieten ab 1997 vermehrt registriert. In den 1990-er Jahren war der Ansiedlungswille von Wildstörchen in der bis dato storchenerleeren Pfalz und Rheinhessen vornehmlich auf Anlagen bzw. Habitate gerichtet, die sie von ihren Streifzügen vor dem ersten Wegzug und von ihren südlichen Überwinterungsgebieten her kannten und als Nahrungsopportunisten besuchten: Regelmäßig erschienen Störche zu zweit und in Gruppen in der Oberrheinebene auf den damals noch offenen Hausmülldeponien von Budenheim, Sprendlingen, Bad Dürkheim und Speyer zur Nahrungssuche, zum Übernachten wählten sie hohe Schornsteine aufgelassener

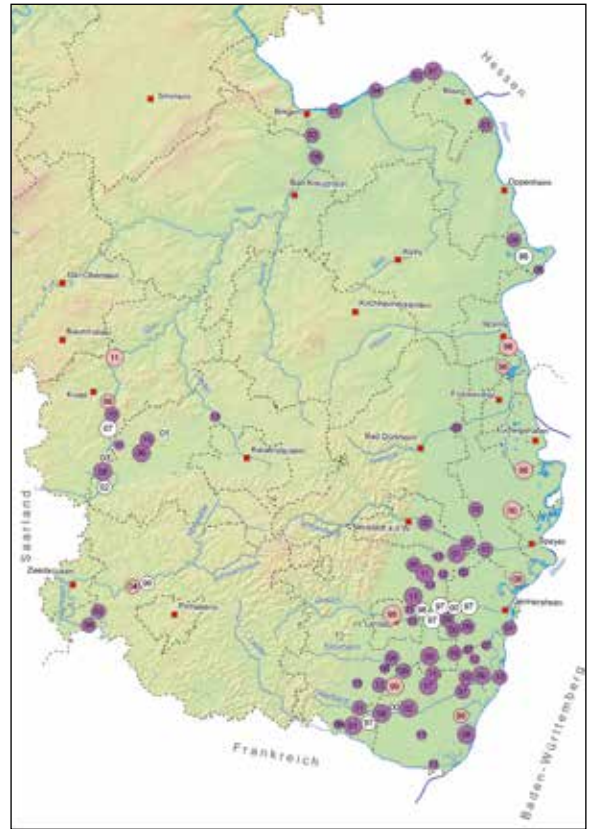
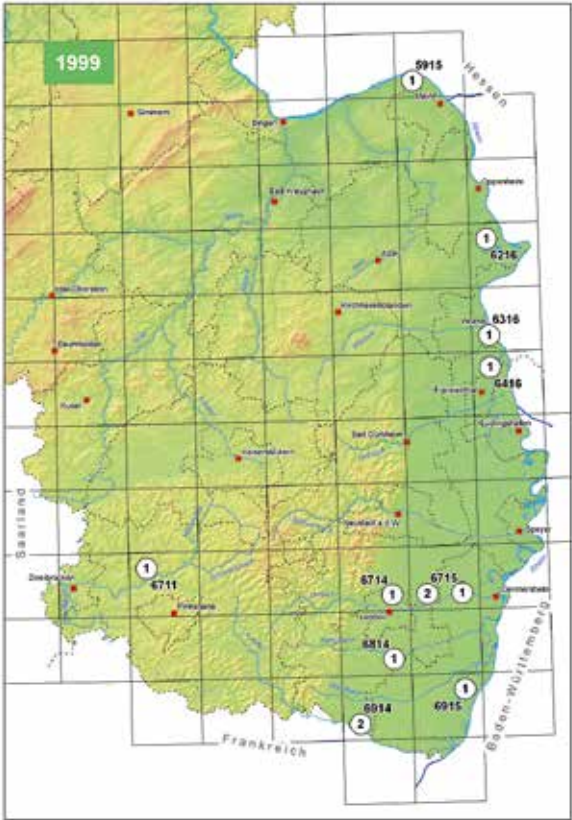
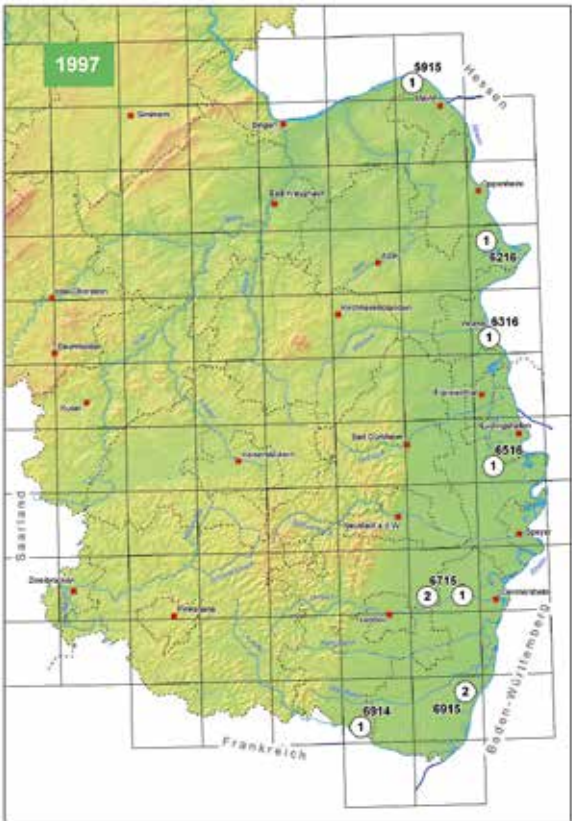


Abb. 2: Ortsgemeinden mit Ansiedlungsjahr (II), durchschnittlicher Jungenzahl je Brutpaar und Jahr (kleiner Kreis = 0–1, mittlerer Kreis = 1–2,5, großer Kreis = 2,5–4 Junge) und Ansiedlungsart (weiß = Projektstorch, rosa = durch Lockwirkung, violett = wild/frei angesiedelt). Geobasisdaten: Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz © 01/2014). – *Municipalities having White Stork nests with year (YY), average number of young per breeding pair and year (small circle = 0–1, mid-sized circle = 1–2.5, large circle = 2.5–4 young), and type of settlement (white = project stork, pink = attracted by storks in captivity, purple = wild/free settlement).*

Industrieanlagen in der Region. Schon 1996 war eine seit 1988 bestehende Storchennisthilfe auf der alten Deichmeisterei in Mainz-Mombach nahe der Budenheimer Deponie von einem Wildstorchpaar in Besitz genommen worden, 1997 flogen auf dem mit einer Nestunterlage vorbereiteten Kamin der Alten Ziegelei mitten in Jockgrim ebenfalls Wildstörche zu – beide Storchpaare hatten Bruterfolg.

Abb. 3: Anzahl der Weißstorchbrutpaare je TK25-Quadrant im Untersuchungsgebiet Rheinhessen und Pfalz von 1996 bis 2013. Geobasisdaten: Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz 01/2013) – *Number of White Stork breeding pairs per ordinance-survey-map quadrant in the study area Rheinhessen and Pfalz from 1996 until 2013.*



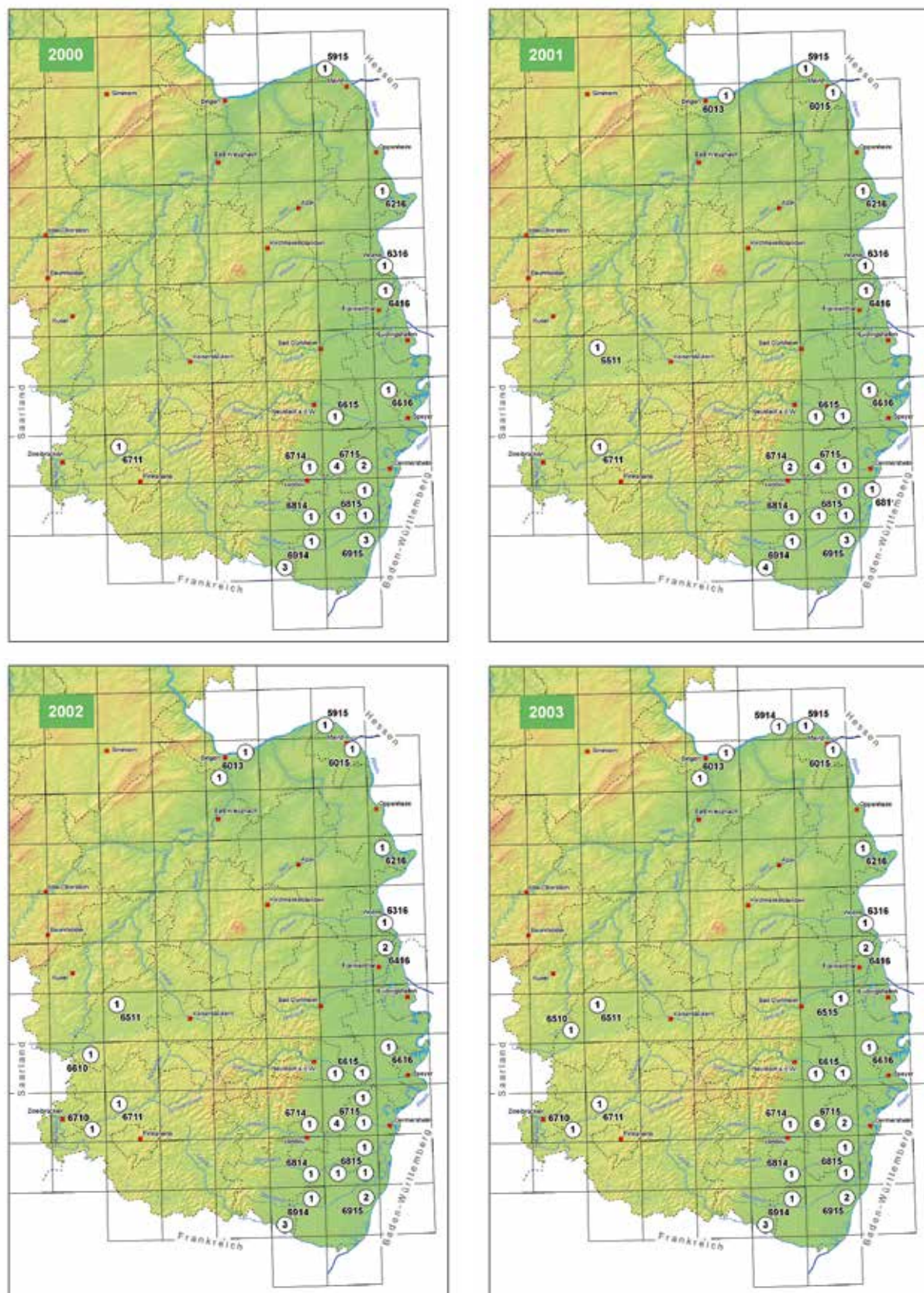


Abb. 3: Fortsetzung – continued

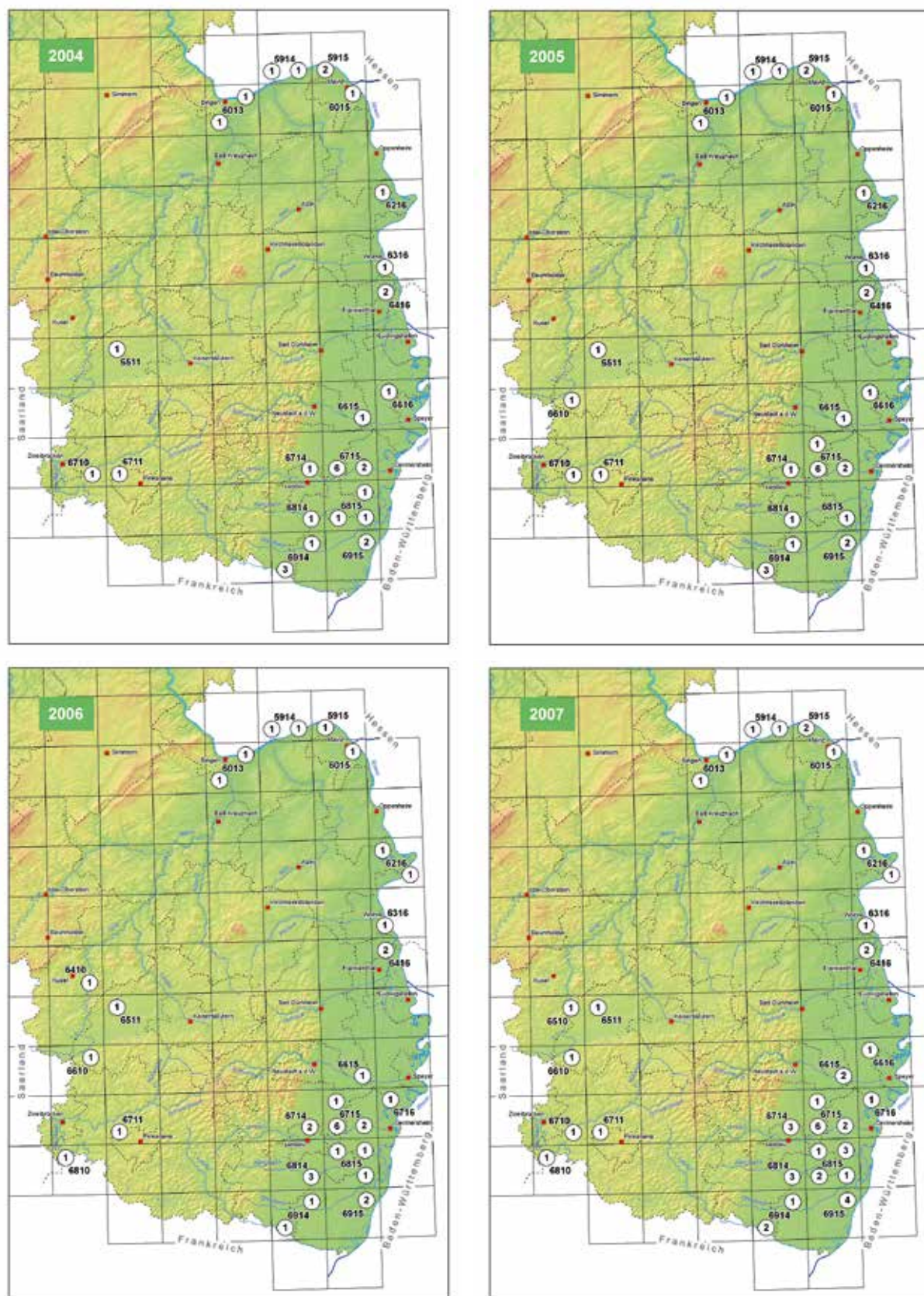


Abb. 3: Fortsetzung – continued

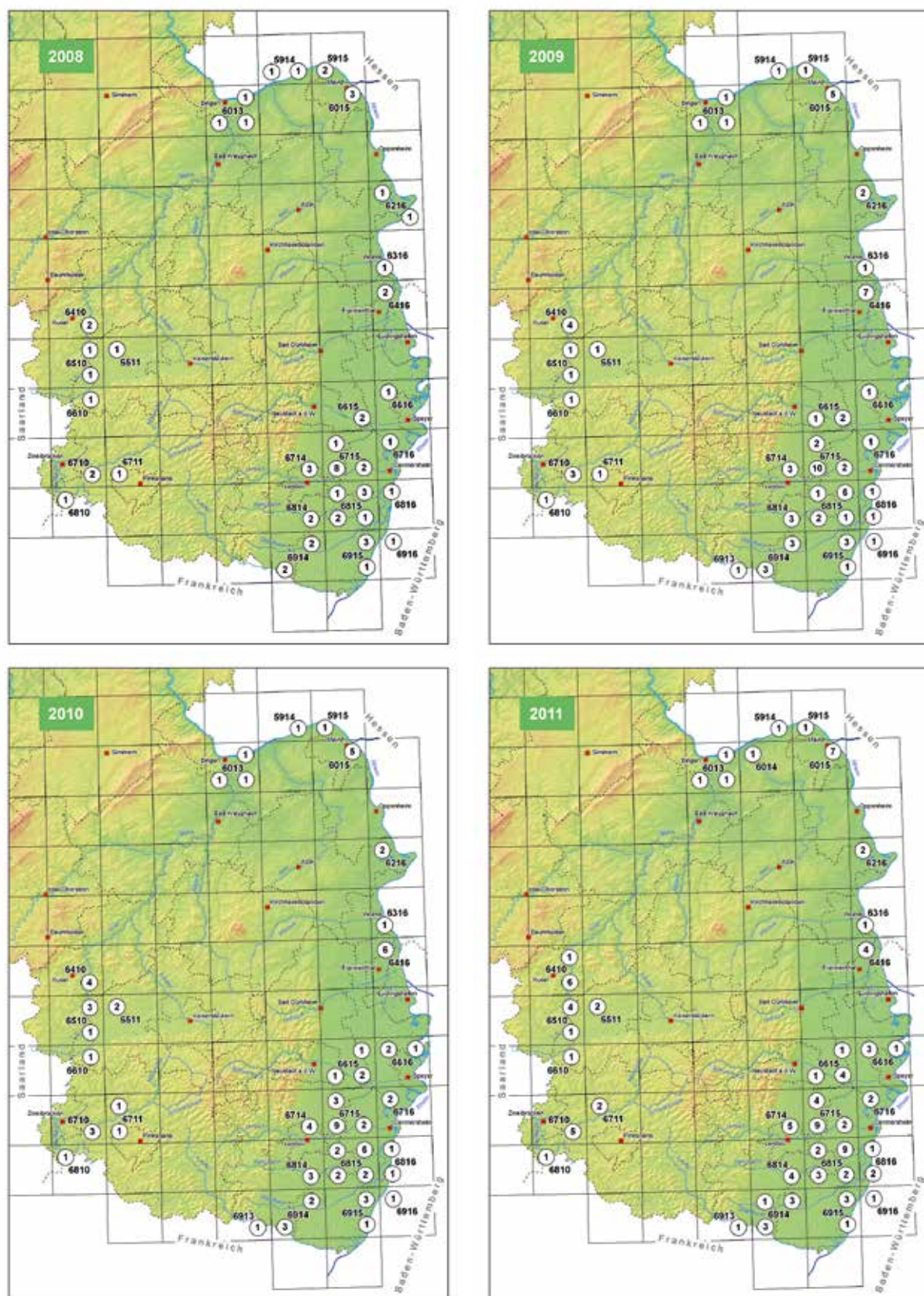
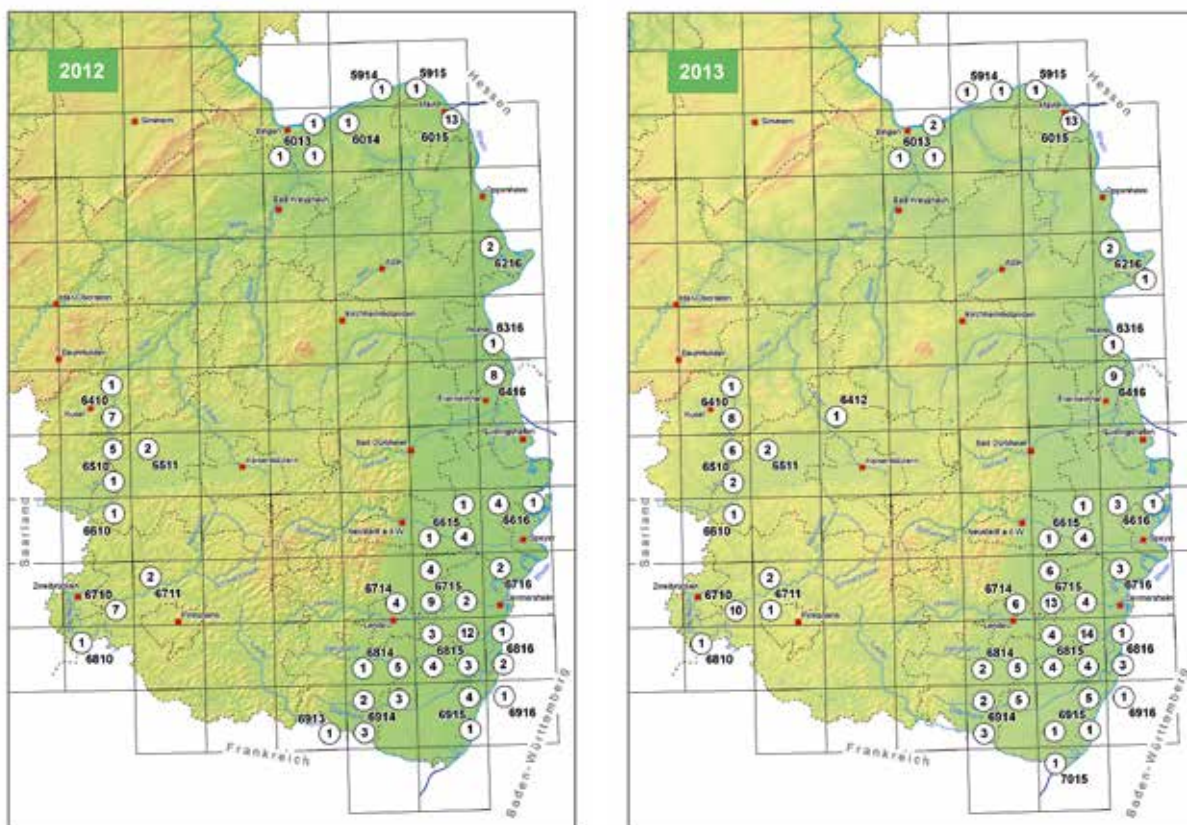


Abb. 3: Fortsetzung – continued

Abb. 3: Fortsetzung – *continued*

An der Vorliebe des Weißstorchs, als Kulturfolger in Mitteleuropa mitten in menschlichen Siedlungen zu brüten, hat sich zumindest in jüngster Zeit einiges geändert. Noch Ende der 1990-er Jahre nahmen die aus den Winterquartieren nach Rheinland-Pfalz zurückkehrenden Weißstörche die vorhandenen bzw. neu installierten Nestunterlagen vornehmlich auf Masten und Gebäuden an.

Die Mehrzahl der 964 in den Jahren 1996 bis 2013 in Rheinhessen und der Pfalz brütenden Storchpaare präferierte eindeutig die bequem zugänglichen und reichlich vorhandenen Pfahlnestmasten ($n = 434$). 26 % der Brutpaare nutzten die auf die Dächern (Dachständern, Hauskaminen, First oder Giebel hoher Gebäude wie Kirchen, Rathäusern, Scheunen und Tabakschuppen) angebotenen Nestunterlagen. 13 % bauten ihre Nester in Bäumen, zumeist auf Totholzstämmen im Auenbereich. Oft bewegte eine einfache Brettkonstruktion oder ein Stück Betonstahlmatte die Störche zum weiteren Nestausbau. 8 % der Storchpaare nisteten auf Gittermasten, zumeist von Hochspannungsfreileitungen, aber auch auf einigen nach dem Rückbau der Mittelspannung durch den Energieversorger unbespannt in der Landschaft verbliebenen Masten. Noch erhaltene Schornsteine alter Ziegeleibetriebe sowie Edelstahlkamäne moderner Industriebefeuerungsanlagen wählten 5 %

der Storchpaare als Neststandort. Turmartige Bauelemente wie Kirchtürme, Silos und Trockentürme der Feuerwehr trugen 3 % der Brutnester. Ein bemerkenswerter Neststandort auf einem stillgelegten Kran fällt prozentual nicht ins Gewicht.

Bis 2013 wurden erfolgreiche Ansiedlungen in 85 Gemeinden in Rheinhessen und der Pfalz verbucht. 17 % davon initiierten Weißstorchbetreuer mit Hilfe eines freigelassenen Projektstorchpaares, bei 13 % gaben in oder bei Haltungen nistende Tiere den Anstoß und bei 70 % eroberten die Störche ein freies Nistangebot oder erbauten selbst ihr Nest (Abb. 2).

Der Weißstorch war und ist wieder in Rheinland-Pfalz ein regional verbreiteter Brutvogel des Offenlandes (Simon et al. 2014). Historisch belegte „Storchenwiesen“ – durch jahrhundertlange landwirtschaftliche Nutzung aus Mähwiesen oder Viehwiesen entstandenes Offenland – fanden sich in den Niederungen und begleitenden Talauen der zum Rhein hin entwässernden Flüsse und Bäche. Auf den Schwemmfächern der aus dem Pfälzerwald kommenden Bäche lagen die größten zusammenhängenden Feucht- und Grünlandgebiete der Oberrheinebene und damit die günstigsten Storchlebensräume. Zur Wiederansiedlung des Weißstorchs wählten Weißstorchschützer (und auch der Storch selbst!) bewusst diese Landschaftsräume mit entspre-



Abb. 4: Optimales Weißstorchbrutgebiet im Naturschutzgebiet „Lochbusch-Königswiesen“. – *Optimal White Stork breeding site in the nature reserve "Lochbusch-Königswiesen"*.

chenden Habitaten (Abb. 4). Der Bestand baute sich ab 1998 in eben diesen historisch bekannten Weißstorch-Siedlungsgebieten der Pfalz und Rheinhessens (Abb. 3 a-r) auf, wobei die Südpfalz im gesamten Erfassungszeitraum Schwerpunkt der Wiederbesiedlung blieb.

3.2 Entwicklung und Zusammensetzung des Brutbestandes

Ab 2000 nahm die Anzahl der von frei zugeflogenen Storchpaaren besetzten Horste kontinuierlich zu, ab 2006 mit einem deutlichen Anstieg von jährlich ca. 20 %. Der Brutbestand des Weißstorchs in Rheinland-Pfalz stieg im Erfassungszeitraum exponentiell an

(Abb. 5). Von 1996 bis 2013 konnten 964 freie Storchbruten in Rheinland-Pfalz dokumentiert werden, 1.975 Jungstörche flogen frei aus (Tab. 1). Hinzu kamen 226 von flugunfähigen Eltern in Haltungen (Pflege- und Aufzuchtstationen) erbrütete, in geeignet erscheinenden Storchhabitaten ausgewilderte Jungstörche, von denen sich 99 % (alle bis auf zwei Individuen) ohne Verhaltensauffälligkeiten in die ziehende Population eingliederten. Da innerhalb von Rheinland-Pfalz keine Projektstörche aus bis zur Geschlechtsreife in Gehegen zurückgehaltenen Vögeln rekrutiert wurden, ging der Anteil von Projektvögeln als Brutpartner nach 1997 aus demographischen Gründen stark zurück (Abb. 6).

Bei einem Partnerverlust der angesiedelten Projektstorchpaare wurde der fehlende Brutpartner spätestens in der folgenden Brutsaison durch einen frei zugeflogenen Vogel ersetzt. So weist der Brutbestand im Laufe der Jahre nebeneinander Projekt-, Misch- und

Wildstorchpaare auf, erstere mit abnehmender Tendenz (Abb. 6). Weißstörche werden in Rheinland-Pfalz flächendeckend – mit Ausnahme unzugänglicher Brutnester – beringt. Im Südwesten und Süden Deutschlands sowie in der Schweiz, wo potentielle Weißstorch-Zuzugsgebiete für die Oberrheinregion liegen, wird mit ELSA-Kennringen beringt, so dass eine hohe Ablesequote besteht. Anhand der Kennziffern der europäischen Beringungszentralen konnten im Erfassungszeitraum Herkunft und Alter der nestjung beringten Brutstörche ermittelt werden. Neben den zu Beginn eingesetzten Projektstörchen steuerte Baden-Württemberg das stärkste Kontingent an frei zufliegenden Brutstörchen bei. Erst 2013 wurde der Anteil der aus diesem

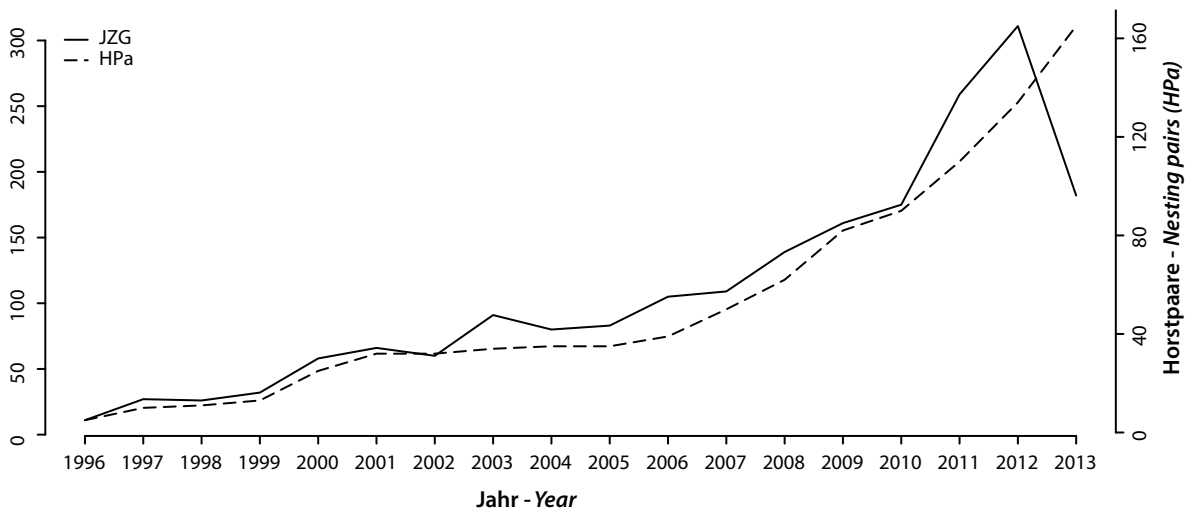


Abb. 5: Bestandsentwicklung der Wildstorchbrutpaare allgemein (HPa, rechte y-Achse) und ihrer flüggen Jungen (JZG, linke y-Achse) von 1996 bis 2013. – *Population trend of wild White Stork breeding pairs in general (HPa, right y-axis) and their fledged young (JZG, left y-axis) from 1996 until 2013.*

Tab. 1: Brutbestandskennzahlen des Weißstorchs in Rheinland-Pfalz von 1996 bis 2013: HPa = Horstpaar allgemein (= HPm + HPo); HPm = Horstpaar mit flüggen Jungen; HPo = Horstpaar ohne flügge Junge; HE = Horst besetzender Einzelstorch; JZG = Anzahl flügger Junge; JZa = JZG/HPa; JZm = JZG/HPm; HPo% = HPo/HPa × 100; StD = Storchendichte (= Horstpaare je 100 km²); PrSt = Anzahl am Brutgeschehen beteiligter Projektstörche; PrSt% = PrSt/HPa × 50; JHltg = Anzahl frei ausgeflogener Junge von Haltungspaaren; JHltg% = JHltg/(J + JHltg) × 100. – *Parameters of the White Stork breeding population in Rheinland-Pfalz: HPa = all pairs in nests (= HPm + HPo); HPm = breeding pairs with fledged young; HPo = breeding pairs without fledged young; HE = single storks occupying a nest; JZG = total number of fledged young; JZa = JZG/HPa; JZm = JZG/HPm; HPo% = HPo/HPa × 100; StD = stork density (= pairs in nests per 100 km²); PrSt = project storks involved in breeding activity; PrSt% = PrSt/HPa × 50; JHltg = free-ranging young of pairs in captivity; JHltg% = JHltg/(J + JHltg) × 100.*

Jahr	HPa	HPm	HPo	HE	JZG	JZa	JZm	HPo%	StD	PrSt	PrSt%	JHltg	JHltg%
1996	5	4	1	0	11	2,2	2,8	20	0,0	3	30	12	52
1997	10	9	1	0	27	2,7	3,0	10	0,1	10	50	7	21
1998	11	9	2	0	26	2,4	2,9	18	0,1	7	32	7	21
1999	13	11	2	0	32	2,5	2,9	15	0,1	9	35	17	35
2000	25	24	1	1	58	2,3	2,4	4	0,1	14	28	8	12
2001	32	24	8	0	66	2,1	2,8	25	0,2	15	23	5	7
2002	32	20	12	1	60	1,9	3,0	38	0,2	18	28	4	6
2003	34	29	5	0	91	2,7	3,1	15	0,2	17	25	12	12
2004	35	30	5	0	80	2,3	2,7	14	0,2	12	17	9	10
2005	35	29	6	0	83	2,4	2,9	17	0,2	11	16	14	14
2006	39	35	4	3	105	2,7	3,0	10	0,2	8	10	17	14
2007	50	41	9	1	109	2,2	2,7	18	0,3	10	10	18	14
2008	62	52	10	1	139	2,2	2,7	16	0,3	7	6	11	7
2009	82	58	24	0	161	2,0	2,8	29	0,4	7	4	14	8
2010	90	72	18	3	175	1,9	2,4	20	0,5	8	4	16	8
2011	110	98	12	3	259	2,4	2,6	11	0,6	9	4	20	7
2012	134	111	23	1	311	2,3	2,8	17	0,7	11	4	17	5
2013	165	94	71	1	182	1,1	1,9	43	0,8	8	2	18	9
Summe	964	750	214	15	1975					184		226	
Mittelwert	53,6	41,7	11,9	0,8	109,7	2,0	2,6	22	0,3	10,2	10	12,6	10

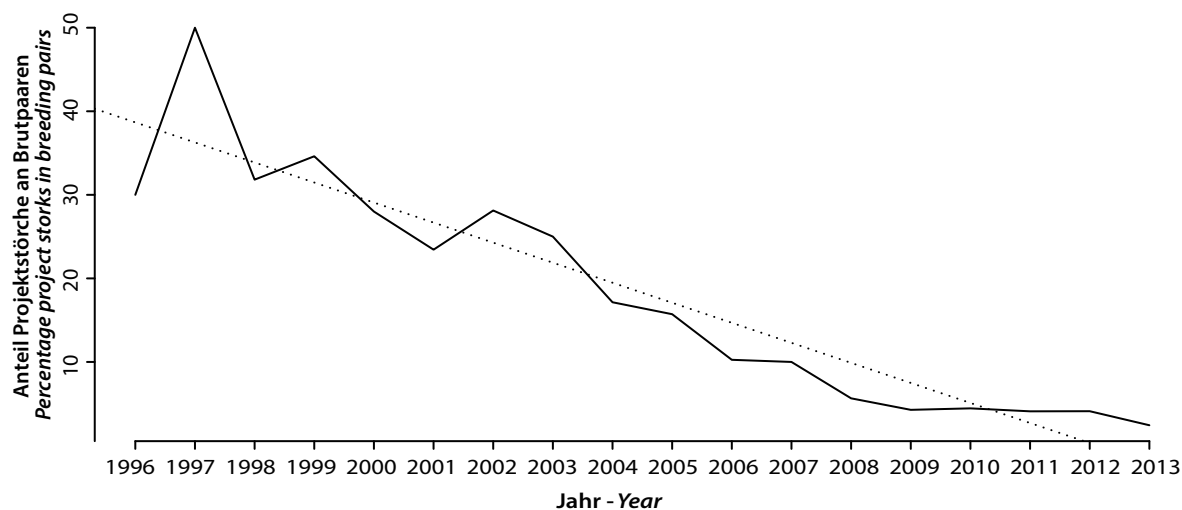


Abb. 6: Anteil von Projektstörchen als Brutpartner. – *Percentage of project White Storks in the breeding population.*

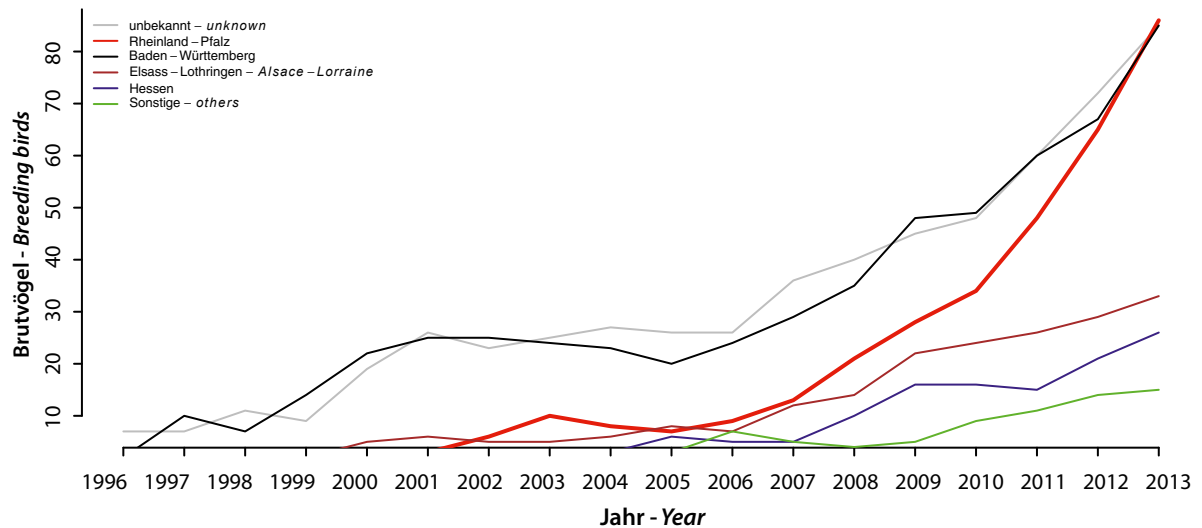


Abb. 7: Ursprüngliche Herkunft der Brutvögel in den Jahren 1996 bis 2013 (Sonstige = Bayern, Belgien, Mecklenburg-Vorpommern, Niederlande, Nordrhein-Westfalen, Saarland, Schweiz, Thüringen). Aus dem Wiederansiedlungsprogramm Baden-Württembergs stammende, in die Pfalz überstellte und frei gelassene Projektstörche ($n = 25$) wurden nicht berücksichtigt, obwohl sie sich in die Wildpopulation eingliederten. – *Natal origin of the breeding birds in the years 1996 to 2013 (other = Bavaria, Belgium, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Saarland, Switzerland, The Netherlands, Thüringen). Project storks, taken from the reintroduction program in Baden-Württemberg and handed over to Rheinland-Pfalz ($n = 25$) were omitted, although they integrated into the wild population.*

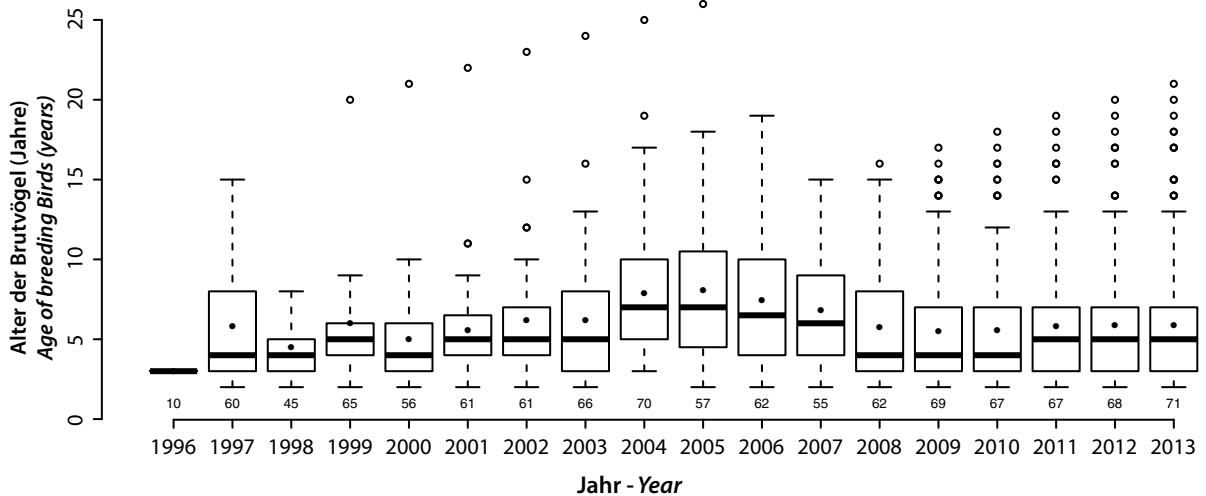


Abb. 8: Altersstruktur der Brutvögel über den Untersuchungszeitraum (● = arithmetisches Mittel, — = Median, ○ = Ausreißer). Die Zahlen über den Jahreszahlen geben den prozentualen Anteil der altersbestimmten Brutvögel an. – *Age structure of the breedings birds across the period analyzed here (● = arithmetic mean, — = median, ○ = outlier). Numbers above each year indicate the percentage of aged breeding birds.*

Bundesland stammenden Brutpartner um einen in Rheinland-Pfalz geschlüpften Brutstorch übertroffen. Weitere Immigranten kamen aus dem benachbarten Elsass, vor allem aus den starken Beständen des Département Bas-Rhin in die süd- und südwestpfälzischen Storchgebiete. Störche aus Südhessen wanderten in die rheinhessischen und vorderpfälzischen nahe dem Rhein gelegenen Regionen ein. Ab 2003 blieben brutwillige Individuen auf ihrem Heimzug in ihre nordrhein-westfälische Schlupfregion in den Auenbereichen am nörd-

lichen Oberrhein zwischen Mainz und Bingen. Genau so verhielten sich – wenn auch in viel geringerem Maße – Vögel aus Belgien und den Niederlanden sowie jene aus Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen, welche abweichend von der Zugtradition die Westroute flogen und unser Bundesland auf der linken Rheinseite überquerten (Abb. 7).

War 1996 der Anteil unbringter bzw. unbekannt bringender Brutpartner am Brutgeschehen in Rheinland-Pfalz mit 70 % noch relativ hoch, pendelte er sich mit

zunehmender Storchendichte ab 1997 auf niedrigerem Niveau von etwa einem Drittel ein. Von Beginn der freien Ansiedlungen an bestand das Gros der Brutpartner zunächst aus Drei- bis Vierjährigen, danach aus Fünf- bis Sechsjährigen. Ab 2009 waren wiederum die Drei- bis Vierjährigen die Hauptträger der Reproduktion. Projektstörche sind in allen Altersklassen ab fünf Jahren vorhanden, die über Zwölfjährigen waren bis 2008 ausnahmslos Projektstörche. Bis 2013 kamen in diese Altersgruppe auch über mehrere Jahre etablierte Wildstörche. Sehr alte, am Brutgeschehen beteiligte Projektstörche fielen uns als Ausreißer im Gesamtbild auf (Abb. 8). Bereits ab 1997 haben zweijährige Brutpartner am Brutgeschehen teilgenommen. Insgesamt gab es im Erfassungszeitraum 150 zweijährige Brutpartner mit wechselndem Brutstatus, 2008 war bei den beringten Brutpartnern der Anteil Zweijähriger mit 21,7 % am höchsten. Zweijährige Erstbrüter, deren Brutpartner älter und bereits in der Jungenaufzucht Erfahrung hatten, waren in der Regel auch erfolgreich. Der Anteil der zweijährigen Brutvögel ist tendenziell angestiegen ($r = 0,43$, $p = 0,078$).

Waren beide Störche zweijährig, war ein Bruterfolg durch späte Rückkehr, Nestsuche und -ausbau sowie Störungen durch etablierte Störche im Nestumfeld und im Nahrungsgebiet nicht gesichert. Von 2006 bis 2013 konnte dennoch unter 17 zweijährigen Brutpaaren 11-mal Reproduktionserfolg (HPm) notiert werden.

3.3 Bruterfolg und Ansiedlung

Nach einem erheblichen Auf und Ab, besonders um die Jahrtausendwende, und nach einem Einpendeln 2006 auf einem Niveau von 10 bis 13 % Horstpaaren ohne Junge ist bis heute wieder ein Anstieg jungenloser Brutpaare zu verzeichnen (Abb. 9). Die mittlere Anzahl an

flüggen Jungstörchen aller Brutpaare eines Jahres (JZa) zeigt im Erfassungszeitraum eine abnehmende Tendenz ($r = -0,46$, $p = 0,052$). Von 1996 bis 2013 variierte der jährliche Bruterfolg zwischen 1,1 und 2,7 Jungen pro Paar, der Mittelwert lag bei 2,0. Bei den Horstpaaren mit flüggen Jungen (HPm) dominieren die Dreierbruten die Brutgröße, erfolgreiche Fünferbruten wurden 25-mal erreicht (Abb. 10).

Ein Großteil der im Gebiet der Queichniederung anlässlich der Wiesenwässerung Ende Juli/Anfang August aus den storchreichen Nachbarregionen Nordbadens und Südhessens einfliegenden und abgelesenen Jungstörche siedelt sich in den Folgejahren als Brutvögel in Rheinhessen und der Pfalz an. Dieses Erkunden einer optimalen Brutregion vor dem Wegzug der Jugendtrupps ist bekannt. Bemerkenswert sind jedoch die 66 von 2005 bis 2013 bereits als einjährige Prospektoren vornehmlich zum Zeitpunkt der Wässertage im Bereich der Südpfalz angetroffenen Störche, von denen 36 (54,5 %) in späteren Jahren als Brutvögel in ihrer rheinhessisch-pfälzischen Schlupfregion notiert wurden. In zwei Fällen starteten diese Störche zwar einen Brutversuch mit einem älteren Partner, der aber misslang. Nestbauende und mindestens vier Wochen innerhalb der Brutzeit bis Mitte Juni nestbesetzende Nichtbrüter sind den Horstpaaren ohne Bruterfolg (HPo) zugeordnet (Tab. 1).

Die 132 in Rheinland-Pfalz geschlüpften und in den Folgejahren zur Brut in dieses Bundesland zurückgekehrten Weißstörche siedelten sich in einer durchschnittlichen Entfernung von 19 km zu ihrem Schlupf-ort an (Abb. 11). 16 % dieser Erstansiedler brüteten am Schlupf-ort, bei gut der Hälfte lag das erste Brutnest im Umkreis von 20 km. Nur fünf Störche wählten ihren ersten Brutplatz (innerhalb der Landesgrenzen) über

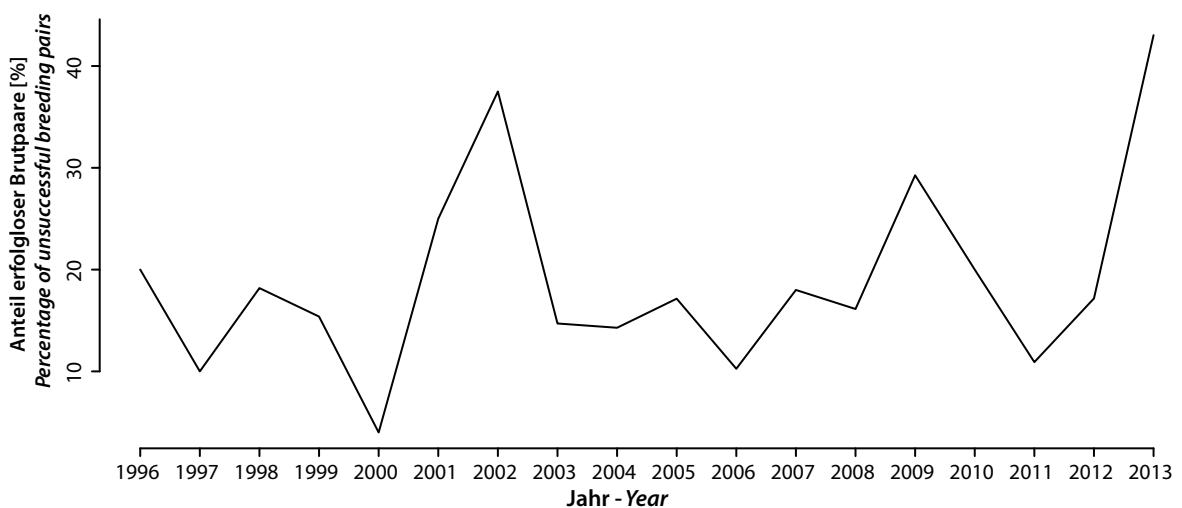


Abb. 9: Anteil erfolgloser Weißstorchbrutpaare (HPo) an allen Brutpaaren (HPa). – Part of unsuccessful White Stork breeding pairs (HPo) in all breeding pairs (HPa).

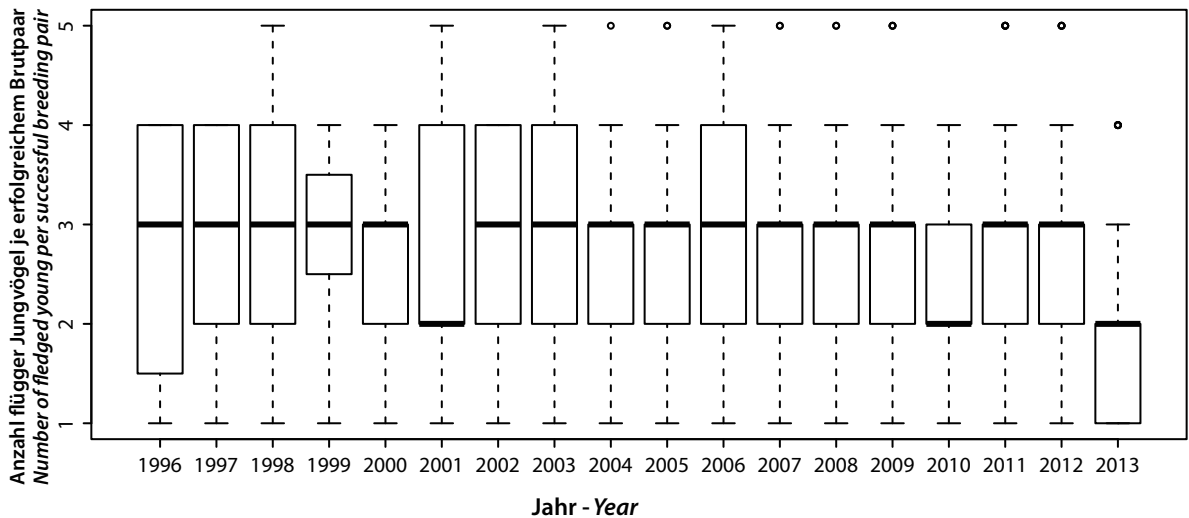


Abb. 10: Durchschnittliche Anzahl flügger Jungstörche je erfolgreichem Brutpaar in Rheinland-Pfalz 1996–2013. – Average number of fledged young per successful breeding pair in Rheinland-Pfalz 1996–2013.

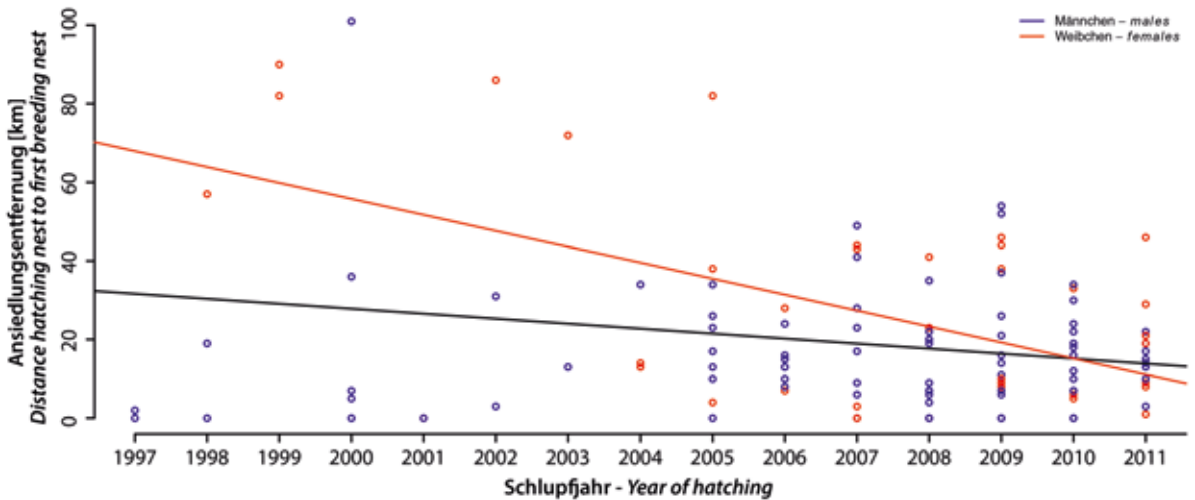


Abb. 11: Geschlechtsbezogene Erstansiedlungsentfernung von 132 aus Rheinland-Pfalz stammenden Weißstörchen zu ihrem Schlupfnest. Schwarze Regressionsgerade (beide Geschlechter gepoolt): $r = -0,22$, $p < 0,01$; rote Regressionsgerade (Weibchen): $r = -0,55$, $p < 0,001$. – Sex-specific distance between nest of hatching and nest of first breeding for 132 White Storks hatched in Rheinland-Pfalz. Black regression line (both sexes pooled): $r = -0,22$, $p < 0,01$; red regression line (females): $r = -0,55$, $p < 0,001$.

80 km vom Schlupfnest entfernt. Die Geschlechterverteilung der 132 Erstansiedler zeigt eindeutig die Präferenz der Männchen, sich in der Nähe ihres Schlupfortes/ihrer Schlupfregion anzusiedeln: 69 % sind als männlich ($n = 91$), 31 % als weiblich ausgewiesen ($n = 41$). 3,8 % der Erstansiedler-Weibchen und 12,9 % der Erstansiedler-Männchen siedelten sich in bis zu 1 km Entfernung vom Schlupfort an, 12,9 % der Weibchen und 39,9 % der Männchen wählten einen Erstbrutstandort unter 20 km von ihrem Schlupfnest entfernt. Während sich die Männchen über alle Jahre in kurzer Entfernung zum Schlupfort ansiedelten, überbrückten die Weibchen anfangs größere Distanzen, dann nahm ihre Ansiedlungsentfernung signifikant ab. Das durchschnittliche Erstbrutalter dieser aus Rheinland-Pfalz stammenden

Weißstörche beträgt $2,9 \pm 0,97$ Jahre (Männchen: $2,9 \pm 0,94$; Weibchen: $2,8 \pm 1,05$).

6,4 % ($n = 127$) der in Rheinland-Pfalz flügge gewordenen Jungstörche wanderten aus ihrer Schlupfregion ab, siedelten sich als Adulte außerhalb dieses Bundeslandes als Brutpartner an und kehrten oft mehrere Jahre an ihren einmal gewählten Brutort zurück (Tab. 2). Diese 400-mal als Brutvogelwiederfunde gemeldeten Emigranten wählten 73-mal die Brutregion in Baden-Württemberg und ebenso oft in Hessen, 19-mal je eine in Bayern und in Elsass-Lothringen, 15-mal in Nordrhein-Westfalen, achtmal in Niedersachsen, je siebenmal im Saarland und in Mecklenburg-Vorpommern, dreimal in der Schweiz, je zweimal in Thüringen und Sachsen sowie je einmal in Brandenburg und Sachsen-Anhalt.

Tab. 2: Ansiedlungsregionen von aus Rheinland-Pfalz stammenden Weißstörchen (Emigranten) außerhalb des Bundeslandes. – *Regions where White Stork raised in Rheinland-Pfalz settled (emigrants).*

Ansiedlungsregion	Individuen
Baden-Württemberg	73
Hessen	73
Bayern	19
Elsass-Lothringen	19
Nordrhein-Westfalen	15
Niedersachsen	8
Saarland	7
Mecklenburg-Vorpommern	7
Schweiz	3
Thüringen	2
Sachsen	2
Brandenburg	1
Sachsen-Anhalt	1
Gesamt	230

3.4 Brutplatztreue und Überwinterung

Die Brutorttreue bzw. Nestplatztreue ist bei in Rheinland-Pfalz brütenden Störchen stark ausgeprägt. Im Erfassungszeitraum wiesen 85 % der Vorjahresbrutstörche Paarbindung auf, Männchen und Weibchen kehrten nach dem Heimzug zur gemeinsamen Jungenaufzucht gezielt auf das ihnen bekannte letztjährige Nest zurück. Bei 15 % fand sich nur ein nestbesetzender, vergeblich den Partner erwartender Brutvogel. Seit 2005 besetzt der aus dem Zoo Rheine stammende DEW T100 (geschlüpft 1999) mit vermutlich derselben unberingten Partnerin sein Nest in Offenbach an der Queich. Die in Mannheim 2001 geschlüpfte Störchin DER A1308 siedelte sich mit einem unberingten Partner im Jahr 2005 in Bingen-Dietersheim an und erscheint seitdem zuverlässig Anfang März am Brutnest. Ein Beispiel für einen nesttreuen ziehenden Projektstorch ist DEW N480 (geschl. 1994), der seit seiner Freilassung 1998 ohne Unterbrechung zu seinem Brutnest in der Südpfalz zurückkehrt. Storch DEW N480 hatte in seinen 16 Brutjahren 48 Nachkommen und erreichte einen Durchschnitt von 3,0 ausfliegenden Jungvögeln pro Jahr. Allen drei Störchen – von den Kritikern der südwestdeutschen Wiederansiedlungsprojekte wegen ihrer Herkunft abqualifiziert – boten die existenten storchgerecht bewirtschafteten Wiesen in den Auen von Queich und Rhein ausreichend Nahrungsressourcen zur erfolgreichen Jungenaufzucht (Fangrath & Hilsendegen 2005). Wie weit diese Vögel zum Überwintern ziehen, ist uns nicht bekannt, das Ablesen der über den Zehen sitzenden

Kennringe ist schwierig, Wiederfundmeldungen vor allem aus dem Ausland sind daher selten.

Nicht ziehende Projektstorchpaare waren im Untersuchungsgebiet auf ihrem angestammten Brutnest auch über Winter anwesend. Nach kurzen der Nahrungssuche dienenden Tagesausflügen in die vermuteten Nachbarregionen Nordbaden und Unterelsass, wo sie sich mit dortigen Überwinterern vergesellschafteten und in der Gruppe auf bekannte Weise der Nahrungssuche nachgingen, kehrten sie stets zum Übernachten zurück.

Neben den Projektstörchen verblieben in der Pfalz Altstörche, die nachweislich aus Stationen oder Gehegen Baden-Württembergs oder Ostfrankreichs stammten. Von den 1.928 rheinland-pfälzischen Brutstörchen wurden rund 17 % mindestens einmal als lokaler Überwinterer nachgewiesen. Der Anteil überwinternder Weißstörche an den frei fliegenden Brutvögeln nahm von 1996/97 bis 2012/13 von 20,0 auf 6,5 % signifikant ab ($r = -0,60$, $p = 0,01$). Für ein Überwintern in Gesellschaft von hessischen und badischen Brutvögeln auf Müllsortieranlagen in der Rhein-Main-Region und einer noch offenen Hausmülldeponie im grenznahen Wintzenbach, Elsass, sprechen vereinzelte Ablesungen. Hier besteht der Bedarf an konstanter Ringkontrolle von örtlich über hundert versammelten Winterstörchen.

4 Diskussion

4.1 Wiederansiedlung mit Hilfe von Projektstörchen

Mit dem in den 1980-er Jahren gestarteten baden-württembergischen Weißstorch-Wiederansiedlungsprogramm (Müller & Schneble 1986) mehrten sich die kritischen Stimmen an der Ansiedlungspraxis. Die Wiederansiedlung des Weißstorchs unter Einsatz von in Haltungen auf die Freilassung vorbereiteten Projektstörchen im südlichen Rheinland-Pfalz war in Fachkreisen umstritten, eine „Wiederbesiedlung mit Hilfe von Gefangenschaftsstörchen aus Zuchtstationen und Storchfarmen“ wurde von Naturschutzverbänden (Schulz 1989; Ziegler 1990; Löhmer 1996) und Vogelschutzwarten (Arbeitsgemeinschaft Deutscher Vogelschutzwarten 1985; Roßbach 1996; Conrad & Jöbges 1999) abgelehnt. Auch im eigenen Bundesland gab es im Vorfeld der Wiederansiedlungen Gegenstimmen. In zahllosen Diskussionen, ornithologischen Jahresberichten und Pressemitteilungen klangen die Begriffe „Zuchtstörche“ und „Fäulenverfälschung“ an, zum Thema „Aussetzen von gebietsfremden Tieren“ wurden die damalige Bezirksregierung Rheinhessen-Pfalz und das Ministerium für Umwelt und Forsten bemüht. Ersten Erfolgsberichten über die Ansiedlungen des Weißstorchs in der Pfalz (Stoltz & Helb 2004) wurde widersprochen (Thomsen 2004).

Bei den Weißstorch-Ansiedlungsversuchen in Rheinland-Pfalz hatten die Initiatoren jedoch alle bei der Wiedereinbürgerung lokal ausgestorbener Arten rele-

vanten Bedingungen (Epple & Hölzinger 1986; Hölzinger 1987; Roßbach 1987) berücksichtigt. Die ersten 1997 freigelassenen Projektstorchpaare waren zu 100 % erfolgreich, wie 39 % der zu einem späteren Zeitpunkt in die Freiheit entlassene Paare ebenfalls. Die Altvögel waren keine „Störche von zweifelhafter Provenienz“ (Brauneis 1999). Sie wurden aus der baden-württembergischen Weißstorch-Aufzuchtstation Schwarzach in die Pfalz überstellt, ihre Lebensgeschichte war bis in die Elterngeneration bekannt, Schlupf- und Ringdaten bei der Vogelwarte Radolfzell hinterlegt. Ihre gelungene Ansiedlung resultiert einerseits daraus, dass sie sich schon während der Gehegehaltung verpaart hatten, andererseits fanden sie nach der Eingewöhnungsphase in der Auswilderungsvoliere in den Queichwiesen ca. 400 ha optimale Nahrungssuchflächen vor. Die südpfälzischen Auenbereiche bergen ganz offensichtlich ausreichend Beutepotential (Fangrath 2007; Keller 2013), das der Weißstorch während der Jungenaufzucht nutzt. Die Zufütterung zur Unterstützung der Ansiedlung von Projektstörchen wurde schrittweise reduziert und 2006 im Erfassungsgebiet eingestellt. Eigene Beobachtungen (ID) seit 1998 bestätigen, dass nicht ein einziger rheinland-pfälzischer Brutvogel eine frei zugängliche Futterstelle, z. B. im Luisenpark Mannheim, besucht hat, auch nicht im Winter.

Das flugfähige, aber flugunwillige Projektpaar DER O6077 (geschl. Moos 1996) und DER O6232 (geschl. Westernhausen 1996) erbrütete von 1999 bis 2013 in der Storchenscheune Bornheim 55 Nachkommen, die allesamt ausgewildert wurden und von denen Wiederfunde bekannt sind. Auch bei weiteren Haltungspaaren kann trotz anhaltender Diskussion (Rheinwald 1987; Löhmer 1990; Anders 1996; Reinhard & Jöbges 2013) in Rheinland-Pfalz nicht von Zuchtstörchen gesprochen werden. Eine zwangsweise Verpaarung in Gefangenschaft ist beim Weißstorch nicht möglich (Feld 2000). Mehrere Gefangenschaftsgenerationen, die zu populationsgenetischen Problemen bis hin zu Inzuchtphänomenen (Löhmer 1996) führen können, gab es somit in Rheinland-Pfalz nicht. Jeder ausgewilderte Storch wird dadurch der natürlichen Selektion übergeben und – sollte er nicht überlebensfähig sein – verschwinden und nichts zum Genpool der Wildpopulation beitragen.

Kein von Projektstörchen abstammender Jungstorch wurde über den Zeitpunkt seines Flüggewerdens hinaus „in menschlicher Obhut gehalten“ bzw. zugefüttert. Ausgewilderte Jungtiere von Projektstorch- und Haltungspaaren zeigten ausnahmslos das Zugverhalten mitteleuropäischer Störche, auch wenn in ihrer Ahnenreihe Elterntiere eventuell einer nordafrikanischen oder osteuropäischen Population entstammen.

Einige Beispiele bezeugen bei ausgewilderten Jungtieren von Projektstorch- und Haltungspaaren den angeborenen Zugtrieb mitteleuropäischer Weißstörche mit Wiederfunden, z. B. auf dem afrikanischen Kontinent: DER O7196 (geschl. Hochstadt 1999), überwin-

ternde Eltern unberingt eingefangener Projektstorch und Projektpartnerin DER O 5125 (geschl. Salem 1994) wurde im September 1999 frisstot in Léré, Nigeria, aufgefunden. DER A3823 (geschl. Neustadt-Geinsheim 2004), ein Abkömmling von Projektstorch DEW N501 (geschl. Schwarzach 1994) wurde am 20. März 2005 in Gusau, Nigeria, abgelesen. DER A3997 (geschl. Schifferstadt 2004), dessen Eltern ein vogelparkeigener flugunfähig gehaltener Storch und eine ebenfalls aus Gehegehaltung stammende Projektstörchin DER O3198 (geschl. Liedolsheim 1988) waren, wurde am 30. November 2005 in Ségou, Mali, geschossen. Nach Enggist (2000) waren 72 % der 32 von 1988 bis 1997 aus Afrika zurückgemeldeten Schweizer Störche Abkömmlinge von Projektstörchen.

Inwieweit Jungstörche zwar zunächst ins Mittelmeergebiet oder nach Afrika abwandern, später aber im Brutgebiet überwintern (Reinhard 2007) ist derzeit noch nicht verstanden und kann hoffentlich durch Telemetryprojekte mit lebenslanger Verfolgung von Individuen aufgeklärt werden.

Neben den Stationen in Bornheim und Steinfeld nahmen auch Vogelparks und Tiergehege, die bereits über einen eigenen Bestand an Störchen in Freigehegen verfügten, zusätzlich Projektstörche aus Baden-Württemberg auf. Diese auf relativ engem Raum (Feld 2000) untergebrachten Vögel übten eine starke Signalwirkung auf überfliegende Wildstörche aus, und es kam zu spontanen Ansiedlungen. Der von Reinhard (2007) über zehn Jahre diagnostizierte Misserfolg von Lockstationen in Oberschwaben mit keiner einzigen dauerhaften Storchansiedlung kann für die Ansiedlungen im Erfassungsgebiet nicht bestätigt werden. Zehn erstbesiedelte Gemeinden in der Pfalz und eine in Rheinhessen verdanken ihr erstes Storchennest dem Lockeffer von in Volieren oder Gehegen anwesenden Projektstörchen (Abb. 2).

Die pfälzischen Pflege- und Auffangstationen Bornheim, Steinfeld und Theisbergstegen erfüllen ihre Aufgabe vornehmlich im Tierschutzbereich: Aufnahme, tierärztliche Versorgung und Pflege verletzt eingelieferter adulter Weißstörche innerhalb der Brutsaison, ab April Aufzucht verwaister Gelege und Storchküken bis zur Freiheitstauglichkeit. Unerfahrene verunglückte Jungstörche werden in den Monaten Juli und August aufgenommen, sie stellen das Hauptkontingent der pflegerischen Arbeit dar. Ćwiertnia et al. (2006) bezeichnen die Rehabilitation des Bestandes verletzter Störche in Polens Zoohaltungen für 2004 mit 0,3 % des Wildbestandes des Landes als unbedeutend für das Überleben der Wildpopulation. Sie gestehen diesen Störchen jedoch zu, die Wiederansiedlungsprogramme Mitteleuropas unterstützen zu können und heben ihre Bedeutung für Monitoringprogramme zur Populationsdynamik hervor. Wie Wiederfunde zeigen, trug der in den Stationen der Pfalz von flugunfähigen Elternpaaren aufgezogene (nicht gezüchtete!) und ausgewilderte Nachwuchs zum Bestandsaufbau bei.

4.2 Die Wiederbesiedlung mit Wildstörchen

Der starke Weißstorch-Brutbestand in den Nachbarregionen Nordbaden und Unterelsass erklärt den über den Erfassungszeitraum andauernden Zuflug von brutwilligen Wildstörchen in die Südpfalz. Von hessischen Weißstörchen – vornehmlich aus der seit den 1980-er Jahren bestehenden Kolonie in Wiesbaden-Schierstein (Mohr 2000) sowie aus Biebesheim im südhessischen Ried – gehen die meisten Ansiedlungen in Rheinhessen aus. Storchhaltungen in Parks oder Tiergehegen waren rheinabwärts zwischen Worms und Bingen sowie an der unteren Nahe nicht vorhanden, die von den Störchen selbst gewählten Neststandorte in der freien Auenlandschaft liegen bis zu 20 km voneinander entfernt. Nur in Mainz-Laubenheim entschieden sich die Störche für ein kolonieartiges Brüten auf drei Hochspannungsmasten.

Die Zahl der Baumhorste bei Erstansiedlungen von Wildstörchen steigt an, nicht nur auf abgebrochenen Pappeln in unzugänglichen Auwaldbereichen der Rheinniederung, sondern auch im Siedlungsbereich. In „Storchendörfern“ mit mehreren, seit Jahren besetzten Nestern starten Neuan siedler auf Alleeebäumen und auf Fichten oder Kiefern in Hausgärten Nestbauversuche. Im Elsass ist diese Nistweise allgegenwärtig und den Störchen bekannt (pers. Beob. ID).

Gesunde auf der Westroute aus den Überwinterungsgebieten zurückgekehrte Erstbrüter sind sehr wohl in der Lage, sich einen bereits (z. B. durch einen Überwinterer) besetzten Nistplatz im Kampf zu erobern bzw. – den Sozialstatus des Konkurrenten erkennend – einen eigenen Horstplatz zu wählen und zu verteidigen.

Der Anteil der 1.587 zugewanderten und in Rheinland-Pfalz von 1997 bis 2013 am Brutgeschehen teilnehmenden Altstörche zeigt enge Zusammenhänge zur jeweiligen Brutbestandsgröße in der Schlupfregion. Baden-Württemberg allein stellte aus seinen expandierenden Beständen 30 % der Immigranten. Die 592 Brutvögel unbekannter Herkunft können nicht automatisch mit dem Status Projektstorch belegt werden. Zwar wurden im Elsass bis über die Jahrtausendwende hinaus jährlich ca. 50 % der Jungstörche wegen Unzugänglichkeit oder Verweigerung des Zugangs zum Nest nicht beringt (Alfred Schierer mündl. Mitt.), doch sind diese Störche frei und vom Menschen unbeeinflusst ausgeflogen und somit den Wildstörchen zuzurechnen. Französische Gehegestörche tragen entweder Privatringe (Hunawahr im Oberelsass) oder Strasbourg-Ringe (Unterelsass) und sind demgemäß zu identifizieren (Schieer 2000). Biber et al. (2003) zählen wegen der hohen Beringungsquote von 98 % in der Schweiz alle unberingten Brutstörche zu den Immigranten, ohne sie nach ihrer Herkunft als Projekt- oder Wildstörche zu klassifizieren. In Rheinland-Pfalz können wir wegen 81 zwischen 2000 und 2013 unberingt ausgeflogenen bzw. entflogenen Jungstörchen keine korrekte Aussage über eine mögliche Brutbeteiligung dieser Vögel in den folgenden Jahren machen.

Alle identifizierten Ringträger stammen aus dem mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet des Weißstorchs. Die wiederholt geäußerte These, die Weißstorchbestände der nordwestlichen Randpopulation (Schulz 1999), deren Überwinterungsgebiete in Westafrika liegen, würden sich aus Zuwanderern der südwestlichen Kernpopulation generieren, trifft weder auf die positive Bestandsentwicklung im südwestdeutschen Raum noch die im Südwesten Frankreichs, in der Charente-Maritime (Barbraud & Barbraud 2000), zu.

Bauer et al. (2005) geben für die Brutreife ein Alter von drei bis vier Jahren an. Das durchschnittliche Brutalter der rheinland-pfälzischen Brutstörche entspricht dieser Angabe. Schon Glutz von Blotzheim & Bauer (1987) erwähnten das Brüten einer geringen Anzahl Zweijähriger. In der jungen rheinland-pfälzischen Population finden sich zweijährige Brutpartner seit Beginn der Ansiedlungen, 2008 war ein Fünftel der Brutvögel zweijährig. Neben der wachsenden Identifizierung der Ringvögel durch Ablesungen vermuten wir – auch im Hinblick auf die einjährigen Prospektoren und den Bruterfolg von zweijährigen Storchpaaren – eine früher einsetzende Brutreife der Rückkehrer. Ob sie im Zusammenhang mit dem stabilen expandierenden Bestand (Zink 1967) und der Storchendichte in knapper werdenden Optimalgebieten steht, können wir noch nicht einschätzen.

Die jährliche Fortpflanzungsrate, die auch durch den Anteil jungenloser Paare (HPo) bestimmt wird, berücksichtigt sowohl Nichtbrüterstorchpaare als auch jungenlose Paare (Bairlein & Zink 1979; Bairlein 1996). Die von der NABU-Bundesarbeitsgemeinschaft Weißstorchschutz bundesweit erfassten Weißstorchbestände standen uns ab 1997 zur Verfügung. Im Vergleich des prozentualen Anteils von Storchpaaren ohne Junge in Rheinland-Pfalz mit denen der übrigen Bundesländer (NABU-Bundesarbeitsgemeinschaft Weißstorchschutz 2013) liegen unsere Ergebnisse mit 17,5 % HPo in den Jahren 1996 bis 2013 weit unter dem Bundesdurchschnitt von 25,5 % HPo im gleichen Zeitraum. Bei letzterem Wert ist zu berücksichtigen, dass die Bestände der nord- und ostdeutschen Bundesländer kontinuierlich erfasst bzw. veröffentlicht wurden, während Hessen mit Unterbrechungen ab 2003, Rheinland-Pfalz ab 2004, das Saarland ab 2007 und Baden-Württemberg erst ab 2011 in der Übersicht zum Weißstorchbestand in Deutschland gewertet wurden. Dieses Missverhältnis entstand aufgrund einer von der NABU-Bundesarbeitsgemeinschaft Weißstorchschutz getroffenen Entscheidung, die „Fütterungsabhängigkeit als prioritäres Unterscheidungsmerkmal zwischen Wild- und Projektstörchen“ heranzuziehen (NABU Mitteilungsblatt 93/2001). Zwar wurden die gemeldeten Bestandszahlen für die einzelnen Länderübersichten wie angegeben übernommen, in der Übersicht für Gesamtdeutschland jedoch „eine Trennung vorgenommen und das Zahlenverhältnis von Wild- und Projektstörchen nach Erfahrungswerten eingeschätzt“. Da die Bearbeiter

mangels eigener Anschauung vor Ort keinerlei Kenntnis der Ansiedlungsverhältnisse der Weißstörche in Südwestdeutschland hatten, erscheint uns diese Wertungspraxis nicht nur fraglich, sondern grundsätzlich wissenschaftlich nicht tragbar.

Entsprechendes gilt für die Erfassung der Horstpaare insgesamt (HPa). Erst ab 2011 sind in der bundesdeutschen Brutbestandserfassung die vier südwestdeutschen Bundesländer ausgewiesen, mit dem Adjunkt „(zugefütterte Störche)“. Rheinland-Pfalz, Hessen und das Saarland geben konsequent ihre Haltungspaare und deren Brutparameter an.

Schon Tantzen (1962) weist darauf hin, dass die Oldenburger Störche selbst in der Periode starker Zunahme in den 1930-er und 1940-er Jahren nicht neue Brutgebiete besiedelten, sondern die alten Siedlungsgebiete immer dichter bevölkerten. Das gleiche Phänomen zeigen die rheinland-pfälzischen Brutbestände im Erfassungszeitraum. Von den 6,6 % der in Rheinland-Pfalz geschlüpften und als Brutvögel zurückkehrenden Störchen (Rekruten) besiedelten je 29,5 % die pfälzischen Landkreise mit der höchsten Storchendichte: Germersheim (10,8 Brutpaare je km² im Jahr 2013) und Südliche Weinstraße (4,8 Brutpaare je km² im Jahr 2013). Unsere Untersuchungen bestätigen für das Untersuchungsgebiet darüber hinaus ein geschlechtsbezogenes Ansiedlungsverhalten (Abb. 11). Ein Großteil der Brutstörche siedelte zwei, drei oder höchstens vier Jahre am selben Brutort. Bei der hohen in dieser Arbeit nicht untersuchten Sterblichkeit der Vögel noch in der Schlupf- und Brutregion, auf dem Zug und in den Überwinterungsgebieten sind über viele Jahre vom gleichen Individuum aufgesuchte Nester die Ausnahme (Walther Feld, mündl. Mitt.).

Für südwestdeutsche Störche gaben Bairlein & Zink (1979) ein durchschnittliches Erstbrutalter von 3,67 Jahren an, Bauer et al. (2005) nennen für das Elsass einen Durchschnittswert von 3,53 Jahren, für Nordwestdeutschland 5,61 Jahre. Schimkat (2008) ermittelte anhand einer Auswertung langjähriger Daten der Beringungszentrale Hiddensee für ostdeutsche und erklärtermaßen für alle ostziehenden Störche ein Erstbrutalter von 4,5 Jahren. Als Gründe für eine geringfügige Absenkung des Erstbrutalters um 0,2 Jahre seit Mitte der 1980-er Jahre vermutete er Einflüsse der Klimaerwärmung oder die verstärkte Einwanderung westziehender Störche. Letzteres würde bedeuten, dass Westzieher infolge kürzerer Zugwege, geringerer Gefährdung auf der Zugroute und gesicherter Nahrungsplätze während der Überwinterung schneller die Brutreife erlangen. Der von uns errechnete Durchschnittswert des Erstbrutalters von 2,9 Jahren – bezogen auf die aus Rheinland-Pfalz stammenden Erstansiedler – nähert sich den vor 40 Jahren im Oberrheingebiet von Schierer (1972) und Zink (1967) ermittelten Werten an. Selbst bei der geringen Anzahl der erfassten Individuen (n = 132) zeichnet sich eine Verringerung des Erstbrut-

alters bzw. früheres Erreichen der Brutreife innerhalb von fast zwei Jahrzehnten ab. Wir gehen davon aus, dass dies derzeit für die gesamte Weißstorchpopulation am Oberrhein zutrifft.

Alle in Rheinland-Pfalz flügge gewordenen Jungstörche sind im Erfassungszeitraum bis auf zwei wegen Krankheit in der Voliere behaltene Jungvögel artgemäß gezogen. Das von Reinhard (2007) erwähnte und sich erst in späteren Brutjahren zeigende Überwintern etlicher Nachkommen von Projekt- und Mischpaaren können wir für Rheinland-Pfalz bei einer jährlichen Brutpaarkontrolle von 100 % zum heutigen Zeitpunkt nicht bestätigen. Dies gilt auch für Nachkommen von Haltungspaaren.

5 Schlussbetrachtung

Die Weißstorchbestände am Oberrhein sind Teil eines immer noch wachsenden westeuropäischen Bestandes. Der für die Schweiz nach umfänglichen Habitatverbesserungen (Kestenholz et al. 2010) für 2024 anvisierte Bestand von 300 Brutpaaren wurde dort bereits 2012 mit 325 Paaren weit übertroffen. Der Aufbau der rheinland-pfälzischen Weißstorchpopulation von 0 auf annähernd 165 Brutpaare innerhalb der letzten 18 Jahre ist ein ebenso unerwarteter Erfolg für den Weißstorchschutz in unserem Bundesland. Die neue Weißstorchpopulation am Oberrhein ist offensichtlich an veränderte Umweltbedingungen deutlich anpassungsfähiger als die ehemals ausgestorbene Teilpopulation. Zwischen den Brutbeständen am Oberrhein findet ein grenzüberschreitender Austausch von Individuen statt. Weitere Unterstützung des Brutbestandes durch Ansiedeln von Projektstörchen ist daher nicht mehr erforderlich.

Die Wiederansiedlungsinitiative der „Aktion Pfalz-Storch“ ermöglichte es dem Ehrenamt im privaten und Verbandsnaturschutz in der Pfalz, eine gesellschaftliche Vorbildwirkung zu entfalten. Das starke in die Öffentlichkeit getragene Engagement im Bereithalten von Niststätten und bei Biotopverbesserungen durch lokale Naturschutzvereine beeinflusste in der Bevölkerung sowie bei behördlichen und kommunalen Entscheidungsträgern nachhaltig das Verständnis für intakte Weißstorch-Lebensräume und die Bereitschaft, sie für den Storch zu erhalten.

Der Weißstorchschutz nutzt in Rheinland-Pfalz alle gebotenen Maßnahmen der Habitatsicherung und des weitestmöglichen Ausschlusses von Stör- und Gefährdungsfaktoren im Vertrauen auf das Erreichen einer stabilen Weißstorchpopulation. Noch besteht kein Grund zur Euphorie. Die rheinland-pfälzische Population ist sichtbar noch im Wachsen. Aber einige populationsbiologische Parameter deuten einen baldigen Eintritt in die stationäre Phase an. In den Kernzonen der Ansiedlungen ist zudem eine Storchendichte erreicht, die Nahrungsverknappung infolge von großflächigen Sonderkulturen, verstärktem Energiepflanzenan-

bau und dem massiven Widerstand der Landwirtschaft gegen das im Landesnaturschutzgesetz enthaltene Verbot des Grünlandumbruchs befürchten lässt. Revierkämpfe und sinkender Bruterfolg (Lakeberg 1995) wären die Folge. Noch verfügt vor allem der Norden von Rheinland-Pfalz über genügend storchenfreundliche Naturlandschaften, deren Besiedlung nach Rast- und Durchzugsbeobachtungen nur eine Frage der Zeit ist. Die Brutbestände im Jahr 2013 nähern sich den historischen Beständen an, die Anfang des 19. Jahrhunderts für das Gebiet der Rheinpfalz von Bertram (1904) erhoben wurden und übertreffen bei weitem die der Jahre vor dem Verschwinden des Storchs in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts. Der Weißstorch hat den Status des „zunehmend, meist von Fütterungen des Menschen abhängigen Standvogels“ (Bauer et al. 2005) im gesamten Oberrheingebiet verloren.

6 Zusammenfassung

Der starke Rückgang der Weißstorch-Brutbestände im gesamten Oberrheingebiet führte Mitte des letzten Jahrhunderts zum Aussterben der Art in Rheinland-Pfalz. Mit einer selbstständigen Rückkehr des Weißstorchs in seine angestammten Siedlungsgebiete war nicht zu rechnen. Wir gehen der Frage nach, ob die dortige Wiederansiedlung von 1996 bis 2013 zu einer überlebensfähigen Weißstorchpopulation in Rheinhessen und der Pfalz führte. Beringungs- und Beobachtungsdaten zu fast allen Weißstörchen, die im Untersuchungszeitraum in Rheinland-Pfalz brüteten oder erbrütet wurden, liegen der Auswertung zugrunde. Freilassung und Ansiedlung von Projektstorchpaaren lockte Wildstörche an, die sich in denjenigen Regionen etablierten, die ihren Lebensansprüchen genügen. Wir stellen Ansiedlungsverhalten und Bruterfolge dar und arbeiten das geschlechtsspezifisch hohe Ausbreitungspotential der Art heraus. Der anhaltend überproportional anwachsende Weißstorch-Brutbestand übertraf die Erwartungen an das Ansiedlungsprojekt in Rheinland-Pfalz. Mit 964 Brutpaaren und 1975 ausgeflogenen Jungstörchen innerhalb von 18 Jahren handelt es sich um einen erfolgreichen Beitrag zur Wiederansiedlung der Art im südwestdeutschen Raum.

7. Literatur

- Arbeitsgemeinschaft Deutscher Vogelschutzwarten 1985: Stellungnahme der Arbeitsgemeinschaft zum Problem des Aussetzens von Weißstörchen. Ber. DS-IRV 25: 161–165.
- Anders K 1996: Storchfarmen pro und contra. In: Kaatz C & M (Hrsg): Jubiläumsband Weißstorch. Jubilee Edition White Stork. Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg: 203–204.
- Bairlein F & Zink G 1979: Der Bestand des Weißstorchs *Ciconia ciconia* in Südwestdeutschland – eine Analyse der Bestandsentwicklung. J. Ornithol. 120: 1–11.
- Bairlein F 1993: Populationsbiologie von Weißstörchen (*Ciconia ciconia*) aus dem westlichen und östlichen Verbreitungsgebiet. Schriftenr. Umwelt Natursch. Kreis Minden-Lübbecke 2: 7–11.
- Bairlein F 1996: Ökologie der Vögel: Physiologische Ökologie – Populationsbiologie – Vogelmenschen – Naturschutz: 89–100. Fischer, Stuttgart.
- Ballasina D 2000: Reintroduction of the White Stork in Italy. In: Dorner I (Hrsg): Naturschutz mit dem Storch. Die Wiederbesiedlung des westlichen Europa durch den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) mit Hilfe von Wiederansiedlungsprojekten. Tagungsber. Int. Symp. Pollichia-Sonderdruck 6: 10–12.
- Barbraud C & Barbraud JC 2000: Colonisation of Western France by the White Stork: The Charente-Maritime example. In: Dorner I (Hrsg): Naturschutz mit dem Storch. Die Wiederbesiedlung des westlichen Europa durch den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) mit Hilfe von Wiederansiedlungsprojekten. Tagungsber. Int. Symp. Pollichia-Sonderdruck 6: 13–16.
- Bauer HG, Bezzel E & Fiedler W 2005: Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel: 275–278. AULA, Wiesbaden.
- Berck KH & Roßbach R 1995: Weißstorch. *Ciconia ciconia* (Linné, 1758). In: Hessische Gesellschaft für Naturschutz (Hrsg): Avifauna von Hessen, 2. Lieferung. Eigenverlag, Echzell.
- Bertram K 1904: Allgemeiner Bericht. Verh. Ornithol. Ges. Bayern 5: 338–394.
- Biber O, Moritz M & Spaar R 2003: Der Weißstorch *Ciconia ciconia* in der Schweiz – Bestandsentwicklung, Altersaufbau und Bruterfolg im 20. Jahrhundert. Ornithol. Beob. 100: 17–32.
- Bloesch M 1980: Drei Jahrzehnte Schweizerischer Storchansiedlungsversuch (*Ciconia ciconia*) in Altreu, 1948–1979. Ornithol. Beob. 77: 167–194.
- Bloesch M 1983: Altreu und seine Störche. Vogt-Schild, Solothurn.
- Brauneis W 1999: Der Weißstorch in Hessen. Ein Beitrag zur Verbreitung und zum Vorkommen von der Vergangenheit bis zur Gegenwart. Schr. Werratalver. Witzenhausen 36. Selbstverlag, Witzenhausen.
- Cavallin B 2000: Reintroduction of the White Stork in Sweden. The White Stork – a great flying ambassador of the wetlands in Scania, Sweden. In: Dorner I (Hrsg): Naturschutz mit dem Storch. Die Wiederbesiedlung des westlichen Europa durch den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) mit Hilfe von Wiederansiedlungsprojekten. Tagungsber. Int. Symp. Pollichia-Sonderdruck 6: 17–21.
- Clauss T & Clauss JC 2000: Die Storchstation Steinbourg und ihre Auswirkungen in der Saverner Umgebung. In: Dorner I (Hrsg): Naturschutz mit dem Storch. Die Wiederbesiedlung des westlichen Europa durch den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) mit Hilfe von Wiederansiedlungsprojekten. Tagungsber. Int. Symp. Pollichia-Sonderdruck 6: 22–26.
- Ćwiartnia A, Kwieciński Z, Tryjanowski P & Sparks TH 2006: Why are White Storks delivered to captivity? A case study based on the experience of Polish zoos. In: Tryjanowski P, Sparks TH & Jerzak L (Hrsg): The White Stork in Poland: studies in biology, ecology and conservation: 415–423. Bogucki, Poznań.
- Conrad B & Jöbges M 1999: Weißstorchzucht und Auswilderung – ein Beitrag zur Rettung oder eher ein Problem für die Wildpopulation? LÖBF-Mitt. 2: 27–32.

- Dallinga JH & Schoenemakers S 1989: Population changes of the White Stork since the 1850s in relation to food resources. In Rheinwald G, Ogden J & Schulz H (Hrsg): Weißstorch. Proc. I Int. Stork Conserv. Symp. Schriftenr. DDA 10: 231-262.
- Dorner I 2009: 10 Jahre Weißstorchansiedlung in der Pfalz. Eine Bilanz. In: Schulz H (Hrsg) 2009: Weissstorch – quo vadis? Tagungsband Int. Weißstorchtagung Radolfzell 2008: 16-19. Gesellschaft Storch Schweiz, Selzach.
- Enggist P 2000: Weissstorch *Ciconia ciconia*. Resultate aus dem Schweizer Storchensiedlungsprojekt. In: Dorner I (Hrsg): Naturschutz mit dem Storch. Die Wiederbesiedlung des westlichen Europa durch den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) mit Hilfe von Wiederansiedlungsprojekten. Tagungsber. Int. Symp. Pollichia-Sonderdruck 6: 71-75.
- Eppele W & Hölzinger J 1986: Bestandsstützung und Wiedereinbürgerung des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) in Baden-Württemberg. Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Baden-Württ. 43: 271-282.
- Fangrath M 2007: Nahrungsaufnahme und Verhaltensweisen beim Weißstorch (*Ciconia ciconia* L.) in einem Wiederansiedlungsgebiet der Pfalz (SW-Deutschland). Ökol. Vögel 29: 1-181.
- Fangrath M & Hilsendegen P 2005: Bewässerungsmanagement für den Weißstorch *Ciconia ciconia* (L.) in der Queichniederung bei Landau in der Pfalz. Mitt. Pollichia 91: 179-192.
- Feld W 2000: Wiederansiedlung des Weißstorchs *Ciconia ciconia* (L. 1758) in Baden-Württemberg. In: Dorner I (Hrsg): Naturschutz mit dem Storch. Die Wiederbesiedlung des westlichen Europa durch den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) mit Hilfe von Wiederansiedlungsprojekten. Tagungsber. Int. Symp. Pollichia-Sonderdruck 6: 76-99.
- Garçia Sarasa C 2000: Post-breeding migration of White Storks (*Ciconia ciconia*) across the Straits of Gibraltar: Characterization of the Iberian and European White Stork population. In: Dorner I (Hrsg): Naturschutz mit dem Storch. Die Wiederbesiedlung des westlichen Europa durch den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) mit Hilfe von Wiederansiedlungsprojekten. Tagungsber. Int. Symp. Pollichia-Sonderdruck 6: 100-104.
- Glutz von Blotzheim UN & Bauer KM (1987): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd 1. 2. Aufl.: 388-415. AULA, Wiesbaden.
- Groh G & Sischnka N 1970: Zum Aussterben des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) in der Pfalz. Erster Teil. Mitt. Pollichia 17: 125-128.
- Groh G, Hoffmann D & Sischnka N 1978: Zum Aussterben des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) in der Pfalz, Zweiter Teil. Mitt. Pollichia 66: 138-149.
- Hesse C, Anderson S, Cotula L, Skinner J & Toulmin C 2013: Managing the boom and bust: Supporting climate resilient livelihoods in the Sahel. IIED Issue Paper. International Institute for Environment and Development, London. <http://pubs.iied.org/11503IIED.html> (letzter Zugriff 27.5.2015).
- Hölzinger J 1987: Die Vögel Baden-Württembergs. Avifauna von Baden-Württemberg. Bd. 1,1: 231. Ulmer, Stuttgart.
- Hühnerfauth K 1998: Reaktivierung des Wiesenwässerungssystems in der Speyerbach-Niederung. Pollichia-Kurier 14: 18-19.
- Keller P 2013: Die Queichniederung. Porträt einer Landschaft. Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie, Landau.
- Kern E 1954: Bestand des Weißen Storchs (*Ciconia ciconia*) der Rheinpfalz 1933-1953. Ornithol. Mitt. 6: 96.
- Kestenholz M, Biber O, Enggist P & Salathé T 2010: Aktionsplan Weissstorch Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Storch Schweiz, Bern, Sempach, Zürich, Kleindietwil.
- Koopman F 2000: Entwicklung des Storchbestandes in den Niederlanden vor und nach dem Anfang des Wiederansiedlungsprogrammes. Die Wiederansiedlungen im Bereich der Stationen: De Lokkerij – Reestdal. In: Dorner I (Hrsg): Naturschutz mit dem Storch. Die Wiederbesiedlung des westlichen Europa durch den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) mit Hilfe von Wiederansiedlungsprojekten. Tagungsber. Int. Symp. Pollichia-Sonderdruck 6: 105-112.
- Lakeberg H 1995: Zur Nahrungsökologie des Weißstorchs *Ciconia ciconia* in Oberschwaben (S-Deutschland): Raum-Zeit-Nutzungsmuster, Nestlingsentwicklung und Territorialverhalten. Ökol. Vögel 17 (Sonderh.): 1-87.
- Léger F & Thommes F 1997: La nidification de la cigogne blanche en Lorraine. Bulletin mensuel de l'Office national de la chasse 223: 12-21.
- Lestan S 2000: Der Weißstorch *Ciconia ciconia* im Département Meuse (France). In: Dorner I (Hrsg): Naturschutz mit dem Storch. Die Wiederbesiedlung des westlichen Europa durch den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) mit Hilfe von Wiederansiedlungsprojekten. Tagungsber. Int. Symp. Pollichia-Sonderdruck 6: 113-115.
- Löhmer R 1990: Zucht und Auswilderung des Weißstorchs und seine Folgen. Schriftenr. Umwelt Natursch. Kreis Minden-Lübbecke 2: 40-44.
- Löhmer R 1996: In Zucht und Auswilderung liegt nicht die Zukunft unserer Störche. In: Kaatz C & Kaatz M (Hrsg): Jubiläumsband Weißstorch. Jubilee Edition White Stork. Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg: 201-203. Vogelschutzwarte Storchenhof Loburg e. V., Loburg.
- Meybohm E & Dahms G 1975: Über Altersaufbau, Reifealter und Ansiedlung beim Weißstorch im Nordsee-Küstenbereich. Vogelwarte 28: 44-61.
- Mohr R 2000: Das Brutvorkommen des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) im heutigen Wiesbadener Stadtgebiet. Jb. nassauisch. Ver. Naturkd. 121: 121-127.
- Müller G & Schneble H 1986: Die Weißstorch-Aufzuchtstation des Landes Baden-Württemberg in Schwarzach. Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Baden-Württ. 43: 283-304.
- R Core Team 2014: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien. <http://www.r-project.org/> (letzter Zugriff 27.5.2015).
- Reinhard U & Jöbges M 2013: Workshop Weißstorch mit Schwerpunkt auf Bestandsstützungsmaßnahmen wie Fütterung und Zucht in Recklinghausen am 16. 3. 2013. Mitt. bl. NABU-Bundesarbeitsgem. Weißstorchschutz 105: 19-24.
- Reinhard U 2007: Bestandsdynamik des Weißstorchs *Ciconia ciconia* in Oberschwaben (Süddeutschland) – eine kritische Bilanz der Auswilderung. Vogelwarte 45: 81-102.
- Rheinwald G 1987: Arterhaltung durch Aussetzen gezüchteter Tiere. Ber. Dtsch. Sek. Int. Rat Vogelsch. 27: 65-76.
- Resolution von Rußheim. In: Schulz H (Hrsg) 2001: Weißstorch im Aufwind? – White Storks on the up? Proceedings, Int. Symp. On the White Stork, Hamburg 1996. NABU, Bonn: 615-616.

- Roßbach R 1987: Bestandsstützung beim Weißstorch *Ciconia ciconia* durch Auswilderung als Überbrückungsmaßnahme bis zur Verbesserung der Biotope. In: Vogelschutzwarte Frankfurt (Hrsg): Festschrift anlässlich des 50jährigen Bestehens der Vogelschutzwarte Frankfurt: 61-70. Frankfurt am Main.
- Roßbach R 1996: Zur biologischen Bewertung der Haltung, Züchtung und Freilassung von Weißstörchen. Vogel Umwelt 8: 321-322.
- Sargatal I, Vicenç J, Marti J & Streich E 2000: Situation of reintroduction project of the White Stork in the Natural Park "Aiguamolls de l'Emporda". In: Dörner I (Hrsg): Naturschutz mit dem Storch. Die Wiederbesiedlung des westlichen Europa durch den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) mit Hilfe von Wiederansiedlungsprojekten. Tagungsber. Int. Symp. Pollichia-Sonderdruck 6: 116-119.
- Schierer A 1972: Mémoire sur la cigogne blanche en Alsace (1949-1970). *Ciconia* 1: 9-78.
- Schierer A 1986: Vierzig Jahre Weißstorch-Forschung und -Schutz im Elsaß. Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Baden-Württ. 43: 329-341.
- Schierer A 2000: Das Storchennjahr 1997 im Département Bas-Rhin (France). Stammbaum einer Storchenfamilie. In: Dörner I (Hrsg): Naturschutz mit dem Storch. Die Wiederbesiedlung des westlichen Europa durch den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) mit Hilfe von Wiederansiedlungsprojekten. Tagungsber. Int. Symp. Pollichia-Sonderdruck 6: 120-125.
- Schimkat J 2008: Untersuchungen zum durchschnittlichen Erstbrutalter ostziehender Weißstörche (*Ciconia ciconia*). In: Kaatz C & Kaatz M (Hrsg): 3. Jubiläumsband Weißstorch: 334-343. Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg.
- Schmitt E 1975: Leben und Lebensraum der Störche in der Zeit von 1948-1973: Bericht eines Storcheneringers. Heimatjb. Landkr. Ludwigshafen/Orbea 2: 78-82.
- Schulz H 1988: Weißstorchzug. Ökologie, Gefährdung und Schutz des Weißstorchs in Afrika und Nahost. WWF-Umweltforsch. 3: 52-53.
- Schulz H 1989: Der Irrweg der Weißstorchzucht. Gefährdung der Wildpopulation durch die Wiederansiedlung bzw. Bestandsstützung. In: Schneider E, Oelke H & Gross H (Hrsg): Die Illusion der Arche Noah. Gefahren für die Arterhaltung durch Gefangenschaftszucht: 185-206. ECHO, Göttingen.
- Schulz H 1999: Der Weltbestand des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) – Ergebnisse des 5. Internationalen Weißstorchzensus 1994/95. In: Schulz H (Hrsg): Weißstorch im Aufwind? White Storks on the up? Proc. Int. Symp. White Stork Hamburg 1996: 335-365. NABU (Naturschutzbund Deutschland), Bonn.
- Schüz E 1952: Zur Methode der Storchforschung. Beitr. Vogelkd. 2: 287-298.
- Simon L, Braun M, Grunwald T, Heyne K-H, Isselbacher T & Werner M 2014: Rote Liste der Brutvögel in Rheinland-Pfalz. Hrsg: Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz.
- Stoltz M & Helb H-W 2004: Die Entwicklung einer Wiederansiedlungspopulation des Weißstorchs *Ciconia ciconia* in Rheinland-Pfalz und Saarland. Vogelwelt 125: 21-39.
- Thomsen K-M 2004: Anmerkungen zu „Die Entwicklung einer Wiederansiedlungspopulation des Weißstorchs *Ciconia ciconia* in Rheinland-Pfalz und Saarland“. (Stoltz M & Helb H-W Vogelwelt 125: 21-39). Vogelwelt 125: 117-122.
- Tantzen R 1962: Der Weiße Storch im Lande Oldenburg. Oldenburger Jb. 61: 105-213.
- Weyers H 1984: Das ehemalige Brutvorkommen des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) im Saarland. Lanius 23: 5-44.
- Ziegler G 1990: Irrwege zur Rettung des Weißstorchbestandes. Storchennbrief Aktionskomitee „Rettet die Weißstörche im Kreis Minden-Lübbecke“ 2: 1-4.
- Zink G 1967: Populationsdynamik des Weißen Storchs in Mitteleuropa. Proc. XIV. Int. Ornithol. Congr. Oxford 1966: 191-215.

Verbreitung, Jahresdynamik und Bestandsentwicklung der Seetaucher *Gavia spec.* in der Deutschen Bucht (Nordsee)

Stefan Garthe, Henriette Schwemmer, Nele Markones, Sabine Müller & Philipp Schwemmer

Garthe S, Schwemmer H, Markones N, Müller S & Schwemmer P 2015: Distribution, seasonal dynamics and population trend of divers *Gavia spec.* in the German Bight (North Sea). *Vogelwarte* 53: 121-138.

One of the most important wintering sites for Red-throated Divers *Gavia stellata* is the offshore zone of the German North Sea. The implementation of the EU Birds Directive in German offshore waters requires special protection of divers that comprise mainly Red-throated and Black-throated *G. arctica* Divers. An important first step concerning the protection was the establishment of two Special Protection areas for birds in the EEZ of the North and Baltic Seas in 2004. Anthropogenic activities at sea, such as the construction of offshore wind farms or ship traffic, have strong impacts on divers. In the course of the ongoing marine spatial planning it is particularly important to improve the knowledge on distribution patterns and phenology of divers in the German part of the North Sea.

This publication presents the most recent analysis of spatio-temporal patterns of divers in the German North Sea. By merging data from scientific projects and environmental impact studies, the data basis could be considerably improved. Divers were recorded by ship-based and aerial surveys during 2000 to 2013. Distribution patterns on a 1 km x 1 km grid were interpolated using Generalized Additive Models.

The first nameable aggregations of divers during the course of the year are found in the area of East Frisia during October. Abundance values increase constantly during the following weeks. Eventually, divers are found in the whole coastal zone of the German North Sea during the winter months. Areas of main abundance shift seawards during spring with high density areas occurring in and around the Special Protection Area “Eastern German Bight” off the island of Sylt. Several wind farm sites overlap with hot spots of diver distribution. The mean spring population of divers in the German North Sea was calculated at 20,000 individuals for the period 2002 to 2013. Numbers in spring did not significantly increase or decrease over this period.

The most recent data on diver abundance reflect certain regional, annual variability that can most likely be explained by varying abundance in benthic-pelagic fish stocks as well as by variances in the hydrodynamic systems. The core aggregation of divers during spring could constantly be found within the region of the Special Protection Area “Eastern German Bight” over the course of the last years. However, most recent data still underline that the core area extends west outside the borders of the protected area. Some of the wind farms already established clearly overlap with the main distribution areas of divers.

✉ SG, HS, NM, SM & PS: Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Universität Kiel, Hafentörn 1, D-25761 Büsum, Germany. E-Mail: garthe@ftz-west.uni-kiel.de

1. Einleitung

Für die Artengruppe der Seetaucher *Gavia spec.* sind die deutsche Nord- und Ostsee wichtige Überwinterungs- und Rastgebiete vor allem auf dem Heimzug in die Brutareale. Stern- und Prachtaucher *Gavia stellata* und *G. arctica* nutzen die deutschen Seegebiete dabei in international bedeutsamen Zahlen (Garthe et al. 2007; Mendel et al. 2008; Dierschke et al. 2012). Die beiden großen Seetaucher-Arten Eistaucher *Gavia immer* und Gelbschnabeltaucher *G. adamsii* sind jährlich nur mit wenigen Individuen vertreten (Sonntag et al. 2006; Bellebaum et al. 2010; FTZ unveröff.). In der deutschen Nordsee stellen Sterntaucher mit mehr als 90 % den überwiegenden Anteil der rastenden Seetaucher. Eines der überregional wichtigsten Rastgebiete dieser Art befindet sich in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) im Offshorebereich westlich von Sylt und Amrum (Skov et al. 1995; Garthe 2003; Mendel et al. 2008; Garthe et al. 2012). Zum Schutz der Seetaucher

und weiterer Arten wurde deshalb dort das Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“ ausgewiesen. Ein Konfliktpotenzial ergibt sich in der östlichen deutschen Nordsee aus einer starken räumlichen Überlappung des Seetaucher-Vorkommens mit Windparkplanungen (Mendel & Garthe 2010).

Seetaucher sind als sehr empfindlich gegenüber Offshore-Windparks (OWPs) einzustufen (Garthe & Hüppop 2004) und fliehen vor sich nähernden Schiffen bereits in großer Distanz (Bellebaum et al. 2006; Schwemmer et al. 2011). Aus diversen Untersuchungen an OWPs ist bekannt, dass sie diese weiträumig meiden (Petersen et al. 2006; Dierschke et al. 2012) und deren hohe Scheuchwirkung zu einem weit reichenden, anhaltenden Habitatverlust führen kann (Dierschke et al. 2006). Da Seetaucher im Hinblick auf OWPs eine der sensitivsten Artengruppen sind und als Anhang I-Arten der EU Vogelschutz-Richtlinie (VS-RL) einen hohen

Schutzstatus genießen, werden sie bei den Genehmigungsverfahren von OWPs von der Genehmigungsbehörde besonders berücksichtigt. Der Vorschlag des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste (FTZ), ein Hauptkonzentrationsgebiet für Seetaucher abzugrenzen (dargestellt in Schwemmer et al. 2014), wurde durch das Bundesumweltministerium (BMU) aufgegriffen und dort in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) in einem Positionspapier festgehalten (BMU 2009). Das Positionspapier bildet seitdem die Basis für die naturschutzfachliche Einschätzung von Windparkplanungen in der Nordsee. Ein an den gesetzlichen Anforderungen (VS-RL, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, BNatSchG) ausgerichteter Schutz der Seetaucher kann demnach nur erreicht werden, wenn im Hauptkonzentrationsgebiet keine weiteren OWPs mehr genehmigt werden.

Ziel dieses Artikels ist, die aktuelle Datenlage zum räumlich-zeitlichen Vorkommen von Seetauchern in der Deutschen Bucht (Nordsee) darzustellen. Die Datenlage hat sich in den letzten Jahren massiv verbessert, da es gelang, Daten aus Forschungsprojekten mit denen aus Umweltverträglichkeitsstudien in einer Datenbank zusammenzuführen. Somit ist es möglich, sowohl auf aktuelle Entwicklungen als auch auf jährliche Schwankungen in der Verbreitung der Seetaucher genauer einzugehen.

2. Material und Methode

2.1 Datengrundlage

Im Teilprojekt „Gemeinsame Auswertung von Daten zu Seevögeln für das ökologische Effektmontoring am Testfeld alpha ventus“ im Rahmen der begleitenden ökologischen Forschung im Offshore-Testfeld „alpha ventus“ (BSH & BMU 2014) sowie im Rahmen eines vom BSH im Dezember 2013 beauf-

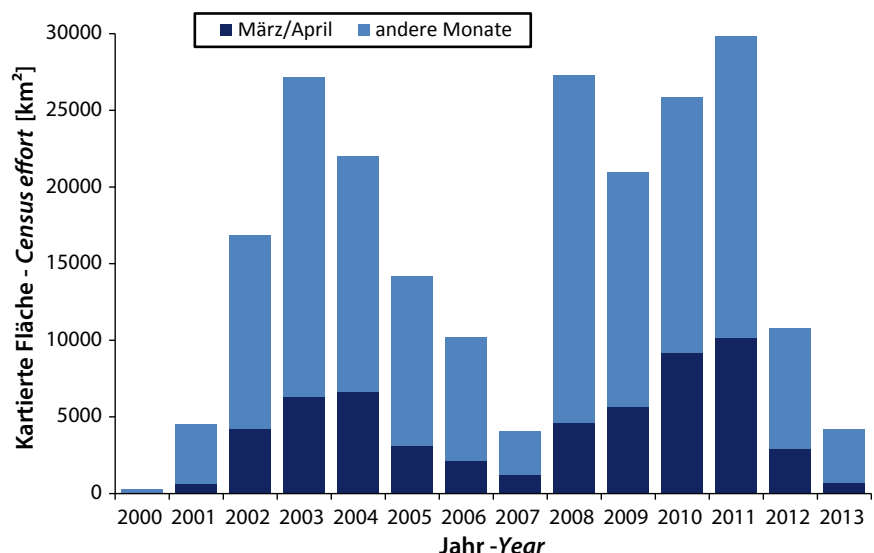
tragten Gutachtens wurden alle vorhandenen Daten aus Forschungsprojekten, Überwachungsprogrammen und Umweltverträglichkeitsstudien nach Angaben zum Vorkommen von Seevögeln in deutschen Gewässern geprüft, harmonisiert und in eine gemeinsame Datenbank eingepflegt. Wegen der unterschiedlichen Zählmethoden bei schiffs- und flugzeuggestützten transektbasierten Seevogelerfassungen wurden diese Daten separat aufbereitet, überprüft und gespeichert. Alle Daten aus Umweltverträglichkeitsstudien wurden nach den Standard-Untersuchungskonzepten (StUK 1 bis 3, BSH 2001, 2003 und 2007) erhoben. Grundsätzlich fanden die in Garthe et al. (2002) und Diederichs et al. (2002) beschriebenen Zählmethoden Anwendung.

Für die Auswertungen standen zwei Haupt-Datenquellen zur Verfügung (Stand der Datenbanken: 1.4.2014):

1. Daten aus Umweltverträglichkeitsprüfungen und bau- und betriebsbegleitenden Umweltuntersuchungen von OWPs. Die schiffsgestützten Erhebungen decken die Jahre 2000 bis 2012, die flugzeuggestützten Erfassungen die Jahre 2001 bis 2012 ab.
2. Daten aus dem Seevogel-Monitoring des Bundes (Bundesamt für Naturschutz) und des Landes Schleswig-Holstein (Nationalparkverwaltung im Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein) sowie aus Forschungsvorhaben mit Finanzierungen durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, das Bundesamt für Naturschutz, das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, das Umweltbundesamt, das Niedersächsische Landesamt für Ökologie und die Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Hier umfassen die schiffsgestützten Erfassungen die Jahre 2000 bis 2013 und die flugzeuggestützten Erfassungen die Jahre 2002 bis 2013.

Für die Modellierung der Seetaucher-Verbreitung und die Berechnung von Bestandsgröße und -entwicklung wurden die Daten aus schiffs- und flugzeugbasierten Zählungen zusammengeführt. Vorbereitend wurden Distanz-Korrekturfaktoren getrennt für schiffs- und flugzeugbasierte Erfassungsdaten berechnet. Für alle Fragestellungen wurden nur Daten

Abb. 1: Kartieraufwand der Jahre 2000 bis 2013, der dieser Auswertung zugrunde liegt, getrennt nach Daten aus dem Frühjahr (März bis April) und den anderen Monaten (Mai bis Februar). – *Census effort from 2000 to 2013 that forms the basis for this analysis; separated into data from spring (March to April) and from the other months (May to February).*



verwendet, die bei einer Seegangsstärke („Seastate“, Definition nach Dietrich et al. 1975; beschreibt den Zustand der Meeresoberfläche bzgl. Wellenhöhe und Schaumkronen) kleiner 6 (Schiff) bzw. bei einer Seegangsstärke kleiner 3 (Flugzeug) erhoben wurden. Für jahreszeitenbezogene Auswertungen wurden die Daten von März und April als „Frühjahr“ und von November bis Februar als „Winter“ aggregiert.

Die meisten Daten wurden in den Jahren 2002 bis 2012 gewonnen (Ausnahme: 2007; Abb. 1). Der Kartierungsaufwand war dabei nicht konstant, sondern unterschied sich sowohl im Frühjahr als auch über den gesamten Jahresverlauf gesehen stark zwischen den einzelnen Jahren. Noch stärkere interannuelle Unterschiede gab es in der flächigen Ausdehnung des Kartierungsaufwands (Abb. 10 bis 17). In den Frühjahren 2000, 2001, 2007, 2008, 2009 und 2013 wurden die bereits bekannten Schwerpunktbereiche des Seetaucher-Vorkommens (Schwemmer et al. 2014) nicht abgedeckt. Bei der Betrachtung des Vorkommens auf Monats- oder Jahreszeitebene wurden die Daten aller Jahre aggregiert. Damit basieren letztgenannte Ergebnisse jeweils auf einer großen Datenmenge und einer relativ ähnlichen flächigen Abdeckung der wesentlichen Gebiete. Bei allen Auswertungen wurde der Kartierungsaufwand berücksichtigt, so dass nur mit aufwandbereinigten Daten gearbeitet wurde.

Wegen des ähnlichen Aussehens der verschiedenen Seetaucher-Arten kann bei den Erfassungen nur ein begrenzter Anteil der Seetaucher auf Artniveau bestimmt werden. Für die Auswertungen wurden deshalb Beobachtungsdaten von Sterntauchern, Prachtauchern und unbestimmten Seetauchern gemeinsam betrachtet. In der deutschen Nordsee überwiegt deutlich der Anteil der Sterntaucher, der im Winter und Frühjahr ca. 92 % aller artbestimmten Seetauchern ausmacht (Schiffstransktzählungen; Garthe 2003; Markones et al. unveröff. Daten). Nicht berücksichtigt wurden Beobachtungen der übrigen, in der deutschen Nordsee sehr seltenen Eis- und Gelbschnabeltaucher.

2.2 Korrekturfaktoren für Berechnung der Abundanz

Während der Kartierungen können Vögel mit zunehmender Entfernung vom Schiff bzw. vom Flugzeug schlechter erfasst werden. Um den Anteil der in den äußeren Transektbereichen vermutlich übersehenen Seetaucher auszugleichen, wird ein artgruppenspezifischer Distanz-Korrekturfaktor berechnet, mit dem im Rahmen von Datenaufbereitungen die Abundanz der festgestellten Individuen multipliziert wird (Garthe et al. 2007). Für die Abundanzberechnung auf Basis von Schiffsdaten werden nur die Abundanzen der schwimmenden Vögel mit Korrekturfaktoren korrigiert, da von einer vollständigen Erfassung der fliegenden Vögel innerhalb des Transekts ausgegangen wird. In Berücksichtigung der unterschiedlichen Beobachtungsbedingungen werden für die Abundanzberechnung auf Basis von Flugdaten dagegen die Abundanzen aller Individuen korrigiert (Markones & Garthe 2012). Für eine möglichst genaue Bestandsberechnung sollten die Korrekturfaktoren immer anhand des Datensatzes berechnet werden, auf den sie angewendet werden sollen. Deshalb wurden für die vorliegenden Analysen aktuelle Korrekturfaktoren für die flug- und schiffsgestützten Erfassungsdaten des verwendeten Datenpools berechnet. Dabei wurden auch methodische Unterschiede zwischen einzelnen Datenerheber-Gruppen berücksichtigt.

Um eine Datenbasis für die Berechnung der Korrekturfaktoren zu erreichen, wird der Transektstreifen mittels der Entfernungsmessung nach Heinemann (1981) in unterschiedliche Bänder unterteilt. Bei den schiffsgestützten Erfassungen handelt es sich um vier verschiedene Bänder, bei den fluggestützten Erfassungen um drei verschiedene Bänder (Details bei Garthe et al. 2002; Markones & Garthe 2012). Bei einem großen Teil der fluggestützten Erfassungen wurde das Transekt gemäß StUK 1 bis 3 (BSH 2001, 2003 und 2007; mit Verweis auf Diederichs et al. 2002) nur auf zwei Bänder aufgeteilt. Da bei dieser Datenlage keine Funktion zur Darstellung der Entdeckungswahrscheinlichkeit an die Daten angepasst werden kann, wurde in diesen Fällen das unter dem Flugzeug gelegene Transektband „D“ (siehe Abb. 1 in Diederichs et al. 2002), das regulär nicht zum Erfassungstransekt gezählt wird, in die Auswertungen mit einbezogen. Je nach Fokussierung der Datenerheber wurde es dabei in der Auswertung den anderen Bändern vorangestellt (D-A-B) oder zwischen die Standardbänder eingereiht (A-D-B). Wurde bei den Erfassungen in Abweichung von der Standardmethode große Aufmerksamkeit auf Transektband D gelegt (D-A-B-Schema; bei zwei Datenerheber-Gruppen), wurden die Daten aus Transektband D auch für die Hauptanalysen berücksichtigt.

Nicht für jede Beobachtung kann eine genaue Transektbandzuordnung während der Erfassungen erfolgen (Markones & Garthe 2012). Vor allem bei der schiffsgestützten Seetaucher-Erfassung besteht dabei die Schwierigkeit in der Störungsempfindlichkeit der Arten (Bellebaum et al. 2006; Schwemmer et al. 2011). Fliegt ein Seetaucher bereits in großer Entfernung vor dem herannahenden Schiff auf, ist eine Transektbandzuordnung nicht möglich. In diesem Fall geht die Beobachtung als „innerhalb Transekt“ ohne Transektbandangabe in die Daten ein. Datenbasis für die Korrekturfaktorenberechnung sind aber jeweils nur die Beobachtungen, für die eine genaue Transektbandangabe vorliegt.

Korrekturfaktoren wurden nach der von Buckland et al. (2001) und Markones & Garthe (2012) beschriebenen Methode auf Basis der Unterschiede in den Anzahlen der Vogelbeobachtungen zwischen den verschiedenen Transektbändern und unter Einbeziehung der Truppgöße und der Seegangsstärke berechnet. Dazu wurde mit dem Software-Paket DISTANCE 6.0 (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/distanceabout.html>) die Anpassung verschiedener mathematischer Modellfunktionen an diefassungsergebnisse getestet, die dazu über die einzelnen Transektbänder zusammengefasst wurden. Je nach Höhe des AIC (Akaike's Information Criterion) wurde entweder die halbnormale Funktion oder die hazard-rate-Funktion jeweils mit Kosinus-Anpassung verwendet, um die sogenannte effektive Streifenbreite („effective strip width“, ESW) zu berechnen. Die ESW ist die theoretische Transektbreite, bis zu der alle Individuen des verwendeten Datensatzes gesehen worden wären. Der jeweilige Korrekturfaktor ergibt sich aus dem Verhältnis zwischen der tatsächlichen Transektbreite und der ESW (die kleiner als die tatsächliche Transektbreite ist). Bei der Berechnung der ESW wurde die mittlere Truppgöße durch Anpassung einer Regression berechnet, um die oftmals positive Beziehung zwischen Truppgöße und Entdeckbarkeit zu berücksichtigen. Zudem wurde die Seegangsstärke als Co-Variable in die Berechnung einbezogen. Der berechnete Korrekturfaktor kann bei Abundanzberechnungen dann unabhängig von der Truppgöße und der Seegangsstärke auf alle Beobachtungen angewendet werden.

Für die Berechnung des Faktors zur Distanzkorrektur der schiffsgestützten Daten wurden die Erfassungsdaten aller Beobachtungsteams kombiniert und so ein Faktor von 1,6 berechnet. Wegen der Verwendung verschiedener Transektbandeinteilungen sowie der unterschiedlichen Fokussierung auf die einzelnen Transektbänder wurden Korrekturfaktoren für fluggestützte Erfassungsdaten für jede Gruppe von Datenerhebern getrennt berechnet. Im Anschluss daran wurde ausgehend von den jeweiligen Gesamtzahlen der Seetaucher-Beobachtungen mit genauer Transektbandangabe einer jeden Gruppe von Datenerhebern ein gewichtetes Mittel von 2,6 gebildet.

Bei schiffsgestützten Erfassungen ist aufgrund der Störungsempfindlichkeit der Seetaucher von einem deutlichen Erfassungsfehler auszugehen, da viele Individuen bereits in großer Entfernung vor dem sich nähernden Schiff flüchten und somit nicht erfasst werden können. Dieser Erfassungsfehler fällt bei fluggestützten Erfassungen wegen einer verminderten Fluchtreaktion (bzw. der Möglichkeit dazu) deutlich geringer aus. Somit lässt sich aus dem Vergleich von Ergebnissen aus flug- und schiffsgestützten Erfassungen eine Annäherung an einen Faktor zum Ausgleich der bei schiffsgestützten Erfassungen aufgrund von Fluchtreaktionen nicht erfassten Seetaucher ableiten. Basierend auf gleichzeitig bzw. mit geringem zeitlichen Abstand durchgeführten flug- und schiffsgestützten Erfassungen von Seetauchern im gleichen Gebiet (Markones & Garthe 2012) wurde ein mittlerer Faktor von 1,4 für bereits distanzkorrigierte Erfassungsdaten abgeschätzt.

Bei der Datenaufbereitung für die Hauptanalysen (Verbreitungsmodellierung und Berechnung von Bestandsangaben und -trends) wurden somit alle Seetaucher-Abundanzwerte aus fluggestützten Erfassungen mit dem Faktor 2,6 multipliziert. Im Fall der schiffsgestützten Erfassungen wurden zunächst die Abundanzwerte aller schwimmenden Seetaucher mit dem Faktor 1,6 multipliziert. Anschließend wurden alle Abundanzen aus schiffsgestützten Erfassungen noch mit dem Faktor 1,4 multipliziert.

2.3 Modellierung der Verbreitung

Daten zur Verbreitung können auf verschiedene Arten dargestellt werden. Aufbauend auf Arbeiten der letzten Jahre haben wir uns für Interpolationskarten entschieden. Diese haben den großen Vorteil, dass Vorkommen als Gradienten in der Häufigkeit sowie flächig dargestellt werden können, auch wenn es Jahrweise Unterschiede in den genauen Abdeckungen des Untersuchungsgebietes gibt. Um zu verdeutlichen, welche Auswirkungen die Form der Datenaufbereitung und der Darstellung in räumlicher Hinsicht hat, werden zudem für den Hauptdatensatz des Vorkommens der Seetaucher im Frühjahr verschiedene weitere Auswertungen präsentiert.

Für die Modellierung der Daten wurden die Anzahlen der erfassten Seetaucher und der Kartieraufwand in km² jeweils in einem räumlichen Raster von 1 km x 1 km summiert und anschließend für jede Rasterzelle dividiert (erfasste Seetaucher/Kartieraufwand), sodass jeder Rasterzelle ein mittlerer Dichtewert zugeordnet werden konnte. Die Rasterung wurde im Geographischen Informationssystem ArcGIS 10.0 in flächentreuer UTM-Projektion durchgeführt (ESRI 2011).

Die gerasterten Daten wurden mit Hilfe eines Generalized Additive Models (GAM; Wood 2006) flächig interpoliert, um Hauptdichtebereiche identifizieren zu können. Dazu wurden die Dichtewerte einer jeden Rasterzelle (als abhängige Variable) mit einem Interaktionsterm aus Länge und Breite eines jeden

Rastermittelpunktes (als erklärende Variable) modelliert. Die Modellierung wurde in R, Version 3.0.2 (R Development Core Team 2013) durchgeführt. Für das Modell kamen als „smoothing functions“ „thin plate regression splines“ zur Anwendung (für weitere Details s. Wood 2006). Das Modell wurde mit Hilfe des Paketes MGCV (Wood 2003) erstellt. Im ersten Schritt erfolgte eine Logarithmierung der Dichtewerte, um sich einer Normalverteilung der Daten anzunähern und um Ausreißerwerte nicht so stark zu bewerten. Da es sich bei den Daten um Zählwerte handelt, die jedoch aufgrund der Dichteberechnung keiner Poisson-Verteilung mehr entsprechen, wurde eine Quasipoisson-Verteilung für die Modellierung zu Grunde gelegt. Die Visualisierung des GAM-Resultats erfolgte mittels der Funktion vis.gam (Wood 2006). Die Interpolation in den Raum hinein wurde mit Hilfe des Arguments too.far begrenzt (too.far=0.05). Hiermit werden für die Visualisierung Bereiche, die räumlich zu weit von den Ausgangsdaten entfernt liegen, ausgeschlossen. Dieses Vorgehen wurde gewählt, damit Bereiche mangelnder Datenabdeckung und somit größerer Unsicherheit keine Berücksichtigung in der Interpretation der Modellkarten finden. Die Visualisierung der Modellkarten erfolgte mit Hilfe der R-Pakete maptools (Lewin-Koh & Bivand 2011) und rgdal (Bivand et al. 2014). Hierfür wurden „shape-files“ der Küstenlinie, der Windparks und weiterer geographischer Informationen mit dem Modelloutput verschnitten. Um den Flächenaufwand zu visualisieren, wurden die gerasterten Beobachtungspositionen auf einigen Karten hinzugefügt.

2.4 Bestandsberechnungen

Die Berechnung der Bestandsgröße von Seetauchern im Frühjahr erfolgte auf Basis der in 1 km x 1 km-Rastern aggregierten Daten aus den Frühjahren 2000 bis 2013. Basierend auf der Verteilung der mittleren Seetaucher-Dichten wurden AWZ und Küstenmeere der deutschen Nordsee in Teilgebiete unterschiedlicher Dichte unterteilt (nach Garthe et al. 2007). Für diese Teilgebiete wurde jeweils eine separate Bestandszahl berechnet, indem die mittlere Dichte des Teilgebiets (Gesamtzahl der im Teilgebiet beobachteten Seetaucher – multipliziert mit den oben genannten Korrekturfaktoren – und dividiert durch den aufsummierten Kartieraufwand in km²) mit der Gebietsgröße multipliziert wurde. Der Gesamtbestand ergab sich aus den summierten Bestandszahlen der Teilgebiete.

2.5 Bestandstrends

Der Bestandstrend der Seetaucher im Frühjahr wurde anhand von korrigierten Daten mit den Original-Positionen aus den Jahren 2002 bis 2012 berechnet. Die Berechnung erfolgte anhand von mittleren Abundanzwerten (Individuen pro Quadratkilometer) für 14 Zählgebiete („Trendboxen“; Garthe et al. unveröff. Daten; Markones et al. 2014). Um belastbare Daten zu erhalten, gilt für die Nordsee ein minimaler Erfassungsaufwand pro Box von 20 km² als Voraussetzung für die Verwendung der Daten für die Trendanalysen (Markones et al. 2014).

Zu beachten ist die ungenügende Datengrundlage für die Jahre 2007, 2008 und 2009. In diesen Jahren wurden die bekannten Schwerpunktbereiche des Seetaucher-Vorkommens (Schwemmer et al. 2014) nicht abgedeckt. Dies muss bei der Betrachtung des Trendergebnisses berücksichtigt werden.

Die Berechnung der Trends erfolgte mit dem Software-Programm TRIM (Trends & Indices for Monitoring data,

Version 3.53; Pannekoek & van Strien 2005). Dieses Programm ermöglicht, Werte für Datenlücken zu berechnen und ist somit sehr gut für Datensätze aus ökologischem Monitoring geeignet. Zudem ist die angewandte Methodik bei der Berechnung von Wasservogeltrends bereits weltweit etabliert (s. auch Markones et al. 2014).

3. Ergebnisse

3.1 Verbreitung im Jahresverlauf

Im Oktober (Abb. 2) baut sich der Winterbestand der Seetaucher in der Nordsee mit zunächst vereinzelt Vorkommen im Küstengebiet der ostfriesischen Inseln langsam auf. Im Laufe des Winters (November bis Februar) kommen Seetaucher dann nahezu im gesamten Küstenbereich vor Schleswig-Holstein und den niedersächsischen Hoheitsgewässern in geringen bis mittleren Dichten vor (Abb. 3 bis 6). Während im November (Abb. 3) ein Verbreitungsschwerpunkt nördlich von Borkum zu erkennen ist, liegen im Dezember (Abb. 4) die wichtigsten Vorkommen in drei verschiedenen Regionen (rund um Borkum, nördlich Helgoland, nordwestlich von Sylt) vor. Im Januar (Abb. 5) verlagert sich das Wintervorkommen vor Schleswig-Holstein weiter nach Westen in die AWZ hinein. Dieser Trend ist im Februar (Abb. 6) noch einmal verstärkt zu erkennen. Im Frühjahr (März bis April) sind Seetaucher dann entlang des gesamten Küstenstreifens verbreitet, lokale Verbreitungsschwerpunkte existieren nördlich der Ostfriesischen Inseln (Abb. 7 bis 8). Das Vorkommen erstreckt sich stärker als im Winter weit in die Offshore-Bereiche der AWZ hinein, mit flächigen Vorkommen bis zu

einer Entfernung von etwa 120 km von der Küste. Die größten Konzentrationen befinden sich im EU-Vogelschutzgebiet (SPA) „Östliche Deutsche Bucht“ und weiter westlich (zur Lage des SPA s. Abb. 23). Die Seetaucher-Dichten in diesem

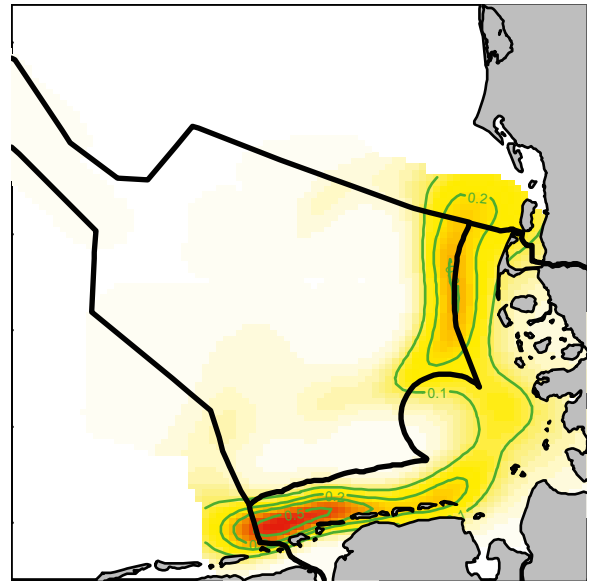


Abb. 3: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Monat November (Jahre 2000 bis 2013). Datenbasis: Kartierte Fläche: 10.238 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 1.626 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in November (2000 to 2013). Data basis: Area counted: 10,238 km², number of divers (corrected): 1,626 ind.*

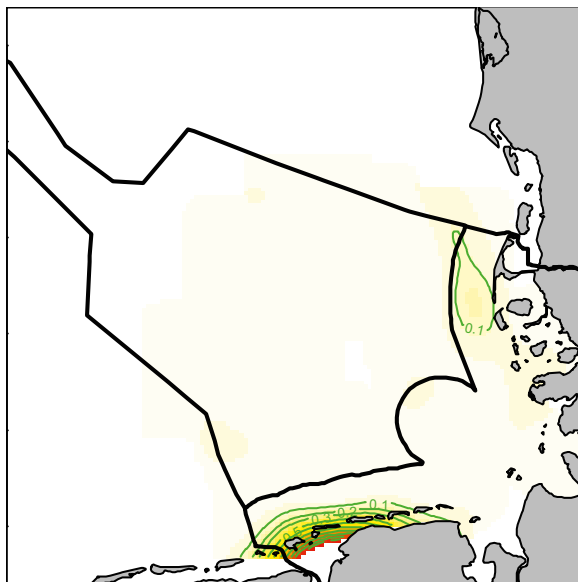


Abb. 2: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Monat Oktober (Jahre 2000 bis 2013). Die zunehmende Dichte der Seetaucher wird über die Farbskala von gelb über orange nach rot wiedergegeben. Datenbasis: Kartierte Fläche: 11.698 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 479 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in October (2000 to 2013). Increasing diver densities are visualised by colours from yellow through orange to red. Data basis: Area counted: 11,698 km², number of divers (corrected): 479 ind.*

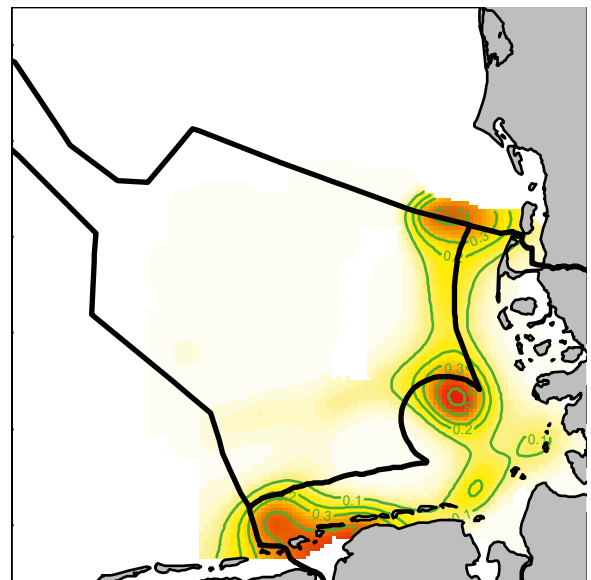


Abb. 4: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Monat Dezember (Jahre 2000 bis 2013). Datenbasis: Kartierte Fläche: 10.332 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 1.351 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in December (2000 to 2013). Data basis: Area counted: 10,332 km², number of divers (corrected): 1,351 ind.*

Gebiet steigen vom März zum April noch einmal deutlich an. Im Mai (Abb. 9) nehmen die Ausdehnung der Seetaucher-Verbreitung und die Dichte dann wieder markant ab. Mittelhohe Dichten sind noch vor der Küste westlich von Sylt an-

zutreffen. Von Juni bis August kommen Seetaucher nur noch vereinzelt in der deutschen Nordsee vor (3 bis 12 gesichtete Tiere), erst im September steigt ihre Zahl wieder leicht an (ca. 65 gesichtete Tiere).

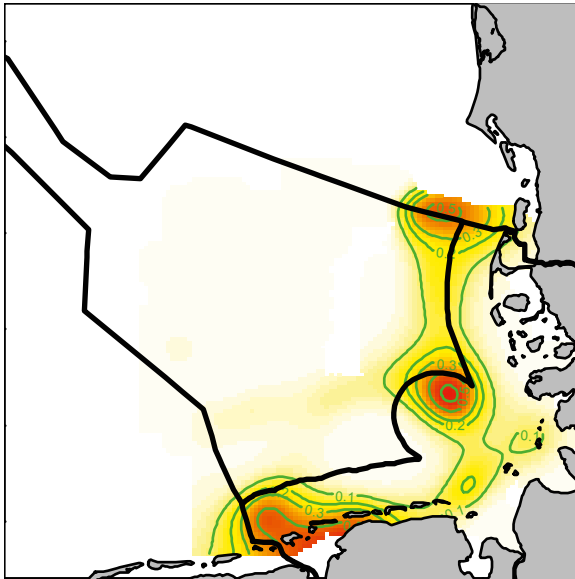


Abb. 5: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Monat Januar (Jahre 2000 bis 2013). Datenbasis: Kartierte Fläche: 8.356 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 1.078 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in January (2000 to 2013). Data basis: Area counted: 8,356 km², number of divers (corrected): 1,078 ind.*

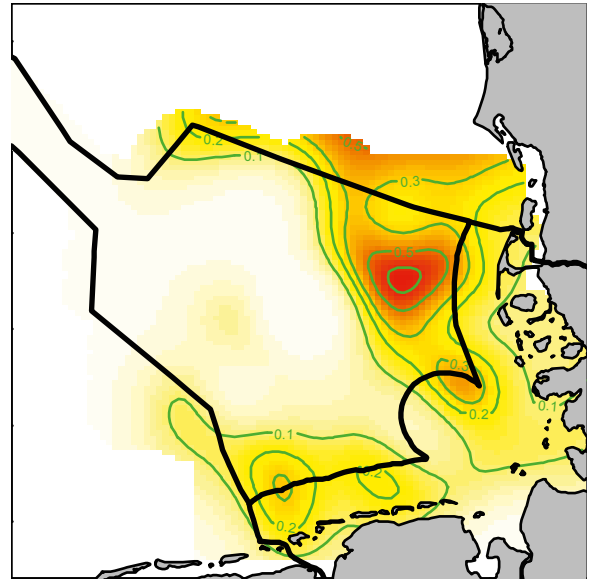


Abb. 7: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Monat März (Jahre 2000 bis 2013). Datenbasis: Kartierte Fläche: 24.667 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 9.668 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in March (2000 to 2013). Data basis: Area counted: 24,667 km², number of divers (corrected): 9,668 ind.*

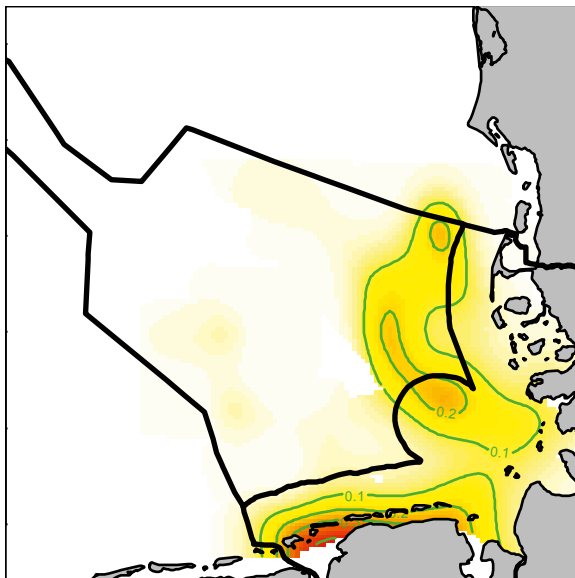


Abb. 6: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Monat Februar (Jahre 2000 bis 2013). Datenbasis: Kartierte Fläche: 19.344 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 3.811 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in February (2000 to 2013). Data basis: Area counted: 19,344 km², number of divers (corrected): 3,811 ind.*

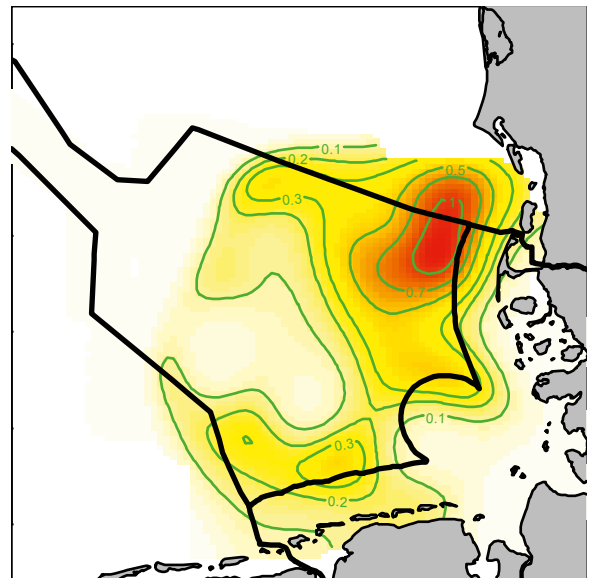


Abb. 8: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Monat April (Jahre 2000 bis 2013). Datenbasis: Kartierte Fläche: 32.868 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 25.038 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in April (2000 to 2013). Data basis: Area counted: 32,868 km², number of divers (corrected): 25,038 ind.*

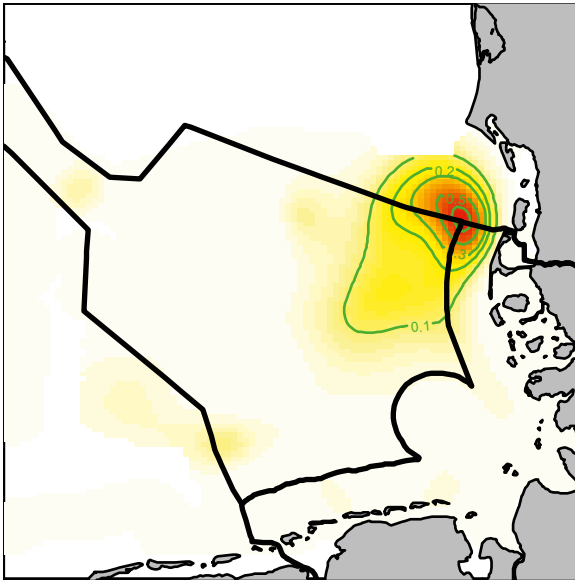


Abb. 9: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Monat Mai (Jahre 2000 bis 2013). Datenbasis: Kartierte Fläche: 21.948 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 2.027 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in May (2000 to 2013). Data basis: Area counted: 21,948 km², number of divers (corrected): 2,027 ind.*

3.2 Variabilität der Verbreitung über mehrere Jahre hinweg

Der Verbreitungsschwerpunkt der Seetaucher im Frühjahr liegt zwischen den Jahren relativ konstant westlich der Insel Sylt (Abb. 10 bis 17). Die größten Dichten wurden in fast jedem untersuchten Jahr im Nordosten der deutschen AWZ, im Bereich des EU-Vogelschutzgebietes „Östliche Deutsche Bucht“ und westlich davon bzw. im 2009 definierten Seetaucher-Hauptkonzentra-

tionsgebiet (BMU 2009) erreicht. Nur im Jahr 2010 hat sich der Verbreitungsschwerpunkt anscheinend deutlich verkleinert und nach Westen verlagert (Abb. 15). Hinzu kommen in einigen Jahren geringe bis mittlere Seetaucher-Vorkommen im Süden und Südwesten der Deutschen Bucht. Dieses Gebiet erlangte erst in den letzten Jahren einen Zuwachs an Bedeutung (z. B.

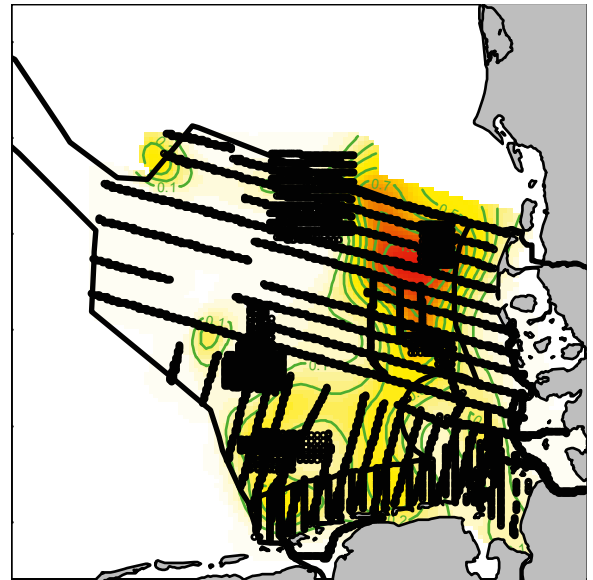
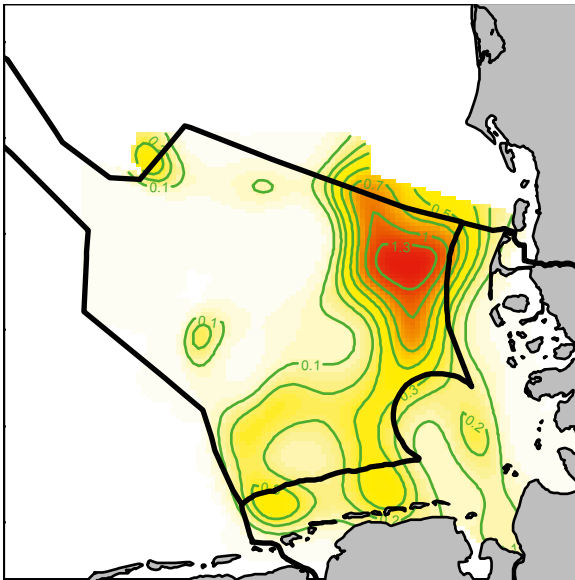


Abb. 10: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2002 (1.3. bis 30.4.). Auf der linken Seite ist jeweils die Interpolationskarte der Seetaucher-Abundanz dargestellt, auf der rechten Seite die gleiche Karte mit darüber gekennzeichnetem Kartieraufwand (schwarze Symbole). Datenbasis: Kartierte Fläche: 4.195 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 2.229 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2002 (1 Mar to 30 Apr). The left graph shows the interpolation map of diver abundance, the right graph the same map with survey effort plotted on top (black symbols). Data basis: Area counted: 4,195 km², number of divers (corrected): 2,229 ind.*

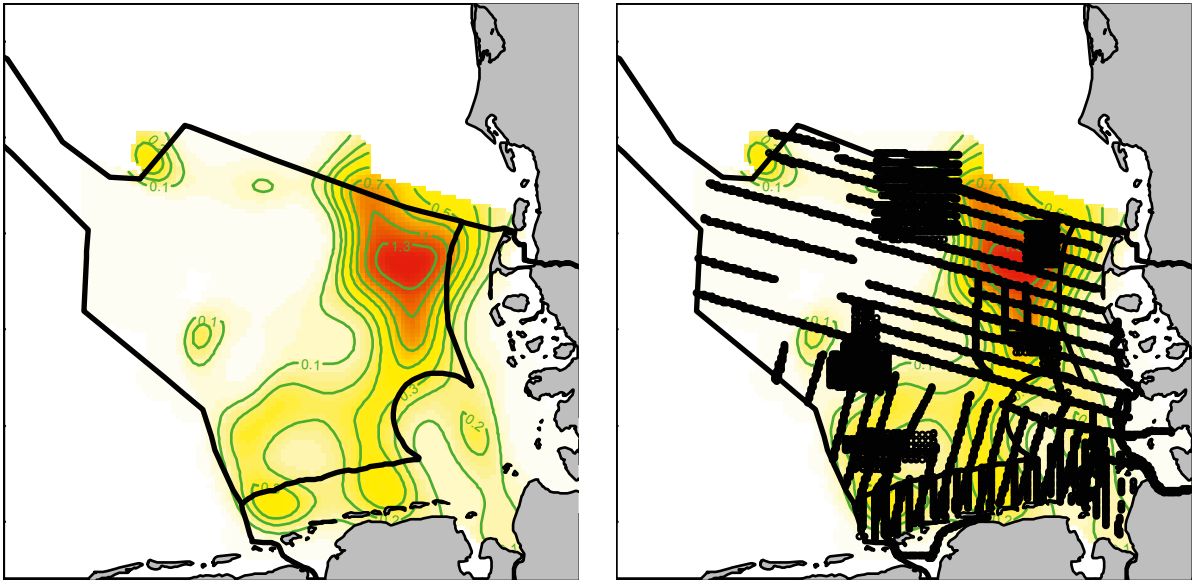


Abb. 11: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2003 (1.3. bis 30.4.). Vgl. auch Abb. 10. Datenbasis: Kartierte Fläche: 6.327 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 5.567 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2003 (1 Mar to 30 Apr). Data basis: Area counted: 6,327 km², number of divers (corrected): 5,567 ind.*

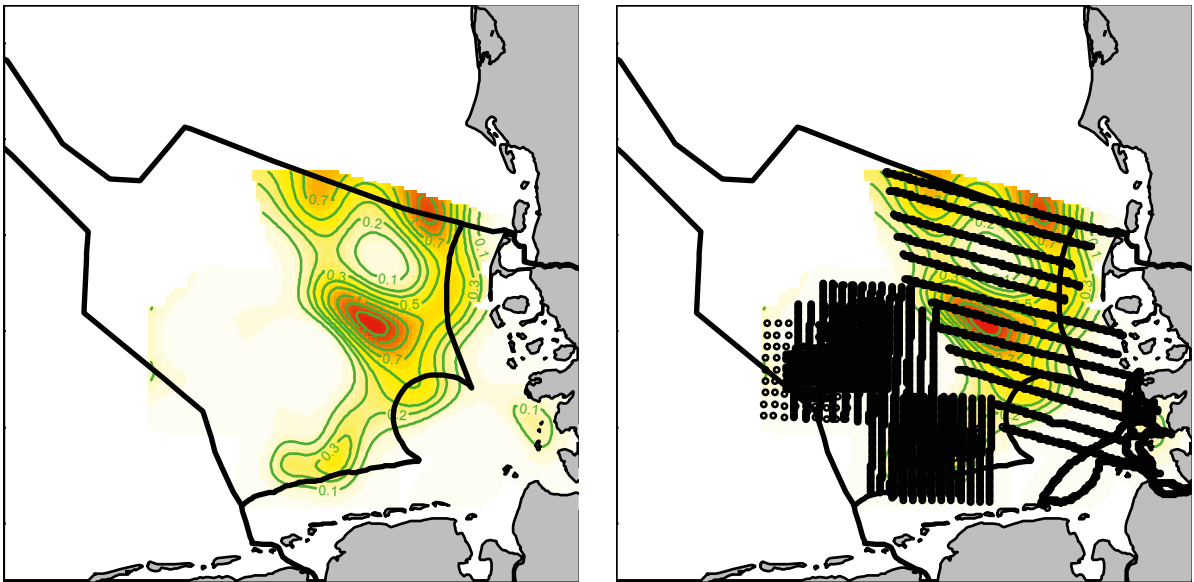


Abb. 12: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2004 (1.3. bis 30.4.). Vgl. auch Abb. 10. Datenbasis: Kartierte Fläche: 6.654 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 2.596 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2004 (1 Mar to 30 Apr). Data basis: Area counted: 6,654 km², number of divers (corrected): 2,596 ind.*

Garthe 2003) und wies im Jahr 2011 und 2012 eine mittlere bis hohe Abundanz auf (Abb. 16 bis 17). Das Hauptvorkommen der Seetaucher mit sehr hohen Dichten befindet sich aber weiterhin im Nordosten der AWZ der deutschen Nordsee.

3.3 Vergleich verschiedener Verbreitungsdarstellungen

In den Abb. 18 bis 22 ist der Datensatz für das Frühjahr (März und April) der Jahre 2000 bis 2013 in verschiedener Form dargestellt. Abb. 18 zeigt eine Interpolation über die Fläche, Abb. 19 bis 21 Darstellungen in Rastern verschiedener Größen und Abb. 22 die Originaldaten.

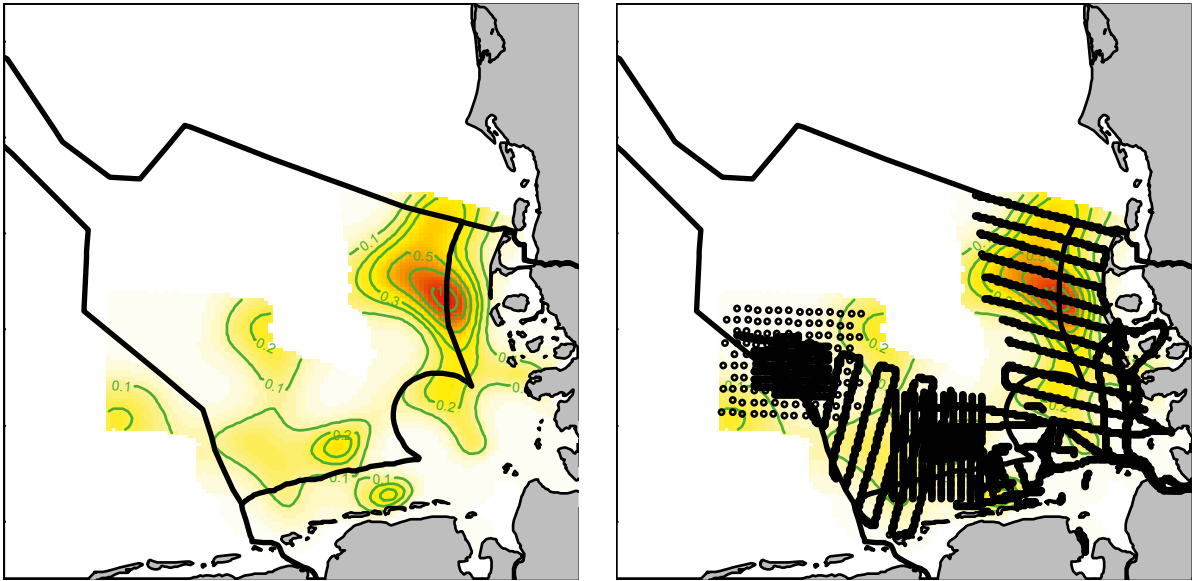


Abb. 13: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2005 (1.3. bis 30.4.). Vgl. auch Abb. 10. Datenbasis: Kartierte Fläche: 3.087 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 1.154 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2005 (1 Mar to 30 Apr). Data basis: Area counted: 3,087 km², number of divers (corrected): 1,154 ind.*

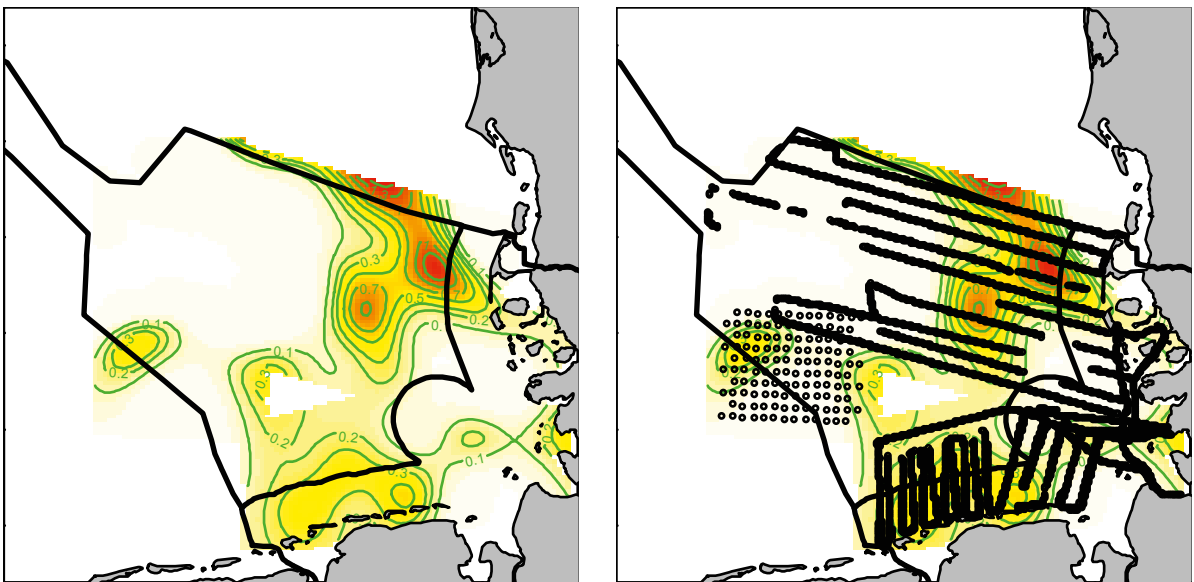


Abb. 14: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2006 (1.3. bis 30.4.). Vgl. auch Abb. 10. Datenbasis: Kartierte Fläche: 2.112 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 1.839 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2006 (1 Mar to 30 Apr). Data basis: Area counted: 2,112 km², number of divers (corrected): 1,839 ind.*

3.4 Seetaucher-Verbreitung in Bezug zu Schutzgebieten und Offshore-Windparks

Die Verbreitung der Seetaucher im Frühjahr überlagert sich stark mit dem SPA „Östliche Deutsche Bucht“, welches u. a. für Stern- und Prachtaucher etabliert wurde (Garthe et al. 2012; Abb. 23). Das Hauptvorkommen der Seetaucher dehnt sich noch etwas weiter nach Westen

aus und unterstützt damit weiterhin den Fachvorschlag für das EU-Vogelschutzgebiet aus dem Jahr 2003 (Garthe 2003); es steht in keinerlei Widerspruch zu dem o. g. Hauptkonzentrationsgebiet im Positionspapier des BMU (BMU 2009).

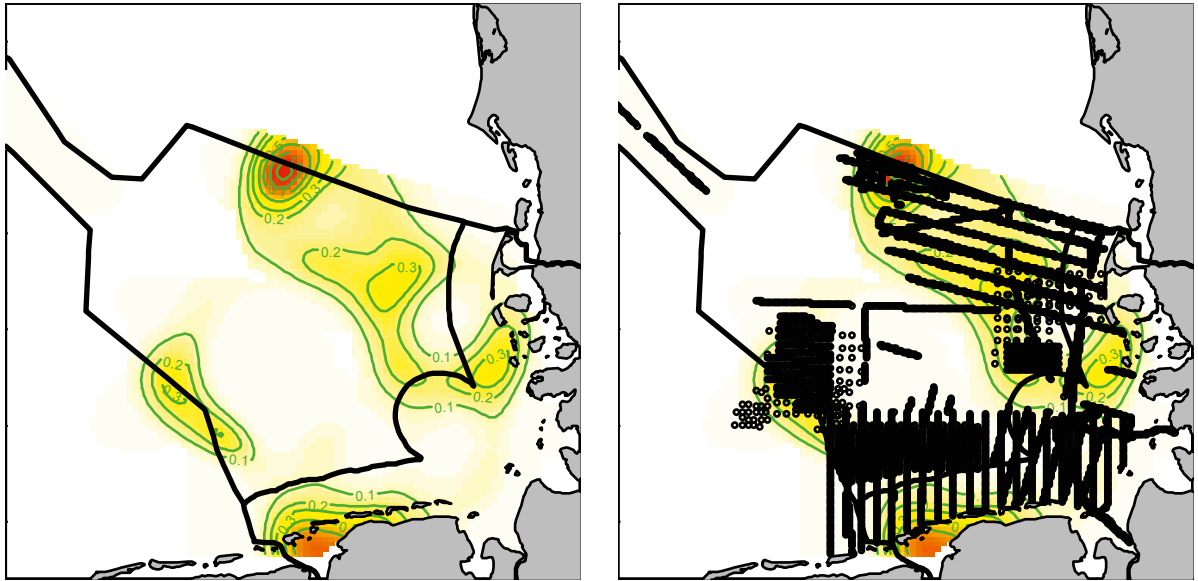


Abb. 15: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2010 (1.3. bis 30.4.). Vgl. auch Abb. 10. Datenbasis: Kartierte Fläche: 9.159 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 2.424 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2010 (1 Mar to 30 Apr). Data basis: Area counted: 9,159 km², number of divers (corrected): 2,424 ind.*

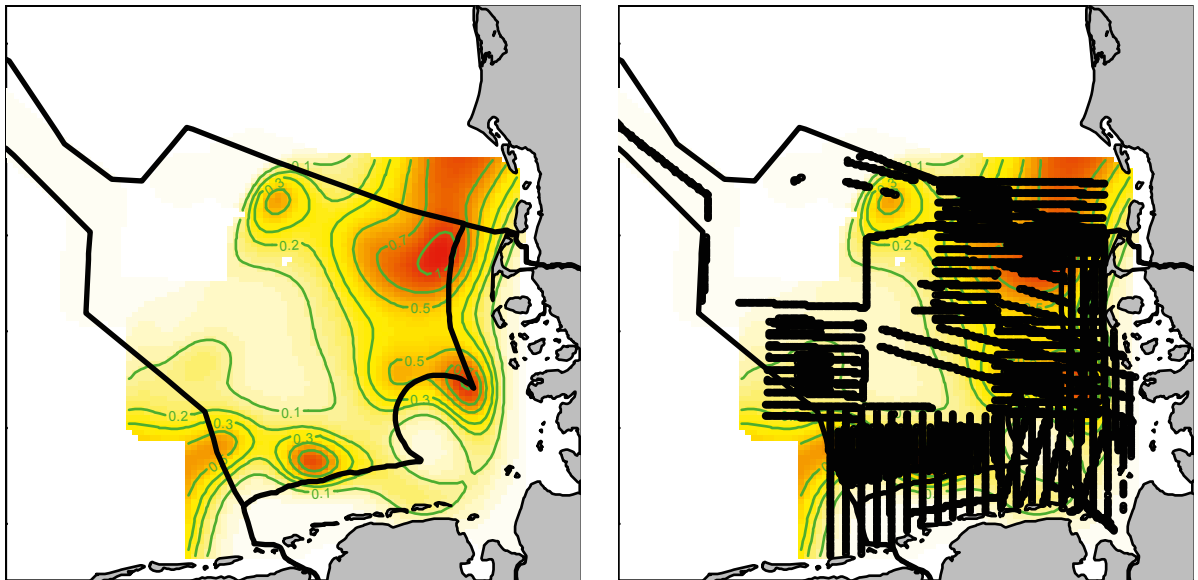


Abb. 16: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2011 (1.3. bis 30.4.). Vgl. auch Abb. 10. Datenbasis: Kartierte Fläche: 10.195 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 13.027 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2011 (1 Mar to 30 Apr). Data basis: Area counted: 10,195 km², number of divers (corrected): 13,027 ind.*

Inzwischen wurden einige OWPs in diesem Bereich errichtet. Die weiteren OWPs befinden sich größtenteils in Bereichen geringer bis sehr geringer Seetaucher-Vorkommen (Abb. 24).

3.5 Bestandsentwicklung

Der mittlere Frühjahrs-Bestand der Seetaucher in der deutschen Nordsee betrug für den Zeitraum 2002 bis

2013 gut 20.000 Ind. (Tab. 1). 75 % des Bestandes entfallen dabei auf die AWZ, 17 % auf das Küstenmeer Schleswig-Holsteins und 8 % auf niedersächsische Gewässer. Der Anteil der Sterntaucher betrug 92 % (Markones et al. unveröff. Daten; vgl. Material und Methode).

Der Frühjahrs-Bestand schwankte im Zeitraum 2002 bis 2012 stark (Abb. 25), eine signifikante Zu- oder Abnahme konnte nicht festgestellt werden (Trend =

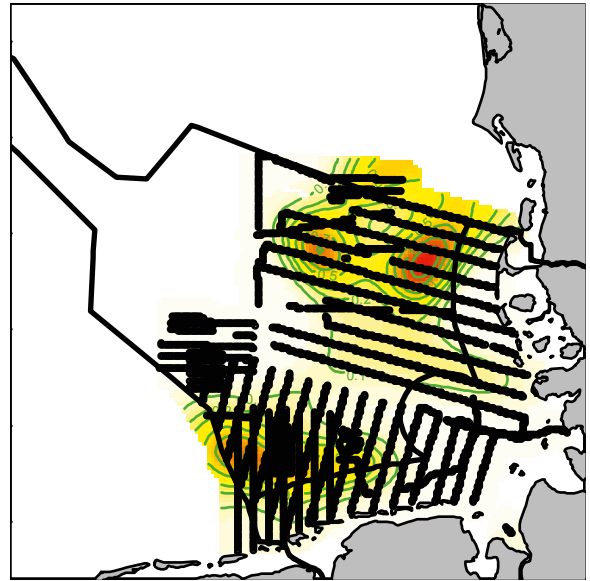
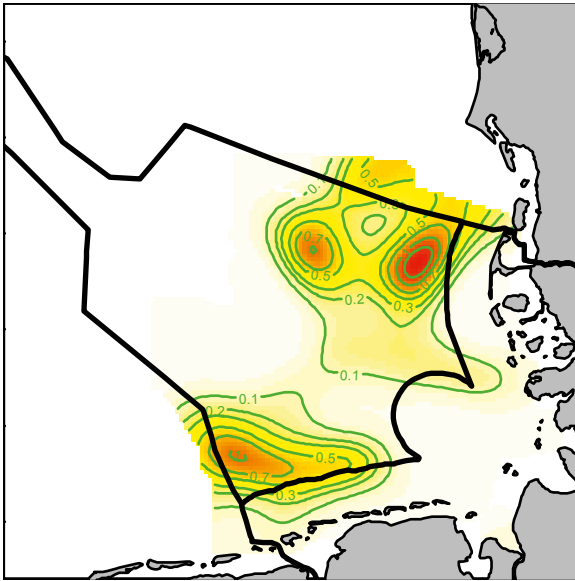


Abb. 17: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2012 (1.3. bis 30.4.). Vgl. auch Abb. 10. Datenbasis: Kartierte Fläche: 2.901 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 3.036 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2012 (1 Mar to 30 Apr). Data basis: Area counted: 2,901 km², number of divers (corrected): 3,036 ind.*

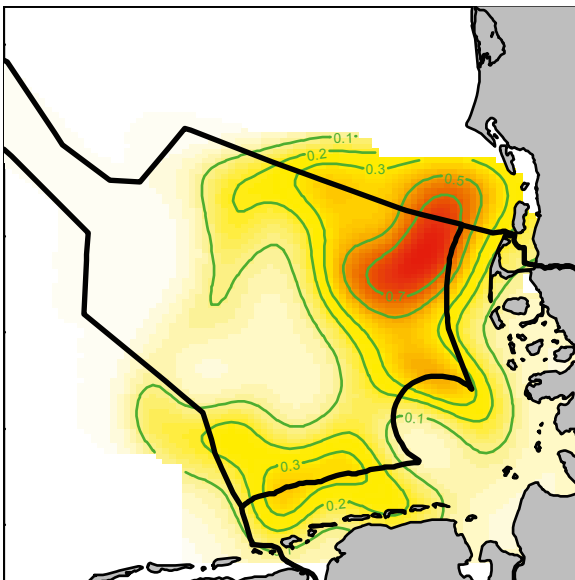


Abb. 18: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2000 bis 2013 (1.3. bis 30.4.), dargestellt als Interpolationskarte. Datenbasis: Kartierte Fläche: 57.557 km², Anzahl Seetaucher (korrigiert): 34.721 Ind. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2000 to 2013 (1 Mar to 30 Apr), presented as interpolation map. Data basis: Area counted: 57,557 km², number of divers (corrected): 34,721 ind.*

unsicher). Der in den Jahren 2007 bis 2009 festgestellte niedrige Seetaucher-Bestand fällt mit der fehlenden Abdeckung der Schwerpunktgebiete zusammen.

4. Diskussion

Als Anhang I-Arten der EU Vogelschutz-Richtlinie (VS-RL, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:020:0007:0025:de:PDF>) kommt Seetauchern ein besonderer Schutzstatus zu. In einem ersten Umsetzungsschritt der VS-RL wurden in Deutschland spezielle Vogelschutzgebiete (SPA) ausgewiesen. Neben Schutzgebieten in den Küstenmeeren sind hier besonders das SPA „Östliche Deutsche Bucht“ in der Nordsee und das SPA „Pommersche Bucht“ in der Ostsee zu nennen (Garthe 2006; Garthe et al. 2012). Für Seetaucher gilt ein strenges Artenschutzregime auch außerhalb der Schutzgebiete. Entsprechend Art. 5 VS-RL sind erhebliche Störungen dieser Arten unzulässig. Dem entspricht auch die nationale Umsetzung im besonderen Artenschutzrecht des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) 2010, § 44 Abs. 1 Nr. 2, welches mit Inkrafttreten des Gesetzes zum 1. März 2010 gemäß § 56 BNatSchG 2010 auf die AWZ ausgeweitet wurde. In Bezug auf die Genehmigung von OWPs sind Seetaucher als Bestandteil der Meeresumwelt geschützt. Deren Gefährdung stellt einen Versagungsgrund für den Bau von OWPs nach § 3 Satz 1 Nr. 1 der Seeanlagenverordnung (SeeAnlV) dar (Dahlke 2002). Zur Beurteilung des Raumanspruchs der Seetaucher und zur Bewertung der Seetaucher-Vorkommen bezüglich des Ausbaus der erneuerbaren Energien spielen aktuelle Verbreitungs- und Bestandsangaben deshalb eine große Rolle. Daher wurde in diesem Artikel eine aktuelle Übersicht über den gegenwärtigen Kenntnisstand gegeben. Insgesamt bestätigen sich die Interpretationen zum Seetaucher-Vorkommen bzgl. der Lage der Vogelschutzgebiete

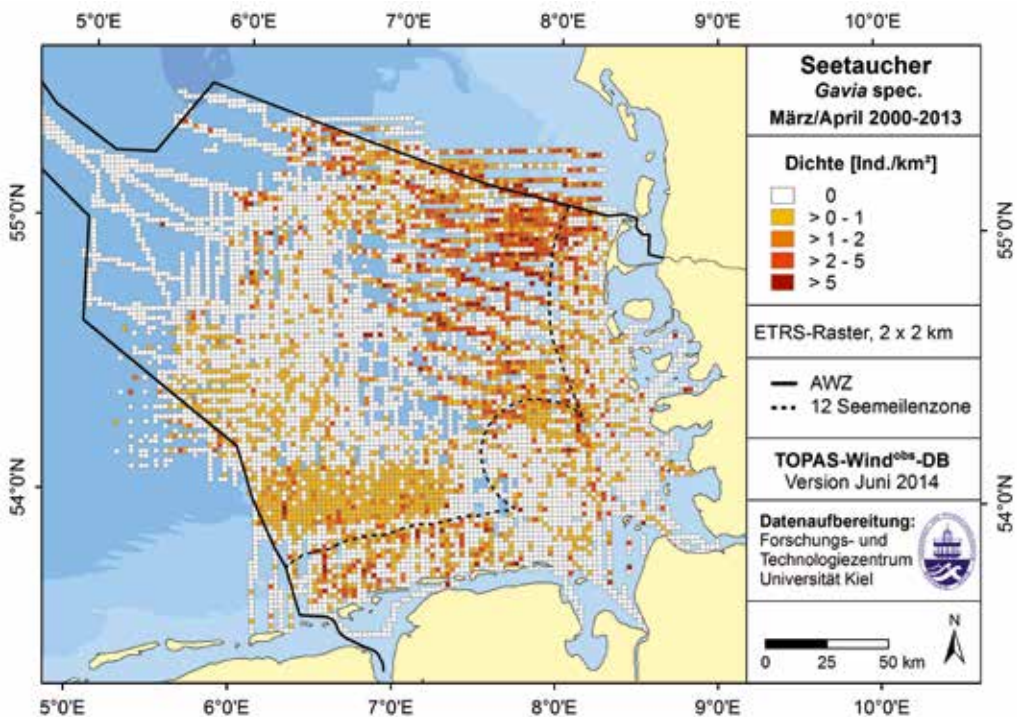


Abb. 19: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2000 bis 2013 (1.3. bis 30.4.), dargestellt als Rasterkarte mit einer Zellgröße von 2 km x 2 km. Die Datengrundlage entspricht Abb. 18. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2000-2013 (1 Mar to 30 Apr), presented as grid map with 2 km x 2 km cells. Data basis as in Fig. 18.*

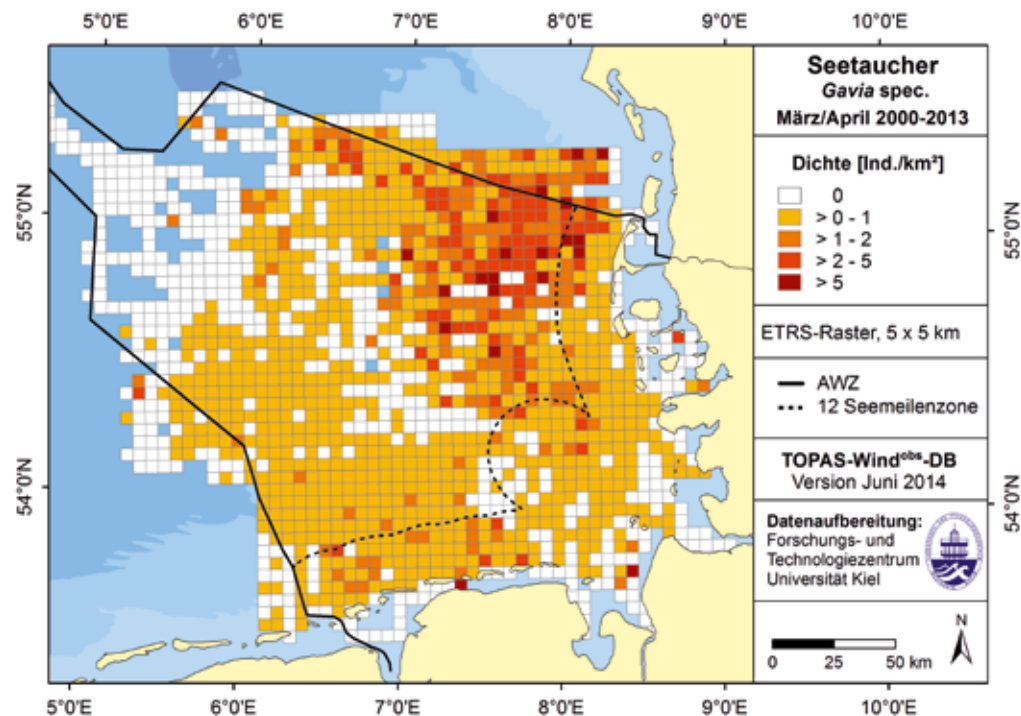


Abb. 20: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2000 bis 2013 (1.3. bis 30.4.), dargestellt als Rasterkarte mit einer Zellgröße von 5 km x 5 km. Die Datengrundlage entspricht Abb. 18. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2000-2013 (1 Mar to 30 Apr), presented as grid map with 5 km x 5 km cells. Data basis as in Fig. 18.*

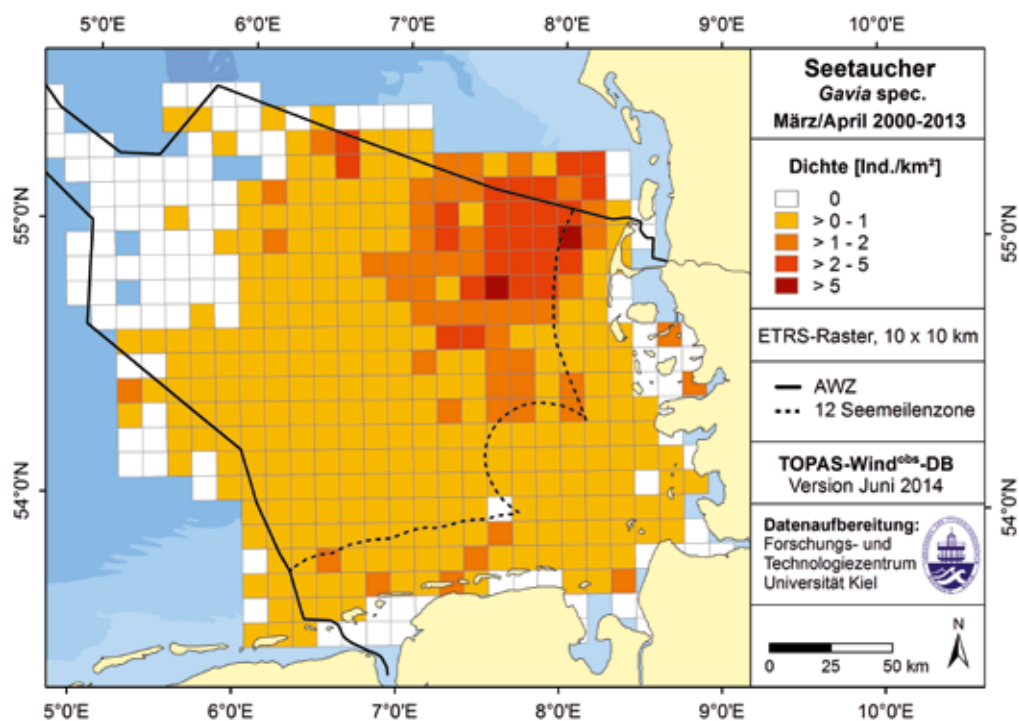


Abb. 21: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2000 bis 2013 (1.3. bis 30.4.), dargestellt als Rasterkarte mit einer Zellgröße von 10 km x 10 km. Die Datengrundlage entspricht Abb. 18. – Distribution of divers in the German Bight in spring 2000 to 2013 (1 Mar to 30 Apr), presented as grid map with 10 km x 10 km cells. Data basis as in Fig. 18.

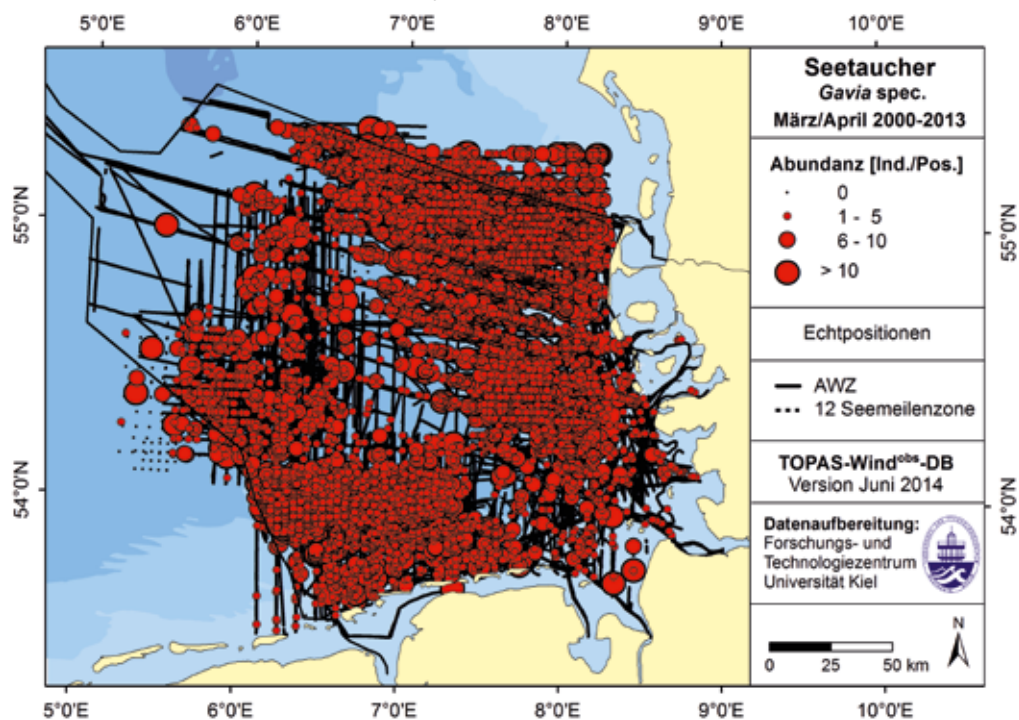


Abb. 22: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2000 bis 2013 (1.3. bis 30.4.), dargestellt ohne Rasterung, also mit den Originalpositionen. Die Datengrundlage entspricht Abb. 18. – Distribution of divers in the German Bight in spring 2000 to 2013 (1 Mar to 30 Apr), presented as original positions only. Data basis as in Fig. 18.

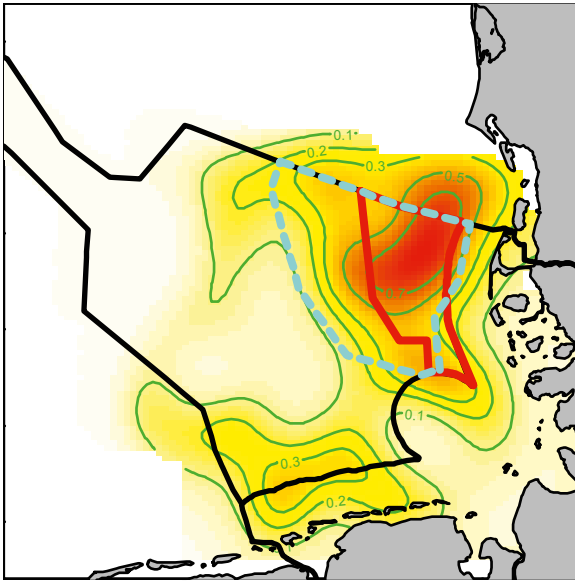


Abb. 23: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2000 bis 2013 (1.3. bis 30.4.). Zusätzlich ist das EU-Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“ mit einer roten Linie und das Gebiet der Hauptkonzentration der Seetaucher mit einer blau gestrichelten Linie gekennzeichnet. Die Datengrundlage entspricht Abb. 18. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2000 to 2013 (1 Mar to 30 Apr). In addition, the EU Special Protection Area “Eastern German Bight” (red line) and the so-called “main concentration area” of divers (blue line) are shown. Data basis as in Fig. 18.*

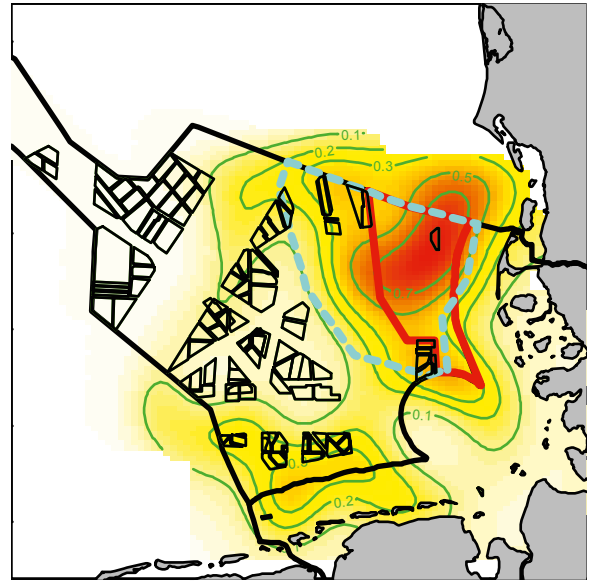


Abb. 24: Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr 2000 bis 2013 (1.3. bis 30.4.) im Zusammenhang mit der Lage aller Offshore-Windparks, die sich im Betrieb oder im Bau befinden bzw. genehmigt oder beantragt waren (Stand November 2013). Zusätzlich ist das EU-Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“ mit einer roten Linie und das Gebiet der Hauptkonzentration der Seetaucher mit einer blau gestrichelten Linie gekennzeichnet. Die Datengrundlage entspricht Abb. 18. – *Distribution of divers in the German Bight in spring 2000 to 2013 (1 Mar to 30 Apr) in relation to offshore wind farms that are in operation, under construction, approved or applied for (as of November 2013). In addition, the EU Special Protection Area “Eastern German Bight” (red line) and the so-called “main concentration area” of divers (blue line) are shown. Data basis as in Fig. 18.*

(Garthe et al. 2012) und des BMU-Positionspapiers (BMU 2009 bzw. Schwemmer et al. 2014).

Bedeutende Rastvorkommen von Seetauchern gibt es vor allem während des Frühjahrszugs, aber auch schon während des Herbstzugs und der Wintermonate. Lediglich in den Sommermonaten nutzen Seetaucher die deutsche Nordsee kaum. Das Vorkommen im März und April setzt sich auch nach Norden in die dänischen Gewässer weiter fort (Petersen & Nielsen 2011). Auch wenn die räumliche Ausdehnung dieses Schwerpunkt-vorkommens in der AWZ westlich der Insel Sylt von Jahr zu Jahr schwankt, ist das Vorkommen dort weitgehend beständig. Seetaucher sind in diesem Gebiet stark mit dem hydrographischen Frontensystem des Jütland Stroms assoziiert, dessen Lage und Ausdehnung u. a. in Abhängigkeit von Windverhältnissen variiert (Skov & Prins 2001). Da sich Seetaucher, vor allem der zahlenmäßig dominierende Sterntaucher, primär von benthopelagischen Fischen ernähren (z. B. Madsen 1957; Guse et al. 2009), ist davon auszugehen,

dass die Vögel ihrer Beute folgen und sich die Seetaucher-Vorkommen wegen der Mobilität vieler Fischarten stets leicht umverlagern. Eine gewisse, im Laufe der Jahre angestiegene, Bedeutung für die Seetaucher-Vorkommen im Frühjahr hat auch der Bereich nördlich der Ostfriesischen Inseln. Verglichen mit dem Vorkommen westlich der Insel Sylt sind diese Vorkommen aber deutlich geringer und weniger beständig ausgeprägt.

Der Frühjahrs-Bestand der Seetaucher in der Deutschen Bucht schwankt jahresweise, eine Zu- oder Abnahme ist derzeit nicht zu klären. Die Fortschreibung der Datenaufnahme im Rahmen der oben genannten Quellen wird hier in wenigen Jahren weitere Schlüsse ermöglichen. Der aktuell ermittelte Seetaucher-Bestand für die deutsche Nordsee liegt etwas höher als die letzte Angabe in Garthe et al. (2007), bei der 16.500 Stern- und 2.000 Prachtaucher als Frühjahrs-Bestand angegeben wurden. Diese Differenz lässt sich nicht als Zunahme erklären, sondern dürfte vor allem auf der in-

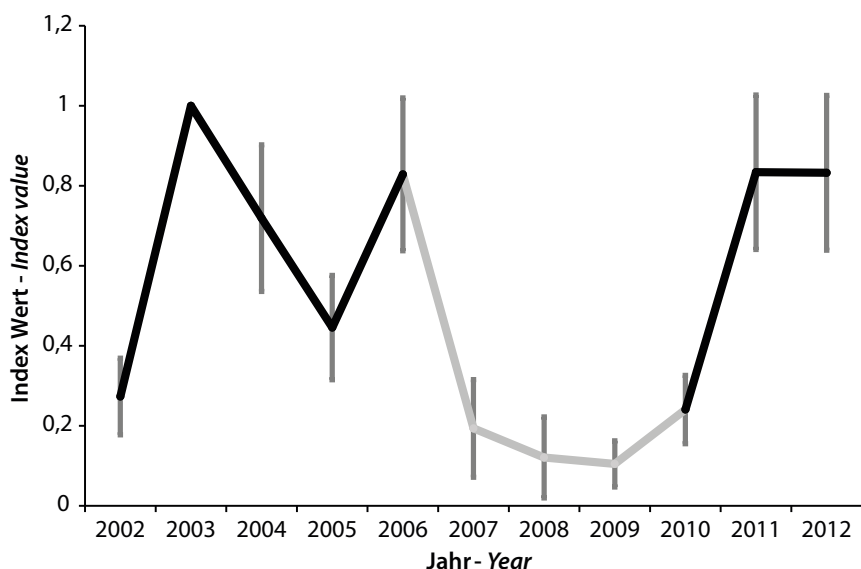


Abb. 25: Modellbasierte Bestandstrends der Seetaucher im Frühjahr (März bis April) in der Deutschen Bucht von 2002 bis 2012. Für das Frühjahr 2003 wurde die Bezugsgröße = 1 gesetzt. In Grau sind Jahre bzw. Trends mit nur geringer Abdeckung des Hauptvorkommens der Seetaucher markiert. – *Model-based population trends of divers in spring (March to April) in the German Bight from 2002 to 2012. Spring 2003 was set to 1 as reference value. Years and trends shown in grey illustrate poor coverage of the core study area.*

Tab. 1: Bestandsgrößen von Seetauchern insgesamt sowie von Sterntauchern und Prachttauchern in der deutschen Nordsee im Frühjahr 2002 bis 2013. Die Zahlen wurden auf Hunderter gerundet. – *Population size of total divers, Red-throated Divers and Black-throated Divers in the German North Sea in spring 2002 to 2013. Values were rounded to the next 100.*

	Summe Seetaucher <i>Total divers</i>	Sterntaucher <i>Red-throated Diver</i>	Prachttaucher <i>Black-throated Diver</i>
AWZ <i>Exclusive Economic Zone (EEZ)</i>	15.200 Ind.	14.000	1.200
Schleswig-Holstein	3.400 Ind.	3.100	300
Niedersachsen	1.600 Ind.	1.500	100
Gesamtbestand deutsche Nordsee <i>Total population size German North Sea</i>	20.200 Ind.	18.600	1.600

zwischen deutlich verbesserten Datenbasis und der Verwendung neuer, verbesserter Korrekturfaktoren basieren. Entsprechendes galt auch bereits zuvor für den Vergleich mit noch älteren, weniger belastbaren Bestandsabschätzungen (z. B. Garthe 2003).

Die Darstellung des gleichen Datensatzes mittels verschiedener Auswertemethoden, wie er hier für das Frühjahrs-Vorkommen über die Jahre 2000 bis 2013 veranschaulicht wurde, zeigt, dass jede Darstellung optisch leicht von anderen abweicht. Dies gilt zum einen für unterschiedlich große Rasterzellen (wie im Artikel dargestellt), zum anderen auch für unterschiedliche Häufigkeitsklassen und mögliche logarithmische Darstellungen (beide nicht dargestellt). Ferner ergibt sich bei einer flächigen Interpolation, wie sie bei fast allen Karten in diesem Artikel vorgenommen wurde, ein leicht anderes Bild als bei Rasterdarstellungen, da über die Transektlinien hinweg interpoliert wird. Für Abschätzungen des Raumbedarfs von zu schützenden Tieren bzw. Lebensräumen („Schutzgüter“) wie auch

für Nutzungen sind bei ausreichender Datenlage Interpolationen grundsätzlich geeigneter. Bei allen Auswertungen ist aber auch zu bedenken, dass sich mit jedem neuen Datensatz die Ergebniskarten geringfügig verändern können.

Abschließend lässt sich feststellen, dass sich trotz deutlich verbesserter Datenlage – unter Nutzung aller verfügbaren Daten – das Gesamtszenario des Seetaucher-Frühjahrsvorkommens in der deutschen Nordsee in den letzten 10 bis 15 Jahren nicht verändert hat. Weiterhin ist das SPA „Östliche Deutsche Bucht“ von großer Bedeutung, wobei sich bestätigt hat, dass die Seetaucher-Vorkommen deutlich ausgedehnter sind. Daher wird das „Hauptkonzentrationsgebiet“ gemäß BMU (2009) und Schwemmer et al. (2014) als Ausschlussgebiet für weitere Windparks dem Schutzbedarf der Seetaucher in stärkerem Maße gerecht. Innerhalb dieses Hauptkonzentrationsgebietes gibt es verschiedene OWPs, die inzwischen ihren Betrieb aufgenommen haben oder die derzeit errichtet werden. Inwieweit diese Offshore-Projekte die

großräumige Verteilung der Seetaucher in ihrem Hauptkonzentrationsgebiet und ggf. darüber hinaus beeinflussen, wird sich erst durch die Ergebnisse der jeweiligen Begleituntersuchungen und ergänzende großräumige Forschungsvorhaben ermitteln lassen.

Diese Auswertung ist gleichzeitig ein anschauliches Beispiel für die hohe zeitlich-räumliche Dynamik von Rastvogelbeständen und -vorkommen. Auch wenn die Meeresumwelt aufgrund der Hydrodynamik eine besondere räumliche Variabilität aufweist, legt die Analyse nahe, dass auch bei vielen terrestrischen Arten ähnliche Gegebenheiten zu erwarten sind. Ihre Kenntnis wäre nicht zuletzt für den Vogelschutz enorm wichtig.

Dank

Der Großteil der Auswertungen für diesen Artikel erfolgte im Rahmen des Gutachtens „Raumnutzung der Seetaucher in der Deutschen Bucht“, finanziert vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, und des Projektes „Erforschung der Raumnutzung und Raum-Zeit-Muster von Seevögeln und marinen Säugetieren in Nord- und Ostsee sowie Weiterentwicklung und Anpassung der Erfassungsmethoden (TopSpace)“, finanziert vom Bundesamt für Naturschutz. Investoren, Gutachterbüros und Fachbehörden stellten umfangreiche Datensätze zur Verfügung. M. Boethling, A. Binder und T. Merck standen für Beratungen jederzeit zur Verfügung. Das Manuskript profitierte von der Durchsicht durch M. Boethling, W. Fiedler, M. Hauswirth, O. Hüppop und T. Merck.

Zusammenfassung

Eines der wichtigsten Überwinterungsgebiete des Sterntauchers befindet sich im Seegebiet der deutschen Nordsee. Die Umsetzung der EU-Vogelschutz-Richtlinie in deutschen Gewässern verlangt einen besonderen Schutz für die Artengruppe der Seetaucher, zu der neben dem Stern- auch der Prachtaucher gehört. Ein erster wichtiger Schritt zu ihrem Schutz war die Errichtung zweier Vogelschutzgebiete in der AWZ der Nord- und Ostsee im Jahre 2004. Anthropogene Aktivitäten auf See, wie die Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen oder Schiffsverkehr, beeinflussen Seetaucher jedoch massiv. Im Zuge der fortschreitenden marinen Raumplanung ist es daher bedeutsam, dass Informationen zu Verteilungsmustern und zeitlichem Auftreten von Seetauchern in der deutschen Nordsee weiter verbessert werden. In diesem Artikel wird die aktuelle Datenlage zum räumlich-zeitlichen Auftreten von Seetauchern in der deutschen Nordsee präsentiert. Durch Zusammenführung von Daten aus Forschungsprojekten und Umweltverträglichkeitsstudien hat sich die Datenlage beträchtlich verbessert. Seetaucher wurden im Zeitraum 2000 bis 2013 durch schiffs- und flugzeugbasierte Zählungen erfasst. Auf Basis eines 1 km x 1 km Rasters wurden die Verteilungsmuster mit Hilfe von Generalisierten Linearen Modellen interpoliert.

Die ersten nennenswerten Vorkommen von Seetauchern im Jahresverlauf sind im Oktober im Bereich Ostfrieslands

zu finden. Das Vorkommen baute sich in den folgenden Wochen immer weiter auf, bis in den Wintermonaten schließlich fast im gesamten Küstenstreifen der deutschen Nordsee Seetaucher zu finden sind. Im Frühjahr verlagern sich die Gebiete höchster Dichten seewärts, und besondere Schwerpunkte befinden sich im Bereich des Vogelschutzgebietes „Östliche Deutsche Bucht“ vor Sylt. Mehrere Windparks liegen in Verteilungsschwerpunkten von Seetauchern. Der mittlere Frühjahrs-Bestand der Seetaucher in der deutschen Nordsee betrug für den Zeitraum 2002 bis 2013 gut 20.000 Individuen. Der Bestandstrend im Frühjahr zeigte keine signifikante Zu- oder Abnahme.

Die aktuellen Daten zum Auftreten von Seetauchern in der deutschen Nordsee wiesen eine gewisse jährliche Variabilität auf, die vermutlich mit Schwankungen in benthopelagischen Fischbeständen und hydrographischen Systemen erklärt werden kann. Das Kernvorkommen im Frühjahr lag über die Jahre hinweg konstant im Bereich des Vogelschutzgebietes „Östliche Deutsche Bucht“. Auch nach der deutlich verbesserten, aktuellen Datenlage dehnt es sich jedoch Richtung Westen über das Schutzgebiet hinweg aus. Es gibt bereits jetzt Windparks, die teils sehr deutlich mit dem Seetaucher-Vorkommen überlappen.

5. Literatur

- Bellebaum J, Bock C, Garthe S, Kube J, Schilz M & Sonntag N 2010: Vorkommen des Gelbschnabeltauchers *Gavia adamsii* in der deutschen Ostsee. Vogelwelt 131: 179-184.
- Bivand R, Keitt R & Rowlingson B 2014. Package „rgdal“ – Bindings for the geospatial data abstraction library. R package version 0.8-16. <http://cran.r-project.org/web/packages/rgdal/> (letzter Zugriff 15.5.2015).
- BMU 2009: Positionspapier des Geschäftsbereichs des Bundesumweltministeriums zur kumulativen Bewertung des Seetaucherhabitatverlusts durch Offshore-Windparks in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee als Grundlage für eine Übereinkunft des BfN mit dem BSH. Einführung eines neuen fachlich begründeten Bewertungsverfahrens. Berlin. (Ausführlich zitiert z. B. in Schwemmer et al. 2014)
- BSH 2001, 2003, 2007, 2013: Standard-Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg. <http://www.bsh.de/de/Produkte/Buecher/Standard/index.jsp> (letzter Zugriff 2.6.2015)
- BSH & BMU (Federal Maritime and Hydrographic Agency and Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety) 2014 (eds): Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus. Springer Spektrum, Wiesbaden.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL & Thomas L 2001: Introduction to distance sampling: estimating abundance in biological populations. TJ International, Padstow.
- Dahlke C 2002: Genehmigungsverfahren von Offshore-Windenergieanlagen nach der Seeanlagenverordnung. Natur und Recht 24: 472-479.
- Diederichs A, Nehls G & Petersen IK 2002: Flugzeugzählungen zur großflächigen Erfassung von Seevögeln und marinen Säugern als Grundlage für Umweltverträglichkeitsstudien im Offshorebereich. Seevögel 23: 38-46.

- Dierschke V, Exo K-M, Mendel B & Garthe S 2012: Gefährdung von Sterntaucher *Gavia stellata* und Prachtaucher *G. arctica* in Brut-, Zug- und Überwinterungsgebieten – eine Übersicht mit Schwerpunkt auf den deutschen Meeresgebieten. *Vogelwelt* 133: 163-194.
- Dierschke V, Garthe S & Mendel B 2006: Possible conflicts between offshore wind farms and seabirds in the German sectors of North Sea and Baltic Sea. In: Köller J, Köppel H & Peters W (Hrsg): *Offshore wind energy. Research on environmental impacts*: 121-143. Springer, Berlin.
- Dietrich G, Kalle K, Krauss W & Siedler G 1975: *Allgemeine Meereskunde. Eine Einführung in die Ozeanographie*. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- ESRI 2011: ArcGIS v. 10. ESRI, Redlands, California.
- Garthe S 2003: Verteilungsmuster und Bestände von Seevögeln in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der deutschen Nord- und Ostsee und Fachvorschläge für EU-Vogelschutzgebiete. *Ber. Vogelschutz* 40: 15-56.
- Garthe S 2006: Identification of areas of seabird concentrations in the German North Sea and Baltic Sea using aerial and ship-based surveys. In: von Nordheim H, Boedeker D & Krause JC (Hrsg): *Progress in marine conservation in Europe: Natura 2000 sites in German offshore waters*: 225-238. Springer, Berlin.
- Garthe S & Hüppop O 2004: Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *J. Appl. Ecol.* 41: 724-734.
- Garthe S, Hüppop O & Weichler T 2002: Anleitung zur Erfassung von Seevögeln auf See von Schiffen. *Seevögel* 23: 47-55.
- Garthe S, Markones N, Mendel B, Sonntag N & Krause J 2012: Protected areas for seabirds in German offshore waters: designation, retrospective consideration and current perspectives. *Biol. Conserv.* 156: 126-135.
- Garthe S, Sonntag N, Schwemmer P & Dierschke V 2007: Estimation of seabird numbers in the German North Sea throughout the annual cycle and their bio-geographic importance. *Vogelwelt* 128: 163-178.
- Guse N, Garthe S, Schirmeister B 2009: Diet of Red-throated Divers *Gavia stellata* reflects the seasonal availability of Atlantic Herring *Clupea harengus* in the southwestern Baltic Sea. *J. Sea Res.* 62: 268-275.
- Heinemann D 1981: A range finder for pelagic bird censusing. *J. Wildl. Manage.* 45: 489-493.
- Lewin-Koh NJ & Bivand R 2011: Maptools: Tools for 488 reading and handling spatial objects. R package version 0.8-10. <http://CRAN.R489project.org/package/maptools> (letzter Zugriff 15.5.2015).
- Madsen FJ 1957: On the food habits of some fish-eating birds in Denmark. Divers, grebes, mergansers, and auks. *Dan. Rev. Game Biol.* 3: 19-83.
- Markones N & Garthe S 2012: Ermittlung von artspezifischen Korrekturfaktoren für flugzeuggestützte Seevogelerfassungen als Grundlage für Bestandsberechnungen von Seevögeln im Rahmen des Monitorings in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee. Endbericht für das Bundesamt für Naturschutz, Vilm. https://www.ftz.uni-kiel.de/de/forschungsabteilungen/ecolab-oekologie-mariner-tiere/publikationen/dateien-publikationen-ecolab-marine-tiere/Korrekturfaktoren_Methodenvergleich_Endbericht_FTZ_Feb2012.pdf (letzter Zugriff 3.6.2015)
- Markones N, Guse N, Borkenhagen K, Schwemmer H & Garthe S 2014: Seevogel-Monitoring 2012 / 2013 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Bericht für das Bundesamt für Naturschutz, Vilm. https://www.ftz.uni-kiel.de/de/forschungsabteilungen/ecolab-oekologie-mariner-tiere/publikationen/publikationen-ecolab-gruppe-oekologie-mariner-tiere/dateien-publikationen-ecolab-marine-tiere/BfN_Monitoring_Seevogel_2012-2013_FTZ.pdf (letzter Zugriff 3.6.2015)
- Mendel B & Garthe S 2010: Kumulative Auswirkungen von Offshore-Windkraftnutzung und Schiffsverkehr am Beispiel der Seetaucher in der Deutschen Bucht. In: Kannen A, Schernewski G, Krämer I, Lange M, Janßen H & Stybel N (Hrsg): *Forschung für ein Integriertes Küstenzonenmanagement: Fallbeispiele Odermündungsregion und Offshore-Windkraft in der Nordsee*. *Coastline Rep.* 15: 31-44.
- Mendel B, Sonntag N, Wahl J, Schwemmer P, Dries H, Guse N, Müller S & Garthe S 2008: Artensteckbriefe von See- und Wasservögeln der deutschen Nord- und Ostsee. Verbreitung, Ökologie und Empfindlichkeiten gegenüber Eingriffen in ihren marinen Lebensraum. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 59. Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg.
- Pannekoek J & van Strien A 2005: TRIM 3 manual (Trends & Indices for Monitoring data). CBS Statistics Netherlands, Voorburg
- Petersen IK, Christensen TK, Kahlert J, Desholm M & Fox AD 2006: Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report, commissioned by DONG Energy and Vattenfall A/S, DK. http://www.folkcenter.net/gb/rd/wind-energy/publications_downloads_wind/ (letzter Zugriff 3.6.2015)
- Petersen IK, Nielsen RD 2011: Abundance and distribution of selected waterbird species in Danish marine areas. Report commissioned by Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. www.ens.dk/sites/ens.dk/files/byggeri/abundance_and_distribution_of_selected_waterbird_species_in_danish_marine_areas.pdf (letzter Zugriff 3.6.2015)
- R Development Core Team 2013: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org> (letzter Zugriff 15.5.2015).
- Schwemmer H, Kotzerka J, Mendel B & Garthe S 2014: Gemeinsame Auswertung von Daten zu Seevögeln für das ökologische Effektmonitoring am Testfeld „alpha ventus“ (SEABIRD-DATA). Endbericht zum Projekt „Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH – StUKplus“ für das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg. http://www.bsh.de/de/Mee-resnutzung/Wirtschaft/Windparks/StUKplus/Berichte/Abschlussberichte/Schlussbericht_Rastvogel_Gemeinsame_Auswertung_von_Daten_zu_Seevoegeln_fuer_das_oekologische_Effektmonitoring.pdf (letzter Zugriff 2.6.2015)
- Schwemmer P, Mendel B, Sonntag N, Dierschke V & Garthe S 2011: Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecol. Appl.* 21: 1851-1860.
- Skov H, Durinck J, Leopold MF & Tasker ML 1995: Important bird areas for seabirds in the North Sea including the Channel and the Kattegat. BirdLife International, Cambridge.

- Skov H & Prins E 2001. Impact of estuarine fronts on the dispersal of piscivorous birds in the German Bight. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 214: 279-287.
- Sonntag N, Mendel B & Garthe S 2006: Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostsee im Jahresverlauf. *Vogelwarte* 44: 81-112.
- Wood SN 2003: Thin-plate regression splines. Modelling and smoothing parameter estimation with multiple quadratic penalties. *J. R. Stat. Soc. B* 65: 95-114.
- Wood SN 2006: Generalized additive models: an introduction with R. Chapman and Hall, London.

Veränderungen im Zugverhalten des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* von den 1930er Jahren bis in die Gegenwart

Christof Herrmann, Juliane Wendt, Ulrich Köppen, Jelena Kralj & Klaus-Dieter Feige

Herrmann C, Wendt J, Köppen U, Kralj J & Feige KD 2015: Changes in the migration pattern of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* from the 1930s until today. *Vogelwarte* 53: 139-154.

From the north-eastern German breeding areas of the Great Cormorant (Mecklenburg-Western Pomerania, Brandenburg, Saxony, Saxony-Anhalt), ringing data are available for a period of more than 80 years. These data are unique for the Baltic Sea area. Cormorants were ringed as early as during the 1930s, and ringing was re-started after World War II in 1957. These ringing efforts resulted in a total of 2,061 recoveries until October 31, 2014 (including both ring recoveries and re-sightings). This number includes 287 recoveries from the winter season (16 November – 15 February), being used for the present analyses.

During the 1930s, three different migration routes could be distinguished: The south-eastern route, following the eastern coast of the Adriatic Sea down to Greece, in some cases even Turkey, the southern route, crossing Italy or Corsica/Sardinia to North Africa, and the western route to Western Europe.

The proportion of birds using the south-eastern route started to decline during the 1980s. Currently, this migration route is abandoned. This development is related to the population increase and range expansion of the European breeding population since the beginning of the 1980s. Data from the Croatian Bird Ringing Centre show, that winter recoveries in recent times mainly refer to birds from the northern and eastern Baltic, whereas recoveries from the south-western Baltic (Denmark, Schleswig-Holstein and Mecklenburg-Western Pomerania) are missing.

For the southern migration route, a decline of the migration distance is obvious. The mean co-ordinate of recoveries currently lies 740 km north of the mean co-ordinate found during the 1930s. Recoveries from North Africa have become rather exceptional in recent times.

Recoveries from the western migration route spread over the whole continent from the Mediterranean to the Atlantic coast. The birds may reach southern Spain, Portugal and even Morocco. There was no significant change in migration distance from 1932/33 until 2009/10; however, recently (2010/11 to 2013/14) the distance has increased significantly. Simultaneously, the proportion of birds using this migration route increased.

Wintering in areas near to the region of origin has increased since the 1980s. Recoveries within a distance of < 500 km from the reference point (i.e. the mean co-ordinate of the ringing sites) were rare until the 1980s, but after 1999/00 about one third of the Cormorants was recorded within this radius. Short distance migrants, however, usually do not remain in their regions of origin, but show a pronounced south-west migration.

The trend of wintering in areas near to the region of origin corresponds temporally to the establishment of winter populations on the Baltic coast. Birds wintering on the Baltic Sea coast of Mecklenburg-Western Pomerania mainly originate from more northern or eastern Baltic areas (Denmark, Sweden, Finland, Estonia, Russia), and the proportion of East German birds recovered here during the winter season is low.

Finally, another noticeable change is the use of inland sites for wintering. During the 1930s, the vast majority (94%) of wintering Cormorants was found in coastal areas. Since the 1980s, the proportion of birds recorded at inland sites exceeds 50%.

✉ CH, JW & UK: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, Goldberger Str. 12, D-18273 Güstrow.

E-Mail: christof.herrmann@lung.mv-regierung.de

JK: Institute of Ornithology CASA, Gundulićeva 24, HR-10000 Zagreb

KDF: Lewitzweg 23, D-19372 Matzlow

1. Einleitung

Bereits in den 1930er Jahren wurden unter der Leitung von Richard Stadie in den letzten zu jener Zeit noch in Deutschland bestehenden Brutkolonien junge Kormorane *Phalacrocorax carbo sinensis* beringt. Die Mehrzahl der Vögel wurde auf der Insel Pultz im Kleinen Jasmunder Bodden (Rügen) markiert, aber auch in den Kolonien im Jassener See (Hinterpommern), an der Brahe bei Pagdanzig (Grenzmark Posen - Westpreußen) und am Mahrungsee (Ostpreußen) wurden Kormorane beringt (Stadie 1934, 1939). Nach dem 2. Weltkrieg er-

folgten 1957 sowie in den 1960er Jahren zahlreiche Beringungen in der Kolonie Niederhof im heutigen Kreis Vorpommern-Rügen und ab den 1970er Jahren auch in binnenländischen Kolonien.

Da der Kormoran in den 1930er Jahren aufgrund intensiver Verfolgung aus weiten Teilen seines Verbreitungsgebietes verdrängt war (Herrmann 2011), ist die für Nordostdeutschland vorliegende Datenreihe im Ostseeraum einzigartig. Zwar verfügt auch die dänische Beringungszentrale über ein umfangreiches Berin-

gungsmaterial, dieses stammt jedoch ganz überwiegend aus der Zeit ab Mitte der 1970er Jahre. Dänemark wurde erst 1938 durch den Kormoran wiederbesiedelt. Die ersten Beringungen erfolgten 1940 und in den Folgejahren, jedoch wurden damals nur wenige Vögel markiert. In den 1950er und Anfang der 1960er Jahre wurden in Dänemark gar keine Kormorane beringt. Erst in der 2. Hälfte der 1960er Jahre wurde die Beringung wieder aufgenommen und ab Mitte der 1970er Jahre intensiviert (Bønløkke et al. 2006). Die dänischen Daten lassen somit für den Zeitraum von Anfang der 1930er bis Mitte der 1970er Jahre keine vergleichbaren Auswertungen zu.

Ein mit den von uns ausgewerteten Daten vergleichbar langjähriger Datensatz liegt aus den Niederlanden vor. Allerdings unterscheiden sich die Nordsee-Kormorane in ihrem Zugverhalten deutlich von den Vögeln des südbaltischen Raumes (Stadie 1939; Speek & Speek 1984; van Eerden & Munsterman 1986).

Veränderungen des Zug- und Überwinterungsverhaltens von Vögeln stehen gegenwärtig insbesondere im Kontext möglicher Auswirkungen des Klimawandels im Mittelpunkt des wissenschaftlichen Interesses (z. B. Møller et al. 2010). Für derartige Fragestellungen sind langjährige Datensätze, wie sie für den Kormoran vorliegen, von besonderer Bedeutung. Die vorliegende

Arbeit analysiert die Veränderungen des Zugverhaltens der Kormorane aus den nordostdeutschen Brutgebieten (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt) in den vergangenen 80 Jahren und diskutiert mögliche Ursachen.

2. Material & Methoden

2.1 Beringungsdaten

Bis 1964 wurden Kormorane in Deutschland mit Ringen der Vogelwarten Rossitten, Helgoland und Radolfzell markiert, ab 1965 auch mit Ringen der Beringungszentrale Hiddensee. Die Wiederfundmeldungen der mit Rossitten-Ringen markierten Kormorane gelangten nach dem Krieg an die Beringungszentrale Radolfzell und wurden von dieser freundlicherweise für unsere Auswertungen zur Verfügung gestellt. Dieser Datensatz umfasst insgesamt 146 Wiederfunde (WF) von Kormoranen, die auf der Insel Pultitz beringt wurden, sowie weitere 16 WF von Vögeln aus Kolonien außerhalb der heutigen ostdeutschen Bundesländer. Die Zahl der damals beringten Tiere ist nicht bekannt.

In den Jahren 1957 sowie 1962 und 1963 erhielten in der damals einzigen Kormoran-Brutkolonie Ostdeutschlands im Gutspark Niederhof südlich von Stralsund nestjunge Kormorane Ringe der Vogelwarte Helgoland. Nach Siefke & Berger (1979) wurden insgesamt 273 Kormorane beringt. Die daraus resultierenden 59 WF konnten ebenfalls für die Auswertungen genutzt werden.

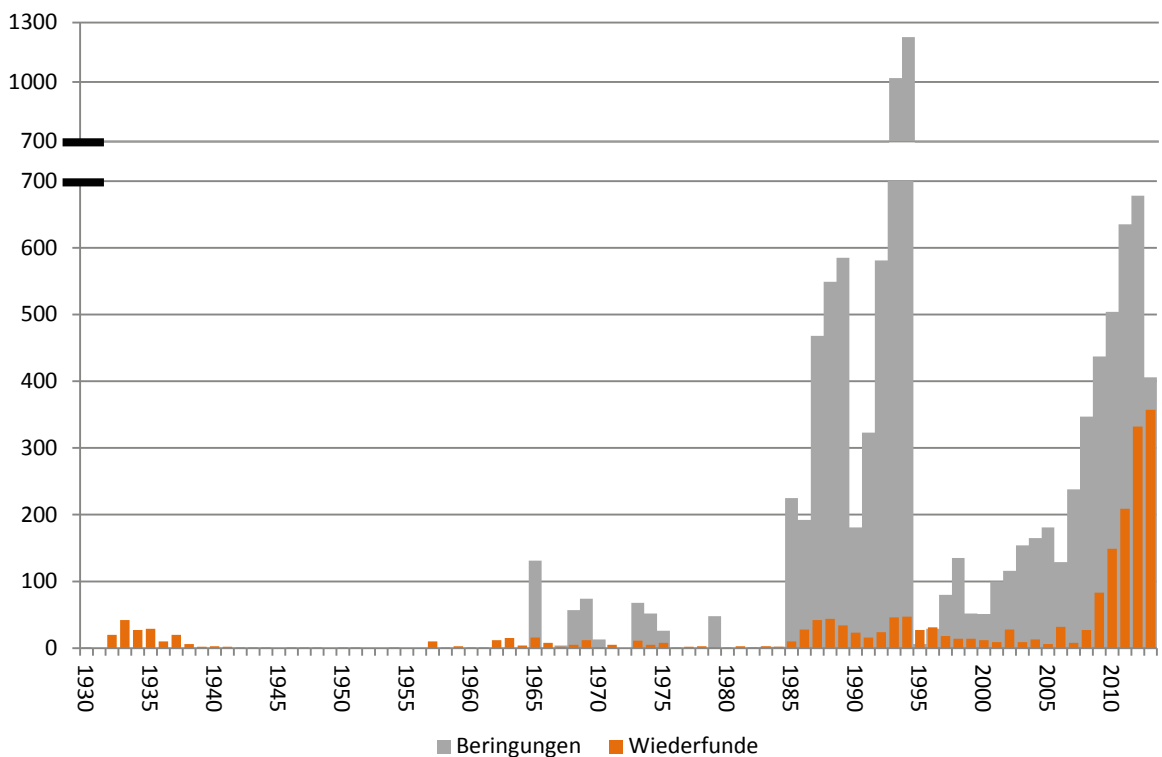


Abb. 1: Anzahl der jährlichen Beringungen im Zeitraum 1965–2013 sowie der Wiederfunde im Zeitraum 1932–2013. – *Annual numbers of Cormorants ringed during the period 1965–2013 and recoveries 1932–2013.*

Ab 1965 wurden in der Kolonie Niederhof Kormorane mit Hiddensee-Ringen markiert, ab 1970 auch in den Binnenlandkolonien Mecklenburg-Vorpommerns (Bolzer See, Torgelower See), in neu begründeten Küstenkolonien (Heuwiese, Tollow) sowie ab 1993 auch in Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen. In Thüringen fanden bis zum heutigen Tage keine Beringungen juveniler Kormorane mit Hiddensee-Ringen statt. Bis einschließlich 2013 wurden 10.269 Kormorane mit Hiddensee-Ringen markiert, von denen bis zum 31.10.2014 insgesamt 1.856 WF (Totfunde und Ringablesungen) vorlagen (Abb. 1). Es wurden bis auf wenige Ausnahmen ($n = 62$) nur nestjunge oder eben flügge Vögel beringt.

In Brandenburg werden Kormorane seit 2009 mit Farbringen markiert, in Mecklenburg-Vorpommern seit 2010. Die beträchtliche Zunahme von WF-Meldungen in jüngerer Zeit (Abb. 1, Tab. 2) ist durch die große Zahl von Ringablesungen an lebenden Vögeln bedingt.

Für die Analyse wurden alle Winter-WF (Definition s. u.) verwendet, die bis 31.10.2014 gemeldet wurden. Deren Beringungsorte sind in Tab. 1 und Abb. 2 dargestellt. Die Auswertungen beziehen sich ausschließlich auf Vögel, die nestjung oder eben flügge beringt wurden. Berücksichtigt wurden sowohl Meldungen von Totfunden als auch Ablesungen.

Bei mehrfachen Ablesungen eines Vogels innerhalb einer Überwinterungsperiode wurde nur der am weitesten vom Beringungsort entfernte Fundpunkt berücksichtigt. In der Regel beziehen sich Mehrfachmeldungen innerhalb einer Überwinterungsperiode jedoch auf nur ein Gebiet, sodass

die Koordinaten der Ablesungen identisch sind oder dicht beieinander liegen.

Für die Analyse der Herkunft überwinternder Kormorane in den Gebieten östlich der Adria lagen WF-Daten der kroatische Beringungszentrale vor. Es wurden nur WF von nestjung beringten Vögeln berücksichtigt ($n = 82$).

2.2 Definition Winter-Wiederfunde

Die Ringfunddaten von Stadie (1934, 1939) belegen, dass sich der Abzug der Kormorane noch bis in die erste Novemberhälfte hineinziehen kann: Bis zu dieser Zeit gab es auch damals einzelne WF-Meldungen aus der Umgebung von Rügen und aus Dänemark, während nach Mitte November WF ausschließlich aus Entfernungen von mehr als 900 km gemeldet wurden. Für den Hiddensee-Datensatz ist eine deutliche zeitliche Trennung zwischen Abzug und Überwinterung hingegen kaum noch möglich, da die Vögel zunehmend auch im Winter im näheren Umfeld des Brutgebietes anzutreffen sind. Der Heimzug und die Ankunft im Brutgebiet wiederum variieren mit der Winterhärte. In milden Wintern kann die Koloniebesetzung schon Anfang/Mitte Februar, die Eiablage Ende Februar (eigene Beobacht.) erfolgen. Vor diesem Hintergrund wurden Rückmeldungen aus dem Zeitraum zwischen dem 16. November und 15. Februar als Winter-WF gewertet (32 Datensätze Rossitten 1932-1954; 9 Datensätze Helgoland 1957-1963; 246 Datensätze Hiddensee 1965-2014). Es wurden nur Datensätze mit Angaben zum Funddatum berücksichtigt, die eine hinreichend sichere Zuordnung des WF zum definierten Winterzeitraum ermöglichen.

Tab. 1: Beringungsorte, Beringungsjahre und Anzahl der Winter-Wiederfunde (16. Nov. – 15. Febr.). – *Ringing locations, ringing years and numbers of winter recoveries (16 Nov. - 15 Febr.).*

Nr. no.	Beringungsort <i>ringing location</i>	Beringungsjahre <i>ringing years</i>	Anzahl Winter-WF <i>number of winter recoveries</i>
	Mecklenburg-Vorpommern		
1	Pulitz	1932-1935, 1937	32
2	Niederhof	1957, 1962-1963, 1965, 1967-1970, 1973-1975, 1979, 1985	24
3	Groß Gievitze (Torgelower See)	1985-1992	7
4	Mustin (Bolzer See)	1970, 1974, 1985-1990	6
5	Tollow	1985-1994, 1997-1998	43
6	Heuwiese	1991-1994, 2010-2013	61
	Brandenburg		
7	Rietzer See	1995-2011	22
8	Schwedt	2001-2013	48
9	Sedlitz	2011-2013	4
10	Kleinkoschen	2002	1
11	Riebener See	2002-2005	1
12	Eggsdorf, Luckau	2011-2013	2
	Sachsen-Anhalt		
13	Halle	1999-2001	1
14	Bitterfeld	2008-2013	20
	Sachsen		
15	Lohsa	1993	2
16	Kunnerwitz	2008-2012	13
	Gesamt - <i>total</i>		287

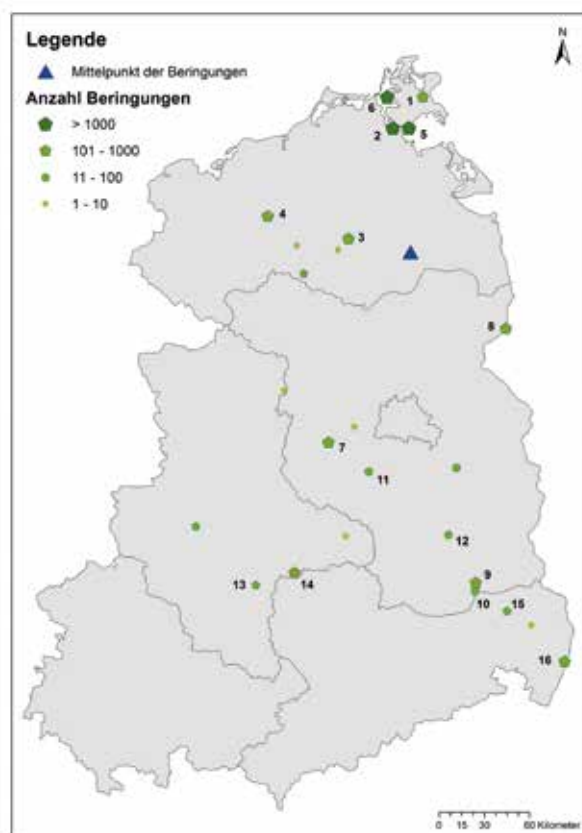


Abb. 2: Beringungsorte nestjunger Kormorane in den nordöstlichen Bundesländern. Das blaue Dreieck stellt den Mittelpunkt der Koordinaten der Beringungen der in der Analyse berücksichtigten Individuen ($n = 287$) dar. Die Nummerierungen der Kolonien entspricht derjenigen in Tab. 1. Von Beringungsorten ohne Nummer liegen keine Winter-Wiederfunde vor. – *Ringling locations of Cormorant nestlings in the north-eastern German Federal States. The blue triangle shows the mean coordinate of the ringing sites of the birds used for the analyses ($n = 287$). The numbers refer to those given in table 1. Ringing sites without number did not provide winter recoveries.*

2.3 Zeitabschnitte der Analyse

Für die Analyse der zeitlichen Veränderungen des Überwinterungsverhaltens wurden die WF sechs Zeitabschnitten zugeordnet (Tab. 2).

Tab. 2: Zeitabschnitte und Anzahl der Wiederfunde. – *Numbers of winter recoveries according to periods.*

Zeitraum period	Anzahl Wiederfunde number of recoveries
11/1932-02/1938	31
11/1950-02/1980	22
11/1980-02/1990	25
11/1990-02/2000	58
11/2000-02/2010	55
11/2010-02/2014	96
Gesamt - total	287

2.4 Räumliche Abgrenzung der Zugwege und der Überwinterungsgebiete

Nach Köppen (2007) bzw. Heinicke & Köppen (2007) lassen sich drei Abzugsrichtungen der in Ostdeutschland brütenden Kormorane in räumlich getrennte Überwinterungsgebiete unterscheiden (Abb. 3):

- Der **südöstliche Zugweg** führt entlang der Flüsse Oder, Neiße bzw. Elbe nach Böhmen und weiter ins zentrale und

östliche Österreich und von dort zur östlichen Küste der Adria. Die Vögel gelangen auf diesem Zugweg bis nach Mazedonien, Albanien, Griechenland und in Einzelfällen sogar bis in die Türkei.

- Der **südliche Zugweg** führt entlang der Flüsse Elbe und Saale nach Bayern und weiter über den Alpenraum nach Norditalien. Von hier aus ziehen die Kormorane, sofern sie nicht im Alpenraum oder in Norditalien überwintern, entweder über Korsika/Sardinien oder Italien/Malta bis nach Nordafrika (Tunesien, Algerien).
- Der **westliche Zugweg** folgt z. T. der Nordsee- und der Atlantikküste bis in den Golf von Biskaya. Teilweise überwintern die Vögel aber auch im französischen Binnenland oder folgen offenbar der Rhône bis an die Küste des Mittelmeeres. Von der iberischen Halbinsel liegen WF sowohl von der Mittelmeer- als auch Atlantikküste sowie von binnenländischen Flüssen, Seen und Stauseen vor.

Als viertes Überwinterungsgebiet wird in dieser Analyse der **Nahbereich** betrachtet, welcher das Gebiet innerhalb eines Radius von 500 km um den mittleren Beringungsort umfasst.

2.5 Entfernungsanalysen

Für die Entfernungsanalysen wurde der Mittelwert der Beringungskordinaten der in der Auswertung berücksichtigten Kormorane als Bezugspunkt verwendet (Abb. 2). Den statistischen Tests wurde ein Signifikanzniveau von 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit zugrunde gelegt.

Die statistische Signifikanz von Veränderungen der Zugweglängen wurde durch Mittelwertvergleiche der Entfernungen mittels Welch-Test geprüft. Der Welch-Test ist auch gegenüber Abweichungen von der Normalverteilung robust. Die statistische Sicherheit der Trends von Veränderungen der Zugweglängen wurde mit dem Fisher-Signifikanztest für lineare Pearson-Korrelationskoeffizienten geprüft (t-Test, Rasch et al. 1973). Für die Berechnung der statistischen Maßzahlen wurde nach Möglichkeit das Programm WinSTAT für Excel von R. K. Fitch genutzt. Spezielle Tests (z. B. Cochran-Test, Chi²-Tests) wurden mittels geeigneter Makros für Excel programmiert (Feige 1980; Herrendörfer et al. 1982).

2.6 Differenzierung der Wiederfunde nach Binnenland und Küste

WF mit einer Entfernung von bis zu 20 km landeinwärts von der Küstenlinie wurden der Küste zugerechnet. Innere See- und Gewässer wie Bodden, Buchten und Ästuar wurden als Küstenlebensräume gewertet.

3. Ergebnisse

3.1 Veränderungen der Zugwege und der Zugdistanzen

In Abb. 3 sind die für die vorliegende Auswertung verwendeten Winter-WF sowie die Mittelpunktkoordinaten und Standardabweichungen für die unterschiedlichen Zugwege und Zeiträume dargestellt. Die Analyse von Veränderungen von Zugdistanzen erfolgt für die einzelnen Zugwege getrennt. Neben Veränderungen der Zugentfernungen werden auch zeitliche Veränderungen in der Verteilung der WF auf die einzelnen Zugwege dargestellt (Abb. 4).

Südöstlicher Zugweg

Zwischen den 1930er Jahren und dem Zeitraum 1950/51 bis 1979/80 haben sich die Zugentfernungen, die auf dem südöstlichen Zugweg zurückgelegt wurden, nicht signifikant verändert (Abb. 5). Andererseits ist auch die Homogenitäts-Nullhypothese wegen des zu kleinen Gesamtstichprobenumfangs ($n = 19$) nicht gesichert.

Auch der Anteil von Vögeln, die diesen Zugweg nutzten, war in beiden Zeitabschnitten gleich (Abb. 4). Die Kormorane zogen zu jener Zeit an die dalmatische Küste, bis in das südliche Griechenland und in Einzelfällen sogar bis in die Türkei. Die weiteste Zugentfernung wurde von einem Vogel, welcher 1965 in Niederhofberingt und im Januar 1975 aus der Umgebung von Fethiye in der Türkei zurückgemeldet wurde, zurückgelegt (Entfernung zum Beringungsort 2.309 km).

Ab den 1980er Jahren setzte eine kontinuierliche, signifikante Verkürzung der Zugentfernungen der in südöstlicher Richtung ziehenden Kormorane ein, bei gleichzeitiger Abnahme des Anteils der Vögel, die diesen Zugweg nutzten. Aus dem Zeitraum 2000/01 bis 2009/10 liegen nur noch drei WF aus Slowenien (1) und aus der südlichen Tschechien (2) vor. Die letzte WF-Meldung, die diesem Zugweg zugeordnet werden kann, stammt vom 30.01.2006 von der Lužnice, einem Nebenfluss der Moldau im südlichen Tschechien. Aus dem Zeitraum 2010/11 bis 2013/14 fehlen Meldungen vom südöstlichen Zugweg. Eine Abnahme der WF-

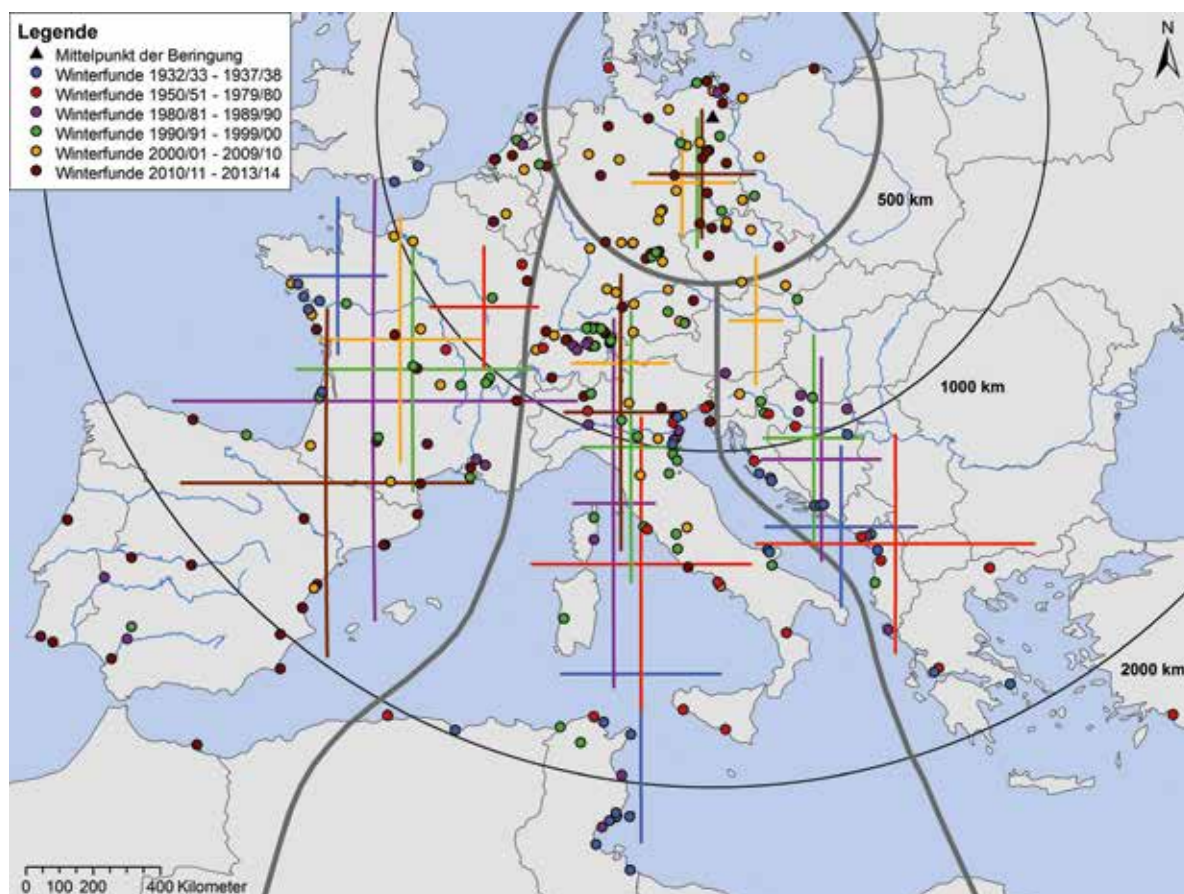


Abb. 3: Geografische Verteilung der Winter-Wiederfunde sowie mittlere Koordinaten mit Standardabweichungen für unterschiedliche Zugwege und Zeiträume. Die Zugwege sind durch graue Linien abgegrenzt. – *Geographical distribution of winter recoveries and mean coordinates with standard deviations for different migration routes and periods. The separation of migration routes is shown by grey lines.*

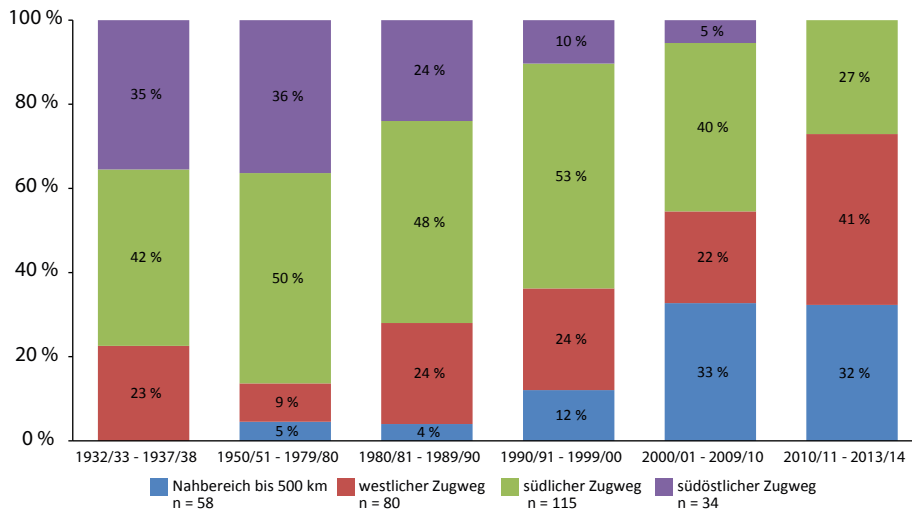


Abb. 4: Prozentuale Verteilung der Winter-Wiederrückfunde auf die Zugwege in den einzelnen Zeitabschnitten. – *Proportions of winter recoveries of different migration routes for different periods.*

oder Meldewahrscheinlichkeit als Ursache für diesen Trend kann ausgeschlossen werden, da Ringfundmeldungen von Kormoranen aus anderen Herkunftsregionen aus dieser Region auch aus jüngerer Zeit in großer Zahl vorliegen. Im kroatischen Ringfundmaterial

stammen z. B. ca. 30 % der WF aus dem Zeitraum 2000 bis 2013.

Die Aufgabe des südöstlichen Zugweges durch Kormorane aus dem südwestlichen Ostseeraum wird auch durch eine Analyse der Herkunft der östlich der Adria

überwinternden Vögel bestätigt, für die Ringfunddaten aus Kroatien zur Verfügung standen (Abb. 6).

Bis zum Winter 1979/80 stammten die in Kroatien wiedergefundenen Kormorane ($n = 13$) aus Dänemark (Vorsø) und Nordostdeutschland (Pulitz, Niederhof). Mit der Ausdehnung des baltischen Brutareals in den 1980er und 1990er Jahren erschienen in Kroatien zunehmend auch Vögel aus den neu besiedelten nordöstlichen baltischen Gebieten. Auch die Überwinterung einzelner Kormorane aus Norwegen (aus dem Areal der Unterart *Phalacrocorax carbo carbo*) bzw. aus der Pannonischen Tiefebene (Ungarn, nördliches Serbien) ist in diesem und im folgenden Zeitraum nachweisbar (Gesamtzahl der WF: 44). Im Zeitraum ab dem Winter 2000/01 ($n = 25$) fehlen Vögel aus dem südwestlichen Ostseeraum völlig. Der letzte Nachweis eines in Dänemark beringten Kormorans in Kroatien datiert auf den 15.04.1994, der letzte Nachweis eines Vogels von der deutschen

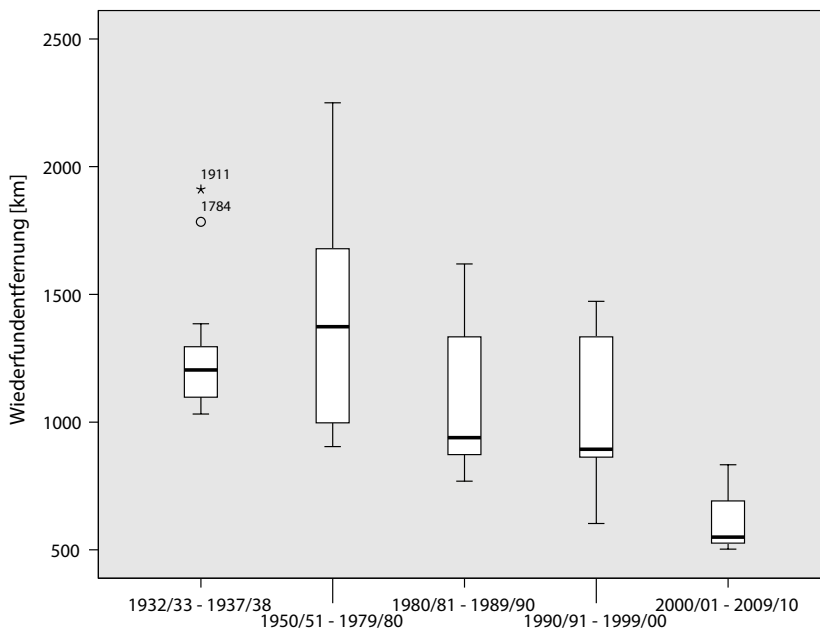


Abb. 5: Verteilung der Wiederrückfunderntfernungen auf dem südöstlichen Zugweg. Zwischen den Zeitintervallen 1932/33-1937/38 und 1950/51-1979/80 bestehen keine signifikanten Unterschiede der Zugweglängen. Im Zeitintervall 1950/51-1979/80 bis 2000/01-2009/10 ist die Zugwegverkürzung statistisch signifikant (Pearson-Korrelationskoeffizient; $r = -0,44$, $n = 23$). Aus dem Zeitraum 2010/11-2013/14 liegen keine Wiederfund-Meldungen vor. – *Distances of winter recoveries on the south-eastern migration route. There are no significant differences between the periods 1932/33-1937/38 and 1950/51-1979/80. The reduction of the migration distance during the periods 1950/51-1979/80 to 2000/01-2009/10 is statistically significant (Pearson correlation coefficient; $r = -0,44$; $p < 0.05$; $n = 23$). There are no recoveries from the period 2010/11-2013/14.*



Abb. 6: Herkunft der Kormorane, die im Winter in Kroatien gefunden wurden, in unterschiedlichen Zeitabschnitten. Vor 1980/81 (oben links) stammen die Kormorane aus Nordostdeutschland und Dänemark. In den 1980er und 1990er Jahren (oben rechts) streuen die Herkunftsorte über den gesamten Ostseeraum. Im Zeitabschnitt nach 1999/2000 (unten links) fehlen Wiederfunde aus dem südwestlichen Ostseeraum. – *Origin of Cormorants wintering in Croatia in different periods. Before 1980/81, Cormorant winter recoveries in Croatia originated from the south-western Baltic (north-east Germany, Denmark). During the 1980s and 1990s, the sites of origin spread across the whole Baltic. After 1999/2000, recoveries from the south-western Baltic are missing.*

Ostseeküste auf den 10.11.1996. Der überwiegende Anteil der jetzt in Kroatien überwinternden Kormorane stammt aus der zentralen und nördlichen Ostsee. Unter den WF gibt es nur zwei Vögel aus östlicheren Gebieten (vom Mittellauf der Oder).

Südlicher Zugweg

Der südliche Zugweg umfasst Süddeutschland, den Alpenraum, Italien, Korsika und Sardinien sowie Nordafrika (Tunesien, Algerien). Auch der Mittel- und Oberlauf des Rheins werden diesem Zugweg zugeordnet.

Die durchschnittliche Zugentfernung hat sich von den 1930er Jahren bis zur Gegenwart signifikant verkürzt (Abb. 7). Aus den 1930er Jahren liegen Rückmeldungen

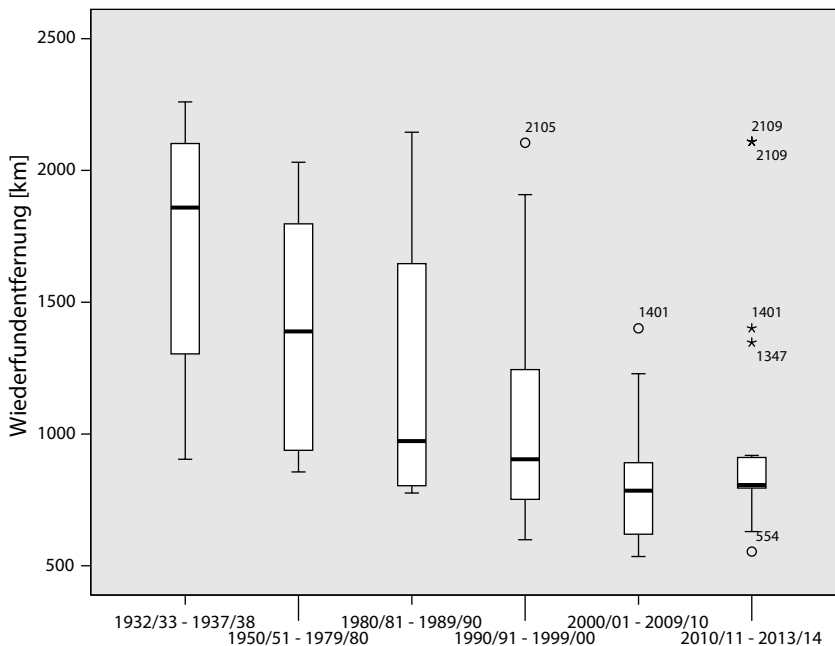


Abb. 7: Verteilung der Wiederfundentfernungen auf dem südlichen Zugweg. Die Zugwegverkürzung ist für den Gesamtzeitraum 1932/33–2013/14 statistisch signifikant (Pearson-Korrelationskoeffizient; $r = -0,56$; $n = 115$). Für den Zeitraum 1932/33–2009/10 ergibt sich bei gleichfalls signifikanter Zugwegverkürzung ein Korrelationskoeffizient von $r = -0,60$; $n = 90$. – *Distances of winter recoveries on the southern migration route. The reduction of the migration distance during the period 1932/33–2013/14 is statistically significant (Pearson correlation coefficient; $r = -0,56$; $n = 115$). For the period 1932/33–2009/10, the correlation coefficient is $r = -0,60$; $n = 90$.*

von der nördlichen Adria, aus Mittelitalien und aus Nordafrika vor. Die mittlere Entfernung aller WF zum Bezugspunkt der Beringungsorte betrug 1.688 km. Im Zeitabschnitt 2000/01 bis 2009/10 liegen die Meldungen hingegen deutlich weiter nördlich - in Süddeutschland, in der Schweiz sowie in Nord- und Mittelitalien. Die durchschnittliche Entfernung zum mittleren Beringungsort betrug nur noch 806 km (Abb. 7). Meldungen aus Süditalien oder Nordafrika fehlen völlig, treten aber im nachfolgenden Zeitabschnitt wieder vereinzelt auf. Zwischen den Zeiträumen 2000/01 bis 2009/10 und 2010/11 bis 2013/14 bestehen hinsichtlich der Zugentfernung keine statistisch signifikanten Unterschiede.

Der südliche Zugweg war in allen Zeitabschnitten von den 1930er Jahren bis einschließlich 2000/01 bis 2009/10 der prozentual am stärksten genutzte. Lediglich im jüngsten Zeitabschnitt 2010/11 bis 2013/14 nahm der Anteil der Vögel deutlich ab, während gleichzeitig der Anteil der Vögel auf dem westlichen Zugweg zunahm (Abb. 4).

Westlicher Zugweg

Für den westlichen Zugweg bestehen während der ersten fünf Zeitabschnitte keine signifikanten Trends hinsichtlich der mittleren Zugentfernung (Abb. 8). Die mittleren Zugentfernungen schwanken zwischen 888 km im Zeitabschnitt 1957/58 bis 1979/80 und 1.367 km im Zeitabschnitt 1980/81 bis 1989/90 bei teilweise sehr großen Standardabweichungen. Im jüngsten Zeitraum 2010/11 bis 2013/14 gibt es hingegen eine deutliche Zunahme der Zugentfernung auf 1.611 km (Abb. 8). Die Differenz der Mittelwerte der Zugentfernungen

zwischen den Zeiträumen 2000/01 bis 2009/10 und 2010/11 bis 2013/2014 ist statistisch signifikant (Welch-Test, $t = 3,13$, Freiheitsgrade = 49). Auffällig ist in diesem Zeitabschnitt auch die vergleichsweise hohe Zahl ($n = 14$) von Rückmeldungen mit Zugentfernungen > 2.000 km aus Spanien, Portugal und Marokko (Abb. 3).

Die räumliche Verteilung der WF zeigt deutliche Unterschiede zwischen den 1930er Jahren und den späteren Zeiträumen: In den 1930er Jahren liegen die WF-Orte ausschließlich an der Atlantikküste (einschließlich Ärmelkanal), während sie in späteren Zeiträumen über das gesamte französische Binnenland und die iberische Halbinsel streuen (Abb. 3; s. hierzu auch Siefke & Berger 1979).

Der Anteil der Vögel, die vom westlichen Zugweg zurückgemeldet wurden, liegt im 20. Jh. und in der ersten Dekade des 21. Jh. überwiegend recht stabil zwischen 22 und 24 %. Eine Abweichung besteht lediglich für den Zeitabschnitt 1957/58 bis 1979/80, in dem nur 9 % der Winter-WF dem westlichen Zugweg zuzuordnen sind. Der geringe Anteil ist jedoch statistisch nicht gesichert (Stichprobengröße für alle Zugwege: 22). In jüngster Zeit (2010/11 bis 2013/14) ist jedoch eine Verlagerung des Zuggeschehens auf die westliche Zugroute festzustellen, der Anteil der WF stieg auf 41 % (Abb. 4).

Nahbereich

Überwinterungen von Kormoranen im Nahbereich traten vor den 1990er Jahren nur sehr vereinzelt auf. In dem hier ausgewerteten Ringfundmaterial liegen aus diesem Zeitraum nur drei WF vor:

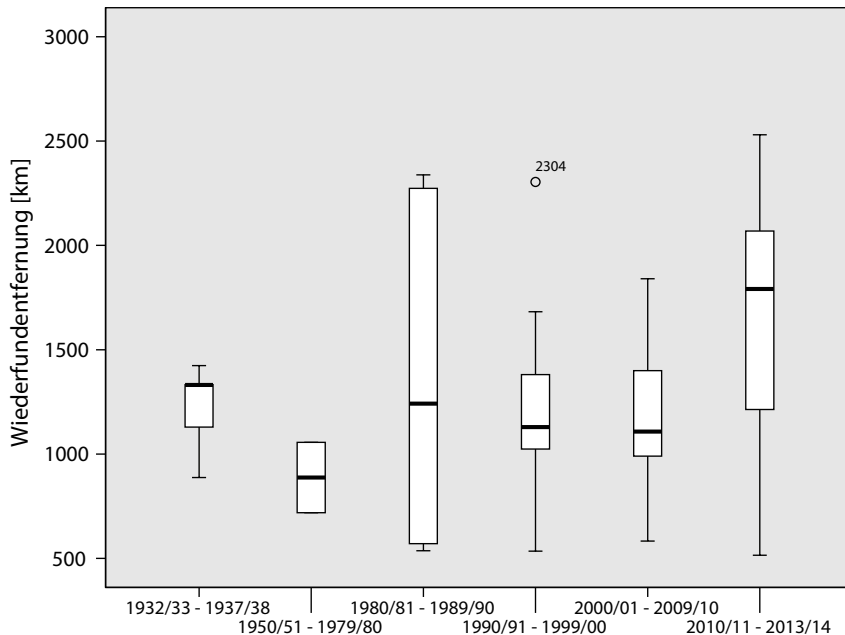


Abb. 8: Verteilung der Wiederfundentfernungen auf dem westlichen Zugweg. Der Pearson-Korrelationskoeffizient zeigt für die Zeiträume 1-5 keinen signifikanten Trend. Der Mittelwertvergleich 2000/01-2009/10 und 2010/11-2013/14 belegt hingegen eine statistisch gesicherte Zunahme der mittleren Zugentfernung (Welch-t-Test). – *Distances of winter recoveries on the western migration route. The Pearson correlation coefficient does not show any significant trend during the periods 1-5. However, the differences of the average migration distances between the periods 2000/00-2009/10 and 2010/11-2013/14 are significant (Welch-t-test).*

- Ein am 26.-28.05.1932 an der Brahe bei Prechlaw in der Grenzmark Posen-Westpreußen (heute Polen, Przechlewo nad Brda) beringter Kormoran wurde Ende Januar 1933 auf der Halbinsel Zudar (Rügen) tot gefunden (dieser WF wurde in den Auswertungen nicht berücksichtigt, da der Beringungsort außerhalb des Untersuchungsgebietes liegt);
- Ein am 30.05.1957 in Niederhof beringter Vogel wurde am 05.02.1963 auf der Hallig Langeneß/Nordfriesland als Ölopfers gefunden;
- Ein am 01.06.1985 bei Groß Gievitze/Torgelower See beringter Kormoran wurde am 15.02.1986 bei Lubmin am Greifswalder Bodden beobachtet.

Ab den 1990er Jahren nahmen die WF-Meldungen aus dem Nahbereich deutlich zu. Seit der Jahrtausendwende machen sie etwa ein Drittel aller Meldungen aus (Abb. 4; Abb. 9).

Die Verteilung der Fundpunkte im Nahbereich zeigt eine deutliche Abwanderung nach Südwest. Gebiete nördlich der deutschen Ostseeküste (Dänemark, Schweden) werden zwar während der Zerstreuungswanderungen in der Nachbrutzeit regelmäßig aufgesucht (Siefke & Berger 1979; Köppen 2007; Herrmann 2015), Winter-WF liegen jedoch aus diesen Gebieten bislang nicht vor.

3.2 Veränderungen der Zugdistanzen nach Entfernungsklassen

Winter-WF im Nahbereich treten erst ab den 1990er Jahren in größerem Umfang auf (Abb. 9 und s.o.). In den Zeitabschnitten nach 2000 wurde etwa ein Drittel aller WF aus diesem Entfernungsbereich gemeldet. Zug-

entfernungen über 1.000 km sind im Zeitraum von den 1930er Jahren bis zum Zeitabschnitt 2000/01 bis 2009/10 deutlich rückläufig. Von den in den 1930er Jahren auf Pultitz beringten Kormoranen wurden 84 % aus Entfernungen über 1.000 km zurückgemeldet, im Zeitraum 2000/01 bis 2009/10 waren es nur noch 22 %. Im Zeitraum 2010/11 bis 2013/14 nahm der Anteil von Vögeln mit Zugentfernungen über 1.000 km wieder zu (38 %). Während im Zeitraum 2000/01 bis 2009/10 WF aus Entfernungen über 2.000 km fehlen, beträgt im Zeitraum 2010/11 bis 2013/14 ihr Anteil 15 %. Dieser Wert liegt ungefähr in der Größenordnung der Anteile in den 1930er bis 1980er Jahren.

Die WF-Anzahl von Kormoranen im mittleren Entfernungsbereich (501-1000 km) nahm in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts deutlich zu. Aus diesem Entfernungsbereich wurden in den 1980er Jahren bis zum Zeitabschnitt 2000/01 bis 2009/10 etwa die Hälfte aller WF gemeldet. Im jüngsten Zeitabschnitt der Analyse ist jedoch wieder ein höherer Anteil längerer Zugdistanzen zu beobachten.

Der Chi-Quadrat-Test in der zugehörigen Kontingenztafel sichert signifikant die Abhängigkeit zwischen den Entfernungsklassen und den Zeitraumgruppen der WF ($\chi^2 = 66,8$; Freiheitsgrade = 9). Mittels des Cochran-Tests für $k \times 2$ -Feldertafeln (modifizierter Chi-Quadrat-Test, Sachs 1968) lassen sich für alternative Merkmale auch lineare Trends prüfen. Sowohl für die Alternativen „ ≤ 1000 km“ zu „ > 1000 km“ ($\chi^2 = 27,53$; FG = 4) als auch „ ≤ 500 km“ zu „ > 500 km“ ($\chi^2 = 24,80$; FG = 4) ist der lineare Trend bei einer Nominalskalierung der Zeitklassen-Wichtungen von -4; -2; 0; 1; 2; 3 signifikant.

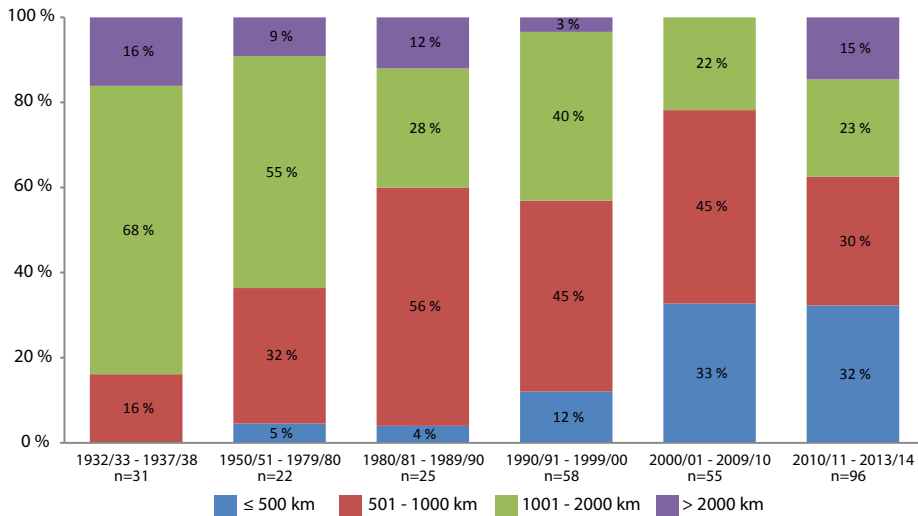


Abb. 9: Verteilung der Wiederfunde auf Entfernungsklassen in den einzelnen Zeitabschnitten der Untersuchung. – *Proportions of recoveries according to distance classes for different time periods.*

3.3 Der Winterbestand an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Bis Mitte der 1970er Jahre waren Winterbeobachtungen von Kormoranen an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns seltene Ereignisse (s. auch Siefke & Berger 1979). Ab Ende der 1970er Jahre nahmen die Zahlen kontinuierlich zu (Abb. 10).

Der Beginn der Etablierung von Winterbeständen im südbaltischen Raum fällt zeitlich mit dem Beginn des Wachstums der dänischen und schwedischen Brutbestände zusammen, welches bereits in den 1970er Jahren einsetzte (1970: 425 Brutpaare; 1975: 1.277 BP; 1980: 2.790 BP). In Nordostdeutschland und Polen begann das Wachstum etwas später, zu Beginn der 1980er Jahre (Herrmann et al. 2014). Die weitere Entwicklung der

Winterbestände im Ostseegebiet verlief synchron mit der Zunahme der Brutbestände im Ostseeraum insgesamt und der Ausbreitung des Brutareals nach Norden und Osten. Ringfunde an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns und im küstennahen Binnenland (bis ca. 50 km landeinwärts) belegen, dass die hier im Winter anzutreffenden Kormorane überwiegend aus nördlicheren bzw. nordöstlichen Brutgebieten stammen (Tab. 3). Vögel aus den deutschen Brutgebieten sind in dem Fundmaterial zwar vertreten, sie halten sich hier aber offenbar nur zu einem sehr geringen Anteil auf. Im Zeitraum 1980 (dem Beginn der Etablierung von Winterbeständen an der Ostseeküste) bis 2014 stammten nur ca. 5 % der Winter-WF nordostdeutscher Kormorane aus diesem Gebiet.

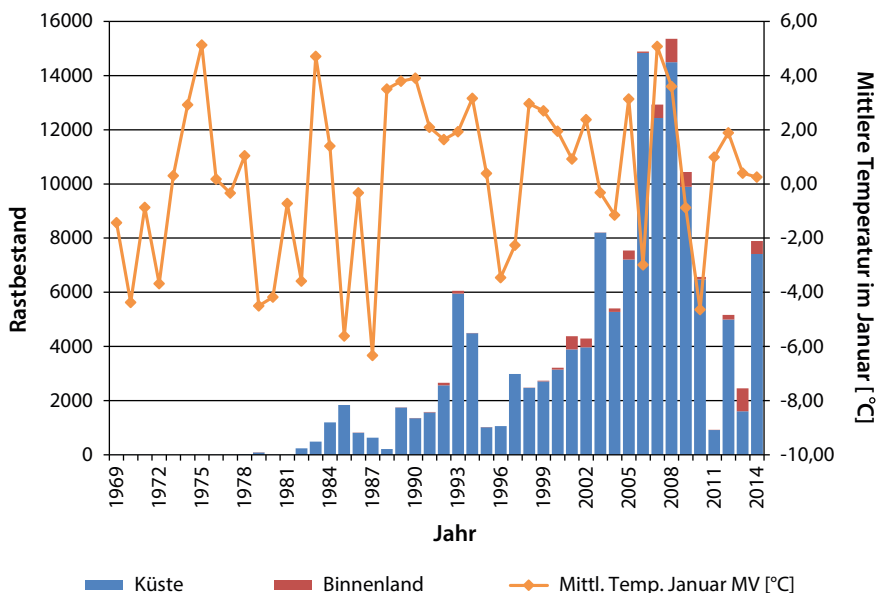


Abb. 10: Anzahl der bei den Mittwinter-Wasservogelzählungen im Januar in Mecklenburg-Vorpommern (MV) erfassten Kormorane im Zeitraum 1969-2013 und mittlere Januartemperaturen in MV (Temperaturdaten des Deutschen Wetterdienstes, Download 26.08.2014). – *Number of Cormorants recorded during the mid-winter waterfowl censuses and mean temperatures in January during the period 1969-2013 (temperature data: German Meteorological Service, download 08/26/2014).*

Tab. 3: Herkunft von Winterwiederfunden an der Ostseeküste bzw. im küstennahen (bis ca. 50 km landeinwärts) Binnenland Mecklenburg-Vorpommerns. Berücksichtigt wurden alle Winter-Wiederfunde (16.11. bis 15.2.), die in der Datenbank der Beringungszentrale Hiddensee bis 31.10.2014 vorlagen. – *Origin of Cormorant winter recoveries at the coast or in near-coastal inland areas (up to 50 km inland) of Mecklenburg-Western Pomerania. The data include all winter recoveries (16 November – 15 February) reported to the Bird Ringing Centre Hiddensee until October 31, 2014.*

Herkunftsland <i>country of origin</i>	Anzahl Ringfunde <i>number of recoveries</i>
Dänemark	17
Schweden	4
Finnland	4
Russland (Finnischer Meerbusen)	3
Estland	1
Deutschland	10
Mecklenburg-Vorpommern	7
Brandenburg	1
Sachsen-Anhalt	1
Schleswig-Holstein	1
Gesamt - total	42

Sehr kalte Winter wie z. B. 1985, 1987 und 1996 bewirkten kurzzeitige Einbrüche der Rastbestände. Der Höchstwert mit mehr als 15.000 gezählten Individuen wurde im Jahr 2008 erreicht (Abb. 10). Nach dem Kältewinter 2009/10 gingen die Winterbestände an der Ostseeküste drastisch zurück. In jenem Winter verblieben zahlreiche Kormorane trotz einer Anfang Januar einsetzenden starken Kältewelle an der Küste; zur Mittwinter-Wasservogelzählung im Januar 2010 wurden in MV noch 6.500 Kormorane erfasst. Der offensichtliche Versuch der Überwinterung an der Ostseeküste führte zu einer auffällig hohen Sterblichkeit (Koop & Kieckbusch 2010; eigene Beobacht.). In

den Folgejahren blieben trotz vergleichsweise milder Winter die Winterrastbestände an der Ostsee niedrig. Diese Abnahme korrespondiert nicht mit einer entsprechenden Abnahme der Brutbestände. Zwar verursachte der kalte Winter 2009/10 zunächst auch einen Rückgang der Brutbestände im Ostseeraum (Herrmann et al. 2014), jedoch nicht in einem Ausmaß, welches die Abnahme der Winterrastbestände erklären könnte. Der niedrige Rastbestand im Januar 2011 kann durch eine Kältewelle Anfang Dezember 2010, die zu einer frühzeitigen Vereisung der Binnen- und inneren Küstengewässer führte, bedingt gewesen sein. In den Wintern 2011/12 bzw. 2012/13 setzten die Kälteperioden jedoch erst Ende bzw. Mitte Januar ein, zum Zeitpunkt der Mittwinter-Wasservogelzählungen waren die Gewässer noch eisfrei. Dennoch blieben die Winterbestände auch in diesen beiden Jahren vergleichsweise niedrig. Der Winter 2013/14 war extrem mild, lediglich Ende Januar gab es eine kurze Kälteperiode. Die Rastbestände des Kormorans lagen zwar wieder höher als in den Vorjahren, aber immer noch deutlich niedriger als in den Jahren 2006 bis 2009.

3.4 Verteilung der Winter-Wiederfunde zwischen Binnenland und Küste

Die WF, die durch die Beringung von Kormoranen auf Pultz erzielt wurden, stammen fast ausschließlich von der Küste bzw. aus dem küstennahen Binnenland. Lediglich aus dem Dezember 1932 liegt ein WF aus dem küstenfernen Binnenland vom Fluss Save bei Rajev-Selo im heutigen Kroatien vor. Ein zweiter WF, welcher nach den gewählten methodischen Kriterien dem Binnenland zuzurechnen ist, lag lediglich 22 km von der dalmatischen Küste entfernt (Stadie 1934). Ab der Mitte des 20. Jahrhunderts verlagerten sich die Winteraufenthaltsräume dann zunehmend in das Binnenland. Im Zeitraum 2000/01 bis 2009/10 wurden nur noch 17 % der Vögel von der Küste zurückgemeldet. In jüngster

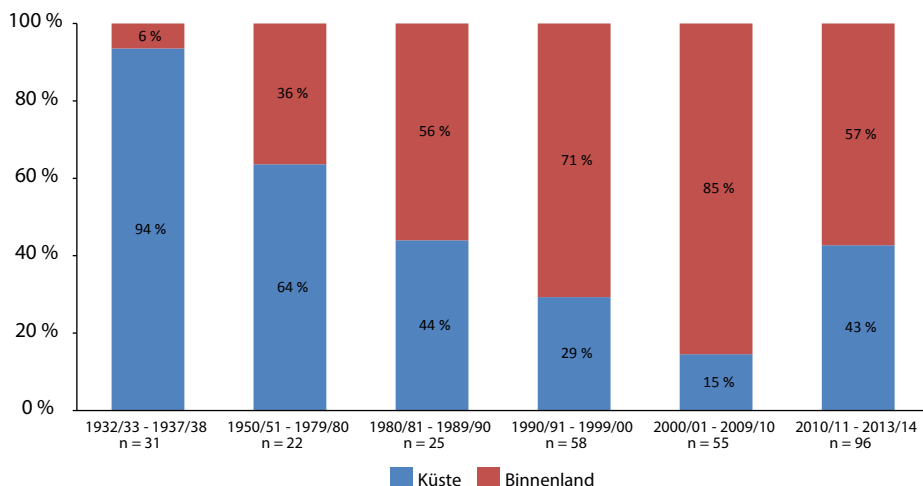


Abb. 11: Verteilung der Winter-Wiederfunde zwischen Küste und Binnenland. – *Distribution of winter recoveries between coast and inland according to periods.*

Zeit ist eine Trendumkehr festzustellen: Im Zeitraum 2010/11 bis 2013/14 lagen die WF-Orte zu etwa gleichen Anteilen an der Küste und im Binnenland.

Mittels des Cochran-Tests für k^2 -Feldertafeln (modifizierter Chi-Quadrat-Test, Sachs 1968) lassen sich für alternative Merkmale lineare Trends prüfen. Für die Alternativen Küsten-WF zu Binnenland-WF ($\chi^2 = 33,62$; FG = 4) ist der lineare Trend bei einer Nominalskalierung der Zeitklassen-Wichtungen von -4; -2; 0; 1; 2; 3 ungeachtet der Werte der letzten Datenperiode signifikant. Die Trendumkehr der Wahrscheinlichkeiten eines Küsten-Winter-WF zwischen den Perioden 2000/01 bis 2009/10 und 2010/11 bis 2013/14 ist ebenfalls statistisch gesichert ($\chi^2 = 11,40$; FG = 1).

4. Diskussion

Die Beschreibung räumlich-zeitlicher Entwicklungen im Zugverhalten einer Vogelart anhand von Ringfunden setzt voraus, dass bestimmte Rahmenbedingungen der Datenerhebung über den Untersuchungszeitraum hinweg konstant oder Veränderungen zumindest in ihrem Ausmaß bekannt sind. Dies betrifft bei Ringfundauswertungen insbesondere die WF-Wahrscheinlichkeit. Ringfundmeldungen tot gefundener Kormorane lassen sich hinsichtlich der Todesursachen in drei Hauptgruppen unterteilen: a) geschossen, b) ertrunken in Fischereigerät, c) sonstige (natürliche) Todesursachen. Die Todesursachen „geschossen“ und „ertrunken in Fischereigerät“ hängen von der Intensität der Verfolgung sowie von der Fischereipraxis ab und unterliegen damit ortsspezifischen zeitlichen Veränderungen. Bregnballe et al. (unveröffentl.) verglichen für WF dänischer Kormorane die geografische Verteilung verschiedener Todesursachen in den Zeiträumen 1975 bis 1994 und 1995 bis 2013 und fanden dabei deutliche räumliche Verschiebungen. So bestand im Zeitraum 1995 bis 2013 in Frankreich ein Kernbereich für Abschüsse, welcher im Zeitraum 1975 bis 1994 noch nicht erkennbar war. In Nordafrika und an der Adriaküste ergeben die Daten für den Zeitraum 1975 bis 1994 Kernbereiche für Abschussmeldungen, die im Zeitraum 1995 bis 2013 nicht mehr bestanden. Für die Todesursache „Ertrinken in Fischereigerät“ zeigten sich im Zeitraum 1995 bis 2013 Schwerpunktgebiete an der spanischen Mittelmeerküste, in Tunesien, im Ligurischen Meer sowie im Alpenraum, die im Zeitraum 1975 bis 1994 noch nicht bestanden. Neben der räumlich-zeitlichen Veränderung anthropogener Todesursachen unterliegt auch das Meldeverhalten von Findern beringter Vögel und damit die Wahrscheinlichkeit, dass die Information über einen Ringfund an die Beringungszentrale gelangt, zeitlichen und räumlichen Variationen. Nicht zuletzt umfasst unsere Analyse neben den WF-Meldungen tot gefundener Kormorane auch Ablesungen von farbberingten Vögeln. Vor dem Beginn individueller Farbberingungen in Nordostdeutschland im Jahr 2009 waren Ringable-

sungen an lebenden Vögeln nur ausnahmsweise möglich. Im Ringfundmaterial der Beringungszentrale Hiddensee beruhen im Zeitraum 1965 bis 2008 nur 4,1 % der WF-Meldungen auf Ringablesungen, im Zeitraum 2009 bis 2013 waren es hingegen 62 %. Es ist davon auszugehen, dass die WF- und Meldewahrscheinlichkeiten von toten und lebenden Vögeln geografisch in unterschiedlicher Weise variieren. Die Ergebnisse unserer Untersuchungen können somit insbesondere in dem Zeitabschnitt nach Beginn der Farbberingungen auch methodisch beeinflusst sein. Aus diesem Grunde wird versucht, die Ergebnisse der Ringfundanalysen durch Vergleiche mit Informationen aus anderen Quellen soweit wie möglich zu verifizieren (s. u.).

Die Analysen von WF-Daten in Nordostdeutschland beringter Kormorane über einen Zeitraum von mehr als 80 Jahren belegen deutliche Veränderungen im Zugverhalten. Diese umfassen:

- Verlagerungen von Zugwegen
- Veränderungen von Zugentfernungen
- Etablierung neuer Überwinterungsgebiete
- zunehmende Nutzung binnenländischer Überwinterungsgebiete

Während sich die Veränderungen im Zugverhalten anhand der Ringfunde recht gut beschreiben lassen, sind die Fragen nach den Ursachen deutlich schwieriger und oftmals nicht eindeutig zu beantworten. Ein Faktor, welcher zeitlich mit wesentlichen Veränderungen im Zugverhalten zusammenfällt, ist die starke Zunahme der europäischen Kormoranbestände ab Ende der 1970er/Anfang der 1980er Jahre, verbunden mit einer Ausweitung des Brutareals in Gebiete, in denen die Art über lange Zeiträume als Brutvogel verschwunden war bzw. für die historische Belege für Brutvorkommen fehlen. Im Ostseeraum brütete der Kormoran Mitte des 20. Jahrhunderts nur noch mit wenig mehr als 3.000 Brutpaaren in Dänemark, Schweden, Polen und Mecklenburg-Vorpommern (Bregnballe 1996). Ab Beginn der 1980er Jahre stieg der Bestand an und stabilisierte sich schließlich in jüngerer Zeit auf einem Niveau von 155.000 bis 170.000 Brutpaaren (Herrmann et al. 2014). Gleichzeitig dehnte der Kormoran sein Brutareal nach Osten und Norden aus: Estland wurde 1983 besiedelt, in den 1990er Jahren folgten Gotland, der russische Teil des finnischen Meerbusens und Finnland (Herrmann et al. 2014; Rusanen & Gaginckaya 2003). Auch in Osteuropa begann die Art, Gebiete wieder zu besiedeln, die zuvor lange Zeit verlassen waren (z. B. Weißrussland; Samusenko 2003). In Tschechien entstand 1982 die erste stabile Kolonie (Martinková & Musil 2003). In Deutschland brütete der Kormoran bis Ende der 1970er Jahre nur in Norddeutschland, breitete sich jedoch danach über die gesamte Bundesrepublik aus (Kieckbusch & Knief 2007; Kieckbusch et al. 2010). Das französische Binnenland wurde um 1980 besiedelt (Marion 2003). In der Schweiz erschien der Kormoran schließlich 2001 als Brutvogel (Keller & Müller 2014). Auch die Brutbe-

stände am Mittelmeer, am Schwarzen Meer sowie am Asowschen und Kaspischen Meer nahmen zu (INTERCAFE 2012; Bregnballe et al. 2014).

Die Ausdehnung des Brutareals des Kormorans ging mit Veränderungen im Zugverhalten der südwestbaltischen Brutbestände einher. Die Verkürzung des südöstlichen Zugweges sowie die Abnahme des Anteils der Vögel, die diesen Zugweg wählten, verlief synchron mit der Zunahme und Arealerweiterung der europäischen, insbesondere der baltischen Bestände. Die Analyse von Winter-WF in Kroatien zeigt ab den 1980er Jahren eine Verschiebung der Herkunftsorte vom südwestbaltischen Raum in das nordöstliche Baltikum. Die südwestbaltischen Kormorane verschwanden schließlich vollständig aus diesem Überwinterungsgebiet.

Ebenso im zeitlichen Zusammenhang mit dem Bestandswachstum und der Ausdehnung des Brutareals steht die Etablierung von Winterbeständen im südwestlichen Ostseeraum ab Ende der 1970er/Anfang der 1980er Jahre. Die Entwicklung der Winterbestände in diesem Gebiet wurde über lange Zeit anscheinend kaum durch die Winterhärte beeinflusst: In den 1980er und 1990er Jahren nahmen die Rastbestände auch nach sehr kalten Wintern weiterhin zu. Im Gegensatz dazu verursachte der harte Winter 2009/10 einen längerfristigen Einbruch. Nach Analysen, die Frederiksen & Bregnballe (2000) anhand von Beringungs- und WF-Daten aus der dänischen Kolonie Vorskø für den Zeitraum 1981 bis 1996 durchführten, ist die Winterhärte ein dichteabhängiger Regulationsfaktor der Kormoranpopulation, d. h. sie verursacht eine erhöhte Sterblichkeit, wenn der Bestand groß ist. Die sehr harten Winter Mitte der 1980er Jahre hatten noch keine Auswirkungen auf die Überlebensrate der Kormorane, eine Zunahme der Sterblichkeit stellten die beiden Autoren erst in der Folge des kalten Winters 1995/96 fest. Zu diesem Zeitpunkt war die europäische Brutpopulation bereits stark angewachsen. Die Besetzung des südwestlichen Ostseeraumes als günstiges, brutgebietsnahes Überwinterungsgebiet wandelte sich somit ab Mitte der 1990er Jahre in ein Risiko. Der Winter 2009/10 war der kälteste seit 1995/96 und verursachte eine wahrscheinlich nie zuvor erlebte Erhöhung der Mortalität. Dieses „Katastrophenereignis“ bewirkte offenbar einen Lernprozess, welcher in den Folgejahren zu einer deutlichen Reduzierung der Nutzung des Ostseeraumes als Überwinterungsgebiet führte. Dieses Beispiel zeigt, dass Witterungsfaktoren das Überwinterungsverhalten von Kormoranen beeinflussen können, wobei allerdings offensichtlich nicht die Temperatur an sich, sondern die Temperatur in Kombination mit der Bestandsgröße wirksam ist.

Eine weitere Veränderung, die nach dem Kältewinter 2009/10 zu beobachten war und vermutlich durch diesen ausgelöst bzw. beeinflusst wurde, war die Zunahme der Nutzung des westlichen Zugweges. Auch für den südlichen Zugweg sind Einflüsse des Kältewinters fest-

zustellen: Es liegen aus jüngerer Zeit wieder Rückmeldungen aus Nordafrika vor, die im Zeitraum 2000/01 bis 2009/10 völlig fehlten.

Die Verkürzung von Zugwegen, wie sie in unserem Datenmaterial für den südlichen Zugweg sowie durch die Etablierung von Winterbeständen im Nahbereich belegt ist, ist auch in dänischen Daten erkennbar. Bregnballe et al. (unveröffentl.) verglichen für WF-Meldungen tot gefundener Kormorane die mittleren Zugdistanzen in den Zeiträumen 1975/76 bis 1993/94 und 1994/95 bis 2012/13. Sie fanden im Winter und zeitigen Frühjahr sowohl für Vögel im ersten Lebensjahr als auch für ältere Vögel deutliche Abnahmen der mittleren WF-Entfernung von der Geburtskolonie. Ein altersspezifischer Unterschied in der Zugentfernung bestand nicht. Allerdings stellten die Autoren geschlechtsspezifische Unterschiede in der Wahl der Überwinterungsgebiete fest: Im nördlichen Europa überwogen WF von männlichen Tieren, im Mittelmeerraum traf dies für weibliche Vögel zu. In Mitteleuropa war das Geschlechterverhältnis der Winter-WF annähernd gleich. Weiterhin hing die Wahl des Überwinterungsgebietes von der geografischen Lage der Geburtskolonie ab: Vögel aus dem Nordwesten Dänemarks überwinterten überwiegend in westlichen Sektoren, Vögel aus dem Südosten wurden überwiegend aus östlichen Sektoren zurückgemeldet.

Die in unserem Datenmaterial im jüngsten Zeitabschnitt erkennbare Verlagerung des Zugeschehens auf den westlichen Zugweg könnte auf den ersten Blick auch als methodischer Fehler, bedingt durch eine höhere Intensität der Ablesung farbberingter Vögel in Westeuropa, interpretiert werden. Da die Westverlagerung des Zugeschehens jedoch auch durch weitere, von unseren Beringungsdaten unabhängige Sachverhalte bestätigt wird, ist davon auszugehen, dass dieser Trend auf einer tatsächlichen Veränderung beruht:

- Die Verlagerung des Zugeschehens auf den westlichen Zugweg in jüngster Zeit ist auch in Auswertungen dänischer WF-Daten erkennbar, bei denen nur Totfunde berücksichtigt wurden (Bregnballe et al. unveröffentl.);
- In Frankreich haben die Winterbestände von 2009 bis 2012 um 22 % zugenommen, nachdem sie ab 2005 über mehrere Jahre stagniert hatten (Marion unveröffentl.). Da die Brutbestände in den europäischen Herkunftsgeländen in diesem Zeitraum nicht gewachsen sind (Bregnballe et al. 2014), ist die Zunahme der Winterbestände in Frankreich nur als Folge einer Verlagerung des Überwinterungsgeschehens aus anderen Gebieten nach Westeuropa zu erklären.

Eine weitere Veränderung ist die deutliche Zunahme der Nutzung binnenländischer Habitats als Winterlebensraum. In den 1930er Jahren stammten bis auf zwei Ausnahmen alle Winter-WF von der Küste bzw. aus dem küstennahen Bereich. Die zunehmende Erschließung binnenländischer Überwinterungsgebiete ist be-

reits im Zeitraum 1950/51 bis 1979/80 festzustellen, d. h. vor dem Beginn des Wachstums des europäischen Kormoranbestandes. Sie ist somit offenbar nicht die Folge eines zusätzlichen Lebensraumbedarfes einer wachsenden Population.

Eine Verlagerung von Überwinterungsplätzen von der Küste in das Binnenland ist u. a. auch für Kroatien belegt. Nach Mikuska & Lakatoš (1977) überwinterten die Kormorane zu jener Zeit vor allem an der Adria. Insbesondere im Mündungsbereich des Neretva-Flusses waren sie in großer Zahl anzutreffen. In der Pannonischen Ebene fehlten Kormorane im Winter hingegen weitgehend. Heutzutage befinden sich die Hauptüberwinterungsgebiete vor allem in der Pannonischen Ebene an den Flüssen Donau, Drava und Sava sowie an Stauseen und Fischteichen, während die Adriaküste nur kleine Winterbestände beherbergt (Mikuska et al. unveröffentl.). Weiter südlich im damaligen Jugoslawien gab es allerdings schon in den 1970er Jahren bedeutende binnenländische Überwinterungsgebiete (z. B. Vardar-Fluss und große Seen in Mazedonien). Der küstennahe Skutari-See (Montenegro/Albanien) war in der Vergangenheit – und ist es auch gegenwärtig – ein bedeutender Winterrastplatz (Mikuska & Lakatoš 1977; INTERCAFE 2012).

Veränderungen des Zug- und Überwinterungsverhaltens wurden in jüngerer Zeit auch für andere Vogelarten festgestellt. Mingozi et al. (2013) untersuchten den Herbstzug des Kranichs *Grus grus* über Italien im Zeitraum 2001 bis 2007. Sie beschrieben eine neue, zuvor nicht existierende Zugroute über Norditalien sowie eine südliche Route über die Adria und Süditalien/Sizilien nach Nordafrika, die in jüngerer Zeit offenbar an Bedeutung gewonnen hat. Die Zugbewegungen auf beiden Zugrouten waren mit bestimmten Wetterlagen korreliert, deren Häufigkeit in den letzten 60 Jahren leicht, aber kontinuierlich zugenommen hat. Die Autoren folgern, dass die Zugroute über Norditalien, die den traditionellen westeuropäischen und den baltisch-ungarischen Zugweg verbindet, als Alternative für osteuropäische Kraniche anzusehen ist. Die Zunahme des Zugeschehens über Italien steht dabei zweifelsohne auch im Zusammenhang mit dem Anwachsen der europäischen Kranichpopulation.

Grundlegende Veränderungen von Zugrouten im Zusammenhang mit Verschiebungen des Brutareals sind auch für den Kampfläufer *Philomachus pugnax* belegt. Als Ursache werden Verschlechterungen der Habitatbedingungen in den traditionellen Rastgebieten in den Niederlanden angesehen (Rakhimberdiev et al. 2011). Beispiele für Veränderungen der Zugphänologie im Kontext des Klimawandels geben Möller et al. (2010).

Ein Paradebeispiel für vergleichsweise schnelle Veränderungen des Zugverhaltens im Sinne von Verkürzungen der Zugwege und Veränderungen der Zugrichtungen liefert der Weißstorch *Ciconia ciconia* (u. a. Fiedler 1991; Bønløkke et al. 2006; Schulz 2009). So zieht ein großer

Teil der Westzieher Zentraleuropas mittlerweile nicht mehr bis nach Westafrika, sondern überwintert bereits auf der Iberischen Halbinsel (Schulz 2009). In Portugal stieg die Anzahl der überwintrenden Weißstörche von 1.180 Ind. im Jahr 1995 auf über 10.000 im Jahr 2008 (University of Anglia 2013). In Spanien ist der Winterbestand zwischen 1995 und 2004/05 um mehr als 300 % angestiegen (Thomsen 2009). Die Ursachen dieser Veränderungen liegen offenbar in einem verbesserten Nahrungsangebot durch die Anlage von großen, offenen Mülldeponien und bewässerten Reisfeldern.

Dank

Unser Dank gilt insbesondere den Kollegen der Beringungszentralen, die uns freundlicherweise die in ihren Einrichtungen verfügbaren Beringungs- und WF-Daten zur Verfügung stellten, insbesondere Olaf Geiter (Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“) und Wolfgang Fiedler (Vogelwarte Radolfzell).

Zusammenfassung

Für den Kormoran in den nordostdeutschen Brutgebieten (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt) liegt ein für den Ostseeraum einmaliger Ringfund-Datensatz vor, welcher die Analyse des Zugverhaltens über mehr als 80 Jahre ermöglicht. Die Beringungen begannen in den 1930er Jahren und wurden nach dem 2. Weltkrieg ab 1957 fortgesetzt. Sie erbrachten bis Oktober 2014 2.061 Wiederfunde (WF; Totfunde und Ringablesungen). Für die Analyse von Veränderungen im Zugverhalten wurden alle Ringfundmeldungen bzw. Ringablesungen zwischen dem 16. November und 15. Februar berücksichtigt (n = 287).

In den 1930er Jahren waren drei Zugwege unterscheidbar: Ein südöstlicher führt entlang der Adria bis nach Griechenland und in die Türkei. Ein südlicher führt über Italien bzw. Korsika und Sardinien nach Nordafrika (Tunesien, Algerien). Auf einem westlichen Zugweg gelangen Kormorane in westeuropäische Überwinterungsgebiete (Niederlande, Frankreich, Spanien, Portugal).

Der Anteil der Vögel, die den südöstlichen Zugweg nutzen, hat sich seit den 1980er Jahren kontinuierlich verringert. Inzwischen ist dieser Zugweg offensichtlich erloschen. Diese Entwicklung steht zeitlich im Zusammenhang mit dem Wachstum der europäischen Kormoranbestände und der Ausdehnung ihres Brutareals ab Beginn der 1980er Jahre. Wiederfunde von Kormoranen im Winter in Kroatien belegen, dass die gegenwärtig östlich der Adria überwintrenden Vögel überwiegend aus dem östlichen und nördlichen Ostseeraum stammen, während WF aus dem südwestlichen Ostseeraum (Dänemark, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern) aus jüngerer Zeit fehlen.

Für den südlichen Zugweg ist eine Verkürzung der Zugdistanzen auffällig. Der Mittelpunkt der WF liegt aktuell 740 km weiter nördlich als in den 1930er Jahren. Aus Nordafrika liegen aus jüngerer Zeit nur noch wenige Rückmeldungen vor.

Die Rückmeldungen auf dem westlichen Zugweg streuen über ganz Westeuropa von der Mittelmeer- bis zur Atlantikküste. Die Vögel erreichen teilweise Südspanien, Portugal und

sogar Marokko. Für den Zeitraum von 1932/33 bis 2009/10 gibt es keine signifikanten Veränderungen der Zugweglänge. In jüngster Zeit haben jedoch sowohl die Zugweglänge als auch der Anteil der Vögel, die diesen Zugweg nutzen, zugenommen.

Ab den 1980er Jahren ist eine zunehmende Überwinterung im Nahbereich (<500 km um den mittleren Beringungsort der Ringfunde) festzustellen. Bis in die 1980er Jahre liegen aus diesem Entfernungsbereich nur sehr wenige Winter-WF vor, in den Zeitabschnitten nach 1999/00 wurde jeweils ca. ein Drittel der Vögel aus diesem Bereich zurückgemeldet. Kormorane, die im Nahbereich überwintern, verbleiben jedoch überwiegend nicht in ihren Herkunftsgebieten, sondern ziehen in südwestliche Richtung ab.

Der Trend zur Überwinterung im Nahbereich korrespondiert zeitlich mit der Herausbildung von Winterbeständen des Kormorans an der Ostseeküste. Die im Ostseegebiet Mecklenburg-Vorpommern überwinternden Vögel stammen überwiegend aus nördlicheren und nordöstlichen baltischen Brutgebieten (Dänemark, Schweden, Estland, Russland, Finnland).

Eine weitere auffällige Veränderung besteht in der Besetzung des Binnenlandes als Winterastgebiet. In den 1930er Jahren stammten WF aus den Wintermonaten fast ausschließlich von der Küste (94 %). Ab den 1980er Jahren liegt der Anteil von Rückmeldungen aus dem Binnenland deutlich über 50 %.

Literatur

- Bønløkke J, Madsen JJ, Thorup K, Pedersen KT, Bjerrum M & Rahbek C 2006: The Danish Bird Migration Atlas. Rhodos, Humlebæk: 98-104.
- Bregnballe T 1996: Udviklingen i bestanden af Mellemskarv i Nord- og Mellemeuropa 1960-1995. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 90: 15-20.
- Bregnballe T, Lynch J, Parz-Gollner R, Marion L, Volponi S, Paquet JY, Carss, DN & van Eerden, MR (Hrsg) 2014: Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. - Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy 99. <http://dce2.au.dk/pub/SR99.pdf>. Letzter Zugriff: 13.04.2015.
- Feige KD 1980: Dialogorientiert programmierte Verfahrenssuche für die mathematisch-statistische Versuchsplanung und -auswertung, dargestellt am Beispiel der Analyse von zweidimensionalen Kontingenztafeln. Promotionsarbeit, Akad. Landwirtschaftswiss. DDR, Berlin.
- Fiedler W 2001: Vorläufige Ergebnisse der gesamteuropäischen Ringfundanalyse zum Zugverhalten des Weißstorchs. In: Kaatz C & Kaatz M (Hrsg): 2. Jubiläumsband Weißstorch, 8. u. 9. Storchentag 1999/2000. Tagungsbandreihe des Storchenhofes Loburg (Staatliche Vogelwarte im Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt): 257-261.
- Frederiksen M & Bregnballe T 2000: Evidence for density-dependent survival in adult Cormorants from a combined analysis of recoveries and resightings. J Anim Ecol 69: 737-752.
- Heinicke T & Köppen U 2007: Kormoran *Phalacrocorax carbo*. In: Vogelzug in Ostdeutschland I/1. Berichte der Vogelwarte Hiddensee 18: 327-338.
- Herrendörfer G, Feige KD & Nürnberg G 1982: Robustheit von Tests für (2×2) - Kontingenztafeln. Probleme der angewandten Statistik 7: 90-122. AdL DDR, Berlin, Dummerstorf-Rostock.
- Herrmann C 2011: Der Kormoran *Phalacrocorax carbo sinensis* in Mecklenburg und Pommern vom ausgehenden 18. bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts. Vogelwelt 132: 1-16.
- Herrmann C 2012: Zur Situation des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* in Mecklenburg-Vorpommern und im südwestlichen Ostseeraum. Ornithol. Mitt. 64: 3-13.
- Herrmann C 2015: Kormoranbericht Mecklenburg-Vorpommern 2014. Arbeitsbericht des LUNG MV: http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/kormoranbericht_mv_2014.pdf. Letzter Zugriff: 27.04.2015.
- Herrmann C, Bregnballe T, Larsson K & Rattiste K 2014: Population development of Baltic bird species: Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). HELCOM Baltic Sea Environmental Fact Sheet 2014: <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/biodiversity/population-development-of-great-cormorant/>. Letzter Zugriff: 11.11.2014.
- INTERCAFE 2012: Cormorants and the European Environment. Exploring Cormorant ecology on a continental scale. COST Action 635 Final Report I. NERC Centre for Ecology & Hydrology, ISBN 978-1-906698-07-2. http://www.intercafeproject.net/pdf/Cormorants_and_the_European_Environment_web_version.pdf. Letzter Zugriff: 13.04.2015
- Kieckbusch JJ & Knief W 2007: Brutbestandsentwicklung des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Deutschland und Europa. In: Herzig F & Böhnke A (Bearb): Fachtagung Kormorane 2006. BfN-Skripten 2004: 28-47.
- Kieckbusch JJ, Knief W & Herrmann C 2010: Brutbestandsentwicklung des Kormorans in Deutschland. Falke, Sonderheft 2010: 4-9.
- Keller V & Müller C 2014: Status of the breeding population of Great Cormorants in Switzerland in 2012. In: Bregnballe T, Lynch J, Parz-Gollner R, Marion L, Volponi S, Paquet JY, Carss, DN, van Eerden MR (Hrsg): Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. – IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Scientific report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 99: 214-217. <http://dce2.au.dk/pub/SR99.pdf>. Letzter Zugriff: 13.04.2015.
- Koop B & Kieckbusch JJ 2010: Kormoran. In: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume SH: Jahresbericht 2010 Jagd und Artenschutz: 113-115.
- Köppen U 2007: Saisonale Wanderungen und Ansiedlungsmuster des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* – eine Ringfundanalyse aus ostdeutscher Sicht. In: Herzig F & Böhnke A (Bearb): Fachtagung Kormorane 2006. BfN-Skripten 204: 165-191.
- Marion L 2003: Recent development of the breeding and wintering population of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in France – Preliminary results of the effects of a management plan of the species. Vogelwelt 124, Suppl.: 35-39.
- Martinková R & Musil P 2003: Current status of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in Czech Republic: numbers, distribution and management plan. Vogelwelt 124, Suppl.: 41-47.

- Mikuska J & Lakatoš J 1977: Podaci o rasprostranjenju i ekologiji vranca velikog, *Phalacrocorax carbo* (L. 1758), u Jugoslaviji (Data on the distribution and ecology of the Cormorant, *Phalacrocorax carbo* (L. 1758), in Yugoslavia). *Larus* 29-30: 141-151.
- Mingozzi T, Storino P, Venuto G, Alessandria G, Arcamone E, Urso S, Ruggieri L, Massetti L & Massalo A 2013: Autumn migration of Common Cranes *Grus grus* through the Italian Peninsula: new vs. historical flyways and their meteorological correlates. *Acta Ornithologica* 48: 165-177.
- Møller AP, Fiedler W & Berthold P 2010: Effects of climate change on birds. Oxford University Press. Oxford.
- Rakhimberdiev E, Verkuil YI, Saveliev AA, Väisänen RA, Karagicheva J, Soloviev MY, Tomkovich PS & Piersma T 2011: A global population redistribution in a migrant shorebird detected with continent-wide qualitative breeding survey data. *Diversity Distrib.* 17: 144-151.
- Rasch D, Enderlein G & Herrendörfer G 1973: *Biometrie*. Berlin.
- Rusanen P & Gaginskaya A 2003: The Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* as a breeding species of the Leningrad Region, Russia. *Vogelwelt* 124, Suppl.: 77-78.
- Sachs L 1968: *Statistische Auswertungsmethoden*. Berlin, Heidelberg, New York.
- Samusenko I 2003: Recent development of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* breeding population in Belarus. *Vogelwelt* 124, Suppl.: 87-91.
- Schulz H 2009: Projektkonzept: Geändertes Zugverhalten der westziehenden Störche. In: Schulz H (Red): *Weißstorch - quo vadis?* - Tagungsband Internationale Weißstorchtagung, Radolfzell, 13. September 2008: 40-42. Gesellschaft Storch Schweiz, Selzach.
- Speek BJ & Speek G 1984: *Thieme's vogeltrekatlas*. B.V.W.J. Thieme & Cie. Zuydam, The Netherlands.
- Siefke A & Berger W 1979: Zug und Winterquartier der Rügen-Strelasund-Population des Kormorans, *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Beitr. Vogelkd.* 25: 65-74.
- Stadie R 1934: Vom Zug der Rügensch Kormorane (*Phalacrocorax carbo sinensis*, Shaw & Nodder). *Mitt. Naturwiss. Verein Neuvorpommern Rügen* 61: 189-200.
- Stadie R 1939: Zug-Wege und -Ziele der deutschen und holländischen Kormorane (*Phalacrocorax carbo sinensis*, Shaw & Nodder). *Dohniana* 18: 3-13.
- Thomsen KM 2009: Ergebnisse des VI. Internationalen Weißstorchzensus 2004/05 Ergebnisse und Konsequenzen. In: Schulz H (Red): *Weißstorch - quo vadis?* - Tagungsband Internationale Weißstorchtagung, Radolfzell, 13. September 2008: 8-12. Gesellschaft Storch Schweiz, Selzach.
- University of East Anglia 2013: Why have white storks stopped migrating?. *ScienceDaily*, 27 February 2013. <www.sciencedaily.com/releases/2013/02/130227085845.htm>. Letzter Zugriff: 27.04.2015
- van Eerden MR & Munsterman MJ 1986: Importance of the Mediterranean for wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. In: MEDMARAVIS, Monbailliu X (Hrsg) *Mediterranean Marine Avifauna*, NATO Asi Series, Vol G12. Springer Verlag, Berlin: 123-141.

Wo gibt es noch Haselhühner in Deutschland?

Manfred Lieser

Lieser M 2015: Where in Germany do we still have Hazel Grouse? Vogelwarte 53: 155-156.

In their recent report about the situation of birds in Germany, Sudfeldt et al. (2013) state for the Hazel Grouse *Bonasia bonasia* a stable population of 1.000-1.500 territories. This figure seems to be highly overestimated and is largely derived from expert opinions only. Many estimations are not based on valid records of this cryptic species. In some of the areas that are said to host Hazel Grouse like Black Forest or large parts of Rheinisches Schiefergebirge it is more likely that the species went extinct already years ago. We need to discuss what role rarity committees should play in evaluating records of species with such high conservation concern as the Hazel Grouse and who in Germany is responsible for the evaluation of breeding records of rare species. Furthermore it is not clear why avifaunistic relics and local misjudgements can propagate over long periods and, finally, which methods field ornithologists should use to gain proper data about presence or absence of the species.

✉ ML: Franz-Xaver-Oexle-Str. 30, D-78256 Steißlingen. E-Mail: mfdlieser@t-online.de

Wer Wunder hofft, der stärke seinen Glauben. (Goethe, Faust)

Im aktuellen Bericht zur Lage der Vogelwelt in Deutschland geben Sudfeldt et al. (2013) für unser Land einen Bestand des Haselhuhns *Bonasia bonasia* von 1.000 bis 1.500 Revieren an. Für die letzten 25 Jahre wird die Population als stabil eingestuft (aufgrund von Experteneinschätzung). In Hessen, Rheinland-Pfalz und dem Saarland fühlt sich die Vogelschutzwarte Frankfurt für 150 Brutpaare Haselhühner zuständig (Bauschmann 2011). Die neueste Rote Liste der Brutvögel von Rheinland-Pfalz gibt sogar für 2007 bis 2012 allein für dieses Bundesland 200 bis 250 „Paare/Revire“ an (Simon et al. 2014). Und dann findet man im Internet in FFH-Gebietsbeschreibungen, etwa aus Nordrhein-Westfalen oder Rheinland-Pfalz, immer wieder das Haselhuhn als „wertgebende Art“. Es heißt z. B., der Kondelwald bei Wittlich (Rheinland-Pfalz) sei ein „Ausläufer der kopfstarken Population im Moseltal“. Weiterhin tauchen im Rahmen von Infrastrukturplanungen (Autobahnen, Windräder, Pumpspeicherwerke) plötzlich Haselhühner an Orten auf, wo seit Jahren, seit Jahrzehnten keine mehr gemeldet wurden. Das alles klingt für mich wie Zitate aus einem Science-Fiction-Roman. An der Mosel, d. h. in meiner Heimatregion, sah ich 1986 mein letztes Haselhuhn, im Kondelwald lebt heute mit Sicherheit kein einziges mehr! Für die Eifel wurde schon Mitte der 1980er Jahre ein starkes Schrumpfen und eine Zerstückelung der Population belegt (Lieser 1990). Der Entwurf der Haselhuhn-Verbreitungskarte für den neuen Brutvogelatlas von Rheinland-Pfalz erweckt dagegen den Eindruck, als habe es in der Nordhälfte des Landes

um das Jahr 2000 noch beinahe flächendeckend Haselhühner gegeben!

In meinem Untersuchungsgebiet an der Mosel (Lieser 1986) waren mir im Lauf eines Jahres (14.4.1984 bis 31.3.1985) 12 Direktbeobachtungen von Haselhühnern, 22 Losungsfunde, neun Mauserfederfunde und ein Rupfungsfund gelungen. Im unteren Saartal, wo ich 1987/88 ein Jahr als Forstreferendar in Saarburg (Rheinland-Pfalz) tätig war, konnte ich trotz intensiver Nachsuche keine Haselhühner bestätigen. Heute liest man in der Zeitung, dass die Behörden dort Biotopvernetzung für diese Art betreiben. „Ob es die Tiere überhaupt in der Region gibt, ist nicht erwiesen“, heißt es allerdings in derselben Mitteilung (Trierischer Volksfreund vom 13.11.2014).

Auch in vielen anderen Gebieten in Deutschland, wo ich u. a. in behördlichem Auftrag Licht ins Dunkel um die herbeigesehnten Haselhühner bringen sollte, fand ich nichts. So suchte ich seit Ende der 1990er Jahre im Nutscheid, einem Bergrücken nördlich der Sieg, in der Ahreifel, an der Mosel, im Hunsrück, im Schwarzwald und bei Zwiesel im Bayerischen Wald vergeblich nach Haselhühnern. Mein letzter Nachweis aus dem Schwarzwald datiert vom Dezember 1998 (Fund einer Schneehöhle mit Losung) und gelang in dem Gebiet, wo ich als Doktorand vorher wilde Haselhühner gefangen und telemetriert hatte (Lieser 1994).

Fragt man die Institutionen, die heute von Haselhuhn-Vorkommen schreiben, auf welche Daten sich ihre Aussagen stützen, dann bekommt man entweder keine Antwort oder solche:

- „Wir verlassen uns da ganz auf unsere Experten aus den Fachabteilungen.“
- „Der Jagdpächter hat Trittsiegel im Schlamm einer Wildschweinsuhle gefunden.“
- „Ein zuverlässiger Ornithologe hat zwei rufende Männchen in einem Bachtal mit Niederwald gehört.“
- „Der Revierförster hat Mauserfedern gesammelt.“

Die genannten Experten aus den Fachabteilungen schickten mich schon zum Nachsuchen in völlig ungeeignete Lebensräume, z. B. Blockhalden mit Buchenaltholz, und gaben damit kund, dass sie vom Haselhuhn keine Ahnung haben. Die Daten der Fachbehörden beruhen in einem Fall auf Umfragen bei den Forstämtern aus dem Jahr 1985! Und was hat ein Haselhuhn in einer Wildschweinsuhle zu suchen? Die Meldungen von Jägern beschreiben sehr oft Umstände, unter denen ich noch nie ein Haselhuhn nachgewiesen habe. Die heute im Feld tätigen Ornithologen sind fast alle in der Post-Haselhuhn-Ära großgeworden, haben also keinerlei Erfahrung mit dieser Art, lesen etwas von Niederwald-Bachtälern, suchen ein solches auf und verhören gleich zwei rufende Männchen! Fragt man nach Belegmaterial, etwa nach Winterlosung oder Mauserfedern, die in Haselhuhn-Revieren sehr leicht zu finden sind, dann kommt zumeist Fehlanzeige. Oder wenn etwas aufbewahrt wurde, gibt es eine Enttäuschung, wie bei einem Revierförster im Nordschwarzwald, dessen gesammelte Federn ausschließlich von der Waldschnepfe *Scolopax rusticola* stammten. Ein anderer Förster aus dem Moseltal schickte mir Federn vom Waldkauz *Strix aluco*.

Ich kann mich in der ganzen Diskussion nur der Aussage anschließen, der deutsche Haselhuhn-Bestand sei in den letzten Jahren stabil gewesen, aber auf deutlich niedrigerem Niveau. Für die Alpen wage ich keine Einschätzung, da mir der Bezug zu dieser Region fehlt. Für andere Gebiete wie den Schwarzwald und große Teile des Rheinischen Schiefergebirges stelle ich dagegen das heutige Vorkommen von Haselhühnern in Frage. Die Behauptung, die Art sei überaus schwierig nachzuweisen, darf kein Freibrief dafür sein, aus dem Fehlen aktueller Daten auf die Existenz einer Population zu schließen und diese auch noch in Zahlen zu fassen. Fehlanzeige spricht doch eher für Erlöschen! Niemand würde einen Raubwürger-Bestand von 150 Paaren melden, ohne einen einzigen Raubwürger *Lanius excubitor* gesehen zu haben, und beim Haselhuhn soll das zulässig sein?

Neben diesen artbezogenen Aspekten stellen sich mir einige Grundsatzfragen zur Erhebung und Verwendung feldornithologischer Daten:

- Wo bleibt bei Arten mit höchster Naturschutzrelevanz der Aufschrei der Seltenheitenkommissionen, die sich

- sonst um den dritten Nachweis des Drosseluferläufers *Actitis macularius* im südlichen Teil des Stadtkreises H. mit dem Melder heftige Briefwechsel liefern? Schließlich besteht ein Ziel der Kommissionen darin, unsichere und falsche alte Meldungen zu revidieren und den Eingang neuer unsicherer Behauptungen in die Literatur zu hemmen (Barthel & Bezzel 1990).
- Wer ist in Deutschland sonst zuständig für die Überprüfung von Brutnachweisen seltener Arten?
- Warum pflanzen sich avifaunistische Altlasten und lokale Fehleinschätzungen oder Hochrechnungen auf Basis unzureichend dokumentierter Einzelbeobachtungen so lange fort und werden bei Großauswertungen von Büros, die keine Spezialisten haben, noch vervielfacht?
- Auf welche Weise geht heterogenes Datenmaterial aus Umfragen, Spezialkartierungen, Artenschutzprogrammen usw. in Rasterkarten von Brutvogelatanten ein?
- Was müssen wir den Feldornithologen an Anleitungen geben, um gesicherte Nachweise zu ermöglichen? Reichen die Angaben in den „Methodenstandards“ (Südbeck et al. 2005) hierfür aus? Nicht nur die Wissenschaft steht in der Pflicht, sich weiter zu entwickeln, dies sollte auch für die Feldornithologie gelten - also mehr Strenge gegenüber dem Stoff!

Literatur:

- Barthel P & Bezzel E 1990: Feststellungen seltener Vogelarten: Ihre faunistische Bewertung und wissenschaftliche Bedeutung. Vogelwelt 111: 64-81.
- Bauschmann G 2011: Hauberge und Phantomhühner. Falke 58: 339-340.
- Lieser M 1986: Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) an der Mosel. DBV-Mitt. Rh-Pf 1: 1-96.
- Lieser M 1990: Zur Situation des Haselhuhns in der Eifel. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 161: 154-158.
- Lieser M 1994: Untersuchung der Lebensraumsprüche des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*, L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Maßnahmen zur Arterhaltung. Ökol. Vögel 16 (Sonderheft): 1-117.
- Simon L, Braun M, Grunwald T, Heyne K-H, Isselbacher T & Werner M 2014: Rote Liste der Brutvögel in Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten, Mainz.
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K & Sudfeldt C 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Sudfeldt C, Dröschmeister R, Frederking W, Gedeon K, Gerlach B, Grüneberg C, Karthäuser J, Langgemach L, Schuster B, Trautmann S & Wahl J 2013: Vögel in Deutschland 2013. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

Internationaler Artenschutz im Kontext der IUCN Reintroduction Guidelines: Argumente zur Wiederansiedlung des Waldrapps *Geronticus eremita* in Europa

Johannes Fritz & Markus Unsöld

Johannes F & Unsöld M 2015: International wildlife conservation in the context of the IUCN Reintroduction Guidelines: Arguments for the reintroduction of the Northern Bald Ibis *Geronticus eremita* in Europe. Vogelwarte 53: 157-168.

Animal and plant species disappear with increasing frequency while international conservationists discuss definitions! Given the increasing timeliness and urgency, different opinions increasingly collide. In our opinion, this is a sign of change in international wildlife conservation philosophy and methods. We discuss this change based on the IUCN Reintroduction Guidelines. The 2013 published new guidelines differ substantially from previous ones. In our view, the new version largely complies with the new and changing requirements. Using the Northern Bald Ibis *Geronticus eremita* as an example, we want to show what this change means for the preservation of biodiversity and how it can affect wildlife conservation efforts. We question the usefulness of various conservation efforts and a nascent international single species action plan for the Northern Bald Ibis. Concerning the relevance and usefulness of reintroducing the Northern Bald Ibis in Europe, the European Union created facts by the co-financing of a LIFE+ reintroduction project. In the second part, we discuss relevant topics for the Northern Bald Ibis and the LIFE+ project to answer the basically obsolete question: Why should the Northern Bald Ibis be reintroduced in Europe?

✉ JF, MU: Waldrappteam & LIFE+12-BIO_AT_000143 Projekt Management, Schulgasse 28, A-6162 Mutters, Österreich.
E-Mail: jfritz@waldrapp.eu
MU: Zoologische Staatssammlung München, Münchhausenstrasse 21, D-81247 München

Einleitung

Seit bald 14 Jahren beschäftigen wir uns mit dem Waldrapp *Geronticus eremita*, einer charismatischen Ibisart mit extravaganterem Aussehen. Das „Waldrappteam“ (www.waldrapp.eu) formierte sich 2002 als private Initiative unter Mitwirkung von zahlreichen Volontären und mit diverser Unterstützung durch eine zunehmende Anzahl von Institutionen wie Zoos und Universitäten im In- und Ausland. Motiviert war das Team durch eine Kombination aus Sympathie für und Sorge um diesen Ibis und aus wissenschaftlichem Interesse. Inzwischen konnte sich diese vormals private Initiative als internationales Artenschutz- und Forschungsprojekt etablieren, finanziert im Rahmen des LIFE+ Programmes der EU (LIFE+12-BIO_AT_000143, Northern Bald Ibis) und durch Forschungs-Drittmittel. Hinzugekommen ist die konkrete Zielsetzung, den Waldrapp wieder als Zugvogel in Europa anzusiedeln und die Überzeugung, dass dies möglich und sinnvoll ist.

Im nachfolgenden Artikel stellen wir unsere Aktivitäten und Zielsetzungen in den Kontext des internationalen Artenschutzes und diskutieren den Sinn der Wiederansiedlung. Wir wollen dem aber vorausschicken, dass das Engagement der zahlreichen Mitarbeiter,

Förderer und Sponsoren nach wie vor primär durch die Sympathie für diese faszinierenden Vögel und den Wunsch, ihnen wieder ein Überleben in freier Wildbahn zu ermöglichen, getragen ist.

Ganz wesentlich zum Erfolg und zum Fortbestand des Projektes beigetragen hat auch das breite öffentliche und mediale Interesse. Manche Kolleginnen und Kollegen mögen dies als Selbstzweck auslegen und das „Fliegen mit den Vögeln“ als gelungene PR-Inszenierung interpretieren. Aber emotionelle Motive der Mitarbeiter sowie breite mediale Wahrnehmung und öffentliche Sympathie mindern nicht per se die fachliche Qualifikation und Legitimation eines Artenschutzprojektes. Beim Waldrapp-Projekt steht dies inzwischen wohl außer Zweifel.

Warum dann dieser Artikel? Der Sinn und die Notwendigkeit von Arterhaltungsmaßnahmen für eine derart hochgradig gefährdete Vogelart wie den Waldrapp bedürfen wohl keiner ausführlichen Darstellung und Legitimation. Wir meinen aber, dass sich dieses Projekt in besonderer Weise dazu eignet, den gegenwärtigen Wandel in der internationalen Artenschutzpolitik und -praxis und die zugrundeliegenden divergierenden Be-

trachtungsweisen darzustellen. Dies zu tun ist unsere primäre Motivation und Inhalt des ersten Teils im nachfolgenden Text. Im zweiten Teil gehen wir auf die Wiederansiedlung in Europa ein und stellen die Rahmenbedingungen dar.

Teil I: Internationaler Artenschutz am Beispiel des Waldrapps

Internationaler Artenschutz im Wandel

Der Rückgang der biologischen Vielfalt hat sich seit der Biodiversitätskonferenz 2002 nicht verlangsamt - eher das Gegenteil ist der Fall. Seddon et al. (2014) gehen sogar von einer noch weiter steigenden Rückgangsrates aus. Nach diesen Autoren ist die wahrscheinlich größte Herausforderung für Artenschützer die Definition des Zielzustandes. Das mag angesichts der Aktualität und Relevanz der Thematik grotesk erscheinen: Tier- und Pflanzenarten verschwinden unwiederbringlich, während über Definitionen diskutiert wird! Dahinter stehen freilich wesentliche Fragen, die umso bedeutender werden, je drängender und umfassender die Anforderungen werden: Was wollen und können wir im Artenschutz erreichen, wo sind die Prioritäten zu setzen?

Aus unserer Sicht findet derzeit ein Umbruch statt, bei dem klassische Ansichten zum Natur- und Artenschutz zunehmend ersetzt oder ergänzt werden durch neue, dynamischere Ansichten. Das betrifft insbesondere zwei Themenbereiche, die Seddon et al. (2014) anführen (es sei hier erwähnt, dass Philip Seddon Mitglied der IUCN Reintroduction Specialist Group und des wissenschaftlichen Beirats des LIFE+ Waldrapp-Projekts ist).

Der erste Themenbereich betrifft die Art der Maßnahmen. Der klassische Artenschutz hatte und hat einen Schwerpunkt auf in situ Erhaltungsmaßnahmen, wie die Erstellung und Verwaltung von Schutzgebieten, die Förderung der Konnektivität zwischen Populationen und die Verringerung der Auswirkungen von Prädation und Jagd. Diese Maßnahmen können durchaus erfolgreich sein, vorausgesetzt der verbleibende Lebensraum reicht für lebensfähige Populationen aus und es treten keine anderen limitierenden Faktoren auf (z. B. Seuchen, invasive Arten). In einer sich stetig wandelnden Welt werden jedoch zunehmend intensivere Formen des Managements bedrohter Arten erforderlich, insbesondere aktive Bestandsstützung und Wiederansiedlungen, um regionales oder kontinentales Erlöschen oder gar globales Aussterben zu verhindern und um akuten Gefahren für kritische Lebensräume zu begegnen. Ein herausragendes Beispiel hierfür bietet der neuseeländische Artenschutz, der nur mithilfe innovativer Maßnahmen und massiven Eingriffen in die Populationen (z. B. Translokationen) und Lebensräume (z. B. Neozoenkontrolle) hochbedrohte Spezies wie Kakapo *Strigops habroptilus* und Takahe *Porphyrio hochstetteri* retten konnte, die mit dem ausschließlichen Einsatz klassischer Methoden zum Aussterben verurteilt gewesen wären.

Der zweite Themenbereich betrifft die Frage nach dem Zielzustand. Der klassische Artenschutz widmet sich in der Regel der Erhaltung eines aktuellen oder der Rückkehr zu einem vormaligen Zustand, was die Annahme impliziert, dass diese Zustände nachhaltig stabil sein können. Ein historisches oder aktuelles Artenspektrum kann aber bei sich ständig ändernden Umweltparametern kein verlässlicher Maßstab für eine stabile Artenverteilung sein und demnach ebenso wenig ein Garant für eine nachhaltige Stabilität. Insbesondere der Klimawandel, in Verbindung mit anderen menschlichen Eingriffen, schafft kontinuierlich neue Lebensräume und damit neue Rahmenbedingungen für die Artenverteilung. Seddon et al. (2014) sind der Ansicht, dass eine Rückkehr zu einer idealisierten, unberührten Natur kaum möglich ist. Diese Einsicht mache aber frei, um über radikalere Formen von Artenschutz nachzudenken, einschließlich Translokationen innerhalb und außerhalb des indigenen Areals.

Der Begriff des „indigenen Areals“ bezieht sich auf die Definition in den IUCN Reintroduction Guidelines. In der Version von 1998 wird Wiederansiedlung noch als der Versuch definiert, eine Art in einem Gebiet zu etablieren, das als „historisches Areal“ bezeichnet wird – ganz im Sinne des klassischen Artenschutzes. Ausnahmen davon, etwa die Ansiedlung außerhalb des historischen Areals, waren nicht Teil dieser Definition. Diese ebenso unspezifische wie starre Auffassung der an sich äußerst flexiblen Methode gab Anlass zu langen und letztlich oft ergebnislosen Diskussionen. Das Pochen auf gesicherte Nachweise des historischen Areals, zumal in den Guidelines als solches nicht näher definiert, konnte allzu leicht zum Totschlagargument werden, um Artenschutzinitiativen von vornherein zu unterbinden.

Mit der 2013 veröffentlichten aktuellen Version der Reintroduction Guidelines ist den Autoren aus unserer Sicht ein großer und wichtiger Wurf gelungen, der den aktuellen und zunehmenden Anforderungen im Artenschutz Rechnung trägt, insbesondere resultierend aus dem immer rasanteren Biodiversitätsrückgang in Verbindung mit globalen anthropogenen Veränderungen wie dem Klimawandel. Diese neuen Guidelines sind in ihren Definitionen präziser und zugleich flexibler. So wurde der strittige Begriff des „historischen Areals“ ersetzt durch „indigenes Areal“, das laut Definition neben dem direkt belegbaren historischen Verbreitungsgebiet auch geeignete Lebensräume in ökologisch sinnvoller Nähe zu Arealen mit direkten Belegen umfassen kann. Zudem sind auch Ansiedlungen außerhalb des indigenen Areals Gegenstand der Guidelines. Gesamtheitlich gesehen ist der Fokus der neuen Guidelines primär nach vorne gerichtet. Es gilt weniger die Historie zu belegen, mit dem Ziel einen ehemaligen Zustand wieder herzustellen, sondern insbesondere die geplanten Maßnahmen der gegebenen Situation anzupassen und die Nachhaltigkeit durch geeignetes Monitoring und begleitendes Management zu gewährleisten.

Internationaler Artenschutz für den Waldrapp

In den 1930er Jahren wurden die ersten Waldrappe in europäischen Zoos gehalten, erst deutlich später stellten sich die ersten Zuchterfolge ein. Anfang der 90er Jahre fanden unter Leitung von Ellen Thaler die ersten Handaufzuchten mit anschließender temporärer Freiflughaltung statt (Thaler et al 1993). Und Ende der 90er Jahre gelang unter Kurt Kotrschal an der Konrad Lorenz Forschungsstelle der Aufbau einer ersten Kolonie freilebender, sedentärer Waldrappe (Kotrschal 2001). Parallel dazu verschwand der Großteil der Wildbestände.

Aber erst im vergangenen Jahrzehnt wurde der Waldrapp in der internationalen Artenschutzszene zu einer sowohl in Fachkreisen als auch in der Öffentlichkeit vielbeachteten, populären Art. Das hat einerseits damit zu tun, dass 2002 ganz unerwartet eine Restpopulation entdeckt wurde, die noch entlang einer historischen Zugroute zwischen Syrien und Äthiopien migrierte (Serra et al. 2009). Es folgten erhebliche internationale Bemühungen zur Erhaltung dieser Population, letztlich leider ohne Erfolg. Die syrische Population gilt inzwischen als ausgestorben. Andererseits wurde die Art auch durch die „experimentellen Projekte“ bekannt, insbesondere durch die aus den Medien bekannten menschengeführten Migrationen des Waldrappteams (Abb. 1), mit dem Ziel, im Rahmen einer Machbarkeitsstudie eine neue innereuropäische Zugtradition für Waldrappe zu gründen (Fritz 2004). Etwa zur selben Zeit startete auch das „Proyecto Eremita“ in Andalusien, um dort eine freilebende Kolonie sedentärer Vögel aufzubauen (Quevedo et al. 2004).

Im Jahr 1999 wurde zur Koordination der internationalen Erhaltungsmaßnahmen für diese Art die „International Advisory Group for the Northern Bald Ibis“ (IAGNBI), gegründet. Fortan war der Schwerpunkt der

internationalen Bemühungen natürlich auf die Erhaltung der beiden Kolonien sedentärer Waldrappe in Marokko und, ab 2002, insbesondere auf die migrierende Restpopulation im Nahen Osten gerichtet.

Das Waldrappteam engagierte sich bald nach seiner Gründung im Rahmen der IAGNBI. So waren wir maßgeblich an der Ausarbeitung eines Projektes zur Supplementierung von Jungvögeln aus der Brutkolonie in Birecik (Türkei) im syrischen Brutgebiet der Kolonie ziehender Waldrappe beteiligt. Das Projekt kam 2010 endlich zur Umsetzung, leider nach allzu langer Vorlaufzeit, verursacht insbesondere durch „internationale Diplomatie“. Bis zu diesem Jahr war die Population bereits auf drei Individuen geschrumpft, und es gab keinen Nachwuchs mehr. Die Supplementierung verlief anfangs erfolgreich. Drei freigelassene Jungvögel folgten einem der Wildvögel bis in den Grenzbereich von Saudi Arabien und Jemen. Dort verloren sie leider den Kontakt zu ihrem Leitvogel, der alleine weiter zog. Die Jungvögel kamen in der Folge um (Fritz et al. 2010; Serra et al. 2014). Das Projekt hätte aus unserer Sicht in den Folgejahren in größerem Rahmen mit methodischen Ergänzungen fortgeführt werden müssen, um eventuell diese letzte migrierende Population zu erhalten. Dazu kam es aber nicht, insbesondere aufgrund der zunehmend schwierigen politischen Lage im Nahen Osten.

Ferner engagierte sich das Waldrappteam auch im marokkanischen Atlasgebirge. Dort war auf Initiative und finanziert von europäischen Zoos eine Zuchtstation mit zwei Waldrapp-Brutgruppen aufgebaut worden. Zielsetzung war die Wiederansiedlung der Waldrappe an historischen Brutplätzen im Atlasgebirge (Müller 2004). Das Waldrappteam wurde beauftragt, einen Projektentwurf für eine Machbarkeitsstudie auszuarbeiten. Zur Umsetzung kam es dann leider nicht, obwohl die struk-



Abb. 1: Menschengeführte Migration 2014. – *Human-led migration flight 2014.*

Foto: M. Unsöld

turellen und ökonomischen Rahmenbedingungen gegeben waren. Unmittelbarer Anlass für die Einstellung des Projektes 2012 war die mangelnde Initiative und Kooperationsbereitschaft der zuständigen marokkanischen Behörden. Wobei dies sicherlich zu einem nicht unwesentlichen Teil auch durch prinzipielle Vorbehalte und eine Art Sorge um die Exklusivität der Souss-Massa-Population seitens der in Marokko engagierten Naturschutzverbände begründet war. Diese Entwicklung halten wir in zweierlei Hinsicht für sehr bedauerlich. Erstens, weil nach unserer Einschätzung die Umsetzung von prioritären Artenschutzmaßnahmen für den Waldkrapp in Marokko wesentlich praktikabler und die Nachhaltigkeit besser zu gewährleisten wäre als etwa im Nahen Osten. Und zweitens, weil das Projekt nachhaltig internationale (finanzielle) Ressourcen für Marokko gebunden hätte, auch zugunsten der Souss-Massa-Kolonien.

Der Internationale Aktionsplan für den Waldkrapp

Im November 2012 kam es bei einem Treffen in Jazan, Saudi Arabien, zur Gründung der „AEWA Northern Bald Ibis International Working Group“ (IWG). In diesem Rahmen wurden die Inhalte eines „International Single Species Action Plan for the Conservation of the Northern Bald Ibis“ (ISSAP) diskutiert, einschließlich des Versuchs einer nachhaltigen Wiederansiedlung von Waldkrappen in Europa und Algerien.

Als im Herbst 2014 der erste Entwurf des ISSAP den Mitgliedern der IWG zur Ansicht vorgelegt wurde, waren beide europäische Projekte lediglich als „trial release“ klassifiziert, mit dem Zweck, Methoden für die Wiederansiedlung in prioritären außereuropäischen Gebieten auszuarbeiten. Dies zu einem Zeitpunkt, als sich die beiden Wiederansiedlungsprojekte in Europa bereits in Umsetzung befanden (LIFE+ Projekt und Proyecto Eremita in Andalusien), beide auf der Basis langjähriger Machbarkeitsstudien und in einem entsprechenden gesetzlichen Rahmen, zumal selbst in diesem ISSAP-Entwurf die europäischen Gebiete als historisches Areal bezeichnet wurden. Die Wiederansiedlung in Algerien war dagegen als Zielsetzung enthalten, obwohl dafür nach unserem Wissen weder finanzielle und strukturelle Rahmenbedingungen gegeben sind noch eine Machbarkeitsstudie durchgeführt wurde. Insbesondere auf der Basis der Erfahrungen in Marokko schätzen wir die Chance für eine nachhaltige Wiederansiedlung in Algerien als äußerst gering ein.

Die Reihung und Gewichtung der einzelnen Projekte und Projektstandorte hängt mit der Definition der acht prioritären Gebiete zusammen, in denen laut ISSAP-Entwurf der Waldkrapp gegenwärtig vorkommt. Dazu zählen ausschließlich außereuropäische Staaten: Natürlich Marokko (eine sedentäre Wildpopulation), dann die Türkei (eine Kolonie sedentärer, halbjährig im Gehege gehaltener Vögel), sowie Syrien, Saudi Arabien, Jemen, Eritrea, Äthiopien (diese Staaten teilen sich als

Bestand einen einzigen Wildvogel, der seit 2014 verschollen ist) sowie Algerien (Wildbestand ca. um 1980 erloschen). Genau genommen kommen also in sieben dieser acht prioritären Gebiete faktisch keine wildlebenden, reproduzierenden Waldkrappbestände mehr vor. Dem gegenüber gibt es in Europa zwei stabile Kolonien sedentärer Individuen (Grünau und Rosegg, vergleichbar jener in der Türkei) sowie rund 120 ganzjährig freilebende Vögel, davon ca. 80 in der Kolonie sedentärer Waldkrappe in Andalusien und ca. 40 in der migrierenden Population des LIFE+ Projektes – an beiden Orten mit positiver Bestandsentwicklung. In diesem Jahr wird sich die Zahl der ziehenden Vögel durch Handaufzucht und natürliche Bruten mehr als verdoppeln.

Derzeit werden in den acht prioritären Arealen keine konkreten in situ Arterhaltungs- oder Wiederansiedlungsprojekte umgesetzt, mit Ausnahme des Managements der Kolonie in Marokko und gelegentlicher versuchsweiser Freilassungen von Jungvögeln in der Türkei. Insbesondere gibt es unseres Wissens weder konkrete Projekte noch realistische Perspektiven, um den Waldkrapp im ehemaligen außereuropäischen Areal in der für ihn arttypischen migrierenden Lebensweise wieder anzusiedeln. Dies betrifft insbesondere den Nahen Osten und Algerien. Marokko ist derzeit das einzige Land, in dem eine nachhaltige Wiederansiedlung prinzipiell machbar erscheint. Aber wie oben dargestellt, ist eine diesbezügliche Initiative 2012 gescheitert. Im Gegensatz dazu findet in Europa die Wiederansiedlung sowohl einer migrierenden als auch einer sedentären Population statt, und aufgrund der langjährigen Vorstudien erscheint auch die Nachhaltigkeit dieser Bestände prinzipiell gesichert.

Warum aber diese „Exklusivität“ außereuropäischer prioritärer Gebiete? Zum einen manifestiert sich in dem Entwurf wohl der unterschiedliche Einfluss nationaler Interessensvertreter. Wobei anzumerken ist, dass leider speziell Österreich das AEWA-Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel noch immer nicht ratifiziert und damit von vornherein eine schwache Position hat. Der Waldkrapp als eine zunehmend prominente bedrohte Art zieht viel internationale Aufmerksamkeit auf sich, mit allen politischen und finanziellen Konsequenzen. So mag das zunehmende internationale Interesse für den Waldkrapp wohl Teil der Ursache für das vehemente Beharren türkischer Verbände- und Behördenvertreter sein, ihre Kolonie in Birecik als Wildbestand zu deklarieren. Im aktuellen ISSAP-Entwurf wird für die Türkei dann auch ein Wildbestand angeführt, obwohl die Vögel dieser einzigen türkischen Kolonie seit 1989 nicht mehr migrieren, ganzjährig gefüttert und das halbe Jahr in Volieren gehalten werden.

Aus unserer Sicht spiegeln sich im aktuellen ISSAP-Entwurf aber insbesondere prinzipielle Auffassungsunterschiede im internationalen Artenschutz hinsichtlich der Methoden und der Definition des Zielzustandes wider.

Bezüglich der Methoden finden sich immer wieder und auf allen Ebenen der Natur- und Artenschutz-Akteure mehr oder weniger latente Ressentiments gegen sogenannte invasive in situ Projekte wie dem unseren. Derartige Projekte sind gerne geduldet und auch anerkannt, solange sie sich als „experimentell“ oder „wissenschaftlich“ deklarieren. Schwieriger wird es, wenn mit diesen Methoden konkrete Artenschutzmaßnahmen durchgeführt werden sollen. Die Deklaration als „trial release“ im Entwurf des ISSAP kann man in diesem Kontext wohl auch als Hinweis darauf verstehen, dass unsere Ausrichtung doch lieber experimentell im Bereich der Grundlagenforschung bleiben soll.

Offensichtlicher sind im ISSAP-Entwurf die divergierenden Ansichten zur Definition des Zielzustandes. Inzwischen besteht weitgehender Konsens, dass die Waldrappe ehemals Teil der europäischen Fauna waren (darauf kommen wir später noch zurück). Jedoch wird unterschiedlich interpretiert, wie lange eine Art schon ausgestorben sein darf, um sie noch als ehemals heimisch zu deklarieren. In den neuen IUCN Guidelines findet sich keine diesbezügliche zeitliche Limitierung. Mit gutem Grund, wie einleitend dargestellt, zumal zunehmend in Frage gestellt wird, dass ein ehemaliger Zustand kausal mit den gegenwärtigen und zukünftigen Bedürfnissen einer Art bzw. Artengemeinschaft in Zusammenhang steht. Auch stellt sich die Frage, ob ein Gebiet, aus dem die Art vor kurzem verschwunden ist bzw. gegenwärtig verschwindet, prinzipiell für eine Wiederansiedlung zu bevorzugen ist gegenüber Gebieten in denen die Art schon länger verschwunden ist, möglicherweise aufgrund von längst nicht mehr relevanten Gründen. Wichtiger als der Zeitpunkt erscheint uns daher die Ursache des Aussterbens. So haben durch menschliche Bejagung verschwundene Arten gute Chancen auf ein „Comeback“, sofern der Jagddruck nicht mehr in bestandsbedrohendem Umfang gegeben ist und geeignete Lebensräume vorhanden sind.

Nichts desto trotz definiert z. B. BirdLife Österreich in einer Resolution von 1987 eine Art nur dann als ehemals heimisch (autochton), wenn sie nach 1780 verschwunden ist. Demgemäß könnte es in Europa nur eine Ansiedlung, niemals aber eine Wiederansiedlung des Waldrapps geben. Derartige Datierungen erscheinen eher willkürlich. Ihnen liegt die Intention zugrunde, einen ehemaligen Zustand wieder herzustellen, was umso schwieriger ist, je länger dieser Zustand in der Vergangenheit liegt.

Diese Logik spiegelt sich auch im ISSAP-Entwurf wider. Er ist auf der Basis der Prämisse formuliert, dass die Umsetzung von Maßnahmen in jenen Gebieten absolute Priorität hat, in denen der Vogel noch vorkommt bzw. bis vor kurzem vorgekommen ist. Und da der Waldrapp in NW-Afrika und im Nahen Osten noch wildlebend vorkommt (und sei es als einzelnes Individuum) bzw. bis vor wenigen Jahrzehnten noch vorgekommen ist, haben diese Bereiche absolute Priorität vor

einer Wiederansiedlung in Europa, wo der Vogel seit rund 400 Jahren nicht mehr heimisch war.

Internationale Übereinkommen sind oftmals mehr ein Spiegel von Kräfteverhältnissen und divergierenden Interessen als ein Rahmen der realen Verhältnisse und Entwicklungen. Wie dargestellt, verhält es sich so wohl auch mit dem ISSAP-Entwurf. Dass die realen Verhältnisse und Entwicklungen von dessen Inhalten deutlich abweichen, ist nach unserer Ansicht durchaus von Vorteil für den Waldrapp. Denn die im Entwurf definierte Zielsetzung, den kritischen Bedrohungszustand der Art innerhalb von 10 Jahren zu verbessern, lässt sich kaum mithilfe starrer Prinzipien und Definitionen erreichen, sondern nur mithilfe konsequenter und fundierter Maßnahmen im Rahmen eines flexiblen und praxisorientierten Rahmenwerks, wie den aktuellen IUCN Guidelines. Die Grundlagen für eine nachhaltige Erhaltung des Waldrapps werden derzeit in Europa im Rahmen der auf umfangreichen Machbarkeitsstudien basierenden Wiederansiedlungen geschaffen. Sie generieren zu einem wesentlichen Teil jenes Know-how, das hoffentlich früher oder später die Umsetzung sinnvoller Erhaltungsmaßnahmen für den Waldrapp auch außerhalb Europas ermöglicht.

Vorbehalte gegen eine Wiederansiedlung in Europa: Die BirdLife Positionspapiere

2004 hat sich BirdLife Schweiz gegen jegliche Form der Freiflughaltung von Waldrappen in der Schweiz ausgesprochen, insbesondere, weil aus Sicht der Verfasser keine Lebensräume für Waldrappe vorhanden sind und weil die Möglichkeit besteht, dass Individuen nach Marokko ziehen und die dortige Population gefährden könnten. Mit im Wesentlichen derselben Argumentation hat wenig später auch BirdLife Österreich deklariert, dass der Schutz der Wildpopulationen absolute Priorität haben muss und dass angesichts der internationalen Lage kein Anlass für eine Auswilderung des Waldrapps in Mitteleuropa besteht.

Seitdem sind zehn Jahre vergangen. Die Gefährdung der marokkanischen Population durch europäische Artgenossen ist trotz langjähriger Freiflughaltungen Theorie geblieben. Wir wissen heute, dass es reichlich und nachhaltig Lebensräume für Waldrappe in Europa gibt. Durch Freiflughaltungen wurden die Grundlagen für eine Wiederansiedlung sedentärer und migrierender Waldrappe geschaffen, was zum Start von zwei europäischen Wiederansiedlungsprojekten geführt hat. Der Schutz der Wildbestände ist zwar prioritär geblieben, aber eben nicht exklusiv, und dies ganz sicher im Interesse des internationalen Artenschutzes. Denn ohne die europäischen Freiflughaltungen, Machbarkeitsstudien und Wiederansiedlungsprojekte würden heute und wohl auch in Zukunft essenzielle Grundlagen für die Planung und Umsetzung von internationalen in situ Erhaltungsmaßnahmen für den Waldrapp fehlen.

Teil II: Die Wiederansiedlung des Waldrapps in Europa

LIFE+ Projekt Reason for Hope

Seit 2014 wird in einem von der Europäischen Union mitfinanzierten LIFE+ Projekt unter der Leitung des 2002 vom Autor J. Fritz gegründeten Waldrappteams eine Wiederansiedlung des Waldrapps in dessen ehemaligem mitteleuropäischem Verbreitungsgebiet durchgeführt. Vorausgegangen ist eine zwölfjährige Machbarkeitsstudie des Waldrappteams, nebst grundlegender Studien an anderen Institutionen, insbesondere im Alpenzoo Innsbruck, an der Konrad Lorenz Forschungsstelle Grünau und im Tierpark Rosegg in Kärnten (Thaler et al 1993; Kotschal 2004; Fritz 2004; Fritz & Unsöld 2014; Zoufal et al. 2007).

Im Rahmen der Evaluierung durch die Europäische Kommission bekam das Wiederansiedlungsprojekt die zweithöchste Bewertung aller eingereichten Biodiversitäts-Projekte. Die Bewertung war insbesondere in den Kategorien „Naturschutzwert“ und „Europäischer Mehrwert“ herausragend. Dieser Mehrwert bezieht sich insbesondere auf die Entwicklung innovativer Natur- und Artenschutzmethoden - u. a. die menschengeführte Migration, das umfassende raum-zeitliche Monitoring auf der Basis von GPS-Daten und das Veterinärmonitoring - sowie auf die umfangreichen Maßnahmen gegen illegale Vogeljagd in Italien.

Zusätzlich zeichnet sich das LIFE+ Projekt auch durch die erfolgreiche Kombination von angewandtem Artenschutz und Grundlagenforschung aus. Bereits zu Beginn des LIFE+ Projektes, im Januar 2014, konnte ein international vielbeachteter wissenschaftlicher Artikel in „Nature“ veröffentlicht werden (Portugal et al. 2014), basierend auf im Rahmen unseres Projektes gesammelten Daten. Diese belegen erstmals, dass Zugvögel tatsächlich zum energieeffizienten Formationsflug nach mathematischen Modellen fähig sind. Ein Jahr später, im Februar 2015, wurde ein weiterer wissenschaftlicher Artikel publiziert (Voelkl et al. 2015), ebenfalls mit Daten unserer Vögel. Der Artikel stellt den Formationsflug als eines der seltenen Beispiele von echter Kooperation im Tierreich dar. Eine weitere Publikation zur Physiologie des Migrationsfluges soll in Kürze veröffentlicht werden (Bairlein et al. eingereicht). Wohl nur wenige andere Artenschutzprojekte haben einen derartig hohen Output auch im Bereich der Grundlagenforschung, der uns auch hilft, die Umsetzung des Artenschutzprojektes zu verbessern, indem der menschengeleitete Migrationsflug den Ansprüchen der Vögel immer besser angepasst wird.

Die Umsetzung des Projektes erfolgt als Kooperation von acht Partnern sowie unter Einbindung von zahlreichen internationalen Institutionen. Das Projekt basiert auf den 2013er IUCN Reintroduction Guidelines. Es erfolgt eine kontinuierliche Abstimmung mit internationalen Experten.

Der Waldrapp als Zugvogel

Mehr als 12 Jahre Vorarbeit waren nötig, um eine Wiederansiedlungsmethodik zu finden und zu optimieren, die dem Waldrapp gerecht wird. Wie sich bereits bei den ersten Versuchen zur Freiflughaltung in Grünau herausstellte, besitzen auch die Vögel der Westpopulation, von der alle in Zoos gehaltenen Waldrappe abstammen, eine Zugdisposition. Dies wurde in der Literatur zum Teil in Frage gestellt (z. B. Hancock et al. 1992; Hölzinger 2011). Es zeigte sich aber auch, dass die Vögel kein angeborenes Wissen um die geografische Lage ihres Wintergebietes haben, sondern diese Information von Generation zu Generation als Zugtradition weiter gegeben wird. Hier setzt unser Projekt an: Auf menschliche Zieheltern geprägte Jungvögel aus Zoohaltung werden in einem geeigneten Brutgebiet aufgezogen und von dort mit Ultraleichtflugzeugen in das Wintergebiet in der Toskana geführt. Seit 2011 kehren solche Gründerindividuen selbstständig in ihr Brutgebiet zurück. Seitdem migrieren Waldrappe zwischen diesen beiden Punkten (Abb. 1 in Unsöld et al. 2014). Im Herbst folgen ihnen die von den Elternvögeln aufgezogenen Jungvögel in das gemeinsame Wintergebiet. So wird die neue Zugtradition an die kommenden Generationen weitergegeben.

Auch nach mehreren Generationen in Zoohaltung hat sich bei Waldrappen die Zugdisposition erhalten. Nur diese Tatsache ermöglicht eine nachhaltige Wiederansiedlung in Mitteleuropa. Um hier als Brutvogel zu bestehen, müssen sie vor der kalten Jahreszeit in wärmere Gefilde ausweichen, denn Waldrappe sind schlecht an tiefe Temperaturen angepasst und finden bei gefrorenem Boden kaum Nahrung. Es ist somit davon auszugehen, dass auch die ehemaligen europäischen Bestände Zugvögel waren. Allerdings fehlen Hinweise zur Migrationsroute und zur Lage des Überwinterungsgebietes.

Für eine Wiederansiedlung gemäß den IUCN Reintroduction Guidelines relevanter als potenzielle ehemalige Wintergebiete ist aber die Frage nach der aktuellen und nachhaltigen Verfügbarkeit adäquater Alternativen. Das gegenwärtige Wintergebiet der migrierenden europäischen Waldrappe ist das Schutzgebiet Laguna di Orbetello in der südlichen Toskana. Es hat sich im Rahmen der Machbarkeitsstudie als geeignet erwiesen. Dieses vom WWF Italien verwaltete Areal ist ein bedeutendes Überwinterungsgebiete für Zugvögel in Italien und hat als solches einen hohen Schutzstatus (Emiliano & Puglisi 2008). Allerdings zeigen die Waldrappe, wie etliche andere Zugvogelarten auch, außerhalb des Brutgebietes eine relativ geringe Gebietsbindung. Sie suchen ihre Nahrung vornehmlich auf Brachflächen außerhalb des Wintergebietes und sie verwenden flexibel verschiedene Schlafplätze im und außerhalb des Schutzgebietes. Im Falle von verminderter Nahrungsverfügbarkeit, insbesondere infolge von Trockenheit oder tiefen Temperaturen, verlassen sie temporär das Wintergebiet, wie dies auch andere Arten tun (Bairlein et al. 2014).

Das Flug- und Zugverhalten der Waldrappe ist im Rahmen des Projektes auch Gegenstand wissenschaftlicher Forschung. Zwei Publikationen (Portugal et al. 2014; Völkl et al. 2015) weisen den Waldrapp als effizienten Flieger in typischen Zugformationen aus und lassen keinen Zweifel an der grundsätzlichen Disposition des Waldrapps als Zugvogel. Bei bisherigen Wiederansiedlungsversuchen wurde das Zugverhalten nicht oder in nicht adäquater Weise berücksichtigt, primär wohl aufgrund mangelnder Kenntnisse oder falscher Annahmen (Mendelssohn 1994; Serra et al. 2014). Erst im Rahmen dieses Projektes rückte das Zugverhalten in den Fokus und inzwischen ist das Waldrappteam wegen seiner Expertise an allen wesentlichen internationalen Schutz- und Wiederansiedlungsprojekten für den Waldrapp operativ oder beratend beteiligt.

Weltweit ist nach aktuellem Kenntnisstand außerhalb unseres Projektes kein Wildvogel mit ausgeprägter Zugtradition mehr am Leben. Somit ist der Waldrapp als Zugvogel in jüngster Vergangenheit ausgestorben. Nur im Rahmen von Wiederansiedlungsprojekten kann er in der arttypischen Lebensform als Zugvogel erhalten werden. Dabei kommt auch eine zeitliche Dimension zum Tragen, denn derzeit kann niemand abschätzen, ob die Zugdisposition bei Waldrappen in Zoohaltungen oder in Kolonien sedentärer Vögel auf Dauer erhalten bleibt. Eine europäische migrierende Population ist aus dieser Sicht auch eine wesentliche Ressource für potenzielle Wiederansiedlungen migrierender Waldrappe in anderen Teilen des ursprünglichen Verbreitungsgebietes.

Genetisches Screening

Die Wiederansiedlung im Rahmen des EU geförderten LIFE+ Projektes ermöglicht auch endlich die Finanzierung und Umsetzung eines längst fälligen und wiederholt erfolglos initiierten genetischen Screenings. Von Anfang an wurde bei der Zusammenstellung der Freiflugkolonien zwar darauf geachtet, möglichst viele der im Europäischen Zuchtbuch geführten Zoolinien einzubinden. Deren genetischen Daten waren aber bislang nicht verfügbar (Böhm 2004). Jetzt können die Kolonien sedentärer und migrierender Vögel sowie eine Auswahl an Zoolinien auf die noch vorhandene genetische Variabilität der Art untersucht und dann der Genpool durch Austausch von Tieren im Hinblick darauf optimiert werden.

Die historische Verbreitung des Waldrapps in Europa

Es besteht inzwischen weitgehend Konsens, dass der Waldrapp als eine in Europa ehemals heimische Art einzustufen ist. So wird selbst im aktuellen ISSAP-Entwurf Europa als historisches Areal bezeichnet. Die Quellen reichen vom 1. Jahrhundert (Plinius; Schenker 1977) bis ins erste Drittel des 17. Jahrhunderts und wurden unter anderem von Schenker (1977) aufgelistet. Die erste bekannte Abbildung stammt von 820 aus dem »Liber Viventium« des Klosters Pfäfers (Burkhardt

2013), das noch Gesner (1557) über 700 Jahre später in seinem »Vogelbuch« als ein Brutgebiet des Waldrapps nennt. Die Qualität einzelner historischer Nachweise ist nach einem so langen Zeitraum naturgemäß oftmals schwer verifizierbar und lässt sich somit leicht in Zweifel stellen. Hervorzuheben ist aber die hohe Dichte und die Vielfalt der Nachweise über einen Zeitraum von Jahrhunderten, u. a. Knochenfunde, Zeichnungen, Darstellungen in Wappen, Deckengemälde, Berichte, Erzählungen, Sagen und Erlässe (Kumerloewe 1978; Mey 1997; Schenker 1977; Unsöld & Fritz 2011). Zudem hat sich der Vogel in verschiedener Weise in der Mythologie und Kulturgeschichte manifestiert, u. a. als Vorbild für die venezianische Pestmaske, als Symbol für das Jenseits in der christlichen Mythologie oder als mögliches Vorbild für sagenhafte Hexengestalten in Norditalien (Perco & Tout 2001; Unsöld & Fritz 2011). Die Zahl dieser Nachweise nimmt stetig zu.

Eine nur kurzzeitige Arealausweitung nach Europa, wie von manchen Autoren angeführt, ist angesichts der vielfältigen Evidenz über einen Zeitraum von Jahrhunderten sachlich nicht nachvollziehbar. Eine dauerhafte Haltung als freifliegendes Nutzgeflügel, wie auch schon gemutmaßt wurde, ist für den Waldrapp wegen des komplexen Zugverhaltens unwahrscheinlich und wäre zudem sicher in der Literatur zu finden. Dagegen beschreibt Gesner (1557) das gefährvolle Ausnehmen der Nester durch sich im Fels abseilende Männer, was belegt, dass die Nutzung der Waldrapp-Wildbestände zu dieser Zeit üblich war.

Die zunehmende Bekanntheit des Projektes trug mit dazu bei, dass die Anzahl und Vielfalt von Hinweisen auf die historische Verbreitung des Waldrapps in Europa stetig zugenommen hat. Eine systematische Aufarbeitung und Publikation dieser Hinweise wäre wünschenswert. Von hoher Priorität ist dies aus unserer Sicht jedoch nicht, da das historische Vorkommen in Europa bei den Experten ohnehin außer Frage steht und zudem gemäß den aktuellen IUCN Reintroduction Guidelines der Fokus weniger auf die detaillierte historische Verbreitung als vielmehr auf die aktuelle und nachhaltige Verfügbarkeit von Lebensräumen ausgerichtet sein soll.

Annahmen über das historische Wintergebiet der ehemaligen europäischen Kolonien sind rein spekulativ. Relevant im Sinne der aktuellen IUCN Reintroduction Guidelines ist vielmehr die aktuelle und nachhaltige Verfügbarkeit eines geeigneten Wintergebietes. Die WWF Oasi Laguna di Orbetello und die Agrarflächen im Umfeld haben sich im Rahmen der Machbarkeitsstudie als geeignet erwiesen, und deshalb wurde dieses Gebiet für die Wiederansiedlung als Wintergebiet ausgewählt bzw. beibehalten.

Ansprüche des Waldrapps an den Lebensraum

Brutplätze in Form von geeigneten Nischen für den in Kolonien brütenden Waldrapp stehen in Mitteleuropa nur in eingeschränktem Umfang zur Verfügung. Dies

war wohl historisch der limitierende Faktor für den Waldrapp in Europa und begrenzt auch im Rahmen der Wiederansiedlung die Ausbreitung dieser Art. Im Rahmen einer Bruthabitatevaluierung 2013 wurden verschiedene geeignete Gebiete in Süddeutschland und Österreich ausgewiesen, insbesondere die charakteristischen Konglomerat-Inselland entlang der Salzach im Land Salzburg sowie die ausgedehnten Sandsteinwände entlang des Seeufers in Überlingen am Bodensee. Diese beiden Orte wurden aufgrund ihrer aktuellen Eignung als Brutgebiete für die Wiederansiedlung ausgewählt. Es gibt aber auch für beide Regionen konkrete Hinweise auf historische Brutvorkommen (Schenker 1977). Künstliche Niststrukturen an Bauwerken können das Angebot vergrößern, zumal auch in der Vergangenheit Gebäude zur Brut genutzt wurden (Gesner 1557). So wurde Burghausen in Bayern als weiterer Brutstandort gewählt, da die Burganlage der Stadt reichlich geeignete Nischen und Simse für eine Brutkolonie bietet. Zusätzlich bietet der dortige Salzachdurchbruch natürliche Brutstrukturen.

Die Verfügbarkeit geeigneter Brutstrukturen wird auch bei einer erfolgreichen Ansiedlung die weitere Ausbreitung der Art limitieren und ein manchmal befürchtetes unkontrolliertes Anwachsen der europäischen Bestände verhindern. Schon deshalb ist nicht von einer substanziellen Bedrohung oder gar Gefährdung anderer heimischer Tierarten auszugehen. Hinzu kommt, dass der Waldrapp nahrungsökologisch sehr spezialisiert ist. Zur Nahrungssuche nutzt er in Europa fast ausschließlich Agrarflächen mit niedriger Vegetation, insbesondere mehrfach im Jahr gemähte Wiesen und Weiden oder im Wintergebiet auch Brachflächen (Zoufal et al. 2010). Feuchtwiesen, Riedflächen und andere naturnahe bzw. landwirtschaftlich nicht bewirtschaftete Flächen sowie Äcker während der Vegetationszeit nutzt der Waldrapp dagegen so gut wie nie.

Primär als Nahrungshabitat genutzte Gebiete der europäischen Waldrappe sind offene, bewirtschaftete Flächen, die großteils oder gänzlich mit Vegetation bedeckt sind und eine durchschnittliche Bewuchshöhe von 10 cm nicht überschreiten. Zudem zeigen die Waldrappe eine ausgeprägte Präferenz für Flächen mit reichhaltigem Bodenleben, insbesondere Weiden und extensiv bzw. ökologisch bewirtschaftetes Grünland. Das nördliche Alpenvorland mit großteils Grünlandwirtschaft und einem zunehmenden Anteil an Biobetrieben (im Land Salzburg sind bereits 41 % Biobetriebe; http://www.salzburg.gv.at/landwirtschaft_allg) bietet dem zufolge reichlich und nachhaltig geeignete Nahrungshabitate für die Waldrappe. Auch beim Überwintern meiden die Waldrappe die im Schutzgebiet WWF Oasi Laguna di Orbetello verfügbaren Magerwiesen, Salzwiesen und Feuchtfelder und suchen stattdessen bevorzugt vegetationsfreie Agrarflächen auf (Zoufal et al. 2007).

In Europa ernährt sich der Waldrapp hauptsächlich von Regenwürmern, Insektenlarven und anderen bo-

denlebenden Invertebraten (Zoufal et al. 2007). Im Brutgebiet Burghausen setzt sich die Nahrung zu mehr als 90 % aus Regenwürmern und Larven zusammen. In einem Sommer mit gehäuftem Auftreten von Schnakenlarven (Tipulidae) in Burghausen machten diese allein annähernd 90 % der Nahrung aus. Auch im Wintergebiet erweisen sich die Waldrappe als Nahrungsoptionen. Sie ernähren sich dort vorwiegend von den in vegetationsfreien Äckern überwinterten Blatthornkäferlarven (Scarabaeidae). Die Waldrappe stochnern als taktile Jäger mit ihrem langen, fein innervierten Schnabel bis zu 10 cm tief in den Boden. Nur wenige andere Vogelarten verfügen über einen vergleichbaren Schnabel, der es ihnen ermöglicht, derart tief im Boden nach Nahrung zu suchen. Sie bewohnen zudem meist andere Lebensräume, wie der Große Brachvogel *Numenius arquata* und andere Limikolenarten. Dementsprechend gibt es keinerlei konkrete Evidenz für interspezifische Nahrungskonkurrenz.

In der Literatur finden sich Angaben zur Habitatwahl und Nahrungsökologie, die von den Beobachtungen in Europa abzuweichen scheinen. So beschreiben manche Autoren den Waldrapp insbesondere zur Fortpflanzungszeit als Wüstenvogel bzw. Bewohner arider Gebiete (Pegoraro 1996; Pegoraro & Böhm 2011; Svensson et al. 2011). Derartige Charakterisierungen werden als wissenschaftliche Grundlage für artenschutzrelevante Entscheidungen herangezogen, obschon sie wohl insbesondere durch die Beobachtungen der verbliebenen Wildbestände in den letzten Jahrzehnten geprägt wurden und nicht verallgemeinert werden sollten. Es lohnt sich in den einzelnen Fällen eine genauere Analyse des Nahrungsverhaltens.

So haben die 2002 im Nahen Osten entdeckten Vögel zwar in der syrischen Wüste gebrütet, waren aber abhängig von künstlichen Wasserstellen und temporären Massenauftritten von Kaulquappen (Serra et al. 2011). Den Winter verbrachten sie in Äthiopien und stochnern dort wie die europäischen Vögel auf Agrarflächen nach Bodentieren (Serra et al. 2015). Die verbliebene sedentäre Population in Marokko lebt zwar in einem ariden Gebiet, nutzt zur Nahrungssuche aber kaum die Steppe, sondern bevorzugt sowohl kultivierte Flächen mit durch Beweidung niedrig gehaltener Vegetation als auch siedlungsnahen Gärten (Bowden et al. 2008), was sehr den grundlegenden Habitatansprüchen in Europa ähnelt. Zudem hat die Anlage künstlicher Wasserstellen den Reproduktionserfolg der Kolonie deutlich verbessert (Bowden et al. 2008), was den Vogel auch nicht gerade als typischen Bewohner arider Gebiete ausweist. Auch die ehemals ziehenden Waldrappe der Kolonie in Birecik suchten ihre Nahrung großteils auf bewässerten Agrarflächen oder am Ufer des Euphrat und nicht im reichlich vorhandenen ariden Umfeld. Das erklärt auch, warum sie durch den landwirtschaftlichen Pestizideinsatz derart massiv betroffen waren. Ende der 1950er Jahre starben zwei Drittel der Population innerhalb von

zwei Jahren, beim Rest sank der Fortpflanzungserfolg durch die Langzeitwirkung der Toxide (Hancock et al. 1992; Peters 1990).

Somit zeigen diese Beispiele insbesondere die erstaunliche Anpassungsfähigkeit der Waldralpe an Extremlebensräume sowie den Nahrungsopportunismus, den wir auch in Europa beobachten. Die Beispiele sind aber auch ein Hinweis darauf, dass die verbliebenen außereuropäischen Waldralpenvorkommen auf Extremlebensräume zurückgedrängt wurden. Auch die verbliebene Population in Marokko ist durch zunehmende Desertifikation bedroht (Bowden et al. 2008). So bietet Mitteleuropa innerhalb des ehemaligen Verbreitungsgebietes gegenwärtig und auch mittelfristig die für eine Wiederansiedlung am besten geeigneten Lebensräume.

Illegale Vogeljagd als primäre Mortalitätsursache

Die Jagd auf Waldralpe ist zwar inzwischen weltweit illegal, findet aber in Ländern wie Italien trotzdem in substanziellem Umfang statt. Im Zeitraum der Machbarkeitsstudie waren über 70 % der Verluste jagdbedingt (Abb. 2). Ein Teil der Vögel wurde mit Schussverletzungen aufgefunden, die Übrigen verschwanden in der Zeit der Vogeljagd auf italienischem Staatsgebiet (Fritz & Unsöld 2014). Im Gegensatz zum Mittelalter wird die Vogeljagd in Europa heute insbesondere als „sportliche

Freizeitaktivität“ und Tradition angesehen. Abschüsse von Waldralpen sind dabei eine Art Kollateralschaden, verursacht durch einen Teil der Jäger, die nicht nur genehmigte Vogelarten jagen. Darauf weist auch die Aussage eines italienischen Jägers hin, der zwei Waldralpe abgeschossen hatte und identifiziert werden konnte. Er behauptete, die beiden Ibis mit Tauben verwechselt zu haben. Gegen ihn findet voraussichtlich Ende 2015 ein strafrechtliches Verfahren statt, an das sich das Waldralpenteam mit einer Zivilklage auf Schadensersatz anhängen wird. Derartige medienwirksame Präzedenzfälle mit Abschreckungspotenzial sind Teil einer umfangreichen Kampagne gegen illegale Vogeljagd im Rahmen des LIFE+ Wiederansiedlungsprojekts. Durch Medienarbeit, breit angelegte öffentliche Informationskampagnen, den Einsatz moderner Technik, die Bewachung der migrierenden Vögel an Rastplätzen sowie die offensive Kooperation mit den italienischen Jagdverbänden soll versucht werden, die illegale Jagd auf Waldralpe nachhaltig zu reduzieren. Insbesondere in Italien nutzen die Jagdverbände das Projekt als „grünes Label“ (greenwashing), wodurch sich aber auch ein bedeutendes Potenzial für Initiativen zur nachhaltigen Reduktion der illegalen Vogeljagd allgemein ergibt.

Die Kampagne findet daher breite Unterstützung bei verschiedenen Naturschutzverbänden, insbesondere weil wir bei den Waldralpen die abgeschossenen Individuen identifizieren und die Verluste quantifizieren können, was ansonsten bei Zugvögeln kaum möglich ist. Zudem findet die Präsentation der Individuen mit Namen und spezifischen Persönlichkeitsmerkmalen mit Hilfe von digitalen Medien und einer „App“ (Animal Tracking) breite Zustimmung und Beachtung (Pschera 2014).

Zwei Jahre nach Beginn dieser Kampagne zeichnet sich bereits eine Verringerung der jagdbedingten Verluste bei den Waldralpen ab. Nicht zuletzt deshalb sind wir der Ansicht, dass eine nachhaltige Reduktion der illegalen Jagd auf Waldralpe in Europa viel eher in den Griff zu bekommen ist, als in den außereuropäischen Gebieten, aus denen der Waldralpe im vergangenen Jahrhundert verschwunden ist, insbesondere im Nahen Osten.

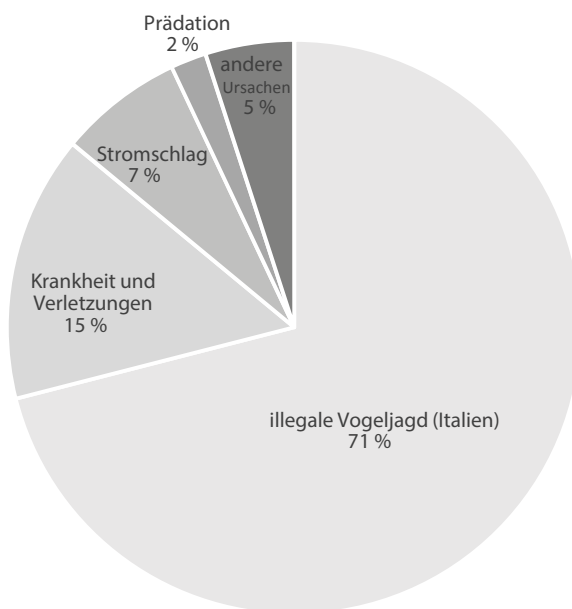


Abb. 2: Todesursachen der in den Jahren 2002 bis 2013 tot gefundenen oder verloren gegangenen Vögel (n = 60). – *Causes of mortality of birds that were found dead or got lost in the years 2002 to 2013 (n = 60). The primary mortality factor was illegal bird hunting in Italy. 71% of the birds have been found dead with gunshot wounds or they were lost in the bird-hunting period in Italy.*

Der Waldralpe als Kulturfolger und Sympathieträger

Der Waldralpe war in Teilen seines historischen Verbreitungsgebietes ein Kulturfolger. Aus der Türkei sind drei große Kolonien in der Stadtmauer (Raqq) und in der Stadt selbst (Birecik, Halfeti) bekannt (Peter 1990), und auch in Mitteleuropa lagen einige berühmte Standorte in menschlicher Nähe, etwa Graz, Salzburg, Passau und Überlingen (Schenker 1977). Dementsprechend werden die Waldralpe in Europa im Umfeld menschlicher Siedlungen angesiedelt, in Burghausen/Bayern direkt am Burrgelände im Zentrum der Stadt.

Die langjährigen Erfahrungen mit freifliegenden Waldralpen in Europa haben gezeigt, dass es keine Vorbehalte gegen die Wiederansiedlung seitens verschie-

dener Interessensgruppen wie Jägern, Fischern oder Landwirten gibt. Im Gegenteil kann die Art den Landwirten als Zeigerart für nachhaltige und biologische Landbewirtschaftung dienen. Waldrappe fressen oder schädigen weder jagdbares Wild noch Fische, Haustierte oder Kulturpflanzen. Sie stellen auch keine Gefahr für den Menschen dar und werden durch ihre wenig scheue Art und ihr skurriles, exotisch anmutendes Aussehen schnell zu Sympathieträgern. Beispiel dafür ist Waldrapp „Shorty“, der speziell in der Schweiz erhebliche Berühmtheit erlangt hat, und dem eine lebensgroße Skulptur am Zuger See sowie ein Lied gewidmet wurden.

Fazit

Wir haben die seltene Möglichkeit, eine durch menschliche Einwirkung kontinental erloschene und weltweit hochbedrohte Zugvogelart in Mitteleuropa wieder heimisch zu machen und somit ihr weltweites Überleben als Wild- und Zugvogel zu sichern. Sowohl methodisch als auch finanziell ist die Wiederansiedlung abgesichert. Negative Auswirkungen auf andere Arten sind nicht zu erwarten, vielmehr ein Mehrwert für andere bedrohte Vogelarten und den Artenschutz generell, unter anderem durch die Entwicklung innovativer Methoden und im Kontext der illegalen Vogeljagd. Hinzu kommt der erhebliche wissenschaftliche Output, den das Projekt im Rahmen der Grundlagenforschung liefert, insbesondere die Erkenntnisse zum Vogelzug und Formationsflug. Diese Chance wollen wir im Rahmen des Europäischen LIFE+ Wiederansiedlungsprojektes nützen. Aus unserer Sicht wäre es unverantwortlich, dies nicht zu tun, sowohl im Interesse dieser hochbedrohten Art als auch zugunsten zukünftiger Generationen. Die umfangreiche und zunehmende öffentliche Zustimmung und das großartige Engagement so zahlreicher freiwilliger Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter bestätigen uns in dieser Ansicht.

Zusammenfassung

Tier- und Pflanzenarten verschwinden mit zunehmender Frequenz, während im internationalen Artenschutz über Definitionen diskutiert wird! Gerade angesichts der zunehmenden Aktualität und Dringlichkeit prallen divergierende Meinungen immer stärker aufeinander. Aber das ist nach unserer Ansicht auch ein Zeichen für einen Umbruch im internationalen Artenschutz. Wir diskutieren dieses Phänomen anhand der IUCN Reintroduction Guidelines, die sich in der 2013 veröffentlichten Version substanziell von vorangegangenen Fassungen unterscheiden und die nach unserer Ansicht in grundsätzlichen Themen den neuen Anforderungen weitgehend Rechnung trägt. Wir möchten am Beispiel des Waldrapps zeigen, was dieser Wandel für den Erhalt der Biodiversität bedeutet und wie er sich auf Artenschutzbemühungen auswirken kann. Wir hinterfragen den Sinn diverser Schutzbemühungen und eines im Entstehen begriffenen in-

ternationalen Aktionsplans für den Waldrapp. Die Europäische Union hat bezüglich Relevanz und Sinn einer Wiederansiedlung von Waldrappen in Europa mit der Co-Finanzierung eines LIFE+ Wiederansiedlungsprojektes Fakten geschaffen. Im zweiten Teil werden speziell den Waldrapp und das LIFE+ Projekt betreffende Themen diskutiert, um die an sich obsoleete Frage zu beantworten: Warum soll der Waldrapp in Europa wiederangesiedelt werden?

Literatur

- Bairlein F, Dierschke J, Dierschke V, Salewski V, Geiter O, Hüppop K, Köppen U & Fiedler W 2014: Atlas des Vogelzugs: Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Böhm C 2004: Waldrapp ibis EEP. WAZA Magazine 5: 8-11.
- Böhm C & Pegoraro K 2011: Der Waldrapp. Ein Glatzkopf in Turbulenzen. Neue Brehm-Bücherei. Westarp Verlag, Magdeburg.
- Bowden CG, Smith KW, el Bekkay M, Oubrou W, Aghnaj A & Jimenez-Armesto M 2008: Contribution of research to conservation action for the Northern Bald Ibis *Geronticus eremita* in Morocco. Bird Cons. Int. 18: 74-90.
- Burkhardt S 2013: Der Waldrapp: ein Phönix aus der Asche? Terra Plana 2013(1): 2-7.
- Emiliano A & Puglisi L 2008: Cronaca ornitologica toscana. Osservazioni relative agli anni 2005-2007. Alula 15: 3-121.
- Fritz J 2004: The Scharnstein Project: Establishing a migratory tradition with handraised Waldrapp Ibises. WAZA Magazine 5: 16-19.
- Fritz J & Riedler B 2010: Neue Hoffnung für das Überleben einer hoch bedrohten Zugvogelart im Mittleren Osten: Freisetzung von Jungvögeln bei den letzten migrierenden Waldrappen in Syrien. Vogelwarte 48: 417-418.
- Fritz J & Unsöld M 2014: Grund zur Hoffnung: Die Wiederansiedlung des Waldrapps in Europa. Tagungsband: 40-jähriges Jubiläum des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V., Oktober 2014, Gießen.
- Gesner C 1557: Vogelbuch. Christoffel Froschouer, Zürich.
- Hancock JA, Kushlan JA & Kahl MP 1992: Storks, ibises and spoonbills of the world. Academic Press, London, San Diego.
- Hölzinger J 2011: *Geronticus eremita* (Linnaeus, 1758) Waldrapp. In: Hölzinger J & Bauer H-G (Hrsg): Die Vögel Baden-Württembergs. Nicht Singvögel 1.1: 333-348 Eugen Ulmer, Stuttgart.
- IUCN 2013: Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. IUCN SSC, Gland, Schweiz.
- Kotrschal K 2001: The Grünau project is in its 5th year: How to establish a Waldrapp *Geronticus eremita* colony from scratch. Proceedings of the International Advisory Group for the Northern Bald Ibis (IAGNBI): Newsletter 2001.
- Kotrschal K 2004: The Grünau Project: Establishing a semi-wild colony of Waldrapp Ibis. WAZA Magazine 5: 12-15.
- Kumerlove H 1978: Waldrapp, *Geronticus eremita* und Glatt-nackenrapp, *Geronticus calvus*: Zur Geschichte ihrer Erforschung und zur gegenwärtigen Bestandssituation. Ann. Naturhist. Museum Wien 81: 319-349.
- Mendelsohn H 1994: Experimental releases of Waldrapp Ibis *Geronticus eremita*: an unsuccessful trial Int. Zoo Yb. 33: 79-85.

- Mey E 1997: Neuere kultur- und naturgeschichtliche Zeugnisse vom Waldrapp *Geronticus eremita*. Rudolstädter nat. hist. Schr. 8: 3-17.
- Müller HP 2004: The reintroduction project „Beshar el Kheir“ at Ain Tijja-Mezguitem in North-East Morocco. WAZA Magazine 5: 24-27.
- Pegoraro K 1996: Der Waldrapp. Vom Ibis, den man für einen Raben hielt. Sammlung Vogelkunde. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Perco F. & Tout P 2001: Notes on recent discoveries regarding the presence of the Northern Bald Ibis *Geronticus eremita* in the Upper Adriatic Region. *Acrocephalus* 22: 81-87.
- Peter H 1990: Waldrappdämmerung am Euphrat. Max Kasparek Verlag, Heidelberg.
- Portugal SJ, Hubel TY, Fritz J, Heese S, Trobe D, Voelkl B, Hailes S, Wilson AM & Usherwood JR 2014: Upwash exploitation and downwash avoidance by flap phasing in ibis formation flight. *Nature* 505: 399-402.
- Pschera A 2014: Das Internet der Tiere: Der neue Dialog zwischen Mensch und Natur. Metthes & Seitz Verlag, Berlin.
- Quevedo MA, Sánchez I, Aguilar JM, Cuadrado M 2004: Proyecto Eremita: A study of different releasing techniques. WAZA Magazine 5: 20-23.
- Schenker A 1977: Das ehemalige Verbreitungsgebiet des Waldrapps *Geronticus eremita* in Europa. *Ornithol. Beob.* 74: 13-30.
- Seddon PJ, Griffiths CJ, Soorae PS, Armstrong DP 2014: Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science* 345: 406-412.
- Serra G, Lindsell JA, Peske L, Fritz J, Bowden, CGR, Bruschini C, Welch G, Tavares J & Wondafrash M. 2015: Accounting for the low survival of the Critically Endangered Northern Bald Ibis *Geronticus eremita* on a major migratory flyway. *Oryx* 49: 312-320.
- Serra G, Peske L, Scheisch Abdallah M & al Quaim G. 2009: Breeding ecology and behaviour of the last wild oriental Northern Bald Ibises (*Geronticus eremita*) in Syria. *J. Ornithol.* 150: 769-782.
- Serra G, Peske L & Wondafrash M 2011: Breeding range of the last eastern colony of Critically Endangered Northern Bald Ibis *Geronticus eremita* in the Syrian steppe: a threatened area. *Bird Cons. Int.* 21: 284-295.
- Thaler E 2004: The Hermit or Waldrapp Ibis: Some etho-historical comments. WAZA Magazine 5: 4-7.
- Thaler E, Pegoraro K & Stabinger S 1993: Comeback des Waldrapp? Ein Pilotversuch zur Auswilderungsmethodik. *Nationalpark* 79: 26-29.
- Unsöld M, Bichler M, Trobe D & Fritz J 2014: Migrationsverhalten beim Waldrapp *Geronticus eremita* und sein Einfluss auf Arterhaltungsprojekte. *Vogelwarte* 52: 240-241.
- Unsöld M & Fritz J 2011: Der Waldrapp: Ein Vogel zwischen Ausrottung und Wiederkehr. *Wildbiologie* 2/2011: 1-16.
- Voelkl B, Portugal SJ, Unsöld M, Usherwood JR, Wilson AM & Fritz J 2015: Matching times of leading and following suggest cooperation through direct reciprocity during V-formation flight in ibis. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 112: 2115-2120.
- Zoufal K, Fritz J, Bichler M, Kirbauer M, Markut T, Meran I, Wolf A & Kotrschal K 2007: Feeding ecology of the Northern Bald Ibis in different habitat types: an experimental field study with handraised individuals. In: Böhm C & Bowden C (Hrsg): Report of the 2nd IAGNBI Meeting 2nd IAGNBI Meeting, Vejer 2006: 77-84.

Bestandsschutz, Bestandsstützung, Wiederansiedlung oder Auswilderung - Wie kann oder soll der Waldrapp *Geronticus eremita* geschützt werden?

Armin Landmann

Landmann A 2015: In situ conservation, reinforcement, reintroduction or conservation introduction - How can we, how should we protect the endangered Northern Bald Ibis *Geronticus eremita*? *Vogelwarte* 53: 169-180.

The Northern Bald Ibis (NBI) is regarded as critically endangered on a global scale. Most of the remaining truly wild birds are now concentrated in one subpopulation in Morocco. This has led to plans, which in part are already in progress, of releasing captive birds of Moroccan, probably non-migrating descent in Southern Germany, Austria and Italy. It is planned to establish breeding colonies at the northern foothills of the Alps and in one alpine valley, and (via human-led migrations) to train juvenile birds from these three different sites to migrate into wintering grounds in Tuscany, an area where NBI never occurred. In this paper I argue that, for several reasons, a conservation introduction in Central Europe and in Italy is not justified and necessary. My concerns in particular regard the following problems: (1) The wild population in Morocco is stable and due to actual conservation and management activities slightly growing. In addition, also the managed semi-wild Turkish population is growing, offering promising future possibilities to reestablish new colonies of migrating birds in the wild. Thus there is no reason and immediate need for conservation introductions outside the actual range. (2) It is doubtful that NBI ever has been, for a longer period, a real autochthonous member of the Central European bird fauna, and of alpine valleys at all. Thus, programs to establish NBI colonies north of the Alps are, in my opinion, unjustified introductions and not reintroductions. (3) We do not know exactly which habitats were used by the NBI during the probably short period it appeared at scattered places north of the Alps, which migration flyways these birds used and why the species became extinct at the end of the 16th century. What we do know is that climatic conditions as well as patterns and intensity of land use have severely changed since then. Thus a solid assessment of long term introduction risks for the focus species is not possible. (4) Any assisted colonization of a species outside its indigenous range or into parts of its historical range where the species does not longer exist is justified only if and when protection measures in the current range are less feasible than at alternative sites. In any case, translocations must be exercised with the greatest care and should be prepared and accompanied by a proper feasibility and impact assessment before implementation. This, in my opinion, is not the case with the already ongoing NBI project in Central Europe. The project has started without a sufficient clarification of the genetic fitting of captive birds used for translocations, of the long term suitability of the selected releasing habitats and of the potential impacts the project might have on the affected ecosystems and animal communities at the colonization sites, at migration stopover sites and in the overwintering area. Thus as IUCN has put it in its new translocation guidelines: "Where risk is high and/or uncertainty remains about risks and their impacts, a translocation should not proceed".

✉ AL: University of Innsbruck, Dept. of Zoology, Technikerstr. 25, A-6020 Innsbruck, Österreich.
E-Mail: armin.landmann@uibk.ac.at

1. Einleitung und Hintergründe

Der Waldrapp *Geronticus eremita* gilt als der weltweit seltenste und am stärksten bedrohte Vertreter der Familie der Sichler (Threskiornithidae), die 32 Arten umfasst (Matheu & Del Hoyo 1992). So wie man trefflich darüber streiten mag, ob die Sichler nun, wie wir es traditionell gewohnt waren, Storchverwandte sind (Böhm & Pegoraro 2011), oder, wie neuerdings durch genomische Studien indiziert und vom IOC anerkannt, sich als „verkappte Pelikane“ titulieren lassen müssen (Hackett et al. 2008; Gill & Donsker 2010), so kann man sich über die sinnvollsten Strategien entzweien, wie dieser wundersame Vogel am besten und nachhaltigsten

vor dem Aussterben zu schützen sei. Unzweifelhaft ist der Hintergrund: Der Waldrapp ist zu Recht – und das seit langem – ein Sorgenkind des internationalen Natur- und Vogelschutzes.

Aus der globalen Perspektive ist festzuhalten: In seinem nordafrikanischen, arabischen und kleinasiatischen Ursprungsgebiet waren die Bestände und Kolonien des Waldrapp spätestens seit Beginn des 20. Jahrhunderts einem dramatischen Rückgang und Schwund unterworfen, der erst im letzten Jahrzehnt gestoppt werden konnte (Übersicht in Böhm & Pegoraro 2011; BirdLife International 2013; s.u. und Abb.1).

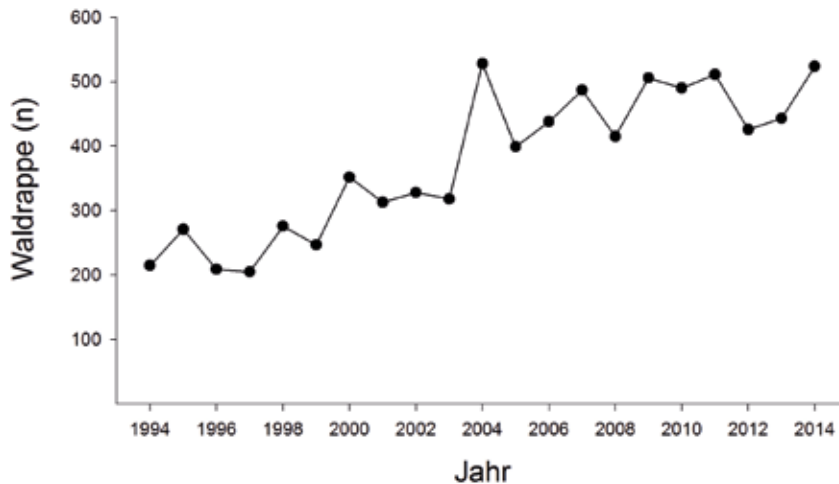


Abb.1: Entwicklung des Gesamtbestandes der marokkanischen Waldrappe (NP Souss-Massa und Tamri) von 1994 bis 2014. Original nach Daten in Oubrou & El Bekkay 2013, 2014). – *Overall population trends of Northern Bald Ibis *Geronticus eremita* in the remaining breeding colonies at Souss-Massa region, Morocco (after data in Oubrou & El Bekkay 2013, 2014).*

Mit einem Weltbestand von derzeit etwa 500 wilden Waldrappen in Marokko, etwa 150 halbwilden Vögeln in der Türkei (Birecik; Kilic 2015) und dem wahrscheinlichen Niedergang der erst 2002 wiederentdeckten Rumpfpopulation in Syrien (Serra 2003; Serra et al. 2014), gibt es sicher Grund, sich um diese Art Sorgen zu machen. Ein besonderer Grund zur Sorge ist dabei weniger die rezente globale Bestandsentwicklung, sondern der Umstand, dass über 95 % des Weltbestandes zu einer einzigen Subpopulation gehören, deren Brutpaare sich auf wenige Kolonien an südmarokkanischen Küstenklippen im Nationalpark Sous Massa und um die Ortschaft Tamri, etwa 100 km nördlich davon, verteilen.

Die Einstufung des Waldrapp als „Vom Aussterben bedroht“ (Critically endangered) in der aktuellen IUCN Red List of Threatened Species (IUCN 2014) erfolgte daher ausdrücklich nach dem Kriterium C2a(ii): „at least 90 % of mature individuals in one subpopulation“. Die aktuelle Bestandsentwicklung an sich gibt in den marokkanischen Refugien sogar Grund zur Hoffnung (vgl. Böhm & Pegoraro 2011, s. u.), was auch die IUCN (2014) attestiert, die Art aber „vorsichtshalber“ (precautionarily) aus dem vorgenannten Grund weiterhin als „Critically Endangered“ in der Roten Liste belässt.

Die Waldrapp-Story hat aber auch eine mitteleuropäische Perspektive, um die es mir in dieser Grundsatzposition vor allem geht. Seit die Schilderung und bildliche Darstellung des Waldrapps in der Schweiz im berühmten Vogelbuch von Conrad Gesner (1557) auch im Kreis moderner Ornithologen weitere Bekanntheit erlangt haben, gibt es über die Geschichte der Ansiedlung, das Ausmaß der historischen Verbreitung und das Aussterben des Waldrapps im südlichen Mitteleuropa eine Unmenge von Widersprüchen, Vermutungen, Spekulationen, optimistischen Interpretationen, Abhandlungen und zusammenfassenden Darstellungen (z.B. Pegoraro 1996; Böhm & Pegoraro 2011; Hölzinger 2011). Einer kritischen naturwissenschaftlichen Be-

trachtung halten aber meines Erachtens viele der mehr auf Wunschvorstellungen als auf konkreten Fakten basierenden Einschätzungen der ursprünglichen und verbreiteten Autochthonie des Waldrapps im südlichen Mitteleuropa kaum stand (s. u.).

Wie auch immer: Die angespannte Bestandssituation und vor allem die Massierung der letzten Wildbestände auf eine einzige vitale Wildpopulation, im Verein mit dem Vorhandensein großer Zoobestände der Art (Böhm 2010), haben dazu geführt, dass Supplementierungen bestehender Kolonien und Wiederansiedlungsprojekte diskutiert werden (Bowden et al. 2007; Böhm & Bowden 2010). Diese Diskussion beschränkt sich aber nicht nur auf die Ursprungsgebiete, sondern es gibt daneben auch Ausbürgerungsprojekte in Gebieten außerhalb des aktuellen Areals, wie z. B. in Spanien das „Proyecto Eremita“ (Quevedo 2010), die von Waldrappenkennern kritisch gesehen werden (Böhm & Pegoraro 2011). Auch im süddeutsch-österreichischen Raum gibt es intensive Bemühungen, den Waldrapp anzusiedeln (Fritz et al. 2012, 2013, 2014, u.v.a.). Gestützt auf eine m.E. einseitige historische Perspektive, wird mit hohem Engagement und erheblichem technischem, personellen und pekuniärem Aufwand ein Projekt (jetzt auch EU-gefördert: LIFE+Biodiversity) umgesetzt, das als „Wiederansiedlung des Waldrapps in Europa“ oder als die „Rückkehr des Waldrapp“ titliert ist.

Die langjährige Hartnäckigkeit und anerkanntswerte Innovationskraft der Proponenten, die geschickte mediale Vermarktung der zum Teil Aufsehen erregenden Aktivitäten (Stichwort: „Flug mit den Waldrappen“) und die normative Kraft interessanter wissenschaftlicher Befunde, die als Beiprodukte der Arbeit mit freifliegenden Waldrappen entstanden sind (Fritz et al. 2006; Portugal et al. 2014; Voelkl et al. 2015), mit dem Projektziel aber nicht direkt zusammenhängen, haben in den letzten Jahren dazu geführt, dass die Äußerung der in Fachkreisen vorhandenen Vorbehalte und Be-

denken (SVS/BirdLife-Schweiz & Schweizerische Vogelwarte Sempach 2004: Protection of the Bald Ibis: position concerning reintroduction projects in Switzerland. Resolution – beim Autor erhältlich), BirdLife Österreich 2006; Hölzinger 2011) bezüglich des Sinns einer Ausbürgerung des Waldrapps in die mitteleuropäische Kulturlandschaft des 21. Jahrhunderts, leiser geworden sind. Steter Tropfen höhlt offenbar auch wissenschaftliche Steine und Hirne.

Ziel dieses Beitrages ist, die Berechtigung, Bedeutung und Problematik einer Ausbürgerung des Waldrapps im erweiterten Alpenraum kritisch zu hinterfragen. Ich zweifle weniger an der Machbarkeit, aber aus mehreren Gründen an der Sinnhaftigkeit eines derartigen Versuchs: (1) wegen fehlender Notwendigkeit bezüglich des globalen Schutzes der Art, (2) aus historischer Perspektive, (3) wegen ökologischer Bedenken und (4) aus generellen naturschutzstrategischen und naturschutzpolitischen Überlegungen.

2. Aktuelle Situation der Wild- und Halbwildbestände

Westpopulation: Nach anhaltenden Bestandsrückgängen im 20. Jahrhundert hat sich die Situation der Freilandpopulation in Marokko dank Schutz- und Managementmaßnahmen internationaler und nationaler Institutionen stabilisiert, und die letzte Wildvogelpopulation zeigt in den letzten 20 Jahren deutliche Zuwächse (Abb. 1). Böhm und Pegoraro (2011) fassen die Situation bis 2009/10 wie folgt zusammen: „Die Situation in Marokko ist heute (im Vergleich zu der vor 15 Jahren) wieder weitaus optimistischer zu sehen. Kolonien, Brutfelsen und Nahrungssuchgebiete sind großteils geschützt, werden überwacht und betreut. Der Bestand hat sich in 10 Jahren verdoppelt“.

Während der Gesamtbestand in der Region Souss-Massa in den 1990er Jahren (jeweils nach der Brutsaison) zwischen 200 und 300 Vögeln schwankte, haben sich die Bestände zuerst auf etwa 400 Tiere erholt und sind in den letzten 5 Jahren auf ein Niveau von etwa 500 Vögeln weiter gewachsen (Abb. 1). Schwankungen im Schlüpf- und Bruterfolg und in den Überlebensraten der Jungvögel gibt es zwar von Jahr zu Jahr. Vor allem in besonders trockenen Jahren, wie zuletzt 2008 und 2012, geht die Produktivität zurück, erholt sich dann aber wieder rasch, was ein gutes Zeichen ist. Gerade in den letzten beiden Jahren (2013, 2014) war der Bestand an brütenden Paaren (118 bzw. 124) der höchste seit Gründung des Nationalparks und des Beginns des Monitorings in der Region. Mit 1,9 Jungen pro Gelege im Nationalpark und 1,6 Jungen pro Gelege bei Tamri verzeichneten die marokkanischen Brutvögel in den letzten Jahren einen selbst in Zoos selten erreichten Ausfliegerfolg (Oubrou & El Bakkay 2013, 2014; C. Böhm mündl.). Im letzten Jahr (2014) wurde mit 192 ausgeflogenen Jungvögeln eine neue Rekordmarke erreicht,

die doppelt so hoch ist wie jene aus 2000, einem damaligen Spitzenjahr! Bemerkenswert ist, dass auch schon kleine, gezielte und (im Gegensatz zu den europäischen Ausbürgerungsprojekten!) pekuniär wenig aufwendige Hilfsmaßnahmen, wie die Bereitstellung von kleinen Wasserstellen, den Bruterfolg erhöhen und damit die Bestandentwicklung erheblich positiv beeinflussen können (Smith et al. 2008; Oubrou & El Bakkay 2014).

Ostpopulation: Die Geschichte des Niedergangs der kleinasiatischen Populationen des Waldrapps in der Türkei und der Wiederentdeckung eines (inzwischen wieder fast erloschenen?) Brutvorkommens in Syrien sind ausführlich in Böhm & Pegoraro 2011 zusammengefasst (s. auch Serra et al. 2014). In der Südosttürkei bei Birecik (nahe der syrischen Grenze) erlosch die wilde Population zwar 1989, die Entwicklung der betreuten, halbwilden Waldrappkolonie verlief aber vor allem in den letzten 15 Jahren durchaus erfreulich. War der Bestand um 2000, auch infolge von Missmanagement, auf etwa 40 Vögel gesunken, so erhöhte er sich bis 2010 auf etwa 100 Tiere (Abb. 20 in Böhm & Pegoraro 2011) und ist auf derzeit etwa 150 Individuen angewachsen (Kilic 2015). Durch einfache Verbesserungen im Bereich der Brutvoliere und der Nahrungsversorgung dürfte zudem eine rasche weitere Bestanderhöhung möglich sein („The number of Northern Bald Ibis can reach into hundreds with improvements to be made“, Kilic 2015).

Die Voraussetzungen für gezielte Stützungs- und echte Wiederansiedlungsprogramme sind also auch für die kleinasiatische, genetisch (in noch unklarem Ausmaß) wohl von der westafrikanischen Gruppe differenzierte Waldrappe (Pegoraro et al. 2001), grundsätzlich gut. Zwar sind derzeit wegen der politischen Verhältnisse im Nahen Osten und wegen bürokratischer Hindernisse in der Türkei professionelle internationale Schutzmaßnahmen schwierig bzw. behindert. Hier wäre aber durch gezieltes Lobbying und sanften Druck internationaler Naturschutzorganisationen ein weites Feld für sinnvolle und erfolversprechende Maßnahmen auch in der nahen Zukunft gegeben.

In der neuesten Version ihrer Richtlinien für Wiederansiedlungen und Ausbürgerungen von Organismen, sind IUCN & SSC (2013) unter dem Druck der zunehmenden Biodiversitätskrise und Lebensraumzerstörung auf dem Planeten und dem parallel dazu anwachsenden Druck von Artenschutzaktivisten und mancher Zoos, von der ursprünglichen, m. E. ökologisch sinnvollen Strategie (IUCN 1998), etwas abgerückt, Ausbürgerungen außerhalb eines Ursprungsareals abzulehnen. Solche „Conservation Introductions“ werden aber weiterhin wegen ihrer zunehmend bekannten Risiken, häufigen Misserfolge und Probleme selbst von der IUCN nur als letzte Notlösung gesehen. Klar ist auch für die IUCN weiterhin, dass derartige „assisted colonisations“, wie sie im Falle des Waldrapps am nördlichen Alpenrand geplant sind, nur gerechtfertigt sind, um das globale Aussterben der Fokusart direkt zu verhindern und

wenn „protection from current or likely future threats in current range is deemed less feasible than at alternative sites“ (IUCN/SSC 2013).

Auch das AEWA (African-Eurasian Waterbird Agreement) hat in seinen Conservation Guidelines (Lee et al. 2012) dringend zu äußerster Zurückhaltung und Vorsicht gemahnt, Arten in Bereichen wieder zu etablieren, wo sich nicht länger existieren oder die außerhalb des historischen Areals liegen. Diese Organisation, der auch die EU und als Einzelmitgliedsländ z. B. auch Italien verpflichtet sind, fordert weiterhin für derartige Projekte nicht nur eine Machbarkeitsstudie (deren Grundlagen m. E. im vorliegenden Life Projekt unzureichend und nicht in die Tiefe gehend sind; s.u.), sondern auch eine Abschätzung der Notwendigkeit (justification assessment), die bisher m. W. für die bereits laufenden Auswilderungsprojekte im erweiterten Alpenraum und im Überwinterungsquartier in Orbetello/Italien vollständig fehlt.

Es ist m. E. angesichts der vorstehend geschilderten Situation in den Ursprungsregionen kaum zu begründen, warum ein in vieler Hinsicht unsicheres, mit einer Fülle von potenziellen Problemen verknüpft (s.u.), ehrgeiziges Auswilderungsprojekt des Waldrapps in der Intensivkulturlandschaft des südlichen Mitteleuropa umgesetzt werden soll und wie die damit verbundenen Aufwendungen und Fokussierungen gegenüber der internationalen Naturschutzgemeinschaft gerechtfertigt werden können. Dies vor allem dann, wenn offensichtlich durch relativ einfache, konsequente Schutzbemühungen und Maßnahmen in den nordwestafrikanischen und kleinasiatischen Ursprungsgebieten eine Förderung der Art auf alle Fälle effizienter und erfolversprechender möglich ist, deren Umsetzung dort aber vielfach an Geldmitteln (in Marokko das Hauptproblem) und professionellem Management krankt.

3. Historische Situation im südlichen Mitteleuropa

Viele Aspekte der Besiedlungsgeschichte und Verbreitung, sowie der Ursachen des Verschwindens des Waldrapps sind bei kritischer Betrachtung trotz zahlreicher Quellen und Recherchen nach wie vor weitgehend unklar bis unsicher. Viele Rekonstruktionen, Zusammenstellungen und Analysen der historischen Situation sind daher Ansammlungen von Konjunktiven, Widersprüchen, unbewiesenen Behauptungen und kühnen Schlussfolgerungen sowie von waghalsigen Interpretationen einzelner Kollektaneen aus der mittelalterlichen und frühneuzeitlichen Literatur und Kunst.

Exemplarisch seien hier die ausführlichen Abhandlungen von Hölzinger (2011) über das ehemalige Vorkommen in Baden-Württemberg angeführt und bewusst z. T. im Detail diskutiert, weil u. a. auch dort Ausbürgerungen geplant sind (s. u., Kap. 5).

Beispiel 1: Das angebliche Brutvorkommen bei Breisach am Rhein. Dazu meint Hölzinger (2011) einleitend „In Breisach dürfte (Konjunktiv!) der Waldrapp bis Ende des 16. Jahrhunderts gebrütet haben“. Die Behauptung stützt sich vor allem auf einen ursprünglich von Schenker (1975) interpretierten Reisebericht des Baron von Zierotin, der am 13. Dezember 1593 Waldrapen an einem Wohnturm bei Breisach entweder beobachtet haben will oder diesen Vogel angeblich nach den Schilderungen der Turmbewohner (nicht völlig eindeutig) beschreibt. Schenker (1975) - nicht jedoch Hölzinger - weist zwar richtig darauf hin, dass im Winter bei Breisach unmöglich Waldrapen auftraten, unterstellt Zierotin aber, er habe selbst angemerkt, dass die Vögel schon wieder weggezogen wären, was aber aus dem Originaltext beim besten Willen nicht herauszulesen ist. Des Weiteren interpretiert er Ungereimtheiten der Zierotinschen Vogelbeschreibung (aus offenbar mindestens zweiter Hand) mit Möglichkeiten eines „gewissen sprachlichen Bedeutungswandels“, vertraut aber andererseits darauf, dass sich der Begriff „Waldrapen“ bei anonymen Turmbewohnern unbedingt und eindeutig auf *Geronticus* beziehen müsse (noch heute sind z. B. in vielen Alpenregionen für Vogelarten unterschiedlichste Volksnamen gebräuchlich), spekuliert über die Bedeutung der Präsensverwendung im Reisebericht des Barons, usw. Wie zweifelhaft und/oder aus zweiter bis dritter Hand, also fraglich verlässlichen Quellen stammend, selbst das Wissen eines C. Gesner bezüglich des Auftretens des Waldrapps in Mitteleuropa war, geht übrigens auch aus dessen eindeutiger, von Unsöld et al. (2012) allerdings mutwillig uminterpretierten, Behauptung (Gesner 1557) hervor, der Waldrapp würde bereits im Brachmonat (also im Juni) abziehen („fliegend zum ersten aus allen Vögeln hinweg“). Dies kann nach allem was wir über die ökologischen Bedingungen in Mitteleuropa und das Brutverhalten des Waldrapp wissen, kaum stimmen (s. dazu auch Böhm & Pegoraro 2011). In weiterer Folge wird bei Hölzinger (2011), wieder Schenker (1975) folgend, aus einer Randnotiz von Gesner ein zweiter „Beleg“ für das Brutvorkommen des Waldrapp bei Breisach konstruiert. Diese Notiz Gesners (falls überhaupt von ihm stammend!) zu einem Reisebericht des Valerius Cordus über „Steynraaben“ und „Steyndolen“ bei Kehlheim und Passau, ist in zweideutiger Ortsschreibweise (Brisaci) verfasst und in ihr ist unklar von „*Pyrgocorax*“ (Turmrabe) die Rede: „Ebenso Bresaci (ohne Beistrich!) bei der heiligen Mutter von Stein bei Basel“. Die Randnotiz wird aber von Schenker und Hölzinger salopp und logisch nicht begründbar, unbedingt nur dem oberen Zeilenabschnitt im Text von Cordus und unbedingt Breisach am Rhein zugeordnet. Damit fällt bei Hölzinger (2011) offenbar schon im nächsten Absatz (und in den Legenden zu den Abb. 314, 315, 348, Tab. 51) die Notwendigkeit der Konjunktivierung weg, und ein mittelalterliches Brutvorkommen bei Breisach (das übrigens Gesner im Gegensatz zur Dik-

tion in Tab. 51 bei Hölzinger 2011 nie behauptet hat) wird, basierend auf diesen mehr als dünnen Quellen, schon zur Tatsache. Nicht nur das, dieses „Vorkommen“ wird nachstehend mit einem 1200 Jahre zurück liegenden Fund eines Rabenbeins eines einzigen Vogels bei Sponeck zum „Beleg“ für eine durchgehende Besiedlung des Oberrheingebietes durch den Waldrapp aufgewertet (s. u.). Dies ist umso befremdlicher, als Hölzinger (2011) selbst attestieren muss, dass um Breisach oder im weiteren Gebiet bei diversen Grabungen von der Römerzeit bis in die frühe Neuzeit keinerlei Knochenfunde existieren.

Beispiel 2: Überlingen am Bodensee. Symptomatisch für den Positivismus, der den meisten „Nachweisen“ und „Belegen“ für ein ehemaliges Brutvorkommen im südlichen Mitteleuropa anhaftet, ist m. E. auch das Beispiel Überlingen am Bodensee, wo der Waldrapp „möglicherweise bis ins 15. Jahrhundert brütete“ (Hölzinger 2011). Diese Vermutung basiert einzig und allein auf einer Notiz des Überlinger Bürgermeisters aus offenbar der ersten Hälfte des März 1481, wonach bei einem Kälte- und Spätwintereinbruch viele Vögel, darunter auch Waldrappen (wenn es denn solche waren; für eine besondere ornithologische Expertise des Überlinger Bürgermeisters fehlen uns Hinweise), geschwächt oder tot aufgefunden wurden. Aus dieser (sich auf wie viele Vögel wirklich dieser Art beziehende?) Einzelangabe aus der ersten Märzhälfte 1481, auf die Ankunft lokaler Brutvögel zu schließen (Text in Tab. 11 bei Hölzinger 2011) und in weitere Folge dem Leser sogar (Abb. 347 in Hölzinger 2011) „einen „vermutlichen Brutplatz“ des Waldrapps zu präsentieren, erscheint mir, gelinde gesagt, kühn. In den Aussendungen des Waldrappteams (www.waldrapp.eu - Newsletter vom 11.8.2014) wird daraus gar schon „ein überlieferter Brutstandort“.

Ähnlich unklar, dürr und widersprüchlich sind ein Großteil der sonstigen Zuweisungen angeblicher Waldrappnachweise oder Bruthinweise (etwa Schenker 1975, 1977; Hölzinger 2011, Tab. 11; auch Hölzinger 2012). Ein erheblicher Teil der Angaben stützt sich auf bildliche Darstellungen oder Bildfragmente des Waldrapps oder von waldrappähnlichen, oft stark stilisierten Vögeln in alten Stichen, Folianten, auf Wappen, Grabsteinen und Wandbemalungen in Burgen, Klöstern usw. (Abbildungen s. z.B. in Pegoraro 1996; Böhm & Pegoraro 2011; Hölzinger 2012). Einmal ganz davon abgesehen, dass die eindeutige Artzugehörigkeit dieser Darstellungen mehrfach strittig ist (z. B. m.E. auch die Waldrapp-Darstellungen aus dem Kloster Murrhardt in Hölzinger 2012) und z.B. Verwechslungen mit der Alpenkrähe *Pyrrhonorax pyrrhonorax* diskutiert wurden, gibt es keinen Anlass, aus diesen Darstellungen, deren Genese, Motivation, Herkunft und vor allem Vorlagen kaum einmal eindeutig rekonstruierbar sind, auf ein Vorkommen des Waldrapps am Fundort oder Entstehungsort der Darstellung zu schließen.

Wie an mehreren Beispielen offenbar ist, neigten spätmittelalterliche und frühneuzeitliche Künstler dazu, Abbildungen aus fremden Quellen zu kopieren, zu stilisieren oder abgeändert zu übernehmen. (s. z. B. Angaben in Pegoraro 1996). Wenn, wie Hölzinger 2012 meint, der Waldrapp im 16. Jahrhundert Statussymbol der herrschenden Schicht, einerseits wegen seiner Seltenheit (sic!) und andererseits wegen seiner Nutzung zu Nahrungszwecken (wofür es etliche Belege gibt) gewesen ist, so ist es kaum verwunderlich, wenn vereinzelt Waldrapp-Abbildungen in alten Schriften und Darstellungen auftauchen. Zum zweiten aber ist es dann wenig überraschend, dass der auf dem Speiseplan des hohen Klerus und des Adels stehende Waldrapp auch aus Nestern ausgenommen, gekäfigt oder als Hausgeflügel gehalten, transportiert und z.B. als nobles Geschenk weitergereicht wurde (z.B. Böhm & Pegoraro 2011 & mündl.). Dies darf sicher auch den in vieler Hinsicht mindestens ebenso saturierten römischen Herrschaftsschichten zugetraut werden (s. dazu auch einen Knochenfund in einer römischen Palastvilla bei Bad Kreuznach, weit abseits anderer Waldrapp-Verdachtsgebiete - Abb. 348, Tab 11 in Hölzinger 2011). Selbst konkrete Knochenfunde können also nicht als Beleg für lokale Vorkommen gewertet werden und insbesondere einzelnen Knochen (sofern sie richtig determiniert wurden; ein genetisches Screening fehlt bislang) am Fuß von Burgfelsen usw. kommt daher kaum Beweiskraft zu. Dazu kommt natürlich die wenig neue, aber nie angedachte Tatsache, dass (Zug)Vögel aus verschiedensten Gründen häufig weit abseits ihres Brutgebiets auftauchen, dort natürlich bevorzugt vertraute Habitate aufsuchen und häufig ums Leben kommen. Selbst die handaufgezogenen, freifliegenden Vögel der Konrad Lorenz-Forschungsstelle in Grünau (Almtal, Österreich) z.B., verfolgten sich bei ihren ungerichteten nachbrutzeitlichen Dispersionsbewegungen bis 1800 km weit nach Nordosten in die Ukraine und bis St. Petersburg (Kotrschal 1999; Böhm & Pegoraro 2011)! Schon deshalb ist also die Ansicht von Hölzinger (2011), wonach mit dem Fund von einem Knochen und einem Knochenfragment eines (!) Vogels in einer spätrömischen Befestigungsanlage bei Sponeck am Rhein, „eine bereits vormittelalterliche Besiedlung durch den Waldrapp in Mitteleuropa ‘bewiesen sei’“, ebenso wenig begründet, wie der Schluss nachvollziehbar ist, dass seit damals sozusagen eine durchgehende Besiedlung des auch süddeutschen Raums gegeben sei. Es ist doch mehr als erstaunlich, dass es dafür keinen einzigen Hinweis aus der langen, durch vielfältige Quellen ansonsten historisch z. T. gut erschlossenen Phase zwischen der zweiten Hälfte des 4. Jahrhunderts und dem Ende des 15. Jahrhunderts geben soll.

Bei einer kritischen naturwissenschaftlichen Würdigung der Quellenlage unter Hintanstellung emotionaler Wunschvorstellungen, bleiben als wirklich belegte Brutplätze des Waldrapps im Spätmittelalter und der frühen

Neuzeit nördlich der Alpen nur die Vorkommen bei Graz, Salzburg und in der Schweiz aus einer Region am Jura- und (südlich von Basel) und eventuell an zwei bis drei weiteren Orten der Nordschweiz (Kanton Aargau und Solothurn – nur Knochenfunde im Bereich von Burggraben – s. o.). Sichere Brutnachweise aus den Alpen selbst fehlen sogar gänzlich, denn für das am weitesten in den Inneralpen liegende mögliche Vorkommen bei Pfäfers (Kanton St. Gallen), gibt es, ebenso wie für Meldungen aus dem Berner Oberland (Tab. 11 in Hölzinger 2011), nur Sagen und Legenden und im Schrifttum durch vielfaches Weitersagen tradierte Hinweise als „Beleg“ (vgl. Angaben in Pegoraro 1996; Böhm & Pegoraro 2011).

Gesicherte Hinweise auf zumindest kurzfristige Brutvorkommen gibt es z. B. in Österreich aus Graz und Salzburg nur für einen Zeitraum von etwa 80, maximal 100 Jahren aus dem 16. Jahrhundert. Auch in der Nordschweiz und in Süddeutschland war der Waldrapp wohl immer nur ein sehr lokaler, nur im 15. und 16. Jahrhundert an ganz wenigen Plätzen einigermassen (!) sicher belegter Brutvogel.

Für die Annahme, beim Waldrapp habe es sich um einen bis ins 16. Jahrhundert im südlichen Mitteleuropa und Europa weit verbreiteten und regelmäßigen Brutvogel gehandelt (z. B. Hölzinger 2011, 2102; Fritz et al. 2014, u. a.) gibt es ebenso wenig belastbaren Belege, wie für die Annahme einer durchgehenden Besiedlung Mitteleuropas seit der Zeitwende, inklusive übrigens eines Klimapessimums zwischen dem 3. und 6. Jahrhundert (Blümel 2002).

Wesentlich schlüssiger erscheint mir daher die Annahme eines recht kurzfristigen Vorstoßes der Art aus dem Balkanraum in Folge des mittelalterlichen Wärmeoptimums (Höhepunkte ab 1000 bis ca. 1230), bzw. eines sukzessiven Verschwindens in Folge des neuzeitlichen Klimapessimums, das zwar bereits ab Mitte des 14. Jahrhunderts deutlich spürbar war, sich aber vor allem ab 1550 verstärkt einstellte (z. B. Blümel 2002 u. v. a. Quellen). Im Zuge des Klimapessimums kam es in Mitteleuropa auch zu wesentlichen Änderungen in der Landnutzung (Schwund von Acker- und Anbauflächen, Bodenerosion, Bewaldung), die dem Waldrapp ebenfalls und u. U. mehr zu schaffen gemacht haben könnten als eine direkte Verfolgung. Diese kann aber den Prozess des lokalen Verschwindens von im späteren 16. Jahrhundert offenbar ohnehin nur noch insulären Rumpfpopulationen bzw. den Rückzug in günstigere Herkunftsräume befördert haben.

Der Vorstoß des Waldrapps nach Mitteleuropa über die ungarische Pforte und den Balkanraum ist zwar höchstwahrscheinlich und wird durch Hinweise auf frühere Vorkommen am Balkan (Hölzinger 2011; Böhm & Pegoraro 2011) und die belegten Vorkommen in der Grazer Bucht und am Ostalpenrand (Salzburg, evtl. Donauraum) gestützt. Die Herkunft aus Südosten kann aber keinesfalls mit der überdurchschnittlichen Größe eines *Coracoides* aus dem 4. Jahrhundert bei Sponek

am Rhein gestützt werden, wie dies Hölzinger (2011) versucht. Denn kleinasiatische Vögel sind nicht größer, sondern kleiner als nordwestafrikanische (Böhm & Pegoraro 2011; Böhm mündl.).

Insgesamt ist jedenfalls festzuhalten, dass es sich bei den ehemaligen Waldrappvorkommen im südlichen Mitteleuropa wohl nur um eine recht kurzfristige, klimabedingte Arealausweitung mit nachfolgendem Rückzug gehandelt hat, wie dies bei mobilen Organismen häufig und normal ist. Schon der Terminus „Wiederansiedlung“ für Auswilderungsprojekte ist daher problematisch, und aus den historischen Daten lässt sich m. E. kein sinnvolles Argument für eine zwanghafte Auswilderung des Waldrapp im südlichen Mitteleuropa oder gar im eigentlichen Alpenraum, wo der Waldrapp wohl nie wirklich heimisch war, ableiten.

Aus meiner Sicht entspricht damit der Versuch, den Waldrapp über 400 Jahre nach seinem Verschwinden im südlichen Mitteleuropa in einer zwischenzeitlich vollständig veränderten Intensivkulturlandschaft, noch dazu im Alpenraum, einzubürgern, auch nicht den Definitionen und Zielen der Richtlinien der IUCN/SSC (2013): „Reintroduction aims to re-establish a viable population of the focal species within its indigenous range“ und jenen des AEW (Lee et al. 2012).

4. Aktuelle Situation in Gefangenschaft

Der Waldrapp wird heute in Gefangenschaft recht problemlos gezüchtet (Abb. 2). Die Zoopopulation wuchs über 60 Jahre beständig an (Böhm 2010; Böhm & Pegoraro 2011), der weitere Zuwachs musste in den letzten Jahren laut Auskunft der Zuchtbuchleiterin C. Böhm sogar eingebremst werden, um ein sinnvolles Management zu gewährleisten. Aktuell gib es allein in



Abb. 2: Etwa zwei Wochen alte Jungvögel des Waldrapps im Alpenzoo Innsbruck. - Northern Bald Ibis *Geronticus eremita* chicks (approximately two weeks old) at the aviary of the Alpenzoo Innsbruck.
Foto: C. Böhm

über 60 europäischen Zoos etwa 1.200 Vögel, dazu kommen etwa 140 Vögel in den USA und etwa 120 Tiere in Japan (C. Böhm mündl.), so dass in manchen Institutionen ein gewisser Druck auf „Einsatz“ der Vögel besteht und jedenfalls ausreichend „Material“ für Forschungs- und Auswilderungsprojekte zur Verfügung steht. Eine erfolgreiche Nachzucht in der Gefangenschaft allein darf allerdings kein Grund für Wiederauswilderungen sein (IUCN 1998). Ein spezifisches Problem für das in Rede stehende Ausbürgerungsprojekt kann die Herkunft und geringe genetische Variabilität der Zoopopulationen sein. Wie ausführlich in Böhm & Pegoraro (2011) aufgezeigt, stammen alle heutigen Zoovögel aus zwei bis drei marokkanischen Blutlinien und von wenigen Vögeln ab, die vor allem zwischen 1949 und 1978 in europäische Zoos gebracht und dort weitergezüchtet wurden. Die Vögel, welche in diversen Freiflugvolieren in Österreich und Süddeutschland (Burghausen) gehalten und als Grundstock für das seit 2002 laufende Projekt des Waldrappteams (Fritz 2010) sowie für das aktuelle, durch LIFE+ gestützte Ausbürgerungsprojekt verwendet werden, stammen bisher sogar überwiegend aus der Zuchtlinie des Alpenzoos Innsbruck (C. Böhm mündl.).

5. Das Projekt „Wiederansiedlung“ in Europa

Seit Anfang der 1990er Jahre widmen sich vor allem österreichische Forschungseinrichtungen und private Initiativen der Erforschung des Brut- und Zugverhaltens des Waldrapps (Übersicht in Böhm & Pegoraro 2011). Dabei standen ursprünglich immer der Test und die Entwicklung von Methoden zur Bestandsstützung der letzten Freilandpopulationen klar im Vordergrund. Schon vor 10 Jahren wurden diese Aktivitäten jedoch zunehmend vor der Zielsetzung von „Wiederansiedlung in den Alpen“ und ähnl. beworben und z. T. unter erheblichem medialen Einsatz als Naturschutzmaßnahmen apostrophiert. Noch 2010 schreibt aber Fritz (2010): „Die Wiederansiedlung des Waldrapps in Europa ist für uns derzeit von untergeordneter Bedeutung. Vorrangig ist die Arterhaltung an den außereuropäischen Schauplätzen“.

Davon ist zwischenzeitlich nicht mehr die Rede. Vor allem seit der Bewilligung eines mit über 1,5 Million Euro dotierten EU-Life+ Projektes wird mit voller Kraft auf eine „Wiederansiedlung“ des Waldrapps am Nordrand der Alpen und den Aufbau einer künstlichen Migrationsroute in ein einziges (derzeit) unter Schutz stehendes Überwinterungsgebiet in der südlichen Toskana hingearbeitet. Geplant ist der Aufbau von drei Brutkolonien: (1) bei Überlingen am Bodensee. Wobei die Sandsteinfelsen in einem Newsletter des Waldrappteams vom August 2014 jetzt bereits zum „überlieferten Brutstandort“ mutieren (<http://waldrapp.eu/index.php/de/projekt/newsletter>; s. o.), (2) Bei Burghausen in Bayern und (3) bei Kuchl im Salzsachtal, etwa 20 km südlich

von Salzburg (im Bereich der Kalkhochalpen!; s. o.) mit insgesamt mindestens 120 Vögeln. Diese Größe wird als „errechnete Minimalgröße für eine selbstständig überlebensfähige Population“ bezeichnet“ (Fritz et al. 2013), während aber gleichzeitig der Population von 500 Tieren in Marokko praktisch eine solide Überlebenschance abgesprochen (z. B. Unsöld et al. 2012) und das Potenzial der etwa 150 Vögel in der Türkei für Wiederansiedlungsprojekte negiert wird.

Einmal abgesehen von den schon im Kapitel 2 und 3 dargelegten Einwänden, die eine Ausbürgerung des Waldrapps außerhalb seines historischen Areals (Italien) bzw. im Bereich eines seit langem verwaisten (möglicherweise nur kurzzeitigen) Vorkommens aus Artenschutzgründen weder als notwendig, noch aus historischer Sicht gerechtfertigt und sinnvoll erscheinen lassen, gibt es auch eine Reihe weiterer grundsätzlicher und ökologischer Bedenken gegen die „Wiederansiedlungspläne“:

Der Zugvogelaspekt

Nachdem es zunehmend schwierig wird, die Dringlichkeit der Ausbürgerung in Mitteleuropa unter dem Aspekt der globalen Arterhaltung zu „verkaufen“ (s. Abb.1 und o.), sind die Proponenten des Projektes jetzt vermehrt zum Argument übergegangen, der Waldrapp sei als Zugvogel sozusagen ausgestorben und das Projekt diene vor allem dazu, „eine ausgerottete Zugvogelart wiederanzusiedeln“ (Fritz et al. 2013, 2014).

Dazu ist festzuhalten: Die genaue Herkunft der Gründerindividuen der Zoopopulationen, deren Nachkömmlinge für die Ausbürgerung verwendet werden, ist unbekannt. Möglicherweise stammen die Vögel aus (inzwischen erloschenen) Kolonien aus dem Mittleren Atlas, also aus Populationen, deren ehemaliges Zugverhalten unklar ist, oder zum Teil auch aus Populationen, die kaum ziehen oder nur wenig gerichtete nachbrutzeitliche Streubewegungen und Jungvogeldispersion aufweisen (s. o., Fälle Almtal). Nichts desto trotz wird bei Unsöld et al. (2014) ohne jeden nachvollziehbaren Beleg einfach eine genetische Fixierung der Zugdisposition auch westlicher Vögel reklamiert. Man versucht hier m. E. also ein Szenario aufzubauen, das den Realitäten nicht entspricht, den eigenen Intentionen aber entgegenkommt. Ignoriert werden auch die 150 halbwilden Vögel in der Türkei, die viel eher eine genetische Fixierung einer Zugdisposition in (wahrscheinlich traditionelle) Winterquartiere am Roten Meer und bis nach Äthiopien haben (Lindsell et al. 2009; Serra & Wondrafrash 2009; Übersicht in Böhm & Pegoraro 2011). Diese Vögel wären grundsätzlich für den Aufbau einer ziehenden Population im Ursprungsgebiet und zur Stützung allfälliger noch bestehender Wildbestände im Nahen Osten und der arabischen Halbinsel wesentlich besser geeignet als die handaufgezogenen, genetisch aber eben offenbar nicht aus traditionell ziehenden Ursprungspopulationen stammenden Zoovögel.

Gleichzeitig wird in diversen Veröffentlichungen (z. B. Bichler et al. 2012, 2013; Unsöld et al. 2014), Projektvorschlägen, Newslettern, Rundschreiben, Presseausweisungen usw. suggeriert, es wäre bereits gelungen, „Zugtraditionen“ bzw. feste Zugkorridore zu etablieren, entlang derer freifliegende „wilde“ Waldrappe mehr oder weniger problemlos selbstständig und gezielt über den Alpenhauptkamm ziehen, bzw. entlang derer Jungvögel von ihren biologischen Eltern über die Alpen geführt würden.

In Wirklichkeit werden, wie schon aus den Angaben von Fritz (2010) für die Versuche bis 2010 und aus den vorgenannten, nirgends klar zusammengefassten und fachlich begutachtet publizierten, Ergebnissen der letzten Jahre zu entnehmen ist, ziehende Vögel immer wieder eingesammelt, zu neuen Start- oder Endpunkten verfrachtet, an Zwischenstopps betreut und vor Fremdeinflüssen geschützt. Dennoch sind erhebliche Verluste von, meist aus unklaren Ursachen verschollenen, Vögeln zu beklagen (Fritz 2010), die aber, meist ohne Beleg, einfach dem Jagddruck in Italien zugeschrieben werden. Immer wieder muss von den Projektbetreibern auch attestiert werden, dass der Alpenhauptkamm schon bei normaler Witterungen, sowohl im Herbst als auch im Frühjahr, zum Zugstau oder Zugstopp einzelner Vögel oder ganzer Gruppen führt. Zudem ist bei kritischer Würdigung der räumlichen Verteilung der markierten und besenderten Vögel schon im Osten für mich kaum ein klarer „Zugkorridor“ zu erkennen. Die Beobachtungsorte und Lokalisierungen z. B. der Migrationen 2011 und 2012 (Bichler et al. 2012, 2013) reichen trotz der geringen Zahl „ziehender“ Waldrappe vom östlichen Alpenrand Österreichs und der Südsteiermark bis nach Süd- und Nordtirol, den südwestdeutschen Raum und in die Ostschweiz. Offenbar gibt es auch Lokalisierungen in Slowenien und Istrien. Jedenfalls gehen die Lokalisierungen aber weit über den bei Unsöld et al. (2014) ohnehin großzügig abgesteckten „Ostkorridor“ hinaus. Besonders befremdlich ist es, dass nunmehr auch schon von einem „Westlichen Migrationskorridor“ gesprochen wird, und zwar auf Basis einzelner, offenbar z. T. desorientierter Vögel, die zudem, wie der Fall „Shorty“ zeigt (Unsöld et al. 2013a; Newsletter, www.waldrapp.eu vom 23.2.2015), z. T. fatal enden (Unsöld et al. 2014; Newsletter vom 11.8.2014). Zwar merkt J. Fritz im Waldrapp-Newsletter zum Fall Shorty richtig an: „Waldrappe sind eben Zugvögel und an die tiefen Temperaturen nicht angepasst“. Dieser Einschätzung wird man kaum widersprechen. Man fragt sich dann aber doch, wie groß künftig die Chancen wirklich unbetreuter ausgewilderter Waldrappe sein werden, mit Kälte, Spätwinterereinbrüchen, geschlossenen Schneedecken und anderen Witterungsunbilden zurecht zu kommen, die in den Alpen ja nicht nur im Winter, sondern jederzeit auch in den Zugzeiten und in Alpentälern (wie bei Kuchl), auch während der Vegetationsperiode auftreten können.

Der Brutgebietsaspekt

Meines Erachtens ähnlich unkritisch werden derzeit auch der Status und die Situation der betreuten Volierenbruten nördlich der Alpen medial präsentiert. So wird bereits von „Brutgebieten“ bei Burghausen und Kuchl gesprochen. Die in der betreuten Voliere bei Kuchl 2014 geschlüpften Jungvögel werden gar als „die ersten beiden in freier Wildbahn in Salzburg geschlüpften Waldrappe, 400 Jahre nach ihrer Ausrottung“ titulierte (Newsletter vom 11.8.2014). Dies geht soweit, dass inzwischen von den Proponenten des Ausbürgerungsprojektes versucht wird, die „frei lebenden Individuen in Deutschland, Österreich und Italien“ als Wildvögel zu deklarieren und für diese „Population“ eine besondere Priorität zu reklamieren. Dies auch, weil sowohl im bisherigen (Jimenez et al. 2006) als auch im revidierten „International Single Action Plan“ zum Schutz des Waldrapps (AEWA in Druck) der Schutz der Wildpopulationen im Ursprungsgebiet absolute Priorität hat und die europäischen Ausbürgerungen hinterfragt werden.

In Wirklichkeit handelt es sich bei den Vögeln in Burghausen, Kuchl sowie bei den Vögeln in Rosegg und Grünau um in offenen Brutvolieren angesiedelte, betreute, z. T. auch bei Schlechtwetter „zugefütterte“ Tiere, die teilweise auch in der Nacht den Schutz der Voliere suchen. Und das mit gutem Grund, wie Erfahrungen mit Uhus *Bubo bubo* als Prädatoren in der Grünau zeigten (Kotrschal 1999).

Ökologische Aspekte

Die Richtlinien der AEWA (Lee et al. 2012) fordern für Auswilderungsprojekte einerseits einen Nachweis der Sinnhaftigkeit (justification assessment), der im vorliegenden Fall, obschon dazu die betroffene Staaten verpflichtet wären, meines Wissens nie erfolgte und wohl auch schwer zu erbringen sein dürfte (s. o.). Andererseits wird vom AEWA, wie auch von der IUCN, eine Machbarkeitsstudie (feasibility assessment) gefordert, die insbesondere auch die Identifikation und Abschätzung von Problemen und Risiken für die betroffene Art, deren Lebensräume und andere Arten vor (!) Projektbeginn, also vor Auswilderungen, mit berücksichtigt.

Fritz (2010) meint: „Die ökologischen Untersuchungen an verschiedenen Orten in Europa, die Erfahrungen mit den sesshaften Kolonien in Grünau und Rosegg und besonders auch der bisherige erfolgreiche Verlauf des Migrationsprojektes rücken die Wiederauswilderung in Europa allerdings immer mehr in den Bereich des Machbaren. Der prinzipielle Reiz (sic!), eine vom Menschen ausgerottete Art wieder heimisch zu machen, ist von allgemeiner Gültigkeit. Für den Waldrapp spricht, dass sich diese Art nach unseren Erfahrungen gut und ohne wesentliche Folgen in die heimische Fauna einfügen kann und in keiner Weise mit den Interessen der Menschen interferiert“.

Fritz et al. (2014) postulieren: „umfangreiche Datennahmen an freilebenden (sic!) Waldrappen haben ge-

zeigt, dass in Europa reichlich geeignete Lebensräume für die Art vorhanden sind.“

Im Gegensatz zu den Projektbetreibern bin ich der Ansicht, dass auch diese Aspekte bislang unzureichend und nicht in die Tiefe gehend berücksichtigt wurden.

Zum ersten gibt es kaum entsprechend veröffentlichte, spezifische „ökologischen Untersuchungen“ oder „umfangreiche Datenrahmen“ an verschiedenen Orten zum potenziellen Einfluss von „freilebenden“ Waldrappen auf mitteleuropäische Lebensräume und Faunenelemente.

Die vorliegenden, z. T. nur auf unveröffentlichten Diplomarbeiten basierenden Studien zur Nahrungswahl handaufgezogener Waldrappe sind eher kursorisch (Fritz et al. 2007; Unsöld et al. 2012) und m. E. wenig aussagekräftig. Sie erfolgten nur zum kleinen Teil in den vorgesehenen Ausbürgerungsgebieten, berücksichtigen nicht ausreichend die saisonale Dynamik in Mitteleuropa, nicht die Verhältnisse in potenziellen Rastgebieten am „Zug“, und sind v.a. nur aus der Sicht der Bedürfnisse des Waldrapps und nicht aus der Sicht potenzieller Einflüsse auf sensible Lebensräume und Kleintiere durchgeführt.

Waldrappe sind in ihrer Nahrungswahl recht flexibel (Böhm & Pegoraro 2011), erbeuten aber bei weitem nicht nur bodenlebende Larven und Würmer (Fritz et al. 2014), sondern u. a. auch Kleinsäuger, Reptilien, Amphibien (und deren Larven!) und größere, bodennah und in der niederen Vegetation lebende Insekten wie Käfer und Heuschrecken. Schon Gesner (in Unsöld et al. 2012) nennt u. a. Heuschrecken, Grillen, Maulwurfsgrillen und „kleinen Fröschlchen“ als bevorzugte Beute. Da „normale“ Wiesen und Weiden in der mitteleuropäischen Intensivkulturlandschaft kaum, und vor allem nicht während der gesamten Vegetationsperiode, „nahezu unbegrenzte Nahrungskapazitäten“ (Unsöld et al. 2012) bieten werden, ist davon auszugehen, dass Waldrappe zumindest saisonal und generell gerne zur Nahrungssuche extensiv genutzte Grünlandflächen (Moore, Feuchtwiesen, Magerwiesen) und Uferzonen von Gewässern aufsuchen werden. Der Einfluss koloniebrütender oder invasiver Vogelarten auf andere Faunenelemente wird bisher kontrovers (s. z. B. für den Heiligen Ibis *Threskiornis aethiopicus*, Henneberger 2014 - mit weiterer Literatur), aber überwiegend nur für eventuell betroffene Vögel diskutiert. Gefährdete Wirbellose, die gerade im Extensivkulturland ihre Rückzugsgebiete haben, scheinen Ornithologen weniger zu tangieren, sind aber trotzdem relevant. Beispielsweise gibt es aus der Crau in Südfrankreich starke Hinweise, dass dort durch Kuhreihher *Bubulcus ibis* und durch die enorme, künstlich über Nistkastenaktionen geförderte Bestandszunahme des Rötelfalken *Falco naumanni* (von 10 bis 20 auf 230 BP; vor allem als Folge des Engagements eines einzelnen Naturschutzaktivisten!) der dramatische Bestandsrückgang der jetzt als global vom Aussterben bedrohten Crau-Schrecke (*Prionotropis hystrix rhodanica*) entscheidend befördert wurde (Sardet unveröff.

Masterarbeit, Univ. Metz 1999; L. Zechner mündl. 2015). Ohne den Teufel an die Wand malen zu wollen, darf z. B. exemplarisch darauf hingewiesen werden, dass etwa im Salzachtal um Kuchl, z. T. im unmittelbaren Nahbereich des für eine Brutansiedlung des Waldrapps gewählten Georgenbergs, wertvolle Kleingewässer und Moorflächen (Freimoos) liegen. Um Kuchl kommen z. B. allein sechs in Salzburg zum Teil stark gefährdete hygrophile Heuschreckenarten vor (Illich et al. 2010) und gibt es regional, aber auch international hochwertige Schutzgüter aus der Amphibienwelt (Kyek & Malletzky 2006; u. a. Laubfrosch und Kammmolch als Art des Anhang II EU FFH Richtlinie).

Es dürfte bei der Auswahl gerade dieses „Ansiedlungs-ortes“ auch entgangen sein, dass in weniger als 1 km Distanz zum Georgenberg die Errichtung einer 380-kV Stromleitung vorgesehen ist, die von Naturschutzorganisationen und regionalen Bürgerbewegungen nicht zuletzt wegen der Kollisionsrisiken für lokale Brut- und Zugvögel kritisiert wird (z. B. Landmann 2014 in: http://www.salzburg.gv.at/20006bek/mV-06-2014/4.6.2014/gutachten_landmann_fachbereich_ornithologie.pdf).

Generell habe ich den Eindruck, dass auch bei der Evaluierung potenzieller Brut- und Nahrungshabitate für die „Wiederansiedlung“ des Waldrapps (Dylla et al. 2013) zwar eine erhebliche Rechnerleistung für abstrakte Habitatmodellierungen eingesetzt, eine solide Konfliktanalyse aber unterlassen wurde.

Hervorzuheben ist zum Beispiel, dass schon in Marko die Anwesenheit von Nistplatzkonkurrenten und potenziellen Prädatoren den Waldrapp von angestammten Brutfelsen vertreiben kann. So verhinderte z. B. 2013 ein Lannerfalk *Falco biarmicus* in einem normalerweise von sechs Paaren des Waldrapps besiedelten Kliff im Souss-Massa Nationalpark deren Brut (Oubrou & El Bakkay 2013), und auch die Ansiedlung von Kolkraben *Corvus corax* hatte sich dort schon in den 1980er Jahren auf eine lokale Kolonie negativ ausgewirkt (C. Böhm mündl; Bowden et al. 2003; auch Collar & Stuart 1985 mit weiterer Literatur). Dies ist hier auch deshalb von Bedeutung, weil im Bereich der für die Ansiedlung vorgesehenen Felsen, etwa im Salzburger Raum, regelmäßig Wanderfalken *Falco peregrinus*, Uhu und Kolkrabe vorkommen und jagen. Beispielsweise gibt es allein im Radius von 5 bis 7 km um den vorgesehenen „Koloniestandort“ bei Kuchl drei bis vier Brutpaare des bedrohten Wanderfalken (Slotta-Bachmayr & Werner 2005; Landmann 2014 in: http://www.salzburg.gv.at/20006bek/mV-06-2014/4.6.2014/gutachten_landmann_fachbereich_ornithologie.pdf). Über das Potenzial z. B. des Uhus, Waldrappen zu schlagen, siehe schon oben.

Konflikte, u. a. auch mit echten Naturschutzinteressen, sind programmiert, wenn z. B. im Bereich einer mühsam, mit großem Engagement und unter Einsatz von Personal, Zeit und Geld hochgepäpelten, künstlich angesiedelten neuen Waldrappkolonie, Nistplatzkon-

kurrenten und/oder Prädatoren der genannten, z. T. international geschützten Anhang I Arten der EU- Vogelschutzrichtlinie, zum Problem werden.

Naturschutzpolitische – und strategische Aspekte

Über Konzepte des Artenschutzes, über den Sinn, den Zeit- und Ortsrahmen und die Dimension von spezifischen Schutzmaßnahmen für bedrohte Vogelarten gibt es kontroverse Meinungen, und in mancher Hinsicht geht es hier mehr um grundsätzliche Philosophien als um fachliche Aspekte (z. B. IUCN/SSC 2013; Schäffer & Flade 2013; Schäffer 2014). Klar sollte aber sein, dass im Vordergrund unserer Handlungen das Gesamtwohl der betroffenen Individuen und Arten stehen muss, und nicht persönlicher Ehrgeiz und die normative Kraft des Faktischen und Machbaren Grundlagen für Naturschutzaktivismus sein sollten. Hier sehe ich ein erhebliches Maß an Ungleichgewicht in den Argumentationen für eine Ausbürgerung des Waldrapps im südlichen Mitteleuropa.

Zum ersten, sind m. E. schon ethische und Tierschutzaspekte nicht ganz zu vernachlässigen, wenn im reichen Maße für Auswilderungen verfügbare Tiere einer ihnen fremden und sie z. T. überfordernden Umwelt ausgesetzt werden, was zu individuellem Unbill führt (hohe Verlustraten durch Hunger?, Verklammung, Verletzung und Tötung durch Prädatoren, Jagd, technische Gefahren usw. - Angaben in Fritz 2010; Fritz et al. 2012; Aussendungen und Newsletter).

Weiters gilt es auch, rechtliche Aspekte zu berücksichtigen. Der Waldrapp ist in Europa ein faunenfremdes Element und dementsprechend weder in internationalen Richtlinien (z. B. EU-Vogelschutzrichtlinie), Bedrohungskategorien (z. B. Birds of Europe, BirdLife International) oder nationalen bis regionalen Naturschutzgesetzgebungen verankert. Selbst die rein formale Legitimation der „Auswilderung“ scheint mir daher teilweise unklar, denn eine über die bürokratischen Kanäle der EU-LIFE+ Programms laufende Unterstützung allein, dürfte hier nicht ausreichend sein. So ist für mich beispielsweise selbst schon fraglich, auf welcher Rechtsgrundlage das Vorgehen gegen italienische Jäger (z. B. Fritz et al. 2014) erfolgen soll, wenn diese in Ausübung ihres Jagdrechtes faunenfremde, nicht geschützte Tiere schießen. Das Projekt wurde schließlich auch ohne Berücksichtigung der Richtlinien oder Abstimmung mit der AEWA in Gang gesetzt, obwohl sowohl Italien als auch die EU als Gesamtheit diese Richtlinien ratifiziert haben. Das vorliegende Ausbürgerungsvorhaben schafft also einen gefährlichen rechtlichen Präzedenzfall.

Wesentlicher sind jedoch vor allem naturschutzstrategische Aspekte. So ist m. E. die Signalwirkung fatal, wenn angesichts der durchaus nicht hoffnungslosen Situation in den Ursprungsregionen, ein Großteil der Aufmerksamkeit und Aufwendungen für den Schutz dieser Art in ein unzureichend evaluiertes Projekt mit

zweifelhaften Erfolgchancen außerhalb des eigentlichen Areals in Gang gesetzt wird.

Schließlich ist es m. E. höchst problematisch, wenn in der breiten Öffentlichkeit durch medienwirksame Projekte dieser Art zunehmend der Eindruck einer beliebigen Manipulierbarkeit und Wiederherstellbarkeit von Natur entsteht.

Dazu kommt, dass, wie allgemein bekannt ist, in den letzten Jahrzehnten auch im südlichen Mitteleuropa ein dramatischer Rückgang gerade von Vogelarten des offenen Kulturlandes zu registrieren ist. Zu diesen zählt zwar prinzipiell auch der Waldrapp, wenngleich die Ansicht, es handle sich um einen Kulturfolger (Unsöld et al. 2013), nicht plausibel ist. Wann und wo immer der Waldrapp in näheren Kontakt mit dem Menschen trat, ist ihm dies übel bekommen (Böhm & Pegoraro 2011). Die dramatische Umwandlung offener Lebensräume, deren Art in Zukunft kaum vorhersehbar ist, deren Dimension aber kaum geringer werden wird, hat selbst wenig anspruchsvolle Kleinvögel in Schwierigkeiten gebracht. Der Schutz dieser wirklich heimischen Naturelemente muss weiterhin im Vordergrund der Aktivitäten engagierter Vogelschützer und Naturschutzorganisationen stehen und erfordert unsere ganze Kraft und Ressourcen.

6. Zusammenfassung

In Europa gibt es Pläne und seit Jahren spezifische Aktivitäten, den global bedrohten Waldrapp als Wildvogel zu etablieren. Dazu sollen in Süddeutschland und Österreich mehrere Felskolonien mit Vögeln aus Gefangenschaftszuchten, die von überwiegend nicht ziehenden marokkanischen Wildvögeln abstammen, gegründet werden. Den Vögeln soll zudem über menschengeleitete Migration eine künstliche, artfremde Zugroute in ein einziges, kleinräumiges Überwinterungsgebiet in der südlichen Toskana antrainiert werden.

In der vorliegenden Grundsatzposition spreche ich mich aus fachlichen und naturschutzstrategischen Erwägungen nachdrücklich gegen eine Ausbürgerung des Waldrapps in Europa aus. Diese mag zwar mit unverhältnismäßig großem Aufwand letztlich möglich sein, ist aber meines Erachtens nicht als sinnvolle Naturschutzmaßnahme anzusehen.

Als Hauptgründe für diese Position diskutiere ich folgende Aspekte:

(1) Für eine Auswilderung des Waldrapps in Mitteleuropa gibt es angesichts der Stabilisierung und Zuwächse der letzten Wildpopulationen in Marokko und der Möglichkeit einer Auswilderung genetisch auf Zug programmierter, halbwilder Vögel in der Türkei keine Rechtfertigung und keinen Anlass. (2) Bei kritischer Würdigung der historischen Quellen ist nach heutigem Kenntnisstand nicht davon auszugehen, dass der Waldrapp jemals über einen längeren Zeitraum durchgehend in Mitteleuropa gebrütet hat. Sichere Brutnachweise aus den eigentlichen Alpen, wo ebenfalls Ausbürgerungen geplant sind, fehlen sogar gänzlich. (3) Gesicherte Angaben über die zur damaligen Zeit bevorzugt vom Waldrapp genutzten Lebensräume und die Ursachen

des Verschwindens im 16. Jahrhundert fehlen. Aus den vorhandenen Quellen ist jedoch abzuleiten, dass sich die klimatischen Bedingungen zur Zeit der Besiedlung der mitteleuropäischen Kulturlandschaft durch den Waldrapp und deren Struktur während der in Frage kommenden Zeit fundamental von der heutigen Situation unterschieden. (4) Auswilderungen von Tieren ins Freiland sind als letztes Mittel anzusehen, eine Art vor dem Aussterben zu bewahren. Außerhalb des Areals einer Art zulässig sind sie m. E. generell nur nach dem Verschwinden im Ursprungsgebiet und nach der Abklärung diffiziler Fragen (z. B. Effekte der eingebürgerten Art auf heimische Lebensgemeinschaften, Eignung der Habitate im Jahreszyklus, Sicherstellung der langfristigen Überlebensfähigkeit im Auswilderungsgebiet ohne aufwändige Stützungsmaßnahmen, taxonomischer/genetischer Status der auszusetzenden Individuen).

Die Eignung der für die Ansiedlung in Süddeutschland und Österreich ausgewählten Vögel, Areale und Habitate, die Probleme des Zuges über die Hochalpen und der Einfluss einer größeren Zahl „ausgewilderter“ Waldrappe auf die Tierwelt von Lebensräumen, die in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft bereits Seltenheitswert haben, sind bisher nicht ausreichend evaluiert, z. T. nicht abschätzbar und negative Auswirkungen sind daher nicht auszuschließen.

Dank

Für wertvolle Hinweise danke ich Christiane Böhm und Lisbeth Zechner.

7. Literatur

- Bichler M, Unsöld M & Fritz J 2012: Entstehung einer Zugtradition bei Waldrappen *Geronticus eremita* – Ergebnisse eines GPS Monitoring Programms. Vogelwarte 50: 255–256.
- Bichler M, Unsöld M & Fritz J 2013: Migratory shortcuts: zum Orientierungsvermögen der Waldrappe während der Migrationsflüge. Vogelwarte 51: 286–287.
- BirdLife International 2013: *Geronticus eremita*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <http://www.iucnredlist.org> (letzter Zugriff 08.05.2015)
- BirdLife Österreich 2006: Schutz des Waldrapp (*Geronticus eremita*). Grundsatzposition von BirdLife Österreich zu Auswilderungsprojekten im Alpenraum - Stand 2006. <http://www.birdlife.at/ueber-uns/positionen.html> (letzter Zugriff 08.05.2015)
- Blümel WD 2002: 20.000 Jahre Klimawandel und Kulturgeschichte – von der Eiszeit in die Gegenwart. Wechselwirkungen - Jahrbuch 2002: 3–19.
- Böhm C 2010: Captive NBI populations as a source for research and release projects. In: Böhm C & Bowden CGR (Eds): Northern Bald Ibis Conservation and Reintroduction workshop. Proceedings of 3rd meeting of International Advisory Group for Northern Bald Ibis (IAGNBI). Palmyra, Syria: 73–75.
- Böhm C & Bowden CGR (Eds) 2010: Northern Bald Ibis Conservation and Reintroduction workshop. Proceedings of 3rd meeting of the International Advisory Group for Northern Bald Ibis (IAGNBI). Palmyra, Syria, November 2009. RSPB, London.
- Böhm C & Pegoraro K 2011: Der Waldrapp. Die Neue Brehmbücherei 659. Westarp, Hohenwarsleben.
- Bowden CGR, Aghnaj A, Smith KW & Ribi M 2003: The status and recent breeding performance of the critically endangered Northern Bald Ibis *Geronticus eremita* population on the Atlantic coast of Morocco. Ibis 145: 419–431.
- Bowden CGR, Boehm C, Jordan MJR & Smith K 2007: Why is reintroduction of Northern Bald Ibis so complicated? An overview of recent progress and potential. -Proc. IV International Symposium on Breeding Birds in Captivity, Toronto 2007: 27–35.
- Collar NJ & Stuart SN 1985: Threatened birds of Africa and related islands: the ICBP/IUCN Red Data Book Part 1. ICBP & IUCN, Cambridge, U.K.
- Matheu E & del Hoyo J 1992: Threskiornithidae (Ibises and Spoonbills). In: del Hoyo J, Elliot A & Sargatal J (Eds): Handbook of the Birds of the World. Vol. 1: Ostrich to Ducks: 472–506. Lynx Ed., Barcelona.
- Dylla M, Schmalstieg AG, Gönner B, Unsöld M, Fritz J & Kotrschal K 2013: Evaluierung potenzieller Brut- und Nahrungshabitate für die Wiederansiedlung des Waldrapp *Geronticus eremita* in Mitteleuropa. Vogelwarte 51: 319–320.
- Fritz J 2010: Ultraleichtflieger weisen den Weg - Der Waldrapp in den Alpen. Falke 57: 95–105.
- Fritz J, Feuerle A & Kotrschal K 2006: Corticosterone pattern in Northern Bald Ibises during a human-led migration. J. Ornithol. 147: 168.
- Fritz J, Bichler M, Kirnbauer M, Markut T, Meran I, Redler B, Wolf A, Zoufal K & Kotrschal K 2007: Feeding ecology of Northern Bald Ibis in winter and summer habitat: Outdoor study with a group of handraised individuals. In: Böhm C, Bowden CGR, Jordan M & King C (Eds): Northern Bald Ibis Conservation and Reintroduction workshop. Proceedings of 2nd Meeting of International Advisory Group for Northern Bald Ibis (IAGNBI), Vejer, Spain, September 2006: 73–76.
- Fritz J, Unsöld M & Bichler M 2012: Aufwind für den Waldrapp: Machbarkeitsstudie für die Wiederansiedlung eines Zugvogels. Vogelwarte 50: 240–241.
- Fritz J, Bichler M, Gönner B, Trobe D & Unsöld M 2013: Reason for Hope: Die Wiederansiedlung des Waldrapp *Geronticus eremita* in Europa. Vogelwarte 51: 320–321.
- Fritz J, Bichler M & Unsöld M 2014: LIFE+ Reason for Hope: Die Wiederansiedlung der Waldrappe in Europa. Vogelwarte 52: 316–317.
- Gesner, K. (1557): Vogelbuch. Christoffel Froschouer, Zürich.
- Gill F & Donsker D (Eds) 2010: IOC World Bird Names (version 2.4). <http://www.worldbirdnames.org/> (letzter Zugriff 08.05.2015)
- Hackett SJ, Kimball RT, Reddy S, Rauri C, Bowie K, Braun EL, Braun MJ, Chojnowski JL, Cox WA, Han KL, Harshman J, Huddleston CJ, Marks BD, Miglia, KJ, Moore WS, Steadman FDW, Witt CC & Yuri T 2008: A phylogenomic study of birds reveals their evolutionary history. Science 320: 1763–1768.
- Hennenberg M 2014: Erfolgreiche Brut des Heiligen Ibis *Threskiornis aethiopicus* am Ismaninger Speichersee bei München. Ornithol. Anz. 52: 157–165.
- Hölzinger J 2011: *Geronticus eremita* (Linnaeus 1758) Waldrapp. In: Hölzinger J & Bauer HG (Hrsg): Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 2.0 Nicht-Singvögel, 1.0 Rheidae (Nadus) – Phoenicopteridae (Flamingos): 333–348. Ulmer, Stuttgart.
- Hölzinger J 2012: Darstellung des Waldrapps (*Geronticus eremita*) im ehemaligen Kloster Murrhardt aus dem 16. Jahrhundert. Ökol. Vögel 34: 67–74.

- Illich I, Werner S, Wittmann H & Lindner R 2010: Die Heuschrecken Salzburgs. Salzburger Naturkundl. Monographien 1: Haus der Natur, Salzburg.
- IUCN 1998: Guidelines for re-introductions. IUCN, Gland, Schweiz.
- IUCN 2014: The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. www.iucnredlist.org (letzter Zugriff 08.05.2015)
- IUCN/ssc 2013: Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, IUCN, Gland, Schweiz.
- Jimenez Armesto MJ, Boehm C & Bowden CGR 2006: International Single Species Action Plan for the conservation of the Northern Bald Ibis, *Geronticus eremita* - UNEP/AEWA Technical Series 10. Bonn.
- Kilic A 2015: Reproduction success in the Birecik Northern Bald Ibis (*Geronticus eremita*). J. Appl. Biol. Sciences 9: 6-10.
- Kotrschal K 1999: Northern Bald Ibis: trapped in Noah's arch? A first report of the Grünaue Waldrapp project. In: Böhm C (Ed): 2nd EEP Studbook 1999. Alpenzoo Innsbruck-Tirol: 36-51.
- Kyck M & Maletzky A 2006: Atlas und Rote Liste der Amphibien und Reptilien Salzburgs. Naturschutz-Beiträge 33/06.
- Lee R, Cranswick PA, Cromie RL, Hilton GM, Jarrett NS & Hughes B 2012: AEWA Guidelines for the Translocation of Waterbirds for Conservation Purposes: Complementing the IUCN Guidelines. AEWA Conservation Guidelines 13, AEWA Technical Series 49. Bonn.
- Lindsell J, Serra G, Peske MS, Abdullah GS, Quaim G, Kanan A & Wondafrash M 2009: Satellite tracking reveals the migration route and wintering area of the Middle east population of Critically endangered northern Bald Ibis *Geronticus eremita*. Oryx 43: 329-335.
- Oubrou W & El Bekkay M 2013: Rapport sur la reproduction 2013 de la population des Ibis chauves dans la région de Souss-Massa. <http://northernbaldibis.blogspot.co.uk/> (letzter Zugriff 28.05.2015).
- Oubrou W & El Bekkay M 2014: Rapport sur la reproduction 2014 de l'Ibis chauves dans la région de Souss-Massa. <http://northernbaldibis.blogspot.co.uk/> (letzter Zugriff 28.05.2015).
- Pegoraro K 1996: Der Waldrapp. Vom Ibis, den man für einen Raben hielt. AULA, Wiesbaden.
- Pegoraro K, Föger M & Parson W 2001: First evidence of DNA sequence differences between Northern Bald Ibises (*Geronticus eremita*) of Moroccan and Turkish origin. J. Ornithol. 142: 425-428.
- Portugal SJ, Hubel TY, Fritz J, Heese S, Trobe D, Voelkl B, Hailes SJ, Wilson AM & Usherwood JR 2014: Upwash exploitation and downwash avoidance by flap phasing in ibis formation flight. Nature 505: 399-402.
- Quevedo Munoz MA 2010: Update report of Pryecto Eremita, march 2010. In: Böhm C & Bowden CGR (Eds): Northern Bald Ibis Conservation and Reintroduction workshop. Proceedings of 3rd Meeting of International Advisory Group for Northern Bald Ibis (IAGNBI), Palmyra Syria, November 2009.
- Schäffer M & Flade M 2013: Elektrozaun, Prädatorenbekämpfung, Ablenkfütterung... - welchen Vogelschutz wollen wir? Vogelwarte 51: 316-317.
- Schäffer M 2012: Unmittelbar am Abgrund – der Schutz weltweit bedrohter Vogelarten. Vogelwarte 50: 248.
- Schenker A 1975: Breisach am Rhein als historischer Brutort des Waldrapps *Geronticus eremita*. Ornithol. Beob. 72: 37-43.
- Schenker A 1977: Das ehemalige Verbreitungsgebiet des Waldrapps *Geronticus eremita* in Europa. Ornithol. Beob. 74: 13-30.
- Serra G 2003: The discovery of Northern Bald Ibises in Syria. World Birdwatch 25: 10-13.
- Serra G, Lindsell JA, Peske L, Fritz J, Bowden CGR, Bruschini C, Welch G, Tavares J & Wondafrash M 2014: Accounting for the low survival of the critically endangered Northern Bald Ibis *Geronticus eremita* on a major migratory flyway. Oryx - doi:10.1017/S0030605313000665.
- Serra G. & Wondafrash M 2009: Eco-ethological and conservation survey of N. Bald Ibises wintering in the Northern Shawa (Ethiopia) during 2008-09. Ethiopian Wildlife and Natural History Society/IUCN. <http://www.iagnbi.org/images/IAGNBI/pdfs/report%20NBI%20ethiopia%20winter%202008-09%20-%20final.pdf> (letzter Zugriff 28.05.2015).
- Slotta-Bachmayr L & Werner S 2005: Felsbrütende Vogelarten im Land Salzburg. Naturschutzbeiträge 28/05.
- Smith KW, Aghnaj A, El Bekkay M, Oubrou W, Ribi M, Jimenez Armesto M & Bowden CGR 2008: The provision of supplementary fresh water improves the breeding success of the globally threatened Northern Bald Ibis *Geronticus eremita*. Ibis 150: 728-734.
- Unsöld M, Bichler M & Fritz J 2012: Zur Biologie und Ökologie des Waldrapps *Geronticus eremita*: „Neuigkeiten“ aus Conrad Gesners Vogelbuch (1557): Vogelwarte 50: 249-250.
- Unsöld M, Fritz J & Bichler M 2013: Muster der geführten Herbstmigration beim Waldrapp: Der Fall „Shorty“ und Rückschlüsse auf ihre Bedeutung für den Arterhalt. Vogelwarte 51: 287-288.
- Unsöld M, Bichler M, Trobe D & Fritz J 2014: Migrationsverhalten beim Waldrapp *Geronticus eremita* und sein Einfluss auf Arterhaltungsprojekte. Vogelwarte 52: 240-241.
- Voelkl B, Portugal SJ, Unsöld M, Usherwood JR, Wilson AM & Fritz J 2015: Matching times of leading and following suggest cooperation through direct reciprocity during V-formation flight in Ibis. Proc. Nat. Acad. Sci. 112: 2115-2120.
- Zoufal K, Fritz J, Bichler M, Kirbauer M, Markut T, Meran I & Riedler B 2006: Feeding ecology of the Northern Bald Ibis in its European winter and summer habitat: an experimental field study with hand-raised individuals. J. Ornithol. 147: 279.

Verbreitung des Blutparasiten *Hepatozoon peircei* auf Pazifischen Inseln in Mexiko.

Tanja Romeike

Romeike T 2015: Distribution of the blood parasite *Hepatozoon peircei* on Mexican islands in the Pacific Ocean. *Vogelwarte* 53: 181-182.

Masterarbeit an der Justus-Liebig-Universität Gießen. Betreut von Prof. Dr. Petra Quillfeldt

✉ TR: AG Verhaltensökologie und Ökophysiologie, Heinrich-Buff-Ring 38, D-35390 Gießen.
E-Mail: Tanja.Romeike@Bio.Uni-Giessen.de

Frei lebende Vögel werden mit vielen Stressfaktoren konfrontiert wie Nahrungsverfügbarkeit, Infektionen und Parasiten (Quillfeldt et al. 2004). Diese Stressfaktoren können sich gegenseitig beeinflussen. Zum Beispiel werden Vögel in schlechterem Ernährungszustand vermutlich eher parasitiert (Shutler et al. 1999). Einige intrazelluläre Blutparasiten infizieren Vögel. Parasiten der Gattung *Hepatozoon* sind intrazelluläre Blutparasiten in Leukozyten hauptsächlich von Säugern (Smith 1996) und Reptilien (Manwell 1977), die vorwiegend von Zecken (Ixodidae) übertragen werden (Smith 1996). Unter den Reptilien sind Schlangen am häufigsten infiziert, gefolgt von Eidechsen. Fünfzehn *Hepatozoon*-Arten wurden in Vögeln gefunden (Peirce 2005; Kruszewicz & Dyrce 2000; Merino et al. 2006; Barraclough et al. 2008; Biedrzycka et al. 2013).

Hepatozoon peircei wurde kürzlich in Schwarzwellenläufern *Oceanodroma melania* und Wellenläufern *Oceanodroma leucorhoa* auf den Islas San Benito im Pazifik vor Mexiko neu beschrieben als die erste Art bei Vögeln, die Erythrozyten anstelle von Leukozyten befällt (Merino et al. 2014).

Das Immunsystem von Vögeln wirkt als Verteidigungsmechanismus gegen Pathogene und Parasiten und steht in einem „Trade-off“-Verhältnis zu anderen Bestandteilen des Lebenszyklus, wie Reproduktion und Wachstum. Das Immunsystem besteht aus zwei Komponenten – dem angeborenen und dem adaptiven Immunsystem. Beide agieren durch verschiedene Leukozytentypen. Pathogene werden durch Phagozytose antagonisiert. Die angeborene Immunität ist der initiale Schutz gegen eine Reihe verschiedener Pathogene. Im Gegensatz dazu ist die adaptive Immunität spezifischer, weil sie zellvermittelte und humorale (Antikörper) Immunantworten umfasst. Sie hat ein immunologisches Gedächtnis. Deshalb kann ein Kontakt zu Pathogenen

durch lebenslange Immunität verfolgt werden (Roitt et al. 1993). Vier Leukozytenarten sind in das Immunsystem der Vögel involviert – heterophile Granulozyten, eosinophile Granulozyten, basophile Granulozyten und Monozyten (Maxwell & Robertson 1998). Die Anzahl und Dichte der verschiedenen Leukozytenarten ändern sich in Bezug auf Gesundheitszustand, Alter und Stress. In freier Wildbahn initiieren Blutparasiten chronische Infektionen mit Verschlechterungen während stressiger Situationen (z. B. Brut) für den Wirt (Atkinson & van Riper 1991; Bennett et al. 1993; Weatherhead & Bennett 1991). Physiologische Stresszustände können mittels standardisierter Leukozytenzählungen untersucht werden (z. B. Davis et al. 2008). Chronischer Stress führt zu einem erhöhten Spiegel an heterophilen Granulozyten und einem erniedrigten Spiegel an Lymphozyten (Quillfeldt et al. 2008), daher ist das heterophile Granulozyten zu Lymphozyten (H/L)-Verhältnis ein Maß für die Stressantwort (z. B. Davis et al. 2008).

Diese Studie hatte das Ziel, Blutproben von weiteren sympatrischen Arten genetisch auf das Vorhandensein des Blutparasiten *Hepatozoon peircei* zu testen und die Leukozytenprofile von Schwarzwellenläufern und Zwergsturmschwalben *Oceanodroma microsoma* zu untersuchen. Dazu wurden auf den Islas San Benito und der Isla Guadalupe in Mexiko Blutproben von Zwergsturmschwalben, Laysanalbatrossen *Phoebastria immutabilis*, Aleutenalken *Ptychoramphus aleuticus*, Benediktammern *Passerculus sandwichensis sanctorum* und Schwarzsteiß-Sturmtauchern *Puffinus opisthomelas* gesammelt. Diese wurden dann genetisch und mikroskopisch auf Blutparasitenanwesenheit untersucht und Leukozytenprofile wurden erstellt.

Wir haben *Hepatozoon peircei* in Zwergsturmschwalben nachgewiesen, dagegen waren Laysanalbatrosse sowie Aleutenalke, Benediktammern und Schwarzsteiß-

Sturmtaucher frei von diesem Blutparasiten. Die Infektion von Zwergsturmschwalben war zu erwarten, weil sie der gleichen Gattung angehören wie Schwarzwellenläufer und Wellenläufer. Diese drei Sturmschwalbenarten bewohnen dasselbe Habitat und nutzen dieselben Brutgebiete. Die Gattung *Hepatozoon* wurde, zusammen mit den Ergebnissen dieser Studie, in drei Sturmschwalbenarten und zwei Albatrossarten gefunden (siehe Übersicht in Quillfeldt et al. 2011).

Adulte Schwarzwellenläufer waren zu 43 % parasitiert, juvenile Schwarzwellenläufer zu 11 %. Bei adulten und juvenilen Schwarzwellenläufern hatte die Anwesenheit von Blutparasiten keinen Einfluss auf die Leukozytenprofile. Bei Zwergsturmschwalben (34 % parasitiert) war die Anzahl an Monozyten positiv mit der Anzahl an Parasiten korreliert.

Diese Studie bestätigt, dass Blutparasiten an Verwandtschaftsverhältnisse der Wirtsarten gebunden sind und hauptsächlich nah verwandte Arten parasitieren (Valkiūnas 2005).

- Atkinson CT & van Riper III C 1991: Pathogenicity and epizootiology of avian hematozoa: *Plasmodium*, *Leucocytozoon* and *Haemoproteus*. In: Loe J & Zuk M (Hrsg): Bird-parasite interactions: ecology, evolution, and behavior: 19-48. Oxford University Press, New York.
- Barracough RK, Robert V & Peirce MA 2008: New species of haematozoa from the avian families Campephagidae and Apodidae. *Parasite* 15: 105-110.
- Bennett GF, Peirce MA & Ashford RW 1993: Avian haematozoa: mortality and pathogenicity. *J. Nat. Hist.* 27: 993-1001.
- Biedrzycka A, Kloch A, Migalska M & Bielanski W 2013: Molecular characterization of putative *Hepatozoon* sp. from Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*). *Parasitology* 140: 695-698.
- Broom DM & Johnson KG 1993: Stress and animal welfare. Chapman & Hall, London.
- Davis AK, Maney DL & Maerz JC 2008: The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologists. *Funct. Ecol.* 22: 760-772.
- Kruszewicz AG & Dyrce A 2000: *Hepatozoon kabeeni* n. sp. (Protozoa: Apicomplexa; Hemogregarina) from Sedge Warbler, *Acrocephalus schoenobaenus* (Aves: Passeriformes). *Widomosci Parazytologiczne* 46: 507-510.
- Manwell RD 1977: Gregarines and haemogregarines. In: Kreier JP (Hrsg): *Parasitic Protozoa* Vol. 3: 1-33. Academic Press, New York.
- Maxwell MH & Robertson GW 1998: The avian heterophil leucocyte: A review. *World's Poultry Sci. J.* 54: 155-178.
- Merino S, Martínez J, Martínez-de la Puente J, Criado-Fornelio Á, Tomás G, Morales J, Lobato E & García-Fraile S 2006: Molecular characterization of the 18S rDNA gene of an avian *Hepatozoon* reveals that it is closely related to *Lankesterella*. *J. Parasitol.* 92: 388-397.
- Merino S, Martínez J, Masello JF, Bedolla Y & Quillfeldt P 2014: First molecular characterization of a *Hepatozoon* species (Apicomplexa: Hepatozoidae) infecting birds and description of a new species infecting Storm Petrels (Aves: Hydrobatidae). *J. Parasitol.* 100: 338-343.
- Peirce MA 2005: A checklist of the valid avian species of *Babesia* (Apicomplexa: Piroplasmorida), *Haemoproteus*, *Leucocytozoon* (Apicomplexa: Haemosporida), and *Hepatozoon* (Apicomplexa: Haemogregarinidae). *J. Natural Hist.* 39: 3621-3632.
- Quillfeldt P, Masello JF & Möstl E 2004: Blood chemistry in relation to nutrition and ectoparasite load in Wilson's storm-petrels *Oceanites oceanicus*. *Polar Biol.* 27: 168-176.
- Quillfeldt P, Ruiz G, Rivera MA & Masello JF 2008: Variability in leukocyte profiles in thin-billed prions *Pachyptila belcheri*. *Comp. Biochem. Physiol. A* 150: 26-31.
- Quillfeldt P, Arriero E, Martínez J, Masello JF & Merino S 2011: Prevalence of blood parasites in seabirds – a review. *Front. Zool.* 8: 26.
- Roitt I, Brostoff J & Male D 1993: Immunology. Mosby, London.
- Shutler D, Clark RG, Rutherford ST & Mullie A 1999: Blood parasites, clutch volume, and condition of Gadwall and Mallards. *J. Avian Biol.* 30: 295-301.
- Smith TG 1996: The Genus *Hepatozoon* (Apicomplexa: Adeleina). *J. Parasitol.* 82: 565-585.
- Valkiūnas G 2005: Avian Malaria Parasites and other Haemosporida. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Weatherhead PJ & Bennett GF 1991: Ecology of Red-winged Blackbird parasitism by haematozoa. *Can. J. Zool.* 69: 2352-2359.

Life-history eines langlebigen Seevogels: Variation von phänotypischen Merkmalen, Lebenserwartung und Fitnessaussichten

He Zhang

Zhang H 2015: Life-history in a long-lived seabird: variation in phenotypic traits, life expectancy and fitness prospects. *Vogelwarte* 53: 183-184.

Dissertation an der Carl von Ossietzki Universität Oldenburg, Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften, betreut von Prof. Dr. Peter H. Becker und Dr. Sandra Bouwhuis

✉ HZ: Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, D-26386 Wilhelmshaven.
E-Mail: he.zhang04@googlemail.com

Die individuelle „Life-history“ eines Vogels wird durch die Aufteilung der während seines Lebenslaufes zur Verfügung stehenden Ressourcen auf Entwicklung, Wachstum, Reproduktion und Überleben geformt (Stearns 1992). Um zu verstehen, warum es unterschiedliche Zuteilungsstrategien gibt, wurde die Life-history-Theorie entwickelt, die Lebensentwürfe postuliert, welche den Organismen eine maximale Fitness ermöglichen. Diese Dissertation untersuchte Life-history-Merkmale einer langlebigen Vogelart, der Flusseeschwalbe *Sterna hirundo*, unter drei Hauptaspekten: 1) Die auf der Populationsebene festzustellende altersabhängige Variation verschiedener phänotypischer Merkmale wurde in individuelle Änderung, selektives Verschwinden und selektives Erscheinen zerlegt und deren relative Bedeutung für die altersabhängigen Veränderungen ermittelt; 2) Zusammenhänge zwischen Lebenserwartung und intra- und interindividuellen Merkmalseffekten wurden quantifiziert und ihre zu Grunde liegenden Mechanismen identifiziert; 3) die Variation des Reproduktionswerts und damit der Fitnessaussichten wurde zwischen Individuen beiderlei Geschlechts und verschiedenen Erstbrutalters untersucht sowie zwischen Individuen mit unterschiedlicher Fähigkeit, Nachgelege zu zeitigen. Die Studie basiert auf Hunderten mit Transpondern markierter Individuen, die Jahr für Jahr ohne Fang und automatisch bei hoher Erfassungswahrscheinlichkeit am Koloniestandort „Banter See“ in Wilhelmshaven untersucht wurden (Becker 2010). Wesentliche Life-history-Merkmale wie Geschlecht, Alter, Erstbrutalter, jährliche Anzahl an Nachkommen und Lebensspanne waren für die markierten Individuen bekannt. Für die statistischen Analysen wurden hauptsächlich zwei Methoden angewandt und im Ergebnis verglichen, nämlich die Varianzzerlegung und die gemischte Modellierung.

Bei der Flusseeschwalbe änderten sich auf Populationsebene Merkmale der Phänologie (Verfrühung des Ankunfts- und Legedatums) sowie des Reproduktionserfolgs (Steigerung) mit zunehmendem Alter. Solche

Veränderungen wurden weitgehend durch intraindividuelle Verbesserungen bis zum Alter von fünf bis fünfzehn Jahren bedingt, bevor sie ein Plateau erreichten. Die jährliche Brutwahrscheinlichkeit aber folgte diesem Muster nicht, sondern nahm nach der Rekrutierung (=Erstbrut) zunächst ab, und zwar sowohl auf Populations- als auch auf individueller Ebene. Außerdem sank die Wahrscheinlichkeit zum Brüten im letzten Jahr vor dem Tod der Individuen. Wenn sie aber brüteten, dann begannen sie früher mit der Eiablage. Im interindividuellen Vergleich zeigten die langlebigeren Individuen generell eine frühere Ankunft und Eiablage und eine höhere Wahrscheinlichkeit, in einem Jahr zu brüten, besonders die Männchen. Auch jüngere Rekruten hatten eine frühere Phänologie, größeres Eivolumen und Anzahl von Flügglingsen als ältere Rekruten. Zusammengefasst ergaben sowohl die Varianzzerlegungsmethode als auch die gemischte Modellierung, dass individueller Wandel durch Verbesserung oder Verschlechterung des Zustands der Individuen der entscheidende Prozess war, der zwischen 51 % und 93 % der altersabhängigen Variation auf Populationsebene beschreibt. Im Vergleich damit waren Effekte des selektiven Erscheinens oder Verschwindens von Individuen schlechterer Qualität in dieser Population relativ unbedeutend.

Die Konsequenzen solcher intra- und interindividueller Variation von Merkmalen wurden durch Verknüpfung mit der individuellen Lebenserwartung quantifiziert. Zwischen Individuen ging eine höhere Überlebensrate signifikant mit früher Phänologie einher, ebenso wie mit hoher Körpermasse bei der Ankunft und mit erfolgreicher Reproduktion als Beweis für Heterogenität der Individuen in ihrer Qualität. Wurden standardisierte interindividuelle Merkmalseffekte verglichen, waren die individuellen Leistungen in der Phänologie (Ankunfts- und Eiablagetermin) am besten geeignet, die Lebenserwartung vorherzusagen. Im Gegensatz dazu zeigte sich auf intraindividueller Ebene, dass größere Brutwahrscheinlichkeit, frühere Terminie-

rung von Ankunft und Eiablage, höhere Körpermasse und erfolgreichere Reproduktion signifikant mit geringeren Überlebensraten einhergingen, möglicherweise als Folge von Alternsprozessen oder Life-history-Trade-offs. Wurden Alterseffekte herausgerechnet, standen frühere Phänologie, höhere Brutwahrscheinlichkeit, größeres Eivolumen und größere Gelege immer noch signifikant mit geringerer Überlebenswahrscheinlichkeit in Zusammenhang und offenbarten somit Überlebenskosten infolge der verbesserten Leistungen und Phänologie. Alles in allem zeigte die Studie interindividuelle Variation in der Akquisition von Ressourcen, die auf eine Vielzahl der untersuchten Merkmale in ähnlicher Weise verteilt wurden.

Ein integrierendes Fitnessmaß, der Reproduktionswert, der auf altersspezifischer Überlebens- und Reproduktionsrate basiert, veranschaulicht die Anzahl der Nachkommen, die ein Individuum während seines restlichen Lebens noch „erwarten“ kann, und ist ein Maß, das nur für wenige Arten beschrieben wurde. Daher wurde die Variation des Reproduktionswerts der Flussseschkwalbe für Individuen beiderlei Geschlechts und verschiedenen Rekrutierungsalters untersucht. Wie gesagt, nahmen die jährliche Überlebensrate und Brutwahrscheinlichkeit signifikant mit dem Alter ab. Dies belegt Alternseffekte ab dem dritten Lebensjahr, während die Anzahl jährlicher Flügglinge pro Paar, basierend auf der Stichprobe der Brutvögel, eine konsistente Steigerung mit dem Alter sowie einen anschließenden Rückgang ab einem Alter von 13 Jahren zeigte. Das Geschlecht beeinflusste die Überlebensrate nicht. Aber ein signifikanter Einfluss des Rekrutierungsalters bestand dahingehend, dass die Reproduktionsleistung jüngerer Rekruten (Erstbrutalter zwei oder drei Jahre) höhere durchschnittliche Werte erreichte als die älteren Rekruten. Altersspezifische Reproduktionswerte unterschieden sich nicht zwischen den Geschlechtern, aber die jüngeren Rekruten hatten die höchsten Fitnessaussichten, gefolgt von vierjährigen und älteren Rekruten. Dieser Unterschied der Rekrutierungsalter sollte allerdings mit Vorsicht betrachtet werden, denn die Standardfehler für den Reproduktionswert sind relativ groß und die 95 %-Konfidenzintervalle überlappen für die verschiedenen Erstbrutalter. Der Fitnessverlust durch Seneszenz im Reproduktionswert ist nach unseren Ergebnissen mit 13 bis 17 % bei der Flussseschkwalbe im Vergleich zu anderen Vogelarten hoch (Bouwhuis et al. 2012) und wird hauptsächlich durch Seneszenz in der Überlebensrate bedingt. Zusammenfassend ergab sich, dass das Ausmaß der Seneszenz zwischen verschiedenen Fitnesskomponenten je nach Geschlecht und Erstbrutalter variierte, sich aber im Reproduktionswert nur andeutete.

Im Zeitraum von 1992 bis 2009 waren sieben Brutjahre durch geringen Reproduktionserfolg und einen relativ hohen Anteil von Paaren charakterisiert, die ein Ersatzgelege produzierten (10,6 bis 22,4 %). Dies ist eine hinreichende Datengrundlage, um Konsequenzen von Ersatzbruten hinsichtlich ihres Beitrags zur Produktivität

der Population sowie zur Fitness der Individuen zu untersuchen. Die nachlegenden Paare hatten einen im Mittel ähnlich hohen Erfolg durch ihr Ersatzgelege wie die Erstleger in fünf der sieben Jahre. Außerdem steigerten die Nachleger ihren individuellen Bruterfolg signifikant, ohne dabei ihr Überleben bis zum nächsten Jahr zu beeinträchtigen. Unter den Individuen, deren erste Brut vor Ende Mai begonnen wurde und fehlschlug, waren die Ersatzbrüter 1,7 Jahre älter, kamen 5,3 Tage früher an, legten ihre Eier 7,8 Tage früher und waren während der Inkubation 5 g schwerer als die nicht ersatzbrütenden Vögel. Sie repräsentierten somit Individuen von hoher phänotypischer Qualität. Außerdem erreichten die ersatzbrütenden Individuen signifikant längere Lebensspannen als nicht nachlegende Individuen, selbst wenn die erste Ersatzbrut gezeitigt wurde, bevor die Individuen sieben Jahre alt waren. Dies resultierte in einem höheren Lebensbruterfolg. Während der Untersuchungszeit machten die Ersatzgelege 9,1 % aller Gelege aus und hatten nur einen geringen Effekt auf die Demographie der Kolonie. Ersatzgelege erwiesen sich aber von großer Bedeutung auf individueller Ebene, indem sie den Lebensbruterfolg und die Fitness steigerten.

Diese publikationsbasierte Dissertation wurde am Institut für Vogelforschung, Wilhelmshaven, mit Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft (BE 916/9) und des „Projekt-Promotion Plus“ des Niedersächsischen Ministeriums für Wissenschaft und Kultur durchgeführt. Die erforderlichen naturschutz- und tierschutzrechtlichen Ausnahmegenehmigungen zum Betreten der Brutkolonie und Markieren der Vögel mit Transpondern lagen vor. Die Dissertation umfasst folgende Publikationen:

- Becker PH & Zhang H 2011: Renesting of Common Terns *Sterna hirundo* in the life history perspective. J. Ornithol. 152, Suppl 1: 213-225.
- Zhang H, Becker PH, Rebke M & Bouwhuis S 2014: Fitness prospects: effects of recruitment age, gender and senescence on reproductive value in a long-lived seabird. J. Anim. Ecol. 84: 199-207.
- Zhang H, Vedder O, Becker PH & Bouwhuis S 2015: Contrasting between- and within-individual trait effects on mortality risk in a long-lived seabird. Ecology 96: 71-79.
- Zhang H, Vedder O, Becker PH & Bouwhuis S 2015: Age-dependent trait variation: the relative contribution of within-individual change, selective appearance and disappearance in a long-lived seabird. J. Anim. Ecol. 84: 797-807.

Weitere Quellen:

- Becker PH 2010: Populationsökologie der Flussseschkwalbe: Das Individuum im Blickpunkt. In: Bairlein F & Becker PH (Hrsg) 100 Jahre Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“: 137-155. Aula, Wiebelsheim.
- Bouwhuis S, Choquet R, Sheldon BC & Verhulst S 2012: The forms and fitness cost of senescence: age-specific recapture, survival, reproduction, and reproductive value in a wild bird population. American Naturalist 179: 15-27.
- Searns SC 1992: The evolution of life histories. Oxford University Press, Oxford.

Forschungsmeldungen

Zusammengestellt von Jan O. Engler (joe), Kathrin Schidelko (ks) und Darius Stiels (ds)

Vogelzug

Mauser- und Überwinterungsgebiete von Sumpfrohrsängern – Hinweise aus Isotopenanalysen und Ringfunden

Um Habitatwahl und Überwinterungsgebiete von Sumpfrohrsängern *Acrocephalus palustris* zu untersuchen, wurden stabile Kohlenstoff- ($\delta^{13}\text{C}$) und Stickstoff- ($\delta^{15}\text{N}$) Isotopenverhältnisse aus Federproben aus Europa und Afrika analysiert. Basierend auf den $\delta^{13}\text{C}$ -Werten rasten Sumpfrohrsänger auf dem Durchzug in Nordostafrika in von C_4 -Pflanzen dominierter Vegetation, während die Habitate in den Überwinterungsgebieten im südlichen Afrika eher von C_3 -Pflanzen geprägt sind. Als wichtiges Herbststrastgebiet wurden die tieferen Stufen des äthiopischen Hochlandes westlich des Großen Grabens identifiziert. Osteuropäische Sumpfrohrsänger unterschieden sich in ihren Isotopenprofilen von denen aus dem übrigen Europa, allerdings deutet die Analyse der Ringfunde auf ein hohes Maß an Durchmischung der Populationen in den Durchzugsgebieten in Kenia und im Überwinterungsgebiet weiter südlich hin. (ds)

Procházka P, Kralj J, Pearson DJ & Yohannes E 2014: Moulting and wintering grounds of Marsh Warblers *Acrocephalus palustris*: Evidence from stable isotopes and ring recoveries. *Acta Ornithologica* 49: 193-200.

Populationsmodelle für Zugvögel über den gesamten Jahreszyklus

Um zu verstehen, welche Faktoren Vogelpopulationen regulieren, ist es notwendig, Daten über demographische Prozesse und Umweltfaktoren aus allen Zeiten des Jahreszyklus zu haben. Dies stellt für Untersuchungen an Zugvögeln, die einen großen Teil des Jahres abseits der Brutgebiete verbringen können, eine besondere Herausforderung dar. Der vorliegende Übersichtsartikel stellt daher bestehende Modelle vor, die den kompletten Jahreszyklus beschreiben (full-annual-cycle = FAC models). Die zukünftige Einbindung der Abhängigkeit von der Populationsdichte, Zug-Konnektivität und saisonalen Interaktionen sollte Modelle realistischer machen, sorgt aber auch für eine zunehmende Komplexität dieser Modelle. Viele Überlegungen waren bisher jedoch eher theoretischer Natur. Noch stellen fehlende empirische Daten für alle Stadien des Jahreszyklus und mangelnde Kenntnisse über Zugkonnektivitäten die größte Hürde bei der Anwendung der FAC-Modelle dar. Diese Daten werden jedoch mehr und mehr verfügbar werden, so dass zukünftig eine tiefgrei-

fende Betrachtung von Zugvogelpopulationen über das ganze Jahr hinweg möglich erscheint. (ds)

Hostetler JA, Sillett TS & Marra PP 2015: Full-annual-population cycle models for migratory birds. *Auk* 132: 433-439.

Die Kosten des Zuges – Höhere Mortalität während des Frühlings-Trans-Saharazuges bei Löfflern

Alle Erklärungen und Hypothesen über saisonale Wanderungen von Tieren sind mit der Annahme verknüpft, dass Zugverhalten mit Kosten verbunden ist und diese mit der zurückgelegten Distanz steigen. Obwohl in Studien bereits gezeigt wurde, dass es Zusammenhänge zwischen der Zugstrecke und dem Bruterfolg oder der jährlichen Überlebensrate gibt, fehlten bisher Studien, die untersuchten, ob mit steigender Zugdistanz auch die Mortalität steigt. In der vorliegenden Studie wurde das saisonale Überleben in den Niederlanden brütender Löffler *Platalea leucorodia* zwischen Individuen verglichen, die in Frankreich, auf der Iberischen Halbinsel oder in Mauretanien überwintern und damit ganz unterschiedliche Zugstrecken zurücklegen. Basis waren Sichtungen individuell markierter Vögel aus den Jahren 2005 bis 2012, die zeigten, dass hohe Überlebensraten im Sommer, Herbst und Winter unabhängig von der Zugstrecke waren. Dagegen war die Mortalität für Vögel, die in Mauretanien überwinterten, mit 18 % deutlich höher als die der Vögel, die in Frankreich (5 %) oder auf der Iberischen Halbinsel (6 %) überwinterten. Als Ursache für den Zusammenhang zwischen der längeren Zugstrecke und der erhöhten Mortalität wird vor allem das Vorhandensein einer physischen Barriere in Form der Sahara in Kombination mit suboptimalem Auffüllen von Energiereserven und ungünstige Wetterbedingungen entlang der Route diskutiert. (ds)

Lok T, Overdijk O & Piersma T 2015: The cost of migration: spoonbills suffer higher mortality during trans-Saharan spring migrations only. *Biol. Lett.* 11: 20140944. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2014.0944>.

Polymorphismen am *clock*-Gen bestimmen die Phänologie des Langstreckenzuges von Singvögeln

Der zeitliche Ablauf wiederkehrender Lebensereignisse (Phänologie) steht unter starker Selektion. Allerdings steht die Erforschung von Genen, die phänologisch re-

gulierend wirken könnten, noch ganz in ihren Anfängen. Während bestimmte Gene für tagesperiodisches Verhalten als mögliche Stellschrauben für Brutbeginn und Mauser bereits identifiziert wurden („candidate genes“), steht eine Untersuchung in Bezug auf Zugphänologie bislang aus. In dieser Studie wurden Polymorphismen an zwei Genen, dem *clock*-Gen und dem *adcyp1*-Gen, systematisch an vier Langstreckenziehern (Nachtigall *Luscinia megarhynchos*, Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca*, Baumpieper *Anthus trivialis*, Braunkehlchen *Saxicola rubetra*) untersucht. Variationen des *clock*-Gens konnten bei zumindest zwei der Arten mit einem späteren Zugdatum in Zusammenhang gebracht werden, während beim *adcyp1*-Gen keine Zusammenhänge gefunden werden konnten. Die Ergebnisse könnten dazu beitragen, die Mechanismen phänologischer Anpassung von Arten unter dem Klimawandel besser zu verstehen. (joe)

Saino N, Bazzi G, Gatti E, Caprioli M, Cecere JG, Possenti CD, Galimberti A, Orioli V, Bani L, Pubolini D, Gianfranceschi L & Spina F 2015: Polymorphism at the *clock* gene predicts phenology of long-distance migration in birds. *Mol. Ecol.* 24: 1758-1773.

Ökologie

Galapagos-Vögel verbreiten invasive Pflanzen

Das Leben auf Inseln stellt Wirbeltiere häufig vor Herausforderungen, da sie hier bei niedrigem Nahrungsangebot oft hohe Dichten erreichen. Typischerweise erweitern Insekten- und Samenfresser ihre Nahrungsnische und interagieren mit mehr Arten als ihre Pendanten auf dem Festland. Auf den Galapagos-Inseln konnte nun gezeigt werden, dass die gesamte Vogelartengemeinschaft aus 19 untersuchten Landvogelarten ihre Nahrungsnische erweiterte und durch Pollen und Nektar ergänzte. Dadurch kommen die eigentlich als Insekten- und Körnerfresser bekannten Arten als Bestäuber auf dem gesamten Archipel während des ganzen Jahres infrage. Unter den etwa 100 Pflanzenarten, welche die Vögel besuchten, waren jedoch auch 29 % eingeschleppte Arten, darunter das hoch invasive Balsam-Springkraut *Impatiens balsamina* und die Echte Guave *Psidium guajava*. Die Erweiterung ihrer Nahrungsnische ist für das Überleben der Vögel im Archipel wichtig, gleichzeitig bedroht sie jedoch auch die einzigartige Biodiversität der Inseln, indem sie das Eindringen invasiver Arten in die ursprüngliche Pflanzengemeinschaft erleichtert. (ks)

Traveset A, Olesen JM, Nogales M, Vargas P, Jaramillo P, Antolin E, Mar Trigo M & Heleno R 2015: Bird-flower visitation networks in the Galapagos unveil a widespread interaction release. *Nature Comm.* 6:6376. doi: 10.1038/ncomms7376.

Hinweise auf einen großräumigen Puffer-Effekt bei Populationen vieler Vogelarten

Die Regulation von Populationen ist eines der Hauptforschungsgebiete der Ökologie. Ein Regulationsmechanismus ist der Puffer-Effekt, der bedeutet, dass bei zunehmender Populationsdichte Habitate niedrigerer Qualität zunehmend genutzt werden. Als Folge sinken mittlere Fertilität und Überlebensrate, so dass das Populationswachstum insgesamt begrenzt wird. Obwohl der Puffer-Effekt für zahlreiche Arten nachgewiesen worden ist, fehlten bisher großräumige Tests über mehrere Arten. Daher wurden habitatspezifische Populations-trends für 85 Vogelarten aus dem Langzeit-Brutvogelmonitoring im Vereinigten Königreich genutzt, um die Allgemeingültigkeit dieses Mechanismus zu testen. Die Autoren zeigen, dass sowohl Änderungen in der Population als auch Veränderungen in den Habitatpräferenzen mit den Vorhersagen für einen Puffer-Effekt übereinstimmen und dessen weitreichende Bedeutung unterstützen. (ds)

Sullivan MJP, Newson SE & Pearce-Higgins JW 2015: Evidence for the buffer effect operating in multiple species at a national scale. *Biol. Lett.* 11: 20140930. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2014.0930>

Erfahrung erleichtert Königspinguin-Küken die Navigation nach Hause

Königspinguine *Aptenodytes patagonicus* brüten in riesigen Kolonien mit bis zu 100.000 Vögeln. Das Zurechtfinden in diesen Kolonien und das Finden des Heimwegs zurück zur heimischen Kinderkrippe und zu den Eltern, beispielsweise nach einem Prädatorenangriff, sind für die Küken von großer Bedeutung. Dabei können in der Navigation unerfahrene Küken von der in-



Abb. 1: Junge Königspinguine *Aptenodytes patagonicus* finden schneller heim, wenn sie sich mit Gleichaltrigen zusammentun, die sich auskennen. Foto: Catherine Foley

Abb. 2: Berghüttensänger *Sialia currucoides* sind verbreitungsfreudig und besiedeln als eine der ersten Vogelarten ehemalige Brandflächen in den nordwestlichen USA. Maternale Effekte sind die treibende Kraft hinter der späteren Verdrängung durch die aggressiveren Blaukehl-Hüttensänger *S. mexicana*.

Foto: Alex Badyaev, tenbestphotos.com

dividuellen Erfahrung anderer Küken profitieren, wenn sie sich ihnen anschließen. Ihr Navigationsvermögen verbessert sich in Begleitung erfahrener Küken im Gegensatz zu Küken, die zusammen mit ebenfalls unerfahrenen Artgenossen unterwegs sind. Die erfahrenen Jungvögel nehmen dabei jedoch keine Rücksicht auf die Unerfahrenheit ihrer Begleitung, sie behalten ihre relativ hohe Geschwindigkeit und Effizienz bei, unabhängig davon, ob sie mit einem Partner wandern oder allein. Versuchen zwei unerfahrene Küken gemeinsam nach Hause zu finden, wechseln sie sich in der Führungsrolle ab, während erfahrene Küken während des gesamten Weges die Führung beibehalten. Die Studie zeigt die Bedeutung von Erfahrung bei der Navigation und eröffnet neue Einblicke in die Mechanismen des Informationstransfers innerhalb von Gruppen. (ks)

Nesterova AP, Flack A, van Loon EE, Bonadonna F & Biro D 2015: The effect of experienced individuals on navigation by king penguin chick pairs. *Anim. Behav.* 104: 69-78.

Weibchen lösen Artenzyklus aus

Eine wichtige Frage in der Ökologie ist, wie mechanistische Prozesse zwischen Individuen zu großskaligen Mustern bei der Bildung und Änderung von Artengemeinschaften führen können. Im Nordwesten Nordamerikas überlappen die Verbreitungsgebiete zweier Drosselarten, des Berghüttensängers *Sialia currucoides* und des Blaukehl-Hüttensängers *S. mexicana*. Beide konkurrieren aggressiv um Nisthöhlen in Gebieten mit Sukzessionsflächen nach Feuerereignissen. Berghüttensänger dispergieren schneller und kolonisieren solche neu entstandenen Habitate als erste, sie werden jedoch von den langsamer ankommenden, aber aggressiveren Blaukehl-Hüttensängern verdrängt. Im Laufe der Zeit wächst jedoch bei den Blaukehl-Hüttensängern der Anteil weniger aggressiver, brutorttreuer Männchen, denn maternale Effekte beeinflussen bei dieser Art das Maß an Aggression und Ausbreitungsverhalten der männlichen Nachkommen. Früh geschlüpfte Männchen sind aggressiver als spät geschlüpfte, und Weibchen produzieren einen größeren Anteil von spät schlüpfenden Männchen im Gelege, wenn in ihrem Revier viele Nesthöhlen verfügbar sind. Sind nur wenige Höhlen vorhanden, produzieren die Weibchen mehr früh



schlüpfende, aggressive Männchen. Maternal induzierte Variation im Verhalten der Blaukehl-Hüttensänger führt also zur Verdrängung des Berghüttensängers, da Weibchen aus Populationen mit hoher Dichte aggressive Söhne zeugen, die neue Gebiete kolonisieren. Dadurch erlangen sie ressourcenreiche Reviere mit vielen Nisthöhlen, in denen weniger aggressive Männchen vorherrschen. Steigt die Populationsdichte dann weiter an, produzieren die Weibchen wieder mehr aggressive Söhne, die sich in neue Gebiete ausbreiten und den Zyklus nach 25 bis 30 Generationen von neuem starten. (ks)

Duckworth RA, Belloni V & Anderson SR 2015: Cycles of species replacement emerge from locally induced maternal effects on offspring behavior in a passerine bird. *Science* 347: 875-877.

Systematik und Taxonomie

Zwei Insel-Endemiten zeigen dramatische Nischen-Verschiebungen und morphologischen Wandel

Die Besiedlung von Inseln geht oft mit raschen morphologischen Veränderungen einher. Die Autoren berichten von zwei bisher übersehenen Fällen bei zwei Vogelarten, die tropische bewaldete Inseln besiedeln. Orangekehl-Brillenvögel *Madanga ruficollis* leben nur auf der indonesischen Insel Buru und Bräunlinge *Amaurocichla bocagii* sind endemisch für die Insel São Tomé im Golf von Guinea. Anders als bisher angenommen, stellte sich bei einer Untersuchung ihrer Verwandtschaftsverhältnisse heraus, dass es sich bei beiden um an das Leben im Wald

angepasste Mitglieder der Familie der Stelzen und Pieper (Motacillidae) handelt. Orangekehl-Brillenvögel unterscheiden sich von anderen Piepern vor allem in ihrer Färbung, die als verbesserte Tarnung in ihrem arborealen Lebensraum interpretiert wird. Gleichzeitig waren Selektionsdrücke auf andere morphologische Merkmale aufgrund von Präadaptationen wohl eher schwach. Hierzu gehört die Fähigkeit, große Äste entlang zu laufen. Die Nischenverschiebung bei Bräunlingen gegenüber Verwandten hat sowohl zu Änderungen in der Gefiederfärbung als auch strukturellen Unterschieden im Vergleich zu den nächsten Verwandten geführt. Diskutiert wird ein evolutionäres Szenario, bei dem Zugvögel auf den genannten Inseln verblieben und es dort zu den evolutiven Anpassungen an die für die Gruppe eher ungewöhnlichen Lebensräume kam. (ds)

Alström P, Jönsson KA, Fjeldså J, Ödeen A, Ericson PGP & Irestedt M 2015: Dramatic niche shifts and morphological change in two insular bird species. *R. Soc. Open Sci.* 2: 140364. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.140364>

Schnelle Artbildung und sekundäre Sympatrie bei australo-pazifischen Eisvögeln *Todiramphus*

Einige in der pazifischen Inselwelt verbreitete Taxa haben sich im Laufe der Evolution in so viele Arten aufgespalten, dass man sie als „great speciator“ (übersetzt etwa „große Artbildner“) bezeichnet. Unter diesen ist der Halsbandliet *Todiramphus chloris* wohl am weitesten verbreitet. Der Artkomplex besiedelt in 50 Unterarten ein Gebiet vom Roten Meer bis nach Polynesien – dazwischen liegen mehr als 16.000 km. Die Autoren haben eine umfassende molekulare Phylogenie berechnet. Demnach ist der Komplex paraphyletisch, denn zehn pazifische *Todiramphus*-Arten wurzeln innerhalb des Komplexes. Darunter sind Arten entlegener Inseln Ostpolynesiens genauso wie der Götzenliet *Todiramphus sanctus*, ein Zugvogel. Die Daten zeigen, dass die *Todiramphus*-Taxa inklusive des Halsbandliets ihr Verbreitungsgebiet innerhalb der letzten eine Million Jahre enorm erweiterten und es trotz des vergleichsweise geringen Alters zu Artbildungsprozessen mit mehreren sekundären Kontaktzonen kam. Signifikante ökomorphologische und verhaltensbiologische Unterschiede existieren zwischen sekundär in Kontakt getretenen Linien, so dass die Autoren davon ausgehen, dass es sehr rasch zur Ausbildung progamer Isolationsmechanismen kam. Die Biogeographie ist komplex und offenbart u. a. eine Trennung zwischen nord-melanesischen und polynesischen Taxa. (ds)

Andersen MJ, Shult HT, Cibois A, Thibault J-C, Filardi CE & Moyle RG. 2015: Rapid diversification and secondary sympatry in Australo-Pacific kingfishers (Aves: Alcedinidae: *Todiramphus*). *R. Soc. Open Sci.* 2: 140375. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.140375>

Unterarten und Wissenschaftsphilosophie

Debatten über taxonomische Einheiten gibt es mindestens seit Jahrzehnten und kaum eine wurde so heftig infrage gestellt und kritisiert wie die Unterart. In den letzten Jahren werden zunehmend phylogenetische Methoden verwendet, um taxonomische Fragen auf Unterartniveau zu klären. Einige aktuelle Beispiele zeigen die Notwendigkeit auf, einen klaren, konsequenten Ansatz zu verfolgen, insbesondere wenn dabei genetische Daten verwendet werden, um Unterartgrenzen zu bestimmen. Standards erscheinen insbesondere wichtig, wenn Studien weitreichende Folgen für den Schutzstatus eines Taxons haben können, wie das Beispiel des Kalifornienmückenfängers *Polioptila californica* zeigt (Zink et al. 2000, 2013). Ein konzeptionelles Grundgerüst muss demnach den vollen Rahmen an zu unterstützenden oder abzulehnenden Alternativen ermöglichen. Patten (2015) macht daher konzeptionelle Vorschläge und empfiehlt die Einführung von Unterarten als zusätzliche Kategorie auch unter dem phylogenetischen Artkonzept. (ds)

Patten M 2015: Subspecies and the philosophy of science. *Auk* 132: 481-485.

Zink RM, Barrowclough GF, Atwood JL & Blackwell-Rago RC 2000: Genetics, taxonomy, and conservation of the threatened California Gnatcatcher. *Conserv. Biol.* 14: 1394-1405.

Zink RM, Groth JG, Vázquez-Miranda H & Barrowclough GF 2013: Phylogeography of the California Gnatcatcher (*Polioptila californica*) using multilocus DNA sequences and ecological niche modeling: Implications for conservation. *Auk* 130: 449-458.

Wie viele Arten von Birkenzeisigen gibt es wirklich?

Die holarktisch verbreiteten Birkenzeisige (Gattung *Acanthis*) zeigen auf beeindruckende Weise, wie eine junge, aber phänotypisch deutlich differenzierte Gruppe anhand traditioneller genetischer Methoden keinerlei genotypische Differenzierung aufweist. Mithilfe von neuen Sequenzierverfahren wurden nun über 20.000 über das gesamte Genom verteilte einzelne Nukleotidpolymorphismen (SNP) zusammen mit weiteren knapp 216.000 SNPs aus dem Transkriptom extrahiert und gemeinsam mit Genexpressionsdaten und Nischenmodellierungen untersucht. Die Untersuchungen zeigten, dass auch mit dieser hohen genetischen Auflösung keine Differenzierungen zwischen anerkannten Arten zu finden waren. Darüber hinaus zeigten sich eine hohe Übereinstimmung in den klimatischen Nischen sowie ein starker Zusammenhang zwischen Genexpression und phänotypischer Variation innerhalb der in Nordamerika verbreiteten Arten. Sämtliche Ergebnisse widersprechen einem Szenario nachhaltiger Isolation mit

nachfolgendem sekundären Kontakt und somit einer klassischen allopatrischen Speziation. Vielmehr stehen phänotypische Plastizität oder die Variation in regulierenden *cis*-Elementen im Verdacht, für die phänotypischen Differenzierungen verantwortlich zu sein. Dies stellt nicht zuletzt den taxonomischen Status der Gruppe infrage. (joe)

Mason NA & Taylor SA 2015: Differentially expressed genes match bill morphology and plumage despite largely undifferentiated genomes in a Holarctic songbird. *Mol. Ecol.* doi:10.1111/mec.13140.

Vogelschutz

Klimawandel und Stadtökologie – Synergistische Effekte von Frühlingstemperatur und Landnutzung auf den Bruterfolg („nest survival“) städtischer Vögel

Der Klimawandel birgt das Potenzial, die Dynamik von Vogelpopulationen durch von der Temperatur abhängigen Bruterfolg (im Original treffender „nest success“) zu beeinflussen. Der Bruterfolg variiert jedoch in heterogenen Habitaten, und Landnutzungsänderungen haben als Stressfaktor ebenfalls Einfluss. In der vorliegenden Studie wurde der Bruterfolg dreier Vogelarten ($n = 371$ Nester von Wanderdrossel *Turdus migratorius*, Carolinataube *Zenaidura macroura* und Schwarzkopfkernknacker *Pheucticus melanocephalus*) entlang eines Stadt-Land-Gradienten in einer trockenen Region der westlichen Vereinigten Staaten über vier Jahre untersucht. Der Bruterfolg stieg mit einem leichten Anstieg der Temperatur während der Nestlingsphase und war positiv mit feinskaligem Kronendachschluss und der Anzahl der Fußgänger assoziiert. Letztere könnten womöglich einen negativen Einfluss auf potenzielle Prädatoren haben. Moderate Klimaveränderungen könnten sich demnach positiv auswirken, vor allem aber betonen die Autoren, dass klimatische Faktoren mit Habitat- bzw. Landnutzungsfaktoren gemeinsam betrachtet werden müssen. (ds)

Becker ME & Weisberg PJ 2015: Synergistic effects of spring temperatures and land cover on nest survival of urban birds. *Condor* 117: 18-30.

Nistkästen für Mauersegler als Kompensationsmaßnahme bei Gebäudesanierungen

Menschliche Siedlungen bieten vielen synanthropen Vogelarten geeignete Habitate einschließlich Brutmöglichkeiten in oder an Gebäuden. Im Zuge der politischen Zielsetzung, Treibhausgasemissionen zu reduzieren, werden jedoch aktuell in vielen europäischen Ländern Gebäude saniert und wärmedämmend. Dies führt häufig

zum Verlust von Nistplätzen, weil zugängliche Brutnischen geschlossen werden. In Deutschland werden zur Kompensation oft Nistkästen aufgehängt, die Wirksamkeit dieser Maßnahmen wird jedoch selten überprüft. In Greifswald wurde jetzt die Belegung von 477 Mauersegler-Nistkästen an renovierten Gebäuden kontrolliert: 24,3 % der Kästen waren von Mauerseglern belegt, und an den meisten Gebäuden war die Zahl der belegten Kästen genauso hoch wie oder sogar höher als die Zahl der Nistplätze vor der Renovierung. Auch verschiedene Eigenschaften der Nistkästen wurden untersucht, u. a. Alter, Orientierung, Höhe und Art der Befestigung. Das wichtigste Merkmal war jedoch die Zahl der benachbarten Kästen. Die Autoren empfehlen, diese nahe am Dachrand mit einigen Metern Abstand zueinander anzubringen. In diesem Fall ist das Anbringen von Nistkästen eine geeignete Maßnahme, um den Verlust von Mauersegler-Nistplätzen im Zuge von Renovierungen zu kompensieren. (ks)

Schaub T, Meffert PJ & Kerth G 2015: Nest-boxes for Common Swifts *Apus apus* as compensatory measures in the context of building renovation: efficacy and predictors of occupancy. *Bird Cons. Int.* doi: 10.1017/S0959270914000525

Die Bedeutung von äthiopischen Schattenkaffeeplantagen für den Schutz von Waldvögeln

Kaffee wird wie kaum ein anderes tropisches Produkt in Gebieten angebaut, die von hoher Priorität für den globalen Naturschutz sind. Zwar gibt es zahlreiche internationale Studien über den Naturschutzwert von Kaffeeplantagen, insbesondere aus der Neotropis, aber aus Afrika ist erstaunlich wenig darüber bekannt. Äthiopien ist ein äußerst artenreiches, wenig erforschtes Land mit außergewöhnlich vielen Endemiten, drängenden Herausforderungen im Naturschutz und nicht zuletzt die Ursprungsregion von *Coffea arabica*. Dort wurden Vogelgemeinschaften sowohl in beschatteten Kaffeeplantagen wie auch in feuchten, immergrünen afromontanen Wäldern untersucht. Dazu wurden Standardnetzfangen an sieben Stellen über drei Jahre durchgeführt und dabei die Artenvielfalt, Diversität und Struktur der Vogelgemeinschaften untersucht. Obwohl sich die Diversität zwischen Kaffee und Wald nicht unterschied, wurden in Kaffeeplantagen mehr als doppelt so viele Arten wie im Wald nachgewiesen und alle bis auf einer der neun paläarktischen Zugvögel wurden nur in Kaffee gefangen. Allerdings war die relative Abundanz von Waldspezialisten und insektivoren Vögeln des Unterholzes im Wald höher, was die Bedeutung ungestörter Wälder für den Schutz dieser gefährdeten Vogelgruppe unterstreicht. Nichtsdestotrotz wurden alle Arten, die in den Kontrollgebieten im Primärwald gefunden wurden, auch in Kaffeeplantagen nachgewiesen. Die Autoren schließen daraus, dass äthiopischer Kaffee



Abb. 3: Äthiopische Waldkaffeeplantagen (oben) zeichnen sich durch einen hohen Reichtum an Vogelarten aus. Nicht nur tropische Arten, wie der Graubrust-Paradiesschnäpper *Terpsiphone viridis* (unten), profitieren hiervon, sondern auch eine Vielzahl an paläarktischen Wintergästen. Fotos: Evan Buechley

aus Schattenanbau vielleicht der „vogelfreundlichste“ Kaffee der Welt ist, was entsprechende Bedeutung für den Schutz afrikanischer Waldvögel hat. Landwirte, die Schattenkaffee anbauen, profitieren möglicherweise von der Schädlingsregulierung durch Vögel und potenzielle Zertifikate für „biodiversitätsfreundlichen“ Anbau. (ds)

Buechley ER, Şekercioğlu CH, Atickem A, Gebremichael G, Ndungu JK, Mahamued BA, Beyene T, Mekonnen T & Lens L 2015: Importance of Ethiopian shade coffee farms for forest bird conservation. Biol. Cons.: doi: 10.1016/j.biocon.2015.01.011

Vogel- und Fledermausmortalität an kleinen Windkraftanlagen

Kleine Windturbinen sind eine zunehmend beliebte Möglichkeit, weltweit erneuerbare Energie zu erzeugen.

Da sie in Größe (Nabenhöhe in der vorliegenden Studie 4,0 bis 26,4 m, im Mittel 10,2 m) und Design deutlich flexibler sind als die bekannten großen Windturbinen, können Sie auch an den unterschiedlichsten Standorten installiert werden. Während die substantielle Mortalität von Vögeln und Fledermäusen an großen Windkraftanlagen längst nachgewiesen ist, fehlten bisher Studien an kleinen Anlagen. Planerische Entscheidungen über die Errichtung kleiner Windkraftanlagen sind daher mit einem hohen Maß an Unsicherheit bezüglich ihres Einflusses auf die Biodiversität verbunden. In der Studie werden Felddaten mit Ergebnissen von Fragebögen kombiniert, die von Anlagenbetreibern ausgefüllt wurden, um Abschätzungen der Mortalität vornehmen zu können. Bei 171 Kadaversuchen an 21 kleinen Windturbinen wurden keine toten Vögel oder Fledermäuse entdeckt. Von 212 befragten Anlagenbetreibern berichteten 31 (14,6 %) von gefundenen Vogelopfern aus zwölf Artengruppen, drei (1,4 %) berichteten von toten Fledermäusen. Basierend auf einem Modell, das die Antreffwahrscheinlichkeit berücksichtigt, kann demnach von 0,079 bis 0,278 toten Vögeln pro Jahr und Anlage ausgegangen werden, was bei der Anzahl aktuell installierter Anlagen im Vereinigten Königreich etwa 1.567 bis 5.510 toten Vögeln entspricht. Für Fledermäuse sind diese Zahlen entsprechend niedriger. Gebiete mit hoher Vogelaktivität tendierten zu einer höheren Anzahl gemeldeter Schlagopfer. Systematisch erhobene Daten wie die in der Studie präsentierten sind dringend notwendig, um bei der weiteren Planung der beschriebenen Windkraftanlagen berücksichtigt werden zu können. (ds)

Minderman J, Fuentes-Montemayor E, Pearce-Higgins JW, Pendlebury CJ & Park KJ 2015: Estimates and correlates of bird and bat mortality at small wind turbine sites. Biodivers. Conserv. 24: 467-482.

Vögel und Drohnen – erste Experimente und ethische Richtlinien

Unbemannte Luftfahrzeuge, meist Drohnen genannt, finden zunehmenden Gebrauch in ökologischen Studien (z. B. Weissensteiner et al. 2015 für eine aktuelle ornithologische Anwendung). Dabei geht es oft darum, sich in schwer zugänglichen Gebieten sensiblen Wildtieren zu nähern. Daher sind Studien, die praktische Empfehlungen geben, dringend erforderlich. In der vorliegenden wurde der Einfluss von Drohnenfarbe, -geschwindigkeit und -anflugwinkel auf halbwilde Stockenten *Anas platyrhynchos*, Grünschenkel *Tringa nebularia* und Rosaflamingos *Phoenicopterus roseus* in einem Feuchtgebiet untersucht. Dazu wurden 204 Annäherungsflüge mit einer Quadrocopter-Drohne durchgeführt. In 80 % der Fälle konnte sich die Drohne un-

beeinflussten Vögeln auf bis zu vier Metern nähern. Annäherungsgeschwindigkeit, Drohnenfarbe und Wiederholungsflüge hatten keinen messbaren Einfluss, allerdings reagierten die Vögel stärker auf sich vertikal nähernde Drohnen. Es wird empfohlen, Drohnen mehr als 100 m von den Vögeln entfernt zu starten und Annäherungsdistanzen artspezifisch zu bestimmen. Die Studie wird nur als erster Empfehlungsschritt angesehen und zukünftige Untersuchungen sollten weitere Taxa behandeln, Gruppengröße und reproduktiven Status berücksichtigen und physiologischen Stress bei den betroffenen Individuen messen. (ds)

Vas E, Lescroël A, Duriez O, Boguszewski G & Grémillet D 2015: Approaching birds with drones: first experiments and ethical guidelines. *Biol Lett* 11: 20140754. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2014.0754>

Weissensteiner MH, Poelstra JW & Wolf JBW 2015: Low-budget ready-to-fly unmanned aerial vehicles: an effective tool for evaluating the nesting status of canopy-breeding bird species. *J. Avian Biol.* doi: 10.1111/jav.00619

Schwellenwerte für das Verschwinden von Waldvogelarten infolge von Fragmentierung variieren je nach Region

Die Notwendigkeit quantitativer Schutzziele führte zur Suche nach Gesetzmäßigkeiten von Habitatschwellenwerten, insbesondere solcher, bei denen sich Aussterbewahrscheinlichkeiten stark ändern („extinction thresholds“). Zwar wurde angenommen, dass diese Schwellenwerte regional variieren, jedoch wurde dies bislang nicht quantifiziert. In den nordöstlichen Bundesstaaten der USA wurden nun Zusammenhänge zwischen der Aussterbewahrscheinlichkeit von 25 Waldvogelarten und der Waldbedeckung untersucht. Es zeigte sich eine interspezifische Variabilität der Schwellenwerte, die je nach Vogelart zwischen 7 bis 90 % Waldbedeckung lag. Zudem konnte auch eine intraspezifische Variabilität zwischen den einzelnen Bundesstaaten festgestellt werden. So lag der Wert beispielsweise bei der Weißkehlammer *Zonotrichia albicollis* zwischen 12 und 90 %. Zusätzliche Analysen ergaben zudem, dass diese Schwellenwerte nicht mit dem Grad an Fragmentierung von Waldflächen in der Landschaft korrelieren, selbst dann nicht, wenn die mittlere Fragmentierung zwischen verschiedenen Landschaften vergleichbar war. Dies zeigt, dass solche Schwellenwerte schwer zu generalisieren sind und von Faktoren abhängen, die über reine Habitatfragmentierung und -verfügbarkeit hinausgehen. (joe)

van der Hoek Y, Wilson AM, Renfrew R, Walsh J, Rodewald PG, Baldy J & Manne LL 2015: Regional variability in extinction thresholds for forest birds in the north-eastern United States: an examination of potential drivers using long-term breeding bird atlas datasets. *Div. Dist.* doi: 10.1111/ddi.12327.

Quecksilber belastet kanadische Elfenbeinmöwen

Quecksilber ist verbreitet in marinen Nahrungsnetzen anzutreffen, vor allem in hohen Breiten. Gerade bei Spitzenprädatoren hat die Bioakkumulation von Methylquecksilber (MeHg) starke Effekte. Bei Vögeln kann diese Belastung in den Federn nachgewiesen werden. Elfenbeinmöwen *Pagophila eburnea* sind vornehmlich Aasfresser und weisen entsprechend hohe Konzentrationen von MeHg auf. Die Art hat die höchsten Quecksilberkonzentrationen, die bei arktischen



Abb. 4: Bedroht durch zu viel Quecksilber? Kanadische Elfenbeinmöwen sind sehr stark mit Quecksilber belastet. In 130 Jahren hat sich der Gehalt um das 42-fache erhöht. Gleichzeitig sind die Bestände alleine in den letzten 35 Jahren um 80 % eingebrochen.

Foto: Tobias Rautenberg

Vogelarten in Eiern nachgewiesen wurden. Ihr kanadischer Bestand hat seit den 1980ern um 80 % abgenommen. Federn von Museumspräparaten, die zwischen 1877 und 2007 gesammelt wurden, zeigten nun, wie sich der Gehalt an Quecksilber über die Zeit verändert hat. Bei gleichbleibender Nahrungswahl (angezeigt durch konstante ^{13}C -, ^{15}N -Isotopenverteilungen) hat sich der Gehalt an Quecksilber um das 45-fache erhöht. Dies ist ein deutlicher Hinweis auf den menschlichen Einfluss durch künstliche Zuführung von Quecksilber in die Umwelt. Es wird erwartet, dass bioverfügbares Quecksilber weiterhin in den arktischen Regionen zunehmen wird. Entsprechend kann von einer weiteren Abnahme der Vorkommen der Elfenbeinmöwe ausgegangen werden. (joe)

Bond AL, Hobson KA & Branfireun BA 2015: Rapidly increasing methyl mercury in endangered Ivory Gull (*Pagophila eburnea*) feathers over a 130 year record. *Proc. R. Soc. B.* doi: 10.1098/rspb.2015.0032.

Neozoen

Wie die Goldammer ein Kiwi wurde: Die Geschichte einer „Vogel-Invasion“

Neuseeland beherbergt eine große Zahl eingeschleppter Pflanzen und Tiere und gilt als Modellregion für Studien über nicht-heimische Arten. Insbesondere die Bedeutung der Anzahl der ursprünglich eingeführten Individuen, der „propagule pressure“, ist aktuell Gegenstand einer fachlichen Debatte. Die Datengrundlage dazu ist aus Neuseeland außergewöhnlich gut. Bisherige Studien stützten sich auf zusammengefasste Daten, während in der vorliegenden Studie die vorhandenen Primärdaten für die Einschleppung der Goldammer *Emberiza citrinella* ausgewertet wurden. Die Geschichte der Einschleppung der Goldammer aus dem Vereinigten Königreich kann dabei mit erstaunlicher Präzision rekonstruiert werden und offenbart damit bisherige Lücken und Fehlinterpretationen. Es liegen Details zu den Schiffen vor, mit denen die Individuen transportiert wurden, die Anzahl der Vögel, die an Bord verstarben, ist bekannt, und es gibt recht detaillierte Daten über die in Neuseeland freigelassene Individuenzahl, Orte der Aussetzungen sowie die öffentliche Wahrnehmung der Art. Nicht alle importierten Vögel wurden freigelassen, einige starben oder wurden nach Australien zurücktransportiert. Die Studie bestätigt laut Autoren das Potenzial solch exakter geschichtlicher Rekonstruktionen, die, sofern für alle Arten durchgeführt, eine bessere Datengrundlage darstellen, um die Bedeutung des „propagule pressure“ für den Etablierungserfolg von Neozoen zu untersuchen. (ds)

Pipek P, Pyšek P & Blackburn TM 2015: How the Yellowhammer became a Kiwi: the history of an alien bird invasion revealed. *NeoBiota* 24: 1-31.

Auf dem Weg zur Auslöschung der nordamerikanischen Schwarzkopf-Ruderente in Europa

Die geplante Auslöschung einer invasiven Vogelart war in den letzten Jahren immer wieder Gegenstand intensiver Diskussionen in Naturschutzkreisen. Im vorliegenden Artikel wird über den aktuellen Stand der Umsetzung berichtet. Nordamerikanische Schwarzkopf-Ruderenten *Oxyura jamaicensis* sind in Europa invasive Neozoen. Seit den 1950er Jahren entkamen Vögel aus Gefangenschaft bzw. wurden freigelassen, so dass sich eine selbsterhaltende Population im Vereinigten Königreich etablierte. Von dort breitete sich die Art nach Kontinentaleuropa, insbesondere in die Niederlande, nach Belgien, Frankreich und Spanien aus. Sorgen bereitet dabei vor allem die Hybridisierung mit der hochgradig bedrohten heimischen Weißkopf-Ruderente *Oxyura leucocephala*. Aus diesem Grund

wurde ein internationaler Plan erstellt, die nicht-heimische Art in Europa auszulöschen. Die nun dargestellten Ergebnisse zeigen, dass Anwendungen und Kontrollintensität zwischen den beteiligten Ländern variierten. Im Jahr 2013 lag der Bestand bei unter 7 % des Bestandes im Jahr 2000, aber weitere Anstrengungen sind notwendig, um die Art auszulöschen. Die Europäische Union erwägt neue Gesetze, die den Mitgliedsstaaten die Kontrolle über bestimmte nicht-heimische Arten auferlegt. Die Schwarzkopf-Ruderente könnte dabei die erste invasive nicht-heimische Art sein, die auf kontinentaler Ebene wieder verschwinden werden wird. (ds)

Robertson, PA, Adriaens T, Caizergues A, Cranswick PA, Devos K, Gutiérrez-Expósito C, Henderson I, Hughes B, Mill AC & Smith GC 2015: Towards the European eradication of the North American Ruddy Duck. *Biol. Invasions* 17: 9-12.

Paläornithologie

Debatte um den Ursprung der Vögel – Kommentar zu A. Feduccias „Bird Origins Anew“

Alan Feduccia vertritt seit vielen Jahren im Wesentlichen die Meinung, dass Vögel von frühen Archosauriern abstammen und vertrat diese Haltung auch in einem 2013 publizierten Artikel (Feduccia 2013). Im vorliegenden Kommentar (Smith et al. 2015) antwortet ein Autorenkollektiv auf die dort getätigten Aussagen. Demnach sind – wie in den letzten Jahren von sehr vielen Wissenschaftlern anerkannt – Vögel Maniraptoren (innerhalb theropoder Dinosaurier). Die Argumente für einen abgeleiteten Status innerhalb der Dinosaurier seien überwältigend und basierten auf zahlreichen voneinander unabhängigen Erkenntnissen. Dagegen würde höchstens eine Minderheit selektiv gewählter Daten alternative Erklärungen zum Ursprung der Vögel schwach unterstützen. Außerdem würden in Argumentationen gegen die Position der Avialae innerhalb der Dinosaurier die logisch voneinander getrennten Fragen zum Ursprung der Vögel, zur Evolution des Flugs und zur phylogenetischen Position des Auftretens von Federn miteinander vermischt. A. Feduccias Artikel beinhalte zahlreiche Ungenauigkeiten: Die Autoren präsentierten dazu einen auf den Fakten zur Debatte um den Ursprung der Vögel basierten Gegenentwurf und gehen auf von A. Feduccia aufgeworfene Kritiken ein. (ds)

Feduccia A 2013: Bird origins anew. *Auk* 130: 1-12.

Smith NA, Chiappe LM, Clarke JA, Edwards SV, Nesbitt SJ, Norell MA, Stidham TA, Turner A, van Tuinen M, Vinther J & Xu X 2015: Rhetoric vs. reality: A commentary on „Bird Origins Anew“ by A. Feduccia. *Auk* 132: 467-480.

Neue Methoden sollen ausgestorbene Arten wiederauferstehen lassen

Für das Verständnis vieler Aspekte der Biologie, Evolutionsgeschichte und Ökologie heute lebender Vögel liefert die Paläornithologie, die Erforschung fossiler, ausgestorbener oder prähistorischer Vögel, wichtige Erkenntnisse und einen zeitlichen Kontext. Aktuelle technologische und methodische Fortschritte auf dem Feld der Paläornithologie eröffnen neue Informationsmöglichkeiten und liefern neue Einsichten in die Geschichte heutiger Vögel. Zu den neuen Techniken gehören die Analyse von aDNA („alte DNA“ mit einem Alter von meist mehr als 100 Jahren), stabilen Isotopen oder Koprolithen, hochaufgelöste Computertomographie, Paläoneurologie, Paläohistologie oder Analysen nach der Finite-Elemente-Methode. Diese Fortschritte eröffnen der Paläornithologie gute Aussichten, bestätigen aber auch die Bedeutung von Feldarbeit mit der Entdeckung neuer fossiler Belegexemplare, von Museumsarchiven, in denen diese Exemplare aufbewahrt werden und von traditionellen morphologischen Ansätzen, um fossile Überreste zu untersuchen. Die Autoren spekulieren darüber, mithilfe der neuen Methoden ausgestorbene Arten wieder auferstehen zu lassen und den Geologenhammer durch Ferngläser zu ersetzen. (ks)

Wood JR & De Pietri VL 2015: Next-generation paleornithology: Technological and methodological advances allow new insights into the evolutionary and ecological histories of living birds. *Auk* 132: 486–506.

Vollständiges Terrorvogelskelett entdeckt

Terrorvögel stellen eine der bedeutendsten Gruppen des südamerikanischen Känozoikums dar. Da sie als Spitzenprädatoren gelten, wurden ihre Jagdfähigkeiten eingehend untersucht, nicht aber ihre Diversität. In der vorliegenden Studie wird ein neuer Terrorvogel aus dem späten Pliozän Argentiniens präsentiert, dessen Skelett zu den am vollständigsten erhaltenen gehört, die jemals gefunden wurden. Die phylogenetische Analyse platziert die neue Art bei den abgeleiteten Terrorvögeln. Das Skelett ist so gut erhalten, dass man Einzelheiten der Luftröhrenknorpel, der Syrinx und von Knöchelchen zur Justierung der Form der Hornhaut erkennen kann. Die Hörempfindlichkeit von *Llallawavis scagliai* war demnach unterhalb des Durchschnitts heute lebender Arten. Da das Vokalisierungsspektrum der meisten Vögel innerhalb der unteren Hälfte ihres Hörsensitivitätsbereichs liegt, gehen die Autoren davon aus, dass der neue Terrorvogel einen schmalen, niedrigen Vokalisations-Frequenzbereich besessen haben könnte: Er hörte also schlecht und hat eher tiefe Töne produziert. Die Entdeckung der neuen Art liefert neue Einsichten in die Anatomie und Phy-

logenie der Terrorvögel und ein besseres Verständnis der Diversifizierung der Gruppe. (ks)

Degrange FJ, Tambussi CP, Taglioretti ML, Dondas A & Scaglia F 2015: A new Mesembriornithinae (Aves, Phorusrhacidae) provides new insights into the phylogeny and sensory capabilities of terror birds. *J. Vertebr. Palaeontol.* 35: 2, e912656, doi: 10.1080/02724634.2014.912656

Schwerpunktthema: Federn

Evolution von Handschwingen und Flugfähigkeit

Eine der großen Herausforderungen in der Biologie ist es zu verstehen, wie es zur Entwicklung komplexer funktionaler Eigenschaften kommen konnte. Die Flugfähigkeit moderner Vögel ist hierbei ein ganz besonderes Beispiel, da hierfür eine Vielzahl von komplexen Anpassungen auf anatomischer und physiologischer Ebene vonnöten war. Eines der auffälligsten Merkmale, die den Vogelflug ermöglichen, sind die verlängerten asymmetrischen Handschwingen im Flügel, bei denen die Außenfahne kürzer ist als die Innenfahne, wodurch ein Auftrieb während des Fluges erzeugt wird. In dieser Studie wurden die Geometrien der Seitenäste (Ramus; abgehend vom Federnschaft) sowie deren aerodynamische Funktion über die gesamte Entwicklungsgeschichte der Federn mesozoischer Taxa (*Microraptor*, *Archaeopteryx*, *Sapeornis*, *Confuciusornis*, *Epoengornis*) hinweg bis zu den modernen Vögeln untersucht. Im Gegensatz zu vorherigen Annahmen steht der Winkel der Seitenäste zum Federnschaft nicht mit der Asymmetrie von Innenfahne zu Außenfahne in Zusammenhang. Allerdings variiert dieser Winkel mit der Funktion der Fahne, wohingegen die Variation in den Astlängen die Fahnenasymmetrie bestimmt. Im Speziellen konnte gezeigt werden, dass sich die Astgeometrien signifikant zwischen den funktional unterschiedlichen Bereichen der Handschwingenfahnen unterscheiden. So nehmen vor allem weit herausragende Außenfahnen eine stark divergente Position im funktionalen Eigenschaftenraum ein, die durch sehr kleine Seitenastwinkel bestimmt wird. Diese distinkte Morphologie findet sich sowohl bei den modernen Vögeln als auch bei den Stammarten aus dem späten Jura wieder. Bei sämtlichen älteren Taxa wie *Archaeopteryx* ist die Morphologie der Außenfahnen jedoch grundlegend verschieden von jenen moderner Vögel. Diese zuvor unberücksichtigten Unterschiede haben starke Auswirkungen auf unser Verständnis zur Flugfähigkeit dieser frühen Arten. Somit scheint es, dass eine der Grundvoraussetzungen für einen aktiven Flug von Vögeln, die Handschwingen moderner Vögel, erst nach *Confuciusornis* evolvierte – lang nach dem Erscheinen von asymmetrischen Schwungfedern und damit deutlich später als vormals angenommen. (joe)

Feo TJ, Field DJ & Prum RO 2015: Barb geometry of asymmetrical feathers reveals a transitional morphology in the evolution of avian flight. *Proc. R. Soc. B.* 282: 20142864.

Adaptation von Schwungfedern an Flugbedarf und Habitat

Nachdem die erste Studie zeigen konnte, wie sich Schwungfedern grundsätzlich entwickelt haben, geht die folgende Studie näher auf die interspezifische Variabilität und Anpassungen von Schwungfedern moderner Vögel ein. Diese Variabilität ist bislang nur wenig untersucht worden. Vier Strukturmerkmale moderner Hand- und Armschwingen (Schaftbreite, Ast- und Federstrahldichte, Porosität) wurden in dieser vergleichenden phylogenetischen Analyse von 137 Arten untersucht. Sowohl Flugtyp als auch Habitat, Flügelcharakteristika und Mauserstrategien beeinflussen die

morphologischen Merkmale. So sind bei gleitenden Arten im Gegensatz zu aktiv fliegenden Arten die Federschäfte breiter und die Astdichten geringer, was durch unterschiedliche aerodynamische Kräfte in diesen funktionalen Gruppen erklärt werden kann. Das Habitat hingegen beeinflusst vor allem die Dichte von Ästen und Federstrahlen, die bei aquatischen Arten – und hier vor allem bei tauchenden Arten – am größten ist und wohl mit einem verstärkten Abperleffekt der Federn von Wasser zu tun haben dürfte. Die Ergebnisse zeigen, dass die unterschiedlichen Selektionsdrücke einen starken Einfluss auf die funktionale Morphologie von Schwungfedern haben. (joe)

Pap PL, Osváth G, Sándor K, Vincze O, Bárbos L, Marton A, Nudds RL & Vágási CI 2015: Interspecific variation in the structural properties of flight feathers in birds indicates adaptation to flight requirements and habitat. *Funct. Ecol.* doi: 10.1111/1365-2435.12419.

Spannendes im "Journal of Ornithology"

Graubrusthäher: Welche Nuss ist die beste?

Eine etablierte biologische Theorie besagt, dass Tiere die Auswahl ihrer Nahrung nach ökonomischen Prinzipien optimieren. So sollte beispielsweise ein Elternavogel, der Würmer für seine Küken sammelt, umso mehr Würmer transportieren, je weiter weg vom Nest er nach diesen sucht. Zudem muss der Vogel z. B. entscheiden, ob er wenige große Würmer oder viele kleine Würmer sammeln soll. Hier spielt u. a. der Nährwert eine Rolle, d. h. der Vogel muss in der Lage sein, seine Nahrung diesbezüglich zu bewerten. Doch wie ist das möglich? Diese Frage stellt sich besonders bei Nahrungsobjekten wie Nüssen, wo der nahrhafte Teil nicht direkt zugänglich und das Öffnen mit energetischen Kosten verbunden ist.

Viele Rabenvögel verstecken im Herbst Nüsse, Eicheln oder Samen als Nahrung für das kommende Frühjahr und wählen diese zuvor sorgfältig aus – ohne sie zu öffnen. Zwar konnte gezeigt werden, dass die Tiere Früchte mit schwererem oder dichterem Kern bevorzugen, doch ist unklar, wie sie diese erkennen können. Eine vor 40 Jahren an Nachtschnabelhähern *Gymnorhinus cyanocephalus* durchgeführte Untersuchung deutet darauf hin, dass die anfängliche Auswahl auf optischen Signalen basiert und dann das Gewicht der Nuss sowie akustische Signale bei ihrer Handhabung herangezogen werden (Ligon & Martin 1974). Allerdings war es schwierig, eindeutige Schlüsse aus den durchgeführten Experimenten zu ziehen, da mehrere Faktoren gleichzeitig manipuliert wurden. Eine Untersuchung an in Gefangenschaft gehaltenen Kapuzineraffen *Sebus apella* zeigte, dass diese wohl ebenfalls Gewicht und akustische Signale benutzen, um zwischen vollen und leeren Nüssen zu unterscheiden. Eine volle Nuss ist nicht nur schwerer als eine leere, sondern erzeugt auch ein tieferes Geräusch, wenn der Affe mit dem Finger dagegen klopft. Auf diese Weise konnten die Tiere Gewichtsunterschiede von nur zwei bis drei Gramm feststellen (Visalberghi & Néel 2003).

Ein internationales Forscherteam hat nun eine Studie an Graubrusthähern *Aphelocoma ultramarina* durchgeführt, um herauszufinden, wie diese Rabenvögel Nüsse auswählen (Jablonski et al. 2015). Über drei Jahre hinweg wurden wildlebende Häher in Arizona an einer Futterstation, an der sie Erdnüsse erhielten, gefilmt. Nach detaillierten Verhaltensbeobachtungen entwickelten die Wissenschaftler drei verschiedene Experimente. Zunächst wurden den Vögeln Nüsse präsentiert, die sich lediglich im Gewicht, nicht jedoch in anderen Parametern unterschieden. Im ersten Experiment konnten die Tiere zwischen normalen

und leichten Nüssen wählen, im zweiten zwischen normalen und schweren. Ein drittes Experiment berücksichtigte hingegen optische Signale – kleine Nüsse und große Nüsse, die jedoch alle nur einen Kern enthielten und sich im Gewicht so ähnlich wie möglich waren. Anschließend wurde anhand der Filmaufnahmen ausgewertet, wie die Vögel die verschiedenen Nüsse behandelten.

Im ersten Experiment wurden normale und leere Nüsse zunächst gleich häufig aufgenommen, unterscheiden sich optisch also offenbar nicht. Die normalen Nüsse wurden dann jedoch signifikant häufiger akzeptiert und schneller weggetragen als die leeren. Interessanterweise wurden im zweiten Experiment die schweren Nüsse nicht so schnell aufgenommen wie die normalen, waren optisch also offenbar weniger attraktiv. Die Autoren vermuten, dass bei einigen der schweren Nüsse möglicherweise ein schmaler Streifen der hellen Masse zu sehen war, mit der die Nüsse zum Beschweren gefüllt worden waren. Nach dem Aufnehmen wurden jedoch die schweren Nüsse häufiger akzeptiert und schneller weggetragen. Im letzten Experiment nahmen die Häher die größeren Nüsse schneller auf, akzeptierten diese dann jedoch seltener und später als aufgenommene kleinere Nüsse.

Insgesamt bevorzugten die Vögel also durchweg die schwereren Nüsse, d. h. sie waren offenbar in der Lage, das Gewicht einer Nuss abzuschätzen. Dies könnte mit Hilfe schneller Kopf- oder Schnabelbewegungen geschehen, denn die Forscher beobachteten, dass die Vögel eine Nuss entweder im Schnabel schüttelten oder den Schnabel in schneller Folge mehrfach öffneten und schlossen. Theoretisch sollte dies den Hähern erlauben, die Trägheit der Nuss einzuschätzen – auch wir Menschen rollen Objekte dafür in der Hand. Eventuell werden bei Vögeln ähnliche Sinnesrezeptoren stimuliert wie bei Menschen, die in den Kopf und Schnabel bewegenden Muskeln sitzen könnten. Eine alternative Erklärung wäre allerdings, dass die Vögel beim Öffnen und Schließen des Schnabels ein Geräusch produzieren, das sich zwischen leichteren und schwereren Nüssen unterscheidet.

Dass auch optische Information herangezogen wird, zeigt das schnellere Aufnehmen der größeren Nüsse im dritten Experiment. Die optischen Signale werden dann jedoch anscheinend von anderen Informationen außer Kraft gesetzt, denn die Vögel trugen vorzugsweise solche Nüsse weg, bei denen optische Informationen und Gewicht zusammenpassten. Möglicherweise haben die Tiere eine Vorstellung davon, wie viel

eine Nuss einer bestimmten Größe wiegen sollte – die hierfür notwendigen Gehirnkapazitäten sollten bei den intelligenten Rabenvögeln vorhanden sein. Eine einfachere Erklärung wäre allerdings, dass kleinere und größere Nüsse während der Handhabung unterschiedliche Geräusche erzeugen, die Auskunft über ihre Dichte geben könnten. Weitere Studien, auch an anderen Vogelarten, die Samen und Nüsse unterschiedlicher Größe verzehren, sollten hier aufschlussreich sein.

- Jablonski PG, Lee S, Fuszara E, Fuszara M, Jeong C & Lee WY 2015: Proximate mechanisms of detecting nut properties in a wild population of Mexican Jays (*Aphelocoma ultramarina*). J. Ornithol. DOI 10.1007/s10336-015-1193-6.
- Ligon JD & Martin DJ 1974: Pinyon seed assessment by the Pinyon Jay (*Gymnorhinus cyanocephalus*). Anim. Behav. 22: 421-429.
- Visalberghi E & Néel C 2003: Tufted Capuchins (*Cebus paella*) use weight and sound to choose between full and empty nuts. Ecol. Psychol. 15: 215-228.

Verena Dietrich-Bischoff

Steinadler: Tod durch Blei

Greifvögel sind nicht nur illegaler Verfolgung ausgesetzt, sondern kommen leider auch immer wieder durch Umweltgifte zu Schaden. Eines dieser Umweltgifte ist Blei, ein für Lebewesen schädliches Schwermetall. In hohen Dosen führt es zu akuter Vergiftung und oftmals zum Tod, doch auch eine wiederholte Aufnahme niedriger Dosen kann schlimme Folgen haben. Da Blei vom Körper nur langsam ausgeschieden wird, reichert es sich in verschiedenen Geweben an und führt so langfristig zu chronischen Vergiftungserscheinungen. Diese können die Funktion verschiedener innerer Organe, das Nervensystem (und somit Kognition und Verhalten), das Immunsystem, Blutbildung und Knochenmineralisation sowie die Fortpflanzung betreffen. Menschliche Aktivitäten haben zu einer Anreicherung von Blei in der Umwelt geführt. Seit dem Verbot bleihaltigen Benzin wird das Schwermetall hauptsächlich bei Schusswaffengebrauch durch Jäger und Sportschützen sowie bei Militärübungen freigesetzt. Auch Farben und Angelschnur können Blei enthalten. Bei Aas fressenden Greifvögeln ist die Gefahr einer Bleiaufnahme besonders groß, da sich in einem Großteil der von Jägern zurückgelassenen Kadaver oder Eingeweide Schrot oder Kugelfragmente finden. So zeigte z. B. eine aktuelle Untersuchung an zwei obligaten Aasfressern in Nordamerika, dem Rabengeier *Coragyps atratus* und dem Trutzhahngerier *Cathartes aura*, eine Bleibelastung nahezu „epidemischen“ Ausmaßes (Behmke et al. 2015). Beim vom Aussterben bedrohten Kalifornischen Kondor *Gymnogyps californianus* drohen die intensiven Schutzmaßnahmen an der hohen Bleibelastung der ausgewilderten Tiere zu scheitern (Kelly et al. 2014).

Doch auch bei uns in Europa sind viele Arten betroffen. Lukas Jenni von der Schweizerischen Vogelwarte Sempach hat gemeinsam mit Kollegen die Bleibelastung von Steinadlern *Aquila chrysaetos* in den Schweizer Alpen untersucht (Jenni et al. 2015). Die Forscher wollten herausfinden, wie häufig die Vögel das Gift aufnehmen und ob dies in tödlichen Dosen geschieht oder ob sich geringere Dosen über längere

Zeit anreichern. Hierfür haben sie die Bleikonzentration in verschiedenen Geweben gemessen und analysiert, wie sich das Blei im Körper verteilt. Dies kann Aufschluss über die Bleiquellen sowie die aufgenommene Menge und den Zeitpunkt der Aufnahme geben. Besonders interessant sind hier die Federn, da Blei während des Federwachstums im Federschaft angereichert wird. Bei adulten Steinadlern werden die Flugfedern alle zwei bis drei Jahre ersetzt. Sie können so ein wertvolles „Archiv“ der Bleiaufnahme darstellen.

Von 2006 bis 2013 wurden in mehreren Kantonen der Schweiz insgesamt 41 verletzt, sterbend oder tot aufgefundene Steinadler eingesammelt. Sechs dieser Tiere zeigten Anzeichen akuter Bleivergiftung. Die Wissenschaftler bestimmten Alter und Geschlecht aller Tiere. Bei toten Individuen wurde eine Autopsie durchgeführt und Proben verschiedener Gewebe (Leber, Niere, Knochen, Blut sowie Federn) entnommen. Von noch lebenden Tieren, bei denen Aussicht auf Rehabilitation bestand, wurden lediglich Blut- und Federproben gewonnen. Mit Hilfe chemischer Prozesse extrahierten die Forscher das Blei aus den Geweben und ermittelten seine Konzentration mittels Massenspektrometrie (einer Analyseverfahren, welche die Masse von Atomen oder Molekülen messen und auf diese Weise Substanzen identifizieren und quantifizieren kann).

Drei Steinadler mit akuten Vergiftungserscheinungen wiesen extrem hohe Bleiwerte im Blut auf. Diese Tiere konnten nach Behandlung ihrer Symptome wieder freigelassen werden, wären sonst aber wohl gestorben. Auch in Lebern und Nieren einiger Vögel wurden sehr hohe Bleikonzentrationen nachgewiesen, doch waren diese niedriger als im Blut. Die Autoren nehmen an, dass die Adler wahrscheinlich sterben, bevor höhere Konzentrationen in diesen lebenswichtigen Organen erreicht werden. Die Bleiwerte in den Knochen waren weniger extrem, zählen aber dennoch zu den höchsten bislang bei Steinadlern nachgewiesenen Werten. Sie zeigen eine erhebliche subletale Bleibelastung an. Dieses Blei

stammt sehr wahrscheinlich aus den Kadavern geschossener Beutetiere, denn seine Isotopensignatur ähnelte der Signatur der in der Region hauptsächlich verwendeten Munition (chemische Elemente kommen in verschiedenen, Isotope genannten Zustandsformen vor, und die Verhältnisse dieser Isotope können zur Herkunftsbestimmung herangezogen werden). Die Bleiverteilung in den Federn deutete schließlich darauf hin, dass Blei wahrscheinlich das ganze Jahr hindurch aufgenommen wird. Welche Auswirkungen diese wiederholte Aufnahme subletaler Bleimengen auf die Steinadler haben kann, muss noch geklärt werden.

Diese Studie zeigt, wie viele andere auch, dass bleihaltige Munition besonders für Aas fressende Vögel (und auch Säugetiere) ein großes Risiko darstellt. In den Schweizer Alpen könnte der kürzlich wieder erfolgreich eingeführte Bartgeier *Gypaetus barbatus* besonders ge-

fährdet sein. Ein Verbot bleihaltiger Munition sollte daher schnellstmöglich durchgesetzt werden.

- Behmke S, Fallon J, Duerr AE, Lehner A, Buchweitz J & Katzner T 2015: Chronic lead exposure is epidemic in obligate scavenger populations in eastern North America. *Environ. Int.* 79: 51-55.
- Jenni L, Madry MM, Kraemer T, Kupper J, Naegeli H, Jenny H & Jenny D 2015: The frequency distribution of lead concentration in feathers, blood, bone, kidney and liver of Golden Eagles *Aquila chrysaetos*: insights into the modes of uptake. *J. Ornithol.* DOI 10.1007/s10336-015-1220-7.
- Kelly TR, Grantham J, George D, Welch A, Brandt J, Burnett LJ, Sorenson KJ, Johnson M, Poppenga R, Moen D, Rasico J, Rivers JW, Battistone C & Johnson CK 2014: Spatiotemporal patterns and risk factors for lead exposure in endangered California Condors during 15 years of reintroduction. *Conserv. Biol.* 28: 1721-1730.

Verena Dietrich-Bischoff

Wie navigieren Vögel?

Jahr für Jahr finden Millionen von Zugvögeln ihren Weg vom Brut- ins Überwinterungsgebiet und zurück. Dies allein ist schon beeindruckend genug, doch haben moderne Untersuchungen besonderer Tiere gezeigt, dass sie nicht jedes Mal genau dieselbe Route wählen. Noch bemerkenswerter sind Experimente, bei denen Vögel an Orte weit abseits ihrer Zugrouten verfrachtet wurden und dennoch die richtige Richtung einschlugen. Diese Befunde deuten stark darauf hin, dass Altvögel die Fähigkeit zur echten Navigation besitzen, die es ihnen ermöglicht, von einem gänzlich unbekannten Ort zu einem bekannten Zielort zurückzukehren. Hierfür benötigt ein Vogel gemäß der „Karte-Kompass-Hypothese“ zwei Dinge – eine interne Landkarte und einen Kompass. Die Landkarte sagt dem Tier, wo es sich relativ zum Zielort befindet, während der Kompass dazu dient, die richtige Richtung zum Zielort zu finden und einzuhalten. Der Kompass wäre ohne die Karte nicht von Nutzen, da der Vogel gar nicht wüsste, wo er ist.

Während der Kompass recht gut untersucht ist – Vögel können z. B. den Sonnenstand, die Sterne, das Erdmagnetfeld, polarisiertes Licht oder eine Kombination dieser Merkmale nutzen –, ist bislang kaum verstanden, wie die Tiere in der Lage sind, eine interne Karte von einem unbekannten Gebiet zu erstellen. Man nimmt an, dass eine solche Karte auf natürlichen Gradienten basiert, d. h. Umweltreize müssen sich auf vorhersagbare Weise räumlich verändern und sowohl am Start- als auch am Zielort „verfügbar“ und vom Vogel wahrnehmbar sein. Dmitry Kishkinev von der Queen's University in Belfast hat nun in einem Übersichtsartikel die neuesten diesbezüglichen Erkenntnisse zusammengestellt

(Kishkinev 2015). Diese basieren z. T. auf Verfrachtungsexperimenten, bei denen ein bestimmter Sinn eingeschränkt oder ausgeschaltet und dann untersucht wurde, ob dies die Navigation des Vogels beeinträchtigt.

Zwei Haupthypothesen werden derzeit von vielen Wissenschaftlern favorisiert: die Geruchs- und die Magnetsinnhypothese. Erstere ist besonders interessant, da lange Zeit angenommen wurde, dass der Geruchssinn bei den meisten Vogelarten gar nicht oder nur schwach ausgeprägt ist (was inzwischen jedoch von vielen Studien widerlegt werden konnte). Dafür, dass Vögel Gerüche in der Umwelt nutzen, um ihre geographische Position zu ermitteln, spricht beispielsweise, dass eine Beeinträchtigung des Geruchssinns, z. B. durch Verschließen der Nasenlöcher, Abtöten der Geruchsrezeptoren oder Durchtrennen des Geruchsnerfs, ihre Navigationsfähigkeit oftmals verringert. Die meisten Untersuchungen hierzu wurden allerdings an Brieftauben oder Röhrennasen durchgeführt, und man sollte die Ergebnisse nicht leichthin verallgemeinern. Doch falls die interne Landkarte der Vögel tatsächlich auf Gerüchen basiert, wie funktioniert das genau? Eine Möglichkeit wäre, dass in der Erdatmosphäre über weite Strecken Gradienten verschiedener flüchtiger Substanzen existieren, die ein Koordinatensystem bilden, an dem sich der Vogel orientieren kann. Hierfür muss er allerdings in der Lage sein, selbst kleinste Konzentrationsunterschiede wahrzunehmen, und er muss zunächst lernen, wie die Geruchsgradienten mit den Himmelsrichtungen assoziiert sind. Obwohl bekannt ist, dass solche Gradienten für Luftschadstoffe wie Schwefeldioxid tatsächlich bestehen, sind sie zumindest über Land

möglicherweise zu instabil, um ein verlässliches Koordinatensystem zu bilden. Bislang wurde auch nicht experimentell getestet, ob solche Stoffe tatsächlich von Vögeln wahrgenommen werden.

Die Magnetsinnhypothese besagt, dass Vögel Komponenten des Erdmagnetfeldes als Koordinaten zur Navigation nutzen. Intuitiv ist dies wohl einleuchtender als die Verwendung von Gerüchen, da solche Magnetfeldparameter grundsätzlich einheitlichere und stabilere Gradienten bilden. Beispielsweise nimmt die Stärke des Magnetfeldes vom Äquator zu den Polen hin zu, was den Tieren eine Bestimmung des Breitengrades ermöglichen könnte. Allerdings ist die Erstellung einer magnetischen Landkarte wahrscheinlich recht kompliziert. Zudem ist die Magnetsinnhypothese bislang kaum im Freiland getestet worden, und die wenigen vorliegenden Ergebnisse sind inkonsistent. Bei Röhrennasen konnten beispielsweise keinerlei Effekte magnetischer Manipulationen auf die Navigationsleistung festgestellt werden. Bei Tauben deuten die Befunde darauf hin, dass der Magnetsinn allenfalls eine untergeordnete Rolle spielt. Erschwerend kommt hinzu, dass die zelluläre Basis eines solchen Mechanismus noch vollkommen ungeklärt ist. Dennoch häufen sich in letzter Zeit Hinweise, dass ein Ast des fünften Hirnnervs magnetische Informationen, die möglicherweise zur Navigation

dienen, ans Gehirn weiterleitet. Die von diesem Nerv innervierte Region im Oberschnabel könnte auf magnetischen Partikeln basierende Magnetrezeptoren enthalten. Hier sind weitere Untersuchungen notwendig.

Insgesamt gibt es trotz deutlicher Fortschritte nach wie vor viele offene Fragen bezüglich der echten Navigation bei Vögeln. Man sollte auch nicht mit der Entdeckung eines universellen und globalen Navigationsmechanismus rechnen. Weit wahrscheinlicher ist, dass verschiedene Vogelarten unterschiedliche Mechanismen nutzen und selbst bei ein und derselben Art mehrere Mechanismen existieren. Eine solche Redundanz wäre eine Art Absicherung, da nicht alle Umweltreize immer und überall zur Verfügung stehen bzw. funktionieren. Beispielsweise sollten Gerüche vorwiegend in Gebieten mit ausgeprägten und vorhersagbaren Geruchsgradienten, z. B. über dem Meer, genutzt werden, während magnetische Parameter dort, wo Geruchsgradienten regional begrenzt, instabil und wechselhaft sind, vorteilhaft wären. Hier sind sicherlich in naher Zukunft weitere interessante Erkenntnisse zu erwarten.

Kishkinev D 2015: Sensory mechanisms of long-distance navigation in birds: a recent advance in the context of previous studies. *J. Ornithol.* DOI 10.1007/s10336-015-1215-4.

Verena Dietrich-Bischoff

Vogelwarte Aktuell

Nachrichten aus der Ornithologie



Aus der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft

DO-G Preise und Förderungen 2015

Auf der diesjährigen Jahresversammlung in Konstanz können die Stresemann-Förderung, der Hans-Löhl-Preis, der Werner-Sunkel-Förderpreis und der Maria-Koepcke-Preis verliehen werden. Informationen zu Voraussetzungen sowie Vorschlags- und Bewerbungsmodalitäten sind auf der Internetseite der DO-G (www.do-g.de) zu finden. Mitglieder ohne Internetzugang können sich an die Geschäftsstelle der DO-G wenden (Adresse siehe Umschlagseite 2).

Stresemann-Förderung

Anlässlich des 80. Geburtstages von Prof. Dr. Erwin Stresemann am 22. November 1969 wurde von der DO-G ein „Stresemann-Preis“ eingerichtet. Damit wurden hervorragende deutschsprachige Publikationen von weniger als 40 Jahren alten Autoren/-innen ausgezeichnet. Um der Nachwuchs-Unterstützung besser gerecht zu werden, wurde 1998 beschlossen, diesen Preis in eine echte Förderung umzuwandeln. Nun enthält der Stresemann-Fonds über 100.000 € und etwa alle drei Jahre kann ein ornithologisches Projekt mit mindestens 2.600 € unterstützt werden. Förderempfänger/-innen müssen fünf Jahre Mitglied der DO-G und unter 40 Jahren alt sein. Im Weiteren können die Anträge von jedermann eingereicht werden; über die Vergabe entscheiden die Forschungskommission und der Vorstand.

Hans-Löhl-Preis

Der Preis dient der Erinnerung an Dr. Hans Löhl, der in den Jahren 1962 bis 1976 an der Vogelwarte Radolfzell am damaligen Max-Planck-Institut für Verhaltensphysiologie tätig war und an seine wegweisende Arbeit in der ornithologischen Ethologie und Ökologie sowie im Naturschutz. Der Preis soll vergeben werden an den/die Autor/Autorin/Autoren einer herausragenden Publikation über ein ornithologisches Thema oder als Forschungspreis für ein herausragendes Forschungsvorhaben im Bereich der Ethologie, Verhaltensökologie und Feldornithologie, vorzugsweise mit Bezug zum Naturschutz.

Auch die Auszeichnung langfristiger, wissenschaftlich fundierter Studien in den genannten Themenbereichen ist möglich.

Der Preis ist mit 3.500 € dotiert. Autoren bzw. Bewerber für den Forschungspreis sollten Mitglied der DO-G sein. Sofern Gruppen ausgezeichnet werden, sollte mindestens ein Mitglied der Gruppe DO-G-Mitglied sein. Es können Dissertationen, fertige Manuskripte oder Publikationen eingereicht werden, die möglichst aktuell sind. Die Publikation sollte in einer international bedeutenden Zeitschrift in Englisch oder in Deutsch veröffentlicht sein oder werden. Anträge für den Forschungspreis sollen eine Vorstellung des beabsichtigten Vorhabens, einschlägige Publikationen sowie einen Lebenslauf mit Beschreibung des wissenschaftlichen Werdegangs enthalten. Hinsichtlich Nationalität und Alter der Kandidaten bestehen keine Beschränkungen. Jungen Autoren ist jedoch der Vorzug zu geben.

Bewerbungen oder Vorschläge müssen jeweils bis spätestens drei Monate vor der nächsten Jahresversammlung der DO-G erfolgen. Sie sind über die Geschäftsstelle an den Präsidenten der DO-G zu richten und enthalten neben der eingereichten Arbeit oder einer Beschreibung der langfristigen auszeichnungswürdigen Studien Angaben zu den Autoren (einschließlich eines kurz gefassten Lebenslaufes). Vorschläge müssen eine Begründung des Vorschlages mit kurzer Würdigung der vorgeschlagene Leistung und Person enthalten.

Förderpreis der Werner-Sunkel-Stiftung

Die Werner-Sunkel-Stiftung wurde 1985 von Frau Marianne Sunkel gegründet; heute beträgt das Stiftungskapital 26.000 €. Dieser Förderpreis ist Mitgliedern der DO-G vorbehalten. Er steht unter dem Motto „Arbeit im engen Raum auf weite Sicht“ und soll vor allem

Arbeiten mit moderner Fragestellung und möglichst überregionaler Bedeutung aus den Bereichen Vogelzug, Vogelberingung und Naturschutz unterstützen. Besonders förderungswürdig sind auch Untersuchungen im Rahmen der Grundlagenforschung für den Natur- und Umweltschutz. Etwa alle zwei Jahre kann ein Betrag von 2.600 € vergeben werden. Anträge auf Förderung werden vom Antragsteller oder von der Antragstellerin selbst oder als Vorschlag an die Forschungskommission gerichtet, die über die Vergabe unter Zustimmung des Vorstandes entscheidet.

Maria-Koepcke-Preis

Den Maria-Koepcke-Preis vergibt die Fachgruppe „Ornithologische Sammlungen“. Der Preis soll erinnern an Dr. Maria Koepcke (1924 - 1971) und ihre vogelkundlichen Arbeiten. Sie vereinigte auf einzigartige Weise Freilandstudien und Beobachtungen an Vögeln in

Vogelhaltungen mit Arbeiten an Sammlungsmaterial. Dies spiegelt sich auch in ihren Tätigkeitsfeldern sowohl als Mitbegründerin von zwei Forschungsstationen als auch als Leiterin der Abteilung „Vögel und Säugetiere“ am Museo de Historia Natural „Javier Prado“ in Lima wider. Der Preis wurde erstmalig 2007 von PD Dr. M. Abs zur Förderung von wissenschaftlichen Studien an Sammlungsmaterial ausgelobt und von der Fachgruppe „Ornithologische Sammlungen“ der DO-G vergeben. Die Preissumme beträgt 200 €. Maximal einmal pro Jahr kann ein Autor/eine Autorin für ein zusammenhängendes ornithologisches Thema oder eine Folge von Veröffentlichungen (in Deutsch oder Englisch) ausgezeichnet werden, wobei die Ergebnisse der Arbeit zu maßgeblichen Anteilen auf der Grundlage von Sammlungsmaterial erzielt werden müssen. Es bestehen keine Einschränkungen bezüglich des Alters, der Nationalität oder der Mitgliedschaft zur DO-G.

Stefan Garthe, Präsident der DO-G

■ Neues aus der Forschungskommission

DO-G-Forschungsförderung: Unterstützung der Zusammenarbeit bei der Auswertung ornithologischer Daten

Die DO-G weiß um den hohen Wert der fachkundigen Erhebung ornithologischer Daten durch ehrenamtlich Forschende. Viele wertvolle Datensätze bleiben jedoch unveröffentlicht, weil z. B. die Expertise zur statistischen Analyse fehlt oder die hohen Anforderungen an eine Publikation von Seiten der Fachzeitschriften abschreckend wirken. Deshalb hat die DO-G ein Fördermittel geschaffen, das genau hier ansetzt: die Auswertungshilfe. Dieses Instrument der DO-G-Forschungsförderung unterstützt Kooperationen zur Aufbereitung von Datensätzen bis zur Publikation. Die Forschungskommission weist auf die Möglichkeit hin, finanzielle Unterstützung für die Auswertung vorhandener Datensätze und die Erstellung von Manuskripten zu beantragen (Auszug

aus den Grundsätzen und Richtlinien der Forschungsförderung):

„Auswertungshilfen unterstützen Kooperationen zur Aufbereitung bereits vorhandener Datensätze bis zur Publikation. Die maximale Fördersumme beträgt € 500.-. Förderungsfähig sind Fahrt- und Unterbringungskosten bei einem geeigneten Kooperationspartner. Eine Kooperationszusage des Kooperationspartners ist dem Antrag beizufügen.“

Die vollständigen Grundsätze und Richtlinien der Forschungsförderung sind auf dem Webauftritt der Forschungskommission (<http://www.do-g.de/forschungsforderung>) abrufbar. Die Forschungskommission berät bei Bedarf gerne im Vorfeld der Antragstellung.

Tim Schmoll, Sprecher Forschungskommission

Die folgenden Projekte sind neu in die DO-G Forschungsförderung aufgenommen worden:

Analyse der genetischen Variabilität der österreichischen Blauracken-Population *Coracias garrulus* in Hinblick auf eine drohende Inzuchtdepression und Entwicklung möglicher ‚Genetic Rescue‘-Maßnahmen

Priv.-Doz. Dr. Anita Gamauf, Naturhistorisches Museum Wien & Universität Wien/Österreich, anita.gamauf@nhm-wien.ac.at, Mag. Michael Tiefenbach, BirdLife Steiermark, Graz/Österreich, Univ. Prof. Dr. Hans Winkler, Konrad-Lorenz-Institut/FIWI, Wien, Priv.-Doz. Dr. Frank Zachos, Naturhistorisches Museum Wien & Universität Wien

Aufgrund des großräumigen Arealschwunds und Bestandsrückgangs der Blauracke *Coracias garrulus* in Europa im Laufe des 20. Jahrhunderts schrumpfte die österreichische Population auf ein kleines Relikt-

vorkommen in der Steiermark zusammen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Waren in den 1950er Jahren noch 270 Brutpaare vorhanden, so konnten nach einem kontinuierlichen Rückgang – infolge weitreichender



Blaurackenpaar nach der Ankunft im steirischen Brutgebiet.

Foto: M. Tiefenbach

landwirtschaftlicher Intensivierungsmaßnahmen – Mitte der 80er Jahre nur noch rund 20 Paare festgestellt werden (Samwald & Samwald 1989). Von 1985 bis 2009 existierten nur noch zwischen 9 und 19 Brutpaaren. Aufgrund eines fast vollständigen Brutausfalls im Jahre 2009 – ausgelöst durch eine außergewöhnlich lange Schlechtwetterperiode – brach der Bestand auf wenige Brutpaare ein. 2014 kam es zu nur 5 Paarbildungen, 4 davon mit Bruterfolg (Tiefenbach 2009; Tiefenbach 2014). Gegenwärtig liegen die räumlich nächstgelegenen Brutvorkommen östlich der Donau 250 km entfernt auf ungarischem Staatsgebiet.

Obwohl bislang keine Untersuchungen zur genetischen Variabilität der steirischen Blaurackenpopulation vorliegen, ist aufgrund der geringen Populationsgröße, kombiniert mit einem fehlenden bzw. bestenfalls marginalem Austausch mit anderen Populationen, mittlerweile von einer Verarmung der genetischen Variabilität auszugehen. Mögliche Inzuchtphänomene werden wegen der Flaschenhalssituation dieser ausgesprochen brutplatztreuen Art schon länger diskutiert.

Mit zunehmender Untersuchungsdauer zeigt sich, dass sich die Population ausschließlich aus eigenen Nachkommen rekrutiert. Gleichzeitig können die Verwandtschaftsverhältnisse anhand von genealogischen Aufzeichnungen (alle Individuen sind beringt) teilweise auch ohne eine genetische Untersuchung bestimmt werden. So zeigt sich, dass Verpaarungen nah verwandter Individuen insbesondere innerhalb der letzten Jahre gehäuft auftraten.

Zwar ist die individuelle Reproduktionsrate der erfolgreichen Brutpaare bislang weitestgehend unverändert, jedoch hat der Anteil der Nichtbrüter in den letzten Jahren signifikant zugenommen, möglicherweise als Ergebnis verminderter Fertilität. Entsprechend die-

ser Tatsachen muss, auch ohne bislang das tatsächliche Ausmaß einer genetischen Verarmung der steirischen Blaurackenpopulation zu kennen, von einem ernstzunehmenden Gefährdungsfaktor ausgegangen werden. Genauere Aussagen zur Wahrscheinlichkeit einer drohenden Inzuchtdepression sowie zum tatsächlichen Ausmaß der Homozygotie in der Population könnten nur genetische Analysen erbringen (Zachos et al. 2007).

Grundsätzlich kann die genetische Diversität einer Population praxisrelevant nur durch Zuwanderung bzw. das Einbringen populationsfremder Individuen erhöht werden. Die erfolgversprechendste Maßnahme mit geringstem Invasivitätsgrad stellt die Supplementierung populationsfremder Nestlinge dar. Generell hängt der Erfolg einer solchen Maßnahme von der genetischen Übereinstimmung sowie den Lebenseigenschaften der zugeführten Individuen mit der Empfängerpopulation ab, um möglichst weitreichende Analogien in den Anpassungen zu erzielen.

Ziel der geplanten Untersuchung ist es, einerseits die genetische Variabilität (mtDNA, Mikrosatelliten) der isolierten österreichischen Blaurackenpopulation in Hinblick auf eine bestehende bzw. zu erwartende Inzuchtdepression zu bestimmen und darauf aufbauend potentielle Spenderpopulationen für eine mögliche Supplementierung mithilfe von Nestlingen zu ermitteln. Zur Verfügung stehen Blutproben und Federn aus den letzten Jahren bzw. Museumsmaterial aus dem gesamten Verbreitungsgebiet zum Vergleich (> 140 Proben).

Langfristiges Schutzziel des übergeordneten Gesamtprojektes stellen – parallel zu Biotopverbesserungsmaßnahmen – populationsstärkende Maßnahmen bis zur Erlangung einer langfristig lebensfähigen Population dar.

Literatur

- Glutz von Blotzheim UN & Bauer KM 1980: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Samwald O & Samwald F 1989: Die Blauracke (*Coracias garrulus*) in der Steiermark – Bestandsentwicklung, Phänologie, Brutbiologie, Gefährdung. *Egretta* 32: 37–57.
- Tiefenbach M 2009: Habitat selection in foraging European Rollers (*Coracias garrulus* L.) in Eastern Austria. Diplomarbeit. Institut für Populationsökologie, Universität Wien.
- Tiefenbach M 2014: Endbericht über Monitoring und Managementmaßnahmen zur Verbesserung der Überlebenssituation der Blauracke in der Steiermark im Jahr 2014. Endbericht im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung – Abteilung 13, Graz.
- Zachos F E, Althoff C, von Steynitz Y, Eckert I & Hartl GB 2007: Genetic analysis of an isolated Red Deer (*Cervus elaphus*) population showing signs of inbreeding depression. *Eur. J. Wildl. Res.* 53: 61–67.

Hat der Fang von fütternden Altvögeln negative Auswirkungen auf die Entwicklung der Jungvögel? Eine experimentelle Studie an Dohlen *Corvus monedula*

Dr. Arne Hegemann, Department of Biology, Life History and Functional Ecology Group, Molecular Ecology and Evolution Lab, Centre for Animal Movement (CAnMove) Lund University, Ecology Building (Sölvegatan 37), SE-223 62 Lund/Schweden, E-Mail: arne.hegemann@biol.lu.se

Das Fangen von Vögeln ist eine der am weitesten verbreiteten Methoden in der Vogelforschung. Allgemein wird angenommen, dass dadurch keine langfristigen negativen Folgen für die Vögel entstehen. Werden Altvögel gefangen, wenn sie Jungvögel versorgen, wird allgemein angenommen, dass dies keinen negativen Einfluss auf den Bruterfolg hat, solange die Störungen zeitlich minimiert werden. Unterscheiden sich Größe und Gewicht von Jungvögeln beim Ausfliegen nicht, wird dies in der ökologischen Forschung allgemein als Hinweis gewertet, dass die Jungenentwicklung unbeeinflusst ist.

Neuere Untersuchungen zeigen jedoch, dass die physiologische Entwicklung von Jungvögeln erheblich eingeschränkt sein kann, selbst wenn sich Gewicht oder Größe nicht unterscheiden (Hegemann et al. 2013; Boonekamp et al. 2014). Fütternde Feldlerchen, deren Energieverbrauch für die Fortbewegung manipuliert wurde, brachten zwar Jungvögel zum Ausfliegen, die sich in Größe und Gewicht nicht von Jungvögeln der Kontrollgruppe unterschieden. Jedoch zeigten die Jungvögel der experimentellen Vögel eine veränderte Entwicklung des Immunsystems, ausgelöst durch eine veränderte Nahrungszusammensetzung (Hegemann et al. 2013). Veränderungen im Immunsystem haben jedoch Auswirkungen auf das zukünftige Überleben (Hegemann et al. 2013). Bei jungen Dohlen hatte eine experimentell erhöhte Geschwisterzahl keinen Effekt auf das Gewicht beim Ausfliegen. Die Länge ihrer Telomere, die aus repetitiver DNA bestehenden Schutzenden der Chromosomen, hatte sich während der Nestlingszeit jedoch deutlich schneller verkürzt als bei den Vögeln der Kontrollgruppe. Jungvögel mit kürzeren Telomeren hatten eine geringere Überlebenschance (Boonekamp et al. 2014). Beide Beispiele zeigen eindrucksvoll, dass Nestlinge sich in elementaren physiologischen Kennwerten unterscheiden können, die das weitere Überleben maßgeblich beeinflussen selbst wenn Größe und Gewicht gleich sind.

Vor diesem Hintergrund erscheint eine neue Bewertung von möglichen Auswirkungen des Fanges von Altvögeln auf die Entwicklung von Jungvögeln notwendig. Im Jahr 2014 wurde festgestellt, dass in den ersten Tagen nach dem Fang fütternder Dohlen die Gewichtsentwicklung der Jungvögel stagnierte. Beim Ausfliegen unterschieden sich die Jungvögel in Größe und Gewicht je-

doch nicht von Jungvögeln, deren Eltern nicht gefangen wurden. Traditionell würde dies als Hinweis gewertet werden, dass der Fang der Altvögel keine langfristigen negativen Auswirkungen auf die Jungvögel hat.

Ob der Altvogelfang Effekte auf die Entwicklung der Physiologie der Jungvögel hat, soll 2015 in einem Experiment getestet werden. Diese Daten werden eine neue und fundierte Beurteilung über mögliche Langzeiteffekte vom Fang fütternder Altvögel liefern. Hieraus können sich arten- und naturschutzfachlich relevante Empfehlungen ergeben. Sollte der Fang von Altvögeln am Nest negative Effekte auf die physiologische Entwicklung von Jungvögeln haben und damit deren spätere Überlebenschancen beeinträchtigen, müssten Richtlinien zum Fang von Vögeln überarbeitet werden. Darüber hinaus können die aus der Studie hervorgehenden Ergebnisse auch von Wert für die Beurteilung von anderen Störereignissen in Nestnähe (z. B. Tourismus) sein.

Literatur

Boonekamp JJ, Mulder GA, Salomons HM, Dijkstra C & Verhulst S 2014: Nestling telomere shortening, but not telomere length, reflects developmental stress and predicts survival in wild birds. *Proc. R. Soc. London B* 281: 20133287.

Hegemann A, Matson KD, Flinks H & Tieleman BI 2013: Offspring pay sooner, parents pay later: Experimental manipulation of body mass reveals trade-offs between immune function, reproduction and survival. *Front. Zool.* 10:77.



Gewichtskontrolle einer jungen Dohle.

Foto: A. Hegemann

Ankündigungen und Aufrufe

Griechenland-Beobachter, avifaunistische Daten gesucht!

Den meisten DO-G Mitgliedern ist schon bekannt, dass der zweite europäische Brutvogelatlas „EBBA2“ gerade in Arbeit ist. Die Feldkartierungen hierzu finden von 2013 bis 2017 statt. Die bis 1990 in Griechenland erhobenen Daten gingen in den ersten EBCC-Atlas ein (von Hartmut Heckenroth geliefert). In einigen Ländern mit unzureichender ornithologischer Abdeckung ist es nötig, Daten ab 2005 zu verwenden. Wir suchen daher von Griechenlandbesuchern aus der DO-G Brutvogeldaten aus den letzten 25 Jahren, um sie für die Erstellung des Atlaswerkes zur Verfügung stellen zu können. Daten bis 2005 werden an Hartmut Heckenroth und Jochen Hölzinger für die Bearbeitung eines eigenen Atlaswerkes weitergeleitet;

alle neueren Daten werden den griechischen Kollegen (Danae Portolou) für EBBA2 zur Verfügung gestellt.

Bitte senden Sie alle Ihre Daten, die sich geografisch genauer zuordnen lassen, entweder in schriftlicher Form an die Vogelwarte Radolfzell, Am Obstberg 1, 78315 Radolfzell, oder per Email (z. B. als Excel-File) an bauer@orn.mpg.de. Natürlich wäre es schön, wenn es sich um quantitative Daten zu den Brutvorkommen handeln würde, ebenso wichtig wären aber Angaben zum Brutstatus der Arten (Atlascodes oder „sicheres“, „wahrscheinliches“ oder „mögliches“ Brüten).

Wir freuen uns auf Ihre Mitarbeit und bedanken uns schon im Voraus herzlich für das Vertrauen.

Hans-Günther Bauer, Hartmut Heckenroth
& Jochen Hölzinger

Wichtige Stellenbesetzung im Museum Heineanum in Halberstadt

In Kürze wird der langjährige Leiter des Museums Heineanum Dr. Bernd Nicolai in den Ruhestand gehen. Seine Stelle wird erfreulicherweise wieder besetzt und von der Stadtverwaltung Halberstadt ausgeschrieben.

Das traditionsreiche Naturkundemuseum mit seiner mehr als 180jährigen Sammlungsgeschichte widmet sich insbesondere der Vogelkunde. Bereits durch den Gründer Ferdinand Heine sen. (1809-1894) und seinem Sohn Ferdinand Heine jun. (1840-1920) besteht eine enge Beziehung zur DO-G. So fand auf Heines Einladung im Jahre 1853 die 7. Jahresversammlung der DO-G in Halberstadt statt. Das Museum ist seit 1923 institutionelles Mitglied und damit das drittälteste der Gesellschaft überhaupt. Im Jahr 2003 wurde vom Heineanum die 136. Jahresversammlung in Halberstadt organisiert.

Nun geht es darum, dass die Tradition erfolgreich fortgeführt wird, die wertvollen ornithologischen Sammlungen gesichert und weiter wissenschaftlich ausgewertet werden und eine qualitativ anspruchsvolle Marketing- und Öffentlichkeitsarbeit betrieben wird. Es handelt sich dabei um sehr interessante und überaus vielfältige Aufgaben. Deshalb werden dafür motivierte Biologen gesucht, die möglichst Erfahrungen mit wissenschaftlichen Sammlungen und museumspädagogischer Arbeit haben und derartige Aufgaben mit Sachkenntnis und Einsatzfreude in der 1200 Jahre alten Stadt in Mitteldeutschland übernehmen wollen.

Über die konkrete Ausschreibung wird informiert unter: www.halberstadt.de (Stellenanzeigen).

■ Wissenschaftliche Fachtagungen:

„Wendehals 2015- Struktur und Biodiversität von Streuobstwiesen- Wiesennameisen als Nahrungsgrundlage für Wendehals *Jynx torquilla* und Grauspecht *Picus canus*“

Am 16. und 17. Juli 2015 veranstaltet die Universität Hohenheim und die Arbeitsgruppe Wendehals eine wissenschaftliche Fachtagung zum o. g. Thema. In diesen zwei Tagen werden die Ergebnisse des Forschungsprojektes vorgestellt und es werden im Rahmen von Exkursionen einige Probeflächen aufgesucht. Neben den Ergebnissen aus dem Forschungsprojekt wird es auch Gastvorträge aus anderen Wendehalsarbeitsgruppen z. B. aus Hessen und aus der Schweiz geben. Die Veranstalter laden alle Interessierten herzlich nach Hohenheim ein.

Für die Tagung kann man sich per Email, Fax oder auf dem Postweg anmelden. Weitergehende Informationen

sind auf der Homepage unter <https://wendehals2015.uni-hohenheim.de> zu finden.

4th International Conference on Progress in Marine Conservation in Europe 2015

Vom 14. bis 18 September 2015 findet im Ozeaneum in Stralsund die 4. Internationale Meeresschutztagung statt. Veranstalter sind das Bundesamt für Naturschutz (Sektion Meeresschutz, Insel Vilm) in Zusammenarbeit mit dem Deutschen Meeresmuseum Stralsund.

Das Programm repräsentiert die vielfältige Forschungsarbeit der Wissenschaftler und die Arbeit der Meeresschützer. Das Programm und wichtige organisatorische Hinweise sind auf der Website des BfN unter <http://www.bfn.de/21601.html> zu finden.

Nachrichten

Nachruf

Dr. Gottfried Johann Martin Vauk

Am 22. März 2015 verstarb Dr. Gottfried Vauk in seinem 90. Lebensjahr in Schneverdingen-Wintermoor. Dr. Gottfried Vauk war von 1956 bis 1988 Leiter der Inselstation Helgoland des Instituts für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ in Wilhelmshaven.

Geboren am 5. Oktober 1925 in Goldbeck, Hinterpommern, wollte Gottfried Vauk schon als Kind Förster werden, doch der Krieg vereitelte seine Pläne. Nach Rückkehr aus der Kriegsgefangenschaft und kurzer Ausübung verschiedener Berufe studierte Gottfried Vauk ab 1949 in Kiel Zoologie und promovierte dort 1955 bei Prof. Dr. W. Herre mit einer Arbeit über das Verhalten von Haushunden.

Schon bald danach, am 1. April 1956, übernahm Dr. Vauk die Leitung der Inselstation des Instituts für Vogelforschung als Nachfolger von Dr. Wolfgang Jungfer, dem ersten Leiter der Inselstation nach der Wiederaufnahme der wissenschaftlichen Arbeiten auf Helgoland im Jahr 1953.

Gottfried Vauks erste Jahre waren bestimmt vom Wiederaufbau der Inselstation. Zunächst galt es, ein neues Stationsgebäude sowie die durch die Kriegseinwirkungen und die nachfolgenden Bombardierungen stark zerstörten Fanganlagen in der Sapskühle auf dem Helgoländer Oberland für den wissenschaftlichen Vogelfang wieder herzurichten. Die damalige Situation beschreibt am besten ein Bericht von Wilhelm („Nick“) Bindig, dem ersten Mitarbeiter von Gottfried Vauk: „Das war ein Unternehmen, das sich über Jahre hinziehen sollte. Tag für Tag ging es über selbst angelegte Trampelpfade vom Südhafen auf das damals noch von Bombentrümmern und Trümmern übersäte Oberland in den Fanggarten, der diese Bezeichnung noch nicht wieder zu tragen verdiente, denn die Reusen waren so stark ramponiert, daß sich nur gelegentlich ein paar Vögel hinein verirren. ... Da die finanziellen Mittel anfangs gleich Null waren, standen als Baumaterialien nur Stacheldraht, auf dem Oberland herumliegende Balken und vom Meer angespülte Bretter zur Verfügung.“ und weiter: „... in Dr. Vauk einen Mann gefunden zu haben, der sich nicht scheute, mit zuzupacken, und der es darüber hinaus in bewundernswerter Weise verstand, die Stationshelfer für die notwendigen Aufgaben zu begeistern.“

Damit war er ideales Vorbild für all seine Mitarbeiter, allen voran die Stationstechniker Nick Bindig und später Felix Gräfe, aber auch für die zahllosen ehrenamtlichen Helfer, ohne die diese immense Aufbauarbeit

nicht möglich gewesen wäre. 1960 war dann alles so weit, dass ein regelmäßiger Fangbetrieb aufgenommen werden konnte, den wir seither ohne Unterbrechung fortsetzen. Als Gottfried Vauk diesen Fangbetrieb einführte, dachte er sicherlich noch nicht an den Klimawandel. Doch durch diesen von ihm begründeten weitgehend standardisierten Fangbetrieb verfügen wir heute über einen weltweit einzigartigen Datensatz für Fragen langzeitlicher Veränderungen in der Phänologie von Zugvögeln.

Die reine Wissenschaft war aber nicht Gottfried Vauks ganz große Leidenschaft. Vielmehr war er ein Mann der Praxis, und so war es die angewandte Wissenschaft, der er sich mit großer Hingabe verschrieb. Mit Gottfried Vauk untrennbar verbunden ist das Wort „Ölpest“. Zwar als Begriff schon von Dr. Hugo Weigold, dem ersten Leiter der „Vogelwarte Helgoland“ in den 1920ern eingeführt, war es Gottfried Vauk, der die Verölung von



Foto: Archiv Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“

Seevögeln und die Vermüllung der Nordsee wie kein anderer vor ihm thematisiert hat. Früh erkannte er, dass Vögel sensitive Anzeiger der Qualität unserer Meere sind. Er hat sich für ihren Schutz vehement eingesetzt und es mit der ihm eigenen Art geschafft, das Thema Ölpest und den Seevogelschutz auch in die Medien und die breite Öffentlichkeit zu bringen. So wurde Gottfried Vauk ein Vordenker des modernen Meeresschutzes. Ganz in diesem Sinne hat er sich von 1979 bis 1990 als Vorsitzender des Vereins Jordsand zum Schutze der Seevögel und der Natur engagiert.

Darüber hinaus galt seine Leidenschaft ganz besonders der Förderung junger Menschen. Er hat für die Inselstation das System der „Stationshelfer“ aufgebaut, das noch heute Rückgrat unserer dortigen Arbeit ist, und bereits 1980 einen Förderverein für die Inselstation initiiert. Um die Lebensbedingungen, aber natürlich auch die Arbeitsbedingungen an der Inselstation zu verbessern, hat er sich für einen Erweiterungsbau eingesetzt, der anlässlich des 75. Jubiläums des Instituts 1985 eingeweiht werden konnte.

Mit Gottfried Vauk verbunden bleiben nicht nur seine immense Aufbauleistung für die Inselstation, sondern auch seine Veröffentlichungen, darunter mehrere Bücher und die von ihm eingerichteten „Silvesterkolloquien“. Bei ihnen ging es um aktuelle Themen aus Wissenschaft, Natur- und Umweltschutz, aber auch das Soziale kam nicht zu kurz. Viele Geschichten und Anekdoten ranken sich um sie.

Als Gottfried Vauk 1988 nach 32 Jahren die Inselstation verließ, um die Leitung der Norddeutschen Naturschutzakademie in Schneverdingen zu übernehmen, hat er seinem Nachfolger auf Helgoland, Dr. Ommo Hüppop, ein gut bestelltes Haus übergeben. Dafür ist ihm das Institut für Vogelforschung sehr dankbar. Wir werden Dr. Gottfried Vauk als Kollegen, Freund und Vorbild ein ehrendes Andenken bewahren.

Eine Liste mit allen Veröffentlichungen von Gottfried Vauk aus seiner Zeit beim Institut für Vogelforschung findet sich unter http://www.ifv-vogelwarte.de/downloads/3/100_jahre_vogelforschung_publicationen.pdf

Franz Bairlein, Ommo Hüppop

Siegfried Klaus: Verdienstorden für Naturschutz

Aus der Hand des Thüringer Ministerpräsidenten Bodo Ramelow erhielt Dr. Siegfried Klaus, Jena, am 2. März 2015 in der Erfurter Staatskanzlei das Verdienstkreuz am Bande des Verdienstordens der Bundesrepublik Deutschland für sein Lebenswerk. Damit wurde das mehr als fünf Jahrzehnte währende berufliche wie ehrenamtliche Engagement von Siegfried Klaus für Naturschutz, Vogelschutz und ornithologische Forschung anerkannt. Gemeinsam mit seinem Kollegen Edgar Reisinger hat er sich vor allem für die Schaffung des Thüringischen Nationalparks Hainich stark gemacht, Mitstreiter gewonnen, Aufklärungsarbeit geleistet und eine breite politische Akzeptanz des Projekts organisiert. Heute ist der Hainich nicht nur Nationalpark, sondern auch UNESCO-Weltnaturerbe (siehe Vogelwarte 3/2011: 195).

Siegfried Klaus war von 1993 bis 2003 Mitglied des Beirats der DO-G und hat die Gesellschaft bis 2005 im Deutschen Rat für Vogelschutz vertreten. Er war bis 2010 Mitglied im Editorial Board des „Journal of Ornithology“. Er arbeitet im Redaktionsteam der Zeitschriften „Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen“, „Naturschutzreport“ und „Nationalpark“ mit. International ist er Korrespondie-

rendes Mitglied der Schweizerischen Ornithologen-Gesellschaft ALA sowie Mitglied der Galliformes Specialist Group der IUCN.

Hans-Heiner Bergmann



Siegfried Klaus mit dem Thüringischen Ministerpräsidenten Bodo Ramelow.

Foto C. Unger

Brutvogelwelt profitiert von der Deichöffnung im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer

Im Langwarder Groden in Butjadingen werden erste Auswirkungen der Öffnung des Vordeichs erkennbar. Mit der Öffnung des Vordeichs am Langwarder Groden im Oktober 2014 wurden 140 ha ehemaliger Sommerpolder wieder dem regelmäßigen Salzwassereinfluss zugeführt. Zweimal täglich schwingt die Tide in den Groden ein und überschwemmt die niedrig gelegenen Bereiche, wodurch nahrungsreiche Schlickflächen entstehen. Der regelmäßige Einfluss des Salzwassers ist außerdem Voraussetzung dafür, dass die für die Küste so typischen Salzwiesen entstehen können. Sie prägten das Landschaftsbild an dieser Stelle Butjadingens, bis der Vordeich gebaut wurde.

Durch die Deichöffnung sind typische Pionierarten wie Sandregenpfeifer und Säbelschnäbler dazu gekommen. Beim Rotschenkel konnte bereits im ersten Jahr ein deutlicher Bestandsanstieg registriert werden. Der Rotschenkel gilt auch als Indikator für eine natürliche Salzwiesenentwicklung. Die Erfassungen der Brutvogelbestände zeigen zudem, dass typische Grünlandarten wie Kiebitz und Uferschnepfe, aber auch Singvögel wie Feldlerche, Wiesenpieper und Schafstelze nach der Deichöffnung weiterhin im Groden brüten.

www.nationalpark-wattenmeer.de

Seevögel, globale Trends von Plastikmüll im Meer und dessen Verteilung

Eissturmvögel sind gute biologische Indikatoren für die Dichte/Verteilung von schwebendem Plastikmüll im Meer. Langzeitdaten zeigen hohe Plastikdichten in der südlichen Nordsee, die schrittweise, mit zunehmender Entfernung zu den menschlichen Ballungszentren Westeuropas, nach Norden abnehmen. Die niedrigsten Plastikmüllbelastungen wurden in den hocharktischen Gewässern festgestellt. Seit den 1980er Jahren ist die Plastikmüllbelastung von Eissturmvögeln in der Nordsee um 75 % zurückgegangen. Ähnliche

Trends ergaben auch Studien in den subtropischen Strömungen im Nordatlantik. Schwimmender Plastikmüll ist an der Oberfläche der Nordsee stark zurückgegangen, es ist aber noch unbestimmt, wie viel Plastikmüll in tiefere Meeresschichten abgesunken ist und welche negativen Auswirkungen das auf das marine Ökosystem haben wird (siehe auch Van Franeker JA & Law KL 2015: Seabirds, gyres and global trends in plastic pollution. *Environmental Pollution* 203: 89-96).

Jan van Franeker

Sammlung von Johann Friedrich Naumann national wertvolles Kulturgut

Erst nach Redaktionsschluss erfuhren wir, dass die Sammlung und der grafische Nachlass von Johann Friedrich Naumann ((1780-1857) im Naumann-Museum in Köthen in die Liste des national wertvollen Kulturgutes aufgenommen wurde. 1845 fand in Köthen ein Treffen von Ornithologen statt, das 1850 in Leipzig

unter Johann Friedrich Naumann, Eduard Baldamus und Eugen Ferdinand von Homeyer zur Gründung der DO-G führte.

Die DO-G gratuliert dem Naumann-Museum zu dieser herausragenden Anerkennung und wird im nächsten Heft der „Vogelwarte“ ausführlicher berichten.

Ommo Hüppop

16. Tagung der Fachgruppe „Gänseökologie“ gemeinsam mit der Fachgruppe „Vögel der Polargebiete“ und dem Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) Xanten, 17.-19. 10. 2014

Zum zweiten Mal nach 2006 war die DO-G Fachgruppe „Gänseökologie“ der Einladung von J. H. Mooij nach Xanten gefolgt, in eines der wichtigsten Rastgebiete überwinternder Gänse in Deutschland. Erstmals wurde die Tagung wegen gemeinsamer Interessen zusammen mit der DO-G Fachgruppe „Vögel der Polargebiete“ unter ihrer Leiterin Petra Quillfeldt, Gießen, durchgeführt. Man traf sich in der Jugendherberge Xanten.

Die großzügig eingerichtete Jugendherberge bietet reichlich Unterkunfts- und Arbeitsräume. Sie liegt außerhalb der historischen Römerstadt direkt an einem Baggersee, auf dem Gänse übernachten. Die Tagung feierte gleichzeitig das zwanzigjährige Bestehen der Gruppe, die als Projektgruppe 1994 in Wilhelmshaven gegründet worden war (Bergmann et al., Vogelwarte 52, 2014: 214-217). Schon unmittelbar nach der Gründung fand die erste Fachtagung am Niederrhein statt.

Am Ort war für beste Lebens- und Arbeitsbedingungen gesorgt. Einzig das benachbarte „rheinische Oktoberfest“ minderte mit Lärm und Lichtverschmutzung und mit maßlosem Straßenverkehr die Ruhe. Dramatisch waren dagegen für einige Teilnehmer die neuerlichen Streiks der Lokführer, die teils zu langen Verspätungen führten und teils sogar die Anreise verhinderten. Die Teilnehmerliste umfasste 30 Personen, davon vier aus den Niederlanden, eine aus England, eine aus Belgien, eine aus Schweden und ein Kollege aus Russland. Die lokale Presse berichtete von dem Treffen.

Der Freitag als Anreisetag versammelte die Teilnehmer zum gemeinsamen Abendessen, einem feierlichen Büfett zum Jubiläum der Gruppe und einem anschließenden Übersichtsreferat von H.-H. Bergmann über die Geschichte der Fachgruppe.

Am Samstagmorgen widmeten sich zwei Vortragsitzungen dem Schwerpunktthema „Zwerggans – eine bedrohte Art“. Eingangs berichtete Alexander Kondratyev über die Suche nach brütenden Zwerggänsen auf der ostsibirischen Halbinsel Chukotka; auch dort brüten die Vögel nur noch selten. Niklas Liljebäck berichtete über das Rettungsprogramm der schwedischen Jägerschaft, um die letzte schwedische Brutpopulation vor dem Aussterben zu bewahren. Helmut Kruckenberg gab einen kurzen Überblick über das Zwerggansprojekt des NABU Niedersachsen, in dem seit dem Sommer 2013 gemeinsam mit schwedischen und niederländischen Kollegen mit Satellitentelemetrie intensiv über die westeuropäischen Zwerggänse geforscht wird. Aus den Niederlanden referierte Kees Koffijberg über die Entwicklung der Zwerggansbestände: Auch dort werden rastende Zwerggänse heute aus fast allen Gänsegebieten gemeldet. Die traditionellen Rastgebiete am Lauwersmeer und zunehmend auch in Noord-Holland verlieren jedoch anscheinend an Bedeutung. Die bekannten Trupps rasten überwiegend im Oude Land van Strijen. Die Ursachen hierfür sind unbekannt. Johan Mooij gab einen Überblick über die fast zwanzigjährigen Bemühungen der Aktion Zwerggans e.V., die Bestände der



Gemeinsame Tagung der Fachgruppen „Gänseökologie“ und „Vögel der Polargebiete“ in Xanten, Oktober 2014.

Foto: H. Kruckenberg

Zwerggans mittels der „Ultraleichtfliegermethode“ zu unterstützen. Zugleich beleuchtete er die vielfältigen Hemmnisse, denen derartige internationale Projekte begegnen können. Am Ende allerdings könnte Licht am Horizont stehen, denn derzeit gibt es positive Signale aus Stockholm und Bonn für einen Anlauf, den Schutz der Zwerggans auf eine breite, gemeinsame Basis zu stellen.

Die erste Nachmittagssitzung gehörte den Polargebieten, die zweite vereinte Themen beider Gebiete. Die Themen aus den Polargebieten umfassten unter anderem die Lemmingprädatoren auf Grönland (Benoît Sittler Freiburg), sowie Vögel des Südpolarmeers: Albatrosse (Richard Phillips vom British Antarctic Survey in Cambridge), Walvögel (Petra Quillfeldt, Gießen) und Pinguine (Nina Dehnhard, Antwerpen). Der Einfluss des Klimawandels, der in den Polargebieten besonders stark spürbar ist, spielte in allen Vorträgen eine Rolle. Nach dem Abendessen wanderten alle Teilnehmer um den benachbarten Baggersee und erlebten den Einflug der Gänse an ihrem Schlafplatz. Die beiden Sitzungen des Sonntagvormittags konzentrierten sich wieder auf die Gänse.

Parallel zu den insgesamt 17 gehaltenen Vorträgen waren zudem vier Poster „im Angebot“.

Die gemeinsame Tagung der beiden Fachgruppen förderte vor allem das gegenseitige Kennenlernen. Da sich die Arbeitsbereiche zumindest auf der Nordhalbkugel teils überschneiden, war dieser Erfahrungsaustausch für beide Seiten fruchtbar. Über mögliche gemeinsame Projekte wurde am Rand oder außerhalb der Tagung gesprochen.

Der 19. Oktober wartete mit strahlendem goldenem Herbstwetter auf, das dazu verlockte, das gemeinsame Mittagessen im Innenhof der Jugendherberge unter freiem Himmel einzunehmen. Danach war für die Abreisenden noch Gelegenheit, auf der nahe gelegenen Bislicher Insel die Gänse ganz nah zu sehen, so nah, wie es der kreisende Seeadler eben zuließ.

Die Durchführung der Tagung profitierte von Förderungen durch das Vogelschutz-Komitee e.V. (unter Leitung von Dr. E. Schneider, Hamburg/Linum), die Deutsche Ornithologen-Gesellschaft (DO-G) sowie von der Unterstützung des Programmteiles „Zwerggänse“ durch das Zwerggansprojekt des NABU Niedersachsen (gefördert von BINGO und der Niedersächsischen Wattnmeerstiftung).

Hans-Heiner Bergmann, Helmut Kruckenberg und
Petra Quillfeldt

Mooij JH (Xanten):

Die Zwerggans *Anser erythropus*, eine bedrohte Art in den Mühlen der Politik

✉ JHM: Piestweg 4, 46509 Xanten. E-Mail : johan.mooij@t-online.de

1. Einleitung

Die Zwerggans *Anser erythropus* ist eine monotypische und ausschließlich in der Paläarktis verbreitete Art, die sich wahrscheinlich vor ca. 175.000 Jahren von der Blässgans *Anser albifrons* abgespalten hat (Pedall et al. 2008). Deshalb sind beide Gänsearten einander morphologisch und genetisch noch extrem nah und im Freiland schwer auseinander zu halten. Im 19. Jahrhundert brütete die Art noch in einem ausgedehnten Gebiet der eurasischen Strauchtundra von Fennoskandien bis zur Tschuktschen-Halbinsel und flog im Herbst in die gemäßigten Bereiche von Spanien und Großbritannien im Westen bis China und Japan im Osten, um zu überwintern (Alphéraky 1904).

Aufgrund von Literaturdaten und Modellrechnungen erscheint für die zweite Hälfte des 19. Jahrhunderts ein geschätzter Bestand von 350.000 Vögeln für die gesamte Paläarktis nicht unrealistisch (Mooij 2010 und 2014). Dieser verteilte sich wahrscheinlich je zur Hälfte auf die westliche und die östliche Paläarktis. Seit Anfang des 20. Jahrhunderts zeigte sich eine starke Bestandsabnahme,

wodurch der Weltbestand auf gegenwärtig 26.000 bis 43.000 Zwerggänse zurückging: 10.000 bis 21.000 (Fox et al. 2010) in der westlichen und 16.000 bis 22.000 (Barter et al. 2005; Wang et al. 2013) in der östlichen Paläarktis.

Die Zwerggans wird in Anhang 1 des Afrikanisch-Eurasischen Wasservogel-Abkommens (AEWA) unter der Bonner Konvention, in Anhang II der Berner Konvention und in Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie geführt. Innerhalb der Grenzen der EU brütet die Art in Fennoskandien und überwintert vornehmlich in Griechenland, Ungarn, den Niederlanden und Deutschland (Mooij 2010 und 2014).

2. Gefährdungsursachen

Seit Mitte des 19. Jahrhunderts wurden die Brutgebiete der arktischen Gänse sukzessive vom Menschen besiedelt, die meisten traditionellen Rast- und Wintergebiete (Moore, Grassteppen, naturnahe Feuchtgebiete) zunehmend entwässert und in die landwirtschaftliche Nut-

zung einbezogen. Dies führte zu Bestandsrückgängen bei den arktischen Gänsearten; aber während die meisten Gänsearten sich im Laufe des 20. Jahrhunderts mit der neuen Situation arrangierten und erholten, blieben die Zwerggänse weitgehend konservativ und ihr negativer Bestandstrend setzt sich bis heute fort.

3. Rettungsversuche

Seit 1979 wurden in Schweden und seit 1989 in Finnland Projekte zur Unterstützung des skandinavischen Zwerggansbestandes durchgeführt. In dem schwedischen Projekt wurden vom schwedischen Jagdverband und vom WWF-Schweden unter Leitung von Dr. Lambart von Essen Zwergganseier von Weißwangengänsen *Branta leucopsis* ausgebrütet und von ihren Pflegeeltern von Schwedisch-Lappland zur Überwinterung in die Niederlande geführt. Bis Ende der 1990er Jahre wurden auf dieser Weise rund 350 Zwerggänse ausgebürgert, von denen rund 25 % im Ausbürgerungsgebiet wiedergefunden wurden. Als erster Erfolg wurde 1987 in Schwedisch-Lappland ein Brutpaar festgestellt, bei dem das Weibchen aus dem Projekt stammte (Tolvanen et al. 2000; von Essen 1996). Obwohl die im Bestand gestützte Population bis 2012 auf ca. 120 Vögel und 15 Brutpaare angewachsen war, wurde die erfolgreiche Ausbürgerung 1999 gestoppt, nachdem Zweifel an der genetischen Qualität der ausgesetzten Zwerggänse geäußert wurden (Ruokonen et al. 2004).

Bei dem 1989 vom WWF-Finnland gestarteten Zwerggans-Projekt wurden junge Zwerggänse kurz vor dem Flüggewerden in einem Brut- und Mausergebiet der verbliebenen finnischen Zwerggans-Population freigelassen. Diese Jungvögel sollten zusammen mit den wilden finnischen Zwerggänsen in die traditionellen

(ungarischen bzw. griechischen) Wintergebiete fliegen. Bis Projektende wurden rund 150 junge Zwerggänse ausgebürgert. Da nur rund 10 % der ausgesetzten Zwerggänse in Finnland wiedergesehen und bis Ende der 1990er Jahre keine Brutpaare festgestellt wurden, wurde das Projekt eingestellt (Tolvanen et al. 2000).

Im Jahr 1999 versuchte ein Team um das französische Ehepaar Christian und Paola Mouillec, Zwerggänse mit Hilfe eines Ultraleicht-Flugzeugs in ein Überwinterungsgebiet zu leiten. Das Projekt wurde von Lambart von Essen, Johan Mooij und Wolfgang Scholze begleitet. Von den 27 Zwerggänsen, die hinter dem Ultraleicht-Flugzeug im Herbst Schweden verließen, wurden im Frühjahr 15, also mehr als die Hälfte, in Schweden wiedergesehen (Mooij 2000).

4. Geplante Fortsetzung des Projektes

Seit 2000 wurde versucht, im Rahmen eines schwedisch-deutschen Projektes mit Hilfe verschiedener Methoden größere Zahlen von Zwerggänsen in Schwedisch Lappland auszubürgern. Diese Bemühungen wurden durch die Debatte, insbesondere mit den norwegischen und finnischen Kollegen, über die genetische Eignung der schwedischen Zwergganszucht ausgebremst. Nachdem in Schweden seit 2005 ein neuer Zuchtbestand aus russischen Zwerggänsen aufgebaut worden war und dieser von den Opponenten akzeptiert wurde, wurden ab 2010 durch das schwedische Zwerggans-Projekt – ohne Flugzeug und Pflegeeltern – wieder junge Zwerggänse in Schwedisch Lappland ausgebürgert.

Das Ultraleicht-Flugzeug-Projekt wurde jedoch weiterhin blockiert. In den Jahren 2006 und 2007 verhinderte die Vogelgrippe mit dem Erreger H5N1 eine Projektdurchführung. Danach wurde ein dreijähriges frei-

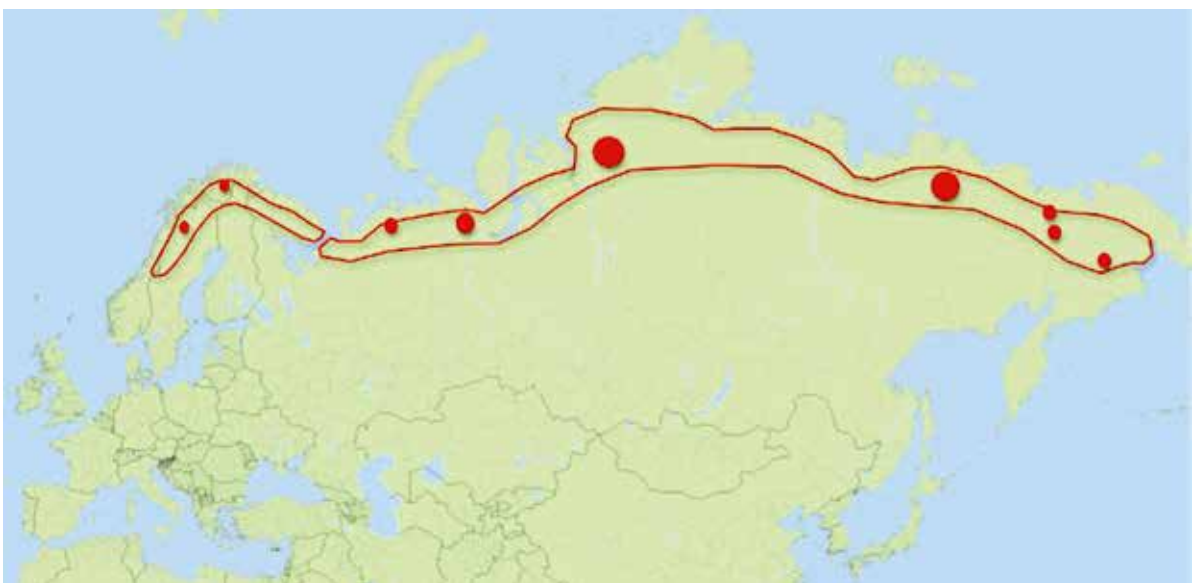


Abb. 1: Ehemaliges (rot umrandet) und gegenwärtiges Brutgebiet (rote Punkte) der Zwerggans.

williges Moratorium vereinbart, während in den Gremien der Bonner Konvention (CMS) und der AEWA u. a. über dieses Projekt diskutiert wurde. Auch 2010 gab es noch kein grünes Licht. Jede neu vorgeschlagene Lösung wurde mit neuen Problemen ausgebremst. Mit dieser Strategie schaffte es das Nicht-EU-Mitglied Norwegen, mehrere Mitgliedstaaten der EU daran zu hindern, ihre Verpflichtungen aus der EU-Vogelschutzrichtlinie umzusetzen und ein EU-Life+-Projekt für die Zwerggans auf dem Territorium der EU durchzuführen. Währenddessen geht der Zwerggans-Bestand weiter zurück.

5. Literatur

- Alphéraky S 1904: Geese of Russia. Kutschnerev & Co, Moscow.
- Barter M, Cao L, Chen L & Lei G 2005: Results of a survey for waterbirds in the lower Yangtze floodplain, China, in January–February 2004. *Forktail* 21: 1–7.
- Fox AD, Ebbinge BS, Mitchell C, Heinicke T, Aarvak T, Colhoun K, Clausen P, Dereliev S, Faragó S, Koffijberg K, Kruckenberg H, Loonen MJJE, Madsen J, Mooij J, Musil P, Nilsson L, Pihl S & van der Jeugd H 2010: Current estimates of goose population sizes in western Europe, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis Svecica* 20: 115–127.
- Mooij JH 2000: Projekt zur Bestandsstützung der Zwerggans. *Jb. Kreis Wesel* 2001: 126–134.
- Mooij JH 2010: Review of the historical distribution of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* in Europe. *Ornis Svecica* 20: 190–201.
- Mooij JH 2014: Historische und gegenwärtige Bestandsgröße und Verbreitung der Zwerggans *Anser erythropus*. *Beitr. Jagd- Wildforsch.* 39: 269–298.
- Pedall I, Gonzalez J, Sauer-Gürth H & Wink M 2007: Genetic analysis of captive Lesser White-fronted Geese (*Anser erythropus*) in Germany. *Vogelwelt* 128: 304–309.
- Ruokonen M, Kvist L, Aarvak T, Markkola J, Morozov VV, Øien IJ, Syroechkovsky EE Jr, Tolvanen P & Lumme J, 2004: Population genetic structure and conservation of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*. *Cons. Gen.* 5: 501–512.
- Tolvanen P, Øien IJ & Ruokolainen K 2000: Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1999. WWF Finland Rep. 12/NOF Rapportserie 1–2000.
- van Essen L 1996: Reintroduction of Lesser White-fronted Geese (*Anser erythropus*) in Swedish Lapland 1981–1991. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 13/Wetlands International Publication 40: 1169–1180.
- Wang X, Fox AD, Cong P & Cao L 2013: Recent research on the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* in China. *Goose Bulletin* 17: 2–5.

Liljebäck N (Nyköping/Schweden):

Projekt Fjällgås: Fünfzehn Jahre harte Arbeit und politische Diskussionen, fünf Jahre neue Hoffnung und künftige Herausforderungen um die Rettung der Zwerggans

✉ LN: Projekt Fjällgås, Öster Malma, S-61191 Nyköping/Sweden. E-Mail: Niklas.liljeback@jagareforbundet.se

Die Zwerggans *Anser erythropus* ist eine der am stärksten gefährdeten Vogelarten in Europa. Heutzutage existieren hier nur noch zwei Restpopulationen dieser Art: eine in Norwegen und eine in Schweden, wobei die letztere das einzige Vorkommen in der Europäischen Union darstellt. Dieser Bestand wird seit den frühen 1980er Jahren intensiv geschützt. Dies erfolgt z. T. durch eine bestandsstützende Auswilderung gezüchteter Jungvögel in die freie Wildbahn. Von 1981 an wurden Jungvögel mit Weißwangengänsen *Branta leucopsis* als Ammen freigesetzt, damit diese den Jungen den Weg in jagdsichere Überwinterungsgebiete an der Nordsee weisen konnten. Da die Zwerggans in den 1980er Jahren noch als Brutvogel in Schwedisch-Lappland nachgewiesen wurde, gilt die schwedische Population nach den IUCN-Kriterien als „im Bestand gestützt“ und nicht als „wiederangesiedelt“.

Das schwedische Zwerggansprojekt und die Maßnahmen zum Erhalt der Art in Schweden blicken auf eine lange Geschichte voller Kontroversen und unterschied-

licher Sichtweisen zurück. Besonders intensiv waren die Diskussionen um die genetische Reinheit und Herkunft der freigesetzten Vögel. 1999 wurde entdeckt, dass einige der freigelassenen Vögel möglicherweise Gene von Blässgänsen *Anser albifrons* trugen, die aus den historischen Zuchtlinien stammen könnten. Aus diesem Grund wurde das bestehende Zuchtprogramm abgebrochen und eine neue Zuchtpopulation begründet. Insgesamt 59 in den russischen Brutgebieten gefangene Zwerggänse wurden bis 2013 nach Schweden importiert. Seit 2010 konnten die ersten Nachzuchten aus der neuen Linie in die Freiheit entlassen werden. Erste Analysen der neu begonnenen Freisetzungskaktionen ergaben starke jährliche Schwankungen im Erfolg. Die Daten reichen für eine verlässliche Auswertung derzeit noch nicht aus. In den Jahren 2010 und 2011 wurden die Jungvögel in eine relativ große Wildpopulation aus 120 bis 150 Vögeln entlassen, und es ließ sich eine erfolgreiche Integration der Jungvögel beobachten. In den Sommern 2012 und 2013 erlitt die Wildpopulation

durch Prädation extreme Verluste, und die Zahl wilder Altvögel sank dramatisch ab. In diesen zwei Jahren überlebte nur ein geringer Anteil der freigesetzten Jungvögel bis zum folgenden Winter. Hohe Verluste bereits im Brutgebiet werden vermutet. Im Sommer 2014 hatte sich die Situation der Brutpopulation erneut stark verändert. Der Prädationsdruck auf die Altvögel im Brutgebiet war gering und die Zahl der beobachteten freigesetzten Jungvögel auf dem Herbstzug war hoch: Insgesamt wurden bis Mitte Oktober 60 bis 65 % der farbmarkierten Vögel in Skandinavien gesichtet. Allerdings folgten diese freigelassenen Vögel nicht den wilden Artgenossen, sondern schlossen sich Trupps anderer Gänsearten an. Deshalb zogen diese Zwerggänse auch auf traditionellen Routen anderer Arten, mit der Konsequenz, dass auch die Population der Zwerggänse in Zukunft ein differenzierteres Zugsystem aufweisen könnte als bisher. Unabhängig davon zogen aber alle Individuen in Richtung der westlichen Überwinterungsgebiete in Westdeutschland, den Niederlanden und Belgien. Aussagen über die Integration der freigesetzten Zwerggänse in die Wildpopulation sind allerdings erst 2016 möglich. Diese werden wichtige Schlussfolgerungen für das weitere Vorgehen zum Schutz der Zwerggänse in den kommenden Jahren liefern. Bereits heute sind 22 % der beobachteten Zwerggänse an den bekannten wichtigen Zwischenrastplätzen der schwedischen Population Individuen, die nach 2010 freigesetzt wurden.

Die Ursachen für die Gefährdung der schwedischen Populationen haben sich über den Zeitraum der letzten 35 Jahre deutlich verändert. Ursprünglich war die hohe

jagdliche Mortalität in den südosteuropäischen Rastgebieten im Winterhalbjahr der Grund für die Entscheidung, durch den Einsatz von Ammenvögeln den westlichen Zugweg zu verstärken. Heute ist die jagdliche Sterblichkeit offenbar kein relevanter Faktor mehr. Dagegen haben die Altvogelverluste während der Brut- und Mauserzeit in Schwedisch-Lappland dramatisch zugenommen. Nach vorläufigen Analysen kommt diese hohe Mortalität vermutlich durch ein Zusammenspiel mehrerer Einflüsse zustande: (1) Prädation an mauernden Zwerggänsen durch einen (oder mehrere) spezialisierte Seeadler *Haliaeetus albicilla*, (2) anthropogene Störungen während der Brutzeit (überwiegend durch die Aktivität der lokalen Samen), und (3) hohe Bestände des Rotfuchses *Vulpes vulpes*. Eine ganze Reihe Maßnahmen wurde eingeleitet, um diese Entwicklung zu bremsen, darunter eine stärkere Bejagung des Rotfuchses und Zutrittsbeschränkungen für das Brutgebiet in den kommenden Jahren.

Um das Ziel einer selbsttragenden und stabilen Brutpopulation in Schweden zu erreichen, muss vermehrte Aufmerksamkeit auf die Aufklärung der Zugwege und Zwischenrastplätze gerichtet werden. Dazu soll auch die internationale Zusammenarbeit mit den Anrainerstaaten intensiviert werden, um die Zugrouten zu schützen und gegebenenfalls die Situation in den Zwischenrastgebieten zu verbessern. In einem EU LIFE-Projekt gemeinsam mit Partnern aus den Niederlanden und Deutschland sollen zahlreiche weitere Maßnahmen zur Rettung der Population umgesetzt werden, darunter eine Prüfung verschiedener Auswilderungsmethoden auf ihre Wirksamkeit.

Übersetzung: H. Kruckenberg

Kruckenberg H (Verden an der Aller):

Zwerggansschutz in Niedersachsen – ein Projekt des NABU Niedersachsen

✉ HK: TourNatur Wildlife Research, Am Steigbügel 3, D-27283 Verden. E-Mail: helmut.kruckenberg@tournatur.de

Nur wenige Gänsearten müssen heute noch als im Bestand bedroht angesehen werden. Lediglich bei der Zwerggans *Anser erythropus* sind angesichts eines Bestands von weniger als 100 Individuen in Skandinavien, davon weniger als 40 im Bereich der Europäischen Union, Bemühungen um den Erhalt unbedingt erforderlich. Während die nordnorwegischen Zwerggänse heute zumeist im Winter über das Baltikum nach Griechenland ziehen, überwintert der Großteil der schwedischen Population traditionell in den Niederlanden. Wie Heinicke & Mooij (2005) bzw. Mooij (2014) zeigten, bestand dieser westliche Zugweg offenkundig

bereits auch schon vor Beginn der Bestandsstützungen durch den „Svenska Jagersverbundet“ in den 1980er Jahren (Ljilebäck 2015). Auch Analysen der Beobachtungsdaten aus Niedersachsen unterstützen dies (Krüger & Kruckenberg 2012).

In einem laufenden Projekt des NABU Niedersachsen soll nun untersucht werden, welche Bedeutung Niedersachsen für die auf dem Zug in die Niederlande durchziehenden Zwerggänse hat. Hierzu werden in Vorträgen, Publikationen und auf Seminaren die lokalen Gänsefreunde über die Art informiert und sensibilisiert. Es werden die Beobachtungen zentral gesammelt,

um so den Wissensstand über das Vorkommen und die räumliche Verteilung zu mehren.

Mit Hilfe der Satellitentelemetrie soll zudem Aufschluss über das Zugverhalten der Zwerggänse im Detail gewonnen werden. Gemeinsam mit dem schwedischen Zwerggansprojekt (Liljebäck 2015) und in Zusammenarbeit mit den niederländischen Kollegen wurden hierzu bislang acht Individuen besendert, die aus der schwedischen Bestandsstützung stammten, um so das Schicksal dieser Tiere verfolgen zu können. Zahlreiche Versuche, auch aus der Wildpopulation Individuen zu fangen und zu telemetrieren, schlugen bislang fehl, nicht zuletzt weil die Population mit ca. 40 Ind. nach dem Zusammenbruch 2012 heute extrem klein und damit verletzlich geworden ist. Dennoch soll noch im Winter 2014/15 versucht werden, eine kleine Zahl wilder Zwerggänse zu fangen, da es gerade zum Schutz dieses kleinen Bestandes mittlerweile dringend konkreter Hinweise auf die Zwischenrastplätze und Bewegungsmuster der Art bedarf (Nachtrag des Verfassers: Ende April 2015 gelang der Fang von drei wilden Zwerggänsen).

Während im Herbst 2013 die drei besenderten Vögel bereits nach einigen Wochen verloren gingen (in zwei Fällen durch Prädation, in einem Fall unbekannt), erreichten die fünf Individuen aus dem Sommer 2014 alle

Westeuropa. Ihre Wege unterschieden sich dabei: Während vier Vögel durch Zentralschweden bzw. an der Ostseeküste entlang zogen, flog ein Vogel vermutlich gemeinsam mit einer kleinen Gruppe Saatgänse *Anser fabalis* von Südnorwegen zunächst nach Sussex (England) und von dort weiter nach Belgien. Die Reise der Zwerggänse ist bis zum Beginn des Frühjahrszugs (1.4.2015) im Internet anzusehen (www.blessgans.de).

Das von der Niedersächsischen Wattenmeerstiftung und Bingo-Lotto geförderte Projekt endet im Herbst 2015, über eine Fortsetzung der Untersuchungen wird nachgedacht.

Literatur

- Heinicke T & Mooij JH 2005: Neue Erkenntnisse zum Auftreten und Schutz der Zwerggans in Deutschland. DDA Wasservogelrundbrief August 2005: 10-12.
- Krüger T & Kruckenberg H 2012: Zum Vorkommen der Zwerggans *Anser erythropus* in Niedersachsen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 42: 89-110.
- Liljebäck N 2015: Projekt Fjällgås: Fünfzehn Jahre harte Arbeit und politische Diskussionen, fünf Jahre neue Hoffnung und künftige Herausforderungen um die Rettung der Zwerggans. Vogelwarte 53: 210-211.
- Mooij JH 2014: Historische und gegenwärtige Bestandsgröße und Verbreitung der Zwerggans *Anser erythropus*. – Beitr. Jagd- Wildforsch. 39: 269-295.

Quillfeldt P, Masello JF (Gießen):

Kleine Röhrennasen auf hoher See: Ökologie und Verbreitung der Walvögel im Südlichen Ozean

✉ PQ: Justus-Liebig-Universität, D-35392 Gießen. E-Mail: Petra.Quillfeldt@bio.uni-giessen.de

Die Gattung Walvögel *Pachyptila* umfasst eine Gruppe von eher kleinen Arten (130 bis 190 g) innerhalb der Familie der Sturmvögel (Procellariidae). Ihre Färbung mit weißer Unterseite, blaugrauer Oberseite und dunkelgrauen Zeichnungen (Abb. 1) ist zwischen den Arten sehr ähnlich und begründet Namen wie „Eisvögel“ („icebirds“), „dove petrels“, oder „blue petrels“. Dagegen variieren die Schnabellänge (20 bis 37 mm) und Schnabelbreite (10 bis 24 mm) zwischen den einzelnen Arten beträchtlich. Die breitschnäbeligeren Arten haben Lamellen im Schnabel, mit deren Hilfe sie kleinste Krebstiere wie Ruderfußkrebse (Copepoden) aus dem Wasser filtern. Diese Besonderheit hat ihnen alternative Namen wie „Entensturmvögel“ eingebracht. Das englische Wort „prions“ wird analog auf das griechische Wort „priōn“ für Säge zurückgeführt.

Seit dem Südsommer 2002/2003 untersuchen wir die Ökologie der Dünnschnabel-Walvögel *Pachyptila belcheri* in der größten bekannten Kolonie dieser Art (bis

zu 2 Millionen Brutpaare) auf den Falkland-Inseln. Diese Art besitzt keine Lamellen im Schnabel und hat sich vor allem auf den Flohkrebse *Themisto gaudichaudii* (Hyperiididae, Amphipoda) sowie wenige Zentimeter kleine Tintenfischlarven als Nahrung spezialisiert, weicht aber bei Nahrungsknappheit auch auf die nur 2,4 mm kleinen Ruderfußkrebse aus (Quillfeldt et al. 2011). Weil sich Dünnschnabel-Walvögel von Zooplankton ernähren, das besonders schnell auf geänderte Umweltbedingungen reagiert, eignet sich die Art ideal für Untersuchungen zum Meeresklimawandel. Zudem gehört ihr Lebensraum im Südpolarmeer zu den vom Klimawandel am stärksten beeinflussten Meeresökosystemen. Durch Erhöhung der Meerestemperatur und Versäuerung verschieben sich die Häufigkeiten von Primärproduzenten und Zooplankton im Südlichen Ozean. Das lässt sich an Veränderungen in der Nahrungszusammensetzung und im Rhythmus der Kükenversorgung erkennen.

Wie alle Röhrennasen haben Dünnschnabel-Walvögel nur ein Küken pro Jahr, das etwa 52 Tage lang von beiden Altvögeln versorgt wird. Um Fütterungen zu erfassen, werden die Küken täglich gewogen. Über drei Brutsaisons wurden zusätzlich Altvögel im Brutgebiet mit einem 1 g leichten Sender versehen und mit Hilfe von Radiotelemetrie bei der Heimkehr ins Nest registriert.

Die Nahrungsflüge der Altvögel dauerten im ersten Untersuchungsjahr einen bis acht Tage. In den darauffolgenden Jahren besserte sich das Nahrungsangebot und die Altvögel blieben dem Nest weniger lange fern (bis zu 5 Tage), und meist kamen die Altvögel sogar jede Nacht zum Küken zurück (Quillfeldt et al. 2010a). Während der langen Nahrungsflüge fliegen die Vögel zum Teil bis in antarktische Meeresgebiete Hunderte Kilometer weiter südlich.

Durch die unregelmäßige Versorgung entstehen charakteristische Wachstumskurven mit je nach Fütterung deutlichen Zu- und Abnahmen der Körpermasse der Küken. Kurz vor dem Schub der Schwungfedern erreichen die Küken mit 35 bis 40 Tagen ihre höchste Masse, die in guten Jahren weit über der der Altvögel liegt. Dabei waren die guten Jahre von kaltem Meeres-Oberflächenwasser geprägt, also Bedingungen, die den Transport nährstoffreicher antarktischer Gewässer in die Nähe der Brutgebiete begünstigen (Quillfeldt et al. 2007). Die Jungen wachsen in solchen kalten – und somit bezüglich des Nahrungsangebotes vorteilhaften – Jahren schneller und fliegen auch einige Tage früher aus. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Dünnschnabel-Walvögel eine sehr gute Indikatorart für Veränderungen im Meeresökosystem des Südwestatlantiks darstellen.

Details im Zugverhalten von Dünnschnabel-Walvögeln wurden im Laufe des Projekts zuerst mit Hilfe von Stabilisotopenmessungen, und in den letzten Jahren mit Hilfe von Geolokatoren (Lichtloggern) aufgeklärt. Primärproduzenten und Zooplankton haben im Antark-

tischen Ozean einen niedrigeren Gehalt des schweren Kohlenstoffisotops ^{13}C als in gemäßigten Meeresgebieten. Die Federn der Dünnschnabel-Walvögel werden im Winter erneuert und speichern Information über Aufenthaltsorte in charakteristischen Isotopenmustern. Diese zeigten, dass Dünnschnabel-Walvögel vor allem in antarktischen Gewässern mausern (Quillfeldt et al. 2010b). Einzelne Walvögel hielten sich jedoch auch weiter nördlich vor Südamerika auf. Um zu untersuchen, ob es sich bei den etwa 10 % der Vögel, die vor Südamerika mausern, um eine genetisch getrennte Gruppe handelt, wurden beringte Vögel in mehreren Jahren beprobt. Es zeigte sich eine Tendenz, wieder in das gleiche Gebiet zu fliegen, einige Vögel mauserten jedoch im jeweils anderen Gebiet (Quillfeldt et al. 2010b). Nicht nur die Art, sondern auch einzelne Dünnschnabel-Walvögel zeigten also ein hoch flexibles Verhalten. So können sie in den riesigen Meeresgebieten mit ihren wechselhaften, durch Wetterlagen und ozeanografische Zyklen beeinflussten Gebieten erfolgreich den Winter überleben, ihr Federkleid erneuern und Reserven für die kommende Brutsaison anlegen.

Um die Überwinterungsorte genauer zu bestimmen, konnten wir seit der Saison 2009/2010 Altvögel mit Geolokatoren ausrüsten. Die 1 g leichten Datenlogger wurden an Kunststoffringen am Bein befestigt. Wie aus den Isotopenuntersuchungen bekannt, verbrachte ein kleiner Teil der Population (z. B. 2010 einer von 20 Vögeln, Abb. 2) den Winter über dem Patagonischen Schelf, in einer mittleren Entfernung von 490 km von der Brutkolonie (Quillfeldt et al. 2013). Die meisten Vögel verließen dagegen den Südwestlichen Atlantik direkt nach der Brutsaison. Innerhalb von 3 bis 14 Tagen erreichten sie ihre Mausergebiete, welche sich zwischen 30°W und 30°E , sowie 50°S und 65°S befinden. Dabei nutzten die einzelnen Vögel enorm große Gebiete von 200.000 bis 1,8 Millionen km^2 . Die Schwerpunkte der individuellen Mausergebiete lagen 2.710 bis 5.210 km von der Brutkolonie entfernt, und die Altvögel bleiben



Abb. 1: Dünnschnabel-Walvögel auf New Island, Falkland/Malvinas-Archipel. Ein Küken im Alter von ca. 45 Tagen (links) und ein Altvogel nachts nach der Landung in der Kolonie (rechts).
Fotos: Petra Quillfeldt

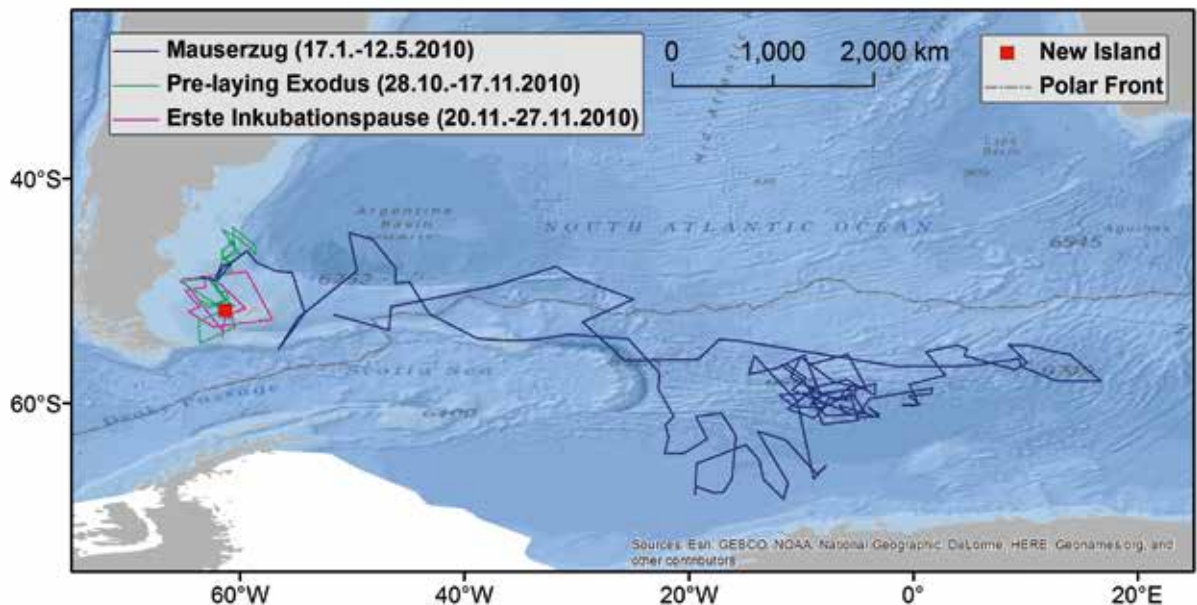


Abb. 2: GLS Tracks von Dünnschnabel-Walvögeln der Brutkolonie auf New Island, Falkland/Malvinas-Archipel.

dort für 45 bis 119 Tage. Die Gebiete liegen um oder südlich der Polarfront, passend zu den niedrigen Isotopenwerten.

Seit 2010 liegt ein weiterer Fokus auf ökologischer Segregation, also Unterschieden im Habitat und in der zeitlich-räumlichen Einnischung der verschiedenen Walvogel-Arten im Südlichen Ozean (Quillfeldt et al. 2013). Dafür haben wir uns mit Kollegen der relevanten Forschungseinrichtungen vernetzt, so mit dem British Antarctic Suvey, dem Institut Polaire und dem CNRS in Frankreich und weiteren Kollegen aus Südafrika, Neuseeland, Australien und Chile. Dieses Netzwerk ermöglicht es uns auch, Fragen der Evolution und Systematik der Walvögel zu analysieren und mit den Zugstrategien zu korrelieren. So möchten wir wissen, ob Populationen mit sich überschneidenden Wintergebieten einen höheren Genfluss aufweisen als solche mit mehreren tausend Kilometer entfernten Verbreitungsgebieten. Um diese und andere Fragen zu beantworten, haben wir Proben zusammengetragen und 25 Mikrosatellitenmarker neu entwickelt (Moodley et al. 2015). Erste Ergebnisse deuten auf hohe Genflussraten, selbst in Populationen, deren Sommer- und Wintergebiete weit voneinander entfernt sind.

Die Autoren und damit die dargestellten Untersuchungen waren seit 2002 an mehrere Forschungseinrichtungen angebunden (Cardiff University, Max-Planck Institut für Ornithologie, Justus-Liebig Universität Gießen) und wurden vor allem durch die DFG (Emmy-Noether Programm, Forschungsstipendium, Heisenberg-Programm) sowie lokal in den Falklandin-

seln (Falkland Islands Environmental Studies Budget Grants, New Island Conservation Trust) finanziell unterstützt. Unser besonderer Dank gilt dem Initiator des Trust, Ian Strange und seiner Familie, für die jahrelange Unterstützung und Freundschaft.

Literatur

- Moodley Y, Masello JF, Cole TL, Calderon L, Munimanda GK, Thali MR, Alderman R, Cuthbert RJ, Marin M, Massaro M, Navarro J, Phillips RA, Ryan PG, Suazo CG, Cherel Y, Weimerskirch H & Quillfeldt P 2015: Evolutionary factors affecting the cross-species utility of newly developed microsatellite markers in seabirds. *Mol. Ecol. Resources*. DOI: 10.1111/1755-0998.12372.
- Quillfeldt P, Strange IJ & Masello JF 2007: Sea surface temperatures and behavioral buffering capacity in Thin-billed prions: breeding success, provisioning and chick begging. *J. Avian Biol.* 38: 298-308.
- Quillfeldt P, Michalik A, Veit-Köhler G, Strange IJ & Masello JF 2010a: Inter-annual changes in diet and foraging trip lengths in a small pelagic seabird, the thin-billed prion *Pachyptila belcheri*. *Mar. Biol.* 157: 2043-2050.
- Quillfeldt P, Voigt CC & Masello JF 2010b: Plasticity versus repeatability in seabird migratory behaviour. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 64: 1157-1164.
- Quillfeldt P, Masello JF, Brickle P & Martin-Creuzburg D 2011: Fatty acid signatures of stomach contents reflect inter- and intra-annual changes in diet of a small pelagic seabird, the Thin-billed prion *Pachyptila belcheri*. *Mar. Biol.* 158: 1805-1813.
- Quillfeldt P, Masello JF, Navarro J & Phillips RA 2013: Year-round distribution suggests spatial segregation of two small petrel species in the South Atlantic. *J. Biogeogr.* 40: 430-441.

Dehnhard N, Eens M, Demongin L, Quillfeldt P, Suri D, Poisbleau M (Antwerpen/Belgien, Radolfzell, Gießen, Exeter/Großbritannien):

Phänotypische Plastizität im Brutverhalten von Felsenpinguinen

✉ ND, ME, LD, MP: University of Antwerp, Department Biology - Ethology, Campus Drie Eiken, Universiteitsplein 1, B-2610 Antwerp (Wilrijk), Belgien, nina.dehnhard@uantwerpen.be

ND, LD, MP, PQ: Max Planck Institute for Ornithology, Department of Migration and Immuno-Ecology, Am Obstberg 1, D-78315 Radolfzell & University of Konstanz, Department of Biology, 78457 Konstanz

PQ: Justus-Liebig University Gießen, Department of Animal Ecology & Systematics, Heinrich-Buff-Ring 38, D-35392 Gießen

DS: Met Office, FitzRoy Road, Exeter, EX1 3PB, Großbritannien

Der globale Klimawandel führt unter anderem zu mehr Wetterextremen und steigenden Luft- und Meerwassertemperaturen. In Folge der höheren Temperaturen haben sich seit Beginn der Aufzeichnungen insbesondere auf der Nordhalbkugel typische Frühlingsereignisse wie die Blütezeit von Pflanzen, der Schlupf von Raupen und auch die Eiablagedaten verschiedener Vogelarten im Schnitt um 2,3 Tage pro Dekade verfrüht (Parmesan & Yohe 2003). Diese zeitliche Veränderung stellt möglicherweise vor allem Langstreckenzieher vor Probleme, da sie ohne direkte Hinweise auf die im Brutgebiet herrschenden Bedingungen früher dorthin ziehen müssen (Both & Visser 2001). Zudem können sich die deutlich kurzlebigeren Nahrungstiere wie Raupen, oder im marinen Bereich Zooplankton, evolutionär viel schneller an die Temperaturveränderungen anpassen, als die verhältnismäßig langlebigen Vögel (Durant et al. 2007). Um mit dem Klimawandel und dessen Folgen Schritt zu halten, müssen daher vor allem langlebige (Vogel-)Arten phänotypische Plastizität, also Flexibilität beispielsweise im Brutverhalten, aufweisen. Für eine langfristige evolutionäre Anpassung könnten zudem Unterschiede in der phänotypischen Plastizität zwischen Individuen entscheidend sein (Nussey et al. 2007).

Wir untersuchten den Zusammenhang zwischen Eiablagedaten, Gelegemasse sowie Körpermasse (zum Zeitpunkt der Eiablage) adulter südlicher Felsenpinguine *Eudyptes chrysocome chrysocome* in Abhängigkeit mehrerer vor allem temperaturbezogener Umweltvariablen (Southern Annular Mode, Southern Oscillation Index, lokale Meeresoberflächenwassertemperaturen in der Nähe der Brutkolonie sowie lokale Lufttemperaturen in der Brutkolonie) über einen Zeitraum von sechs bzw. sieben Jahren in einer Kolonie auf New Island, Falklandinseln. Südliche Felsenpinguine verbringen den Winter außerhalb ihrer Brutgebiete, zählen also zu den Zugvögeln. Ihr Bestand gilt derzeit als „verletzlich“. Südliche Felsenpinguine weisen ein innerhalb ihrer Kolonien äußerst synchrones Brutverhalten auf, das zeitlich von Jahr zu Jahr anscheinend nur gering variiert. Die ausgehenden Fragestellungen waren daher: 1) Passen sich Felsenpinguine überhaupt in ihrem Brutverhalten an die Umweltvariabilität an? 2) Welche der Umwelt-

variablen charakterisiert Eiablagedatum, Gelegemasse und Körpermasse am besten? 3) Brüten sie früher oder später unter wärmeren Bedingungen? 4) Sind alle Individuen gleich anpassungsfähig oder gibt es Individuen, die eine größere phänotypische Plastizität aufweisen als andere?

Unsere Ergebnisse zeigten signifikante Jahresunterschiede für Eiablagedaten, Gelege- und Körpermasse der Elterntiere. Eiablagedaten wurden am besten durch die Umweltvariable Southern Annular Mode erklärt, welche die großräumigen Wassertemperaturen und Windverhältnisse im südlichen Ozean beschreibt. Dies könnte auf das Zugverhalten zurückzuführen sein. Für die Gelegemasse stellte sich hingegen die lokale Oberflächenwassertemperatur als bessere Variable in den Modellen heraus, möglicherweise, weil die Bildung der Eier erst in der Nähe der Brutkolonie initiiert wird. Entgegen dem globalen Trend legten Felsenpinguine ihre Eier unter kälteren Bedingungen (positive Southern Annular Mode) früher, und sie legten auch generell schwerere Gelege bei niedrigeren Wassertemperaturen (Dehnhard et al. 2015), vermutlich, weil bei niedrigeren Wassertemperaturen eine stärkere Durchmischung der Wasseroberfläche stattfindet. Damit stehen mehr Nährstoffe für das Phytoplankton und das gesamte Nahrungsnetz zur Verfügung (Behrenfeld et al. 2006). Da Felsenpinguine überwiegend Kleinkrebse, kleine Fische/Fischlarven und Kalmare fressen, stehen sie im Nahrungsnetz vergleichsweise weit unten und reagieren zügig auf Veränderungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch niedrigere oder höhere Wassertemperaturen. Diese Annahme wird dadurch unterstützt, dass auch die Körpermasse der Elterntiere unter positiver Southern Annular Mode (und damit kälteren Bedingungen) höher war.

Obwohl statistisch signifikant, war die durch die Umweltvariablen erklärte phänotypische Plastizität in Eiablagedaten, Gelegemasse sowie Körpermasse eher gering. Individuen, die in mehreren Jahren erfasst wurden, waren in ihrem Verhalten und in ihrer Körpermasse konsistent und „wiederholbar“, d. h. Individuum A legte beispielsweise in allen Jahren ein schwereres Gelege als Individuum B. Schließlich lieferten unsere Modelle keinerlei Hinweise darauf, dass sich Individuen in ihrer phänotypischen

Plastizität unterscheiden. Angesichts der prognostizierten Erwärmung der Erde und ihres Lebensraumes stellt sich mit diesen Ergebnissen die Frage, ob sich südliche Felsenpinguine an höhere Temperaturen und damit einhergehende Veränderungen anpassen können.

Literatur

Behrenfeld MJ, O'Malley RT, Siegel DA, McClain CR, Sarmiento JL, Feldman GC, Milligan AJ, Falkowski PG, Letelier RM & Boss ES 2006: Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature* 444: 752-755.
Both C & Visser M 2001: Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature* 411: 296-298.

Dehnhard N, Eens M, Demongin L, Quillfeldt P, Suri D & Poisbleau M 2015: Limited individual phenotypic plasticity in the timing of and investment into egg laying in southern rockhopper penguins under climate change. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 524: 269-281.

Durant JM, Hjermann DO, Ottersen G, & Stenseth NC 2007: Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Clim. Res.* 33: 271-283.

Nussey DH, Wilson AJ & Brommer JE 2007: The evolutionary ecology of individual phenotypic plasticity in wild populations. *J. Evol. Biol.* 20: 831-844.

Parnesan C & Yohe G 2003: A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37-42.

Sittler B, Lang J, Gilg O (Freiburg, Lich, Francheville/Frankreich):

Die unterschiedlichen Reaktionen von Schneeeulen und Falkenraubmöwen auf Lemmingzyklen. Ergebnisse einer Langzeitforschung in Nordost-Grönland

✉ BS: Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Landespflege, D-79085 Freiburg. E-Mail: benoit.sittler@landespflege.uni-freiburg.de

Einleitung und Fragestellung

Das Zusammenwirken von Räubern und ihrer Beute strukturiert Tiergemeinschaften und Nahrungsnetze. Ein seit langem bekanntes und intensiv untersuchtes Beispiel dafür sind die zyklischen Schwankungen von Kleinsäugervorkommen, die auch den Reproduktionserfolg und die Dichte der von ihnen abhängigen Prädatoren beeinflussen. Die Gründe für die Entstehung dieser zyklischen Schwankungen sind nach wie vor in vielen Fällen unklar. Für ihre Erforschung sind Untersuchungen in den einfachsten Tiergemeinschaften prädestiniert. Dieser Aufgabe widmet sich seit 1988 im Nordosten Grönlands das „Karupelv Valley Project“, in dem die Zyklen von Lemmings und die Wechselbeziehungen zu ihren Fressfeinden in einer überschaubaren hocharktischen Tiergemeinschaft näher erforscht werden (Sittler 1995). In dieser Gemeinschaft ist der Halsbandlemming *Dicrostonyx groenlandicus* die Schlüsselbeute von vier Beutegreifer-Arten,

welche sich durch unterschiedliche Strategien in ihrer Reaktion auf die zyklischen Änderungen der Dichte ihrer Hauptbeute auszeichnen (Gilg et al. 2006; Lang et al. 2009). Kennzeichnend für dieses System ist auch das allgemein geringe Angebot an möglicher Ersatzbeute (Meltøfte et al. 2007).

Dank seiner Langzeitbeobachtungen liefert das Karupelv Valley Project unter anderem einmalige Einblicke in die Reaktionen von Schneeeulen *Bubo scandiacus* und Falkenraubmöwen *Stercorarius longicaudus*, die hier kurz zusammengefasst werden sollen.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet ist Bestandteil der hocharktischen Tundra und befindet sich auf der Insel Traill in Nordost Grönland auf 72°30' nördlicher Breite (Abb. 1). Dieses Gebiet ist Teil des größten Nationalparks der Welt (Sittler & Lang 2005). Die offene Tundrenlandschaft und das vergleichsweise übersichtliche Artenin-

Tab. 1: Standard-Untersuchungsprogramm und Untersuchungsmethoden an Schneeeulen und Falkenraubmöwen im Karupelv Valley Project.

Methode	Schneeeule	Falkenraubmöwe
Nestkartierung und Brutерfolg	gesamtes Tal (ca. 75 km ²)	Untersuchungsgebiet (15 km ²)
Nahrungsanalyse	Intensiv (in jedem Jahr mit Anwesenheit)	Extensiv (in einzelnen Jahren)
Satellitentelemetrie	7 Vögel seit 2001	3 Vögel von 2006-2007
Geolokator		seit 2011

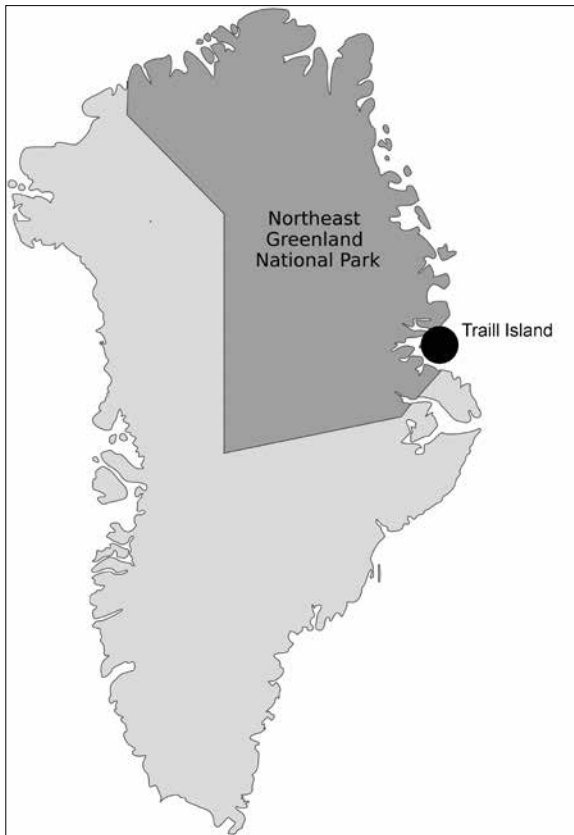


Abb. 1: Grönland mit der Lage des Nationalparks und der Insel Traill.

ventar bieten eine gute Voraussetzung, um einen Einblick in die Populationen der Lemminge und ihrer Räuber zu gewinnen (Abb. 2).

Die jährlichen Untersuchungen im Rahmen des Langzeitprojektes sind bereits detailliert beschrieben worden (Sittler 1995; Gilg et al. 2006). An dieser Stelle sollen daher nur kurz die Methoden erläutert werden, die sich mit der Dokumentation der Lemmingzyklen und den Reaktionen von Schneeeulen und Falkenraubmöwen beschäftigen.

Die Lemmingdichte wird über eine indirekte Methode jedes Jahr flächendeckend auf 15 km² erfasst. Dazu werden alle Winternester kartiert, die nach der Schneeschmelze als unübersehbare Gebilde auf dem Tundraboden zurückbleiben. Ihre Gesamtzahl ist ein Index für die Lemmingdichte zum Ausgang des Winters und wurde in einzelnen Jahren durch Fallenfänge im Sommer kalibriert und ergänzt (Gilg 2002).

Die numerischen und funktionalen Reaktionen der Beutegreifer werden ebenfalls mit einem Routineprogramm erfasst (Gilg et al. 2006; Tab. 1). Während die Brutreviere und Nester der Falkenraubmöwen nur innerhalb des engeren Untersuchungsgebietes kartiert werden, erstreckt sich die Kartierung der Nester und



Abb. 2: Junge Schneeeulen im Horst (oben) und Falkenraubmöwe mit Lemmingbeute (unten).

Fotos: Felix Normann und Olivier Gilg

Brutreviere von Schneeeulen auf das ganze Tal. Bruten beider Arten sind in der Regel leicht nachzuweisen, der effektive Bruterfolg (flüge Jungvögel, die das Gebiet im Herbst verlassen) ist hingegen nur schwierig zu ermitteln.

Im Rahmen gesonderter Studien wurden und werden durch Gewöllanalysen die funktionellen Reaktionen untersucht, um das gesamte Nahrungsspektrum und die tägliche Fressrate an Lemmingen zu ermitteln. Durch den Einsatz der Satelliten-Telemetrie (Aebischer & Sittler 2005; Sittler et al. 2011) bzw. von Geolokatoren (Gilg et al. 2013) werden für beide Arten seit einigen Jahren auch Informationen zu Bewegungen außerhalb der Brutzeit gewonnen.

Wesentliche Befunde zur Situation der Lemminge
 Zyklische Dichteschwankungen der Lemminge in Abständen von vier bis fünf Jahren waren in den ersten 15 Jahren dieser Langzeitstudie die Regel. Die maximalen Dichten lagen in Spitzenjahren bei ca. 15 Lemmingen pro ha (Gilg et al. 2006; Abb. 3). In den dazwischen liegenden Tiefs fielen die Dichten auf unter 0,1 Lemminge pro ha. Seit der Jahrtausendwende kam es im Untersuchungsgebiet zu keinen der bis dahin

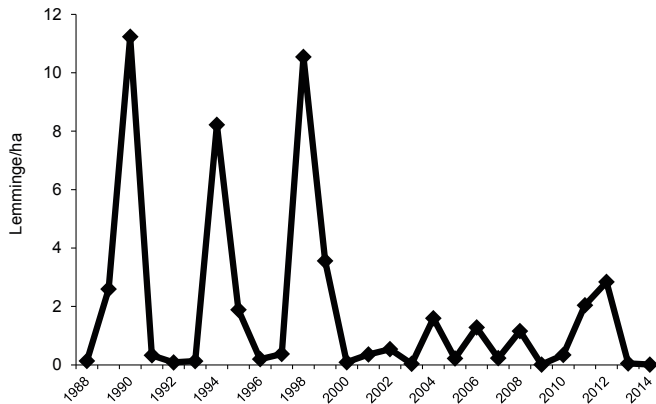


Abb. 3: Verlauf der Lemmingzyklen im Untersuchungsgebiet seit 1988. Angegeben sind die aus der Anzahl der Winterester kalkultierten Dichten zum Ausgang des Winters.

regelmäßig beobachteten Massenvermehrungen mehr. In den letzten 15 Jahren wurde nur zwei Mal eine Dichte von über zwei Lemmings pro ha erreicht (Abb. 3).

Falkenraubmöwe

Falkenraubmöwen sind als Zugvögel nur während einer kurzen Zeit im Sommer im Untersuchungsgebiet anwesend. Ihre pelagische Lebensweise außerhalb der Brutzeit sichert ihnen auf dem Zug (Sittler et al. 2011) wie auch in den Winterquartieren (Gilg et al. 2013) einen gut gedeckten Tisch in den fischreichen Gewässern des Atlantischen und Indischen Ozeans. In der Regel erreichen sie das Brutgebiet in der ersten Juni-Hälfte in entsprechend guter Kondition (de Korte 1979). Die Reviere können eine Größe von 100 bis 150 ha umfassen. Für das engere Untersuchungsgebiet konnten entsprechend in der zweiten Juni-Hälfte bis zu zwölf Brutpaare kartiert werden. Als Schwellenwert für eine erfolgreiche Fortpflanzung wurde für unser Untersuchungsgebiet eine Lemming-

dichte von etwa einem Lemming pro ha ermittelt (Gilg et al. 2006; Abb. 4a). Bei niedrigeren Lemmingdichten werden die Nester nach und nach aufgegeben und in Extremjahren konnten überhaupt keine Nester entdeckt werden. In solchen Fällen werden die Reviere frühzeitig aufgegeben und es bilden sich Gruppen von manchmal über 100 nichtterritorialen Vögeln.

Während die Hauptnahrung der Falkenraubmöwen in Spitzenjahren aus Lemmings besteht und dann täglich bis zu fünf Lemmings gefressen werden (Gilg et al. 2006; Abb. 4b), halten sich die Tiere in schlechten Lemmingjahren vor allem an Insekten und Beeren. Später im Sommer können Eier oder Jungvögel von Strandläufern dazukommen.

Schneeeule

In insgesamt 19 von 27 Untersuchungsjahren konnten im Sommer keine Schneeeulen im Untersuchungsgebiet festgestellt werden (Abb. 6). Ihre Anwesenheit ist nur

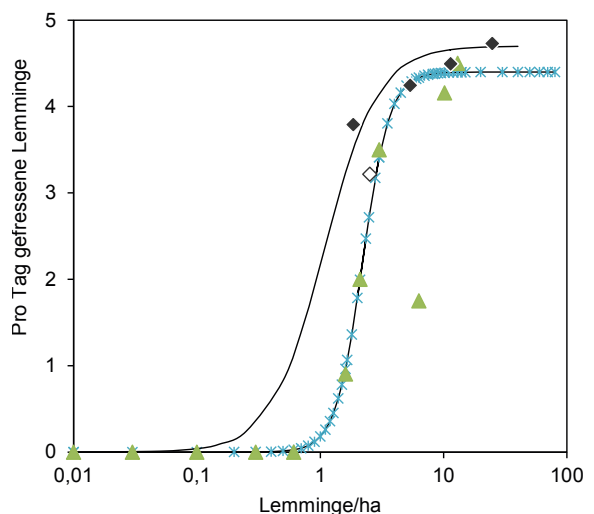
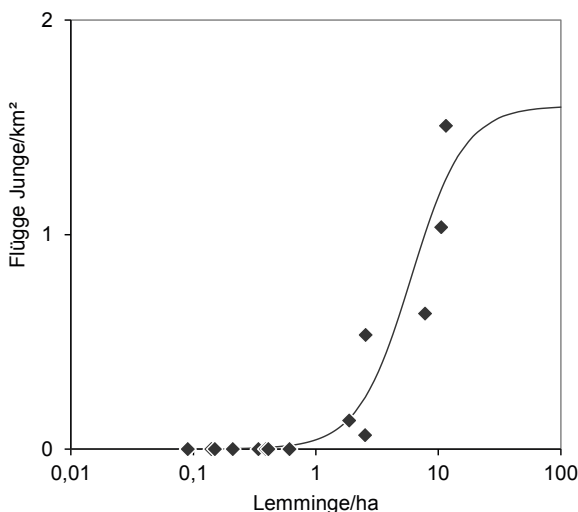


Abb. 4: Numerische und funktionelle Reaktion von Falkenraubmöwen auf unterschiedliche Lemmingdichten (Gilg et al. 2006).

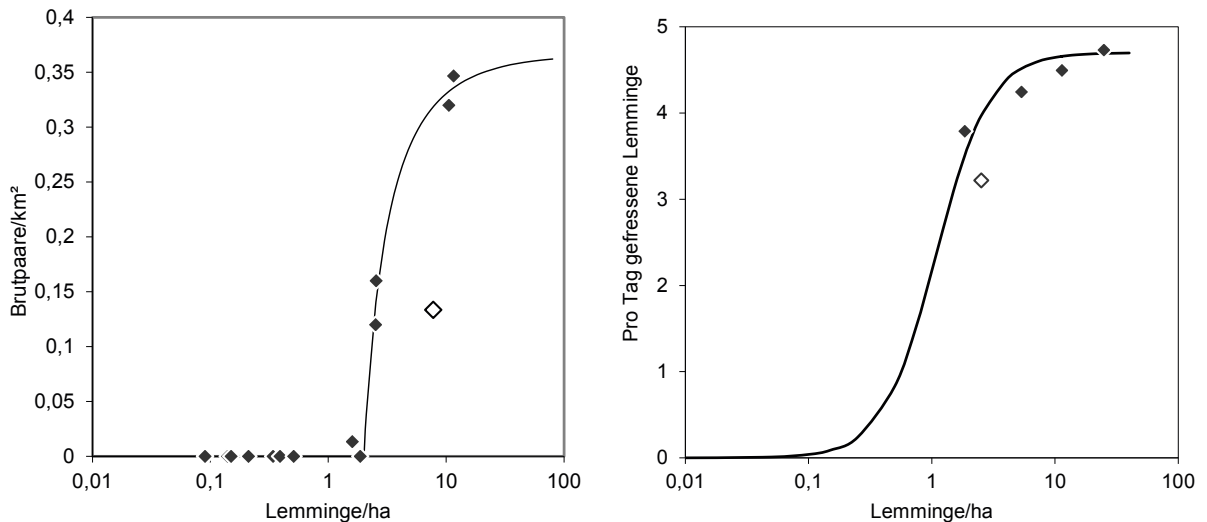


Abb. 5: Numerische und funktionelle Reaktion von Schneeeulen auf unterschiedliche Lemmingdichten (Gilg et al. 2006).

bei mittleren und guten Lemmingdichten belegt, in denen um die 1.000 Winterester zum Ende des Winters registriert wurden, was einer Lemmingdichte von etwa zwei Tieren pro ha entspricht (Gilg et al. 2006; Abb. 5a). Im Jahr mit der höchsten Lemmingdichte (1998) wurden im ganzen Tal nicht weniger als 20 Brutpaare registriert, wobei einige Nester in Abständen von weniger als 1,5 km zueinander lagen.

Diese enge Bindung an Lemminge wird auch bei der Nahrungswahl deutlich. Während der Brutzeit ernähren Schneeeulen sich und ihre Jungen fast ausschließlich mit Lemmingen, und die Erbeutung von anderen Beutetieren stellt eine Ausnahme dar. Dies bestätigt auch die Analyse von Gewöllen, in denen mehr als 98,5 % von 4.024 Beutetieren Lemminge waren. Dies entspricht einer Konsumptionsrate von vier bis fünf Lemmingen pro Tag (Gilg et al. 2006; Abb. 5b). Es kann sogar dazu kommen, dass potenzielle Beutetiere (z. B. Prachteinere *Somateria spectabilis*) in der unmittelbaren Nähe von Schneeeulen und z. T. Raubmöwen brüten, wodurch sie sich der Prädation durch den Polarfuchs *Alopex lagopus* entziehen (Sittler et al. 2000).

Dank Einsatz der Satelliten-Telemetrie (Aebischer & Sittler 2005) konnten inzwischen auch Einblicke in die nomadische Lebensweise von auf der Insel Traill brütenden Schneeeulen und ihrer Jungen gewonnen werden. Unter anderem konnte die Überwinterung einer Eule im Untersuchungsgebiet und seiner weiteren Umgebung belegt werden (Lang et al. in Vorb.).

Bedeutung von Schneeeulen und Falkenraubmöwen für die Lemmingzyklen

Die Untersuchungen zur funktionellen Reaktion von Falkenraubmöwen und Schneeeulen haben gezeigt, wie effizient die Jagd beider Arten bei hohen Lemmingdichten sein kann (Gilg et al. 2006). Im Verbund mit den

anderen Beutegreifern (Polarfuchs und Hermelin *Mustela erminea*) tragen beide Arten dazu bei, dass die Entnahme im Sommer das Reproduktionspotenzial der Lemminge überschreitet. Pro Tag werden dann bis zu 3,4 % aller Lemminge von Beutegreifern getötet, was durch Fortpflanzung nicht mehr auszugleichen ist (Gilg 2002). Erst ab Herbst, wenn sich die überlebenden Lemminge wieder unter dem Schnee in Sicherheit bringen können und die Vögel unter den Beutegreifern das Gebiet verlassen haben, lässt sich dieser Trend umkehren. Dies gelingt aber nur in den Jahren, in denen aufgrund vergangener schlechter Lemmingjahre sehr wenige Hermeline anwesend sind (Gilg et al. 2003).

Ausblick

Seitdem die Ursache der Lemmingzyklen und die Rolle der Prädatoren dabei für unser Untersuchungsgebiet geklärt werden konnte (Gilg 2002; Gilg et al. 2003, 2006), konzentrieren sich die Arbeiten auf die Klärung der Ursachen für das Ausbleiben der Massenvermehrungen und dessen Folgen (Gilg et al. 2009; Schmidt et al. 2012).

Bisher deuten alle verfügbaren Daten darauf hin, dass der Rückgang der Schneebedeckung aufgrund der Klimaerwärmung ausschlaggebend für das Ausbleiben der Lemmingzyklen ist (Gilg et al. 2009). Inzwischen fehlen die entscheidenden Wochen, in denen sich die Lemminge in der Sicherheit unter dem Schnee vermehren können.

Die Brut- und Lebensstrategie von Falkenraubmöwen ist an die Populationsdynamik ihrer Beute angepasst. Auch länger andauernde Depressionen in der Lemmingdichte können durch den hohen Anteil an Nichtbrütern in der Population ausgeglichen werden (Barraquand et al. 2013). Welche Konsequenzen ein kompletter Wegfall von Massenvermehrungen lang-

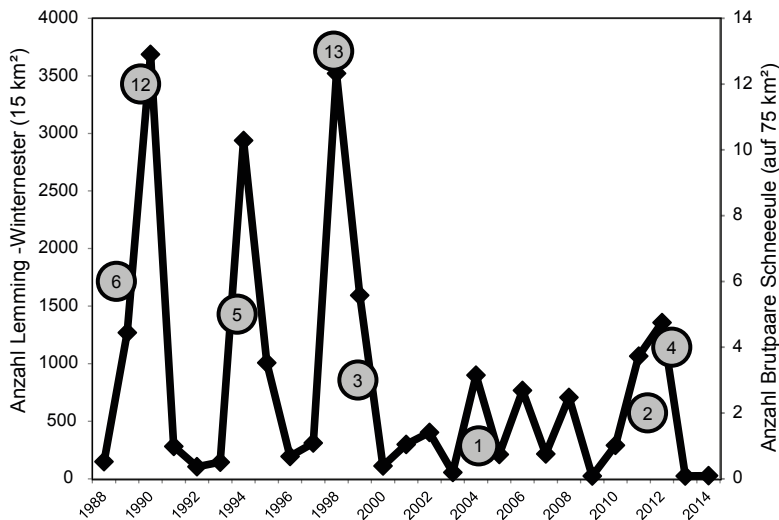


Abb. 6: Verlauf der Lemmingzyklen (Anzahl Winternester auf 15 km²) und Anzahl an Schneeeulenbruten (graue Punkte mit BP-Zahlen) im Untersuchungsgebiet seit 1988.

fristig hat, kann jedoch noch nicht abgeschätzt werden (Gilg et al. 2009; Schmidt et al. 2012).

Bei den Schneeeulen im Untersuchungsgebiet sind die Auswirkungen der ausgebliebenen Lemmingzyklen noch deutlicher festzustellen (Abb. 6). Während in den Jahren von 1988 bis 2000 im Durchschnitt drei Brutpaare pro Jahr anwesend waren, waren es für die Zeit von 2001 bis 2014 nur noch 0,5 Brutpaare pro Jahr. Das Ergebnis der jeweiligen Bruten fällt noch dramatischer aus. Während in den ersten 13 Jahren der Untersuchungen insgesamt 189 Jungeulen das Nest verließen, waren es in den 14 Jahren seither lediglich elf. Ob es sich dabei nur um kleinräumige Effekte handelt oder ob sich der Klimawandel negativ auf den weltweiten Bestand der Schneeeule auswirken wird, ist derzeit Gegenstand einer internationalen Kooperation von Schneeeulenforschern (Sittler et al. 2014).

Literatur

- Aebischer A & Sittler B 2005: Satelliten überwachen jeden Flügelschlag von Schneeeulen - Auf den Spuren einer zirkumpolaren Eulenart. *Kauzbrief* 17: 43-46.
- Barraquand F, Høye TT, Henden J-A, Yoccoz NG, Gilg O, Schmidt NM, Sittler B & Ims RA 2014: Demographic responses of a site-faithful and territorial predator to its fluctuating prey: long-tailed skuas and arctic lemmings. *J. Anim. Ecol.* 83: 375-387.
- de Korte J 1985: Ecology of the Long-tailed Skua, *Stercorarius longicaudus* Vieillot, 1819, at Scoresby Sund, East Greenland. Part three: clutch size, laying date and incubation in relation to energy reserves. *Beaufortia* 35:93-127.
- Gilg O 2002: The summer decline of the Collared Lemming, *Dicrostonyx groenlandicus*, in high arctic Greenland. *Oikos* 99: 499-510.
- Gilg O, Hanski I & Sittler B 2003: Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator-prey community. *Science* 302: 866-868.
- Gilg O, Sittler B & Hanski I 2009: Climate change and cyclic predator-prey population dynamics in the high-Arctic. *Glob. Change Biol.* 15: 2634-2652.
- Gilg O, Sittler B, Sabard B, Hurstel A, Sané R, Delattre P & Hanski I 2006: Functional and numerical responses of four lemming predators in high arctic Greenland. *Oikos* 113: 193-216.
- Gilg O, Moe B, Hanssen SA, Schmidt NM, Sittler B, Hansen J, Reneerkens J, Sabard B, Chastel O, Moreau J, Phillips RA, Oudman T, Biersma E, Fenstad A, Lang J & Bollache L 2013: Trans-equatorial migration routes, staging sites and wintering areas of a high-arctic avian predator: The Long-tailed Skua (*Stercorarius longicaudus*). *PLoS ONE* 8 (5): e64614. doi:10.1371/journal.pone.0064614
- Lang J, Sittler B & Gilg O 2009: The response of Arctic foxes to a fluctuating lemming population - Insights from a long term project in high arctic Greenland. In: Angerbjörn A, Eide N & Noren K (Hrsg) *International conference on Arctic Fox biology*. Vålådalen Mountain Station, Sweden. February 16-18th 2009. Program, abstracts and list of participants. NINA Special Report 37: 17.
- Meltofte H, Sittler B & Hansen J 2007: Breeding performance of tundra birds in high arctic northeast Greenland 1987-2007. *Arctic Birds* 9: 45-53.
- Schmidt NM, Ims RA, Toke TH, Gilg O, Hansen LH, Hansen J, Lund M, Fuglei E, Forchhammer M & Sittler B 2012: Response of an arctic predator guild to collapsing Lemming cycles. *Proc. R. Soc. B* 279: 4417-4422.
- Sittler B 1995: Response of Stoat (*Mustela erminea*) to a fluctuating Lemming (*Dicrostonyx groenlandicus*) population in north east Greenland: preliminary results from a long term study. *Ann. Zool. Fennici* 32: 79-92.
- Sittler B, Gilg O & Berg T 2000: Low abundance of King Eider nests during low Lemming years in northeast Greenland. *Arctic* 53: 53-60.
- Sittler B & Lang J 2005: North-east Greenland National Park - Der größte Nationalpark der Welt. In: Konold W, Böcker R & Hampicke U (Hrsg) *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege* 17: 1-16. Erg. Lfg. 12/05. Ecomed, Landsberg.
- Sittler B, Lang J & Aebischer A 2014: Schneeeulen im Visier - Gründung und Aufgaben der International Snowy Owl Working Group. *Kauzbrief* 26: 28-31.
- Sittler B, Aebischer A & Gilg O 2011: Post-breeding migration of four Long-tailed Skuas *Stercorarius longicaudus* from north and east Greenland to West Africa. *J. Ornithol.* 152: 375-381.

Kölzsch A, Müskens GJDM, Glazov P, Kruckenberg H, Nolet BA, Wikelski M (Radolfzell, Wageningen/Niederlande, Moskau/Russland, Verden an der Aller):

Besenderte Blässgänse *Anser albifrons* – Zugverhalten und Familienzusammenhalt

✉ AK: Max Planck Institut für Ornithologie, Am Obstberg 1, D-78315 Radolfzell. E-Mail: akoelzsch@orn.mpg.de

Jedes Jahr fliegen Blässgänse *Anser albifrons* in riesigen Gruppen tausende Kilometer von ihren arktischen Brutgebieten in ihre mitteleuropäischen Überwinterungsgebiete und zurück. Während des Frühjahrszuges ziehen sie in einer breiten Front verschiedene Routen, rasten häufig und folgen der „grünen Welle“ (van Wijk et al. 2012). Über ihren Herbstzug fehlen solch detaillierte Erkenntnisse noch.

Im Gegensatz zu manchen anderen Zugvogelarten bleiben Gänsefamilien während ihres ersten Herbstzuges zusammen, oft auch länger bis in den Frühjahrszug oder sogar in ihren zweiten Winter (Kruckenberg 2005). Es wurde in der kanadischen Arktis sogar beobachtet, dass einjährige Blässgänse ihren Eltern in der nächsten Brutzeit bei der Verteidigung des Nestes helfen (Barry 1976). Man geht davon aus, dass die Elternvögel ihr Wissen über die Routen und die Zeitgebung des Zuges an ihre Jungen weitergeben.

Um sowohl das Zugverhalten im Herbst und Frühjahr als auch ihren Familienzusammenhalt zu untersuchen, haben wir Blässgänse im Familienverband gefangen und mit GPS-Sendern ausgerüstet. Ein Teil der Gänse wurde während der Mauser im Sommer 2013 im russischen Brutgebiet gefangen, ein anderer Teil im Winter 2013/2014 in den Niederlanden mit Hilfe der Vereinigung Niederländischer Gänsefänger. Wir konnten 21 vollständige Herbstzüge, 13 Frühjahrszüge und 19 Gänse im Überwinterungsgebiet verfolgen. Darunter waren nur wenige Familiengruppen, was an der erhöhten

Mortalität der juvenilen Gänse auf ihrem ersten Herbstzug und der russischen Frühjahrsjagd lag.

Unsere Daten zeigen, dass der Herbstzug der Blässgänse, genau wie der von Zwergschwänen *Cygnus bewickii* auf derselben Route (Nuijten et al. 2014), von kürzerer Dauer ist als ihr Frühjahrszug. Im Herbst haben die Gänse weniger häufig gerastet, und der Zug dauerte im Mittel 40 Tage. Dagegen nahm ihr Frühjahrszug ca. 80 Tage in Anspruch. Dies deutet darauf hin, dass Blässgänse im Frühjahr mit mehr Fettreserven ziehen als im Herbst, weil sie für die Brut extra Reserven einfliegen müssen („capital breeding hypothesis“; Gauthier et al. 2003). Ferner war der Herbstzug der besenderten Gänse im Jahr 2013 zeitlich und räumlich sehr ähnlich; die meisten Tiere zogen in der letzten Augustwoche aus dem Brutgebiet ab und flogen entlang der Küsten, bis sie Anfang Oktober im Überwinterungsgebiet ankamen.

Zwei verpaarte besenderte Gänse blieben während des Herbstzuges extrem dicht beieinander (98 % der Zeit weniger als 10 m entfernt). Hoch aufgelöste Teilstücke der GPS-Routen zeigen, dass das Männchen während der Rastzeiten überwiegend die Bewegungsrichtung vorgab, wohingegen sich die beiden Tiere während des Fluges in der Führung abwechselten. Dies hängt wahrscheinlich mit der Flugformation und reziproker Kooperation (Voelkl et al. 2015) in einer größeren Gänsegruppe zusammen. Die vermehrte Führung des Männchens während des Zuges ergänzt bisherige Studien an Streifengänsen *Anser indicus*, bei denen nur



Abb. 1: Besenderte Blässgans-Familie während ihrer Freilassung in den Niederlanden.

Foto: G. Müskens

zur Brutinitiation das Weibchen die Führung übernahm (Lamprecht 1992).

GPS-Daten zur Flugkoordination von Eltern mit ihren Jungen konnten bisher nur aus dem Überwinterungsgebiet gewonnen werden. Sie zeigen, dass ein Teil der jungen Gänse den gesamten Winter dicht bei den Eltern blieb, aber ein anderer Teil unabhängig wurde. Diese Abspaltung von den Eltern geschah bei einigen Junggänsen abrupt, bei anderen allmählich. Die letzteren entfernten sich im späten Winter mehrere Male für ein bis drei Tage von ihren Eltern, aber schlossen sich ihnen dann wieder an. Einer früheren Studie an Weißwangengänsen *Branta leucopsis* zufolge werden Junggänse in diesem Alter oft von ihren Eltern verjagt (Black & Owen 1989).

Diese ersten Ergebnisse zeigen, dass komplexes Familienverhalten von Blässgänsen mit GPS-Sendern untersucht werden kann, um somit unser Verständnis über soziales Wanderverhalten zu erweitern. In den nächsten Jahren hoffen wir, Langzeitrouten von Gänsen, die als Jungvögel besendert wurden, mit den Bewegungsmustern ihrer Eltern vergleichen zu können. Dadurch könnten wir herausfinden, ob Zugrouten zwischen den Generationen weitergegeben werden, wie variabel sie sind und somit auch, wie Gänse sich ggf. an den Klima- und Habitatwandel anpassen können.

Literatur

- Barry TW 1967: The geese of the Anderson River Delta, Northwest Territories. PhD Thesis. University of Alberta, Canada.
- Black JM & Owen M 1989: Parent-offspring relationships in wintering Barnacle Geese. *Anim. Behav.* 37: 187-198.
- Gauthier G, Bety J & Hobson KA 2003: Are Greater Snow Geese capital breeders? New evidence from a stable-isotope model. *Ecology* 84: 3250-3264.
- Kruckenbergh H 2005: Wann werden "die Kleinen" endlich erwachsen? Untersuchungen zum Familienzusammenhalt farbmarkierter Blessgänse *Anser a. albifrons*. *Vogelwelt* 126: 253-258.
- Lamprecht J 1992: Variable leadership in Bar-headed Geese (*Anser indicus*): An analysis of pair and family departures. *Behaviour* 122: 105-120.
- Nuijten RJM, Kölzsch A, van Gils JA, Hoyer BJ, Oosterbeek K, de Vries PP, Klaassen M & Nolet BA 2014: The exception to the rule: retreating ice front makes Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* migrate slower in spring than in autumn. *J. Avian Biol.* 45:113-122.
- van Wijk RE, Kölzsch A, Kruckenbergh H, Ebbinge BS, Müskens GJDM & Nolet BA 2012: Individually tracked geese follow peaks of temperature acceleration during spring migration. *Oikos* 121: 655-664.
- Voelkl B, Portugal SJ, Unsöld M, Usherwood JR, Wilson AM & Fritz J 2015: Matching times of leading and following suggest cooperation through direct reciprocity during V-formation flight in ibis. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 112: 2115-2120.

Literaturbesprechungen

Nick Davies:

Cuckoo – Cheating by Nature.

Bloomsbury, London, 2015. Hardcover, 21 cm × 14 cm. ISBN 978-1-4088-5656-7. GBP 13,59.

Jedes Frühjahr, seit mehr als 30 Jahren, steigt er aufs Fahrrad, lässt die Türme seiner altherwürdigen Universitätsstadt Cambridge hinter sich und strebt ins nahegelegene Moor, in das Wicken Fen mit seinen von Röhricht umsäumten Gräben und Deichen. Schon von fern hört er den Ruf des Kuckucks, jedes Mal aufs Neue elektrisierend. Je näher das Ziel, umso mehr nimmt er in vollen Zügen die Natur auf: Die gelbe Iris am Wegesrand, die schwirrenden Libellen, das sich in der lauen Luft bewegende Schilf. Nick Davies, einer der prominentesten Verhaltensökologen, nimmt uns mit in sein Paradies, in sein wunderbares Freilandlabor, wo er seit Jahrzehnten am Kuckuck forscht. Dabei werden wir, die Leser, zu Expeditionsteilnehmern, werden Mitglied seines Forschungsteams. Mehr und mehr infiziert uns die Naturbegeisterung des Autors, überträgt sich sein Staunen über die Natur, erwächst auch bei uns die Geduld, sich auf die Vögel, die Untersuchungsobjekte, einzulassen. Wir lernen, die Welt mit den Augen eines Vogels zu sehen. Wer an Tieren forscht, braucht zuallererst Muße.

Dieses Buch handelt vom Kuckuck, dem Vogel, den wirklich jeder kennt, den populären Brutparasiten. Es richtet sich an ein breites, naturkundlich interessiertes Publikum. Dass es aber auch für uns Ornithologen faszinierend ist, liegt schon darin begründet, dass der Autor klar und verständlich einen aktuellen Überblick über den Brutparasitismus des Kuckucks bietet. Das ist spannend wie ein Krimi, geht es doch für beide Parteien - den Brutparasiten wie für seine Wirte - ums Ganze, um Alles oder Nichts. Was wir gerade mitansehen, ist lediglich eine Momentaufnahme im evolutionären Wettrüsten zweier Gegner, ihrer außerordentlich komplexen Koevolution. Verstehen lässt sich dieser Prozess vor allem im Kontext von vorher und nachher.

In 14 Kapiteln beschreibt Nick Davies die Abläufe und Schritte der Brutparasitären Handlungskette, beschäftigt sich mit „natural selection“, ihren Konsequenzen, ihren Wechselwirkungen. Er blickt zurück in die Geschichte der Kuckucksforschung und erzählt fesselnd die Stories von Edgar Chance oder Edward Jenner, die herausfanden, wie das Kuckucksweibchen sein Ei ins Wirtsnest legt bzw. wie das fragile Kuckucksjunge sich aller Konkurrenz, also Wirtseier und -nestlinge, entledigt. Auf das „Wie“ folgt das „Warum“. Warum also die Kontrahenten so oder so aufeinander reagieren, das sind heute die Fragen, die Nick Davies selbst und weltweit viele andere Brutparasitismusforscher umtreiben. Darwin, der den Grundstein für die heutigen evolutionsbiologischen Konzepte gelegt hatte, war übrigens selbst mehrfach im Wicken Fen, um Tiere und Pflanzen zu beobachten und untersuchen. Da klingt es fast wie Fügung des Schicksals, dass genau hier Davies und sein Team so manche Frage, die den genialen Denker 150 Jahre vorher beschäftigt hatte, lösen konnten. Der Autor erzählt von der eigenen Arbeit im Wicken Fen, er beschreibt die Projekte anderer Gruppen, an anderen Modellarten: Ein breites Spektrum von der Nestsuche über Experimente mit Kunstiern (hier nimmt der Forscher die Rolle des Kuckucks

ein) oder mit dem jungen Kuckuck bis hin zur Satelliten-Telemetrie oder DNA-Analysen von den Kuckuckseiern in den Museumssammlungen. Lesend begreift man, wie Forschung funktioniert.

Zu den vielfältigen Facetten des Buches gehört auch der Blick in die Zukunft. Der Einfluss von uns Menschen auf die biologische Vielfalt wird immer gewaltiger, immer schlimmer. Inzwischen ist vorstellbar (vorhersehbar?), dass es bei uns keine Kuckucke mehr gibt – eine unerwartete Wende dieser koevolutionären Kettenreaktion.

Dieses Buch ist eine außergewöhnliche Mischung: Academia und Natura, Cambridge und Wicken Fen liegen so nah beieinander, Fakten aus der Forschung verbinden sich mit staunender Naturbeobachtung und persönlichen Empfindungen. Objekt und Subjekt, Nähe und Distanz changieren. Passion ist überall spürbar. Das ist das Klima, in dem der Blick sich abwechselnd weitet und fokussiert, in dem komplizierte Zusammenhänge begreifbar werden. Und noch eine Botschaft: Nicht immer sind es die modernsten Techniken und Methoden, die den wissenschaftlichen Fortschritt bringen. Vorher braucht es neue Ideen. Sind die Fragen richtig, dann lässt sich noch heute allein mit dem Fernglas im Freiland viel erreichen.

Wie die dreißigjährige Forschung am Kuckuck und seinem Brutparasitismus, so hat auch dieses Buch einen langen Atem. Nick Davies ist der Meister der Entschleunigung. Wer sich auf sein Buch einlässt, wird beschenkt, verliert Hektik. Seine Synthese von wissenschaftlicher Abhandlung, Prosa und Poesie stellt eine eigene literarische Dimension dar. Als würde das noch nicht reichen, wird sie mit den bezaubernden und treffenden Aquarellen von James McCallum illustriert. Für den Rezensenten ein „Traum“-Buch in des Wortes mehrfacher Bedeutung. Es hat seinen festen Platz auf meinem Nachttisch.

Karl Schulze-Hagen

Stephan Ernst:

Oh, mein reicher Altai. Ornithologische Streifzüge durch Sibiriens Wildnis.

Verlag Stephan Ernst, Klingenthal, 2015. Bezug: Buchversand Ernst, 08248 Klingenthal. E-Mail: ernst-klingsenthal@t-online.de. Gebunden 21,5 cm × 23 cm, 164 Seiten, 430 Farbfotos, Liste der während der Reisen beobachteten Vogelarten. ISBN 97-3-00-048339-4. € 29,90.

Von Stephan Ernst liegen schon mehrere Veröffentlichungen zur heimischen Vogelwelt und besonders zu Beobachtungen während seiner sieben Reisen in den Altai in den Jahren 1990 bis 2009 vor. Dieses Buch schildert nun sehr anschaulich die Umstände und persönlichen Erlebnisse während dieser Reisen. Der Titel ist allerdings recht großzügig gewählt, denn Sibirien ist ein geographisch und klimatisch weitreichendes Gebiet, vom Ural im Westen bis zum Pazifik im Osten und im Süden von der Mongolei und China bis zum Eismeer im Norden weit über den Polarkreis reichend. Das heute unabhängige Hochgebirgsland Altai liegt im äußersten Südwesten Sibiriens und ist etwa so groß wie Deutschland. Fauna und Flora sind selbstverständlich je nach Region entsprechend unterschiedlich.

Aber davon abgesehen: Das Buch schildert wirklich spannend die logistischen und bürokratischen Schwierigkeiten und deren Weiterentwicklung von der ersten bis zur letzten Reise. Es gehört sehr viel Mut dazu, in ein relativ wenig erschlossenes Gebiet zu reisen und die Mentalität der Menschen buchstäblich Schritt für Schritt kennen zu lernen. Die Herzlichkeit und Gastfreundschaft der vielstämmigen Bewohner, die so nahe an der Grenze Europas und Kleinasien sehr polygen zusammengesetzt sind (ja, auch Nachkommen deutscher Siedler) verleitet schließlich zu starkem Vertrauen, das dann leider doch einmal missbraucht wurde!

Die Reiseschilderungen sind reich mit Farbfotos bebildert, so dass man sich manchmal fühlt, als wäre man selbst dabei gewesen. Wie begeistert Stefan und Christine Ernst von ihren Erlebnissen daheim berichtet haben müssen, zeigt, dass schließlich sogar der Enkel Michele mitgenommen werden wollte.

Besser als jede Beschreibung geben „Nachträgliche Gedanken“ von Christine Ernst die Empfindungen und Erlebnisse wieder. Wer ungezähmte Natur, körperliche Strapazen und nicht vorhersehbare Schwierigkeiten nicht scheut, wird dieses Buch mit Begeisterung lesen.

Waltraud Laich

**Redaktion Der Falke (Herausgeber):
Sonderheft Eulen in Deutschland. Verbreitung-
Gefährdung-Trends.**

Aula-Verlag, Wiebelsheim, 2014. Geheftet, 21,0 cm × 29,7 cm, 56 Seiten, durchgehend farbige Abbildungen. ISSN 0323-357X. € 6,95.

Mit „Eulen in Deutschland“ setzt die Falke-Redaktion ihre Serie avifaunistischer Sonderhefte fort. Der Untertitel weist inhaltlich auf Beiträge zu Verbreitung, Gefährdung und Trends hin. In einer kurzen Übersicht werden sechzehn Berichte thematisch den drei Kapiteln Verbände, Biologie und Vogelschutz zugeordnet. Der verantwortliche Redakteur Thomas Brandt bietet auf acht Seiten den Leitartikel zur Verbreitung, Gefährdung und zu Bestandstrends der Eulen in Deutschland. Darin findet sich für alle in Deutschland regelmäßig siedelnden Eulenarten jeweils ein Kurztext, illustriert mit einem charakteristischen Foto. Aus den Elementen einer arttypischen Habitatausstattung und zugehöriger Lebensweisen wird ein Bezug zur aktuellen Gefährdungssituation hergestellt. Zur Bestandentwicklung werden Daten aus der ADEBAR-Erfassung herangezogen und mit solchen aus dem Langzeitprogramm „Monitoring Greifvögel und Eulen“ abgeglichen, das zu jeder Art eine Grafik für die Jahre von 1988 bis 2012 liefert. Am Ende findet sich eine Literaturliste, deren Zusammenstellung insofern irritiert, als sie ein Konglomerat von Übersichts-literatur und sehr speziellen Beiträgen darstellt.

Die nachfolgenden Texte haben ausgewiesene Artexperten erstellt. Im Umfang von jeweils etwa vier bis fünf Seiten geht es um Uhu, Fischuhu, Sumpfohreule, Sperlingskauz, Steinkauz, Habichtskauz und Omanfahlkauz. Hier zeigt sich ein deutlicher Schwerpunkt beim Uhu mit drei Beiträgen. Fischuhu und Omanfahlkauz sind als recht spezielle Arten anzusehen. Andererseits vermisst man Waldohreule und Raufußkauz, beides Arten mit hohen Informationsdefiziten für Deutschland. Gerade mit Blick auf ihre waldbezogene Lebensweise wären selbst lückenhafte Darstellungen hilfreich auf der Suche nach möglichen Beziehungen zwischen den aktuellen Umbrüchen in der Bewirtschaftung und der Bestandentwicklung

dieser Eulenarten. Zugleich hätte es hierbei eine Gelegenheit gegeben, einen breiten Leserkreis auf diese Forschungsdefizite aufmerksam zu machen - mit Empfehlungen für konkrete Beobachtungen.

Die beiden Beiträge zum Vogelschutz sind in die übrigen Texte eingestreut. Ein Erfahrungsbericht zu Ausgleichsmaßnahmen für Uhubrutplätze zeigt an Beispielen erfolgreiche Konfliktlösungen. Leider lassen sich aus der Praxis viele andere Fälle belegen, die nicht zum Ausgleich geführt haben. Gerade bei den sog. CEF-Maßnahmen zur vorsorglichen Sicherung von Brutplätzen werden Fristen von Verwaltungs- und Planungsbüros übersehen, ja sogar ignoriert. Der zweite Beitrag führt mit weitgehend bekannten Stichworten zu Reichweite, Umsetzung und Lücken durch eulenbedeutsames Artenschutzrecht. Dabei vermisst man allerdings aktuelle Hinweise, z. B. zur ausufernden Holznutzung, speziell in Ostdeutschland zu den Nachwirkungen des DDT-Einsatzes in der Fläche, des Störungsanstiegs durch intensivere Formen von Freizeitnutzungen bis hin zu wachsendem Unverständnis und Intoleranz gegenüber artbezogenen Lebensraumsansprüchen der Eulen in Deutschland. Da wirkt dann auch der Appell des Autors an Eulenschützer, ihr Biologiewissen mit Rechtskenntnissen zu verbinden, wenig alltagstauglich.

Lässt man sich von der auf den ersten Blick irritierenden Kapitelzuordnung der einzelnen Beiträge nicht abschrecken und liest das Eulen-Sonderheft stattdessen nach persönlicher Neigung, kann jeder vogelkundlich Interessierte darin Lesenswertes finden.

Rainer Mönig

**Bengt-Thomas Gröbel & Martin Hormann:
Geheimnisvoller Schwarzstorch.**

Aula-Verlag, Wiebelsheim, 2015. Hardcover, 28,5 cm × 21,5 cm, 136 S., zahlreiche Fotos. ISBN 978-3-89104-786-6. € 19,95.

Das interessant und in populärwissenschaftlichem Stil verfasste Buch bietet dem Leser mitreißende und Sympathie erweckende Einblicke in das Leben des Schwarzstorchs, wobei besonderes Augenmerk auf dessen Beziehung zum Menschen und die daraus für diese „Vorzeigart des Waldvogelschutzes“ resultierenden Probleme vergangener und neuerer Zeit gerichtet ist.

Die von den Autoren gewählte emotionale, bewusst nicht nüchtern und sachlich gehaltene Darstellungsweise, in der detailliert wichtige Meilensteine im Leben eines Schwarzstorchs vom Schlupf bis zum Erwachsenwerden beschrieben sind, bringt dem Leser diese Vögel nahe. Der wissenschaftlichen Beringung der Jungstörche kommt dabei ein hoher Stellenwert zu.

Anhand von „Einzelschicksalen“ bestimmter Vögel oder Brutpaare, welche die Autoren vor allem mittels faszinierender, teils seitenfüllender Aufnahmen dokumentarisch begleitet haben, wird der Leser zum „Mitbeobachter“ und Mitwisser um die Notwendigkeit von Motivation und Engagement zur Durchführung aufwendiger Maßnahmen zum Schutz dieser sensiblen Art, deren Erforschung besondere Rücksicht erfordert und daher nur mit enormem zeitlichen Aufwand und aus Erfahrung resultierendem Fingerspitzengefühl durchzuführen ist.

In diesem Zusammenhang steht auch die Positionierung der Danksagung an alle Ehrenamtlichen. Diese wurde von den Autoren bewusst an den Anfang des Werkes gesetzt, um

die Wichtigkeit des ehrenamtlichen Engagements zur Erlangung von Informationen und Erkenntnissen über diese Art zu unterstreichen, ohne welches die Durchführung sinnvoller und greifender Schutzmaßnahmen nicht möglich wäre. Hier stehen Bewahrung von Altholzbeständen mit geeigneten Nistmöglichkeiten, sowie eine Verbesserung der Qualität nahrungsspendender Fließgewässer im Vordergrund.

Der laut Titel „geheimnisvolle“ Schwarzstorch wird von den Autoren nicht etwa als eine menschen-fliehende Vogelart beschrieben, ohne weiteren Bezug zu Kultur, Mythologie und Geschichte. Vielmehr werden interessante Aspekte der Beziehung des Menschen zu dem scheuen Waldbewohner – daher auch der Name „Waldstorch“, der nicht der gängigen Taxonomie entspricht, sondern eher auf sein Bruthabitat hindeutet – schon seit der Antike aufgezeigt: Als Beispiel sei hier die Geschichte vom Ursprung des aktuell in Schweden gebräuchlichen, bedeutungsvollen Namens „Odinsvala“ („Odinsschwalbe“) für den Schwarzstorch gleich zu Beginn des Buches genannt. Zum aktuellen Tagesgeschehen gehört auch die kritische Auseinandersetzung mit Konfliktbereichen, wie Windenergienutzung, Freileitungen sowie direkte Verfolgung und Störungen durch den Menschen unmittelbar am Brutplatz. Diese gipfelt in einer klaren Botschaft: Dem Aufruf zum Schutz des Schwarzstorchs. Denn trotz aller Bemühungen und zwischenzeitlichen Erfolge ist die Art im Begriff, bereits wiederbesiedelte Gebiete erneut zu meiden.

Das vorliegende Werk ist von den Autoren mit derart viel Liebe zum Detail verfasst worden, wobei das enorme Engagement allerorts herauszulesen ist, dass über gelegentliche Druckfehler durchaus wohlwollend hinweggesehen werden kann.

Ein praktischer Nachschlageteil für die im Haupttext und in den bildbegleitenden Erläuterungen verwendeten Fachbegriffe, sowie eine Art Steckbrief am Ende des Buches schließen das Werk ab.

Heike Wemhoff-de Groot

Winfried Dittberner:

Die Vogelwelt des Nationalparks Unteres Odertal.

Verlag Natur+Text, Rangsdorf, 2014. Hardcover, 17,0 cm x 24,0 cm, 280 S., vollfarbig, zahlreiche Fotos, Karten und Diagramme. ISBN 978-3-942062-16-9. € 29,00.

Der Name Dittberner ist vielen Ornithologen in Deutschland, mindestens aber jenen in Brandenburg gewiss gut bekannt. Und wer sich mit der Biologie und Ökologie der Rallen oder dem Vorkommen seltener oder schwierig nachzuweisender Vogelarten in der DDR bzw. den östlichen Bundesländern befasst, stößt früher oder später auf diesen Namen. Die Brüder Hartmut und Winfried Dittberner haben sich seit den frühen 1960er Jahren zu einer Art Institution in der Brandenburger Ornithologie entwickelt, deren Ruf sich auf zahlreiche größere und kleinere Publikationen zu verschiedenen ornithologischen Themen begründet. Regelmäßig warteten ihre Wortmeldungen mit verblüffenden Details auf und versuchten stets, mehr als anekdotenhafte Informationen zu liefern bei sorgfältiger Einordnung in das aktuelle Schrifttum. Die Dittberner-Brüder verstanden es, ein immenses Arbeitspensum im Felde in sehr fruchtbarer Weise mit akribischer Schreibarbeit zu vereinen. Zum Glück für die Brandenburger Ornithologie, allein 95 Mal finden sich Dittberner-Zitate in der „Vogelwelt von Berlin und Brandenburg“ von 2001.

Ähnlich ist das im hier vorzustellenden Buch, das von Winfried Dittberner verfasst, ganz überwiegend auf jahrzehntelanger gemeinsamer Beobachtungs- und Beringungstätigkeit mit Bruder Hartmut († 2006) im Unteren Odertal und dessen näherer Umgebung beruht. Darüber hinaus dankt der Autor 65 weiteren Personen für Beiträge zum Inhalt des Bandes.

Das betrachtete Gebiet wurde, obwohl einer der besonderen „hot-spots“ der Artenvielfalt in Deutschland, erst 1971 mit dem NSG Felchowsee zu einem flächenmäßig geringen Anteil unter Schutz gestellt. 1980 folgte die Festsetzung des Feuchtgebiets von internationaler Bedeutung „Unteres Odertal“ nach der Ramsar-Konvention, seit 1995 ist es das Kerngebiet des ersten und einzigen Nationalparks des Landes Brandenburg und einzigen Flussauen-Nationalparks Deutschlands. Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) und NATURA 2000-Gebiet „Unteres Odertal“ ist etwas 11.775 ha groß. Hier ist etwa ein Viertel des deutschen Brutbestands des Wachtelkönigs zu finden und weitere 160 Vogelarten brüten regelmäßig.

Ein ausführlicher erster Teil des Buches widmet sich der Vorstellung des Gebietes. Neben dem Üblichen zu geographischer Lage, erdgeschichtlicher Genese und Klima sowie Detailbeschreibungen wichtiger Gebietsteile inklusive Dörfer und Städte und Allgemeinem zur jeweiligen Vogelwelt, werden hier Details zu den speziellen Verhältnissen in den Poldern der Oder geboten, die einen beträchtlichen Teil der Gesamtfläche ausmachen. Das nachfolgende Kapitel befasst sich mit wichtigen ökologischen Aspekten der Vogelwelt des Unteren Odertals. Die herkömmliche Polderwirtschaft, die, wie der verwunderte Leser erfährt, noch immer praktiziert wird, wird hier klar als das bezeichnet wird, was sie ist, nämlich eine „ökologische Brutfalle“. Ausführlich werden die katastrophalen Auswirkungen der mit Hochwasserereignissen verbundenen Sommerflutungen der Polder auf die Vogelwelt dargestellt, die zwischen 1977 und 2010 fünf Mal auftraten.

Nach einem kompakten, für potenzielle Gebietsbesucher sehr informativen Abschnitt „Wo ist was zu sehen?“ bietet der spezielle Teil 318 Artkapitel zwischen Witwenpfeifgans am Anfang und Nymphensittich am Ende. Je nach Datelage sind die Artkapitel unterschiedlich umfangreich, neben Brutverbreitung, Bestandsdynamik, Phänologie und ggf. detaillierten Daten zu Wintervorkommen werden, so vorhanden, auch Beringungsergebnisse dargestellt. Bei den häufiger vorkommenden bzw. mit guter Datelage ausgestatteten Arten sind die vorhandenen Daten in vorbildlicher Weise durch Verbreitungskarten und Histogramme visualisiert bzw. mittels Tabellen verdichtet. Besonders beeindruckend sind für viele Vogelarten gezeigten langjährigen Bestandszeitreihen, sie umfassen, u. a. auch beim Seggenrohrsänger, den Zeitraum 1966 bis 2013! Nicht nur bei dieser Vogelart müssen dramatische Bestandsverluste verzeichnet werden, so ist z. B. die Hälfte der Sprosserbrutpaare seit den 1970er Jahren verschwunden.

Zahlreiche z. T. hervorragende (manchmal aber auch eher schlechte) Fotos der besprochenen Arten und Landschaften, die größtenteils vom Autor und dessen Frau stammen, illustrieren die allgemeinen Teile wie auch die Artkapitel. Sie sind sehr schlagend in das ziemlich unkonventionelle Gesamtlayout des Buchs eingebunden, das im Gegensatz zur ansonsten üblichen Standardisierung die Bildformate jeweils so wählt, dass das zu zeigende auch wirklich angemessen zur Geltung kommt. Das ergibt zwar ein insgesamt eher uneinheitliches Layout, aber gerade dadurch wirkt das ganze Buch lebendig und erhält zusätzliche Spannung.

Die Bilanz der Brutbestandsdichten und -trends der Jahre 1995 bis 2013 im FIB Unteres Odertal wird für 152 Vogelarten tabellarisch im Anhang geboten, ebenso für einzelne Polder. In einer gesonderten Tabelle werden für 158 Rast- und Brutvogelarten die Bestände im SPA Unteres Odertal im Zeitraum 2005 bis 2013 gelistet.

Seinen besonderer Reiz und seine spezielle Botschaft bezieht der Band aus den vergleichsweise sehr langen Datenzeitreihen. In ihnen spiegeln sich neben diversen anderen Einflüssen auch unterschiedliche Naturschutzkonzepte wider. Gegenwärtig befindet sich die Behandlung des Gebiets und damit absehbar auch seine Vogelwelt erneut in einem gravierenden Umbruch, denn nach dem in Kürze erscheinenden „behördenverbindlichen“ (?) Nationalparkplan wird auf 50 % der Fläche des Nationalparks künftig das Prinzip „Natur Natur sein lassen“ herrschen. In seinem Vorwort zum vorliegenden Band zeigt sich der Leiter des Nationalparks Unteres Odertal Dirk Treichel der weitreichenden Konsequenzen eines derartigen Konzepts für die Artenvielfalt im Gebiet sehr bewusst. Es ist zu hoffen, nein, zu fordern, dass die avisierte spezielle Zonierung des Nationalparks eben nicht zum Verschwinden des Wachtelkönigs führt, sondern diesem, wie auch Bartmeise und Kleinem Sumpfhuhn, langfristig stabile Existenzmöglichkeiten bietet. Wo, wenn nicht im Unteren Odertal gibt es günstigere Voraussetzungen dafür?

Ulrich Köppen

Thomas Marin:

Jailbirds. Blicke zum Himmel über dem Knast.

Rombach Verlag, Freiburg i. Br., 2014. Paperback (Taschenbuch mit Klebebindung), 13 cm × 20,5 cm, 119 Seiten, 15 SW- und eine Farbabbildung. ISBN 978-3-7930-9765-5. € 18,00.

Der Autor, ein katholischer Gefängnisgelehrter (Jahrgang 1965) und keinesfalls ein Ornithologe, beschreibt im Jahresverlauf kurze Beobachtungen von knapp 30 meist häufigen Vogelarten innerhalb der Gefängnismauern der Jugendstrafanstalt Berlin (ca. 300 Insassen). Zwei Drittel des Buches sind seine eigenen Betrachtungen, in denen er – zugegebenermaßen etwas vermenschlichend – das Verhalten oder die Gedanken der jungen Gefangenen mit denen der beobachteten Vögel in Bezug setzt, wie z. B. bei Rudelbildungen, Hackordnung oder Aggressionsabbau. Immer wieder schildert er eindrucksvoll den allgegenwärtigen Wunsch der Häftlinge („Jailbirds = Knastvögel, Galgenvögel“) wie ein Vogel fliegen zu können, und dies oft nicht, um in die Freiheit zu entkommen, sondern sinnbildlich „... um den Problemen im Leben einfach entfliehen“ zu können. In einem Drittel des kleinen Bandes kommen 15 jugendliche Insassen der Strafanstalt direkt selbst zu Wort, indem sie schildern wie ihnen Vögel innerhalb der Gefängnismauern (auch diese „Jailbirds“) z. B. Trost spenden, ziehende Vögel Fernweh produzieren oder bei wenigen sogar Hass und Neid auslösen (weil diese Vögel ja im Gegensatz zu ihnen frei sind) oder wie die Nistplatzidylle von Haussperlingen oder ein verwaister Jungvogel selbst harte Jungs weich werden lässt und sie an ihre eigenen problematischen Fernbeziehungen oder gar eigenen Kinder erinnert. Nur ein winziger Bruchteil dieser Beziehungen übersteht die Knastzeit.

Der einflussreichste US-amerikanischen Country-Sänger Johnny Cash (1932-2003) veröffentlichte im Mai 1968 ein Live-Album, welches im Januar desselben Jahres in der Haft-

anstalt „Folsom State Prison“ vor ca. 2.000 Häftlingen in Kalifornien aufgenommen wurde. Im dem äußerst bewegenden Lied „25 Minutes to Go“ (von S. Silverstein) singt ein zum Tode Verurteilter in den letzten Sekunden seines Daseins „I can see the buzzards, I can hear the crows ...“. Bei uns gibt es die Todesstrafe ja glücklicherweise nicht mehr. Doch zeigt das Buch von Thomas Marin sehr eindrucksvoll den schwierigen Alltag der insgesamt ca. 5.000 Jugendstrafgefangenen (ca. 6 % wg. Mord oder Totschlags) in deutschen Gefängnissen und, dass die gelegentlichen Vogelbeobachtungen einen oft positiven Einfluss auf etliche Häftlinge haben. Für einige ist es eine Ermunterung, in die Zukunft zu blicken, durch die Gitterstäbe hindurch... Es ist ein Buch über die kostbare Freiheit geworden, dabei glücklicherweise wenig religiös oder fromm: „Unsere Hauptaufgabe ist es, den Gefangenen zuzuhören.“ Dafür sei dem Autor gedankt.

Jörg Wittenberg

Henryk Baumbach & Stephan Pfützenreuter (Herausgeber):

Steppenlebensräume Europas. Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz.

Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, Erfurt, 2013. Hardcover, 21,6 cm × 30,3 cm, zahlreiche überwiegend farbige Fotos, Diagramme und Tabellen. ISBN 978-3-00-044248-3. Die Einzelbeiträge sind als PDFs verfügbar unter http://www.thueringen.de/th8/tmuen/naturschutz/biologische_vielfalt/vielfalt_von_lebensraeumen_landschaften/steppenrasen/tagung/tagungsband/index.aspx.

In über 40 Einzelbeiträgen wurden in diesem Band die Ergebnisse einer internationalen Tagung zusammengetragen, die vom 3. bis 6.6.2012 in der thüringischen Landeshauptstadt stattfand. Michael Succow hebt in seinem Geleitwort unter anderem den besonderen Insekten- und Vogelreichtum der – meist anthropogenen – Steppenökosysteme als wahre Hotspots der Biodiversität hervor. Leider kommt dies in den einzelnen Kapiteln nur sehr randlich zum Ausdruck, denn die meisten befassen sich ausschließlich mit botanischen Themen. Doch gibt es auch Beiträge zur Erhaltung, Entwicklung und Sicherung von Steppenrasen auf nationaler und europäischer Ebene, die von genereller Bedeutung für den Natur- und somit auch für den Vogelschutz sind. Erfreulicherweise sind alle Kapitel des Buches frei im Internet verfügbar.

Ommo Hüppop

Jan Weinbecker & Bite Weinbecker:

Von Weltreisenden, Flugkünstlern und Rolling Stones. Langeooger Vögel im Portrait.

Verlag Enno Söker, Esens, 2015. Hardcover, 21,2 cm × 20,4 cm, 96 S., zahlreiche Fotos und Illustrationen. ISBN 978-3-941163-20-1. € 18,00.

Nationalparkwart Jan Weinbecker und seine Frau sind schon seit einigen Jahren auf der Insel Langeoog heimisch. Die Lage im Herzen des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer ermöglicht es ihnen, die dortige Natur hautnah zu erleben. Ihre Liebe zur Natur haben sie nun in einem Buch zum Ausdruck gebracht. In einem betont lockeren Schreibstil („Der Steinwölzer – Grüße von den Rolling Stones“) und gespickt mit vielen wunderschönen Fotos präsentieren sie Portraits einiger besonders typischer Langeooger Vogelarten. Diese waren in ähnlicher Form zuvor in der Langeooger

Inselzeitung „Utkieker“ veröffentlicht worden. Die Texte bringen dem Ornithologen nichts Neues, da sich das Buch vor allem an naturinteressierte Laien richtet. Trotzdem ist es ein Genuss die Texte zu lesen, von den Bildern ganz zu schweigen. Jan Weinbecker ist auch ein hervorragender Vogelzeichner – persönlich hätte ich mich daher gefreut, noch mehr seiner Zeichnungen im Buch wiederzufinden. Über das Wattenmeer sind schon viele Bücher geschrieben worden, aber selten kann man in den Texten eine solche Begeisterung für die Natur finden. Das Buch ist daher ein ideales Geschenk für aktuelle und zukünftige Besucher des Wattenmeeres.

Jochen Dierschke

Michael Wink: **Ornithologie für Einsteiger.**

Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 2014. Hardcover, 19,7 cm × 26,0 cm, 457 S., viele Farbfotos. ISBN 978-3-8274-2324-5. € 39,95.

„Last but not least“ komplettierte Springer-Spektrum seine Serie der von Fachleuten geschätzten anspruchsvollen Sachbücher. Michael Wink ist nicht nur als Direktor am Institut für Pharmazie und Molekulare Biotechnologie der Universität Heidelberg tätig; er publizierte u. a. Fachbücher zur Pharmazie und betreibt seit fünfzig Jahren ornithologische Studien. Sein aktuelles Werk ist die wertvolle Ergänzung des Springer Spektrum Programmes. Dem Autor gelingt, das sei vorweg genommen, der Spagat zwischen einer Anleitung für den Novizen, der umfangreichen „Schatztruhe“ zum Schmökern und Stöbern für den wissbegierigen Vogelbeobachter und gleichzeitig dem Nachschlagwerk mit umfassender Wissensvermittlung zu allen Themen der Ornithologie: Dieses faszinierende Buch gilt es hier vorzustellen.

Nach einer knappen, übersichtlichen Darstellung zur Geschichte der Vogelkunde erwähnt das Kapitel „Vogelbeobachtung zwischen Hobby und Leidenschaft“ einige amüsante Aspekte dazu: Die Angelsachsen, die vermutlich die längste Tradition des Vogelbeobachtens als Hobby haben, unterscheiden genau zwischen den verschiedenen „Phänotypen“ von Beobachtern und differenzieren fünf Ausprägungen. Dabei ist die Gilde der „Arten-Abhaker“, der „twitcher“, auch für den Außenstehenden, auf Grund der skurrilen Besonderheiten unterhaltsam: Angesichts der Tradition der britischen Volksbewegung des „birding“ prägen englische Begriffe die internationale Kommunikation. Weil die abgeleitete Verbform „to bird“ im Deutschen als eindeutig zweideutig angesehen würde, treten auch hierzulande „Birder“ auf, gelegentlich sogar im Schwarm. Der britische „twitcher-service“ meldet den zahlenden Nutzern der Raritäten-Hotline Tag und Nacht den Ort von exotischen Besuchern; Twitcher sind stets auf dem Sprung zur Abreise. Dieser exzentrische, d. h. typisch britische Klub ist vom Wettbewerb um die höchsten Zahlen individueller Neubeobachtungen geprägt.

Der folgende Teil „Vögel beobachten – wie, wo und wann?“ ist eine anregende Anleitung über die besten Vorgehensweisen und die unterstützende Ausrüstung für spannende Beobachtungen. Dem Einsteiger kommen die Erfahrungen des Autors von mehr als 50 Jahren Exkursionen zugute: daheim, in Stadt und Land, am Meer und im Gebirge. Hierzu ein die überlegte Vorgehensweise des Autors bezeichnendes Zitat: „Glück bedeutet ... nicht nur, zur rechten Zeit zufällig am rechten Ort zu sein... Es bedarf auch der Vorbereitung...; vor allem muss man bereits wissen, wonach man zu suchen hat.“

So wie die Kenntnisse des über seine Anfangserfolge motivierten Naturforschers zunehmen, so erweitert der Text Schritt für Schritt den fachlichen Hintergrund, leitet zu anspruchsvolleren Aspekten und Fragestellungen hin, erklärt dafür geeignete Methoden und Gerätschaften. Obwohl Notizheft, Bestimmungsbuch und Fernglas weiterhin die Grundausrüstung darstellen, übernimmt die Mikroelektronik ergänzende und weiterführende Aufgaben. In der Verhaltens- und Zugforschung werden GPS-Geräte mit Handy eingesetzt: Bewegt sich der besenderte Vogel in ein Telefonnetz hinein, dann werden die angesammelten Orts- und Verhaltensdaten an den jeweiligen Wissenschaftler gemeldet. So werden Flugstrecken im Revier und auf dem Zug wie auch zirkadiane Aktivitäten zu Rast, Nahrungssuche oder auch Tauchdaten aufgezeichnet. Beobachtungen speichert die Meldeplattform des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (DDA) „ornitho.de“, die zur überregionalen Auswertung verfügbar ist. Weitere hilfreiche Internetadressen sind zusätzlich aufgeführt.

Die als „scientia amabilis“ belächelte Vogelkunde hat sich gemauert. Sie bewegt sich seit 150 Jahren in der Avantgarde der Naturwissenschaften. Die blass gefärbten Darwinfinken von Galapagos wie auch die tropenbunten Paradiesvögel Südasiens entzündeten sowohl in Charles Darwin als auch in Alfred Russel Wallace die Ideen über die natürliche Entwicklung der Arten: Auch heute belebt die in dem Buch vorgestellte Evolutionsforschung auf molekularer Basis, einem der Spezialthemen des Autors, die Diskussion über Biogeographie und Evolution.

Das Verhalten von Tieren vermittelt faszinierende, ja dramatische Lebensäußerung, wenn z. B. ein Schwertwal aus dem ufernahen Flachwasser auf den Strand schießt, um mit der ergriffenen Jungrobbe wieder ins Meer abzutauchen. Der im Abschnitt über die Verhaltensforschung genannte Nobelpreisträger Konrad Lorenz überragte die anderen Mit-Laureaten auf seine Art: Hatte Darwin den Tabubruch eines nicht-göttlichen Ursprunges von *Homo sapiens* impliziert, so erkannte Lorenz bei den Tieren menschen-analoge Emotionen, z. B. im Ablauf des sich Verliebens zwischen Graugänsen. Auch erscheinen dem geschulten Beobachter Interaktionen, sogar über Artgrenzen hinweg, als Ausdruck von Empathie, z. B. wenn ein großer Silberreiher seine Nahrungssuche unterbricht, heraneilt und sich schützend zwischen einen angreifenden Wanderfalken und dem kleinen Strandläufer stellt. Im engen Zusammenleben mit 10-tägigen Nestlingen fällt den Zieheltern rasch der unternehmungslustige Jungvogel unter den gleichaltrigen Geschwistern auf: Auch das mit tausend anderen Küken heranwachsende Brathühnchen ist nicht nur „Protein auf zwei Hax'n“, sondern demonstriert bei geduldiger Beobachtung seine eigenständige Persönlichkeit.

Der Einfluss des uns emotional berührendem Vogelgesanges und der von vielen Arten gezeigten Tänze spiegelt sich in unseren Kulturen wider. Nordamerikanische Prärieindianer haben ihre Tanzfiguren den Wermuthühnern abgeschaut. Das Trippeln der balzenden Rosaflamingos verbunden mit wiederholtem Halsrecken und -drehen, bei gleichzeitigem Heben der farbenprächtigen Flügel, sind die wesentlichen Elemente des Flamenco (= Flamingo) südspanischer Gitanos. Eine Safari durch die kenianische Massai Mara findet seine Ergänzung in den bereitwillig vorgeführten Sprungtänzen der athletischen Moran: Ihr Vorbild sind die Balztänze der

schlanken Kronenkraniche! Und wer erinnert sich zu Peter Tschaikowskys „Schwanensee“ nicht an die klangvollen Rufe der sich dabei elegant bewegenden arktischen Singschwäne?

Bereits als Dreizehnjähriger dokumentierte Michael Wink seine Vogelbeobachtungen. Die Ornithologen am Museum A. Koenig in Bonn förderten seine wissenschaftlichen Unternehmungen. Als junger Biologiestudent reiste er auf eigene Faust in die Sahelzone des nördlichen Ghana, studierte dort Flora und Fauna und kehrte u. a. mit einer hartnäckigen Malariainfektion heim. Wink nutzte die ihn wiederholt beeinträchtigende Erkrankung, um die eigenhändig gezogenen Blutproben unter dem Mikroskop auf die Vermehrungszyklen der spezifischen Erreger zu untersuchen. Heute nutzt er Blutproben aus aller Welt für phylogenetische Studien an Vögeln auf der Basis von DNA-Sequenzen.

Seine zurückhaltende Art lässt eine emotionale Begeisterung über die Schönheit und Eleganz exotischer wie auch heimischer Vogelarten nur erahnen. Der Eindruck eines engagierten, der effizienten Faktensammlung verpflichteten Na-

turwissenschaftlers wird durch gelegentliche Beobachtungen modifiziert, z. B. wenn er in einer der seltenen Mußestunden die ihn beeindruckende Urlaubslandschaft in einer Aquarellminiatur eigenwillig interpretiert.

Mit dem vorliegenden Buch gelang dem Autor die spannende Synthese zwischen der Anleitung und Motivation von Novizen zu erfolgreichen Beobachtungen draußen in der Natur, der Anregung zur autodidaktischen Weiterbildung zu einem versierten „Birder“ oder Avifaunisten bis hin zum lexikalischen Nachschlagwerk für Doktoranden und Wissenschaftler. Jahrelang recherchierte und schrieb er, wählte die Vielzahl der Farabbildungen aus, all' dies „single handed“. Angesichts der Umwidmung jährlicher Urlaubswochen auf Irland zugunsten dieses vielseitigen Bandes und den parallelen Anforderungen der universitären Herausforderungen wäre eine Benennung einzelner Flüchtigkeitsfehler unangemessen. Ein, versöhnliches, Schmunzeln jedoch erzeugt die Bildunterschrift „Streifengans“ auf S. 378 zu dem gelungenen Schnappschuss zweier Löffler vor einer grünen Schilfwand.

Hans-Hinrich Witt

Zielsetzung und Inhalte

Die „Vogelwarte“ veröffentlicht Beiträge ausschließlich in deutscher Sprache aus allen Bereichen der Vogelkunde sowie zu Ereignissen und Aktivitäten der Gesellschaft. Schwerpunkte sind Fragen der Feldornithologie, des Vogelzuges, des Naturschutzes und der Systematik, sofern diese überregionale Bedeutung haben. Dafür stehen folgende ständige Rubriken zur Verfügung: Originalbeiträge, Kurzfassungen von Dissertationen, Master- und Diplomarbeiten, Standpunkt, Praxis Ornithologie, Spannendes im „Journal of Ornithology“, Aus der DO-G, Persönliches, Ankündigungen und Aufrufe, Nachrichten, Literatur (Buchbesprechungen, Neue Veröffentlichungen von Mitgliedern). Aktuelle Themen können in einem eigenen Forum diskutiert werden.

Internet-Adresse

<http://www.do-g.de/Vogelwarte>

Text

Manuskripte sind so knapp wie möglich abzufassen, die Fragestellung muss eingangs klar umrissen werden. Der Titel der Arbeit soll die wesentlichen Inhalte zum Ausdruck bringen. Werden nur wenige Arten oder Gruppen behandelt, sollen diese auch mit wissenschaftlichen Namen im Titel genannt werden. Auf bekannte Methoden ist lediglich zu verweisen, neue sind hingegen so detailliert zu beschreiben, dass auch Andere sie anwenden und beurteilen können. Alle Aussagen sind zu belegen (z. B. durch Angabe der Zahl der Beobachtungen oder Versuche und der statistischen Kennwerte bzw. durch Literaturzitate). Redundanz in der Präsentation ist unbedingt zu vermeiden. In Abbildungen oder Tabellen dargestelltes Material wird im Text nur erörtert.

Allen Originalarbeiten sind **Zusammenfassungen in Deutsch und Englisch** beizufügen. Sie müssen so abgefasst sein, dass Sie für sich alleine über den Inhalt der Arbeit ausreichend informieren. Aussagelose Zusätze wie „...auf Aspekte der Brutbiologie wird eingegangen...“ sind zu vermeiden. Bei der Abfassung der englischen Textteile kann nach Absprache die Schriftleitung behilflich sein.

Längeren Arbeiten soll ein Inhaltsverzeichnis vorangestellt werden. Zur weiteren Information, z. B. hinsichtlich der Gliederung, empfiehlt sich ein Blick in neuere Hefte. Auszeichnungen wie Schrifttypen und -größen nimmt in der Regel die Redaktion oder der Hersteller vor. Hervorhebungen im Text können (nur) in Fettschrift vorgeschlagen werden.

Wissenschaftliche Artnamen erscheinen immer bei erster Nennung einer Art in kursiver Schrift (ebenso wie deutsche Namen nach der Artenliste der DOG), Männchen und Weibchen-Symbole sollen zur Vermeidung von Datenübertragungsfehlern im Text nicht verwendet werden (stattdessen „Männchen“ und „Weibchen“ ausschreiben). Sie werden erst bei der Herstellung eingesetzt. Übliche (europäische) Sonderzeichen in Namen dürfen verwendet werden. Abkürzungen sind nur zulässig, sofern sie normiert oder im Text erläutert sind.

Abbildungen und Tabellen

Abbildungen müssen prinzipiell zweisprachig erstellt werden (d.h. Worte in Abbildungen deutsch und englisch). Auch bei Tabellen ist dies im sinnvollen Rahmen anzustreben. In jedem Falle erhalten Abbildungen und Tabellen zweisprachige Legenden. Diese werden so abgefasst, dass auch ein nicht-deutschsprachiger Leser die Aussage der Abbildung verstehen kann (d.h. Hinweise wie „Erklärung im Text“ sind zu vermeiden). Andererseits müssen aber Abbildungslegenden so kurz und griffig wie möglich gehalten werden. Die Schriftgröße in der gedruckten Abbildung darf nicht kleiner als 6 pt sein (Verkleinerungsmaßstab beachten!).

Für den Druck zu umfangreiche **Anhänge** können von der Redaktion auf der Internet-Seite der Zeitschrift bereitgestellt werden.

Vogelwarte

Zeitschrift für Vogelkunde

Literatur

Bei Literaturziten im Text sind keine Kapitälchen oder Großbuchstaben zu verwenden. Bei Arbeiten von zwei Autoren werden beide namentlich genannt, bei solchen mit drei und mehr Autoren nur der Erstautor mit „et al.“. Beim Zitieren mehrerer Autoren an einer Stelle werden diese chronologisch, dann alphabetisch gelistet (jedoch Jahreszahlen von gleichen Autoren immer zusammenziehen). Zitate sind durch Semikolon, Jahreszahl-Auflistungen nur durch Komma zu trennen. Im Text können Internet-URL als Quellenbelege direkt genannt werden. Nicht zitiert werden darf Material, das für Leser nicht beschaffbar ist wie unveröffentlichte Gutachten oder Diplomarbeiten.

In der Liste der zitierten Literatur ist nach folgenden Mustern zu verfahren: a) Beiträge aus Zeitschriften: Winkel W, Winkel D & Lubjuhn T 2001: Vaterschaftsnachweise bei vier ungewöhnlich dicht benachbart brütenden Kohlmeisen-Paaren (*Parus major*). J. Ornithol. 142: 429-432. Zeitschriftennamen können abgekürzt werden. Dabei sollte die von der jeweiligen Zeitschrift selbst verwendete Form verwendet werden. b) Bücher: Berthold P 2000: Vogelzug. Eine aktuelle Gesamtübersicht. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt. c) Beiträge aus Büchern mit Herausgebern: Winkler H & Leisler B 1985: Morphological aspects of habitat selection in birds. In: Cody ML (Hrsg) Habitat selection in birds: 415-434. Academic Press, Orlando.

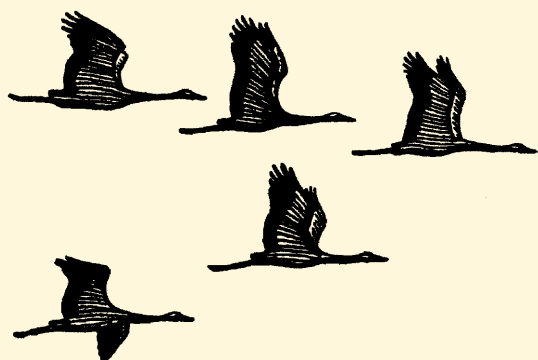
Titel von Arbeiten in Deutsch, Englisch und Französisch bleiben bestehen, Zitate in anderen europäischen Sprachen können, Zitate in allen anderen Sprachen müssen übersetzt werden. Wenn vorhanden, wird dabei der Titel der englischen Zusammenfassung übernommen und das Zitat z.B. um den Hinweis „in Spanisch“ ergänzt. Diplomarbeiten, Berichte und ähnl. können zitiert, müssen aber in der Literaturliste als solche gekennzeichnet werden. Internetpublikationen werden mit DOI-Nummer zitiert, Internet-Seiten mit kompletter URL und dem Datum des letzten Zugriffs.

Buchbesprechungen sollen in prägnanter Form den Inhalt des Werks umreißen und für den Leser bewerten. Die bibliographischen Angaben erfolgen nach diesem Muster: Joachim Seitz, Kai Dallmann & Thomas Kuppel: Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flussniederungen. Fortsetzungsband 1992-2001. Selbstverlag, Bremen 2004. Bezug: BUND Landesgeschäftsstelle Bremen, Am Dobben 44, D-28203 Bremen. Hardback, 17,5 x 24,5 cm, 416 S., 39 Farbfotos, 7 sw-Fotos, zahlr. Abb. und Tab. ISBN 3-00-013087-X. € 20,00.

Dateiformate

Manuskripte sind als Ausdruck oder in elektronischer Form möglichst per Email oder auf CD/Diskette an Dr. Wolfgang Fiedler, Vogelwarte Radolfzell, Schlossallee 2, 78315 Radolfzell (Email: fiedler@orn.mpg.de) zu schicken (Empfang wird innerhalb weniger Tage bestätigt). Texte und Tabellen sollen in gängigen Formaten aus Office-Programmen (Word, Excel etc.) eingereicht werden. Abbildungen werden vom Hersteller an das Format der Zeitschrift angepasst. Dafür werden die Grafiken (Excel oder Vektordateien aus den Programmen CorelDraw, Illustrator, Freehand etc. (Dateiformate eps, ai, cdr, fh) und separat dazu die dazugehörigen Dateien als Excel-Tabellen (oder im ASCII-Format mit eindeutigen Spaltendefinitionen) eingesandt. Fotos und andere Bilder sind als tiff- oder jpeg-Dateien (möglichst gering komprimiert) mit einer Auflösung von 300 dpi in der Mindestgröße 13 x 9 bzw. 9 x 13 cm zu liefern. In Einzelfällen können andere Verfahren vorab abgesprochen werden.

Autoren erhalten von ihren Originalarbeiten ein PDF-Dokument.



Vogelwarte

Zeitschrift für Vogelkunde

Band 53 • Heft 2 • Mai 2015

Inhalt – Contents

Achim Zedler Farbabweichungen bei Vögeln – der aktuelle Wissensstand	85
Hermann Hötker Überlebensrate und Reproduktion von Wiesenvögeln in Mitteleuropa	93
Ingrid Dorner & Dieter Thomas Tietze Die Wiederansiedlung des Weißstorchs <i>Ciconia ciconia</i> in Rheinland-Pfalz	99
Stefan Garthe, Henriette Schwemmer, Nele Markones, Sabine Müller & Philipp Schwemmer Verbreitung, Jahresdynamik und Bestandsentwicklung der Seetaucher <i>Gavia spec.</i> in der Deutschen Bucht (Nordsee)	121
Christof Herrmann, Juliane Wendt, Ulrich Köppen, Jelena Kralj & Klaus-Dieter Feige Veränderungen im Zugverhalten des Kormorans <i>Phalacrocorax carbo sinensis</i> von den 1930er Jahren bis in die Gegenwart	139
Manfred Lieser ORNItalk: Wo gibt es noch Haselhühner in Deutschland?	155
Johannes Fritz & Markus Unsöld ORNItalk: Internationaler Artenschutz im Kontext der IUCN Reintroduction Guidelines : Argumente zur Wiederansiedlung des Waldrapps <i>Geronticus eremita</i> in Europa?	157
Armin Landmann ORNItalk: Bestandsschutz, Bestandsstützung, Wiederansiedlung oder Auswilderung - Wie kann oder soll der Waldrapp <i>Geronticus eremita</i> geschützt werden?	169
Dissertationen und Masterarbeiten	181
Jan O. Engler, Kathrin Schidelko, Darius Stiels Forschungsmeldungen	185
Spannendes im "Journal of Ornithology"	195
Aus der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft	199
Ankündigungen und Aufrufe	203
Nachrichten	204
Hans-Heiner Bergmann, Helmut Kruckenberg und Petra Quillfeldt 16. Tagung der Fachgruppe „Gänseökologie“ gemeinsam mit der Fachgruppe „Vögel der Polargebiete“ und dem Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) Xanten, 17.-19. 10. 2014	207
Literaturbesprechungen	223