



LFU
Landesamt für Umwelt

Heft 2, 3 2018

Einzelverkaufspreis: 7,- €

NL
Natur und
Landschaft

NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE IN BRANDENBURG
BEITRÄGE ZU ÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZ

Blume des Jahres 2018 – Der Langblättrige Ehrenpreis (*Veronica maritima*)

In diesem Jahr hat die Loki Schmidt Stiftung den Langblättrigen Blauweiderich zur Blume des Jahres gekürt. Als Hauptgrund hierfür wird die in Deutschland mittlerweile flächendeckende Gefährdung der Art angeführt.

Doch beginnen wir mit dem Namen der Art. Es gibt wenige andere Pflanzenarten, die hinsichtlich ihrer wissenschaftlichen Benennung – woraus sich ja dann auch die deutsche Namensgebung ableitet – so viel „durchgemacht“ haben. 1852 wurde sie von OPIZ als *Pseudolysimachion longifolium* beschrieben und hieß auf Deutsch demzufolge lange Blauweiderich, wie ich meine, sehr passend. Und auch in späteren Standardwerken zur Nomenklatur wird sie so geführt. Aber sie hieß auch schon mal *Pseudolysimachium* und viele Exkursionsfloren führten sie lange Zeit als eine Art der Gattung *Veronica*. Für die Abtrennung der eigenen Gattung gab es vielerlei Gründe. Es gibt klare makroskopische morphologische Unterschiede, die Pollen sehen anders aus und auch chemotaxonomische Unterschiede gibt es.

Doch seitdem molekulargenetische Untersuchungen ihren „Siegesszug“ durch die botanische (wie auch zoologische) Systematik und Nomenklatur angetreten haben, treten morphologische Unterschiede in der botanischen Wissenschaft zunehmend in den Hintergrund und in andere Richtung weisende Ähnlichkeiten werden in den Bereich der „Parallelentwicklung“ im Verlaufe der Evolution „verbannt“.

Selbst erfahrene Botaniker und viele Hochschullehrer können schon längst nicht mehr die umfassenden Änderungen der botanischen Systematik – im Großen wie im Kleinen – überschauen, geschweige denn Studierenden nachvollziehbar vermitteln. Und das, was Lehrer wie Schüler gerade selbst neu lernen mussten, ist oft wenige Jahre später bereits wieder Schall und Rauch. Spaß macht das schon längst nicht mehr! Doch die „Herrscher“ der Systematik beispielsweise in Kew für die Pflanzen tun sich mit ihren internationalen Gremien schwer, gängige Zuordnungen und Namen auch mal zu konservieren, was ohne weiteres möglich wäre.

Die Schlussfolgerung: Man tut gut daran, zumindest zu wissen, wo man den aktuell gültigen Namen findet, um bei wissenschaftlichen Arbeiten aufgrund dieses „Formalismusfehlers“ nicht Schiffbruch zu erleiden. Merken sollte man sich ruhig den Namen, unter dem man eine Art selbst kennengelernt hat. Denn eines ist sicher: Es ist definitiv wichtiger, eine Art richtig zu erkennen, als ihren jeweils aktuellen wissenschaftlichen Namen zu kennen!



Nun, so heißt der Langblättrige Blauweiderich also nunmehr *Veronica maritima* – Strand-Ehrenpreis, weil der Lektotypus der Art die ssp. *maritima* enthält und die ssp. *longifolia* nur in Asien vorkommt. Das ist nomenklatorisch richtig, auch wenn die Art an Küsten so gut wie nicht vorkommt (und kam) und z. B. die wenigen Vorkommen der Art an Küsten in Deutschland längst verschwunden sind.

Wunderschön ist der Blauweiderich mit seinen langstreckten, vielblütigen dunkelblauen Ähren allemal, noch etwas attraktiver als die in kontinentalen Trockenrasen wachsende Schwesternart *V. spicata*. Das hat auch dazu geführt, dass die recht leicht zu kultivierende Art auch in verschiedenen Sorten Einzug in den Staudenhandel gefunden hat. Und so ist sie auch in große Teile Skandinaviens gelangt, wo sie eigentlich nur in Südschweden heimisch ist, und auch im östlichen Nordamerika ist sie aus den Gärten längst in die Natur entfloht.

Das Areal der Art ist nordisch-eurasisch-kontinental. In Südeuropa ist sie sehr selten und auch im Süden Deutschlands ist sie nur selten zu finden. In Deutschland insgesamt ist die Art zwar nicht sehr selten, aber weitge-

hend auf Lebensräume in den großen Flussauen beschränkt. Hier wächst sie in feuchten Hochstaudenfluren und Auenwiesen. Die Verbreitung erstreckt sich wie Bänder entlang der Flüsse, was den Blauweiderich als typische Stromtalart kennzeichnet. In der gerade erschienen Roten Liste der Pflanzen Deutschlands wird die Art nur in der Vorwarnliste geführt. Die Abstufung aus der früher in Kategorie 3 – gefährdet – geführten Art ist jedoch nur auf die veränderten Einstufungskriterien zurückzuführen, an der realen Verbreitungs- und Gefährdungssituation hat sich nichts in positiver Richtung geändert. In der Roten Liste Brandenburgs wird sie als gefährdet geführt.

Text und Fotos:
F. Zimmermann

Impressum**Herausgeber:** Landesamt für Umwelt (LfU)**Schriftleitung:** LfU, Referat N3
Natura 2000/Arten- und Biotopschutz
Dr. Matthias Hille
Dr. Frank Zimmermann**Beirat:** Dr. Martin Flade
Dr. Lothar Kalbe
Dr. Bärbel Litzbarski
Dr. Annemarie Schaepe
Dr. Thomas Schoknecht**Anschrift:** LfU, Schriftleitung NundLBBg
Seeburger Chaussee 2
14476 Potsdam, OT Groß Glienicke
Tel. 033 201/442 220
E-Mail: Frank.Zimmermann@
lfu.brandenburg.de**ISSN:** 0942-9328

Es werden nur Originalbeiträge veröffentlicht. Autoren werden gebeten, die Manuskripttrichlinien, die bei der Schriftleitung zu erhalten sind, zu berücksichtigen. Zwei Jahre nach Erscheinen der gedruckten Beiträge werden sie ins Internet gestellt.

<http://www.lfu.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.310763.de>

Alle Artikel und Abbildungen der Zeitschrift unterliegen dem Urheberrecht.

Die Nutzung der Geobasisdaten erfolgt mit Genehmigung der Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg: © GeoBasis-DE/LGB, LVE 02/09
Namentlich gezeichnete Beiträge geben nicht unbedingt die Meinung der Redaktion wieder.

Redaktionsschluss: 31.10.2018**Layout/Druck/Versand:**LGB
Heinrich-Mann-Allee 103
14473 Potsdam
Tel. 0331/88 44 - 1 23
Fax 0331/88 44 - 1 26**Bezugsbedingungen:**

Bezugspreis im Abonnement: 4 Hefte – 12,- € pro Jahrgang, Einzelheft 7,- €.

Die Einzelpreise der Hefte mit Roten Listen sowie der thematischen Hefte werden gesondert festgelegt.

Bestellungen: frank.zimmermann@lfu.brandenburg.de

Titelbild: Der Bestand der Großstrappe ist in Brandenburg dank aufwändiger Schutzmaßnahmen im Jahr 2018 erstmals seit Jahrzehnten auf über 300 Tiere angewachsen (zum Beitrag von EISENBERG et al.).
Foto: T. Krumenacker**Rücktitel:** Die Bartmeise kommt in der Nuthe-Nieplitz-Niederung erst seit knapp 50 Jahren als Brutvogel vor (zum Beitrag von L. KALBE).
Foto: W. Suckow**Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg****Beiträge zu Ökologie und Naturschutz****27. Jahrgang****Heft 2, 3 2018****Inhaltsverzeichnis**

LOTHAR KALBE

Zur Entwicklung der Avifauna in der Nuthe-Nieplitz-Niederung in über 50 Jahren 4

ASTRID EISENBERG, HENRIK WATZKE & TORSTEN LANGGEMACH

Wechsel von Großstrappen (*Otis tarda*) zwischen den Schutzgebieten Belziger Landschaftswiesen, Fiener Bruch und Havelländisches Luch in den Jahren 2001 bis 2017 30

KURZBEITRÄGE

FRANK ZIMMERMANN

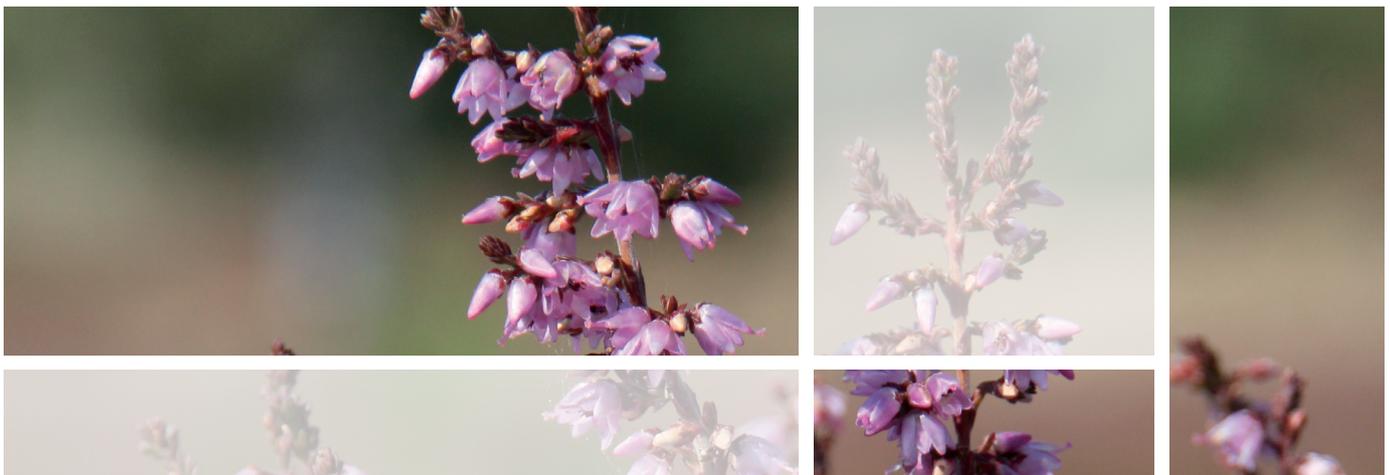
Blume des Jahres 2018 – Der Langblättrige Ehrenpreis (*Veronica maritima*)
Natur des Jahres 2019 2
50

NEUE LITERATUR

46

PERSÖNLICHES

In memoriam DR. RER. NAT. JOHANNES NAACKE (09.06.1939 – 06.01.2018) 49



DIE NUTHE-NIEPLITZ-NIEDERUNG STELLT HEUTE EINES DER WICHTIGSTEN WASSERVOGELGEBIETE BRANDENBURGS DAR.

LOTHAR KALBE

Zur Entwicklung der Avifauna in der Nuthe-Nieplitz-Niederung in über 50 Jahren

Schlagwörter: Nuthe-Nieplitz-Niederung, ökologische Situation, Brutvögel der Feuchtgebiete, Zugvögel, Entwicklung des Artenbestandes, ökologische Kriterien

Keywords: Ecological situation, Nuthe-Nieplitz-Lowlands, wetland breeders, migrating Birds, rate of species deficiency (rate of missing species), ecological criteria, Lapwing, Redshank, Curlew, Blacktailed Godwit, Common Snipe, Meadow Pipit, Sedge Warbler

Zusammenfassung

Die Nuthe-Nieplitz-Niederung erfuhr seit den 1960er Jahren erhebliche ökologische und avifaunistische Veränderungen. Die einschneidenden Maßnahmen zur Intensivierung der Fischwirtschaft an den Seen und die Meliorationsmaßnahmen in den Niedermooren veränderten Struktur, Trophie und Nutzung der Gewässer, Feuchtwiesen, Röhrichte und Erlenbrüche. Das hatte Auswirkungen auf die Vogelwelt, sowohl der Brutvögel als auch Zugvögel. Vor allem die auf Feuchtwiesen und auf Klarwasser-Flachseen angewiesenen Arten wurden deutlich dezimiert bzw. verschwanden ganz aus dem Gebiet. Das betraf vor allem wiesenbrütende Limikolen, Gründelenten und Rallen. So brüteten seit den 1980er Jahren keine Uferschnepfen und Brachvögel mehr im Gebiet; der Kiebitz erlitt große Bestandseinbußen. Bestandsverringerungen erfuhren aber auch Knäk- und Löffelente. Die ehemals nicht selten in den ausgedehnten Röhrichten brütende Rohrdommel verschwand ganz. Betroffen waren zunehmend auch Schilfbrüter und die auf Feuchtwiesen lebenden Singvögel.

Dagegen entwickelte sich in den hocheutrophen Seen mehr und mehr ein größerer Brutbestand der Tafelente, der offensichtlich durch ein gutes Nahrungsangebot an Kleintieren des Sedimentes und möglicherweise auch durch die Karpfenfütterungen begünstigt wurde. In den angrenzenden Wiesen- und Bruchgebieten vergrößerte sich gleichzeitig die Brutpaarzahl des Kranichs auf gegenwärtig über 40.

Erst mit der Wiedervernässung der Niedermoore und die Entlastung der Seen von Nährstoffen nach 1990 siedelten sich im Gebiet Rotschenkel an, die Zahl der Kiebitze, Knäk- und Löffelenten vergrößerte sich, die Spießente brütete vereinzelt und die Blesshuhnbestände wuchsen deutlich an. In den Röhrichten des Blankensees siedelten erneut Rohrdommeln.

Das Gebiet stellt heute eines der wichtigsten Wasservogelgebiete Brandenburgs dar. Die Abhängigkeit des Vorkommens der Vogelarten von den jeweiligen ökologischen Bedingungen im Verlauf der über 50 Jahre lässt sich gut ableiten.

Summary

In the Nuthe-Nieplitz-Area many ecological and avifaunistic changes happened since the 1960s. Incisive measures to the intensity of fishery in lakes and to the drainage of meadows and peatlands had many influences on the structure, trophy and using of waters, wetmeadows, reeds and alderfens within their bird communities. Especially birds with preference of wetmeadows on the one hand and clearwater-shallow lakes on the other hand were decimated or eliminated in the area of Nuthe-Nieplitz. It means especially Limicoles, Swimming ducks and rails breeding in the meadows.

Since 1980 Curlews and Blacktailed Godwits dont breed anywhere in the area, the Lapwings decreased, like the Garganey and Northern Shoveler. The Eurasian Bittern, bred in the freed of lakes formerly frequently, disappeared. Similar submitted were the most reedbreeders and singing birds in the meadows.

Otherwise the stock of Common Pochard increased in the polytrophic lakes more and more in relation to a better supply of food in form of sediment-organisms and probably using farming of Carps since the intensity of fish production.

At the same time the number of Crans increased to more of 40 pairs.

Only after moisturement of the lowlands and discharge of nutrients in the lakes from the beginning of 1990s Redshanks settled in the area, the number of Lapwings, Garganays and Shovelers were increased, the Pintail breeds rarely and the stock of Coots increased. Otherwise the Bittern began to breed in the reeds.

The lowlands of rivers Nuthe and Nieplitz at this time is one of the five most important waterfowl-areas of state of Brandenburg and is also a very important international wetland.

1 Einleitung

Seit den 1960er Jahren rückte die Nuthe-Nieplitz-Niederung verstärkt in den Blickwinkel der einheimischen und Potsdamer Ornithologen, nachdem bereits vor dem 2. Weltkrieg das Gebiet möglicherweise sporadisch aufgesucht wurde, u. a. von HESSE (1912, 1914) und SCHUSTER (1926). Ich selbst wurde auf das Gebiet bei limnologischen Untersuchungen an den Flachseen schon Anfang der 1960er Jahre aufmerksam, als ich in den an die Seen angrenzenden Niederungen Bekassinen, Brachvögel und Uferschnepfen als Brutvögel registrieren konnte und zu den Zugzeiten von den zahlreichen Enten und Gänsen auf den Gewässern überrascht wurde. Seither führten mich weit mehr als 1000 Exkursionen ins Gebiet.

In die Anfangszeit fallen auch die avifaunistischen Studien von Manfred Kroop aus Stücken, der sich als Forstwirt große Verdienste um die Unterschutzstellung der Niederung erwarb. In den 1990er Jahren konnte Peter Schubert als Angestellter des Landschaftsfördervereins Nuthe-Nieplitz-Niederung erste zusammenfassende Darstellungen der aktuellen Avifauna, basierend auf eigenen Beobachtungen, erarbeiten (SCHUBERT 1992, 1998–2000, 2005).

In dieser Zeit entdeckten immer mehr Ornithologen aus Berlin und Potsdam die besondere Schönheit und den Artenreichtum des Gebietes. So bildete sich 1995 die Arbeitsgruppe Ornithologie innerhalb des 1991 gegründeten Landschaftsfördervereins Nuthe-Nieplitz-Niederung. Diese Arbeitsgruppe setzte sich das Ziel, die Avifauna genauer zu untersuchen und exakte Brutbestandserfas-



Abb. 1
Kerngebiet des NSG Nuthe-Nieplitz-Niederung sind bis heute die Körziner Wiesen.

Foto: F. Zimmermann (2007)



Abb. 2
Durch eine gezielte Wasserrückhaltung wie hier in der Nähe von Rieben wird versucht, die weitere Degradation der entwässerten Moorstandorte zu verhindern.

Foto: F. Zimmermann (2007)



Abb. 3
Wiedervernässte Flächen im Bereich der Ungeheuerwiesen

Foto: F. Zimmermann (2007)



Abb. 4
Mit der Aufgabe von Schöpfwerken konnten sich große Flächen zu Flachgewässern wie dem Schwanensee entwickeln.

Foto: F. Zimmermann (2007)

sungen durchzuführen. Es entstanden nach und nach für die wichtigsten Vogelgruppen genaue Kartierungen ihres Vorkommens sowie belastbare Zugbestandsgrößen. Von Anfang an widmeten sich die Mitglieder den monatlichen Wasservogelzählungen, wobei alle geeigneten Lebensräume einbezogen wurden, nachdem in Teilgebieten ab 1965 gezählt worden war. Gegenwärtig arbeiten über 20 Ornithologen aus Berlin, Potsdam und der näheren Umgebung aktiv an diesen Vorhaben mit.

Nachdem der Bereich des Westufers des Blankensees und ein Teil der Körziner Wiesen in den 1980er Jahren als Naturschutzgebiet ausgewiesen wurde, erfolgte 1995 die Festlegung als NSG für das Gesamtgebiet mit mehr als 5500 ha Fläche. 2005 wurde das Schutzgebiet auch als SPA (Special Protection Area = Europäisches Vogelschutzgebiet) durch die Bundesrepublik Deutschland gemeldet und ist auch FFH-Gebiet (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie).

In den über 50 Jahren intensiver avifaunistischer und ökologischer Untersuchungen in der Nuthe-Nieplitz-Niederung stellten sich

teilweise gravierende Veränderungen ein. Ein erster Bericht darüber wurde nach ca. 30 Jahren erarbeitet (KALBE 1998). Außerdem liegen Publikationen über die Vogelwelt des Gebietes von KLUGE (2008) über das Blaukehlchen, PROCHNOW (2005) über Greifvögel, LANGE (2012) über wiesenbrütende Limikolen, LANDGRAF & KLUGE (2005) über die Siedlungsdichte der Rohrsänger, MADLOW (2005) über den Schilfvogelfang am Schiaßer See, SIEMS (2005) über die Phänologie der Wasser- und Watvögel und ZERNING (2005) über die Erfassung von Nebelkrähe und Elster vor. Eine kommentierte Artenliste für das Gebiet befindet sich in Vorbereitung.

2 Entwicklung der ökologischen Bedingungen

Die Nuthe-Nieplitz-Niederung erstreckt sich auf einer Länge von ca. 17 km in Nord-Süd-Richtung südlich von Potsdam zwischen den Ortschaften Saarmund und Rieben im Wesentlichen entlang der Nieplitz. Links- und rechtsseitig der Nieplitz und den

von der Nieplitz durchflossenen Seen Blanken-, Grössin und Schiaßer See liegen mehrere Kilometer breite, heute meist degradierte Niedermoorflächen. Eingeschlossen sind kleinere Erlenbrüche, Weidengebüsche und auf den Grund- und Stauchmoränen Kiefernforste unterschiedlicher Nutzung. Wenige Flächen sind trockene Weiden und Trockenrasen, selten Ackerflächen. Die höchsten Erhebungen im Gebiet sind die am Rande des NSG gelegenen Stauch- und Endmoränen mit bis zu 100 m Höhe über NN (Glauer Berge) bzw. über 60 m NN (Weinberg, Hoher Berg, Fichtenberg bei Stücken).

Noch bis Anfang der 1960er Jahre wurden die Nuthewiesen zwischen Gröben und Saarmund regelmäßig im Frühjahr über vorhandene Stauvorrichtungen in den Nuthedämmen zur Verbesserung der Wiesenbewirtschaftung gezielt überflutet. Damit entstanden bis hin nach Potsdam temporäre Flachgewässer großen Ausmaßes. Über das damit im Zusammenhang zu erwartende Vorkommen von Wasservögeln ist allerdings meines Wissens nichts überliefert.

Name	Gewässerart	Länge (im NSG) bzw. Fläche	Durchschnittstiefe	Saprobie bzw. Trophie
Nuthe	Fließgewässer	4,5 km	2,0 m	β-mesosaprob
Nieplitz	Fließgewässer	4,5 km	2,0 m	β-mesosaprob
Pfefferfließ	Fließgewässer	4,5 km	1,5 m	β-mesosaprob
Pfeffergraben	Abzugsgraben	3,0 km	1,0 m	β-mesosaprob
Mühlenfließ	Abzugsgraben	4,0 km	0,5 m – 1,0 m	β-mesosaprob
Königsgraben	Umfluter	9,5 km	1,5 m	β-mesosaprob
Blankensee	Flachsee	291 ha	0,6 m	eutroph/polytr.
Grössinsee	Flachsee	93 ha	1,5 m	polytroph
Schiaßer See	Flachsee	8 ha	1,0 m	polytroph
Gröbener See	Flachsee	40 ha	0,8 m	polytroph
Siethener See	Ungeschichteter See	71 ha	2,0 m	eutroph/polytr.
Fresdorfer See	Flachsee	7 ha	0,6 m	eutroph
Riebener See	Flachsee	38 ha	1,0 m	eutroph
Katzwinkel	Abtorfungsgewässer	9 ha	1,5 m	eutroph
Poschfenn	Moorgewässer	5 ha	0,7 m	eutroph/dystroph
Bauernteich	Teich	1 ha	0,3 m	eutroph
Gänslaake	Permanentes Überflutungsgewässer	63 ha	0,3 m	eutroph
Schnepfenpfuhle	Permanente Überflutungsgewässer	2 ha	0,1 m	eutroph/polytr. temporär
Schwanensee	Permanentes Überflutungsgewässer	65 ha	0,3 m	eutroph
Weiber	Permanentes Überflutungsgewässer	11 ha	0,4 m	eutroph
Baasee	Permanentes Überflutungsgewässer	2 ha	0,2 m	eutroph
Seddiner See	Ungeschichteter See	218 ha	3,0 m	eutroph
Kähnsdorfer See	Ungeschichteter See	40 ha	1,0 m	eutroph

Tab. 1
Die Gewässer des NSG Nuthe-Nieplitz-Niederung

Zeittafel für die Entwicklung der Nuthe-Nieplitz-Niederung seit 1960

1960: Flussregulierungen mit weiteren Kanalisierungen und Wehrneubau; Wegfall jährlicher Überflutungen im Frühjahr der Saarmunder Nuthewiesen

1967: Bau des Schöpfwerkes Stangenhagen, Entwässerung des Zauchwitzer Busches und der Strassgrabenniederung, in der Folge Moorsackungen bis 70 cm

1968–1970: Karpfenintensivbewirtschaftung aller Seen und Hausentenmast auf Blanken-, Grössin-, Gröbener und Riebener See; Folge Polytrophierung bzw. Hypertrophierung

1975: Einstellung der Hausentenmast am Blankensee

Ab 1980: Melioration der Körziner Wiesen westlich des Königsgrabens

1985: Melioration der Ungeheuerwiesen, teilweise Beseitigung von Erlenbrüchen und Weidengebüschen, Trockenlegung der Nasswiesen

1986: Unterschutzstellung (NSG) der östlich des Königsgrabens liegenden Körziner Wiesen und des Westufers des Blankensees

1987/88: Entschlammung des Südteils des Blankensees im Mündungsbereich der Nieplitz (Spüfläichen am SW-Ufer)

Ab 1990: Extensivierung der Bewirtschaftung von Grünlandflächen, Aufgabe der Hausentenzucht am Grössinsee, Einstellung der Karpfenintensivbewirtschaftung der Seen

1990/91: Ausfall des Schöpfwerkes Stangenhagen, Wiedervernässung bzw. permanente Überflutung der ehemaligen Polder am Pfefferfließ, Entstehung Gänselaake, Schwanensee, Weiher als Flachseen, Stabilisierung des Niedrigwasserabflusses im Pfefferfließ

Ab 1992: Entwicklung von Nasswiesen bei Körzin

1995: Repolytrophierung des Riebener Sees, Rückführung zum Klarwasserflachsee

Ab 2004: Wiedervernässung der Nuthewiesen bei Gröben durch Aktivierung der Fließfunktion der Alten Nuthe

2008: Repolytrophierung des Blankensees nach Nährstoffentlastung der Nieplitz

Ab 2010: mehrfach Trockenjahre mit Abtrocknung der Ungeheuerwiesen, teilweise auch der Körziner Wiesen; Festlegung von Stauzielen am Wehr Blankensee und Stabilisierung der Wasserstände in den Körziner Wiesen

Sowohl die Seen als auch die Niederungen waren erheblichen Nutzungsveränderungen unterworfen. In den 1960er Jahren wurde in allen Seen die fischereiliche Nutzung auf Karpfenintensivbewirtschaftung und Aalproduktion umgestellt. Dazu erfolgte ein Besatz mit K_2 (zweissömmerige Karpfen) und Zufütterung mit Getreide und vorwiegend Pellet bis zur Fanggröße der 3-4-sömmerigen Speisefische und Aalbesatz. Infolge der Wühltätigkeit der Karpfen und der Nährstoffzufuhr aus Fütterungen und Ausscheidungen entwickelten sich die Seen bis hin zum hocheutrophen bzw. polytrophen oder sogar hypertrophen Status mit intensiver Phytoplanktonproduktion (Wasserblütenentwicklung durch Cyanophyceen, Vegetationsfärbung des Wassers durch Chlorophyceen und Diatomeen). Dieser Prozess wurde durch die Einführung der Hausentenzucht ab 1970 auf Blankensee, Grössinsee, Gröbener See und Riebener See weiter verstärkt. Am Grössinsee lebten bis zu 19.000 Zuchtenten fast ganzjährig, anfangs mit freiem Zugang zum Gewässer, später auf Gitterrosten mit Abwasserableitung zum See. Auf jedem der drei anderen Seen wurden jährlich in bis zu 4 Durchgängen bis zu 40.000 Mastenten bis zur Schlachtreife gehalten

(KALBE 1969). Die Hausentenzucht am Blankensee wurden schon Mitte der 1970er Jahre wieder aufgegeben, weil die Belastungen vor allem der Aalproduktion im See entgegenliefen und auch eine gesundheitliche Gefahr für die unterhalb des Sees liegende Zuchtherde darstellten. Der Blankensee war bis 1990 der „beste Aalsee“ der DDR mit nahezu 12 t Speiseaal/a. Auch die allgemeine Belastung war über die Zuflüsse (Nieplitz, Pfefferfließ) ab den 1960er Jahren allmählich gestiegen (Belastungen durch landwirtschaftliche Flächen, Abwassereinträge).

Nach 1990 wurde die fischereiliche Nutzung der Seen weitgehend extensiviert. Karpfenbesatz und Zufütterung erfolgten nur noch anfangs. Gegenwärtig werden die Seen im Wesentlichen durch Abfischung der natürlich wachsenden Fischbestände genutzt.

Ab 1995 entwickelte sich der Riebener See zum typischen Klarwasser-Flachsee mit Submersvegetation und Sichttiefen bis zum Grund, so wie der See bis 1970 beschaffen war.

Ab 2008 kam es im Blankensee zu vergleichbaren Entwicklungen (KALBE 2014), nachdem sich der Nährstoffeintrag aus der Nieplitz verringert hatte und sich allmählich die hohe

Nährstoffbelastung des Seesedimentes reduzierte (Tabelle 2; Abb. 5).

Die hohe Stickstoffbelastung und Ablagerung organischen Materials hatte in der Gelezone zunächst gleichfalls unerwünschte Veränderungen hervorgerufen; es entwickelten sich anstelle der vorher dominierenden *Phragmites*-Gürtel vor allem *Typha*-Bestände mit hohem Anteil von Nachtschattengewächsen (Bittersüßer Nachtschatten, *Solanum dulcamara*). Auch diese Entwicklung ist seit Beginn des neuen Jahrhunderts wieder rückläufig, so dass sich vor allem am West- und Nordwestufer mächtige Schilfröhrichte etablierten (Abb. 6).

Mit den Meliorationsmaßnahmen in den Niedermooren veränderten sich die teilweise noch naturnahen Wiesenstrukturen deutlich. Aus den Feuchtwiesen mit verschiedenen Habitatstrukturen wie Seggenrieden, Wiesenfuchsschwanzwiesen und Pfeifengraswiesen entwickelten sich Grünlandereien mit Wirtschaftsgräsern. Vor allem in den Körziner Wiesen westlich des Königsgrabens und im Zauchwitzer Busch wurden Abzugsgräben angelegt, die im Frühjahr das Wasser schnell abführten. Auch die Ungeheuerwiesen, die zumindest in Teilen noch Nasswiesen mit *Phragmites*, *Phalaris* und



Abb. 5 Entwicklung von Unterwasserpflanzen-Beständen im Blankensee nach Nährstoffentlastung. Stand Sommer 2008

Jahr	Input kg P/d	Output kg P/d	Remobilisierung im System Blankensee, kg P/d	Quellen
1968/69	63,9	50,0	10,0	KALBE
1994/95	46,1	56,7	10,6	RAMM u. SCHEPS (1995)
1996	26,4	42,2	15,8	Mat. LUA Bbg.
1997	31,2	54,5	23,3	Mat. LUA Bbg.
1998	24,4	51,9	27,5	Mat. LUA Bbg.
1996–1998	27,3	49,5	22,2	Mat. LUA Bbg.
2005–2008	20,3	37,7	18,0	LUA (2009)

Tab. 2 Nährstoffbilanzen (Phosphate) für das System Blankensee in der Nuthe-Nieplitz-Niederung (n. GIERK & KALBE 2001, ergänzt 2005–2008, aus KALBE 2009 a)

Carex aufwies, wurden weitgehend entwässert.

Die vor allem im Nordteil bei Tremisdorf großflächig eingestreuten Weidenbüsche wurden bis auf kleine Reste beseitigt. Solche großflächigen Meliorationen begannen im Wesentlichen ab Anfang der 1970er Jahre. Begleitend erfolgten Reliefkorrekturen. Die Moore wurden weitgehend degradiert. Ausgenommen blieben die Wiesen östlich des Königsgrabens am Westufer des Blankensees, die auch wegen ihres Status als NSG geschützt waren und durch den Wasserstand des Blankensees beeinflusst blieben. Damit konnten die hier gewachsenen, wertvollen Schilfseggenriede und Orchideenwiesen erhalten werden.

Die im Zauchwitzer Busch (Nieplitzniederung Zauchwitz) gelegenen Nasswiesen im Bereich des ehemaligen Mellensees und der Seegelecke wurden gleichfalls ab 1970 durch den Bau eines Schöpfwerkes am Pfefferfließ und dessen Eindeichung trocken gelegt. Es entstanden links und rechts des Fließes zwei Polderflächen, in denen in der Folge Moorsackungen zu beobachten waren. Mit dem Ausfall des Schöpfwerkes 1990 vernässten die Flächen erneut, wobei mehrere permanente Flachgewässer mit Durchschnittstiefen um 0,5 m (Gänseleake, Schwanensee, Schnepfenpfuhle, Weiher) entstanden (GIERK & KALBE 2001).

Der Überstau der ehemaligen Niedermoore bewirkte zunächst eine Remobilisierung von Nährstoffen aus den belasteten Böden, vor allem Phosphate, Stickstoffverbindungen und organische Stoffe (HÖHNE 1999), was zu einer Erhöhung der Nährstofffrachten im Pfefferfließ führte. Nach ca. 10 Jahren war jedoch der Aushagerungsprozess beendet. Gleichzeitig wurde das Stauregime im Gesamtgebiet durch die Festlegung von Stau marken am Wehr Blankensee in der Nieplitz deutlich verbessert, auch wenn immer wieder durch unnötige Manipulation am Wehr in den Wasserhaushalt eingegriffen wurde. Die Stauhaltung an diesem Wehr ist maßgeblich für das gesamte hydrologische Regime im Gebiet verantwortlich. Die damit im Zusammenhang stehenden Wiedervernässungen in der Nieplitzniederung Zauchwitz („Zauchwitzer Busch“) und in der Strassgrabenniederung führten zu einer Vergleichmäßigung des Abflusses im Pfefferfließ mit stabilen Trockenwetterabflüssen in der Größenordnung des ökologisch notwendigen Klein stabflusses (GIERK & KALBE 2001).

Durch die Wiedervernässung größerer ehemaliger Niedermoorkomplexe änderten sich die Bewirtschaftungsbedingungen deutlich. Frühestens ab Mitte Juli bestand die Möglichkeit einer Mahd der meisten Wiesen, in der Regel einschürig, so dass vor allem die Schlank-(Groß-)seggenriede günstige Entwicklungsbedingungen erfuhren. Die etwas trockeneren Flächen werden teilweise durch Rinder und Schafe beweidet.

Der Wasserstand im Königsgraben im Bereich der Körziner Wiesen korrespondiert mit der Stauhaltung am Wehr Blankensee, wobei über das Mühlenfließ eine offene, jedoch

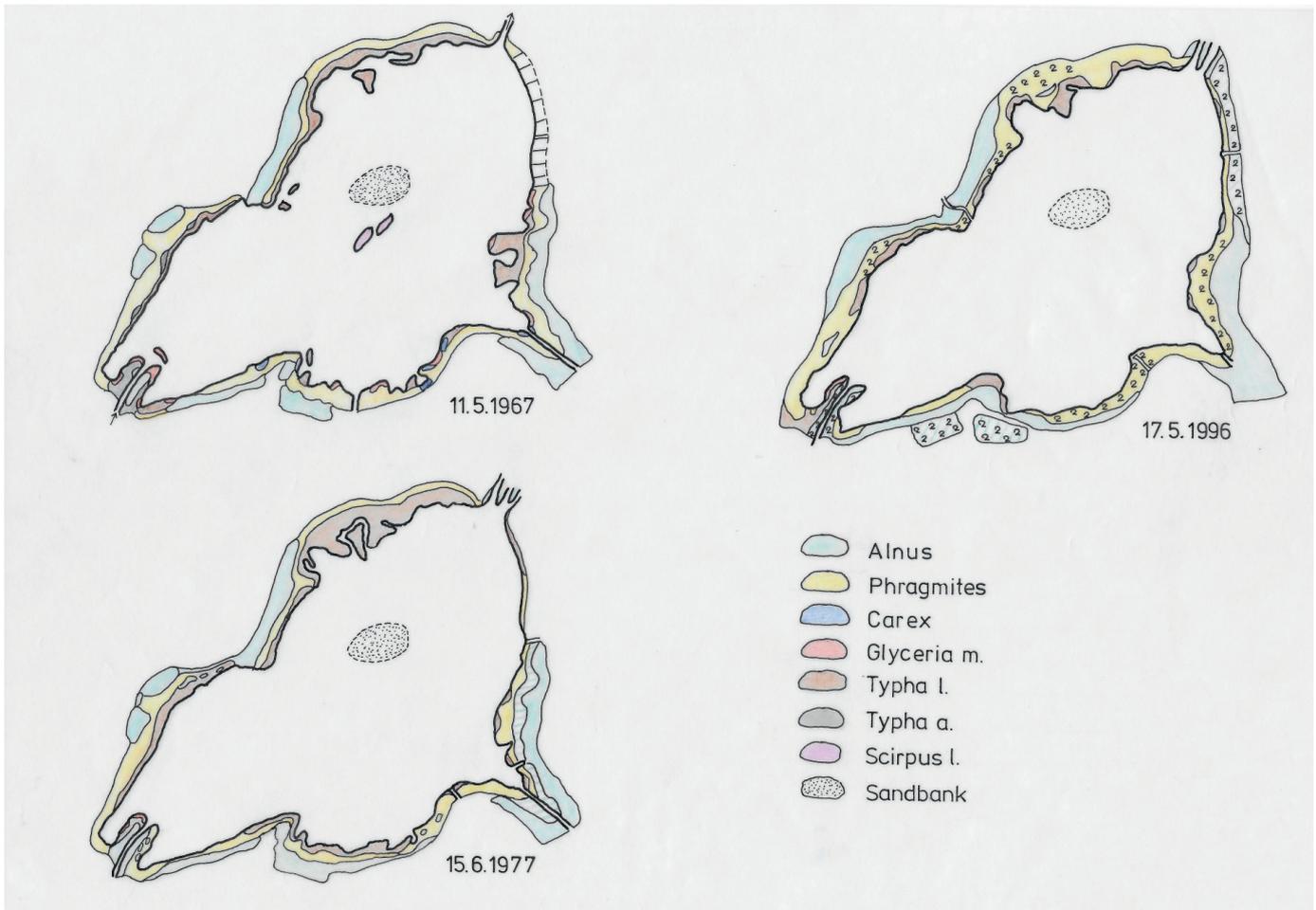


Abb. 6

Veränderungen der Röhrichte im Blankensee zwischen 1967 und 1996. Nach verstärkter Einwanderung von *Typha* in den 1970er Jahren setzte in den 1990er Jahren eine Stabilisierung der *Phragmites*-Bestände ein. Dadurch verbesserten sich die Brutbedingungen für Rohrsänger deutlich. Aus KALBE (2017).



Abb. 7

Kiebitze auf dem Durchzug

Foto: P. Koch

teils zugesetzte Verbindung zwischen See und Königsgraben besteht. So lange die im Königsgraben vorhandenen Stau gehalten werden, entwickeln sich in den Wiesen westlich des Grabens kleinere temporäre Flachgewässer geringer Tiefe ab Winter bzw. zeitigem Frühjahr, die meist bis Juni/Juli erhalten bleiben. Im Laufe des Sommers trocknen die Flächen jedoch fast immer ab. Ähnliche Bedingungen besitzen einige temporäre Standgewässer auch im Bereich der Ungeheuerwiesen. Allerdings erfolgt dort wegen der Absenkung des Wasserstandes im Königsgraben unterhalb des Staus bei Breite/Weinberg hier die Abtrocknung oft deutlich früher, so dass diese Habitate zur Brutfalle für die meisten Wiesenbrüter werden.

Für das Gesamtgebiet der Nuthe-Nieplitz-Niederung liegt seit 2015 ein Managementplan vor, der in seinen wesentlichen Aussagen auch die Belange des Vogelschutzes berücksichtigt und weitere Wiedervernässungen von Teilen der Ungeheuerwiesen vorsieht.

LANDGRAF (2016) entwarf ein Szenarium des hydrologischen Mangements für diesen Teilbereich mit Auswirkungen auf wiesenbrütende Limikolen (Abb. 8). Vor allem Spätbrüter wie der Rotschenkel (*Tringa totanus*) werden durch zeitige Wasserspiegelsenkungen negativ beeinflusst. Trockenfallende Flächen bereits ab Mai bedeuten in der Regel den Verlust der Gelege und Jungvögel, auch durch Prädatoren.

3 Entwicklung der Brutvogelbestände

Brutvogelbestände verändern sich in einem mehrere Jahrzehnte umfassenden Zeitraum naturgemäß. Nicht immer lassen sich die Ursachen dafür genau ermitteln. Neben großräumigen Arealverschiebungen und allgemeinen Trends der einzelnen Arten spielen jedoch ökologische Entwicklungen eine sehr große Rolle. Dazu gehören unbedingt die durch die Nutzungen verursachten Reduzierungen des Nistplatz- und Nahrungsangebotes, der natürlichen Vegetation und in limnischen Ökosystemen die Gewässerbelastungen mit den damit verbundenen Trophieänderungen. Auch Störungen durch Bewirtschaftung und Tourismus entscheiden oft über das Vorkommen der Arten. Im Falle der Nuthe-Nieplitz-Niederung traten in den letzten 50 Jahren Veränderungen auf, die im Wesentlichen ökologische Ursachen durch anthropogene Tätigkeiten hatten. Besonders betroffen waren vor allem Vögel der Wiesen und Gewässer.

Eine „Erfolgsgeschichte“ des Naturschutzes stellen auch in der Nuthe-Nieplitz-Niederung die Vergrößerung des Kranichbestandes (*Grus grus*) von anfangs einem Brutpaar auf heute mehr als 40 (u. a. BRÜCKER et al. 2006, M. Zerning schriftl.) und die Ansiedlung von bis zu 10 Brutpaaren des Fischadlers (*Pandion haliaetus*) sowie 2 Brutpaaren des Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) dar. Auch die Neugründung einer Brutkolonie der Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*) nach Aus-

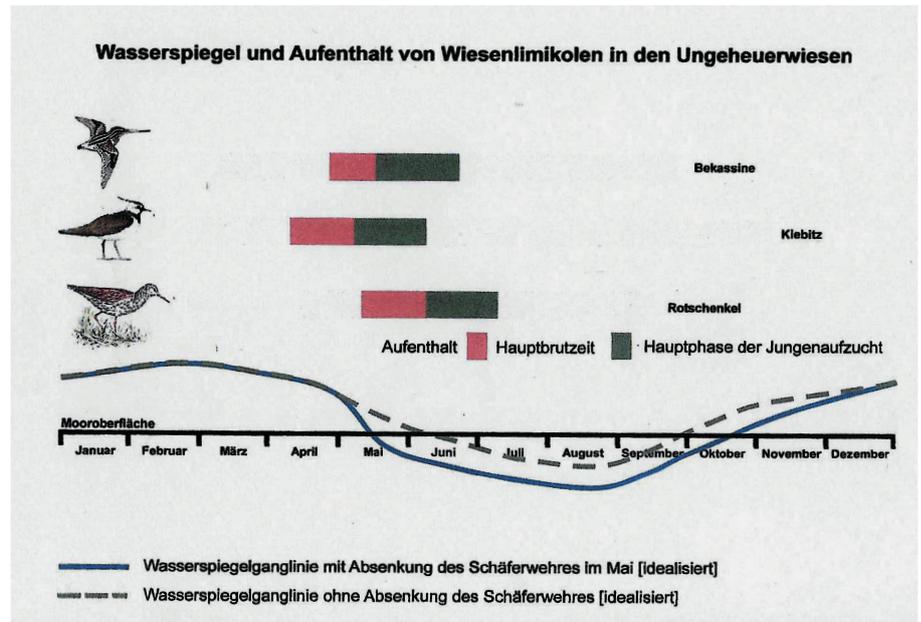


Abb. 8 Abhängigkeit des Auftretens von wiesenbrütenden Limikolen in den Ungeheuerwiesen vom Wasserstand. Aus LANDGRAF (2016), idealisiert

	Theoret. Artenbestand	1965-1970	1980-1985	2000-2005	Aktuell (2015/16)
Wiesen					
Artenbestand ges.	28	23	23	29	32
Artenfehlbetr. A theor.		5	9	7	3
Artenfehlbetr. A 1965			2	3	3
Artenzuwachs Z			4	8	12
Artenfehlbetr. % theor.		18	32	25	11
Artenfehlbetr. % 1965			8,5	13	13
Gewässer					
Artenbestand ges.	33	24	22	33	33
Artenfehlbetr. theor.		10	8	4	2
Artenfehlbetr. 1965			2	3	1
Artenzuwachs Z			4	10	10
Artenfehlbetr. % theor.		30	24	12	6
Artenfehlbetr. % 1965			8	13	4
Gesamtartenzahl 50 a 1965 – 2015/16	151 nachgewiesene Brutvogel-Arten, Gesamtgebiet Nuthe-Nieplitz-Niederung				

Tab. 3 Artenfehlbetrag A, berechnet nach theoretischem Artenbestand gegenüber tatsächlichen Bestand 1965–1970 (n) und in % (KALBE 1985) sowie Artenzuwachs Z (n) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung in 50 Jahren. Der theoretische Artenbestand ergibt sich aus der Zahl Lebensraumtypischer Arten

bringung von Brutflößen bzw. -inseln auf der Gänselaae durch die Naturwacht ist positiv zu bewerten. Andererseits verschwanden einige Arten vermutlich durch Lebensraumdegradierung ganz oder zeitweise aus dem Gebiet wie Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Brachvogel (*Numenius arquata*), aber auch Trauerseeschwalbe (*Chlidonias niger*), zwischenzeitlich auch Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) und Grauammer (*Emberiza calandra*), die aktuell wieder eingewandert sind. Anhand des Artenfehlbetrages lässt sich die Entwicklung gut darstellen (Tabelle 3). So-

wohl für die Gewässer als auch Wiesen gilt aber allgemein, dass sich der Artenfehlbetrag in niedrigen Grenzen hält. Gegenüber dem optimalen Brutvogelbestand beider Lebensräume verschwanden bis heute 5 Arten, gegenüber dem Brutbestand um 1965–1970 sogar nur 4 Arten. Zwischenzeitlich war allerdings der Fehlbetrag höher. In den Wiesen fehlen die Arten Rebhuhn (*Perdix perdix*), Uferschnepfe und Brachvogel und an den Gewässern Trauerseeschwalbe (*Chlidonias niger*) und Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*).

Den Verlusten in der Avifauna stehen seit den 1990er Jahren Neuansiedlungen mehrerer Arten gegenüber: Kleines Sumpfhuhn (*Porzana parva*) sporadisch, Rothalstaucher (*Podiceps griseigena*) regelmäßig in einzelnen Paaren, Schwarzhalstaucher (*Podiceps nigricollis*) selten, Rotschenkel (*Tringa totanus*) seit 1987 regelmäßig und Schwarzkehlchen (*Saxicola rubicula*), sowie einige weitere Arten, die möglicherweise übersehen worden waren, wie Löffelente (*Anas clypeata*), Reiherente (*Aythya fuligula*), Schellente (*Bucephala clangula*), Wachtel (*Coturnix coturnix*), Wasserralle (*Rallus aquaticus*), Tüpfelsumpfhuhn (*Porzana porzana*), Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*), Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*), Bartmeise (*Panurus biarmicus*), Beutelmeise (*Remiz pendulinus*) und Blaukehlchen (*Luscinia svecica*). Hinzu kommen Spießente (*Anas acuta*) mit bisher Brutnachweisen aus 2 Jahren (1997, 2016) und der nur einmal im Jahr 2012 auftretende, erfolglos brütende Stelzenläufer (*Himantopus himantopus*).

3.1 Wiesenbrütende Limikolen

LANGE (2012) beschreibt die Entwicklung der Brutvorkommen im Gebiet anhand vorliegender Daten für 2 Teilbereiche (Zauchwitzer Busch/Nieplitzniederung Zauchwitz und Wiesen bei Körzin). Bereits vorher, für die Jahre bis 2000, konnte gezeigt werden, dass vor allem durch die Melioration großer Teile

des Gebietes bei fast allen Arten erhebliche Bestandsrückgänge zu verzeichnen waren. Lediglich die **Bekassine (*Gallinago gallinago*)**, deren wichtigste Brutplätze im Bereich größerer Seggenriede lagen, die durch die Melioration nicht beeinträchtigt wurden, konnte über Jahre ihren Bestand mehr oder weniger konstant halten, wenn man von den möglichen jährlichen Schwankungen und Fehlerfassungen absieht (Tabelle 4). Der Gesamtbestand schwankte hier in einem Bereich um 10 Reviere mit einem Maximum von >18. Auch die in einzelnen Jahren registrierten Minimalbestände >5 Reviere dürften tatsächlich höher gelegen haben und sind vermutlich nur ungenauen Erfassungen geschuldet. Schwerpunkt des Vorkommens lag auch nach Wiedervernässung größerer Flächen nach 1990 in den Körziner Wiesen im Bereich der Schlankseggenriede (Großseggenriede) östlich des Königgrabens, in der Nieplitzniederung Zauchwitz und in den Ungeheuerwiesen. Gemessen an den Vorkommen der Art im gesamten brandenburgischen Gebiet ist diese Konstanz des Vorkommens in der Nuthe-Nieplitz-Niederung durchaus bemerkenswert, denn seit den 1970er Jahren sanken landesweit die Revierzahlen um ein Drittel auf 1030–1450 (RYSILAVY 2012). Dem scheinen die anderenorts publizierten Bestandszahlen zu widersprechen, so die nach A. Schmidt (in RUTSCHKE 1987), geschätzten ca. 1100 Reviere, die 650–950 Brutpaare in den 1990er Jahren (HIELSCHER & RUDOLPH 2001) oder die 900–1500 BP/Rev. für

2005/06 (RYSILAVY & MÄDLÖW 2008). Ganz sicher sind die Brutbestände vor 2000 viel zu niedrig beziffert worden.

Auch in Deutschland ist bei dieser Art ein drastischer Bestandsschwund zwischen 1985 und 2009 z. B. aus der Norddeutschen Tiefebene (vor allem Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern) mit derzeitigen 5500–8500 Revieren (GEDEN et al. 2014) zu verzeichnen. Ursachen der Verluste sind hauptsächlich bei den Meliorationsmaßnahmen mit Trockenlegung, Monotonisierung der Vegetationsstrukturen und intensiver Grünlandbewirtschaftung zu suchen. Auch wenn die Bekassine durchaus kleinflächigere Areale zu besiedeln vermag, sind Voraussetzung für das Brüten sehr nasse Wiesenbereiche mit lückiger Vegetation, Bülden und Flachwasserbereichen, sowie Randstrukturen zu Röhrichten und lockeren Erlen-/Weidenbewuchs. In der Nuthe-Nieplitz-Niederung dominieren vor allem Schlankseggenriede mit ausgeprägter Büldenbildung inmitten ganz flach überstauter Schlick- und Braunmoosflächen (Deckungsgrad 50–75 %) sowie Flutrasen, seltener Pfeifengraswiesen als Brutplätze.

Am auffälligsten waren das völlige Verschwinden von **Uferschnepfe (*Limosa limosa*)** und **Brachvogel (*Numenius arquata*)** in den 1970er und 1980er Jahren und der starke Rückgang der Brutpaarzahlen des **Kiebitzes (*Vanellus vanellus*)** etwa zur selben Zeit (Abb. 10). Erst nach Wiedervernässung ab 1990 erholten sich die Kiebitzbestände und



Abb. 9

Die Bekassine hat in der Nuthe-Nieplitz-Niederung über die letzten 50 Jahren einen fast gleich bleibenden Bestand

Foto: W. Suckow

Jahre	Ges.-Gebiet	Wiesen Körzin	Uferber. Blank-S	Südufer Gröss-See	Strassgr. Nieder.	Zauchw. Busch	Ungeh.- wiesen	Fresdorf. See	Rieben. See
1966	7–10	7–10							
1972	>5	>5							
1974	10–15	10–15							
1977	11	10	1						
1981	>10	>10							
1984	>8	>8							
1987	9	8	1						
1989	15	15							
1991	12–15	12–15							
1992	>18	>8			10				
1993	11	10	1						
1994	>6	>6							
1996	9	7				2			
1997	9	8				1			
1998	12	11	1						
1999	7	5		1		1			
2000	>10	>8	1			1			
2001	>5	>5							
2002	>9	>6				2		1	1
2003	9	6	1			2			
2004	>10	>7	1			1			1
2005	>10	>6	1			3			1
2006	13	8	1			3			1
2007	<11	>7	1	1		2			
2008	>15	11	1	1		>2			
2009	>12	>8	1	1-2		>2	1		
2010	>10	>7	1			>2			
2011	>8	>6				>2			
2012	12	10				1	1		
2013	>10	>10							
2014	20	14					5		1
2015	18	14					3		1
2016	>11	>11							

Tab. 4

Bestandsschätzungen für die Bekassine in der Nuthe-Nieplitz-Niederung zwischen 1965 und 2016 (Reviere), Mat. AGr. Ornithologie NNN. Die Bestandszahlen basieren auf Registrierung balzender Vögel, in einigen Jahren vermutlich deutlich unvollständig, vollständige Kartierung Gesamtgebiet nur 2014 und 2015

erreichten dann sogar wieder hohe Abundanzen mit über 43 Revieren 2014 im Gesamtgebiet (Mat. AGr. Ornithologie NNN), allerdings immer noch niedriger als vor den Meliorationen. Uferschnepfe und Brachvogel besiedelten dagegen die nun günstig erscheinenden Flächen nicht wieder. Für beide Arten muss berücksichtigt werden, dass auch in der näheren und weiteren Umgebung keine reproduzierfähigen Brutvorkommen mehr existieren, so dass eine Wiederbesiedlung kaum erwartet werden kann. RYSLAVY (2012) belegt den Rückgang der Arten für ganz Brandenburg (derzeitiger Brutbestand 15–21 Reviere für die Uferschnepfe, gut 100 BP für den Brachvogel) Das gilt allgemein auch für Deutschland für die letzten 25 Jahre (GEDEON et al. 2014), wo vor allem

die Uferschnepfe einen rapiden Bestandsrückgang auf insgesamt ca. 1000 Reviere erfuhr, die sich im Wesentlichen auf den Marschen und Inseln an der Nordseeküste befinden.

Der Brutbestand der Uferschnepfe in Brandenburg lag noch um 1970 bei ca. 200 BP bzw. Rev. (KALBE & SEEGER 1972), der vermutlich auch in der 1. Hälfte des 20. Jh. nicht wesentlich höher war (ca. 275 BP bzw. Rev.). Die größten Bestände lebten im Unteren Havelgebiet und im Rhinluch (u. a. HESSE 1914, KALBE & SEEGER 1972, RUTSCHKE 1987) mit bis zu 50 BP vor allem im Bereich von Mieltzwiesen (Wasserschwaden – *Glyceria maxima*). In der Nuthe-Nieplitz-Niederung brütete die Art auch in Wiesenfuchschwanzwiesen (*Alopecurus pratensis*).

Hier wurden als höchster Bestand in den 1960er und 1970er Jahren maximal 8 BP (1969) ermittelt, in den Jahren davor mind. 5 BP. Die Vorkommen erloschen bereits Ende der 1970er Jahre nach großflächiger Melioration (letzte sichere Brut 1979). 1986/87 kam es vermutlich zur Neuansiedlung ohne Bruterfolg in den Körziner Wiesen (1–3 BP, KROOP 1989, KALBE 1998, LANGE 2012). Seit-her fehlen nicht nur weitere Brutzeitnachweise, sondern auch fast alle Beobachtungen von Durchzüglern.

Ein sehr ähnliches Schicksal erfuhr auch der Brachvogel. Noch bis 1975 brütete mindestens 1 Paar in den Körziner Wiesen, weitere in den Ungeheuerwiesen und den Nuthe-wiesen bei Saarmund. Auch nach der Melioration der westlich des Königsgrabens gele-

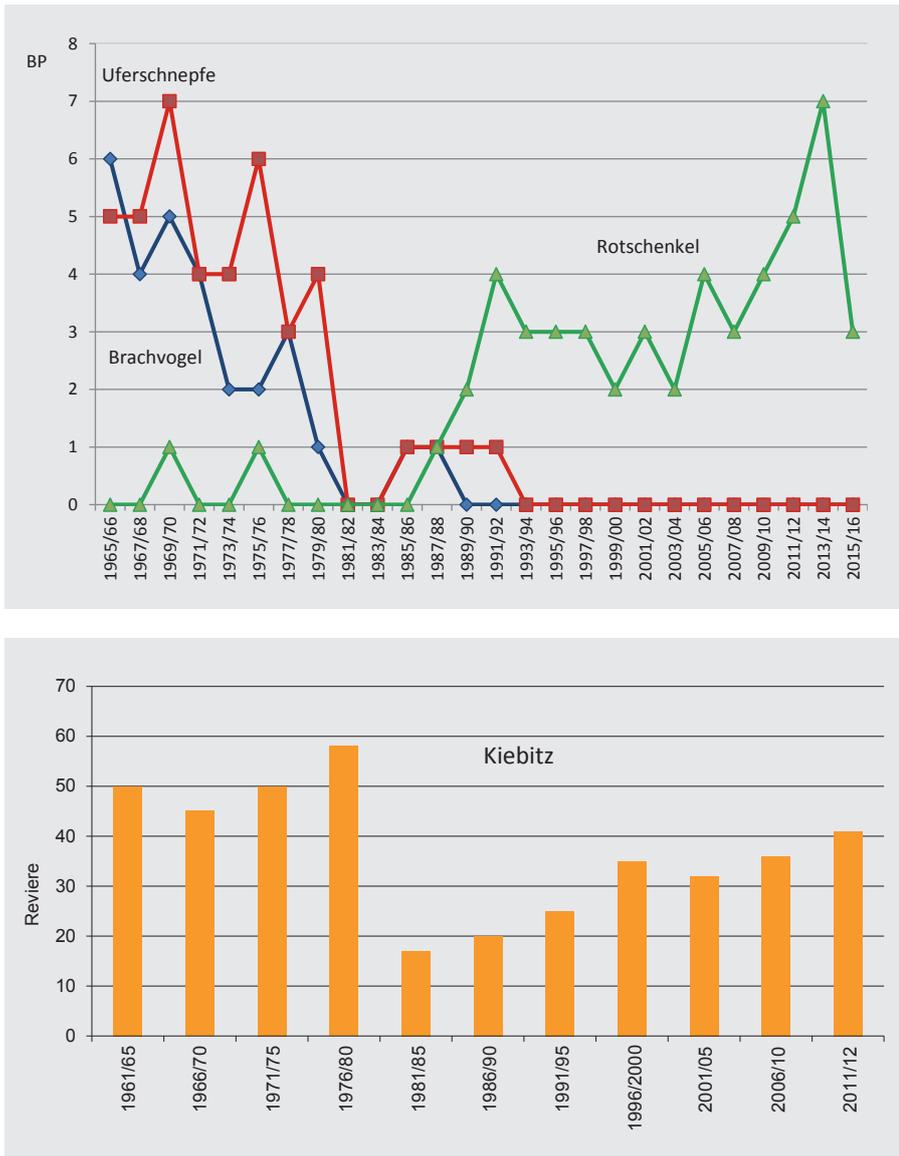


Abb. 10 Entwicklung des Brutbestandes von Brachvogel (*Numenius arquata*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Rotschenkel (*Tringa totanus*) (oben) und Kiebitz (*Vanellus vanellus*) (unten) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung (eigene Erfassungen bis 1995, Mat. AGr. Ornithologie NNN, aktuelle Kartierungen 2011–2016)



genen Wiesen hielten sich hier noch Vögel zur Brutzeit auf, brüteten aber wohl nicht. Die bei LANGE ab 1985/86 verzeichneten Brachvögel brüteten ganz sicher nicht.

Für die ursprüngliche Ansiedlung des Brachvogels im Gebiet war die Großflächigkeit der Feuchtwiesen bei Körzin bis nach Saarmund verantwortlich. Die Wiesen wurden extensiv bewirtschaftet und besaßen neben ausgesprochenen Nassstellen auch trockenere, leicht erhöhte Flächen mit relativ magerer Vegetation dünenartigen Charakters. Vor allem hier wurden die Gelege gezeitigt. Bei der Melioration wurden solche Flächen beseitigt bzw. eingeebnet.

Die Vorkommen des Kiebitzes haben sich seit 1990 in der Nuthe-Nieplitz-Niederung offensichtlich erholt, wie bei den Kartierungen 2012–2016 deutlich wurde (Tabelle 5). Allerdings schwankt der Bestand wohl in Abhängigkeit von wechselnden Vernässungen jährlich. Die Art fehlt jedoch in den wichtigen ehemaligen Niedermoorflächen nicht mehr, trotzdem bleibt der Bruterfolg in allen Jahren eindeutig sehr niedrig. Es werden kaum Jungvögel beobachtet, die flügge werden. Ursache dafür sind wohl hohe Prädatorenbestände, weniger die landwirtschaftliche Nutzung der Wiesen. Die Vögel legen gern ihre Nester in den Randbereichen der Nass- und Feuchtf Flächen an, so dass Beutegreifer leichten Zugang besitzen.

Erst ab 1988 konnte die stabile Ansiedlung des **Rotschenkels (*Tringa totanus*)** in den Körziner Wiesen registriert werden. Hier brüteten bis zu 4 Paare mit allerdings wechselndem Erfolg im Bereich neu entstandener temporärer Flachgewässer mit einzelnen leicht erhöhten Inseln. Auch in der Nieplitz-niederung Zauchwitz kam es zu gelegentlichen Bruten im Bereich der Nasswiesen. Vermutlich spielen neben den Körziner Wiesen vor allem die Ungeheuerwiesen als Bruthabitat in Abhängigkeit von der Vernässung eine größere Rolle, wie durch genaue Kartierungen belegt werden konnte (2014: 3 Reviere).

Vorher hatte die Art nur vereinzelt in der Nuthe-Nieplitz-Niederung gebrütet (1975, 1981, 1983, 1984, je 1 brutverdächtiges Paar, Körziner Wiesen, L. Kalbe, M. Kroop). Der brandenburgische Brutbestand des Rotschenkels liegt derzeit bei unter 75 BP (RYSĽAVY et al. 2012), dürfte aber auch vorher in den 1970er und 1980er Jahren nicht wesentlich höher gelegen haben. Für ganz Deutschland wird mit Bestandseinbußen von >30 % in diesem Zeitraum gerechnet, gegenwärtig jedoch mit stabilen Vorkommen vor allem in Schleswig-Holstein und im weiteren Nordseeküstenbereich um 15.000 BP.

Abb. 11 Die Uferschnepfe ist leider schon seit Jahren nicht mehr im Gebiet zu beobachten.

Foto: W. Suckow

Zeitraum	Uferschnepfe	Brachvogel	Rotschenkel	Kiebitz
1965/66	5	6		50
1967/68	5	4		
1969/70	7	5	1	45
1971/72	4	4		
1973/74	>1	2		50
1975/76	6	2	1	
1977/78	>2	3		58
1979/80	>3	1		
1981/82	0	1		17
1983/84	0	1		
1985/86	3?	2?		20
1987/88	2?	1?	1	
1989/90	1?	0	2	
1991/92	1?	0	4	24
1993/94	0	0	3	
1995/96	0	9	3	
1997/98	0	0	3	35
1999/00	0	0	2	
2001/02	0	0	3	
2003/04	0	0	2	32
2005/06	0	0	4	
2007/08	0	0	3	36
2009/10	0	0	3–4	
2011/12	0	0	2–3	41 (53, HAUPT & MÄDLOW 2015)
2013/14	0	0	7	43
2015/16	0	0	2	30
2017	0	0	2	

Tab. 5

Entwicklung der Brutbestände von wiesenbrütenden Limikolen in der Nuthe-Nieplitz-Niederung (Mat. AGr. Ornithologie NNN u. eigene Erfassungen). Die Bestandszahlen für den Kiebitz gelten jeweils für einen längeren Zeitraum (>4 a) und sind Schätzungen

Abb. 12
Der Brutbestand
des Kiebitz ist im Gebiet nach
Bestandseinbußen in den 1980er Jahren
nur leicht rückläufig
Foto: W. Suckow



Ob der **Kampfläufer** (*Philomachus pugnax*) tatsächlich jemals im Gebiet brütete, lässt sich nicht mehr nachvollziehen. Vereinzelt Beobachtungen von Weibchen zur Brutzeit nähren die Vermutung auf gelegentliche Ansiedlung. So häuften sich vor allem 1989 bis in den Juni hinein die Nachweise (KROOP 1989).

Der Rückgang der Art in ganz Brandenburg fällt in die Zeit vor 1995 mit damals maximal 12 Revieren auf gegenwärtig höchstens noch 1–2 Reviere (RYSILAVY 2012), und für ganz Deutschland im selben Zeitraum mit derzeitig nur noch 16–26 Revieren (GEDEON et al. 2014).

Der **Stelzenläufer** (*Himantopus himantopus*) besetzte 2012 zeitgleich mit einigen Ansiedlungen in Sachsen-Anhalt 2 Reviere. Wegen der zeitigen Abtrocknung der temporär überstauten Wiesen bei Breite zogen die Vögel hier jedoch ab, nachdem brutverdächtiges Verhalten mit Kopulationen beobachtet werden konnten (L. Kalbe, E. Philipp).

Weitere im Gebiet konstant oder gelegentlich brütende Limikolen sind **Flussregenpfeifer** (*Charadrius dubius*) mit jährlich 2–4 Paaren vor allem auf Schlickflächen temporärer Flachgewässer und der **Waldwasserläufer** (*Tringa ochropus*), von dem allerdings nur ein Brutnachweis aus dem Jahr 2000 vorliegt (Beobachtung einer Familie mit 3 gerade flüggen juv., ehem. Torfstiche am Lankendam, L. Kalbe), jedoch aus mehreren Jahren Brutzeitbeobachtungen. Auch der **Flussuferläufer** (*Actitis hypoleucos*) wird immer wieder zur Brutzeit beobachtet, ein Brutnachweis fehlt allerdings.

3.2 Wiesenbrütende Singvögel

Die Entwicklung der Bestände wiesenbrütender Singvögel lässt sich wegen des Fehlens belastbarer Daten vor allem in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts nur schwer rekonstruieren. Lediglich in den Jahren 2003, 2014, 2015 und teilweise 2016, sowie 2017 wurden die Vorkommen im Gesamtgebiet genau kartiert (Mat. AGr. Ornithologie NNN). Nur in den Wiesen bei Körzin wurden Revierzahlen auch in den Jahren vor 2000

ermittelt. Deshalb soll neben der Darstellung der gegenwärtigen Vorkommen im Gesamtgebiet besonders auf Veränderungen in diesem Teilbereich hingewiesen werden, die vermutlich beispielhaft für die Entwicklungen gelten können. Aber auch für dieses Teilgebiet ist ein direkter Vergleich kaum möglich, weil zwar Bestandsermittlungen jährlich auch für die Zeit vor der Jahrhundertwende durchgeführt wurden, diese jedoch fast ausschließlich eine Linientaxierung darstellen, bei der auf vergleichbarer Route die singenden Vögel oder auch revieranzeigende Verhaltensweisen registriert wurden. Dabei wurde abschätzungsweise nur knapp die Hälfte (bis 1999) bzw. maximal 60 % (2000–2013) der Gesamtfläche berücksichtigt und damit auch nur ein Teil der Reviere erfasst. Eine einfache Hochrechnung ist nicht statthaft, weil bei den Begehungen natürlich die für die Vögel günstigsten Habitate einbezogen wurden, ungünstigere Teile blieben unberührt! Außerdem erfolgten nicht in allen Jahren mindestens zwei Begehungen, so dass Unterbewertungen zu erwarten sind. Dessen ungeachtet lassen sich bei wichtigen Wiesenbrütern Bestandsveränderungen und -Rückgänge in Abhängigkeit von den hydrologischen Bedingungen, den sich ändernden Bewirtschaftungsformen und der Pflege der Abzugsgräben nachvollziehen.

In die Betrachtungen werden folgende Arten einbezogen: Feldschwirl (*Locustella naevia*), Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*), Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), Wiesenpieper (*Anthus pratensis*), Schafstelze (*Motacilla flava*) und Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) (Tabelle 6). Zum Auftreten weiterer Wiesenbrüter können lediglich summarische Angaben gemacht werden: Schlagschwirl (*Locustella fluviatilis*), Schwarzkehlchen (*Saxicola rubicola*) und Grauammer (*Emberiza calandra*).

Die Feldlerche (*Alauda arvensis*) wurde vor allem vor 2000 nicht ausreichend dokumentiert. Nach den aktuellen Erfassungen liegt der Bestand zwischen 100 und 150 Brutpaaren auf 1000 ha im Bereich der Wiesen. Für alle Arten außer der Schafstelze gilt gleichermaßen, dass sie im Zeitraum 1966 bis 2016 insgesamt gesehen abgenommen haben. Deutlicher wird das bei Betrachtung der Siedlungsdichten, allerdings auf unterschied-

lichen Flächenanteilen beruhend. Das ist zunächst überraschend, denn zumindest in den letzten 25 Jahren haben sich die ökologischen Bedingungen durch Wiedervernäsung, Extensivierung der Bewirtschaftung und Aushagerung der Wiesen gefühlsmäßig verbessert. Dem steht aber entgegen, dass trotz Bemühungen der Naturschutzbehörden und -Organisationen immer wieder Böschungsmahd und Gehölzentfernung an den Grabenrändern durch den Wasser- und Bodenverband erfolgten. Zumindest für Schilfrohrsänger, Braunkehlchen und Rohrammer bedeutet dies Verlust der Nistplätze. Bei diesen Arten sind die Einbußen in manchen Jahren am gravierendsten.

Feldschwirl: Gemessen an brandenburgischen Zahlen (ABBO 2005; RYSILAVY 2011) erscheinen die Siedlungsdichten in der Nuthe-Nieplitz-Niederung noch relativ hoch, erreichen allerdings nicht die für strukturierte Habitate mit großem Randeffect. Generell hat die Art in Brandenburg seit 1978 wohl deutlich abgenommen, das gilt auch für ganz Deutschland (GEDEON et al. 2014). Wesentlicher Faktor für den Rückgang in der Nuthe-Nieplitz-Niederung dürfte die oft praktizierte Mahd fast aller Flächen ab 15. Juni sein, weniger das Trockenfallen nasser oder feuchter Wiesen teilweise schon ab Anfang Mai. Gestaffelte Mahdtermine bis 15. Juli auf besonders geeigneten Flächen könnten für die Art förderlich sein.

Schilfrohrsänger: LANDGRAF & KLUGE (2005) gehen davon aus, dass der Schilfrohrsänger in der Nuthe-Nieplitz-Niederung zwischen 1996 und 2003 deutlich zugenommen hat, wobei dies aber vor allem für die Uferbereiche der Seen im Gebiet mit größeren *Phragmites*-Röhrichtern gilt. Insgesamt hat sich danach der Bestand für diesen Zeitraum im Gesamtgebiet fast verdoppelt (1996: 64 Rev., 2003: 116 Reviere). Die Körziner Wiesen bilden insofern eine Ausnahme, als die Siedlungsdichte bei allem Vorbehalt wegen möglicher methodischer Fehler hier für diese beiden Jahre von 1,6 Rev./10 ha auf 1,0 Rev./10 ha sank. Insgesamt sank in den Wiesen die Siedlungsdichte deutlicher von max. 2,7 Rev./10 ha auf ca. 1,0 Rev./10 ha. Auch in den Jahren 2014–2016 liegt die Ab-

Art	1966–1989, 75 ha Rev.max SD/10 ha	1990–1999, 75 ha Rev.max SD/10ha	2000–2013, 110 ha Rev.max SD/10ha	2014 2015 2016, 194 ha Rev. SD/10ha
Wiesenpieper	11 1,5	9 1,2	10 0,9	9 7 5 0,46/0,36/0,26
Schafstelze	8 1,1	6 0,8	10 0,9	14 15 11 0,72/0,80/0,57
Feldschwirl	5 0,6	10 1,3	10 0,9	8 8 7 0,40/0,40/0,36
Schilfrohrs.	20 2,7	12 1,6	11 1,0	22 22 17 1,03/1,13/0,88
Braunkehlch.	10 1,3	9 1,2	8 1,1	11 14 6 0,57/0,72/0,31
Rohrammer	25 3,3	15 2,0	10 0,9	16 27 12 0,82/1,40/0,62

Tab. 6

Die Bestände wiesenbrütender Singvögel in den Körziner Wiesen zwischen 1966 und 2016. Die Bestandszahlen 2014, 2015 u. 2016 beruhen auf vollständiger Revierkartierung (H. Hartong, L. Kalbe, A. Kohls), die der Vorjahre auf teilweise unvollständigen „Linientaxierungen“, die einen kleineren Flächenanteil berücksichtigen (L. Kalbe). Rev.max kennzeichnet die höchste Revierzahl im Zeitraum; SD die daraus resultierende Abundanz



Abb. 13

Nach einem kontinuierlichen Bestandsanstieg bis zum Jahr 2003 ist der Brutbestand des Schilfrohrsängers derzeit im Gebiet deutlich rückläufig

Foto: W. Suckow

undanz in diesem Gebiet nur noch um $>1,0$ Rev./10 ha. Gerade bei dieser Art ist aber zu berücksichtigen, dass sie nicht flächendeckend in den eigentlichen Wiesen brütet, sondern auf die flächig oft geringer ausgedehnten Röhrichte angewiesen ist.

Ob sich an den Seen ein ähnlicher Rückgang in den letzten Jahren vollzogen hat, lässt sich wegen fehlender belastbarer Daten nicht verifizieren, erscheint allerdings gefühlsmäßig unwahrscheinlich.

In den Körziner Wiesen wurden und werden vor allem die Grabenränder mit schmalen Schilfröhricht besiedelt. Wenn durch Böschungsmahd diese Habitate wegfallen, verringert sich zwangsläufig der Brutbestand. Auch wenn in der Vergangenheit es an einzelnen Gräben gelungen ist, die Mahd nur noch einseitig durchführen zu lassen oder sogar ganz auszusetzen, hat sich gerade in den letzten Jahren die sogenannte Grabenpflege mit der Beseitigung des Altschilfes im Winter bzw. zeitigem Frühjahr in Teilen des Gebietes verstärkt. Das wird bei Betrachtung der Brutvorkommen 2015 und 2016 deutlich, nachdem zwischen den beiden Jahren verstärkt Pflegearbeiten durchgeführt worden waren, 2017 lag die Siedlungsdichte wieder etwas höher bei Erhaltung der Grabenröhrichte einseitig.

Braunkehlchen: Die brandenburgischen Bestandserhebungen lassen einen eindeutigen Trend für die Art nicht ableiten. RYSLAVY

(2011) spricht von großen Einbußen in den 1980er Jahren vor allem wegen der Intensivierung der Bewirtschaftung in Ackerlandschaften und Wiesen, aber auch von einer Bestandserholung ab 1990 auf immerhin 10.000 bis 15.000 BP/Rev. Im Kartierungszeitraum für das ADEBAR-Projekt konnte dann allerdings nur noch eine mittlere Bestandsgröße von 8.250 BP/Rev. registriert werden. Inwieweit diese Zahlen tatsächlich belastbar sind, soll hier nicht weiter betrachtet werden. Zumindest die Erhebungen im Teilbereich Körziner Wiesen innerhalb der Nuthe-Nieplitz-Niederung dokumentieren einen allmählichen Rückgang der Siedlungsdichten. Für das Gebiet des SPA/NSG (868 ha) ohne Nieplitzniederung Zauchwitz und Strassgrabenniederung wurden 2014 und 2015 angenähert gleich große Revierzahlen von 67 bzw. 69 mit einer durchschnittlichen Siedlungsdichte $SD = 0,78/10$ ha ermittelt (Mat. Agr. Ornithologie NNN), wobei ein hoher Anteil auf die Ungeheuerwiesen entfällt. P. Schubert (schriftl.) registrierte auf einer Fläche von $41,5 \text{ km}^2$ 110 Reviere. Die Kartierungen zeigen den besonderen Wert der Randstrukturen im Gebiet mit Wegen, Grabenrändern, Gebüsch und Kleingehölzen inmitten der ausgedehnten Wiesen und Weiden. Deshalb müssen sich Pflegearbeiten vor allem an den Abzugsgräben im Frühjahr besonders nachhaltig negativ auswirken.

Die Nachwuchsrate im Gesamtgebiet bleibt nach den Beobachtungen zudem wohl stets sehr niedrig.

Wiesenpieper: Abb. 15 kennzeichnet die Entwicklung der Brutbestände seit 1966. Für Jahre, in denen lediglich Linientaxierungen mit Berücksichtigung von Teilflächen erfolgten, wurden die Revierzahlen nach oben korrigiert. Auch wenn dadurch eine Unsicherheit hinzukommt, erscheint zum Zwecke der besseren Vergleichbarkeit die Vorgehensweise gerechtfertigt. Das wird bei Betrachtung der maximalen Siedlungsdichten im Gebiet verifiziert.

Die aktuellen Siedlungsdichten in den Körziner Wiesen zwischen $0,26$ und $0,46/10$ ha liegen durchaus noch im Bereich vergleichbarer brandenburgischer Gebiete, erreichen jedoch kaum noch die früheren hohen Werte, teilweise über $2,0/10$ ha in Teilgebieten (ABBO 2001).

Tatsächlich hat der Wiesenpieper im betrachteten Zeitraum zumindest in den letzten Jahren deutlich um mehr als 50 % abgenommen. Das ist überraschend, denn die Wiesenflächen werden jetzt weitgehend extensiv durch einschürige Mahd oder Beweidung genutzt. Andererseits zeichnet sich ab, dass für die Brut geeignet erscheinende Teilbereiche deutlich veränderte Strukturen aufweisen: Höhere Deckungsgrade, stärker ausgeprägte Vertikalstrukturen.



Abb. 14
Mit knapp 70 Brutrevieren kommt das Braunkehlchen regelmäßig in der Nuthe-Nieplitz-Niederung vor
Foto: W. Suckow

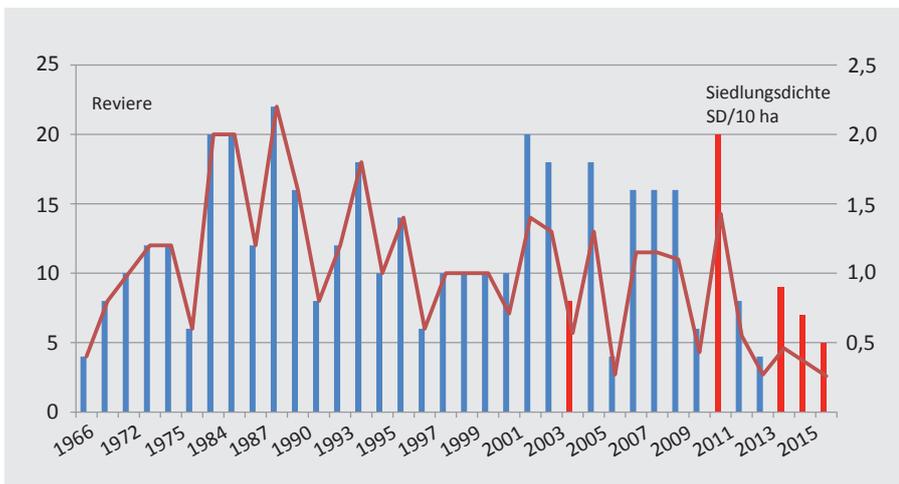


Abb. 15
Entwicklung des Brutbestandes des Wiesenpiepers (*Anthus pratensis*) in den Körziner Wiesen zwischen 1966 und 2016, SD Siedlungsdichte/10 ha (blau), Reviere (Anzahl, rot), bis 2000 nach Linientaxierungen (75 ha), zwischen 2000 und 2013 (110 ha), danach genaue Revierzahlermittlung auf der Gesamtfläche von 194 ha.



Abb. 16
Der Wiesenpieper ist im Gebiet in den letzten Jahren um 50 % zurückgegangen
Foto: W. Suckow

RYSLAVY (2011) beklagt allein für den Zeitraum 1995 bis 2009 einen Bestandsrückgang auf 50 % in Brandenburg. Er führt das auf Veränderungen des Lebensraumes vor allem durch immer frühere und häufigere Mahd im Brutzeitraum und vermutlich auch auf Prädation zurück. Zu einer ähnlichen Einschätzung des Bestandsrückganges kommen GEDEON et al. (2014) für ganz Deutschland. Eindeutige Hinweise auf den Einfluss der Mahdtermine liegen jedoch offensichtlich noch nicht vor. Deshalb sollten hier genauere Untersuchungen durchgeführt werden. Möglicherweise könnte die Einführung einer zusätzlichen Mahd im Spätherbst die ökologischen Bedingungen verbessern. Eine Vorverlegung der ersten Mahd in das zeitige Frühjahr, wie in Diskussionen auch immer häufiger von Naturschützern vorgeschlagen wird, um die Vegetationsdichte bzw. -höhe zu verringern und die Aushagerung zu verbessern, erscheint dagegen problematisch, weil in dieser Zeit die Wiesenpieper zu brüten beginnen. Dann auf ein Nachgelege zu setzen, ist sicher keine Lösung.

Auch in den anderen Teilgebieten der Nuthe-Nieplitz-Niederung liegen die aktuellen Siedlungsdichten auf ähnlich strukturierten und bewirtschafteten Flächen bei allerdings geringerer Vernässung in einem sehr niedrigen Bereich (2014 und 2015: 0,12 bzw. 0,19 Rev./10 ha, Mat. Agr. Ornithologie des Fördervereins NNN).

Schafstelze: Gemessen am brandenburgischen Gesamtbrutbestand von annähernd 15.000 BP mit Siedlungsdichten durchschnittlich um 5,1/10 ha (RYSLAVY 2011) erscheinen die Vorkommen in der Nuthe-Nieplitz-Niederung mit aktuell (2014, 2015) 0,46 bzw. 0,44 BP/10 ha sehr niedrig. In den Körziner Wiesen liegt die Siedlungsdichte zwar mit 0,73 bzw. 0,80 BP/10 ha für dieselben Jahre etwas höher, erreicht aber die Abundanz andererorts in Brandenburg keinesfalls. Ganz offensichtlich sind die Feucht- bzw. Nasswiesen als Brutplatz nicht optimal. Das wird auch durch den Vergleich mit den in der Umgebung liegenden Ackerflächen, vielfach mit Roggenkulturen, verdeutlicht (KALBE 2009). Dieser Trend der Verlagerung ursprünglich aus den Seggenmooren in die Kulturlandschaft bis hin zu trockenen Weideflächen, Brachländereien und Sekundärlebensräumen in der Bergbaufolgelandschaft gilt für ganz Deutschland (GEDEON et al. 2014). Begonnen haben diese Veränderungen bereits in den 1950er Jahren. In der Nuthe-Nieplitz-Niederung hat sich der Bestand seit den 1966er Jahren ungefähr halbiert.

Rohrhammer: Die Brutplätze der Rohrhammer sind ähnlich wie beim Schilfrohrsänger hauptsächlich an Schilfröhrichte gebunden. Dabei genügen der Art auch kleinflächige Bestände, z. B. an den Entwässerungsgräben oder in Randbereichen der Feucht- und Nasswiesen. Insofern sind die ermittelten Revierzahlen in den Wiesen kaum repräsentativ für die gesamte Nuthe-Nieplitz-Niede-



Abb. 17

Der Bestand der Scafstelze hat sich im Gebiet in den letzten 50 Jahren ungefähr halbiert

Foto: W. Suckow

rung mit ihren zahlreichen Seen, permanenten und temporären Kleingewässern meist mit gut ausgebildetem Schilfsaum. In den Wiesen wird zudem wegen der falsch verstandenen Interpretation des Wasserrechtes immer wieder in die Randbereiche der Gräben durch einseitige und oft noch schlimmer zweiseitige Mahd der Röhrichte durch den Wasser- und Bodenverband mit negativen Folgen für die Brutvögel eingegriffen. So bleibt die Siedlungsdichte aktuell um 1,0 BP/10 ha in den Körziner Wiesen bzw. 0,79 bzw. 1,05/10ha in den Jahren 2014 und 2015 für die ca. 1000 ha umfassenden Wiesenflächen des Gesamtgebietes gegenüber anderen brandenburgischen Gebieten deutlich niedriger (79 bzw. 105 Reviere, Mat. AGr. Ornithologie NNN).

Insgesamt gesehen schwanken die Bestände jährlich erheblich, in einigen Jahren, in denen nur wenig in die Röhrichte eingegriffen wurde, konnten seit 1966 durchaus Abundanzen von 3,3 BP/10 ha ermittelt werden.

3.3 An Gewässer gebundene Brutvögel

Es ist zu erwarten, dass die im Gebiet festgestellten Veränderungen des Trophiegrades der Seen gleichermaßen positiven Einfluss auf die Bestände von Wasservögeln der an Gewässer gebundene Arten besitzen wie die seit 1990 durch Ausfall eines Schöpfwerkes entstandenen temporären und permanenten Flachgewässer mit einer Fläche von nahezu 100 ha auf ehemaligen intensiv genutztem Grünland (Schwanensee, Weiher, Schnepfenpfuhle, Gänselaake).

Abgesehen von Haubentaucher (*Podiceps cristatus*), Lachmöwe (*Larus ridibundus*), Fluss- (*Sterna hirundo*) und Trauerseeschwalbe (*Chlidonias niger*), die Schwimmnester anlegen oder auf Brutflößen brüten, stehen als Nistplätze im Wesentlichen die Gelegezonen der Gewässer mit einem mehr

oder weniger breitem Zugang zum freien Wasser als Nahrungsgebiet zur Verfügung. Es lassen sich die Entwicklungen zwar für Haubentaucher, Blesshuhn (*Fulica atra*) und bedingt für Tafelente (*Aythya ferina*) und Schellente (*Bucephala clangula*) rekonstruieren, deren Nester im Randbereich der Röhrichte bzw. in ufernahen Höhlen liegen, für die meisten anderen Arten aber kaum. Für diese Arten basieren die Abschätzungen der Brutbestände deshalb hauptsächlich auf den zur Brutzeit anwesenden Erpeln der Gründelenten oder auf den wenigen direkten Nachweisen von Junge führenden Weibchen. Eine unmittelbare lokale Zuordnung ist dabei nicht möglich. Brutnachweise für die meisten Entenarten der Gattung *Anas* existieren so gut wie nicht. Nestfunde liegen mit Ausnahme der Stockente (*Anas platyrhynchos*) nicht vor. Gesichert sind mehrere Feststellungen Junge führender ♀♀ für Knäkenente (*Anas querquedula*), Löffelente (*Anas clypeata*), Krickente (*Anas crecca*) und Schnatterente (*Anas strepera*). Gerade für Letztere ist jedoch das Verhältnis von anwesenden Paaren zu registrierten Familien in allen Jahren sehr ungünstig, bis 1993 liegen überhaupt keine Brutnachweise vor, bis 1973 nicht einmal Brutzeitbeobachtungen. Von der Spießente (*Anas acuta*) liegen nur aus zwei Jahren Brutnachweise vor: 1996 am Schwanensee (KALBE 1997), 2016 am Blankensee. Die Krickente (*Anas crecca*) hält sich zwar in jedem Jahr in kleiner Zahl zur Brutzeit an den Gewässern des Gebietes auf, es konnte jedoch nur im Jahr 1993 1♀ mit 4 gerade flügende juv. an der Gänselaake, 1997 1♀ m. 6 pull., 2010 1♀ m. 4 fljuv., 2011 1♀ m. 8 juv. daselbst und 2017 1♀ m. 5 juv. an den Schnepfenpfuhlen beobachtet werden, meines Wissens die einzigen Brutnachweise! Die Schellente (*Bucephala clangula*) brütete seit 1999 regelmäßig im Gebiet, jedoch jeweils nur mit wenigen Paaren, wobei wiederholt Junge führende Weibchen registriert

werden konnten, 2009 mind. 5 Familien an Blankensee, Schwanensee, Weiher und Gänselaake.

Die Bestände von Wasserralle (*Rallus aquaticus*) und Tüpfelsumpfhuhn (*Porzana porzana*) konnten nur nach der Zahl registrierter Rufer bestimmt werden, so z. B. KALBE (1999) für 1998 mit 78 bzw. 10 Nachweisen, Trends lassen sich wegen fehlender Bestandserhebungen in den Jahren davor kaum ableiten.

Von den Seeschwalben brüteten im Gebiet nur Trauerseeschwalbe (*Chlidonias niger*) und Flussseeschwalbe (*Sterna hirundo*); Erstere in kleiner Kolonie bis zu 5 BP in Seerosenbeständen des Blankensees bis in die 1980er Jahre, Letztere erst nach Ausbringung von Brut-Plattformen auf der Gänselaake ab den 1990er Jahren mit bis zu 10 BP.

Etlliche Arten haben sich seither etabliert oder ihr Vorkommen stabilisiert, so vor allem Entenvögel und Rallen, andere erlitten Bestandseinbußen, wie beispielsweise die Rohrweihe (*Circus aeruginosus*).

Gravierend entwickelten sich für einige Arten die Brutbestände:

Das **Blesshuhn** (*Fulica atra*) war bis in die 1960er Jahre häufiger Brutvogel an den Gewässern des Gebietes, allein am Blankensee betrug der Gesamtbestand 1967 bis zu 40 Paare. Hinzu kamen an den anderen Seen Reviere in ähnlicher Größenordnung. Allmählich sank die Brutpaarzahl bis in die 1980er Jahre an den größeren Seen auf maximal 20 und noch in den 1990er Jahren am Blankensee auf kaum 4 Paare. Daneben blieb der Bestand am Seechen konstant hoch mit mindestens 10 Brutpaaren. Ursache des Rückgangs war im Gegensatz zum schwach eutrophen Seechen zweifellos die Polytrophyierung mit Fortfall jeglicher Unterwasservegetation in den Seen. Erst mit der Verringerung der Nährstoffbelastung im Blankensee seit 2008 brüteten hier wieder bis zu 25 Paare bei offenbar optimalen Nahrungsbedingungen durch Submerswasserpflanzen.

Die **Rohrdommel** (*Botaurus stellaris*) war in den 1960er Jahren allein am Blankensee mit bis zu 5 Revieren vertreten. Mit den Strukturveränderungen der Gelegezonen sank dann die Zahl seit den 1970er Jahren bis zum völligen Erlöschen. Erst seit der Jahrtausendwende etablierten sich erneut Rohrdommeln im Gebiet, auf aktuell 1–2 Paare.

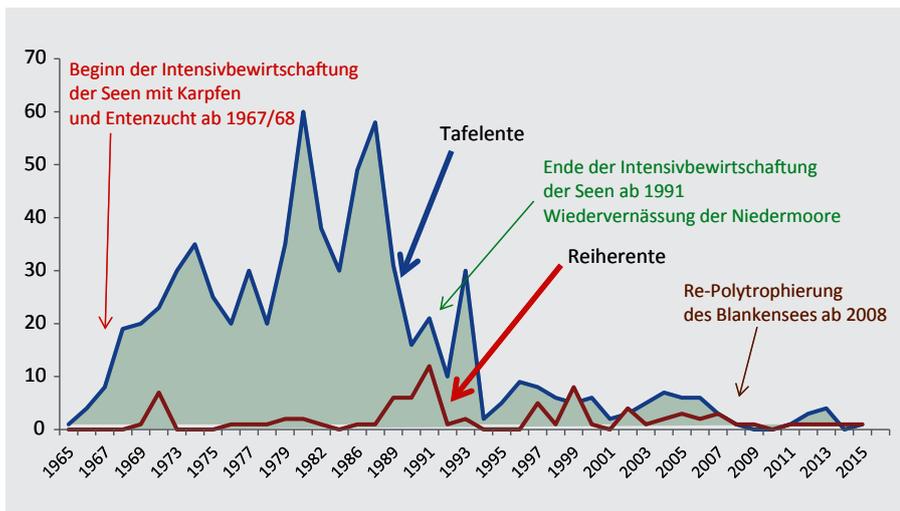
Negativ entwickelte sich der Brutbestand der **Rohrweihe** (*Circus aeruginosus*) im Gebiet. Noch bis 1980 brüteten am Blankensee mindestens 3–5 ♂♂, außerdem 1–2 ♂♂ am Grössensee und 1 ♂♂ am Riebener See, 1994 und 1997 noch 5 bzw. 3 BP. Aktuell umfasst der Bestand z. Z. dort maximal 2 ♂♂. Im Gesamtgebiet kann derzeit mit maximal 6 BP gerechnet werden.



Abb. 18
Das Blesshuhn ist im Gebiet ein regelmäßiger Brutvogel, jedoch in Abhängigkeit von der Entwicklung der Submersvegetation in den Seen stark schwankend. Foto: W. Suckow



Abb. 19
Derzeit brütet die Rohrdommel nur sehr vereinzelt im Gebiet Foto: W. Suckow



Obwohl kaum von wesentlichen negativen ökologischen Verhältnissen ausgegangen werden kann, zumal weitere geeignete Gewässer hinzugekommen sind, stellt dies eine Viertelung des Brutbestandes in der Nuthe-Nieplitz-Niederung dar. RYSLAVY (2012) geht von einem stabilen Bestand der Art in den letzten Jahrzehnten in Brandenburg aus.

Eine interessante Entwicklung nahm der Brutbestand der **Tafelente** (*Aythya ferina*) im Gebiet (Abb. 20). Offensichtlich wurden die Brutmöglichkeiten der Art mit der Karpfenintensivbewirtschaftung und der Entenmast an den größeren Seen deutlich verbessert, wobei vermutlich ein vergrößertes Nahrungsangebot im Sediment und durch die Fütterung mit Getreide und Pellet einen großen Anteil hat. Ganz offensichtlich profitierte die Entenart vor allem von der hohen Dichte der Sedimentfauna nach Polytrophierung der Seen, vor allem Chironomidenlarven und Tubificiden als eine der Hauptnahrungsquellen (BAUER & GLUTZ 1969).

Sie brütete ab Ende der 1960er Jahre sporadisch an den größeren Seen, so zumindest 1969 (2 Familien). In den 1970er Jahren nahm die Art nach Intensivierung der Bewirtschaftung deutlich zu, so 1974 mind. 21 Familien, 1976 mind. 8 Bruten, 1977 mind. 16 Familien, 1978 20 Familien, 1980 noch mind. 8 Familien. Auch in den 1990er Jahren brüteten am Blankensee noch mind. 6 Paare, einzelne auch am Seechen und an der Gänselaake.

Die **Reiherente** (*Aythya fuligula*) dagegen erschien wohl erst 1989 als Brutvogel im Gebiet (2 ♂♀ Seechen, 1 ♂♀ am Blankensee, jeweils juv. führende ♀♀). Auch 1990 führte am Blankensee mind. 1 ♀ Junge.

Die Entstehung neuer Flachgewässer nach 1990 wirkte sich auf etliche Arten positiv aus. Dazu gehören Knäkente, Löffelente, Schnatterente, Tüpfelsumpfhuhn, Wasserläufer und Zwergtaucher. Beispielgebend ist die Entwicklung des Brutbestandes der **Knäkente** (*Anas querquedula*). Seit Wiedervernässung von meliorierten Niedermooren vergrößerte sich deren Vorkommen bis auf maximal 15 Paare, wobei gerade für diese Art dann auch mehrfach der Nachweis Junge führender Weibchen gelang (Abb. 21). Ganz offensichtlich bevorzugt die Art die neu entstandenen Flachgewässer (Schwanensee, Weiher), ganzjährig Wasser führende Gräben in den Wiesen und temporäre Flachgewässer bei Körzin und im Zauchwitzer Busch.

Abb. 20
Entwicklung des Brutbestandes von Reiher- (*Aythya fuligula*) und Tafelente (*Aythya ferina*) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung (Brutverdacht durch Sichtbeobachtungen, Nestfunde, Junge führende ♀♀)

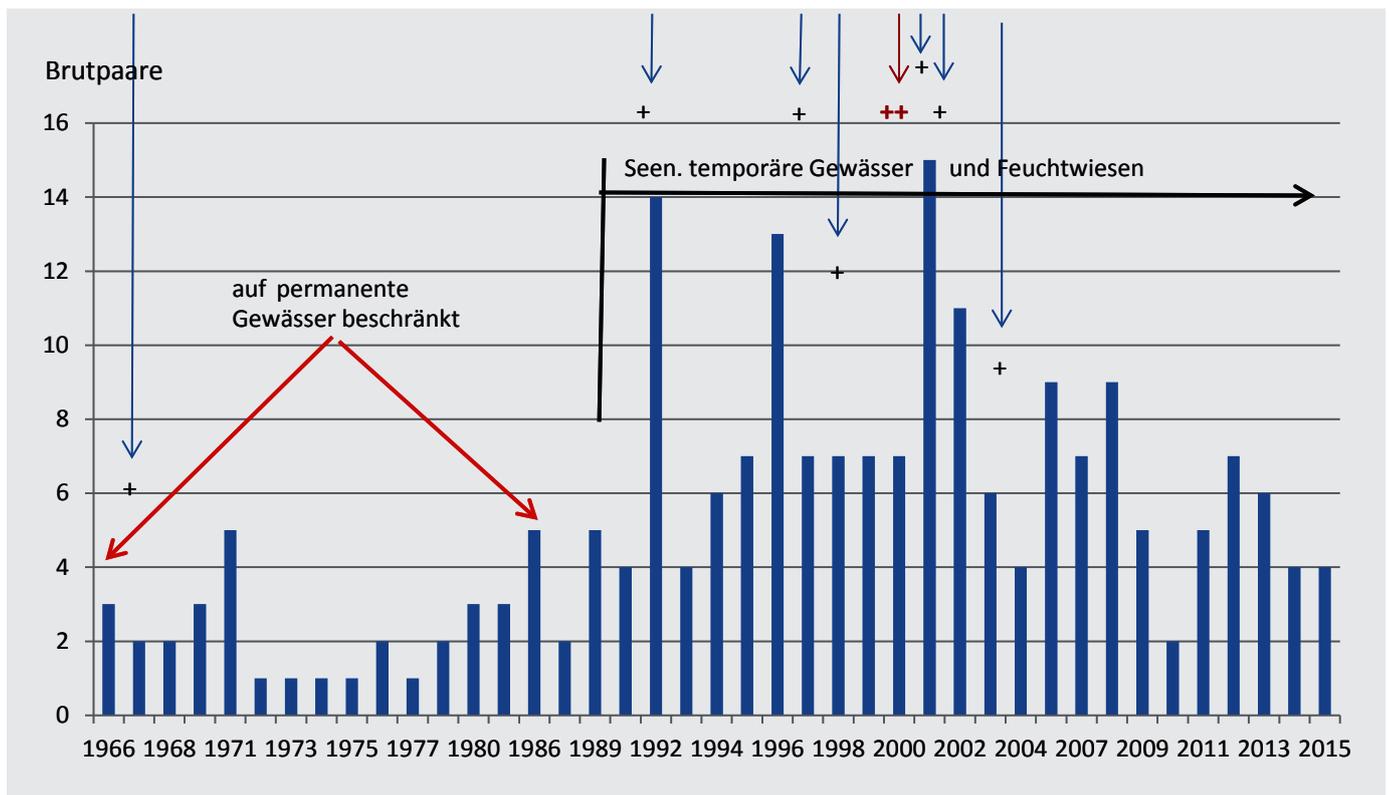


Abb. 21 Die Entwicklung des Brutbestandes der Knäkente (*Anas querquedula*) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung von 1966 bis 2015, jeweilige Schätzung anhand anwesender ♂♂ zur Brutzeit, + = Nachweis mind. 1 erfolgreiche Brut, ++ = Nachweis mind. 2 erfolgreiche Bruten im Jahr

Mit der Eintrübung des Wassers der größeren Seen nach den Nährstoffbelastungen durch Intensivbewirtschaftung verschwand der **Zwergtaucher** (*Tachybaptus ruficollis*) hier nahezu vollständig als Brutvogel. Nur auf den Kleingewässern mit Unterwasservegetation und geringer Trophie brütete die Art weiter regelmäßig, teilweise mit guten Beständen: Seechen (bis 8 BP), Bauernteich (bis 3 BP), Poschfenn (ca. 4 BP). Erst nach Repolytrophierung ab 2008 siedelte der Taucher wieder auf dem Blankensee. An den neu entstandenen Flachgewässern bei Stangenhagen kam es nach 1990 zu Brutansiedlungen, z. B. 1993 mindestens 10 BP erfolgreich, insgesamt sogar 14 Reviere. Aus nicht nachvollziehbaren Ursachen nahm dann allerdings hier der Bestand wieder ab. Dagegen brüteten zumindest sporadisch Zwergtaucher an weiteren Kleingewässern

Veränderungen der **Bestände schilfbrütender Singvögel** sind schwer nachzuvollziehen, weil nur aus wenigen Jahren belastbare Ergebnisse vorliegen. Umfassende Kartierungen erfolgten nur 1996 und 2003 (LANDGRAF & KLUGE 2005). Für Blanken- und Grössinsee liegen für einige Jahre ab 1960 hinreichend genaue Brutbestandsschätzungen vor, allerdings werden ganz sicher vor allem für den Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) die Bestände wohl deutlich unterschätzt (vgl. SÜDBECK et al. 2005). Immerhin lassen sich für einige Arten Berechnungen vornehmen (Blaukehlchen, Beutelmeise, Schilfrohrsänger, Drosselrohrsänger, Rohrammer).

Der **Teichrohrsänger** war wohl immer die häufigste Rohrsängerart; allein für den Blankensee wird im Maximum (2003) von >120 BP ausgegangen, wobei LANDGRAF u. KLUGE für dieses Jahr die Siedlungsdichte mit 16,65 BP/10 ha Röhricht ermittelten. Ganz offensichtlich lag der Bestand der Art am Blankensee in den 1970er und 1980er Jahren erheblich niedriger, geschätzt bei nur 25 %.

Der **Schilfrohrsänger** (*Acrocephalus schoenobaenus*) scheint in all den Jahren seit 1965 einen konstanten Brutbestand zumindest an Blanken- und Grössinsee gehalten zu haben. LANDGRAF & KLUGE (2003) ermittelten am Blankensee 46 Reviere, was zumindest für die Jahre zwischen 1965 und 1978 auch gelten könnte (Maximum 1967: 55 SM). Insgesamt errechnet sich für die Art eine Siedlungsdichte zwischen 2,0 und 6,5 BP/10 ha Röhricht an den größeren Seen.

Der Brutbestand des **Drosselrohrsängers** (*Acrocephalus arundinaceus*) war wohl nie sehr groß. Maximalzahlen lagen am Blankensee bei 5 Revieren; das entspricht einer Siedlungsdichte von 0,3–0,7 BP/10 ha Röhricht. Deutlich niedrigere Brutdichten wurden in den 1980er Jahren bis zur Mitte der 1990er registriert, zeitweilig wurde hier nur 1 SM nachgewiesen. Dann nahm die Art ab 2010 wieder zu, wofür zumindest die 2015 und 2016 ermittelten 7 Sänger sprächen. Ganz sicher lag der Brutbestand zwischen 1985 und 1990 immer niedriger. Aktuell hat sich die Art fast an allen geeigneten Gewässern angesiedelt, wobei auch

kleinere schilfbestandene Flachseen eingeschlossen sind. Als Gesamtbestand in der Nuthe-Nieplitz-Niederung ermittelten LANDGRAF & KLUGE (2005) 37 BP (SD = 1,9 BP/10 ha Röhricht).

Auch der **Rohrschwirl** (*Locustella luscinioides*) brütete im Gebiet seit den 1960er Jahren vermutlich in gleichbleibender Dichte, so z.B. 1967 18 SM, 1975 24 SM, 1996 19 SM und 2003 21 SM am Blankensee, entsprechend die Abundanz zwischen 2,5 und 3,2/10 ha Röhricht.

Das **Blaukehlchen** (*Luscinia svecica*) brütet vermutlich erst seit 1974 im Gebiet, wobei nicht in jedem der folgenden Jahre am Blankensee zur Brutzeit singende Männchen registriert wurden. 1987 gelang die Registrierung je eines singenden Männchens auch am Grössinsee und am Lankendamm. Der erste Brutnachweis erfolgte allerdings erst 2000, als 1 fütterndes Weibchen in der Lankenbucht des Blankensees beobachtet werden konnte, nachdem dort vorher bis zu 3 SM registriert werden konnten. In diese Zeit fallen weitere Sichtbeobachtungen und Gesangsnachweise am Weiher bei Stangenhagen und am Riebener See. In den Folgejahren häuften sich dann die Beobachtungen vor allem am Blankensee, aber auch einzelne am Riebener See und Gröbener See. 2007 konnten am Blankensee 16 Reviere festgestellt werden (KALBE 2007), 2008 sogar 19 (KLUGE 2008). Offensichtlich hält sich der Bestand seither im selben oder sogar höheren Rahmen, wobei allerdings nur auf Teilerfas-

sungen zurückgegriffen werden kann. Aktuell geht L. Kluge (mündl. Information) von einem leichten Zuwachs auf >30 Reviere im Gebiet aus. Als Siedlungsdichten nennt KLUGE 1,2–1,7 SM/10 ha Röhricht.

Der positive Bestandstrend in der Nuthe-Nieplitz-Niederung korreliert mit ähnlichen Feststellungen in anderen brandenburgischen Gebieten (RUDOLPH in ABBO 2001), nachdem eine Arealerweiterung in Deutschland von West nach Ost in den 1980er Jahren generell zu beobachten war (GEDEON et al. 2014).

Typisches Habitat der Art ist ein schmaleres Ufer-Schilfröhricht (Phragmitetum) mit eingestreuten einzelnen Erlen- und Weidengebüschen als Singwarten. Vereinzelt besiedelt das Blaukehlchen auch dichtere Erlengebüsche und Schilfbestände inmitten von Nasswiesen.

Die **Bartmeise (*Panurus biarmicus*)** brütet vermutlich erst seit 1975 im Gebiet. Erste Nachweise stammen vom Blankensee; damals wurden maximal 2 BP ermittelt. Erst in den 1990er Jahren stieg der Bestand am Blankensee auf mindestens 5 Reviere (meist durch Familien repräsentiert) und an weiteren Gewässern wie Schwanensee, Gänselaa-ke, Grössinsee, Schiaßer See etablierten sich dann weitere Brutvorkommen. 2007 wurden am Blankensee mind. 15 Reviere kartiert. In



Abb. 22

Das erst seit 1974 im Gebiet brütende Blaukehlchen hat derzeit einen Bestand von mehr als 30 Revieren

Foto: W. Suckow



Abb. 23

Auch die Bartmeise war vor etwa 50 Jahren noch kein Brutvogel im Gebiet

Foto: W. Suckow

Brandenburg war die Art wohl vor 1967 kein Brutvogel (WAWRZYŃIAK & SOHNS, in ABBO 2001). Ähnliches gilt vermutlich für ganz Deutschland, wo etliche Gebiete erst nach 1960 besiedelt wurden (GEDEON et al. 2014).

Die **Beutelmeise (*Remiz pendulinus*)** besiedelt in der NNN vor allem ufernahe Weiden- und Birkengruppen an Fließ- und Standgewässern. Nachdem sich die Art ab Mitte der 1980er Jahre im Gebiet an vielen Gewässern gehäuft ansiedelte, reduzierte sich bis heute der Bestand auf wenige Reviere. Die Erfassung durch die AGr. Ornithologie des Landschaftsfördervereins NNN ergab im Jahr 1999 14–16 Reviere, nachdem in den Vorjahren die Bestände sogar höher waren. Aktuell (ab 2012) konnten nur noch maximal 3–4 Reviere bestätigt werden. Die Bestände in Brandenburg und Deutschland waren gleichfalls ab 1990 rückläufig (GEDEON et al. 2014), nachdem vorher eine Vergrößerung zu erkennen war. Vorstöße aus dem östlichen Verbreitungsgebiet erfolgten offensichtlich auch schon im 19. Jahrhundert mehrfach.

Gesicherte Bestandsschätzungen für die **Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*)** liegen nur für einige Gewässer und aus einzelnen Jahren vor. 1996 und 2003 wurden beispielsweise am Gröbener See 9 bzw. 8 Reviere gezählt, am Grössinsee 8 (nur 2003), am Seechen 2 und am Blankensee 27 (nur 2003, LANDGRAF & KLUGE). Am Blankensee war der Bestand in einigen Jahren höher: 1967 33 Rev., 1975 >40 Rev., 1993 36 Rev. Trends sind dennoch kaum erkennbar!

3.4 Besondere Brutvogelarten

Als brandenburgische „Erfolgsmodelle des Naturschutzes“ gelten die positiven Bestandsentwicklungen von Fisch- (*Pandion haliaetus*) und Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) sowie Kranich (*Grus grus*). Beispielhaft dafür kann auch die Nuthe-Nieplitz-Niederung herangezogen werden (Abb. 24).

Von ursprünglich nur einem Paar des Fischadlers ist der Bestand aktuell auf mindestens 8 angewachsen. Der erste Brutnachweis gelang M. Kroop (mündl.) wohl erst 1981 auf einer Altkiefer auf dem Stückener Weinberg. Der Brutbaum blieb auch nach forstlichen Arbeiten erhalten, so dass mindestens noch in den beiden Folgejahren der Brutplatz besetzt war, 1983 erfolgte ein Brutversuch im Kunsthorst bei Stücken, der allerdings während eines Sturms abstürzte. 1985 brütete ein Paar auf abgestorbener Kiefer (H. Reinhold, mündl.). Im selben Jahr wurde ein Horst in der Strassgrabenniederung bei Ahrensdorf in Altkiefer bezogen, der dann mehrere Jahre besetzt blieb. 1989 zog das Paar in einen Laubbaumhorst bei Schönhagen. In den Folgejahren wurden dann nach und nach Horste am Westufer des Blankensees, in den Körziner Wiesen, im Zauchwitzer Busch, in den Ungeheuerwiesen, in der Schönhagener Feldflur und im neu entstandenen Schwanensee auf Mast bezogen; Letzterer wohl nach Umsiedlung aus dem Dobbrikower Forst. Es zeichnet sich ab, dass mehr und mehr Horste auf Masten angelegt werden. Baumbruten erfolgen eher als Ausnahme (z. B. in Erlen).

Der erste Brutnachweis des **Seeadlers** datiert aus dem Jahr 2000 im Bärluch (M. Kroop). Das Paar zog mehrfach um, auch nach Verlust eines Partners. Aktuell brüten regelmäßig zwei Paare im Gebiet, ein 3. Paar wird vermutet. Die Horste befanden sich in Erlen und Kiefern.

Der **Kranich** brütete in den 1960er Jahren nur in den Körziner Wiesen mit einem Paar. M. Kroop (mündl.) vermutete 1969 ein zweites Brutpaar im Springbusch bei Stücken; dieses allerdings erfolglos, nachdem das Weibchen geschossen worden war! Die weitere Entwicklung in den Folgejahren stellen BRÜCKER et al. (2005) bis 2005 dar, wobei bis zu 35 Paare sich ansiedelten. Aktuell liegt der Brutbestand bei über 40 Paaren, allerdings nur mit geringer Reproduktion (M.

Zerning, mündl.). Für die Art gelten deutschlandweit vergleichbare Bestandszunahmen.

Anders verlief die Entwicklung für etliche andere Arten, nämlich weitgehend negativ. Gravierend für das **Rebhuhn (*Perdix perdix*)**, dessen Bestand wohl 1978 völlig erlosch, nachdem in der Feldflur bei Tremsdorf, Schlunkendorf, Gröben, Saarmund und Fahlhorst die Art regelmäßig vorkam und fast jährlich Völker beobachtet werden konnten. Letzte Nachweise stammen aus dem Jahr 1973 als wohl der Habicht (*Accipiter gentilis*) bei Tremsdorf und Zauchwitz jeweils einen Altvogel rupfte, und aus dem Jahr 1978 als 2 Altvögel bei Breite beobachtet wurden, einzelne noch bis 1998. Spätere Nachweise resultieren vermutlich aus Versuchen zur Ansiedlung durch F. Witt.

Nicht ganz so dramatisch verlief der Rückgang bei den beiden Milanarten. Einigermaßen konstant hielt sich der Bestand des **Schwarzmilans (*Milvus migrans*)** um 10 Reviere, wohingegen der des **Rotmilans (*Milvus milvus*)** sich leicht verringerte (PROCHNOW 2005, Mat. AGr. Ornithologie NNN).

3.5 Entwicklung der Durchzugsbestände

Sowohl die ökologischen Veränderungen als auch allgemeine brandenburg- bzw. deutschlandweite Trends führten in der Nuthe-Nieplitz-Niederung zu deutlichen Bestandsveränderungen durchziehender und überwinternder Vögel, vor allem Wasservögel. Am auffälligsten lässt sich das anhand der Vorkommen überwinternder Gänse, der Zunahme durchziehender Limikolen nach Entstehung geeigneter Rasthabitate ab 1990 und dem häufigeren Auftreten von verschiedenen Entenvogelarten nach Repolytrophierung der größeren Seen im Gebiet darstellen. Daneben waren aber auch langsame Bestandshebungen bei Singschwänen (*Cygnus cygnus*), rastenden und überwinternden Kranichen (*Grus grus*) und Silberreiher (*Cosmerodius albus*) zu beobachten.

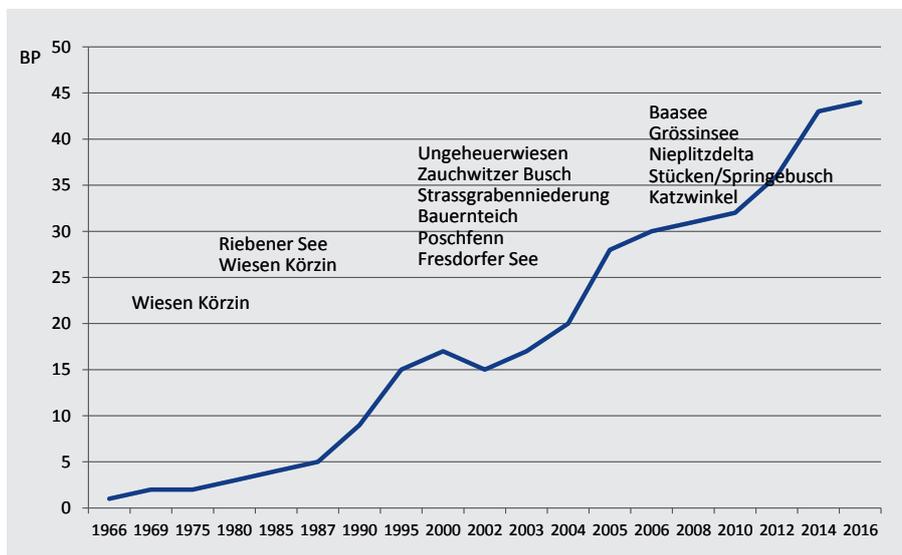


Abb. 24 Entwicklung des Brutbestandes des Kranichs (*Grus grus*) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung seit 1966, Bestände seit 2014 nach M. Zerning (mündl.)

Eindrucksvoll ist die Entwicklung der **Gänse-rastbestände** seit den 1960er Jahren. Während sich in den 1960er Jahren an den beiden Schlafplätzen im Gebiet (Grössensee, Blankensee) bis zu maximal 1.000, vorwiegend Saatgänse (*Anser fabalis*), ab Oktober sammelten, erhöhte sich die Zahl ab Mitte der 70er Jahre auf maximal 4.000. Der Anteil der Blessgänse (*Anser albifrons*) blieb auch in dieser Zeit noch klein, weit unter 100. Erst danach stieg die Zahl rastender Saatgänse in den 1980er Jahren auf knapp 10.000, die der Blessgänse auf höchstens 4.000. Nachdem ab 1990 weitere größere Gewässer entstanden waren, stieg die Zahl schlafender Gänse auf den nunmehr 5 Schlafgewässern (neben o. g. Seen auch Gänselaake, Schwanensee und Riebener See) auf angenähert 100.000 mit einem Maximum um 120.000 in den Monaten Oktober und November mit hohem Blessgansanteil (Abb.10). Diese Entwicklung korrespondiert durchaus mit der Zunahme der Gänse in anderen binnenländischen Rastgebieten, beispielsweise in Sachsen und Sachsen-Anhalt. Immerhin gehört die Nuthe-Nieplitz-Niederung derzeit zu den 3 wichtigsten Schlafplätzen in Brandenburg (B. & H. LITZBARSKI 2001). In nur geringer Zahl sind weitere Gänsearten in den Trupps zu registrieren, so Kurzschnabelgänse (*Anser brachyrhynchus*), Zwerggänse (*Anser erythropus*), Weißwangengänse (*Branta leucopsis*) und Rothalsgänse (*Branta ruficollis*). Die seltenen Nachweise von Schneegänsen (*Anser caerulescens* et *rossii*) lassen sich auf Gefangenschaftsflüchlinge beziehen, schließen allerdings auch Irrgäste nicht aus.

Wenn auch nicht im selben Ausmaß erreichte die Nuthe-Nieplitz-Niederung für überwinternde Singschwäne größere Bedeutung. In den 1970er Jahren galten Beobachtungen von weniger als 10 Vögeln schon als bemerkenswert, sehr selten darunter auch einzelner Zwergschwäne (*Cygnus bewickii*). Das blieb bis in die 1990er Jahre ähnlich, wobei z. B. im Dezember 1993 einmal sogar 48 Singschwäne registriert wurden. Seither hat sich die Zahl rastender bzw. schlafender Singschwäne auf den Schlafgewässern kontinuierlich erhöht, so dass Bestände bis zu 475 aktuell im Winterhalbjahr normal sind. Sicher spielen für die Erhöhung der Rastbestände eine Rolle, dass im Umkreis von 20 km geeignete Nahrungsflächen zur Verfügung stehen, beispielsweise Rapskulturen, aber auch der allgemeine Trend zur Überwinterung im Binnenland.

Anhand der Wasservogelzählungen und eigener Beobachtungen vor allem bis 1990 lässt sich zeigen, dass die **Tafelente** (*Aythya ferina*) in den 1960er bis Mitte der 1970er Jahre deutlich häufiger war als in der Folgezeit bis zur Jahrtausendwende. Zum Normalbild zählten auf Blanken- und Grössensee damals durchaus bis zu 2.100 rastende Tafelenten in den Monaten September bis November. Danach wurde die Art deutlich seltener mit Maximalzahlen meist unter 100, obwohl gerade in dieser Zeit der Brutbestand am Blankensee deutlich zunahm. Erst ab ungefähr 2005 stiegen die Rastzahlen auffällig an, wobei aktuell wieder bis um 3.000 Vögel im Herbst regelmäßig zu erwarten sind. Das steht vermutlich mit dem ver-

besserten Nahrungsangebot im Winterhalbjahr gerade für diese Ente nach Repolytrophierung vor allem des Blankensees in engem Zusammenhang. Auch die **Reiherente** (*Aythya fuligula*) erlebte ab 2005 einen deutlichen Rastbestandsanstieg auf mehrere Hundert bis zu 765 Vögel. Vorher, auch in den 1960er Jahren, war diese Entenart im Gebiet selten; die Ornithologen freuten sich, wenn sie einmal an die 100 beobachten konnten. Der März 1974 mit ca. 250 Reiherenten auf dem Blankensee stellt eine Ausnahme dar (Abb. 26).

Bemerkenswert ist die Entwicklung der Rastbestände des **Zwergsäger** (*Mergellus albellus*). Noch bis in die 1970er Jahre war die Art bei maximal um die 10 Vögel eine ausgesprochene Seltenheit auf den Seen der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Danach stiegen vor allem ab 2007/08 die Zahlen rastender Zwergsäger deutlich an (Abb. 27). Die Zunahme in der Nuthe-Nieplitz-Niederung korrespondiert durchaus mit vergleichbaren Beobachtungen in einigen anderen brandenburgischen Gebieten seit den 1990er Jahren (MÄDLow 2001).

Die positive Bestandsentwicklung rastender **Gründelenten** an den Gewässern in der Nuthe-Nieplitz-Niederung steht vor allem mit der Entstehung neuer Flachgewässer ab 1990 einerseits und dem verbesserten Nahrungsangebot nach Repolytrophierung von Riebener und Blankensee andererseits in Verbindung. Beispielgebend dafür sind die Rastzahlen von Schnatter- (*Anas strepera*) und Löffelente (*Anas clypeata*). Erst in den 1990er Jahren er-

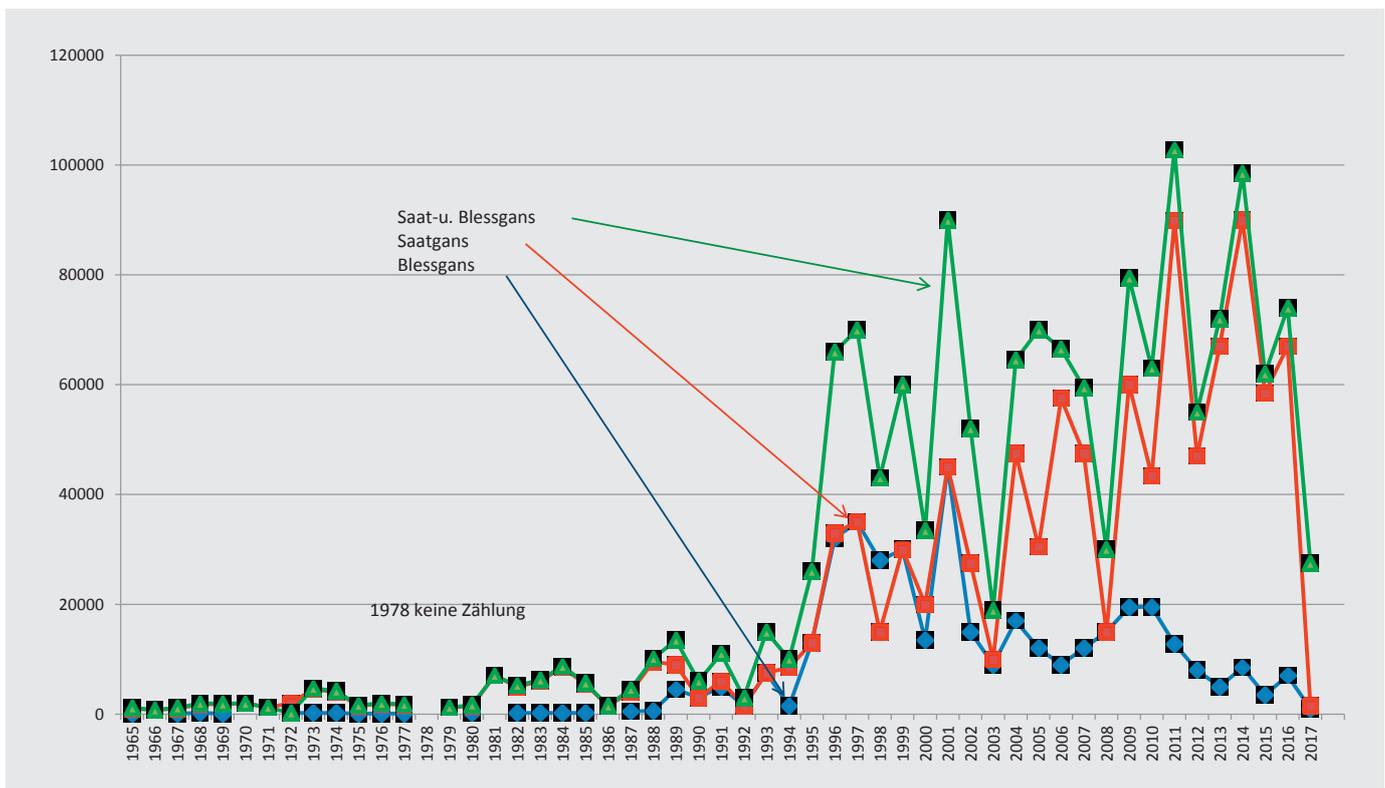


Abb. 25
Maximalrastbestände nordischer Feldgänse (*Anser* spp.) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung, nach Schlafplatzzählungen, jeweils Oktober 1965–2017

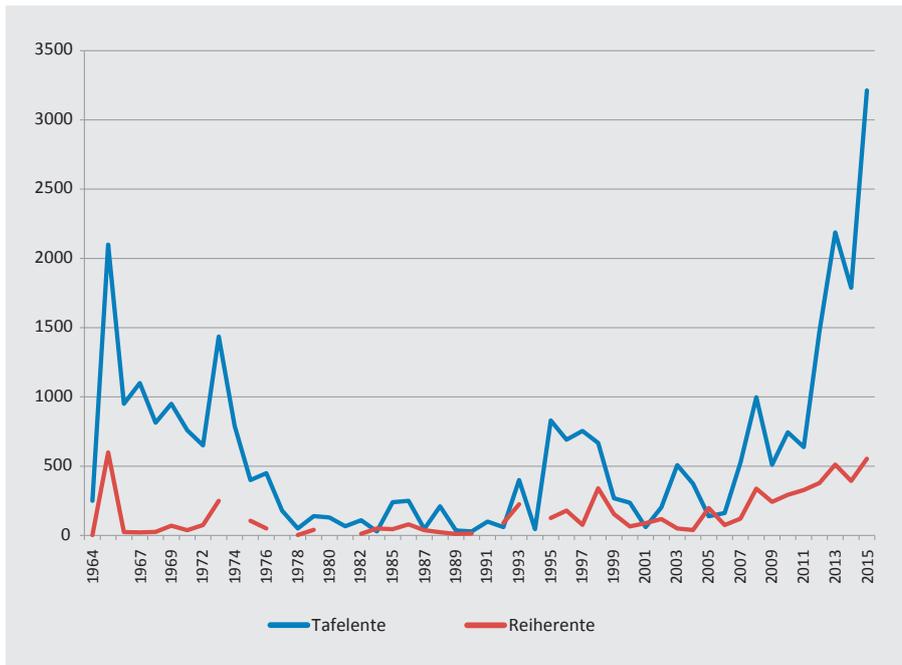


Abb. 26
Rastbestände (Maximalzahlen) von Tafel- (*Aythya ferina*) und Reiherente (*Aythya fuligula*) an den Seen der Nuthe-Nieplitz-Niederung, nach Wasservogelzählungen (bis 1990 eigene Zählungen, danach Zählungen der AG. Ornithologie)

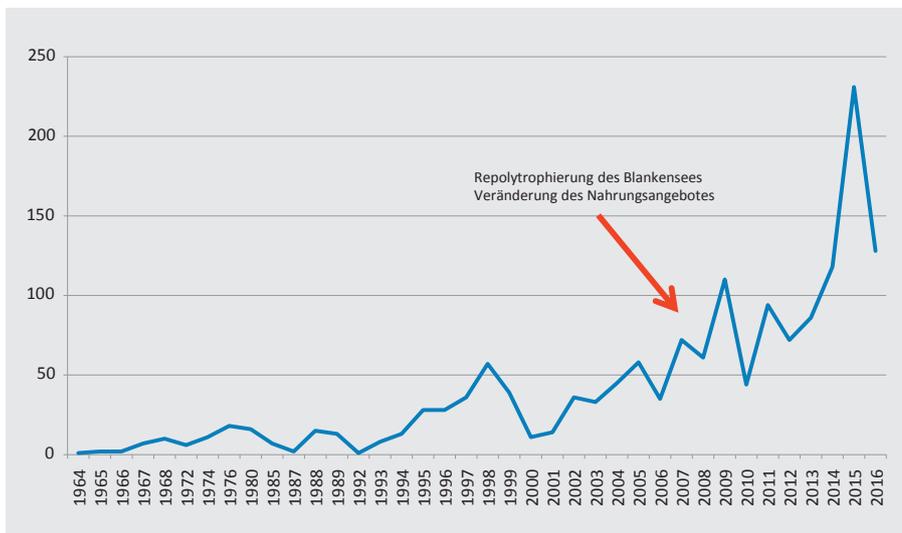


Abb. 27
Entwicklung der Maximalbestände des Zwergsägers (*Mergellus albellus*) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung im Winterhalbjahr (Januar bis April, Oktober bis Dezember). Bis 1990 nur Blanken- und Grössinsee, ab 1991 Gesamtgebiet; nach eigenen Zählungen und Zählungen durch die AG. Ornithologie NNN

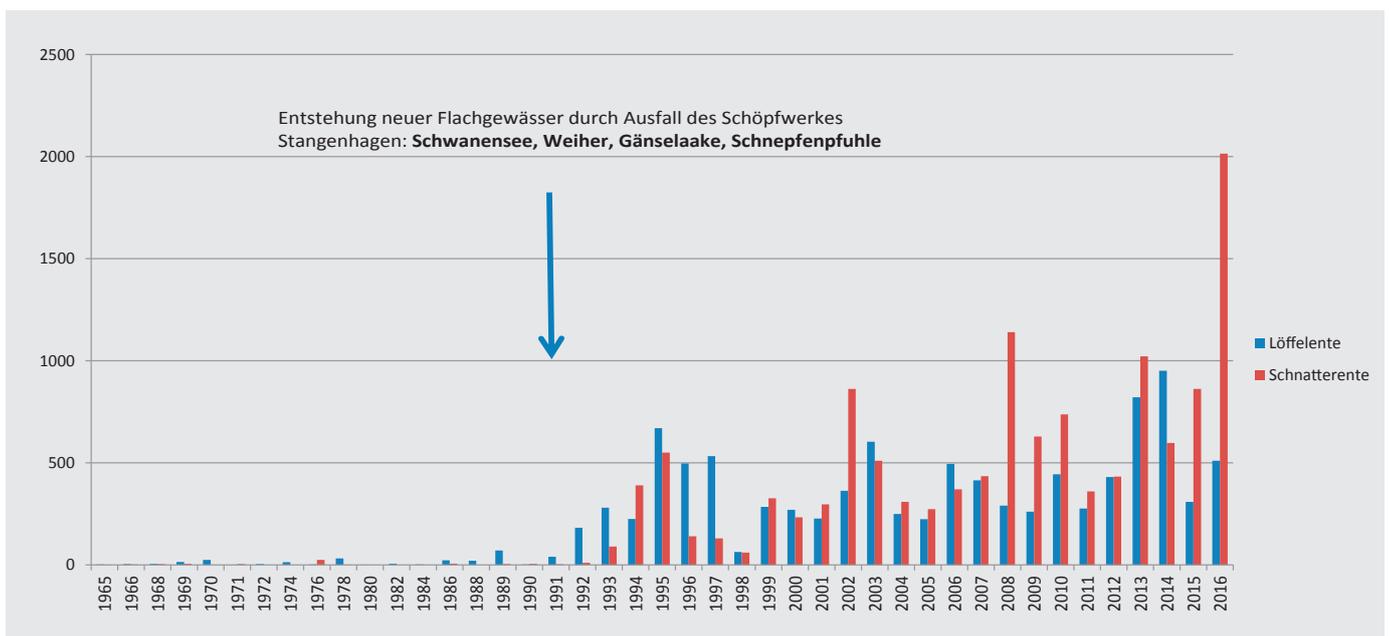


Abb. 28
Entwicklung der Rastbestände von Gründelenten in der Nuthe-Nieplitz-Niederung, dargestellt am Beispiel von Löffel- (*Anas clypeata*) und Schnatterente (*Anas strepera*), bis 1990 nur Blanken- und Grössinsee (eigene Daten), danach Gesamtgebiet (Mat. AG. Ornithologie NNN)

reichten die Bestände regelmäßig über 500 Tiere, ab 2008 sogar über 1.000 (Abb. 28). Schwerpunktartig sind es die Herbstmonate, in denen sich im Gebiet größere Trupps sammeln. Im Winter und Frühjahr bleiben die Zahlen erwartungsgemäß niedriger. Wenngleich auch andere Gründelarten in diesem Zeitraum häufiger auftreten, erreichen beispielsweise Pfeif- (*Anas penelope*) und Spießenten (*Anas acuta*) kaum so große Bestände. Die Knäkente (*Anas querquedula*) tritt vor allem im Frühjahr auf überstauten Wiesen häufiger auf. Die Entwicklung der Rastbestände der Krickente (*Anas crecca*) unterscheidet sich vom allgemeinen Trend im Gebiet insofern, als nach erheblichem Anstieg in den 1990er Jahren nach der Entstehung mehrerer neuer Flachgewässer es zur Bestandsverringerung etwa ab dem Jahr 2004 kam. Ganz offensichtlich profitiert die Art nicht so stark vom verbesserten Nahrungsangebot in den repolytrophierten Flachseen wie andere Arten (Abb. 29).

Wie auch bei den Entenarten spielen die ökologischen Veränderungen der Gewässer im Gebiet für das **Blesshuhn** (*Fulica atra*) eine große Rolle. Eindeutig verschlechterten sich die Lebensbedingungen mit der Polytrophierung der Seen auch für rastende Vögel entscheidend, so dass wie bei den Brutvögeln zwischen 1970 und 1989 die Rastbestände generell niedrig blieben. An Blanken- und Grössinsee rasteten in dieser Zeit meist deutlich unter 150 Blesshühner, maximal auch knapp 400. Erst nach Entstehung zahlreicher Flachgewässer nach 1990 kam es hier zu größeren Ansammlungen. Die Repolytrophierung von Riebener See (ab 1990) und Blankensee (ab 2008) verbesserte die Nahrungsbedingungen erheblich, so dass Ansammlungen jenseits der 4.000 Vögel beobachtet werden konnten (Tabelle 7).

Der **Kranich** (*Grus grus*) etablierte sich parallel zur Zunahme des Brutbestandes auch als Rastvogel im Gebiet. Nachdem in den 1990er Jahren zunächst nur kleinere Schlafplatzgemeinschaften zu registrieren waren, existieren aktuell mehrere Schlafplätze im Gebiet mit bis zu 3.215 Kranichen. Größter Schlafplatz sind die Schnepfenpfuhle im Zauchwitzer Busch, Schwanensee und Gänseleake; dazu kommen aber kleinere in den Körziner Wiesen und in den Ungeheuerwiesen je nach hydrologischer Situation mit flach überstauten Flächen, und im Winterhalbjahr bei Vereisung der Flachgewässer auch das Nieplitzdelta am Zufluss zum Blankensee. Die Rastbestände rekrutieren sich aus Durchzüglern, Wintergästen und Nichtbrütern (Letztere im Sommerhalbjahr).

Nachdem der **Silberreiher** (*Casmerodius albus*) sich wie überall in Brandenburg nach 1990 auch in der Nuthe-Nieplitz-Niederung zunächst in kleiner Zahl, später auch in steigenden Beständen einfand (KALBE 2006), stabilisierte sich der Rastbestand auf durchaus mehrere Hundert an wechselnden Schlafplät-

zen. Überwinterungen sind normal, Übersommerungen zwar regelmäßig registriert, aber bisher ohne Brutansiedlung. Die Wahl der Schlafplätze hängt vermutlich in erster Linie von den Witterungsbedingungen ab. Während wohl höhere Bäume favorisiert werden, schlafen die Reiher bei starkem Wind gern in geschützten Schilfröhrichtchen. Die Nahrungssuche erfolgt hauptsächlich an den Seen, vielfach aber auch an Gräben und Flachwasserbereichen in den Wiesen, im Winterhalbjahr auf Wiesen, wohl zur Mäusejagd.

Die Durchzugsbestände des **Haubentauchers** (*Podiceps cristatus*) haben sich seit der Jahrtausendwende stark erhöht, wobei

vor allem auf dem Blankensee mehrere Hundert Vögel rasten, vermutlich aufgrund des sehr guten Nahrungsangebotes an Kleinfischen (Abb. 32).

Hervorzuheben ist die Zunahme von Rastbeständen der **Limikolen** seit Entstehung der neuen Flachgewässer bei Zauchwitz, Stangenhagen und Körzin, nachdem die meisten Flächen vor 1990 für diese Vögel kaum geeignete Bedingungen besaßen. Darunter befinden sich etliche seltene Arten wie Sanderling (*Calidris alba*), Knutt (*Calidris canutus*), Sumpfläufer (*Limicola falcinellus*) und Teichwasserläufer (*Tringa stagnatilis*) (KALBE et al. 2019, in Vorb.).

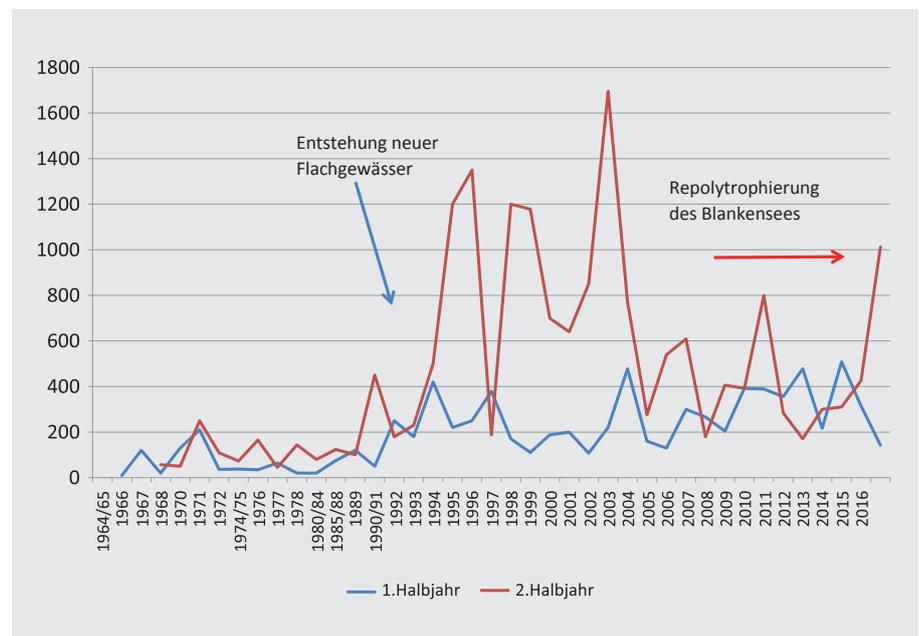


Abb. 29 Maximalbestände der Krickente (*Anas crecca*) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung, bis 1993 eigene Daten, danach Mat. AGr. Ornithologie NNN; bis 1990 nur Erfassungen an Blanken- und Grössinsee

Jahr bzw. Jahresreihe	Blanken-/Grössinsee	Gesamtgebiet (ohne Blanken- und Grössinsee)	Bemerkungen
1964–1969	1500		
1970–1979	390		
1980–1989	120		
1990–1994	500	2850	hauptsächl. neu entstand. Gewässer
1995–1999	160	650	
2000–2007	348	1005	hauptsächl. neu entstand. Gewässer
2008–2010	2070	297	
2011/12	157	2290	hauptsächl. Riebener See
2013–2016	3684	396	

Tab. 7 Entwicklung der Rastbestände des Blessuhns (*Fulica atra*) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung (Auswahl nach Wasservogelzählungen seit 1964, Mat. AGr. Ornithologie NNN und eigene Daten), jeweils Maximalzahlen der Jahresreihen, hauptsächlich Herbst und Winter.



Abb. 30
Rastende Kraniche
Foto: P. Koch



Abb. 31
Obwohl der Silberreiher mittlerweile nicht nur in der Nuthe-Nieplitz-Niederung häufig zu beobachten ist, konnte bis heute kein Brutnachweis erbracht werden.
Foto: W. Suckow

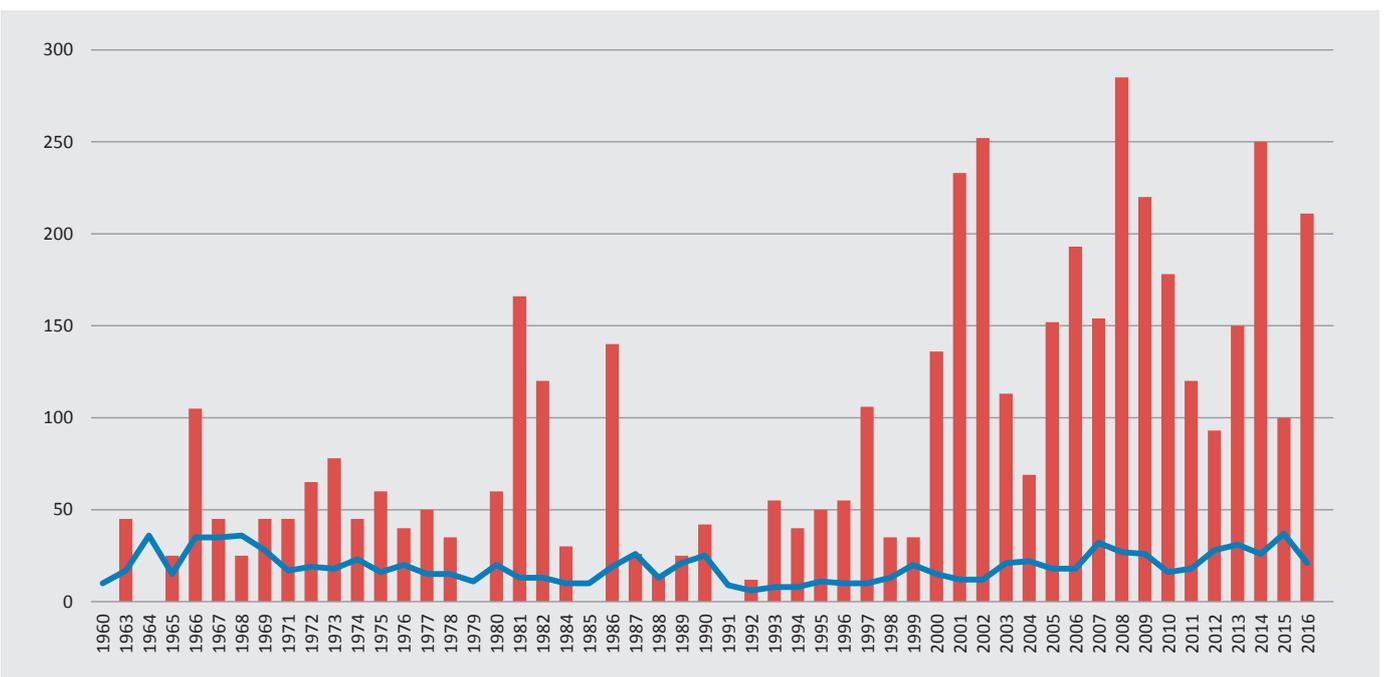


Abb. 32
Vorkommen des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Ausgezogene (blaue) Linie = Anzahl der Brutpaare, Säulen (rote) = Maximalbestände rastender Vögel im Herbst (eigene Erfassungen und Mat. AGr. Ornithologie NNN)

Literatur

- ABBO 2001: Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen. Rangsdorf
- ABBO 2011: Die Brutvögel in Brandenburg und Berlin – Ergebnisse der ADEBAR-Kartierung 2005 – 2009. Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen. Otis 19, Sonderheft, 448 S.
- BAUER, K. M. & V. BLOTZHEIM U. G. 1969: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 3
- BRUCKER, R.; KALBE, L. & KROOP M. 2006: Zur Entwicklung des Brutbestandes des Kranichs (*Grus grus*) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung in 40 Jahren seit 1966. Otis 14, 79-82
- GEDEON, K.; GRÜNEBERG, C.; MITSCHKE, A. & SUDFELDT, C. 2014: Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten. Münster
- GIERK, M. & KALBE, L. 2001: Ökologische Bewertung von Wiedervernässungsgebieten in Brandenburg – dargestellt am Beispiel der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10 (2): 52-61
- HAUPT, H. & MÄDLow, W. 2010: Avifaunistischer Jahresbericht für Brandenburg und Berlin 2007. Otis 18: 1-49
- HAUPT, H. & MÄDLow, W. 2012: Avifaunistischer Jahresbericht für Brandenburg und Berlin 2009. Otis 20: 1-53
- HAUPT, H. & MÄDLow, W. 2014: Avifaunistischer Jahresbericht für Brandenburg und Berlin 2010. Otis 21: 1-53
- HAUPT, H. & MÄDLow, W. 2015: Avifaunistischer Jahresbericht für Brandenburg und Berlin 2011. Otis 22: 1-50
- HESSE, E. 1912: Beobachtungen und Aufzeichnungen während des Jahres 1911. J. Ornithol. 60: 298-340
- HESSE, E. 1914: Die Vögel der Havelländischen Luchgebiete. J. Ornithol. 62: 334-386
- HIELSCHER, K. & RUDOLPH, B. 2001: Bekassine – *Gallinago gallinago* (Linnaeus 1758). In: ABBO 2001: 275-278.
- HÖHNE, L. 1999: Auswirkungen der Überstauung eines Niedermoorfläche auf die Wasserbeschafftheit eines angrenzenden Fließgewässersystems. Tagungsber. 1999 DGL, Rostock, Bd. 1: 429-452
- KALBE, L. 1969: Die Auswirkungen von Hausenthalten auf die Wasservogelwelt. Beitr. Vogelk. 14: 225-230
- KALBE, L. 1985: Der Artenfehlbetrag in der Ornithologie. Acta ornithoecol. 1: 47-56
- KALBE, L. 1997: Brutnachweis der Spießente (*Anas acuta*) im Nuthe-Nieplitz-Tal 1997. Otis 5: 121
- KALBE, L. 1998: Zur Avifauna des Nuthe-Nieplitz-Tals 1966 – 1996. Ökologische und ornithologische Veränderungen in 30 Jahren. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 7 (2): 142-148
- KALBE, L. 1999: Brutbestandsaufnahme der Rallen in der Nuthe-Nieplitz-Niederung 1998. Otis 7: 171-174
- KALBE, L. 2006: Phänologie und Ökologie des Silberreiher (*Casmerodius albus*) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung, Brandenburg, 1995 – 2005. Vogelwarte 44: 177-182
- KALBE, L. 2007: Blaukehlchen und Bartmeisen am Blankensee. Land in Sicht 10: 12
- KALBE, L. 2009 a: Limnologische Veränderungen des Blankensees in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Naturschutz Landschaftspflege Brandenburg 18: 133-136
- KALBE, L. 2009 b: Brutvorkommen und Habitatwahl der Schafstelze (*Motacilla flava*) in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Otis 17: 99-102
- KALBE, L. 2010: Erfassung des Brutbestandes der Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) im NSG Nuthe-Nieplitz-Niederung 2009. Otis 18: 83-86
- KALBE, L. 2014: Große Ansammlungen überwinternder Hohltauben *Columba oenas* in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Otis 2: 105-107
- KALBE, L. et al. 2019: Kommentierte Artenliste für das SPA Nuthe-Nieplitz-Niederung. In Vorbereitung.
- KALBE, L. & SEEGER, J.J. 1972: Das Vorkommen der Uferschnepfe, *Limosa limosa*, in Brandenburg. Beitr. Tierwelt Mark 9: 95-117
- KLUGE, L. 2008: Zum Vorkommen des Blaukehlchens (*Luscinia svecica*) im Vogelschutzgebiet Nuthe-Nieplitz-Niederung. Otis 16: 99-104
- KLUGE, L. & KLASAN, S. 2015: Rotkopfwürger *Lanius senator* in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Otis 22: 109-111
- KROOP, M. 1989: Erstellung einer kommentierten Artenliste der Avifauna für das NSG „Blankensee“ für den Zeitraum 1970 bis 30.06.1989. Belegarbeit TU Dresden (unveröff.)
- LANDGRAF, L. 2016: Wasserspiegel und Aufenthalt von Wiesenlimikolen in den Ungeheuerwiesen. Studie zum Managementplan für die Nuthe-Nieplitz-Niederung (unveröff.)
- LANDGRAF, L. & KLUGE, L. 2005: Zur Siedlungsdichte der Rohrsänger in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Festschr. z. 70. Geburtstag v. Dr. Lothar Kalbe. Ornitholog. Arbeitsgr. Landschaftsförderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e. V. 26 S.
- LANGE, A. 2012: Landschaftsänderung in der Nuthe-Nieplitz-Niederung und der Einfluss auf die wiesenbrütenden Limikolenbestände. Dipl.-Arbeit Univ. Potsdam (unveröff.)
- LUTZ, E. 1939: Die Entwicklung der Trappbestände in der Mark Brandenburg. Dtsch. Jagd 47
- MÄDLow, W. 2005: Schilfvogel-Fang am Schiaßer See: Ein Beitrag zum Singvogelmonitoring. Festschr. z. 70. Geburtstag v. Dr. Lothar Kalbe. Ornitholog. Arbeitsgr. Landschaftsförderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e. V. 8 S.
- NOAH, T. 2001: Odinshühnchen – *Phalaropus lobatus* (Linnaeus 1758). In: ABBO 2001, 313: 14
- PROCHNOW, M. 2005: Greifvogelerfassung in der Nuthe-Nieplitz-Niederung 2004. Festschr. z. 70. Geburtstag v. Dr. Lothar Kalbe. Ornitholog. Arbeitsgr. Landschaftsförderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e. V. 14 S.
- RUTSCHKE, E. 1983, 1987: Die Vogelwelt Brandenburgs. 1./2. Aufl. Jena
- RYSLAVY, T. 2011: Zur Bestandssituation ausgewählter Vogelarten in Brandenburg – Jahresbericht 2008. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20 (2): 49-62
- RYSLAVY, T. 2012: Zur Bestandssituation ausgewählter Vogelarten in Brandenburg – Jahresbericht 2009. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 18 (4): 143-153
- RYSLAVY, T. & MÄDLow, W. 2008: Rote Liste und Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 2008. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 17, Beilage. 116 S.
- SCHUBERT, P. 1987: Spatelraubmöwe, *Stercorarius pomarinus*, am Blankensee, Kreis Luckenwalde. Beitr. Vogelk. 33: 342
- SCHUBERT, P. 1992, 1998-2000: Artenlisten für das Nuthe-Nieplitz-Gebiet. Mat. Landschaftsförderverein NNN (unveröff.)
- SCHUBERT, P. 2009: SPA-Ergebnisbericht „Nuthe-Nieplitz-Niederung“. Gutachten (unveröff.)
- SCHUSTER, L. 1926: Zur Brutbiologie einiger märkischer Luchvögel. Beitr. Fortpflanzungsbiol. 2: 67-71 u. 91-99
- SIEMS, K. 2005: Phänologie der Wasser- und Watvögel in der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Festschr. z. 70. Geburtstag v. Dr. Lothar Kalbe. Ornitholog. Arbeitsgr. Landschaftsförderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e. V. 68 S.
- SÜDBECK, P.; ANDRETTKE, H.; FISCHER, S.; SCHIKORE, T.; SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. [HRSG.] 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell
- WAWRZYNIAC, H. & SOHNS, G. 2001: Bartmeise – *Panurus biarmicus*. In ABBO (2001)
- ZERNING, M. 2005: Erfassung der Nebelkrähe und Elster in einem ausgewählten Teilstück des NSG Nuthe-Nieplitz-Niederung im Jahre 2003. Festschr. z. 70. Geburtstag v. Dr. Lothar Kalbe. Ornitholog. Arbeitsgr. Landschaftsförderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e. V. 5 S.

Anschrift des Autors:

Dr. Lothar Kalbe
Am Weinberg 26
14552 Michendorf, OT Stücken



*Junges Blesshuhn, Übergang zum Jugendkleid
Foto: W. Suckow*

„UNTER HEUTIGEN BEDINGUNGEN SIND KOMMUNIKATION UND GENETISCHER AUSTAUSCH DREIFACH ERSCHWERT – DURCH DIE DRASTISCH REDUZIERT ZAHLE AN EINSTANDSGEBIETEN, DEREN GROSSEN ABSTAND ZUEINANDER UND ANTHROPOGENE HINDERNISSE AUF DEN FLUGWEGEN.“

ASTRID EISENBERG, HENRIK WATZKE & TORSTEN LANGGEMACH

Wechsel von Großtrappen (*Otis tarda*) zwischen den Schutzgebieten Belziger Landschaftswiesen, Fiener Bruch und Havelländisches Luch in den Jahren 2001 bis 2017

– Ringfundmitteilung Nr. 13/2018 der Beringungszentrale Hiddensee –

Schlagwörter: Großtrappe, Gebietswechsel, Flugkorridore, Flughindernisse, Kohärenz

Keywords: Great Bustard, movements, flight corridors, barriers, coherence

Zusammenfassung

Für den Zeitraum 2001 bis 2017 wurde der Wechsel beringter Großtrappen (*Otis tarda*) zwischen den drei Schutzgebieten Belziger Landschaftswiesen, Havelländisches Luch und Fiener Bruch dokumentiert und ausgewertet. Die Daten basieren im Wesentlichen auf Beringung, Ringablesung, Einsatz von Wildkameras und Besenderung. Zusätzlich wurden alle verfügbaren Zufallsbeobachtungen auch abseits dieser drei Gebiete analysiert.

Fast die Hälfte der Großtrappen wechselt im immaturren Alter in eins der anderen Gebiete. Später, im reproduktionsfähigen Alter wurden 17,7 % der noch lebenden Weibchen und 43,2 % der Männchen in einem der anderen Gebiete festgestellt. Die übrigen kehrten ins eigene Einstandsgebiet zurück oder wechselten wiederholt, teils auch zwischen allen drei Gebieten. Ein Teil der Vögel wanderte im Laufe des Lebens immer wieder, wobei bis zu 14 Wechsel pro Vogel dokumentiert sind.

Die meisten Flüge fanden zwischen den Belziger Landschaftswiesen und dem Fiener Bruch statt, wobei manchmal der Großteil des Bestandes zwischen den beiden Gebieten wechselte. Zwischen diesen beiden Gebieten und dem Havelländischen Luch sind weniger Gebietswechsel belegt; ursächlich kommen methodische Gründe in Frage (weniger beringte Vögel im HVL), ferner der etwas größere Abstand und schließlich der bereits vorhandene Bestand an Windenergieanlagen auf den beiden Flugwegen.

Die Zufallsbeobachtungen zeigen, dass es über die Flüge zwischen den drei Gebieten hinaus eine Vielzahl von Flugbewegungen gibt, von denen die meisten anscheinend im Zusammenhang mit der Dismigration im Jugendalter stehen. Die Abgrenzung von Flugkorridoren allein anhand von Zufallsbeobachtungen ist wegen des ungerichteten

Charakters der Dismigration nicht möglich. Zweck dieser Zerstreuungswanderung ist das Auffinden anderer Fortpflanzungsgruppen zum Zwecke des genetischen Austausches innerhalb der Metapopulation.

Unter heutigen Bedingungen sind Kommunikation und genetischer Austausch im Rest der deutschen Metapopulation dreifach erschwert – durch die drastisch reduzierte Zahl an Einstandsgebieten, deren großen Abstand zueinander und zusätzlich anthropogene Hindernisse auf den Flugwegen, vor allem Freileitungen und Windparks. Eine Reihe von Schlussfolgerungen zielt darauf ab, die wichtigsten Flugwege frei zu halten, bestehende Hindernisse mittelfristig wieder zu entfernen (Windkraftanlagen, Mittelspannungsleitungen) oder zumindest ihre optische Sichtbarkeit zu verbessern (Hochspannungsleitungen).

Summary

For the period 2001 to 2017, movements of ringed Great Bustards (*Otis tarda*) between the three conservation areas of the Belziger Landschaftswiesen, Havelländisches Luch and Fiener Bruch were documented and analysed. Our data are essentially based on ringing, sightings of ringed birds, camera traps and radio-tracking. In addition, all available random observations apart from these three areas were analysed.

Nearly half of the Great Bustards change at the immature age to one of the other areas. Later, at reproductive age, 17.7 % of the females still alive and 43.2 % of males were found in one of the other areas. The rest returned to their natal site or changed rapidly, with several birds changing between all three areas. Some of the birds migrated again and again in the course of their life, with up to 14 changes per bird documented.

Most flights were recorded between the Belziger Landschaftswiesen and the Fiener Bruch; sometimes the majority of the birds changed between the two areas. There are fewer changes between these two areas and the Havelländisches Luch. This is probably caused by methodological reasons (less ringed birds in the HVL), the slightly larger distance, and the existing wind farms on the two flight paths.

The entirety of random observations show that there are a variety of movements beyond the flights between the three breeding areas, most of which appear to be related to juvenile dispersal. The definition of flight corridors solely on the basis of random observations is not possible because of the undirected nature of the dispersal. The biological background of juvenile dispersal is to find other reproductive groups for the purpose of genetic exchange within the meta-population.

Today, communication and genetic exchange in the remaining German meta-population are complicated in three ways: due to the drastically reduced number of reproductive groups, their large distance from each other, and in addition anthropogenic obstacles on the flyways, especially overhead lines and wind farms. A number of conclusions of our analysis are aimed at keeping the main flyways free, removing existing obstacles in the medium term (wind turbines, medium voltage power lines) or at least improving their visibility (high voltage power lines).

1 Einleitung

Im 19. Jahrhundert war die Großtrappe nahezu flächendeckend in den weiträumigen Agrarlandschaften Brandenburgs und der angrenzenden Regionen verbreitet. Durch massive Veränderungen des Lebensraumes und der Agrarnutzung im 20. Jahrhundert gelangte die Art innerhalb weniger Jahrzehnte

an den Rand des Aussterbens (LITZBARSKI & LITZBARSKI 2015). Diese auch in anderen Ländern beobachtete Situation ist das Ergebnis eines fortwährenden Erlöschens von Brutgruppen durch Zerstückelung der Landschaft, Landnutzungsänderungen sowie vom Menschen verursachte Störungen und Individuenverluste (ALONSO & PALACÍN 2010, ALONSO 2013, LITZBARSKI & LITZBARSKI 2015). Vom einstmaligen großflächigen Verbreitungsgebiet der Art in Ostdeutschland verblieben schließlich nur noch drei Reproduktionsgebiete. Sie befinden sich im Havelländischen Luch und in den Belziger Landschaftswiesen in Brandenburg sowie im Fiener Bruch im Grenzbereich von Brandenburg und Sachsen-Anhalt (LANGGEMACH & WATZKE 2013). Im Jahr 1997 hatte der Großtrappenbestand in Deutschland mit 57 Vögeln seinen Tiefpunkt erreicht. Durch umfangreiche Schutzbemühungen konnte der Bestand bis Anfang 2018 mit 259 Großtrappen mehr als vervierfacht werden, doch es blieb bei der Anzahl von drei Einstandsgebieten. Eine Etablierung zusätzlicher Gebiete auf natürlichem Wege ist unter den Bedingungen des derzeitigen Nutzungsdruckes auf die Landschaft ohne eine erhebliche ökologische Aufwertung von Flächen sehr unwahrscheinlich.

Für das Überleben der Großtrappe in Deutschland wird es entscheidend sein, ob sich die verbliebenen drei Bestände positiv entwickeln und Möglichkeiten genutzt werden, zusätzlich geeignete Habitate wiederherzustellen. Dazu ist neben einem bestands-erhaltenen Bruterfolg ein ausreichendes Angebot geeigneter Flächen für Balz, Brut, Jungenaufzucht und Überwinterung essenziell. Diese Habitatfunktionen werden auf unterschiedlichen, teils viele Kilometer voneinander entfernten Flächen erfüllt, die in der Regel tradiert sind und bei gleichbleibender Habitatqualität über Jahrzehnte aufgesucht werden (ALONSO 2013). Im Jahresverlauf unterscheiden sich diese Flächen teilweise bei männlichen und weiblichen Tieren, bei Jung- und Altvögeln, aber auch bei Individuen mit und ohne Bruterfolg. Die Kohärenz der Flächen, die nur in ihrer Gesamtheit ihre Funktion erfüllen, erfordert das Vorhandensein funktionsfähiger Flugkorridore.

Die Populationsstruktur bei Großtrappen entspricht einer Metapopulation (vgl. HANSKI 1999). Dieser Begriff beschreibt eine Gruppe von Teil- bzw. Subpopulationen, die jede für

sich eine Reproduktionsgemeinschaft bilden und untereinander einen gewissen Genaustausch haben. Auch dies erfordert unzerschnittene und unverbaute Flugkorridore.

Anfang der 1980er Jahre gab es in der zu dieser Zeit bereits stark ausgedünnten Metapopulation der Großtrappe in Deutschland noch mehr als dreißig Teilpopulationen (HEIDECHE et al. 1983). Jungvögel, die vor dem Erreichen der Fortpflanzungsfähigkeit eine Zerstreuwanderung („Dismigration“) antreten und damit zu dem erwähnten Genaustausch beitragen, hatten eine Vielzahl von Möglichkeiten, unweit auf Artgenossen in anderen Teilpopulationen zu treffen. Dies entspricht der natürlichen Situation, die in anderen Teilen des Verbreitungsgebietes bis heute erhalten ist, etwa in Spanien. Nach dem weitgehenden Zusammenbruch des Metapopulationssystems bis Mitte der 1990er Jahre sind die Möglichkeiten des Austausches zwischen den verbliebenen Teilpopulationen stark eingeschränkt. Vögel aus einer Teilpopulation haben zwar weiterhin ein theoretisches Dismigrationspotenzial von 360°, jedoch nur in jeweils zwei Richtungen die Chance, auch auf Artgenossen zu treffen. Dies entspricht einem Winkel zwischen 16 und 35°. Bereits bei einem geringen Abweichen davon geht die Wanderung – sofern nicht schon Gebietskenntnis vorhanden ist – ins Leere. Zudem bilden auf diesen schmalen Wegen Energiefreileitungen und die im Zuge der Energiewende gebauten Windparks Flughindernisse, die auch Direktverluste verursachen können (RAAB et al. 2011, SCHWANDNER & LANGGEMACH 2011, LANGGEMACH & DÜRR 2018).

In dieser Arbeit wird der Austausch zwischen den drei Großtrappen-Schutzgebieten anhand vorhandener Daten quantifiziert und die Notwendigkeit des Erhalts essenzieller Flugwege begründet.

2 Methoden

Betrachtet wird der Zeitraum von 2001 bis 2017. In diesem Zeitraum betrug der Großtrappenbestand in Deutschland zu Beginn der Fortpflanzungszeit zwischen 74 (2001) und 238 Individuen (2017). Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Bestandsentwicklung. Im weiteren Text werden nur noch die in der Tabellenunterschrift verwendeten Kürzel für die drei Gebiete verwendet.

Der Nachweis von Gebietswechseln erfolgte mit folgenden Methoden:

1. Ringablesung mit leistungsstarken Teleskopen: Seit 1999 werden im Großtrappenprojekt Ringe der Beringungszentrale Hiddensee verwendet, die zusätzlich einen aus der Distanz ablesbaren ein- oder zweistelligen Zahlen- oder Buchstabencode enthalten (Abb. 1). Die Farbe der eloxierten Ringe gibt in Verbindung mit der Anbringung am linken bzw. rechten Bein Auskunft über das Geburtsjahr. Beringt wurden bis auf eine Ausnahme die von Hand aufgezogenen und ausgewilderten Jungvögel. Gezielte Ablesungen erfolgten zu allen Jahreszeiten, sind jedoch innerhalb der Vegetationszeit naturgemäß erschwert. Farbring-Erkennungen ohne Ablesung des Codes wurden dann einbezogen, wenn sicher war, dass die betreffenden Individuen nach der Auswanderung zum ersten Mal ein anderes Großtrappengebiet aufsuchten oder wenn nach einigen Jahren nur noch Einzelvögel mit gleicher Ringfarbe überlebt hatten. Daraus ergeben sich unterschiedliche Stichprobengrößen. Wenn wiederholt nur eine Großtrappe mit derselben Ringfarbe im Gebiet gefunden wurde, ohne dass der Ringcode abgelesen werden konnte, wurde davon ausgegangen, dass es sich jeweils um denselben Vogel handelte.
2. Telemetrie besonderer Individuen: Nach ersten Erfahrungen mit der Besenderung von Großtrappen (EISENBERG 1994) erfolgt seit 1999 routinemäßig die Markierung ausgewildelter Vögel mit terrestrischen Sendern (EISENBERG et al. 2002). Von 1999 bis 2017 wurden 283 Großtrappen besendert (121 Männchen und 162 Weibchen*). Die bis 2013 bei M. angebrachten Schwanzsender wurden danach nicht mehr verwendet, da die Steuerferdner der M. im Herbst des ersten Kalen-

*) Im Weiteren werden Männchen und Weibchen mit „M.“ bzw. „W.“ und Kalenderjahr mit „KJ“ abgekürzt. Sofern eine Gesamtzahl durch das Geschlechterverhältnis ergänzt wird, steht dieses in Klammern, z. B. 58 Großtrappen (24, 34).

Jahr/ Gebiet	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17
HVL	35	33	39	44	51	50	59	54	59	61	46	51	52	64	77	88	88
BLW	28	34	26	30	31	32	30	30	32	34	32	40	43	48	59	72	70
FB	5	8	10	9	15	18	21	22	23	17	17	32	43	56	61	72	80
Summe	68	75	75	83	97	100	110	106	114	112	95	123	138	168	197	232	238

Tab. 1

Bestände der Großtrappe in den Jahren 2001 bis 2017 in den Einstandsgebieten Havelländisches Luch (HVL), Belziger Landschaftswiesen (BLW) und Fiener Bruch (FB), jeweils zu Beginn der Fortpflanzungszeit. Bis 2001 gab es daneben noch Restbestände in anderen Gebieten (Daten: Förderverein Großtrappenschutz e. V.).

derjahres (KJ), also kurz nach der Besen-
derung gemauert werden. Als Methode
der Wahl haben sich die Halsbandsender
durchgesetzt (Abb. 2), die jedoch bei M.
aufgrund ihrer Morphologie („Balz-
kropf“) und des anhaltenden Wachs-
tums nicht einsetzbar sind. Die Verwen-
dung von Rucksacksendern hat sich, ob-
wohl an der in Spanien und Russland
genutzten Methode orientiert (WATZKE et
al. 2001), aufgrund des dadurch
verstärkten Prädationsdruckes nicht be-
währt. Damit entfällt auch der Einsatz
der kurzzeitig erprobten Satellitentele-
metrie, mit deren Hilfe auch konkrete
Flugstrecken nachvollziehbar wären.

3. Automatische Fotofallen: Erste Versuche
mit Fotofallen an künstlich angelegten
Sandbadestellen von jeweils mindestens
sechs Quadratmetern erfolgten 2012 in-
nerhalb eines Schutzzaunes im FB. Nach-
dem diese erfolgreich verliefen, kam die
Methode ab 2014 auch in den anderen
beiden Gebieten routinemäßig zum Ein-
satz. In den letzten Jahren wurden mind.
zwölf Fotofallen gleichzeitig verwendet.
Zu den Ergebnissen zählen akkurate und
nachvollziehbare Ringablesungen sowie
Reproduktionsnachweise, oft konkreten W.
zuzuordnen, teils sogar unberingten mit
besonderen Kennzeichen (Abb. 3).

4. Bestandszahlen: Durch das laufende
Populationsmonitoring liegen vor allem
im Winterhalbjahr präzise Bestands-
daten für jedes einzelne Gebiet vor, oh-
ne dass jedoch das Monitoring darauf
abzielt, ständig über den Aufenthalt al-
ler Trappen unterrichtet zu sein. Unge-
wöhnlich große Zahlen lassen sich auf
Zuzug aus einem der anderen Gebiete
zurückführen, was in der Regel durch
geringere Zahlen dort bestätigt wird.

5. Zufallsbeobachtungen außerhalb der
drei Großtrappengebiete: Alle im Be-
trachtungszeitraum dokumentierten Zu-
fallsdaten aus den Archiven des Förder-
vereins Großtrappenschutz e.V. sowie
der Staatlichen Vogelschutzwarten Bran-
denburg und Sachsen-Anhalt wurden
zusammen mit allen Beobachtungen aus
ornitho.de ausgewertet. Die erforder-
lichen Zugriffsrechte beim DDA e.V. be-
sitzt der Förderverein Großtrappenschutz
e.V. (Antragsnummer 2017-007). In vie-
len Fällen wurden Beobachtungen verifi-
ziert oder auch falsifiziert und verworfen.

Nähere Betrachtungen zu den einzelnen
Methoden erfolgen im Kapitel 4.1 (Metho-
denkritik).



Abb. 1
Männliche Großtrappe mit aus der Distanz ablesbarem Kennring



Abb. 2
Junges Weibchen mit Halsbandsender



Abb. 3
Unberingte Henne mit knapp eine Woche
alten Küken, aufgenommen von einer
Wildkamera (alle Fotos: Archiv Förder-
verein Großtrappenschutz e. V.)

3 Ergebnisse

3.1 Übersicht über die Wechsel zwischen den drei Einstandsgebieten 2001–2017

Eine Übersicht über die in den einzelnen Jahren nachgewiesenen Individuenwechsel zwischen den drei Gebieten gibt Abb. 4. Enthalten sind ausschließlich die Ergebnisse der Methoden 1–3, nicht jedoch die über das Bestandsmonitoring belegten Gebietswechsel (Methoden Pkt. 4). Diese sind in Tabelle 2 aufgelistet, wobei es entsprechende Nachweise nur für BLW und FB gab. Auf diesem Flugweg gibt es weitaus mehr Bewegungen als auf den anderen beiden (s. Kapitel 4.3).

Eine tendenzielle Zunahme der Flüge zwischen den Gebieten (außer zwischen HVL und BLW) kann sowohl mit dem Bestandsanstieg und mehr beringten Trappen als auch mit intensiviertem Monitoring und Erweiterung des Methodenspektrums erklärt werden. Der Rückgang seit 2014, der sich auch anhand Tab. 2 belegen lässt, ist weder durch das eine noch durch das andere erklärbar und wohl tatsächlich auf geändertes Verhalten der Vögel zurückzuführen. Da es vor allem die Flugwege vom und zum FB betrifft, könnte es mit dem enormen Bestandsanstieg dort von 17 (2011) auf 91 Vögel (Anfang 2018) erklärt werden, der zu größerer Bindung an die dortige Gruppe führt. Im Zuge dieses Bestandszuwachses tauchten allerdings auch erstmals kleinere Gruppen von bis zu vier Jungvögeln aus dem FB im HVL auf, vorher waren es nur Einzelvögel.

Die individuelle Erkennung von beringten oder besenderten Vögeln spiegelt nur einen Teil der tatsächlichen Wechsel zwischen den Gebieten wider (Tab. 2). Zusätzliche Hinweise gibt das Bestandsmonitoring, durch welches

sich der Wechsel größerer Gruppen anhand von Bestandssprüngen nachweisen lässt.

Auch Tab. 3 verdeutlicht, dass es nicht nur Einzelvögel sind, die sich auf Wanderschaft begeben. Dargestellt sind die jährlichen Auswanderungszahlen und die Zahl der Vögel, die davon im nächsten Frühjahr, also zum Beginn der Jugend-Dismigration, noch lebten. Von den überlebenden Jungvögeln wurden pro Jahrgang zwischen 20 und 66,7 %, im Mittel 46,0 %, später in einem der anderen Gebiete nachgewiesen. Lediglich das Jahr 2010 fällt ohne einen Gebiets-

wechsel heraus, dafür gab es mehrere Fernfunde im Zuge einer Winterflucht. Während Abb. 4 einen Anstieg der belegten Wechsel bis 2014 und anschließenden Rückgang zeigt, spricht Tab. 3 eher für ein Auf und Ab beim Anteil der Vögel mit Gebietswechsel.

Angesichts dessen, dass es sich bei der Dismigration um eine ungerichtete Wanderung handelt (vgl. 4.2), ist davon auszugehen, dass insgesamt deutlich mehr Jungvögel ab dem zweiten KJ (einzelne schon ab erstes KJ) ihr Gebiet verlassen, jedoch nicht alle auch in einem der anderen Gebiete ankommen.

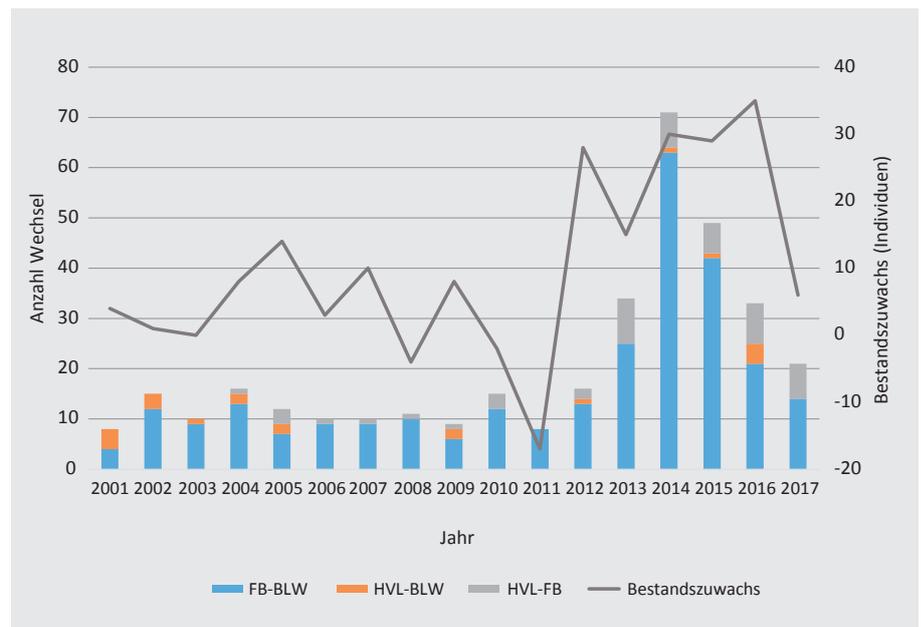


Abb. 4 Anzahl beobachteter Wechsel beringter Großtrappen zwischen den drei Einstandsgebieten Belziger Landschaftswiesen, Fiener Bruch und Havelländisches Luch, n=348 (2001–2017). Zusätzlich dargestellt ist der jährliche Bestandszuwachs gegenüber dem Vorjahr.

Datum	Anzahl beobachteter Großtrappen	Wechsel von → nach	Bestand BLW	Bestand FB	Wechsel in % des Bestandes	Wechsel in % der M. / W.
12.12.2002	9 W. im FB, davon 3 mit Sender, fehlten in BLW bis 26.12.	BLW → FB	02.12.2002: 29 (9,20)	bis 06.12.2002: 5 bis 6 W.	31	45
03.03.2005	37 Ex. im FB, davon mind. 24 Ex. aus den BLW	BLW → FB	Jan. 2005: 30 (7,23)	Frühjahr 2005: 13 (9,4)	80	
30.06.2006	16 M. im FB, davon mind. 7 von BLW	BLW → FB	Feb. 2006: 33 (11,22)	Frühjahr 2006: max. 9 M.	21	64
19.10.2006	12 W. im FB, davon mind. 5 von BLW	BLW → FB	Dez. 2006: 30 (10,20)	Okt. 2006: 20 (13,7)	17	25
06.04.2008	16 M. im FB mind. 7 von BLW	BLW → FB	Mrz. 2008: 29 (10,19)	Frühjahr 2008: max. 9 M.	24	70
22.01.2010	17 im FB, davon mind. 6 aus den BLW	BLW → FB	Dez. 2009: 42 (14,28)	unklar (Winterflucht)	14	
11.02.2012	68 Ex. in BLW, davon mind. 29 Ex. aus FB	FB → BLW	Jan. 2003: 39 (13,26)	Winter 2011/12: meist 32 Ex., einige Male auch 34 Ex.	85	
03.01.2014	75 Ex. im FB, davon mind. 17 Ex. aus BLW	BLW → FB	Dez. 2013: 48 (14,34)	Dez. 2013: 58 (19,39)	35	

Tab. 2 Beobachtete Wechsel von größeren Großtrappen-Trupps zwischen den Belziger Landschaftswiesen und dem Fiener Bruch. Bestandszahlen in Klammern jeweils (Männchen, Weibchen.)

Jahrgang	n ausgewildert	n überlebend nächstes Frühjahr	Ind. mit belegtem Wechsel	M.	W.	Anteil Ind. mit Wechsel %
2001	22	9	6	4	2	66,7
2002	23	4	2	1	1	50,0
2003	28	10	2	1	1	20,0
2004	38	14	8	3	5	57,1
2005	49	9	4	1	3	44,4
2006	28	6	3		3	50,0
2007	19	5	1	1		20,0
2008	28	2	1	1		50,0
2009	19	6	3		3	50,0
2010	28	6				
2011	44	26	12	5	7	46,2
2012	34	21	14	7	7	66,7
2013	45	32	18	10	8	56,3
2014	35	25	15	8	7	60,0
2015	43	22	5	2	3	22,7
2016	48	27	9	6	3	33,3
Summe	531	224	103	50	53	46,0

Tab. 3

Zahl der Jungtrappen pro Auswilderungsjahrgang, ihr Überleben bis zum nächsten Frühjahr und Zahl sowie Anteil davon, für den mindestens ein Wechsel in eins der anderen Gebiete belegt ist. Da das Bezugsjahr für die wechselnden Vögel das zweite Kalenderjahr ihres Lebens ist, wurden nur Vögel bis zum Jahrgang 2016 berücksichtigt.

3.2 Alter und Geschlecht der wechselnden Vögel

Auch für diese Aussagen lassen sich nur die Methoden 1 bis 3 heranziehen, bestenfalls ergänzend auch Methode 5 (vgl. Abb. 10). Zunächst fällt eine deutlich höhere Mobilität bei den jüngeren Tieren auf (Abb. 5). Im zweiten KJ, selten schon im ersten, beginnt die Zerstreungswanderung. Es gibt aber zwei Faktoren, die bei der Interpretation zu beachten sind: 1) Die Altersstruktur der Population ähnelt in hohem Maße dem Verlauf von Abb. 5, so dass die erkennbare Mobilität junger Vögel auch durch ihre relative Häufigkeit bedingt ist; 2) hinzu kommt eine methodisch bedingte Linksschiefe: sehr junge Vögel mit Ringen waren in allen Jahren vorhanden, die deutlich älteren nur in den späten, da die Farbberingung erst 1999 begann.

Ein Teil der markierten Großtrappen, die ihr Auswilderungsgebiet das erste Mal verließen und dann in einem der anderen Einstandsgebiete gefunden wurden, scheint den Wechsel zusammen mit erfahrenen älteren Tieren vorzunehmen. Dies gilt vor allem für Wechsel zwischen den BLW und dem FB, wo wiederholt Gruppen gemischter Altersstruktur aus dem jeweils anderen Gebiet auftauchten. Folgebeobachtungen lassen vermuten, dass die immaturren Großtrappen nach ihrem ersten Wechsel alleine gezielt zwischen den Gebieten wechselten.

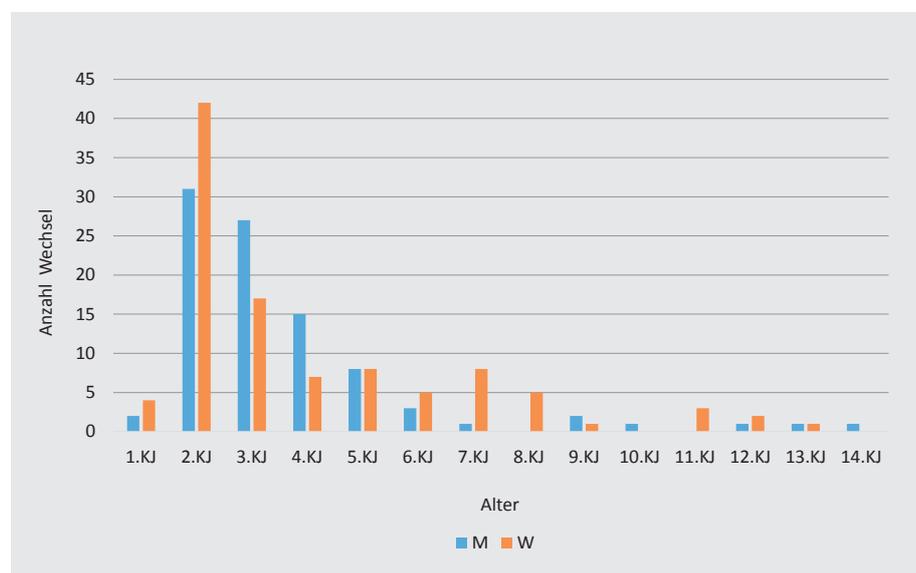


Abb. 5

Alter, in dem beringte Großtrappen zwischen den drei Gebieten wechselten (2001–2017); gewertet ist nur 1 Wechsel je Individuum und Jahr, 108 Individuen (53,55).

Abb. 5 deutet im ersten und zweiten KJ eine höhere Mobilität der W. gegenüber den M. an, die jedoch durch die nur bei W. angebrachten Halsbandsender methodisch überhöht ist. Das zeigt sich auch daran, dass die neun W., die in allen drei Gebieten gesehen wurden, alle besendert waren, während die Beringung der M. ohne zusätzliche Besendertur nur zu vier entsprechenden Nachweisen führte (vgl. 3.6.4). Die M. sind – ent-

sprechend ihrer späteren Geschlechtsreife – bis zum 4. KJ mobiler als die W. Ab 5. KJ neigen wieder die W. stärker zu Gebietswechseln, die in diesem Alter jedoch aufgrund der höheren Männchenmortalität bereits zahlenmäßig in der Population überwiegen. Pro Individuum könnte demnach bei den älteren M. und W. die Mobilität ausgeglichen sein.

3.3 Saisonale Aspekte des Gebietswechsels

Neben zahlreichen Einzelnachweisen wurde in den Herbst- und Wintermonaten mehrmals beobachtet, dass ein Großteil des Bestandes zwischen den BLW und dem FB wechselte (Tab. 2) und nach mehreren Tagen bis Wochen größtenteils wieder ins jeweilige Herkunftsgebiet zurückkehrte. In den ersten Beobachtungsjahren, als der Bestand im FB nur wenige Individuen zählte, überwinterten diese i. d. R. in den BLW, was mit dem „Geselligkeitstrieb“ der Großtrappen (GEWALT 1959) bzw. „sozialer Attraktion“ (SCHWERTFEGER 1963) zu erklären ist. Einzelne Tiere hielten daran fest und wanderten trotz des inzwischen großen Bestands von ca. 90 Großtrappen im Winter noch jahrelang weiter in die BLW.

Mehrere M. sind die meiste Zeit des Jahres im FB, zur Balzzeit aber in den BLW zu finden. Vermutlich sind es solche Wechsel, bei denen auch vorjährige Trappen, vor allem wohl junge Vögel aus den Gruppen der M. „mitgenommen“ werden.

Ansonsten wurden Wechsel zu allen Jahreszeiten registriert.

3.4 Häufigkeit des Wechsels individuell erkennbarer Großtrappen

Ein Teil der Großtrappen wandert im Laufe des Lebens immer wieder (Abb. 6). Vor allem zwischen BLW und FB mit der größten Zahl nachgewiesener Flugbewegungen wurden auch zahlreiche Vögel mit mehrfachen Gebietswechseln nachgewiesen, im Einzelfall bis zu 14 bei einem Vogel. Hier könnte von einer Traditionsbildung ausgegangen werden, evtl. regelmäßigen saisonalen Wanderungen (s. 3.3), für die aber nicht in allen Jahren Belege vorliegen.

3.5 Geschwindigkeit der Wechsel

Da das Monitoring von Großtrappen in den drei Einstandsgebieten meist nur ein bis zwei Mal wöchentlich und meist nicht synchron erfolgt, sind Nachweise einzelner Individuen in mehr als einem Einstandsgebiet an einem Tag selten. Außerdem sind die Bedingungen zum Ablesen der Farbringe oft nicht optimal. In zwei Fällen gelang es, eine Großtrappe am selben Tag in den BLW und im FB nachzuweisen. Bei drei weiteren Wechseln lag ein Tag zwischen den Beobachtungen eines Vogels in zwei Gebieten.

3.6 Wechsel zwischen den drei Gebieten

3.6.1 Wechsel zwischen den Belziger Landschaftswiesen und dem Fiener Bruch

Aufgrund des anfangs noch kleinen und unberingten Bestandes im FB waren beringte Großtrappen bis 2010 auch ohne individu-

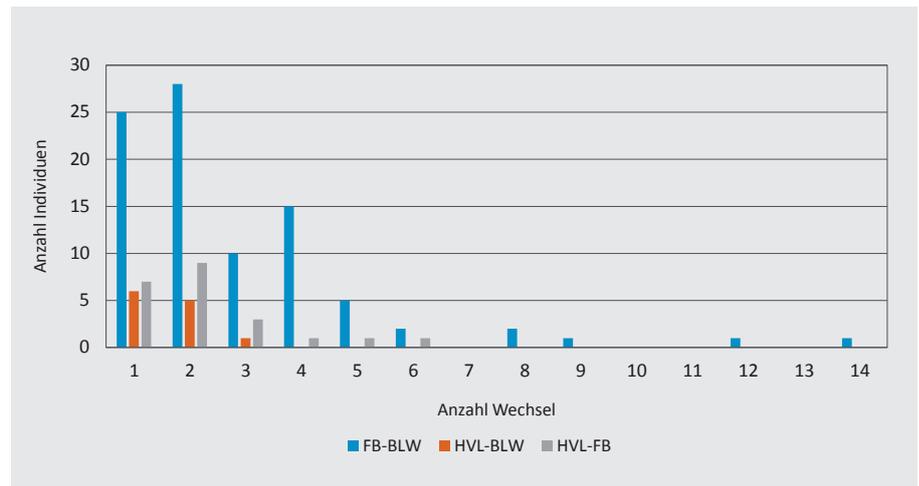


Abb. 6

Häufigkeit der Wechsel individuell erkennbarer Großtrappen (Ringcode oder Sender) zwischen den drei Einstandsgebieten (2001–2017), 327 Wechsel von 108 (53,55) Individuen.

elle Erkennung als gebietsfremd erkennbar. Größere Trupps aus den BLW wurden sechsmal im FB beobachtet. An den Gebietswechseln nahmen 17 bis 80 % des Bestands der BLW teil (Tab. 2). Sofern das Geschlechterverhältnis der Vögel ermittelt wurde, handelte es sich um 64 bzw. 70 % der M. und 25 bzw. 45 % der W. Im Februar 2012 flog fast der gesamte Bestand des FB (ca. 85 %) in die BLW. Nach erfolgreicher Auswilderung im Vorjahr gab es zu dieser Zeit mindestens 32 Großtrappen im FB, von denen 29 in die BLW wechselten. Die meisten gebietsfremden Großtrappen kehrten in das Gebiet ihrer Auswilderung zurück.

Im Untersuchungszeitraum verließen mind. 46 beringte M. und 57 beringte W. das Gebiet, in dem sie ausgewildert worden waren und tauchten im anderen Großtrappengebiet auf. Dabei wurden 277 Individuenwechsel zwischen dem FB und den BLW dokumentiert.

Im Jahr 2001 wurde vom Landkreis Jerichower Land (Sachsen-Anhalt) eine ca. 10 ha große Fläche auf dem Gebiet des ehemaligen Balzplatzes in der Gemarkung Paplitz (FB) fuchssicher eingezäunt („Schutzzaun Paplitz“) und mit drei adulten flugunfähigen M. aus dem Bestand der Vogelschutzwarte Brandenburg bestückt. Durch die Bereitstellung geschlechtsreifer balzender M. sollte erreicht werden, dass die letzten W. im FB nicht mehr gezwungen sind, zur Balz in die BLW zu fliegen (1996, 1997 und 2000 schlüpften im FB auf diese Weise je ein bis zwei Küken und wurden flügge). Schon wenige Tage nach dem Einsetzen der M. wurden die ersten beringten Großtrappen im und am Schutzzaun beobachtet. Es handelte sich um zwei immature M. und ein vorjähriges W. aus den BLW.

Auch in den folgenden Jahren wurden wiederholt in den BLW ausgewilderte Großtrappen im FB beobachtet. Während der Balzzeit hielten sie sich mehrere Wochen im oder na-

he am Schutzzaun Paplitz auf und kehrten im Herbst in die BLW zurück, um im folgenden Frühjahr wieder ins FB zu fliegen. Anfangs wurden nur Wechsel von immaturen M. festgestellt. Von 2003 bis 2005 handelte es sich stets um die gleichen vier blau beringten M. des Jahrgangs 2001, die nach Erreichen der Geschlechtsreife von 2006 bis 2008 nur im FB beobachtet wurden, und von denen zwei M. im Jahr 2009 wieder in den BLW beobachtet wurden. Nach dem erneuten Wechsel eines blau beringten M. im Jahr 2012 wurden für dieses insgesamt neun Wechsel zwischen den beiden Gebieten registriert.

Im Jahr 2003 flog außerdem ein dreijähriges M. ins FB. 2004 wurde ein fünfjähriges M. aus den BLW im FB beobachtet, wo es sich bereits als Zweijähriger kurz aufgehalten hatte. Im Dezember 2008 wurden zum ersten Mal zwei 2005 im FB ausgewilderte M. in den BLW gefunden.

Bis 2006 wurden zwei beringte W. der BLW während der Brutzeit im FB beobachtet. Sie hielten sich dort ab 2002 auf und waren zu diesem Zeitpunkt zweijährig und damit geschlechtsreif. Da sie sich teilweise mehrere Wochen im und am Schutzzaun Paplitz aufhielten, sind Brutversuche nicht auszuschließen, waren aber nicht nachweisbar.

Bei einer im Dezember 2002 von den BLW ins FB gewechselten Gruppe von neun W. konnten drei durch Ringablesung identifiziert werden, bei der im Oktober 2006 gefundenen Gruppe von sechs W. aus den BLW waren mindestens zwei beringt. Beide Gruppen kehrten nach wenigen Tagen wieder in die BLW zurück. Danach kamen erst im Januar 2010 wieder mindestens sechs Großtrappen von den BLW ins FB, ein beringtes M. und fünf beringte W.. Dieser Gebietswechsel erfolgte bei hohem Schnee und leitete die dann folgende Winterflucht ein.

Ab dem Winter 2005/2006 suchte zum ersten Mal ein im FB ausgewildertes W. die BLW zur Überwinterung auf. In den folgenden Wintern wurden dort bis zu sechs im FB ausgewilderte W. beobachtet, die im Frühjahr wieder zurückkehrten. In ihren ersten Lebensjahren nahmen sie diesen Wechsel regelmäßig vor, teilweise auch noch als ältere Tiere.

Mit der Zunahme des Großtrappenbestandes stieg die Zahl abgelesener Vögel aus dem jeweils anderen Gebiet ab 2013 deutlich an. Zwar flogen bereits im Februar 2012 mindestens 29 Trappen aus dem FB in die BLW, wegen ungünstiger Beobachtungsbedingungen konnten aber lediglich fünf besenderte W. eindeutig identifiziert werden. Da etwa 85 % des Bestandes in die BLW wechselte, müssen neben weiteren Vögeln des Jahrganges 2011 auch ältere dabei gewesen sein. Als die Großtrappen im Frühjahr 2012 ins FB zurückkehrten, flogen wahrscheinlich mindestens ein M. und ein W., die im Vorjahr in den BLW ausgewildert worden waren, mit. Später wurden sie im Bereich des Schutzzaunes Paplitz beobachtet und fotografiert.

An den 2013 bis 2017 nachgewiesenen Wechseln waren vor allem die Auswilderungsvögel des jeweiligen Vorjahres, außerdem immature Männchen und Weibchen beteiligt. Während für die meisten daran beteiligten jungen Trappen bis zu zwei Gebietswechsel in zwei Jahren nachweisbar waren, wurden durch Telemetrie für vier W. jeweils vier Wechsel, bei einem W. sieben Wechsel in einem Jahr und bei einem W. sogar 13 Wechsel in zwei Jahren (und insgesamt 14) festgestellt. Dies waren die häufigsten nachgewiesenen Wechsel eines Tieres im Untersuchungszeitraum.

Schließlich ist ein M. zu erwähnen, das 2014 in den BLW ausgewildert wurde, im April/Mai 2015 mehrfach im FB von Wildkameras aufgenommen wurde und im Juni des 2. KJ zwischen FB und BLW mit einer Hochspannungsleitung kollidierte.

3.6.2 Wechsel zwischen dem Fiener Bruch und dem Havelländischen Luch

Deutlich geringer war die Zahl der nachgewiesenen Wechsel zwischen dem FB und dem HVL. Daran waren 23 Großtrappen (11,12) mit 50 Wechseln beteiligt.

Bereits mit Beginn der Auswilderungen im FB (2004) erschien im Oktober ein dort ausgewildertes W. im HVL, und im folgenden Frühjahr wechselte ein M. aus derselben Auswilderungsgruppe dorthin. Beide Vögel kehrten ins FB zurück, wobei das M. nach mehreren weiteren Wechseln ab Frühjahr 2008 in der Gruppe der M. im HVL blieb. Während bis 2012 nur 13 Gebietswechsel von drei M. und einem W. dokumentiert sind, wurden ab 2013 37 Wechsel von 9 M. und 11 W. festgestellt.

Eine Flugbeobachtung gelang am 13.10.2004 bei Möthlitz (Landkreis Havelland): zwei Großtrappen flogen in ca. 50 m Höhe aus Richtung HVL in Richtung FB; Alter und Geschlecht blieben unklar.

3.6.3 Wechsel zwischen den Belziger Landschaftswiesen und dem Havelländischen Luch

Die wenigsten Wechsel wurden zwischen den BLW und dem HVL registriert: 13 beringte Großtrappen (7,6) mit insgesamt 21 Wechseln.

Es handelte sich überwiegend um immature in den BLW ausgewilderte Vögel, die in den Wintermonaten einmalig im HVL auftauchten und im Frühjahr i. d. R. in die BLW zurückkehrten. Ein M. des Jahres 2003 kam als Einjähriger ins HVL, wo er bis 2009 blieb und danach wieder in den BLW beobachtet wurde. Ein M. des Jahrgangs 2001, für das auch zahlreiche Wechsel zwischen den BLW und dem FB nachgewiesen wurden, tauchte dreimal als Wintergast im HVL auf. Der letzte Wechsel dieses M. fand im 14. KJ im Frühjahr 2014 vom HVL in die BLW statt.

Ein im Jahr 2002 im HVL ausgewildertes W. wurde nach einer Winterflucht im Winter 2010/2011 erst wieder im Februar und März 2012 in den BLW beobachtet. Im Mai kehrte es ins HVL zurück und wird dort seitdem wieder regelmäßig beobachtet.

Im Frühjahr 2015 konnte ein 2014 im HVL ausgewildertes W. nicht mehr nachgewiesen werden. Es wurde ab August 2015 beim Bestand der BLW gefunden. Zur Brutzeit 2016 war es ins HVL zurückgekehrt, wo ein Brutnachweis gelang. Zur gleichen Zeit tauchte dort ein 2015 in den BLW ausgewildertes M. auf, das bis Ende 2017 wiederholt beim Hahnbestand des HVL nachgewiesen werden konnte.

Am 17.5.2013 wurde ein im Jahr 2012 im HVL ausgewildertes W. südwestlich vom Rietzer See Richtung BLW fliegend gesehen.

3.6.4 Nachweise von Individuen in allen Einstandsgebieten

Vier M. und neun W. wurden in allen drei Einstandsgebieten nachgewiesen. Ein im Jahr 2001 in den BLW ausgewildertes M. wechselte mindestens neun Mal zwischen den BLW und dem FB und war drei Mal Wintergast im HVL. Bei den drei anderen Hähnen, die offenbar nur einmal ins HVL flogen, wurden nur ein bis drei Wechsel zwischen den BLW und dem FB registriert.

Ein 2003 in den BLW ausgewildertes W. wurde im Frühjahr 2004 75 km entfernt in der Nähe des Spreewalds wiedergefunden. Dort wurde es eingefangen und im HVL freigelassen. Im Frühjahr 2009 wechselte es in

die BLW, wurde im Januar 2010 einige Tage im FB beobachtet und flog dann wegen des hohen Schnees etwa 150 km weit in den Raum Celle. Von dort kehrte es in die BLW zurück. Obwohl für die BLW und das HVL Brutnachweise dieser Henne vorliegen, wird es bei den gebietsfremd brütenden W. (vgl. 3.7) nicht berücksichtigt, da es das HVL nicht selbständig aufgesucht hatte.

Ein 2009 ebenfalls in den BLW ausgewildertes W. tauchte nach der Winterflucht im Winter 2009/2010 im Frühjahr im HVL auf. Es schloss sich dem dortigen Bestand bis zum Frühjahr 2013 an und wurde danach im FB beobachtet. Während der Balzzeit der folgenden drei Jahre wurde es für einen bis wenige Tage im HVL gesehen, die nächsten Nachweise gelangen jeweils wieder im FB. Die Herbst- und Wintermonate 2014/2015 verbrachte es in der Weibchengruppe in den BLW, von wo es im Frühjahr zunächst ins FB zurückkehrte.

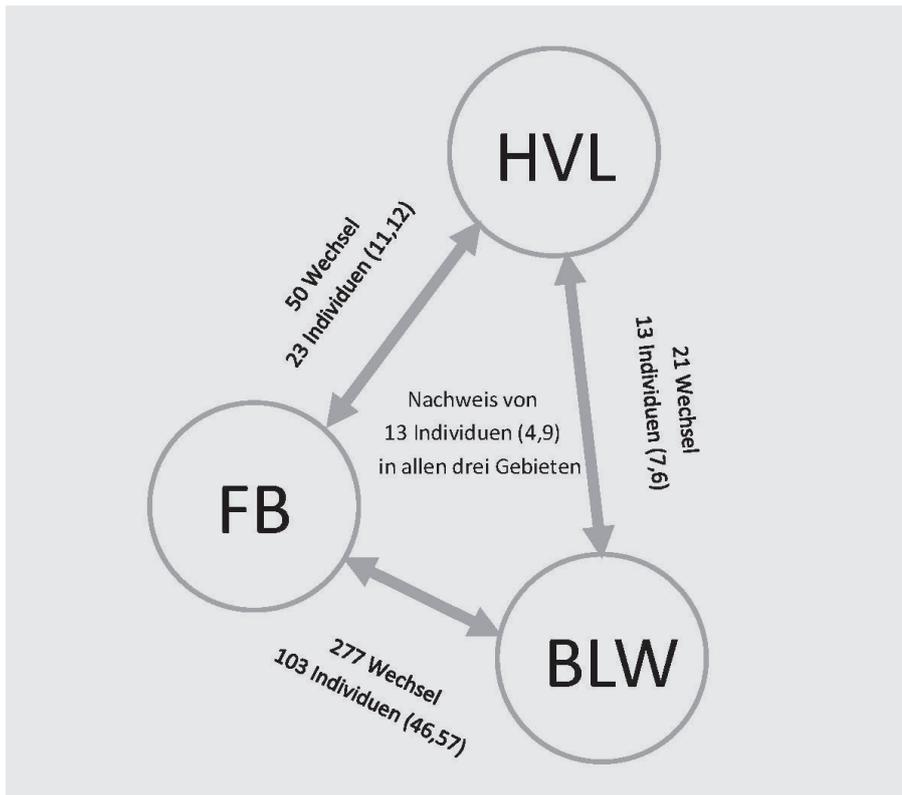
Sieben weitere W. wechselten z. T. mehrfach zwischen den BLW und dem FB und wurden auch im HVL registriert. Eines dieser W., das im FB ausgewildert worden war, tauchte im 2. KJ im HVL auf und wird seitdem dort beobachtet. Ein weiteres W. aus dem FB wechselte kurz nach der Auswilderung in die BLW und kehrte im folgenden Frühjahr ins FB zurück. Von dort suchte es bis Ende 2017 zweimal das HVL auf. Die anderen W. wechselten nur einmal ins HVL und kehrten danach in das Gebiet, in dem sie ausgewildert worden waren, zurück.

Eine Übersicht über die anhand individueller Erkennung registrierten Gebietswechsel geht aus Abb. 7 hervor.

3.7 Ansiedlung fortpflanzungsfähiger Großtrappen

Von 37 beringten M., die das 5. KJ und damit das fortpflanzungsfähige Alter erreicht hatten, wurden 16 (43,2 %) während der Balzzeit in einem fremden Gebiet gefunden. Vier aus dem FB stammende M. waren nach Erreichen der Geschlechtsreife dauerhaft im HVL zu finden. Ein anderes M. aus den BLW tauchte dort im 2. KJ auf, schloss sich dem Hahnentrupp an und wechselte erst im 8. KJ zurück in die BLW, wo es in den folgenden Jahren während der Balzzeit beobachtet wurde. Elf M., die entweder im FB oder in den BLW ausgewildert worden waren, waren im 5. KJ auf dem Balzplatz des jeweils anderen Gebietes zu finden, wobei 1 M. in einem Jahr auch auf beiden Balzplätzen beobachtet wurde.

Bei den W. wurden insgesamt 79 markierte Vögel ab dem 3. KJ berücksichtigt. Davon wurden 14 (17,7 %) zur Brutzeit in einem der anderen Großtrappengebiete nachgewiesen, in dem sie nicht ausgewildert worden waren. Für elf W. gelang mindestens ein Brutnachweis. Die restlichen drei W. wurden



mehrmals während der Brutzeit beobachtet bzw. von einer Fotofalle erfasst, so dass auch hier Brutverdacht besteht. Alle W. wurden bereits als immature Tiere beim Bestand des fremden Gebiets nachgewiesen.

3.8 Beobachtungen außerhalb der drei Einstandsgebiete

Zufallsbeobachtungen außerhalb der regelmäßigen Einstandsgebiete haben in der Diskussion um die Flugkorridore einen großen Stellenwert. Um sie näher zu betrachten, wurden alle Beobachtungen, die aus Ornitho.de und anderen Quellen verfügbar waren, analysiert. Enthalten sind auch einzelne Daten aus Polen, den Niederlanden, Frankreich und Belgien, ohne dass regionale Avifaunen systematisch ausgewertet wurden (Abb. 8). Ausgeschlossen wurden für die weitere Auswertung alle Daten aus den regelmäßigen Brutgebieten nach der Karte im Windkrafteinsatz* sowie den regelmäßigen Winterständen, beides einschließlich eines Puffers von 3 km, um Flugbewegungen im Nahbereich auszuschließen (Abb. 12). Ebenso wurden unvollständige Beobachtungen

Abb. 7 Dokumentierte Wechsel von insgesamt 123 Individuen (58,65) zwischen den drei Einstandsgebieten auf der Basis individueller Erkennung (2001–2017, n=348 Wechsel)

*) https://lfu.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/vsw_trappe_gr.pdf

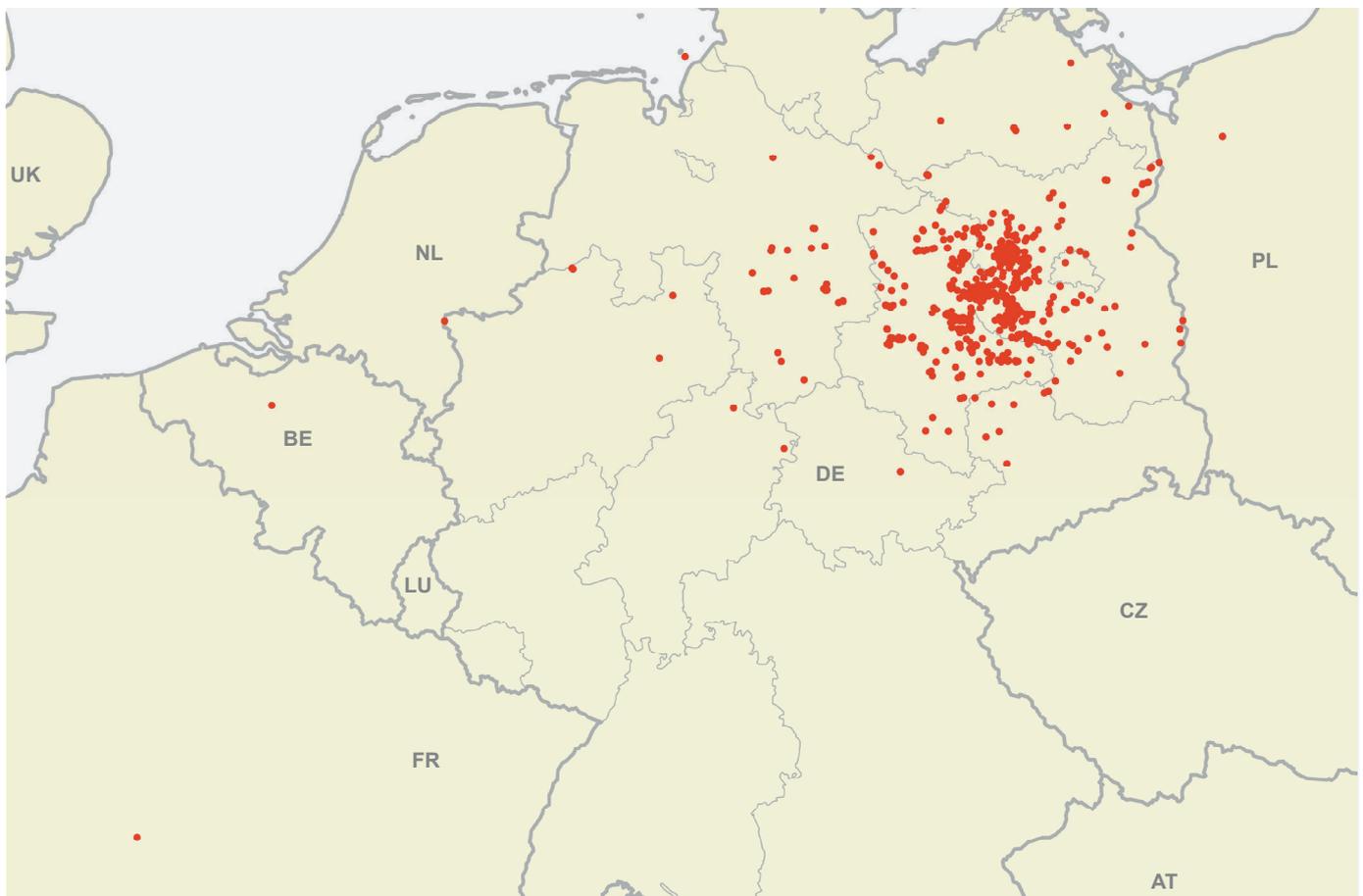


Abb. 8 Räumliche Lage von Großtrappen-Beobachtungen in Deutschland und angrenzenden Gebieten 2001–2017 einschließlich der drei Einstandsgebiete (n=27.974 Beobachtungen) Kartengrundlage: Geoportail of the European Commission (EUROSTAT), Countries, 2016 – Administrative Units – Dataset

bachtungen ausgeschlossen, etwa solche mit fehlendem Datum. Die verbleibenden 618 Beobachtungen wurden um offensichtliche Mehrfachnachweise bereinigt, wobei Individuen, deren Wanderungen über mehrere Monate verfolgt werden konnten, ein Mal pro Monat gezählt wurden.

Abb. 9 zeigt die saisonale Verteilung der verbleibenden 576 Individuen aus 362 Beobachtungen. Die Vermutung, der winterliche Peak könnte vor allem durch die Winterfluchten der Jahre 2009/10 und 2010/11 verursacht sein, ließ sich nicht bestätigen. In diesen beiden Wintern gab es zwar zwischen Dezember und März überdurchschnittlich viele Beobachtungen abseits der Brutgebiete, aber auch ohne diese bleibt ein deutlicher Winter-Peak mit Gipfel im Januar. Ein zweiter Peak fällt auf den Monat April, in welchem im Zusammenhang mit der Balz auch innerhalb und zwischen den Brutgebieten die meisten Flugbewegungen wahrnehmbar sind. Mit der Balz einher gehen aber auch die Loslösung vorjähriger Jungvögel von ihren Müttern und der Beginn ihrer Dismigration. In den Sommermonaten könnte einerseits die Mobilität der Vögel abnehmen, andererseits ist ihre Wahrnehmbarkeit in der Vegetationsperiode vermindert. Auch in den Schutzgebieten sieht man dann weniger Großtrappen. Auf den Juli fällt auch die Beobachtung einer weiblichen Trappe mit zwei kleinen Jungvögeln 7,5 km östlich der Grenze des SPA HVL.

Innerhalb der Flugkorridore nach der o.g. Karte im Windkrafteffekt wurden im April deutlich mehr Trappen gesehen als in den übrigen Monaten (Abb. 10), was für gezielte Wechsel zwischen den Gebieten zur Balzzeit spricht. Die winterliche Mobilität (Abb. 9) stellt sich auf den Flugkorridoren zwischen den drei Einstandsgebieten nicht dar. Bei der vergleichsweise kleinen Zahl von Zufallsbeobachtungen auf den Korridoren ist zu berücksichtigen, dass diese nur einen Bruchteil der Gesamtfläche mit Zufallsbeobachtungen ausmachen.

In der Gesamtstichprobe, die Abb. 9 zugrunde liegt, stehen 148 M. 181 W. gegenüber. Es überwiegen Vögel im ersten (28) und zweiten KJ (41) gegenüber als adult angesprochenen Vögeln (23). Wenige konkrete Daten von Vögeln im dritten bis achten KJ gehen auf Ringablesungen zurück. Die Masse der Vögel blieb dem Alter nach unbestimmt.

Überwiegend betreffen die Zufallsbeobachtungen abseits der Einstandsgebiete Einzelvögel. Die Maximalzahlen liegen bei elf (Januar) bzw. neun Vögeln (April) bei einem Mittelwert von 1,61 im Jahresverlauf (Median: 1,0).

Auffällig ist, dass achtzig beringten Vögeln (36,36 und 8 ohne Geschlechtsangabe) nur 15 unberingte (9,4 und 2 ohne Geschlechtsangabe) gegenüberstehen. In der Mehrzahl

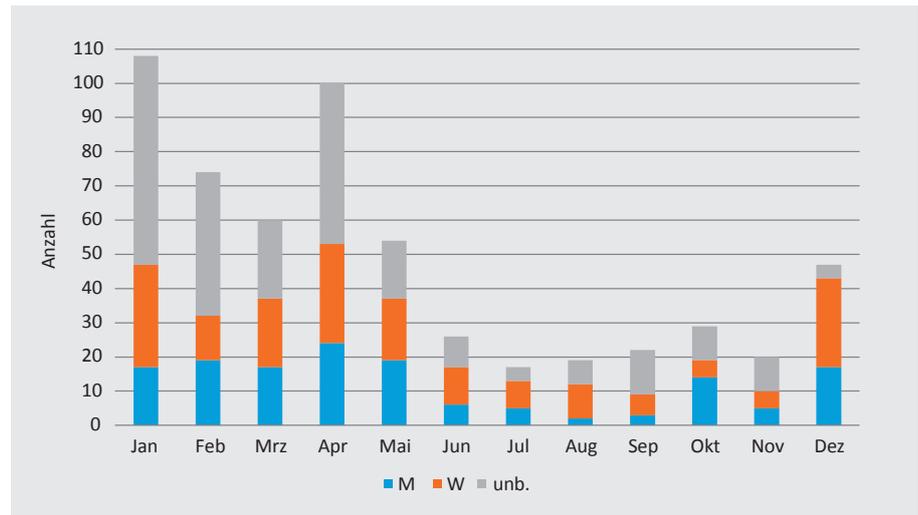


Abb. 9
Zufallsbeobachtungen von Großtrappen außerhalb der regelmäßigen Einstandsgebiete im Jahresverlauf (2001–2017, n=576 Individuen bei 362 Beobachtungen)

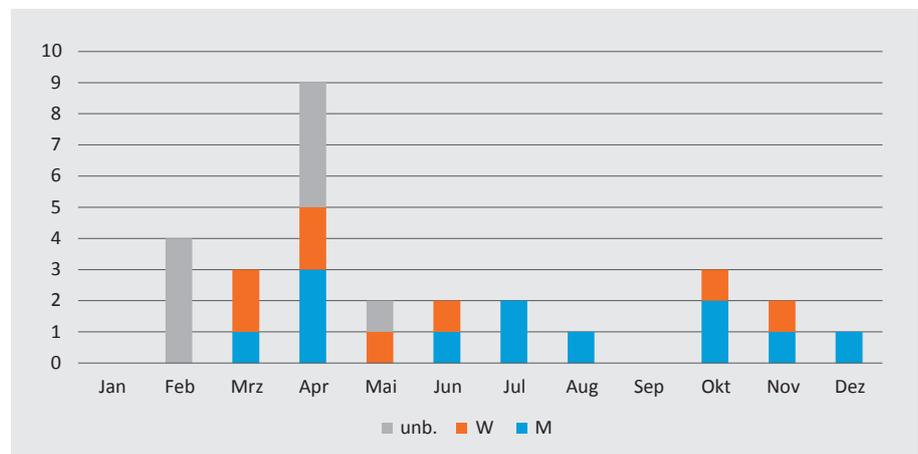


Abb. 10
Anzahl von Zufallsbeobachtungen von Großtrappen auf den Flugkorridoren zwischen den drei Einstandsgebieten im Jahresverlauf (2001–2017, n=29 Individuen bei 21 Beobachtungen)

der Fälle wurden allerdings nur Großtrappen ohne Angaben zur Beringung gemeldet; daher ist davon auszugehen, dass der Beringungsstatus oft nur dann explizit erwähnt wurde, wenn auch Ringe gesehen wurden.

4 Diskussion

4.1 Methodenkritik

Die angewandten Methoden sind zur Beantwortung der Fragestellungen grundsätzlich geeignet, haben jedoch teilweise Schwächen, die der Erläuterung bedürfen. Dies soll auch deutlich machen, dass zwar eine Vielzahl von Gebietswechseln belegt ist, dass die nachgewiesenen Wechsel jedoch nur eine Teilmenge der tatsächlichen Bewegungen zwischen den drei Gebieten sind. Deren Häufigkeit lässt sich nur teilweise quantifizieren (z. B. Tab. 3). Für die Vielzahl der unberingten Vögel sind gar keine individuellen Aussagen möglich, und es kann nur angenommen werden, dass sie sich ähnlich verhalten wie die beringten. Die anhand

sprunghaft schwankender Bestandszahlen nachweisbaren Gebietswechsel (Tab. 2), die nicht allein über geringe Vögel erklärbar sind, sprechen dafür.

- Ringablesungen gelingen vor allem im Winterhalbjahr und können selbst dann in Abhängigkeit von der Vegetationshöhe schwierig sein. In vielen Fällen sind nur die Ringfarben erkennbar, was für die hier diskutierten Fragen nur in Einzelfällen Antworten liefert. Einige Farben „altern“, d. h. die Ringe sind später nur eingeschränkt ablesbar. Die Qualität der Codes, damit ihre Ablesbarkeit, hat sich im Gegensatz dazu im Laufe der Zeit verbessert.
- Bestandsstützung findet seit 1998 in den BLW (außer 2006) und seit 2004 im FB (außer 2008) statt, wobei die Überlebensrate durch methodische Verbesserungen anstieg. Bis 1997 erfolgte die Auswilderung ausschließlich im HVL, wo danach nur noch unregelmäßig wenige Jungvögel freigelassen wurden. Die da-



Abb. 11
Balzender Großtrappenhahn
Foto: T. Krumenacker

raus resultierende unterschiedliche Zahl beringter Vögel in den drei Gebieten (HVL < BLW < FB) beeinflusst die Nachweis-Wahrscheinlichkeit von Gebietswechseln.

- Die Grenzen der Bodentelemetrie liegen in der Reichweite der Sender und ihrer Laufzeit, die kaum über zwei Jahre reicht. Die Methode erfüllt im Hinblick auf kleinräumige Raumnutzung, Ermittlung von Todesursachen etc. ihren Zweck und kann auch über An- oder Abwesenheit der markierten Vögel (z. B. auch aus einem anderen Gebiet) informieren. Sie liefert jedoch keine Informationen über konkrete Flugwege. Bei der vorn genannten Zahl von 283 besenderten Großtrappen ist die hohe Jugendmortalität zu berücksichtigen, so dass die Zahl der Senderträger mit Beginn der Dismigration schon deutlich geringer ist.
- Die insgesamt sechs fuchssicheren Schutzzäune sind in allen drei Gebieten ein wichtiger Bestandteil des Schutzprojektes, da aktuell erfolgreiche Bruten von Großtrappen fast ausschließlich innerhalb dieser umzäunten Flächen beobachtet werden (LANGGEMACH & WATZKE 2013). Sie werden jedoch nur von einem Teil des Wildbestandes aufgesucht, so dass nur diese Vögel auch durch Wildkameras dokumentiert werden. Hähne tauchen fast nur zur Balzzeit dort auf, und im Sommer werden fast nur W. und Jungvögel fotografiert.
- Tabelle 2 erweckt den Anschein, es würden nur gelegentlich größere Gruppen zwischen den beiden Gebieten BLW und FB wechseln. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass das Monitoring keine dauerhafte Überwachung jeder einzelnen Großtrappe ermöglicht. Der Aufwand dafür wäre unverträglich groß, und selbst bei den Synchronzählungen ausgangs des Winters zur Erfassung des Gesamtbestandes gelingen nicht immer vollständige Erfassungen. Der Nachweis von Gebietswechseln anhand der Bestandsdaten gelingt daher nur an Tagen, an denen tatsächlich alle Trappen bzw. zumindest alle Trappen eines Geschlechts in einem Gebiet erfasst werden. Erleichtert wird dies, wenn sich die Vögel zu großen Gruppen zusammenschließen.
- Zufallsbeobachtungen abseits der bekannten Einstandsgebiete zeigen, dass die Raumnutzung von Großtrappen großräumig und komplex ist (siehe 4.2). Eine Vielzahl von Nachweisen gibt es auch abseits der geraden Linien zwischen den drei Einstandsgebieten, die u. a. durch die ungerichtete Zerstreungswanderung der Jungvögel erklärbar sind. Über genaue Flugwege geben Zufallsbeobachtungen kaum Aufschluss. Nur zweimal wurden entlang eines der Flugkorridore fliegende Großtrappen gesehen (s. 3.6.2 und 3.6.3), einmal zwei Vögel

und einmal ein Einzelvogel. Hinzu kommen zwei Leitungskollisionen auf den Korridoren.

In der Summe dieser Betrachtungen lässt sich einschätzen, dass sich regelmäßige Gebietswechsel zwischen den drei Gebieten belegen lassen, dass dies jedoch Mindestzahlen einer insgesamt noch höheren Mobilität sind. Die Ermittlung der genauen Flugwege gelang mit den bisher angewandten Methoden nicht.

4.2 Welche Arten von Wanderungen bzw. Flugbewegungen gibt es bei Großtrappen?

Die im Jahresverlauf genutzten Gebiete sind viel größer als die Brutgebiete, in Spanien z. B. etwa zehnmal so groß (ALONSO 2013). Die regelmäßigen und unregelmäßigen Flugbewegungen der Art haben dazu geführt, dass für die mitteleuropäischen Populationen der Großtrappe ein eigenes Unterabkommen („Memorandum of Understanding“) im Rahmen der Bonner Konvention zum Schutz wandernder Tierarten geschaffen wurde (ANONYM 2001). Nach diesem internationalen Übereinkommen sollen die Länder die in jüngerer Zeit verwaisten Großtrappen-Lebensräume erfassen und in die Schutzbemühungen einbeziehen, um sie als Potenzialgebiete für die Großtrappe zu erhalten und deren Rückkehr zu ermöglichen. Für den Schutz der Großtrappen auf den Flugwegen und in den Überwinterungsgebieten sind geeignete Maßnahmen zu ergreifen. Folgende Flugbewegungen lassen sich unterscheiden:

- Saisonale Wanderungen, bei uns vor allem zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten, die meist zwischen 10 und 25 km voneinander entfernt sind. In Spanien suchen die M. teils auch bis 260 km entfernte, ungestörte Sommereinstände auf (PALACÍN 2007, ALONSO et al. 2009).
- Winterfluchten als eine Form unregelmäßiger saisonaler Wanderungen, die bei kalten, schneereichen Wetterlagen bis nach Westeuropa führen können (z. B. HUMMEL 1990).
- Jugend-Dismigration – ungerichtete Zerstreungswanderung ab einem Alter von sechs bis 15 Monaten mit dem biologischen Zweck des Genaustausches zwischen den Fortpflanzungsgruppen innerhalb der Metapopulation. Dies entspricht bei den in Menschenhand aufgezogenen Vögeln genau der Situation bei Wildvögeln in Spanien (ALONSO et al. 1998). Dazu tragen vor allem die M. bei, die weiter fliegen als die W. und eher als diese dazu neigen, sich anderen Gruppen anzuschließen (ALONSO et al. 1998, MARTIN et al. 2008). Dabei entfernen sich die Vögel in Spanien zwischen 5 und 65 km vom Geburtsort, in Deutschland noch weiter

(u. a. DORNBUSCH 1981, 1987, BLOCK 1996, EISENBERG 1996). Die Streifzüge können einige Monate bis zwei oder drei Jahre dauern (ALONSO 2013) und lassen sich somit nicht jahreszeitlich eingrenzen.

- Bewegungen im Bereich der Brutgebiete mit unterschiedlichen Motivationen – Aufsuchen der Balzarenen im Wechsel mit Nahrungsaufnahme (im April besonders viele Flugbewegungen), Entfernung vom Balzplatz zum Zweck des Brütens, Flächenwechsel nach Mahd, Neustart nach Brutverlust, allgemein Feindvermeidung sowie Flucht etc. Wie weit diese Bewegungen reichen können, zeigt eine Telemetriestudie aus Spanien von MAGAÑA et al. (2012), nach der die Brutplätze der Weibchen im Durchschnitt 8 km vom Balzplatz entfernt waren, max. sogar 53 km.
- Wechsel von Nahrungsflächen im Winterhalbjahr, wenn die Großtrappen Gruppen bilden und auf Rapsflächen konzentriert sind; diese werden z. B. gewechselt bei Anwesenheit von Seeadlern, nach menschlichen Störungen oder bei hoher und anhaltender Schneelage. Zudem wird im Winterhalbjahr teils zwischen Nahrungs- und Übernachtungsflächen gewechselt.
- Prädationsdruck und Feindvermeidung – regelmäßige Präsenz von Fressfeinden modifiziert das Verhalten der Vögel. Besonders gut nachweisbar sind die Reaktionen auf die auffälligen und tagaktiven Seeadler. Sie reichen von Verhaltensänderungen (z. B. eher dezentrale Balz) über mehr oder weniger großräumiges Ausweichen bis hin zu Flucht. Da Seeadler Großtrappen auch über etliche Kilometer verfolgen, bedingt das weiträumige Ortswechsel. Der Weg zurück (sofern die Trappen entkommen konnten) muss nicht immer geradlinig sein.
- Wechsel von Altvögeln zwischen den einzelnen Fortpflanzungsgemeinschaften, teils nur zum Zwecke der Balz und Begattung mit anschließender Rückkehr.
- Sonstige Flugbewegungen – es ist davon auszugehen, dass es weitere Flugbewegungen gibt, deren Motivation wir im Einzelnen nicht verstehen (vgl. z. B. Ringfundauswertung von BLOCK 1996).

Wanderungen finden demnach ganzjährig statt und ließen sich anhand unserer Daten in allen Monaten nachweisen. Die Flughöhen liegen offenbar bei Fernflügen höher als bei Ortswechseln im Nahbereich. Während letztere oft wenige Meter bis 50 m über dem Grund erfolgen, sind Fernflüge nach GEWALT (1959) auch „in beträchtlichen Höhen“ festgestellt worden. Regelmäßig wurden z. B. in den 1960er Jahren Trappen in mehr als hundert Metern Höhe über der Schorfheide gesehen (H. LITZBARSKI, mdl. Mitt.). Es gibt kaum Beobachtungen über Städten, und auch sei-

tens spanischer Großtrappenforscher wird ausgeschlossen, dass größere Siedlungsbe- reiche überflogen werden (J. C. ALONSO, schriftl. Mitt.). Kleinräumige Wechsel von Nahrungsflächen sowie etappenweise Fort- bewegung über kleinere Strecken orientieren sich nach den vorliegenden Monitoring-Er- gebnissen vor allem am Offenland.

4.3 Naturschutzfachliche Bewertung

Unter weitgehend ungestörten Verhältnissen bestehen Metapopulationen aus einem Netz von Teilpopulationen in räumlicher Nähe zu- einander. Bei der Großtrappe gibt es entspre- chende Verhältnisse noch heute in Spanien, und es gab sie früher auch in Ostdeutsch- land. Mit den dreißig in der DDR eingerichte- ten Großtrappen-Schongebieten (HEIDECHE et al. 1983) wurde versucht, zumindest den Rest des einst noch viel ausgedehnteren Netzes von Fortpflanzungsgruppen zu schüt- zen. Noch in der ersten Hälfte des letzten Jahrhunderts trafen sich die Herden benach- barter Brutgebiete häufig auf gemeinsamen Wintereinständen, wo bis zu 250 Exemplare gezählt wurden (GEWALT 1959).

Nach dem Aussterben der Großtrappe in al- len übrigen Gebieten gibt es seit dem Jahr 2002 in Deutschland nur noch drei Fort- pflanzungsgruppen, die jeweils zwischen 30 und 40 Kilometer voneinander entfernt lie- gen. Kommunikation und genetischer Aus- tausch sind daher heute durch die drastisch reduzierte Zahl an Einstandsgebieten und deren großen Abstand zueinander er- schwert. So kommt es vor, dass sich einzelne Großtrappen über längere Zeit weit abseits der Brutgebiete aufhalten, den sozialen Kon- text verlieren und Gefahr laufen, nicht wie- der in eines der Brutgebiete zurückzufinden.

Gleichwohl belegt das Monitoring den regel- mäßigen Wechsel zumindest eines Teils der Individuen zwischen zwei oder auch allen drei verbliebenen Einstandsgebieten. Sofern die Vögel es einmal geschafft haben, eines der beiden Nachbargebiete zu erreichen, lässt sich anhand einiger Fälle ein mehrfaches Wechseln zwischen den Gebieten feststellen, was für eine erworbene Raumkenntnis spricht. Wie in Spanien (ALONSO 2013) hat auch bei uns jede Fortpflanzungsgruppe ihre eigenen standort- treuen und ziehenden Tiere. Während der Brutzeit wurden in allen drei Einstandsge- bieten adulte Großtrappen gefunden, die aus einem anderen Einstandsgebiet stammten. Bei den durch ihren Ringcode eindeutig zu iden- tifizierenden Tieren waren es 43,2 % der fort- pflanzungsfähigen M. und 17,7 % der W..

In einer spanischen Telemetriestudie, bei der die Daten von 392 besenderten jungen Groß- trappen aus 35 Brutgebieten ausgewertet wurden, verließen fast alle Vögel das Gebiet, in dem sie aufgewachsen waren, und streiften umher, bis sie sich als Adulte niederließen. Bei den M. etablierten sich 76 % in anderen Brut- gebieten, bei den W. 20 %. Bei eher isolierten

Gruppen war der Anteil ortstreuer Großtrap- pen größer (MARTÍN et al. 2008). Der von uns gefundene geringere Anteil fortpflanzungsfä- higer, gebietsfremder Großtrappen bringt den relativ hohen Grad der Isolation unserer Groß- trappengebiete zum Ausdruck. Isolierung von Teilpopulationen kann deren Überlebensfä- higkeit reduzieren - die Dispersion ist gestört und größere Flugstrecken steigern den Ener- gieverbrauch und die Tötungsrisiken (MARTÍN et al. 2008, vgl. auch HUMMEL 1990).

Es ist davon auszugehen, dass der größte Teil der unter 3.8 ausgewerteten Zufallsbeobach- tungen Vögel während der Zerstreuungswan- derung betrifft, deren Erfolg direkt vom Grad der Isolation der Gebiete abhängt. Der Erfolg bemisst sich darin, wie viele Vögel tat- sächlich in einem der anderen Gebiete an- kommen. Dies hängt von vielen Faktoren ab, unter anderem davon, ob die Gebiete auch über unverbaute und unzerschnittene Flug- wege erreichbar sind. Erworbene Erfahrung oder auch Begleitung durch ältere Vögel scheinen dazu zu führen, dass zumindest ein Teil der Vögel später regelmäßig zwischen zwei oder auch allen drei Gebieten unter- wegs ist. Aber auch auf den direkten Wegen benötigen sie freie Flugkorridore, was schon jetzt nur eingeschränkt der Fall ist.

Anders als zwischen FB und BLW ließ sich der Austausch von Großtrappen zwischen dem HVL und den beiden anderen Gebieten seltener nachweisen (Abb. 7), ein Wechsel größerer Bestandsanteile gar nicht. Folgende Gründe sind in Erwägung zu ziehen:

- größere Entfernung zu den anderen Ge- bieten (ca. 40 km gegenüber 30 km zwi- schen diesen),
- geringe Anzahl an beringten Großtrap- pen im HVL, da sich der Großteil des Be- standes aus im Freiland aufgewachsenen, also unberingten Tieren zusammensetzt,
- Barrierewirkung vorhandener Windener- gieanlagen (WEA) (Abb. 12).

In der Tat korreliert die Anzahl der nachge- wiesenen Wechsel negativ mit der Zahl der WEA zwischen den Gebieten (Tab. 4). Um nicht nur den bestehenden, sondern auch den wachsenden Konflikt deutlich zu ma- chen, enthält Tab. 4 auch die Anzahl der zu- sätzlich geplanten WEA.

In Deutschland werden nur noch weniger als 500 km² Fläche regelmäßig durch Großtrap-

pen genutzt, kaum mehr als 1 % des frühe- ren Lebensraumes. Eine Infrastrukturanalyse im Großraum der drei letzten Einstandsge- biete (2.980 km²) ergab, dass nur noch 9,8 % davon offen, unzerschnitten und un- verbaut sind (SCHWANDNER & LANGGEMACH 2011). Zwischen den drei Einstandsgebieten standen Ende 2017 75 WEA. Hinzu kommen ca. 300 km Hoch- und Mittelspannungslei- tungen. Auch ohne die Art der Landnutzung einzubeziehen ist also von erheblichen Vor- schädigungen auf den Flugrouten auszuge- hen. Sie können unterschiedliche Auswir- kungen haben:

1. Direktverluste: MARTIN (2011) sowie MAR- TIN & SHAW (2010) heben das einge- schränkte binokulare Sichtfeld von Trap- pen hervor. Zudem ist die Manövrierfähig- keit von Großtrappen beschränkt. In der Datenbank der Vogelschutzwarte sind 73 Kollisionen an Freileitungen dokumentiert, davon 26 im Untersuchungszeitraum seit 2001. Kollisionsopfer an WEA sind bisher nur aus Spanien (3) und Österreich (1) do- kumentiert (LANGGEMACH & DÜRR 2018). Es finden jedoch kaum systematische Suchen statt, und besonders seltene Arten sind selbst über Kollisionsopfer-Monitoring kaum zu erfassen (WATSON et al. 2018).
2. Meidung: Am Boden halten Großtrappen in Deutschland zu Hochspannungslei- tungen meist mind. 200 m Abstand (SCHWANDNER & LANGGEMACH 2011). Mittel- spannungsleitungen werden nicht absolut gemieden, aber in Österreich wurden Ge- biete nach Erdverkabelung dieser Lei- tungen verstärkt genutzt (R. RAAB, mdl. Mitt.). Fliegende Großtrappen reagieren auf Freileitungen schon bei über 1.000 m mit Richtungsänderungen – trotzdem gibt es regelmäßig Kollisionen (RAAB et al. 2011). Meidung und Kollision schließen sich demnach nicht aus. Dies dürfte auch für WEA zutreffen. WEA in einem Groß- trappengebiet in Österreich wurden groß- räumig gemieden bei einer Annäherung auf minimal 600 m zum WP (WURM & KOLLAR 2002). Vergleichbar ist die Situati- on am Windpark Zitz am FB; dieser für die Brut und Überwinterung der Großtrappen einst wichtige Bereich wurde durch die WEA völlig entwertet (LITZBARSKI et al. 2011).
3. Barrierewirkung: Die von RAAB et al. (2011) beschriebenen Richtungsände- rungen beim Anflug an Freileitungen deuten Barrierewirkungen an. Die Riegel-

	Zahl Gebietswechsel	Zahl WEA
HVL – BLW	21	47 (18 geplant)
HVL – FB	50	25 (29 geplant)
FB – BLW	277	3 (Rückbau geplant)

Tab. 4 Zahl der anhand individueller Erkennung nachgewiesenen Gebietswechsel von Großtrappen und Zahl der Windenergieanlagen zwischen den Gebieten

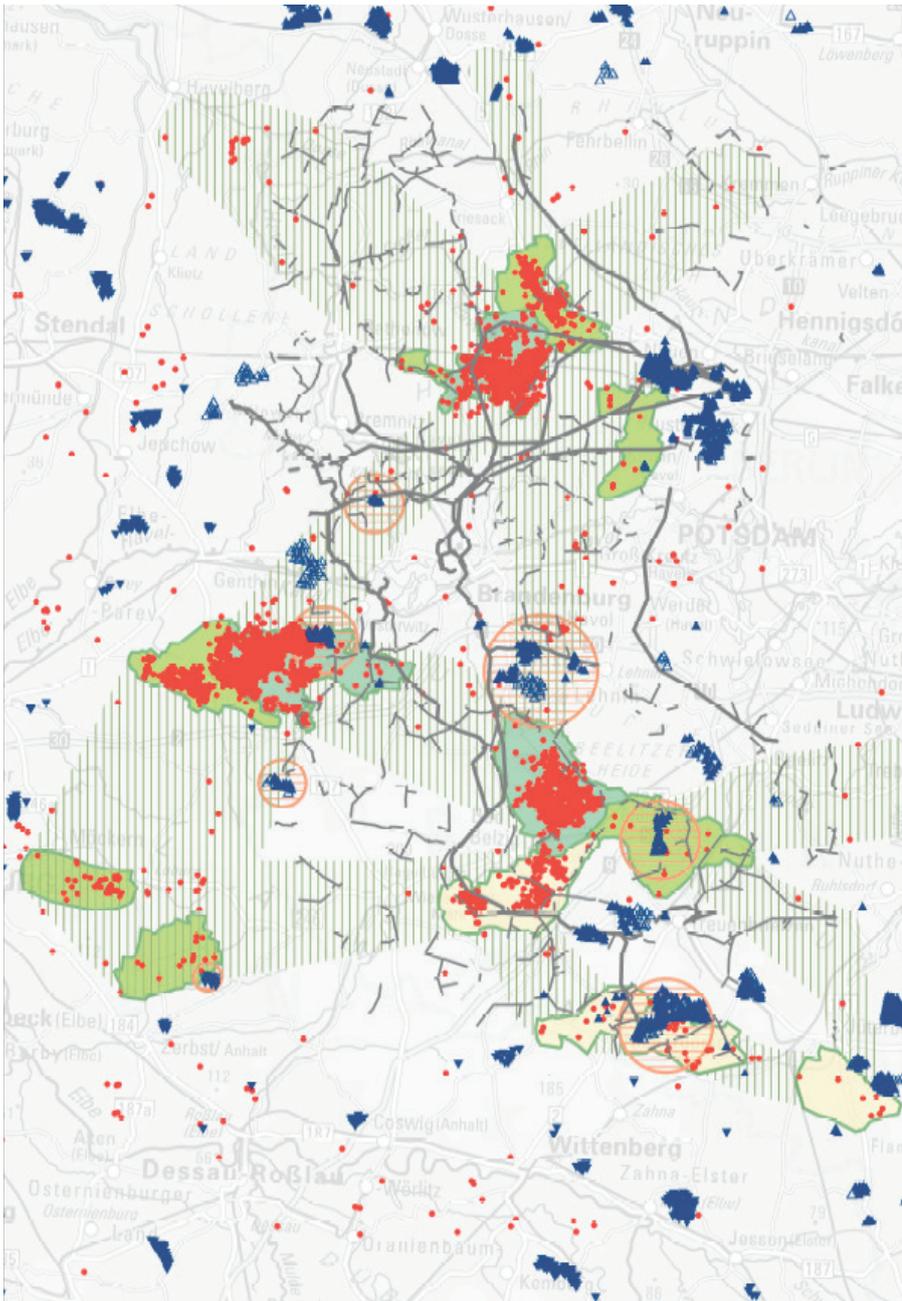


Abb. 12
Die drei Einstandsgebiete (dunkelgrün: Brutgebiet/Wintereinstand, mittelgrün: Wintereinstand/gelegentliche Brut, hellgrün: Wintereinstand), Flugkorridore nach dem Windkrafterlass (schraffiert), vorhandene und geplante Windenergieanlagen (blaue bzw. leere Dreiecke), Hoch- und Mittelspannungsleitungen (graue Linien, dick und dünn, hier ohne Sachsen-Anhalt) sowie die dokumentierten Großtrappen-Beobachtungen (rote Punkte). Kartengrundlage: WMS-DTK1000g © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2018, Windkraftanlagen: Fachinformationssystem LIS-A.

wirkung von Windparks wurde nach dem Bau von 93 Turbinen im Raum Marzahna beobachtet. Vor dem Bau wurden auf den südöstlich davon liegenden Ackerflächen regelmäßig Großtrappen der BLW beobachtet; über mehrere Jahre hat die Errichtung einer zunehmenden Zahl von WEA den entsprechenden Flugkorridor immer mehr abgeriegelt, bis schließlich gar keine Beobachtungen mehr vorlagen (LANGGEMACH & WATZKE 2013). Als Nebenergebnis hat dies nachträglich die Annahme bestätigt, dass dieser Flugkorridor im Wesentlichen dem Verlauf des Offenlandes folgte.

4. Flächenverlust: Freileitungen und Windparks führen zu direkten Flächenverlusten, weiteren Verlusten durch eingehaltenen Abstand sowie bei Barrierewirkungen wiederum zu zusätzlichen Flächenverlusten jenseits des Riegels. Der

aktuelle deutsche Report zum „Memorandum of Understanding“ (vgl. 4.2) beziffert den Flächenverlust für Großtrappen durch WEA auf mehr als 15.000 ha (LfU 2018).

5. Ökologische Folgeprobleme können in der Unterbrechung des Austausches zwischen Teilpopulationen liegen und eingeschränkten Genaustausch sowie genetische Verarmung mit sich bringen (ALONSO et al. 2009, ALONSO 2013).

ALONSO et al. (2003) sowie PITRA et al. (2011) betonen daher die besondere Bedeutung des Schutzes isolierter und fragmentierter Populationen. Sie fordern, dass Managementaktionen für die Großtrappe darauf abzielen müssen Metapopulationsstrukturen aufrechtzuerhalten, um die genetische Vielfalt zu stärken. Alle Arten mit vergleichbarer Populationsstruktur – Birk- und Auerhuhn

sowie Doppelschnepfe und Kampfläufer – starben in Brandenburg aus, nachdem Lebensraumveränderungen zum schrittweisen Verschwinden vieler lokaler Populationen und in der Summe zum Zusammenbruch der Metapopulation geführt haben, gut belegt z. B. für das Auerhuhn in der Niederlausitz (MÖCKEL et al. 1999). Auch für das Auerhuhn wird der Schutz dieser Metapopulationen unter Betonung großräumiger Ansätze und der Bedeutung von Flugkorridoren gefordert (BOLLMANN et al. 2013, BRAUNISCH & SUCHANT 2013, BRAUNISCH et al. 2015a, b).

5 Schlussfolgerungen

Die Kohärenz der letzten Brut- und Überwinterungsgebiete der Großtrappe in Deutschland ist im Einklang mit den gültigen deutschen und EU-Rechtsvorschriften, den Verpflichtungen aus dem „Memorandum of Un-



Abb. 13
Großtrappen im Fiener Bruch vor Windenergieanlage.

Foto: T. Krumenacker

derstanding“ (MoU, vgl. 4.2) und dem „Bundesprogramm Wiedervernetzung“ (BUNDESKABINETT 2012) zu erhalten. Nur so kann die Metapopulation als Ganzes sicher bleiben.

Entsprechend den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW 2014) sind alle „regelmäßig genutzten Flugkorridore“ von WEA freizuhalten (Abb. 12). Es dürfen keine zusätzlichen Barrieren oder Hindernisse mit Kollisionsrisiko errichtet werden. Dies gilt auch für Wälder, da diese bei Fernflügen durchaus in größerer Höhe überflogen werden.

Mittelfristig sind Rückbau oder Entschärfung dieser Hindernisse anzustreben. Rückbau ist vor allem bei einigen WEA im Rahmen des Repowerings denkbar sowie bei Mittelspannungsleitungen durch Erdverkabelung. Entschärfung sollte bei Hochspannungsleitungen durch Markierung der Erdseile und/oder Leiterseile erfolgen.

Die vorliegende Auswertung zeigt, dass Zufallsbeobachtungen als Instrument zur Abgrenzung von Flugkorridoren nur eingeschränkt geeignet sind, da sie die Gesamtheit unterschiedlicher Motivationen für Fernflüge in verschiedene Richtungen abbilden. Schwerer hinsichtlich der Existenz von Korridoren wiegen die vielen Beweise für regelmäßigen Individuenaustausch anhand von Ring- und Senderdaten. Die konkrete Abgrenzung der dabei genutzten Flugkorridore muss anhand der vorhandenen Datenlage sowie der begründeten Funktionalität der Flugwege erfolgen, vor allem dem Erfordernis, dass die letzten besiedelten Gebiete gegenseitig auf direktem Wege und ohne Hindernisse erreichbar sind. Barrieren wie Siedlungen und größere Gewässer sind bei der Abgrenzung zu berücksichtigen.



Abb. 14
Großtrappen sind wuchtige und wenig manövrierfähige Flieger; im Bild ein altes Männchen.
Foto: T. Krumenacker

Priorität haben die Verbindungskorridore zwischen Fortpflanzungs- und Überwinterungsgebieten sowie die Flugkorridore zwischen den drei noch vorhandenen Einstandsgebieten. Zusätzlich sollten die beiden Flugwege zum Zerbster Ackerland (Sachsen-Anhalt) berücksichtigt werden, da dort derzeit die Möglichkeit einer Wiederansiedlung geprüft wird. Unter allen verwaisten Gebieten hat sich diese Region als die mit dem höchsten Potenzial erwiesen.

Die entsprechend abgegrenzten prioritären Flugkorridore müssen aus fachlicher Sicht im brandenburgischen Windkrafteinsatz als Schutzbereich ausgewiesen werden und nicht als „Restriktionsbereich“, in dem WEA grundsätzlich zulassungsfähig sind. Gleiches

gilt für den in Sachsen-Anhalt veröffentlichten Windkrafteinsatz (MULE 2018). Die Kategorie „Restriktionsbereich“ hat bisher in mehreren Flugkorridoren keine wirksame Offenhaltung ermöglicht.

Dennoch sollten auch alle anderen Flugkorridore bei Planungen berücksichtigt werden. Ihre Freihaltung ist ein Erfordernis des MoU, welches auch die Einbeziehung der in jüngerer Zeit aufgegebenen Gebiete in die Schutzbemühungen vorsieht.

Alle ungerichteten Flugbewegungen (s. Kapitel 4.2) können bei Planungen nur über Puffer um die Einstandsgebiete berücksichtigt werden, zumindest anteilig. Der Puffer von 3 km um die regelmäßig genutzten Brut-



Abb. 15

In der Vegetationszeit ist das Monitoring vor allem bei den heimlichen Weibchen eine anspruchsvolle Aufgabe.

Foto: T. Krumenacker

gebiete nach Anlage 1 des Windkraftrlasses Brandenburg ist als Mindestmaß zu erhalten.

Planbeobachtungen, wie sie im Zuge von Windkraftplanungen auf den Verbindungswegen zwischen den drei Schutzgebieten erfolgten, sind äußerst zufallsabhängig. Von einem konkreten Punkt aus würde ein Überflug nur wenige Sekunden, maximal Minuten wahrnehmbar sein. Wenn man diese Momente verpasst, lässt sich daraus nicht schlussfolgern, es gäbe keine entsprechenden Flüge und der Flugkorridor hätte keine Bedeutung.

Der weitere Ausbau der Windenergienutzung und der teilweise damit zusammenhängende Ausbau des Stromnetzes erfordern planerisch eine kumulative Betrachtung der vielen bis jetzt schon eingetretenen Lebensraumverlusten für die Großtrappe (vgl. MASDEN et al. 2009, SCHWANDNER & LANGGEMACH 2011).

An der weiteren Verbesserung der Datenlage zur Raumnutzung der Großtrappe und der dabei angewandten Methoden ist zu arbeiten.

Danksagung

Für die Hilfe beim Monitoring einschließlich der Ringablesungen danken wir stellvertretend für viele andere Sabine und Thomas Bich, Doris Block, Peter Block, Marcus Borchert, Norbert Eschholz, Bärbel und Heinz Lit-

zbarski, Dorothee März, Anna Marinkó, Elke Schmidt und André Staar. Darüber hinaus ist allen Beobachtern zu danken, die Großtrappen-Beobachtungen gemeldet haben. Dafür, die bei ornitho.de eingegebenen Daten nutzen zu können, danken wir dem Dachverband Deutscher Avifaunisten e.V. (DDA). Sebastian Meyer gab umfassende Unterstützung bei der kartografischen Aufbereitung der Daten – auch ihm sind wir zu Dank verpflichtet. Dank gebührt auch Thomas Krumenacker für die schönen Fotos. Schließlich ist dem Landesamt für Umwelt Brandenburg und in Sachsen-Anhalt dem Landesamt für Umweltschutz, dem Landesverwaltungsamt und dem Landkreis Jerichower Land für die Förderung des Großtrappenschutzes sowie Genehmigungen usw. zu danken. Herzlichen Dank auch an Stefan Fischer und Heinz Litzbarski für Anmerkungen zum Manuskript. Diesen Artikel widmen wir unserer Mitstreiterin Birgit Block († 2017), die einen Großteil ihres Berufslebens für die Großtrappen und ihren Schutz gelebt hat.

Literatur

- ALONSO J. C.; MARTÍN, E.; ALONSO, J. A. & MORALES, M. B. 1998: Proximate and ultimate causes of natal dispersal in the great bustard, *Otis tarda*. Behavioral Ecology 9:243-252.
- ALONSO, J. C.; PALACÍN, C. & MARTÍN, C. A. 2003: Status and recent trends of the great bustard (*Otis tarda*) population in the Iberian peninsula. Biol. Cons. 110: 185-195.
- ALONSO, J. C.; MARTÍN, C. A.; ALONSO, J. A.; PALACÍN, C.; MAGAÑA, M.; LIECKFELDT, D. & PITRA, C. 2009: Genetic diversity of the great bustard in Iberia and Morocco: risks from current population fragmentation. Conserv. Genetics 10: 379-390.
- ALONSO, J. C. & PALACÍN, C. 2010: The world status and population trends of the Great Bustard: 2010 update. Chinese Birds 1: 141-147.
- ALONSO, J. C. 2013: Expertise zu den möglichen Migrationen der Großtrappenpopulation (*Otis tarda*) in der Region Havelland-Fläming, Land Brandenburg. Regionale Planungsgemeinschaft Havelland-Fläming, 31 S., http://www.havelland-flaeming.de/PDF/20563/Exp_JCA_070513.pdf.
- ANONYM 2001: Memorandum of Understanding on the Conservation and Management of the Middle-European Population of the Great Bustard (*Otis tarda*). <https://www.cms.int/great-bustard/en/documents/agreement-text>.
- BLOCK, B. 1996: Wiederfunde von in Buckow ausgewilderten Großtrappen. Natursch. Landschaftspf. Brandenburg 5: 76-79.
- BOLLMANN, K.; MOLLET, P. & EHRBAR, R. 2013: Das Auerhuhn *Tetrao urogallus* im Alpen Lebensraum: Verbreitung, Bestand, Lebensraumsprüche und Förderung. Vogelwelt 134: 19-28.
- BRAUNISCH, V. & SUCHANT, R. 2013: Aktionsplan Auerhuhn *Tetrao urogallus* im Schwarzwald: Ein integratives Konzept zum Erhalt einer überlebensfähigen Population. Vogelwelt 134: 29-41.
- BRAUNISCH, V.; COPPES, J.; BÄCHLE, S. & SUCHANT, R. 2015a: A spatial concept for guiding wind power development in endangered species' habitats: Underpinning the precautionary principle with evidence. In: KÖPPEL, J. & SCHUSTER, E. (eds.): Conference on wind energy and wildlife impacts, March 10-12, 2015, Book of Abstracts: 22.
- BRAUNISCH, V.; COPPES, J.; BÄCHLE, S. & SUCHANT, R. 2015b: Underpinning the precautionary principle with evidence: A spatial concept for guiding wind power development in endangered species' habitats. J. Nature Cons. 24: 31-40.
- BUNDESKABINETT 2012: Bundesprogramm Wiedervernetzung. Beschlossen am 29.02.2012, 28 S.
- DORNBUSCH, M. 1981: Bestand, Bestandsförderung und Wanderungen der Großtrappe (*Otis tarda*). Naturschutzarb. Berlin Brandenburg 17: 22-24.
- DORNBUSCH, M. 1987: Zur Dispersion der Großtrappe (*Otis tarda*). Ber. Vogelwarte Hiddensee 8: 49-54.

- EISENBERG, A. 1994: Zur Raum- und Habitatnutzung handaufgezogener Großtrappen (*Otis tarda*). Diplom-Arbeit, Universität Osnabrück.
- EISENBERG, A. 1996: Zur Raum- und Habitatnutzung handaufgezogener Großtrappen (*Otis t. tarda* L., 1758). *Natursch. Landschaftspf. Brandenb.* 5:70-75.
- EISENBERG, A.; RYSLAVY, T.; PUTZE, M. & LANGGEMACH, T. 2002: Ergebnisse der Telemetrie bei ausgewilderten Großtrappen (*Otis tarda*) in Brandenburg 1999-2002. *Otis* 10: 133-150.
- GEWALT, W., 1959: Die Großtrappe. Die Neue Brehm Bücherei.
- HANSKI, I. 1999: Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford.
- HEIDECKE, D.; LOEW, M. & MANSIK, K.-H. 1983: Der Aufbau eines Netzes von Großtrappenschongebieten in der DDR und ihre Behandlung. *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg*, Beiheft 6: 32-39.
- HUMMEL, D. 1990: Der Einflug der Großtrappe *Otis tarda* nach West-Europa im Winter 1986/87. *Limicola* 4: 1-21.
- LfU (Landesamt für Umwelt) 2018: German National Report. Memorandum of Understanding the Middle-European Population of the Great Bustard. https://www.cms.int/great-bustard/sites/default/files/document/cms_gbustard_mos4_inf.6.1_national-report_Germany_e.pdf
- LANGGEMACH, T. & WATZKE, H. 2013: Naturschutz in der Agrarlandschaft am Beispiel des Schutzprogramms Großtrappe (*Otis tarda*). *Julius-Kühn-Archiv* 442: 112-125.
- LANGGEMACH, T. & DÜRR, T. 2018: Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. https://lfu.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/vsw_dokwind_voegel.pdf
- LITZBARSKI, B. & LITZBARSKI, H. 2011: Die Brutareale der Großtrappe (*Otis tarda*) im westlichen Brandenburg nach Gelegenheiten 1974-1989 – mit Anmerkungen zur aktuellen Situation. *Otis* 19: 53-67.
- LITZBARSKI, B.; LITZBARSKI, H.; BICH, S. & SCHWARZ, S. 2011: Bestandssituation und Flächennutzung der Großtrappen (*Otis tarda*) im Finer Bruch. *Berichte des Landesamtes f. Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1/2011*: 83-94.
- LITZBARSKI, B. & LITZBARSKI, H. 2015: Schutzprojekt Großtrappe – 40 Jahre Naturschutzarbeit in der Agrarlandschaft. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz*, Band 23: 1-39.
- MAGAÑA, M.; ALONSO, J. C.; ALONSO, J. A.; MARTÍN, C. A.; MARTÍN B. & PALACÍN C. 2011: Great Bustard (*Otis tarda*) nest locations in relation to leks. *J. Ornithology* 152: 541-548.
- MARTIN, G. R. 2011: Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153: 239-254.
- MARTIN, G. R. & SHAW, J. M. 2010: Bird collisions with power lines: Failing to see the way ahead? *Biol. Cons.* 143: 2695-2702.
- MARTÍN, C. A.; ALONSO, J. C.; ALONSO, J. A.; PALACÍN, C.; MAGANA, M. & MARTÍN, B. 2008: Natal dispersal in great bustards: the effect of sex, local population size and spatial isolation. *Journal of Animal Ecology* 77: 326-334.
- MASDEN, E. A.; FOX, A. D.; FURNESS, R. W.; BULLMANN R. & HAYDON, D. T. 2009: Cumulative impact assessment and birds/wind farm interactions: Developing a conceptual framework. *Environm. Impact Assessment Review* 30: 1-7.
- MÖCKEL, R.; BROZIO, F. & KRAUT, H. 1999: Auerhuhn und Landschaftswandel im Flachland der Lausitz. *Mitt. Verein Sächs. Ornithol.* 8, Sonderheft 1, 202 S.
- MULE 2018: Leitfaden Artenschutz an Windenergieanlagen in Sachsen-Anhalt. Magdeburg.
- PALACÍN, C. 2007: Comportamiento Migratorio de la Avutarda Común en la Península Ibérica. PhD thesis. Universidad Complutense, Madrid.
- PITRA, C.; SUÁREZ-SEOANE, S.; MARTÍN, C. A.; STREICH, W. J. & ALONSO, J. C. 2011: Linking habitat quality with genetic diversity: a lesson from great bustards in Spain. *European Journal of Wildlife Research* 57: 411-419.
- RAAB, R.; SPAKOVSKY, P.; JULIUS, E.; SCHÜTZ, C. & SCHULZE, C. H. 2011: Effects of power lines on flight behaviour of the West-Pannonian Great Bustard *Otis tarda* Population. *Bird Conservation International* 21: 142-155.
- SCHWANDNER, J. & LANGGEMACH, T. 2011: Wie viel Lebensraum bleibt der Großtrappe (*Otis tarda*)? Infrastruktur und Lebensraumpotential im westlichen Brandenburg. *Ber. Vogelschutz* 47/48: 193-206.
- SCHWERTFEGGER, F. (1963): *Ökologie der Tiere*. Bd. 1 Autökologie, Verl. Paul Parey Hamburg/Berlin.



Abb. 16
Für das Überleben der Großtrappe in Deutschland trägt Brandenburg die Hauptverantwortung.
Foto: T. Krumenacker

- WATSON, R. T.; KOLAR, P. S.; FERRER, M.; NYGÅRD, T.; JOHNSTON, N.; HUNT, W. G.; SMIT-ROBINSON, H. A.; FARMER, C. J.; HUSO, M. & KATZNER, T. E. 2018: Raptor interactions with wind energy: Case studies from around the world. *J. Raptor Res.* 52: 1-18.
- WATZKE, H.; LITZBARSKI, H.; OPARINA, O. S. & OPARIN, M. L. 2001: Der Zug von Großtrappen *Otis tarda* aus der Region Saratov (Russland) – erste Ergebnisse der Satellitentelemetrie im Rahmen eines Schutzprojektes. *Vogelwelt* 122: 89-94.
- WURM, H. & KOLLAR, H. P. 2002: Auswirkungen des Windparks Zurndorf auf die Population der Großtrappe (*Otis tarda* L.) auf der Parndorfer Platte. 3. Zwischenbericht und Schlussbericht, 26 S.

Anschriften der Autoren:

Astrid Eisenberg, Henrik Watzke
Förderverein Großtrappenschutz e.V.
Buckower Dorfstraße 34
14715 Nennhausen/Ortsteil Buckow
E-Mail: info@grosstrappe.de

Dr. Torsten Langgemach
Landesamt für Umwelt Brandenburg,
Ref. N3
Staatliche Vogelschutzwarte
Buckower Dorfstraße 34
14715 Nennhausen / Ortsteil Buckow
E-Mail: torsten.langgemach@lfu.brandenburg.de

NEUE LITERATUR

BLUM, W.E.H.; SCHAD, P. & NORTCLIFF, S. 2018: **Essentials of Soil Science**. Gebr. Borntraeger Verlagbuchhandlung, Stuttgart, Germany

Das Buch bzw. der Leitfaden, das zur geowissenschaftlichen Standardliteratur an Universitäten, Fachhochschulen, Schulen und anderen Bildungseinrichtungen zählt, richtet sich an das Fachpublikum der Bodenkunde und ist empfehlenswert für Studenten und Interessierte u. a. in den Bereichen Geologie, Geographie, Bodenkunde, Agrarwissenschaften, Forstwissenschaften, Umweltwissenschaften.

Es ist als umfassendes kompaktes und gut gegliedertes Nachschlagewerk gedacht und ideal zum Lernen, um Zusammenhänge zwischen den einzelnen Themen erkennen können. Das englischsprachige Buch beinhaltet – im Gegensatz zur deutschsprachigen Ausgabe – nicht das umfangreiche deutsche bodenkundliche System.

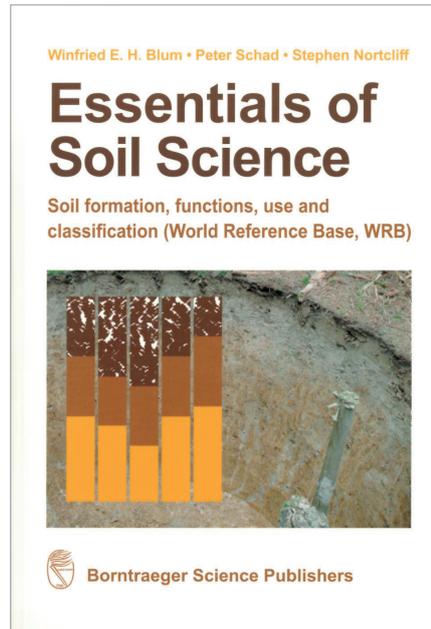
Da 2012 die 7. neu bearbeitete und ergänzte Auflage in Deutsch erschienen ist, enthält die englischsprachige Ausgabe aus 2018 schon alle diesbezüglichen Änderungen. Es bietet das aktuelle umfangreiche Wissen über Böden und insbesondere ihre Funktionen für Umwelt und menschliche Gesellschaft.

Es hat einen logischen Aufbau und eine übersichtliche Gliederung und es ermöglicht dem Leser während des Selbststudiums ein leichtes Nachschlagen von grundlegenden Informationen. Zahlreiche Karten, graphische Darstellungen und Tabellen sowie Fotos von Schürfen ergänzen und veranschaulichen den Text in idealer Weise. Man wird schnell im Text fündig, die Abbildungen sind so elementar gehalten, dass sie übersichtlich und einprägsam bleiben.

Das handliche Buch bringt in Kürze sehr viel Information und vermittelt inhaltliche Zusammenhänge für einen geringen Preis. Wer sich mit der Bodenkunde vertraut machen möchte, kann das kleine Buch auch in der Jackentasche stets bei sich führen. Es ist ein praktisches Nachschlagewerk im Taschenbuchformat, das man auch problemlos auch ins Gelände mitnehmen kann. Ein ausführliches Lehrbuch kann und will dieses Buch aber nicht ersetzen, auch wenn es die Entwicklungen auf internationaler globaler Ebene aufzeigt. Das Buch kann allen empfohlen werden, denn es schlägt einen weiten Boden von Grundlagen und Hintergründen bis hin zu Umweltthemen.

Das Buch ist relativ häufig chemisch ausgerichtet. Jedoch werden die chemischen Gleichungen immer erläutert und erklärt. Diese Erläuterungen sind besonders hilfreich für diejenigen, die sich weiterführend mit der Thematik der Chemie im Boden auseinandersetzen möchten.

Es handelt in konzentrierter und übersichtlicher Form den Wissensstoff der Bodenkunde ab. Dabei sind alle wichtigen Prozesse und



Bestandteile der Böden berücksichtigt, Normen und Definitionen werden umfassend aufgeführt. Auch Aspekte wie Standorteigenschaften der Böden und ihre Bedeutung sowie Nutzung durch den Menschen werden erläutert. Essentials of Soil Science berücksichtigt neue Entwicklungen im Bereich der Bodensystematik und -klassifikation.

Der Inhalt ist gegliedert in die Kapitel 1. Einführung (u. a. Definition Boden, Beschreibung der Bodenfunktionen und der Bodenkunde), 2. Bodenbestandteile (u. a. mineralische und organische Substrate, Bodenorganismen, organomineralische Verbindungen, Bodenwasser und -luft), 3. Bodeneigenschaften (u. a. physikalische - Körnungstendriek -, chemische und kurz biologische Bodeneigenschaften), 4. Entwicklung der Böden (Pedogenese) (u. a. Bodenbildung und Profildifferenzierung), 5. Einteilung der Böden (Klassifikation) (u. a. systematische Einteilung der Bodenbildung), 6. Böden in der Umwelt (knapp u. a. Bodenschutz und Bodenbelastungen), 7. Boden als Pflanzenstandort (knapp u. a. Bodenökologie und Pflanzenernährung), 8. Bodeninformationssysteme (sehr knapp u. a. Rolle des Bodens im Umweltmonitoring) und 9. Geschichte der Bodenkunde (u. a. Aspekte der Vergangenheit und zeitlichen Wandels). Darüber hinaus enthält es ein relevantes umfangreiches (fast vollständiges) Literaturverzeichnis und ein ergiebiges Schlagwortregister.

Die Agenda des Buches reicht von Bodenbestandteilen über die Bodeneigenschaften und die Entwicklung der Böden bis zur Einteilung der Böden und der Nutzung des Bodens als Pflanzenstandort. Es zeichnet sich durch Anpassungen an den aktuellen Kenntnisstand vor allem im Bereich der Entwicklung und Einteilung der Böden aus.

Jürgen Ritschel

KUNZ, W. 2017: **Artenschutz durch Habitatmanagement. Der Mythos von der unberührten Natur**. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. 292 S. ISBN 978-3-527-34240-2. Preis: 59,90 €

Hintergrund dieses Buches ist ein Missverständnis: Naturschutz und Artenschutz wird oft gleichgesetzt, ist aber nicht immer dasselbe. Dass beides in den Medien zudem mit dem Tierschutz vermengt wird, führt zu zusätzlicher Verwirrung in der Öffentlichkeit, was am Rande erwähnt wird, aber nicht Kern des Buches ist. Protagonisten des Natur- und Artenschutzes sind sich der Unterschiede zum Tierschutz sicher bewusst, nicht jedoch immer der Unterschiede zwischen Natur- und Artenschutz. Hier setzt der Autor an und möchte ein Bewusstsein für die mehr als nur marginalen Differenzen schaffen. Dazu werden mehrere Hundert Millionen Jahre Erdgeschichte aufgerollt, was sehr detail- und kenntnisreich erfolgt. Bei den letzten tausend Jahren angekommen, wird herausgestellt, dass Deutschland in diesem Zeitraum niemals so viel Hochwald hatte wie heute. Der Vergleich mit historischen Gemälden zeigt deutlich diesen Landschaftswandel, der vor allem in den letzten hundert Jahren stattgefunden hat. Interessant sind die dargestellten Parallelen im Siedlungsraum – auch hier wird es immer grüner und dichter, die Waldarten nehmen zu, während die Haubenlerche fast verschwunden ist. Quer durch die Artengruppen sind nur wenige unserer Rote-Liste-Arten im Wald zuhause. Wenn es also Defizite gäbe, dann eher im Offenland. Die Landwirtschaftsflächen mit ihrem Artenschwund hat der Autor dabei schon mehr oder weniger abgeschrieben, was sicher diskussionswürdig ist. Er setzt mehr auf die „Sonderbiotope“, die be-



sonders trockenen und nährstoffarmen Lebensräume, aber auch Geröllflächen, Kiesbänke, Abbruchkanten, Schlammflächen usw. Und hier sind wir bei dem angekommen, was er mit Artenschutz meint: All das, was hier vor unseren Augen verlorengeht, lässt sich nicht mit Nichtstun retten, denn durch Nichtstun wird unweigerlich die Sukzession gefördert, die wiederum zum Wald führt. Beschleunigt wird diese Tendenz durch die Stickstoffeinträge, bei denen allein das, was aus der Luft kommt, heute ein Vielfaches dessen ist, was früher aktiv gedüngt wurde. „Kaum ein anderer Erdteil ist heute so flächendeckend eutrophiert wie Mitteleuropa seit einigen Jahrzehnten“. So wird durch den Stickstoff buchstäblich die Biodiversität erstickt. Durch die flächendeckend dichte und hohe Vegetation kann selbst der Klimawandel nur eingeschränkt wärmeliebende Insekten begünstigen. Habitat-Heterogenität geht im Offenland zunehmend verloren, und mit der allgemeinen Nivellierung verschwinden die vielen Spezialisten unter den Pflanzen- und Tierarten. Immer wieder zieht der Autor die Insekten, vor allem die Tagfalter heran und stellt sie den Vögeln gegenüber. Es gelingt ihm zu verdeutlichen, dass die Verluste bei den Wirbellosen offensichtlich noch viel größer sind als in der Vogelwelt. Auch angesichts des „Insektensterbens“ muss man wohl einräumen, dass es gute Gründe gibt, Monitoring und die Biodiversitäts-Diskussion nicht zu sehr auf die Vögel zu beschränken. Acht Seiten des Buches sind der Großtrappe gewidmet, und immerhin hält der Autor „die Integration der Trappspflege in die Landwirtschaft [für] beispielhaft“. Die im Großtrappenprojekt angestrebte „Aushagerung“, wengleich für manchen Landwirt ein Reizwort, entspricht dem Ansatz des Buches, und die messbare Zunahme der pflanzlichen und faunistischen Vielfalt in den Großtrappengebieten gibt ihm recht. Auch darüber hinaus dürfte das Buch für Brandenburg größere Relevanz haben als für jedes andere Bundesland: Gerade hier gibt es sie noch, die Truppenübungsplätze, die Tagebauflächen und ihre Folgelandschaft. Und die Botschaft des Buches ist eindeutig: Unbedingt das unermessliche Potenzial dieser Sonderbiotope für die Artenvielfalt fördern, und nicht ihren Wert zerstören durch Aufforstung oder „Renaturierung“. Genau hier schließt sich der Kreis wieder - indem Naturschutz oft mit Renaturierung („Bäume pflanzen“) gleichgesetzt wird, während der Artenschutz vielmehr von der Erhaltung von Extremstandorten oder gar aktiver Herstellung von Extremsituationen profitiert. Auch wenn einige Thesen und Aussagen des Buches etwas redundant vorgetragen werden und der Schreibstil manchmal ein wenig „vergnatzt“ wirkt (als wäre der Autor schon öfter auf Unverständnis gestoßen): Das Buch ist äußerst lesenswert und sollte die Naturschutzstrategie im Land beeinflussen – nicht zuletzt im Sinne des Artenschutzes!

Torsten Langgemach

Lothar Kalbe 2018: Ich bin Ornithologe – Wer ist mehr? Natur & Text, Rangsdorf. 160 S. ISBN: 978-3-942062-31-2. Preis: 12,90 €

Lothar Kalbe ist seit mehr als 60 Jahren begeisterter Freizeit-Ornithologe. Heute ist er einer der bekanntesten Ornithologen Brandenburgs. Auf lockere und humorvolle Weise berichtet er in dem Buch von seinen Erlebnissen und Erfahrungen. Zahlreiche Mitbeobachter und Begleiter, Interessierte wie Ignoranten sowie zufällig Anwesende traf sein geübter Beobachterblick bei seinen Beobachtungstouren durch das Land.

„Darunter *völlig normale* Zeitgenossen, aber auch *durchgedrehte*, trotzdem lebenswerte Individualisten mit verschobenen Ansichten und ulkigen Verhaltensweisen. Eben Ornithologen in ihrer ganzen Vielfalt. Kalbes vorgestellte „Typologie der Ornithologen“ ist nicht nur lebensnah und unterhaltsam. Sie vermittelt anhand seiner Erfahrungen darüber hinaus wertvolle Praxistipps für Vogelbeobachter und auch anekdotenhafte Beschreibungen bekannter Ornithologen.“ (aus dem Rückcover-Text des Verlages).

So manch einer mag sich bei den genüsslich zu lesenden – natürlich anonymen – „Personenbeschreibungen“ wiedererkennen. Und auch die manchmal doch recht „putzigen“ Verhaltensweisen von Ornithologen und „Birdern“, wie man sich im englischen Sprachraum heutzutage bezeichnet, werden vielen bekannt vorkommen. Jeder Biologe hat eben seinen „Splint“. Die von Lothar Kalbe vorgenommenen Typisierungen der verschiedenen Ornithologen zählen ebenso wie seinen Beschreibungen der unterschiedlichen Arten von Partnerinnen der Ornithologen zu den Highlights des Buches.

Das Buch ist in jedem Falle nicht nur Ornithologen (oder solchen, die es noch werden möchten, oder nach Lektüre des Buches vielleicht auch nicht mehr?) empfohlen.

Wie schreibt Lothar Kalbe selbst: "Aber alles ... spiegelt das wider, was ich selbst erlebte."



FINCK, P.; HEINZE, S.; RATHS, U.; RIECKEN, U. & SSYMANK, A. 2017: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands, dritte fortgeschriebene Fassung 2017. Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. Naturschutz und Biologische Vielfalt 156, 637 S. ISBN 978-3-7843-4056-2. Preis: 49,-€

Die lange erwartete Überarbeitung der Roten Liste der Biotoptypen Deutschlands ist mit Vorsicht zu genießen! Nicht etwa, weil ihre Aussagen fachlich nicht fundiert wären, ganz im Gegenteil. Doch gerade im politischen Raum und den Medien ist es ja beliebt, Vergleiche heranzuziehen. Tut man das hier im Vergleich mit den prozentualen Anteilen in unterschiedlichem Maße gefährdeter Biotoptypen mit der Vorgängerliste 2006, gelangt man zunächst zu der interessanten Information, dass 2006 noch etwa drei Viertel aller Biotoptypen als gefährdet galten und es nach der neuen Liste „nur noch“ 64,9 % sind.

Also eine Verbesserung des Zustandes unserer Lebensräume? Nein, das ist leider nicht der Fall. Zwar lassen sich beide Listen sehr schlecht miteinander vergleichen, was nicht nur einer etwas anderen Methodik geschuldet ist, sondern vor allem einer geänderten Zahl bewerteter Biotoptypen. Durch eine völlige Neugliederung der Meeresbiotope waren nunmehr 136 statt vorher 17 Biotoptypen der Meere zu bewerten. In erster Linie daraus ergibt sich der prozentuale Unterschied bei der Gesamtzahl der gefährdeten Biotope.

Betrachtet man hingegen die Biotoptypen der Landlebensräume und Binnengewässer, haben sich die Anteile gefährdeter Biotoptypen weiter erhöht. Davon sind v. a. Biotoptypen des Offenlandes und der Alpen betroffen. Bei den Wäldern hat sich die Situation leicht verbessert, allerdings nur um Zehntelstellen hinter dem Komma!

Alarmierend sind weitere Zahlen: Bei etwa 52 % aller Biotoptypen ist der aktuelle Entwicklungstrend stabil, aber bei 40,9 % der Biotoptypen sind aktuell weitere Rückgänge



im Bestand zu verzeichnen. 52 Biotoptypen (6 %) sind derzeit akut von der vollständigen Vernichtung bedroht, 13 (1,5 %) gelten als bereits vollständig vernichtet.

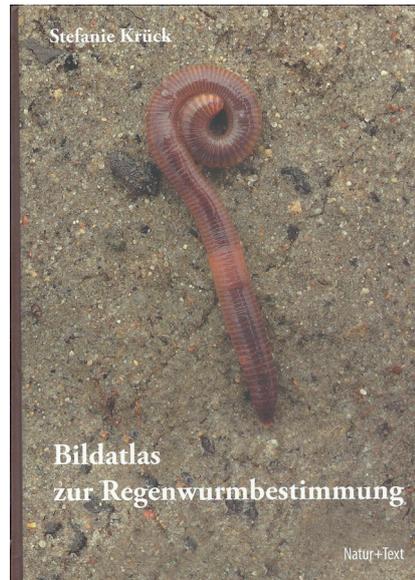
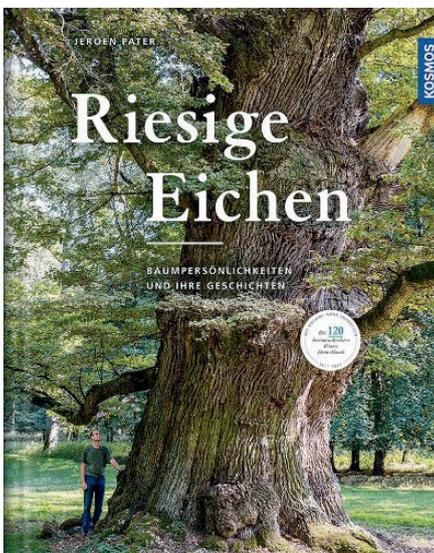
Wertvoll wird das Buch auch dadurch, dass alle Biotoptypen nicht nur tabellarisch aufgelistet werden, sondern zu jedem einzelnen Biotoptypen entsprechend der deutschen Biotoptypenliste nochmals mit der Auflistung charakteristischer Vegetationseinheiten und Arten versehen sind. Für jeden einzelnen Typ werden zudem die Hauptgefährdungsfaktoren aufgelistet.

PATER, J. 2017: Riesige Eichen – Baumpersönlichkeiten und ihre Geschichten. Franck-Kosmos Stuttgart, 320. S. ISBN: 978-3-440-15157-0. Preis: 50,- €

Das großformatige wie gewichtige Werk ist beachtlich! In beeindruckenden, zahlreichen großformatigen Fotos und aus der persönlichen Sicht des Autors formulierten Texten werden die 150 beeindruckendsten Eichen – wie bereits der Titelaufdruck verspricht – in Deutschland ausführlich vorgestellt. Dazu gehören neben zahlreichen Fotos des Autors auch historische Aufnahmen. Diese sind besonders bei den heute nicht mehr existierenden Bäumen von großem Wert.

Zu jedem Baum werden Angaben wie Umfang, Höhe, Kronendurchmesser und Alter gemacht sowie genaue Informationen zu deren Auffinden gegeben. Neben diesen „technischen Daten“ sind es aber vor allem die zahlreichen persönlichen Begegnungen des Autors mit den Bäumen und Personen, die Auswertungen historischen Schrifttums, Gedichte und andere Aufzeichnungen zu einzelnen Bäumen und vieles mehr, die dieses Buch lesenswert machen und in dem auch einfach nur das Blättern viel Spaß macht.

Die Vorstellung erfolgt dabei nach Bundesländern geordnet. So sind auch die größten Eichen Brandenburgs auf insgesamt 27 Seiten repräsentiert. Die 50 € sind bei diesem schönen Buch – ein Zwischending zwischen Bildband und Sachbuch – mit Sicherheit keine Fehlinvestition!



KRÜCK, S. 2018: Bildatlas zur Regenwurmbestimmung mit einem Kompendium der Regenwurmfauna des Nordostdeutschen Tieflands. Natur & Text Rangsdorf, 196 S. ISBN: 978-3-942062-32-9. Preis: 39,90 €

Ein Bildatlas zur Regenwurmbestimmung, ach so. Regenwürmer, sind das nicht diese glitschigen Viecher, die sich die Amseln aus dem Boden zerrren und Angler als Köder nutzen? Ja. Und die kann man in einem Bildatlas zeigen? Ein weiteres Mal ja. Da kommt man nur nicht ohne Weiteres drauf, das zu tun und deshalb ist das Werk auch irgendwie einmalig. Die kompetente Autorin bietet auf den 152 Seiten zunächst eine sehr detaillierte Vorstellung von 22 wichtigen Regenwurmartens aus Nordostdeutschland. Morphologie und Erscheinungsformen werden ausführlich beschrieben und Angaben zu Vorkommen und Ökologie der Arten gegeben. In zahlreichen qualitativ hochwertigen Fotos von Regenwürmern macht die Autorin diese eigentlich allbekannten Tiere anschaulich und verdeutlicht eine uns unbekannte Vielfalt, zeigt, dass die Arten durchaus nicht alle gleich aussehen. Einen solchen guten Bestimmungsschlüssel zur Lebendbestimmung der Arten wie in diesem Buch hat es wohl noch nicht gegeben. Und das Beste: Man kann die Tierchen zur Bestimmung leben lassen. So bringt uns das Buch die Welt der Regenwürmer etwas näher, dieser Tiere, die doch für die Erhaltung fruchtbarer Böden allorts so wichtig sind.

Arbeitskreis Heimische Orchideen Nordrhein-Westfalen (2018): Die Orchideen Nordrhein-Westfalens. ISBN: 978-3-940726-56-8

Nun ist es einem weiteren AHO in Deutschland gelungen, eine umfassende Neubearbeitung der Orchideen ihres Bundeslandes zu veröffentlichen. Nach 2001 legen die Bearbeiter um Winfried Kuhn zum zweiten Mal eine Arbeit über alle in Nordrhein-Westfalen nachgewiesenen Orchideenarten vor, zu der man nur gratulieren kann. Große Formate haben sich dabei mittlerweile „eingebürgert“, was wie auch bei anderen einschlägigen Werken der

letzten Jahre in einzelnen Bundesländern die Möglichkeit der Veröffentlichung attraktiver, großformatiger Fotos bietet. Hiervon macht man im NRW-Buch ausgiebig Gebrauch und das bekommt dem Buch zweifelsfrei gut. Fast durchweg foto- wie drucktechnisch hervorragende Bilder machen alleine schon das Blättern im Buch zum Spaß. Jede Art/Unterart wird sowohl mit ansprechenden Fotos aus dem Biotop, in guten Habitusfotos als auch mit sehr guten Detailbildern der Blüten gezeigt.

Der Darstellung der einzelnen Gattungen und Arten werden einige einführende Kapitel vorangestellt. Zum einen wird zunächst der AHO NRW ins seinen Zielen und seiner Geschichte vorgestellt. Sehr interessant liest sich auch der geschichtliche Überblick über die Forschung an Orchideen in NRW. Die folgenden Kapitel zur Fortpflanzungsbiologie und den Fortpflanzungsstrategien – auch hervorragend bebildert – sind nicht nur für Laien sehr informativ. Sehr gut ist auch die tabellarische Auflistung der in NRW beobachteten Bestäuber der einzelnen Arten. Vor allem an „Praktiker“ gerichtet sind die Kapitel zum Biotopmanagement, in denen beispielhaft über einige Pflegeprojekte und die gemachten Erfahrungen berichtet wird.

Die Darstellung der einzelnen Orchideenarten/-unterarten erfolgt entsprechend der „alten“ Systematik. Auch wenn diese Vorgehensweise an anderer Stelle (z. B. dem AHO Buch Thüringens) als „ewig gestrig“ bezeichnet wird, ich finde es gut. Die zahlreichen Orchideenfreunde, die zumeist keine Wissenschaftler sind, die die neuen Methoden der Molekularbiologie verstehen und nachvollziehen können, werden hierfür dankbar sein. Dies umso mehr, als das ja so manche Umbenennung oder Neukombination auch unter Wissenschaftlern nicht unumstritten ist oder in einzelnen Fällen zumindest als „unglücklich“ angesehen wird. Doch die in der Fachliteratur zur Systematik der Orchideen anerkannten und nunmehr „gültigen“ neuen Namen werden in der Kopfzeile alternativ genannt, was so völlig in Ordnung ist. Und ganz ehrlich: Ist es nicht Tausend mal wichtiger eine Art oder Sippe richtig zu erkennen, als deren aktuell exakten, wissenschaftlichen Namen zu kennen? Und bekanntermaßen sind ja die allermeisten Orchideenfreunde nicht mehr die jüngsten und das Gewöhnen an neue Namen fällt besonders schwer. Und wenn man bei Arten, die seit ewigen Zeiten den Namen Orchis trugen, erst im Register nachsehen muss, wo man sie denn nun findet, ist das sehr misslich!

Wirkliche „Fehler“ im Werk sind mir weder im Text noch bei den Bildern aufgefallen. Aber solche zu suchen und zu finden, darauf bin ich bei Buchrezensionen auch nicht erpicht. Wenn also der eine oder andere aufgrund eigener Kenntnisse Stellen findet, die korrekturwürdig sein sollten, möge derjenige das bitte dem AHO NRW mitteilen. Sicher ließe sich dann – falls erforderlich – entweder ein Korrekturblatt erstellen und es wird ja (hoffentlich) auch nicht die letzte Darstellung der Orchideen Nordrhein-Westfalens sein.

Frank Zimmermann

In memoriam Dr. rer. nat. Johannes Naacke (09.06.1939 – 06.01.2018)

Obwohl wir alle von seiner schweren Krankheit wussten, kam nun die Nachricht von seinem Ableben für die Meisten überraschend. Das lag wohl daran, dass Johannes Naacke die über 15 Jahre währenden Beschwerden optimistisch ertrug und wohl niemals gegenüber seinen Freunden darüber klagte. Selbst als ich kurz vor Weihnachten wenige Tage vor seinem Tod mit ihm telefonisch sprach, bemerkte ich keine Niedergeschlagenheit! Er interessierte sich für neue fachliche Ergebnisse und das Befinden ehemaliger Mitstreiter. Bis zuletzt war er geistig rege. Wohl nur seine Familie registrierte den voranschreitenden körperlichen Verfall.

Wir alle haben einen guten Freund verloren, und die Ornithologie einen der kenntnisreichsten und bekanntesten Wissenschaftler, nicht nur in Ostdeutschland, der sich zeitlebens für die Vogelwelt und deren Schutz engagierte und vor allem auf dem Gebiet der Gänseforschung große Verdienste errang. Schon seit seinem 16. Lebensjahr beschäftigte er sich mit der Vogelwelt; aus dem Hobby wurde bald wissenschaftliche Arbeit.

Er studierte an der Pädagogischen Hochschule in Potsdam von 1963 bis 1967 Biologie und Landwirtschaft und promovierte dort 1973. In dieser Studieneinrichtung arbeitete er fortan als Assistent und Wissenschaftskoordinator, unter anderen auch in der Zentrale für die Wasservogelforschung der DDR, die sein Mentor Prof. Dr. Erich Rutschke ab 1965 aufbaute. Es ist sicher nicht übertrieben, Johannes Naacke seit Ende der 1960er Jahre als „rechte Hand“ Prof. Rutschkes für die wissenschaftliche und organisatorische Arbeit im Wasservogelmonitoring zu bezeichnen. Vor allem auf diesem Gebiet trat er als Autor zahlreicher Publikationen auf, die sich hauptsächlich mit seinen „Lieblingen“, den Gänsen, beschäftigten. Wohl auch deshalb übernahm er in der „Zentrale“ die ehrenamtliche Leitung der Arbeitsgruppe Gänsevögel, die sich aus Ornithologen aller Bezirke der DDR zusammensetzte. Zusammen mit ihnen, aber auch mit Mitgliedern der Geese Working Group des IWRB in Slimbridge (International Waterfowl and Wetlands Research Bureau) übernahm er die Organisation von Gänsezählungen in den wichtigsten Rast- und Überwinterungsgebieten der nordischen Gänse und die Erfassung der Brutvorkommen der damals noch seltenen Graugans. Seiner Tätigkeit ist es vor allem zu danken, dass die Entwicklung der Gänsebestände über einen Zeitraum mehrerer Jahrzehnte ohne größere Lücken nachvollzogen werden kann. Folgerichtig übernahm er für etliche Gänsearten die Bearbeitungen für die Avifauna Brandenburgs und Berlins.

Ein besonderes Verdienst Johannes Naackes ist die Mitarbeit und Endredaktion am Katalog der Feuchtgebiete nationaler und internationaler Bedeutung als Grundlage für den Beitritt der DDR zur Ramsar-Konvention 1978.

Darüber hinaus ist aber auch sein Mitwirken bei der Organisation, Koordinierung und Auswertung der internationalen Wasservogelzählungen in der DDR hervorzuheben, die in dieser Zeit zunehmend internationale Anerkennung erfuhr. Diese Aufbauarbeit, die speziellen Probleme und Erschwernisse schilderte er als Mitautor des Bandes „Alles gezählt? – Erfassung und Schutz der Wasservögel in Ostdeutschland“, der 2012 im Verlag Natur und Text in Rangsdorf erschien.

Die Durchführung der Wasservogelzählungen in Ostdeutschland gelang auch deshalb so reibungslos, weil im Rhythmus von 2 Jahren zentrale Tagungen zu Problemen der Wasservogelforschung in wechselnden Städten („Wasservogeltagungen“) unter Beteiligung von über 200 Ornithologen, auch unter seiner Mitwirkung organisiert wurden. Damit erhielten die Ehrenamtler ein förderndes Podium! Leider scheiterte der Versuch, auch über die „Wende“ hinaus solche Tagungen weiter durchzuführen bald; nach 2 Tagungen in Lebus und Blankensee schliessen die Bemühungen ein.

Nach dem Ableben von Prof. Rutschke und der Ausgliederung der Zentrale für die Wasservogelforschung aus der Landesuniversität Potsdam, gründete Johannes Naacke mit seinen Freunden im Jahr 2000 den Förderverein „Wasservogelökologie und Feuchtgebietsschutz e. V.“ und übernahm den Vorsitz, vor allem um zu gewährleisten, dass die beispielhafte Arbeit der „Zentrale“ und deren Früchte nicht verloren gingen und kein Bruch der Kontinuität bei den Wasservogelzählungen in Ostdeutschland eintrat. Erst als sich abzeichnete, dass die einzelnen Bundesländer nach und nach das Wasservogelmonitoring in eigene Regie übernehmen wollten, wurde schweren Herzens der Förderverein 2009 liquidiert. Aus eigenem Erleben weiß ich, dass Johannes Naacke dieser Schritt sehr schwerfiel, denn sein „halbes wissenschaftliches Leben“ hing mit dieser Aufgabe zusammen. Auch wenn er fürderhin in der für ganz Deutschland verantwortlichen Zentrale in Münster innerhalb des DDA weiter mitarbeitete, gingen seine Vorstellungen weiter davon aus, dass eine regionale Bündelung der Aufgaben des Wasservogelmonitorings für die ostdeutschen Bundesländer vor allem aus ökologischer und zoogeografischer Sicht sinnvoll gewesen wäre.

So beschäftigte er sich hauptsächlich damit, die fast lückenlosen Zählungen seit 1965 soweit zusammenzustellen, digital aufzuarbei-

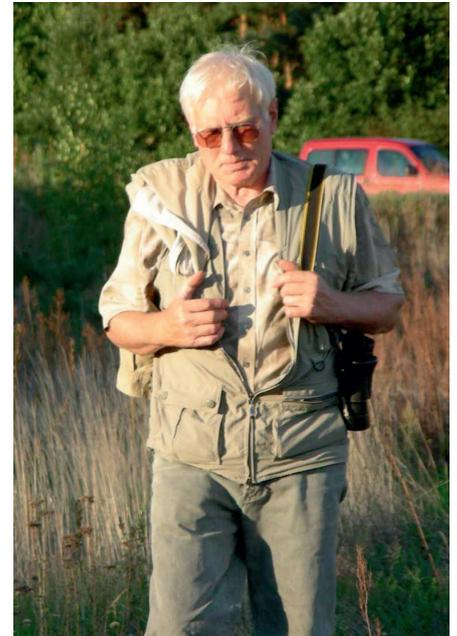


Foto: privat

ten und auszuwerten, dass sie den Trägern des Wasservogelmonitorings in den Ländern Mecklenburg-Vorpommern, Berlin, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen übergeben werden konnten.

Auch deshalb genoss er hohe Wertschätzungen bei den Koordinatoren dieser Länder und der Zentrale in Münster des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten, aber auch bei zahlreichen regional und überregional arbeitenden Ornithologen.

Lothar Kalbe

Natur des Jahres 2019

Titel	Art	Info und Kontakt
Vogel des Jahres	Feldlerche (<i>Alauda alauda</i>)	Naturschutzbund Deutschland (NABU) 10108 Berlin, Tel. 030-284984-0, Fax -2000, nabu@nabu.de
Wildtier des Jahres	Reh (<i>Capreolus capreolus</i>)	Schutzgemeinschaft Deutsches Wild (SDWi) PF 12 03 71, 53045 Bonn, Tel. 0228-2692217, sdwi@intlwapol.org
Lurch des Jahres	Bergmolch (<i>Ichthyosaura alpestris</i>)	Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde (DHGT) Postfach 120433, 68055 Mannheim, Tel. 0621-86256490, gs@dght.de
Insekt des Jahres	Rostrote Mauerbiene (<i>Osmia bicornis</i>)	BFA Entomologie im NABU, c/o Werner Schulze, Samlandweg 15a, 33719 Bielefeld, Tel. 0521-336443, WSchulze@entomon.de
Schmetterling des Jahres	Schachbrett (<i>Melanargia galathea</i>)	BUND NRW Naturschutzstiftung, Merowingerstraße 88, 40225 Düsseldorf, Tel. 0211-302005-14, info@bund-nrw-naturschutzstiftung.de
Libelle des Jahres	Schwarze Heidelibelle (<i>Sympetrum danae</i>)	Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen und Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND), Am Köllnischen Park 1, 10179 Berlin, Tel. 030-2758640, bund@bund.net
Wildbiene des Jahres	Senf-Blauschillersandbiene (<i>Andrena agilissima</i>)	Arbeitskreis Wildbienen-Kataster, c/o Hans Richard Schwenninger, Goslarer Straße 53, 70499 Stuttgart, info@wildbienen-kataster.de
Spinne des Jahres	N.N.	Arachnologische Gesellschaft, c/o Christoph Hörweg, Naturhistorisches Museum, Burgring 7, A-1010 Wien, Tel. +43-1-52177-515, christoph.hoerweg@nhm-wien.ac.at
Weichtier des Jahres	N.N.	Kuratorium „Weichtier des Jahres“, Deutsche Malakozoologische Gesellschaft, c/o Dr. Vollrath Wiese, Bäderstraße 26, 23743 Cismar, Tel. 04366-1288, info@mollusca.de
Blume des Jahres	Besenheide (<i>Calluna vulgaris</i>)	Stiftung Naturschutz Hamburg, Steintorweg 8, 20099 Hamburg, Tel. 040-243443, stiftung-naturschutz-hh@t-online.de
Baum des Jahres	Flatterulme (<i>Ulmus laevis</i>)	Kuratorium „Baum des Jahres“ (KBJ) Dr. S. Wodarz, Kneippstraße 15, 95615 Marktredwitz, Tel. 09231-985848, info@baum-des-jahres.de
Flechte des Jahres	N.N.	Bryologisch-lichenologische Arbeitsgemeinschaft für Mitteleuropa (BLAM), c/o Institut für Botanik, Karl-Franzens-Universität Graz, Holteigasse 6, A-8010 Graz, josef.hafellner@kfunigraz.ac.at
Orchidee des Jahres	Dreizähniiges Knabenkraut (<i>Neotinea tridentata</i>)	Arbeitskreis Heimische Orchideen (AHO) Brandenburg, F. Zimmermann, Wolfstraße 6, 15345 Rehfelde, frank.zimmermann@lfu.brandenburg.de
Pilz des Jahres	Grüner Knollenblätterpilz (<i>Amanita phalloides</i>)	Deutsche Gesellschaft für Mykologie, c/o Peter Karasch, Taubenhüller Weg 2a, 82131 Gauting, Tel. 089-89357350, oeffentlichkeit@dgfm-ev.de
Moos des Jahres	N.N.	wie „Flechte des Jahres“ (siehe oben)
Wasserpflanze des Jahres	N.N.	Verband Deutscher Sporttaucher Berliner Str. 312, 63067 Offenbach, info@vdst.de

Zusammenstellung: F. Zimmermann



Dreizähniiges Knabenkraut (F. Zimmermann)



Grüner Knollenblätterpilz (M. Theiss)



Feldlerche (P. Lindel)



