



LFU
Landesamt für Umwelt

Heft 4 2019

Beilage: Rote Liste und Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 2019

Einzelverkaufspreis: 5,- €

NL
Brandenburg

NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE IN BRANDENBURG
BEITRÄGE ZU ÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZ

Die Orchidee des Jahres 2020 – Das Breitblättrige Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis* [RCHB.] P.F. HUNT & SUMMERH.)

Mit *D. majalis* wurde von den Arbeitskreisen Heimische Orchideen Deutschlands (AHO) eine Art zur Orchidee des Jahres gewählt, die noch vergleichsweise weit verbreitet und nicht so sehr selten ist. Bedenkt man jedoch, dass die Art früher in der historischen Kulturlandschaft in extensiv gemähten Feuchtwiesen allgegenwärtig war, ist ihre heutige Bestandssituation dennoch alarmierend schlecht. Noch in den 1950er Jahren ging man in vielen Gegenden traditionell vor der ersten Mahd auf die Wiesen und pflückte sich ein Sträußchen „Kuckucksblumen“, als welche ich sie in meiner Kindheit im Sächsischen kennengelernt habe. Bereits damals war sie in Sachsen bereits ziemlich selten geworden. Die Hauptblütezeit Mitte Mai fällt in Zeitraum der Rückkehr des Kuckucks aus seinen Überwinterungsgebieten, daher der Volksname der Art.

Manchmal liest man, das Breitblättrige Knabenkraut sei ein Verlierer des Klimawandels wegen des Rückgangs der Niederschläge und des Austrocknens von Feuchtgebieten. Letzteres mag schon teilweise zutreffen, doch die eigentlichen Ursachen des früheren und aktuellen Rückgangs der Art sind andere. Die gravierendsten Rückgänge hatte die Art wohl mit der systematischen Entwässerung und Nutzbarmachung von Feuchtgebieten für eine intensive landwirtschaftliche Nutzung seit den 1960er Jahren. Dies war verbunden mit der zunehmenden Aufgabe der extensiven Mähnutzung von Feuchtwiesen, welche Grundvoraussetzung für die Art ist. Entwässerung alleine kann der Art bis zu einem gewissen Grad wenig anhaben. *D. majalis* bevorzugt in extensiv genutzten Wiesen im Gegensatz zum Steifblättrigen Knabenkraut (*D. incarnata*) leicht vorentwässerte Standorte. Die überwiegend für Viehfutter gemähten Wiesen wurden seit etwa Mitte des 19. Jahrhunderts mittels kleiner Stichgräben leicht entwässert, um möglichst früh im Jahr die Wiesen überhaupt nutzen zu können. Verbunden war damit eine Zurückdrängung dominanter Großseggen und die Förderung konkurrenzschwächerer Arten mäßig feuchter bis frischer Standorte. Verfielen solche kleinen Stichgräben zunehmend, wurden die Breitblättrigen Knabenkräuter immer weniger in den Flächen und verbunden mit darauf folgender Einstellung der Mahd, was im Osten Deutschlands vor allem unmittelbar nach 1990 verbreitet geschah, verschwand die Art nach einigen Jahren völlig aus vielen Wiesen. Die Rückgänge, die bis heute anhalten, betreffen weniger die Anzahl der Vorkommen als vielmehr teilweise katastrophale Rückgänge der Indivi-

duenzahlen an den einzelnen Standorten. Waren noch Mitte der 80er Jahre viele Vorkommen mit teilweise tausenden Pflanzen besetzt, schrumpften die Bestände nicht selten innerhalb von wenigen Jahren auf manchmal nur noch einzelne Pflanzen.

Aber dennoch war *D. majalis* meist die letzte Orchideenart, die noch einige Zeit in Brachestadien überlebte und durch eine Wiederaufnahme der Nutzung auch rasch wieder große Bestände aufbauen konnte. Nicht wenige solcher Wiesen, die dank aufwändiger Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes und der Landschaftspflege ab den 1990er Jahren wieder in eine extensive Nutzung überführt werden konnten, gehören heute zu den „Hotspots“ der Art in Brandenburg, manchmal mit mehreren 10.000 Pflanzen auf einer Wiese. Solche Massenbestände sind schön und wichtig für die (Wieder)Besiedlung anderer Standorte, noch wichtiger wäre jedoch die Wiederherstellung zahlreicher, durchaus kleiner Vorkommen, um die genetische Vielfalt der Art zu bewahren und zu fördern.

D. majalis ist eine typische Art mit zentral-europäischem Verbreitungsschwerpunkt, das geschlossene Verbreitungsgebiet reicht westwärts bis zu den Pyrenäen und nach Südengland, im Norden bis Dänemark, im Süden bis zum Mittelmeer und im Osten bis ins sarmatische Florengebiet. Bereits in Südschweden sowie in Irland und Schottland befinden sich nur einzelne, weit vorgeschobene Vorposten, die iberische Halbinsel wird abgesehen von den Pyrenäen nicht erreicht. In Südosteuropa und Teilen Kleinasiens wird die Art durch die ökologisch vikariierende *D. cordigera* sowie weiter östlich durch *D. euxina* ersetzt. In



Deutschland liegt die heutige Hauptverbreitung von *D. majalis* in den Bergwiesen der Mittelgebirge und des Alpenvorlandes. Dort hat sie wohl heute noch eine ähnliche Häufigkeit wie bis Mitte des 20. Jahrhunderts auch in großen Teilen Norddeutschlands.

Nach neueren Untersuchungen (PAUN et al. 2011) handelt es sich bei *D. majalis* wie auch den südöstlichen Vikarianten und anderen Arten der Artengruppe der breitblättrigen Knabenkräuter um eine allotetraploide Hybridart, die bei uns erst postglazial aus *D. incarnata* und *D. fuchsii* (bzw. mit diesen verwandten Arten in anderen Gebieten Europas und Kleinasiens) an verschiedenen Stellen etwa zeitgleich entstanden ist.

D. majalis ist eine der wenigen Orchideen Brandenburgs, zu der sich nicht nur in älteren Florenwerken nur sehr allgemeine Verbreitungsangaben finden. ASCHERSON (1864) schreibt unter *Orchis latifolia*, wie sie damals noch hieß: „Feuchte Wiesen, d. d. G. gemein“. Und auch in ROTHMALER und anderen Bestimmungsbüchern der letzten Jahre finden man noch Angaben wie „... alle Bundesländer verbreitet“ und nur wenige regionale Einschränkungen.

D. majalis gehört noch zu den recht weit verbreiteten und nicht akut vom Aussterben bedrohten Orchideen. Es ist auch derzeit nicht zu befürchten, dass die Art deutschlandweit oder in Brandenburg in eine höhere Gefährungskategorie „abgerutscht“. Dennoch sind die Bestände, die wir heute vorfinden, oft besorgniserregend klein und sie gilt in Brandenburg wie in vielen anderen Regionen Deutschlands bereits als stark gefährdet.

In Brandenburg ist *D. majalis* auch heute noch vergleichsweise oft mit *D. incarnata* (meist subsp. *incarnata*) vergesellschaftet und bildet mit dieser wiederum fertile Hybridschwärme (*D. x aschersoniana*). Die ohnehin recht starke Variabilität von *D. majalis* vor allem hinsichtlich Blattfleckung, Blütenfärbung und -zeichnung sowie Wuchshöhe und Habitus, welches sich auch auf die hybridogene Entstehung zurückführen lässt, führt im Zusammenhang mit diesen Hybridschwärmen sehr oft zu Fehlbestimmungen. Am häufigsten ist die (leicht vermeidbare) Verwechslung mit *D. maculata*, denn die Blattfleckung ist beispielsweise kein Unterscheidungsmerkmal zu dieser Art. Aber auch das breite Merkmalspektrum der Hybriden lässt mitunter keine saubere Ansprache zu. Auch erfahrenen Botanikern fällt die Ansprache dieses Arten-/Hybridkomplexes um *D. majalis* und *D. incarnata* mitunter nicht leicht.

Impressum

Herausgeber: Landesamt für Umwelt (LfU)

Schriftleitung: LfU, Referat N3
Natura 2000/Arten- und Biotopschutz
Dr. Frank Zimmermann

Beirat: Dr. Martin Flade
Dr. Lothar Kalbe
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 Manuskriptrichtlinien, 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: 10.06.2020

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 5,- €.

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

Bestellungen: frank.zimmermann@lfu.brandenburg.de

Titelbild: Erdkröten sind auf der Wanderung zu ihren Laichgewässern besonders durch Querungen von Verkehrswegen betroffen.

Rücktitel: Kleingewässer in der Agrarlandschaft wie hier in der Nähe des Parsteiner Sees im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin sind von hoher Bedeutung als Amphibien-Laichgewässer
Fotos: N. Schneeweiß

Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg

Beiträge zu Ökologie und Naturschutz

28. Jahrgang

Heft 4 2019

Inhaltsverzeichnis

STEFAN JANSEN, CLAUDIA KRONMARCK & NORBERT SCHNEEWEIß Amphibienwechsel an Brandenburger Straßen 2018	4
UTA MÜLLER; S.L. HAUSMANN; CHRISTOPH SAURE; DINO P. McMAHON & JENS ROLFF Assoziation von Wildbienenengemeinschaften und <i>Nosema ceranae</i> in Honigbienen in Berlin und Brandenburg	18
THOMAS SOB CZYK Rot-Eiche (<i>Quercus rubra</i>) und phytophage Schmetterlingsarten (Lepidoptera) – ist die Rot-Eiche eine Alternative zu heimischen Eichen-Arten?	32
KURZBEITRÄGE	
RÜDIGER HERZOG & WOLFGANG BEINER Schätze im märkischen Sand	40
FRANK ZIMMERMANN Die Orchidee des Jahres 2020 – Das Breitblättrige Knabenkraut (<i>Dactylorhiza majalis</i> [RCHB.] P.F. HUNT & SUMMERH.)	2
Schmetterling des Jahres 2019 – Das Schachbrett (<i>Melanargia galathea</i>)	47
LITERATUR	42
PERSÖNLICHES Zum 80. Geburtstag von Monika Pries	45
FEHLERKORREKTUR	45
Beilage: Rote Liste und Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 2019	



MIT TEMPORÄREN UND STATIONÄREN SCHUTZANLAGEN WIRD VIELERORTS VERSUCHT, WANDERNDEN AMPHIBIEN VOR DEM STRASSENVERKEHR ZU SCHÜTZEN. DIE VORLIEGENDE STUDIE ZEIGT ERHEBLICHE MÄNGEL AN VIELEN ANLAGEN UND HINTERFRAGT DIE UMSETZUNG DER RECHTLICHEN ANFORDERUNGEN DES ARTENSCHUTZES

STEFAN JANSEN, CLAUDIA KRONMARCK & NORBERT SCHNEEWEISS

Amphibienwechsel an Brandenburger Straßen 2018

Schlagwörter: Amphibienwanderungen, Amphibienschutz, Krötenzäune, Krötentunnel, Leiteinrichtung, Straßenverkehr, Effizienzkontrolle

Keywords: amphibian migration, amphibian species conservation, toad fences, toad tunnel, temporary and stationary amphibian protection systems, road traffic, efficiency control

Zusammenfassung

Eine landesweite Recherche zu Amphibienwechseln an Straßen in Brandenburg 2017/2018 ergab einen Bestand von 221 stationären Anlagen (dauerhafte Leiteinrichtungen, Durchlässe), 111 temporären Anlagen (Krötenzäune) und 277 Amphibienwechseln ohne derzeitige Schutzmaßnahmen. In einigen Regionen ist der zusammengetragene Kenntnisstand wahrscheinlich noch unvollständig.

Nur für ein Drittel der geprüften stationären Anlagen wird die Funktionsfähigkeit als gut eingeschätzt, zwei Drittel weisen erhebliche oder sehr gravierende Mängel auf. Diese resultieren v. a. aus fehlender Unterhaltung (Mahd, Beräumen der Durchlässe) und unterbliebenen Reparaturen, teilweise sind sie auch konstruktionsbedingt (mangelhafte Planung bzw. Ausführung).

Diese Ergebnisse zeigen, dass im Amphibienschutz an Straßen ein massives Umsetzungsproblem besteht, obwohl mit dem MAmS (BMV 2000) ein Regelwerk mit detaillierten fachlichen Vorgaben vorliegt. Somit wird der praktizierte Schutz der heimischen Amphibienarten an Straßen den fachlichen und rechtlichen Anforderungen oft nicht gerecht. Auf aktuelle Probleme, wie die Ausbreitung von Krankheiten (spez. Chytridiomykose) sowie die Verluste durch Prädation (z. B. durch Neozoen, wie Waschbär und Marderhund) wird hingewiesen.

Summary

An investigation into amphibian road crossings in Brandenburg 2017/2018 found a stock of 221 stationary installations (permanent guidance systems, culverts), 111 temporary installations ('toad fences') and 277 amphibian crossings without protective measures. At least for some regions, the data collected is likely to be incomplete.

It was found that in only one third of the tested stationary installations that their functionality was rated as good, the other two thirds were found to have considerable or very serious deficiencies. These mainly result from insufficient maintenance (mowing, clearing the culverts) and lacking repairs, in some cases they are also due to construction errors and faulty designs.

These results show that there are massive problems in the practical protection of amphibian crossings, although the MAmS (BMV 2000) provides regulations with detailed technical specifications. Thus, the legal protection of amphibian species is undermined by numerous existing deficiencies. Current problems, such as the spread of diseases (particularly chytridiomycosis) and loss through predation (e. g. by invasive species like racoon and racoon dog) are mentioned.

1 Einleitung

Mit dem Ausbau und der Erneuerung des Straßenverkehrsnetzes gehen seit Jahrzehnten eine zunehmende Fragmentierung der Landschaft und eine entsprechende Zerschneidung der Lebensräume terrestrischer Tierarten einher. Auch die Verkehrszunahme auf ehemals gering befahrenen Straßen stellt eine zunehmende Barrierewirkung dar (SCHNEEWEISS 1994, GÖTTSCHE et al. 2003). Amphibien sind davon besonders betroffen, da sie jährliche größere Wanderungen zwischen Laichgewässern und Landlebensräumen unternehmen. Ihre Wanderwege queren oftmals Straßen, sodass ein hohes Mortalitätsrisiko sowohl bei der Hinwanderung zum Laichgewässer im Frühjahr als auch bei der Rückwanderung der Alt- und Jungtiere in die sommerlichen Landlebensräume und in die Überwinterungsgebiete besteht.

Die unmittelbare Gefahr für Amphibien besteht im Tod durch Überrollen. Ab einer bestimmten Geschwindigkeit induzieren Fahr-

zeuge jedoch auch eine Druckwelle auf der Fahrbahnoberfläche, welche sich auf Amphibien ebenso tödlich auswirken kann (HUMMEL 2001). Neben dem direkten Tod auf der Fahrbahn geht von der Straße und ihren Begleitbauwerken auch eine Barrierewirkung aus. Unüberwindbare Bordsteinkanten können zusätzliche Hindernisse darstellen, und auch Gullys, Schächte, Lärmschutzwände, Abflussrinnen u. ä. sind oft tödliche Fallen, aus denen die Tiere, einmal hinein geraten, nicht mehr selbstständig entkommen.

Diese naturschutzfachliche Problemstellung ist seit langem bekannt und im Bewusstsein der Öffentlichkeit. Ehrenamtliche und hauptamtliche Naturschützer errichten vielerorts temporäre, als Krötenzäune bezeichnete Schutzanlagen und bewahren hiermit zahlreiche Amphibien vor dem Verkehrstod. Vor allem beim Neu- oder Ausbau von Straßen werden in Brandenburg seit Anfang der 1990er Jahre in bekannten Konfliktbereichen dauerhafte Anlagen installiert, die mit Leiteinrichtungen entlang der Straße und mit Durchlässen unter der Fahrbahn den Amphibien eine sichere Querung der Verkehrsstraße ermöglichen sollen. In jüngerer Zeit werden entsprechende Anlagen zunehmend auch nachträglich an bestehenden Straßen eingebaut.

Solche dauerhaften Schutzanlagen bedürfen einer regelmäßigen Kontrolle sowie Unterhaltung, um vorhandene Schäden zu reparieren und durch Mahd und Beräumung von Leiteinrichtung und Durchlässen die Funktionsfähigkeit zu gewährleisten. Landesweite Erhebungen an Straßen haben schon in früheren Jahren einerseits den Bedarf an entsprechenden Schutzanlagen, zusätzlich aber auch die Mängel an bestehenden Anlagen aufgezeigt (SCHNEEWEISS 1994, WOLF & SCHNEEWEISS 2000). Der vorliegende Beitrag basiert auf einer aktuellen Studie zum Bestand, Zustand und zur Funktion von Amphibienschutzanlagen in Brandenburg (GFN UMWELTPARTNER 2018).

2 Methodik

Der aktuelle Bestand und Zustand von Kleintierschutzanlagen an Straßen sowie von ungeschützten Amphibienwechseln wurde in Brandenburg bereits in den Jahren 1993 und 1998 recherchiert und wesentliche Ergebnisse veröffentlicht (SCHNEEWEISS 1994, WOLF & SCHNEEWEISS 2000). 2006 erfolgte eine erneute Recherche im Auftrag der Naturschutzstation Rhinluch.

Der Datenbestand dieser älteren Recherchen wurde 2017/2018 aufbereitet, korrigiert und ergänzt. Hierzu wurde eine umfangreiche Recherche bei verschiedenen Dienststellen, ehrenamtlichen Naturschützern und im Internet durchgeführt. An ausgewählten Amphibienwechseln fand eine Überprüfung durch Vor-Ort-Kontrollen statt. Der so aktualisierte Datenbestand zu Amphibienwechseln wurde beschrieben, analysiert und bewertet. Darauf aufbauend wurde der Bedarf zur Instandhaltung, Erneuerung und Ergänzung von Schutzanlagen abgeleitet und der Kenntnisstand in einem umfangreichen Projektbericht textlich und kartografisch dokumentiert (GFN UMWELTPARTNER 2018).

Wie bei den vorangegangenen Recherchen betrachten die Autoren Straßenabschnitte, an denen Amphibienwanderungen bekannt sind, als „Amphibienwechsel“ und untergliedern diese in folgende drei Gruppen:

1. Amphibienwechsel ohne Schutzmaßnahmen
2. Amphibienwechsel mit temporären Schutzmaßnahmen (zeitlich befristet aufgebaute Folienzäune, Handaufsammlungen oder zeitweilige Straßensperren)
3. Amphibienwechsel mit stationären (= dauerhaften) Schutzanlagen.

Im Ergebnis der aktuellen Erhebung liegen Informationen zu 656 Amphibienwechseln an Brandenburger Straßen aus allen Regionen bzw. Landkreisen vor. Da nicht von allen im Rahmen der Recherche angefragten Stellen bzw. Personen Antworten eingingen und auch die eingegangenen Rückmeldungen unterschiedlich umfangreich waren, weist der aktuelle Kenntnisstand immer noch Lücken auf. Die Vollständigkeit des Datenbestandes wird aber insgesamt als zufriedenstellend eingestuft.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Übersicht zu Amphibienwechseln an Straßen in Brandenburg

Nach aktuellem Kenntnisstand gibt es derzeit 609 Amphibienwechsel mit oder ohne Schutzanlagen (s. Tab. 1 und Abb. 1). Im Vergleich zur Umfrage von 2006 kamen mehr als 400 neue Datensätze hinzu. Die größte Steigerung betrifft stationäre Schutzanlagen. Seit der letzten publizierten Umfrage (WOLF &

SCHNEEWEISS 2000) sind viele derartige Anlagen neu errichtet worden. Die Zunahme bei den ungeschützten Amphibienwechseln basiert vor allem auf dem Ausbau der Verkehrsinfrastruktur und darüber hinaus auf einem verbesserten Kenntnisstand. Für die Großschutzgebiete Schorfheide-Chorin, Stechlin-Ruppiner Land, Westhavelland und Flusslandschaft Elbe Brandenburg lagen Daten aus den aktuellen Pflege- und Entwicklungsplänen vor. Für den Naturpark Hoher Fläming informierte die Naturwacht mit aktuellen Daten.

Neben den in Tab. 1 dargestellten Wechseln mit temporären Schutzmaßnahmen ist bei sieben Standorten nicht klar, ob weiterhin eine Betreuung stattfindet (in Tab. 1 nicht enthalten). Außerdem gibt es 34 ehemalige temporäre Anlagen, welche mittlerweile durch stationäre Einrichtungen ersetzt bzw.

ergänzt wurden, sie werden in Tab. 1 als stationäre Anlage gezählt. 45 temporäre Zäune wurden mittlerweile aufgegeben. Für neun von ihnen ist bekannt, dass weiterhin ein Schutzbedarf besteht.

Bei den stationären Schutzanlagen ist zu berücksichtigen, dass es sich bei 16 Anlagen aus dem Datenbestand des Landesbetriebs Straßenwesen nicht um Querungshilfen mit Durchlässen handelt, sondern lediglich um reine Leiteinrichtungen. Diese führen entweder zu bestehenden technischen Querungsbauwerken (Grabenunterführungen, Brücken etc.) oder stellen nur eine Barriere dar, ohne eine Querungsmöglichkeit zu bieten, sodass hier die Mortalitätsrate der Amphibien zwar reduziert wird, aber Wanderungsbeziehungen zwischen Teilhabräumen bzw. -populationen u. U. vollständig unterbunden werden.

Tab. 1
Gemeldete Amphibienwechsel an Brandenburger Straßen 1993 bis 2018

Jahr	ohne Schutzmaßnahme	temporäre Schutzmaßnahme (Folienzaun)	stationäre Schutzanlage (Tunnel/Leiteinrichtung)	Summe
1993	154	48	1	203
1998	141	113	29	283
2006*	44	80	63	187
2018	277	111	221	609

* Daten unvollständig

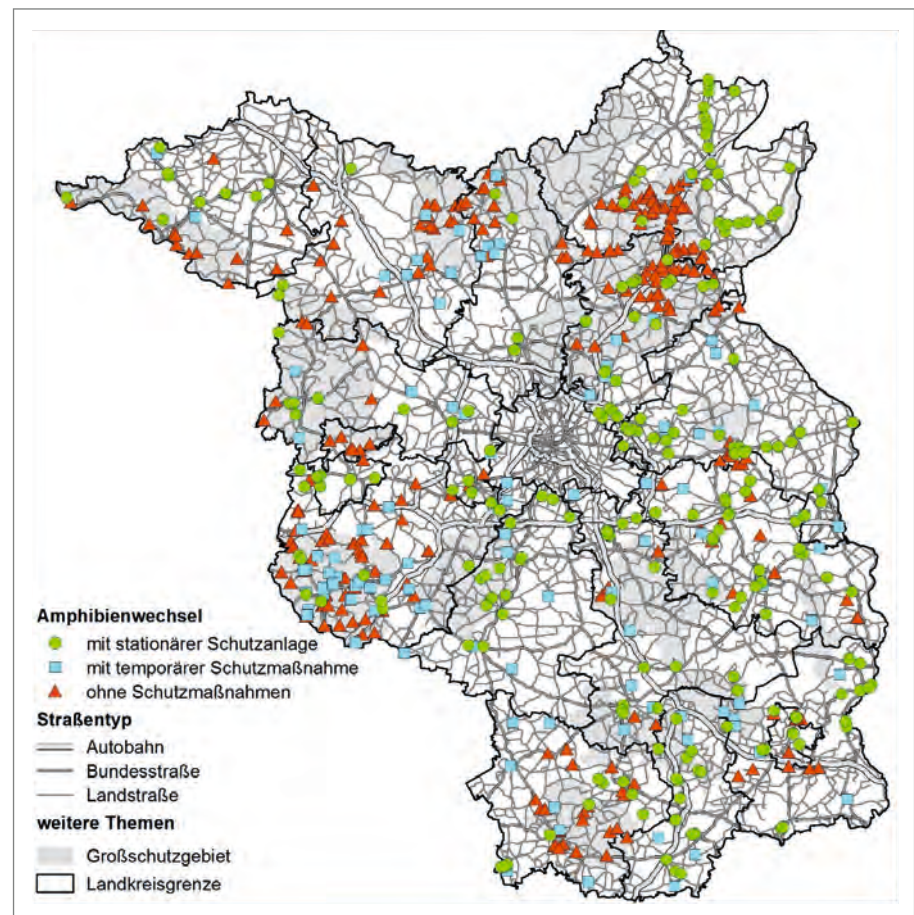


Abb. 1
Lage der gemeldeten Amphibienwechsel an Brandenburger Straßen 2018

3.2 Verteilung von Amphibienwechselln auf Straßentypen

Die Mehrzahl der stationären Amphibienschutzanlagen befindet sich an Bundesstraßen, gefolgt von Landesstraßen (s. Tab. 2). 21 Anlagen befinden sich an Autobahnen, wobei es sich meist um reine Leiteinrichtungen ohne Tunnel handelt, da die große Straßenbreite mit einer amphibiengeeichten Untertunnelung i. d. R. nicht vereinbar ist. Temporäre Anlagen an Bundesstraßen sind nur wenige bekannt, sie befinden sich zumeist an Landes- und Kreisstraßen sowie sonstigen Straßen. Zu beachten ist, dass es vereinzelt kombinierte Anlagen gibt (z. B. stationäre Anlage mit ergänzendem temporären Zaun oder weiterem Bedarf). Mit Abstand die meisten Amphibienwechsel ohne Schutzmaßnahmen wurden auf Landesstraßen registriert (n = 111). Dies dürfte auf die z. T. relativ geringe Verkehrsfrequenz dieser Straßen und die demzufolge auch ohne Schutzmaßnahmen noch existierenden Amphibienvorkommen zurückzuführen sein.

3.3 Stationäre Amphibienschutzanlagen

3.3.1 Bestand und Charakterisierung

Die Längen der insgesamt 221 stationären Anlagen betragen nach vorliegendem Datenbestand zwischen 30 und 2.100 m (vgl. Abb. 2). Die längste Anlage steht demnach in der Prignitz an der B5 / Ortsumfahrung Karstädt. Die 2.100 m teilen sich dabei in zwei Abschnitte auf (1.600 m und 500 m), wobei der lange Abschnitt nur mit zwei Otterdurchlässen und der kurze Abschnitt nur mit fünf Amphibiendurchlässen ausgestattet sind. Die zweitlängste Einrichtung mit 2.050 m an der A20 in der Uckermark weist ebenfalls nur vier Otterdurchlässe auf. Bei der drittlängsten Anlage am Parsteinsee im Landkreis Barnim, mit einer Länge von 2.000 m, handelt es sich um eine Kombination aus einem temporären Folienzaun und einer stationären Anlage; allerdings beziehen sich die 2.000 m auf den gesamten Wanderkorridor, welcher jedoch nicht durchgängig geschützt ist (NESSING 2015). Diese Anlage wurde daher in Abb. 2 nicht berücksichtigt.

16 der 221 stationären Anlagen haben keinen Durchlass, bei 43 Anlagen ist die Anzahl der Durchlässe unbekannt (s. Abb. 3). Das Maximum liegt bei 18 Durchlässen, welche sich in der 950 m langen Anlage an der B87 bei Beeskow (Landkreis Oder-Spree) befinden.

Für die Anlagen, bei denen Länge und Anzahl der Durchlässe bekannt sind, wurde der durchschnittliche Abstand der Durchlässe berechnet (Länge der Leiteinrichtung dividiert durch Anzahl Durchlässe plus 1, da die Leiteinrichtung i. d. R. nicht mit Durchlässen endet). Nach den vorliegenden Daten (s. Tab. 3) erreichen weniger als 10 % der

Tab. 2

Gemeldete Amphibienwechsel nach Straßentyp 2018

Straßentyp	ohne Schutzmaßnahmen	temporäre Anlage	stationäre Anlagen
Autobahn	10	0	21
Bundesstraße	40	7	78
Landesstraße	111	29	54
Kreisstraße	45	23	28
Kommunale Straße	18	14	15
Sonstige (Anliegerstraße, Radweg, Gewerbestraße, Betriebszufahrt, unbekannt)	53	38	25
Summe	277	111	221

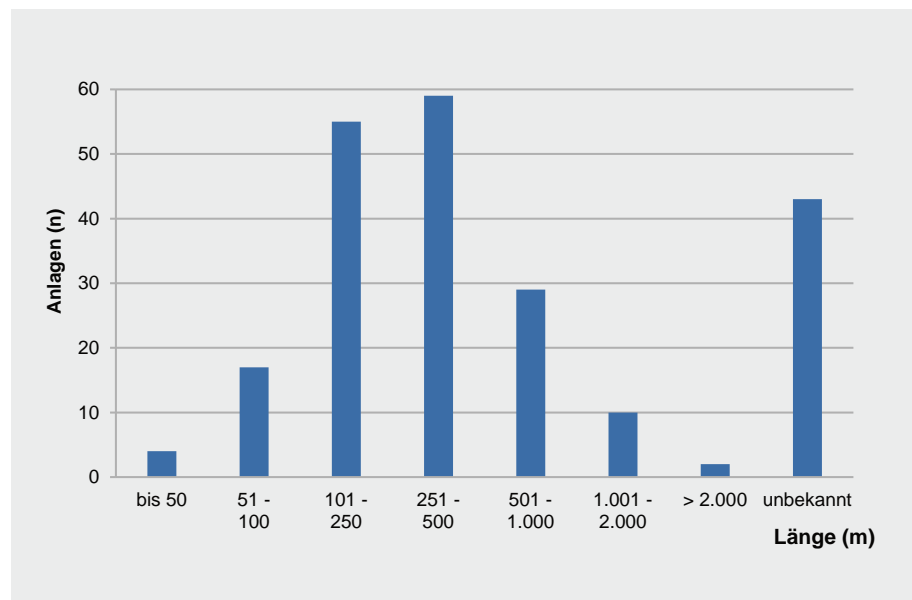


Abb. 2

Länge stationärer Amphibienschutzanlagen

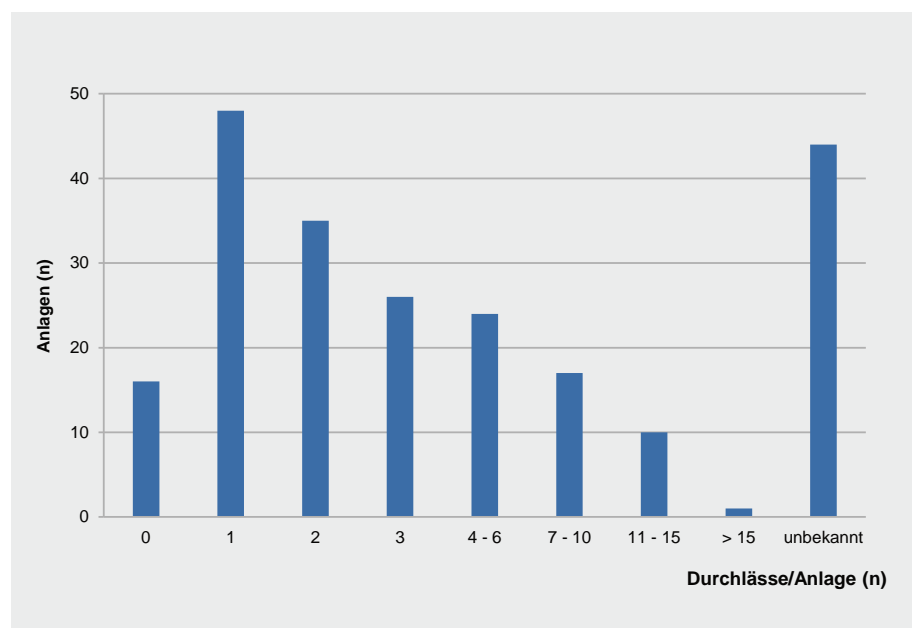


Abb. 3

Anzahl der Durchlässe an stationären Amphibienschutzanlagen

Anlagen den Empfehlungswert des MAmS (BMV 2000) von ca. 30 Metern. Bei rund einem Drittel der Anlagen beträgt der Abstand im Mittel mehr als 100 m, wobei die 16 Anlagen, die überhaupt keinen Durchlass aufweisen, noch nicht einmal mit einberechnet sind.

Die älteste stationäre Anlage wurde Anfang der 1990er Jahre an der B1 bei Seelow (Landkreis Märkisch-Oderland) errichtet. Für einen Großteil der Anlagen datiert der Bau auf die Jahre zwischen 2000 und 2010 (s. Tab. 4).

3.3.2 Zustand ausgewählter Anlagen und auftretende Probleme

Einschätzungen zum Zustand bzw. zur Funktionsfähigkeit stationärer Anlagen liegen nur teilweise vor. Sie stammen aus verschiedenen Quellen (Angaben von Mitarbeitenden der UNB oder GSG, von Ehrenamtlichen oder aus eigenen Ortsbesichtigungen). Es ist daher zu berücksichtigen, dass ihnen kein gemeinsamer Standard zugrunde liegt. Die Einschätzung erfolgte außerdem meist nur anhand des Zustands der Anlage bzw. der örtlichen Gegebenheiten. Funktionskontrollen im Sinne von GEISE et al. (2008), d. h. Erfassungen inwiefern die Anlagen von Amphibien genutzt bzw. umwandert oder sogar überklettert werden, liegen nur für sehr wenige Anlagen vor.

Auf Grundlage der aktuellen Daten ist die Funktionsfähigkeit nur für ein Drittel der Anlagen als gut einzuschätzen, zwei Drittel weisen erhebliche oder sehr gravierende Mängel auf (Abb. 4). Somit hat sich die Situation hinsichtlich der Funktionsfähigkeit im Vergleich zu 1998 nicht verbessert. WOLF & SCHNEEWEISS (2000) registrierten damals an 6 von 10 besichtigten Anlagen grobe Mängel mit entsprechenden Funktionseinbußen. In der Umfrage 2006 waren die Einschätzungen günstiger (gute Funktionsfähigkeit für 70 % der Anlagen), wobei damals wohl keine vor-Ort-Besichtigungen erfolgten, sondern ausschließlich die Einschätzungen der befragten Teilnehmer übernommen wurden.

In der aktuellen Umfrage finden sich Angaben zu Problemen bei 65 Anlagen (s. Tab. 5).

Bei den im Rahmen des vorliegenden Projekts nach Zufallsauswahl vorgenommenen 21 Ortseinsichten im Jahr 2017 wiesen mehr als 70 % (15 Anlagen) eine mangelhafte Unterhaltung auf, sodass Tiere über die aufwachsende bzw. überhängende Vegetation auf die Fahrbahn gelangen konnten (Abb. 5). Auch Amphibienstopprinnen waren zum Teil nicht mehr funktionsfähig, die Rinnen waren zum Teil mit Erdstoffen und/oder Laub zugesetzt oder die Gitterroste abgedeckt (Abb. 6). Mehrfach waren Leiteinrichtungen beschädigt und wurden offenbar nicht mehr gewartet (Abb. 7). Bei mehr als

Tab. 3

Durchschnittlicher Abstand der Durchlässe an stationären Anlagen

durchschnittlicher Abstand der Durchlässe	Anzahl stationärer Anlagen
≤ 30 m	14
31–50 m	43
51–100 m	43
101–200 m	31
201–500 m	12
> 300 m	9

Tab. 4

Baujahr stationärer Anlagen

Baujahr	Anzahl stationärer Anlagen
1990–1999	10
2000–2005	36
2006–2010	21
2011–2017	11

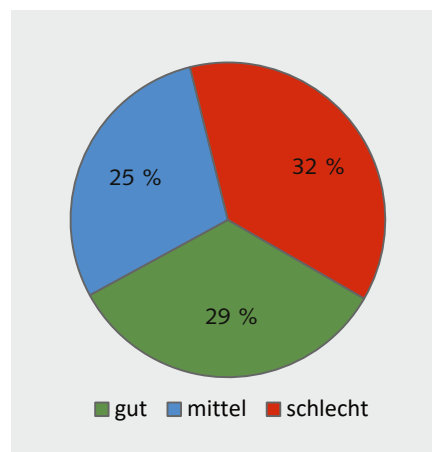


Abb. 4

Einschätzung der Funktionsfähigkeit von stationären Amphibienschutzanlagen im Jahr 2018

Tab. 5

Auftretende Probleme laut Umfrage 2018 (Aussagen zu 65 Anlagen)

Gemeldete Probleme	Anzahl stationärer Anlagen
mangelnde Unterhaltung (keine Laubberäumung, fehlende Mahd)	31
Leitelemente beschädigt / nicht repariert	17
Abstände zwischen den Tunneln zu groß	16
keine Durchlässe oder Umleiter am Ende der Leiteinrichtung	16
Anlage zu kurz	13
Prädatoren	7
ungeschützte Zwischenabschnitte	7
Tunnel zu trocken	7
Tunnel z. T. unter Wasser	6
Fugenausgestaltung mangelhaft	6
Barrieren	2
Tunnelgestaltung mangelhaft	1



*Abb. 5
Eine Leiteinrichtung im Landkreis Prignitz lässt sich wegen fehlender Mahd unter der überhängenden Vegetation nur noch erahnen und kann von Amphibien ohne weiteres überklettert werden. Auch die zugewachsene Lauffläche stellt für wandernde Tiere einen hohen Raumwiderstand dar
Foto: S. Jansen*



*Abb. 6
Unbefugt ausgelegte Kunststoffmatten und aufliegendes, nicht beräumtes Laub an Grundstückszufahrten machen die Gitterroste einer Anlage im Landkreis Prignitz für Amphibien passierbar
Foto: C. Kronmarck*



*Abb. 7
Mangels Reparaturen hat eine Leiteinrichtung im Landkreis Havelland keinen Anschluss an den Durchlass mehr, dieser ist außerdem halb mit Laub verstopft. Wandernde Amphibien werden daher kaum noch am Überqueren der Straße gehindert
Foto: S. Jansen*

60 % (13 Anlagen) ist die Anzahl der Tunnel im Hinblick auf die Länge der Leiteinrichtung zu gering, sodass die Anlagen z. T. vorrangig als Barriere fungieren (im Einzelfall auch sinnvoll). Von den im Jahr 2017 vor Ort begutachteten Anlagen wurden nur zwei als voll funktionstüchtig angesehen. Bei neun Anlagen wurde die Funktionstüchtigkeit als mittelmäßig bewertet, zehn Anlagen wurden hingegen als nicht funktionstüchtig eingestuft.

Bei mindestens drei stationären Anlagen werden aktuell ergänzend weiterhin temporäre Zäune aufgebaut, um die nicht ausreichende Länge oder ungeschützte Zwischenabschnitte zu kompensieren.

3.3.3 Zuständigkeit der Betreuung

Für die Betreuung stationärer Anlagen an Straßen ist entweder der Baulastträger oder eine Stelle, an die die Aufgabe delegiert wurde, zuständig. Entsprechend der Verteilung der stationären Anlagen auf die verschiedenen Straßentypen sind für den größten Teil der Anlagen in Brandenburg die Straßenmeistereien des Landesbetriebs Straßenwesen zuständig (s. Tab. 6).

In den Landkreisen Havelland, Potsdam Mittelmark und Potsdam (Stadt) hat der Landesbetrieb Straßenwesen West seit 2016 eine unbefristete vertragliche Vereinbarung mit dem NABU-Landesverband Brandenburg zur Betreuung abgeschlossen. Hintergrund waren unzureichende Arbeitskapazitäten der Straßenmeistereien für die Betreuung aufgrund anderer dringender Arbeiten im Zeitraum der notwendigen Unterhaltungsmaßnahmen. Zumindest für einen Teil der betroffenen Anlagen hat sich dieses Vorgehen inzwischen bewährt.

3.4 Temporäre Amphibienschutzanlagen

3.4.1 Bestand und Charakterisierung

Die Längen der insgesamt 118 temporären Anlagen (Tab. 2) liegen nach vorliegendem Datenbestand zwischen 5 m und 1.700 m (vgl. Abb. 8). Die längste Anlage ist 1.700 m lang und befindet sich im Landkreis Havelland bei Parey, ein ca. 1.200 m langer Schutzzaun steht an der L10 bei Perleberg in der Prignitz.

Ob die Zäune einseitig oder beiderseits der Straße aufgestellt werden, ist in den meisten Fällen nicht bekannt. Wo Angaben vorliegen, handelt es sich in 21 Fällen um einen einseitig, in 14 Fällen um einen beidseitig aufgestellten Zaun. Dabei kann letzteres sowohl bedeuten, dass die Hin- und die Rückwanderung der Amphibien geschützt wird, als auch dass in diesem Straßenabschnitt entgegengesetzte Anwanderungen zu Laichgewässern auf beiden Seiten der Straße erfolgen.

Tab. 6
Zuständigkeit für die Betreuung stationärer Anlagen

Straßentyp	Anzahl Anlagen
Straßenmeistereien des Landesbetriebs Straßenwesen*	153
Straßenmeistereien** der Landkreise (Kreisstraßen)	28
Betriebshöfe** der Kommunen (Kommunale Straßen)	15
unbekannt	25

* zuständig für Autobahnen, Bundes- und Landesstraßen, ** oder vergleichbare Dienststelle

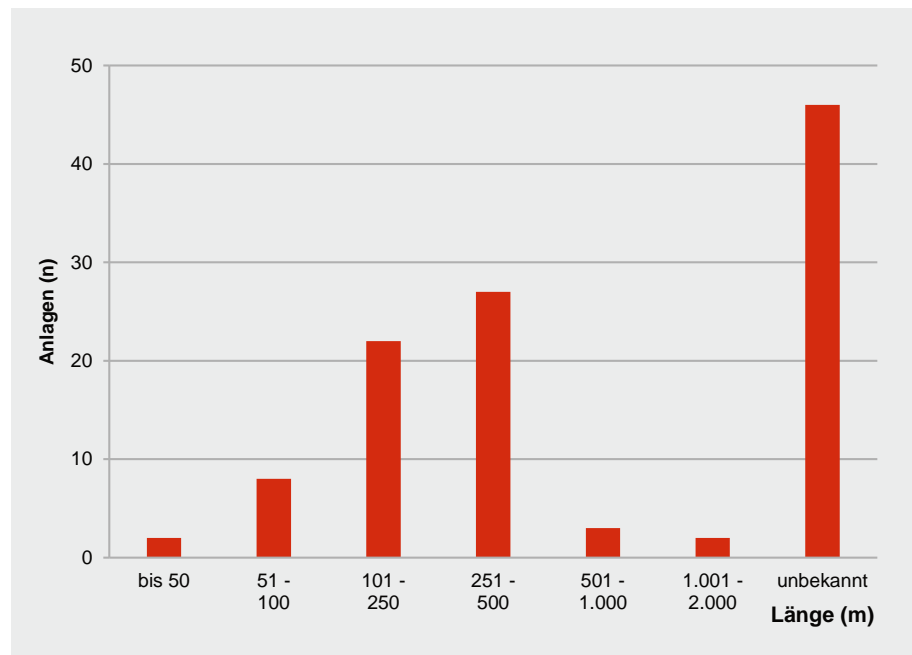


Abb. 8
Länge temporärer Amphibienschutzanlagen

Tab. 7
Status der Betreuung temporärer Anlagen

Status der temporären Anlagen	Anzahl Anlagen
aktuell vermutlich weiterhin betreut	111
vermutlich aufgegeben	7
ersatzlos aufgegeben	45
durch stationäre Anlage ersetzt	24
stationäre Anlage vorhanden, Zaun wird aber weiterhin als Ergänzung gestellt	3 (+3)

3.4.2 Betreuungsstatus

Nach aktuellem Kenntnisstand wurden 24 frühere temporäre Einrichtungen mittlerweile durch stationäre Anlagen ersetzt (s. Tab. 7). Mindestens drei stationäre Anlagen werden weiterhin mit Folienzäunen ergänzt, bei drei weiteren ist es unklar, ob weiterhin Zäune gestellt werden.

111 temporäre Einrichtungen werden als aktuell eingestuft. Sieben Anlagen existieren wahrscheinlich nicht mehr. 45 Anlagen wurden ersatzlos aufgegeben. Die Gründe hierfür sind

meist unklar - in einem Fall ist bekannt, dass der Betreuer verstarb. In je einem anderen Fall gingen die Amphibienzahlen stark zurück bzw. trocknete das Laichgewässer aus. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass die „aufgegebenen“ Zäune in den meisten Fällen auf Personalmangel zurückzuführen sind.

Bei 32 nicht oder vermutlich nicht mehr betreuten Fangzäunen ist das Jahr des Beginns und Endes der Schutzmaßnahme bekannt. Die sich daraus ergebende Betreuungsdauer ist in Tab. 8 dargestellt. Keines der dort angeführten Amphibienzaunprojekte wurde durch

eine stationäre Anlage ersetzt. Aus den Daten lässt sich nicht erkennen, ob der Beginn bzw. die Aufgabe jeweils vor oder nach der Wandersaison der Amphibien liegt (Fehler von einem Jahr sind daher möglich).

Auch von einigen aktuell noch betreuten temporären Anlagen ist das Jahr des Beginns bekannt. Für diese wurde die Standarddauer bis zum Jahr 2018 berechnet. Der älteste den Autoren bekannte Amphibienzaun wurde erstmals 1985 aufgestellt (B96 zwischen Riedebeck und Bornsdorf; Landkreis Dahme-Spreewald), der zweitälteste 1990 (Schwarzer Weg in Müncheberg; Landkreis Märkisch-Oderland).

3.5 Sonstige für Amphibien nutzbare Querungshilfen

Die Datenbank des Landesbetriebs Straßenwesen Brandenburg enthält neben Schutzanlagen, die explizit als Amphibienschutzanlagen benannt sind, auch weitere Objekte, die zum Schutz der Tierwelt eingerichtet wurden und ebenfalls von Amphibien als Querungshilfe genutzt werden können, wie z. B. Brückenbauwerke (s. Tab. 9, Abb. 9). Zu beachten ist, dass diese Anlagen entsprechend der Zuständigkeit des Landesbetriebs Straßenwesen ausschließlich an Autobahnen sowie Bundes- und Landesstraßen erfasst wurden. Entsprechende Anlagen an anderen Straßen fehlen daher in der Darstellung.

Tab. 8
Betreuungsdauer temporärer Anlagen

Betreuungsdauer	nicht oder vermutlich nicht mehr betreute Zäune	weiterhin betreute Zäune (Anzahl Jahre bis 2018)
1 Jahr	9	2
2–5 Jahre	4	11
6–10 Jahre	9	13
11–15 Jahre	6	7
16–20 Jahre	4	21
über 20 Jahre		21

Tab. 9
Sonstige Schutzanlagen für Tiere an Straßen

Typ	Anzahl
Durchlass für Säuger	214
Unterführungen für Wild (an Forst- und Wirtschaftswegen sowie Gleisanlagen)	442
Bermen an Gewässerdurchlass oder Brücke	438
Grünbrücken (Breite >50m) und Wildbrücken (Breite <50 m)*	8



Abb. 9
Beim Straßenneubau ist die Errichtung von Brücken – wie hier an der Querung der A 14 über die Löcknitz im Landkreis Prignitz – hinsichtlich der Passierbarkeit für Amphibien die beste Lösung

Foto: S. Jansen

Die einzelnen Anlagen sind z. T. mit ergänzenden Leiteinrichtungen ausgestattet, z. T. aber auch nicht. Ob diese auch für Amphibien als Leiteinrichtung fungieren können, ist unterschiedlich zu bewerten (Wildschutzzäune oder Otterzäune ohne zusätzliche Amphibiensperre sind z. B. für Amphibien passierbar). Da die Anlagen für andere Tiere als Amphibien konzipiert wurden, dürften hier in den meisten Fällen keine nennenswerten Amphibienwechsel bestehen. Die tatsächliche Bedeutung dieser Querungsmöglichkeiten für Amphibienpopulationen ist allerdings nicht untersucht.

3.6 Andere Schutzmaßnahmen an Amphibienwechseln

Eine weitere Möglichkeit, das Mortalitätsrisiko für wandernde Amphibien an Straßen zu reduzieren, ist die vorübergehende Straßenspernung. 1998 waren zwei derartige Fälle bekannt (WOLF & SCHNEEWEISS 2000). Im Rahmen der Umfrage 2017/18 wurde nur eine aktuelle temporäre (nächtliche) Straßenspernung als Schutzmaßnahme in Brandenburg ermittelt (Straße am Parsteinsee in der Uckermark). In anderen Bundesländern wird (oder wurde) dies durchaus häufiger praktiziert. So gab es z. B. in Niedersachsen 1996 insgesamt 74 Straßensperrungen. Das entsprach durchschnittlich drei Straßen pro Landkreis (PODLOUCKY 1996).

Beschilderungen, die Autofahrer zumindest darauf hinweisen, wandernde Amphibien zu beachten, waren 1998 in 13 Fällen bekannt (Abb. 10). Dies entsprach 8 % der Amphibienwechsel ohne temporären oder stationären Zaun (WOLF & SCHNEEWEISS 2000). Nach dem aktuellen Kenntnisstand gibt es acht Straßenabschnitte mit entsprechender Beschilderung, doch sind diese Angaben vermutlich sehr unvollständig. Inwiefern solche Beschilderungen tatsächlich zum Schutz wandernder Amphibien beitragen, ist ungewiss.

3.7 Amphibienwechsel ohne Schutzmaßnahmen

Der Kenntnisstand zum Handlungsbedarf an ungeschützten Amphibienwechseln ist weiterhin sehr lückenhaft. Dies zeigt sich daran, dass in vier Großschutzgebieten mit systematischer Ermittlung des Bedarfs im Rahmen der Pflegeplan- bzw. FFH-Managementplanerarbeitung eine Vielzahl neuer Amphibienwechsel aufgenommen wurde. Das vollständige Fehlen von „Amphibienwechseln ohne Schutzmaßnahmen“ in manchen Regionen (z. B. Teltow-Fläming, Märkisch Oderland, Nuthe-Nieplitz, Uckermärkische Seen; s. Abb. 1) entspricht sicherlich nicht der Realität und sollte im Rahmen einer Fortführung der Datenbank überprüft werden.

Bei den Amphibienwechseln ohne Schutzmaßnahmen sind in 39 Fällen Vorkommen von Arten der FFH-Richtlinie (Anhang II / IV) bekannt (Knoblauch-, Kreuz-, Wechselkröte, Moor-, Laubfrosch, Rotbauchunke und/oder Kammolch). Aus artenschutzrechtlichen Gründen besteht an diesen Wechseln also ein besonders hoher Handlungsbedarf. Unter den zahlreichen Amphibienwechseln, zu denen gar keine Artangaben vorliegen, sind wahrscheinlich viele weitere mit Vorkommen von streng geschützten Arten.

Die Dringlichkeit des Schutzbedarfes an den gemeldeten ungeschützten Wechseln ist im Einzelfall unterschiedlich. Überfahrene Amphibien deuten nicht zwingend auf eine Populationsgefährdung hin.

Im Einzelfall können auch die lokalen Gegebenheiten (Topografie, Grundwasserstand, Eigentumsverhältnisse, angrenzende Bauwerke oder Versorgungsleitungen usw.) den Einbau funktionierender Querungshilfen erschweren oder gar unmöglich machen. Eine ausführliche Übersicht zum Thema findet sich z. B. bei KORDGES (2003).



Abb. 10

Ein alleiniger Schutz von Amphibienwechseln durch Hinweisschilder und Geschwindigkeitsbegrenzungen ist i. d. R. wenig effektiv, da sie von vielen Autofahrern nicht beachtet werden. Ggf. dienen sie auch nur als Argument, auf aufwändigere Schutzmaßnahmen wie den Einbau einer dauerhaften Leiteinrichtung mit Tunneln zu verzichten

Foto: S. Jansen

4 Handlungsbedarf beim Amphibienschutz an Straßen im Land Brandenburg

4.1 Stationäre Schutzanlagen

Die Ergebnisse der Recherche zeigen eine deutliche Zunahme der stationären Amphibienschutzanlagen in Brandenburg, sodass Gefährdungen an vielen Amphibienwechsellern reduziert wurden. Gleichzeitig zeigt sich aber auch, dass viele Anlagen konstruktionsbedingt sowie aufgrund mangelhafter Wartung und Pflege nur eingeschränkt funktionsfähig sind.

Daraus leitet sich ab, dass an Planungen für zukünftige Schutzanlagen hohe fachliche Anforderungen zu stellen sind. Die Wirksamkeit der Anlagen sollte nach ihrer Errichtung unbedingt durch entsprechende Untersuchungen geprüft (z. B. GEISE et al. 2008) und dies vor allem bei Straßenneubauten als Auflage auch in die Genehmigung aufgenommen werden. Bei unzureichend gewarteten Anlagen sind die zuständigen Stellen für die ordnungsgemäße Unterhaltung in die Pflicht zu nehmen.

4.1.1 Technische Anforderungen an stationäre Schutzanlagen

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass – wie in vielen anderen Bereichen des Naturschutzes – auch im Amphibienschutz an Straßen ein massives Umsetzungsproblem besteht. So enthält das MAmS (BMV 2000), welches die Grundlage für die Planung, Errichtung und Unterhaltung von stationären Amphibienschutzanlagen ist, eindeutig formulierte Anforderungen, die aber offensichtlich in sehr vielen Fällen nicht beachtet oder nicht umgesetzt werden.

Für die Errichtung von dauerhaften Amphibienschutzanlagen gibt es verschiedene Anbieter für Leit- und Tunnelelemente. Welche Konstruktion die optimale Lösung bietet, hängt von den jeweiligen örtlichen Verhältnissen ab. Die nachfolgenden technischen Anforderungen an dauerhafte Amphibienschutzanlagen sind jeweils einzelfallbezogen zu formulieren (Quelle: BMV 2000, NABU 2017).

Sperr- und Leiteinrichtungen sind aus Beton oder Stahlelementen so herzustellen und einzubauen, dass Formstabilität, Standfestigkeit und Kippsicherheit sowie Bruch- und Schlagfestigkeit gegeben sind (Abb. 11). Darüber

hinaus sind das Sprung- und Klettervermögen einiger Arten zu berücksichtigen. Auch Metamorphlinge haften und klettern sehr gut an glatten Oberflächen, daher empfiehlt sich ein so genannter Überkletterschutz (abweisende Kanten oder Winkel meist an der oberen Kante des Leitelements). Die Höhe der Leiteinrichtungen muss mindestens 40 cm, für manche Arten (Spring- und Laubfrosch, Abb. 12) besser 60 cm betragen. Für den Laubfrosch haben sich über die Lauffläche geeignete Leitelemente aus Stahlbeton bewährt (ZBIERSKI & SCHNEEWEISS 2003).

Die Leiteinrichtungen müssen eine mindestens 20 cm breite hindernisfreie Lauffläche aufweisen. Einmündungsbereiche von Wirtschaftswegen oder Grundstücksauffahrten müssen durch Rinnen mit Gitterrostabdeckung in die Leiteinrichtung integriert werden. Die Enden der Leiteinrichtung sind bei Bedarf U-förmig zu gestalten, damit in die falsche Richtung wandernde Tiere zum nächsten Durchlass zurückgeleitet werden. Im MAmS (BMV 2000) werden für Durchlässe Standardmaße für die verschiedenen Durchlasstypen angegeben (Tab. 10). Diese basieren auf jahrzehntelangen Erfahrungen und wissenschaftlichen Untersuchungen.

Tab. 10
Erforderliche Standardmaße für Amphibiendurchlässe (BMV 2000)

Durchlass	bis 20 m Länge	bis 30 m Länge	bis 40 m Länge	bis 50 m Länge
Rechteckprofil (lichte Weite/lichte Höhe)	100/75 cm	150/100 cm	175/125 cm	200/150 cm
Kreisprofil (lichte Weite)	100 cm	140 cm	160 cm	200 cm



Abb. 11
Massive Anlagen aus Stahlbeton mit großlumigen Durchlässen haben sich bewährt (Anlage am Kiesschacht Ponnisdorf, Landkreis Elbe-Elster)
Foto: N. Schneeweiß



Abb. 12
 Der streng geschützte Laubfrosch kann von allen heimischen Amphibienarten am besten klettern und besitzt ein hervorragendes Sprungvermögen. Die meisten Leiteinrichtungen überwindet er mühelos. Im Bild nutzen die Laubfrösche die Oberkante eines Amphibienzaunes als Sitzwarte
 Foto: J. Giebertmann

Bei der Planung der Durchlässe sind der Wanderkorridor sowie die Wanderrichtung zu berücksichtigen. Fallweise kann auch ein Einbau schräg zur Straßenachse notwendig sein. Der Abstand der Durchlässe sollte bei straßenparalleler Führung der Leiteinrichtung 30 m nicht übersteigen. Die Anbringung von Leitblenden sollte ein Vorbeilaufen der Amphibien am Durchlass verhindern.

Als Durchlässe sind nach oben geschlossene Elemente zu bevorzugen. Bei hohem Grundwasserstand, vorhandenen Versorgungsleitungen unter der Straße o. ä. ist auch ein oberflächennaher Einbau von Rahmendurchlässen möglich. Wo Fließgewässer die Straße queren, können entsprechend dimensionierte Tunnel mit beidseitigen Bermen Amphibien und anderen bodengebundenen Kleintieren das Unterqueren der Straße ermöglichen.

4.1.2 Ergänzende Maßnahmen zur Verbesserung der Wirksamkeit stationärer Schutzanlagen

Die Errichtung einer Leiteinrichtung sollte wo immer möglich durch ein neu angelegtes Laichgewässer auf der Seite der Anwanderung ergänzt werden, damit die Amphibien die Möglichkeit haben, sich dort zu reproduzieren und eine Querung der Straße ganz zu vermeiden. Gegebenenfalls muss dies kombiniert werden mit einer Umsiedlung der betroffenen Populationen, indem die Tiere an der Leiteinrichtung (oder vor deren Errich-

tung an einem temporären Zaun) mit Eiern abgefangen und im Ersatzgewässer in Laichkäfige eingesetzt werden, sodass sie dieses nicht gleich wieder verlassen können. Derartige Umsiedlungen von Amphibienpopulationen sind komplexe und nicht selten erfolglose Unterfangen, die neben einer behördlichen Genehmigung auch einer gewissenhaften Planung und Durchführung bedürfen (BREUER 2017, HACHTEL et al. 2017).

4.1.3 Unterhaltung und Instandhaltung stationärer Schutzanlagen

Auch hinsichtlich der Unterhaltung formuliert das MAmS (BMV 2000) deutlich: „Anlagen zum Amphibienschutz sind Bestandteile der Straße. Für die Pflege und Unterhaltung ist der Straßenbaulastträger zuständig. Sie sollten regelmäßig kontrolliert und ggf. instand gesetzt werden, insbesondere 1. vor Beginn der Frühjahrswanderung, 2. Ende Mai bis Mitte Juni vor der Abwanderung der Jungtiere, 3. im September [Anmerkung der Autoren: besser bereits Ende August] vor Beginn der Herbstwanderung. Beidseits ist ein mindestens 50 cm breiter Streifen zu mähen (Mähgut abtransportieren), überhängender Bewuchs sowie angesammeltes Laub bzw. eingeschwemmte Erde sind zu entfernen“.

Bei Häufigkeit und Zeitpunkt der Mahd entlang der Leiteinrichtungen muss entsprechend den örtlichen Gegebenheiten ggf. unterschiedlich vorgegangen werden. Das Mähen ist wichtig, damit die vorhandene Vegetation für wandernde Amphibien keinen zu

hohen Raumwiderstand bietet, die Leiteinrichtung nicht durch überhängenden Bewuchs überklettert werden kann und die Zugänge der Durchlässe gut erreichbar sind. Die Mahd sollte sensibel und ausschließlich bei Bedarf erfolgen. Bei einer Mahd im Sommer besteht z. B. die Gefahr, dass abwandernde Jungtiere getötet werden oder den Tieren nach der Mahd keine ausreichende Deckung zum Schutz vor Fressfeinden mehr zur Verfügung steht (NABU 2018). In manchen Fällen stellen auch die Bereiche entlang der Leiteinrichtung ein reiches Blütenangebot bereit und sind zeitweise das einzige Nektar- und Pollenangebot für Insekten im weiteren Umkreis (NABU 2018).

Um die Umsetzungsdefizite zu verringern, muss das Thema Amphibienschutz an Straßen noch stärker ins Bewusstsein der verantwortlichen Dienststellen und der ehrenamtlichen Helfer/-innen gerückt werden. Empfohlen werden dafür u. a. die Organisation von Informations- und Schulungsveranstaltungen für hauptamtlich mit dem Thema befasste Mitarbeiter/-innen (untere Naturschutzbehörden, Großschutzgebietsverwaltungen, Naturwacht, Landesamt für Umwelt, Naturschutzfonds Brandenburg, Landesbetrieb Straßenwesen, Kreisstraßenmeistereien, Tiefbauämter u. a.).

Eine Checkliste für vor-Ort-Kontrollen bestehender Anlagen enthält Tab. 11. Werden lebende oder tote Amphibien in größerer Zahl auf der Straße beobachtet, ist dies i. d. R. als direkter Hinweis auf eine mangelhafte Funktionsfähigkeit zu betrachten.

Tab. 11
Checkliste für Mängelprüfungen an stationären Schutzanlagen

<p>1) konstruktionsbedingte Mängel</p> <ul style="list-style-type: none"> a) Durchlässe schlecht erreichbar, zu große Abstände b) Durchlässe zu lang, zu eng, überflutet, zu trocken c) Leiteinrichtung zu kurz, daher Umwanderung anzunehmen d) Leiteinrichtung zu niedrig, kein Überkletterschutz e) Anbindung an die Durchlässe mangelhaft f) Leiteinrichtung überflutet g) Leiteinrichtung hat zu viele Unterbrechungen (Weg-/Grundstückzufahrten) h) Sonstige Mängel
<p>2) technische Mängel wegen fehlender Reparaturen</p> <ul style="list-style-type: none"> a) Leiteinrichtung umgekippt, abgesackt, Ausspülungen b) Risse oder Fugen ermöglichen ein Überklettern der Leiteinrichtung c) Zugänge zu Durchlässen sind beschädigt und daher schlecht erreichbar d) Unterspülungen, Maus- oder Maulwurfgänge ermöglichen ein Unterwandern der Leiteinrichtung e) Sonstige Mängel
<p>3) Mängel wegen fehlender Wartung</p> <ul style="list-style-type: none"> a) Durchlässe durch Laub o. ä. verstopft b) durch Gitterroste abgedeckte Durchlässe an Grundstückszufahrten sind durch Laub oder unbefugt aufgebraute Matten o. ä. überwanderbar c) Leiteinrichtung nicht freigemäht/freigeräumt, dadurch Überklettern über überhängende Vegetation oder Ablagerungen möglich d) Lauffläche der Leiteinrichtung ist nicht frei, sondern bietet hohen Raumwiderstand (Laub, zugewachsen, Zweige, ...) e) Sonstige Mängel

4.2 Weitere Schutzmöglichkeiten

Grünbrücken werden nicht vorrangig für Amphibien, sondern in erster Linie für größere Säugetierarten oder ggf. für Fledermäuse errichtet und auch das nur bei großen Verkehrsstrassen (Autobahnen, ggf. mehrspurige Bundesstraßen). Ihre Zahl liegt in Brandenburg entsprechend niedrig. Neu errichtete Grünbrücken sollten begleitend immer mit Leiteinrichtungen für Amphibien und andere Kleintiere versehen werden, auch wenn keine größeren Amphibienvorkommen bekannt sind. Die Nutzung von Wildbrücken durch Amphibien dokumentierte z. B. ANSTOETZ (2018). Grünbrücken können für Amphibien v. a. für einen großflächigen Populationsverbund und somit für den genetischen Austausch bedeutsam sein. Die Straßentypen, an denen überhaupt Grünbrücken errichtet werden, stellen aufgrund ihrer Größe bzw. Breite und der Verkehrsdichte für Amphibien i. d. R. absolute Barrieren dar.

Neben dem mit hohen Kosten verbundenen Einbau stationärer Leiteinrichtungen inkl. Durchlässen können auch weniger aufwändige technische Möglichkeiten den Amphibientod auf Straßen deutlich verringern. Sie wurden und werden leider in viel zu wenigen Fällen eingesetzt. Oftmals wird beim Ausbau von Straßen die Situation hinsichtlich Barrieren und Fallen für Amphibien (und andere Kleintiere) sogar verschlechtert. Daher sollten zukünftig die – auch im MAMs (BMV 2000) empfohlenen – Maßnahmen wie die Absenkung von Bordsteinen, der Einbau von Schrägborden, die Verwendung

von Schachtabdeckungen mit engem Strebenabstand oder der Einsatz von Gully-Schutzgittern zur deutlichen Minderung der Barrieren- bzw. Fallenwirkung von Straßen wesentlich häufiger umgesetzt werden (vgl. BENDER 2003a, b). Dies gilt v. a. im Siedlungsbereich, wo ein Einbau stationärer Leiteinrichtungen und Durchlässe oft nicht möglich ist. Offene Straßenentwässerungsanlagen im Außenbereich können durch eine Auflage von grobem Kies amphibienfreundlicher gestaltet werden.

Straßensperrungen sollten häufiger in Erwägung gezogen werden, wenn sie möglich und praktikabel sind. Sie sind nach §45 (1a) 4a STVO zulässig, wenn zumutbare Umleitungen verfügbar sind. Die technische Ausführung sollte ein Durch- oder Umfahren durch Kfz unmöglich machen (an berechnete Anlieger sind ggf. Schlüssel auszuhändigen). Sicherheitsvorkehrungen zur Vermeidung von Unfällen sind bei fest installierten Sperranlagen unverzichtbar. Die Sperrzeiten sollten sich auf den Bedarf ausrichten (z. B. nur feuchte Nächte im Frühjahr oder auch bei Rückwanderung der Jungtiere im Sommer). Eine tägliche Betreuung ist erforderlich (Öffnen bzw. Schließen der Absperrungen).

Reptilien profitieren teilweise ebenfalls von temporären und stationären Amphibienschutzanlagen. Nach jetzigem Wissensstand wurde nur eine einzige Anlage in Brandenburg explizit für Reptilien errichtet. Hier besteht vermutlich ein größeres Informationsdefizit. So konnten im Rahmen der vorliegenden Recherche keine aussagekräftigen Daten zu Reptilien ermittelt werden.

4.3 Temporäre Schutzanlagen

Die Anzahl von temporären Schutzanlagen ist rückläufig (Abb. 13 und 14). Dies ist nur an einigen Stellen darauf zurückzuführen, dass temporäre durch stationäre Anlagen ersetzt wurden. In vielen Fällen ist vermutlich aufgrund fehlender Kapazitäten eine Betreuung nicht mehr möglich. Ohne eine stärkere gesellschaftliche Wertschätzung entsprechender Aktivitäten ist hier leider keine Trendwende in Sicht.

4.4 Amphibienwechsel ohne Schutzmaßnahmen

Der weiterhin umfangreiche Straßenneubau und -ausbau in Brandenburg lässt nicht erwarten, dass die Gefährdung von Amphibien durch den Straßenverkehr zukünftig abnimmt. Mit allen negativen Konsequenzen für die lokalen Artengemeinschaften finden auch an vielen Feld- und Waldwegen Ausbaumaßnahmen statt (SCHNEEWEISS & BOHLE 2011).

Ein weiteres Feld ist die räumliche Dynamik von Amphibienpopulationen. Durch Aussterbeprozesse lokaler Populationen wie auch durch die Etablierung neuer Vorkommen werden Amphibienwechsel immer wieder verschwinden oder neu entstehen. Somit ist das Problemfeld Amphibienschutz und Straßenverkehr nicht allein auf technischer Ebene und auch nicht abschließend zu lösen. Vielmehr wird die Ermittlung und darauf basierend das „Management“ schutzbedürftiger Amphibienwechsel dauerhaft eine wichtige Komponente im Rahmen eines breit angelegten Amphibienschutzes bleiben.

4.5 Weitere, aktuelle Probleme

Abschließend sei an dieser Stelle auf zwei weitere Probleme und Fragen im Kontext des Amphibienschutzes an Straßen eingegangen. Dies betrifft zunächst die Ausbreitung von Amphibienkrankheiten. In den letzten Jahren gerieten vor allem die durch Chytridpilze hervorgerufenen Erkrankungen bei Frosch- und Schwanzlurchen in den Fokus der Wissenschaft und inzwischen auch in den Fokus des Amphibienschutzes. Neben dem für Froschlurche relevanten und weit verbreiteten *Batrachochytrium dendrobatidis* trat in jüngster Zeit vor allem in Teilen der Niederlande, Belgiens und im angrenzenden Deutschland *Batrachochytrium salamandrivorans* in Erscheinung. Letzterer Hautpilz ist hoch infektiös und ruft vor allem beim Feuersalamander, aber auch bei Kammmolchen und weiteren heimischen Molcharten schwere Erkrankungen hervor. Diese können innerhalb kurzer Zeit ganze Populationen dahinraffen. Die Betreuer/-innen von Amphibienzäunen sollten sich ihrer besonderen Verantwortung diesbezüglich bewusst sein. Sie selbst könnten im Zuge ihrer Tätigkeit pathogene Keime übertragen. Standards der beim Amphibienschutz einzu-



Abb. 13

Aufbau eines temporären Amphibienzaunes durch ehrenamtliche Naturfreunde an der Börnicker Chaussee bei Bernau Foto: N. Schneeweiß



Abb. 14

Erfolgreiche Amphibiensammlung an der Börnicker Chaussee nach Kontrolle mehrerer Fangeimer

Foto: N. Schneeweiß



Abb. 15
Moorfrosch (*Rana arvalis*)

Foto: N. Schneeweiß

haltenden Hygiene sind inzwischen vielerorts veröffentlicht (z. B. BÖLL 2015, BfN o. J., KARCH o. J.) und sollten eingehalten werden. Bei der Ausbreitung der Pilzkrankheiten haben offenbar der Zoohandel und die Tierhaltung eine Rolle gespielt (im Fall von *B. salamandrivorans* wahrscheinlich mit asiatischen Molchen). Ballungsgebiete wie der Großraum Berlin sind Zentren der Aussetzung und Ausbreitung allochthoner Tierarten, die unter Umständen auch als Vektoren infektiöser Keime fungieren. Akteure im Amphibienschutz sollten ihre Tätigkeit mit großer Aufmerksamkeit ausüben und Beobachtungen möglicher Amphibienerkrankungen, wie z. B. auffällige Hautveränderungen, registrieren und dem Landesamt für Umwelt (Adresse s. u.) mitteilen.

Ein weiteres, in jüngster Zeit offenbar zunehmendes Problem betrifft Prädatoren im Bereich von Amphibienschutzanlagen. In diesem Zusammenhang sei vor allem auf die wachsenden Bestände von Waschbär und Marderhund verwiesen. Amphibien sind eine bevorzugte Beute dieser Arten, vor allem im Frühjahr (u. a. Schneeweiß 2016). Bei Hinweisen auf Prädationen können Wildtierkameras wertvolle Informationen liefern. Sofern die Verluste ein größeres Ausmaß annehmen, können Methoden der Vergrämung oder Jagd Abhilfe schaffen.

Dank

Für die fachliche Begleitung des Projekts und konstruktive Diskussionen danken die Autoren Heidrun Beckmann (Naturschutzstation Rhinluch im Landesamt für Umwelt) und Manfred Wolf (Berlin). Der gesamte vorliegende Bericht basiert daneben auf den Meldungen und Zuarbeiten zahlreicher ehrenamtlicher und hauptamtlicher Beteiligter,

denen für ihre Mitwirkung ein herzlicher Dank ausgesprochen wird. Die Finanzierung des dem Artikel zu Grunde liegenden Gutachtens (GFN Umweltpartner 2018) erfolgte aus Mitteln des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL). Für Interessierte ist das vollständige Gutachten in digitaler Form beim Landesamt für Umwelt erhältlich (norbert.schneeweiss@lfu.brandenburg.de).

Literatur

- ANSTOETZ, K. 2018: Amphibien nutzen eine Grünbrücke über die A33 in Bielefeld. *Feldherpetol. Magazin* 9: 21-26
- BENDER, B. 2003a: Bordsteinabsenkungen und Schutzgitter unter Gullydeckeln als Maßnahmen für den Amphibienschutz. - In: GLANDT, D. et al. (Hrsg.): Beiträge zum Technischen Amphibienschutz, Supplement der Zeitschr. f. Feldherpetologie 2: 43-46
- BENDER, B. 2003b: Gitterroste bieten Sicherheit für wandernde Amphibien. - In: GLANDT, D. et al. (Hrsg.): Beiträge zum Technischen Amphibienschutz, Supplement der Zeitschr. f. Feldherpetologie 2: 47-52
- BfN o.J.: Bedrohung einheimischer und europäischer Schwanzlurche durch die Salamanderpest. URL: www.bfn.de/themen/artenschutz/gebraehrdung-bewertung-management/gebraehrdungsursachen/spezifische-gebraehrdungsursachen/bsal.html, abgerufen am 15.12.2019
- BMV (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Wohnungswesen; Hrsg.) 2000: Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen (MAMs) - Ausgabe 2000. FGSV-Verlag, Köln, 28 S.
- BÖLL, S. 2015: Eigenverantwortung im Amphibienschutz. - *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 47(6): 191-193
- BREUER, W. 2017: Rechtliche Anforderungen an die Umsiedlung von Amphibien und Reptilien bei Eingriffen in Natur und Landschaft. - In: HACHTEL, M. et al. (Hrsg.): Um- und Wiederansiedlungen von Amphibien und Reptilien, Supplement der Zeitschr. f. Feldherpetologie 20: 40-51
- GEISE, U.; ZURMÖHLE, H.-J.; BORGULA, A.; GEIGER, A.; GRUBER, H.-J.; KRONE, A.; KYEK, M.; LAUFER, H.; LÜNEBURG, H.; PODLOUCKY, R.; SCHNEEWEISS, N.; SCHWEIMANN, M.; SMOLE-WIENER, K. & ZUMBACH, S. 2008: Akzeptanzkontrollen für stationäre Amphibien-Durchlassanlagen an Straßen. Vorgaben für eine Methodenstandardisierung. *Natursch. Landschaftspl.* 40 (8): 248-256

- GFN UMWELTPARTNER 2018: Bestand und Zustand von Schutzanlagen für Amphibien und andere Kleintiere an Straßen im Land Brandenburg. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Landesamts für Umwelt. Hinzdorf, 62 S., 19 Karten
- GÖTTSCHE, M.; GÖTTSCHE, M. & MATTHES, H. 2003: Auswirkungen eines Straßenausbaus am Parsteiner See (Brandenburg) auf die Amphibienfauna. - In: GLANDT, D. et al. (Hrsg.): Beiträge zum Technischen Amphibienschutz, Supplement der Zeitschr. f. Feldherpetologie 2: 69-84
- HACHTEL, M.; SCHMIDT, B. R.; SCHULTE, U. & SCHWARTZE, M. 2017: Um- und Wiederansiedlung von Amphibien und Reptilien – eine Übersicht mit Bewertungen und Empfehlungen. - In: HACHTEL, M. et al. (Hrsg.): Um- und Wiederansiedlungen von Amphibien und Reptilien, Supplement der Zeitschr. f. Feldherpetologie 20: 9-31
- HUMMEL, D. 2001: Amphibienschutz durch Geschwindigkeitsbegrenzung - eine aerodynamische Studie. *Natur u. Landschaft* 76: 530-533
- KARCH o.J.: Chytridiomykose - eine gefährliche Pilzkrankung der Amphibien. URL: www.karch.ch/karch/de/home/amphibien/krankheiten/chytridiomykose.html, abgerufen am 15.12.2019
- KÖRDGES, T. 2003: Amphibien-Schutzmaßnahmen an bestehenden Straßen - Anspruch und Wirklichkeit. - In: GLANDT, D. et al. (Hrsg.): Beiträge zum Technischen Amphibienschutz, Supplement der Zeitschr. f. Feldherpetologie 2: 107-128
- NABU 2017: Amphibienschutz an Straßen. www.amphibienschutz.de/schutz/amphibien/amphibienschutz.htm, abgerufen am 30.08.2018
- NABU (2018): Pflege stationärer Amphibienschutzanlagen - Kooperation mit dem Landesstraßenbetrieb West. URL: <https://brandenburg.nabu.de/tiere-und-pflanzen/aktionen-projekte/22658.html>, abgerufen am 30.08.2018
- NESSING, G. 2015: Gesamtkonzept zum Schutz der Kleintierpopulationen im Straßenverlauf zwischen Brodowin und Parstein im FFH-Gebiet Parsteinsee. Unveröff. Gutachten im Auftrag des MUGV. Falkensee, 15 S.
- PODLOUCKY, R. 1996: Straßensperrungen, eine Maßnahme zum Amphibienschutz - Überblick aus Niedersachsen. Unveröff. Kurzfassung eines Referats aus dem NNA/NLÖ-Seminar „Amphibienschutz an Straßen“ am 5.11.1996, Hildesheim, 4 S.
- SCHNEEWEISS, N. 1994: Amphibienwechsel an Brandenburger Straßen im Jahr 1993. *Natursch. Landschaftspf. Bbg.* 3 (1): 4-7
- SCHNEEWEISS, N. 2016: Waschbären (*Procyon lotor*) erbeuten Erdkröten (*Bufo bufo*) in großer Zahl am Laichgewässer. *Zeitschr. f. Feldherpetologie* 23: 203-212
- SCHNEEWEISS, N. & BOHLE, D. 2011: Konjunktur für den Wegebau – Amphibien und Reptilien sind die stillen Opfer. *RANA* 12: 71-77
- WOLF, M. & SCHNEEWEISS, N. 2000: Amphibien auf Brandenburger Straßen. *Natursch. Landschaftspf. Bbg.* 9 (1): 14-18
- ZBIERSKI, H. & SCHNEEWEISS, N. 2003: Der Barriereeffekt verschiedener Leiteinrichtungen für den Laubfrosch (*Hyla arborea*). - In: GLANDT, D. et al. (Hrsg.): Beiträge zum Technischen Amphibienschutz, Supplement der Zeitschr. f. Feldherpetologie 2: 171-178

Anschriften der Autoren:

Stefan Jansen, Claudia Kronmarck
GFN Umweltpartner
Dorfstr. 2
19322 Hinzdorf

Dr. Norbert Schneeweiß
Naturschutzstation Rhinluch
Landesamt für Umwelt (LfU)
Nauener Straße 68
16833 Linum



Abb. 16:
Teichfrosch (*Pelophylax kl. esculentus*)
Foto: N. Schneeweiß

DIE UNTERSUCHUNG DER BEDEUTUNG VON STRESSFAKTOREN IN DER UMWELT AUF WILDBIENEN LIEFERT EMPFEHLUNGEN FÜR DEN SCHUTZ EINER WIDERSTANDSFÄHIGEN UND FUNKTIONELL DIVERSEN WILDBIENENGEMEINSCHAFT, WELCHE ZUR SICHERUNG VON BESTÄUBUNGSLEISTUNGEN BEITRÄGT.

UTA MÜLLER; S.L. HAUSMANN; CHRISTOPH SAURE; DINO P. McMAHON & JENS ROLFF

Assoziation von Wildbienengemeinschaften und *Nosema ceranae* in Honigbienen in Berlin und Brandenburg

Schlagwörter: Wildbienen, Honigbiene, *Nosema ceranae*, Insektenschutz

Keywords: Wild bees, Honey bees, *Nosema ceranae*, Insect Conservation and stationary amphibian protection systems, road traffic, efficiency control

Zusammenfassung

Neu auftretende Krankheitserreger sind einer von verschiedenen Stressfaktoren, denen Bestäuber ausgesetzt sind. In verschiedenen Wildbienenarten wurden bereits Erreger gefunden, die bislang nur von der Honigbiene bekannt waren. Geteilte Blütenressourcen stellen dabei potenzielle Übertragungsorte dar. Die Auswirkungen auf Wildbienengemeinschaften sind jedoch bislang wenig verstanden. Daher wurden in der vorliegenden Studie Assoziationen zwischen Merkmalen von Wildbienengemeinschaften in verschiedenen Habitattypen der Region Berlin-Brandenburg und der Präsenz des Erregers *Nosema ceranae* in Honigbienenvölkern in gemeinsamen Lebensräumen untersucht.

Während der Sommersaison 2015 wurden 406 Wildbienenindividuen auf 25 Flächen in Berlin und Brandenburg gesammelt. Auf 12 Flächen kamen befallene Honigbienenvölker vor. Die Wildbienen wurden auf Artniveau bestimmt und in verschiedene funktionelle ökologische Gruppen eingeteilt. Die Ergebnisse zeigten, dass die Vorkommen von seltenen, parasitisch lebenden oder in Hohlräumen nistenden Arten negativ mit dem Vorhandensein von infizierten Honigbienen assoziiert waren. Für die häufigeren sozialen und polylektischen Arten war ein umgekehrter Befund zu beobachten. Es wurde ein negativer Zusammenhang zwischen der funktionellen Diversität von Wildbienengemeinschaften und *N. ceranae*-Befall in Honigbienen gefunden.

Weiterhin wurden Zusammenhänge zwischen Anteilen potenzieller Bienenhabitate und dem Vorkommen der einzelnen Gruppen analysiert. Ein hoher Anteil von geeigneten Nahrungs- und Nisthabitaten war insbesondere für solitäre und oligolektische sowie für Rote-Liste-Arten von großer Bedeutung. Die Studie impliziert eine höhere Sensitivität von seltenen und spezialisierten Ar-

ten gegenüber dem Kontakt mit Krankheitserregern von Honigbienen, auch wenn sich anhand der Daten nicht ermitteln lässt, ob *N. ceranae* kausal verantwortlich für die Beobachtungen ist. Schlussfolgernd bekräftigt die Studie die Bedeutung einer funktionell diversen Wildbienengemeinschaft zur Sicherung von Bestäubungsleistungen und der Widerstandsfähigkeit gegenüber verschiedenen Stressfaktoren in der Umwelt.

Summary

Emerging pathogens are one of several stressors currently faced by pollinators. Honey bee pathogens have been recorded in some wild bee species. Shared floral resources may act as an important transmission hub, but the impact of pathogens on wild bee communities is not well understood. The present study investigates the association between the composition of wild bee communities in different habitat types across Berlin-Brandenburg and honey bees infested with the emerging pathogen *Nosema ceranae*.

Throughout the summer season of 2015, wild bees were collected in 406 specimens at 25 sites. Honey bees infested with *N. ceranae* were found in 12 of these sites. Wild bee species from each site were classified into functional groups.

Results indicated that rare parasitic, cavity nesting and Red List species showed a negative association with *N. ceranae* infested honey bee populations but the pattern was reversed in common social and polylectic species. We detected a negative correlation between functional diversity and honey bee *N. ceranae* infestation. A high percentage of foraging and nesting habitats was found to be particularly important for solitary, oligolectic and Red List species.

Our findings indicate that rarer and more specialized wild bees may be more sensitive

to the contact with honey bee pathogens, although our data cannot reveal whether *N. ceranae* is causally responsible for the patterns observed. A functionally diverse wild bee community is required to ensure reliable pollination services and the mitigation of multiple stressors on wild bees should be prioritized.

1 Einführung

Die Bestäubung von Nutz- und Wildpflanzen ist eine essenzielle Ökosystemdienstleistung und eine Schlüsselkomponente der Biodiversität (STEFFAN-DEWENTER et al. 2005, KLEIN et al. 2007, POTTS et al. 2010, BLITZER et al. 2016). Insgesamt hängen etwa 75 % der globalen Nutzpflanzen in unterschiedlichem Maße von tierischen Bestäubern ab. Neben Schmetterlingen, Fliegen und Käfern sind vor allem die Bienen mit weltweit über 20.000 Arten die entscheidende Bestäubergruppe (IPBES 2016). Der bisherige Fokus des Managements von Bestäubern lag größtenteils auf der Honigbiene (GELDMANN & GONZALEZ-VARO 2018). Allerdings ist die domestizierte Honigbiene lediglich eine einzelne Art innerhalb einer diversen Bestäubergemeinschaft (HOEHN et al. 2008, BLÜTHGEN & KLEIN 2011). Eine starke Abhängigkeit von einer einzelnen Art bedeutet ein erhöhtes Risiko gegenüber Stressfaktoren wie Krankheitserregern, Klimaveränderungen oder Pestizidwirkungen (TSCHARNKE et al. 2005, WINFREE et al. 2007, HILLEBRANDT et al. 2008, POTTS et al. 2010, WOODCOCK et al. 2017) denen Bienen in einer anthropogen geprägten Umwelt allgegenwärtig ausgesetzt sind.

Weiterhin wurde die Bestäubungsleistung von Wildbienen lange Zeit zu Unrecht deutlich unterschätzt. Dabei führt eine steigende Diversität der Wildbienenfauna zu effektiveren Bestäubungsleistungen (BLITZER et al. 2016, GARIBALDI et al. 2013, 2016) selbst dann, wenn Honigbienen im untersuchten

Gebiet vorkommen (GARIBALDI et al. 2013). Die Untersuchungen sind ein Indiz dafür, dass der alleinige Einsatz von Honigbienen eine artenreiche Wildbiengemeinschaft nicht ersetzen kann (GARIBALDI et al. 2013, GELDMANN & GONZALEZ-VARO 2018). Umso besorgniserregender sind die weltweit dokumentierten Rückgänge von Wildbienenpopulationen (FITZPATRICK et al. 2007, OLDRÖYD 2007, STOKSTAD 2007, BROWN & PAXTON 2009, NEUMANN & CARRECK 2010, POTTS et al. 2010, CAMERON et al. 2011, BARTOMEUS et al. 2013, VANBERGEN & GARRAT 2013).

In Deutschland leben mehr als 565 verschiedene Wildbienenarten (WESTRICH 2018). Zahlreiche von ihnen sind dabei von Naturschutzbelang (BIESMEIJER et al. 2006, BROWN & PAXTON 2009, POTTS et al. 2010, WESTRICH et al. 2018). Nach WESTRICH et al. (2011) gelten 7,0 % aller Bienenarten in Deutschland bereits als ausgestorben oder verschollen. Insgesamt wurden 52,6 % der Arten in Rote-Liste-Kategorien (ausgestorben, bestandsgefährdet oder extrem selten) eingestuft. Davon betroffen sind insbesondere hochspezialisierte Arten, beispielsweise die oligolektischen, auf bestimmte Pflanzenfamilien oder Pflanzengattungen als Pollenquellen angewiesenen Arten, oder auch Arten mit parasitischer Lebensweise, die teils streng an eine oder wenige Wildbienenarten als Wirte gebunden sind.

Als Ursachen für die Rückgänge der Wildbienen werden eine Reihe von Stressfaktoren wie Habitatsverlust und Habitatwandel (POTTS et al. 2010), Pestizide (CHARLES et al. 2015) sowie Krankheitserreger (FÜRST et al. 2014, McMAHON et al. 2015, WILFERT et al. 2016) diskutiert. Gegenwärtig besteht ein Konsens darin, dass sowohl der Verlust von Honigbienenpopulationen als auch der Rückgang von Wildbienenpopulationen nicht auf eine einzelne Ursache zurückgeführt werden kann, sondern dass verschiedene Stressfaktoren zusammenwirken (DI PASQUALE et al. 2013, BRUNNER et al. 2014, BROWN et al. 2016, GOULSON et al. 2015, RENZI et al. 2016, SANCHEZ-BAYO et al. 2016, GENERSCH et al. 2018).

Einer von verschiedenen Honigbienenenerregern ist das Mikrosporidium *Nosema ceranae*, ein einzelliger, den Pilzen zugeordneter Parasit. In Spanien wurde er als ein Verursacher von Völkerverlusten bei Honigbienen ermittelt (HIGES et al. 2008), in anderen Regionen mit kühlerem Klima konnten diese Zusammenhänge jedoch bisher nicht bestätigt werden (COX-FOSTER et al. 2007, INVERNIZZI et al. 2009, VAN ENGELSDORP et al. 2009, GISDER et al. 2010, FERNANDEZ et al. 2012, WILFERT et al. 2016). Der Erreger wurde bereits in einigen Wildbienenarten gefunden und kann sich in verschiedenen Hummelarten wie auch in der Roten Mauerbiene (*Osmia bicornis*) etablieren (PLISCHUK et al. 2009, GRAYSTOCK et al. 2013a, b, FÜRST et al. 2014, RAVOET et al. 2014, MÜLLER et al. 2019, BRAMKE et al. 2019).

Die vorliegende Studie untersuchte Wildbiengemeinschaften, die mit *N. ceranae* befallenen Honigbienen im gemeinsamen Habitat ausgesetzt waren. Dabei wurde ermittelt, ob eine Assoziation zwischen befallenen Honigbienen und (1.) der Zusammensetzung von Wildbiengemeinschaften sowie (2.) dem Vorkommen von Rote-Liste-Arten bestand.

2 Material und Methoden

2.1 Probenahme im Feld

Die Probenahme erfolgte auf 25 verschiedenen Flächen in der Region Berlin-Brandenburg (Abb. 1). An 12 Orten waren Bienenstöcke, die in den vorangegangenen 3 Jahren mit *N. ceranae* befallen waren vorhanden. Während der Probenahme wurde der Infektionsstatus anhand von 10 Individuen aus 10 verschiedenen Völkern überprüft. Zusätzlich wurden 13 weitere Flächen in verschiedenen Habitaten beprobt. Auf

diesen wurden jeweils 10 Sammlerbienen gefangen und auf den Erreger untersucht, da sie nach MULHOLLAND et al. (2012) eine verlässliche Quelle zum Infektionsstatus eines Volkes sind. Eine Übersicht zu den Honigbienenpopulationen im Probengebiet ist Tabelle 1 zu entnehmen.

Die Probenahmen fanden zwischen dem 23.04. und 05.09.2015 statt. Sechs Flächen wurden doppelt beprobt (im April/Juni und Juli/August), um Veränderungen im Artenspektrum der Wildbiengemeinschaften und im Befall mit *N. ceranae* zu berücksichtigen. Zahlreiche Wildbienenarten sind univoltin (eine Generation pro Jahr) mit Lebensspannen von nur wenigen Wochen. Auf vier der doppelt besuchten Flächen waren infizierte, auf zweien nicht infizierte Honigbienen vorhanden.

Die Freilandarbeiten wurden zwischen 9⁰⁰ und 18⁰⁰ Uhr an windstillen, trockenen Tagen mit einer Mindesttemperatur von 15°C durchgeführt. Aufgrund der Heterogenität

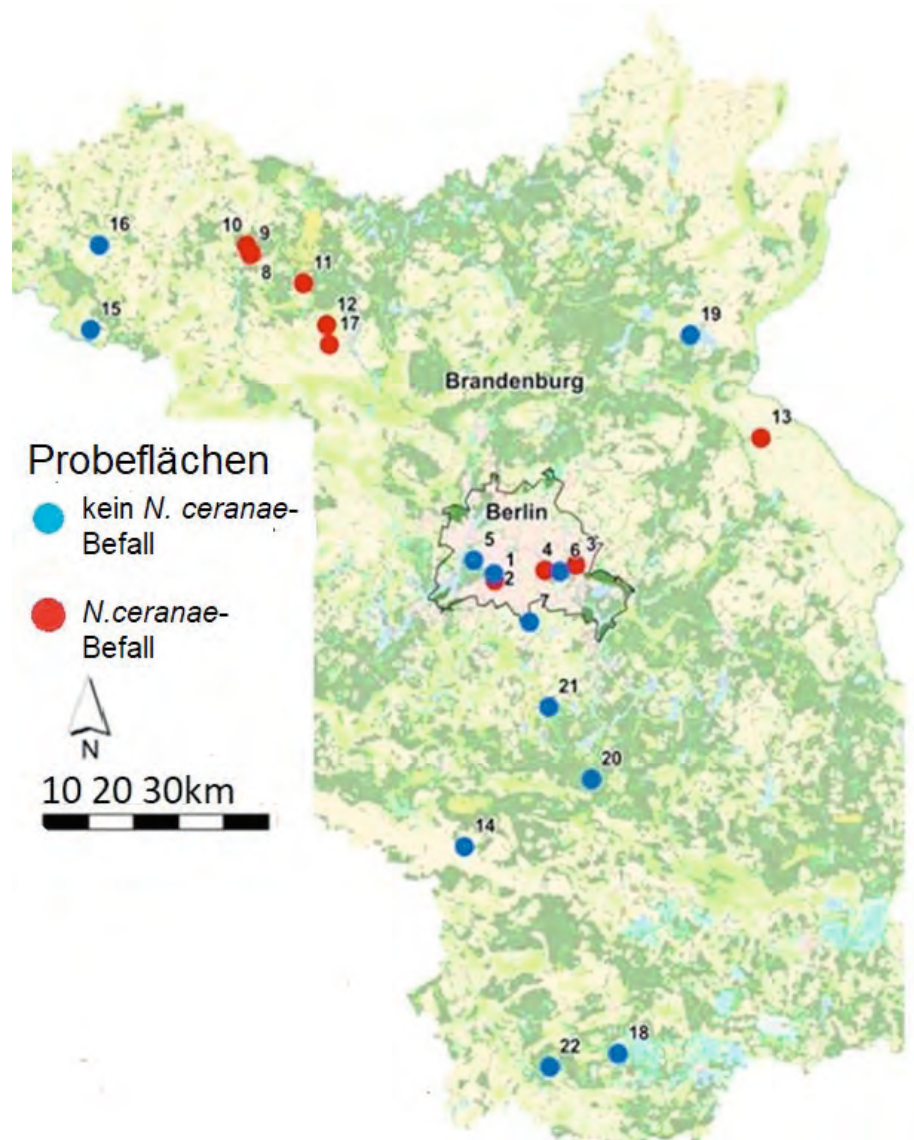


Abb. 1
Übersicht der beprobten Flächen in Berlin-Brandenburg

Tab. 1
Übersicht der untersuchten Honigbienenvölker

Fläche	10 Sammler- bienen	10 lebende Bienen von jeweils 10 Völkern	10 tote Bienen von jeweils 10 Völkern	Untersuchungs- zeitraum	% mit <i>N.ceranae</i>	Befund
1	x			April, Juli 2015	3	+
2	x			Mai 2015	0	-
3, 4		x		März 2015	10	+
			x	März 2015	10	
		x		Juli 2015	0	
5	x			Mai 2015	0	-
6		x		März 2015	10	+
			x	März 2015	0	
		x		Juli 2015	0	
7		x		März 2015	0	+
		x		Juli 2015	40	
8,9,10, 11,12		x		März 2015	0	+
			x	März 2015	0	
		x		Juli 2015	10	
13	x			Mai 2015	0	-
14	x			Mai 2015	0	-
15,16,17		x		März 2015	0	+
			x	März 2015	0	
		x		Juli 2015	0	
18	x			Mai 2015	0	-
19	x			Juli 2015	0	-
20	x			Juli 2015	0	-
21	x			August 2015	0	-
22	x			August 2015	0	-
23	x			August 2015	0	-
24	x			August 2015	0	-
25	x			September 2015	0	-

der Flächen wurde an variablen Transekten mit den attraktivsten Blütenangeboten, die auch von Honigbienen besucht wurden, mindestens 30 Minuten und höchstens drei Stunden lang gesammelt. Orts- und zeitgleich wurden Honigbienen, die zur aktuellen Bestimmung des Befalls mit *N. ceranae* benötigt wurden, gefangen. Die Transektgröße sowie die Anzahl der gefangenen Individuen pro Zeiteinheit wurden zur Ermittlung der Bestäuberdichte dokumentiert.

Die Dichte und Zusammensetzung der Bestäubergemeinschaften wurde anhand der Dokumentation aller relevanten Individuen im Transekt innerhalb eines Zeitfensters von 15 Minuten ermittelt. Aufgenommen wurden auch die am häufigsten besuchten Pflanzenarten, die Vegetationstypen, die Habitate der Umgebung sowie Wetterdaten. Die Probeflächen umfassten verschiedene Biotop innerhalb eines Spektrums von urbaner, landwirtschaftlicher bis naturnaher Prägung.

2.2 Artbestimmung und Klassifizierung nach funktionalen Gruppen

Die gesammelten Individuen wurden mithilfe von Literatur von GOKCEZADE et al. (2010), SCHEUCHL (1995, 2006), SCHMIDT-EGGER & SCHEUCHL (1997) und AMIET et al. (1999, 2001, 2004, 2007) bestimmt.

Basierend auf Nahrungs- und Nistverhalten wurden die Proben in funktionelle ökologische Gruppen eingeteilt. Hinsichtlich des Nahrungsverhaltens umfassten die Kategorien: „sozial-polylektisch“, „solitär-polylektisch“, „solitär-oligolektisch“ und „parasitisch“. Polylektische Arten sammeln in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet Pollen von verschiedenen, oligolektische nur von einer einzigen Pflanzenfamilie bzw. Pflanzengattung. Parasitische Arten, sogenannte „Kuckucksbienen“, legen ihre Eier in den Nestern spezifischer Wirtsbienen ab. Hinsichtlich des Nistverhaltens wurden die Arten in „oberirdisch“, „unterirdisch“ und „parasitisch“ klassifiziert.

2.3 Nachweis von *Nosema ceranae*

Die gesammelten Honigbienen wurden mithilfe von molekularen Methoden (DNA-Extraktion, PCR) nach GISDER & GENERSCH (2013) auf die Präsenz von *N. ceranae* überprüft. Aufgrund des aufwendigen Präparationsprozesses zur Bestimmung der Wildbienenarten, welcher die empfohlene Kühlung der Proben unterbrach, konnte hier keine verlässliche genetische Detektion des Erregers vorgenommen werden.

2.4 Landschaftsanalyse

Die Anteile der Biotopklassen wurden innerhalb eines Kreises mit 250 m Radius um den Sammelpunkt mit dem Datensatz 'Biotop Types, Map 05.08' vom Umweltatlas Berlin und der BTLN Brandenburg (LUGV 2009) nach TONNETTO et al. (2011) berechnet. Die Größe des Radius wurde den geringen Flugdistanzen von kleinen Wildbienenarten angepasst (ZURBUCHEN et al. 2010). Abhängig von der domi-

nierenden Landnutzungsform (>50 %) innerhalb des 250 m Radius wurden die 3 Habitatskategorien naturnah (12 Flächen), urban (4) und landwirtschaftlich (9) klassifiziert. Habitat-typen der Kategorie ‚naturnah‘ beinhalteten Grün- und Freiflächen, Zwergstrauchheiden und Nadelgebüsche, Laubgebüsche, Baumgruppen, Wälder und Forste, Grünland, Staudenfluren und Rasengesellschaften sowie Moore und Sümpfe. ‚Urban‘ bezog sich auf bebaute Flächen und ‚landwirtschaftlich‘ auf anthropogene Äcker, Rohbodenstandorte und Ruderalfluren. Weiterhin wurde der proportionale Anteil von potenziellen Nahrungs- und Nisthabitaten (Rohboden und Ruderalfluren, Grün- und Freiflächen, Zwergstrauchheiden und Nadelgebüsche, Laubgebüsche, Baumgruppen, Wälder und Forste, Grünland, Staudenfluren und Rasengesellschaften) ermittelt. Für die geographischen Analysen wurde die Software ArcMap 10.4.1. verwendet.

Auf jeweils 50 % der naturnahen und urbanen sowie auf 60 % der landwirtschaftlichen Flächen waren mit *N. ceranae* befallene Bienenvölker vorhanden. *N. ceranae* Befall war bei 66,6 % der Völker in Berlin (Flächenanzahl = 9) sowie bei 43,75 % in Brandenburg (Flächenanzahl = 16) ermittelt worden. Die Probeflächen wurden weiterhin bei Lage innerhalb des Stadtgebiets von Berlin als ‚urban‘ sowie bei Lage außerhalb des Stadtgebietes in Brandenburg als ‚ländlich‘ kategorisiert.

2.5 Statistische Analyse

Assoziationen zwischen Merkmalen von Wildbienenengemeinschaften und bestimmten Umweltfaktoren sowie dem Befall von Honigbienenenvölkern wurden mit generalisierten linearen Modellen berechnet. Doppelt besuchte Flächen wurden mit Hilfe des t-Testes auf Unterschiede getestet. Alle statistischen Analysen erfolgten mit der Software R 3.3.

3 Ergebnisse

Die Variablen der doppelt besuchten Flächen unterschieden sich hinsichtlich der verschiedenen Sammelzeitpunkte nicht signifikant. Daher wurden die folgenden Analysen nur mit den Daten des ersten Zeitpunktes durchgeführt.

3.1 Artenzusammensetzung

Insgesamt wurden 406 Wildbienen aus 19 Gattungen gesammelt. Pro Fläche wurden zwischen 1 und 20 Individuen gefangen; für die Auswertung jedoch nur Flächen mit >5 Individuen verwendet. Die Gattungen mit der höchsten Artendiversität waren *Andrena* (12) und *Bombus* (11). In den anderen Gattungen wurden jeweils <10 Arten nachgewiesen. Die Gattungen mit der höchsten Individuenzahl waren *Bombus* (140), *Andrena* (88), *Anthophora* (40), *Colletes* (39), *Halictus* (19) und *Osmia* (16). Alle anderen Gattungen waren

mit <10 Individuen repräsentiert. Die vier Arten mit den höchsten Individuenzahlen waren *Bombus pascuorum* (43), *Anthophora plumipes* (37), *Andrena flavipes* (36), und *Bombus terrestris* (35). Tabelle 2 stellt eine Übersicht der gesammelten Wildbienen, ihrer ökologischen Eigenschaften und Individuenanzahl dar. Die am häufigsten von Wildbienen besuchten Pflanzen umfassten 86 verschiedene Taxa aus 22 Familien. Die frequentiertesten Taxa gehörten überwiegend zu den Familien Asteraceae (32), Fabaceae (15), Lamiaceae (15) und Rosaceae (12). Die am häufigsten besuchten Pflanzen waren *Taraxacum officinale* agg., *Echium vulgare* und *Trifolium repens*.

3.2 N. ceranae in Honigbienen und Diversität von Wildbienen

Auf den 12 Flächen, die über das Bundesweite Bienenmonitoring ausgewählt worden waren, erwiesen sich alle Proben von jeweils fünf Honigbienenenvölkern als mit *N. ceranae* befallen. Auf den übrigen 13 Flächen, in denen frei fliegende Sammlerinnen gefangen und untersucht wurden, konnte *N. ceranae* nur auf einer Fläche gefunden werden. Auf einer Fläche und in ihrem Umkreis von vier

km waren keine Honigbienenenvölker vorhanden. 11 Flächen wiesen unbefallene Honigbienen auf. Da der Infektionsstatus mit *N. ceranae* unbeständig sein kann, ist der ermittelte Status lediglich eine Momentaufnahme, die aber einen Hinweis auf die Wahrscheinlichkeit des andauernden Befalls der Honigbienen geben kann.

Der Wildbienenanteil in der gesamten Bestäubergemeinschaft erwies sich in den Flächen mit infizierten Honigbienen als signifikant niedriger ($p < 0.001$, $df = 23$). Die gesamte Bienendichte pro Fläche, die Artenzahl der Wildbienen/m² und der Simpson Index als Biodiversitätsindikator waren nicht mit *N. ceranae* in Honigbienen assoziiert.

3.3 Funktionelle Gruppen

Innerhalb der gesammelten Proben wurden 41,3 % der Wildbienen der sozial-polylektischen, 34,9 % der solitär-polylektischen, 17,1 % der solitär-oligolektischen und 6,7 % der parasitischen Lebensweise zugeordnet. 63,4 % nisteten unterirdisch, 21,8 % ober- und unterirdisch, 8,2 % oberirdisch und 6,6 % sind parasitisch (Abb. 2, Tabelle 2).



Abb. 2 Anteile der funktionellen Gruppen für Sozial- und Nahrungsverhalten sowie Nistverhalten

Tab. 2
Übersicht zu den gesammelten Wildbienenarten, zu biologischen und ökologischen Eigenschaften und zu Individuenzahlen (da vielen Individuen zwecks Untersuchung des Darminhaltes der Hinterleib entfernt wurde und darüber hinaus teils auch der Kopf abgetrennt war, konnten einzelne Tiere nicht bis zur Art bestimmt werden)

Art	Sozialverhalten	Nahrungsverhalten	Nistverhalten	Gesamte Individuen
<i>Andrena barbilabris</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	18
<i>Andrena dorsata</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	1
<i>Andrena flavipes</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	36
<i>Andrena fuscipes</i>	solitär	oligolektisch	unterirdisch	14
<i>Andrena haemorrhoa</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	3
<i>Andrena humilis</i>	solitär	oligolektisch	unterirdisch	4
<i>Andrena labialis</i>	solitär	oligolektisch	unterirdisch	4
<i>Andrena nitida</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	1
<i>Andrena c.f. ovatula</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	2
<i>Andrena tibialis</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	1
<i>Andrena vaga</i>	solitär	oligolektisch	unterirdisch	1
<i>Andrena wilkella</i>	solitär	oligolektisch	unterirdisch	3
<i>Anthophora bimaculata</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	1
<i>Anthophora plumipes</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	37
<i>Anthophora pubescens</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	2
<i>Bombus bohemicus</i>	parasitisch	parasitisch	parasitisch	1
<i>Bombus hortorum</i>	sozial	polylektisch	unter- & oberirdisch	2
<i>Bombus hypnorum</i>	sozial	polylektisch	oberirdisch	3
<i>Bombus lapidarius</i>	sozial	polylektisch	unter- & oberirdisch	23
<i>Bombus c.f. lucorum/ lucorum agg.</i>	sozial	polylektisch	unterirdisch	11
<i>Bombus pascuorum</i>	sozial	polylektisch	unter- & oberirdisch	42
<i>Bombus pratorum</i>	sozial	polylektisch	unter- & oberirdisch	3
<i>Bombus rupestris</i>	parasitisch	parasitisch	parasitisch	1
<i>Bombus soroensis</i>	sozial	polylektisch	unterirdisch	16
<i>Bombus sylvarum</i>	sozial	polylektisch	unter- & oberirdisch	1
<i>Bombus terrestris</i>	sozial	polylektisch	unterirdisch	37
<i>Coelioxys aurolimbata</i>	parasitisch	parasitisch	parasitisch	1
<i>Coelioxys rufescens</i>	parasitisch	parasitisch	parasitisch	1
<i>Colletes cunicularius</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	2
<i>Colletes daviesanus</i>	solitär	oligolektisch	unterirdisch	20
<i>Colletes fodiens</i>	solitär	oligolektisch	unterirdisch	4
<i>Colletes succinctus</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	13
<i>Dasygaster hirtipes</i>	solitär	oligolektisch	unterirdisch	5
<i>Epeolus cruciger</i>	parasitisch	parasitisch	parasitisch	2
<i>Eucera longicornis</i>	solitär	oligolektisch	unterirdisch	2
<i>Halictus confusus</i>	sozial	polylektisch	unterirdisch	1
<i>Halictus quadricinctus</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	7
<i>Halictus rubicundus</i>	sozial	polylektisch	unterirdisch	2
<i>Halictus sexcinctus</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	6
<i>Halictus submediterraneus</i>	sozial	polylektisch	unterirdisch	1
<i>Halictus subauratus</i>	sozial	polylektisch	unterirdisch	1
<i>Halictus c.f. tumulorum</i>	sozial	polylektisch	unterirdisch	1
<i>Heriades c.f. crenulatus</i>	solitär	oligolektisch	oberirdisch	1
<i>Heriades truncorum</i>	solitär	oligolektisch	oberirdisch	7
<i>Hoplitis adunca</i>	solitär	oligolektisch	unter- & oberirdisch	5
<i>Hoplitis claviventris</i>	solitär	polylektisch	oberirdisch	1

<i>Hylaeus hyalinatus</i>	solitär	polylektisch	unter- & oberirdisch	2
<i>Hylaeus spec.</i>	solitär	polylektisch (?)	oberirdisch (?)	3
<i>Lasioglossum calceatum</i>	sozial	polylektisch	unterirdisch	5
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	sozial	polylektisch	unterirdisch	1
<i>Megachile centuncularis</i>	solitär	polylektisch	unter- & oberirdisch	1
<i>Megachile maritima</i>	solitär	polylektisch	unterirdisch	1
<i>Megachile willughbiella</i>	solitär	polylektisch	unter- & oberirdisch	2
<i>Melecta albifrons</i>	parasitisch	parasitisch	parasitisch	6
<i>Melitta haemorrhoidalis</i>	solitär	oligolektisch	unterirdisch	2
<i>Melitta leporina</i>	solitär	oligolektisch	unterirdisch	5
<i>Nomada rufipes</i>	parasitisch	parasitisch	parasitisch	5
<i>Osmia aurulenta</i>	solitär	polylektisch	oberirdisch	3
<i>Osmia bicornis</i>	solitär	polylektisch	oberirdisch	13
<i>Sphecodes c.f. ephippius</i>	parasitisch	parasitisch	parasitisch	1
<i>Sphecodes gibbus</i>	parasitisch	parasitisch	parasitisch	3
<i>Sphecodes miniatus</i>	parasitisch	parasitisch	parasitisch	1
<i>Sphecodes spec.</i>	parasitisch	parasitisch	parasitisch	1

Für häufige, sozial-polylektische Wildbienen wurde eine positive Assoziation mit *N. ceranae* in Honigbienen gefunden ($p < 0.001$, $df = 21$, Tabelle 3, Abb. 3a). Dies traf nicht auf Solitärbienen beider

Nährungsverhaltensweisen zu (Tabelle 3). Seltene parasitische Arten waren negativ mit befallenen Honigbienen assoziiert ($p < 0.01$, $df = 23$, Tabelle 3, Abb. 3b). Diese Beobachtung zeigte sich ebenfalls für ober-

irdisch nistende Arten ($p < 0.01$, $df = 20$, Tabelle 3). Arten, die sowohl ober- als auch unterirdisch nisteten, wiesen keine derartige Assoziation auf.

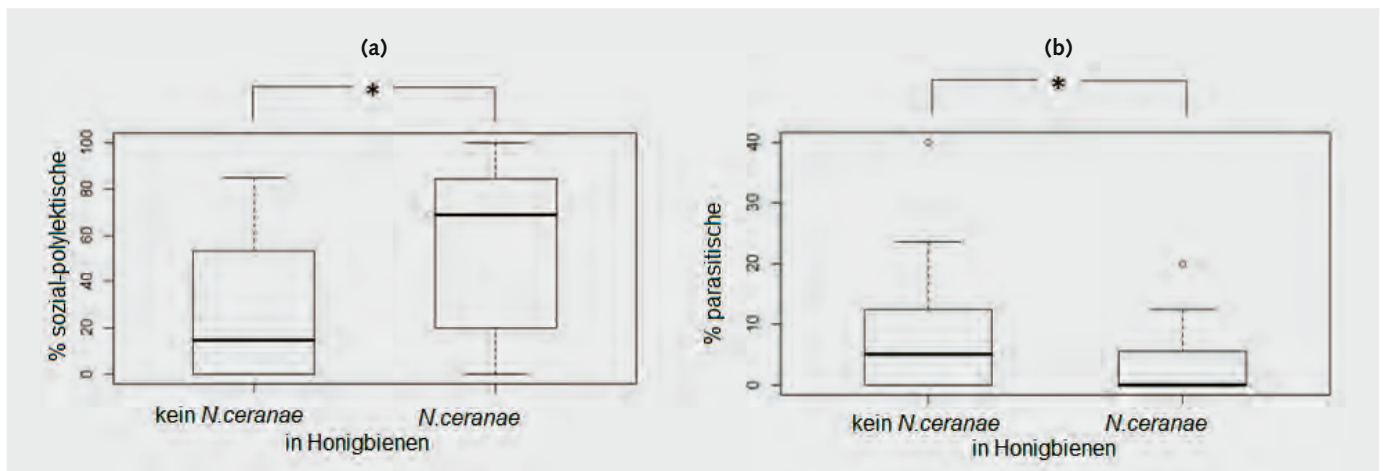


Abb. 3 Assoziationen von *N. ceranae*-befallenen Honigbienen und Wildbienen: (a) positiv mit sozial-polylektischen, (b) negativ mit parasitischen Arten

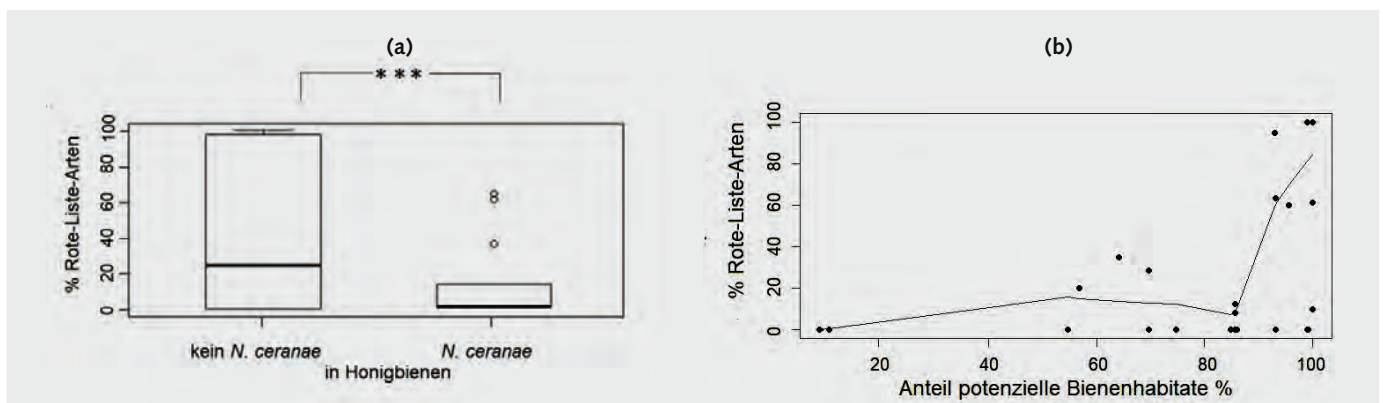


Abb. 4 (a) Signifikant negative Assoziation zwischen prozentualen Anteilen von Rote Liste Arten (%) und *N. ceranae* in Honigbienen und (b) sowie Anteil an Nist- und Nahrungshabitaten

Unter allen gesammelten Individuen waren 33,9 % Rote-Liste-Arten (WESTRICH et al. 2011). Der Anteil an Rote-Liste-Arten erwies sich als signifikant niedriger, wenn sich infizierte Honigbienen auf der Fläche befanden ($p < 0.001$, $df = 20$, Tabelle 3). Unter den Rote-Liste-Arten konnten 33 % der solitär-oligolektischen, 14,3 % der sozial-polylektischen und 19 % der parasitischen Lebensweise zugeordnet werden.

Auf den Flächen innerhalb des Stadtgebietes von Berlin war eine höhere Dichte an Honig- und Wildbienen zu beobachten als auf den Flächen in Brandenburg ($p = 0.0291$, $df = 21$, Tabelle 3). Die Diversität der Wildbienen war weder mit dem Habitattyp noch mit der urbanen oder ländlichen Lage assoziiert.

Hinsichtlich der funktionellen Gruppen wiesen solitär-oligolektische sowie solitär-polylektische Arten eine besonders deutliche Assoziation mit naturnahen Habitaten auf (beide $p < 0.001$, $df = 22/21$, Tabelle 3, Abb. 5). Sozial-polylektische Arten waren positive mit urbanen Habitaten assoziiert ($p < 0.001$, $df = 21$). Rote-Liste-Arten wurden überwiegend in naturnahen Habitaten außerhalb der Stadt Berlin gefunden ($p < 0.001$, $df = 20$ / $p < 0.001$, $df = 20$, Tabelle 3). Eine Übersicht der Zusammensetzung der Wildbienenengemeinschaften in Berlin-Brandenburg ist Abb. 6 zu entnehmen.

3.4 Assoziationen zwischen Wildbienen-gemeinschaften und Nahrungs- und Nisthabitaten

Eine Regressionsanalyse zeigte eine positive Beziehung zwischen dem Anteil an Nahrungs- und Nisthabitaten und der Anzahl an Rote-Liste-Individuen ($p < 0.001$, $df = 23$, Abb. 4b) sowie solitär-oligolektische Arten auf ($p < 0.01$, $df = 23$). Für die anderen funktionellen Gruppen traf dies nicht zu (Tabelle 4).

4. Diskussion

Hohe Dichten von Honigbienen können Nahrungskonkurrenz für andere Bestäuber bedeuten (TORNÉ-NOGUERA et al. 2016). Darüber hinaus können über gemeinsam genutzte Blütenressourcen Krankheitserreger übertragen werden (DURRER & SCHMID-HEMPEL 1994, GRAYSTOCK et al. 2015). Ursprünglich als Honigbienen-spezifisch betrachtete Erreger wurden bereits in verschiedenen Wildbienen gefunden (GRAYSTOCK et al. 2013 a, b, FÜRST et al. 2014, RAVOET et al. 2014, MCMAHON et al. 2015, PARMENTIER et al. 2016, JABALURIEL et al. 2017, MÜLLER et al. 2019). Die vorliegende Studie untersuchte einen mutmaßlichen indirekten Effekt der Präsenz eines Erregers in Honigbienen auf die Wildbienenengemeinschaften im geteilten Habitat

und wies eine Assoziation mit funktioneller Diversität in Wildbienen sowie des Anteilens von Rote-Liste-Arten auf.

4.1 Wildbienenendichten

Auf Flächen mit infizierten Honigbienen waren die Anteile der Wildbienen innerhalb der Bestäubergemeinschaft geringer. Geringere Wildbienen-vorkommen in der Nähe von Honigbienenstöcken wurden bereits in anderen Studien aufgezeigt (FORUP-MEMMOTT 2005, TORNÉ-NOGUERA et al. 2016). Rückgänge in Wildbienen-vorkommen und -diversität konnten u. a. auf erhöhte Nahrungskonkurrenz mit Honigbienen zurückgeführt werden (STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 2000). Allerdings liegen hierzu auch gegenteilige Befunde vor: Nach der Invasion von Honigbienen auf einer Insel waren keine Rückgänge in Wildbienenpopulationen zu beobachten (ROUBIK & WOLDA 2001).

4.2 Diversität und funktionelle Gruppen

Die vorliegenden Ergebnisse lassen keine Assoziation zwischen Diversität von Wildbienenpopulationen und infizierten Honigbienen erkennen. Jedoch ist die Anzahl an Arten allein ein unzureichender Indikator für Biodiversität. Die Diversität und Häufigkeit von



Abb. 5
Buckelseidenbiene (*Colletes davisanus*) an Rainfarn

Foto: S. Kühne & C. Saure

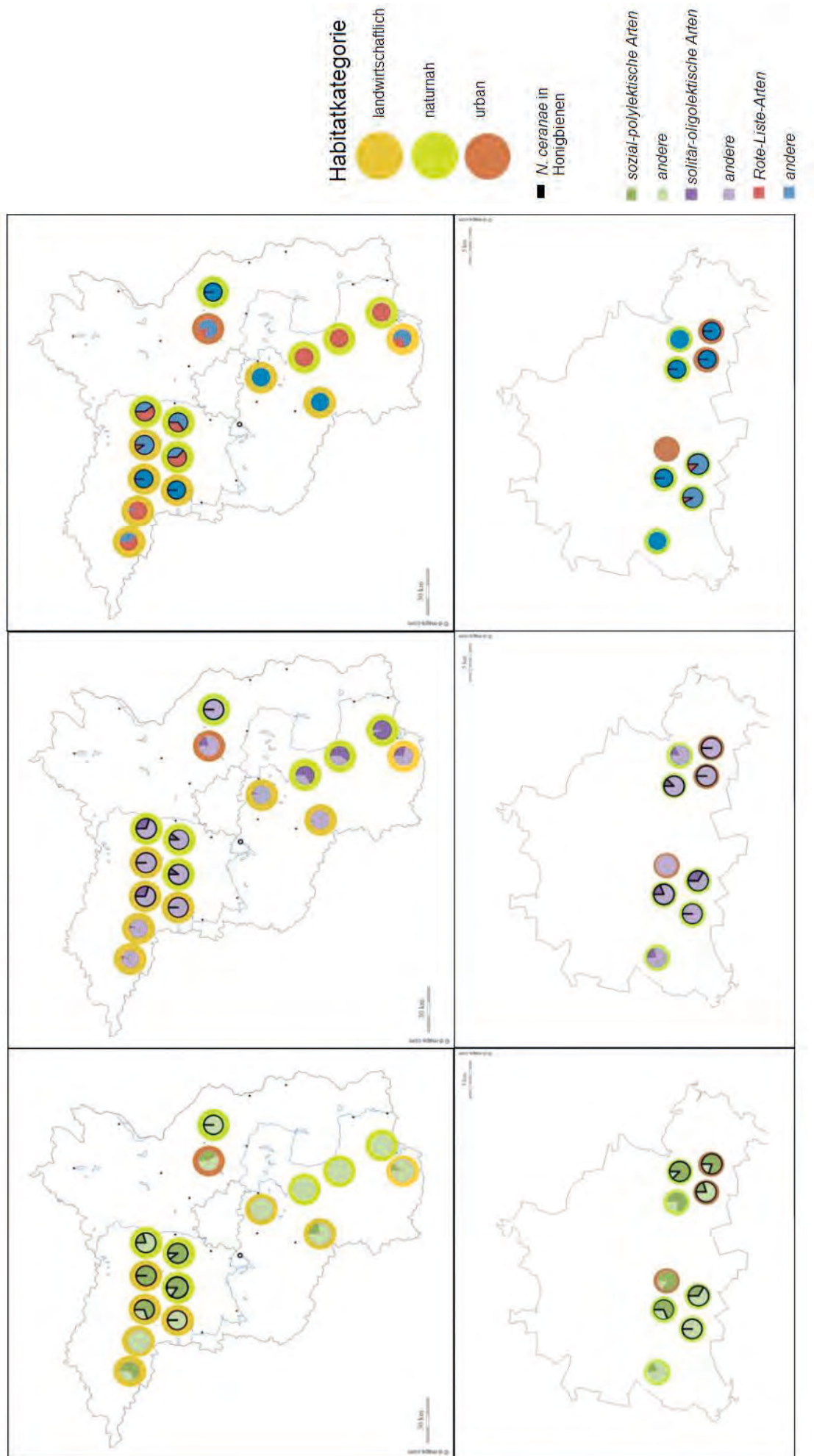


Abb. 6
 Beprobtes Gebiet Brandenburg (oben), Berlin (unten) mit Habitattypen, N. ceranae-Nachweisen in Honigbienen sowie Anteilen von (a) sozial-polylektischen, (b) solitär-oligolektischen und (c) Rote-Liste-Individuen



Abb. 7
Weiden-Sandbiene (*Andrena vaga*) an Weidenblüten

Foto: S. Kühne & C. Saure

funktionellen Merkmalen erwiesen sich als aussagekräftiger wie eine Studie zu Pflanzengemeinschaften verdeutlichte (RAMÍREZ et al. 2015). Weiterhin wird die funktionelle Diversität sogar als die bedeutenste Komponente der Biodiversität angesehen (TILMAN et al. 1997, HULOT et al. 2000, LAVOREL & GARNIER 2002). Im Gegensatz zur Betrachtung der Taxa unterschied sich die funktionelle Diversität innerhalb der Wildbiengemeinschaften unter der Präsenz von infizierten Honigbienen. Sozial-polylektische Wildbienen waren positiv, parasitische negativ und solitäre Arten beider Pollensuchverhalten gar nicht mit dem Vorkommen des Erregers in Honigbienvölkern assoziiert. Die soziale Lebensweise kann negative Auswirkungen auf das Individuum kompensieren, indem geschwächte von resistenteren Individuen ersetzt werden. Die Auswirkungen der „sozialen Immunität“ könnten die positiven Assoziationen sozialer Arten im Gegensatz zur Situation bei den solitären und parasitischen Arten erklären. Ein weiterer Faktor ist die größere Habitatüberschneidung zwischen generalistischen sozialen Wildbienen (hier hauptsächlich Hummeln) und Honigbienen (WESTRICH 2018). Die soziale Lebensweise ist innerhalb der Wildbienen jedoch eher die Ausnahme; die Mehrheit der Arten lebt solitär (WESTRICH 2018). Daher ist insbesondere die aufmerksame Betrachtung dieser solitären Arten hinsichtlich ihrer Reaktionen auf Kontakt mit Krankheitserregern von Bedeutung.



Abb. 8
Wiesenhummel (*Bombus pratorum*) an Ochsenzunge

Foto: S. Kühne & C. Saure



Abb. 9
Gemeine Pelzbiene (*Anthophora plumipes*) an Taubnessel

Foto: S. Kühne & C. Saure

Höhere trophische Ebenen sind entscheidend für die Strukturierung von Artengemeinschaften und Ökosystemen (MONTROYA et al. 2003). Parasitische Arten sind aufgrund ihrer hohen Wirtsabhängigkeit besonders spezialisiert. Diese funktionelle Gruppe ist in zahlreichen Interaktionen zwischen Arten involviert und von entscheidender Bedeutung für ökologische Netzwerke und deren Stabilität (LAFERTY et al. 2006). Im Vergleich mit ihren Wirten haben sie geringere und variablere Populationsgrößen (KRUESS & TSCHARNTKE 1994). Die Vielfalt an Interaktionen in einem Ökosystem kann von Störungen stärker betroffen sein als die Anzahl der Arten (ALBRECHT et al. 2007). Dies zeigt sich beispielsweise darin, dass trophische Arten-Interaktionen fundamental beeinträchtigt sein können ohne dass Veränderungen in Artenanzahl oder -häufigkeiten zu beobachten sind (TYLIANAKIS et al. 2007).

In dieser Hinsicht suggeriert die hier ermittelte negative Assoziation zwischen befähigten Honigbienen und parasitischen Wildbienen eine potenzielle Beeinträchtigung der Funktion, Struktur und Diversität von Wirt-Parasit-Interaktionen innerhalb der Wildbiengemeinschaft. Weiterhin erfordert die gleichermaßen betroffene Spezialisierung auf oberirdische Nistweisen bestimmte Strukturen, die in vielen Habitaten fehlen (WESTRICH 2018). Die eingeschränkten Nischen der besonders spezialisierten Arten könnten ihre Vulnerabilität gegenüber dem Stressfaktor des potenziellen Krankheitserregers erklären.

4.3 Rote-Liste-Arten

Die nachgewiesenen Arten der Roten Liste Deutschlands, von denen sich 55 % auch auf der Roten Liste Brandenburgs (SAURE 2005) sowie 70% auf der Roten Liste Berlins (SAURE 2005) befinden, gehören hauptsächlich zu den solitären oder parasitischen Arten. Sie zeigten eine negative Assoziation mit der Präsenz von *N. ceranae* in Honigbienen. Rote-Liste-Arten sind oftmals auf besondere Niststrukturen oder auf bestimmte Pflanzenarten als Nahrungsressourcen angewiesen (WESTRICH et al. 2011) woraus sich eine geringere Flexibilität in der Habitaterweiterung ergibt. Demnach erweisen sich diese Arten als besonders empfindlich gegenüber direkten wie auch hier aufgezeigten indirekten Stressfaktoren (der Kontakt mit Krankheitserregern von Honigbienen).

4.4 Habitat und Berlin-Brandenburg Analyse

Ein geringer Anteil wildbienengeeigneter Habitattypen ist ein weiterer Gefährdungsfaktor für diese Artengruppe. Hier konnte eine positive Assoziation zwischen dem Vorkommen von Rote-Liste-Arten und dem Anteil potenzieller Nahrungs- und Nisthabitats ermittelt werden. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Analyse zur Präsenz des Honigbienenpathogens kann zusammengefasst werden, dass die Bedürfnisse der besonders ge-

fährdeten Bienenarten sowohl spezielle Habitats wie Kalkmagerrasen oder Heide Landschaften als auch die Abwesenheit von Honigbienenenergern wie *N. ceranae* umfassen.

Solitär-oligolektische Arten waren negativ mit geringen Anteilen an geeigneten Habitattypen assoziiert, jedoch wiesen sie nicht die negative Assoziation mit dem Honigbienenenerger auf. Sozial-polylektische Arten waren im Vergleich dazu in den vorliegenden Ergebnissen von den Stressfaktoren nicht beeinträchtigt.

Die Befunden bestätigen eine Beschränkung von bereits gefährdeten und besonders spezialisierten Arten auf spezielle Habitats - eine Beobachtung, die sich für anspruchslose Hummeln und für die Honigbiene nicht zeigte (OSBORNE et al. 1991, BANASZAK 1992, O'TOOLE 1993). Die größere Anpassungsfähigkeit der generalistischen Lebensweise könnte für diese Arten weiterhin zur Stabilisierung der Populationen beitragen. In Großbritannien waren die generalistischen und häufigen Nutzpflanzenbestäuber im Gegensatz zu anderen Wildbienenarten nicht von Rückgängen betroffen (POWNEY et al. 2019). Zusätzlich zur potenziellen Nahrungskonkurrenz durch Honigbienen können deren Krankheitserreger ein weiterer Stressfaktor für Wildbienen sein, für den insbesondere die ohnehin schon seltenen und gefährdeten Arten anfällig sind und weiter eingeschränkt werden können.



Abb. 10
Sechsbändige Furchenbiene (*Halictus sexcinctus*) an Wiesen-Margerite

Foto: S. Kühne & C. Saure

Interessanterweise konnten auf den kleineren Flächen innerhalb des Stadtgebietes von Berlin höhere Wildbienenichten als in Brandenburg festgestellt werden. Die Ergebnisse deuten, wie auch von THEODOROU et al. (2016) gezeigt, auf dichtere Bestäubernetzwerke in urbanen Habitaten hin. Hohe Dichten von Bienenvölkern in Städten und fragmentierte Ressourcen können den Kontakt von Wildbienen zu infizierten Honigbienen begünstigen (PATZ et al. 2004, BRADLEY & ALTIZER 2007). In der vorliegenden Studie waren die solitären Arten beider Nahrungsstrategien besonders stark auf naturnahe Habitate angewiesen, wohingegen sozial-polylektische Arten positiv mit urbanen Lebensräumen assoziiert waren. Die Befunde ergänzen die positiven Assoziationen der sozial-polylektischen Bienen mit der Präsenz von *N. ceranae* in dem Sinne, dass diese im Vergleich zu solitären und spezialisierteren Arten auch hinsichtlich von Urbanisierung am geringsten beeinträchtigt sein könnten.

4.5 Ausblick

Die vorliegende Studie betrachtet *N. ceranae* als einen von vielen verschiedenen Erregern, die Honigbienen befallen und auch auf Wildbienen übergehen können. Dies wurde bereits für verschiedene Viren befunden, die in sozialen und solitären Wildbienen nachgewiesen werden konnten (GENERSCH et al. 2006, SINGH et al. 2010, EIVSON et al. 2012, LEVITT et al. 2013, FÜRST et al. 2014, MCMA-

HON et al. 2015, JABAL-URIEL et al. 2016, PARMENTIER et al. 2016). Weiterhin werden Wildbienen von verschiedenen anderen Erregern wie beispielsweise den Hummelpathogenen *Nosema bombii*, *Crithidia* spp., *Sphaerularia bombi* oder Gregarinen befallen, die hier nicht mit einbezogen wurden. Eine mögliche Auswirkung von weiteren Krankheitserregern auf die Ergebnisse ist demnach nicht auszuschließen.

Wildbienen sind darüber hinaus noch anderen Beeinträchtigungen in ihrer Umwelt ausgesetzt. Ein weiterer wichtiger Aspekt sind Pestizide. Diese können in ihren Auswirkungen mit potenziellen Krankheitserregern interagieren (VAN ENGELSDORP et al., 2009, PETTIS et al. 2012, 2013, HUANG et al. 2013, BERNAUER et al., 2015; TRAYNOR et al., 2016; MAO et al. 2017) und beispielsweise zu erhöhter Mortalität und energetischem Stress führen (ALAUX et al. 2010). Ein Thema für zukünftige Studien wäre daher die Betrachtung multipler Stressfaktoren sowie verschiedener Krankheitserreger.

Schlussfolgerungen

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen Assoziationen zwischen der Zusammensetzung von Wildbienenengemeinschaften und *N. ceranae*-Infektionen in Honigbienen, die auf indirekte aber auch direkte Auswirkungen des Erregers hinweisen können. Dabei unterschieden sich verschiedene funktionelle Gruppen hinsichtlich ihrer Assoziationen.

Während für generalistische, häufige, sozial-polylektische Arten keine Beeinträchtigungen zu ermitteln waren, konnten diese insbesondere für seltene, gefährdete und in ihrer Lebensweise sehr spezialisierte Arten belegt werden. Letztere waren weiterhin auch deutlich von der geringeren Verfügbarkeit geeigneter Nahrungs- und Nisthabitate betroffen. Gerade diese Arten stellen jedoch bedeutende Komponenten der funktionellen Diversität und damit der Sicherung von verlässlichen und effektiven Bestäubungsleistungen dar. Der Fokus auf diese Arten ist demnach von hoher Relevanz. Zusätzlich zur Sicherung von geeigneten Wildbienenhabitaten und der Verminderung der Pestizidbelastung ist die Überwachung des Gesundheitszustands präsenster Honigbienen eine wichtige Zukunftsstrategie

Danksagungen

Unser Dank geht an die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) sowie der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) (BioMove-RTG) für die Förderung des Forschungsvorhabens. Weiterhin danken wir dem Länderinstitut für Bienenkunde in Hohen Neuendorf und der Senatsverwaltung Berlin sowie dem Landesamt für Umwelt Brandenburg für die Fanggenehmigungen von Wildbienen und die Bereitstellung der Landschaftsdaten für die GIS-Analyse.

Literatur

- ALAUX, C.; BRUNET, F. L.; DUSSAUBAT, C.; MONDET, F.; TCHAMITCHAN, S.; COUSIN, M.; BRILLARD, J.; BALDY, A.; BELZUNCES, L. P. & LE CONTE, Y. 2010: Interactions between *Nosema* microspores and a neonicotinoid weaken honeybees (*Apis mellifera*). *Environ. Microbiol.* 12: 774-782
- ALBRECHT, M.; DUELLI, P.; SCHMID, B. & MÜLLER, C. B. 2007: Interaction diversity within quantified insect food webs in restored and adjacent intensively managed meadows. *J. Anim. Ecol. J. Anim. Ecol. J. Anim. Ecol.* 76: 1015-1025
- AMIET, F.; A. MÜLLER, A. & NEUMAYER, R. 1999: Fauna Helvetica 4, Apidae 2. Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Neuchatel, Schweiz. 239 S.
- AMIET, F.; HERMANN, M.; MÜLLER, A. & NEUMAYER, R. 2001: Fauna Helvetica 6, Apidae 3. Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Neuchatel, Schweiz. 211 S.
- AMIET, F.; HERMANN, M.; MÜLLER, A. & NEUMAYER, R. 2004: Apidae 4. Anthidium, Chelostoma, Coelioxys, Dioxys, Heriades, Lithurgus, Megachile, Osmia, Stelis. Fauna Helvetica 9, Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Neuchatel, Schweiz. 273 S.
- AMIET, F.; HERMANN, M.; MÜLLER, A. & NEUMAYER, R. 2007: Apidae 4, Ammobatodes, Ammobatoides, Anthophora, Biastes, Ceratina, Dasypoda, Epeoloides, Epeolus, Eucera, Macropis, Melecta, Melitta, Nomada, Pasistes, Tetralonia, Thyreus, Xylocopa. Fauna Helvetica 20, Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Neuchatel, Schweiz. 357 pp.
- BANASZAK, J. 1992: Strategy for conservation of wild bees in an agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40: 179-192
- BARTOMEUS, I., PARK, M.G., GIBBS, J., DANFORTH, B.N., LAKSO, A.N. & WINFREE, R. 2013: Biodiversity ensures plant-pollinator phenological synchrony against climate change. *Ecol. Lett.* 16, 1331-1338
- BIESMEIJER, J. C.; ROBERTS, S. P. M.; REEMER, M.; OHLEMÜLLER, R.; EDWARDS, M.; PEETERS, T.; SCHAFFERS, A. P.; POTTS, S. G.; KLEUKERS, R.; THOMAS, C. D.; SETTELE, J. & KUNIN, W. E. 2006: Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351-354
- BLITZER, E. J.; GIBBS, J.; PARK, M. G. & DANFORTH, B. N. 2016: Pollination services for apple are dependent on diverse wild bee communities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 221: 1-7
- BLÜTHGEN, N. & KLEIN, A. M. 2011: Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic Appl. Ecol.* 12: 282-291
- BRADLEY, C. A. & ALTIZER, S. 2007: Urbanization and the ecology of wildlife diseases. *Trends Ecol. Evol.* 2: 95-102
- BRAMKE, K., MÜLLER, U., MCMAHON, D.P. & ROLFF, J. 2019: Exposure of larvae of the solitary bee *Osmia bicornis* to the honey bee pathogen *Nosema ceranae* affects life history. *Insects* 10:11
- BROWN, M. J. F.; SCHMID-HEMPEL, R. & SCHMID-HEMPEL, P. 2003: Strong context-dependent virulence in a host-parasite system: reconciling genetic evidence with theory. *J. Anim. Ecol.* 72: 994-1002
- BROWN, M. J. F. & PAXTON, R. J. 2009: The conservation of bees: a global perspective. *Apidologie* 40: 410-416
- BROWN M.J.F., DICKS, L. V., PAXTON, R.J., BALDOCK, K.C.R., BARRON, A.B., CHAUZAT, M.-P., FREITAS, B.M., GOULSON, D., JEPSEN, S., KREMEN, C., LI, J., NEUMANN, P., PATTERMOORE, D.E., POTTS, S.G., SCHWEIGER, O., SEYMOUR, C.L. & STOUT, J.C. 2016: A horizon scan of future threats and opportunities for pollinators and pollination. *PeerJ* 4, e2249
- BRUNNER, F.S., SCHMID-HEMPEL, P. & BARRIBEAU, S.M. 2014: Protein-poor diet reduces host-specific immune gene expression in *Bombus terrestris*. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 281. 20140128
- CAMERON, S.A., LOZIER, J.D., STRANGE, J.P., KOCH, J.B., CORDESO, N., SOLTER, L.F., GRISWOLD, T.L. & ROBINSON, G.E. 2011: Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108, 662-667
- CHARLES, H.; GODFRAY, J.; BLACQUIÈRE, T.; FIELD, L. M.; HAILS, R. S.; POTTS, S. P.; RAINE, N.E.; VANBERGEN, A. J. & MCLEAN, A. R. et al. 2015: A restatement of recent advances in the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 282: 20151821
- COX-FOSTER, D. L.; CONLAN, S.; HOLMES, E. C.; PALACIOS, G.; EVANS, J.D.; MORAN, N.; QUAN, P.; BRIESE, T.; HORNING, M.; GEISER, D.M.; MARTINSON, V.; VANENGELSDORP, D.; KALKSTEIN, A.L.; DRYSDALE, A.; HUI, J.; ZHAI, J.; CUI, L.; HUTCHISON, S.K.; SIMONS, J.F.; EGHOLM, M.; PETTIS, J.S. & LIPKIN, W.I. 2007: A Metagenomic Survey of Collapse Disorder. *Science* 318: 283-287
- DURRER, S. & SCHMID-HEMPEL, P. 1994: Shared Use of Flowers Leads to Horizontal Pathogen Transmission. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 258: 299-302
- DI PASQUALE, G., SALIGNON, M., LE CONTE, Y., BELZUNCES, L.P., DECOURTY, A., KRRETSCHMAR, A., SUCHAIL, S., BRUNET, J.L. & ALAUX, C., 2013: Influence of Pollen Nutrition on Honey Bee Health: Do Pollen Quality and Diversity Matter? *PLoS One* 8, 1-13
- EVISON, S. E. F.; ROBERTS, K. E.; LAURENSEN, L.; PIETRAVALLE, S.; HUI, J.; BIESMEIJER, J. C.; SMITH, J. E.; BUDGE, G. & HUGHES, W. O. H. 2012: Pervasiveness of Parasites in Pollinators. *PLoS One* 7: e30641
- FERNÁNDEZ, J. M.; PUERTA, F.; COUSINOU, M.; DIOS-PALOMARES, R.; CAMPANO, F. & REDONDO, L. 2012: Asymptomatic presence of *Nosema* spp. in Spanish commercial apiaries. *J. Invertebr. Pathol.* 111: 106-110
- FITZPATRICK, Ü., MURRAY, T.E., PAXTON, R.J., BREEN, J., COTTON, D., SANTORUM, V. & BROWN, M.J.F. 2007: Rarity and decline in bumblebees - A test of causes and correlates in the Irish fauna. *Biol. Conserv.* 136, 185-194
- FORUP, M. L. & MEMOTT, J. 2005: The relationship between the abundance of bumblebees and honeybees in a native habitat. *Ecol. Entomol.* 30: 47-57
- FÜRST, M. A.; MCMAHON, D. P.; O'BORNE, J. L.; PAXTON, R. & BROWN, M. J. F. 2014: Disease associations between honeybees and bumblebees as a threat to wild pollinators. *Nature*. 506: 364-6
- GARIBALDI, L.; STEFFAN-DEWENTER, I.; WINFREE, R.; AIZEN, M. A.; BOMMARCO, R.; CUNNINGHAM, S. A.; KREMEN, C.; CARVALHEIRO, L. G.; HARDER, L. D.; AFIK, O.; BARTOMEUS, I.; BENJAMIN, F.; BOREUX, V.; CARIVEAU, D.; CHACOFF, N. P.; DUDENHÖFFER, J. H.; FREITAS, B. M.; GHAZOUL, J.; GREENLEAF, S.; HIPÓLITO, J.; HOLZSCHUH, A.; HOWLETT, B.; KRISHAN, S.; MANDELK, Y.; MAYFIELD, M. M.; MOTZKE, I.; MUNYULI, T.; NAULT, B. A.; OTIENO, M.; PETERSEN, J.; PISANTY, G.; POTTS, S. G.; RADER, R.; RICKETTS, T. H.; RUNDLÖF, M.; SEYMOUR, C. L.; SCHÜEPP, C.; SZENTGYÖRGYI, H.; TAKI, H.; TSCHARNTKE, T.; VERGARA, C. H.; VIANA, B. F.; WANGER, T. C.; WESTPHAL, C.; WILLIAMS, N. & KLEIN, A. M. 2013: Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*. 339: 1608-1611
- GARIBALDI, L.A., CARVALHEIRO, L.G., VAISSIÈRE, B.E., GEMMILL-HERREN, B., HIPÓLITO, J., FREITAS, B.M., NGO, H.T., AZZU, N., SAEZ, A., ÅSTRÖM, J., AN, J. & BLOCHTEIN, B. 2016: Mutually beneficial pollinator diversity and crop yields in small and large farms. *Science*. 351, 388-391.
- GELDMANN, J. & GONZALEZ-VARO, J. P. 2018: Conserving honey bees does not help wildlife. *Science*. 359, 392-393
- GENERSCH, E.; YUE, C.; FRIES, I. & DE MIRANDA, J. R. 2006: Detection of Deformed wing virus, a honey bee viral pathogen, in bumble bees (*Bombus terrestris* and *Bombus pascuorum*) with wing deformities. *J. Invertebr. Pathol.* 91: 61-63
- GENERSCH, E.; JENSEN, A.B. & BONNING, B.C. 2018: Editorial overview: Parasites/parasitoids/biological control: Bee health in the modern age: a major concern. *Curr. Opin. Insect Sci.* 26, ix-ix
- GISDER, S.; HEDTKE, K.; MÖCKEL, N.; FRIELITZ, M.-C.; LINDE, A. & GENERSCH, E. 2010: Five-Year Cohort Study of *Nosema* spp. in Germany: Does Climate Shape Virulence and Asertiveness of *Nosema ceranae*? *Appl. Environ. Microbiol.* 76: 3032-3038
- GISDER, S. & GENERSCH, E. 2013: Molecular differentiation of *Nosema apis* and *Nosema ceranae* based on species-specific sequence differences in a protein coding gene. *J. Invertebr. Pathol.* 113: 1-6
- GOKCEZADE, J. F.; GEREBEN-KRENN, B.-A.; NEUMAYER, J. & KRENN, H. W. 2010: Feldbestimmungsschlüssel für die Hummeln Österreichs, Deutschlands und der Schweiz (Hymenoptera, Apidae). *Linzer biol. Beitr.* 42: 5-42
- GOULSON, D., NICHOLLS, E., BOTIÁS, C., ROTHERAY, E. L. 2015: Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347(6229):1255957
- GRAYSTOCK, P.; YATES, K.; DARVILL, B.; GOULSON, D. & HUGHES, W. O. H. 2013: a: Emerging dangers: Deadly effects of an emergent parasite in a new pollinator host. *J. Invertebr. Pathol.* 114: 114-119
- GRAYSTOCK, P.; YATES, K.; EVISON, S. E. F.; DARVILL, B.; GOULSON, D. & HUGHES, W. O. H. 2013 b: The Trojan hives: Pollinator pathogens, imported and distributed in bumblebee colonies. *J. Appl. Ecol.* 50: 1207-1215
- GRAYSTOCK, P.; GOULSON, D. & HUGHES, W. O. H. 2015: Parasites in bloom: flowers aid dispersal and transmission of pollinator parasites within and between bee species. *Proc. R. Soc. B.* 282: 20151371
- HIGES, M.; MARTÍN-HERNÁNDEZ, R.; GARRIDO-BAILÓN, E.; GONZÁLEZ-PORTO, A. V.; BARRIOS, L.; JESÚS DEL NOZAL, M.; BERNAL, J. L.; JIMÉNEZ, J. F.; PALENCIA, P. G. & MEANA, A. 2008: Detection of infective *Nosema ceranae* (Microsporidia) spores in corbicular pollen of forager honeybees. *J. Invertebr. Pathol.* 97: 76-78
- HILLEBRAND, H.; BENNETT, D. M. & CADOTTE, M. W. 2008: Consequences of dominance: A review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology*. 89: 1510-1520
- HOEHN, P.; TSCHARNTKE, T.; TYLIANAKIS, J. M. & STEFFAN-DEWENTER, I. 2008: Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 275: 2283-2291
- HULOT, F. D.; LACROIX, G.; LESCHER-MOUTOUÉ, F.; LOREAU, M. 2000: Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature*. 405: 340-4
- HUANG, W.F., SOLTER, L.F., YAU, P.M. & IMAI, B.S. 2013: *Nosema ceranae* Escapes Fumagillin Control in Honey Bees. *PLoS Pathog.* 9, e1003185
- IPBES, 2016: Full assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, 36 S.
- INVERNIZZI C.; ABUD, C.; TOMASCO, I. H.; HARRIET, J.; RAMALLO, G.; CAMPÁ, J.; KATZ, H.; GARDIOL, G. & MEDOZA, Y. 2009: Presence of *Nosema ceranae* in honeybees (*Apis mellifera*) in Uruguay. *J. Invertebr. Pathol.* 101: 150-153
- JABAL-URIEL, C., MARTÍN-HERNÁNDEZ, R., ORNOSA, C., HIGES, M., BERRIATUA, E. & DE LA RUA, P. 2017: First data on the prevalence and distribution of pathogens in bumblebees (*Bombus terrestris* and *Bombus pascuorum*) from Spain. *Spanish J. Agric. Res.* 15, 1-6
- KLEIN, A.-M.; VAISSIÈRE, B. E.; CANE, J. H., STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S. A.; KREMEN, C. & TSCHARNTKE, T. 2007: Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 274: 303-313
- KRUESS, A. & TSCHARNTKE, T. 1994: Habitat Fragmentation, Species Loss and Biological Control. *Science* . 264: 1581-1584
- LAFFERTY, K. D.; DOBSON, A. P. & KURIS, A. M. 2006: Parasites dominate food web links. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 103: 11211-11216
- LAVOREL, S. & GARNIER, E. 2002: Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits : Funct. Ecol. 16: 545-556
- LEVITT, A. L.; SINGH, R.; COX-FOSTER, D.-L.; RAJOTTE, E.; HOOVER, K.; OSTIGUY, N. & HOLMES, E. C. 2013: Cross-species transmission of honey bee viruses in associated arthropods. *Virus Res.* 176: 232-240
- LUGV 2009. Flächendeckende Biotop- und Landnutzungskartierung im Land Brandenburg(BTLN) CIR-Biotoptypen 2009, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (LUGV)
- MAO, W., SCHULER, M.A. & BERENBAUM, M.R. 2017: Disruption of quercetin metabolism by fungicide affects energy production in honey bees (*Apis mellifera*). *PNAS* 114, 2538-2543
- MCMAHON, D. P.; FÜRST, M. A.; CASPAR, J.; THEODOROU, P.; BROWN, M. & PAXTON, R. 2015: A sting in the spit: widespread cross-infection of multiple RNA viruses across wild and managed bees. *J. Anim. Ecol.* 84: 615-624
- MONTOYA, J. M.; RODRIGUEZ, M. A. & HAWKINS, B. A. 2003: Food web complexity and higher-level ecosystem services. *J. Issue Ecol. Lett.* 6: 587-593
- MULHOLLAND, G. E.; TRAYER, B. E.; JOHNSON, N. G. & FELL, R. D. 2012: Individual Variability of *Nosema ceranae* Infections in *Apis mellifera* Colonies. *Insects*. 3: 1143-1155
- MÜLLER, U., MCMAHON, D.P. & ROLFF, J. 2019: Exposure of the wild bee *Osmia bicornis* to the honey bee pathogen *Nosema ceranae*. *Agric. For. Entomol.* 21, 363-371
- NEUMANN, P. & CARRECK, P. 2010: Honey bee colony losses. *J. Apic. Res.* 49, 1-6
- OLDROYD, B. P. 2007: What's killing American honey bees? *PLoS Biol.* 5, 1195-1199
- O'TOOLE, C. 1993: Diversity of native bees and agroecosystems. In LaSalle J, G.J. (ed.), *Hymenopt. Biodivers. Commonwealth Agricultural Bureau International*, London.
- OSBORNE, J. L.; WILLIAMS, I. H. & CORBET, S. A. 1991: Bees, pollination and habitat change in the European community. *Bee World.* 72: 99-116
- PARMENTIER, L., SMAGGUE, G., DE GRAAF, D.C. & MEEUS, I. 2016: Varroa destructor Macula-like virus, Lake Sinai virus and other new RNA viruses in wild bumblebee hosts (*Bombus pascuorum*, *Bombus lapidarius* and *Bombus pratorum*). *J. Invertebr. Pathol.* 134, 6-11
- PATZ, J. A.; DASZAK, P.; TABOR, G. M.; AQUIRRE, A. A.; PEARL, M.; EPSTEIN, J.; WOLFE, N. D.; KILPATRICK, A. M.; FOFOPOULOS, J.; MOLYNEUX, D. & BRADLEY, D. J. 2004: Unhealthy landscapes: Policy recommendations on land use change and infectious disease emergence. *Environ. Health Perspect.* 112: 1092-1098

- PETTIS, J.S., JOHNSON, J. & DIVELY, G. 2012: Pesticide exposure in honey bees results in increased levels of the gut pathogen *Nosema*. *Naturwissenschaften* 99, 153-158
- PETTIS, J.S., LICHTENBERG, E.M., ANDREE, M., STITZINGER, J. & ROSE, R. 2013: Crop Pollination Exposes Honey Bees to Pesticides Which Alters Their Susceptibility to the Gut Pathogen *Nosema ceranae*. *PLoS* 8, e70182
- PLISCHUK, S.; MARTÍN-HERNÁNDEZ, R.; PRIETO, L.; LUCÍA, M.; BOTÍAS, C.; MEANA, A.; ABRAHAMOVICH, A. H.; LANGE, C. & HIGES, M. 2009: South American native bumblebees (Hymenoptera: Apidae) infected by *Nosema ceranae* (Microsporidia), an emerging pathogen of honeybees (*Apis mellifera*). *Environ. Microbiol. Rep.* 1: 131-135
- POTTS, S. G.; BIESMEIJER, J. C.; KREMEN, C.; NEUMANN, P.; SCHWEIGER, O.; & KUNIN, W. 2010: Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.* 25: 345-353
- POWNEY, G.D., CARVELL, C., EDWARDS, M., MORRIS, R.K.A., ROY, H.E., WOODCOCK, B.A., & ISAAC, N.J.B. 2019: Widespread losses of pollinating insects in Britain. *Nat. Commun.* 10, 1018.
- RAMÍREZ, S. R.; HERNÁNDEZ, C. & LINK, A. 2015: Seasonal cycles, phylogenetic assembly, and functional diversity of orchid bee communities. *Ecol. Evol.* 5: 1896-1907
- RAVOET, J.; DE SMET, L., MEEUS, I.; DE SMAGGHE, G.; WEENSELEERS, T. & DE GRAAF, D. C. 2014: Widespread occurrence of honey bee pathogens in solitary bees. *J. Invertebr. Pathol.* 122: 55-58
- RENZI, M. T., RODRIGUEZ-GASOL, N., MEDRZYCKI, P., PORRINI, C., MARTINI, A., BURGO, G., MAINI & SGOLA STRA, F. 2016: Combined effect of pollen quality and thiamethoxam on hypopharyngeal gland development and protein content in *Apis mellifera*. *Apidologie* 47, 779-788
- ROUBIK, D. W. & WOLDA, H. 2001: Do competing honey bees matter? Dynamics and abundance of native bees before and after honey bee invasion. *Popul. Ecol.* 43: 53-62
- SANCHEZ-BAYO, F., GOULSON, D., PENNACCHIO, F., NAZZI, F., GOKA, K. & DESNEUX, N. 2016: Are bee diseases linked to pesticides? A brief review. *Environ. Int.* 89-90, 7-11
- SAURE, C. 2005: Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen und Wespen (Hymenoptera part.) von Berlin mit Angaben zu den Ameisen. In: Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege / Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin.
- SCHUECHL, E. 1995: Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs. Band 1: Anthophoridae. - 2. erweiterte Auflage, Eigenverlag, 158 S.
- SCHUECHL, E. 2006: Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs. Band 2: Megachilidae & Melittidae. 2. Auflage. Eigenverlag, 192 S.
- SCHMID-EGGER-EGGER, C. & SCHEUCHL, E. 1997: Illustrierte Bestimmungsschlüssel der Wildbienen Deutschlands und Österreichs. Band III: Andrenidae. self-published, Velden
- SINGH, R.; LEVITT, A. J.; RAJOTTE, E. G.; HOLMES, E. C.; OSTIGUY, N.; VAN ENGELSDORP, D.; LIPKIN, W. I.; DEPAUPHILIS, C.; TOH; A. L. & COX-FOSTER, D. 2010: RNA viruses in hymenopteran pollinators: Evidence of inter-taxa virus transmission via pollen and potential impact on non-*Apis* hymenopteran species. *PLoS One.* 5: e14357
- STEFFAN-DEWENTER, I. & TSCHARNTKE, T. 2000: Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. *Oecologia.* 122: 288-296
- STEFFAN-DEWENTER, I.; POTTS, S. G. & PACKER, L. et al. 2005: Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. *Trends Ecol. Evol.* 20: 651-652
- STOKSTAD, E. 2007: The Case of the Empty Hives. *Science.* 316, 970-973.
- THEODOROU, P.; RADZEVICIUTE, R.; SETTELE, J.; SCHWEIGER, O.; MURRAY, T. E. & PAXTON, R. J. 2016: Pollination services enhanced with urbanization despite increasing pollinator parasitism. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 283: 20160561
- TILMAN, D. G.; KNOPS, J. M. H.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M. & SIEMANN, E. 1997: The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science.* 277: 1300-1302
- TOMIETTO, R.; FANT, J.; ASCHER, J.; ELLIS, K. & LARKIN, D. 2011: A comparison of bee communities of Chicago green roofs, parks and prairies. *Landsc. Urban Plan.* 103: 102-108
- TORNE-NOGUERA, A.; RODRIGO, A.; OSORIO, S. & BOSCH, J. 2016: Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic Appl. Ecol.* 17: 199-209
- TRAYNOR, K.S., PETTIS, J.S., TARP, D.R., MULLIN, C.A., FRAZIER, J.L. & FRAZIER, M. 2016: In-hive Pesticide Exposure: Assessing risks to migratory honey bees from in-hive pesticide contamination in the Eastern United States. *Sci. Rep.* 33207
- TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I. & THIES, C. 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: Ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8: 857-874
- TYLIANAKIS, J. M.; TSCHARNTKE, T. & LEWIS, O. T. 2007: Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. *Nature.* 445: 202-205
- VANBERGEN, A. J. & GARRATT, M. P. 2013: Threats to an ecosystem service: Pressures on pollinators. *Front. Ecol. Environ.* 11: 251-259
- VANENGELSDORP, D.; EVANS, J. D.; SAEGEMAN, C.; MULLIN, C.; HAUBRUGE, E.; NGUYEN, K. B.; FRAZIER, M.; FRAZIER, J.; COX-FOSTER, D.; CHEN, Y.; UNDERWOOD, R.; TARP, D. R. & PETTIS, J. S. 2009: Colony collapse disorder: A descriptive study. *PLoS One.* 4: e6481
- WESTRICH, P.; FROMMER, U.; MANDERY, K.; RIEMANN, H.; RUHNKE, H., SAURE, C. & VOIGT, J. 2011: Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen (Hymenoptera, Apidae) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt.* 70: 373-416
- WESTRICH, P. 2018: Die Wildbienen Deutschlands. 1. Auflage, Eugen Ulmer, Stuttgart. 82 S.
- WILFERT, L.; LONG, G.; LEGGETT, H. C.; SCHMID-HEMPEL, P.; BUTLIN, R.; MARTIN, S. J. M. & BOOTS, M. 2006: Deformed wing virus is a recent global epidemic in honeybees driven by Varroa mites. *Science.* 351: 594-7
- WINFREE, R.; WILLIAMS, N. H.; DUSHOFF, J. & KREMEN, C. 2007: Native bees provide insurance against on-going honey bee losses. *Ecol. Lett.* 10: 1105-1113
- WOODCOCK, B. A., BULLOCK, J. M., SHORE, R.F., HEARD, M. S., PEREIRA, M.G., REDHEAD, J., RIDDING, L., DEAN, H., SLEEP, D., HENRY, P., PEYTON, J., HULMES, S., HULME, L., SÁROSZPATAI, M., SAURA, C., EDWARDS, M., GENERSCH, E., KNÄBE, S. & PYWELL, R.F. 2017: Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science.* 356, 1393-1395
- ZURBUCHEN, A.; LANDERT, L.; KLAIBER, J.; HEIN, S. & DORN, S. 2010: Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biol. Conserv.* 143: 669-676

Anschrift der Autoren:

Müller, U.^a, Hausmann, S. L.^a, Saure, C.^b, McMahon, D. P.^{a,c}, Rolff, J.^{a,d*},

a
Institut für Biologie
Freie Universität Berlin
Fachbereich Zoologie
Königin-Luise-Strasse 1-3, 14195 Berlin

b
Büro für tierökologische Studien
Am Heidehof 44, 14163 Berlin

c
Bundesanstalt für Materialforschung (BAM),
Unter den Eichen 87, 12205 Berlin,

d
Berlin-Brandenburg Institut
für Biodiversitätsforschung (BBIB), Berlin

Anhang

Tab. 3
General linear models, ausgewählt nach niedrigstem AIC als Indikator größter Aussagekraft des Modells zur Darstellung eines Zusammenhangs zwischen Diversität, proportionalem Anteil an Wildbienen in der Bestäubergemeinschaft, funktionellen ökologischen Gruppen und Rote-Liste-Arten mit dem Befall von Honigbienen mit *N. ceranae*, der Flächenlage in Berlin oder Brandenburg und dem Habitattyp

Abhängige Variable	Unabhängige Variable	Model	Error-Struktur	delta AIC	Devianz der Residuen	Freiheitsgrade	t-Wert/z-Wert	p-Wert
Honigbienen+ Wildbienen /qm	Berlin-Brandenburg (Brandenburg)	glm mit BoxCox Transformation	Poisson	0		21	-2.502	0,0291
	Habitat (naturnah)						-1.110	0.2794
	Habitat (urban)						-0.882	0.3878
Simpson Index	Habitat (naturnah)	Robust standard error correction	Poisson	1,49	30.028	22	1.660	0.1111
	Habitat (urban)						1.983	0.0599
Artenzahl /qm	Habitat (naturnah)	glm mit BoxCox Transformation	Poisson	2,14		22	-0.304	0.764
	Habitat (urban)						0.525	0.605
Prozent Wildbienen	Nosema in Honigbienen (positiv)	glm cbind	Binominal	0	76.251	23	-3.744	0.000181

Parasitische Bienen	Nosema in Honigbienen (positiv)	glm cbind	Binominal	0	25.308	21	-2.588	0.00965
	Habitat (naturnah)						1.287	0.19794
	Habitat (urban)						-0.007	0.99480
Unterirdisch nistende Bienen	Nosema in Honigbienen (positiv)	glm cbind Robust standard error correction	Binominal	0	78.647	22	0.145	0.886
	Berlin-Brandenburg (Brandenburg)						0.283	0.780
Oberirdisch nistende Bienen	Nosema in Honigbienen (positiv)	glm cbind	Binominal	0	62.513	20	-2.657	0.00789
	Berlin-Brandenburg (Brandenburg)						-2.391	0.01678
	Habitat (naturnah)						-1.682	0.09253
	Habitat (urban)						-2.367	0.01792
Ober- und unterirdisch nistende Bienen	Berlin-Brandenburg (Brandenburg)	glm cbind Robust standard error correction	Binominal	0	81.504	23	-0.244	0.810
Rote Liste Arten	Nosema in Honigbienen (positiv)	glm cbind	Binominal	0	94.936	20	-4.628	3.69E-06
	Berlin-Brandenburg (Brandenburg)						6.550	5.77E-11
	Habitat (naturnah)						5.993	2.06E-09
	Habitat (urban)						-0.777	0.437
Sozial-polylektische Bienen	Nosema in Honigbienen (positiv)	glm cbind	Binominal	0	173.95	21	5.274	1.34e-07
	Habitat (naturnah)						0.374	0.708
	Habitat (urban)						4.690	2.73E-06
Solitär-polylektische Bienen	Berlin-Brandenburg (Brandenburg)	glm cbind	Binominal	0	195.75	21	-2.421	0.01550
	Habitat (naturnah)						-5.029	4.94E-07
	Habitat (urban)						-4.668	3.04E-06
Solitär oligolektische Bienen	Habitat (naturnah)	glm cbind	Binominal	2,18	64.903	22	3.816	1,36E-04
	Habitat (urban)						-0.473	0.06

Tab. 4

General linear models der Merkmale von Wildbiengemeinschaften und dem Anteil von Nahrungs- und Nisthabitat innerhalb des Untersuchungsgebietes

Regression Bienen-Habitate	Model	Devianz der Residuen	Freiheitsgrad	Zusammenhang	p-Wert
Bienendichte/m ²	glm	1889	23		0.17
Simpson-Index	glm	30.93	23		0.12
Artenzahl/m ²	glm BoxCox transformation	1.72	23		0.11
% Wildbienen	glm Robust standard error correction	89.62	23		0.98
% parasitische Bienen	glm Robust standard error correction	32.37	23		0.94
% unterirdisch nistende Bienen	glm Robust standard error correction	124.18	23		0.80
% oberirdisch nistende Bienen	glm Robust standard error correction	87.54	23		1.00
% unter- und oberirdisch nistende Bienen	glm Robust standard error correction	181.69	23		0.80
% Rote-Liste-Arten	glm	181.69	23	positive	>0.001
% sozial-polylektische Arten	glm Robust standard error correction	217.34	23		0.87
% solitär-polylektische Arten	glm Robust standard error correction	249.36	23		1.00
% solitär-oligolektische Arten	glm	98.20	23	positive	>0.001

WÄHREND DIE ROT-EICHE VON MASSENVERMEHRUNGEN UND KAHLFRASS EINIGER BLATTFRESSENDEN SCHMETTERLINGSARTEN BETROFFEN IST, BEHERBERGT SIE AUF DER ANDEREN SEITE NUR EINEN BRUCHTEIL DER ARTENZAHL UND INDIVIDUENDICHTE DER HEIMISCHEN EICHEN-ARTEN.

THOMAS SOBCZYK

Rot-Eiche (*Quercus rubra*) und phytophage Schmetterlingsarten (*Lepidoptera*) – ist die Rot-Eiche eine Alternative zu heimischen Eichen-Arten?

Schlagwörter: Rot-Eiche, *Quercus rubra*, Neophyt, Lepidoptera, Biodiversität, phytophag, Europa

Keywords: Northern red oak, *Quercus rubra*, alien species, biodiversity, Lepidoptera, phytophagous, Europe

Zusammenfassung

Die Literaturrecherche und eigene Untersuchungen führten zu 59 Schmetterlingsarten, die in Europa Rot-Eiche (*Quercus rubra*) als Nahrung nutzen. Das sind mehr als doppelt so viel Arten wie bei bisherigen Untersuchungen, aber nur 16 % der Arten, die allein in Deutschland an Stiel- und Trauben-Eiche nachgewiesen wurden. Eine noch größere Diskrepanz gibt es bei der Individuendichte. Das hat Auswirkungen auf zoophage Arthropoden bis hin zu Singvögeln und Fledermäusen. Der überwiegende Teil der nachgewiesenen Arten an Rot-Eiche ist polyphag und einzelne Arten neigen zu Gradationen. Während die Rot-Eiche aus forstlicher Sicht im Zuge der zu erwartenden klimatischen Entwicklungen eine ggf. zu prüfende Alternative wäre, sind mit einem verstärkten Anbau erhebliche negative Auswirkungen auf die Biodiversität zu erwarten.

Summary

The literature and own research led to 59 Lepidoptera species that use northern red oak (*Quercus rubra*) as a food plant in Europe. That is more than twice as many species as in previous studies, but only 16 % of the species which found on pedunculate and sessile oak in Germany alone. There is an even bigger discrepancy in the population density. This has effects on zoophagous arthropods, birds and bats. The majority of the proven species of northern red oak is polyphagous and several species tend to outbreaks. While the northern red oak would be a possible alternative from a forest perspective in the course of the expected climatic developments, increased cultivation is expected to have a significant negative impact on biodiversity.

1 Einleitung

In Deutschland wird die Rot-Eiche (*Q. rubra*) in Zusammenhang mit Alternativen zu heimischen Baumarten in Folge der klimatischen Veränderungen diskutiert. Das betrifft sowohl den Anbau in Wäldern als auch im Garten- und Landschaftsbau. Gegenwärtig wird sie in Europas Wäldern auf 350.000 ha angebaut (NICOLESCU et al. 2018). Die Bundeswaldinventur verzeichnet für Deutschland 55.000 ha Rot-Eiche im Hauptbestand und 11.000 ha im Nebenbestand (KROHNER & BOLTE 2015). Sie ist damit die flächenmäßig bedeutsamste nichtheimische Laubbaumart in der Hauptbestockung. Auf der anderen Seite wird sie als Neophyt und invasive Art geführt (SCHMIEDEL et al. 2015) und der Anbau und Einfluss auf heimische Ökosysteme ist umstritten. NAGEL (2015) weist darauf hin, dass sie stenophagen, an die heimischen Eichen angepassten Arten, insbesondere hoch spezialisierten Insekten, nicht oder nur eingeschränkt als Lebensgrundlage dienen kann. Untersuchungen von GOSSNER (2004) weisen auf ein geringeres Spektrum an herbivoren Arthropoden hin. Schmetterlinge (Lepidoptera) wurden bisher nicht systematisch in diesem Zusammenhang untersucht, obwohl sie den überwiegenden Anteil an Herbivoren ausmachen. Diese üben über Stoffkreisläufe wesentlichen Einfluss auf die Bodenfauna (SCHEU 1989) und zoophage Arten aus. Darüber hinaus scheint eine Untersuchung umso wichtiger, da heimische Eichenarten von etwa 10 % aller in Deutschland (3620 Arten) vorkommenden Schmetterlingsarten als Nahrung genutzt werden können. Zusammenfassende Arbeiten zur Rot-Eiche fehlen hingegen bisher.

2 Herkunft und Anbau der Rot-Eiche

Die weltweit über 500 Eichenarten der Gattung *Quercus* werden in die Untergattungen *Quercus* und *Cyclobalanopsis* geteilt. Innerhalb der Untergattung *Quercus* gehört *Quercus rubra* zur ursprünglich ausschließlich in Nordamerika vorkommenden Sektion Rot-Eichen (Lobatae, syn. Erythrobalanus), zu der auch die in Deutschland gelegentlich angebaute Sumpfeiche (*Quercus palustris*) gehört. Alle europäischen Eichenarten und damit auch Stiel-Eiche (*Quercus robur*) und Trauben-Eiche (*Quercus petraea*) gehören zur Untergattung *Quercus*, Sektion *Quercus*.

Die Rot-Eiche ist in Nordosten Amerika beheimatet und wurde erstmals Ende des 17. Jahrhunderts nach Europa eingeführt. Nach Deutschland kam sie 1724 (DRESSLER & JÄGER 2002) und ab etwa 1750 wurde sie als Waldbaum verwendet. Sie hat sich nach über 250-jährigem forstlichen Anbau und über 130-jähriger systematischer Überprüfung der Eignung als eine der wenigen eingeführten Laubbaumarten als anbauwürdig erwiesen. Im Osten Deutschlands wurde Rot-Eiche als Kippenaufforstungen nach Braunkohleabbau und zur Schaffung von Waldbrandriegeln in erheblichem Maß aufgeforstet. Sie zeigt nicht nur auf einem relativ breiten Standortspektrum eine höhere Massen- und Wertleistung als heimische Laubbaumarten, sondern ist auch gegenüber abiotischen und biotischen Schadeinflüssen sehr widerstandsfähig und hat viele positive waldbauliche Eigenschaften. Dazu gehören die Steuerungsmöglichkeiten durch die Ausbildung strukturreicher Bestände, die gute Mischbarkeit auch mit Schattbaumarten wie Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Winterlinde (*Tilia cordata*) und die Möglichkeit der natürlichen Verjüngung (NAGEL 2015).

3 Insekten an Rot-Eichen

Systematische Untersuchungen von Arthropoden an Rot-Eichen beziehen sich in Deutschland bisher auf wenige Ordnungen (z. B. ausgewählte Coleoptera, Hymenoptera, Heteroptera) (GOSSNER & BRÄU 2004). Methodisch bedingt spielen Schmetterlinge bei bisherigen Untersuchungen eine untergeordnete Rolle. Sie machen beispielsweise bei Gesamtfängen von 206.800 Insekten einen Anteil von 1 % aus (2062 Exemplare) aus. Der überwiegende Teil wurde im Kronenraum mit Luftklebnetzen (984 Individuen) bzw. Astfallen (912 Exemplare) gefangen (GOSSNER 2004). Die genutzten Fallentypen führen zu einer überproportionalen Anzahl von aktiven Arten und von Imagines, wohingegen Präimaginalstadien beispielsweise von Schmetterlingen, unterrepräsentiert sind. GOSSNER & HAUSMANN (2009) weisen darüber hinaus auf die Schwierigkeit der Determination der Larvalstadien hin. Einen Ausweg könnte künftig die Determination von Proben durch DNA-Barcoding sein.

In Untersuchungen wurde festgestellt, dass Rot-Eichen in geringerem Umfang durch Arthropoden frequentiert werden, als Stiel- und Trauben-Eiche (ASHBOURNE & PUTMAN 1987, GOSSNER 2004, CSÓKA & SZABÓKY 2005, GOSSNER & SIMON 2005, TURČÁNI et al. 2009). Der Anteil zoophager Arten gegenüber phytophager Arten war dabei sehr hoch.

Auf Trauben- und Stiel-Eiche spezialisierte herbivore Arthropodenarten sind nur teil-

weise und dann eingeschränkt in der Lage, Rot-Eiche als Nahrung zu nutzen. GOSSNER (2004) weist darauf hin, dass die Rot-Eiche sowohl bei den phytophagen, als auch xylophagen Spezialisten deutlich weniger geeignete Habitats bietet als die Stiel-Eiche. Insbesondere minierende und Gallen bildende Arten kommen an Rot-Eiche kaum vor. Nicht nur auf Spezialisten unter den Coleoptera und Hymenoptera, sondern auch auf spezialisierte Heteroptera sind starke negative Auswirkungen eines verstärkten Rot-Eichenanbaus zu erwarten. Anhand der Rote-Liste-Arten konnte gezeigt werden, dass durch eine starke Ausweitung des Rot-Eichen-Anbaus auch ein negativer Einfluss auf ohnehin schon gefährdete Arten zu erwarten ist. Viele Arten, die die Rot-Eiche nutzen, scheinen auf eine ständige Besiedlung von einheimischen Laubbaumarten (v. a. Eichen) angewiesen zu sein (Spenderfunktion). Dies führte zu geringeren Unterschieden zwischen den beiden Eichenarten im Mischbestand als beim Vergleich der Reinbestände (GOSSNER 2004).

GOSSNER (2004) geht davon aus, dass es sich in Europa um noch nicht gesättigte Artengemeinschaften („weit unterhalb einer Artensättigung“) an Rot-Eiche handelt, die in einer im Vergleich zur heimischen Stiel-Eiche signifikant ärmeren Gemeinschaft zum Ausdruck kommt. Allerdings gibt es in Deutschland seit mehr als 250 Jahren eine Anbautradition der Rot-Eiche. Im Bremer Stadtwald ist sie seit 1846 in der inzwischen dritten Generation etabliert (NAGEL et al. 2015). Es

scheint unwahrscheinlich, dass die Biodiversität und Individuendichte in Rot-Eichenbeständen sich den heimischen Arten anpassen oder deutlich annähern wird. In Nordamerika mit dem natürlichen Vorkommen von Rot- und Weiß-Eichen konstatieren ABRAHAMSON et al. (1998) beispielsweise für die Gallwespen (Cynipidae) eine strikte Trennung zwischen den Gallwespen an Rot-Eichen und Weiß-Eichen.

Neben Pflanzeninhaltsstoffen, die das Auffinden als Nahrungspflanze erschweren oder den Fraß der Raupen be- oder verhindern, kann auch die Struktur der Nahrung ein Kriterium für die Nutzung nahe verwandter Arten als Nahrungsressource sein. RENNWALD (Lepiforum 2019) weist für den Asselspinner *Apoda limacodes* darauf hin, dass sie als polyphage Art Blätter der Rot-Eiche frisst, aber noch nicht an Trauben- oder Stiel-Eiche gefunden wurde. Als möglicher Grund wird die Behaarung der Blattunterseite dieser Arten genannt, die den Raupen ein Anhaften erschwert.

3.1 Vergleich der Schmetterlingsarten an Rot-Eiche sowie Stiel- und Trauben-Eiche

Die einzige in Europa ausschließlich an Rot-Eiche lebende Schmetterlingsart ist *Bucculatrix ainsliella* (NIEUKERKEN et al. 2012). Diese Art wurde aus Nordamerika als Neozoon eingeschleppt und inzwischen auch in Deutschland nachgewiesen (WITTLAND 2014).

Tab. 1

Artenliste *Lepidoptera* an *Quercus rubra*

(Abkürzungen Nahrung: nQ – nur *Quercus*, Cast – *Castanea*, Cor – *Corylus*, Fag – *Fagus*, Jug – *Juglans*, p – polyphag, Fr – Früchte)

	Nahrung	Csóka & Szabóky (2005)	Nieukerken et al. 2012	Sobczyk (2014) und unpubl.	Lepiforum	Ebert, Ebert & Rennwald... Band 1-10	Sammler (2016)
Eriocraniidae							
<i>Dyseriocrania subpurpurella</i>	nQ+Cast		X		X		X
Nepticulidae							
<i>Stigmella roborella</i>	nQ		X	X	X		
<i>Stigmella cf. Ruficapitella</i>	nQ		X				X
<i>Stigmella atricapitella</i>	nQ						X
<i>Stigmella basiguttella</i>	nQ		X		X		
<i>Ectoedemia albifasciella</i>	nQ+Cast		X				
<i>Ectoedemia subbimaculella</i>	nQ+Cast		X	X	X		
<i>Ectoedemia heringi</i>	nQ+Cast		X				
Incurvariidae							
<i>Incurvaria masculella</i>	p						X
Tischeriidae							
<i>Tischeria ekebladella</i>	nQ+Cast	X	X	X	X		X
<i>Tischeria dodonaea</i>	nQ+Cast				X		
<i>Tischeria decidua</i>	nQ+Cast+Fag						X

Bucculatricidae							
<i>Bucculatrix ainsliella</i>	m		X				
<i>Bucculatrix ulmella</i>	nQ+Cast+Fag		X	X			
Gracillariidae							
<i>Phyllonorycter lautella</i>	nQ		X				
<i>Caloptila</i> sp.	?		X				
<i>Acrocercops brongniardella</i>	nQ+Cast		X	X			X
<i>Phyllonorycter messaniella</i>	p				X		
Coleophoridae							
<i>Coleophora flavipennella</i>	nQ+Cast			X	X		
<i>Coleophora kuehnella</i>	nQ						X
Chimabachidae							
<i>Diurnea lipsiella</i>	p			X			
Tortricidae							
<i>Archips xylosteana</i>	p	X	X	X			
<i>Cydia splendana</i>	nQ+Cast (Fr)	X		X			
<i>Cydia fagiglandana</i>	nQ (?Cor, Jug) (Fr)			X			
<i>Tortrix viridana</i>	p			X			
Cossidae							
<i>Cossus cossus</i>	p	X		X			
<i>Zeuzera pyrina</i>	p	X					
Limacodidae							
<i>Apoda limacodes</i>	p					X	
<i>Heterogenea asella</i>	p					X	
Lycaneidae							
<i>Favonius quercus</i>	nQ			X	X		
Drepaniidae							
<i>Watsonalla binaria</i>	nQ				X		
Lasiocampidae							
<i>Malacosoma neustria</i>	p	X	X				
Geometridae							
<i>Cyclophora linearia</i>	Fag+nQ			X			
<i>Erannis defoliaria</i>	p	X	X	X			
<i>Colotois pennaria</i>	p	X	X				
<i>Operophtera brumata</i>	p	X	X	X			
<i>Ectropis crepuscularia</i>	p		X	X			
<i>Agriopis leucophaearia</i>	p			X			
<i>Apocheima hispidaria</i>	p			X			
<i>Agriopis marginaria</i>	p			X			
<i>Biston strataria</i>	p			X			
Notodontidae							
<i>Phalera bucephala</i>	p	X	X	X			
<i>Thaumatopoea processionea</i>	nQ		X	X			
<i>Stauropus fagi</i>	p					X	
<i>Drymonia velitaris</i>	nQ					X	

Erebidae						
<i>Hyphantria cunea</i>	p	X				
<i>Lymantria monacha</i>	p			X		
<i>Lymantria dispar</i>	p	X	X	X		
<i>Calliteara pudibunda</i>	p	X	X	X		
<i>Euproctis chrysorrhoea</i>	p	X	X	X		
<i>Euproctis similis</i>	p	X	X	X		
<i>Orgyia antiqua</i>	p	X	X			
Nolidae						
<i>Nola confusalis</i>	p			X		
Noctuidae						
<i>Griposia aprilina</i>	p				X	
<i>Amphipyra pyramidea</i>	p			X		
<i>Eupsilia transversa</i>	p			X		
<i>Cosmia trapezina</i>	p			X		X
<i>Orthosia gothica</i>	p					X

In Europa konnten inzwischen 59 Lepidoptera-Arten an Rot-Eiche gefunden werden. Eine dieser Arten (*Hyphantria cunea*) ist wie *Bucculatrix ainliella* ein Neozoon und wurde in Deutschland an verschiedenen Pflanzenarten, aber noch nicht an Rot-Eiche nachgewiesen. Bisherige Publikationen weisen deutlich geringere Artenzahlen an Rot-Eiche auf. CSÓKA & SZABÓKY (2005) führen 16 Arten auf, NIEUKERKEN et al. (2012) 26 Arten.

Zwei der genannten Arten sind polyphage Holzböhrer (*Cossus cossus* und *Zeuzera pyrina*), zwei weitere Arten (*Cydia splendana*, *C. fagiglandana*) entwickeln sich in Eicheln, aber auch in Früchten von *Castanea*, *Fagus* und anderen Samen.

NIEUKERKEN et al. (2012) weisen auf die möglicherweise unzureichende Berücksichtigung der Rot-Eichen bei der entomologischen Forschung hin. Das steht möglicherweise mit der praktischen Erfahrung von Lepidopterologen im Einklang, nach der Rot-Eichen für viele der in Europa heimischen Arten nicht attraktiv sind.

Erstmals wurden durch SOB CZYK (2014) die in Deutschland an den beiden heimischen Eichenarten vorkommenden Schmetterlingsarten untersucht. Die Auswertung der Literatur und Befragungen von Spezialisten ergaben 366 Arten, von denen mehr als 300 Arten herbivor sind. Insgesamt werden die Artenzahlen von Phytophagen an den jeweiligen Nahrungspflanzen deutlich unterschätzt. BRÄNDL & BRÄNDL (2001) weisen beispielweise auf insgesamt 699 phytophage Insektenarten an Eichen hin.

Neben der Artenzahl ist die Individuendichte phytophager Lepidoptera an Rot-Eiche deutlich geringer als an heimischen Eichenarten. VON DER DUNK (2016) fand an 100 ab-

gesuchten Rot-Eichen nur eine einzige Blattmine von *Stigmella* cf. *basiguttella*. SAMMLER (2016) führt bei blattminierenden Lepidoptera 108 Funde an heimischen und 12 an Rot-Eichen auf. Er weist darauf hin, dass an Rot-Eichen ein höherer Anteil an polyphagen und oligophagen Arten gefunden wurde.

Bei eigenen Untersuchungen 2019 wurden in Sachsen (Oberlausitz: Neukollm, Hoyerswerda und Uhyst/Spree) an unmittelbar wachsenden Bäumen und ineinander wachsenden Bäumen von Stiel- und Rot-Eiche jeweils 1000 Blätter untersucht (1–2 m über dem Boden, südexponierter Waldrand). Nicht berücksichtigt wurde die Blattfläche und Blattmasse, die bei Rot-Eiche durchschnittlich größer sind.

Insgesamt wurden an Stiel-Eiche 1252 Minen gefunden, an Rot-Eiche nur 19. Damit wurden an Rot-Eiche nur 1,5 % der Individuen gefunden.

Diese Erhebungen bestätigen die Wahrnehmung, dass Rot-Eichen durch heimische Schmetterlingsarten nur ausnahmsweise als Nahrungsgrundlage genutzt werden. Dabei handelt es sich überwiegend polyphage und oligophage Schmetterlingsarten. Von den 59 an Rot-Eiche gefundenen Arten sind 34 polyphag, 12 leben an Eichen-Arten und Eßkastanie (*Castanea sativa*) oder weiteren Gattungen und 10 ausschließlich an Eichen-Arten. Eine Art ist streng monophag nur auf eine Eichenart spezialisiert. Nur die polyphagen Arten wurden in höherer Abundanz an Rot-Eiche festgestellt und einige neigen zu

Tab. 2
Vergleich des Vorkommens blattminierender Lepidoptera an Rot- und Stiel-Eiche.

Art	Neukollm 2019		Hoyerswerda 2019		Uhyst/Spree 2019	
	Rot-Eiche	Stiel-Eiche	Rot-Eiche	Stiel-Eiche	Rot-Eiche	Stiel-Eiche
<i>A. brongnardiella</i>	14	384		223	4	43
<i>T. dodonea</i>		12		164		3
<i>T. decidua</i>		27		129		76
<i>E. albimaculata</i>				64		
<i>E. subbimaculata</i>		7				18
<i>E. heringi</i>				78		
<i>S. roboris</i>		8	1	15		28
Indet.		20		15		12
Summe	14	426	1	646	4	180
Fraßspuren	4	89		84		18



Abb. 1
Unterschiedlich intensive Besiedlung
von Stiel-Eiche und Rot-Eiche durch die
Blattminen von *Acrocercops brongniardella*,
24.10.2019, Neukollm,
Foto: T. Sobczyk.

Gradationen. Die anderen Arten wurden nur ausnahmsweise und in deutlich geringerer Individuendichte an Rot-Eiche gefunden. Selbst der Wechsel von oligophagen Arten auf Rot-Eiche ist offensichtlich deutlich eingeschränkt.

Eine Ausnahme von der geringeren Individuendichte bilden Gradationen polyphager Arten der Eichenfraßgesellschaft. Kahlfraß von *Lymantria dispar*, *Opheroptera brumata* und *Erannis defoliaria* wurde mehrfach an Rot-Eiche beobachtet (NÄSSIG & ZUB 1994, NICOLESCU et al 2018). Im Jahr 2018 mussten 67 ha überwiegend mit Rot-Eiche bestockter Bestände im Landkreis Bautzen bekämpft werden, da Kahlfraß durch *O. brumata*, *E. defoliaria* und *Erannis leucophaearia* drohte (SOBCZYK 2018). Weitere Bestände, insbesondere auf Kippen des Braun-

kohletagebaus, waren zu diesem Zeitpunkt zwei- bis viermal in Folge kahlgefressen worden.

Der Eichenwickler (*Tortrix viridana*) greift bei Massenvermehrung an heimischen Eichen auch auf die Rot-Eiche über, die Fraßschäden bleiben aber hier gering. Der Wickler *Archips xylosteana*, Goldafter (*Euproctis chrysorrhoea*), Eichen-Prozessionsspinner (*Thaumtopoea processionea*) und Ringelspinner (*Malacosoma neustria*) können in Gradationsgebieten Kahlfraß, Zuwachsverluste und Mastausfall bewirken (DRESSEL & JÄGER 2002).

In Mischbeständen kann der baumartenspezifische Unterschied im Blattaustrieb das Ausmaß der Schäden deutlich beeinflussen. Beispielsweise wurden einzeln beigemischte

Stiel-Eichen in Rot-Eichenbeständen bei Nardt 2017 durch den früheren Blattaustrieb deutlich weniger befallen. Die Oberkrone wies kaum Fraßschäden auf.

Die Raupen der Schmetterlingsarten wirken als Entlauber, Zersetzer, Beute oder Wirt von Zoophagen und die Imagines teilweise als Bestäuber (HAMMOND & MILLER 1998). Biodiversität und Individuendichte der an Rot-Eiche lebenden Schmetterlingsarten haben Auswirkungen auf weitere Artengruppen. Ohne Kenntnis des Artenreichtums an Lepidoptera, die mit den jeweiligen Pflanzenarten assoziiert sind, können Arten höhere trophische Niveaus nicht ausreichend bewertet werden. GRABER & GRABER (1983) stellen heraus, dass in untersuchten Wäldern in Nordamerika 75–98 % der auf Blättern befindlichen Insekten Raupen von Schmetterlingen



Abb. 2
Kahlfraß an Rot-Eiche durch *Opheroptera brumata*, *Erannis defoliaria* und *E. leucophaearia*, 17.05.2017, Nardt.

Foto: T. Sobczyk.



Abb. 3
Fraß an Rot-Eiche durch
Opheroptera brumata, 17.05.2017, Nardt.
Foto: T. Sobczyk.



Abb. 4

Fraß durch *Opheroptera brumata* an Rot-Eiche und Stiel-Eiche nach unterschiedlichem Zeitpunkt des Blattaustriebes, 17.05.2017, Nardt.

Foto: T. Sobczyk.



Abb. 5

Raupe von *Apocheima hispidaria*, wesentlich beteiligt am Kahlfraß an Rot-Eiche, 16.05.2016, Nardt.

Foto: T. Sobczyk.

sind, HOLMES et al. (1979) beschreiben die Mortalität von 18–63 % der Raupen durch Vogelfraß. Das Vorkommen bzw. Fehlen von Schmetterlingsarten wirkt sich damit direkt auf Zoophage, vor allem Arthropoden, Vögel, Kleinsäuger und Fledermäuse, aus.

3.2 Eichenwaldgesellschaften

RIEPŠAS & STRAIGYĖ (2008) beschreiben beim Vergleich der Vegetationsstrukturen (Artenzahl, Baumbestand, Sträucher, Kräuter- und Mooschichten) einen höheren Wert bei Wäldern heimischer Eichenarten. Die Artenzahl ist in Rot-Eichenwäldern signifikant geringer. In der Bodenstreu von Rot-Eichen sind weniger Mikroorganismen aktiv, die Zersetzung des Rot-Eichenlaubs erfolgt hingegen intensiver als bei heimischen Eichen. WOZIWODA et al. (2013) kommen zu dem Schluss, dass nicht eine heimische Gefäßpflanze von der Einführung der Rot-Eiche profitiert und nur wenige Arten in der Lage sind, Rot-Eichen zu tolerieren. Die Verjüngung heimischer Baumarten wird ebenfalls negativ beeinflusst. Die Ergebnisse zeigen, dass *Q. rubra* den Reichtum und die Häufigkeit einheimischer Arten signifikant verringert. Die Waldfunktionen werden eingeschränkt und der Anbau ist vor allem aus Gründen der kommerziellen Holzproduktion begründet.

Für den Nationalpark Sächsische Schweiz bewerten DRESSSEL & JÄGER (2002) die Rot-Eiche negativ. Wegen ihres strukturgebenden Habitus, ihrer langen Lebensdauer und der großen Zahl der an ihr lebenden Insektenarten ist die Trauben-Eiche ökologisch höherwertig als die Rot-Eiche. Sie ist aber der Trauben-Eiche im Untersuchungsgebiet deutlich überlegen, sie gedeiht auf genauso extremen Felsstandorten, wahrscheinlich sogar auf noch ungünstigeren, wächst aber schneller und schattet die Trauben-Eiche aus. In spätestens 150 Jahren wird die Rot-Eiche alle potentiellen Standorte in der Sächsischen Schweiz besetzt haben und Birken, Kiefern und vor allem Trauben-Eichen stark bedrängen. Um ein naturnahes Waldbild im Nationalpark zu erhalten, wird deshalb eine Bekämpfung der Rot-Eiche empfohlen. Der Aufwand ist vertretbar, solange die meisten naturverjüngten Pflanzen noch klein sind (DRESSSEL & JÄGER 2002).

Insgesamt muss bei einer Ausweitung des Rot-Eichenanbaus mit einer verringerten Verfügbarkeit an geeigneten Entwicklungshabitaten für phytophage Arthropoden gerechnet werden. KOSCHUK & FAUSTER (2005) weisen auf negative Auswirkungen für *Satyrrium ilicis* hin: „Aufzucht von Eichenheistern mit sogenannten „Plastikhosen“ als Schutz gegen Wildschäden und die Pflanzung exotischer Eichenarten, z. B. Rot-Eiche (*Q. rubra*) anstelle heimischer Arten.“

Unter Rot-Eichen wird die Ausbildung einer Krautschicht erschwert. In Reinbeständen fehlt diese meist vollständig oder beschränkt sich auf wenige Arten. „Aus der Zeit von 1950–1970 stammen 34 Pflanzungen, meist auf ärmeren und trockneren Standorten. Sie haben eine Höhe von 10–18 m erreicht und beginnen zu fruchten. Die Krautschicht ist durch Lichtmangel und Laubbedeckung extrem verarmt. Auf diesen schlechteren Standorten der jüngeren Pflanzungen kann sich die Buche nicht durchsetzen (DRESSSEL & JÄGER 2002). In 46 im Zeitraum 1910–1930 angelegten Beständen resümieren die Autoren: „Nur bei einer dieser älteren Pflanzungen konnte sich in der unmittelbaren Umgebung Naturverjüngung etablieren. In den übrigen Beständen verhindert der Lichtmangel das Aufkommen.“

GENTILI et al. (2019) weisen ebenfalls auf negative Auswirkungen des Laubes auf den organischen Horizont des Bodens und eine damit verbundene geringe bzw. veränderten Artenvielfalt von Mikroarthropoden und Pflanzen hin. Langfristig wird erwartet, dass die Invasion der untersuchten Arten, insbesondere von *Prunus serotina* (Spätblühende Traubekirsche) und *Q. rubra*, die Waldökosysteme weiter schwächt, die aufgrund des globalen Wandels und der Fragmentierung der Wälder bereits unter Druck stehen. Insbesondere können viele einheimische Arten durch die Invasion dieser gebietsfremden Arten ersetzt werden oder verloren gehen.

4 Literatur

- ABRAHAMSON W. G., MELIKA, G., SCRAFFORD, R. & CSÓKA, G. 1998: Gall-including insects provide insights into plant systematic relationships. – *American Journal of Botany* 85 (9): 1159–1165
- ASHBOURNE S. R. C. & PUTMAN, R. J. 1987: Competition resource partitioning and species richness in the phytophagous insects of Red Oak and Aspen in Canada and the UK. *Acta Oecol. Oecol. Gen.* 8: 43–56
- BRÄNDLE, R. & BRANDL, R. 2002: Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. *Journal of Animal Ecology* 70: 491–504.
- CSÓKA, G. & SZABÓKY, C. 2005: Checklist of herbivorous insects of native and exotic oaks in Hungary I. *Lepidoptera*. – *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 1: 59–72
- GÖHRE, K. & WAGENKNECHT, E. 1955: Die Rot-Eiche und ihr Holz. Deutscher Bauernverlag, Berlin, 300 S.
- DRESSSEL, R. & JÄGER, E. J. 2002: Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L. (Rot-Eiche): Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. *Hercynia N. F.* 35: 37–64
- EBERT, G. (Hrsg.) (1991–2005): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Bände 1 (1991), 2 (1991), 3 (1994), 4 (1994), 5 (1997), 6 (1997), 7 (1998), 8 (2001), 9 (2003), 10 (2005). Ulmer, Stuttgart.
- GENTILI, R.; FERRÉ, C.; CARDARELLI, E.; MONTAGNANI, C.; Bogliani, G.; Citterio, S. & Comolli, R. 2019: Comparing Negative Impacts of *Prunus serotina*, *Quercus rubra* and *Robinia pseudoacacia* on Native Forest Ecosystems. *Forests* 10 (10), 842. <https://doi.org/10.3390/f10100842>.
- GRABNER, J. W. & GRABNER, R. R. 1983: Feeding rates of warblers in spring. *Condor* 85: 139–150
- GOSSNER, M. & BRÄU, M. 2004: Die Wanzen der Neophyten Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Amerikanischer Rot-Eiche (*Quercus rubra*) im Vergleich zur Fichte und Tanne bzw. Stiel-Eiche und Buche in südbayerischen Wäldern – Schwerpunkt arborikole Zönosen (Insecta: Heteroptera). *Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik* 6: 217–235
- GOSSNER, M. 2004: Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. Untersuchung ausgewählter Arthropodengruppen für eine faunistischökologische Bewertung des Anbaus von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Amerikanischer Rot-Eiche (*Quercus rubra*). 327 Seiten. - <https://mediatum.ub.tum.de/doc/603458/603458.pdf>.
- GOSSNER, M. & HAUSMANN, A. 2009: DNA barcoding enables the identification of caterpillars feeding on native and alien oak (*Lepidoptera*: Geometridae). *Mitteilungen der Münchner entomologischen Gesellschaft* 99: 135–140
- HAMMOND, P. C. & MILLER, J. C. 1998: Comparisons of the Biodiversity of Lepidoptera within three ecosystems. *Annals of the Entomological Society of America* 91 (3): 323–328
- HOLMES R. T., SCHULTZ J. C. & NOTHNAGLE, P. 1979: Bird predation on forest insects: an enclosure experiment. *Science* 206: 462–463
- KOSCHUK, A. & FAUSTER, R. 2005: Der Braune Eichen-Zipfelfalter *Satyrrium ilicis* (ESPER, 1779) (Lepidoptera: Lycaenidae) in der Steiermark (Österreich). *Beiträge zur Entomofaunistik* 6: 65–86
- KROEHER, F. & BOLTE, A. 2015: Naturschutz und Biodiversität im Spiegel der BWI 2012. *AFZ – Der Wald* 21/2015: 23–27
- LEPIFORUM E.V. [Hrsg.] 2008–2019: Bestimmungshilfe für die in Europa nachgewiesenen Schmetterlingsarten. Seite abgerufen am 12.02.2019. <http://www.lepiforum.de>.
- MOELLER, J. 1967: Studies of *Tortrix viridana* on *Quercus borealis*. *Forst- und Holzwirt* 22: 15–17
- NAGEL, R. 2019: Rot-Eiche (*Quercus rubra* L.): 219–268. in VOR, T.; SPELLMANN, H.; Bolte, A. & Ammer, C. (Hrsg.): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten, Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Göttinger Forstwissenschaften 7, Universitätsverlag Göttingen, 296 S.
- NÄSSIG, W. & ZUB, P. 1994: Die Schwammspinnergradation 1991–1993 im Raum Frankfurt am Main: Erste Kommentare (Lepidoptera, Lymantriidae). *Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo N.F.* 4 (1/2): 301–324
- NICOLESU, V. N.; VOR, T.; MASON, W. L.; BASTIEN, J.-C.; BRUS, R.; HENIN, J.-M.; KUPKA, I.; LAVNYI, V.; LA PORTA, N.; MOHREN, F.; PETKOVA, K.; RÉDEI, K.; ŠTEFANČIK, I.; WAŚIK, R.; PERIĆ, S. & HERNEA, C. 2018: Ecology and management of northern red oak (*Quercus rubra* L. syn. *Q. borealis* F. MICHX.) in Europe: a review. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 00, 1–14, doi:10.1093/forestry/cpy032.
- NIEUKERKEN, E. J. V.; DOORENWEERD, C.; ELLIS, W. N.; HUISMAN, K. J.; KOSTER, J. C.; MEY, W.; MUUS, T. S. T. & SCHREURS, A. 2012: *Bucculatrix ainsliella* MURTFELDT, a new North; invader already widespread on northern red oaks (*Quercus rubra*) in Western Europe (Bucculatricidae). *Nota lepidopterologica* 35 (2): 135–159
- RAMISCH, F. 2013: Der Neophyt Rot-Eiche (*Quercus rubra* L.) – eine neue Nahrungsquelle von *Drymonia velitaris* (HUFNAGEL, 1766) (Lepidoptera: Notodontidae). *Märkische Entomologische Nachrichten* 15 (1): 77–80
- SAMMER, P. 2016: Beobachtung von Blattminen in Mittelbrandenburg. *Märkische Entomologische Nachrichten* 18 (1/2): 137–165
- RIEPŠAS E. & STRAIGYTĖ L. 2008: Invasiveness and ecological effects of red oak (*Quercus rubra* L.) in Lithuanian forests. *Baltic Forestry* 14 (2):122–130
- SCHULZ, S. 1989: Die saprophage Makrofauna (Diploda, Isopoda und Lumbricidae) in Lebensräumen und Kalkgestein: Sukzession und Stoffumsatz. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme* 57: 1–302
- SCHMIEDEL, D.; WILHELM, E.-G.; NEHRING, S.; SCHEIBNER, C.; ROTH, M. & WINTER, S. 2015: Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland. Band 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141/1. Bonn- Bad Godesberg, Landwirtschaftsverlag, 709 S.
- SOB CZYK, T. 2014: Der Eichenprozessionsspinner in Deutschland. *Historie – Gefahren – Bekämpfung*. BfN-Skripten 365. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg. 175 S.
- SOB CZYK, T. 2018: Waldschutzbericht 2018 (Stand Dezember 2018) Landkreis Bautzen. 11 Seiten. https://www.landkreis-bautzen.de/download/allgemein/68_2019_Waldschutzbericht.pdf.
- SOB CZYK, T.; STÖCKEL, D.; GRAF, F.; JORNITZ, H. & KARISCH, T. 2019: Die Schmetterlingsfauna (Lepidoptera) der Oberlausitz. Teil 6: Kleinschmetterlinge (Microlepidoptera) 2. Teil: Scythropidae, Yponomeutidae (Gespinnstmotten), Argresthiidae (Knospennmotten), Plutellidae (Schleier- und Halbmotten), Glyphipterigidae (Rundstirnmotten, Wippmotten), Ypsolophidae (Langhorn-Blattminiermotten), Elachistidae (Ethmiinae, Depressariinae – Flachleibmotten, Elachistinae – Grasminiermotten, Paratriotinae), Scythrididae (Ziermotten), Chimabachidae, Oecophoridae (Faulholzmotten), Stathmopodidae, Coleophoridae (Sackträgermotten), Choreutidae (Spreizflügelgelfalter), Urodidae, Schreckensteiniidae, Epermeniidae (Zahnflügelgelfalter), Tortricidae (Wickler). – *Entomologische Nachrichten und Berichte* (Dresden), Beiheft 24, 496 Seiten, 2 Karten.
- TURČÁNI, M.; PATOČKA, J. & KULFAN M. 2010: How do lepidopteran seasonal guilds differ on some oaks? – A case study 55 (2): 578–590
- VON DER DUNK, K. 2016: Auf Minensuche im Herbst. *Galathea* 32: 49–67
- WOZIWOĐA, B.; KOPEĆ, D. & WITKOWSKI, J. 2014: The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. *Acta Societatis Botanicae Poloniae* 83 (1): 39–49
- WITTLAND, W. 2014: Aktuelle Verbreitung der nordamerikanischen Art *Bucculatrix ainsliella* (MURTFELDT, 1905) in Deutschland (Lep., Bucculatricidae). *Melanargia* 26 (4): 204–212

Anschrift des Autors:

Thomas Sobczyk
Diesterwegstraße 28
02977 Hoyerswerda

RÜDIGER HERZOG & WOLFGANG BEINER

Schätze im märkischen Sand

Für viele Wanderer und Naturliebhaber hat das Global Positioning System (GPS) längst Wanderkarte und Kompass abgelöst. GPS-Routendaten können mühelos von zahlreichen Websites und „Tourenportalen“ im Internet heruntergeladen werden. Dadurch finden technikaffine Menschen wieder verstärkt Wege in die Natur und zum Naturerlebnis. Insbesondere Jugendliche nutzen diese neuen Möglichkeiten, sich Natur und Landschaft zu erschließen. Daher liegt auch die moderne Schnitzeljagd – das Geocaching – weiter im Trend. Mittlerweile sind in Brandenburg rd. 16.000 Schätze (Caches) gelegt, geschätzt die Hälfte in Natur und Landschaft, in Feld und Wald, um und in Seen und in Parkanlagen.

Diese grundsätzlich positive Entwicklung kann jedoch auch zu einem ökologischen Risiko werden. Wenn uns das GPS-Gerät – lediglich an Koordinatendaten orientiert – quer durch sensible Gebiete und geschützte Biotope leitet, sind wir auf dem Irrweg. Das gilt erst recht für die einzelnen Verstecke. Leider werden noch immer Caches in Lebensräumen wie Baum- und Erdhöhlen, fernab von Wegen oder in aufgelassenen Gebäuden oder Steinbrüchen versteckt. Je abgelegener der Ort, je schwieriger zu erreichen, desto aufregender ist die Suche – mit entsprechenden Folgen für geschützte Arten. So wurden etwa in Hessen bei 66 von 229 Uhu-Brutplätzen Geocaches in direkter Umgebung oder sogar am Brutplatz selbst gefunden. Das ist keine Umweltbildung sondern schlichtweg eine Fall für den Staatsanwalt.

Auf dem Weg zum naturfreundlichen Geocaching

Durch die Verbindung von Umweltbildungsinhalten mit naturverträglicher Freizeitgestaltung und Bewegung in Natur und Landschaft wollen die NaturFreunde für eine höhere Akzeptanz von Natur- und Landschaftsschutzgebieten, NATURA 2000-Gebieten und den dort notwendigen Naturschutzmaßnahmen sorgen. Die Brandenburger NaturFreunde haben daher den Geocaching-Trend schon früh aufgegriffen. Seit nunmehr zehn Jahren steht, mit Unterstützung des brandenburgischen Umweltministeriums, naturfreundliches Geocaching auf dem Programm der NaturFreunde. Das Ziel: Kindern und Jugendlichen aber auch Erwachsenen, insbesondere technikbegeisterten, auf diese Weise die Natur näherzubringen.

Schnell wurde deutlich, dass das „konventionelle“ Geocaching oben beschriebene Störungen mit sich bringt. Auch von den NaturFreunden aufgestellte Anforderungen zum naturverträglichen Legen von Caches erwiesen sich als nicht ausreichend.

Global orientieren, lokal wandern – auf Brandenburger NaturaTrails

Für NaturFreunde und alle anderen Freunde der Natur ist selbstverständlich: geschützte Biotope und Nist-, Brut- und Lebensstätten sind für Caches tabu. Wer naturverträglich geocachen will, muss auch die möglichen Wege zu den Caches unter die Lupe nehmen. Die NaturFreunde haben festgestellt: die entstehenden Belastungen der sensiblen Natur- und Landschaftsbereiche müssen kanalisiert werden. Die von den NaturFreunden entwickelten NaturaTrails lenken die Besucher naturverträglich in den sensiblen NATURA-2000-Gebietsbereichen. Auf Basis dieses Wegenetzes wurden daher GPS-Routen auf diesen vorhandenen Wegen entwickelt.

Zwar kann der sogenannte „Cache-Owner“ schon gleich zu Anfang viele Störungen durch die Ortswahl vermeiden, hat aber letztendlich wenig Einfluss auf die Besuchshäufigkeit, das Verhalten der Schatzsucher*innen in der Natur oder die Art der Fortbewegung zum Cache. Nicht von ungefähr rät ein Hinweis im Internet, bei der Geocaching-Jagd, den PKW wenigstens am Straßenrand stehen zu lassen. In der Folge entschieden die NaturFreunde, keine Dauercaches anzulegen, die im Internetportal für die Allgemeinheit zugänglich sind.

Stattdessen wurden geführte Touren für Gruppen entwickelt, bei denen die Caches zuvor versteckt und nach der Durchführung wieder eingesammelt werden. Die Brandenburger NaturaTrails in NATURA 2000-Gebieten bieten sich für naturkundliche Geocaching-Touren besonders gut an. Gibt es doch für jeden NaturaTrail ein Faltblatt mit Informationen zu Landschaft, Naturschutz und besonderen Naturschätzen auf der Strecke. Zudem steht am Beginn der meisten NaturaTrails eine große Infotafel mit ähnlichen Inhalten – gute Grundlagen für naturkundliche Rätsel, die mithilfe der Beschreibungen aufgelöst werden können. So wird spielerisch und spannend naturkundliches Wissen vermittelt und die Notwendigkeit von Naturschutz und Naturschutzmaßnahmen erläutert. Und natürlich gilt es, am Schluss den „Schatz“ zu finden.

Mit unserem Umweltbildungsangebot sprechen wir Gruppen, Familien, Kinder- und Jugendliche, Großeltern und Enkel und letztendlich alle an, die sich gern in der Natur und Landschaft aufhalten.

So kann das Geocaching ein spannender Baustein in der Bildung für nachhaltige Entwicklung sein. Es kann die Menschen an die Schätze unserer Heimat heranführen, Verständnis für den Artenschutz wecken und bestenfalls zu ehrenamtlichem Engagement für Natur und Landschaft ermuntern.

„Naturfreundliches Geocaching“ im Überblick

1. Spielerische Natur- und Umweltbildung
2. Einhalten und Vermitteln der Gebote für den Aufenthalt in Natur, Wald und Landschaft
3. Mögliche Störungen auf vorhandenen Wegen bündeln – Besucherlenkung auf NaturaTrails
4. Geführte Geocaching-Touren
5. Keine Dauercaches, alles wird aus Natur und Landschaft wieder mitgenommen
6. Die NaturFreunde-Touren stehen allen Interessierten offen



Fotos: NaturFreunde Brandenburg e.V.

LITERATUR

JESCHKE, L. & KNAPP, H. D. 2019: **Nationalpark Jasmund – Weltnaturerbe auf Rügen. 192 S.; Natur + Text, Rangsdorf. ISBN 978-3-942062-21-3. Preis: 24,90 €**

„Seit über zweihundert Jahren entfaltet Jasmund mit den Kreidefelsen von Stubbenkammer eine geradezu magische Anziehungskraft. Bis heute lassen sich Menschen immer wieder von dieser wilden, grandiosen Küstenlandschaft und den Wäldern der Stubnitz in den Bann ziehen. Und seit mehr als tausend Jahren beherrscht die Buche das Waldbild von Jasmund. Von der Kliffkante stürzen sie buchstäblich ins Meer und in Uferschluchten und an zur Ruhe gekommenen Steilhängen reichen sie bis an den Strand hinab. Die wildnishaft Kreideküste von Jasmund zählt in ihrer ungestümen, vom Menschen nicht steuerbaren Dynamik zu den wenigen verbliebenen Resten von „Urlandschaft“ in Mitteleuropa. Wegen ihrer Unzugänglichkeiten und extremen Steilheit wurden die Hangwälder der Kreideküste nie genutzt. Zusammen mit den ältesten, seit Jahrzehnten der natürlichen Entwicklung überlassenen Waldbeständen des Hochlandes wurden sie 2011 mit vier weiteren Buchenwäldern in Deutschland zum UNESCO-Weltnaturerbe erklärt. Seit 2017 sind sie Teil einer aus 78 Teilflächen in zwölf Ländern bestehenden Welterbestätte europäischer Buchenwälder.“ (aus dem Werbetext des Verlages).

Mit dem Buch zum Nationalpark Jasmund findet die fünfteilige Serie des Verlages über die Weltnaturerbeflächen der UNESCO „Alte Buchenwälder Deutschlands“ ihren Abschluss. Wie auch die vorherigen Bände zum NSG Serrahn, Kellerwald-Edersee, dem NSG Grumsin im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin sowie dem Nationalpark Hainich ist auch dieses Buch sowohl Bildband und Naturführer und ein ausführlicher Streifzug in die Geschichte des Gebietes.

Wie auch bei den Vorgängern des Buches ist der Informationsgehalt des im Oktober 2019 erschienenen Buches hoch. Bereits die

beiden historischen Karten der Stubnitz auf der 2. Umschlagseite und im Vorsatz machen Lust auf's Blättern und Lesen. Lebrecht Jeschke und Hannes Knapp als weit bekannte Naturschutz-Experten und ausgezeichnete Kenner des Gebietes ist eine sehr lesenswerte Beschreibung des eindrucksvollen Nationalparks auf Deutschlands größter Insel gelungen. Bereits seit 1929 steht das urwüchsige Gebiet mit der schroffen Kreidesteilküste, den stillen Buchenwäldern und seinen Mooren und mystischen Seen wie dem Herthasee unter Naturschutz. Vor nunmehr 30 Jahren wurde das Gebiet zum Nationalpark erklärt.

Ich selbst kenne Rügen und die Stubnitz seit der frühen Kindheit und staune immer wieder über die wilde Dynamik der Kreidesteilküste mit ihrer Schönheit und kenne ihre Gefahren. Bereits seit der Steinzeit besiedeln Menschen die Insel und haben sicher auch schon erfürchtig unter den hohen Steilwänden gestanden. Grabstätten und Burgwälle aus verschiedenen Epochen sind stille Zeugen dieser langen menschlichen Besiedlung. Vor allem Gemälde von Caspar David Friedrich haben die Kreidesteilküste weltberühmt gemacht und es gibt nicht wenige Menschen, die denken, dass diese Kreidefelsen einmalig auf der Welt sind. Das sind sie nun nicht und finden ebenbürtige Pendanten auf der dänischen Insel Møn, an der Südküste Englands bei Dover oder der französischen Kanalküste. Doch nirgends sind sie so relativ unberührt und im Kontrast zu den dunklen Buchenwäldern so vielfältig wie hier auf Rügen.

Im Buch erfahren wir viel über die Frühgeschichte und Naturschutz- und Nutzungsgeschichte des Gebietes. Die zahlreichen historischen Kartenausschnitte und Schwarz-Weiß-Fotos sind beeindruckend. Kapitel zur Geschichte des Tourismus in der Stubnitz und vor allem naturkundliche Kapitel zur Geologie und Geomorphologie vermitteln umfangreiche Kenntnisse, die die Besonderheit der Landschaft zu verstehen helfen.

Besonderen Raum nimmt die Darstellung der Naturlandschaft des Nationalparks ein. Die verschiedenen Vegetationseinheiten werden dargestellt und der floristische Reichtum der Stubnitz wird in Wort und Bild vorgestellt. Hierzu gehört auch die reiche Orchideenflora, auch wenn beispielsweise das einst bekannte, nördlich weit vorgeschobene Vorkommen des Frauenschuhs leider aus verschiedenen Gründen Geschichte ist. Was das dort ausgesetzte Damwild nicht geschafft hatte, hat zum Schluss die Küstendynamik „erledigt“.

Wie auch bei den Vorgänger-Bänden kann man dem Verlag und den Autoren zur gelungenen Gestaltung des Werkes nur gratulieren. Zwar hörte ich einzelne Stimmen, dass die Fotoqualität teilweise nicht so ganz mit den vorher erschienenen Bänden mit-

halten könne, aber ich meine, das kann man nur auf wenige Fotos beziehen. Also auch hierfür mein Prädikat: unbedingt zu empfehlen!

KALBE, L. 2019: **Die Vogelwelt der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Unter Mitarbeit von HARTONG, H.; KLUGE, L.; KOCH, P.; MÄDLow, W.; NIEDERSAETZ, A.; RATZKE, B.; SCHUBERT, P.; SIEMS, K. & SUCKOW, W. Kommentierte Artenliste. Hrsg.: Landschafts-Förderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung e.V., 146 S., Natur + Text, Rangsdorf. ISBN 978-3-942062-39-8. Preis: 19,90 €**

Nach dem ausführlichen Beitrag des Autors – einer der besten Kenner der Nuthe-Nieplitz-Niederung – zur Entwicklung der Avifauna des Gebietes über 50 Jahre in dieser Zeitschrift (Heft 2,3 2018) ist es nun auch in Zusammenarbeit mit dem Verlag Natur & Text gelungen, in einem sehr ansehnlichen Buch das Gebiet kurz zu beschreiben und mit einer umfangreichen kommentierten Artenliste die reiche Avifauna vorzustellen.

Dank zahlreicher hervorragender Artenfotos, fast ausschließlich von Wolfgang Suckow, und grafisch gut lesbaren Karten gelingt es mit dem Buch, sowohl Ornithologen als auch sonstige Naturinteressierte in den Bann zu ziehen und ist sicher Anreiz, dieses vielfältige Gebiet vor den Toren Berlins selbst einmal aufzusuchen.

Diese Nähe zur Großstadt zieht – vor allem nach dem Mauerfall – seit Jahrzehnten Ornithologen an, nicht wenige auch von weither. „Birding“ ist heute „in“ und besonders, wenn es mal wieder eine Rarität zu beobachten gilt (manchmal auch nur vermeintlich), dann reist man rasch aus Berlin oder auch mal aus fernen Ländern in die Nuthe-Nieplitz-Niederung. Moderne Medien sor-



gen für eine rasche Verbreitung solcher Informationen und es kann schon mal zum Stau an begehrten Beobachtungstürmen kommen.

Es erstaunt, welche Vogelarten sich so alles schon in das Naturschutzgebiet „verirrt“ haben. Nordische Taucher-Arten, Pelikane, Löffler, Sichler, mehrere „exotische“ Adler-Arten, Falken und Bussarde bis hin zu einem Halsbandsittich hat man vieles gesichtet, alles natürlich fachlich von einer „Seltenheitskommission“ geprüft und bestätigt. Und auch wenn ich selbst auch schon einmal am Beginn meiner Naturschutz-„Karriere“ 1977 mit einer solchen zu tun hatte, wusste ich ehrlich gesagt nicht, wie viele „Seltenheitskommissionen“ sich mit derartigen Beobachtungen befassen und über Pro oder Contra der Richtigkeit von seltenen Vogelbeobachtungen entscheiden. Wieder etwas dazu gelernt!

Die sehr detaillierten Bestandsangaben beeindruckend und zeugen von der akribischen Beobachtungstätigkeit des Autors und seiner überwiegend langjährigen Mitstreiter. Gut und äußerst seriös finde ich – wie vom Autor gewohnt – die realistischen Schätzangaben bei größeren Vogel-Ansammlungen. Dann sind es eben 600 oder 650 Tiere und nicht 598 oder 647 (fiktive Zahlen!), wie sie nicht nur mich manchmal in anderen ornithologischen Beiträgen zum Schmunzeln bringen.

Eines überrascht mich auch an diesem Buch wieder: Praktisch kaum ein Buch des Verlages Natur & Text kommt in Layout und Format wie das andere daher. Auch der Schrifttyp des Covers ist immer ein anderer, auch beim Druckpapier große Vielfalt. Ich brauchte ein paar Jahre, mich daran zu gewöhnen, aber es ist wohl auch ein Zeichen der Vielfalt – thematisch wie äußerlich – die den Verlag auszeichnet.

Zum Leserkreis des Buches werden sicher in erster Linie Ornithologen avancieren, aber es trägt ja auch den Titel „Vogelwelt...“.

Volz, A. 2019: Blauer Mais und rote Kartoffel – Eine kleine Kulturgeschichte bekannter und wenig bekannter Nahrungspflanzen. 512 S., Natur + Text, Rangsdorf. ISBN 978-3-942062-39-8. Preis: 49,90 €

Na ja, „kleine Kulturgeschichte...“, dieser Untertitel des Buches impliziert ob des Umfangs des Buches von über 500 Seiten und seines ansehnlichen Formates einige Bescheidenheit. „Bescheiden“ ist der Inhalt des Werkes jedoch mitnichten. Hält man das Buch in der Hand, laufen zunächst mal die „Rädchen im Gehirn an“ und sagen einem: da gab's doch schon mal etwas Ähnliches. Dann wandert man zum Bücherregal und findet – zumindest als „gelernter DDR-Bürger“ – das Buch „Früchte der Erde“ von einem Autorenkollektiv unter Prof. Gunther Franke aus dem Urania-Verlag. Und gleich daneben steht vom gleichen Verlag das Buch „Rohstoffpflanzen der Erde“ von einem Autorenkollektiv unter Prof.



Günther Natho, der auch am erstgenannten Titel mitgearbeitet hat. Viele der Autoren durfte ich während meines Studiums der Pflanzenphysiologie bei verschiedenen Anlässen noch selbst kennenlernen oder, wie mit G. Natho, auch eine Zeit gemeinsam arbeiten. Und habe ich bisher bei „Wissensbedarf“ zu diesen Themen nach wie vor zu diesen Büchern aus den 1980er Jahren gegriffen, werde ich wohl in Zukunft immer mal wieder bei dem Buch von A. Volz landen.

Am Anfang des Buches gibt es wenig „Vorgeplänkel“, es geht bereits auf Seite 15 mit A wie „Amaranth“ los und endet (zunächst) auf S. 390 mit Z wie „Zuckerrohr“. Zahlreiche (wie viele? Ich habe es nicht durchgezählt!) Nahrungspflanzen des Menschen werden so äußerst informativ und hervorragend illustriert vorgestellt. In alphabetischer Reihenfolge der Arten werden in gut formulierten Kapiteln jeweils Herkunft und Verbreitung, botanische Details, Anbau und Konsum, Kulturgeschichte sowie – wenn zutreffend – die Anwendungsgebiete als Heilpflanze beschrieben.

Absolut begeisternd: Das Buch ist nicht nur von hohem Informationswert, es ist auch noch in Teilen ein Kochbuch! Dazu kommen nämlich bei den meisten Arten eines oder mehrere, kurz gehaltene Rezepte! Mehr inhaltliche Vielfalt kann man nicht erwarten. Sehr übersichtliche Karten der Herkunftsgebiete der einzelnen Nahrungspflanzen, ausgezeichnete Fotos von Pflanzen und Herkunftsgebieten sowie zahlreiche historische Abbildungen heben das Buch von den oben genannten „historischen“ Büchern ab, erinnern aber auch oft an diese. Ob der Autor die auch im Bücherschrank stehen hat?

Fast hätte ich es vergessen: Auf S. 393 geht es mit „...wenig bis gänzlich unbekanntes...“ Nahrungspflanzen weiter. Na ja, zumindest der Autor des Buches kennt sie und bringt sie uns näher. Glossar, Personenverzeichnis, nach Themen sortierte Literatur-

verzeichnisse und thematische Inhaltsverzeichnisse folgen, vorbildlich aufgebaut und alles sehr ausführlich.

Eine sehr gute Druckqualität, die den Abbildungen zu Gute kommt, und ein festes Papier (welches die Teileignung als Kochbuch unterstreicht) sind weitere Merkmale, die das sehr empfehlenswerte Buch auszeichnen. Hätte ich es nicht als Rezensionsexemplar bekommen, dann würde ich mir es – nicht nur als vielseitig interessierter Botaniker – unbedingt kaufen. Der Preis ist kein „Schnäppchen“, geht aber bei dem reichen Inhalt völlig in Ordnung!

F. Zimmermann

MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND KLIMASCHUTZ BRANDENBURG (2019): Brandenburg aus der Vogelperspektive.

108 Seiten, Potsdam.

Kostenlose Bestellung:

MLUK, Öffentlichkeitsarbeit/Internationale Kooperation, Irina Franken.

bestellung@mluk.brandenburg.de,

+49 331 866-7133

oder per Download:

<https://mluk.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/BB-aus-der-Vogelperspektive.pdf>

Eine allgemeinverständliche Broschüre über Vögel und Vogelschutz in Brandenburg war überfällig. Das Umweltministerium hat diese Lücke nun geschlossen. Das recht umfangreiche und schön gestaltete Heft gibt einen breiten Überblick über verschiedene Themen des Vogelschutzes. Ausführlich werden ausgewählte Arten und Artengruppen vorgestellt wie Adler, Großstrappe, Weißstorch und Raufußhühner, aber auch übergreifende Themen wie Rote Liste, Gefahren für Vögel, Monitoring und Vogelbeobachtung behandelt. Meist sind es mehrere Textseiten, aufgelockert durch gute Fotos, und wo es passt werden Akteure vorgestellt.

Der Text wurde nicht von einem Fachornithologen, sondern von einem Journalisten (Jens Blankennagel) verfasst. Das hat den Vorteil, dass die Sachverhalte journalistisch gut ausgearbeitet und in verständlichem Deutsch geschrieben sind. Nachteil ist, dass das Buch nicht ganz wenige fachliche Fehler aufweist. Beispiele: vom Steinadler gibt es mehr als einen Nachweis (S. 27), nicht Kanadagänse, dafür aber Saatgänse gehören zu den häufigsten rastenden Gänsearten in Brandenburg (S. 65), es gibt in Brandenburg mehr als zwei Rohrsängerarten (S. 76). Kraniche bilden keine „Kolonien“ (S. 53) und die auf Seite 103 abgebildeten Vögel sind Kanadakraniche.

Andere Textstellen wären von Ornithologen sicher so nicht formuliert worden. So heißt es in einer Bildunterschrift auf S. 23: „Stockenten: Auch sie profitieren von den 27 Vogelschutzgebieten in Brandenburg“ – wohl nicht direkt falsch, aber es hätte bessere Beispiele für die Wirkung von Vogelschutzgebieten gegeben. Auch dass „fast 90 % des Landes naturnah genutzt“ werden

(S. 7) darf wohl bezweifelt werden. Und so weiter. Fachornithologen werden an solchen Fehlern und Unzulänglichkeiten zurecht heftigen Anstoß nehmen. Doch mit einer Auflage von 10.000 richtet sich die Broschüre nicht an Fachleute, die sowieso schon alles wissen, sondern an naturinteressierte Laien. Und die werden die Fehler kaum bemerken und finden immer noch sehr viel mehr zutreffende und nützliche als fehlerhafte Informationen. Trotzdem sollte ein Ministerium als Herausgeber den Anspruch haben, fachlich einwandfreie Texte zu liefern.

Völlig zu Recht steht die Staatliche Vogelschutzbehörde mit ihren hervorragenden Leistungen für Ornithologie und Vogelschutz in Brandenburg im Zentrum der Darstellung. Auch weitere Akteure des behördlichen Naturschutzes sind vertreten, etwa von der Naturschutzstation Rhinluch und vom Nationalpark Unteres Odertal. Stellvertretend für den ehrenamtlichen Naturschutz wird Günter Lohmann mit seinen Aktivitäten zum Fischadlerschutz vorgestellt, und es wird betont, dass Monitoring und Vogelschutz ohne Ehrenamtliche nicht möglich wären. Der Vogelbeobachtung als Hobby ist ein eigenes Kapitel gewidmet.

Ein Akteurskreis wird in der Broschüre jedoch gänzlich ausgeblendet, und das ist der organisierte ehrenamtliche Naturschutz. Der Leser erfährt viel über Weißstörche, Großtrappen und Kraniche – nicht aber, dass eine Landesarbeitsgemeinschaft Weißstorch seit Jahrzehnten die Bestände erfasst und Horste betreut, dass ein Förderverein eine zentrale Rolle beim Großtrappenschutz spielt, dass die Kranichzählungen von der Arbeitsgruppe Kranichschutz organisiert werden. Der NABU wird zwar im Vorwort des Ministers erwähnt, aber dass ein Großteil der praktischen Vogelschutzarbeit in NABU-Regionalverbänden und anderen Naturschutzvereinen organisiert ist, verschweigt die Broschüre. Kein Wort von ornithologischen Fachgruppen, die die Vogelwelt ihrer Region erforschen, und nichts über die Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologen als Fachverband mit eigenen Erfassungsvorhaben, Tagungen, Datensammlungen, Auswertungen und Publikationen. Ich halte das für ein schwerwiegendes Versäumnis, denn Ehrenamt braucht Organisation, und die Broschüre wäre eine Chance gewesen, solche Organisationen bekannt zu machen und ihnen vielleicht neue Mitstreiter/innen zuzuführen.

Die Broschüre wird trotz ihrer Fehler sicher ihren Zweck erfüllen, naturinteressierte Brandenburgerinnen und Brandenburger auf Vogelwelt und Vogelschutz aufmerksam zu machen und sie über aktuelle Themen zu informieren. Die damit verbundene Chance, bei dieser Gelegenheit interessierte Menschen zum Mitmachen anzuregen, wurde leider nicht richtig genutzt.

Wolfgang Mädlow



Märkischer Strauß

Jedes Jahr kommen viele Besucher ins Havelland, um ein einmaliges Naturschauspiel zu genießen – die Balz der Großtrappen. Das Überleben der größten heimischen Vogelart sicherten in den 1990er Jahren das Land Brandenburg, der Bund, die Bahn sowie Naturschützer und Landwirte vor Ort.

Sie sind wirklich groß und sie sind wirklich schön. Vor allem aber sind sie wirklich sehr selten. Sie sehen, dass an diesem Tag im Frühjahr gleich drei Arten von Vogeltrappen aus Holland an diesem Ausbrenntum im Havelland ankommen und das, obwohl sie mitten in der Woche ist. Sie bauen ihre Nester auf, schauen über die endlose Weidenlandschaft und stöhnen. Heute 200 Meter entfernt sehen sie den ersten toten Großtrappennest. Ein Stück weiter noch einen. Sie zucken sich, weil, was, was, was! Was für ein Wunder!

Großtrappen haben eine Körpergröße von etwa einem Meter und wiegen bis zu 17 Kilogramm. Das sind nach geschätztem Alter zwischen 10 und 15 Jahren alte Tiere. Die Großtrappen werden meistens nicht als Strauß bezeichnet, denn in ganz Mitteleuropa und in Deutschland gibt es nur noch eine Straußart, die alle in Brandenburg sind: das Maubändersche Luch bei Bielefeld.

Durch die Haltung hätte auch noch schnellert können. Denn in den 1990er Jahren erlangten die Trappen eine massive Barockhaltung als „Jeweller“ Vogel“ der Welt. Hierherum war der Ausbau der 100-Streife von Berlin nach Hannover, die mitten durch das Maubändersche Luch führen sollte. Die Trappen hätte es da Brügge der 100er mehrere Vogel für 200 Millionen Euro unterhalten.

Gefahren für Vögel

Vögel haben nicht nur natürliche Feinde, sondern auch der Mensch sorgt für einige Probleme.

Torsten Langemann ist auf der Suche nach einem Döner. Es ist schon nicht so ein saftiges Fleisch und der Chef der Straußen-Vogelstrecke hat eigentlich langst. Feuertand. Doch auf jedem Halmweg, will er sich nun mit einem ansonsten Vogelkollater treffen. Also hat er die Zeit für einen Kollater, bedauert, umweist er nun auf einen Apfel in der Nähe von Torsten im Havelland ein hohes Windrad. Dem Blick, so die ganze Zeit auf dem Boden gefahren und hochgehört.

Langemann sucht nach Vögel oder Farnstücken, die von einem der Roten des Windrads getroffen und möglicherweise getötet wurden. Nach ein paar Minuten kommt er zurück und berichtet, dass er diesmal keinen verwunden Vogel gefunden hat, aber etwas Schwarzes, das aussah, als hätte es Flügel. „Ich meine, es ist eine tote Farnstrecke“, sagt er. „Aber es war nur eine verrottete Farnstrecke.“

Zu den Aufgaben der Vogelstrecke gehört es, Vogelverluste im Land Brandenburg zu erfassen – durch Windräder, Stromleitungen, durch Verkehrsmittel, durch illegale Verfolgung und andere. In den Untereinheiten der Vogelstrecke sind bislang bundesweit 4.185 sogenannte Schlagopfer von Windenergieanlagen – davon 1.102 in Brandenburg. Die hohe Zahl sagt auch, dass in dem Bundesland besonders viele Schlagopfer registriert werden. Dazu gehören die toten Farnstrecken. Diese Zahl ist nur etwas niedriger als die der Vögel.

In Brandenburg starten allgemein viele tausend Vögel auf, weil sie alt sind, krank oder verletzt oder weil sie von anderen Tieren getrieben werden – auch von Vögeln. Der Tod gefährt ganz selten dazu. Aber es gibt viele andere Gefahren für Vögel, für die der Mensch verantwortlich ist: die vermehrt oder im Sinne der Erhaltung der Artenvielfalt zumindest deutlich besetzt werden können.

Zu den Gefahrenquellen gehören neben der großen Stromleitungen auch Windräder. Nach Angaben der Bundesverbände Windenergie arbeiten Ende 2018 in ganz Deutschland genau 30.518 Windräder, in Brandenburg waren es 3.821. Wind ist in der Bundesrepublik inzwischen unverzichtbar, um Bürger und Wirtschaft mit regenerativer Energie zu versorgen. Aber wenn Windräder an ungeschützten Standorten gebaut werden, können sie für Vögel Lebensgefahr sein. Dabei Rotmilvener können nur selten feststellen, dass ein Vogel mit dem Rotor eines Windrads kollidiert. Langemann stellt ganz ruhig auf dem Boden „Windrad“ im Hintergrund und schreit gelächelt durch sein Fernglas. Die Drogen ist hoch. Deshalb meinen hier – vor allem auf der roten Halmstrecke – mehrere Windräder. Es ist eine große Region in Brandenburg, die für die Windkraft empfohlen wurden, heute ist das alles mit etwa 200 Anlagen eines der größten.

Langemann schaut zu einem Windrad. Das, so eine 400-Tonnen Kolonne anstern stehen. Dann sagt er: „Ich war ganz schön knapp.“ Er setzt die Ferngläser ab und sagt, dass ein Maubändersche Luch sehr nah an einem Windrad vorbeigeflogen ist. „Ich habe auch schon mal gesehen, was da passiert.“

Vogelverluste durch Windräder: Die Rotmilvener Windkraftanlagen können Vögel und Farnstrecken verletzen oder töten.

Zum 80. Geburtstag von Monika Pries

Am 31. Mai 2019 beging Monika Pries ihren 80. Geburtstag. Dies ist uns Anlass ihre jahrzehntelange unermüdliche Arbeit im ehrenamtlichen Naturschutz zu würdigen.

Es gibt kein besseres Beispiel für die Aussage, ohne ihre Frauen sind die Männer nicht überlebensfähig. Ob bei der Organisation des Haushaltes, der Familie oder bei den vielfältigen Naturschutzaktivitäten von „ihrem“ Ernst, Monika war die Frau im Hintergrund.

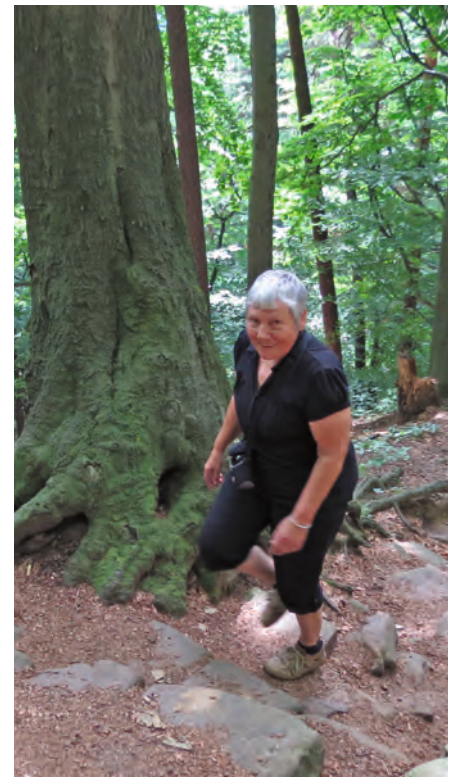
Aufgewachsen in Erfurt beendete sie 1953 die Schule mit der 8. Klasse und begann bereits mit 14 Jahren die Ausbildung als Forstfacharbeiter. Nach einem praktischen Jahr im StFB Sondershausen und gleichzeitigem Besuch der Abendschule bestand sie die Aufnahmeprüfung für die Forstfachschule Schwarzburg. Im Anschluss begann sie 1959 ihre Assistentenzeit im Forstbetrieb Templin als Revierförsterin. Hier lernte sie Ernst Pries kennen.

Als Revierförsterin, Leiterin der Templiner Baumschule oder als Mitarbeiterin in der Abteilung Waldbau, überall brachte Sie ihren Sachverstand zu naturschutzfachlichen und forstlichen Themen ein. 25.000 Vögel bringte sie mit ihrem Mann im Rahmen von Forschungsprogrammen der Vogelwarte Hiddensee, u.a. zur Brutvogeldichte im Wald und Röhricht. Zudem beringten sie für das seit 1968 laufende Eisvogelprogramm 4.000 Vögel. 4-6 mal jährlich werden auch heute noch die angelegten Eisvogelgruben zwischen Templin und Lychen kontrolliert. Ferner waren sie von Anfang an bei den Mecklenburgischen Botanikern dabei.

Aktiv ist sie mit ihrem Mann noch in einer Reihe von Initiativen tätig. Zu nennen sind hier die Bürgerinitiativen „Contra Industrieschwein Haßleben“ und Legehennen Eselshütt. Beide erhielten 2009 die Ehrennadel des NABU in Gold.

Monika Pries ist in all diesen Dingen diejenige, die im digitalen Zeitalter für den Daten- und Nachrichtentransfer sorgt.

N. Bukowsky



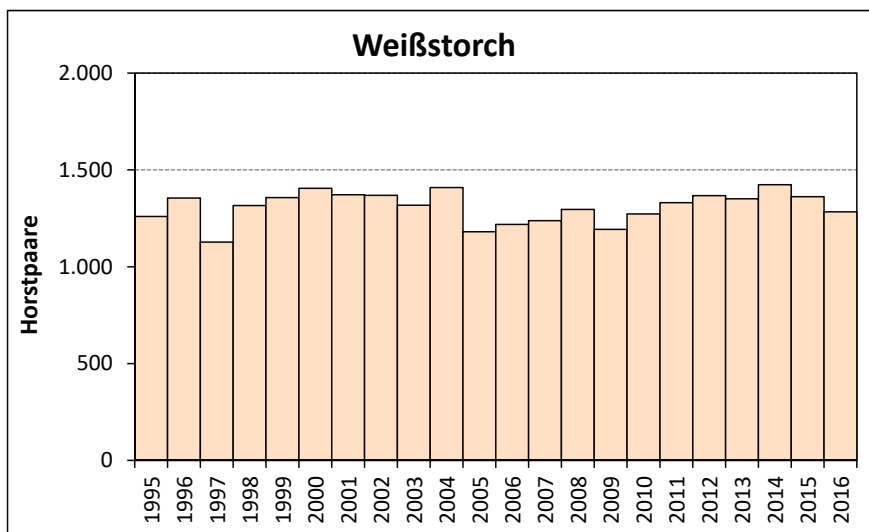
Korrektur zu Heft 2,3 2019

Im Beitrag von LANGGEMACH et al., Vogelarten der Agrarlandschaft... wurden auf S. 8 in Tab. 2 beim Weißstorch leider fehlerhafte Bestandsdaten eingetragen.

Richtig muss es heißen: Korrektur der Weißstorch-Bestandsdaten auf 1.284–1.362 Brutpaare.

Dies hat auch Auswirkungen auf die Grafik zur Bestandsentwicklung des Weißstorches auf S. 63.

Diese muss wie folgt korrigiert werden:



Auf den Seiten 20/21 wurden bei 2 Abbildungen falsche Bildautoren angegeben. Bildautor der Abb. 17 und 18 ist W. Püschel.

Korrektur zur Beilage von Heft 4, 2019

RYSLAVY, T.; JURKE, M. & MÄDLow, W. 2019: **Rote Liste der Brutvögel des Landes Brandenburg 2019**

In der Zusammenfassung auf S. 4 muss in der 2. Teile zu den regelmäßig brütenden Arten richtig stehen: 205 statt 208 Arten (im Bilanz-Kapitel steht die richtige Zahl).

Wir bitten diese Fehler zu entschuldigen und die Korrekturen zu berücksichtigen.



Schmetterling des Jahres 2019 – Das Schachbrett (*Melanargia galathea*)

Die BUND NRW Naturschutzstiftung wählt seit 2003 alljährlich einen Schmetterling des Jahres. In diesem Jahr ist die Wahl gemeinsam mit der Arbeitsgemeinschaft Rheinisch-Westfälischer Lepidoptologen auf das Schachbrett gefallen. Seinen Namen hat der Schachbrettfalter dem einzigartigen Muster auf seinen Flügeln zu verdanken, welches die Art zugleich unverwechselbar macht. Die Unterseite der Flügel zeigt mehrere schwarz-braune und weiße Augenflecken. Die Spannweite der Flügel beträgt etwa 4–5 cm.

Der Hauptlebensraum sind blütenreiche Wiesen, Wegränder, Säume und Brachen. Der Hauptflugzeit entsprechend werden verschiedene Flockenblumen-Arten (*Centaurea spp.*), Disteln (*Cirsium spp.*) und vor allem Witwenblumen (*Knautia arvensis*) als Hauptnektarpflanzen bevorzugt. Nachts ruhen die Falter in hohen Gräsern. Dort erfolgt auch die Eiablage, in dem die Weibchen die Eier einfach zu Boden fallen lassen. Aus den Eiern schlüpfen im Sommer die Raupen, die dann in der Bodestreue überwintern, ohne vorher Nahrung aufzunehmen. Im März des Folgejahres beginnen sie, an verschiedenen Gräsern zu fressen. Die dicht behaarten älteren Raupen können graubraun oder grün gefärbt sein, wobei sie nur anfangs auch am Tag fressen, später sind sie nur noch nachts aktiv.

Ab Mai verpuppen sich die Tiere in Gespinsten am Erdboden. Ab Anfang bis Mitte Juni schlüpfen dann die Falter, wobei der Beginn des Schlüpfens witterungsbedingt jährlich stark schwanken kann. Von Ende Juni bis Anfang August sind

dann in geeigneten, blütenreichen Lebensräumen zahlreiche Falter bei ihrem etwas gaukelndem Flug zu beobachten.

Der Schachbrettfalter hat eine westpaläarktische Verbreitung und kommt von Westeuropa über Zentraleuropa, den Balkan, das nördliche Kleinasien und die Kaukasusregion östlich bis zum Ural sowie in Nordafrika vor. Der Falter fehlt hingegen auf den Mittelmeerinseln und in Portugal sowie in großen Teilen des nördlichen Europas. Während aus West-Deutschland teils von deutlichen Rückgängen der Art berichtet wird, gehört das Schachbrett in Brandenburg und den angrenzenden Gebieten im Gegensatz zu nicht wenigen anderen Arten zu den noch häufigen und weit verbreiteten Tagfaltern. Die aktuelle Verbreitungskarte (GELBRECHT et al. 2016) weist für Brandenburg eine flächendeckende Verbreitung aus und die Art darf hier als ungefährdet gelten.

Dennoch ist es – nicht nur für diese Art – wichtig, blütenreiche Wiesen, Trockenrasen und Saumstrukturen viel mehr als in den letzten Jahren zu erhalten und zu fördern. Eine nur einmalige Mahd der Flächen, möglichst nicht flächendeckend zum gleichen Zeitpunkt, ist Voraussetzung dafür, dass zur Flugzeit der Falter auch genügend Nektarpflanzen zur Verfügung stehen. In den Presseunterlagen des BUND zur Wahl der Art zum Schmetterling des Jahres wird auf deutliche Rückgänge der Art in manchen Regionen Deutschlands hingewiesen, die im Zusammenhang mit dem zunehmenden Mangel an blütenreichen Strukturen gesehen werden.

F. Zimmermann



Fotos:

T. Laussmann (Foto Doppelseite)

P. Schwarz (Ei);

H. Melzer (Puppe, Raupe);

A. Kolossa (Unterseite der Männchen)

