Fartmann | Jedicke | Streitberger | Stuhldreher

ulmer

INSEKTEN-STERBEN IN MITTELEUROPA

Ursachen und Gegenmaßnahmen

Thomas Fartmann | Eckhard Jedicke |
Gregor Stuhldreher | Merle Streitberger

Insektensterben in Mitteleuropa

Praxisbibliothek

NATURSCHUTZ und Landschaftsplanung

Herausgegeben von Professor Dr. Eckhard Jedicke

Thomas Fartmann | Eckhard Jedicke |
Gregor Stuhldreher | Merle Streitberger

Insektensterben in Mitteleuropa

Ursachen und Gegenmaßnahmen

Unter Mitarbeit von
Felix Helbing, Thorsten Münsch, Dominik Poniatowski,
André Seitz, Ernst-Friedrich Kiel, Matthias Kaiser

195 Farbfotos
105 Diagramme und Zeichnungen
9 Tabellen

„Wenige Landschaften mögen [...] so voll Nachtigallenschlag und Blumenflor angetroffen werden, und der aus minder feuchten Gegenden Einwandernde wird fast betäubt vom Geschmetter der zahllosen Singvögel, die ihre Nahrung in dem weichen Kleiboden finden. [...] aus denen jeder Schritt Schwärme blauer, gelber und milchweißer Schmetterlinge aufstäuben lässt. [...] Fast jeder dieser Weidegründe enthält einen Wasserspiegel, von Schwertlilien umkränzt, an denen Tausende kleiner Libellen wie bunte Stäbchen hängen, während die der größeren Art bis auf die Mitte des Weihers schnurren."

Annette von Droste-Hülshoff
in „Bilder aus Westfalen" (1840) über das Münsterland.

Inhalt

Vorwort des Reihenherausgebers .. 9

1 Einleitung 11
1.1 Rückgang der Artenvielfalt 11
1.2 Insektenmonitoring 16
1.3 Ökologische Bedeutung der Insekten 17
1.4 Inhalt des Buches 20

2 Ausmaß des Insektenrückgangs und zeitliche Entwicklung 22
2.1 Agrarlandschaften 22
2.2 Waldlandschaften 26
2.3 Synthese 28

3 Treiber des Insektensterbens und ihre Veränderung im Laufe der Zeit 30
3.1 Landnutzungswandel 30
3.1.1 Quantitative Veränderungen der dominanten Landnutzungstypen .. 31
3.1.2 Qualitative Veränderungen der Landnutzung 34
Agrarlandschaften 34
Waldlandschaften 45
Siedlungslandschaften 51
3.2 Klimawandel 51
3.3 Stickstoffdepositionen 52
3.4 Neobiota 53

4 Auswirkungen auf Insekten .. 54
4.1 Generelle Auswirkungen 54
4.1.1 Landnutzungswandel 54
Zusammenhang zwischen Störungen und Artenvielfalt 54
Habitatfragmentierung 56
Aussterbeschuld 58
Synthese 62
4.1.2 Klimawandel 63
Physiologie 63
Phänologie 64
Habitatnutzung 65
Habitat 65
Biotische Interaktionen 65
Areal 67
Synthese 70
4.1.3 Stickstoffdepositionen 72
Chemischer Stress 72
Mikroklimatische Abkühlung 72
Verlust von Reproduktionshabitaten 74
Rückgang von Nahrungspflanzen .. 74
Veränderungen der Qualität von Nahrungspflanzen 75
Veränderungen der Verfügbarkeit von Beute oder Wirtsorganismen 75
Synthese 75
4.1.4 Neobiota 75
Invasive Pflanzenarten 76
Invasive Tierarten 77
Synthese 79
4.2 Auswirkungen auf Ebene der Landnutzungstypen 98
4.2.1 Agrarlandschaften 98
Nutzungsintensivierung 99
Pestizide 108
Mahd von Grünland 112
Nutzungsaufgabe 113
Fragmentierung der verbliebenen Habitatinseln 115
Stickstoffdepositionen 115
4.2.2 Waldlandschaften 116
Historische Waldzerstörung 117
Fragmentierung 117
Veränderte Waldbewirtschaftung .. 118

Stickstoffdepositionen 122
Insektizidausbringung in der Vergangenheit 123
Sonstige Rückgangsursachen 123
4.2.3 Siedlungslandschaften 124
Urbanisierung und Habitatverlust .. 124
Grünflächenmanagement und Gartengestaltung 124
Künstliche Beleuchtung 125
Verkehr 126

5 Grundlagen und Voraussetzungen für einen wirksamen Insektenschutz 128

5.1 Klimaschutz und Klimaanpassung . 128
5.2 Planungen 135
5.2.1 Zielarten 135
5.2.2 Schutzgebietssysteme 136
5.2.3 Biotopverbund 139
5.2.4 Landschaftsplanung 139
5.3 Förderung der Habitatqualität 142
5.3.1 Reduktion des Nährstoffniveaus ... 142
5.3.2 Reduktion des Einsatzes und der Umweltwirkung von Pestiziden 143
5.4 Förderung der Landschafts- und Habitatheterogenität 145
5.5 Umgang mit invasiven Neobiota .. 146
5.6 Artenschutz 147
5.6.1 Gesetzlicher Schutz von Insekten .. 147
5.6.2 Artenschutzprojekte für Insekten .. 151

6 Agrarlandschaften 154

6.1 Grünland 154
6.1.1 Grünlanderhalt und -regeneration .. 154
6.1.2 Weidesysteme 160
6.1.3 Schonende Bewirtschaftungstechniken 167
6.2 Acker 168
6.2.1 Feldfrucht- und Nutzungsdiversität 169
6.2.2 Strukturen zwischen Äckern 171
Feldraine und Säume 171
Gehölze 174
6.2.3 Nutzungsintegrierte Ackermaßnahmen 178
Blühstreifen und Blühflächen 178
Käferwälle und Bienenhügel 181
Ackerrandstreifen und Schutzäcker . 181
Lichtäcker, weitreihige Saat 182
Ernteverzicht auf Teilflächen im Getreide 184
Stoppelbrachen, Ackerbrachen 184
Kleegras, Luzerne und Rotklee mit naturschutzgerechter Bewirtschaftung 185
Lerchenfenster und Kiebitzinseln ... 186
6.3 Agrarlandschaften insgesamt 186
6.3.1 Anreicherung mit Landschaftselementen, Förderung der Landschaftsdiversität 187
6.3.2 Ökologischer Landbau, agrarökologische Systeme 190
6.3.3 HNV-Farmland 193

7 Waldlandschaften 195

7.1 Historische Waldnutzungsformen, lichte Wälder 195
7.1.1 Niederwälder 195
7.1.2 Mittelwälder 197
7.1.3 Waldweide 199
7.2 Natürliche Walddynamik, Förderung von Alt- und Totholz 204
7.2.1 Habitatbäume mit Baummikrohabitaten (BMH) 205
7.2.2 Integrativer Alt- und Totholzschutz . 207
7.2.3 Segregativer Prozessschutz 208
7.2.4 Alt- und Totholzverbundsystem 209
7.2.5 Weidetiere im Waldtotalreservat ... 210
7.3 Umgang mit Sturmwurf- und anderen Kahlflächen 211
7.4 Vielfalt in der forstlichen Nutzung . 214

Foto: Thomas Fartmann

Ganzjahresweide, die durch eine hohe Vielfalt an Insektenarten gekennzeichnet ist.

8 Siedlungslandschaften 221

8.1 Insekten im urbanen Raum fördern 221

8.2 Insektenschonende Beleuchtung .. 223

8.3 Pflege von Grünflächen 226

8.4 Eh-da-Flächen 228

8.5 Grün-blaue Infrastruktur 230

8.6 Biophilic Design, Animal-Aided Design 234

8.7 Flächenverbrauch reduzieren 236

9 Fazit und Ausblick 238

Ohne Zweifel: Das Insektensterben ist Fakt 238

Ein Fahrplan zum Insektenschutz .. 238

Sofortmaßnahmen: umgehend handeln, langfristig fortsetzen 240

Finanzierung: In der Agrarpolitik liegt ein Schlüssel 247

Bewusstseinsbildung und Artenkenntnis – zwei Seiten einer Medaille 249

Anhang

Systematische Literaturrecherche .. 250

Literatur 252

Register 284

Die Autoren 299

Dank 302

Impressum 303

Foto: Gregor Stuhldreher

Braunfleckiger Perlmutterfalter (*Boloria selene*).

Vorwort des Reihenherausgebers

Kleine Tiere, große Aufgabe: Kaum zuvor hat ein Thema des Naturschutzes in dermaßen kurzer Zeit so starken Widerhall in den Medien und der Politik gefunden wie das Insektensterben. Gerät dieses Thema genauso schnell wieder in Vergessenheit, wie es ins öffentliche Bewusstsein gelangte? Wohl kaum, denn dagegen sprechen vor allem drei Argumente: die andauernde Brisanz des Insektensterbens, die grundlegende Bedeutung der Insekten in Ökosystemen – fassbar als Ökosystemleistungen – und die hohe Aufmerksamkeit einer zunehmend aufgewachten, kritischen Öffentlichkeit.

Die Brisanz: Offenbar ist der Anteil gefährdeter Insektenarten deutlich höher als bei Wirbeltieren, die bisher, vielleicht mit Ausnahme von Tagfaltern und Heuschrecken, viel stärker im Fokus des Naturschutzes stehen. Auch häufige, generalistische Insektenarten gehen in ihren Beständen massiv zurück. Noch stärker als die Artenzahl schrumpfen die Abundanz und Biomasse der Insekten. Die Folgen zeigen sich beispielsweise bei massiven Bestandseinbrüchen insektenfressender Vogelarten. Vor den negativ beeindruckenden Statistiken und verschiedenen Indikatorwerten kann niemand mehr die Augen verschließen: Die Insektenbiodiversität ist äußerst massiv aus dem Lot geraten – mit Folgen, die niemand so richtig absehen kann.

Die Ökosystemleistungen: Insekten spielen in Ökosystemen und Landschaften auch zum Nutzen der menschlichen Gesellschaft eine Schlüsselrolle. Die Wissenschaft versucht diese Leistungen mit dem Konzept der *ecosystem services* zu beschreiben. Dazu gehört nicht allein die Bestäubung von Wild- und Nutzpflanzen und damit zum Teil die Ermöglichung oder Erhöhung von Ernteerträgen durch Insekten. Hierzu zählt zum Beispiel auch die Mitwirkung an humusbildenden Prozessen. Insekten sind zudem Teil umfassender Nahrungsnetze, regulieren Schadorganismen (können jedoch auch selbst schädigend wirken), ermöglichen ästhetische Erlebnisse durch Naturbeobachtungen und vieles andere mehr. So richtig greifbar hat die Wissenschaft die Ökosystemleistungen, zu welchen Insekten beitragen, noch nicht beschreiben können.

Die Aufmerksamkeit: Eine zunehmend aufgeklärte und sensibilisierte Öffentlichkeit schaut genauer hin, unterstützt durch die Berichterstattung in den Medien. Das Insektensterben geht alle an. Eine wachsende Zahl von Menschen nimmt ein unreflektiertes Weiter-so in Land- und Forstwirtschaft, Straßenbau, Lichtverschmutzung und vielen anderen anthropogenen Einflussbereichen auf ihre Um- und Mitwelt nicht mehr schweigend hin.

Manche Diskussion um das Insektensterben wird mit Falschaussagen und stark emotional geführt. Viele Landwirte fühlen sich zu Unrecht an den Pranger gestellt. Das vorliegende Buch kann hier auf neutraler wissenschaftlicher Basis aufklären und zur Versachlichung der Diskussion beitragen, denn es fußt mit den rund 730 Quellen, die Eingang in das Buch gefunden haben, auf einer äußerst umfangreichen Auswertung der nationalen und europäischen Fachliteratur.

Damit möchten die Autoren eine Debatte auf fundierten Grundlagen anstoßen und mit Sachargumenten unterfüttern: um die Ursachen des Insektensterbens in ihrer Vielschichtigkeit zu erkennen und die notwendigen Lösungen in der Praxis umzusetzen. Sie möchten nicht mit dem Zeigefinger anklagend auf einzelne Akteure deuten, sondern neutral die Hintergründe des Insektensterbens aufklären, um daraus Handlungsmöglichkeiten abzuleiten. Denn auch wenn viele Fragen im Detail noch einer wissenschaftlichen Klärung bedürfen: Um handeln und Positives für den Insektenschutz bewirken zu können, liegen längst ausreichendes Wissen und genügend Praxiserfahrung vor. Nicht an den Kenntnissen, sondern an der konsequenten Umsetzung mangelt es.

Blühstreifen und Blühflächen sind ein kleiner Anfang, doch ihre Anlage kann das Problem insgesamt nicht einmal im Ansatz lösen. Es geht um viel mehr: Insekten stehen als In-

dikatoren für den Zustand der Biodiversität und vieler anderer natürlicher Ressourcen in der vom Menschen tiefgreifend veränderten Kulturlandschaft. Die meisten in diesem Buch vorgeschlagenen Maßnahmen für den Insektenschutz unterstützen nicht allein diese zwar arten- und biomassereiche Organismengruppe, sondern fördern die Biodiversität, die Nachhaltigkeit und Funktionsfähigkeit, die Resilienz der Kulturlandschaft ganz generell. Mit anderen Worten: Wirksamer Insektenschutz dient ganz entscheidend auch dem menschlichen Wohlergehen und der Zukunftssicherung unseres ureigenen Lebensraums.

Damit ist Insektenschutz kein Spielfeld von wenigen Naturschützerinnen und Naturschützern, sondern eine zentrale Zukunftsaufgabe der Menschheit, gleichrangig neben der Begrenzung des Klimwawandels und der Anpassung an dessen Folgen. Dazu möge dieses Buch beitragen – im Handeln jedes Einzelnen, der Kommunen und Unternehmen, land- und forstwirtschaftlicher Betriebe, der Behörden und nicht zuletzt der Politik. Denn diese muss verschiedene Weichen grundlegend anders auf Nachhaltigkeit stellen, zuvorderst in der Agrarpolitik, sonst kann der Insektenschutz nicht die erforderliche Wirksamkeit erzielen. Der Mensch lebt nicht von Nahrungsmitteln allein!

Geisenheim, Mai 2021
Prof. Dr. Eckhard Jedicke
Herausgeber der *Praxisbibliothek Naturschutz und Landschaftsplanung*

1 Einleitung

THOMAS FARTMANN, GREGOR STUHLDREHER, MERLE STREITBERGER UND ECKHARD JEDICKE

1.1 Rückgang der Artenvielfalt

Der weltweite Rückgang der Artenvielfalt gilt als eines der schwerwiegendsten Umweltprobleme unserer Zeit (Rockström et al. 2009). Seit dem Beginn des Industriezeitalters und insbesondere nach dem Zweiten Weltkrieg ist die weltweite Rate des Artensterbens dramatisch angestiegen und derzeit etwa tausend Mal höher, als es natürlicherweise zu erwarten wäre (De Vos et al. 2014, Pimm et al. 2014). Schätzungen gehen weltweit von 250 000 bis 500 000 Insektenarten aus, die in den letzten 200 Jahren ausgestorben sind (Cardoso et al. 2020). Aufgrund der dramatischen Artenverluste gilt die gegenwärtige Entwicklung als das sechste große Massenaussterben der Erdgeschichte (Barnosky et al. 2011, Dirzo et al. 2014, Dunn et al. 2009, McCallum 2015, Thomas et al. 2004). Die massive Abnahme der Artenvielfalt fällt zusammen mit dem Beginn des Anthropozäns um 1950, das als neue geologische Epoche vorgeschlagen wurde und durch tiefgreifende Veränderungen aller wichtigen natürlichen Systeme durch den Menschen gekennzeichnet ist (Crutzen 2002, Steffen et al. 2007, 2016, Zalasiewicz et al. 2015). Die wichtigsten Ursachen für den Rückgang der Biodiversität sind in terrestrischen Ökosystemen eine veränderte Landnutzung durch den Menschen (inklusive der Ausbringung von Pestiziden), der Klimawandel, Einträge atmosphärischer Stickstoffverbindungen und der biotische Austausch (Ausbreitung von Neobiota) (Cardoso et al. 2020, Díaz et al. 2019, Sala et al. 2000, Wagner 2020).

Wenn sich diese Entwicklung weiter fortsetzt, sind auch negative Folgen für das menschliche Wohlergehen zu erwarten, da zahlreiche wildlebende Pflanzen- und Tierarten für sogenannte Ökosystemleistungen wie Blütenbestäubung, Nährstoffrecycling, Bodenbildung, Selbstreinigung von Wasser und Luft oder natürliche Schädlingskontrolle unentbehrlich sind (Cardoso et al. 2020, Díaz et al. 2019).

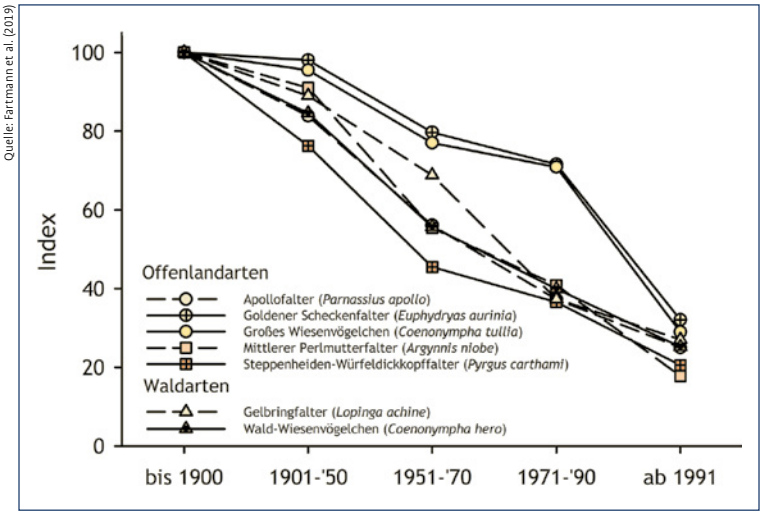
Insekten sind global besonders stark vom Rückgang der Artenvielfalt betroffen (Díaz et al. 2019, Cardoso et al. 2020). Anhand einer aktuellen Literaturauswertung kommen Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019) zu dem Schluss, dass etwa 40 % der in den Studien behandelten Insektenarten zurückgegangen sind. Wenn auch dieser Wert inzwischen mehrfach als zu hoch kritisiert wurde (Cardoso et al. 2019, Komonen et al. 2019, Mupepele et al. 2019, Thomas et al. 2019), muss der globale Anteil rückläufiger Arten bei den Insekten dennoch höher eingeschätzt werden als zum Beispiel bei Wirbeltieren. In einer Studie aus Großbritannien ermittelten Thomas et al. (2004) für Tagfalter höhere Rückgangsraten als für Vögel und Pflanzen. Alarmierend ist, dass inzwischen nicht nur Habitatspezialisten gefährdet sind, sondern auch häufige und generalistische Arten immer stärker zurückgehen (zum Beispiel Brereton et al. 2011). Diese Einschätzung deckt sich auch mit der Situation in Mitteleuropa. Beispielsweise sind in Deutschland mittlerweile 2720 (40 %) der 6800 bewerteten heimischen Insektenarten in ihrem Bestand gefährdet oder bereits ausgestorben (BfN 2019a).

Diese Situation ist allerdings nicht neu. Erste Veröffentlichungen, die Insektenrückgänge thematisieren, reichen zurück bis in das 19. Jahrhundert (zum Beispiel Swinton 1880, Urbahn 1973) und in Fachkreisen ist der Rückgang vieler Insektenarten ein seit Jahrzehnten bekanntes Phänomen (zum Beispiel Fartmann et al. 2019, Gatter 2000, Gatter & Mattes 2018, Newton 2017). Gut dokumentiert sind derartige Bestandsabnahmen aber nur für die wenigsten Insektengruppen. Tagfalter zählen zu den Insektentaxa, für die bereits seit dem 19. Jahrhundert umfassende Daten zur Verbreitung etli-

Foto: Thomas Fartmann

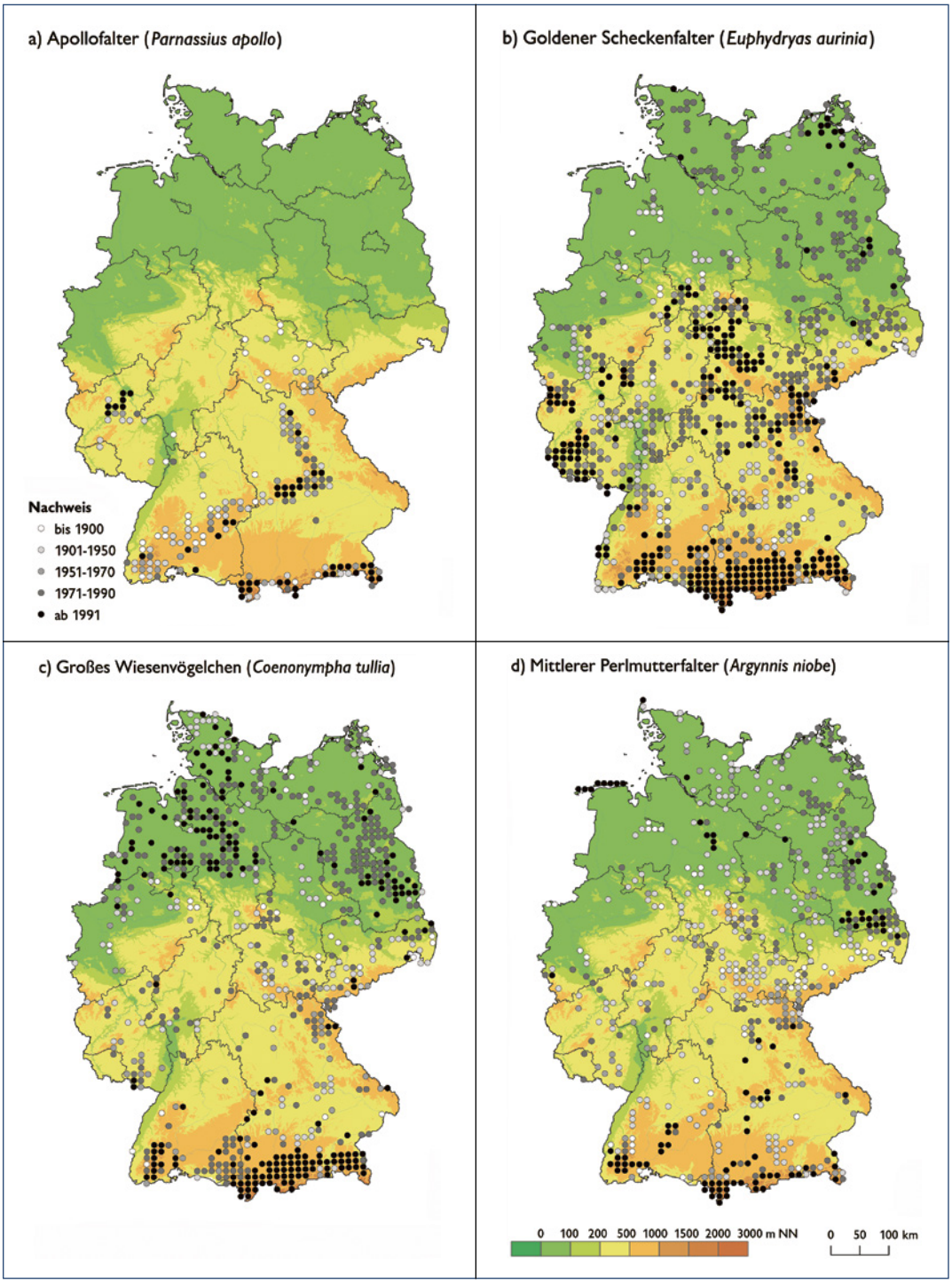
Foto 1-1 Der starke Rückgang des Apollofalters (*Parnassius apollo*) in Mitteleuropa ist eng mit dem Zusammenbruch der Hütebeweidung und der damit zusammenhängenden Sukzession und Aufforstung felsdurchsetzter Magerrasen verknüpft.

cher Arten vorliegen (Fartmann 2004). Für viele Tagfalterarten wurden vom 19. Jahrhundert bis zum Ende des 20. Jahrhunderts dramatische Rückgänge beobachtet **(Grafik 1-1 und 1-2)** (Fartmann et al. 2019). Dies gilt gleichermaßen für Arten des Offenlandes und der Wälder. Für 68–82 % der ehemals besiedelten Messtischblätter (MTB) liegen bei den behandelten Arten keine Nachweise mehr vor. Da früher deutlich weniger Menschen Schmetterlinge erfasst und ihre Funde dokumentiert haben als heute, sind alle dargestellten Arten historisch sicherlich weiter verbreitet gewesen und die realen Bestandseinbrüche somit noch größer. Bereits zur Mitte des 20. Jahrhunderts waren Apollofalter (*Parnassius apollo*) **(Foto 1-1)**, Mittlerer Perlmutterfalter (*Argynnis niobe*), Steppenheiden-Würfeldickkopffalter (*Pyrgus carthami*) und Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*) aus 44–54 % der vormals besiedelten MTB verschwunden. Besonders dramatisch war die Entwicklung bei *A. niobe*: Die Art kam ursprünglich in allen Bundesländern vor und war im 19. Jahrhundert weit verbreitet **(Gra-**

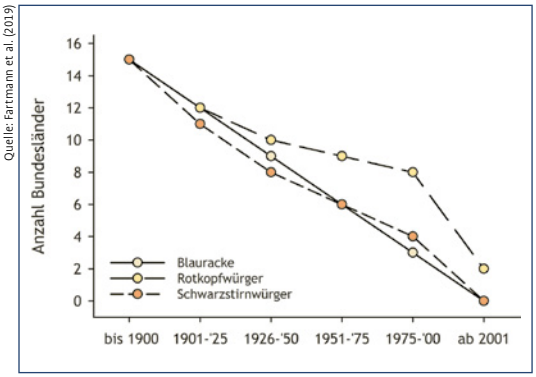


Quelle: Fartmann et al. (2019)

Grafik 1-1 Arealentwicklung von Tagfalterarten des Offenlandes und der Wälder in Deutschland auf Basis von Messtischblättern (MTB). 100 = alle jemals besiedelten MTB.



Grafik 1-2 Arealentwicklung von Tagfalterarten des Offenlandes in Deutschland auf Basis von Messtischblättern. Vorkommen von *E. aurinia* im Norddeutschen Tiefland aufgrund von aktuellen Wiederansiedlungsprogrammen sind nicht dargestellt.



Quelle: Fartmann et al. (2019)

Grafik 1-3 Arealentwicklung von Blauracke (*Coracias garrulus*), Rotkopfwürger (*Lanius senator*) und Schwarzstirnwürger (*Lanius minor*) in Deutschland auf Basis besiedelter Bundesländer.

Foto: Ralph Martin

Foto 1-2 Die Blauracke (*Coracias garrulus*) ernährt sich von Großinsekten und besiedelte ursprünglich alle deutschen Bundesländer – mit Ausnahme des Stadtstaates Bremen; inzwischen ist sie deutschlandweit ausgestorben.

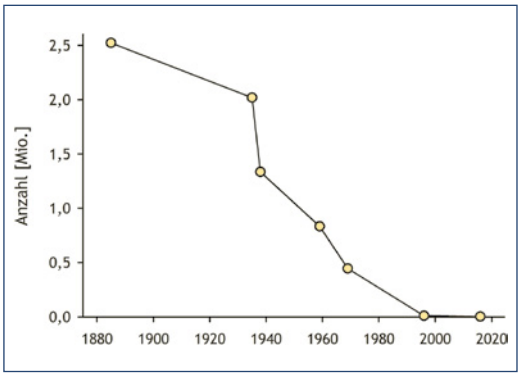
fik 1-1 und 1-2). Zum Ende des 20. Jahrhunderts waren demgegenüber nur noch 18 % und ab 2001 sogar weniger als 10 % der ehemaligen MTB besiedelt (Salz & Fartmann 2017). Eine detaillierte Darstellung der zeitlichen Entwicklung des Insektenrückgangs erfolgt in Kapitel 2.

Der exemplarisch am Beispiel von Tagfaltern dargestellte Rückgang von Insekten in der ersten und insbesondere zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts in Deutschland hatte auch für insektenfressende Vögel deutliche Folgen. Blauracke (*Coracias garrulus*) **(Foto 1-2)**, Rotkopfwürger (*Lanius senator*) und Schwarzstirnwürger (*Lanius minor*) ernähren sich überwiegend von Großinsekten (Glutz von Blotzheim & Bauer 1993, 1994) und besiedelten ursprünglich alle Bundesländer bis auf den Stadtstaat Bremen (**Grafik 1-3**). Bereits zu Beginn der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts kamen die Arten nur noch in 33–60 % der ehemals besiedelten Bundesländer vor. Bis Anfang der 1990er-Jahre starben Blauracke und Schwarzstirnwürger in Deutschland aus (Gedeon et al. 2014). Der Rotkopfwürger, der in den 1950er-Jahren noch in neun Bundesländern Brutvogel war (Boschert 2005), brütet seit 2009 ebenfalls nicht mehr in Deutschland (Gerlach et al. 2019). Noch dramatischer sieht der Rückgang bei Betrachtung der Brutpaarzahlen aus: In den 1950er-Jahren gab es noch mehr als 1100 Paare des Rotkopfwürgers in Deutschland (Boschert 2005), für den Zeitraum 2005–2009 wurde der deutsche Brutbestand mit ein bis vier Paaren angegeben (Gedeon et al. 2014). Bei allen drei Vogelarten wird der Rückgang der Großinsekten als eine entscheidende Ursache für den Zusammenbruch der Populationen angesehen (zum Beispiel Gatter 2000, Glutz von Blotzheim & Bauer 1993, 1994).

Eine weitere Vogelart, die ebenfalls eine starke Bindung an Insekten hat und im letzten Jahrhundert dramatische Bestandseinbrüche hinnehmen musste, ist das Rebhuhn (*Perdix perdix*) **(Foto 1-3)**. Die Küken des Rebhuhns sind für eine erfolgreiche Entwicklung auf ausreichend Arthropoden als Nahrung angewiesen (Potts 1986). Die Brutpaardichte des Rebhuhns korrespondiert daher mit der Arthropodendichte zur Zeit der Kükenaufzucht des Vorjahres **(Grafik 1-4)** (Potts 1997). Das Rebhuhn gehörte lange Zeit zu den wichtigsten Niederwildarten in Deutschland. Im Jagdjahr 1885/86 wurden in Preußen mehr als 2,5 Mio. Rebhühner erlegt, und im Jagdjahr 1935/36 waren es in Deutschland mehr als 2,0 Mio. Vögel **(Grafik 1-5)**. In der Folgezeit nahmen die Jagdstrecken schnell ab: Im Jagdjahr 1959/60 wurden nur noch 830 000 Rebhühner erlegt, 1969/70 noch 445 000 und bereits 1996/97 waren es weniger als 10 000 Vögel. Für den Zeit-

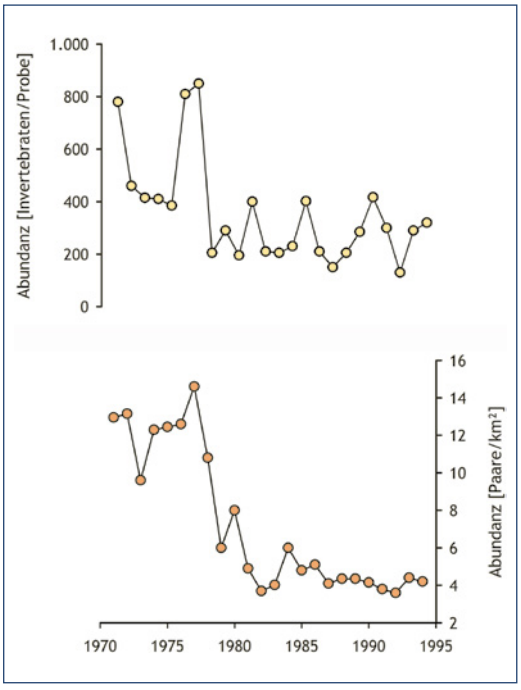
Foto: Ralph Martin

Foto 1-3 Das Rebhuhn (*Perdix perdix*) war ursprünglich die wichtigste Niederwildart in Deutschland. Seit dem 19. Jahrhundert sind die Bestände der Art um über 99 % geschrumpft. Auch bei dieser Vogelart war der Rückgang der Insekten mitverantwortlich hierfür.



Quelle: DJV (2004) (2016)

Grafik 1-5 Erlegte Rebhühner (*Perdix perdix*) vom Jagdjahr 1885/86 bis 2016/17 in Deutschland.



Quelle: Potts (1997)

Grafik 1-4 Abundanz der Invertebraten (Saugprobe, 0,5 m² Grundfläche) im Getreide in der dritten Juniwoche (obere Grafik, 1970–1993) und Rebhuhnpaare (*Perdix perdix*) im Frühjahr (untere Grafik, 1971–1994) in Südengland (West-Sussex).

raum 2015–2019 wurde der Gesamtbestand auf nur noch 21 000–37 000 Reviere in Deutschland geschätzt (Gerlach et al. 2019).

Wie die Ausführungen zeigen, ist das Insektensterben keineswegs nur ein aktuelles Phänomen. Im letzten Jahrhundert – insbesondere in dessen zweiter Hälfte – wurden massive Abundanz- und Arealrückgänge bei Insekten und von ihnen abhängigen Vogelarten festgestellt. Auch in der ersten bundesweiten Roten Liste aus den 1970er-Jahren ist der Rückgang der Insekten bereits klar dokumentiert. Zu dieser Zeit war der Anteil ausgestorbener oder gefährdeter Arten bereits hoch und lag bei vielen Artengruppen bei über 30 % (zum Beispiel bei Großschmetterlingen, Libellen und Netzflüglern) (Blab et al. 1977).

Der Insektenrückgang hat inzwischen große Aufmerksamkeit in Wissenschaft, Medien und Politik erlangt. Ausdruck der intensiven Auseinandersetzung mit dem Thema sind mehrere Übersichtsartikel zum Ausmaß und zu den Ursachen des Insektenrückgangs (Cardoso et al. 2020, Dirzo et al. 2014, Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019, Wagner 2020), ein Reviewartikel zu sinnvollen Maßnahmen (Samways et al. 2020) und ein Fahrplan (Harvey et al. 2020) zum Insektenschutz. Zudem sind in jüngster Vergangenheit in Mitteleuropa mehrere neue Initiativen zur Dokumentation von Zustand

und Entwicklung der Insektenfauna gestartet worden, zum Beispiel die Insektenmonitoring-Programme der deutschen Bundesländer Baden-Württemberg (Theves 2018) und Nordrhein-Westfalen (Grüneberg et al. 2019).

1.2 Insektenmonitoring

Einschätzungen zur Bestandssituation und zu Bestandstrends von Arten werden bislang überwiegend auf Basis der Anzahl der Vorkommen oder der Größe des Verbreitungsgebietes vorgenommen. Ein systematisches und für größere Gebiete repräsentatives Monitoring der Individuendichte (Abundanz) wurde dagegen aufgrund des hohen Aufwands nur selten über längere Zeiträume durchgeführt. Die Abundanzen sind jedoch ein wesentlich sensiblerer Indikator für Bestandsveränderungen als die Anzahl der Vorkommen einer Art oder die Größe des Verbreitungsgebietes (Dirzo et al. 2014), da die beiden letztgenannten Indikatoren erst dann Bestandsveränderungen anzeigen, wenn Populationen vollständig verschwunden sind (Thomas et al. 2006). Solchen Aussterbeereignissen gehen in aller Regel eine Schrumpfung der bestehenden Populationen und eine Abnahme der Abundanzen voraus, sodass das Monitoring der Individuendichten ein hervorragendes „Frühwarnsystem“ darstellt.

Großbritannien ist europaweit der Vorreiter beim Insektenmonitoring (Fox et al. 2011, Robinson & Sutherland 2002). Bereits im Jahr 1964 erfolgte die Gründung eines nationalen Monitoringzentrums (Biological Records Centre [BRC]) in England (Roy et al. 2014). Erste systematische Insektenerfassungen (Heuschrecken, Libellen, Nacht- und Tagfalter) wurden durch das BRC in den Jahren 1967–68 initiiert. Dies war der Beginn der quantitativen Erfassung verschiedener Insektengruppen auf einer kontinuierlich wachsenden Zahl von Stichprobenflächen. Besonders hervorzuheben unter den Langzeituntersuchungen von Insekten in Großbritannien sind das Tagfaltermonitoring (Conrad et al. 2007, Pollard & Yates 1993), das Lichtfallen- (Fox et al. 2011, Macgregor et al. 2019) und das Saugfallenmonitoring als Bestandteil des Rothamsted-Insect-Survey (Benton et al. 2002, Shortall et al. 2009) sowie das Insektenmonitoring in Getreidefeldern (sogenannte Sussex-Studie; Ewald et al. 2015, Newton 2017). In allen vier Fällen werden jährliche Erfassungen durchgeführt und die Datenreihen reichen mindestens bis in die 1970er-Jahre zurück.

In Mitteleuropa basieren Erkenntnisse zu Veränderungen der Insektenfauna nach dem Zweiten Weltkrieg zumeist auf Wiederholungsuntersuchungen. Derartige Studien liegen beispielsweise für Fluginsekten (Hallmann et al. 2017), Heuschrecken (Fumy et al. 2020, Löffler et al. 2019, Schuch et al. 2011, 2012a), Laufkäfer (Basedow 1987, Heydemann 1983), Wanzen (Schuch et al. 2012a) und Zikaden (Schuch et al. 2012a, b, 2019) vor.

Monitoringprogramme, bei denen Insekten über mehr als zehn Jahre jährlich untersucht werden oder wurden, gibt es in Mitteleuropa dagegen derzeit kaum. Den vermutlich umfangreichsten Datensatz stellt das Monitoring sozialer Insekten in Vogelnistkästen durch die Forstverwaltung Baden-Württemberg dar (Gatter 2000, Gatter & Mattes 2018). Die Datenreihe reicht zurück bis in das Jahr 1956 und betraf zunächst nur die Forstdirektion Karlsruhe, ab 1985 aber auch die Wälder in ganz Baden-Württemberg. Systematische Erfassungen der Nachtfalter gibt es seit 1983 im Schweizer Wallis (Sierro & Erhardt 2019). Ein Tagfaltermonitoring, oft angelehnt an das britische Vorbild, existiert seit 1990 in den Niederlanden, seit 1991 in Belgien, seit 2000 in der Schweiz und seit 2005 in Deutschland und Frankreich (Rada et al. 2019, Van Swaay et al. 2008). Durch die von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanzierten Biodiversitäts-Exploratorien liegen zudem nunmehr seit 2008 jährlich erhobene Daten für eine große Zahl von Insektentaxa aus drei Regionen in Deutschland – Schorfheide-Chorin, Hainich-Dün und Schwäbische Alb – vor (Seibold et al. 2019).

In jüngster Zeit ermöglichen neue statistische Verfahren auch die Analyse von unsystematisch erhobenen Daten (Isaac et al. 2014, Van Strien et al. 2013). Insbesondere für die

historischen Vorkommen von Insekten gibt es meist nur unsystematisch erhobene Daten, für gut untersuchte Insektengruppen wie Heuschrecken, Libellen und Tagfalter aber durchaus in großem Umfang. Entsprechende Auswertungen präsentieren zum Beispiel Poniatowski et al. (2020a) für Heuschrecken in Deutschland, Termaat et al. (2019) für Libellen, unter anderem aus Teilen Mitteleuropas, und Van Strien et al. (2019) für Tagfalter in den Niederlanden.

1.3 Ökologische Bedeutung der Insekten

Insekten erfüllen zahlreiche Schlüsselfunktionen in Ökosystemen (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Hierzu zählen insbesondere die Bestäubung von Pflanzen (Abrol 2012, Klein et al. 2007, Pimentel et al. 1997, Ricketts et al. 2008), die Bereitstellung von Nahrung für Organismen höherer trophischer Ebenen (Gatter 2000, Hof & Bright 2010, Newton 2017), die Schädlingsbekämpfung **(Foto 1-4 und 1-5)** (Bianchi et al. 2006) und die Remineralisierung organischer Substanz **(Foto 1-6)** (Losey & Vaughan 2006). Auf die beiden erstgenannten Punkte soll nachfolgend besonders eingegangen werden, da sie sich direkt und besonders stark auf die Biodiversität von Ökosystemen auswirken.

Blütenbestäubende Insekten leisten durch die Bestäubung von Kulturpflanzen wichtige gesundheitliche und wirtschaftliche Dienstleistungen für den Menschen **(Foto 1-7 bis 1-9)** (Abrol 2012, Klein et al. 2007, Pimentel et al. 1997, Ricketts et al. 2008). Unter den Insekten sind die Bienen in Mitteleuropa die wichtigsten Bestäuber. Aber auch Schwebfliegen, Schmetterlinge oder viele Käferarten sind eifrige Blütenbesucher und sorgen für die Bestäubung von Pflanzen. Infolge des Verlustes bestäubender Insekten sind erhebliche wirtschaftliche Auswirkungen zu erwarten (Díaz et al. 2019). Der volkswirtschaftliche Wert der Lebensmittelproduktion in Deutschland, die direkt von der Bestäubung durch Insekten abhängt, wird auf 1,6 Mrd. Euro geschätzt (Leonhardt et al. 2013).

Foto: Thomas Fartmann

Foto 1-4 Die Rote Mordwanze (*Rhynocoris iracundus*) ist eine räuberische Wanzenart, die Insekten erbeutet, welche deutlich größer sein können als sie selbst.

Foto: Thomas Fartmann

Foto 1-5 Die Holzwespen-Schlupfwespe (*Rhyssa persuasoria*) ist ein Parasitoid (Raubparasit), der die Larven von Holzwespen als Wirt nutzt.

Foto: Thomas Fartmann

Foto 1-6 Dungkäfer – wie der Wald-Mistkäfer (*Anoplotrupes stercorosus*) – spielen eine wichtige Rolle bei der Remineralisierung von Kot.

Foto: Thomas Fartmann

Foto 1-7 Die Wegwarten-Hosenbiene (*Dasypoda hirtipes*) ist oligolektisch und auf Asteraceae spezialisiert. Im Bild ein Weibchen beim Blütenbesuch an Berg-Sandglöckchen (*Jasione montana*).

Foto: Thomas Fartmann

Foto 1-8 Schachbrett (*Melanargia galathea*) beim Blütenbesuch an Skabiosen-Flockenblume (*Centaurea scabiosa*).

Foto: Thomas Fartmann

Foto 1-9 Der Ungarische Prachtkäfer (*Anthaxia hungarica*) beim Blütenbesuch an Straußblütiger Wucherblume (*Tanacetum corymbosum*).

Auch aus ökologischer Sicht hat der Verlust blütenbestäubender Insekten dramatische Folgen: In Großbritannien und den Niederlanden verlief der Rückgang von Bienen beispielsweise parallel zur Abnahme von Pflanzenarten, die durch Insekten bestäubt werden (Biesmeijer et al. 2006). Die Autoren vermuten daher einen direkten Zusammenhang zwischen diesen beiden Faktoren.

Neben der Bestäubung von Pflanzen sind Insekten als Nahrungsgrundlage für insektivore Tiere, wie zum Beispiel Fledermäuse und viele Vogelarten, zwingend erforderlich **(Foto 1-10** und **1-11)** (Wilson et al. 1999, Speight et al. 2008). Beispielsweise kann eine Reihe von Blatthornkäfern (Scarabaeoidea) unter günstigen Bedingungen hohe Populationsdichten aufbauen. Geht eine derartige Massenentwicklung mit einer großen Biomasse der Einzelindividuen einher, wie es beispielsweise bei dem in Foto 1-10 dargestellten Feld-Maikäfer (*Melolontha melolontha*) der Fall ist, kann eine solche Art eine Schlüsselfunktion in Nahrungsnetzen erlangen (sogenannte Schlüsseldominante). Zum Beispiel ist die Geburt der Jungtiere des Kleinen Mausohrs (*Myotis blythii*) in guten Maikäferflugjahren mit der Imaginalphänologie der Maikäfer synchronisiert.

Der fortschreitende Rückgang der Insektendiversität und -abundanzen hat somit weitreichende ökologische Konsequenzen, da er sich kaskadenartig auf Organismen höherer Ebenen der Nahrungskette **(Foto 1-12)**, aber auch auf mutualistische (in einer Symbiose lebende) und parasitäre Arten auswirkt (Cardoso et al. 2020, Dunn et al. 2009, Koh et al. 2004, Wagner 2020). Besonders gut belegt ist der Zusammenhang zwischen abnehmender Insektenbiomasse und dem Rückgang insektenfressender (insektivorer) Vogelarten **(Foto 1-13)** (siehe auch Kapitel 1.1; zum Beispiel Gatter 2000, Newton 2017). In den Niederlanden wurde beispielsweise ein enger räumlicher und zeitlicher Zusammenhang zwischen dem Populationsrückgang insektivorer Vogelarten und dem Einsatz eines Insektizids aus der Gruppe der Neonicotinoide festgestellt (Hallmann et al. 2014). In einer Studie aus Dänemark

Foto: Thomas Fartmann

Foto 1-10 Der Feld-Maikäfer (*Melontha melontha*) nimmt in guten Maikäferflugjahren eine Schlüsselposition als Nahrungsquelle ein, zum Beispiel für das Kleine Mausohr (*Myotis blythii*).

Foto: Thomas Fartmann

Foto 1-12 Da Insekten das Gros der Nahrung der Westlichen Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*) ausmachen, wirken sich abnehmende Insektendichten unmittelbar auf die Art aus.

Foto: Jürgen Fischer

Foto 1-11 In Wärmejahren können Feldgrillen (*Gryllus campestris*) sehr hohe Dichten erreichen und dann eine große Bedeutung als Nahrungsquelle für einige Vogelarten wie den Wiedehopf (*Upupa epops*) (Foto 1-13) erlangen.

Foto: Thomas Fartmann

Foto 1-13 Der Wiedehopf (*Upupa epops*) ernährt sich vor allem von großen epi- und hypogäisch lebenden Insekten wie Feldgrillen (*Gryllus campestris*), Maikäfern und deren Engerlingen (*Melolontha* spp.) oder Schmetterlingsraupen.

nahmen die Brutbestände von Mehlschwalbe (*Delichon urbica*), Rauchschwalbe (*Hirundo rustica*) und Uferschwalbe (*Riparia riparia*) über einen Zeitraum von 20 Jahren mit dem Rückgang der Fluginsektenabundanz ab (Møller 2019). Ein weiteres prominentes Beispiel von vielen ist das Rebhuhn (*Perdix perdix*). Bei dieser Vogelart besteht ein direkter Zusammenhang zwischen der Insektenbiomasse nach dem Schlupf der Küken und der Populationsgröße des Rebhuhns im Folgejahr (siehe Kapitel 1.1). Die kaskadenartigen Zusammenhänge zwischen mutualistischen und parasitären Insektenarten lassen sich am Beispiel der Schlupfwespe *Neotypus melanocephalus* **(Foto 1-14)** verdeutlichen. Die Art parasitiert auf den Raupen des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings (*Phengaris nausithous*) und des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings (*Phengaris teleius*). Beide Tagfalterarten nutzen den Großen Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*) als einzige Wirtspflanze und sind zudem auf das Vorkommen jeweils spezifischer Wirtsameisen aus der Gattung *Myrmica* angewiesen. *Neotypus melanocephalus* steht am Ende dieser Spezialisierungskette und ist somit deutlich

Foto: Thomas Fartmann

Foto 1-14 Weibchen der Schlupfwespenart *Neotypus melanocephalus* am Großen Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*).

seltener als die ohnehin schon seltenen Wirtsschmetterlinge.

1.4 Inhalt des Buches

Die Hauptziele des vorliegenden Buches sind eine anschauliche Darstellung des aktuellen Wissens zum Ausmaß des Insektensterbens (Kapitel 2), zu den Ursachen des Insektensterbens (Kapitel 3 und 4) sowie zu geeigneten Maßnahmen, um den Rückgang der Insekten zu stoppen und möglichst umzukehren (Kapitel 5 bis 8, Synopse und Ausblick in Kapitel 9). Die Grundlage für die Beleuchtung von Ausmaß und Ursachen des Insektensterbens bildet eine systematische Literaturrecherche. Im Fokus der Recherche standen nicht nur die Auswirkungen von Umweltveränderungen auf die Artenvielfalt der Insekten, sondern auch auf deren Abundanz und Biomasse. Die Recherche beschränkte sich auf die drei flächenmäßig dominierenden Landnutzungstypen: landwirtschaftliche Nutzfläche, Wald sowie Siedlungs- und Verkehrsfläche (Statistisches Bundesamt 2018). Sie machen zusammen 96 % der Landfläche Deutschlands aus (siehe Kapitel 3.1.1). Ihnen kommt daher eine tragende Rolle für den Erhalt der Biodiversität generell und der Insektenfauna im Besonderen zu. Fließ- und Stillgewässer beherbergen zwar ebenfalls artenreiche Insektengemeinschaften, wurden hier aber nicht betrachtet, da sie nur etwa 2 % der Landfläche Deutschlands einnehmen. Die Recherche konzentrierte sich nicht nur auf Publikationen aus Mitteleuropa, sondern umfasste auch Studien aus Großbritannien, da hier schon lange intensive Forschung zu den Ursachen von Insektenrückgängen betrieben wird (Kapitel 1.2) und es sehr viele Parallelen in den Veränderungen der Umweltbedingungen zu Mitteleuropa gibt. Anschließend wurden weitere wichtige Quellen basierend auf dem Expertenwissen der Autoren ergänzt. Da es nur relativ wenig Langzeitdaten zu Insekten gibt (siehe Kapitel 1.2), werden zusätzlich auch Studien zu insektivoren Vögeln und Fledermäusen dargestellt. Anhand der Bestandsveränderungen dieser Gruppen kann stellvertretend die Entwicklung der Insektenfauna nachvollzogen werden (Kapitel 1.3; siehe auch Wagner 2020). Eine detaillierte Übersicht über das Vorgehen bei der systematischen Literaturrecherche ist dem Anhang zu entnehmen (Seite 250).

Die Ursachenanalyse bildet die Basis für die Ableitung notwendiger Maßnahmen gegen das Insektensterben in den Kapiteln 5 und folgenden. Auch hierzu wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Die Diskussion in der Öffentlichkeit hat vielfach zu einem gewissen Aktionismus geführt, der sich besonders in einem Hype um Wildbienennisthilfen und der Schaffung von blütenreichen Ansaaten äußert. Beides dokumentiert eine große Handlungsbereitschaft zum Beispiel von Landwirten, Gartenbesitzern, Schulen und Kommunen, selbst etwas gegen das Insektensterben zu tun. Das

mag punktuell auch erfolgreich sein, führt aber ganz gewiss nicht automatisch zu einem Stopp, geschweige denn einer Umkehr des Insektensterbens. Einerseits ist die Wirksamkeit solcher Maßnahmen begrenzt, weil sie beispielsweise einen zu geringen Umfang haben oder weil Wechselwirkungen mit anderen Negativfaktoren unbeachtet bleiben. Andererseits werden viele Maßnahmen fehlerhaft durchgeführt, sodass sie zumindest keinen Nutzen zeigen, möglicherweise sogar kontraproduktiv wirken (MacIvor & Packer 2015, Nitsch et al. 2017; Kapitel 5.6.2 am Beispiel von Wildbienennisthilfen).

Vielmehr kommt es im Kampf gegen das Insektensterben auf ganz grundlegende Änderungen der anthropogenen Nutzungen in Mitteleuropa an. Hierzu ist großflächig eine Kombination vielfältiger Maßnahmen notwendig. Dazu liefert dieses Buch in seiner zweiten Hälfte Anregungen und Maßnahmenbeispiele, jeweils an ganz unterschiedliche Akteure adressiert. Denn, um handeln und Positives bewirken zu können, liegen längst ausreichendes Wissen und genügend Praxiserfahrung vor (Harvey et al. 2020, Samways et al. 2020).

Dieses Buch soll einen Überblick zu den Ursachen des Insektensterbens und zu möglichen und notwendigen Maßnahmen für den Insektenschutz liefern. Die Autoren sind sich bewusst, dass bei dem begrenzten Seitenumfang nicht alle Punkte im Detail behandelt werden können. Sie hoffen dennoch, einen Beitrag zur Versachlichung der Diskussion und für eine Trendwende bei Schutz und Entwicklung von Biodiversität leisten zu können. Denn die beschriebenen Maßnahmen zum Insektenschutz fördern zu großen Teilen nicht nur Insektenarten, sondern die biologische Vielfalt insgesamt.

Foto: Thomas Fartmann

Foto 1-15 Gelbbindige Furchenbiene (*Halictus scabiosae*).

2 Ausmaß des Insektenrückgangs und zeitliche Entwicklung

THOMAS FARTMANN, GREGOR STUHLDREHER UND MERLE STREITBERGER

Für West- und Mitteleuropa sind dramatische und großräumige Rückgänge der Insektenfauna belegt (zum Beispiel Biesmeijer et al. 2006, Brooks et al. 2012, Conrad et al. 2004, 2006, Eskilden et al. 2015, Maes & Van Dyck 2001, Nilson et al. 2008, Rada et al. 2019, Thomas et al. 2004, Van Dyck et al. 2009, Van Strien et al. 2019, Van Swaay et al. 2019; siehe auch Kapitel 1.1). Im Folgenden werden die bisherigen Erkenntnisse zum Ausmaß des Insektenrückgangs und dessen zeitlicher Entwicklung für die beiden dominanten Landnutzungstypen Agrarland und Wald vorgestellt. Im Gegensatz dazu fehlen derartige Langzeitdaten für Siedlungen weitestgehend (siehe aber zum Beispiel Dennis et al. 2017, Macgregor et al. 2019).

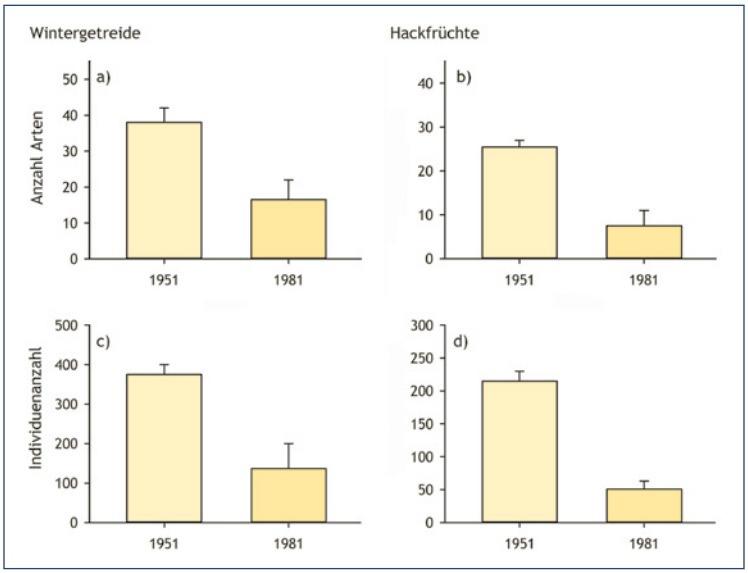
2.1 Agrarlandschaften

In keinem anderen Nutzungstyp innerhalb der Agrarlandschaft waren die Rückgänge der Insekten so dramatisch wie auf den Ackerflächen. Heydemann (1983) konnte bereits von 1951 bis 1981 massive Veränderungen der Laufkäferfauna von Äckern in Schleswig-Holstein feststellen. Innerhalb von 30 Jahren nahmen Artenvielfalt und Aktivitätsdichte im Wintergetreide und auf Hackfruchtäckern um 48–85 % ab **(Grafik 2-1)**; die Biomasse ging gar um bis zu 99 % zurück. Letzteres war insbesondere auf das weitgehende Verschwinden von Großlaufkäfern aus der Gattung *Carabus* zurückzuführen. Basedow (1987) wies in schleswig-holsteinischen Winterweizenfeldern Rückgänge der Aktivitätsdichte und der Biomasse von Laufkäfern um 81 bzw. 90 % zwischen den Perioden 1971–1974 und 1978–1983 nach. Der Goldlaufkäfer (*Carabus auratus*) – 1971 noch sehr häufig – war ab 1981 auf den Versuchsflächen nicht mehr nachweisbar **(Foto 2-1)**.

Die Sussex-Studie im Süden Englands kam zu vergleichbaren Erkenntnissen: Von 1970 bis 1989 hat sich die Insektenabundanz in Getreidefeldern halbiert (Aebischer 1991). Da größere Arten besonders von den Rückgängen betroffen waren, nahm die Biomasse gar um 90 % ab (Ewald et al. 2015, Potts 1991, 2012). Der massive Rückgang in diesem Zeitraum betraf viele Insektengruppen. Hierzu zählten beispielsweise Brackwespen (Braconidae), verschiedene Fliegenfamilien (Diptera), Kurzflügelkäfer (Staphylinidae), Laufkäfer (Carabidae) **(Grafik 2-2)**, Pflanzenwespen (Symphyta), Spinnen (Araneae), Röhrenblattläuse (Aphididae), Spornzikaden (Delphacidae), Wanzen (Heteroptera) und Zwergzikaden (Cicadellidae) (Ewald et al. 2015, Potts 2012). Von 1990 bis 2011 verlangsamten sich die Rückgänge der meisten Taxa, teilweise kam es auch zu Zunahmen. In Abhängigkeit von der Witterung und klimatischen Extremereignissen waren die jährlichen Schwankungen aber mitunter groß (Ewald et al. 2015).

Foto: Jürgen Trautner

Foto 2-1 Der Goldlaufkäfer (*Carabus auratus*) ist eine Offenlandart, die schwerpunktmäßig ackerbaulich genutzte Landschaften besiedelt.

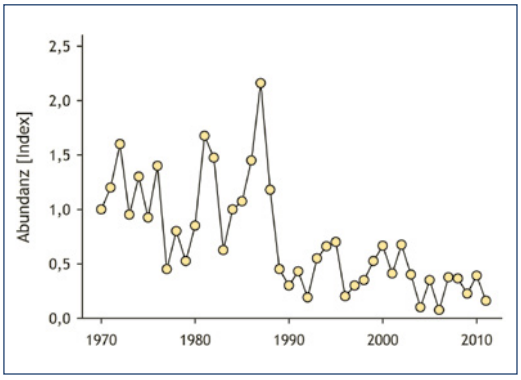


Grafik 2-1 Veränderung der Artenvielfalt und Individuenzahlen von Laufkäfern in Wintergetreide- (a, c) und Hackfruchtäckern (b, d) von 1951 bis 1981 in Schleswig-Holstein.

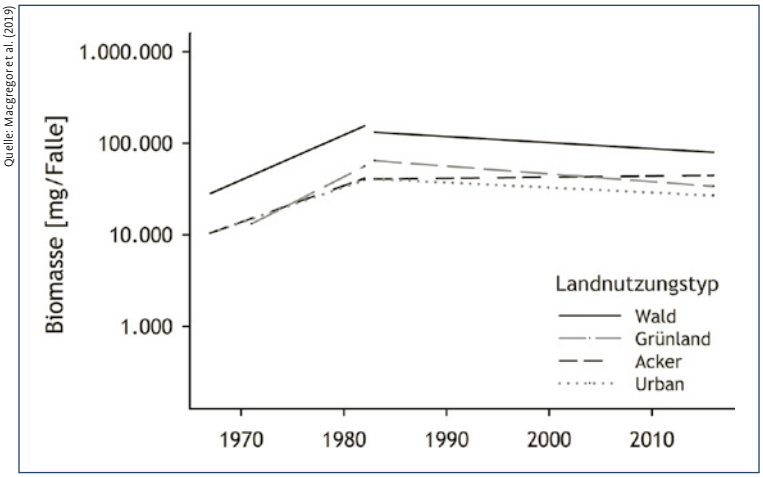
Systematische Lichtfänge auf einer Ackerfläche im Süden Englands belegen einen Rückgang der Nachtfalterabundanz um 67 % zwischen den Untersuchungsperioden 1933–1950 und 1960–1989 (Woiwood 1991). In einem benachbarten Waldgebiet wurden dagegen keine Abnahmen festgestellt. Macgregor et al. (2019) untersuchten hingegen von 1967 bis 2017 die Entwicklung der Nachfalterbiomasse mittels standardisierter Lichtfallenfänge auf Acker- und Grünlandstandorten in Großbritannien. Die Biomasse nahm bis 1982 in beiden Lebensraumtypen zu **(Grafik 2-3)**. Obwohl danach ein Rückgang beobachtet werden konnte, liegen die heutigen Biomassewerte immer noch über denen von Ende der 1960er-Jahre. Analoge Entwicklungen stellten die Autoren auch im Wald und in urbanen Habitaten fest. Im Wald war die Biomasse aber deutlich höher als im Grünland, in den Ackerflächen und in urbanen Habitaten.

Die Entwicklung der Bestände von Fluginsekten am Rand einer Ackerfläche haben Benton et al. (2002) von 1972 bis 1998 in Schottland analysiert. Während des 27-jährigen Untersuchungszeitraums hat die Abundanz der meisten Insektengruppen abgenommen. Die Rückgänge betrafen sieben der acht untersuchten Käferfamilien und 13 der 18 betrachteten Fliegenfamilien. Im Schnitt verringerte sich die Abundanz um die Hälfte. In einer ackerbaulich geprägten Agrarlandschaft in Dänemark wies Møller (2019) von 1997 bis 2017 einen Rückgang der an Windschutzscheiben getöteten Fluginsekten um 80 % nach.

Im Grünland sind die Veränderungen der Insektenzönosen deutlich differenzierter zu betrachten. Im Gegensatz zu Ackerflächen, auf denen in Mitteleuropa nahezu flächendeckend eine massive Intensivierung der Landnutzung



Grafik 2-2 Veränderung der Abundanz von Laufkäfern in Getreidefeldern von 1970 bis 2011 in Südengland (West-Sussex).



Grafik 2-3 Veränderung der Biomasse von Nachtfaltern von 1967 bis 2017 in Großbritannien. Alle Regressionsgeraden bilden einen signifikanten Zusammenhang ab ($P < 0{,}05$); lediglich für ackerbaulich geprägte Lebensräume bestand im Zeitraum 1982 bis 2017 kein signifikanter Zusammenhang.

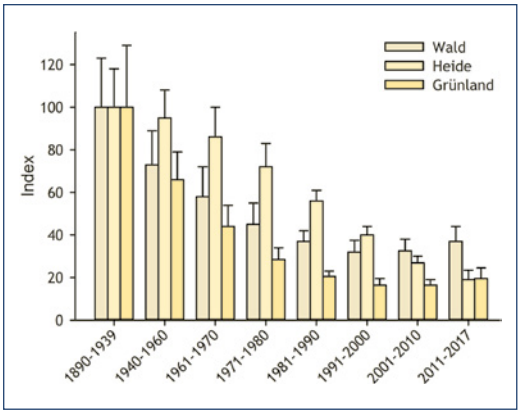
stattgefunden hat (George 1995, Kaule 1991, Meyer & Leuschner 2015), unterscheidet sich der Wandel der Insektengemeinschaften deutlich in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsintensität des Grünlandes oder physiogeografischen Gegebenheiten. Schuch et al. (2012a) führten 2009 Wiederholungserfassungen der Heuschrecken-, Wanzen- und Zikadenzönosen in neun Grünlandflächen des niedersächsischen Tieflands durch, die Sandtrockenrasen, Frisch- und Feuchtwiesen umfassten und bis auf eine Fläche (Brache) alle extensiv genutzt wurden. Die Artenvielfalt unterschied sich bei Heuschrecken und Zikaden auch fast 60 Jahre nach der Ersterfassung (1951) nicht. Die Abundanzen hatten dagegen bei beiden Taxa um über 60 % abgenommen (Schuch et al. 2012a), die Biomasse der Zikaden sogar um 78 % (Schuch et al. 2019). Demgegenüber waren Artenzahl und Individuendichte der Wanzen 2009 um 20 % angestiegen (Schuch et al. 2012a).

Darüber hinaus haben Schuch et al. (2012b) auch Heuschrecken- und Zikadenzönosen in 26 ostdeutschen Trockenrasen-Naturschutzgebieten erneut untersucht. Zwischen Mitte der 1960er- und dem Ende der 2000er-Jahre hat sich die Artenvielfalt der Heuschrecken nicht verändert und die Stetigkeit hat lediglich bei einer Art – der Gefleckten Keulenschrecke (*Myrmeleotettix maculatus*) – abgenommen. Auch bei den Zikaden konnte über den Zeitraum von rund 45 Jahren keine Änderung der Artenzahl festgestellt werden, wohl aber eine Abnahme von Abundanzen und Biomasse um 44 % und 54 % (Schuch et al. 2012b, 2019).

Zwei Studien aus den westdeutschen Mittelgebirgen Eifel (Löffler et al. 2019) und Schwarzwald (Fumy et al. 2020) stellten seit Mitte der 1990er-Jahre jeweils gleichgerichtete Entwicklungen der Heuschreckengemeinschaften in Abhängigkeit vom Grünlandtyp fest. Im überwiegend brachliegenden Feuchtgrünland veränderten sich die mittleren Artenzahlen bis heute nicht. Demgegenüber nahm die durchschnittliche Artenvielfalt in den weiterhin extensiv genutzten Grünlandhabitaten (mesophiles Grünland und Silikatmagerweiden bzw. Kalkmagerrasen) um 19–45 % zu.

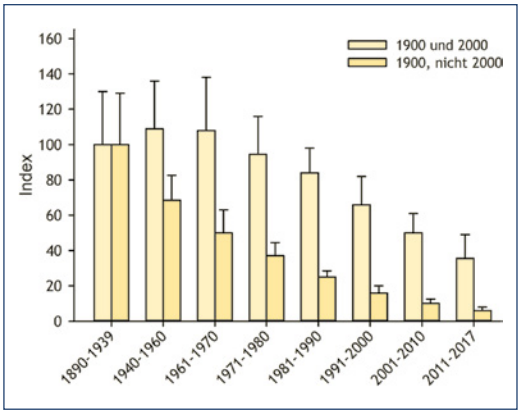
Für eine große Bandbreite von Grünlandtypen in Großbritannien legen Brooks et al. (2012) – basierend auf jährlich erhobenen Laufkäferdaten – Analysen vor: In Fettweiden im Westen und Norden Großbritanniens gingen die Laufkäferabundanzen von 1994 bis 2008 um 33 % bzw. 22 % zurück. Noch stärker war die Abnahme mit 48 % in schottischen Moorheiden. In Ökotonen der Agrarlandschaft traten dagegen keine Veränderungen auf und in Kalkmagerrasen im Süden Englands stiegen die Abundanzen sogar um 57 % an.

Seibold et al. (2019) belegen in dem für Trendaussagen sehr kurzen Zeitraum von 2008



Quelle: Van Strien et al. (2019)

Grafik 2-4 Veränderung der Verbreitung von Tagfaltern (arithmetisches Mittel + 95 % Konfidenzintervall) in den Niederlanden basierend auf 5x5-km-Rastern. Wald n = 8 Arten, Grünland n = 17 Arten, Heiden n = 15 Arten. 100 = 1890–1939.



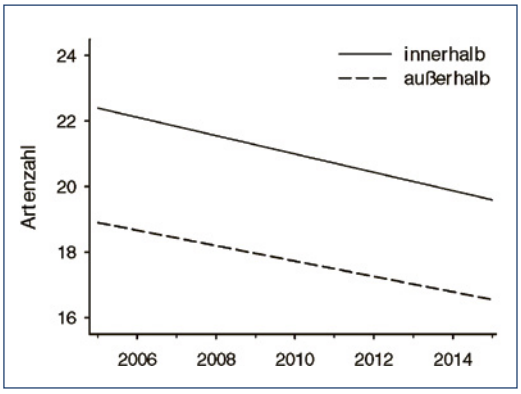
Quelle: Van Strien et al. (2019)

Grafik 2-5 Veränderung der Verbreitung von Tagfalterarten der Heiden (arithmetisches Mittel + 95 % Konfidenzintervall) in den Niederlanden basierend auf 5x5-km-Rastern mit Heidevegetation in beiden Zeitschnitten oder nur 1900. n = 15 Arten. 100 = 1890–1939.

bis 2017 für 150 Grünlandflächen in Deutschland, die im Rahmen der Biodiversitäts-Exploratorien untersucht wurden, Rückgänge eines breiten Spektrums an Insekten. Artenzahlen, Dichten und Biomasse nahmen in dem Zeitraum um 34 %, 78 % und 67 % ab. Der Rückgang betraf alle betrachteten Gruppen und wirkte sich besonders auf seltene Arten aus.

Aussagen zu großflächig relevanten Trends von Tagfaltern in verschiedenen Habitaten liefert die Studie von Van Strien et al. (2019) für die Niederlande. Die Autoren zeigten von 1890–1990 massive Rückgänge der Verbreitung bei allen drei betrachteten Gruppen – Tagfalter des Grünlandes, der Heiden/Moore und der Wälder **(Grafik 2-4 und 2-5)** (siehe auch Kapitel 1.1). Die stärkste Abnahme wurde mit 80 % bei den Grünlandarten festgestellt, gefolgt von über 60 % bei den Waldarten und über 40 % bei den Heide-/Moorarten. Seitdem haben sich sowohl die Verbreitung als auch die Abundanzen der Grünland- und Waldarten kaum verändert. Ganz im Gegensatz dazu sind die Bestände der Heidearten förmlich zusammengebrochen **(Grafik 2-5)**.

Der europäische Grünland-Tagfalterindikator, der auf seit 1990 jährlich erhobenen Abundanzdaten von 17 charakteristischen Tagfalterarten des Grünlandes basiert, zeigt hingegen für die Entwicklung der Tagfalterbestände während der letzten drei Jahrzehnte ein etwas anderes Bild als die oben genannte Studie (Van Swaay et al. 2019). Das Gros der untersuchten Transekte lag in Großbritannien, den Beneluxländern und Deutschland. Der Wert des Indikators hat innerhalb von 29 Jahren um 39 % abgenommen. Auch in Großbritannien ist der Agrarland-Tagfalterindikator von 1990–2009 um 42 % zurückgegangen (Brereton et al. 2011). Die Rückgänge bei Spezialisten und



Quelle: Rada et al. (2018)

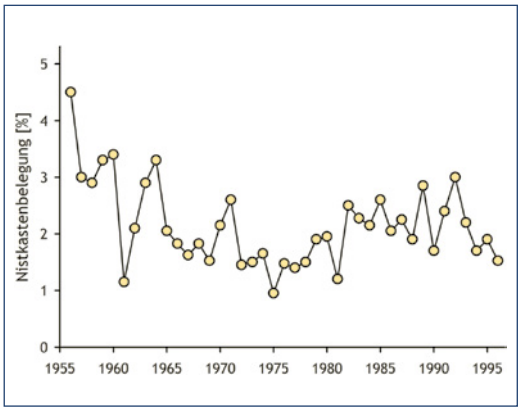
Grafik 2-6 Veränderung der Tagfalterartenvielfalt von 2005 bis 2015 außerhalb (a) und innerhalb (b) von Natura-2000-Gebieten in Deutschland.

Generalisten unterschieden sich dabei kaum. Auch Rada et al. (2019) belegen von 2005 bis 2015 Rückgänge der Tagfalterartenvielfalt um 10 % sowohl innerhalb als auch außerhalb von deutschen Natura-2000-Gebieten **(Grafik 2-6)**.

2.2 Waldlandschaften

Die umfangreichen Daten des Monitorings sozialer Insekten (insbesondere Sächsische Wespe [*Dolichovespula saxonica*] und Hornisse [*Vespa crabro*]) in Vogelnistkästen der Forstverwaltung Baden-Württemberg zeigen von 1956 bis Anfang der 1980er-Jahre eine starke Abnahme der Belegungsraten (Gatter 2000, Gatter & Mattes 2018) **(Grafik 2-7)**. Danach erholten sich die Bestände bis in die 1990er-Jahre. Ein weiterer Zuwachs unterblieb aufgrund stärkerer Konkurrenz um freie Höhlen. Auch Käferarten mit mehrjähriger Entwicklung, die in den 1960er- bis 1980er-Jahren sehr selten waren, nehmen seit den 1990er-Jahren wieder zu. Hierzu zählt beispielsweise der Alpenbock (*Rosalia alpina*) auf der Schwäbischen Alb **(Foto 2-2)** (Gatter & Mattes 2018). In den 1960er- bis 1980er-Jahren galt die Art als weitgehend verschollen, seit etwa 1990 hat sie sich deutlich ausgebreitet und die Zahl der beobachteten Individuen ist exponentiell angestiegen **(Grafik 2-8)**. Auch beim Maikäfer (Feld-Maikäfer – *Melolontha melolontha*] – und Wald-Maikäfer – *Melolontha hippocastani*) sind seit den 1990er-Jahren wieder Massenentwicklungen in Deutschland, der Schweiz und Österreich zu beobachten (Kahrer et al. 2011, Zimmermann 2004). In den zwei bis drei Jahrzehnten zuvor waren solche Gradationen nicht mehr festgestellt worden.

Systematische Erfassungen der Nachtfalter im Schweizer Wallis von 1983 bis 2012 wiesen eine Zunahme der Abundanzen der Kleinschmetterlinge und gleichbleibende Individuen-

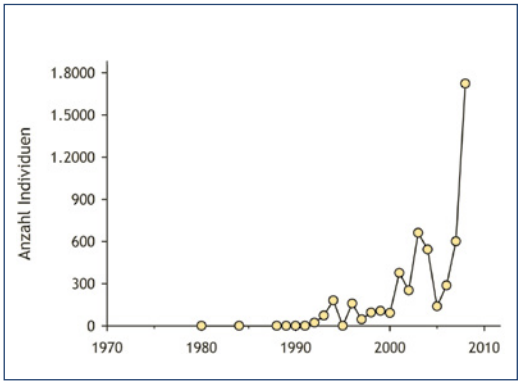


Quelle: Gatter & Mattes (2018)

Grafik 2-7 Belegungsrate von Nistkästen durch soziale Insekten (Hornissen, Wespen, Hummeln und sonstige Insekten) von 1956 bis 1996 in der Forstdirektion Karlsruhe (Baden-Württemberg).

Foto: Ralph Martin

Foto 2-2 Die Bestände des Alpenbocks (*Rosalia alpina*) haben sich erst mit einer Zeitverzögerung von mehreren Jahrzehnten von der Einstellung der Insektizidanwendung im Wald erholt.



Quelle: Gatter & Mattes (2018)

Grafik 2-8 Beobachtungshäufigkeit des Alpenbocks (*Rosalia alpina*) von 1972 bis 2008 im Forstrevier Lenningen (Nordabdachung der Schwäbischen Alb, BW) bei fast täglichen Besuchen.