Entomologie heute 32 (2021): 49-60

Schutz der mitteleuropäischen Insektenfauna in Zeiten des globalen Wandels

Conservation of Central European Insects in Times of Global Change

Thomas Fartmann

Zusammenfassung: Der Wandel von der historischen Kulturlandschaft zur modernen, industrialisierten Landschaft hat in Mitteleuropa zu dramatischen Veränderungen der Lebensbedingungen von Insekten geführt. Die damit verbundene Intensivierung und Aufgabe der Landnutzung waren verantwortlich für den Verlust, die Fragmentierung und Degradierung von Habitaten mit negativen Auswirkungen auf die Häufigkeit und Vielfalt von Insekten. In diesem Artikel stelle ich die Faktoren vor, die das Vorkommen von Insekten in fragmentierten Habitaten bestimmen. Die wichtigsten Einflussgrößen sind: 1. die Qualität, 2. die Größe und 3. die Konnektivität der Habitate. Die Habitatqualität ist in aller Regel mit der Flächengröße interkorreliert, da mit zunehmender Flächengröße die Wahrscheinlichkeit steigt, dass zumindest Teile einer Habitatinsel eine höhere Habitatqualität aufweisen. Artspezifisch sind zudem bestimmte Mindestflächengrößen notwendig, damit überhaupt langfristig überlebensfähige Populationsgrößen aufgebaut werden können. Die Bedeutung der Konnektivität hängt stark von der Populationsstruktur ab: Arten, die geschlossene Populationen ausbilden, sind in der Lage, über lange Zeiträume in isolierten Habitaten zu überleben, sofern die Habitatqualität hoch genug ist. Aber auch diese Arten sind zur Ausbreitung auf einen Verbund der Habitate angewiesen. Metapopulationsarten benötigen demgegenüber generell gut vernetzte Lebensräume von hinreichender Qualität und Größe. Folglich sollte der Insektenschutz in Zeiten des globalen Wandels auf eine Erhöhung der Habitatqualität und -heterogenität innerhalb der Lebensräume, eine Vergrößerung der Habitate und eine Verbesserung der Konnektivität (Habitatverbund) abzielen. In Landschaften, in denen viele Lebensräume degradiert sind oder gar zerstört wurden, kann die Renaturierung zudem einen wichtigen Beitrag zur langfristigen Erhaltung der Insekten-Biozönosen leisten.

Schlüsselwörter: Biodiversitätsschutz, Habitatfragmentierung, Klimawandel, Landnutzungswandel, Sukzession

Summary: The transition from traditional land use to modern agriculture throughout Europe has caused severe changes in environmental conditions for insects. Both agricultural intensification and abandonment were responsible for the loss, fragmentation and degradation of habitats with negative impacts on insect abundance and diversity. In this article, I explain the parameters that determine occurrence of insects in fragmented habitats. The most important drivers are the (i) quality, (ii) size and (iii) connectivity of the habitat patches. Habitat quality and patch size are often interrelated, because with patch size usually the likelihood increases that at least some parts of the patch have a high habitat quality. The importance of habitat connectivity depends on the population structure. Species with closed populations are even able to survive for long time periods in isolated patches if the habitat quality and size are sufficient. Nevertheless, for dispersal these species also depend on a high connectivity of the patches. By contrast, metapopulation species always require well-connected networks of habitat patches with suitable habitat quality and size. Consequently, insect conservation should focus on (i) improving habitat quality and habitat heterogeneity within patches, (ii) increasing patch size and (iii) enhancing connectivity. Additionally, in landscapes with many degraded or even completely destroyed habitats, habitat restoration provides another possibility to secure long-term survival of insect communities.

Key words: Biodiversity conservation, climate change, habitat fragmentation, land-use change, succession

1. Einleitung

Insekten sind die artenreichste Taxa weltweit (STORK 2018). Sie übernehmen eine Vielzahl an Ökosystemleistungen und sind daher für das menschliche Wohlergehen auf der Erde unerlässlich (POWNEY et al. 2019; SAMWAYS et al. 2020). Während der letzten 200 Jahre hat der Mensch seine Umwelt allerdings mit bislang unbekannter Geschwindigkeit verändert (ROCKSTRÖM et al. 2009). Die Folge waren dramatische Rückgänge der Häufigkeit und Vielfalt der Insekten (SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS 2019; CARDOSO et al. 2020). Seit dem Beginn des Industriezeitalters wird von einem Verlust von 250.000 Insektenarten ausgegangen (CARDOSO et al. 2020), für weitere 500.000 Arten ist ein Aussterben zu erwarten (IPBES 2019). Für Landökosysteme ist der Landnutzungswandel die treibende Kraft hinter diesen Rückgängen (CARDOSO et al. 2020; WAGNER 2020; FARTMANN et al. 2021). Der Klimawandel gilt als zweitwichtigste Gefährdungsursache (IPBES 2019; FARTMANN et al. 2021); zukünftig ist allerdings ein noch stärkerer Einfluss zu erwarten.

Der Landnutzungswandel hat zu gravierenden quantitativen und qualitativen Veränderungen in Mitteleuropa geführt (GATTER 2000; ELLENBERG & LEUSCHNER 2010; FARTMANN 2017; POSCHLOD 2017; FARTMANN et al. 2019). Die Siedlungs- und Verkehrsfläche hat deutlich zugenommen, die Flache extensiv oder kaum genutzter Habitate – sogenanntes Öd- und Unland – ist dagegen deutlich geschrumpft (Abb. 1) (FARTMANN et al. 2021). Infolgedessen kommen viele Lebensräume der historischen Kulturlandschaft heute nur noch in Form von Restflächen (Fragmenten) in der heutigen Landschaft mit industrialisierter Landnutzung vor. Zudem ist der Fortbestand der Lebensgemeinschaften in diesen Habitatfragmenten oft durch eine verringerte Habitatqualität aufgrund von

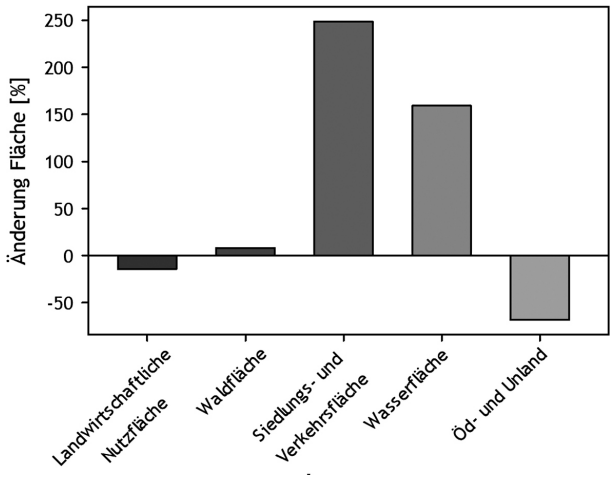

Abb. 1: Entwicklung der Landnutzung von 1935/38 bis 2015 in Deutschland. 0 = Fläche 1935/38. (aus FARTMANN 2017).

Fig. 1: Change in land use between 1935/38 and 2015 in Germany. 0 = area 1935/38. Landwirtschaftliche Nutzfläche = farmland, Waldfläche = woodland, Siedlungs- und Verkehrsfläche = settlements, Wasserfläche = water bodies, Öd- und Unland = wasteland (source: FARTMANN 2017).

1. Nutzungsintensivierung oder -aufgabe (Fischer & Lindenmayer 2007; Fartmann 2017; Fartmann et al. 2021), 2. Randeffekten als Folge der geringen Flächengröße (Fahrig 2003; Fartmann et al. 2021) und 3. atmosphärischen Stickstoffeinträgen (Wallis De Vries & Bobbink 2017; Kurze et al. 2018) gefährdet.

Im vorliegenden Beitrag sollen

- die zeitliche Entwicklung des Insektensterbens in Mitteleuropa beleuchtet werden,
- die Schlüsselfaktoren benannt werden, die die Insektenvielfalt in den verbliebenen Habitatinseln in unseren fragmentierten Landschaften bestimmen, und
- Maßnahmen empfohlen werden, um die Insektenvielfalt in Zeiten des globalen Wandels langfristig zu erhalten.

2. Insektensterben – ein junges Phänomen?

Der Insektenrückgang hat erst jüngst eine große Aufmerksamkeit in Wissenschaft, Medien und Politik erlangt (Fartmann et al. 2021). Wie nachfolgend erläutert werden soll, handelt es sich beim Insektensterben allerdings keineswegs nur um eine aktuelle Entwicklung. In Fachkreisen ist der Rückgang vieler Insektenarten ein seit Jahrzehnten bekanntes Phänomen (z. B. Gatter 2000; Gatter & Mattes 2018; Newton 2017; Fartmann et al. 2019). 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 vieler Arten vorliegen (Fartmann 2004). Für etliche Tagfalterarten wurden vom 19. Jahrhundert bis zum Ende des 20. Jahrhunderts dramatische Rückgänge beobachtet (Abb. 2) (Fartmann et al. 2019). Dies gilt gleichermaßen für Arten des Offenlandes und für Arten der Wälder. Bei den behandelten Arten liegen für 68-82 % der ehemals besiedelten Messtischblätter (MTB) keine Nachweise mehr vor. Da früher deutlich weniger Menschen Schmetterlinge erfasst und ihre Funde dokumentiert haben, sind alle dargestellten Arten historisch sicher deutlich weiter verbreitet gewesen und die realen Bestandseinbrüche somit noch größer. Bereits zur Mitte des 20. Jahrhunderts waren Apollofalter (*Parnassius apollo*) (Abb. 3), 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 (Salz & Fartmann 2009, 2017). Zum Ende des 20. Jahrhunderts kam *A. niobe* demgegenüber nur noch in 18 % und ab 2001 sogar in weniger als 10 % der ehemals besiedelten MTB vor (Salz & Fartmann 2017). Für eine ausführlichere Darstellung der zeitlichen Entwicklung des Insektenrückgangs in Mitteleuropa sei auf Fartmann et al. (2021) verwiesen.

3. Schlüsselfaktoren für das Überleben in fragmentierten Landschaften: Qualität, Größe und Konnektivität der Habitatinseln

Die Verbreitung von Arten in den verbliebenen Habitatinseln unserer fragmentierten Landschaften hängt stark von der Mobilität bzw. Populationsstruktur der Taxa ab (Fartmann 2017). Wenig mobile Arten bilden oft geschlossene Populationen aus. Sie können auch in isolierten Lebensräumen über längere Zeit überleben, sofern diese eine ausreichende Größe und eine günstige Habitatqualität aufweisen (Poniatowski & Fartmann 2010; Poniatowski et al. 2018b). Flugfähige und somit in aller Regel deutlich mobilere Arten – wie das Gros der Tagfalter – bilden demgegenüber meist Metapopulationen aus (Fartmann 2017). Habitatqualität, Flächengröße und Konnektivität bestimmen

bei diesen Arten die Verbreitung in der Landschaft (ANTHES et al. 2003; EICHEL & FARTMANN 2008; STUHLDREHER & FARTMANN 2014).

Basierend auf den zuvor gemachten Ausführungen sind Arten, die geschlossene Populationen ausbilden, als Indikatoren für die Qualität von Habitaten geeignet

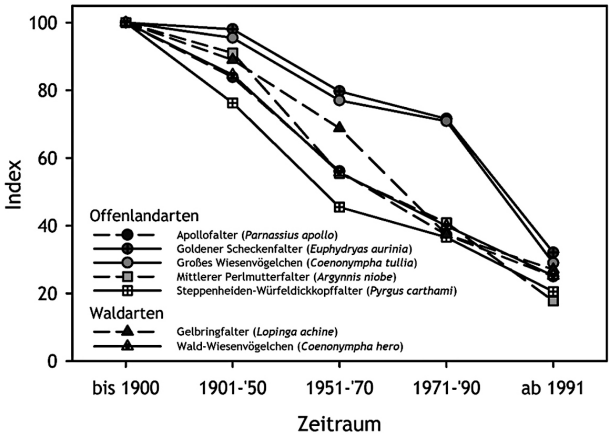

Abb. 2: Arealentwicklung von Tagfalterarten des Offenlandes und der Wälder auf Basis von Messtischblättern in Deutschland. 100 = alle jemals besiedelten MTB (aus FARTMANN et al. 2019).
Fig. 2: Range shifts of butterfly species of open habitats and woodlands based on 10‘ × 6‘ geographic minute grids. 100 = all historically occupied grid cells (source: FARTMANN et al. 2019).

Abb. 3: 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 (Foto: THOMAS FARTMANN).
Fig. 3: The decline of the Apollo (*Parnassius apollo*) in central Europe was closely related to the collapse of the transhumance grazing systems and the subsequent succession and afforestation of rocky dry grasslands (photo: THOMAS FARTMANN).

(Fartmann 2017). Arten, die Metapopulationen aufbauen (im Folgenden als Metapopulationsarten bezeichnet) sind darüber hinaus Indikatoren für die Landschaftsstruktur: Sie sind auf einen Verbund von Habitaten mit günstiger Qualität und hinreichender Größe in räumlicher Nachbarschaft angewiesen. Viele Arten sind allerdings nicht klar dem einen oder anderen Typ zuzuordnen, vielmehr gibt es fließende Übergänge.

Die Bedeutung der Umweltfaktoren Habitatqualität, -größe und -konnektivität für das langfristige Überleben hängt nicht nur von der Mobilität bzw. Populationsgröße und -struktur der Arten ab, sondern auch von der Landschaftsstruktur. In fragmentierten Landschaften, die noch eine Vielzahl an Habitatinseln und eine gute Vernetzung aufweisen, ist meist die Habitatqualität der wichtigste Faktor (Krämer et al. 2012; Löffler & Fartmann 2017; Poniatowski et al. 2018b; Münsch et al. 2019) (Abb. 4).

3.1. Habitatqualität

Die Qualität der Habitatinseln in unseren fragmentierten Landschaften wird ganz entscheidend vom Landnutzungs- bzw. Störungsregime bestimmt. Es beeinflusst 1. die Vegetationsstruktur, 2. das damit interkorrelierte Mikroklima (Stoutjesdijk & Barkman 1992) und 3. die Phytodiversität (Ellenberg & Leuschner 2010; Fartmann 2017). Alle drei Parameter sind Schlüsselfaktoren für das Vorkommen von Insekten. Als poikilotherme Organismen sind Aktivität, Verhalten und Fortpflanzungserfolg von Insekten stark von den Umgebungstemperaturen abhängig (Speight et al. 2008). Mikroklimatisch begünstigte Mikrohabitate, wie sie für frühe Sukzessionsstadien typisch sind, werden daher von vielen Arten bevorzugt (Fartmann 2004, 2006a; Fartmann et al. 2012; García-Barros & Fartmann 2009). Frühe Sukzessionsstadien zeichnen sich durch niedrigwüchsige Vegetation und offenen Boden aus, zwei

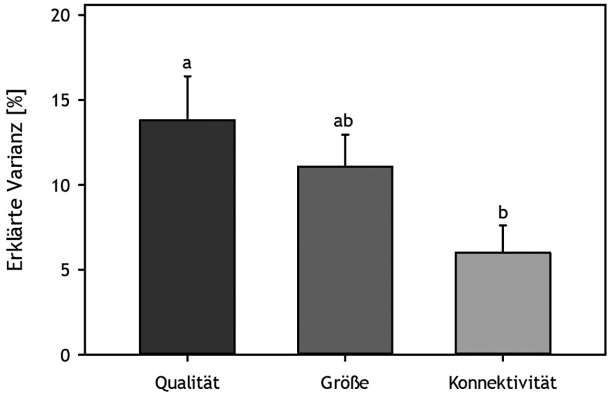

Abb. 4: Einfluss (erklärte Varianz; arithmetisches Mittel + Standardfehler) der Umweltparameter Habitatqualität, -größe und -konnektivität auf das Vorkommen von 13 Magerrasenspezialisten (Heuschrecken, Tagfalter und Zikaden) in Kalkmagerrasen des Diemeltals (Hessen). Signifikante Unterschiede zwischen den Parametern liegen vor, sofern sie keine gemeinsamen Buchstaben aufweisen ($P < 0{,}05$) (aus Poniatowski et al. 2018b).

Fig. 4: Explanatory power (explained variance; mean + standard error) of the environmental parameters habitat quality, habitat area and habitat connectivity with respect to the occurrence of 13 dry grassland specialists (Auchenorryncha, butterflies, Orthoptera) in calcareous grasslands of the Diemel Valley (Hessonia). Different letters indicate significant differences between the parameters (source: Poniatowski et al. 2018b).

Faktoren, die die Erwärmung eines Habitats stark begünstigen. Eine besondere Bedeutung haben demnach auch kleinräumige Störstellen. Die Gelbe Wiesenameise (*Lasius flavus*) legt beispielsweise oberirdische Erdnester in Magerrasen an, die sich stärker erwärmen als die umgebende Matrixvegetation (STREITBERGER & FARTMANN 2015). Hierdurch wird eine erfolgreiche Entwicklung der Ameisenbrut sichergestellt. Derart wärmebegünstige Nesthügel mit niedrigwüchsiger Vegetation und hohem Offenbodenanteil werden auch als Eiablagehabitat vom Komma-Dickkopffalter (*Hesperia comma*) präferiert (STREITBERGER & FARTMANN 2016); eine Art, die für eine erfolgreiche Reproduktion zwingend auf ein warmes Mikroklima angewiesen ist (FARTMANN & MATTES 2003). Besonnte, offene Bodenstellen sind auch für etliche andere Insekten wie etwa viele Heuschrecken- oder Wildbienenarten bedeutende Eiablage- bzw. Nisthabitate (FARTMANN & MATTES 1997; WESTRICH 2018). Vor allem für seltene und gefährdete Arten sind frühe bis mittlere Sukzessionsstadien in unserer

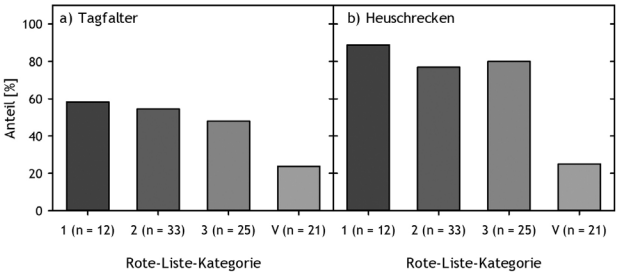

Abb. 5: Anteil von Arten früher Sukzessionsstadien in den jeweiligen Rote-Liste-Kategorien bei Tagfaltern (a) und Heuschrecken (b) in Deutschland. 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet und V = Vorwarnliste (aus FARTMANN 2017).

Fig. 5: Proportion of butterfly (a) and Orthoptera (b) species of the German red-data book associated with early successional stages. 1 = critically endangered, 2 = endangered, 3 = vulnerable and V = near threatened (source: Fartmann 2017).

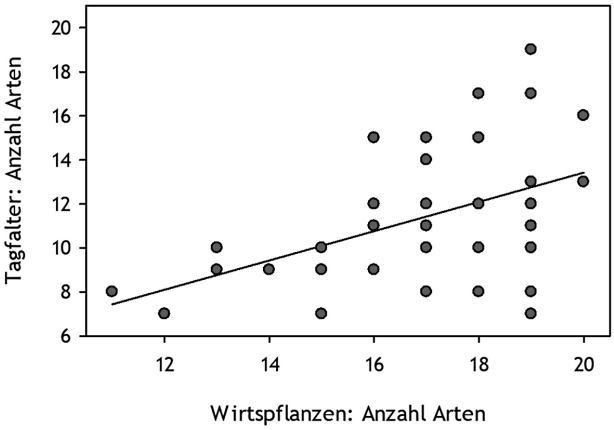

Abb. 6: Zusammenhang zwischen Artenzahl der Wirtspflanzen und Tagfalter (Habitatspezialisten) in präalpinen Kalkmagerrasen (Buckelwiesen) des Werdenfelser Landes (Bayern). R^2 = Bestimmtheitsmaß, * P <0,05 (aus: KRÄMER et al. 2012).

Fig. 6: Relationship between the number of host plant and butterfly species (habitat specialists) in pre-alpine calcareous grasslands (Bavaria). R^2 = coefficient of determination, * P <0.05 (source: KRÄMER et al. 2012).

Landschaft elementar (Fartmann 2006a, 2017; Fartmann et al. 2012, 2019). Auch die aktuellen Roten Listen der Tagfalter und Heuschrecken Deutschlands belegen diesen Zusammenhang zwischen starker Gefährdung (Rote-Liste-Kategorie: 1 bis 3) und Bindung an frühe Sukzessionsstadien (Abb. 5) (Fartmann 2017).

Neben einer geeigneten Habitatstruktur, sind viele Insektenarten auf ein ausreichendes Pollen-, Nektar- oder Wirtspflanzenangebot angewiesen. Insbesondere bei stenophagen Insekten – wie vielen Tagfalter-, Wildbienen- oder Zikadenarten – hängt die Diversität in einem Habitat direkt von der Phytodiversität ab (Abb. 6) (Krämer et al. 2012; Helbing et al. 2017; Westrich 2018). Eine große Pflanzenartenvielfalt ist in aller Regel auf Nährstoffarmut und extensive Nutzung zurückzuführen (Ellenberg & Leuschner 2010). Konkurrenzkräftige Pflanzenarten werden dadurch geschwächt, es gelangt ausreichend Licht in Bodennähe und es entstehen Regenerationsnischen für konkurrenzschwache Pflanzenarten (Fleischer et al. 2013; Streitberger et al. 2017).

Die Strukturvielfalt (Heterogenität) von Habitaten ist ebenfalls abhängig vom Landnutzungs- bzw. Störungsregime. Strukturvielfalt fördert gleichermaßen die Phyto- und Zoodiversität in Lebensräumen (Abb. 7) (Ellenberg & Leuschner 2010; Fartmann et al. 2012; Krämer et al. 2012; Löffler & Fartmann 2017; Helbing et al. 2017). Zudem sind heterogene Habitate gegenüber klimatischen Extremereignissen resilienter; Aussterbeereignisse treten also seltener auf als in homogenen Lebensräumen (Fartmann 2006b; Streitberger et al. 2016; Stuhldreher & Fartmann 2018; Fumy et al. 2020).

3.2. Habitatgröße

Die Heterogenität einer Habitatinsel korreliert in aller Regel mit der Flächengröße (Löffler & Fartmann 2017), was sich – wie geschildert – *per se* positiv auf die Insektenvielfalt auswirkt (s. Kap. 2.1). Darüber hinaus sind große Habitate deutlich weniger stark von Randeffekten betroffen als kleine Habitatinseln, z. B. durch Pestizid- oder Düngereinträge aus angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen (Fartmann et al. 2021). Außerdem gibt es artspezifische Mindestflächengrößen, die für den Aufbau langfristig überlebensfähiger minimaler Populationsgrößen (*minimum viable population*) erforderlich sind (Fartmann & Remy 2019). Auch Insekten können – ähnlich wie große Wirbeltiere – hohe Raumansprüche haben. Der Mittlere Perlmutterfalter (*Argynnis niobe*) ist beispielsweise auf mehr oder weniger zusammenhängendes, mageres Grasland mit reichlichem Vorkommen von Veilchen (*Viola* spp.) in einer Flächenausdehnung von 100 ha oder mehr angewiesen (Abb. 8) (Salz & Fartmann 2009, 2017).

3.3. Habitatkonnektivität

Für Arten mit geschlossenen Populationen ist auch über längere Zeiträume ein Überleben in isolierten Habitaten möglich, sofern diese eine günstige Habitatqualität aufweisen und ausreichend groß sind (s. Kap. 2). Für eine Ausbreitung sind aber auch diese Arten zwingend auf eine gute Vernetzung der Habitate angewiesen, da sie meist nur über eine geringe Mobilität verfügen (s. Kap. 2; Poniatowski & Fartmann 2010; Poniatowski et al. 2016).

Metapopulationsarten sind obligat auf eine hohe Konnektivität der Lebensräume angewiesen (s. Kap. 2). Die Güte des Habitatverbunds kommt nicht nur in der Luftliniendistanz zwischen den Habitatinseln zum Ausdruck, sondern auch die Landschaftsstruktur spielt eine entscheidende Rolle bei den Wanderbewegungen der Insekten. Dies gilt insbesondere für Artengruppen mit geringer und mittlerer Mobilität wie viele Zikaden, Heuschrecken oder Tagfalter (Krä-

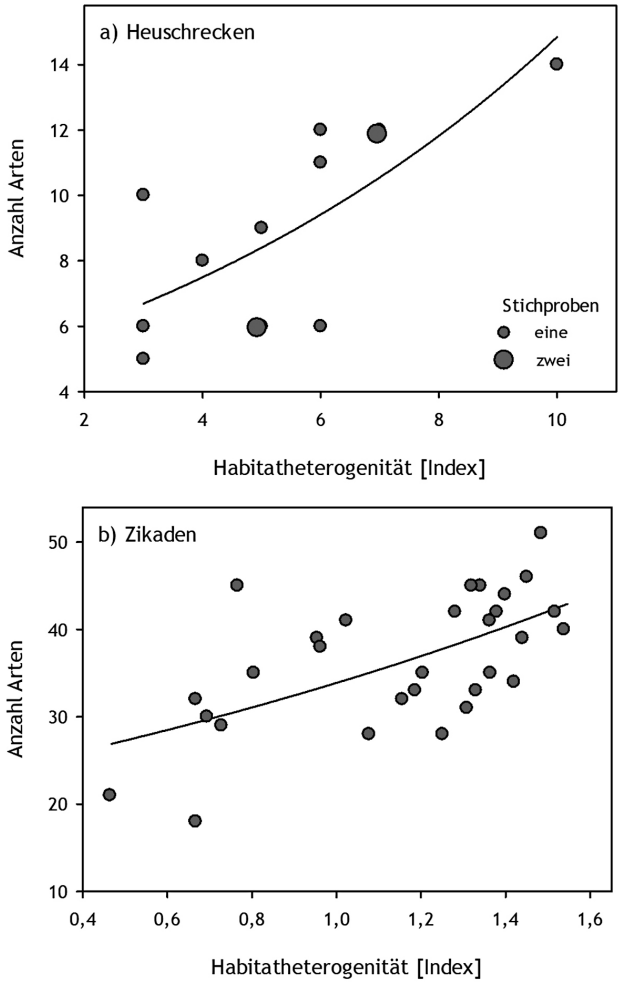

Abb. 7: Zusammenhang zwischen Habitatheterogenität und **a** der Artenzahl der Heuschrecken in präalpinen Kalkmagerrasen (Buckelwiesen; Werdenfelser Land; Bayern) bzw. **b** der Artenzahl der Zikaden in Silikatmagerrasen (Medebacher Bucht; Nordrhein-Westfalen). R^2 (Nagelkerke) = Bestimmtheitsmaß; a) $R^2 = 0{,}70$, $P < 0{,}05$; b) $R^2 = 0{,}55$, $P < 0{,}001$ (Heuschrecken aus LÖFFLER & FARTMANN 2017; Zikaden aus HELBING et al. 2017).

Fig. 7: Relationship between habitat heterogeneity and **a** the number of Orthoptera species in pre-alpine calcareous grasslands (Bavaria) and **b** Auchenorryncha species in acidic grasslands (North Rhine-Westphalia), respectively. R^2 (Nagelkerke) = coefficient of determination; a) $R^2 = 0.70$, $P < 0.05$; b) $R^2 = 0.55$, $P < 0.001$ (source: Orthoptera – LÖFFLER & FARTMANN 2017; Auchenorryncha – HELBING et al. 2017).

MER et al. 2012; PONIATOWSKI et al. 2016). Unabhängig von der Populationsstruktur der Arten ist eine heterogene Landschaft auch im Hinblick auf den Klimawandel von elementarer Bedeutung (STREITBERGER et al. 2016; PONIATOWSKI et al. 2018a). So können selbst Profiteure des Klimawandels aufgrund einer limitierten Habitatverfügbarkeit und -konnektivität in homogenen Landschaften häufig nicht mit dem Klimawandel Schritt halten (HILL et al. 1999; PLATTS et al. 2019; TERMAAT et al. 2019).

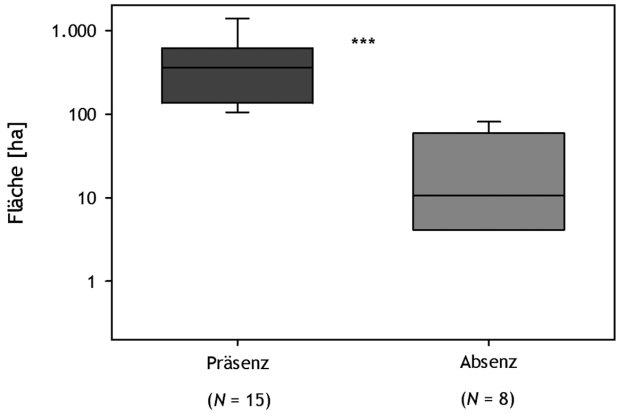

Abb. 8: Vorkommen des Mittleren Perlmutterfalters (*Argynnis niobe*) in Abhängigkeit von der Flächengröße potentieller Larvalhabitate (Graudünen mit Hunds-Veilchen [*Viola canina*]) auf den Nordseeinseln von Texel (NL) bis Skallingen (DK). Dargestellt sind Median, 1. und 3. Quartil sowie 10 % und 90 % Perzentil. *** P <0,001 (aus Salz & Fartmann 2009).

Fig. 8: Occurrence of the Niobe fritillary (*Argynnis niobe*) in dependence of the area of potential larval habitats (grey dunes with Heath dog-violet [*Viola canina*]) along islands of the North Sea from Texel (NL) to Skallingen (DK). Median, 1th and 3rd quartile as well as 10% and 90% percentile are shown. *** P <0,001 (source: Salz & Fartmann 2009).

4. Insektenschutz in Zeiten des globalen Wandels

Übergeordnetes Ziel des Naturschutzes ist die Erhaltung einer möglichst großen lebensraumtypischen Artenvielfalt (Streitberger et al. 2016). Aus Gründen der Praktikabilität sollten sich Naturschutzmaßnahmen an für den jeweiligen Naturraum repräsentativen Zielarten orientieren. Zielarten sind die empfindlichsten und schutzbedürftigsten Arten eines Anspruchstyps (Bernotat et al. 2002). Durch Optimierung ihrer Lebensräume wird indirekt auch der Großteil der habitattypischen Arten gefördert.

Um das langfristige Überleben der Zielarten zu gewährleisten, sind basierend auf den im vorherigen Kapitel (Kap. 2) gemachten Ausführungen 1. eine hohe Qualität, 2. eine ausreichende Flächengröße und 3. eine hohe Konnektivität der Habitate zu gewährleisten. Alle Zielarten sind auf eine hohe Habitatqualität zwingend angewiesen. Die benötigte Habitatqualität ist jedoch artspezifisch unterschiedlich und wird entscheidend durch das Landnutzungs- und Störungsregime beeinflusst. Für die Mehrzahl der gefährdeten Arten fällt insbesondere frühen (und mittleren) Sukzessionsstadien eine Schlüsselrolle zu. Weiterhin gilt es, die artspezifisch relevanten Ansprüche hinsichtlich der Flächengröße zu berücksichtigen. Mit zunehmender Flächengröße eines Habitats nimmt in aller Regel die Habitatheterogenität zu. Habitatheterogenität (lange ökologische Gradienten) fördert generell die Artvielfalt und ist ein wirksamer Puffer gegenüber klimatischen Extremereignissen. Artspezifisch sind zudem bestimmte Mindestflächengrößen notwendig, damit überhaupt langfristig überlebensfähige Populationsgrößen aufgebaut werden können. Die Konnektivität der Habitate ist ein weiterer Schlüsselfaktor, um das langfristige Überleben der Arten zu sichern. Während Metapopulationsarten generell auf eine hohe Konnektivität der Habitate angewiesen sind, benötigen Arten mit geschlossenen Populationen zumindest für die Ausbreitung eine gute Vernetzung der Habitate. Der Habitatkonnektivität

kommt darüber hinaus insbesondere für mögliche Ausweichbewegungen im Zuge des Klimawandels eine große Bedeutung zu. In Landschaften, in denen viele Habitate degradiert sind oder gar zerstört wurden, kann die Renaturierung der Lebensräume zudem einen wichtigen Beitrag zur langfristigen Erhaltung der Insektenbiozönosen leisten (z.B. BORCHARD et al. 2013; HELBING et al. 2015).

Literatur

ANTHES, N., FARTMANN, T., HERMANN, G., & KAULE, G. (2003): Combining larval habitat quality and metapopulation structure – The key for successful management of pre-alpine *Euphydryas aurinia* colonies. Journal of Insect Conservation 7: 175-185.

BERNOTAT, D., SCHLUMPRECHT, H., BRAUNS, C., JEBRAM, J., MÜLLER-MOTZFELD, G., RIECKEN, U., SCHEUERLEN, K., & VOGEL, M. (2002): Gelbdruck „Verwendung tierökologischer Daten". Pp. 109-217 in: PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R., & RIECKEN, U. (Hrsg.): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 70.

BORCHARD, F., SCHULTE, A. M., & T. FARTMANN (2013): Rapid response of Orthoptera to restoration of montane heathland. Biodiversity and Conservation 22: 687-700.

CARDOSO, P., BARTON, P. S., BIRKHOFER, K., CHICHORRO, F., DEACON, C., FARTMANN, T., FUKUSHIMA, C. S., GAIGHER, R., HABEL, J., HALLMANN, C. A., HILL, M., HOCHKIRCH, A., KWAK, M. L., MAMMOLA, S., NORIEGA, J. A., ORFINGER, A. B., PEDRAZA, F., PRYKE, J. S., ROQUE, F. O., SETTELE, J., SIMAIKA, J. P., STORK, N. E., SUHLING, F., VORSTER, C., & SAMWAYS, M. J. (2020): Scientists' warning to humanity on insect extinctions. Biological Conservation 242: 108426.

EICHEL, S., & FARTMANN, T. (2008): Management of calcareous grasslands for Nickerl's fritillary (*Melitaea aurelia*) has to consider habitat requirements of the immature stages, isolation, and patch area. Journal of Insect Conservation 12: 677-688.

ELLENBERG, H., & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer; Stuttgart.

FAHRIG, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology and Systematics 34: 487-515.

FARTMANN, T. (2004): Die Schmetterlingsgemeinschaften der Halbtrockenrasen-Komplexe des Diemeltales. Biozönologie von Tagfaltern und Widderchen in einer alten Hudelandschaft. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 66 (1): 1-256.

FARTMANN, T. (2006a): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? Pp. 259-270 in: FARTMANN, T., & HERMANN, G. (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. Abhandlungen des Westfälischen Museums für Naturkunde 68 (3/4).

FARTMANN, T. (2006b): Oviposition preferences, adjacency of old woodland and isolation explain the distribution of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) in calcareous grasslands in central Germany. Annales Zoologici Fennici 43 (4): 335-347.

FARTMANN, T. (2017): Überleben in fragmentierten Landschaften – Grundlagen für den Schutz der Biodiversität Mitteleuropas in Zeiten des globalen Wandels. Naturschutz und Landschaftsplanung 49 (9): 277-282.

FARTMANN, T., JEDICKE, E., STUHLDREHER, G., & M. STREITBERGER (2021): Insektensterben in Mitteleuropa – Ausmaß, bestätigte Ursachen, erprobte Gegenmaßnahmen. Ulmer; Stuttgart (im Druck).

FARTMANN, T., KRÄMER, B., STELZNER, F., & PONIATOWSKI, D. (2012): Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. Ecological Indicators 20: 337-344.

FARTMANN, T., & MATTES, H. (1997): Heuschreckenfauna und Grünland – Bewirtschaftungsmaßnahmen und Biotopmanagement. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie 3: 179-188.

FARTMANN, T., & MATTES, H. (2003): Störungen als ökologischer Schlüsselfaktor beim Komma-Dickkopffalter (*Hesperia comma*). Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 65 (1/2), 131-148.

FARTMANN, T., PONIATOWSKI, D., STUHLDREHER, G., & STREITBERGER, M. (2019): Insektenrückgang und -schutz in den fragmentierten Landschaften Mitteleuropas. Natur und Landschaft 94 (6/7): 261-270.

FARTMANN, T. & D. REMY (2019) (Bearb.): 56. Naturschutz und Renaturierungsökologie. Pp.

1691-1720 in: Heinisch, J. J., & A. Paululat (Hrsg.): Campbell – Biologie. 11. deutsche Aufl. Pearson; Hamburg.

Fleischer, K., Streitberger, M., & Fartmann, T. (2013): The importance of disturbance for the conservation of a low-competitive herb in mesotrophic grasslands. Biologia 68: 398-403.

Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2007): Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. Global Ecology and Biogeography 16: 265-280.

Fumy, F., Löffler, F., Samways, M. J., & T. Fartmann (2020): Response of Orthoptera assemblages to environmental change in a low-mountain range differs among grassland types. Journal of Environmental Management 256: 109919.

García-Barros, E., & Fartmann, T. (2009): Butterfly oviposition: sites, behaviour and modes. Pp. 29-42 in: Settele, J., Shreeve, T.G., Konvička, M., & van Dyck, H. (Hrsg.): Ecology of butterflies in Europe. Cambridge University Press; Cambridge.

Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. AULA-Verlag; Wiebelsheim.

Gatter, W., & Mattes H. (2018): Vögel und Forstwirtschaft. Eine Dokumentation der Waldvogelwelt im Südwesten Deutschlands. Verlag Regionalkultur; Heidelberg.

Helbing, F., Cornils, N., Stuhldreher, G., & Fartmann, T. (2015): Populations of a shrub-feeding butterfly thrive after introduction of restorative shrub cutting on formerly abandoned calcareous grassland. Journal of Insect Conservation 19: 457-464.

Helbing F., Fartmann T., Löffler, F., & Poniatowski, D. (2017): Effects of local climate, landscape structure and habitat quality on leafhopper assemblages of acidic grasslands. Agriculture, Ecosystems & Environment 246: 94-101.

IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Service) (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn

Krämer, B., Poniatowski, D., & Fartmann, T. (2012): Effects of landscape and habitat quality on butterfly communities in pre-alpine calcareous grasslands. Biological Conservation 152: 253-261.

Kurze, S., Heinken, T., & Fartmann, T. (2018): Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. Oecologia 188: 1227-1237.

Löffler, F., & Fartmann, T. (2017): Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. Agriculture, Ecosystems and Environment 248: 71-81.

Münsch, T., Helbing, F., & Fartmann, T. (2019): Habitat quality determines patch occupancy of two specialist Lepidoptera species in well-connected grasslands. Journal of Insect Conservation 23: 247-258.

Newton, I. (2017): Farming and birds. William Collins; London.

Platts, P. J., Mason, S. C., Palmer, G., Hill, J. K., Oliver, T. H., Powney, G. D., Fox, R., & Thomas, C. D. (2019): Habitat availability explains variation in climate-driven range shifts across multiple taxonomic groups. Scientific Reports 9, Article 15039.

Poniatowski, D., & Fartmann, T. (2010): What determines the distribution of a flightless bush-cricket (*Metrioptera brachyptera*) in a fragmented landscape? Journal of Insect Conservation 14: 637-645.

Poniatowski, D., Löffler, F., Stuhldreher, G., Borchard, F., Krämer, B., & Fartmann, T. (2016): Functional connectivity as an indicator for patch occupancy in grassland specialists. Ecological Indicators 67: 735-742.

Poniatowski, D., Münsch, T., Helbing, F., & Fartmann, T. (2018a): Arealveränderungen mitteleuropäischer Heuschrecken als Folge des Klimawandels. Natur und Landschaft 93 (12): 553-561.

Poniatowski, D., Stuhldreher, G., Löffler, F., & Fartmann, T. (2018b): Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity. Biological Conservation 225: 237-244.

Poschlod, P. (2017): Geschichte der Kulturlandschaft. 2. Aufl. Ulmer; Stuttgart.

Powney, G. D., Carvell, C., Edwards, M., Morris, R. G. K., Roy, H. E., Woodcock, B. A., & N. J. B. Isaac (2019): Widespread losses of pollinating insects in Britain. Nature Communications 10, 1018.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J.,

Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sorlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., & Foley, J. A. (2009): A safe operating space for humanity. Nature 461: 472-475.

Salz, A., & Fartmann, T. (2009): Coastal dunes as important strongholds for the survival of the rare Niobe fritillary (*Argynnis niobe*). Journal of Insect Conservation 13: 643-654.

Salz, A., & T. Fartmann (2017): Larval-habitat preferences of a threatened butterfly species in heavy-metal grasslands. Journal of Insect Conservation 21: 129-136.

Samways, M. J., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C. S., Gaigher, R., Habel, J., Hallmann, C. A., Hill, M., Hochkirch, A., Kwak, M. L., Kaila, L., Maes, D., Mammola, S., Noriega, J. A., Orfinger, A. B., Pedraza, F., Pryke, J. S., Roque, F. O., Settele, J., Simaika, J. P., Stork, N. E., Suhling, F., Vorster, C., & Cardoso, P. (2020): Solutions for humanity on how to conserve insects. Biological Conservation 242: 108427.

Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. G. (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. Biological Conservation 232: 8-27.

Speight, M. R., Hunter, M. D., & Watt, A. D. (2008): Ecology of Insects. Concepts and Applica-tions. 2. Aufl. Wiley-Blackwell; Chichester.

Stork, N. E. (2018): How many species of insects and other terrestrial arthropods are there on Earth? Annual Review of Entomology, 63, 31-45.

Stoutjesdijk, P., & Barkman, J. J. (1992): Microclimate, Vegetation & Fauna. Opulus Press; Uppsala.

Streitberger, M., & Fartmann, T. (2015): Vegetation and climate determine ant-mound occupancy by a declining herbivorous insect in grasslands. Acta Oecologica 68: 43-49.

Streitberger, M., & Fartmann, T. (2016): Vegetation heterogeneity caused by an ecosystem engineer drives oviposition-site selection of a threatened grassland insect. Arthropod-Plant Interactions 10 (6): 545-555.

Streitberger, M., Ackermann, W., Fartmann, T., Kriegel., G., Ruff, A., Balzer, S., & Nehring, S. (2016): Strategien und Handlungskonzept für den Artenschutz in Deutschland unter Klimawandel. Naturschutz und Biologische Vielfalt 147: 1-367.

Streitberger, M., Schmidt, C., & Fartmann, T. (2017): Contrasting response of vascular plant and bryophyte species assemblages to a soil-disturbing ecosystem engineer in calcareous grasslands. Ecological Engineering 99: 391-399.

Stuhldreher, G., & Fartmann, T. (2014): When habitat management can be a bad thing - Effects of habitat quality, isolation and climate on a declining grassland butterfly. Journal of Insect Conservation 18: 965-979.

Stuhldreher, G., & Fartmann, T. (2018): Threatened grassland butterflies as indicators of microclimatic niches along an elevational gradient – Implications for conservation in times of climate change. Ecological Indicators 94: 83-98.

Termaat, T., van Strien, A. J., van Grunsven, R. H. A., Knijf, G. de, Bjelke, U., Burbach, K., Conze, K.-J., Goffart, P., Hepper, D., Kalkman, V. J., Motte, G., Prins, M. D., Prunier, F., Sparrow, D., van den Top, G. G., Vanappelghem, C., Winterholler, M., & Wallis De Vries, M. F. (2019): Distribution trends of European dragonflies under climate change. Diversity and Distributions 25: 936-950.

Wagner, D. L. (2020): Insect declines in the Anthropocene. Annual Review of Entomology, 65, 457-480.

Wallis De Vries M. F., & Bobbink B. (Hrsg.) (2017): Nitrogen deposition impacts and biodiversity in terrestrial ecosystems: mechanisms and perspectives. Biological Conservation 212: 387-496.

Westrich, P. (2018): Die Wildbienen Deutschlands. Ulmer; Stuttgart.

Prof. Dr. Thomas Fartmann
Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie
Universität Osnabrück
Barbarastraße 11
D-49076 Osnabrück
E-Mail: t.fartmann@uos.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Entomologie heute

Jahr/Year: 2021

Band/Volume: 32

Autor(en)/Author(s): Fartmann Thomas

Artikel/Article: Schutz der mitteleuropäischen Insektenfauna in Zeiten des globalen Wandels Conservation of Central European Insects in Times of Global Change 49-60