



Heuschreckenmonitoring in Niedersachsen

– Sachstandsbericht an den Niedersächsischen Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) –

Fördermittelgeber

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,
Küsten- und Naturschutz (NLWKN)
– Landesweiter Naturschutz –
Göttinger Chaussee 76a
30453 Hannover



Projektleitung

Dr. Jakob Fahr
Tel. 0511-3034-3219
E-Mail: jakob.fahr@nlwkn.niedersachsen.de



Niedersachsen

Fachbetreuung

Dr. Klaus Guido Leipelt
Tel.: 0511-3034-3257
E-Mail: klaus.leipelt@nlwkn.niedersachsen.de

Zuwendungsempfänger

Universität Osnabrück
Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie
Barbarastr. 11
49076 Osnabrück

Projektleitung

Prof. Dr. Thomas Fartmann
Tel. 0541-969-3551

Bearbeitung

Franz Löffler & Thomas Fartmann
Unter Mitarbeit von Jonas Brüggeshemke, Marco Drung, Max Freienstein, Steffen Kämpfer, Hannah Kalhoff, Lisa Holtmann & Marcel Kettermann

Titelseite

Magere Rinderweide im NSG Wümmeniederung mit Rodau, Wiedau und Trochelbach (Teilgebiet Voßberge): Lebensraum von Roesels Beißschrecke (*Roeseliana roeselii*), Gemeiner Dornschröcke (*Tetrix undulata*) und Verkanntem Grashüpfer (*Chorthippus mollis*) (Inlay von links nach rechts). Fotos: Franz Löffler (Rinderweide), Dominik Poniatowski (*R. roeselii*) und Thomas Fartmann (*T. undulata* und *C. mollis*.)

Heuschreckenmonitoring in Niedersachsen

– Sachstandsbericht an den Niedersächsischen Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) –

Osnabrück, den 18. Oktober 2024

Inhalt

1 Wissenschaftlicher Hintergrund	1
2 Material und Methoden	3
2.1 Forschungsdesign.....	3
2.2 Auswahl der Stichprobenflächen	3
2.3 Erfassung der Heuschrecken	6
2.4 Erfassung der Umweltparameter	8
2.5 Datenauswertung	9
3 Projektfortschritt und Zeitplan	9
4 Ergebnisse des Heuschreckenmonitoring	10
4.1 Arteninventar und Stetigkeiten	10
4.2 Unterschiede zwischen Normallandschaft und Schutzgebieten	13
4.3 Schlüsselfaktoren für die Heuschreckenfauna in der Normallandschaft.....	17
4.4 Heideschreckenmonitoring	19
5 Fazit	24
6 Literaturverzeichnis	29

1 Wissenschaftlicher Hintergrund

Der weltweite Rückgang der Biodiversität ist eine der größten gesellschaftlichen Herausforderungen der heutigen Zeit (Rockström et al., 2009; Cardinale et al., 2012). Gegenwärtig sind die globalen Aussterberaten von Pflanzen- und Tierarten tausendmal höher als es natürlicherweise der Fall wäre (De Vos et al., 2014). Entsprechend prognostizieren Forschende ein sechstes Massensterben, sollte diese Entwicklung wie bisher voranschreiten (Barnosky et al., 2011; McCallum 2015). Als Hauptverursacher des globalen Artensterbens wird der Mensch angesehen. Insbesondere Änderungen der Landnutzung haben erheblich zum Verlust der Artenvielfalt beigetragen (Foley et al., 2005; Fartmann et al., 2021). Darüber beeinflussen der Klimawandel und Stickstoffeinträge die Biodiversität Mitteleuropas in zunehmendem Maße (Essl & Rabitsch, 2013; Streitberger et al. 2016a, b; WallisDeVries & Bobbink, 2017; Kurze et al., 2018).

Mit der Industrialisierung zu Beginn des 19. Jahrhunderts und insbesondere seit den 1950er-Jahren setzte der massive Rückgang der Artenvielfalt in Mitteleuropa ein (Fartmann et al., 2021). Aufgrund der tiefgreifenden, anthropogen-bedingten Veränderungen vieler biologischer, geologischer und atmosphärischer Prozesse wurde vorgeschlagen, die jüngere Vergangenheit als eine neue geologische Epoche mit Beginn um 1950 anzusehen und als Anthropozän zu bezeichnen (Crutzen, 2002; Steffen et al., 2007, 2016; Zalasiewicz et al., 2015). In Mitteleuropa nimmt die Abnahme der Biodiversität und insbesondere das Insektensterben und der damit verbundene Verlust an Ökosystemdienstleistungen aktuell großen Raum in der öffentlichen Diskussion ein (Cardinale et al., 2012, Hallmann et al., 2017; Fartmann et al., 2021). Um die Entwicklung der Insektenbestände und zukünftig besser verstehen und quantifizieren zu können, wurde in Deutschland damit begonnen, ein Konzept für ein bundesweit standardisiertes Insektenmonitoring zu erarbeiten (BfN, 2021; Streitberger et al., 2024).

Insekten erfüllen zahlreiche ökologische Schlüsselfunktionen: Blütenbestäubende Insekten – wie Bienen, Schwebfliegen oder Schmetterlinge – haben beispielsweise durch die Bestäubung von Wild- und Kulturpflanzen eine große Bedeutung für die Funktionalität von Ökosystemen und leisten wichtige gesundheitliche und wirtschaftliche Dienstleistung für den Menschen (Biesmeijer et al., 2006; Klein et al., 2007; Abrol, 2012). Der volkswirtschaftliche Wert der landwirtschaftlichen Produktion, die direkt von der Bestäubung durch Insekten abhängt, wird für Deutschland auf 1,13 Mrd. € pro Jahr geschätzt (Leonhardt et al., 2013). Da der fortschreitende Rückgang der Insektendiversität und -biomasse sich kaskadenartig auf Organismen höherer Ebenen der Nahrungskette auswirkt, zieht er weitreichende ökologische Folgen nach sich (Fartmann et al., 2021). Besonders gut belegt ist der Zusammenhang zwischen abnehmender Insektenbiomasse und dem Rückgang insektivorer Vogelarten (Gatter, 2000; Jerrentrup et al., 2017; Newton, 2017; Gatter & Mattes, 2018). Ein charakteristisches Beispiel hierfür ist das Rebhuhn (*Perdix perdix*). Da bei dieser Vogelart ein direkter Zusammenhang zwischen der Insektenbiomasse nach dem Schlupf der Küken und der Populationsgröße im Folgejahr besteht (Potts, 1997), gibt es keine Zweifel, dass die starke Bestandsabnahme der Art im Zusammenhang mit einer geringeren Nahrungsverfügbarkeit infolge intensiver landwirtschaftlicher Nutzung besteht (Newton, 2017).

Heuschrecken reagieren sensibel auf Umweltveränderungen auf der Habitat- und teilweise Landschaftsebene (Fartmann, 2017, 2020; Fartmann et al., 2019). Eine Intensivierung der Landnutzung führt beispielsweise rasch zu einer Abnahme der Artenvielfalt, Abundanz und Biomasse

von Heuschrecken, sodass sie als Surrogat-Artengruppe für die Biodiversität im Grünland herangezogen werden können (BfN, 2021; Streitberger et al., 2024). So sind nach Sauberer et al. (2004) bei Heuschrecken nach Veränderung der Umweltbedingungen sehr ähnliche Reaktionsmuster wie bei Schnecken, Spinnen, Ameisen und Laufkäfern zu erwarten. Allan et al. (2014) konnten zudem nachweisen, dass Heuschrecken ähnlich stark negativ auf eine Intensivierung der Grünlandnutzung reagieren wie Spinnen und Schmetterlinge. Im Vergleich zu vielen anderen indikatorisch bedeutsamen Taxa, inklusive der zuvor genannten Artengruppen, lassen sie sich aber auch anhand lebender Tiere leicht bestimmen und mit relativ geringem Zeitaufwand standardisiert erfassen (z.B. Poniatowski & Fartmann, 2008; Fartmann et al., 2012; Helbing et al., 2014; Löffler & Fartmann, 2017; Fischer et al., 2020; Fartmann et al., 2024). Darüber hinaus gelten Heuschrecken als Schlüsselorganismen in Grünlandökosystemen (Samways, 2005), da sie bei hoher Abundanz eine wichtige Nahrungsquelle für Wirbeltiere – insbesondere für viele Vogelarten – darstellen (z.B. Belovsky & Slade, 1993; Hebda et al., 2019; González del Potillo et al., 2020). Nach Ingrisich & Köhler (1998) können Heuschrecken bei mindestens 38 mitteleuropäischen Vogelarten (z. B.: Neuntöter, Weißstorch) eine entscheidende Rolle als Nahrung der Jung- und/oder Altvögel spielen. Anhand standardisierter Monitoringdaten zur Heuschreckenfauna können daher unter Umständen auch Zusammenhänge zur Bestandssituation anderer Artengruppen hergestellt werden.

Im durch den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) geförderten Projekt „Heuschreckenmonitoring in Niedersachsen“ werden seit dem Jahr 2022 standardisierte Daten zum Vorkommen und zur Individuendichte von Heuschrecken auf repräsentativen Stichprobenflächen (SPF) im Grünland erfasst. Zum einen wurden von 2022 bis 2024 jährlich Daten zur Heuschreckenfauna auf den 31 niedersächsischen SPF des bundesweiten Grundprogramms erhoben. Um landesweit repräsentative Aussagen zu generieren, wurden darüber hinaus in Niedersachsen 2023 und 2024 insgesamt je 52 weitere SPF untersucht. Um langfristig Aussagen über den Zustand und die Entwicklung der Heuschreckenfauna in der Normallandschaft und in Schutzgebieten treffen zu können, wurden dazu sowohl Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) als auch landeseigene Naturschutzflächen (LNF) ausgewählt. Weiterhin umfasst das Vorhaben das Monitoring der vier bekannten Populationen der Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*) auf jährlich insgesamt 16 SPF (jeweils vier pro Population). Das Bundesland Niedersachsen hat eine besondere Verantwortung für die Erhaltung der Heideschrecke, da es – gemeinsam mit Sachsen-Anhalt – die mit Abstand größten Bestände der Heideschrecke in Deutschland aufweist (Fischer et al., 2020). Mit dem hier vorgelegten Sachstandsbericht werden die bisherigen Ergebnisse des niedersächsischen Heuschreckenmonitorings im Grünland der Normallandschaft und des Heideschreckenmonitorings zusammengefasst. Ziel der Auswertungen war es, den gegenwärtigen Zustand der Heuschreckenfauna mit den vorherrschenden Umweltbedingungen in Verbindung zu bringen. Der Fokus der Auswertungen wurde dabei zum einen auf den Vergleich zwischen SPF in der Normallandschaft und Landesnaturschutzflächen gelegt. Zum anderen wurden anhand statistischer Modellierungen der 2023 erhobenen Daten Schlüsselfaktoren ermittelt, die den Arten- und Individuenreichtum der Heuschreckenfauna im Grünland der Normallandschaft (d.h. SPF des Grundprogramms und der landesweiten Vertiefungsstichprobe) beeinflussen. Mit dem Monitoring der Populationen der Heideschrecke in der Lüneburger Heide wurde die Grundlage gelegt, die Bestände der bundesweit vom Aussterben bedrohten Art langfristig zu überwachen und Maßnahmen für das Management der Art abzuleiten.

2 Material und Methoden

2.1 Forschungsdesign

Das Forschungsprojekt umfasst insgesamt drei Bausteine des Heuschreckenmonitorings in Niedersachsen: 1. das Monitoring auf den 31 SPF des bundesweiten Grundprogramms (2022–2024; nachfolgend als „Bundesstichprobe“ bezeichnet). 2. das Monitoring auf insgesamt 52 weiteren SPF zur Generierung landesweit repräsentativer Aussagen zur Heuschreckenfauna in der Gesamtlandschaft und in Schutzgebieten (2023–2024; nachfolgend als „Vertiefungsstichprobe“ bezeichnet) und 3. das Monitoring der Populationen der Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*) auf 16 SPF (2022–2024; nachfolgend als „Heideschreckenmonitoring“ bezeichnet). Eine Übersicht über die Flächenkulisse ist Abb. 1 zu entnehmen. Die Erfassung der Heuschrecken (Kap. 2.3) und Umweltparameter (Kap. 2.4) orientiert sich an den Vorgaben des bundesweiten Methodenleitfadens zum Insektenmonitoring (Säule 1B, Monitoring häufiger Insekten/Heuschrecken im Grünland, BfN 2021). Das Heideschreckenmonitoring ist angelehnt an die Säule 2b des bundesweiten Leitfadens zum Insektenmonitoring, welche das Monitoring seltener Insekten beinhaltet. Beim Heideschreckenmonitoring in Niedersachsen werden dabei in den ausgewählten SPF neben den Vorkommen der Heideschrecke auch die Bestände der anderen Heuschreckenarten erfasst.

2.2 Auswahl der Stichprobenflächen

Bundesstichprobe

Die niedersächsischen SPF des Grundprogramms beinhalten 31 Grünlandflächen (Stand 2022) innerhalb der bundesweit repräsentativen Stichproben zum Biodiversitätsmonitoring in der Normallandschaft (Abb. 1; BfN, 2021; Züghart et al., 2020). Die Erfassung der Heuschrecken in den SPF erfolgt in einem 2.500 m² großen (i. d. R. quadratischen, also 50 m × 50 m messenden) Bereich der ausgewählten Grünland-Bewirtschaftungseinheit (dieser Bereich wird im Folgenden als „Plot“ bezeichnet). Die Auswahl und Lage der Plots erfolgte gemäß den Vorgaben des bundesweiten Methodenleitfadens zum Insektenmonitoring (Säule 1B, Monitoring häufiger Insekten/Heuschrecken im Grünland, BfN, 2021). Die Heuschreckenfauna in den 31 Plots des Grundprogramm wurde schon 2020 und 2021 im Rahmen des durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhabens (F+E): „Bundesweites Insektenmonitoring Pilotphase“ erfasst. Mit dem Heuschreckenmonitoring in Niedersachsen wurden diese Erfassungen fortgeführt.

Vertiefungsstichprobe

Da die SPF des Grundprogramms nur für bundesweite Auswertungen repräsentativ sind, wurden durch den NLWKN zur landesweiten Dokumentation der Heuschreckenfauna in Niedersachsen 52 zusätzliche SPF im Grünland ausgewählt, die sich über alle biogeographischen Großregionen des Landes verteilen (Abb. 1). Diese umfassen zum einen 11 SPF zur Erweiterung des Grundprogramms, d.h. zur besseren Abdeckung des stärker kontinental getönten Südostens von Niedersachsen. Zum anderen wurden 15 SPF innerhalb der niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) ausgewählt. Beide Flächentypen repräsentieren das Grünland in der Nor-

mallandschaft (Abb. 2) und können gemeinsam mit der Bundesstichprobe dazu dienen, den Wissensstand über den allgemeinen Zustand und die Entwicklung der Heuschreckenbestände in Niedersachsen zu verbessern. Um darüber hinaus langfristig repräsentative Aussagen über die Heuschreckenfauna in Schutzgebieten treffen zu können wurden die SPF des Grundprogramms bzw. der BDF mit 22 SPF innerhalb der landeseigenen Naturschutzflächen gepaart (Abb. 1, Abb. 3). Darüber hinaus wurden 4 zusätzliche SPF außerhalb von Schutzgebieten ausgewählt, die als Triple mit BDF innerhalb von Schutzgebieten und LNF angeordnet wurden und für den Vergleich dieser drei Proneflächenkategorien dienen sollen.

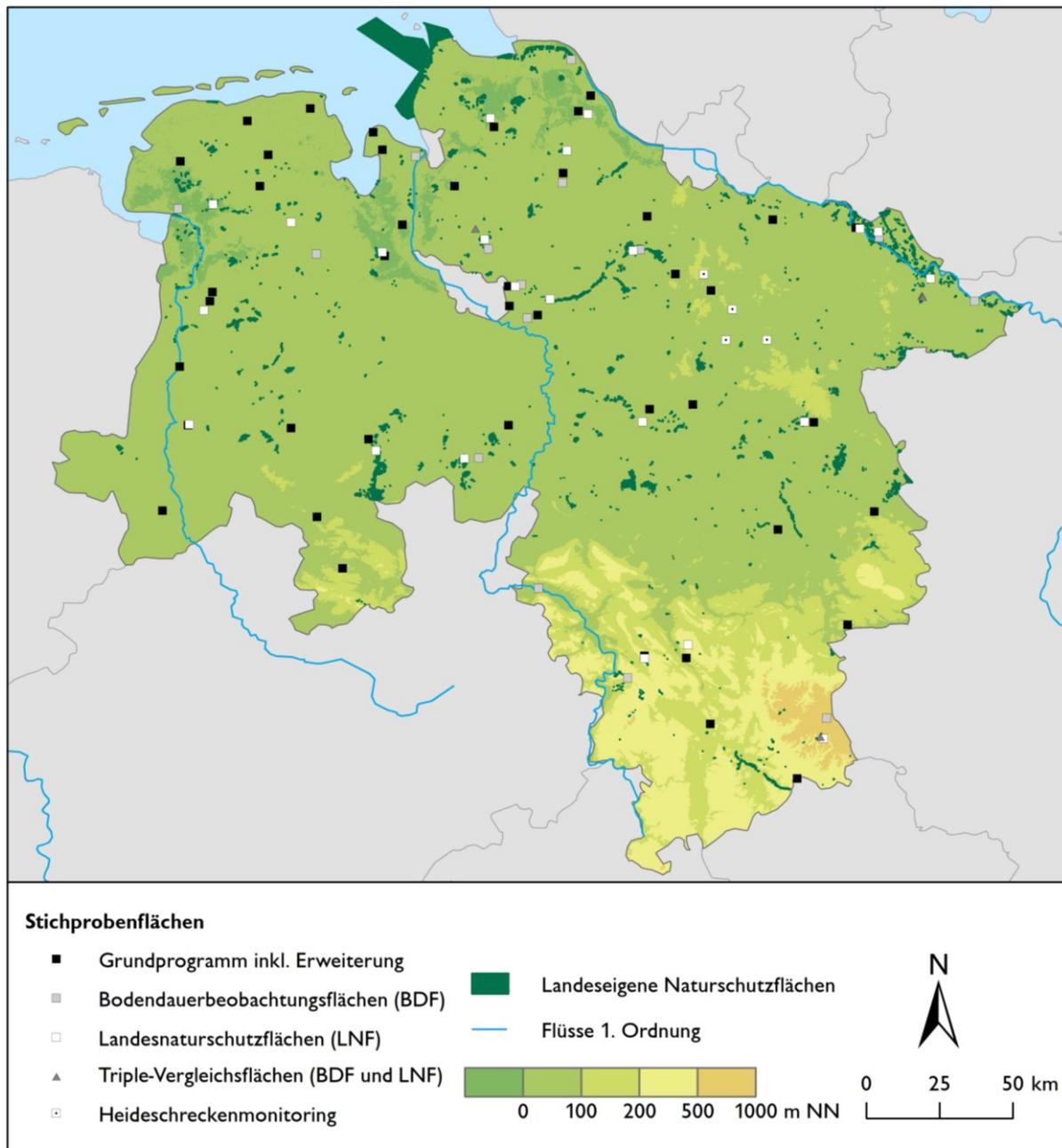


Abb. 1: Übersicht über die Stichprobenflächen in Niedersachsen.



Abb. 2: Produktives Silage-Grünland (im Bild BDF 068/Kreis Rotenburg) weist infolge der sehr hohen Nutzungsintensität meist nur sehr geringe Heuschreckenartenzahlen und -abundanzen auf (Foto: F. Löffler).



Abb. 3: Magergrünland, im Bild eine Extensivweide im NSG Wümmeniederung mit Rodau, Wiedau und Trochelbach/Kreis Rotenburg, ist heute häufig auf Schutzgebiete beschränkt. Derartige Lebensräume weisen aufgrund ihrer heterogenen Struktur eine deutlich höhere Habitatqualität für Heuschrecken auf (Foto: F. Löffler).

Heideschreckenmonitoring

Die niedersächsischen Vorkommen der Heideschrecken verteilen sich auf vier Teilgebiete: Die Heideschrecke weist große Populationen auf dem Truppenübungsplatz (TÜP) Munster-Süd und dem Rheinmetall-Schießplatz Unterlüß auf (Fischer et al., 2020). Darüber hinaus ist Mitte der 2010er-Jahre eine Ansiedlung im NSG Lüneburger Heide und seit 2018 auf dem TÜP Munster-Nord durchgeführt worden (Fuhrmann, 2018, 2021) (Abb. 1). Im NSG Lüneburger Heide konnten bis 2021 noch einzelne Individuen der Heideschrecke nachgewiesen werden (Mertens mdl. Mitteilung). Angaben über den Fortbestand der Heideschrecke auf TÜP Munster-Nord waren bisher unzureichend dokumentiert (Fuhrmann, mdl. Mitt.). Da bisher keine standardisierten Daten zu den niedersächsischen Vorkommen der Heideschrecke erhoben wurden, wurden im Rahmen dieses Vorhabens jeweils vier zufällig ausgewählte SPF – insgesamt also 16 SPF – innerhalb des Verbreitungsgebiets der Art in den vier Teilgebieten ausgewählt, in denen seit 2022 jährlich Daten zu der Häufigkeit der Heideschrecke und ihrer Begleitarten erhoben werden. Die SPF sind jeweils durch eine homogene Habitatstruktur gekennzeichnet und weisen einen Mindestabstand von 20 m zueinander auf (vgl. Fartmann et al., 2012).

2.3 Erfassung der Heuschrecken

Die Heuschreckenerfassung innerhalb der Plots in den SPF der drei Monitoringbausteine (Grundprogramm, Vertiefungsprogramm, Heideschreckenmonitoring) erfolgte mit Hilfe eines Isolationsquadrats (IQ) (Abb. 4), das eine Grundfläche von 2 m² und eine Höhe von 80 cm hat (Ingrisch & Köhler, 1998; Löffler & Fartmann, 2017; Fartmann et al., 2024). Nach Ingrisch & Köhler (1998) ist der Einsatz des IQ die effizienteste Methode zur quantitativen Heuschreckenerfassung. Die Erfassungen in den Jahren 2022 und 2023 fanden zwischen Mitte Juli und Anfang September statt. Innerhalb der Plots wurde das IQ insgesamt 15-mal aufgesetzt, sodass in jeder SPF eine Fläche von 30 m² beprobt wird (BfN, 2021). Die Würfe sollten jeweils mindestens 10 m voneinander entfernt durchgeführt werden. Mit dieser Vorgehensweise, die in vorangegangenen Untersuchungen in verschiedenen Offenlandlebensräumen erfolgreich angewandt wurde, lässt sich das Artenspektrum nahezu vollständig erfassen (Fartmann et al. 2012; Löffler & Fartmann 2017; Fartmann et al., 2024). Bei Sonnenschein wurde das IQ stets mit Blickrichtung zur Sonne aufgesetzt, um Schattenwurf und eine mögliche Flucht der Heuschrecken zu vermeiden. Nach dem Aufsetzen des IQ wurden alle Individuen auf Artniveau bestimmt und für jeden Wurf quantitativ erfasst. Zudem wurde stets zwischen Larve und Imago unterschieden. Ergänzend werden alle innerhalb der SPF vorkommenden Vegetationsstrukturen insgesamt ca. 10 min lang durch Sichtbeobachtung, Verhören und Keschern nach weiteren Arten abgesucht (Abb. 5). Letzteres entfällt beim Heideschreckenmonitoring. Die Bestimmung und Nomenklatur basieren auf Fischer et al. (2020). Zu weiteren methodischen Details siehe BfN (2021). Als abhängige Variable in den statistischen Auswertungen der in diesem Bericht zusammengefassten Ergebnisse dienen die Artenzahlen und Abundanzen (Imagines/10 m² bzw. 30 m²) (Tab. 1). Für zukünftige Auswertungen können anhand der erhobenen Daten auch die Biomasse sowie weitere ökologische Kennwerte – z.B. *Species Temperature Index (STI)* und *Species Farmland Index (SFI)* – als weitere Größen für statistische Analysen herangezogen werden (Löffler et al., 2019; Poniatowski et al. 2020; Poniatowski et al., 2024a, b).



Abb. 4: Die Heuschreckenerfassung mittels Isolationsquadrat ist die effizienteste Methode zur quantitativen Heuschreckenerfassung im Grünland. Für das Monitoring von Heuschrecken im Grünland sollte in jeder SPF eine Fläche von 30 m² beprobt werden (Foto: L. Holtmann).



Abb. 5: Um auch Heuschreckenarten zu erfassen, die nur in sehr geringer Dichte vorkommen, wird in den SPF ergänzend eine qualitative Nachsuche durchgeführt. Streifkescherfänge dienen dabei beispielsweise dazu, Heuschreckenarten nachzuweisen, die nur in bestimmten Strukturen der Plots vorkommen (Foto: D. Poniatowski).

2.4 Erfassung der Umweltparameter

Für alle Monitoring-Bausteine wurden sowohl auf der Landschafts- als auch Habitatebene umfangreiche Erhebungen von Umweltparametern durchgeführt (Tab. 1). Dies geschah im Gelände und GIS-Auswertungen. Die ausgewählten Parameter zählen nach gegenwärtigem Kenntnisstand zu den wichtigsten Einflussgrößen bezüglich des Artenreichtums und der Abundanz von Heuschrecken in Offenland-Lebensräumen. Die Auswahl der Umweltparameter entspricht den Empfehlungen des Methodenleitfadens zum bundesweiten Insektenmonitoring (BfN, 2021). Ergänzende Information können den in der Tabelle genannten Quellen entnommen werden.

Tab. 1: Übersicht über die im Rahmen des Heuschreckenmonitorings betrachteten Umweltparameter. BS = Bundesstichprobe, VS = Vertiefungsstichprobe, HS = Heideschreckenmonitoring.

Parameter	Methode	BS/VS	HSM
Abhängige Variablen			
Artenzahl	.	x	x
Abundanz ¹	.	x	x
Unabhängige Variablen			
Jahresmitteltemperatur [°C]	Rasterdaten des Deutschen Wetterdienstes	x	x
Jahresniederschlag [mm]	Rasterdaten des Deutschen Wetterdienstes	x	x
Meereshöhe [m NN]	Digitales Geländemodell	x	x
Landschaftsdiversität [H'] (250 m)	Shannon-Index, Basis: DLM ATKIS (Fartmann et al., 2018)	x	x
Biotoptypen [%] (Radius: 250 m)	Basis DLM ATKIS		
Acker	.	x	x
Grünland	.	x	x
Wald & Gebüsch	.	x	x
Siedlungs-/Verkehrsfläche	.	x	x
Wasser-/Marschfläche	.	x	x
Heide/ Moor / Sumpf	.	x	
Naturschutzgebiete [%]	Shape-Datei des BfN	x	x
Habitatqualität			
Grünlandtyp	von Drachenfels (2021)	x	.
Habitattyp	von Drachenfels (2021)	.	x
Nutzungsart	Kategorial: Wiese, Weide, Mähweide, Sommerbrand, Winterbrand, Brache	x	x
Entfernung nächste Brandfläche [m]	Ausmessen auf Luftbild	.	x
Entfernung nächster Weg [m]	Ausmessen auf Luftbild		x
Nutzungsintensität	Schwieder et al. (2022) bzw. kategorial	x	x
Deckung [%]			
Strauchschicht	Fartmann et al. (2012); Löffler & Fartmann (2017)	x	x
Feldschicht	Fartmann et al. (2012); Löffler & Fartmann (2017)	x	x
Gräser	Fartmann et al. (2012); Löffler & Fartmann (2017)	x	x
Kräuter	Fartmann et al. (2012); Löffler & Fartmann (2017)	x	x
Ericaceen	Fartmann et al. (2012); Löffler & Fartmann (2017)	x	x
Kryptogamen	Fartmann et al. (2012); Löffler & Fartmann (2017)	x	x
Streuschicht	Fartmann et al. (2012); Löffler & Fartmann (2017)	x	x
Offenboden	Fartmann et al. (2012); Löffler & Fartmann (2017)	x	x
Vegetationshöhe [cm]	Fartmann et al. (2012); Löffler & Fartmann (2017)	x	x
Streuschichthöhe [cm]	Fartmann et al. (2012); Löffler & Fartmann (2017)	x	x

2.5 Datenauswertung

Für den Vergleich zwischen Landesnaturschutzflächen und gepaarten Stichprobenflächen (SPF) in der Normallandschaft wurde ein komparativer Ansatz gewählt. Im Fall von normalverteilten Daten wurden parametrische statistische Verfahren¹ (im Fall von nicht normalverteilten Daten nichtparametrische Tests²) angewandt. Statistische Unterschiede zwischen zwei gepaarten SPF wurden demnach mit gepaartem t-Test¹ bzw. Wilcoxon-Test² ermittelt. Für den Triple-Vergleich wurden statistische Unterschiede zwischen den genesteten SPF innerhalb drei Vergleichsgruppen mittels *RM ANOVA*¹ bzw. *RM ANOVA on Ranks*² analysiert.

Um statistische Zusammenhänge zwischen abhängigen Variablen (z. B. Artenzahlen) und unabhängigen Variablen (Umweltparameter) in den SPF in der niedersächsischen Normallandschaft herzustellen, wurden multivariate generalisierte lineare Modelle (GLM) angewandt (*glm*-Funktion, R Paket: *lme4*) (Helbing et al., 2017; Löffler & Fartmann, 2017). Zur Vermeidung von Multikollinearität in den Modellen wurden unabhängige Variablen zuvor auf Interkorrelationen überprüft (Dormann et al., 2013). Stark interkorrelierte Variablen ($|r_s| > 0,5$) wurden von den GLM-Analysen ausgeschlossen. Alle unabhängigen Variablen vor der Berechnung der GLM standardisiert. Um die wichtigsten Einflussgrößen zu ermitteln, wurden in der GLM-Analyse alle möglichen Kombinationen der beprobten Umweltparameter getestet, welche sich zunächst in den Ergebnissen verschiedener Teilmodelle widerspiegeln. Diese wurden auf der Grundlage des Akaike-Informationskriteriums für kleine Stichprobengrößen (AICc) (*dredge*-Funktion, R-Paket *MuMIn*) eingestuft. Anschließend wurden die besten Teilmodelle ($\Delta AICc < 2$) mittels Modellmitteilung (= *model averaging*) für die Ergebnisdarstellung verrechnet (Grueber et al., 2011).

Um Unterschiede bezüglich der Abundanz der Heideschrecke bzw. der vorherrschenden Umweltfaktoren zwischen den untersuchten Teilgebieten zu ermitteln, wurden univariate generalisierte lineare gemischte Modelle (GLMM) mit dem Untersuchungsjahr als Zufallsfaktor angewandt. Paarweise Unterschiede zwischen den Vegetationstypen wurden durch Anwendung von Tukey-Kontrast-Tests ermittelt (*glht*-Funktion, R-Paket *multcomp*).

Alle statistischen Analysen wurden mit der frei verfügbaren Statistiksoftware R 4.4.0 durchgeführt.

3 Projektfortschritt und Zeitplan

Das Projekt hat eine Laufzeit von 29 Monaten (01.09.2022 bis 31.12.2024). Es beinhaltet folgende Arbeitsschritte: 1. Vorbereitung der Untersuchungen (inklusive Auswahl der SPF für die Vertiefungsstichprobe), 2. Durchführung des Monitorings, 3. Datenanalyse und 4. Projektmanagement. Der zeitliche Ablauf der einzelnen Arbeitsschritte ist detailliert in Tab. 2 dargestellt. Mit der Auswahl der SPF wurde der Grundstein für ein standardisiertes Heuschreckenmonitoring in Niedersachsen gelegt. Bis zum jetzigen Zeitpunkt konnte die Datenaufnahme auf allen SPF erfolgreich durchgeführt werden. Die Digitalisierung der Felddaten ist fast vollständig abgeschlossen. Die Daten aus den Jahren 2022 und 2023 wurden statistisch analysiert und bilden das Grundgerüst für die Ergebnisse des vorliegenden Sachstandberichtes. Diese werden bis zum Ende der Projektlaufzeit durch die Einbeziehung der Daten aus dem Untersuchungsjahr 2024 ergänzt.

Tab. 2: Arbeits- und Zeitplan des niedersächsischen Heuschreckenmonitorings auf Basis von Quartalen.

Arbeitsschritte	2022		2023				2024			
	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
1. Vorbereitung der Untersuchungen										
Endauswahl Stichprobenflächen	■	■								
Vorbereitung der Erhebungsunterlagen	■									
2. Durchführung des Monitorings										
3. Datenanalyse		■			■	■			■	■
4. Projektmanagement										
Projektleitung	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Öffentlichkeitsarbeit (Homepage, Vorträge usw.)	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Zwischen- und Endberichte										■

4 Ergebnisse des Heuschreckenmonitorings

4.1 Arteninventar und Stetigkeiten

Auf den SPF des niedersächsischen Heuschreckenmonitorings im Grünland wurden im Jahr 2023 insgesamt 28 Arten nachgewiesen (Tab. 3). Dies entspricht mehr als der Hälfte der in Niedersachsen vorkommenden Heuschreckenarten. Acht der nachgewiesenen Arten sind einer Gefährdungskategorie der aktuellen bundesweiten Rote Liste zugeordnet (Poniatowski et al., 2024a). Im Mittel konnten in den SPF sechs Arten (Min.-Max.: 0–11) mit einer durchschnittlichen Gesamtindividuedichte von 16 Imagines/10 m² (Min.-Max.: 0–84) nachgewiesen werden. Der durchschnittliche Anteil gefährdeter Arten (inkl. Vorwarnliste) in den SPF lag dabei bei weniger als einer Art (Min.-Max.: 0–3) mit einer gemittelten Individuedichte von 0,4 Imagines/10 m² (Min.-Max.: 0–24).

Zu den in allen SPF am häufigsten nachgewiesenen Arten zählten: *Chorthippus biguttulus* (Stetigkeit: 76 %) *Chorthippus albomarginatus* (67 %, Abb. 6), *Chorthippus dorsatus* (60 %), *Roeseliana roeselii* (58 %) und *Pseudochorthippus parallelus* (55 %). Bei diesen Arten handelt es sich ausnahmslos um Habitatgeneralisten, die in der Lage sind eine Vielzahl von Habitaten zu besiedeln. Mit Ausnahme von *P. parallelus* weisen diese Arten zudem eine hohe Mobilität auf. Bundesweit gefährdete Arten konnten hingegen zumeist nur in sehr geringer Stetigkeit nachgewiesen werden. Auch Habitatspezialisten kamen im Allgemeinen nur in geringer Stetigkeit vor. Dabei traten *Stethophyma grossum* (29 %) und *Conocephalus dorsalis* (18 %) als charakteristische Arten des Feuchtgrünlandes und *Chorthippus mollis* (28 %) als typischer Vertreter des trockenen Magergrünlands unter den Spezialisten noch am häufigsten auf (Fischer et al. 2020). Bei vergleichender Betrachtung der gepaarten SPF in der Normallandschaft und auf Landesnaturschutzflächen fällt auf, dass die meisten Arten in letztgenannten in höherer Stetigkeit vertreten waren.

Chorthippus mollis, *Conocephalus fuscus*, *Oedipoda caerulea*, *Leptophyes punctatissima* und *Omocestus haemorrhoidalis* waren die fünf Arten mit dem höchsten Temperatur Index (STI). *Decticus verrucivorus* (Abb. 7), *Pseudochorthippus montanus*, *Stenobothrus lineatus*, *Omocestus viridulus* und *Tettigonia cantans* wiesen die höchsten Werte bezüglich des Farmland-Indexes (SFI) auf.

Tab. 3: Stetigkeit der 2023 auf den SPF des niedersächsischen Heuschreckenmonitorings (N = 83) nachgewiesenen Arten: gesamt (N= 83) sowie gepaarte Landesnaturschutzflächen (LNF) und Stichprobenflächen in der Normallandschaft (NL) (je N = 22). Gefährdung gemäß der bundesweiten Roten Liste (RL) der Heuschrecken (Poniatowski et al. 2024). Angaben zum Temperaturindex (STI), Farmland Index (SFI), Habitatspezifität und Mobilität richten sich nach Poniatowski et al. (2020).

Art	Stetigkeit (%)			RL	STI (°C)	SFI (%)	Habitat- spezifität	Mobili- tät
	Gesamt (N=83)	LNF (N=22)	NL (N=22)					
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	67	68	82	.	14,79	17,32	Generalist	Hoch
<i>Chorthippus apricarius</i>	7	14	10	V	14,89	16,65	Generalist	Gering
<i>Chorthippus biguttulus</i>	76	91	73	.	14,74	18,60	Generalist	Hoch
<i>Chorthippus brunneus</i>	12	18	14	.	14,76	18,99	Generalist	Hoch
<i>Chorthippus dorsatus</i>	60	68	55	.	14,84	19,70	Generalist	Hoch
<i>Chorthippus mollis</i>	28	36	27	.	15,12	16,43	Spezialist	Hoch
<i>Chrysochraon dispar</i>	10	14	9	.	14,88	20,51	Generalist	Hoch
<i>Conocephalus dorsalis</i>	18	32	-	.	14,91	16,41	Spezialist	Gering
<i>Conocephalus fuscus</i>	14	5	14	.	15,11	18,67	Generalist	Hoch
<i>Decticus verrucivorus</i>	1	-	-	3	14,44	28,08	Spezialist	Gering
<i>Leptophyes punctatissima</i>	1	-	-	.	15,06	15,79	Generalist	Gering
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	2	5	-	V	14,77	19,83	Spezialist	Gering
<i>Oedipoda caerulea</i>	1	-	-	.	15,18	17,73	Spezialist	Hoch
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	2	5	-	3	15,05	19,45	Spezialist	Gering
<i>Omocestus viridulus</i>	8	18	-	V	14,54,	21,21	Generalist	Gering
<i>Phaneroptera falcata</i>	5	5	5	.	15,03	17,84	Generalist	Hoch
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	1	-	-	.	14,77	18,85	Generalist	Gering
<i>Pseudochorth. montanus</i>	1	5	-	3	14,64	21,82	Spezialist	Gering
<i>Pseudochorth. parallelus</i>	55	68	45	.	14,74	18,56	Generalist	Gering
<i>Roeseliana roeselii</i>	58	59	41	.	14,74	18,70	Generalist	Hoch
<i>Stenobothrus lineatus</i>	2	-	5	.	14,72	21,86	Spezialist	Hoch
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	2	-	-	3	14,58	20,66	Spezialist	Gering
<i>Stethophyma grossum</i>	29	27	23	.	14,75	20,32	Spezialist	Hoch
<i>Tetrix subulata</i>	7	-	-	.	14,85	18,56	Spezialist	Hoch
<i>Tetrix tenuicornis</i>	2	-	5	V	14,81	19,58	Spezialist	Gering
<i>Tetrix undulata</i>	11	23	10	.	14,76	18,67	Generalist	Gering
<i>Tettigonia cantans</i>	4	5	5	.	14,41	21,01	Generalist	Gering
<i>Tettigonia viridissima</i>	13	10	14	.	14,82	18,21	Generalist	Hoch



Abb. 6: Der Weißbrandige Grashüpfer (*Chorthippus albomarginatus*) konnte in mehr als zwei Drittel der SPF der niedersächsischen Monitoringkulisse nachgewiesen werden. Die Art kommt auch regelmäßig in intensiv genutzten Flächen vor und zählte folglich zu den häufigsten Arten im Grünland der Normallandschaft (Foto: D. Poniatowski).

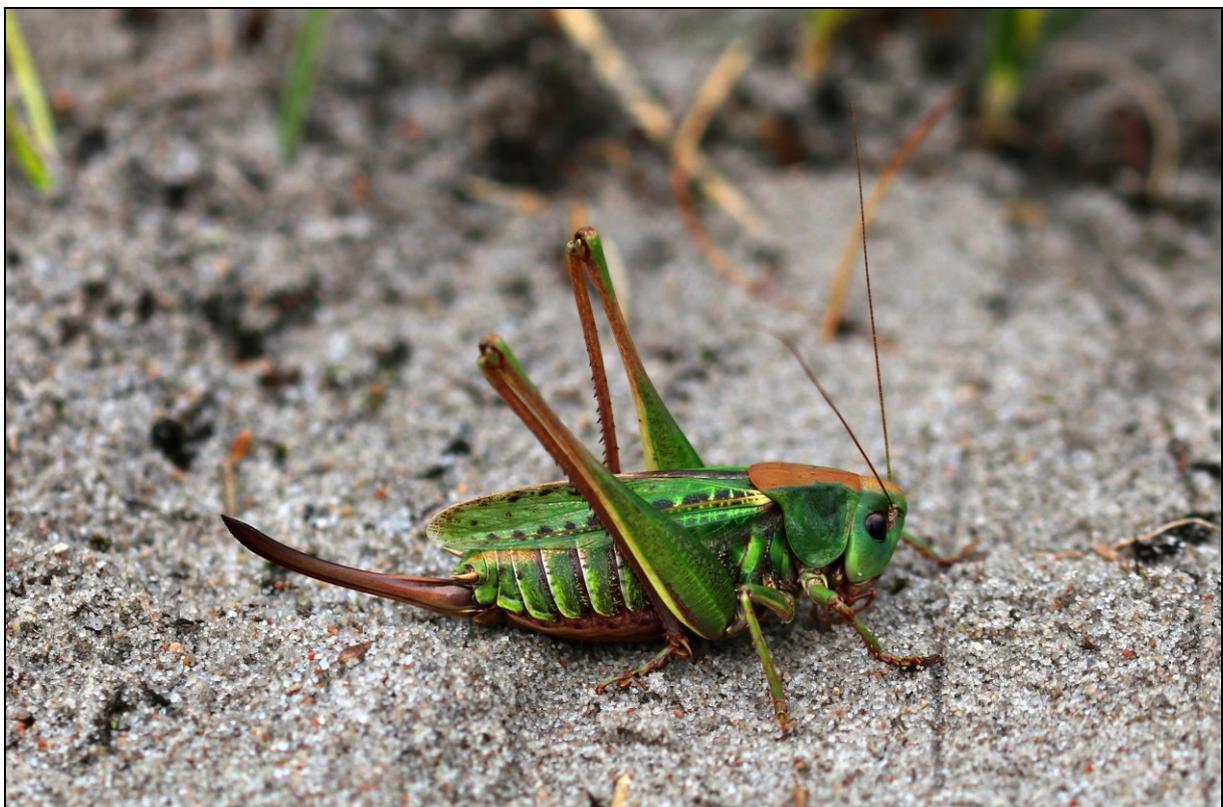


Abb. 7: Der Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*) ist ein sehr guter Indikator für extensive Landnutzung. Er ist auf das großflächige Vorkommen heterogener Offenlandhabitats angewiesen und ist bundesweit gefährdet. Die Art konnte 2023 in einer SPF der Monitoringkulisse nachgewiesen werden (Foto: F. Löffler).

4.2 Unterschiede zwischen Normallandschaft und Schutzgebieten

In den Landesnaturschutzflächen konnten signifikant höhere Artenzahlen und Abundanzen nachgewiesen werden als in den SPF der Normallandschaft (Abb. 9). Dies gilt sowohl für die Betrachtung aller Arten als auch für die der Habitatspezialisten. Insbesondere die Abundanz der Spezialisten war in der Normallandschaft um ein Vielfaches geringer. Zwar konnten für die Habitatgeneralisten in den Landesnaturschutzflächen ebenfalls höhere Artenzahlen festgestellt werden, jedoch unterschied sich die Abundanz der Generalisten dort nicht von den SPF in der Normallandschaft. Bezüglich der Umweltparameter zeichneten sich die Landesnaturschutzflächen und SPF in der Normallandschaft auf der Landschaftsebene im Allgemeinen durch ähnliche Umweltbedingungen aus. Erstere wiesen lediglich einen höheren Anteil an Schutzgebieten sowie Heide-, Moor- und Sumpfflächen im Umkreis der Plots auf (Tab. 4). Auf Habitatebene konnten hingegen deutliche Unterschiede zwischen den beiden Flächentypen festgestellt werden. Landesnaturschutzflächen waren demnach durch einen höheren Anteil an Kräutern und Moosen gekennzeichnet, die heterogene Habitatbedingungen im Grünland anzeigen (Abb. 8). Im Gegensatz dazu wiesen die SPF in der Normallandschaft infolge intensiverer Nutzung eine höhere Gräserdeckung auf, die auf eine eher homogene Habitatstruktur hinweist. Der Triple-Vergleich von Landesnaturschutzflächen, SPF in sonstigen Schutzgebieten und solchen in der Normallandschaft erbrachte kaum statistische Unterschiede. Lediglich der Anteil an Schutzgebieten war im Umkreis in den Plots der Landesnaturschutzflächen und sonstigen Schutzgebieten erwartungsgemäß höher als in denen der Normallandschaft (Tab. 5). Der Vergleich basierte jedoch auf einer sehr geringen Stichprobengröße und hat daher nur eine stark begrenzte statistische Aussagekraft.



Abb. 8: Extensivgrünland (im Bild eine magere Weide im Emsland) zeichnet sich durch einen hohen Kräuteranteil und eine heterogene Habitatstruktur aus. Da ihre Entwicklungsstadien unterschiedliche Habitatansprüche besitzen, sind viele Heuschreckenarten auf eine hohe Habitatheterogenität angewiesen (Foto: T. Fartmann).

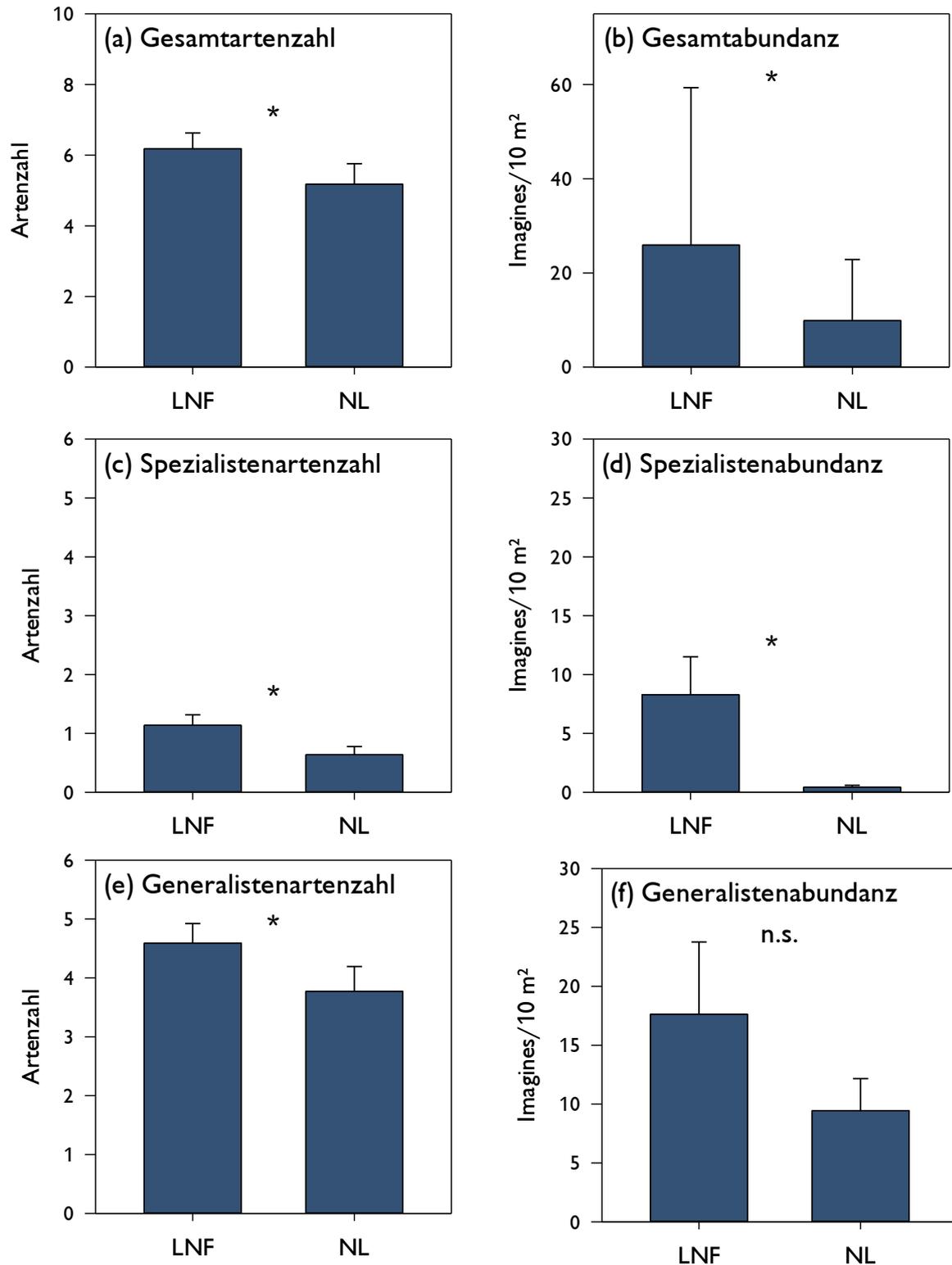


Abb. 9: Mittlere Heuschreckenartenzahlen und -dichten (Imagines/10 m²) (± Standardfehler) in Landesnaturschutzflächen (LNF: N = 22) und gepaarten Stichprobenflächen in der niedersächsischen Normallandschaft (NL: N = 22) für alle nachgewiesenen Arten (a und b), Habitatspezialisten (c und d) und Habitatgeneralisten (e und f) gemäß Poniatowski et al., 2020). Statistische Unterschiede zwischen den beiden Gruppen wurden mittels gepaartem t-Test bzw. Wilcoxon-Test ermittelt und sind wie folgt gekennzeichnet: n.s. (p > 0,05), * (p < 0,05).

Tab. 4: Vergleich der (a) Heuschreckenfauna und Umweltparameter auf (b) Landschafts- und (c) Habitatebene zwischen Landesnaturschutzflächen (N = 22) und gepaarten Stichprobenflächen in der niedersächsischen Normallandschaft (N = 22) (Mittelwert \pm Standardfehler). Statistische Unterschiede zwischen den Flächentypen wurden mittels gepaartem t-Test¹ bzw. Wilcoxon-Test² ermittelt. Statistische Signifikanzen sind wie folgt dargestellt: n.s. ($p > 0,05$), * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$), *** ($p < 0,001$).

Parameter	Mittelwert \pm Standardfehler		P
	Landesnaturschutzfläche	Normallandschaft	
(a) Heuschrecken			
Artenzahl			
Gesamt	6,2 \pm 0,4	5,2 \pm 0,6	* 2
Spezialisten	1,1 \pm 0,2	0,6 \pm 0,1	* 1
Generalisten	4,6 \pm 0,3	3,8 \pm 0,4	* 1
Imagines/10 m ²			
Gesamt	25,9 \pm 7,1	9,9 \pm 2,3	* 1
Spezialisten	8,3 \pm 3,2	0,4 \pm 0,1	* 1
Generalisten	17,6 \pm 6,1	9,4 \pm 2,7	n.s. 1
(b) Landschaftsebene			
<i>Klima</i>			
Höhe NN [m]	66,1 \pm 31,4	72,3 \pm 36,8	n.s. 2
Temperatur [°C]	9,6 \pm 0,2	9,6 \pm 0,2	n.s. 2
Niederschlag [mm]	794,0 \pm 37,7	796,2 \pm 38,9	n.s. 2
<i>Landnutzung 500 m [%]</i>			
Acker	16,2 \pm 3,9	24,6 \pm 4,1	n.s. 1
Grünland	53,4 \pm 6,5	49,3 \pm 5,8	n.s. 1
Wald/Gebüsch	19,5 \pm 4,1	17,1 \pm 5,8	n.s. 1
Siedlung/Verkehr	1,9 \pm 1,0	6,8 \pm 2,6	n.s. 2
Wasser/Marsch	0,7 \pm 0,4	1,0 \pm 0,7	n.s. 2
Heide, Moor, Sumpf	8,3 \pm 3,3	1,1 \pm 0,8	* 2
Schutzgebiet	71,4 \pm 5,8	26,4 \pm 8,4	*** 1
(c) Habitatebene			
<i>Nutzung</i>			
Mahd	64 %	68 %	
Mähweide	-	9 %	
Beweidung	23 %	18 %	
Brache	13 %	5 %	
Mahd-/Beweid.-intensität	1,7 \pm 0,2	2,1 \pm 0,2	n.s. 1
Heat Load Index	0,81 \pm 0,0	0,81 \pm 0,0	n.s. 2
<i>Deckung [%]</i>			
Baumschicht	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	n.s. 2
Strauchschicht	2,8 \pm 1,8	0,0 \pm 0,0	n.s. 2
Feldschicht	88,4 \pm 1,7	92,0 \pm 1,7	n.s. 1
Gräser	69,2 \pm 3,3	80,2 \pm 4,5	** 1
Kräuter	31,5 \pm 3,8	20,8 \pm 5,0	* 1
Kryptogamen	28,8 \pm 5,5	11,3 \pm 3,5	* 1
Streuschicht	48,0 \pm 4,0	54,9 \pm 5,9	n.s. 1
Offenboden	4,3 \pm 1,2	3,1 \pm 0,8	n.s. 2
<i>Höhe [cm]</i>			
Feldschicht	23,2 \pm 2,5	21,7 \pm 2,0	n.s. 2
Streuschicht	1,5 \pm 0,2	1,5 \pm 0,3	n.s. 2

Tab. 5: Vergleich der (a) Heuschreckenfauna und Umweltparametern auf (b) Landschafts- und (c) Habitatebene zwischen Landesnaturschutzflächen (N=4), gepaarten Stichprobenflächen in sonstigen Schutzgebieten bzw. in der niedersächsischen Normallandschaft (N = 4) (Mittelwert \pm Standardfehler). Statistische Unterschiede zwischen den Flächentypen wurden mittels *Repeated Measures ANOVA*¹ bzw. *Repeated Measures ANOVA on Ranks*² ermittelt. Statistische Signifikanzen sind wie folgt dargestellt: n.s. ($p > 0,05$).

Parameter	Mittelwert \pm Standardfehler			P
	Landesnaturschutz- fläche	Sonstige Schutzge- biete	Normallandschaft	
(a) Heuschrecken				
Artenzahl	6,8 \pm 0,3	5,8 \pm 1,4	7,3 \pm 0,5	n.s. ²
Imagines/10 m ²	10,5 \pm 4,1	12,6 \pm 9,9	17,8 \pm 7,1	n.s. ²
(b) Landschaftsebene				
<i>Klima</i>				
Höhe NN [m]	173,0 \pm 155,8	210,1 \pm 193,7	171,3 \pm 155,0	n.s. ¹
Temperatur [°C]	8,9 \pm 0,8	8,7 \pm 1,0	8,9 \pm 0,7	n.s. ¹
Niederschlag [mm]	925,7 \pm 195,7	935,5 \pm 205,3	869,8 \pm 206,1	n.s. ¹
<i>Landnutzung 500 m [%]</i>				
Acker	8,9 \pm 6,3	10,2 \pm 6,5	6,2 \pm 3,2	n.s. ²
Grünland	61,3 \pm 12,7	56,6 \pm 20,1	70,4 \pm 20,5	n.s. ¹
Wald/Gebüsch	16,8 \pm 10,6	26,8 \pm 24,5	1,7 \pm 1,7	n.s. ¹
Siedlung/Verkehr	1,1 \pm 1,1	2,7 \pm 2,5	21,7 \pm 20,6	n.s. ¹
Wasser/Marsch	0,0 \pm 0,0	2,4 \pm 2,4	0,0 \pm 0,0	n.s. ²
Heide, Moor, Sumpf	11,9 \pm 6,9	1,4 \pm 1,4	0,0 \pm 0,0	n.s. ²
Schutzgebiet	89,5 \pm 6,0^a	73,7 \pm 24,6^a	0,4 \pm 0,4^b	* ¹
(c) Habitatebene				
<i>Nutzung</i>				
Mahd	75 %	75 %	75 %	
Mähweide	-	-	-	
Beweidung	25 %	25 %	25 %	
Brache	-	-	-	
Mahd-/Beweid.-intensität	1,6 \pm 0,4	1,4 \pm 0,4	1,7 \pm 0,3	n.s. ¹
Heat-Load Index	0,83 \pm 0,0	0,81 \pm 0,0	0,83 \pm 0,0	n.s. ¹
<i>Deckung [%]</i>				
Baumschicht	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	n.s. ²
Strauchschicht	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,6 \pm 0,6	n.s. ²
Feldschicht	89,4 \pm 2,5	92,9 \pm 2,8	92,5 \pm 4,3	n.s. ¹
Gräser	75,8 \pm 5,9	86,3 \pm 5,6	76,3 \pm 6,5	n.s. ¹
Kräuter	16,7 \pm 4,1	14,2 \pm 8,1	21,9 \pm 6,9	n.s. ¹
Kryptogamen	32,9 \pm 14,9	21,9 \pm 10,3	12,5 \pm 4,5	n.s. ¹
...Streuschicht	54,4 \pm 13,0	45,0 \pm 8,9	55,9 \pm 9,7	n.s. ¹
Offenboden	2,9 \pm 1,6	2,9 \pm 1,5	2,7 \pm 0,9	n.s. ¹
<i>Höhe [cm]</i>				
Feldschicht	24,1 \pm 6,5	19,9 \pm 1,9	24,7 \pm 4,6	n.s. ¹
Streuschicht	1,1 \pm 0,3	0,9 \pm 0,3	1,2 \pm 0,2	n.s. ¹

4.3 Schlüsselfaktoren für die Heuschreckenfauna in der Normallandschaft

Sowohl die Artenzahl als auch die Individuendichte der Heuschrecken in den SPF nahm mit ansteigender Meereshöhe zu (Tab. 6 und 7, Abb. 10). Darüber hinaus konnten auf der Landschaftsebene keine weiteren signifikanten Faktoren ermittelt werden. Die Modelle wiesen zudem nur eine geringe bis mittlere Modellgüte (R^2_{McFadden}) auf.

Auf der Habitatebene konnte ein positiver Zusammenhang zwischen der Deckung der Kräuter, der Streuschicht und der Strauchschicht und der Gesamtartenzahl der Heuschrecken in den SPF der Normallandschaft ermittelt werden (Tab. 6, Abb. 10). Die Individuendichte nahm mit zunehmender Mahd-/Beweidungsintensität ab (Tab. 7, Abb. 10). Die Modelle auf der Habitatebene zeichneten sich durch eine mittlere bis hohe Modellgüte (R^2_{McFadden}) aus.

Tab. 6: Zusammenhang zwischen der Artenzahl der Heuschrecken (Imagines/10 m²) im Grünland der niedersächsischen Normallandschaft (Grundprogramm inkl. Erweiterung und Bodendauerbeobachtungsflächen; N = 57) und Umweltfaktoren auf Landschaftsebene. Statistische Zusammenhänge wurden mittels multivariater generalisierter linearer Modelle (GLM, Poissonverteilung) ermittelt. Die dargestellten Ergebnisse basieren auf einem gewichteten Modell aus den besten Teilmodellen innerhalb $\Delta\text{AICc} < 2$ (Grueber et al., 2011). Statistische Signifikanzen sind wie folgt dargestellt: n.s. ($p > 0,05$), ** ($p < 0,01$), *** ($p < 0,001$).

Parameter	Estimate	SE	z	P
(a) Landschaftsebene				
(Intercept)	1,65	0,06	27,49	***
Höhe ü. NN	0,13	0,04	2,96	**
Siedlung/Verkehr	0,04	0,06		n.s.
Gewässer	-0,13	0,08	1,56	n.s.

$R^2_{\text{McFadden}} = 0,13\text{--}0,19$				
(b) Habitatebene				
(Intercept)	1,64	0,06	26,72	***
Kräuter	0,17	0,06	2,73	**
Streuschicht	0,17	0,06	2,60	**
Strauchschicht	0,10	0,05	2,28	*
Vegetationshöhe	0,11	0,06	1,92	n.s.
Mahd-/Beweidungsintensität	-0,10	0,07	1,36	n.s.
Heat Load Index	0,05	0,06	0,89	n.s.
Mooschicht	0,05	0,07	0,74	n.s.

$R^2_{\text{McFadden}} = 0,32\text{--}0,39$				

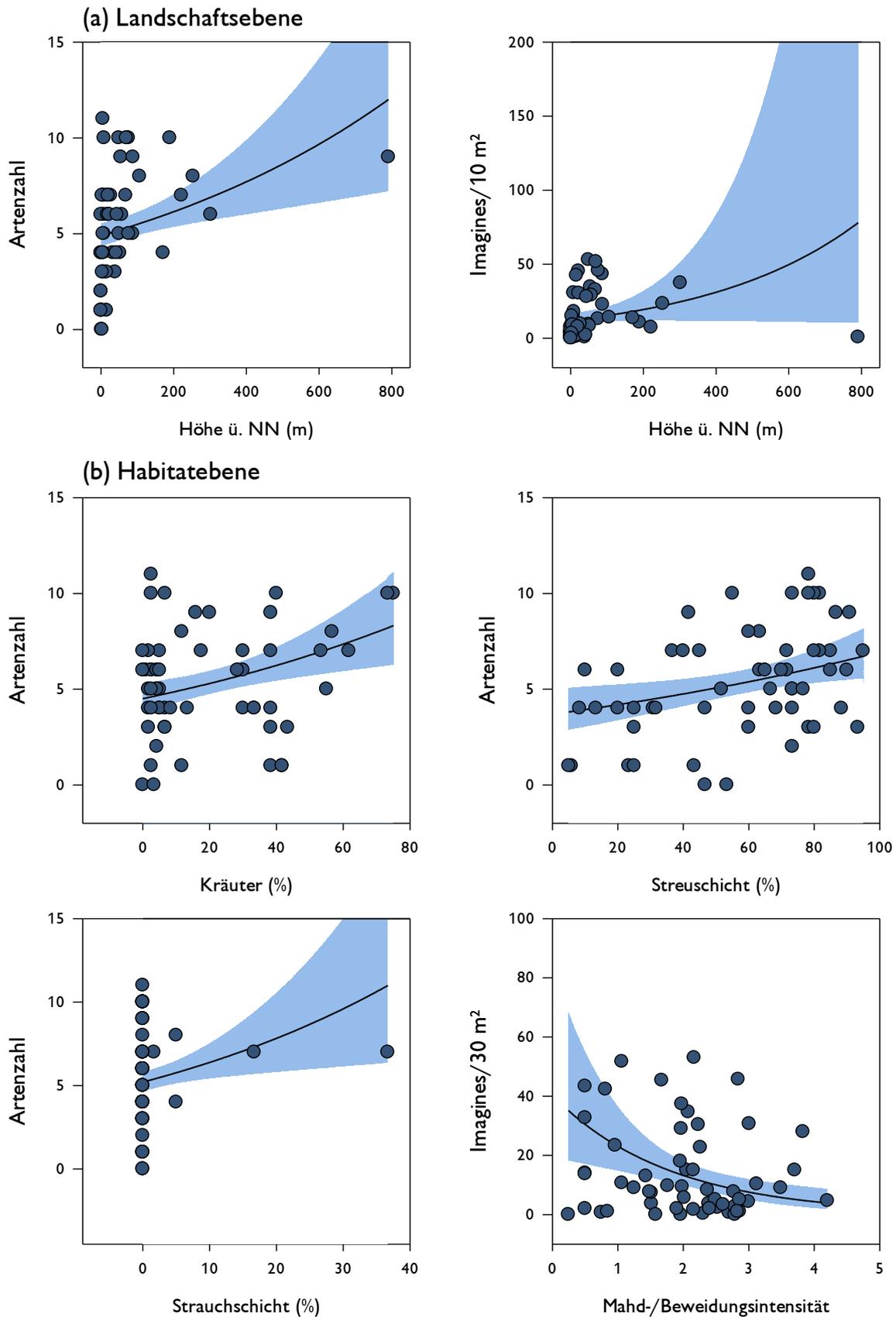


Abb. 10. Zusammenhang zwischen Artenzahl/Abundanz (Imagines/10 m²) der Heuschrecken im Grünland der Normallandschaft (Grundprogramm inkl. Erweiterung + Bodendauerbeobachtungsflächen; N = 57) und Umweltfaktoren auf (a) Landschafts- und (b) Habitatebene. Statistische Zusammenhänge wurden mittels generalisierter linearer Modelle (GLM) ermittelt. Für detaillierte statistische Kennwerte siehe Tab. 6 und 7.

Tab. 7: Zusammenhang zwischen der Individuendichte der der Heuschrecken (Imagines/10 m²) im Grünland der niedersächsischen Normallandschaft (Grundprogramm inkl. Erweiterung und Bodendauerbeobachtungsflächen; N = 57) und Umweltfaktoren auf (a) Landschaftsebene und (b) Habitatebene. Statistische Zusammenhänge wurden mittels multivariater generalisierter linearer Modelle (GLM, Negativbinomialverteilung) ermittelt. Die dargestellten Ergebnisse basieren auf einem gewichteten Modell aus den einflussstärksten Teilmodellen innerhalb $\Delta AIC_c < 2$ (Grueber et al., 2011). Statistische Signifikanzen sind wie folgt dargestellt: n.s. ($p > 0,05$), * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$), *** ($p < 0,001$).

Parameter	Estimate	SE	z	P
(a) Landschaftsebene				
(Intercept)	3,70	0,17	21,90	***
Höhe ü. NN	0,36	0,18	2,01	*
Siedlung/Verkehr	0,28	0,17	1,65	n.s.
Acker	0,20	0,17	1,14	n.s.
Gewässer	-0,19	0,17	1,10	n.s.

$R^2_{McFadden} = 0,03-0,09$				
(b) Habitatebene				
(Intercept)	3,65	0,17	23,21	***
Mahd-/Beweidungsintensität	-0,54	0,06	3,10	**
Streuschicht	0,24	0,16	1,54	n.s.
Vegetationshöhe	0,18	0,16	1,15	n.s.
Mooschicht	-0,19	0,19	0,96	n.s.
Strauchschicht	-0,10	0,16	1,36	n.s.

$R^2_{McFadden} = 0,11-0,19$				

4.4 Heideschreckenmonitoring

Die Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*, Abb. 12) konnte im Jahr 2022 auf 11 (Stetigkeit 69 %) und im Jahr 2023 auf 9 der insgesamt 16 SPF des Heideschreckenmonitorings (Stetigkeit 56 %) nachgewiesen werden (Tab. 9). Die mittlere Dichte der Heideschrecke war dabei im Jahr 2022 (~3 Imagines/10 m²) deutlich höher als im Jahr 2023 (~1 Imago/10 m²). Die Abundanz der Heideschrecke in den vier untersuchten Teilgebieten unterschied sich in beiden Untersuchungsjahren signifikant (Abb. 11). Die etablierten Vorkommen in den Teilgebieten Rheinmetall-Schießbahn und TÜP Munster Süd wiesen dabei 2022 höhere Individuendichte auf als die Neuansiedlung auf dem TÜP Munster Nord. Im Jahr 2023 konnte prinzipiell ein ähnliches Muster festgestellt werden, wobei sich nur die Population auf dem Rheinmetall-Schießbahn durch eine signifikant höhere Abundanz der Heideschrecke auszeichnete. Im NSG Lüneburger Heide konnte *G. glabra* im Rahmen des Monitorings in beiden Untersuchungsjahren nicht mehr nachgewiesen werden.

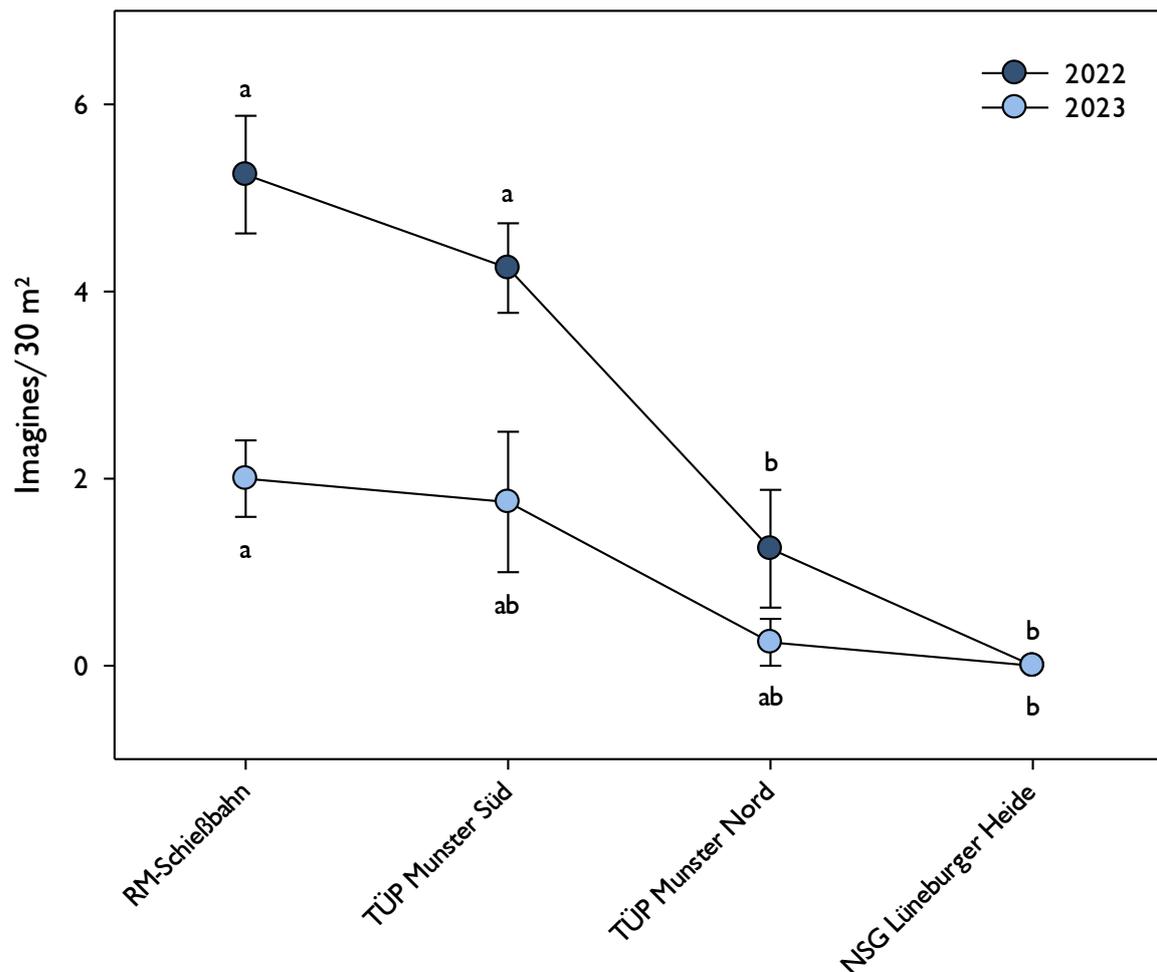


Abb. 11: Mittlere Dichte von *Gampsocleis glabra* (Imagines/30 m²) (\pm Standardfehler) in den vier untersuchten Teilgebieten: Rheinmetall (RM)-Schießbahn, Truppenübungsplatz (TÜP) Munster Nord und Süd und NSG Lüneburger Heide. Statistische Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Teilgebieten wurden mittels generalisierter linearer gemischter Modelle (GLMM, Zufallsfaktor Untersuchungsjahr) und anschließenden *Tukey Contrast-Tests* für paarweise Vergleiche ermittelt. und sind in der Abbildung durch unterschiedliche Buchstaben kenntlich gemacht.

Auf Habitatebene konnten auch deutliche Unterschiede bezüglich der Umweltparameter zwischen den vier Teilgebieten ermittelt werden (Tab. 9). Die militärisch genutzten Teilgebiete – insbesondere die TÜP Munster Süd und die Rheinmetall-Schießbahn – sind durch regelmäßige Winter- und Sommerbrände gekennzeichnet (Abb. 13), wohingegen im NSG Lüneburger Heide ausschließlich Winterbrände zum Pflegemanagement der Heide durchgeführt werden. Folglich wurde für die SPF auf den militärischen Liegenschaften eine geringere Distanz der SPF zur nächsten Brandfläche als im NSG Lüneburger Heide festgestellt. Die Distanz der SPF zum nächsten Weg nahm vom TÜP Munster Süd, über den TÜP Munster Nord, der Rheinmetall-schießbahn zum NSG Lüneburger Heide zu. Der TÜP Munster Nord wies zudem eine höhere Deckung der Strauchsicht auf als die anderen Teilgebiete. Jedoch fiel die Deckung der Feldschicht und die der Heidekrautgewächse auf dem TÜP Munster Nord im Vergleich wiederum geringer aus. Darüber hinaus wies das NSG Lüneburger Heide eine höhere Deckung der Kryptogamen und einen geringeren Offenbodenanteil auf als der TÜP Munster Nord. Der TÜP Munster Süd war im Vergleich zum NSG Lüneburger Heide durch eine geringere Krautschichthöhe und eine weniger mächtige Streuschicht gekennzeichnet.



Abb. 12: Die Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*) ist bundesweit vom Aussterben bedroht (Poniatowski et al., 2024a). Das Bundesland Niedersachsen hat eine besondere Verantwortung für den Erhalt der Art, da es gemeinsam mit Sachsen-Anhalt größten Populationen in Deutschland aufweist (Fischer et al., 2020) (Foto: J. Brüggeshemke).



Abb. 13: Typisches Habitat von *G. glabra* auf dem TÜP Munster Süd. Die Heideschrecke weist große Populationen auf dem Truppenübungsplatz (TÜP) Munster-Süd und dem Rheinmetall-Schießbahn Unterlüß auf, die durch regelmäßige Sommer- und Winterbrände geprägt sind (Foto: J. Brüggeshemke).

Tab. 8: Vergleich der Umweltparameter auf Habitatebene (Mittelwert \pm Standardfehler) in den vier untersuchten Teilgebieten des Heideschreckenmonitorings im Jahr 2022 und 2023. Unterschiede zwischen den Teilgebieten wurden mittels generalisierter linearer gemischter Modelle (GLMM, Zufallsfaktor Untersuchungsjahr) und anschließenden Tukey Contrast-Tests für paarweise Vergleiche ermittelt. Statistische Unterschiede ($p < 0,05$) sind in der Tabelle fett hervorgehoben und durch unterschiedliche Buchstaben kenntlich gemacht.

Parameter	Mittelwert \pm Standardfehler (SF)			
	Rheinmetallschießbahn (N=4)	TÜP Munster Süd(N=4)	TÜP Munster Nord (N=4)	NSG Lüneburger Heide (N=4)
Nutzung	Winter-/Sommerbrand	Winter- /Sommerbrand	Winter- /Sommerbrand	Winterbrand
Entf. Brandfl. [m]	172,1 \pm 41,8^a	137,5 \pm 44,3^a	105,0 \pm 30,7^a	830,6 \pm 12,1^b
Entf. Weg [m]	55,0 \pm 5,7^b	12,4 \pm 2,4^a	29,3 \pm 3,9^{ab}	163,8 \pm 21,0^c
Baumschicht [%]	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,3 \pm 0,2
Strauchschicht [%]	0,4 \pm 0,2^a	2,8 \pm 1,1^a	9,2 \pm 3,5^b	1,8 \pm 0,5^a
Feldschicht [%]	84,4 \pm 5,5^a	84,3 \pm 2,2^a	60,4 \pm 4,0^b	81,0 \pm 1,7^a
Gräser [%]	9,4 \pm 3,8	9,5 \pm 2,4	12,4 \pm 2,5	4,4 \pm 0,9
Kräuter [%]	1,5 \pm 0,5	1,9 \pm 0,5	3,1 \pm 0,5	2,0 \pm 0,6
Ericaceae [%]	77,3 \pm 7,5^a	78,1 \pm 2,1^a	53,5 \pm 2,5^b	78,3 \pm 2,1^a
Kryptogamen [%]	33,8 \pm 10,9^{ab}	30,8 \pm 8,0^{ab}	7,3 \pm 2,9^a	35,8 \pm 6,8^b
Streuschicht [%]	23,4 \pm 6,3	18,5 \pm 5,1	24,6 \pm 2,5	26,9 \pm 4,6
Offenboden [%]	12,6 \pm 5,5^{ab}	11,6 \pm 3,4^{ab}	25,6 \pm 4,8^a	8,4 \pm 2,5^b
Krautschichthöhe [cm]	35,4 \pm 3,0^{ab}	28,0 \pm 2,7^a	30,5 \pm 2,2^{ab}	36,6 \pm 1,6^b
Streuschichtdicke [cm]	0,8 \pm 0,3^{ab}	0,6 \pm 0,4^a	1,2 \pm 0,2^{ab}	2,1 \pm 0,7^b

Neben *G. glabra* wurden in den beiden Untersuchungsjahren 14 weitere Arten in den SPF des Heideschreckenmonitorings festgestellt (Tab. 9). Davon sind insgesamt sechs Arten einer Gefährdungskategorie der bundesweiten Roten Liste der Heuschrecken zugeordnet (Poniatowski et al., 2024). Die mittlere Artenzahl in den SPF lag 2022 bei \sim 5 Arten (Min.–Max.: 2–8) und 2023 bei \sim 4 Arten (Min.–Max.: 3–9). Dabei konnten 2022 durchschnittlich 17 Imagines/30 m² (Min.–Max.: 8–42) und im Jahr 2023 im Mittel 27 Imagines/30 m² (Min.–Max.: 4–52) gezählt werden.

Zu den häufigsten Begleitarten von *G. glabra* zählten (Stetigkeit: 2022 bzw. 2023): *Myrmeleotettix maculatus* (94 % bzw. 100 %), *Chorthippus mollis* (75 % bzw. 88%), *Omocestus haemorrhoidalis* (63 % bzw. 31 %), *Phaneroptera falcata* (44 % bzw. 38 %) und *Metrioptera brachyptera* (63 % bzw. 13 %) (Tab. 9). Tendenziell traten 2023 geophile Heuschreckenarten in etwas höherer Stetigkeit auf als 2022. Im Gegensatz dazu ließen sich für phytophile Arten meist etwas geringere Stetigkeiten feststellen. Bei den nachgewiesenen Arten handelte sich dabei überwiegend um thermophile Habitatspezialisten, die bevorzugt trockene bis wechselfeuchte Habitate, wie z.B. Heiden, Trockenrasen oder mikroklimatisch begünstigte Sekundärlebensräume, besiedeln (Fischer et al. 2020). Viele der Arten weisen zudem einen überdurchschnittlich hohen Farmland-Index auf, d.h. sie sind auf das großflächige Vorkommen extensiv genutzter Offenlandlebensräume angewiesen. In den SPF in der niedersächsischen Normallandschaft und in den Landesnaturschutzflächen konnten viele der Arten gar nicht oder nur in sehr geringer Stetigkeit nachgewiesen werden (vgl. Tab. 3).

Tab. 9: Stetigkeit der 2022 und 2023 auf den SPF des Heideschreckenmonitorings nachgewiesenen Arten. Gefährdung gemäß der bundesweiten Roten Liste (RL) der Heuschrecken (Poniatowski et al., 2024). Angaben zum Temperaturindex (STI), Farmland Index (SFI), Habitatspezifität und Mobilität richten sich nach Poniatowski et al. (2020).

Art	Stetigkeit (%)		RL	STI (°C)	SFI (%)	Habitatspezifität	Mobilität
	2022	2023					
<i>Chorthippus biguttulus</i>	-	6	.	14,74	18,60	Generalist	Hoch
<i>Chorthippus brunneus</i>	6	13	.	14,76	18,99	Generalist	Hoch
<i>Chorthippus mollis</i>	75	88	.	15,12	16,43	Spezialist	Hoch
<i>Decticus verrucivorus</i>	31	25	3	14,44	28,08	Spezialist	Gering
<i>Gampsocleis glabra</i>	69	56	1	14,91	38,76	Spezialist	Gering
<i>Metrioptera brachyptera</i>	63	13	3	14,37	23,29	Spezialist	Gering
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	94	100	V	14,77	19,83	Spezialist	Gering
<i>Oedipoda caerulescens</i>	25	38	.	15,18	17,73	Spezialist	Hoch
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	63	31	3	15,05	19,45	Spezialist	Gering
<i>Phaneroptera falcata</i>	44	38	.	15,03	17,84	Spezialist	Hoch
<i>Platycleis albopunctata</i>	38	31	.	15,16	19,03	Spezialist	Hoch
<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	-	13	.	14,74	18,56	Generalist	Gering
<i>Stenobothrus lineatus</i>	31	13	.	14,72	21,86	Spezialist	Hoch
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	-	6	3	14,58	20,66	Spezialist	Gering
<i>Tettigonia viridissima</i>	6	-	.	14,82	18,21	Generalist	Hoch



Abb. 14: Neben *G. glabra* kamen in den SPF des Heideschreckenmonitoring vor allem geo-/thermophile Habitatspezialisten in hoher Stetigkeit vor. Die Gefleckte Keulenschrecke (*Myrmeleotettix maculatus*) zählte in beiden Untersuchungsjahren zu den häufigsten Begleitarten der Heideschrecke. Häufig war die Art auch auf Brandflächen zu finden (Foto: D. Poniatowski).

5 Fazit

Zustand der Heuschreckenfauna in der Normallandschaft und in Schutzgebieten

Auf den SPF des niedersächsischen Heuschreckenmonitorings konnten 2023 mehr als die Hälfte der in Niedersachsen bodenständigen Heuschreckenarten nachgewiesen werden. Landesnaturschutzflächen wiesen dabei im Allgemeinen deutlich höhere Artenzahlen und Abundanzen auf als die SPF in der Normallandschaft. Während Letztere vor allem durch das Vorkommen häufiger bis mittelhäufiger Habitatgeneralisten geprägt waren, kamen in den Landesnaturschutzflächen Habitatspezialisten zumindest in etwas höherer Stetigkeit und in deutlich höherer Abundanz vor.

Aktuelle Studien belegen, dass Schutzgebiete in der fragmentierten Landschaft Mitteleuropas eine herausragende Bedeutung für den Fortbestand arten- und individuenreicher Insektengemeinschaften besitzen (Gray et al., 2016; Fartmann et al., 2022a). Die Ergebnisse des Vergleichs zwischen SPF in der Normallandschaft und auf Landesnaturschutzflächen decken sich mit den Ergebnissen der Studie von Poniatowski et al. (2024b). Die Autoren der Studie führen die höhere Artenvielfalt und Biomasse von Heuschrecken vor allem auf die heterogeneren Habitatstruktur und eine extensive Landnutzung in Schutzgebieten zurück, die sich positiv auf die Artenvielfalt und Abundanz von Heuschrecken auswirkt (Fumy & Fartmann, 2023; Löffler & Fartmann, 2017). Wir konnten zeigen, dass Landesnaturschutzflächen zu einem deutlich höheren Anteil von Heiden, Mooren und Sümpfen umgeben waren, die sich durch eine geringe Nutzungsintensität auszeichnen und eine hohe Bedeutung für das Vorkommen spezialisierter Heuschreckenarten haben (Borchard et al., 2013; Fischer et al., 2020). Darüber hinaus war der Anteil an Schutzgebieten im Umkreis der SPF in der Normallandschaft erwartungsgemäß deutlich geringer. Viele Heuschreckenarten sind auf das großflächige Vorhandensein extensiv genutzter Offenlandlebensräume angewiesen und finden außerhalb von Schutzgebieten kaum noch geeignete Habitatbedingungen vor (Poniatowski et al., 2020, 2024a). Beispielsweise konnte die Kurzflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*) (Abb. 15) sowohl in den SPF des niedersächsischen Monitorings als auch in der Studie von Poniatowski et al. (2024b) deutlich häufiger in Schutzgebieten nachgewiesen werden als im Grünland der Normallandschaft. Die Art ist an feuchte Habitatbedingungen gebunden und benötigt zugleich ungemähte Refugien für die Entwicklung ihrer in Pflanzenstängel abgelegten Eier (Fischer et al., 2020). Derartige Bedingungen können nur bei einer extensiven Nutzung gewährleistet werden (Schwarz et al., 2023; Abb. 16). Die höhere Deckung der Kräuter und Kryptogamen sowie die geringere Deckung der Gräser in den Landesnaturschutzflächen deuten auf eine extensivere Nutzung und heterogenere Habitatbedingungen als in den oft homogenen und intensiv genutzten Grünlandflächen in der Normallandschaft hin. Zum einen gibt es klare Belege dafür, dass das Vorhandensein der zur Entwicklung der Heuschrecken notwendigen Habitatstrukturen eng an eine extensive Landnutzung geknüpft ist (Löffler & Fartmann, 2017; Schwarz & Fartmann, 2022). Zum anderen begünstigt eine höhere Habitatheterogenität die Koexistenz von Heuschreckenarten mit unterschiedliche Habitatansprüchen und führt in aller Regel auch zu einem Anstieg der gesamten Insektenvielfalt (Fartmann et al., 2021; Krämer et al., 2012). Darüber hinaus kann angenommen werden, dass die strukturelle Vielfalt in den Schutzgebieten auch einen effektiven Schutz vor Prädation und klimatischen Extremereignissen wie zum Beispiel Sommerdürre bieten kann (Fartmann et al., 2022b; Löffler & Fartmann, 2017).



Abb. 15: Die Kurzflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*) legt ihre Eier bevorzugt in markhaltige Pflanzenstängel oder Blattscheiden ab. Sie ist daher für ihre Reproduktion auf ungemähte Refugien angewiesen und kam folglich in den extensiv genutzten Landesnaturschutzflächen in höherer Stetigkeit vor. (Foto: D. Poniatowski).



Abb. 16: Durch großflächige Rinderbeweidung mit geringer Besatzdichte – wie hier im NSG Fischerhuder Wümmeniederung – werden heterogene Habitatbedingungen geschaffen, die eine entscheidende Grundlage für das Vorkommen arten- und individuenreicher Heuschreckenzyklen im Grünland sind (Foto: F. Löffler).

Aufgrund der sehr kleinen Stichprobe ließen sich zwischen SPF in Landesnaturschutzflächen und sonstigen Schutzgebieten keine Unterschiede in der Heuschreckenfauna und den vorherrschenden Umweltbedingungen feststellen. Auf der Grundlage der bisher vorliegenden Daten können daher noch keine Aussagen über die unterschiedliche Wirksamkeit dieser „Schutzgebietskategorien“ und der in ihnen praktizierten Maßnahmen getroffen werden. Dennoch muss gemäß aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnissen davon ausgegangen werden, dass die Artenvielfalt bei unzureichendem Management auch in Schutzgebieten zurückgehen wird und Anpassungsmaßnahmen im Schutzgebietsmanagement notwendig sein werden (Rada et al., 2019; Löffler et al., 2020).

Schlüsselfaktoren für Artenreichtum und Abundanz der Heuschrecken in der Normallandschaft

Das Vorkommen von Heuschrecken wird vor allem durch die Habitatqualität bestimmt (Poniatowski et al., 2018; Fartmann et al., 2019). Dennoch kann der Artenreichtum von Heuschrecken in stark fragmentierten Landschaften auch durch Umweltfaktoren auf der Landschaftsebene beeinflusst werden (Löffler et al., 2020; Fumy & Fartmann, 2023). Sowohl die Artenvielfalt als auch die Abundanz der Heuschrecken nahm in den SPF der Normallandschaft mit zunehmender Meereshöhe zu. Ähnliche Muster wurden auch bei Tagfaltergemeinschaften in der nordrhein-westfälischen Normallandschaft festgestellt (Löffler et al., 2023). In Übereinstimmung mit Fumy & Fartmann (2023) gehen wir davon aus, dass diese Ergebnisse durch die geringere Landnutzungsintensität und die höhere Landschaftsheterogenität in höheren Lagen bedingt sind. Darüber hinaus werden einige SPF in den Flussauen und Geestlandschaften Niedersachsens in den Winter- und Frühjahrsmonaten über längere Zeiträume überstaut (eig. Beobachtung). Da sich dies negativ auf die Entwicklung vieler Heuschreckenarten auswirkt (Ingrisch & Köhler, 1998), ist es wahrscheinlich, dass die Abundanz der Heuschrecken in besonders tiefgelegenen Grünlandplots durch zeitweilige Überstauung negativ beeinträchtigt wird. Die Modelle auf der Landschaftsebene hatten jedoch im Vergleich zu denen auf der Habitatebene eine geringe Modellgüte.

Dies unterstreicht die besondere Relevanz der Habitatqualität für die Artenvielfalt und die Abundanzen von Heuschrecken im Grünland (Fartmann et al., 2012; Poniatowski et al., 2018). In den SPF im Grünland der Normallandschaft nahm die Artenvielfalt mit zunehmender Deckung der Kräuter, Streu- und Strauchschicht zu. Ähnlich wie beim Vergleich der Normallandschaft mit den Landesnaturschutzflächen stehen diese Umweltfaktoren für eine geringere Nutzungsintensität und eine höhere Habitatheterogenität, was sich wie zuvor beschrieben positiv auf den Artenreichtum der Heuschrecken auswirkt. (Löffler & Fartmann, 2017; Fartmann et al., 2021). Darüber hinaus führt eine extensive Nutzung auch zu einer geringeren Mortalität und einem höheren Reproduktionserfolg (Ehlert et al. 2012, Fartmann et al. 2021, Poniatowski et al. 2020). Dies wird durch den negativen Einfluss der Mahd-/Beweidungsintensität auf die Heuschreckenabundanzen in den SPF der Normallandschaft bestätigt. Während traditionell genutzte Heuwiesen bis Mitte des 20. Jahrhunderts nur ein- bis zweimal jährlich gemäht wurden, wird das heutige Silagegrünland meist drei- bis fünfmal pro Jahr gemäht, sodass die moderne Mahd als eine der Kernursachen für hohe Insektenverluste angesehen wird (Fartmann et al., 2021). Nach aktuellen Erkenntnissen kann sich neben einer Reduzierung der Nutzungsintensität besonders das Vorhandensein von Refugien – z.B. in Form von Insektenschutzstreifen – positiv auf die Heuschreckengemeinschaften im Grünland auswirken (Abb. 17, Schwarz et al., 2023).



Abb. 17: Wiesenmähd mit Kreiselmähern wird häufig mit hohen Insektenverlusten in Verbindung gebracht. Nach neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen ist jedoch das Vorhandensein von Refugien (z.B. in Form von Insektenschutzstreifen), der Mähzeitpunkt und eine geringe Schnitthäufigkeit entscheidender als die Art der eingesetzten Technik (Foto: F. Löffler).

Monitoring der Vorkommen der Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*) in Niedersachsen

Während *G. glabra* in den langfristig etablierten Vorkommen auf der Rheinmetall-Schießbahn und dem TÜP Munster Süd in höherer Individuendichte auftrat, wiesen die wiederangesiedelten Populationen der Art auf dem TÜP Munster Nord in beiden Untersuchungsjahren nur eine sehr geringe Dichte auf. Im NSG Lüneburger Heide konnte die Vorkommen nicht mehr nachgewiesen werden. Die hohe Bedeutung von Truppenübungsplätzen für den Biodiversitätsschutz in Europa ist allgemein bekannt (Warren et al., 2007). Da die verbliebenen Vorkommen von *G. glabra* im westlichen Mitteleuropa mit sehr wenigen Ausnahmen auf Truppenübungsplätze mit Schießaktivitäten beschränkt sind (Fischer et al. 2020), ist anzunehmen, dass ein Zusammenhang zwischen regelmäßigen Bränden infolge kontinuierlicher militärischer Nutzung und dem Vorkommen der Art in Mitteleuropa besteht (Clausnitzer & Clausnitzer 2005). Regelmäßige Brände begünstigen das Vorhandensein offener Bodenstellen und einer Verjüngung der Heidevegetation. Dadurch entstehen mikroklimatisch begünstigte Strukturen, die von *G. glabra* bevorzugt als Eiablageplätze genutzt und für die Entwicklung der stark thermophilen Art benötigt werden (Clausnitzer & Clausnitzer 2005). Die Larven und Imagines besiedeln jedoch zumeist Bereiche mit dichter Vegetation in räumlicher Nähe der Brandflächen (Abb. 18).

Die im Vergleich zum Vorjahr deutlich geringere Imaginaldichte der Heideschrecke im Jahr 2023 lässt sich vor allem auf Brandereignisse in den ausgewählten Untersuchungsplots zurückführen (eig. Beobachtung). Auch wenn Brände kurzfristig zu einer Abnahme der Imaginaldichte von *G. glabra* führen, werden die Eier der Art durch das Brennen nicht vollständig geschädigt,

sodass die Bestände der Art bereits wenige Jahre nach dem Brand wieder ihr Optimum erreichen können (Clausnitzer & Clausnitzer, 2005). Während der TÜP Munster Süd und die Rheinmetall-Schießbahn durch regelmäßige, „chaotische“ und teils großflächige Brände geprägt sind, treten Brände auf dem durch intensive Fahrtätigkeit gekennzeichneten TÜP Munster Nord in geringerer Häufigkeit und meist nur kleinflächig auf. Jedoch zeichnete sich Letzterer insbesondere durch einen höheren Offenbodenanteil aus, der sich wiederum positiv auf die Vorkommen geophiler Arten, wie der Blauflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulea*) auswirkte. Darüber hinaus wird in allen Teilgebieten einschließlich des NSG Lüneburger Heide kleinflächiges Pflegebrennen durchgeführt. Trotz des intensiven Habitatmanagements im NSG Lüneburger Heide zeigen die höhere Feld- und Streuschicht in den ausgewählten SPF fortschreitende Sukzession an, welche für die Reproduktion der Heideschrecke ungeeignet sind und nach auch rasch zu einer Abnahme der Heuschreckenvielfalt in Heiden führt (Clausnitzer & Clausnitzer, 2005; Borchard et al.; 2013).

Die bisherigen Ergebnisse des Monitorings belegen, dass das von der Heideschrecke benötigte Habitatmosaik gegenwärtig nur durch militärische Nutzung erhalten wird. Da es wahrscheinlich ist, dass das Verschwinden der Heideschrecke aus ehemals besiedelten Lebensräumen auch mit der Aufgabe des Heidebrennens verbunden ist, sollten zukünftige Wiederansiedlungsmaßnahmen der Art (z.B. in Heidegebieten auf ehemaligen Übungsplätzen) durch ein gezieltes Feuermanagement begleitet werden. Insbesondere Sommerbrände scheinen die Bestände der Art auf lange Sicht zu fördern (Clausnitzer & Clausnitzer, 2005). Aufgrund der kurzfristigen Populationschwankungen nach Brandereignissen, sollte der Erfolg des Pflegebrennens über mehrere Jahre durch ein begleitendes Monitoring evaluiert werden.



Abb. 18: Die Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*) benötigt ein kleinräumiges Mosaik offener Bodenstellen und höherwüchsiger Bereiche, im Bild ein Beispiel auf dem TÜP Munster Süd mit Blühaspekt von Arnika (*Arnica montana*), welches infolge regelmäßiger Brände auf militärischen Übungsplätzen mit aktiven Schießbetrieb entsteht (Foto: T. Fartmann).

6 Literaturverzeichnis

- Abrol, D. P. (2012): Pollination biology: Biodiversity conservation and agricultural production. Springer, Dordrecht.
- Allan, E., Bossdorf, O., Dormann, C. F., Prati, D., Gossner, M. M., Tschardtke, T., Blüthgen, N., Bellach, M., Birkhofer, K., Boch, S., Böhm, S., Börschig, Chatzinotas, A., Christ, S., Daniel, R., Diekötter, T., Fischer, C., Friedl, T., Glaser, K., Hallmann, C., Hodac, L., Hölzel, N., Jung, K., Klein, A. M., Klaus, V. H., Kleinebecker, T., Krauss, J., Lange, M., Morris, E. K., Müller, J., Nacke, H., Pašalic, E., Rillig, M. C., Rothenwöhler, C., Schally, P., Scherber, C., Schulze, W., Socher, S. A., Steckel, J., Steffan-Dewenter, I., Türke, M., Weiner, C. N., Werner, M., Westphal, C., Wolters, V., Wubet, T., Gockel, S., Gorke, M., Hemp, A., Renner, S. C., Schöning, I., Pfeiffer, S., König-Ries, B., Buscot, F., Linsenmair, K. E., Schulze, E.-D., Weisser, W. W. & M. Fischer (2014): Interannual variation in land-use intensity enhances grassland multidiversity. *PNAS* 111 (1): 308–313.
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B. & Ferrer, E. A. (2011): Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471: 51–57.
- Belovsky, G. E. & J. B. Slade (1993): The role of vertebrate and invertebrate predators in a grasshopper community. *Oikos* 68: 193–201.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz (2021): Einheitlicher Methodenleitfaden Insektenmonitoring. Fortgeschriebene Fassung mit Bearbeitungsstand April 2021. <https://www.bfn.de>. (aufgerufen am 15.03.2022).
- 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 (5785): S. 351–354.
- Borchard, F., Schulte, A. M. & Fartmann, T. (2013): Rapid response of Orthoptera to restoration of montane heathland. *Biodiversity and Conservation* 22: 687–700.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U. et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486 (7401): 59–67.
- Clausnitzer, C. & H.-J. Clausnitzer (2005): Die Auswirkung der Heidepflege auf das Vorkommen der vom Aussterben bedrohten Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*, Herbst 1786) in Norddeutschland. *Articulata* 20 (1): 23–35.
- Crutzen, P. J. (2002): Geology of mankind. *Nature* 415: 23–23.
- De Vos, J. M., Joppa, L. N., Gittleman, J.L., Stephens, P. R. & Pimm, S. L. (2014): Estimating the normal background rate of species extinction. *Conservation Biology* 29 (2): 452–462.
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., García-Marquéz, J. R., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D. & Lautenbach, S. (2013): Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36: 27–46.
- Drachenfels, O. v. (2021): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2021. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen A/4: 1–336.
- Ehlert, K., Ehlert, T., Herold, P., Scharnhölzer, R. & R. Oppermann (2012): Nature-friendly agricultural machinery and mechanical operations In: Oppermann, R., Beaufoy, G. & G. Jones (Hrsg.) High Nature Value Farming in Europe. Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher, 473–483.

- Eitschberger, U., Reinhardt, R. & Steiniger, H. (1991): Wanderfalter in Europa. *Atalanta* 22: 1–67.
- Essl, F. & Rabitsch, W. (Hrsg.) (2013): Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Berlin. Springer: 458 S.
- 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. (2020): Heuschrecken als Indikatoren für den ökologischen Zustand des Offenlandes in Deutschland. In: Züghart, W., Stenzel, S. & B. Fritsche (Hrsg.): Umfassendes bundesweites Biodiversitätsmonitoring. *BfN-Skripten* 585: 33–42.
- Fartmann, T., Freienstein, F. M., Helbing, F., Scherer, G. & Poniatowski, D. (2024): A box quadrat for standardised sampling of Orthoptera in open habitats: Design, handling, applications and baseline data. *Global Ecology and Conservation*. 55: e03217.
- Fartmann, T., Jedicke, E., Stuhldreher, G. & M. Streitberger (2021): Insektensterben in Mitteleuropa – Ursachen und Gegenmaßnahmen. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Fartmann, T., Kämpfer, S., Brüggeshemke, J., Juchem, M., Klauer, F., Weking, S. & F. Löffler (2018): Landscape-scale effects of Christmas-tree plantations in an intensively used low-mountain landscape – Applying breeding bird assemblages as indicators. *Ecological Indicators* 94: 409–419.
- Fartmann, T., Krämer, B., Stelzner, F. & D. Poniatowski (2012): Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. *Ecological Indicators* 20: 337–344.
- Fartmann, T., Poniatowski, D. & Holtmann, L. (2022a): Effects of land-use and climate change on grasshopper assemblages differ between protected and unprotected grasslands. *Basic and Applied Ecology* 63: 83–92.
- Fartmann, T., Brüggeshemke, J., Poniatowski, D. & Löffler, F. (2022b): Summer drought affects abundance of grassland grasshoppers differentially along an elevation gradient. *Ecological Entomology* 47: 778–790.
- Fartmann, T., Poniatowski, D., Stuhldreher, G. & M. Streitberger (2019): Insektenrückgang und -schutz in den fragmentierten Landschaften Mitteleuropas. *Natur und Landschaft* 94 (6/7): 261–270.
- Fischer, J., Steinlechner, D., Zehm, A., Poniatowski, D., Fartmann, T., Beckmann, A. & C. Stettmer (2020): Die Heuschrecken Deutschlands und Nordtirols: Bestimmen, Beobachten, Schützen. 2. Aufl. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkovski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice I. C., Ramankutty, N. & Snyder, P. K. (2005): Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574.
- Fuhrmann, K. (2018): Antrag zur Ansiedlung der Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*). Unveröffentl. Manuskript. 4 S.
- Fuhrmann, K. (2021): 2. Bericht zur Ansiedlung der Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*) auf dem Truppenübungsplatz Munster Nord: Maßnahme 2021. Unveröffentl. Msk. 5 S.
- Fumy, F. & T. Fartmann (2023): Low-intensity land use fosters species richness of threatened butterflies and grasshoppers in mires and grasslands. *Global Ecology and Conservation* 41: e02357.
- Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. Wiebelsheim, AULA-Verlag.
- Gatter, W. & Mattes, H. (2018): Vögel und Forstwirtschaft. Eine Dokumentation der Waldvogelwelt im Südwesten Deutschlands. Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher.
- González del Portillo, D., Arroyo, B., García Simón, G. & M. B. Morales (2021): Can current farmland landscapes feed declining steppe birds? Evaluating arthropod abundance for the endangered little bus-

- tard (*Tetrax tetrax*) in cereal farmland during the chick-rearing period: Variations between habitats and localities. *Ecology and Evolution* 11: 3219–3238.
- Gray, C. L., Hill, S. L. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Börger, L., Contu, S., Hoskins, A. J., Ferrier, S., Purvis, A., & Scharlemann, J. P. W. (2016): Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*: 7, 12306.
- Grein, G. (2005): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Heuschreckenarten mit Gesamtartenliste. *Informationsdienst Wissenschaft* (1/2005), 20 S.
- Grueber, C. E., Nakagawa, S., Laws, R. J. & Jamieson, I. G. (2011). Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions. *Journal of Evolutionary Biology* 24(4): 699–711.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D. & H. de Kroon (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS one* 12 (10), e0185809. DOI: 10.1371/journal.pone.0185809.
- Hebda, G., Kata, K. & M. Żmihorski (2019): The last meal: large insects predominate the diet of the European Roller *Coracias garrulus* prior to population extinction. *Bird Study* 66: 173–177.
- Helbing, F., Bläser, T., Löffler, F. & Fartmann, T. (2014): Response of Orthoptera communities to succession in alluvial pine woodlands. *Journal of Insect Conservation* 18: 215–224.
- Helbing, F., Fartmann, T., Löffler, F. & Poniatowski, D. (2017): Effects of local climate, landscape and habitat quality on leafhoppers of acidic grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 246: 94–101.
- Ingrisch, S. & Köhler, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Jerrentrup, J. S., Dauber, J., Strohbach, M. W., Mecke, S., Mitschke, A., Ludwig, J. & Klimek, S. (2017): Impact of recent changes in agricultural land use on farmland bird trends. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 239: 334–341.
- Kühn, E., Musche, M., Harpke, A., Feldmann, R., Betzler, B., Wiemers, M., Hirneisen, N. & Settle, J. (2014): Tagfalter-Monitoring Deutschland. *Oedippus* 27: 1–47.
- 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. *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences* 274 (1608): 303–313.
- 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
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW) (2018): Ökologische Flächenstichprobe. <https://www.lanuv.nrw.de>
- LEBG (Landesamt für Energie, Bergbau und Geologie) (2022): Das Boden-Dauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen. <https://www.lbeg.niedersachsen.de>. (aufgerufen am 15.03.2022).
- Leonhardt, S. D., Gallai, N., Garibaldi, L. A., Kuhlmann, M. & Klein, A. M. (2013): Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 14: 461–471.
- 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.
- Löffler, F., Grüneberg, C., Drung, M., Freienstein, F.M., Helbing, F., Holtmann, L., Kämpfer, S., Kettermann, M., Münsch, T., Poniatowski, D., Streitberger, M., Stuhldreher, G. & Fartmann, T. (2023):

- Different environmental conditions in lowlands and uplands highlight challenges for butterfly conservation in Central Europe. *Biological Conservation* 281: 110034
- Löffler, F., Poniowski, D. & Fartmann, T. (2019): Orthoptera community shifts in response to land-use and climate change – Lessons from a long-term study across different grassland habitats. *Biological Conservation* 236: 315–323.
- Löffler, F., Poniowski, D. & Fartmann, T. (2020): Extinction debt across three taxa in well-connected calcareous grasslands. *Biological Conservation* 246: 108588.
- McCallum, M. L. (2015): Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. *Biodiversity and Conservation* 24: 2497–2519.
- Newton, I. (2017): *Farming and Birds*. William Collins, London.
- Pollard, E. & Yates, T. (1993): *Monitoring butterflies for ecology and conservation. The British butterfly monitoring scheme*. Chapman & Hall, London.
- Poniowski, D., Stuhldreher, G., Löffler, F., & Fartmann, T. (2018). Patch occupancy of grassland specialists: Habitat quality matters more than habitat connectivity. *Biological Conservation* 225: 237–244.
- Poniowski, D., Beckmann, C., Löffler, F., Münsch, T., Helbing, F., Samways, M. J. & Fartmann, T. (2020): Relative impacts of land-use and climate change on grasshopper range shifts have changed over time. *Global Ecology and Biogeography* 29: 2190–2202.
- Poniowski, D., Detzel, P., Drews, A., Hochkirch, A., Hundertmark, I., Husemann, M., Klatt, R., Klugkist, H., Köhler, G., Kronshage, A., Maas, S., Moritz, R., Pfeifer, M.A., Stübing, S., Voith, J., Winkler, C., Wranik, W., Helbing, F. & Fartmann, T. (2024a): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken und Fangschrecken (Orthoptera et Mantodea) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 170 (7): 1–88.
- Poniowski, D., Weißgräber, V., Drung, M., Freienstein, F.M., Kettermann, M., Scherer, G. & Fartmann, T. (2024b): Grassland nature reserves safeguard a high species richness and biomass of grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*.
- Potts, D. (1997): Cereal farming, pesticides and grey partridges. In: Pain, D. J. & M. W. Pienkowski (Hrsg.): *Farming and birds in Europe: the common agricultural policy and its implications for bird conservation*. San Diego: 150–177.
- Rennwald, E., Sobczyk, T. & Hofmann, A. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnerartigen Falter (Lepidoptera: Bombyces, Sphinges s.l.) Deutschlands. *Wirbellose Tiere Teil 1. Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (3): 243–283.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., III, 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., Sörlin, 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 (7263): 472–475.
- Samways, M. J. (2005). *Insect diversity conservation*. Cambridge University Press. 342 S.
- Sauberer, N., Zulka, K. P., Abensperg-Traun, M., Berg, H. M., Bieringer, G., Milasowszky, N., Moser, D., Plutzar, C., Pollheimer, M., Storch, C., Tröstl, R., Zechmeister, H. & Grabherr, G. (2004): Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* 117 (2): 181–190.
- Schwarz, C. & Fartmann, T. (2022): Traditional grazing management creates heterogeneous swards and fosters grasshopper densities. *Insect Science* 29: 1805–1818.

- Schwarz, C., Fumy, F., Drung, M. & Fartmann, T. (2023): Insect-friendly harvest in hay meadows – Uncut refuges are of vital importance for conservation management. *Global Ecology and Conservation* 48: e02731
- Settele, J., Steiner, R., Reinhardt, R., Feldmann, R. & Hermann, G. (2015): Schmetterlinge: Die Tagfalter Deutschlands. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Steffen, W., Crutzen, P. J. & McNeill, J. R. (2007): The Anthropocene: Are humans now overwhelming the great forces of nature? *Ambio* 36 (8): 614–621.
- Steffen, W., Leinfelder, R., Zalasiewicz, J., Waters, C. N., Williams, M., Summerhayes, C., Barnosky, A. D., Cearreta, A., Crutzen, P., Edgeworth, M., Ellis, E. C., Fairchild, I. J., Galuszka, A., Grinevald, J., Haywood, A., do Sul, J. I., Jeandel, C., McNeill, J. R., Odada, E., Oreskes, N., Revkin, A., Richter, D. d. B., Syvitski, J., Vidas, D., Wagreich, M., Wing, S. L., Wolfe, A. P. & Schellnhuber, H. J. (2016): Stratigraphic and Earth System approaches to defining the Anthropocene. *Earths Future* 4 (8): 324–345.
- Streitberger, M., Ackermann, W., Fartmann, T., Kriegel, G., Ruff, A., Balzer, S. & Nehring, S. (2016a): Strategien und Handlungskonzept für den Artenschutz in Deutschland unter Klimawandel. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 147: 1–367.
- Streitberger, M., Jedicke, E. & Fartmann, T. (2016b): Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Biodiversität in Mittelgebirgen – eine Literaturstudie zu Arten und Lebensräumen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (2): 37–45.
- Streitberger, M., Stuhldreher, G., Fartmann, T., Ackermann, W., Ludwig, H., Pütz, S. & Züghart, W. (2024): The German insect monitoring scheme: establishment of a nationwide long-term recording of arthropods. *Basic and Applied Ecology* 80: 81–91
- WallisDeVries, M. & Bobbink, B. (Hrsg.) (2017): Nitrogen deposition impacts and biodiversity in terrestrial ecosystems: mechanisms and perspectives. *Biological Conservation* 212: 387–496.
- Warren, S. D., Holbrook, S. W., Dale, D. A., Whelan, N. L., Elyn, M., Grimm, W., & Jentsch, A. (2007): Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands. *Restoration Ecology* 15(4): 606–612.
- Weigt, H.-J. (2003): Lepidoptera Westfalica – Handbuch für den Feldentomologen. Tipps und Hilfen für die Determination ähnlicher Großschmetterlingsarten. Manuskript, Schwerte.
- Zalasiewicz, J., Waters, C. N., Williams, M., Barnosky, A. D., Cearreta, A., Crutzen, P., Ellis, E., Ellis, M. A., Fairchild, I. J., Grinevald, J., Haff, P. K., Hajdas, I., Leinfelder, R., McNeill, J., Odada, E. O., Poirier, C., Richter, D., Steffen, W., Summerhayes, C., Syvitski, J. P. M., Vidas, D., Wagreich, M., Wing, S. L., Wolfe, A. P., Zhisheng, A. & Oreskes, N. (2015): When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. *Quaternary International* 383: 196–203.
- Züghart, W., S. Stenzel & Fritsche, B. (Hrsg.) (2020): Umfassendes bundesweites Biodiversitätsmonitoring. BfN-Skripten 585: 17–32.