

**Biodiversität von Weihnachtsbaumkulturen in Mitteleuropa:
Analyse des aktuellen Zustandes und Handlungs-
empfehlungen für den nachhaltigen Anbau**



März 2018

Thomas Fartmann, Max Freienstein, Steffen Kämpfer,
Franz Löffler & Merle Streitberger

Biodiversität von Weihnachtsbaumkulturen in Mitteleuropa: Analyse des aktuellen Zustandes und Handlungs- empfehlungen für den nachhaltigen Anbau

(DBU-AZ 33141/01-33/0)

— Endbericht —



März 2018

Konventionelle Weihnachtsbaumkultur im Offenland und Indikator-Vogelarten für
Weihnachtsbaumkulturen im Hochsauerland: Heidelerche (*Lullula arborea*), Baumpieper (*Anthus trivialis*),
Bluthänfling (*Carduelis cannabina*) und Goldammer (*Emberiza citrinella*).

(Foto: Weihnachtsbaumkultur: C. Höppner; Vogelbilder: Beaman & Madge (1998))

Fördermittelgeber

Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)
An der Bornau 2
49090 Osnabrück

Fachbetreuung

Dr. Reinhard Stock (Leiter Projektgruppe Gewässer/Naturschutz)

Bewilligungsempfänger

Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie
Fachbereich Biologie/Chemie
Universität Osnabrück
Barbarastr. 11
49076 Osnabrück

Projektleitung

apl. Prof. Dr. Thomas Fartmann
Tel. 0541-969-3494
URL: <http://fartmann.net>
E-Mail: t.fartmann@uos.de

Bearbeitung

Thomas Fartmann, Max Freienstein, Steffen Kämpfer, Franz Löffler & Merle Streitberger

unter Mitarbeit von Jonas Brüggeshemke, Sascha Buchholz, Felix Helbing, Christian Höppner, Marvin Juchem, Marcel Kettermann, Franziska Klauer, Thorsten Münsch, Gwydion Scherer & Sarah Weking

Osnabrück, den 31. März 2018

Inhalt

Vorwort	1
Zusammenfassung	2
1 Einleitung	4
2 Rechtliche Grundlagen	6
3 Bewirtschaftung von Weihnachtsbaumkulturen	7
4 Untersuchungsgebiet	8
4.1 Lage und Physiogeographie.....	8
4.2 Probeflächen.....	10
5 Indikatororganismen	10
5.1 Höhere Pflanzen.....	12
5.1.1 Phytozönosen von Weihnachtsbaumkulturen und konkurrierenden Landnutzungen.....	12
5.1.2 Phytozönosen verschiedener Typen von Weihnachtsbaumkulturen.....	21
5.2 Epigäische Arthropoden (Laufkäfer und Spinnen).....	31
5.2.1 Arthropodenzönosen von Weihnachtsbaumkulturen und konkurrierenden Landnutzungen	31
5.2.2 Arthropodenzönosen verschiedener Typen von Weihnachtsbaumkulturen	41
5.3 Vögel	51
5.3.1 Avizönosen von Weihnachtsbaumkulturen und konkurrierenden Landnutzungen	51
5.3.2 Habitatpräferenzen gefährdeter Brutvogelarten in Weihnachtsbaumkulturen.....	63
6 Gesamtdiskussion	71
6.1 Biodiversität von Weihnachtsbaumkulturen und konkurrierenden Landnutzungen.....	71
6.2 Biodiversität verschiedener Typen von Weihnachtsbaumkulturen.....	73
7 Handlungsempfehlungen	76
8 Literatur	78
Appendix 1: Ergänzende Tabellen	88
Appendix 2: Beitrag aus der Zeitschrift Falke	103
Appendix 3: Eingereichtes Manuskript.....	107
Appendix 4: Fotoanhang	131

Vorwort

Der Auslöser für dieses Projekt liegt nun schon zehn Jahre zurück. Im Jahr 2008 konnte Harald Legge (Verein für Natur- und Vogelschutz im Hochsauerland, VNV) erstmals und noch dazu regelmäßig Vorkommen der Heidelerche (*Lullula arborea*) in Weihnachtsbaumkulturen des Hochsauerlandkreises (NRW) nachweisen (Legge 2009). Dies war eine kleine Sensation, denn bis dahin galten Weihnachtsbaumkulturen eher als lebensfeindliche Biotope mit geringer Artenvielfalt. Die Arbeit inspirierte weitere Mitarbeiter des VNV – hierunter insbesondere Wolfgang Schulte – zur intensiven Suche nach der Art in Weihnachtsbaumkulturen des Hochsauerlandes (Schulte 2017). Infolgedessen konnte er die rasante Ausbreitung der Heidelerche in den Kulturen dokumentieren; inzwischen geht er von einem Bestand von 530 bis 600 Brutpaaren aus (Fartmann et al. 2017, Schulte 2017, Kap. 5.3.1). Diese interessanten Beobachtungen veranlassten den Erstautor dieses Berichts eine Masterarbeit zu den Habitaten von Heidelerche und Baumpieper (*Anthus trivialis*) in Weihnachtsbaumkulturen und Bergheiden zu vergeben (Höppner 2014).

Aufgrund der weiterhin großen Kenntnisdefizite zur Biodiversität und zum nachhaltigen Management von Weihnachtsbaumkulturen einerseits und andererseits der Großflächigkeit und hohen wirtschaftlichen Bedeutung im Sauerland, entstand schließlich die Idee ein größeres Projekt bei der Deutschen Bundestiftung Umwelt (DBU, Osnabrück) zu beantragen. Als Kooperationspartner konnten die Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (Beratung Weihnachtsbaumanbau, Meschede; Herr Kristof Köhler) und die Biologische Station des Hochsauerlandkreises (Brilon; Herr Werner Schubert) gewonnen werden.

Herr Köhler vermittelte die Kontakte zu Weihnachtsbaumproduzenten vor Ort. Von diesen warben insbesondere die Herren Wilhelm Becker-Gödde, Eberhard Hennecke, Georg Feldmann-Schütte und Meinolf Mütherich intensiv für die Akzeptanz des Projektes und die Bereitstellung der Flächen für die Studien durch die Eigentümer bzw. Nutzer. Das Aufstellen von Bodenfallen zum Fang von Laufkäfern und Spinnen wurde durch die Untere Naturschutzbehörde im Hochsauerlandkreis genehmigt. Bestimmungskritische Laufkäfer wurden von Herrn Peter Schäfer (Telgte) determiniert. Die Analyse der Bodenproben übernahm teilweise Frau Antje Möhlmeyer (Universität Osnabrück). Die Herren Werner Schubert und Dr. Axel Schulte von der Biologischen Station stellten regionale Literatur zur Verfügung. Informationen zu den rechtlichen Grundlagen und zur Bewirtschaftungsweise verdanken wir den Herren Dr. Georg Kaiser (Lennestadt) und Kristof Köhler. Allen genannten Personen und allen, die uns Zugang zu ihren Kulturen gewährt haben gilt unser herzlicher Dank.

Ein solch umfassendes Projekt wäre ohne die Förderung durch die Deutsche Bundestiftung Umwelt (DBU-AZ 33141/01-33/0) sowie die engagierte und unkomplizierte Fachbetreuung durch Herrn Dr. Reinhard Stock nicht möglich gewesen. Hierfür möchten wir uns besonders bedanken.

Zusammenfassung

Der systematische Anbau von Weihnachtsbäumen begann in den 1980er-Jahren und ist damit ein relativ junges Phänomen. Seit dieser Zeit hat europaweit eine rasante Zunahme der Anbaufläche stattgefunden. Mit aktuell 18.000 ha stellt das Sauerland das bedeutendste Produktionsgebiet von Weihnachtsbäumen in Europa dar. Weihnachtsbaumkulturen (WBK) sind im Vergleich zu Wald Intensivkulturen und zeichnen sich durch den regelmäßigen Einsatz von Dünger und Herbiziden aus. Wie aufgrund der Neuartigkeit des Ökosystems WBK zu erwarten ist, sind die Kenntnisse zur Biodiversität rudimentär. Im Gegensatz zu vielen anderen Habitattypen des Offenlandes fehlen folglich auch wirksame Konzepte für WBK, um die rezente Erosion der Artenvielfalt zu stoppen. Das Projekt verfolgte daher zwei Hauptziele: 1. eine umfassende Biodiversitätsanalyse und 2. die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für den nachhaltigen Anbau von Weihnachtsbäumen.

Basierend auf unseren Studien sind konventionell bewirtschaftete WBK im Hochsauerland durch einen gewissen Anteil an Offenboden und eine mäßig deckende Krautschicht gekennzeichnet. Die offenen Habitatstrukturen bedeuten geringe Raumwiderstände für sich am Boden fortbewegende Tiere wie Laufkäfer, aktiv jagende Spinnen oder am Boden nach Nahrung suchende Vogelarten. Insbesondere für Laufkäfer waren die konventionell bewirtschafteten WBK von großer Bedeutung. Sie kamen hier mit der höchsten Artenvielfalt und hohen Aktivitätsdichten im Vergleich zu anderen Landnutzungstypen vor. Gefährdete Laufkäferarten waren zudem nahezu ausschließlich hier zu finden. Spinnen traten ebenfalls mit hoher Artenvielfalt und hohen Aktivitätsdichten auf. Aus naturschutzfachlicher Sicht aber am bemerkenswertesten war die große Bedeutung der konventionell bewirtschafteten WBK für gefährdete Brutvogelarten generell und für Baumpieper (*Anthus trivialis*), Bluthänfling (*Carduelis cannabina*), Goldammer (*Emberiza citrinella*) und Heidelerche (*Lullula arborea*) im Besonderen. Sie profitieren von einem guten Nahrungsangebot (Arthropoden und Samen) und einer gleichzeitig guten Zugänglichkeit der Nahrung.

Im Gegensatz zu den konventionell bewirtschafteten WBK waren die extensiv genutzten ökologisch bewirtschafteten WBK und Schmuckreisigkulturen durch eine höhere Pflanzenartenvielfalt, mehr Stresstrategen und niedrigere Stickstoff-Zeigerwerte gekennzeichnet. Allerdings unterschieden sich die Vegetationsstruktur und die Biozönosen der ökologisch bewirtschafteten WBK aufgrund der unterschiedlichen Nutzung und Vegetationsstruktur deutlich von denen der Schmuckreisigkulturen. Bedingt durch die regelmäßige Beweidung und zum Teil auch durch Einsaat wiesen ökologisch bewirtschaftete WBK oftmals eine grünlandartige Vegetation auf. Zahlreiche Indikatorarten dieses Kulturtyps waren typische Grünlandarten. Im Gegensatz dazu waren die Schmuckreisigkulturen aufgrund der stärkeren Beschattung durch eine waldartigere Vegetation gekennzeichnet. Besonders prägend für die Ausbildung der Arthropodenzönosen war die Beschaffenheit der bodennahen Vegetation. Die hohen Kraut- und Streuschichtdeckungen in ökologisch bewirtschafteten WBK hatten das Vorkommen von eurytopen Offenlandarten und einer erhöhten Spinnendiversität und -aktivitätsdichte zur Folge. Schmuckreisigkulturen waren vornehmlich durch Waldarten geprägt, wiesen wegen der verhältnismäßig stark ausgeprägten Krautschicht jedoch ebenfalls eine sehr hohe Spinnenartenvielfalt auf. Wegen der geringen Flächenausdehnung von ökologisch bewirtschafteten WBK und Schmuckreisigkulturen im UG, konnten in

diesen Kulturen keine ornithologischen Studien durchgeführt werden. Aufgrund der Habitatstrukturen ist eine ähnlich große Bedeutung für gefährdete Brutvogelarten aber eher unwahrscheinlich.

Basierend auf unseren Studien leisten alle untersuchten Typen der WBK einen Beitrag zum Erhalt der Artenvielfalt in der intensiv genutzten Landschaft des UG. Generell sollte eine weitere Intensivierung der Nutzung in allen Typen der WBK unterbunden werden. Darüber hinaus sollte bei der Bewirtschaftung ein räumliches Mosaik aus Kulturen unterschiedlichen Alters und auch unterschiedlicher Kulturtypen favorisiert werden. Wie wir für die Phytodiversität zeigen konnten, ist eine geringe Schlaggröße oft mit einer geringen Nutzungsintensität und einer höheren Artenvielfalt verbunden. Andererseits sind die gefährdeten Brutvogelarten Baumpieper und insbesondere Heidelerche auf größere Schläge konventionell bewirtschafteter WBK angewiesen. Daher ist ein Mosaik aus größeren und kleineren Schlägen sinnvoll.

Die offenen Habitatstrukturen mit Offenboden und Grus in den konventionell bewirtschafteten WBK sind Schlussteinstrukturen (*keystone structures*) und auf den Einsatz von Herbiziden zurückzuführen. Um eine mögliche Abdrift zu verhindern, sollten bei der Ausbringung von Herbiziden Spritz- gegenüber Sprühverfahren bevorzugt werden. Die negativen Auswirkungen von Herbiziden auf Tiere sind meist indirekter Natur – insbesondere, wenn die ausgebrachten Mengen unter den aus der Landwirtschaft bekannten Anwendungsdosen liegen – und machen sich vor allem in einem reduzierten Nahrungsangebot bemerkbar. Dennoch sollte der Einsatz von Herbiziden – wo möglich – bei der Bewirtschaftung der WBK reduziert werden. Wir empfehlen entlang der Einzäunungen und Wirtschaftswege der WBK generell auf die Anwendung von Herbiziden zu verzichten. Eine Einsaat mit handelsüblichen Saatmischungen sollte ebenfalls vermieden werden. Vielmehr empfehlen wir eine Selbstbegrünung oder die Verwendung von regionalem, standortgerechtem Saatgut von Spenderflächen oder Regiosaaten.

Für den Schutz der gefährdeten Brutvogelarten stellt eine Beweidung mit Shropshire-Schafen, die alternativ zur chemischen Unkrautkontrolle oft in ökologisch bewirtschafteten WBK eingesetzt wird, keine Alternative dar. Die beweideten Flächen weisen in aller Regel eine weitestgehend geschlossene Krautschicht auf und sind somit vor allem für die Heidelerche, aber auch den Baumpieper als Lebensraum ungeeignet, da diese Arten besonders vom Offenboden abhängig sind. Zudem sind Gelegeverluste der bodenbrütenden Arten bei der Koppelhaltung der Schafe durch Tritt zu erwarten. Das Gleiche gilt für eine mechanische Unkrautvernichtung durch Mulchen und Fräsen während der Brutzeit, da hierbei die Gefahr der Nestzerstörung besonders hoch sein dürfte. Insektizide und Fungizide werden in aller Regel nur bei Befall durch Schädlinge und dem Auftreten von Krankheiten eingesetzt. Diese Praxis sollte zwingend beibehalten werden und nicht präventiv vorgegangen werden, wie es in der Landwirtschaft üblich ist.

Aufgrund der bereits extensiven Nutzung in ökologisch bewirtschafteten WBK und Schmuckreisigkulturen ist der spezifische Optimierungsbedarf hier relativ gering. Die Einsaat der ökologisch bewirtschafteten WBK erfolgt meist mit handelsüblichen Klee gras- oder anderen Samenmischungen. Wie bei den konventionell bewirtschafteten WBK empfehlen wir eine Selbstbegrünung oder die Verwendung von regionalem, standortgerechtem Saatgut (s.o.).

Darüber hinaus besteht dringender Handlungsbedarf, die ehemaligen Lebensräume der gefährdeten Arten in der Kulturlandschaft wiederherzustellen. Dies gilt in besonderer Weise für die Bergheiden als Lebensraum für die Heidelerche.

1 Einleitung

Thomas Fartmann

Landwirtschaftliche Nutzfläche hat aktuell einen Anteil von 54 % an der Gesamtfläche Deutschlands; 30 % sind mit Wald bedeckt (BMU 2007). Land- und Forstwirtschaft kommt daher eine besondere Verantwortung für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in Deutschland zu. Trotz dieser großen Bedeutung weisen landwirtschaftlich genutzte Flächen in Mitteleuropa heute die größten Verluste der Biodiversität auf (s. ausführliche Darstellung unten).

Während für viele Habitattypen des Offenlandes wirksame Konzepte vorliegen, um die Erosion der Artenvielfalt zu stoppen, fehlen derartige Empfehlungen für Weihnachtsbaumkulturen (WBK). Dies ist besonders Besorgnis erregend, da die Anbaufläche von WBK europaweit zunimmt (Maurer 2014) und sie in bestimmten Regionen bereits landschaftsprägend sind (z.B. in Teilen des Hochsauerlandes) (Maurmann 2013). Sogar an generellen Informationen zur Biodiversität von WBK im Vergleich zu konkurrierenden Landnutzungen mangelt es (s. ausführliche Darstellung unten).

Das neuartige Ökosystem (*novel ecosystem*) Weihnachtsbaumkultur

Durch den rezenten Landnutzungswandel sind vielfach neuartige Ökosysteme (*novel ecosystems*) entstanden. Neuartige Ökosysteme zeichnen sich im Wesentlichen durch zwei Dinge aus: 1. Neuartigkeit, d.h. neue Artenkombinationen und 2. menschliches Handeln, was bedeutet, dass sie immer das Resultat beabsichtigter oder unbeabsichtigter menschlicher Aktivitäten sind (Hobbs et al. 2006, Hermann et al. 2013). Zu solchen neuartigen Ökosystemen zählen auch WBK.

Aufgrund landwirtschaftlicher Überproduktion zu Beginn der 1980er-Jahre und infolgedessen der Einführung von Milchquoten wurden Grünlandhabitats im Sauerland vielfach in WBK umgewandelt (Rüther 1990). Das Sauerland weist zwei Gunstfaktoren auf, die für den großflächigen Anbau von Weihnachtsbäumen entscheidend waren: Erstens die räumliche Nähe zum Absatzmarkt Ruhrgebiet und zweitens günstige Umweltbedingungen für die Produktion von Weihnachtsbäumen, die den Qualitätskriterien der Käufer entsprechen (Maurmann 2013). Die durchweg relativ nährstoffarmen Böden in Kombination mit dem kühlen Mittelgebirgsklima und einer kurzen Vegetationsperiode verhindern ein zu starkes Höhenwachstum und begünstigen den von den Käufern gewünschten stufigen Aufbau der Bäume mit nicht zu großen Quirlabständen.

Zu einer weiteren Ausdehnung der Anbaufläche von WBK kam es infolge der Auswirkungen des Orkans Kyrill im Januar 2007. Viele der durch den Orkan neu entstandenen Windwurfflächen in Fichtenforsten wurden geräumt und in WBK überführt. Auf mehr als 2.900 ha Fläche entstanden neue Kulturen (Wald-Zentrum 2013).

Nahmen WBK im Jahr 1990 lediglich 3.000 ha Fläche im Sauerland ein (Rüther 1990), so sind es aktuell 18.000 ha (Landtag NRW 2013). Das Sauerland ist damit das bedeutendste Produktionsgebiet von Weihnachtsbäumen in Europa. Der Anbau von Weihnachtsbäumen ist inzwischen ein wichtiger Wirtschaftsfaktor (Asbrand 2012). Der Verkauf von Weihnachtsbäumen hatte im Jahr 2005 einen Anteil von 31 % am Rohumsatz innerhalb der gesamten Land- und Forstwirtschaft des Hochsauerlandkreises.

Wie aufgrund der Neuartigkeit des Ökosystems WBK zu erwarten ist, sind die Kenntnisse zur Biodiversität von WBK rudimentär. Zudem handelt es sich bei den wenigen vorhandenen Publikationen meist um Studien aus Nordamerika (z.B. Hughes & Hudson 1997, Williams 2011, Hatten et al. 2014). Aus dem wichtigsten europäischen Anbaugebiet, dem Sauerland, liegen so gut wie keine Informationen vor. Körner (1988) untersuchte den Bodennährstoffhaushalt von unterschiedlich intensiv genutzten WBK des Sauerlandes sowie je zwei Flächen mit Wirtschaftsgrünland und Fichtenforst. Über die Avifauna von WBK ist bislang kaum etwas bekannt. Erst jüngst wurde das regelmäßige Vorkommen der gemäß EU-Vogelschutzrichtlinie streng geschützten Heidelerche (*Lullula arborea*) in WBK nachgewiesen (Legge 2009, Höppner 2014). Zudem beschäftigte sich die Arbeit von Höppner (2014) auch mit der Bedeutung von WBK für den Baumpieper (*Anthus trivialis*), insbesondere im Vergleich zu Bergheiden. Eine Studie, die mit einer ausreichenden Anzahl von Stichproben auf breiter biozönotischer Basis die Biodiversität der verschiedenen Typen des neuartigen Ökosystems WBK im Vergleich zu konkurrierenden Nutzungen (Intensivgrünland, Fichtenforst) und Windwurfflächen untersucht, fehlt bislang für das Sauerland und ganz Europa.

Erhaltung der Biodiversität in Zeiten des globalen Wandels

Der rezente Verlust der Biodiversität hat weltweit ein bislang unbekanntes Ausmaß erreicht. Aktuell sind die Aussterberaten von Pflanzen- und Tierarten um den Faktor 1.000 höher als es natürlicherweise zu erwarten wäre (De Vos et al. 2014). Trotz großer Anstrengungen des Naturschutzes setzt sich diese dramatische Entwicklung fort (Butchart et al. 2010). Entsprechend warnen Barnosky et al. (2011) vor einem möglichen sechsten Massenartensterben. Als Hauptverursacher des globalen Artensterbens wird der Mensch angesehen. Insbesondere Änderungen der Landnutzung haben erheblich zum Rückgang der Artenvielfalt beigetragen (Sala et al. 2000).

Der Landnutzungswandel hat zu gravierenden quantitativen und qualitativen Veränderungen der mitteleuropäischen Landschaften geführt (Fartmann 2006, 2017; Ellenberg & Leuschner 2010, Poschod 2015). Dabei ist eine deutliche Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche bei gleichzeitiger Abnahme von extensiv oder kaum genutzten Habitaten (Öd- und Unland) zu verzeichnen (Fartmann 2006, 2017). Obwohl sich die Flächenausdehnung von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland seit dem 2. Weltkrieg nur geringfügig geändert hat, weisen Habitate der Agrarlandschaften heute die größten Rückgänge der Biodiversität auf (Donald et al. 2006, Leuschner et al. 2013). Dabei haben zwei gegensätzliche Prozesse eine entscheidende Rolle gespielt: Einerseits die Intensivierung produktiver Standorte und andererseits das Brachfallen auf Grenzertragsstandorten (Foley et al. 2005, Henle et al. 2008, Kleijn et al. 2009). Die Intensivierung der Graslandnutzung hat sich aufgrund der produktiveren Umweltbedingungen (fruchtbare Böden, milderes Klima) vor allem im Tiefland vollzogen, wohingegen die Mittelgebirgsregionen vor allem vom Brachfallen der Lebensräume betroffen waren (Caraveli 2000, MacDonald et al. 2000, Schumacher 2007). Abweichend von dem generell für die Mittelgebirge skizzierten Bild, hat das Brachfallen von Offenlandhabitaten im Untersuchungsgebiet dieser Studie – dem Sauerland – nur eine geringe Bedeutung gehabt. Hier sind – wie bereits zuvor dargestellt wurde – viele Grünlandhabitate in den 1980er-Jahren in WBK umgewandelt worden.

Die Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt ist weltweit spätestens seit der Verabschiedung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (*Convention on Biological Diversity*) in Rio de Ja-

neiro 1992 das zentrale Thema des Naturschutzes (Heywood 1995). Entsprechend hat eine Vielzahl von Ländern nationale Strategien für den Schutz der biologischen Vielfalt verabschiedet, so auch Deutschland (BMU 2007). Das Ziel, den Artenrückgang bis 2010 zu stoppen, ist allerdings deutlich verfehlt worden (Butchart et al. 2010, Piechocki et al. 2010).

Für viele Offenlandhabitattypen liegen umfassende Empfehlungen für eine biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung vor (z.B. Flade et al. 2003, Winspear & Davis 2005, Bunzel-Drücke et al. 2008, Veen et al. 2009). Bei WBK und konkurrierenden Nutzungen ist nicht nur der generelle Kenntnisstand zur Biodiversität gering, sondern es mangelt auch an Konzepten zur nachhaltigen Förderung der Biodiversität. Aufgrund der Großflächigkeit des Ökosystems WBK im Sauerland besteht hier dringender Handlungsbedarf.

Zielsetzung des Vorhabens

Das Projekt verfolgt zwei Hauptziele: 1. eine umfassende Biodiversitätsanalyse und 2. die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für den nachhaltigen Anbau von Weihnachtsbäumen. Die Biodiversitätsanalyse erfolgt mit hinreichender Stichprobenanzahl und auf breiter biozönotischer Basis vergleichend für Landnutzungen, zu denen WBK in Flächenkonkurrenz stehen und verschiedene Typen von WBK. Die betrachteten konkurrierenden Landnutzungstypen sind Intensivgrünland, Fichtenforst und Windwurf. Die berücksichtigten WBK-Typen umfassen: WBK auf Offenland- und Waldstandorten, konventionell und ökologisch bewirtschaftete WBK, junge und alte WBK sowie Schmuckreisigkulturen. Als Untersuchungsgebiet dient das wichtigste europäische Anbaugbiet, das Sauerland. Basierend auf den vorliegenden Analysen sollen Handlungsempfehlungen zum biodiversitätsfördernden, nachhaltigen und umweltverträglichen Anbau von Weihnachtsbäumen erarbeitet werden.

2 Rechtliche Grundlagen

Thomas Fartmann

Die Anlage einer WBK bedarf in Deutschland in aller Regel einer Genehmigung (Maurer 2014). Die rechtlichen Vorschriften und die Genehmigungspraxis variieren jedoch von Bundesland zu Bundesland. In diesem Kapitel werden die rechtlichen Rahmenbedingungen in Nordrhein-Westfalen als wichtigstem Produktionsgebiet in Europa und dem Untersuchungsgebiet dieser Studie ausführlich behandelt. Informationen zur Genehmigungspraxis in den anderen Bundesländern sowie in der Schweiz und Österreich sind Maurer (2014) zu entnehmen.

In Nordrhein-Westfalen sind WBK auf Offenland- und Waldstandorten durch die Änderung des Landesforstgesetzes im Jahr 2013 nun rechtlich gleichgestellt (Landtag NRW 2013) und ihre Anlage gilt als Eingriff in Natur und Landschaft mit entsprechender Ausgleichspflicht (Senn 1990). Hiervon ausgenommen sind lediglich WBK auf Waldstandorten mit einem Gesamtumfang von unter 2 ha pro Waldbesitzer, sofern sie sich nicht in Nachbarschaft zu anderen WBK auf Waldflächen befinden, oder unter Energieleitungen (Landtag NRW 2013). Ein Fortbestehen von WBK auf Kyrillflächen über das Jahr 2028 hinaus ist nach der aktuellen Rechtslage nur erlaubt, wenn die Kulturen entsprechend Standards der ökologischen Bewirtschaftung oder den PEFC-Kriterien bewirtschaftet werden (s. www.pefc.de): Letztere beinhalten hinsichtlich des Herbizid-

einsatzes einen Mindestabstand von 20 m zu Oberflächengewässern, eine Reduktion um 50 % und eine maximale Ausbringung bis zum 6. Standjahr der Kultur. Der Einsatz von Insekti- und Fungiziden ist nur nach Begutachtung durch eine fachkundige Person möglich. Darüber hinaus sollen Schläge über 1 ha durch „Innensäume“ aus einheimischen Baum- und Straucharten auf 5 % der Fläche gegliedert werden.

3 Bewirtschaftung von Weihnachtsbaumkulturen

Thomas Fartmann & Merle Streitberger

Weihnachtsbäume – wie die bevorzugt angebaute Nordmann-Tanne (*Abies nordmanniana*) – reagieren recht empfindlich auf Spätfroste im Frühjahr (Maurmann 2013, Maurer 2014). Daher scheiden frostgefährdete Tal- und Senkenlagen für die Anlage der Kulturen aus. Für den Anbau qualitativ hochwertiger Weihnachtsbäume sind Böden mit einem durchwurzelbaren Bodensubstrat von mindestens 20 bis 30 cm Mächtigkeit, nicht zu hohen Tongehalten und pH-Werten von 4,2 bis 5,8 notwendig (Maurer 2014). Vor der Anpflanzung wird der Boden in aller Regel durch Fräsen gelockert. Wurzelstöcke aus einer Vorkultur werden durch eine Rodefräse zerkleinert. Die Pflanzreihen sind in aller Regel talwärts gerichtet, um einen Kaltluftabfluss sicherzustellen. Die Reihenabstände betragen meist 1,0 bis 1,2 m (Maurmann 2013). Seltener weisen sie auch einen Abstand bis 1,5 m auf; dann ist ein Befahren mit den im Wein- und Obstbau gebräuchlichen Schmalspurschleppern möglich (Maurer 2014). Die Umtriebszeit für Weihnachtsbäume beträgt zwischen acht und zwölf Jahre (Körner 1988).

WBK sind im Vergleich zu Wald Intensivkulturen und zeichnen sich durch den regelmäßigen Einsatz von Düngemitteln und Herbiziden aus (Willoughby & Palmer 1997). Übermäßige Düngung wirkt sich allerdings negativ auf die Qualität der Bäume aus (Matschke 2005; Maurmann 2013). Entsprechend sind die Düngergaben in WBK deutlich unter denen von (einjährigen) landwirtschaftlichen Kulturen (Maurer 2014; vgl. auch Dauber et al. 2010). Vor der Bestandsgründung erfolgt in aller Regel eine Grunddüngung mit Mineraldünger bzw. Mist oder eine Gründüngung. Teilweise ist auch eine Kalkung mit kohlensaurem Magnesiumkalk notwendig. Für die ersten fünf Standjahre werden für Nordmanntannen-Kulturen Gaben von 3–5 dt/ha Mehrnährstoffdünger (mit 12 % N, 5–12 % P₂O₅, 16–17 % K₂O und 5–8 % MgO) empfohlen, ab dem 6. Standjahr dann 5–7 dt/ha. Eine Feinjustierung der Düngergaben erfolgt heutzutage meist nach vorherigen Bodenanalysen.

Weihnachtsbäume als verholzte Pflanzen wachsen deutlich langsamer als Gräser und Kräuter. Daher stellt die Konkurrenz durch diese Pflanzengruppen in den ersten Standjahren ein Problem für das Wachstum der Weihnachtsbäume dar (Maurer 2014). Der Herbizideinsatz erfolgt daher zur Kulturvorbereitung und mindestens in den ersten drei bis vier Standjahren jeweils im Frühling vor Beginn der Vegetationsperiode und im Herbst nach der Verholzung der Baumtriebe (Körner 1988). Neben wirtschaftlichen Gründen hat die chemische Bekämpfung der Wildkräuter im Vergleich zur mechanischen den weiteren Vorteil, dass größere Offenbodenbereiche erhalten bleiben, die für höhere Temperaturen sorgen und das Spätfrostisiko minimieren (Maurer 2014). Die Krautschicht zwischen den Baumreihen wird im Hochsommer zudem häufig gemulcht (Matschke 2005).

Sowohl Insektizide als auch Fungizide werden üblicherweise nur bei Befall durch Schädlinge und dem Auftreten von Krankheiten eingesetzt (Maurer 2014). Um Wildverbiss durch Reh- oder auch Rotwild zu verhindern, sind die Weihnachtsbaumkulturen umzäunt (Legge 2009, Höppner 2014, Maurer 2014). Spaziergängern mit Hunden ist der Zugang zu den Kulturen daher ebenfalls verwehrt. Sie scheiden somit als Störfaktor für brütende Vögel aus.

Da die Weihnachtsbaumproduzenten die Kunden jedes Jahr mit frischen Bäumen zur Weihnachtszeit versorgen müssen, sind die Kulturen meist durch ein Mosaik aus Parzellen mit unterschiedlich alten Bäumen und damit unterschiedlichen Habitatstrukturen gekennzeichnet (Höppner 2014, Fartmann et al. 2017). Schlaggrößen von 0,8 bis 2 ha sind üblich im konventionellen Anbau.

Ökologisch bewirtschaftete Weihnachtsbaumkulturen unterscheiden sich insbesondere durch den Verzicht auf synthetische Stickstoffdünger und Pestizide sowie meiste geringere Schlaggrößen (meist 0,8–1,2 ha) von konventionell bewirtschafteten Kulturen. Die Nährstoffversorgung der Bäume wird mit organischem Dünger wie Mist oder Haarmehlpellets aus Schweineborsten sowie Klee gras-Untersaaten sichergestellt (Kaiser mdl. Mitt.). Zur Unterdrückung konkurrierender Gräser und Kräuter wird auf das Mulchen oder den Einsatz von Shropshire-Schafen – die Weihnachtsbäume nicht verbeißen – zurückgegriffen (Matschke 2005, SSBA 2008, Maurer 2014). Schädlinge werden bei Befall durch Mittel auf organischer Basis bekämpft (z.B. Spruzit gegen Läusebefall) (Kaiser mdl. Mitt.).

Schmuckreisigkulturen dienen der Gewinnung von Schnittgrün und werden im nachfolgenden Text zu den WBK gestellt. Am häufigsten wird hierfür die Pazifische Edeltanne (*Abies nobilis*; syn. *A. procera*) verwendet (Maurer 2014). Aufgrund des unregelmäßigen Wuchses ist die Nutzung der Art als Weihnachtsbaum nicht immer möglich. Die auf der Unterseite silbrig gefärbten Nadeln machen ihn jedoch für die Schnittgrünherzeugung attraktiv. Die Anlage erfolgt vielfach als Mischkultur aus Weihnachtsbäumen (*A. nordmanniana*) und Schmuckreisigbäumen; teilweise werden sie aber auch als Reinkultur angebaut (Köhler mdl. Mitt.). Bis zur Ernte der Weihnachtsbäume werden die Kulturen in aller Regel angelegt und bewirtschaftet wie es für konventionelle WBK üblich ist (s.o.). Mit der regelmäßigen Gewinnung von Schnittgrün wird nach der Entnahme der Weihnachtsbäume, also nach acht bis neun Jahren, begonnen (Köhler mdl. Mitt.). Der Abstand zwischen den Bäumen beträgt dann in aller Regel 2 m. Die Düngergaben werden deutlich reduziert. Konkurrierende Gräser und Kräuter werden durch Mulchen zurückgedrängt. Herbizideinsatz erfolgt nur in Ausnahmen (z.B. bei hoher Deckung vom Brombeeren [*Rubus* spp.]). Die Nutzung der Kulturen kann bis zu 25 Standjahre umfassen. Danach werden sie teilweise zur Holzproduktion stehen gelassen; daher erfolgt ihre Anlage oft auf Waldstandorten.

4 Untersuchungsgebiet

Thomas Fartmann

4.1 Lage und Physiogeographie

Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst eine Fläche von 541 km² und liegt im nordwestlichen Teil des Hochsauerlandkreises (51°6' N/8°5'–51°22' N/8°33' E, 250–700 m NN), einer Mittelgebirgsregion im Südosten des Bundeslandes Nordrhein-Westfalen (Abb. 1). Der Hochsauer-

landkreis ist Bestandteil des Süderberglandes und umfasst die naturräumlichen Haupteinheiten Rothaargebirge, Nordsauerländer Oberland und Sauerländer Senken (Bürgener 1963). Als Ausgangsgestein dominieren devonische oder karbonische Silikatgesteine (Geologisches Landesamt NRW 1998). Der vorherrschende Bodentyp in der Hügellandschaft sind nährstoffarme Braunerden. Mit einer Jahresmitteltemperatur von 8,0 °C und mittleren jährlichen Niederschlägen von 1.184 mm ist es durch ein überwiegend kühl-feuchtes Klima geprägt (Wetterstation Eslohe [351 m NN], Zeitraum: 1981-2010, DWD 2017). Intensive Forst- und Landwirtschaft prägen die heutige Landschaft: Wälder (47 % der gesamten Fläche) – darunter hauptsächlich standortfremder Fichtenforst – und Grünland (23 %) sind die dominierenden Lebensraumtypen, gefolgt von Ackerland sowie Siedlungs- und Verkehrsfläche (je 11 %).

Innerhalb Deutschlands und des Hochsauerlands stellt das UG das Herz des Weihnachtsbaumangebaus dar. Mit 3.813 ha bedecken Weihnachtsbaumkulturen etwa 7 % des UG und bilden hier somit ein charakteristisches Element der Mittelgebirgslandschaft. Es stellt somit *die* Modellregion schlechthin für Studien zur Biodiversität von WBK und konkurrierenden Nutzungen in Europa dar. Die hier gewonnenen Erkenntnisse haben aus naturschutzfachlicher Sicht europaweite Relevanz. Sie können als Grundlage für das biodiversitätsfördernde Management von WBK in anderen europäischen Anbaugebieten (Dänemark, Belgien, Frankreich und Großbritannien) dienen.

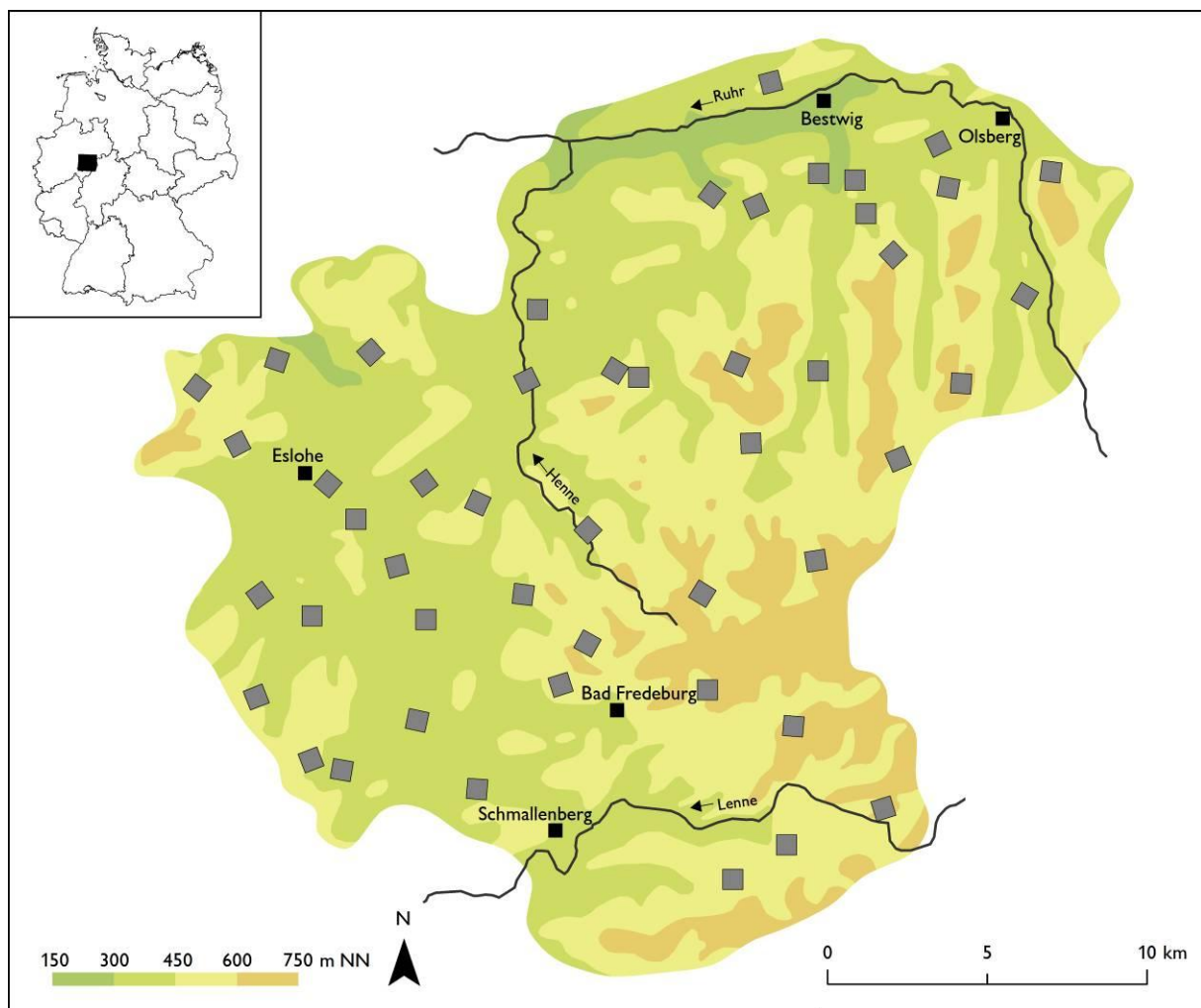


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes und der Probeflächen in Deutschland.

4.2 Probeflächen

Das Untersuchungsprogramm basiert auf dem Vergleich von WBK mit Landnutzungen, zu denen WBK in Flächenkonkurrenz stehen und dem Vergleich zwischen verschiedenen Typen von WBK. Die betrachteten konkurrierenden Landnutzungstypen sind Intensivgrünland (GRÜN), WBK auf Offenland- (WBK-OFFEN) und Waldstandort (= auf Kyrill-Windwurflläche; WBK-WIND) sowie Fichtenforst (FORST) und Kyrill-Windwurflläche (WIND) (Abb. 2). Die weiteren berücksichtigten WBK-Typen umfassen junge (WBK-JUNG; ≤ 6 Standjahre) und alte WBK (WBK-ALT; > 6 Standjahre), ökologisch bewirtschaftete WBK (WBK-ÖKO) sowie Schmuckreisigkulturen (SCHMUCK). Die in den einzelnen Studien berücksichtigten Typen hängen von den jeweiligen Fragestellungen und Indikatororganismengruppe ab (s. Kap. 5).

Insgesamt wurden 48 quadratische Probeflächen (PF) von 40 ha Größe zufällig im UG ausgewählt (Abb. 1). In jeweils sieben PF dominierten die Landnutzungstypen GRÜN, WBK-OFFEN, WBK-WIND, WIND und FORST mit Flächenanteilen des jeweiligen Ziellandnutzungstyps von mindestens 40 % ($N_{PF} = 35$). Auf den übrigen 13 PF dominierten ebenfalls mit einem Flächenanteil von über 40 % der Fläche WBK; die jeweiligen WBK-Typen waren aber zu unterschiedlichen Anteilen vertreten.

5 Indikatororganismen

Thomas Fartmann

Folgende Indikatororganismengruppen wurden für die vorliegende Studie ausgewählt: Gefäßpflanzen, Laufkäfer, Spinnen und Vögel (Tab. 1). Sie weisen eine unterschiedliche Mobilität auf, repräsentieren die gesamte Bandbreite der trophischen Ebenen, der ökologische Kenntnisstand zu den Gruppen ist gut bis sehr gut und sie lassen sich mit standardisierten Methoden gut erfassen. Zudem kommen sie in den meisten terrestrischen Ökosystemen mit einer hohen Artenvielfalt vor. Folglich gelten die Taxa als sehr gute Indikatoren für die Habitatqualität terrestrischer Lebensräume (Blick 1999, Trautner & Fritze 1999, Gatter 2000, Ellenberg et al. 2001, Ellenberg & Leuschner 2010, Fuller 2012, Borchard et al. 2014). Vögel sind darüber hinaus aufgrund ihrer hohen Mobilität hervorragende Indikatoren für die Landschaftsstruktur (Fuller 2012).

Tab. 1: Übersicht über die zu untersuchenden Indikatororganismengruppen und ihre standardisierten Erfassungsmethoden. Quellen: Dierschke (1994), Bruns & Finch (2004), Klausnitzer et al. (2005), Südbeck et al. (2005), Bresinsky et al. (2008), Ellenberg & Leuschner (2010), Fuller (2012).

	Gefäßpflanzen	Laufkäfer	Spinnen	Vögel
Mobilität	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Ernährungstyp	autotroph	carnivor, teilweise herbivor	carnivor	carni-, omni- und herbivor
Ökologischer Kenntnisstand	sehr gut	gut	gut	sehr gut
Erfassungsmethoden	Absuchen, Vegetationsaufnahme	Bodenfallen	Bodenfallen	Revierkartierung mit Einsatz von Klangattrappe
	halbquantitativ (Artmächtigkeit)	quantitativ (Aktivitätsdichte)	quantitativ (Aktivitätsdichte)	quantitativ (Brutpaare)

Offenlandstandorte



Intensivgrünland (GRÜN)

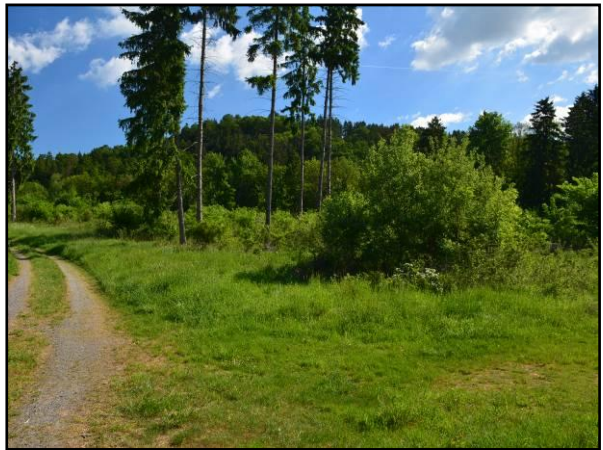
Waldstandorte



Fichtenforst (FORST)



Weihnachtsbaumkultur (WBK-OFFEN)



Windwurf (WIND)



Weihnachtsbaumkultur (WBK-WIND)

Abb. 2: Übersicht über die fünf Landnutzungstypen, die miteinander verglichen wurden. Fotos: C. Höppner, außer Windwurf (WIND) – T. Fartmann.

5.1 Höhere Pflanzen

Merle Streitberger & Thomas Fartmann

5.1.1 Phytozönosen von Weihnachtsbaumkulturen und konkurrierenden Landnutzungen

Material und Methoden

Geländeuntersuchungen

Für den Vergleich von WBK mit konkurrierenden Landnutzungstypen wurde zwischen fünf verschiedenen Typen unterschieden: junge konventionell bewirtschaftete WBK (WBK-JUNG, ≤ 6 Standjahre), alte konventionell bewirtschaftete WBK (WBK-ALT, > 6 Standjahre), Intensivgrünland (GRÜN), Kyrill-Windwurf (WIND) und Fichtenforst (FORST). Für die Vegetationsaufnahmen wurden 25 der 40 ha großen PF zufällig ausgewählt. Für jeden der Landnutzungstypen wurden 18 Vegetationsaufnahmen angefertigt, die zufällig innerhalb der PF verteilt wurden.

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten im Zeitraum von Mitte Mai bis Ende Juli 2017 auf einer 25 m² großen Fläche (5 m \times 5 m). Dabei wurden die Deckungsgrade aller Gefäßpflanzen nach der Wilmanns-Skala geschätzt (Wilmanns 1998). Für die statistische Auswertung wurden die Artmächtigkeiten in die folgenden mittleren Deckungsgrade umgewandelt: r = 0,1 %, + = 0,5 %, 1 = 1 %, 2m = 2,5 %, 2a = 10 %, 2b = 20,5 %, 3 = 38 %, 4 = 63 %, 5 = 88 %. Zusätzlich wurden die Deckung der Krautschicht, Kräuter, Gräser, Kryptogamen und Streu sowie der Anteil an Offenboden und Steinen/Grus geschätzt. Außerdem wurden die mittleren Krautschicht- und Weihnachtsbaumhöhen ermittelt, indem die Krautschicht- und Weihnachtsbaumhöhen an fünf zufällig ausgewählten Stellen innerhalb der Vegetationsaufnahme fläche gemessen wurden.

Bodenproben wurden in einer Tiefe bis 10 cm an drei zufällig ausgewählten Standorten in jeder Vegetationsaufnahme fläche genommen. Die drei Proben wurden gemischt und vor der Analyse luftgetrocknet und gesiebt. Sie wurden hinsichtlich der Bodenreaktion (CaCl₂, WTW Multi 3430, pH Elektrode SenTrix 940-3), Calcium-Acetat-Lactat löslichem Phosphat (Photometer, Biochrom Libra S11), Kalium (Flammenphotometer, BWB Technologies BWB XP) und N_{min} (wasserlösliches Ammonium und Nitrat, Ionen-Chromatograph, Metrohm 761 Compact IC) analysiert.

Datenanalyse

Für jede Aufnahme wurde die Anzahl an Rote-Liste-Arten nach LANUV NRW (2010) und die Anzahl an Neophyten in Anlehnung an Haeupler et al. (2003) und NetPhyD & BfN (2013) ermittelt. Mit Hilfe der BIOLFLOR-Datenbank (Klotz et al. 2002) wurde die Anzahl der Ruderal-Strategen (r, cr, sr) berechnet. Außerdem wurde die mittlere gewichtete Stickstoffzahl nach Ellenberg (Ellenberg et al. 2001) durch Gewichtung mit den Deckungsgraden für jede Aufnahme berechnet. Arten, die als Weihnachtsbäume angepflanzt wurden (*A. nordmanniana*, *A. nobilis* und *Picea pungens*) und nicht-einheimische Baumarten (*P. abies* und *Pseudotsuga menziesii*) wurden generell von der Analyse ausgeschlossen.

Zur Analyse von signifikanten Unterschieden der analysierten Parameter zwischen den einzelnen Untersuchungsgruppen wurden (generalisierte) lineare gemischte Modelle berechnet (LMM bzw. GLMM; lme4, nlme-Paket; Bates et al. 2017; Pinheiro et al. 2017). Als Zufallseffekt wurde der Plot in die Modelle integriert. Als nominale erklärende Variable wurde der Landnutzungstyp und als Zielvariablen wurden die analysierten Parameter in die Modelle eingesetzt. Je nach Vertei-

lung der Zielvariablen wurden proportional binomiale (Prozentdaten), Poisson (Zählenden) oder lineare Modelle (normalverteilte Variablen [Shapiro-Wilk-Test] nach Wurzeltransformation) angewandt. Im Falle von Überdispersion, wurden „*observation-level random effects*“ eingebaut (Harrison 2014, 2015), um die Überdispersion zu reduzieren. Der Einfluss der erklärenden Variablen auf die Zielvariable wurde mittels ANOVA ermittelt, indem die Modelle mit den Nullmodellen ohne die Zielvariable verglichen wurden (F -Test für lineare Modelle bzw. χ^2 -Tests für binomiale und Poisson-Modelle). Zur Ermittlung von signifikanten Unterschieden wurden Tukey-Tests als Post-hoc-Tests angewandt (glht-Funktion, multcomp-Paket, Hothorn et al. 2017).

Außerdem wurde eine Indikatorartenanalyse (ISA, Dufrêne & Legendre 1997) durchgeführt, um für die einzelnen Gruppen signifikante Indikatorarten zu ermitteln. Dabei wurden die Deckungsgrade Wurzel-transformiert. Zur Ermittlung ökologischer Gradienten, die die unterschiedlichen Landnutzungstypen unterscheiden, wurde eine Ordination (*detrended correspondence analysis*, DCA) durchgeführt. Dabei wurden alle Arten, die in weniger als drei Aufnahmen vorkamen aus den jeweiligen Datensätzen entfernt. Seltene Arten wurden herunter gewichtet und die Deckungsgrade Wurzel-transformiert. Es wurden nur die Umweltvariablen in die Analyse eingespeist, bei denen signifikante Unterschiede zwischen den Aufnahmetypen ermittelt wurden und die nicht miteinander interkorreliert waren (Spearman Korrelationskoeffizient r_s ; $|r_s| > 0,6$) (nicht mit in die Analyse aufgenommene Variablen s. Appendix 1, Tab. A1).

Des Weiteren wurde ein LMM durchgeführt, um zu ermitteln, welche Umweltfaktoren eine hohe Artenvielfalt in jungen und alten konventionell bewirtschafteten WBK zur Folge haben. Die Artenzahl wurde ln-transformiert, um eine Normalverteilung zu erreichen, und als Zielvariable in das Modell eingesetzt. Das Modell enthielt unter anderem die Weihnachtsbaumhöhe, den pH-Wert sowie die P-, K- und N_{\min} -Gehalte als erklärende Variablen. Die Offenbodendeckung und die Deckung an Steinen/Grus wurden addiert, da diese beiden Variablen stark interkorreliert waren (Spearman Korrelationskoeffizient r_s ; $|r_s| > 0,6$), und diese neue Variable („Offenboden/Steine/Grus“) wurde ebenfalls in das Modell als Zielvariable aufgenommen. Zusätzlich wurde die Gesamtfläche an WBK (exkl. Schmuckreisigkulturen) in dem Plot als erklärende Variable in das Modell integriert. Die Gesamtfläche der WBK pro Untersuchungsplot wurde im Rahmen einer Luftbildanalyse ermittelt. Plot wurde als Zufallseffekt in das Modell eingesetzt. Um die Variablen mit dem größten Einfluss auf die Zielvariable zu ermitteln, wurde eine Modellmittelung (*model averaging*) durchgeführt. Die Modellmittelung erfolgte mit der *dredge*-Funktion (MuMIn-Paket, Bartón 2018) und enthielt nur Modelle mit $\Delta AIC < 3$ (vgl. Grueber et al. 2011).

Die statistischen Analysen wurden mit R 3.4.2 (GLMM; LMM; R Core Team 2017), PCORD 5 (ISA) und Canoco 5 (DCA) durchgeführt.

Ergebnisse

Bodeneigenschaften

Die untersuchten Landnutzungstypen zeichneten sich jeweils durch charakteristische Bodenmerkmale aus (Tab. 2). Der pH-Wert nahm vom Grünland und den jungen WBK über die alten WBK bis hin zu den Windwurfflächen und Forsten signifikant ab. Der N_{\min} -Gehalt der WBK war vergleichbar mit den Gehalten der Windwurfflächen und Forste. Grünland wies hingegen einen signifikant höheren N_{\min} -Gehalt auf. Im Gegensatz dazu zeichneten sich die WBK durch die höchsten mittleren Phosphor- und Kalium-Gehalte aus, die sich signifikant von denen der

Forste und den Windwurfflächen unterschieden. Das Grünland nahm eine Mittelstellung ein. Hinsichtlich des Phosphor-Gehaltes unterschied es sich nur von den Forsten durch einen signifikant höheren Gehalt. Der Kalium-Gehalt im Grünland unterschied sich hingegen signifikant von den jungen WBK mit den höchsten und von den Forsten mit den niedrigsten mittleren Kalium-Gehalten.

Vegetationsstruktur

Die Vegetationsstruktur der WBK unterschied sich signifikant von den anderen Landnutzungstypen (Tab. 3). Bis auf eine höhere Deckung und größere Höhe der Weihnachtsbäume in den alten WBK, lagen ebenfalls keine signifikanten Unterschiede in der Vegetationsstruktur zwischen den jungen und den alten WBK vor.

Die Krautschichtdeckung war im Grünland am höchsten und nahm von hier signifikant über die WBK und Windwurfflächen zu den Forsten ab. Die Zusammensetzung der Krautschicht unterschied sich je nach Landnutzungstyp. Die Deckung an Kräutern war im Grünland und den WBK am höchsten und unterschied sich signifikant von den Forsten, während die Windwurfflächen eine mittlere Stellung einnahmen. Im Gegensatz dazu waren das Grünland und die Windwurfflächen durch eine signifikant höhere Grasdeckung im Vergleich zu den WBK und den Forsten charakterisiert. Die Krautschicht war in den WBK und Windwurfflächen signifikant höher als im Grünland und in den Forsten. In den WBK, Forsten und den Windwurfflächen lag eine ähnliche hohe Deckung an Kryptogamen vor. Im Grünland war diese deutlich geringer ausgeprägt und unterschied sich signifikant von den alten WBK und den Forsten. Im Vergleich zu den anderen Landnutzungstypen wiesen WBK die offensten Habitatstrukturen auf. Zum einen waren sie im Vergleich zu den Windwurfflächen und den Forsten durch eine signifikant geringere Streudeckung charakterisiert. Im Grünland war die Streudeckung intermediär und unterschied sich signifikant von den jungen WBK und den Windwurfflächen sowie den Forsten. Zum anderen war der Anteil an Offenboden in den WBK vergleichsweise hoch. Signifikante Unterschiede bestanden im Vergleich zu den Windwurfflächen und für die jungen WBK zusätzlich zu den Forsten. Im Gegensatz zum Grünland und den Windwurfflächen wiesen die WBK zudem einen signifikant höheren Anteil an Steinen und Grus auf.

Tab. 2: Mittelwerte \pm Standardabweichungen der Bodeneigenschaften der untersuchten Landnutzungstypen. $N = 18$ pro Landnutzungstyp. Vergleiche zwischen den Typen erfolgten mittels Tukey-Test, s. Datenanalyse. Gruppen, die keinen gemeinsamen Buchstaben aufweisen, unterschieden sich signifikant ($P < 0,05$). *** $P < 0,001$.

Parameter	GRÜN	WBK-JUNG	WBK-ALT	WIND	FORST	P
pH	5,6 \pm 0,5 ^a	5,3 \pm 0,6 ^a	4,7 \pm 0,5 ^b	3,9 \pm 0,6 ^c	3,5 \pm 0,4 ^c	***
N _{min} (mg/100 g)	7,0 \pm 3,1 ^a	3,4 \pm 1,8 ^b	3,0 \pm 1,0 ^b	4,4 \pm 2,9 ^b	2,7 \pm 2,1 ^b	***
P (PO ₄ ³⁻) (mg/100 g)	0,4 \pm 0,2 ^{ab}	0,5 \pm 0,3 ^a	0,7 \pm 0,2 ^a	0,2 \pm 0,1 ^{bc}	0,1 \pm 0,0 ^c	***
K (mg/100 g)	13,9 \pm 9,1 ^{bc}	23,5 \pm 7,1 ^a	17,5 \pm 6,6 ^{ab}	8,2 \pm 4,7 ^{cd}	5,5 \pm 6,3 ^d	***

Pflanzengemeinschaften

Hinsichtlich der Artenmerkmale gab es ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den jungen und den alten WBK (Tab. 3). Die höchste Gesamtartenzahl wiesen junge WBK auf. Mit 100 nachgewiesenen Arten waren die Werte mehr als doppelt so hoch wie in den Fichtenforsten.

Die mittlere Artenzahl pro Aufnahme war im Grünland und in den Windwurfflächen signifikant höher im Vergleich zu den Forsten. Die WBK hatte eine intermediäre Position. In allen Landnutzungstypen kamen Rote-Liste-Arten vor. Insgesamt waren sie mit einem Mittelwert von $\leq 0,3$ Arten pro Aufnahme aber selten. Im Gegensatz zu den anderen Landnutzungstypen zeichneten sich WBK durch eine signifikant höhere Anzahl an Neophyten aus. Die Anzahl der Ruderalarten war in den WBK ebenfalls am höchsten und nahm von hier über das Grünland und die Windwurfflächen bis zu den Forsten hin signifikant ab. Im Gegensatz zu den N_{\min} -Gehalten der Böden zeichneten sich die WBK durch vergleichsweise hohe mittlere Stickstoff-Zeigerwerte aus (Tab. 2, Tab. 3). Die höchsten Stickstoff-Zeigerwerte wiesen Grünland und junge WBK auf; für beide Landnutzungstypen unterschieden sich die Werte signifikant von denen der Windwurfflächen und Forsten. In den alten WBK war der mittlere Stickstoff-Zeigerwert etwas niedriger als im Grünland und in den jungen WBK und unterschied sich signifikant von dem der Windwurfflächen.

Für jeden Landnutzungstyp wurden durch die Indikatorartenanalyse signifikante Indikatorarten identifiziert (Tab. 4). Vor allem das Grünland und die Windwurfflächen zeichneten sich durch eine hohe Anzahl an Indikatorarten aus (z. B. *Lolium perenne* und *Taraxacum* sect. *Ruderalia* bzw. *Deschampsia flexuosa* und *Rubus idaeus*). Im Vergleich dazu waren die Forste nur durch zwei Indikatorarten (*Dryopteris carthusiana*, *Mycelis muralis*) charakterisiert. Zahlreiche Neophyten und Ruderalarten typisierten die WBK. Für die jungen Kulturen waren *Epilobium ciliatum* und *Myosotis arvensis* die Arten mit den höchsten Indikatorwerten. *Crepis capillaris* und *Sonchus arvensis* charakterisierten unter anderem die alten Kulturen.

Tab. 3: Mittelwerte \pm Standardabweichungen der Vegetationsstruktur- und Artenmerkmalsparameter der untersuchten Landnutzungstypen. $N = 18$ pro Typ. Vergleiche zwischen den Typen erfolgten mittels Tukey-Test, s. Datenanalyse. Typen, die keinen gemeinsamen Buchstaben aufweisen, unterschieden sich signifikant ($P < 0,05$). * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$, n.s. = nicht signifikant.

Parameter	GRÜN	WBK-JUNG	WBK-ALT	WIND	FORST	P
Vegetationsstruktur						
Deckung [%]						
Krautschicht	89,2 \pm 11,9 ^a	46,7 \pm 16,9 ^b	40,3 \pm 18,7 ^b	51,8 \pm 18,9 ^b	16,4 \pm 17,9 ^c	***
Kräuter	40,1 \pm 20,0 ^a	43,1 \pm 14,7 ^a	40,0 \pm 18,7 ^a	18,2 \pm 11,4 ^{ab}	12,1 \pm 13,8 ^b	**
Gräser	75,8 \pm 12,7 ^a	5,3 \pm 10,7 ^b	1,4 \pm 3,6 ^b	41,4 \pm 21,4 ^a	6,7 \pm 9,9 ^b	***
Kryptogamen	4,0 \pm 6,1 ^a	16,0 \pm 17,2 ^{ab}	23,1 \pm 17,3 ^b	16,8 \pm 14,4 ^{ab}	22,3 \pm 20,0 ^b	**
Streu	45,8 \pm 23,2 ^b	23,6 \pm 13,8 ^a	27,2 \pm 8,4 ^{ab}	69,4 \pm 12,0 ^c	72,5 \pm 15,6 ^c	***
Offenboden	6,1 \pm 10,6 ^{bc}	9,1 \pm 10,2 ^c	6,9 \pm 9,7 ^{bc}	0,2 \pm 0,3 ^a	1,8 \pm 4,7 ^{ab}	***
Steine/Grus	0,0 \pm 0,0 ^a	9,1 \pm 9,9 ^c	4,8 \pm 6,8 ^c	0,1 \pm 0,2 ^{ab}	1,8 \pm 2,7 ^{bc}	***
Weihnachtsbäume	.	41,7 \pm 9,7 ^a	51,1 \pm 15,5 ^b	.	.	*
Krautschichthöhe [cm]	13,6 \pm 8,0 ^a	46,1 \pm 20,5 ^b	39,4 \pm 20,5 ^b	30,1 \pm 10,1 ^b	11,8 \pm 6,6 ^a	***
Weihnachtsbaumhöhe [cm]	-	98 \pm 25 ^a	206 \pm 61 ^b	-	-	***
Artenmerkmale						
Gesamtartenzahl	65	100	74	85	45	
Artenzahl pro Aufnahme	21,6 \pm 4,3 ^a	18,4 \pm 15,1 ^{ab}	15,1 \pm 3,7 ^{ab}	22,3 \pm 8,1 ^a	8,2 \pm 5,7 ^b	***
Anzahl an Rote-Liste-Arten	0,1 \pm 0,3	0,3 \pm 0,7	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,4	0,2 \pm 0,4	n.s.
Anzahl an Neophyten	0,1 \pm 0,3 ^a	1,8 \pm 0,8 ^b	1,5 \pm 0,6 ^b	0,1 \pm 0,3 ^a	0,0 \pm 0,0 ^a	***
Anzahl an Ruderalarten	3,1 \pm 2,0 ^b	8,8 \pm 6,1 ^c	7,2 \pm 2,8 ^c	3,0 \pm 1,6 ^b	0,8 \pm 0,9 ^a	***
Stickstoff-Zeigerwert	6,4 \pm 0,4 ^a	6,8 \pm 1,1 ^a	6,1 \pm 0,9 ^{ab}	4,7 \pm 0,9 ^c	5,1 \pm 1,1 ^{bc}	***

Tab. 4: Ergebnisse der Indikatorartenanalyse (ISA, Dufrêne & Legendre 1997) für die untersuchten Landnutzungstypen. Dargestellt sind nur Arten mit Indikatorwerten (IW) ≥ 25 . Die Arten sind innerhalb der einzelnen Typen nach Indikatorwert sortiert. Grauschattierte Arten: Arten sind Indikatorarten für den Typ, in dem sie aufgelistet sind. $N = 18$ pro Typ. ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$.

Art	P	GRÜN	WBK-JUNG	WBK-ALT	WIND	FORST
<i>Lolium perenne</i>	***	94,1
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	***	90,9
<i>Trifolium repens</i>	***	87,5
<i>Poa pratensis</i>	***	87,1
<i>Cerastium holosteoides</i>	***	83,3
<i>Poa trivialis</i>	***	78,6
<i>Phleum pratense</i>	***	73,8
<i>Rumex acetosa</i>	***	66,7
<i>Veronica serpyllifolia</i>	***	66,7
<i>Bellis perennis</i>	***	61,1
<i>Cardamine pratensis</i>	***	61,1
<i>Ranunculus acris</i>	***	61,1
<i>Dactylis glomerata</i>	***	59,9
<i>Ranunculus repens</i>	***	54,2
<i>Alopecurus pratensis</i>	***	50,0
<i>Trifolium pratense</i>	***	47,4
<i>Holcus lanatus</i>	***	42,6
<i>Plantago major</i>	***	39,7
<i>Poa annua</i>	***	36,7
<i>Bromus hordeaceus</i>	***	33,3
<i>Veronica chamaedrys</i>	***	33,3
<i>Plantago lanceolata</i>	**	30,3
<i>Rumex obtusifolia</i>	**	26,2
<i>Festuca rubra agg.</i>	**	25,3
<i>Epilobium ciliatum</i>	***	.	50,4	.	.	.
<i>Myositis arvensis</i>	***	.	42,3	.	.	.
<i>Vicia hirsuta</i>	***	.	40,7	.	.	.
<i>Veronica persica</i>	***	.	35,8	.	.	.
<i>Lapsana communis</i>	***	.	30,4	.	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	**	.	28,6	.	.	.
<i>Fallopia convolvulus</i>	***	.	28,5	.	.	.
<i>Viola arvensis</i>	**	.	25,7	.	.	.
<i>Crepis capillaris</i>	***	.	.	49,9	.	.
<i>Sonchus arvensis</i>	***	.	.	47,1	.	.
<i>Sonchus asper</i>	***	.	.	39,8	.	.
<i>Vicia sepium</i>	***	.	.	37,3	.	.
<i>Senecio vulgaris</i>	***	.	.	35,9	.	.
<i>Vicia cracca</i>	**	.	.	30,2	.	.
<i>Geranium dissectum</i>	***	.	.	29,4	.	.
<i>Rubus idaeus</i>	***	.	.	.	85,5	.
<i>Deschampsia flexuosa</i>	***	.	.	.	73,0	.
<i>Luzula luzuloides</i>	***	.	.	.	59,2	.
<i>Galium hircynicum</i>	***	.	.	.	56,3	.
<i>Digitalis purpurea</i>	***	.	.	.	55,1	.
<i>Agrostis tenuis</i>	***	.	.	.	50,3	.
<i>Senecio ovatus</i>	***	.	.	.	50,2	.
<i>Juncus effusus</i>	***	.	.	.	50,0	.
<i>Galium aparine</i>	***	.	.	.	48,8	.
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	***	.	.	.	45,3	.
<i>Epilobium angustifolium</i>	***	.	.	.	42,3	.
<i>Carex ovalis</i>	***	.	.	.	38,9	.
<i>Dryopteris dilatata</i>	***	.	.	.	38,8	.
<i>Athyrium filix-femina</i>	***	.	.	.	35,3	.
<i>Galeopsis tetrahit</i>	***	.	.	.	34,0	.
<i>Betula pendula</i>	***	.	.	.	33,3	.

Art	P	GRÜN	WBK-JUNG	WBK-ALT	WIND	FORST
<i>Moehringia trinervia</i>	***	.	.	.	33,1	.
<i>Cytisus scoparius</i>	***	.	.	.	32,0	.
<i>Rumex acetosella</i>	**	.	.	.	26,8	.
<i>Veronica officinalis</i>	**	.	.	.	25,4	.
<i>Mycelis muralis</i>	***	28,8
<i>Dryopteris carthusiana</i>	**	26,7

Im DCA-Diagramm wurden die Aufnahmen als drei Gruppen dargestellt: die beiden Typen der WBK, die Forste und Windwurfflächen sowie das Grünland sind jeweils deutlich voneinander getrennt (Abb. 3, Tab. 5). Die Ordination bestätigt somit die vorherigen Ergebnisse. Die WBK- und die Grünlandaufnahmen waren im Gegensatz zu den Forsten und den Windwurfflächen mit einer höheren Kräuterdeckung und höheren pH-Werten korreliert. Im Gegensatz dazu unterschieden sich die WBK, die Windwurfflächen und die Forste von den Grünlandaufnahmen durch eine höhere Kryptogamendeckung und geringere N_{\min} -Gehalte. Die WBK waren im Gegensatz zu den anderen Gruppen mit den höchsten Werten der Krautschichthöhe, der Deckung an Steinen/Grus, der Anzahl an Ruderal-Strategen, des Kalium-Gehalts und mit einer geringeren Streudeckung korreliert.

Die bestimmenden Faktoren für die Artenvielfalt in den WBK waren der Anteil an Offenboden/Steinen/Grus und die Gesamtfläche der WBK in den Untersuchungsplots (Tab. 6). Beide Faktoren hatten einen negativen Einfluss auf die Phytodiversität.

Tab. 5: Kennwerte der DCA für die unterschiedlichen Landnutzungstypen: Eigenwerte und Gradientenlängen der ersten beiden Achsen und Korrelationskoeffizienten der Umweltvariablen mit diesen Achsen sowie der Anteil der durch die ersten beiden Achsen erklärten Varianz.

Umweltfaktor	1. Achse	2. Achse
Artenzahl	-0,0435	-0,2122
Kräuter	-0,5908	0,0402
Kryptogamen	0,2216	0,4039
Streu	0,6451	-0,3251
Steine/Grus (SG)	-0,1562	0,45
Krautschichthöhe	0,0105	0,5693
pH	-0,8343	-0,3064
K	-0,4733	0,2581
N_{\min}	-0,1754	-0,5203
Ruderalstrategen (RS)	-0,2833	0,3594
Gradientenlänge [SD]	5,45	5,89
Eigenwert	0,824	0,637
Anteil erklärter Varianz [%]	20,9	

Diskussion

Anhand der vorliegenden Studie wurden signifikante Unterschiede in der Vegetationsstruktur und den Phytozönosen zwischen den WBK und den im UG dominierenden Landnutzungstypen nachgewiesen. Im Vergleich zum Intensivgrünland, den Windwürfen und Fichtenforsten waren die WBK durch eine deutliche offenere Vegetationsstruktur mit einer intermediären Krautschichtdeckung, einer geringen Streuschichtdeckung und einem hohen Anteil an Offenboden und Steinen/Grus charakterisiert. Bis auf Unterschiede in der Höhe und der Deckung der Weihnachtsbäume lagen allerdings keine Unterschiede zwischen den jungen und alten WBK vor. Die

WBK zeichneten sich durch spezifische Phytozönosen aus, die im Gegensatz zu den denen der anderen Landnutzungstypen aus einer hohen Anzahl an Ruderalarten und Neophyten aufgebaut waren.

Neben den spezifischen Vegetationsmerkmalen unterschieden sich die WBK auch hinsichtlich der Bodeneigenschaften von den konkurrierenden Landnutzungstypen. Wie das Intensivgrünland stellten die WBK aufgrund von Düngung vergleichsweise nährstoffreiche Lebensräume dar. Dies wurde durch höhere mittlere Stickstoffzeigerwerte im Vergleich zu den Windwürfen und Fichtenforsten widerspiegelt. Während das Grünland allerdings besonders hohe Stickstoffkonzentrationen aufwies, waren die Stickstoffgehalte in den Böden der WBK vergleichbar mit denen der Windwürfe und Fichtenforste. Im Gegensatz dazu wiesen die WBK die höchsten mittleren Phosphor- und Kaliumgehalte auf. Im Vergleich zu anderen Anbaupflanzen, wie etwa einjährigen Kulturen, bedürfen Weihnachtsbäume allerdings relativ geringer Düngermengen (Maurer 2014).

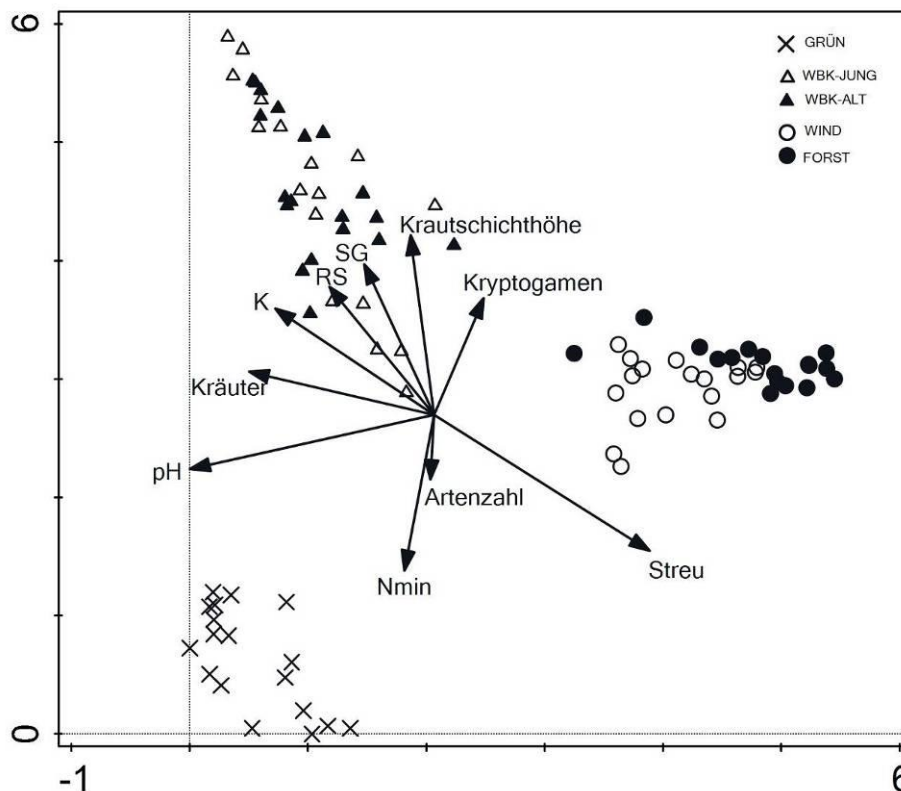


Abb. 3. DCA-Ordination mit den unterschiedlichen Landnutzungstypen und den Umweltvariablen als overlay. Abkürzungen der Umweltvariablen s. Tab. 5.

Tab. 6: Ergebnis des LMM mittels Modellmittelung: Abhängigkeit der Artenzahl (ln-transformiert) von Umweltvariablen in jungen und alten WBK ($N = 36$). Dargestellt sind nur die signifikanten Variablen des Gesamtmodells. * $P < 0,05$, *** $P < 0,001$.

Parameter	Estimate	SE	Z	P
(Intercept)	4.0906323	0.4849225	8.166	***
Offenboden/Steine/Grus	-0.0182534	0.0046643	3.757	***
Gesamtfläche WBK	-0.0473699	0.0156053	2.46	*
McFadden's Pseudo R^2				0,63

Die Intensität der Düngung in WBK ist besonders abhängig von dem Nährstoffbedarf der angepflanzten Baumart und den vorherrschenden Bodenverhältnissen und muss diesen Faktoren sorgfältig angepasst werden, da zu hohe Nährstoffmengen ein unerwünschtes Baumwachstum zur Folge haben und Schäden an den Bäumen hervorrufen können (Matschke 2005, Maurer 2014). Vor allem exzessive, im Verhältnis zu anderen Pflanzennährstoffen unausgewogene Stickstoffgaben sind für die Qualität der Weihnachtsbäume kritisch, da sie die Empfindlichkeit der Bäume gegenüber Schadfaktoren wie Krankheiten, Schädlingen oder Trockenheit erhöhen (Matschke 2005, ARGE 2008). Genauso problematisch für die Baumqualität sind Engpässe in der Versorgung bestimmter Nährstoffe (Maurer 2014). Generell haben Koniferen, die als Weihnachtsbäume angepflanzt werden, einen relativ hohen Bedarf an Kalium, da ein Mangel an Kalium sich durch eine Vergilbung und ein Abwerfen der Nadeln auswirkt und die Resistenz der Bäume gegenüber Schadfaktoren verringert (Matschke 2005).

Im Gegensatz zur Nährstoffverfügbarkeit unterschied sich die Bodenazidität zwischen den jungen und alten WBK. Die Böden der alten Kulturen wiesen niedrigere pH-Werte auf, was vermutlich aus dem Basenentzug in Folge der Nährstoffaufnahme und Ernte und durch Auswaschung resultiert (vgl. Hatten et al. 2014, Körner 1988). Diese Vermutung wird durch den etwas niedrigeren Kalium-Gehalt in den alten WBK unterstützt. Neben dem Bestandsalter der Kultur sind die Bodeneigenschaften in WBK besonders abhängig von der Anzahl der Baumgenerationen (Körner 1988). Nach dreimaliger Bestockung erreichen die WBK im UG hinsichtlich vieler Bodeneigenschaften wie etwa die Bodenazidität oftmals das Niveau der nährstoffarmen und bodensauren Fichtenforste (Körner 1988).

In Bezug auf die Artenvielfalt übernahmen die WBK eine intermediäre Position. Allerdings wurde für die jungen WBK die höchste Gesamtartenzahl nachgewiesen, was auf eine hohe Variabilität in der Artenvielfalt in diesen Kulturen hindeutet. Im Gegensatz zu den anderen Landnutzungstypen waren Fichtenforste – der am weitesten verbreitete Landnutzungstyp im UG – durch eine sehr geringe Artenvielfalt gekennzeichnet. Die Nadelholzforste im UG sind größtenteils aus standortfremden Fichten aufgebaut und werden intensiv forstlich genutzt. Sie weisen eine dichte, homogene Baumschicht und eine mächtige Streuauflage auf (eigene Beobachtung). Aufgrund der starken Beschattung ist die Krautschicht nur sehr spärlich ausgeprägt und entsprechend artenarm. Insgesamt sind sie strukturell somit sehr homogen. Im Gegensatz zu Fichtenforsten waren die Windwurfflächen deutlich artenreicher. Sie zeichneten sich durch eine hohe strukturelle Heterogenität aus und umfassten unterschiedliche Sukzessionsstadien. Aufgrund der geringen bzw. fehlenden Baumschicht wiesen sie eine deutlich besser ausgeprägte Strauch- und Krautschicht auf. Wie durch die ISA verdeutlicht wird, kamen hier unter anderem Gehölze und Vorwald- bzw. Waldarten nährstoffarmer Standorte wie *Carex ovalis*, *Deschampsia flexuosa* oder *Galium harynicum* vor. Somit hatten die Windwurfflächen eine starke floristische Ähnlichkeit mit den Fichtenforsten, wie anhand der Ordination nachgewiesen wurde. Im Grünland waren die Artenzahlen ähnlich hoch wie auf den Windwurfflächen. Die Artengemeinschaften waren hauptsächlich aus weit verbreiteten Arten aufgebaut. Wie am Beispiel der Bodenanalysen dargestellt, repräsentierten die Grünländer vergleichsweise stark gedüngte Lebensräume, wodurch vor allem nährstoffliebende Grünlandarten gefördert wurden.

Die Vegetation in WBK wird besonders von der Art und Intensität der Unkrautbeseitigung bestimmt. In den konventionell bewirtschafteten Kulturen erfolgt die Unkrautbeseitigung übli-

cherweise mit Hilfe von Herbiziden (Kap. 3). Eine geringe Vegetationsbedeckung ist in WBK, vor allem in jungen Kulturen, erforderlich, um die von den Verbrauchern erwünschte Wuchsform der Bäume zu erzielen. Eine hohe und dichte Krautschicht, die die jungen Bäume überwuchert, hat einen starken Ausfall unter den jungen Bäumen zur Folge und reduziert die Qualität der Weihnachtsbäume, z.B. durch verminderte Wuchsleistung und Knospung (Sæbø et al. 2009). Herbizide werden üblicherweise zur Kulturvorbereitung und regelmäßig während der ersten drei bis vier Jahre nach der Anpflanzung angewandt (Kap. 3). Oftmals werden Bodenherbizide zu Beginn der Vegetationsperiode und Blattherbizide, wie das Breitbandherbizid Glyphosat, gegen Ende der Vegetationsperiode eingesetzt (Willoughby & Palmer 1997). Innerhalb älterer Bestände wird die Unkrautregulierung hingegen unregelmäßiger durchgeführt. Aus Sicht des Pflanzenartenschutzes ist der intensive Herbizideinsatz in WBK kritisch, da hierdurch konkurrenzschwache Arten verdrängt und herbizidtolerante und ruderalen Arten gefördert werden, wie es am Beispiel unserer Studie gezeigt wurde. Viele der ruderalen Arten (r -, cr - und sr -Strategen) haben eine kurze, annuelle Lebensdauer (s. Klotz et al. 2002) und sind somit gut an die regelmäßige Störung durch den Herbizideinsatz angepasst. Dennoch waren in den WBK zum Teil auch mehrjährige Arten in hoher Abundanz vertreten, wie etwa *Sonchus arvensis*. Aufgrund der geringen Bodenstörung sind in WBK mehrjährige Arten vermutlich konkurrenzkräftiger als in einjährigen Kulturen mit regelmäßiger Bodenstörung (vgl. Streit et al. 2002). Zusätzlich zu den ruderalen Arten waren in den WBK Neophyten häufiger als in den anderen Landnutzungstypen. *Epilobium ciliatum*, ebenfalls eine mehrjährige Art, war einer der häufigsten Neophyten und Indikatorart für junge WBK. Diese Art scheint besonders resistent gegenüber Herbiziden wie Glyphosat zu sein. In Europa wurden bereits zahlreiche herbizidresistente Populationen der Art nachgewiesen (s. Matulevičiūtė 2016). Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der großen Samenproduktion ist diese Art bei regelmäßiger Herbizidanwendung konkurrenzkräftig (Matulevičiūtė 2016).

Ein ähnliches Muster der Artenvielfalt wurde auch beim Vergleich der mehrjährigen Kurzumtriebsplantagen (KUP) mit anderen Habitattypen beobachtet (Baum et al. 2012). Im Vergleich zu Wäldern und Äckern wiesen KUP ebenfalls höhere Artenzahlen auf. Jedoch unterschied sich hier die Artengemeinschaft stark abhängig vom Alter der Bestände. Während Grünlandarten vor allem in jüngeren Beständen vorkamen, dominierten Waldarten in älteren infolge der zunehmenden Beschattung. Demgegenüber konnten wir keine deutlichen Unterschiede in den Artengemeinschaften zwischen den jungen und alten WBK nachweisen (s. Abb. 3). Die Ursache hierfür liegt vermutlich darin begründet, dass die Rotationszyklen mit 8 bis 12 Jahren relativ kurz und die Nutzungsunterschiede in den jungen und alten Kulturen zu gering waren. Auch in den alten Kulturen fand oftmals eine Unkrautbeseitigung statt (eigene Beobachtung). Außerdem war die mittlere Weihnachtsbaumbedeckung hier nur um etwa 10 % höher, so dass die Struktur der Strauchschicht zu ähnlich war, um deutliche Unterschiede in der Vegetation entstehen zu lassen, zum Beispiel durch die Förderung schattentoleranter Waldarten. Anhand des LMM wurde nachgewiesen, dass die Artenvielfalt in den WBK vor allem vom Anteil an Offenboden bzw. Steinen/Grus und der Fläche der WBK innerhalb der PF war. Beide Parameter lassen sich als Indikatoren für die Nutzungsintensität interpretieren. Hohe Artenzahlen kamen vor allem dann vor, wenn der Anteil an Offenboden gering war. Bei einem geringeren Anteil an Offenboden ist davon auszugehen, dass die Unkrautbeseitigung weniger intensiv erfolgt und somit eine höhere Artenvielfalt gefördert wird. Vor allem in kleineren Flächen wurden höhere Artenzahlen beobachtet

mit bis zu 30 bis 50 Arten pro Vegetationsaufnahme. Uns liegen keine Belege für die Abhängigkeit der Nutzungsintensität von der Flächengröße vor. Aber es ist denkbar, dass auf kleineren WBK eine extensivere Nutzung stattfindet als auf großflächigen WBK, zum Beispiel indem Herbizide weniger intensiv eingesetzt werden. Möglicherweise resultiert die höhere Artenvielfalt in den kleineren Kulturen auch aus Randeffekten durch die stärkere Einwanderung von Arten angrenzender Habitats.

Als Lebensraum für gefährdete Pflanzenarten spielen WBK keine Rolle. Das gleiche trifft allerdings auch auf die anderen Landnutzungstypen zu. Im Gegensatz dazu wurde durch unsere avifaunistischen Untersuchungen gezeigt, dass konventionell bewirtschaftete WBK bedeutende Bruthabitats für gefährdete Brutvogelarten, wie die Heidelerche (*Lullula arborea*), darstellen (s. Kap. 5.3). Aufgrund der offenen Vegetationsstruktur bieten konventionell bewirtschaftete WBK gefährdeten Vogelarten – die zur Nahrungssuche auf offene Vegetation bzw. Offenboden angewiesen sind – ideale Voraussetzungen. Durch den hohen Anteil an Offenboden weisen konventionell bewirtschaftete WBK eine hohe Arthropodenaktivität auf (Bagge et al. 2012), wodurch insektivoren Arten ausreichend Nahrung zur Verfügung steht. Für die Heidelerche konnten ähnliche Beobachtungen in einer anderen mehrjährigen Kultur gemacht werden. Rebfluren, die ein Mosaik aus Vegetation und Offenbodenstellen aufweisen, stellen wichtige Nahrungshabitats für die Heidelerche in der Schweiz dar (Schaub et al. 2010, Arlettaz et al. 2012).

Zusammenfassend wiesen WBK im Vergleich zu den im UG dominierenden Landnutzungstypen infolge der spezifischen Bewirtschaftungsweise charakteristische Phytozönosen auf. Im Vergleich zum Grünland, zu Windwurfflächen und Nadelholzforsten waren WBK aufgrund der regelmäßig stattfindenden Unkrautbeseitigung durch einen hohen Anteil an Ruderalarten gekennzeichnet. Durch den Herbizideinsatz wurden hier besonders herbizidtolerante Arten gefördert. Vor allem in homogenen durch Intensivgrünland oder Forste dominierten Landschaften gehen wir davon aus, dass WBK aufgrund der spezifischen Artengemeinschaften zu einer Erhöhung der Pflanzenartenvielfalt beitragen können. Aus Naturschutzsicht haben WBK allerdings eine geringe Bedeutung für den Schutz gefährdeter Pflanzenarten. Aufgrund der spezifischen Vegetationsstruktur spielen sie hingegen aus faunistischer Sicht eine wichtige Rolle als Lebensraum für gefährdete Brutvogelarten.

5.1.2 Phytozönosen verschiedener Typen von Weihnachtsbaumkulturen

Material und Methoden

Geländeuntersuchungen

Zur Untersuchung der Auswirkungen des Managements auf die Phytodiversität in WBK wurden unterschiedliche Typen miteinander verglichen: konventionelle WBK im Offenland (WBK-OFFEN), konventionell bewirtschaftete WBK auf Kyrill-Windwurfflächen (WBK-WIND), ökologisch bewirtschaftete WBK (WBK-ÖKO) und Schmuckreisigkulturen (SCHMUCK). Für jeden Kulturtyp wurden sechs Untersuchungsflächen zufällig ausgewählt. Innerhalb jeder Fläche wurden drei Vegetationsaufnahmen an zufällig ausgewählten Standorten angefertigt. Die Untersuchungen fanden von Juli bis August 2017 statt.

Alle Vegetationsaufnahmen erfolgten auf einer 25 m² großen Fläche (5 m × 5 m). Dabei wurden die Deckungsgrade aller Gefäßpflanzen nach der Wilmanns-Skala geschätzt (Wilmanns

1998). Für die statistische Auswertung wurden die Artmächtigkeiten in die folgenden mittleren Deckungsgrade transformiert: $r = 0,1 \%$, $+ = 0,5 \%$, $1 = 1 \%$, $2m = 2,5 \%$, $2a = 10 \%$, $2b = 20,5 \%$, $3 = 38 \%$, $4 = 63 \%$, $5 = 88 \%$. Zusätzlich wurden die Gesamtkrautschichtdeckung, die Deckung an Kräutern und Gräsern, die Kryptogamendeckung, die Streudeckung sowie der Anteil an Offenboden und Steinen/Grus geschätzt. Außerdem wurden die mittlere Krautschicht- und Weihnachtsbaumhöhe ermittelt; jeweils an fünf zufällig ausgewählten Stellen innerhalb der Vegetationsaufnahme- und -fläche.

Bodenproben wurden in einer Tiefe bis 10 cm an drei zufällig ausgewählten Standorten in jeder Vegetationsaufnahme- und -fläche genommen. Die drei Proben wurden gemischt und vor der Analyse luftgetrocknet und gesiebt. Sie wurden hinsichtlich der Bodenreaktion (CaCl₂, WTW Multi 3430, pH Elektrode SenTrix 940-3), Calcium-Acetat-Lactat löslichem Phosphat (Photometer, Biochrom Libra S11), Kalium (Flammenphotometer, BWB Technologies BWB XP) und N_{min} (wasserlösliches Ammonium und Nitrat, Ionen-Chromatograph, Metrohm 761 Compact IC) analysiert.

Datenanalyse

Für jede Aufnahme wurde die Anzahl an Rote-Liste-Arten nach LANUV NRW (2010) und die Anzahl an Neophyten (inkl. nicht-heimischer Arten: *Larix decidua* und *Picea abies*) in Anlehnung an Haeupler et al. (2003) und NetPhyD & BfN (2013) ermittelt. Mit Hilfe der BIOLFLOR Datenbank (Klotz et al. 2002) wurde die Anzahl an Stress-Strategen (s, cs, sr) berechnet. Außerdem wurde die mittlere gewichtete Stickstoffzahl nach Ellenberg (Ellenberg et al. 2001) durch Gewichtung mit den Deckungsgraden für jede Aufnahme berechnet. Arten, die als Weihnachtsbäume angepflanzt wurden (*Abies nordmanniana*, *A. procera* und *Picea pungens*), wurden generell von der Analyse ausgeschlossen.

Zur Analyse von signifikanten Unterschieden der analysierten Parameter zwischen den einzelnen Kulturtypen (WBK-OFFEN, WBK-WIND, WBK-ÖKO und SCHMUCK) wurden (generalisierte) lineare gemischte Modelle berechnet (LMM bzw. GLMM; R Pakete lme4, nlme; Bates et al. 2017; Pinheiro et al. 2017). Als Zufallseffekt wurde die Probefläche in die Modelle integriert. Als nominale erklärende Variable wurde der Typ der WBK und als Zielvariablen wurden die analysierten Parameter in die Modelle eingesetzt. Je nach Verteilung der Zielvariablen wurden proportional binomiale (Prozentdaten), Poisson (Zählraten) oder lineare Modelle (normalverteilte Variablen, teilweise nach Wurzel- oder ln-Transformation) angewandt. Im Falle von Überdispersion, wurden „*observation-level random effects*“ eingebaut (Harrison 2014, 2015), um die Überdispersion zu reduzieren. Der Einfluss der erklärenden Variablen auf die Zielvariable wurde mittels ANOVA ermittelt, indem die Modelle mit den Nullmodellen ohne die Zielvariable verglichen wurden (*F*-Test für lineare Modelle bzw. χ^2 -Tests für proportional binomiale und Poisson-Modelle). Zur Ermittlung von signifikanten Unterschieden wurden Tukey-Tests als Post-hoc-Tests angewandt (glht-Funktion, multcomp-Paket, Hothorn et al. 2017).

Außerdem wurde eine Indikatorartenanalyse (ISA, Dufrêne & Legendre 1997) durchgeführt, um für die einzelnen Gruppen signifikante Indikatorarten zu ermitteln. Dabei wurden die Deckungsgrade Wurzel-transformiert. Zur Ermittlung ökologischer Gradienten, die die unterschiedlichen Typen der WBK unterscheiden, wurde eine Ordination (*detrended correspondence analysis*, DCA) durchgeführt. Dabei wurden alle Arten, die in weniger als drei Aufnahmen vorkamen aus

den jeweiligen Datensätzen entfernt. Seltene Arten wurden herunter gewichtet und die Deckungsgrade Wurzel-transformiert. Es wurden nur die Umweltvariablen in die Analyse eingespeist, bei denen signifikante Unterschiede zwischen den Aufnahmetypen ermittelt wurden und die nicht miteinander interkorreliert waren (Spearman Korrelationskoeffizient $|r_s| > 0,6$) (nicht mit in die Analyse aufgenommene Variablen s. Appendix 1, Tab. A2).

Die statistischen Analysen wurden mit R 3.4.2 (GLMM; LMM; R Core Team 2017), PCORD 5 (ISA) und Canoco 5 (DCA) durchgeführt.

Ergebnisse

Bodeneigenschaften

Im Vergleich zu den anderen WBK-Typen (WBK-OFFEN, -WIND, -ÖKO) wiesen Schmuckreisigkulturen signifikant niedrigere pH-Werte auf (Tab. 7). Im Gegensatz dazu hatte der Kulturtyp keinen Einfluss auf die N_{\min} - und Phosphor-Gehalte der Böden. Signifikante Unterschiede lagen hingegen beim Kalium-Gehalt vor. Die Werte für Schmuckreisigkulturen waren niedriger als in den drei anderen Typen.

Tab. 7: Mittelwerte \pm Standardabweichungen der Bodenparameter der verschiedenen Typen von Weihnachtsbaumkulturen. $N = 18$ pro Typ. Vergleiche zwischen den Typen mittels Tukey-Test, s. Datenanalyse. Typen, die keinen gemeinsamen Buchstaben aufweisen, unterschieden sich signifikant ($P < 0,05$). ** $P < 0,01$ *** $P < 0,001$, n.s. = nicht signifikant.

Parameter	WBK-OFFEN	WBK-WIND	WBK-ÖKO	SCHMUCK	P
pH	$4,9 \pm 0,6^a$	$4,8 \pm 0,6^a$	$5,4 \pm 1,0^a$	$4,1 \pm 0,4^b$	***
N_{\min} (mg/100 g)	$3,5 \pm 1,6$	$4,2 \pm 2,1$	$3,8 \pm 3,1$	$2,6 \pm 2,1$	n.s.
P (PO_4^{3-}) (mg/100 g)	$0,5 \pm 0,2$	$0,3 \pm 0,2$	$0,5 \pm 0,6$	$0,6 \pm 0,4$	n.s.
K (mg/100 g)	$22,5 \pm 7,6^b$	$18,3 \pm 8,1^b$	$18,9 \pm 12,9^b$	$8,8 \pm 8,3^a$	**

Vegetationsstruktur

Zwischen den verschiedenen WBK-Typen gab es viele signifikante Unterschiede in der Vegetationsstruktur (Tab. 8): ökologische WBK wiesen im Vergleich zu konventionellen WBK auf Windwurfflächen und Schmuckreisigkulturen eine signifikant höhere Krautschichtdeckung auf; die Werte für konventionelle WBK im Offenland lagen zwischen denen der beiden genannten Gruppen. Die Zusammensetzung der Krautschicht unterschied sich je nach Art der Kultur. Konventionelle WBK im Offenland und auf Windwurfflächen hatten eine signifikant höhere Deckung an Kräutern im Vergleich zu Schmuckreisigkulturen. Im Gegensatz dazu zeichneten sich ökologische WBK und Schmuckreisigkulturen durch einen signifikant höheren Gräseranteil im Vergleich zu konventionellen WBK im Offenland und auf Windwurfflächen aus. Die Krautschicht war in konventionellen WBK im Offenland am hochwüchsigsten und unterschied sich signifikant von ökologischen WBK und Schmuckreisigkulturen. Die höchste Kryptogamendeckung wiesen Schmuckreisigkulturen auf; die mittlere Deckung war mehr als doppelt so hoch wie in den anderen Typen der WBK. In ökologischen WBK und Schmuckreisigkulturen war die mittlere Streudeckung etwas höher als in den beiden anderen Typen. Im Gegensatz dazu waren konventionelle WBK im Offenland und auf Windwurfflächen durch einen höheren Anteil an Offenboden charakterisiert. Allerdings hatte der WBK-Typ keinen signifikanten Einfluss auf die

Streudeckung und den Offenbodenanteil. Konventionelle WBK im Offenland und auf Windwurfflächen wiesen auch einen höheren Anteil an Steinen/Grus auf. Signifikante Unterschiede ergaben sich für konventionelle WBK auf Windwurfflächen im Vergleich zu ökologischen WBK und Schmuckreisigkulturen. Die mittlere Deckung und Höhe der Weihnachtsbäume/Schmuckreisigbäume war in allen WBK-Typen ähnlich.

Tab. 8: Mittelwerte \pm Standardabweichungen der Vegetationsstruktur- und Artenmerkmals-Parameter der untersuchten Weihnachtsbaumkulturtypen. $N = 18$ pro Typ. Vergleiche zwischen den Gruppen mittels Tukey-Test, s. Datenanalyse. Typen, die keinen gemeinsamen Buchstaben aufweisen, unterschieden sich signifikant ($P < 0,05$). * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$, n.s. = nicht signifikant.

Parameter	WBK-OFFEN	WBK-WIND	WBK-ÖKO	SCHMUCK	P
Vegetationsstruktur					
Deckung [%]					
Krautschicht	48,6 \pm 16,7 ^{ab}	36,2 \pm 22,0 ^a	68,6 \pm 13,4 ^b	38,9 \pm 19,2 ^a	**
Kräuter	45,0 \pm 15,0 ^b	35,0 \pm 22,1 ^b	30,8 \pm 15,5 ^{ab}	17,4 \pm 10,5 ^a	**
Gräser	5,2 \pm 10,8 ^a	1,9 \pm 4,0 ^a	49,8 \pm 21,0 ^b	25,2 \pm 20,9 ^b	***
Kryptogamen	22,3 \pm 19,1 ^a	18,9 \pm 21,0 ^a	17,3 \pm 15,8 ^a	46,7 \pm 22,9 ^b	***
Streu	26,7 \pm 11,6	27,4 \pm 23,9	33,6 \pm 15,3	34,2 \pm 13,5	n.s.
Offenboden	8,1 \pm 10,8	7,3 \pm 11,7	4,9 \pm 6,6	1,4 \pm 2,6	n.s.
Steine/Grus	4,8 \pm 6,6 ^{ab}	11,4 \pm 12,2 ^b	1,4 \pm 2,8 ^a	2,5 \pm 5,1 ^a	**
Weihnachts-/Schmuckreisigbäume	47,8 \pm 16,6	37,8 \pm 24,5	41,2 \pm 20,9	46,7 \pm 15,7	n.s.
Krautschichthöhe [cm]	47,4 \pm 25,3 ^b	35,2 \pm 14,9 ^{ab}	22,3 \pm 7,9 ^a	21,9 \pm 9,5 ^a	**
Weihnachtsbaumhöhe [cm]	112,9 \pm 34,1	112,9 \pm 64,1	115,6 \pm 69,2	> 300 ¹	n.s.
Artenmerkmale					
Gesamtartenzahl	105	81	130	129	
Artenzahl pro Aufnahme	20,2 \pm 14,0 ^a	16,6 \pm 7,7 ^a	31,3 \pm 8,4 ^b	27,6 \pm 8,9 ^{ab}	*
Anzahl Rote-Liste-Arten	0,3 \pm 0,7	0,1 \pm 0,2	0,2 \pm 0,5	0,3 \pm 0,5	n.s.
Anzahl Neophyten/Nicht-heimische Arten	1,7 \pm 0,8 ^{ab}	2,1 \pm 1,0 ^b	1,4 \pm 1,1 ^{ab}	0,8 \pm 0,9 ^a	*
Anzahl Stressstrategen	0,6 \pm 0,9 ^a	0,1 \pm 0,2 ^a	2,2 \pm 1,2 ^b	2,0 \pm 1,5 ^b	***
Stickstoff-Zeigerwert	6,6 \pm 0,9 ^{bc}	6,9 \pm 0,7 ^c	5,8 \pm 0,7 ^{ba}	5,6 \pm 0,8 ^a	**

¹ Von der Analyse ausgeschlossen, da die Baumhöhe nicht gemessen wurde.

Pflanzengemeinschaften

Ökologische WBK und Schmuckreisigkulturen waren im Vergleich zu konventionellen WBK im Offenland und auf Windwurf durch eine höhere Artenvielfalt gekennzeichnet (Tab. 8). Sie wiesen die höchsten Gesamtartenzahlen und auch die höchsten mittleren Artenzahlen pro Aufnahme auf. Signifikante Unterschiede ergaben sich zwischen ökologischen WBK im Vergleich zu konventionellen WBK im Offenland und auf Windwurf. Alle WBK-Typen waren durch eine geringe Anzahl an Rote-Liste-Arten mit einem Mittelwert $\leq 0,3$ Arten gekennzeichnet. Die mittlere Anzahl an Neophyten war in Schmuckreisigkulturen am geringsten. Signifikante Unterschiede lagen allerdings nur zwischen konventionellen WBK auf Windwurf und Schmuckreisigkulturen vor. *Epilobium ciliatum* war der häufigste Neophyt und kam in einer besonders hohen Stetigkeit in konventionellen WBK im Offenland und auf Windwurf vor (Tab. 9). *Picea abies* war die zweithäufigste nicht-heimische Art und kam am häufigsten auf konventionellen WBK auf Windwurf vor. Im Gegensatz dazu waren ökologische WBK und Schmuckreisigkulturen durch eine signifikant höhere Anzahl an Stress-Strategen im Vergleich zu konventionellen WBK im Offenland und auf Windwurf gekennzeichnet (Tab. 8). Nach den mittleren Stickstoff-Zeigerwerten zu urteilen, wa-

ren die Böden auf konventionellen WBK auf Windwurf am stickstoffreichsten. Signifikante Unterschiede ergaben sich dabei im Vergleich zu ökologischen WBK und Schmuckreisigkulturen. Konventionelle WBK im Offenland wiesen ebenfalls höhere Stickstoff-Zeigerwerte, die sich aber nur signifikant von denen von Schmuckreisigkulturen unterschied.

Tab. 9: Stetigkeiten [%] der häufigsten Neophyten und nicht-heimischen Arten in den einzelnen Weihnachtsbaumkulturtypen ($N = 18$ pro Typ). Dargestellt sind alle Arten, die in mindestens fünf Aufnahmen vorkamen.

Arten	WBK-OFFEN	WBK-WIND	WBK-ÖKO	SCHMUCK
<i>Cardamine hirsuta</i>	.	16,7	11,1	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	100,0	77,8	50,0	44,4
<i>Hieracium aurantiacum</i>	5,6	.	22,2	.
<i>Matricaria discoidea</i>	5,6	22,2	.	.
<i>Oxalis stricta</i>	16,7	5,6	22,2	.
<i>Picea abies</i>	5,6	38,9	11,1	11,1
<i>Trifolium hybridum</i>	5,6	11,1	5,6	11,1
<i>Veronica persica</i>	33,3	22,2	.	.

Für alle WBK-Typen wurden spezifische Indikatorarten durch die ISA ermittelt (Tab. 10). Ökologische WBK wiesen die höchste Anzahl an Indikatorarten auf. Typisch für diesen Kulturtyp waren vor allem Grünlandarten wie *Agrostis tenuis* oder *Cerastium holosteoides*. Im Gegensatz dazu wurden für konventionelle WBK im Offenland und auf Windwurf vor allem Neophyten und Ruderalarten als Indikatorarten identifiziert, beispielsweise *Epilobium ciliatum* und *Sonchus arvensis* für konventionelle WBK im Offenland und *Senecio vulgaris* und *Sonchus asper* für konventionelle WBK auf Windwurf. Vor allem Gehölze und Waldarten wie etwa *Acer pseudoplatanus* oder *Senecio ovatus* charakterisierten dagegen Schmuckreisigkulturen.

Die DCA mit den Aufnahmen der unterschiedlichen Kulturtypen zeigt eine deutliche Trennung von konventionellen WBK und ökologischen WBK/Schmuckreisigkulturen entlang der ersten Achse (Abb. 4, Tab. 11). Konventionelle WBK im Offenland und auf Windwurf waren mit einer höherwüchsigen Krautschicht, höheren Stickstoff-Zeigerwerten, einer höheren Deckung an Kräutern und Steinen/Grus sowie höheren Kalium-Gehalten und einer höheren Anzahl an Neophyten korreliert (Abb. 4). Im Gegensatz dazu waren ökologische WBK und Schmuckreisigkulturen mit höheren Artenzahlen korreliert. Entlang der zweiten Achse wurden Schmuckreisigkulturen und den ökologisch bewirtschafteten WBK durch eine höhere Kryptogamendeckung, eine geringere Krautschichtdeckung und geringere pH-Werte getrennt (Abb. 4, Tab. 11).

Diskussion

Die vorliegende Untersuchung hat gezeigt, dass sich die Vegetationsstruktur und Phytozönosen in den unterschiedlichen WBK-Typen abhängig von der Nutzungsintensität signifikant unterscheiden. Während die konventionell bewirtschafteten WBK (WBK-OFFEN und WBK-WIND) durch eine besonders offene Vegetationsstruktur und eine vergleichsweise geringe Phytodiversität gekennzeichnet waren, wiesen ökologisch bewirtschaftete WBK eine dichtere Krautschicht und eine deutlich höhere Pflanzenartenvielfalt auf. Außerdem stellten Schmuckreisigkulturen wesentlich artenreichere Lebensräume im Vergleich zu den konventionell bewirtschafteten WBK dar.

Tab. 10: Ergebnisse der Indikatorartenanalyse (ISA, Dufrière & Legendre 1997) für die untersuchten Weihnachtsbaumkulturtypen. Dargestellt sind nur Arten mit Indikatorwerten (IW) ≥ 25 . Die Arten sind innerhalb der einzelnen Gruppen nach IW sortiert. Grauschattierte Arten: Arten sind Indikatorarten für den Typ, in dem sie aufgelistet sind. $N = 18$ pro Typ. * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$.

Art	P	WBK-OFFEN	WBK-WIND	WBK-ÖKO	SCHMUCK
<i>Sonchus arvensis</i>	***	62,1	.	.	.
<i>Epilobium ciliatum</i>	***	48,1	.	.	.
<i>Vicia cracca</i>	**	36,7	.	.	.
<i>Veronica persica</i>	**	27,3	.	.	.
<i>Salix caprea</i>	**	25,2	.	.	.
<i>Sonchus asper</i>	***	.	57,8	.	.
<i>Senecio vulgaris</i>	***	.	45,4	.	.
<i>Chenopodium album</i>	**	.	31,8	.	.
<i>Poa annua</i>	**	.	30,5	.	.
<i>Polygonum persicaria</i>	**	.	30,2	.	.
<i>Polygonum aviculare</i>	*	.	25,8	.	.
<i>Cirsium palustre</i>	***	.	.	55,6	.
<i>Agrostis tenuis</i>	***	.	.	47,0	.
<i>Festuca rubra</i> agg.	***	.	.	45,9	.
<i>Cerastium holosteoides</i>	***	.	.	45,1	.
<i>Ranunculus repens</i>	***	.	.	45,1	.
<i>Myosotis arvensis</i>	***	.	.	44,1	.
<i>Trifolium repens</i>	**	.	.	41,4	.
<i>Dactylis glomerata</i>	**	.	.	41	.
<i>Holcus lanatus</i>	**	.	.	40,1	.
<i>Urtica dioica</i>	**	.	.	39,9	.
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	**	.	.	34,9	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	**	.	.	34,6	.
<i>Galium aparine</i>	*	.	.	31,2	.
<i>Poa trivialis</i>	*	.	.	29,5	.
<i>Galeopsis bifida</i>	**	.	.	27,8	.
<i>Fragaria vesca</i>	**	.	.	27,8	.
<i>Cirsium vulgare</i>	*	.	.	27,6	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	***	.	.	.	56,7
<i>Fraxinus excelsior</i>	***	.	.	.	52,0
<i>Quercus robur</i>	***	.	.	.	51,5
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	***	.	.	.	41,9
<i>Galeopsis tetrahit</i>	**	.	.	.	40,4
<i>Sorbus aucuparia</i>	***	.	.	.	38,9
<i>Senecio ovatus</i>	**	.	.	.	36,3
<i>Digitalis purpurea</i>	**	.	.	.	30,7
<i>Hypericum perforatum</i>	**	.	.	.	30,7
<i>Prunus avium</i>	**	.	.	.	28,6
<i>Mycelis muralis</i>	**	.	.	.	28,5

Bezüglich der Bodeneigenschaften wurden hingegen – unabhängig von der Nutzungsintensität – ähnliche Verhältnisse in allen WBK-Typen festgestellt. WBK werden gedüngt und zeichnen sich daher vor allem durch erhöhte Kalium- und Phosphor-Gehalte im Vergleich zu ungedüngten Lebensräumen wie Windwurfllächen oder Fichtenforsten aus (s. Kap. 5.1.1). Im Gegensatz dazu sind die Stickstoffgehalte in WBK vergleichbar mit denen nicht-gedüngter Lebensräume (s. Kap. 5.1.1). Die Menge der Düngung erfolgt in WBK abhängig von den vorherrschenden Bodenverhältnissen und dem Nährstoffbedarf der angepflanzten Baumart (s. Matschke 2005, Maurer 2014). Eine unausgewogene Nährstoffverfügbarkeit kann sich negativ auf die Baumqualität auswirken. Einerseits sind Weihnachtsbäume empfindlich gegenüber zu hohen Nährstoffkonzentrationen, vor allem Stickstoff, da diese ein unerwünschtes Höhenwachstum bedingen und Schäden

an den Bäumen hervorrufen können (Matschke 2005, ARGE 2008). Andererseits reduzieren Mangelerscheinungen infolge einer ungenügenden Nährstoffversorgung die Weihnachtsbaumqualität (Maurer 2014). Generell haben Weihnachtsbäume einen relativ hohen Bedarf an Kalium, da ein Kaliummangel eine Nadelvergilbung bewirkt und die Empfindlichkeit der Bäume gegenüber äußeren Schadfaktoren erhöht (Matschke et al. 2005, Maurer 2014). Im Gegensatz zu den WBK wiesen die Schmuckreisigkulturen niedrigere pH-Werte und deutlich geringere Kalium-Gehalte auf, was vermutlich eine Folge des Nährstoffentzuges durch die Nährstoffaufnahme und regelmäßig stattfindende Reisernte (vgl. Körner 19888, Hatten et al. 2014) in Verbindung mit geringer bzw. fehlender Kompensationsdüngung ist. In den Schmuckreisigkulturen war außerdem der mittlere Stickstoffgehalt etwas niedriger als in den WBK, wenn auch nicht signifikant. Die geringere Nährstoffverfügbarkeit in den Schmuckreisigkulturen wurde durch den relativ niedrigen Stickstoffzeigerwert verdeutlicht. Allerdings war der mittlere Zeigerwert in den ökologischen WBK vergleichbar mit dem der Schmuckreisigkulturen, obwohl die Bodenverhältnisse denen der konventionell bewirtschafteten WBK ähnelten. Dies zeigt, dass die Vegetation in den konventionell bewirtschafteten WBK – für die ein höherer mittlerer Zeigerwert festgestellt wurde – stärker durch andere Faktoren gesteuert wird als die Nährstoffverfügbarkeit.

Konventionell bewirtschaftete WBK zeichnen sich durch eine intensive Unkrautregulierung aus, was ein entscheidender Faktor für die Ausprägung der hier vorkommenden Vegetationsstruktur und Phytozönosen ist (s. Kap. 5.1.1). Eine geringe Krautschichtdeckung in WBK wird von den Anbauern präferiert, um die von den Verbrauchern erwünschte Wuchsform der Bäume zu erzielen. Eine hohe und dichte Krautschicht, die die jungen Bäume überwuchert, hat einen starken Ausfall unter den jungen Bäumen zur Folge und reduziert die Qualität der Weihnachtsbäume, z.B. durch verminderte Wuchsleistung und Knospung (Sæbø et al. 2009). Wie anhand unserer Studie gezeigt wurde, hat die Art der Unkrautregulierung einen starken Einfluss auf die Vegetationsstruktur und die Zusammensetzung der Phytozönosen in WBK. In konventionell bewirtschafteten WBK wird die Unkrautbeseitigung üblicherweise mit Herbiziden unternommen (Kap. 3). Vor allem zur Kulturvorbereitung und in jungen Beständen während der ersten drei bis vier Jahre werden Herbizide regelmäßig eingesetzt. Dabei werden Herbizide meist zweimalig im Jahr durch Bodenherbizide zu Beginn der Vegetationsperiode und Blattherbizide wie Glyphosat gegen Ende der Vegetationsperiode appliziert (Willoughby & Palmer 1997). In älteren Kulturen erfolgt die Unkrautbeseitigung hingegen unregelmäßiger. Intensiver Herbizideinsatz bewirkt eine lückige Krautschicht und einen hohen Anteil an Offenboden innerhalb konventionell bewirtschafteter WBK (s. Kap. 5.1.1). Generell konnten wir keine deutlichen Unterschiede in der Vegetationsstruktur zwischen den beiden konventionell bewirtschafteten Typen der WBK (WBK-OFFEN und WBK-WIND) feststellen. Im Gegensatz dazu beobachtete Höppner (2014) einen höheren Totholzanteil und eine dichtere Krautschichtdeckung in WBK auf Windwurfflächen (vgl. Kap. 5.3). Bedingt durch die intensive Herbizidanwendung und die fortschreitende Totholzzersetzung verschwinden diese Anzeichen der Vornutzung als Fichtenforst bzw. Windwurfflächen vermutlich relativ schnell.

Im Gegensatz zu den konventionellen WBK waren die ökologisch bewirtschaftete WBK durch eine wesentlich höhere Krautschichtdeckung und einen geringeren Anteil an Offenboden und Grus charakterisiert. Ähnliche Beobachtungen wurden auch in WBK in Dänemark gemacht. Hier waren die konventionell bewirtschaftete WBK wesentlich offener und wiesen somit eine

höhere Laufkäferdichte als ökologisch bewirtschaftete WBK auf (Bagge et al. 2012). Innerhalb unseres UG werden die ökologisch bewirtschafteten WBK größtenteils durch Schafe beweidet, was eine beliebte Methode für die Unkrautregulierung in ökologischen WBK ist (s. Kap. 3). Dabei werden Shropshire-Schafe als bevorzugte Schafrasse eingesetzt, da diese Rasse Koniferen verschmäht und sich überwiegend von Gräsern und Kräutern ernährt. Für die Beweidung werden die Flächen oftmals mit Graskleemischungen eingesät. In unserem UG enthielten die Flächen zum Teil auch natürliche Vegetation.

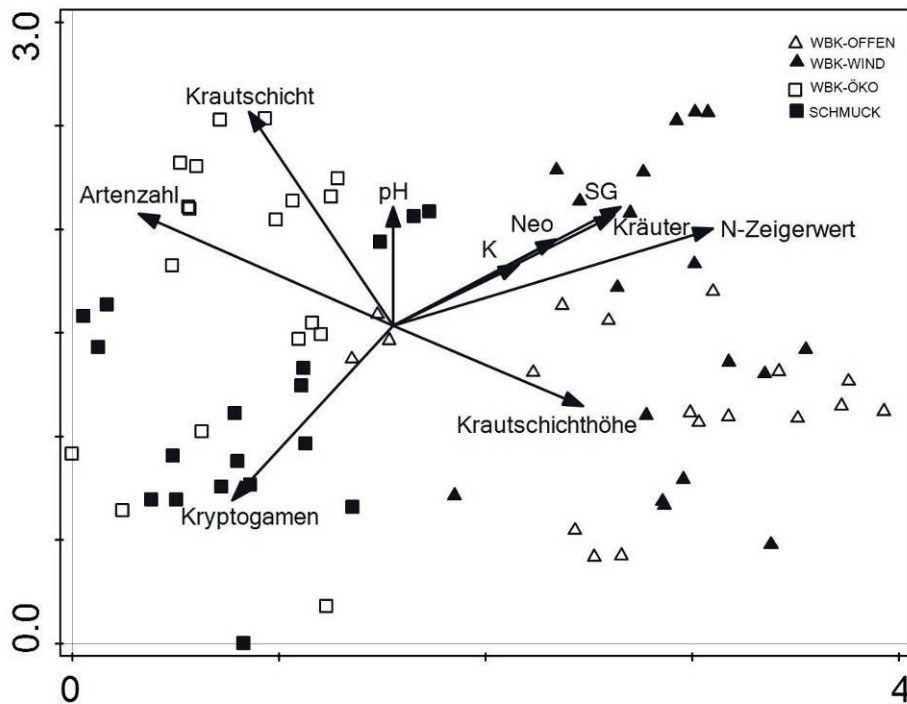


Abb. 4. DCA-Ordination mit den unterschiedlichen Weihnachtsbaumkulturtypen und Umweltvariablen als overlay. Abkürzungen der Umweltvariablen s. Tab. 11.

Tab. 11: Kennwerte der DCA (Vergleich der unterschiedlichen Weihnachtsbaumkulturtypen): Eigenwerte und Gradientenlängen der ersten beiden Achsen und Korrelationskoeffizienten der Umweltvariablen mit diesen Achsen sowie der Anteil der durch die ersten beiden Achsen erklärten Varianz.

Parameter	1. Achse	2. Achse
Artenzahl	-0,539	0,2544
Neophyten (Neo)	0,3465	0,2018
Krautschicht	-0,3045	0,4919
Kräuter	0,4722	0,26
Kryptogamen	-0,3431	-0,4054
Steine/Grus (SG)	0,4846	0,2783
Krautschichthöhe	0,4027	-0,1819
N-Zeigerwert	0,6808	0,2295
pH	0,0014	0,2741
K	0,2675	0,1438
Eigenwert	0,547	0,284
Gradientenlänge [SD]	3,93	2,57
Anteil erklärter Varianz [%]	16,7	

Im Vergleich zu WBK wird eine Unkrautregulierung in den Schmuckreisigkulturen deutlich weniger intensiv durchgeführt. Hier wird die Krautschicht lediglich gemulcht und Herbizide werden nur in Sonderfällen eingesetzt, zum Beispiel bei dichtem Brombeerbewuchs (Kap. 3). Innerhalb unserer Untersuchung wiesen die Schmuckreisigkulturen Bäume mit Höhen von zumeist deutlich über drei Metern auf. Demnach zeichneten sich die Kulturen durch einen stärker waldartigen Charakter im Vergleich zu den WBK auf. In den Schmuckreisigkulturen werden die Äste regelmäßig zur Reisernte beschnitten. Somit sind die Bäume durch relativ schlanke Kronen charakterisiert. Die Bestände sind daher recht licht und haben eine deutlich ausgeprägtere Krautschicht im Vergleich zu den dichtbestandenen im UG dominierenden Fichtenforsten, die sich aufgrund der starken Beschattung durch eine geringe Struktur- und Phytodiversität auszeichnen (s. Kap. 5.1.1). Im Allgemeinen repräsentieren Schmuckreisigkulturen und ökologisch bewirtschaftete WBK also deutlich extensiver bewirtschaftete Systeme als die konventionell bewirtschafteten WBK.

Die unterschiedlichen Nutzungen innerhalb der untersuchten Kulturtypen begünstigten die Ausbildung spezifischer nutzungsabhängiger Phytozönosen. Allerdings wurde kein deutlicher Unterschied in der Zusammensetzung der Phytozönosen zwischen den konventionell bewirtschafteten WBK (WBK-OFFEN und WBK-WIND) festgestellt. Dies ist höchstwahrscheinlich durch die ähnliche Nutzung bedingt, die in beiden Kulturtypen gleichermaßen intensiv erfolgt. Beide Typen der konventionellen WBK waren durch störungsabhängige Phytozönosen gekennzeichnet, aufgebaut aus typischen Ackerunkräutern (vgl. Streit et al. 2002, Salonen et al. 2010, Mania et al. 2015). Vor allem Ruderal-Strategen (vgl. Klotz et al. 2002) wie *Sonchus arvensis* und *Veronica persica* bzw. *Poa annua* und *Polygonum aviculare* wurden als Indikatorarten für die beiden konventionell bewirtschafteten WBK-Typen (WBK-OFFEN und WBK-WIND) identifiziert. Generell kamen Neophyten bzw. nicht-heimische Arten in den WBK, vor allem in den konventionell bewirtschafteten, häufiger vor als in Schmuckreisigkulturen. *Epilobium ciliatum* war aufgrund der hohen Toleranz gegenüber Herbiziden (vgl. Matulevičiūtė 2016) in den konventionell bewirtschafteten WBK besonders dominant. Dieser Neophyt ist besonders typisch für junge WBK, in denen regelmäßig Herbizide zur Anwendung kommen (s. Kap. 5.1.1). In den WBK auf Windwurfflächen kam zusätzlich *Picea abies* als nicht-einheimische Art in Form von Jungwuchs regelmäßig vor und zeugte somit von der Vornutzung der Flächen als Fichtenforst. Andere Waldarten kamen hier hingegen nicht in höherer Abundanz vor, vermutlich aufgrund des intensiven Herbizideinsatzes.

Im Gegensatz zu den konventionell bewirtschafteten WBK waren die weniger intensiv bewirtschafteten Kulturen (WBK-ÖKO und SCHMUCK) durch eine deutlich höhere Artenvielfalt gekennzeichnet, was vor allem ein Resultat der extensiven Unkrautregulierung und dem Verzicht auf Herbizide sein dürfte. Positive Auswirkungen einer ökologischen Bewirtschaftung durch Herbizidverzicht wurden auch für andere Kulturtypen wie Rebfluren und auf großflächiger Ebene innerhalb agrarisch genutzter Landschaften nachgewiesen (Rundlöf et al. 2010, Nascimbene et al. 2012, Puig-Montserrat et al. 2017). Auch im Vergleich zu den im UG dominierenden Landnutzungstypen – Intensivgrünland, Windwurf und Fichtenforst –, wo die mittleren Artenzahlen nur geringfügig höher (Grünland, Windwurf) oder deutlich niedriger waren (Fichtenforst) als in konventionellen WBK (s. Kap. 5.1.1), stellen ökologisch bewirtschaftete WBK und Schmuckreisigkulturen deutlich artenreichere Lebensräume dar.

Allerdings unterschieden sich die Phytozönosen der ökologisch bewirtschafteten WBK deutlich von denen der Schmuckreisigkulturen. Bedingt durch die regelmäßige Beweidung und zum Teil auch durch Einsaat wiesen ökologisch bewirtschaftete WBK oftmals eine grünlandartige Vegetation auf. Zahlreiche Indikatorarten dieses Kulturtyps waren typische Grünlandarten. Im Gegensatz dazu waren die Schmuckreisigkulturen durch die stärkere Beschattung infolge der höheren Bäume durch eine waldartigere Vegetation gekennzeichnet. Generell zeichneten sich diese beiden Nutzungstypen durch eine höhere Anzahl an Stressstrategen im Vergleich zu den konventionell bewirtschafteten WBK aus. Es handelte sich hierbei überwiegend um Konkurrenz-Stress-Strategen mit einer hohen Schattentoleranz oder Magerkeitszeiger wie etwa *Deschampsia flexuosa*, *Epilobium montanum*, *Scrophularia nodosa* oder *Stellaria graminea* (vgl. Klotz et al. 2002). Neben typischen Grünland- bzw. Waldarten kamen in den Öko- und Schmuckreisigkulturen auch Ruderal- bzw. Saumarten regelmäßig vor, wenn auch in geringerer Abundanz als in den konventionell bewirtschafteten WBK. Beispielsweise waren die (Konkurrenz-)Ruderal-Strategen *Galium aparine* und *Myosotis arvensis* Indikatorarten für ökologisch bewirtschaftete WBK. Die Schmuckreisigkulturen waren durch *Galeopsis tetrahit* als Ruderal- und *Hypericum perforatum* als typische Saumart charakterisiert. Die Lebensräume zeichneten sich demnach durch ein Nebeneinander von Arten mit unterschiedlichen Lebensraumansprüchen aus. Neben Grünland- bzw. Waldarten traten hier ebenfalls Ruderalarten auf, was vor allem eine Folge der nutzungsbedingten Störung sein dürfte. Im Gegensatz zu den konventionell bewirtschafteten WBK (WBK-OFFEN und WBK-WIND) waren die Flächengrößen der Öko-Kulturen und der Schmuckreisigkulturen oftmals deutlich kleiner. Die Schmuckreisigkulturen kamen häufig in direkter Nachbarschaft zu WBK vor, während ökologisch bewirtschaftete WBK oftmals angrenzend an Wälder vorkamen. Die hohe Artenvielfalt in den extensiv genutzten Kulturen dürfte also vor allem durch die geringere Störung infolge der fehlenden bzw. extensiven Unkrautregulierung und möglicherweise auch durch die Kleinflächigkeit der Flächen und der dadurch bedingten Einwanderung von Arten benachbarter Biotope (v.a. Säume, Wälder, WBK) resultieren.

Insgesamt hatten alle WBK-Typen und die Schmuckreisigkulturen eine geringe Bedeutung als Lebensräume für gefährdete Pflanzenarten. Dies gilt auch für die im UG dominierenden Landnutzungstypen wie Intensivgrünland oder Fichtenforste (s. Kap. 5.1.1). Im Gegensatz dazu konnten wir im Rahmen unserer Untersuchungen nachweisen, dass konventionell bewirtschaftete WBK wichtige Bruthabitate für gefährdete Brutvogelarten wie die Heidelerche (*Lullula arborea*) oder den Baumpieper (*Anthus trivialis*) sind (s. Kap. 5.3). Aufgrund der offenen Vegetationsstruktur bieten WBK ideale Voraussetzungen für die Nahrungssuche offenbodenabhängiger Vogelarten. Durch einen hohen Offenbodenanteil in den konventionell bewirtschafteten WBK wird hier eine hohe Arthropodenaktivität begünstigt (Bagge et al. 2012), wodurch insektivoren Vogelarten ausreichend Nahrung zur Verfügung steht.

Als Schlussfolgerung lässt sich zusammenfassen, dass sich die Vegetationsstruktur und Phytozönosen in WBK deutlich abhängig von der Bewirtschaftungsintensität unterscheiden. Vor allem die Art der Unkrautregulierung ist entscheidend für die Phytodiversität in WBK. Eine extensive Bewirtschaftung mit einem Verzicht auf den Einsatz von Herbiziden, wie es in ökologisch bewirtschafteten WBK und überwiegend in den Schmuckreisigkulturen üblich ist, begünstigt eine deutlich höhere Artenvielfalt im Vergleich zu den konventionell bewirtschafteten WBK, in denen die Unkrautregulierung überwiegend chemisch durch Herbizidapplikation erfolgt. Auch im Ver-

gleich zu den übrigen im UG dominierenden Landnutzungstypen wiesen die extensiv bewirtschafteten Kulturen deutlich höhere Artenzahlen auf.

5.2 Epigäische Arthropoden (Laufkäfer und Spinnen)

Max Freienstein, Sascha Buchholz, Felix Helbing, Marcel Kettermann, Thorsten Münch, Gwydion Scherer & Thomas Fartmann

5.2.1 Arthropodenzönosen von Weihnachtsbaumkulturen und konkurrierenden Landnutzungen

Material und Methoden

Geländeuntersuchungen

Für den Vergleich von WBK mit konkurrierenden Landnutzungstypen wurde zwischen fünf verschiedenen Typen unterschieden: Intensivgrünland (GRÜN), junge konventionell bewirtschaftete WBK (WBK-JUNG, ≤ 6 Standjahre), alte konventionell bewirtschaftete WBK (WBK-ALT, > 6 Standjahre), Kyrill-Windwurf (WIND) und Fichtenforst (FORST). Je Landnutzungstyp wurden sechs quadratische Untersuchungsflächen (UF) à 500 m² zufällig innerhalb von 25 der 40 ha großen PF (s. Kap. 4.1) ausgewählt ($N_{UF} = 30$).

Die Laufkäfer- und Spinnenfauna wurde mittels Bodenfallen erfasst. Hierfür wurden auf jeder UF zufällig jeweils drei Fallen mit mindestens 10 m Abstand zueinander und zum Flächenrand platziert, sodass Interferenz und Randeffekte vermieden wurden. Die Bodenfallen bestanden aus Kunststoffbechern (Tiefe 7,5 cm, Durchmesser 9 cm), welche mit Renner-Lösung (40 % Ethanol, 30 % Wasser, 20 % Glycerin, 10 % Essigsäure) befüllt waren. Um Fangausfälle durch Trittschäden und Überlaufen bestmöglich zu verhindern, wurden zusätzlich Schutzgitter (20 cm × 20 cm, 15 cm über jeder Falle) und Dächer (Durchmesser 10 cm, 3 cm über jeder Falle) installiert (Borchard et al. 2014). Die Fallen wurden von Mai bis Juli und von August bis Oktober 2016 jeweils für sechs Wochen ausgebracht, um die verschiedenen Phänologieaspekte abzudecken. Leerungen erfolgten alle drei Wochen. Für die anschließende Analyse wurden alle Fallenfänge einer UF zusammengefasst, sodass für jede Fläche ein Datensatz vorlag. Alle gefangenen Laufkäfer und Spinnen wurden auf Artebene bestimmt (Käfer – Bestimmung: Trautner & Geigenmüller 1988, Müller-Motzfeld 2004, Nomenklatur: Trautner et al. 2014; Spinnen – Bestimmung: Roberts 1987 & 1998, Nentwig et al. 2018, Nomenklatur: BfN 2016).

Erfassung der Umweltparameter

Auf jeder UF wurden die Deckungsgrade verschiedener Vegetationsschichten (Baum-, Strauch-, Kraut-, Moos-, Streuschicht, Offenboden- und Skelettanteil) in 5 %-Schritten geschätzt (Tab. 12). Zusätzlich wurden die mittlere Höhe der Strauch- und Krautschicht sowie der Streuschicht gemessen. Nach Messung der Inklination und Exposition wurde der Heat-Load-Index (McCune & Keon 2002) für jede UF ermittelt. Zusätzlich wurden Temperatur und relative Luftfeuchte innerhalb jeder UF gemessen. Die Messungen erfolgten vom 04.–13.06.2017 mittels Datenlogger (iButton Maxim/Dallas, DS1923) stündlich in 10 cm Höhe über dem Boden. Die Datenlogger wurden durch einen selbst konstruierten Strahlungsschutz (vgl. Borchard & Fartmann 2014) vor direkter Sonneneinstrahlung und Niederschlag geschützt.

Datenanalyse

Die Habitatpräferenzen der erfassten Arten wurden anhand von Nischenindizes für Beschattung und Feuchte (Laufkäfer: Baumdeckung und Feuchte nach Irmeler & Gürlich 2004; Spinnen: Beschattung und Feuchte nach Entling et al. 2007) ermittelt. Abhängig von der Artenzusammensetzung (Präsenz/Absenz) wurde für jede UF jeweils ein gemittelter Wert für jeden Nischenindex berechnet.

Die Laufkäfer- und Spinnendaten (Artenzahl, Aktivitätsdichte und Nischenindizes) sowie alle Umweltparameter wurden mittels Varianzanalyse (ANOVA und Bonferroni-Posthoc-Test) auf Unterschiede zwischen den fünf Landnutzungstypen getestet. Bei fehlender Normalverteilung (Shapiro-Wilk Test) oder Varianzhomogenität (Levene-Test) wurden der Kruskal-Wallis-*H*-Test und Dunn's Test als Post-hoc-Test verwendet. Zusätzlich zu den Gesamtartenzahlen und -aktivitätsdichten wurden jeweils das Verhältnis von gefährdeten zu ungefährdeten Arten, herbivoren zu carnivoren Laufkäferarten (Homburg et al. 2013) und von aktiv jagenden zu netzbauenden Spinnenarten (Lemke et al. 2014) verglichen. Zuvor wurden alle Daten mittels Global Moran's *I* in ArcGIS 10.2 auf räumliche Autokorrelation überprüft. Da hierbei keine signifikanten Ergebnisse ($P < 0,05$) ermittelt wurden, konnte eine räumliche Klumpung ausgeschlossen werden (vgl. Helbing et al. 2017).

Die stündlichen Datenloggermessungen wurden getrennt nach Tages- und Nachtzeit ausgewertet. Alle Datenlogger standen auf unterschiedlichen UF und konnten somit als statistisch unabhängige Einheiten angesehen werden. Die Messungen eines einzelnen Datenloggers hingegen waren nicht unabhängig voneinander. Daher wurden die stündlichen Messwerte über den gesamten Messzeitraum jeweils für jeden Datenlogger einzeln gemittelt, sodass die Unterschiede zwischen den Mittelwerten verschiedener Datenlogger die mikroklimatische Verschiedenheit der UF widerspiegelt. Anhand der so entstandenen gemittelten Stundenwerte wurden für jede UF jeweils mittlere Tages- und Nachtwerte für Temperatur und relative Luftfeuchte errechnet. Da die thermale Wirkung der Sonneneinstrahlung kurz nach Sonnenaufgang sehr schwach ist, die Nachwirkung insbesondere im Sommer hingegen auch bei untergehender Sonne verhältnismäßig lange anhält, wurde der „Tag“ als die Zeit zwei Stunden nach Sonnenaufgang bis zum Sonnenuntergang (7 bis 21 Uhr) festgelegt. Jeder Messwert innerhalb dieses Zeitraums wurde dem „Tag“ zugeordnet, Messungen von 22 bis 6 Uhr hingegen der „Nacht“. Anschließend erfolgte ein Mittelwertvergleich zwischen den Tages- und Nachtwerten der verschiedenen Lebensraumtypen durch ANOVA und Bonferroni-Posthoc-Test bzw. Kruskal-Wallis-*H*-Test und Dunn's Test als Post-hoc-Test (s.o.).

Die Laufkäfer- und Spinnenartenzusammensetzung auf den UF wurde mittels nichtmetrischer multidimensionaler Skalierung (NMDS) untersucht (R Pakete: VEGAN, MASS). Die NMDS basierte auf dem Bray-Curtis Distanzmaß. Um ein stabiles Ergebnis zu ermitteln, wurde eine maximale Anzahl von 100 Durchgängen gewählt. Zur Vermeidung von Multikolarität wurden stark interkorrelierte Variablen (Spearman Rangkorrelationskoeffizient r_s ; $|r_s| > 0,6$) ausgeschlossen. Signifikant mit den Laufkäfer- und Spinnenarten korrelierte Umweltparameter wurden anhand von Mantel Tests (Spearman's Rangkorrelation mit 999 Permutationen) bestimmt.

Die typischen Laufkäfer- und Spinnenarten für die verschiedenen Lebensraumtypen wurden mittels Indikatorartenanalyse (ISA) bestimmt (Dufrêne & Legendre 1997). Bei dieser Methode werden den Arten anhand ihrer relativen Abundanz und Häufigkeit in einem bestimmten Le-

bensraumtyp Indikatorwerte für den jeweiligen Typ zugeteilt. Anschließend werden die höchsten Indikatorwerte jeder Art mittels Monte-Carlo-Test auf Signifikanz überprüft (hier: 4.999 Permutationen $P < 0,05$). Signifikante Werte erlauben die Einteilung einer Art als Indikatorart für einen bestimmten Lebensraumtyp. Um das Datenrauschen in der NMDS Ordination und bei der Indikatorartenanalyse zu reduzieren, wurden nur Arten mit einer Stetigkeit $< 6\%$ eingespeist.

Die Datenauswertung wurde mit R-3.4.1 (R Development Core Team 2017) einschließlich der Pakete VEGAN (Oksanen et al. 2008) und MASS (Venables & Ripley 2008) sowie PC-Ord 13, SigmaPlot 13.5 und ArcGIS 10.2 durchgeführt.

Ergebnisse

Umweltbedingungen

Der Vergleich der Umweltparameter ergab signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Landnutzungstypen (Tab. 12): Eine Baumschicht war nur in Fichtenforsten vorhanden und eine Strauchschicht weitestgehend auf die beiden WBK-Typen und Windwürfe beschränkt. Die Krautschicht wies die signifikant höchste Deckung im Grünland im Vergleich zu allen anderen Typen auf. Die beiden WBK-Typen hatten die signifikant geringsten Streuschichtdeckungen und -höhen. Der Offenbodenanteil und die Krautschichthöhe waren am höchsten in jungen WBK und unterschieden sich signifikant von den Werten der Windwürfe bzw. des Grünlandes und der Fichtenforste. Die mittlere Höhe der Strauchschicht war in den alten WBK und auf den Windwürfen am höchsten, während sie in den Forsten bzw. im Grünland am niedrigsten war. Die jungen WBK nahmen diesbezüglich eine intermediäre Position ein.

Tab. 12: Mittelwertvergleiche \pm Standardfehler der Vegetationsstruktur- und Mikroklimaparameter der untersuchten Landnutzungstypen. $N = 6$ pro Typ. Vergleiche zwischen den Typen erfolgten mittels ANOVA und Bonferroni-Post-hoc-Test (AN) bzw. Kruskal-Wallis-H-Test und Dunn's Test (KW), s. Datenanalyse. Typen, die keinen gemeinsamen Buchstaben aufweisen, unterschieden sich signifikant ($P < 0,05$). * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$, n.s. = nicht signifikant.

Parameter	GRÜN	WBK-JUNG	WBK-ALT	WIND	FORST	Test	P
<i>Vegetationsstruktur</i>							
Deckung [%]							
Baumschicht	0 ± 0^a	0 ± 0^a	0 ± 0^a	0 ± 0^a	$37,5 \pm 5,9^b$	KW	***
Strauchschicht	0 ± 0^a	$44,2 \pm 1,5^{ab}$	$52,8 \pm 6,0^b$	$68,3 \pm 9,3^b$	$1,7 \pm 1,1^a$	KW	***
Krautschicht	$91,7 \pm 3,8^b$	$46,7 \pm 7,7^a$	$38,3 \pm 6,4^a$	$40,8 \pm 6,2^a$	$21,3 \pm 9,5^a$	AN	***
Moosschicht	$3,2 \pm 1,5$	$22,7 \pm 7,6$	$29,3 \pm 8,9$	$22,0 \pm 7,5$	$11,7 \pm 5,7$	AN	n.s.
Streuschicht	$46,7 \pm 8,8^{ab}$	$25,8 \pm 4,0^a$	$23,3 \pm 3,1^a$	$67,5 \pm 6,3^b$	$78,3 \pm 6,0^b$	AN	***
Offenboden	$4,7 \pm 3,2^{ab}$	$17,0 \pm 5,2^b$	$11,0 \pm 5,3^{ab}$	$0,2 \pm 0,1^a$	$2,5 \pm 1,5^{ab}$	AN	*
Höhe [cm]							
Strauchschicht	0 ± 0^a	$105,3 \pm 5,8^b$	$202,7 \pm 31,6^c$	$159,7 \pm 10,8^c$	$11,5 \pm 7,3^a$	KW	***
Krautschicht	$15,0 \pm 3,3^a$	$54,3 \pm 9,6^b$	$46,7 \pm 10,6^{ab}$	$33,8 \pm 5,8^{ab}$	$13,2 \pm 3,3^a$	KW	**
Streuschicht	$3,0 \pm 0,6^{ab}$	$0,3 \pm 0,3^a$	$1,0 \pm 0,4^a$	$4,8 \pm 1,1^b$	$2,7 \pm 0,8^{ab}$	KW	**
<i>Mikroklima</i>							
Heat Load Index	$-0,5 \pm 0,0$	$-0,3 \pm 0,1$	$-0,3 \pm 0,1$	$-0,5 \pm 0,1$	$-0,4 \pm 0,1$	AN	n.s.

Die Tagestemperaturen erreichten in den beiden WBK-Typen ihre höchsten Werte und waren signifikant höher als auf Windwürfen und in Fichtenforsten (Abb. 5a). Das Grünland war am Tage ebenfalls durch signifikant höhere Temperaturen als Fichtenforste gekennzeichnet. Die

Fichtenforste wiesen die geringsten Temperaturschwankungen zwischen Tag und Nacht auf. Die Nachttemperaturen waren in Fichtenforsten und alten WBK signifikant höher als auf Windwürfen.

Fangergebnisse

Insgesamt wurden 76 Laufkäferarten (davon 5 Rote-Liste-Arten) mit 3.757 Individuen und 131 Spinnenarten (davon 5 Rote-Liste-Arten) mit 7.145 Individuen erfasst. Die häufigsten Laufkäferarten waren *Poecilus versicolor* (24 % aller Individuen) und *Carabus problematicus* (8,9 %) (Appendix 1, Tab. A3). Die häufigsten Spinnenarten waren *Pardosa palustris* (16,6 %), *Pardosa amentata* (13,6 %), *Pardosa pullata* (11,3 %) und *Oedothorax fuscus* (10,6 %) (Appendix 1, Tab. A4).

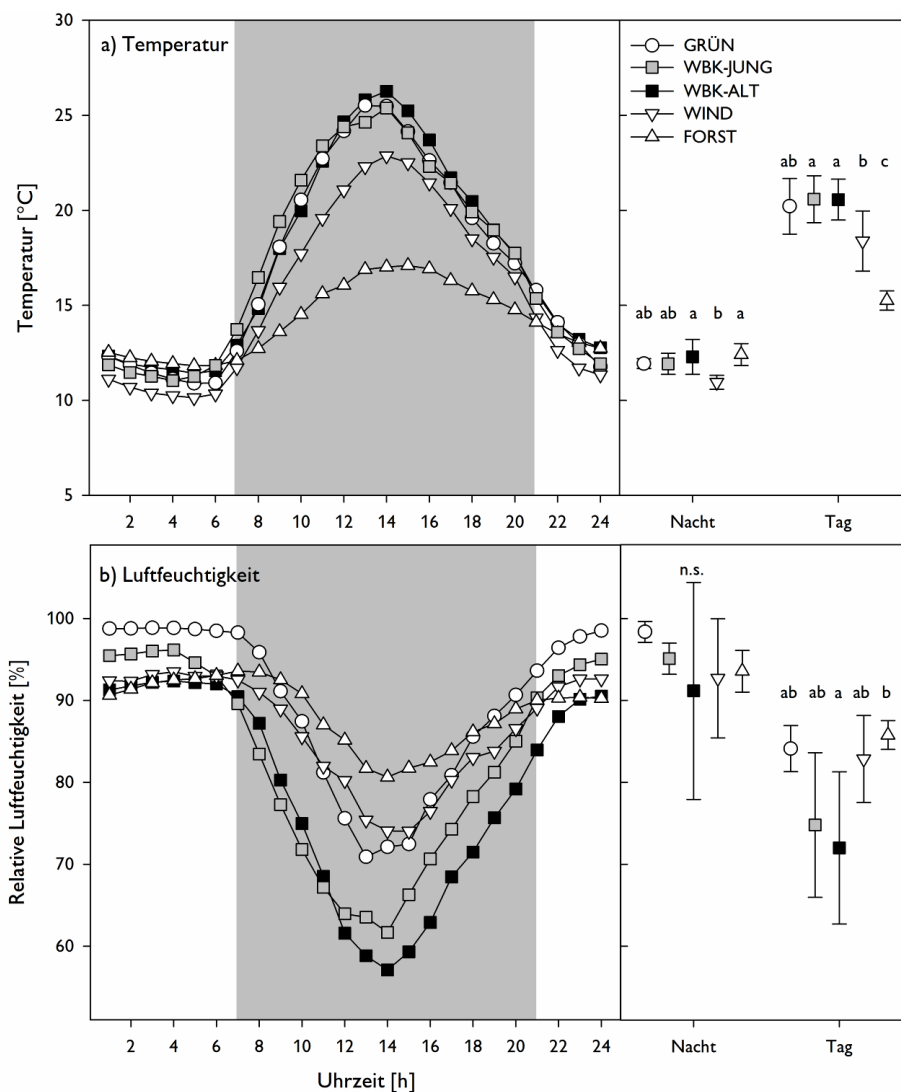


Abb. 5: Tagesverlauf der Lufttemperatur (a) und -feuchtigkeit (b) in Bodennähe (10 cm über dem Boden). Die Kurven (links) zeigen die stündlichen Mittel. Die Plots (rechts) zeigen die mittleren Tages- und Nachttemperaturen mit Standardabweichung (Antennen). Die Berechnung von Tages- und Nachttemperaturen basiert jeweils auf den Messwerten innerhalb bzw. außerhalb des grau markierten Zeitraumes, s. Datenanalyse. $N = 6$ pro Typ. Unterschiede zwischen den Landnutzungstypen wurden mittels ANOVA und Bonferroni-Post-hoc-Test analysiert. Typen, die keinen gemeinsamen Buchstaben aufweisen, unterschieden sich signifikant ($P < 0,05$). n.s. = nicht signifikant.

Die höchste mittlere Laufkäferartenzahl wiesen junge WBK auf (Tab. 13). Die Werte unterschieden sich signifikant von denen des Grünlandes und der Fichtenforste. Gefährdete Laufkäferarten traten nur in den beiden WBK-Typen und auf Windwürfen auf. Die Aktivitätsdichte der Laufkäfer war signifikant im Grünland am höchsten und auf Windwürfen am geringsten. Fichtenforste wiesen im Vergleich zu den anderen Landnutzungstypen signifikant weniger herbivore Laufkäferarten im Verhältnis zu carnivoren Arten auf. Die beiden WBK-Typen und Windwürfe wiesen darüber hinaus die signifikant höchsten Anteile an herbivoren Laufkäferarten bezogen auf die Aktivitätsdichte auf.

Die signifikant höchste mittlere Spinnenartenzahl wiesen Windwürfe auf, während die Werte bei Fichtenforsten signifikant am geringsten waren (Tab. 13). Die Aktivitätsdichte der Spinnen war im Grünland signifikant am höchsten und wiederum in Fichtenforsten am geringsten. Das Verhältnis aktiv jagender zu netzbauenden Spinnenarten war im Grünland und den beiden WBK-Typen signifikant höher als in Fichtenforsten. Die Aktivitätsdichte der aktiv jagenden im Verhältnis zu netzbauenden Spinnenarten war im Grünland und jungen WBK signifikant höher als in Fichtenforsten.

Artenzusammensetzung und Umwelteinflüsse

Die NMDS-Ordinationen ergaben deutliche Unterschiede zwischen den Landnutzungstypen (Abb. 6a und b). Anhand der Zusammensetzung der Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften ließen sich Grünland, Windwürfe und Fichtenforste deutlich voneinander trennen. Auch die meisten UF mit WBK unterschieden sich in ihrer Artzusammensetzung von der der anderen Landnutzungstypen. Zwischen jungen und alten WBK gab es aber teilweise fließende Übergänge.

Anhand der Korrelation der Artdaten mit den Umweltvariablen waren die beiden Typen der WBK durch geringere Deckungen der Streuschicht und höhere Offenbodenanteile gekennzeichnet (Abb. 6a und b). Die Ordination der Spinnenarten stellte für die beiden WBK-Typen zusätzlich die höheren Strauchschichtdeckungen als typisch heraus (Abb. 6b). In beiden Ordinationen waren Fichtenforste mit höherer Baumschicht- und Streuschichtdeckung und Grünland mit höherer Krautschichtdeckung assoziiert (Abb. 6a und b).

Die Auswertung der Nischenindizes der Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften ließ einen Gradienten zunehmender Beschattungspräferenz vom Grünland, über junge WBK, alte WBK und Windwürfe bis zu den Fichtenforsten erkennen (Tab. 13). Der Nischenindex für die Baumbedeckung war bei den Laufkäfern im Grünland und in jungen WBK signifikant am geringsten und in Fichtenforsten signifikant am höchsten. Bei den Spinnen nahm der Beschattungsindex signifikant vom Grünland und jungen WBK über alte WBK, Windwürfe und schließlich Fichtenforste zu. Die auf jungen und alten WBK nachgewiesenen Laufkäfer- und Spinnenarten präferieren eher trockene Habitate. Die Laufkäferzönosen des Grünlandes und der jungen WBK wiesen signifikant die niedrigsten Werte des Feuchteindex auf, wohingegen sie auf Windwürfen signifikant am höchsten waren. Bei den Spinnen erreichte der Nischenindex für Feuchte seine signifikant höchsten Werte (= eher trockenes Milieu) in jungen WBK und die signifikant niedrigsten im Grünland.

Tab. 13: Mittelwertvergleiche \pm Standardfehler der Spinnen- und Laufkäferparameter der untersuchten Landnutzungstypen. $N = 6$ pro Typ. Vergleiche zwischen den Typen erfolgten mittels ANOVA und Bonferroni-Post-hoc-Test (AN) bzw. Kruskal-Wallis- H -Test und Dunn's Test (KW), s. Datenanalyse. Typen, die keinen gemeinsamen Buchstaben aufweisen, unterschieden sich signifikant ($P < 0,05$). * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$, n.s. = nicht signifikant.

Parameter	GRÜN	WBK-JUNG	WBK-ALT	WIND	FORST	Test	P
<i>Laufkäfer</i>							
Artenzahl							
gesamt	11.2 \pm 1.0 ^a	21.2 \pm 2.9 ^b	16.0 \pm 2.6 ^{ab}	13.5 \pm 1.6 ^{ab}	9.7 \pm 0.8 ^a	AN	**
gefährdet/ungef. ¹	0 \pm 0	0,06 \pm 0,02	0,06 \pm 0,03	0,01 \pm 0,01	0 \pm 0	AN	**
herbivor/carnivor ²	0,33 \pm 0,08 ^b	0,3 \pm 0,06 ^b	0,56 \pm 0,2 ^b	0,37 \pm 0,06 ^b	0,07 \pm 0,03 ^a	KW	*
Aktivitätsdichte ³							
gesamt	0.79 \pm 0.15 ^b	0.66 \pm 0.16 ^{ab}	0.37 \pm 0.11 ^{ab}	0.21 \pm 0.05 ^a	0.54 \pm 0.1 ^{ab}	AN	*
gefährdet/ungef. ¹	0 \pm 0	0,01 \pm 0,004	0,05 \pm 0,02	0,002 \pm 0,002	0 \pm 0	AN	*
herbivor/carnivor ²	0,16 \pm 0,1 ^b	0,37 \pm 0,22 ^c	0,42 \pm 0,1 ^c	0,4 \pm 0,14 ^c	0,004 \pm 0,003 ^a	KW	**
Nischenindex							
Baumbedeckung ⁴	0,7 \pm 0,15 ^a	2,4 \pm 0,23 ^a	3,2 \pm 0,74 ^{ab}	4,0 \pm 0,52 ^{ab}	7,0 \pm 0,44 ^b	KW	***
Feuchte ⁴	3,1 \pm 0,17 ^a	3,1 \pm 0,08 ^a	3,3 \pm 0,32 ^{ab}	4,0 \pm 0,31 ^b	3,4 \pm 0,06 ^{ab}	KW	*
<i>Spinnen</i>							
Artenzahl							
gesamt	25,8 \pm 1,5 ^{ab}	20,8 \pm 3,3 ^{ab}	24 \pm 1,5 ^{ab}	31,2 \pm 3,4 ^b	19 \pm 2 ^a	AN	*
gefährdet/ungef. ¹	0,006 \pm 0,006	0,006 \pm 0,006	0,03 \pm 0,01	0,05 \pm 0,008	0,01 \pm 0,01	AN	*
aktiv/Netz ⁵	0,81 \pm 0,08 ^b	2,04 \pm 0,5 ^b	1,09 \pm 0,32 ^b	0,55 \pm 0,08 ^{ab}	0,02 \pm 0,01 ^a	KW	***
Aktivitätsdichte ³							
gesamt	2.36 \pm 0.32 ^a	0.91 \pm 0.33 ^{ab}	0.41 \pm 0.04 ^{ab}	0.57 \pm 0.1 ^{ab}	0.25 \pm 0.02 ^b	KW	***
gefährdet/ungef. ¹	0,0002 \pm 0,0002 ^a	0,0005 \pm 0,0005 ^a	0,01 \pm 0,007 ^a	0,06 \pm 0,008 ^b	0,004 \pm 0,004 ^a	KW	***
aktiv/Netz ⁵	3,04 \pm 1,12 ^b	13,2 \pm 5,37 ^b	1,99 \pm 1,04 ^{ab}	1,95 \pm 0,54 ^{ab}	0,005 \pm 0,003 ^a	KW	***
Nischenindex							
Beschattung ⁶	0,30 \pm 0,007 ^a	0,31 \pm 0,01 ^a	0,37 \pm 0,01 ^b	0,43 \pm 0,01 ^c	0,55 \pm 0,006 ^d	AN	***
Feuchte ^{6,7}	0,34 \pm 0,007 ^a	0,40 \pm 0,009 ^c	0,39 \pm 0,01 ^{bc}	0,39 \pm 0,006 ^{bc}	0,36 \pm 0,006 ^{ab}	AN	***

¹ Verhältnis gefährdeter zu ungefährdeten Arten nach BfN (2016), ² Verhältnis herbivorer zu carnivoren Laufkäferarten, ³ Individuen/Falle/Tag, ⁴ nach Irmeler & Gürlich (2004), ⁵ Verhältnis frei jagender Arten zu netzbauenden Arten, ⁶ nach Entling et al. (2007), ⁷ niedrige Werte bedeuten eine Präferenz für ein feuchtes Milieu.

Jeder der untersuchten Landnutzungstypen wies charakteristische Laufkäfer- und Spinnenarten auf (Tab. 14 und 15). Für jeden der Landnutzungstypen wurden vier bis sechs Laufkäferarten als Indikatorarten identifiziert (Tab. 14.). Die einzige Ausnahme waren alte WBK. Für diesen Landnutzungstyp galten lediglich zwei Arten als typisch; allerdings zählte hierzu die einzige Rote-Liste-Art, die als Indikatorart ausgewiesen wurde – *Harpalus honestus*. Bei den Spinnen waren insbesondere das Grünland, Windwürfe und Fichtenforste durch eine Vielzahl von Indikatorarten (sieben bis zwölf Arten) gekennzeichnet (Tab. 15). Bei den beiden Typen der WBK waren es dagegen nur zwei bzw. drei Arten. Die einzige Rote-Liste-Art, die als Indikatorart ausgewiesen wurde war *Sintula corniger* und trat bevorzugt auf Windwürfen auf.

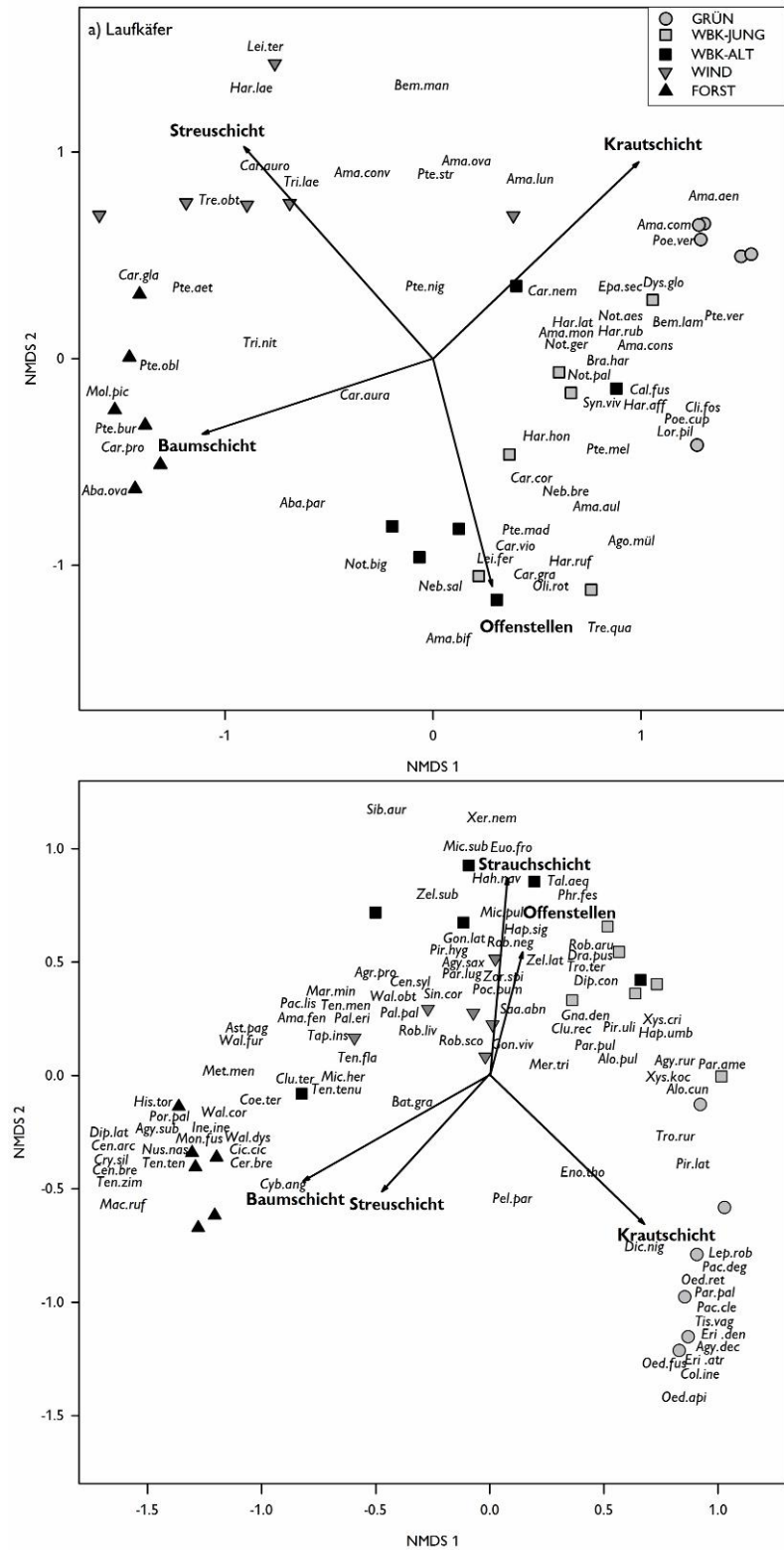


Abb. 6: NMDS Ordination der Laufkäferdaten (a) (Stress= 0,08, 3 Dimensionen, Bray-Curtis-Distanz) und der Spinnendaten (b) (Stress=0,09, 3 Dimensionen, Bray-Curtis-Distanz) mit signifikant korrelierten Umweltparametern. a) Laufkäferdaten: Baumschicht NMDS 1 = -0,95, NMDS 2 = -0,32, $P < 0,001$; Krautschicht NMDS 1= 0,72, NMDS 2= 0,68, $P < 0,001$; Streuschicht NMDS 1 = -0,66, NMDS 2 = 0,75, $P < 0,001$; Offenboden + Skelett NMDS 1 = 0,24, NMDS 2 = -0,97, $P < 0,01$). b) Spinnendaten: Baumschicht NMDS 1 = -0,86, NMDS 2 = -0,5, $P < 0,001$; Strauchschicht NMDS 1 = 0,1, NMDS 2 = 0,99, $P < 0,001$; Krautschicht NMDS 1 = 0,77, NMDS 2 = -0,64, $P < 0,001$; Streuschicht NMDS 1 = -0,65, NMDS 2 = -0,75, $P < 0,01$; Offenboden + Skelett NMDS 1 = 0,27, NMDS 2 = 0,96, $P < 0,05$). Abkürzungen: Laufkäferarten s. Appendix 1, Tab. A3; Spinnenarten s. Appendix 1, Tab. A4.

Tab. 14: Ergebnisse der Indikatorartenanalyse (ISA, Dufrêne & Legendre 1997) bei Laufkäfern für die untersuchten Landnutzungstypen. Indikatorarten für den jeweiligen Landnutzungstyp (grau hinterlegt), Signifikanzniveau (*P*), Indikatorwert (*IW*) und relative Dichte/relative Häufigkeit. Rote-Liste-Arten sind fettgedruckt. *N* = 6 pro Typ. * *P* < 0,05 ** *P* < 0,01, *** *P* < 0,001.

Art	<i>P</i>	<i>IW</i>	GRÜN	WBK-JUNG	WBK-ALT	WIND	FORST
<i>Amara aenea</i>	*	61	92/67	4/33	4/33	0/0	0/0
<i>Amara communis</i>	**	75	90/83	0/0	0/0	10/33	0/0
<i>Loricera pilicornis</i>	*	38	77/50	0/0	23/33	0/0	0/0
<i>Poecilus versicolor</i>	***	65	65/100	22/83	8/67	5/67	0/0
<i>Pterostichus vernalis</i>	***	76	91/83	9/33	0/0	0/0	0/0
<i>Carabus coriaceus</i>	**	63	0/0	76/83	20/67	4/33	0/0
<i>Carabus violaceus</i>	**	80	2/17	80/100	11/83	2/17	5/33
<i>Harpalus rufipes</i>	*	59	1/33	71/83	28/100	0/0	0/0
<i>Pterostichus madidus</i>	**	61	0/0	91/67	9/17	0/0	0/0
<i>Pterostichus melanarius</i>	**	53	28/67	53/100	19/33	0/0	0/0
<i>Harpalus honestus</i>	*	40	0/0	15/33	79/50	5/17	0/0
<i>Leistus ferrugineus</i>	*	48	0/0	5/17	95/50	0/0	0/0
<i>Carabus auronitens</i>	***	79	7/33	0/0	0/0	79/100	15/67
<i>Harpalus laevipes</i>	**	63	0/0	0/0	6/17	94/67	0/0
<i>Pterostichus strenuus</i>	**	57	8/33	21/33	3/17	68/83	0/0
<i>Trechus obtusus</i>	***	83	0/0	0/0	3/33	83/100	14/50
<i>Abax ovalis</i>	***	83	0/0	0/0	0/0	0/0	100/83
<i>Abax parallelipipedus</i>	*	48	0/0	31/83	18/67	3/50	48/100
<i>Carabus glabratus</i>	*	45	0/0	0/0	0/0	33/33	67/67
<i>Carabus problematicus</i>	***	91	0/0	1/33	2/50	5/50	91/100
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	***	95	0/0	0/0	0/0	5/67	95/100
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	***	67	0/0	0/0	0/0	19/83	81/83

Tab. 15: Ergebnisse der Indikatorartenanalyse (ISA, Dufrêne & Legendre 1997) bei Spinnen für die untersuchten Landnutzungstypen. Indikatorarten für den jeweiligen Landnutzungstyp (grau hinterlegt), Signifikanzniveau (*P*), Indikatorwert (*IW*) und relative Dichte/relative Häufigkeit. Rote-Liste-Arten sind fettgedruckt. *N* = 6 pro Typ. * *P* < 0,05 ** *P* < 0,01, *** *P* < 0,001.

Art	<i>P</i>	<i>IW</i>	GRÜN	WBK-JUNG	WBK-ALT	WIND	FORST
<i>Collinsia inerrans</i>	**	67	100/67	0/0	0/0	0/0	0/0
<i>Dicymbium n. brevisetosum</i>	**	77	77/100	5/17	13/33	4/33	1/17
<i>Erigone atra</i>	***	98	98/100	1/50	0/17	0/0	0/17
<i>Erigone dentipalpis</i>	***	82	98/83	2/33	0/0	0/0	0/0
<i>Leptorhoptum robustum</i>	*	50	100/50	0/0	0/0	0/0	0/0
<i>Oedothorax fuscus</i>	***	100	100/100	0/0	0/17	0/17	0/0
<i>Oedothorax retusus</i>	**	64	97/67	0/0	3/33	0/0	1/17
<i>Pachygnatha clercki</i>	***	83	100/83	0/0	0/0	0/0	0/0
<i>Pachygnatha degeeri</i>	***	87	87/100	10/50	2/50	0/17	0/0
<i>Pardosa palustris</i>	***	96	96/100	3/100	2/50	0/0	0/0
<i>Trochosa ruricola</i>	*	44	53/83	47/33	0/0	0/0	0/0
<i>Tiso vagans</i>	**	67	100/67	0/0	0/0	0/0	0/0
<i>Drassyllus pusillus</i>	**	66	7/67	66/100	9/50	18/67	0/0
<i>Xysticus cristatus</i>	*	53	29/83	63/83	6/17	2/17	0/0
<i>Xysticus kochi</i>	**	57	39/100	57/100	2/17	1/17	0/0
<i>Euophrys frontalis</i>	**	64	0/0	3/17	76/83	21/67	0/0
<i>Hahnina nava</i>	**	66	0/0	32/100	66/100	1/50	1/17
<i>Centromerus sylvaticus</i>	**	49	0/0	0/0	20/33	74/67	6/17

Art	P	IW	GRÜN	WBK-JUNG	WBK-ALT	WIND	FORST
<i>Micaria pulicaria</i>	*	41	0/0	11/17	39/17	49/83	0/0
<i>Pardosa lugubris</i>	*	58	1/17	2/33	10/33	87/67	0/0
<i>Palliduphantes pallidus</i>	***	79	0/0	0/0	0/0	95/83	5/17
<i>Pocadicnemis pumila</i>	***	77	0/0	12/17	11/50	77/100	0/0
<i>Sintula corniger</i>	***	87	0/0	3/17	9/33	87/100	2/17
<i>Walckenaeria obtusa</i>	**	53	0/0	15/33	7/17	63/83	14/33
<i>Centromerus arcanus</i>	*	50	0/0	0/0	0/0	0/0	100/50
<i>Coelotes terrestris</i>	**	61	3/50	2/17	20/67	13/83	61/100
<i>Diplocephalus latifrons</i>	***	92	0/0	0/0	2/17	5/33	92/100
<i>Histopona torpida</i>	*	40	0/0	0/0	0/0	19/17	81/50
<i>Inermocoelotes inermis</i>	***	74	0/0	0/0	2/17	24/83	74/100
<i>Monocephalus fuscipes</i>	***	67	3/33	0/0	4/17	26/67	67/100
<i>Macrargus rufus</i>	**	67	0/0	0/0	0/0	0/0	100/67
<i>Tenuiphantes tenebricola</i>	***	86	2/17	0/0	4/17	8/33	86/100
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>	***	76	0/0	0/0	6/17	3/17	91/83
<i>Walckenaeria dysderoides</i>	*	45	8/17	0/0	16/17	8/17	67/67

Diskussion

Die untersuchten Landnutzungstypen unterschieden sich deutlich in ihren Umweltbedingungen: Die beiden Typen der WBK wiesen eine vergleichsweise hohe Habitatheterogenität mit einer ausgeprägten Strauchschicht aus Weihnachtsbäumen, relativ viel Offenboden und einer mäßig deckenden, aber hochwüchsigen Krautschicht auf. Ebenfalls heterogen war die Vegetation auf den Windwürfen mit gut entwickelter Strauch- und Krautschicht sowie hoher Streudeckung. Grünland und Fichtenforste waren dagegen relativ homogen mit niedrigwüchsiger und dicht schließender Krautschicht bzw. ausgeprägter Baumschicht und einer dünnen, aber fast flächigen Nadelstreuaufgabe. Aufgrund der offenen Habitatstrukturen waren junge und alte WBK, aber auch das Grünland durch eine starke Erwärmung am Tage gekennzeichnet.

Die Habitatstruktur und das Mikroklima haben einen bedeutenden Einfluss auf das Vorkommen von Laufkäfern und Spinnen (Uetz 1975, 1979; Thiele 1977, Foelix 2015). Entsprechend der dargestellten Unterschiede in den Umweltbedingungen der untersuchten Landnutzungstypen unterschieden sich auch die Laufkäfer- und Spinnenzönosen. Die höchste Laufkäferartenzahl wiesen junge WBK auf. Die Werte differierten von denen des Grünlandes und der Fichtenforste. Gefährdete Laufkäferarten traten zudem nur in den beiden WBK-Typen und auf Windwürfen auf.

Bei den Laufkäfern lassen sich die hohe Artenvielfalt und das ausschließliche Vorkommen von gefährdeten Arten insbesondere in den beiden Typen der WBK, aber auch auf Windwürfen durch die bereits dargestellte hohe Habitatheterogenität dieser Landnutzungstypen erklären. Unter den Indikatorarten befanden sich neben typischen Offenlandbewohnern (WBK-JUNG: *Harpalus rufipes*, *Pterostichus melanarius*; WBK-ALT: *Harpalus honestus*) auch Waldarten (WBK-JUNG: *Carabus coriaceus*, *Carabus violaceus*, *Pterostichus madidus*; WBK-ALT: *Leistus ferruginus*), die jedoch alle eine gewisse Präferenz für lichtere bzw. wärmere Waldstrukturen oder Ökotope zum Offenland aufweisen (vgl. Trautner 2017). *Harpalus rufipes* und *H. honestus* beispielsweise sind häufig in Weinbaugebieten zu finden und haben eine Vorliebe für trockene Habitate mit Offenboden. Die hohe Artenvielfalt, das Vorkommen xerophiler Arten und von Rote-Liste-Arten wie *H. honestus* verdeutlicht die Bedeutung von WBK als Lebensraum für Laufkäfer (vgl. auch Bagge et al. 2012).

Die Aktivitätsdichte der Laufkäfer hängt dagegen stark vom Raumwiderstand der Vegetation ab (Heydemann 1957, Thiele 1977, Ekschmitt et al. 1997). Entsprechend waren die Aktivitätsdichten – trotz geringer Artenvielfalt – im niedrigwüchsigen Grünland am höchsten und auf den Windwürfen mit hoher Streudeckung am geringsten. Die hohen Dichten im Grünland waren dementsprechend nur auf wenige, häufige Arten zurückzuführen. So machte die häufigste Laufkäferart – *P. versicolor* – über die Hälfte der gefangenen Laufkäferindividuen im Grünland aus (Appendix 1, Tab. A3). Die Art toleriert eine hohe Nutzungsintensität im Grünland (Trautner 2017). Zu den Indikatorarten zählten weitere typische, mesophile Grünlandarten (z.B. *Amara aenea* oder *A. communis*, vgl. Gesellschaft für angewandte Carabidologie 2009, WSL 2017).

Aufgrund der gegensätzlichen Jagdstrategien bei Spinnen (Laufjäger vs. netzbauende Arten) unterschieden sich die festgestellten Diversitäts- und Aktivitätsdichtemuster teilweise von denen der Laufkäfer. Auch bei den Spinnen wiesen Fichtenforste die geringste Artenzahl und Grünland die höchste Aktivitätsdichte auf. Die Artenzahl der Spinnen war jedoch auf Windwürfen am höchsten und die Aktivitätsdichte in Fichtenforsten am geringsten. Die beiden Typen der WBK wiesen jeweils mittlere Werte auf.

Generell gelten Windwurfereignisse als wichtige Schlüsselfaktoren für den Erhalt der Biodiversität in Waldökosystemen (Duelli et al. 2002, Bouget & Duelli 2004, Ghandi et al. 2009, Wermelinger et al. 2017). Durch das Aufreißen des vormals geschlossenen Kronendachs werden Sonneneinstrahlung und die Entwicklung der Krautschicht gefördert (Wohlgemuth et al. 2002), wodurch einer Vielzahl an Organismen Lebensraum und Nahrungsgrundlage geboten wird. Wermelinger et al. (2017) wiesen wenige Jahre nach Windwurfereignissen durch den Sturm Lothar (1999) signifikant höhere Artenzahlen und Dichten verschiedener taxonomischer Gruppen von Bodenarthropoden auf Windwurfflächen im Vergleich zu ungestörten Wäldern nach. In Folge des Windwurfereignisses waren viele Artengruppen – inklusive Spinnen – sowohl durch Wald- als auch durch Offenlandarten vertreten. Diese Ergebnisse können auch neun Jahre nach dem Windwurfereignis Kyrill gut auf das UG der vorliegenden Studie übertragen werden. Neben einigen Offenlandarten (*Micaria pulicaria*, *Pocadicnemis pumila* oder *Sintula corniger*) wiesen die Windwürfe auch schattenliebende Indikatorarten auf (*Centromerus sylvaticus*, *Palliduphantes ericaeus*, *Pardosa lugubris* oder *Walckenaeria obtusa*; Kreuels & Buchholz 2006). Die hohen Spinnenartenzahlen auf Windwurfflächen lassen sich durch den dichten Unterwuchs erklären. Insbesondere netzbauende Spinnenarten profitieren von einer gut ausgebildeten Krautschicht, welche vielfältige Strukturen für die Befestigung der Netze bereithält und zusätzlich Lebensraum für an die Krautschicht angepasste Beuteorganismen bietet (vgl. Uetz 1975, 1979; Greenstone 1984, Bell et al. 2001, Siira-Pietkäinen et al. 2003). Auch die Streuschicht ist von großer Bedeutung für die Spinnenfauna, wobei besonders mächtige, lockere Streuauflagen für Spinnen interessante Strukturen bieten (Duffey 1975).

Trotz großer Artenvielfalt und hohen Aktivitätsdichten im Grünland handelt es sich – wie bei den Laufkäfern – bei den meisten nachgewiesenen Spinnenarten um weit verbreitete Arten, die auch intensive Beweidung tolerieren. Dies trifft z.B. auf die Indikatorarten *Erigone atra*, *E. dentipalpis*, *Oedothorax fuscus*, *O. retusus* und *Pardosa palustris* zu (vgl. Bell et al. 2001). *Erigone atra* und *Oedothorax* spp. gelten als Pionierarten, die offene und gestörte Habitate schnell besiedeln können. *Erigone dentipalpis* und *P. palustris* benötigen teilweise höhere Vegetation, wie sie beispielsweise durch den selektiven Fraß des Weideviehs und um Dungstellen herum entsteht.

Die ebenfalls artenreichen Spinnenzönosen der WBK waren durch trockenheitsliebende Spinnenarten geprägt, wie der Nischenindex für Feuchte belegt. So wurden auf WBK hauptsächlich xerophile Indikatorarten ermittelt (WBK-JUNG: *Drasylus pusillus*, *Xysticus cristatus*, *Xysticus kochi*; WBK-ALT: *Habnia navia*, Kreuels & Buchholz 2006). Mit den Heidearten *X. kochi* und *H. navia* wurden in beiden WBK-Typen Indikatorarten nachgewiesen, die mit Vorliebe Rohbodenhabitate besiedeln (Reinke & Irmeler 1994). Der hohe Anteil an Offenboden und daraus resultierend geringe Raumwiderstand in WBK kommt vor allem aktiv jagenden Arten zu Gute (vgl. Borchard et al. 2014), welche insbesondere in jungen WBK mit hohen Artenzahlen und Aktivitätsdichten vertreten waren.

Synopse

Im Vergleich zu konkurrierenden Landnutzungstypen im UG stellen WBK einen bedeutsamen Lebensraum für Laufkäfer und Spinnen dar. Die Zönosen beider Taxa zeichneten sich in WBK durch die Anwesenheit trockenheitsliebender Arten aus. Hierbei kommt insbesondere der Schaffung von Offenboden durch Herbizideinsatz eine besondere Bedeutung zu. Während Laufkäfer generell mit hohen Arten- und Individuenzahlen auf den erhöhten Anteil an Offenboden in WBK reagierten, waren bei den Spinnen vor allem aktiv jagende Arten stärker vertreten.

Vor diesem Hintergrund erscheint eine genauere Betrachtung des Einsatzes von Herbiziden bei der Bewirtschaftung von WBK sinnvoll. Während einige Studien keine oder nur verzögerte Effekte von Herbiziden auf das Vorkommen von Spinnen feststellen konnten (Everts et al. 1989, Baines et al. 1998), wiesen Haughton et al. (1999) einen negativen Einfluss auf netzbauende Spinnenarten bei besonders hohen Anwendungsdosen nach (360 g/ha aktiver Wirkstoff Glyphosat, Bell et al. 2001). In einem umfassenden Bericht über die Einflüsse von Pestiziden auf die Biodiversität der Agrarlandschaft trugen Freier et al. (2017) mehrheitlich Studien über negative Auswirkungen auf Bodenarthropoden zusammen. Die meisten Studien verglichen hierbei ökologische mit konventionellen Anbaumethoden und beinhalteten meistens auch den Einsatz von Insektiziden. Da Insektizide im Weihnachtsbaumanbau in der Regel nicht generell zum Einsatz kommen und auch die Dosen der Pflanzenschutzmittel geringer ausfallen als im Ackerbau (Kap. 3), sind diese Erkenntnisse kaum auf WBK übertragbar. Die hohen Artenzahlen und Abundanzen der untersuchten Arthropoden lassen allerdings bei der gegenwärtig praktizierten Bewirtschaftungsweise – ohne Einsatz von Insektiziden – keine deutlich negativen Auswirkungen vermuten.

5.2.2 Arthropodenzönosen verschiedener Typen von Weihnachtsbaumkulturen

Material und Methoden

Geländeuntersuchungen

Um den Einfluss der Bewirtschaftungsweise auf die Bodenarthropoden der WBK zu ermitteln, wurden vier verschiedene Nutzungstypen untersucht: konventionell bewirtschaftete WBK im Offenland (WBK-OFFEN) und auf ehemaligen Kyrill-Windwurfflächen (WBK-WIND), ökologisch bewirtschaftete WBK (WBK-ÖKO) und Schmuckreisigkulturen (SCHMUCK). Je Typ der WBK wurden sechs quadratische Untersuchungsflächen (UF) à 500 m² in 12 der 48 PF zufällig ausgewählt ($N_{UF} = 24$).

Die Laufkäfer- und Spinnenfauna wurde mittels Bodenfallen erfasst. Hierfür wurden auf jeder UF zufällig jeweils drei Fallen mit mindestens 10 m Abstand zueinander und zum Flächenrand platziert, sodass Interferenz und Randeffekte vermieden wurden. Die Bodenfallen bestanden aus Kunststoffbechern (Tiefe 7,5 cm, Durchmesser 9 cm), welche mit Renner-Lösung (40 % Ethanol, 30 % Wasser, 20 % Glycerin, 10 % Essigsäure) befüllt waren. Um Fangausfälle durch Trittschäden und Überlaufen bestmöglich zu verhindern, wurden zusätzlich Schutzgitter (20 cm × 20 cm, 15 cm über jeder Falle) und Dächer (Durchmesser 10 cm, 3 cm über jeder Falle) installiert (Borchard et al. 2014). Die Fallen wurden von Mai bis Juli und von August bis Oktober 2016 jeweils für sechs Wochen ausgebracht, um die verschiedenen Phänologieaspekte abzudecken. Leerungen erfolgten alle drei Wochen. Für die anschließende Analyse wurden alle Fallenfänge einer UF zusammengefasst, sodass für jede Fläche ein Datensatz vorlag. Alle gefangenen Laufkäfer und Spinnen wurden auf Artebene bestimmt (Käfer – Bestimmung: Trautner & Geigenmüller 1988, Müller-Motzfeld 2004, Nomenklatur: Trautner et al. 2014; Spinnen – Bestimmung: Roberts 1987 & 1998, Nentwig et al. 2018, Nomenklatur: BfN 2016).

Erfassung der Umweltparameter

Auf jeder UF wurden die Deckungsgrade verschiedener Vegetationsschichten (Strauch-, Kraut-, Moos-, Streuschicht, Offenboden- und Skelettanteil) in 5 %-Schritten geschätzt (Tab. 16). Außerdem wurden die mittleren Höhen der Strauch- und Streuschicht gemessen. Nach Messung der Inklination und Exposition wurde der Heat-Load-Index (McCune & Keon 2002) für jede UF ermittelt. Zusätzlich wurden Temperatur und relative Luftfeuchte innerhalb jeder UF gemessen. Die Messungen erfolgten vom 04.–13.06.2017 mittels Datenlogger (iButton Maxim/Dallas, DS1923) stündlich in 10 cm Höhe über dem Boden. Die Datenlogger wurden durch einen selbst konstruierten Strahlungsschutz (vgl. Borchard et al. 2014) vor direkter Sonneneinstrahlung und Niederschlag geschützt.

Datenanalyse

Die Habitatpräferenzen der erfassten Arten wurden anhand von Nischenindizes für Beschattung und Feuchte (Laufkäfer: Baumdeckung und Feuchte nach Irmeler & Gürlich 2004; Spinnen: Beschattung und Feuchte nach Entling et al. 2007) ermittelt. Abhängig von der Artenzusammensetzung (Präsenz/Absenz) wurde für jede UF jeweils ein gemittelter Wert für jeden Nischenindex berechnet.

Die Laufkäfer- und Spinnendaten (Artenzahl, Aktivitätsdichte und Nischenindizes) sowie alle Umweltparameter wurden mittels Varianzanalyse (ANOVA und Bonferroni-Posthoc-Test) auf Unterschiede zwischen den fünf Landnutzungstypen getestet. Bei fehlender Normalverteilung (Shapiro-Wilk Test) oder Varianzhomogenität (Levene-Test) wurden der Kruskal-Wallis-*H*-Test und Dunn's Test als Post-hoc-Test verwendet. Zusätzlich zu den Gesamtartenzahlen und -aktivitätsdichten wurden jeweils das Verhältnis von gefährdeten zu ungefährdeten Arten, herbivoren zu carnivoren Laufkäferarten (Homburg et al. 2013) und von aktiv jagenden zu netzbauenden Spinnenarten (Lemke et al. 2014) verglichen. Zuvor wurden alle Daten mittels Global Moran's *I* in ArcGIS 10.2 auf räumliche Autokorrelation überprüft. Da hierbei keine signifikanten Ergebnisse ($P < 0,05$) ermittelt wurden, konnte eine räumliche Klumpung ausgeschlossen werden (vgl. Helbing et al. 2017).

Die stündlichen Datenloggermessungen wurden getrennt nach Tages- und Nachtzeit ausgewertet. Alle Datenlogger standen auf unterschiedlichen UF und konnten somit als statistisch unabhängige Einheiten angesehen werden. Die Messungen eines einzelnen Datenloggers hingegen waren nicht unabhängig voneinander. Daher wurden die stündlichen Messwerte über den gesamten Messzeitraum jeweils für jeden Datenlogger einzeln gemittelt, sodass die Unterschiede zwischen den Mittelwerten verschiedener Datenlogger die mikroklimatische Verschiedenheit der UF widerspiegelt. Anhand der so entstandenen gemittelten Stundenwerte wurden für jede UF jeweils mittlere Tages- und Nachtwerte für Temperatur und relative Luftfeuchte errechnet. Da die thermale Wirkung der Sonneneinstrahlung kurz nach Sonnenaufgang sehr schwach ist, die Nachwirkung insbesondere im Sommer hingegen auch bei untergehender Sonne verhältnismäßig lange anhält, wurde der „Tag“ als die Zeit zwei Stunden nach Sonnenaufgang bis zum Sonnenuntergang (7 bis 21 Uhr) festgelegt. Jeder Messwert innerhalb dieses Zeitraums wurde dem „Tag“ zugeordnet, Messungen von 22 bis 6 Uhr hingegen der „Nacht“. Anschließend erfolgte ein Mittelwertvergleich zwischen den Tages- und Nachtwerten der verschiedenen Lebensraumtypen durch ANOVA und Bonferroni-Posthoc-Test bzw. Kruskal-Wallis-*H*-Test und Dunn's Test als Posthoc-Test (s.o.).

Die Laufkäfer- und Spinnenartenzusammensetzung auf den UF wurde mittels nichtmetrischer multidimensionaler Skalierung (NMDS) untersucht (R Pakete: VEGAN, MASS). Die NMDS basierte auf dem Bray-Curtis Distanzmaß. Um ein stabiles Ergebnis zu ermitteln, wurde eine maximale Anzahl von 100 Durchgängen gewählt. Zur Vermeidung von Multikolarität wurden stark interkorrelierte Variablen (Spearman Rangkorrelationskoeffizient r_s ; $|r_s| > 0,6$) ausgeschlossen. Signifikant mit den Laufkäfer- und Spinnenarten korrelierte Umweltparameter wurden anhand von Mantel Tests (Spearman's Rangkorrelation mit 999 Permutationen) bestimmt.

Die typischen Laufkäfer- und Spinnenarten für die verschiedenen Lebensraumtypen wurden mittels Indikatorartenanalyse (ISA) bestimmt (Dufrêne & Legendre 1997). Bei dieser Methode werden den Arten anhand ihrer relativen Abundanz und Häufigkeit in einem bestimmten Lebensraumtyp Indikatorwerte für den jeweiligen Typ zugeteilt. Anschließend werden die höchsten Indikatorwerte jeder Art mittels Monte-Carlo-Test auf Signifikanz überprüft (hier: 4999 Permutationen $P < 0,05$). Signifikante Werte erlauben die Einteilung einer Art als Indikatorart für einen bestimmten Lebensraumtyp. Um das Datenrauschen in der NMDS Ordination und bei der Indikatorartenanalyse zu reduzieren, wurden nur Arten mit einer Stetigkeit $< 6\%$ eingeschleust.

Die Datenauswertung wurde mit R-3.4.1 (R Development Core Team 2017) einschließlich der Pakete VEGAN (Oksanen et al. 2008) und MASS (Venables & Ripley 2008) sowie PC-Ord 13, SigmaPlot 13.5 und ArcGIS 10.2 durchgeführt.

Ergebnisse

Umweltbedingungen

Der Vergleich der Umweltparameter ergab eine Reihe von signifikanten Unterschieden zwischen den verschiedenen Typen von WBK (Tab. 16). Ökologisch bewirtschaftete WBK wiesen die signifikant höchste Krautschicht- und Streuschichtdeckung sowie Streuschichthöhe auf. Der Anteil an Offenboden und Bodenskelett war dagegen signifikant am geringsten in ökologisch bewirtschafteten WBK und am höchsten in WBK auf Windwurfflächen. Die Datenloggermessungen

ergaben keine Temperaturunterschiede zwischen den Typen der WBK (Abb. 7a). Die relative Luftfeuchte war dagegen nachts signifikant in konventionell bewirtschafteten WBK im Offenland am geringsten und in ökologisch bewirtschafteten WBK am höchsten (Abb. 7b).

Fangergebnisse

Insgesamt wurden 70 Laufkäferarten mit 2.981 Individuen und 119 Spinnenarten mit 4.442 Individuen erfasst. Die häufigsten Laufkäferarten waren *Poecilus versicolor* (25,6 % aller Individuen) und *Notiophilus biguttatus* (11 %) (Appendix 1, Tab. A5). Die vorherrschenden Spinnenarten waren *Pardosa amentata* (19,6 %) und *Pardosa pullata* (13,7 %) (Appendix 1, Tab. A6).

Die Laufkäferzönosen unterschieden sich in keinem der betrachteten Parameter zwischen den vier Typen der WBK (Tab. 17). Die Spinnenartenzahl und -aktivitätsdichte waren dagegen in ökologisch bewirtschafteten WBK signifikant am höchsten. Der signifikant höchste Individuenanteil an aktiv jagenden Spinnen konnte in konventionell bewirtschafteten WBK im Offenland und auf ökologisch bewirtschafteten WBK festgestellt werden.

Tab. 16: Mittelwertvergleiche \pm Standardfehler der Vegetationsstruktur- und Mikroklimaparameter der untersuchten Typen von Weihnachtsbaumkulturen. $N = 6$ pro Typ. Vergleiche zwischen den Typen erfolgten mittels ANOVA und Bonferroni-Post-hoc-Test (AN) bzw. Kruskal-Wallis-H-Test und Dunn's Test (KW), s. Datenanalyse. Typen, die keinen gemeinsamen Buchstaben aufweisen, unterschieden sich signifikant ($P < 0,05$). * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$, n.s. = nicht signifikant.

Parameter	WBK-OFFEN	WBK-WIND	WBK-ÖKO	SCHMUCK	Test	P
<i>Struktur</i>						
<i>Deckung [%]</i>						
Strauchschicht	48,3 \pm 7,1	55,8 \pm 6,1	31,7 \pm 6,9	23,3 \pm 12	KW	*
Krautschicht	38,3 \pm 4,9 ^a	18,3 \pm 2,8 ^a	75,8 \pm 8,7 ^b	48,3 \pm 12,6 ^{ab}	AN	***
Mooschicht	19,6 \pm 6,9	37,5 \pm 13,2	35,8 \pm 15,6	57,1 \pm 16,9	KW	n.s.
Streuschicht	2,5 \pm 1,7 ^a	4,2 \pm 0,8 ^a	47,5 \pm 10,1 ^c	16,7 \pm 3,6 ^b	KW	***
Offenboden	6,3 \pm 1,8 ^{ab}	10,8 \pm 2,4 ^b	1,7 \pm 1,1 ^a	7,9 \pm 5,5 ^{ab}	KW	*
Skelett	2,1 \pm 0,8 ^a	15 \pm 3,4 ^b	0,4 \pm 0,4 ^a	3,3 \pm 3,3 ^a	KW	**
<i>Höhe [%]</i>						
Strauchschicht	158,3 \pm 31,3 ^a	183,3 \pm 22 ^a	124,2 \pm 29,7 ^a	501,7 \pm 161,9 ^b	KW	***
Streu	0,5 \pm 0,3 ^a	0,8 \pm 0,2 ^a	3,8 \pm 0,4 ^b	1,5 \pm 0,3 ^a	KW	**
<i>Mikroklima</i>						
Heat Load Index	-0,3 \pm 0,1	-0,4 \pm 0	-0,4 \pm 0	-0,4 \pm 0	KW	n.s.

Artenzusammensetzung und Umwelteinflüsse

Die NMDS-Ordinationen ergaben insbesondere deutliche Unterschiede zwischen den konventionell bewirtschafteten WBK auf Windwurfflächen und den ökologisch bewirtschafteten WBK (Abb. 8). Die Laufkäfer- und Spinnenzönosen der ökologisch bewirtschafteten WBK waren vor allem mit einer höheren Streuschicht assoziiert. Bezüglich der Spinnenartengemeinschaften unterschieden sich die konventionell bewirtschafteten WBK auf Windwurfflächen außerdem durch einen höheren Offenboden- und Skelettanteil von den übrigen WBK-Typen.

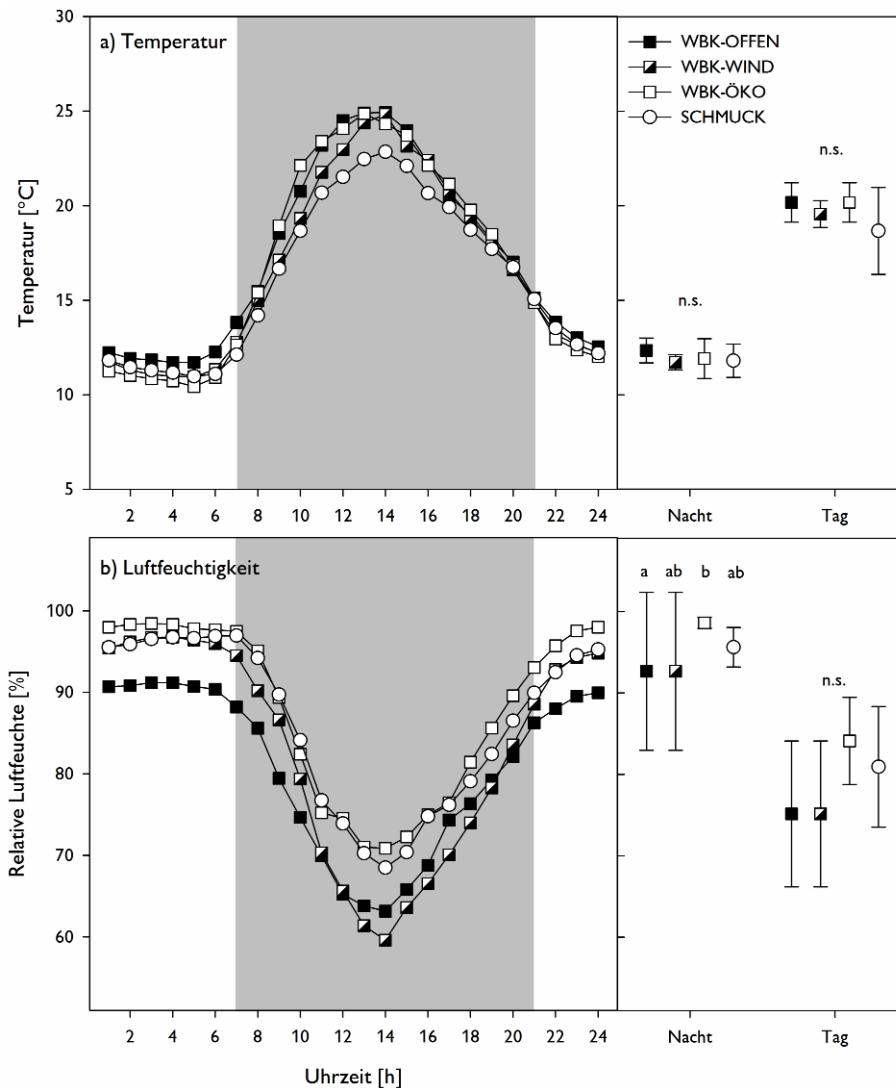


Abb. 7: Tagesverlauf der Lufttemperatur (a) und -feuchtigkeit (b) in Bodennähe (10 cm über dem Boden). Die Kurven (links) zeigen die stündlichen Mittel. Die Plots (rechts) zeigen die mittleren Tages- und Nachttemperaturen mit Standardabweichung (Antennen). Die Berechnung von Tages- und Nachttemperaturen basiert jeweils auf den Messwerten innerhalb bzw. außerhalb des grau markierten Zeitraumes, s. Datenanalyse. $N = 6$ pro Typ. Unterschiede zwischen den Landnutzungstypen wurden mittels ANOVA und Bonferroni-Post-hoc-Test analysiert. Typen, die keinen gemeinsamen Buchstaben aufweisen, unterschieden sich signifikant ($P < 0,05$). n.s. = nicht signifikant.

Die Auswertung der Laufkäfer- und Spinnenökologie anhand der Nischenindizes ergab nur beim Spinnen-Beschattungsindex signifikante Unterschiede zwischen den vier Typen der WBK (Tab. 17). Die signifikant höchsten Nischenwerte für die Beschattung wiesen Schmuckreisigkulturen auf.

Indikatorarten konnten bei den Laufkäfern und/oder Spinnen für alle Typen der WBK mit Ausnahme der konventionell bewirtschafteten WBK im Offenland nachgewiesen werden (Tab. 18 und 19). Besonders viele charakteristische Arten wies die Gruppe der Laufkäfer in konventionell bewirtschafteten WBK auf Windwurfflächen auf (Tab. 18). Bei den Spinnen waren ökologisch bewirtschaftete WBK und insbesondere Schmuckreisigkulturen – hierunter auch die einzige als Indikatorart ermittelte Rote-Liste-Art, *Sintula corniger* – durch besonders viele Indikatorarten gekennzeichnet (Tab. 19).

Tab. 17: Mittelwertvergleiche \pm Standardfehler der Spinnen- und Laufkäferparameter der untersuchten Typen von Weihnachtsbaumkulturen. $N = 6$ pro Typ. Vergleiche zwischen den Typen erfolgten mittels ANOVA und Bonferoni-Post-hoc-Test (AN) bzw. Kruskal-Wallis-H-Test und Dunn's Test (KW), s. Datenanalyse. Typen, die keinen gemeinsamen Buchstaben aufweisen, unterschieden sich signifikant ($P < 0,05$). * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$, n.s. = nicht signifikant.

Parameter	WBK-OFFEN	WBK-WIND	WBK-ÖKO	SCHMUCK	Test	P
<i>Laufkäfer</i>						
Artenzahl						
gesamt	14,7 \pm 2,4	18,2 \pm 0,9	16,3 \pm 2,2	12,2 \pm 2,0	AN	n.s.
gefährdet/ungef. ¹	0,06 \pm 0,03	0,008 \pm 0,008	0,02 \pm 0,01	0,02 \pm 0,02	KW	n.s.
herbivor/carnivor ²	0,32 \pm 0,14	0,17 \pm 0,04	0,47 \pm 0,08	0,29 \pm 0,1	KW	n.s.
Aktivitätsdichte ³						
gesamt	0,31 \pm 0,09	0,64 \pm 0,09	0,68 \pm 0,15	0,31 \pm 0,11	AN	n.s.
gefährdet/ungef. ¹	0,03 \pm 0,02	0,001 \pm 0,001	0,002 \pm 0,001	0,02 \pm 0,02	KW	n.s.
herbivor/carnivor ²	0,23 \pm 0,12	0,06 \pm 0,02	0,31 \pm 0,11	0,16 \pm 0,07	KW	n.s.
Nischenindex						
Beschattung ⁴	3,32 \pm 0,7	2,79 \pm 0,22	2,40 \pm 0,23	3,63 \pm 0,30	AN	n.s.
Feuchte ⁴	3,35 \pm 0,3	3,09 \pm 0,07	3,39 \pm 0,11	3,70 \pm 0,24	KW	n.s.
<i>Spinnen</i>						
Artenzahl						
gesamt	24,5 \pm 2,8 ^{ab}	22,2 \pm 3,7 ^a	34,7 \pm 2,6 ^b	32,5 \pm 2,4 ^{ab}	AN	*
gefährdet/ungef. ¹	0,02 \pm 0,01	0,008 \pm 0,008	0,01 \pm 0,006	0,03 \pm 0,01	AN	n.s.
aktiv/Netz ⁵	1,54 \pm 0,52	0,64 \pm 0,18	0,85 \pm 0,07	0,5 \pm 0,07	KW	n.s.
Aktivitätsdichte ³						
gesamt	0,54 \pm 0,12 ^a	0,41 \pm 0,12 ^a	1,15 \pm 0,22 ^b	0,70 \pm 0,11 ^a	KW	*
gefährdet/ungef. ¹	0,01 \pm 0,007	0,003 \pm 0,003	0,004 \pm 0,002	0,03 \pm 0,01	KW	n.s.
aktiv/Netz ⁵	4,1 \pm 2,0 ^b	0,63 \pm 0,31 ^a	3,9 \pm 0,7 ^b	1,55 \pm 0,43 ^{ab}	KW	*
Nischenindex						
Beschattung ⁶	0,34 \pm 0,02 ^a	0,40 \pm 0,02 ^{ab}	0,37 \pm 0,01 ^{ab}	0,43 \pm 0,01 ^b	AN	**
Feuchte ^{6,7}	0,39 \pm 0,01	0,39 \pm 0,005	0,39 \pm 0,01	0,39 \pm 0,01	AN	n.s.

¹Verhältnis gefährdeter zu ungefährdeten Arten nach BfN (2016), ²Verhältnis herbivorer zu carnivoren Laufkäferarten, ³Individuen/Falle/Tag, ⁴nach Irmeler & Gürlich (2004), ⁵Verhältnis frei jagender Arten zu netzbauenden Arten, ⁶nach Entling et al. (2007), ⁷niedrige Werte bedeuten eine Präferenz für ein feuchtes Milieu.

Tab. 18: Ergebnisse der Indikatorartenanalyse (ISA, Dufrène & Legendre 1997) bei Laufkäfern für die untersuchten Typen von Weihnachtsbaumkulturen. Indikatorarten für den jeweiligen Landnutzungstyp (grau hinterlegt), Signifikanzniveau (P), Indikatorwert (IW) und relative Dichte/relative Häufigkeit. Rote-Liste-Arten sind fettgedruckt. $N = 6$ pro Typ. * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$.

Art	P	IW	WBK-OFFEN	WBK-WIND	WBK-ÖKO	SCHMUCK
<i>Amara bifrons</i>	**	60	10/17	90/67	0/0	0/0
<i>Calathus fuscipes</i>	**	56	24/50	67/83	9/33	0/0
<i>Epaphius secalis</i>	*	43	0/0	85/50	0/0	15/17
<i>Nebria brevicollis</i>	*	63	20/67	75/83	3/50	2/33
<i>Nebria salina</i>	**	61	17/33	73/83	0/0	10/17
<i>Notiophilus biguttatus</i>	*	53	18/83	53/100	0/0	29/50
<i>Pterostichus melanarius</i>	*	53	33/67	63/83	0/0	4/17
<i>Pterostichus niger</i>	*	65	15/67	65/100	14/67	6/67
<i>Amara communis</i>	*	50	0/0	0/0	100/50	0/0
<i>Poecilus versicolor</i>	**	68	10/67	14/67	68/100	8/33

Tab. 19: Ergebnisse der Indikatorartenanalyse (ISA, Dufrene & Legendre 1997) bei Spinnen für die untersuchten Typen von Weihnachtsbaumkulturen. Indikatorarten für den jeweiligen Landnutzungstyp (grau hinterlegt), Signifikanzniveau (*P*), Indikatorwert (*IW*) und relative Dichte/relative Häufigkeit. Rote-Liste-Arten sind fettgedruckt. *N* = 6 pro Typ. * *P* < 0,05 ** *P* < 0,01, *** *P* < 0,001.

Art	<i>P</i>	<i>IW</i>	WBK-OFFEN	WBK-WIND	WBK-ÖKO	SCHMUCK
<i>Tenuiphantes tenebricola</i>	*	46	0/0	68/67	0/0	32/33
<i>Agroeca proxima</i>	*	50	0/0	0/0	95/67	5/17
<i>Enoplognatha thoracica</i>	*	61	16/50	5/33	66/100	12/33
<i>Haplodrassus signifer</i>	*	63	22/83	5/50	48/100	25/67
<i>Pachygnatha degeeri</i>	**	66	10/33	0/0	57/83	33/50
<i>Pardosa pullata</i>	*	48	0/0	0/0	92/67	8/17
<i>Pocadicnemis pumila</i>	*	47	0/0	25/17	75/67	0/0
<i>Centromerus pabulator</i>	*	45	0/0	0/0	32/17	68/67
<i>Inermocoelotes inermis</i>	*	45	0/0	12/33	21/50	67/67
<i>Palliduphantes pallidus</i>	**	59	19/33	12/17	9/17	59/83
<i>Pardosa lugubris</i>	**	70	4/17	0/0	11/33	86/67
<i>Porrhomma errans</i>	*	50	8/33	2/33	7/67	84/83
<i>Sintula corniger</i>	*	56	0/0	16/33	14/33	70/83
<i>Walckenaeria obtusa</i>	*	49	0/0	0/0	0/0	100/50
<i>Zora spinimana</i>	*	57	13/33	5/17	15/50	67/83

Diskussion

Die vier untersuchten Typen von WBK unterschieden sich in ihren Umweltbedingungen. Ökologisch bewirtschaftete WBK wiesen die signifikant höchste Krautschicht- und Streuschichtdeckung sowie Streuschichthöhe auf. Der Anteil an Offenboden und Bodenskelett war dagegen signifikant am geringsten in ökologisch bewirtschafteten WBK und am höchsten in WBK auf Windwurfflächen. Die Datenloggermessungen ergaben jedoch keine Temperaturunterschiede zwischen den Typen der WBK. Während der Typ der WBK keinen Einfluss auf die betrachteten Parameter bei den Laufkäfern hatte, waren die Spinnenartenzahl und -aktivitätsdichte in ökologisch bewirtschafteten WBK signifikant am höchsten. Indikatorarten konnten bei den Laufkäfern und/oder Spinnen für alle Typen der WBK mit Ausnahme der konventionell bewirtschafteten WBK im Offenland nachgewiesen werden.

Das Vorkommen von Laufkäfern und Spinnen ist in hohem Maße von der Habitatstruktur abhängig (Kap. 5.2.1). Den dargestellten Unterschieden in der Habitatausstattung entsprechend, differierten die Spinnen-, aber auch die Laufkäferzönosen der betrachteten WBK-Typen. Die Laufkäfergemeinschaften der ökologisch bewirtschafteten WBK – die eine ausgeprägte Krautschicht mit mittlerer Höhe aufwiesen – waren vor allem durch mesophile Grünlandarten geprägt. Zu den Indikatorarten gehörten *Amara communis* und *Poecilus versicolor*, die beim Vergleich verschiedener Landnutzungstypen im UG bereits als Indikatorarten für Grünland ermittelt wurden (Kap. 5.2.1).

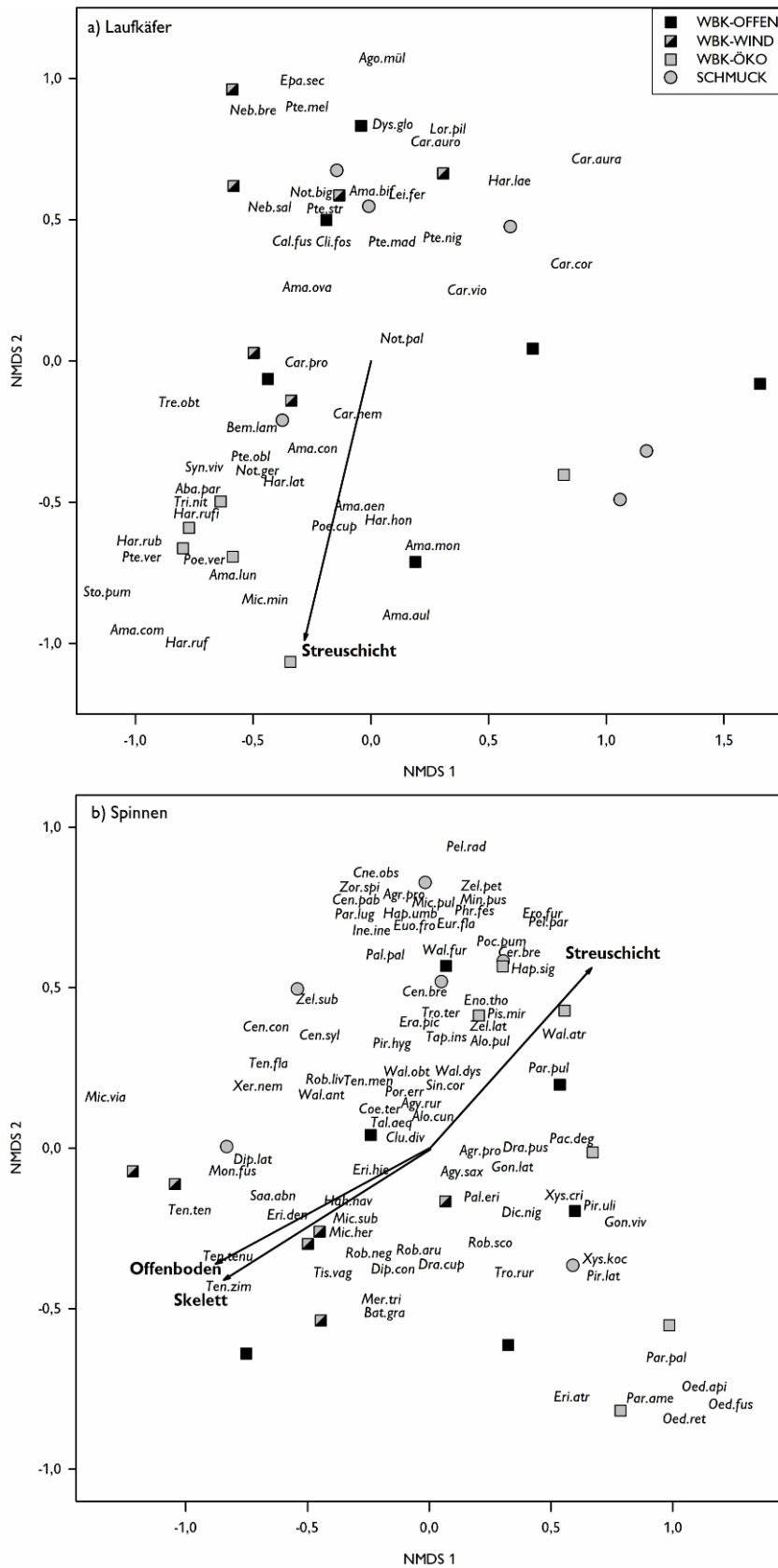


Abb. 8: NMSD Ordination der Laufkäferdaten (a) (Stress = 0,12, 3 Dimensionen, Bray-Curtis-Distanz) und der Spinnendaten (b) (Stress = 0,07, 4 Dimensionen, Bray-Curtis-Distanz) mit signifikant korrelierten Umweltparametern. a) Laufkäferdaten: Streuschicht NMSD 1 = -0,29, NMSD 2 = -0,95, $P < 0,01$. b) Spinnendaten: Streuschicht NMSD 1 = 0,78, NMSD 2 = 0,63, $P < 0,05$; Totholz NMSD 1 = -0,08, NMSD 2 = 0,99, $P < 0,05$; Offenboden NMSD 1 = -0,92, NMSD 2 = -0,39, $P < 0,01$; Skelett NMSD 1 = -0,91, NMSD 2 = -0,41, $P < 0,01$). Abkürzungen: Laufkäferarten s. Appendix 1, Tab. A5; Spinnenarten s. Appendix 1, Tab. A6.

Indikatorarten der konventionell bewirtschafteten WBK auf Windwurfflächen waren neben einigen Waldarten (*Epaphius secalis*, *Nebria brevicollis*, *Notiophilus biguttatus* und *Pterostichus niger*) auch Offenlandarten (*Amara bifrons*, *Calathus fuscipes*, *Nebria salina* und *Pterostichus melanarius*) (vgl. Trautner 2017, WSL 2017). Letztere weisen teilweise eine starke Präferenz zu trockenen Habitaten auf. So kommt die xerophile Art *A. bifrons* bevorzugt in trockenem Ackerland und Weinbergen vor. *Nebria salina* besiedelt zusätzlich auch Rohbodenhabitats. Die für Wälder typischen Indikatorarten sind im Gegensatz dazu eher durch eine Vorliebe für frisch-feuchte Standorte gekennzeichnet, was möglicherweise auf die historische Vornutzung der Flächen zurückzuführen ist. Da es sich um ehemalige Waldstandorte in direkter Umgebung von Wäldern handelt, ist eine Besiedlung bzw. Einwanderung ausgehend von den umliegenden Wäldern ebenfalls denkbar. Die offenen Habitatstrukturen der WBK auf Windwürfen weisen sehr geringe Raumwiderstände auf, was eine Kolonisierung begünstigt (vgl. Bagge et al. 2012).

Die konventionell bewirtschafteten WBK im Offenland und die Schmuckreisigkulturen wiesen keine Laufkäferindikatorarten auf und auch in der NMDS-Ordination gab es jeweils Überlappungen mit den anderen beiden Typen der WBK. Die in Kap. 5.2.1 für junge und alte WBK aufgeführten Indikatorarten konnten in allen vier Typen der WBK nachgewiesen werden (Appendix 1, Tab. A5).

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Lebensweise von Spinnen (s. Kap. 5.2.1), unterschieden sich die Diversitäts- und Aktivitätsdichtemuster teilweise von denen der Laufkäfer. Die hohen Artenzahlen in ökologisch bewirtschafteten WBK können durch die hier stark ausgeprägte Kraut- und Streuschicht erklärt werden. Ein reichhaltiger Unterwuchs bietet eine höhere strukturelle Komplexität für den Netzbau sowie Lebensraum und Nahrungsgrundlage für Beuteorganismen (vgl. Hole et al. 2005, s. Kap. 5.2.1). Von der ökologischen Bewirtschaftung profitieren neben netzbauenden Spinnenarten jedoch auch Bodenjäger, welche hier die höchste Aktivitätsdichte aufwiesen. Dies ist zum größten Teil auf die eurytopen Lycosiden *Pardosa amentata* und *P. pullata* zurückzuführen, die 33,7 %, bzw. 15,9 % des gesamten Fangs ausmachten. Auch zu den Indikatorarten zählten ausschließlich eurytope Spinnenarten mit Präferenz für offene Habitats (Tab. 19, vgl. Kreuels & Buchholz 2006, Nentwig et al. 2018).

Wie es für sehr offenbodenreiche Habitats charakteristisch ist (Bell et al. 2001, Perner & Malt 2003, Buchholz 2010, Negro et al. 2013), waren konventionell bewirtschaftete WBK auf Windwürfen durch artenarme Spinnenzönosen gekennzeichnet. Die meisten Arten wurden hier in relativ geringen Dichten nachgewiesen. Nur die häufigste Art, *Hahnina nava*, wies eine sehr hohe Aktivitätsdichte auf und machte etwa die Hälfte des gesamten Fangs aus (Appendix 1, Tab. A6). *Hahnina nava* bevorzugt offenen Boden bzw. trockene Stellen in Heiden (Reinke & Irmeler 1994). Die Heideart konnte auch in den anderen drei Typen der WBK festgestellt werden und wurde in Kap. 5.2.1 bereits als Indikatorart für alte WBK ermittelt, erreichte jedoch in den WBK auf Windwürfen die mit Abstand höchste Aktivitätsdichte. Bei der einzigen Spinnenindikatorart der konventionellen WBK auf Windwürfen, *Tenuiphantes tenebricola*, handelt es sich hingegen um eine schattentolerante Art (Kreuels & Buchholz 2006), die hauptsächlich in der Streuschicht von Wäldern zu finden ist (Nentwig et al. 2018). *Tenuiphantes tenebricola* wurde in Kap. 5.2.1 zudem als Indikatorart der Fichtenforste nachgewiesen, wo die Art aber wesentlich höhere Aktivitätsdichten erreicht (vgl. Appendix 1, Tab. A4 und A6). Dies weist ebenfalls auf die mögliche Einwanderung einiger Arten ausgehend von den umliegenden Fichtenforsten hin.

Schmuckreisigkulturen wiesen ähnlich hohe Spinnenartenzahlen auf, wie ökologisch bewirtschaftete WBK. Sie waren vor allem durch schattentolerante Spinnenarten gekennzeichnet (*Centromerus pabulator*, *Inermocoelotes inermis*, *Palliduphantes pallidus*, *Pardosa lugubris* und *Walckenaeria obtusa*) (Kreuels & Buchholz 2006), wie auch der Nischenindex für Beschattung belegt. Mit ihren wesentlich höheren Bäumen im Vergleich zu den drei anderen Typen der WBK, entsprachen Schmuckreisigkulturen am ehesten einem lichten Waldhabitat. Neben typischen Waldarten waren jedoch auch einige Offenlandarten (*Sintula corniger* und *Zora spinimana*) charakteristisch für Schmuckreisigkulturen. Mit *S. corniger* wurde in Schmuckreisigkulturen die einzige Rote-Liste-Art als Indikatorart ermittelt. Diese Art wurde im UG sonst hauptsächlich in ungenutzten Windwurfflächen nachgewiesen (s. Appendix 1, Tab. A4) und profitiert in Schmuckreisigkulturen daher eventuell von der geringen Bewirtschaftungsintensität.

Für die konventionell bewirtschafteten WBK im Offenland wurden keine Indikatorarten ermittelt und auch in der NMDS-Ordination konnte der Nutzungstyp nicht von den anderen drei Typen unterschieden werden. Die häufigsten Spinnenarten waren *H. nava*, *P. amentata* und *P. pul-lata*, die jedoch jeweils in anderen Typen der WBK höhere Dichten erreichten (s. Appendix 1, Tab. A6).

Synopse

Obwohl es sich bei allen vier untersuchten Typen um WBK handelt, wiesen sie abhängig von der Bewirtschaftung teilweise sehr unterschiedliche Habitatstrukturen und damit auch Laufkäfer- und Spinnenzönosen auf. Besonders prägend für die Ausbildung der Arthropodenzönose war die Beschaffenheit der bodennahen Vegetation. Die hohen Kraut- und Streuschichtdeckungen in ökologisch bewirtschafteten WBK hatten das Vorkommen von eurytopen Offenlandarten und einer erhöhten Spinnendiversität und -aktivitätsdichte zur Folge. In den konventionell bewirtschafteten WBK auf Windwurfflächen waren der Offenboden- und Skelettanteil hingegen sehr hoch, wodurch hier vor allem trockenheitsliebende Arten häufiger und die Spinnendiversität insgesamt gering waren. Die Artgemeinschaft war darüber hinaus auch von der historischen bzw. umgebenden Nutzung beeinflusst. So konnten auch typische Waldarten nachgewiesen werden, die in den anderen WBK-Typen fehlten. Die konventionell bewirtschafteten WBK im Offenland wiesen ebenfalls einen hohen Offenbodenanteil auf, aber hatten tendenziell eine höhere Krautschichtdeckung als die WBK auf Windwurf. Daher waren viele der charakteristischen Arten der beiden anderen WBK-Typen in geringerer Dichte auch in WBK im Offenland vorhanden. Schmuckreisigkulturen waren aufgrund der tendenziell höheren Beschattung vornehmlich durch Waldarten geprägt, wiesen wegen der verhältnismäßig stark ausgeprägten Krautschicht jedoch ebenfalls eine sehr hohe Spinnenvielfalt auf.

Trotz der tendenziell geringeren Spinnendiversität bei konventioneller Bewirtschaftung, ist in WBK nicht von einer direkt negativen Auswirkung von Herbiziden auf Laufkäfer und Spinnen auszugehen (s. Kap. 5.2.1). Aufgrund der unterschiedlichen Reaktionen der beiden Artengruppen auf die Bewirtschaftung, fällt eine pauschale Bewertung der Bewirtschaftungsformen schwer. Eine ökologische Bewirtschaftung scheint sich zwar positiv auf Spinnen auszuwirken. Allerdings profitieren hauptsächlich weit verbreitete Spinnenarten. Bei den Laufkäfern sind jedoch keine deutlichen Diversitätsunterschiede erkennbar. Im Gegenteil, vor allem trockenheitsliebende

Laufkäferarten reagieren positiv auf einen hohen Offenbodenanteil, wodurch offenbodenreiche WBK einen bedeutsamen Lebensraum im UG darstellen (s. auch Kap. 5.2.1). Darüber hinaus wiesen Bagge et al. (2012) sogar geringere Laufkäferartenzahlen und -dichten bei ökologischer im Vergleich zu herkömmlicher Bewirtschaftung nach.

5.3 Vögel

5.3.1 Avizöosen von Weihnachtsbaumkulturen und konkurrierenden Landnutzungen

Thomas Fartmann, Jonas Brüggeshemke, Steffen Kämpfer, Franziska Klauer, Marvin Juchem, Sarah Weking & Franz Löffler

Material und Methoden

Probeflächen

Im Rahmen der Untersuchung wurden fünf verschiedene für das UG typische Landschaftstypen miteinander verglichen, die durch einen der folgenden Landnutzungstypen dominiert waren: 1. Grünland (GRÜN), 2. Weihnachtsbaumkulturen im Offenland, die auf ehemaligen Grünlandstandorten errichtet wurden (WBK-OFFEN), 3. Weihnachtsbaumkulturen, die auf ehemaligen Windwurf Flächen angelegt wurden (WBK-WIND), 4. Windwurf Flächen, die durch den Sturm „Kyrill“ im Jahr 2007 entstanden sind (WIND) und 5. Fichtenforste (FORST). Für jeden Landschaftstyp wurden sieben quadratische PF mit einer Flächengröße von 40 ha ausgewählt, die einen Mindestanteil des jeweiligen Landnutzungstyps von 40 % aufwiesen ($N_{PF} = 35$, Abb. 9).

Biotoptypenzusammensetzung

Innerhalb jeder PF wurde eine Habitattypenkartierung mittels des Schlüssels von Riecken et al. (2006) durchgeführt und für jeden Habitattyp die Flächengröße mittels ArcGis 10.2 (ESRI Inc.) berechnet. Für weitere Analysen wurden die Habitate den folgenden neun Haupthabitattypenklassen zugeordnet: Ackerland, Extensivgrünland, Intensivgrünland, Saum-/Schlagflurvegetation, Weihnachtsbaumkultur (WBK), Gebüschformation, Laubwald, Nadelwald und bebaute Fläche (Tab. 20). Zusätzlich wurde für jede PF die Landschaftsdiversität mit Hilfe des Shannon-Indexes (H') berechnet (O'Neill et al. 1988):

$$H' = \sum_i p_i \cdot \ln p_i \quad \text{mit} \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

Dabei stellen N die Anzahl der Habitattypen in der PF und n_i die Flächengröße jeden Habitattyps der PF dar.

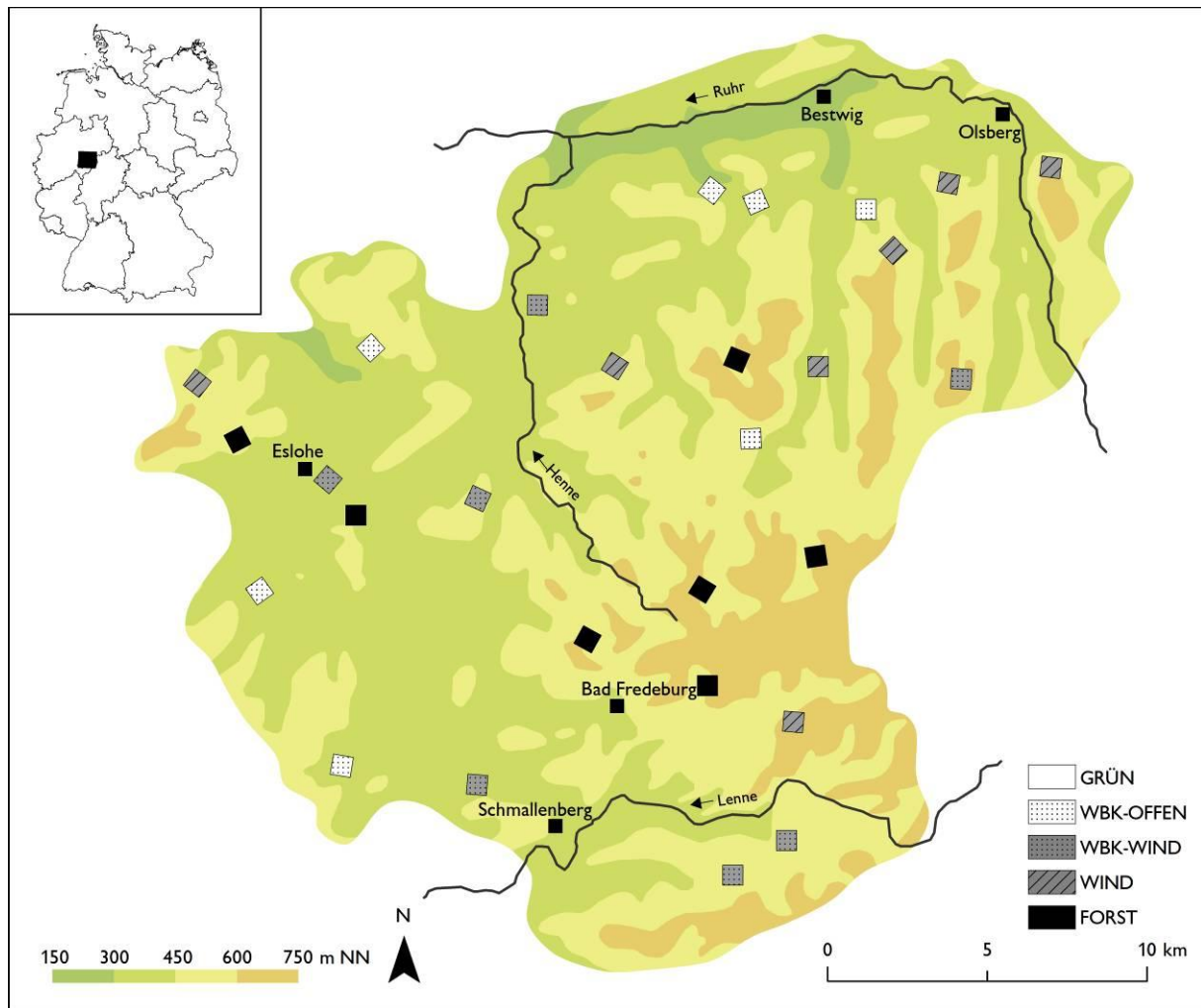


Abb. 9: Lage des Untersuchungsgebiets in Deutschland und der Probeflächen im Untersuchungsgebiet.

Brutvogelkartierung

Für jede PF erfolgte eine Brutvogelkartierung auf der gesamten Fläche im Zeitraum von Ende Februar bis Juni 2016 (Fischer et al. 2005). Insgesamt fanden für jede PF fünf Kartierdurchgänge am frühen Morgen und zwei Nachtkartierungen in einem Intervall von mindestens 10 Tagen zwischen jeder Begehung statt. Alle Beobachtungen von Vögeln, die ein Territorialverhalten anzeigten – wie etwa Singen – wurden nach Bibby et al. (2000) dokumentiert. Eine Brut wurde angenommen, wenn ein Vogel mindestens an zwei aufeinanderfolgenden Durchgängen in einem Abstand von 10 Tagen Territorialverhalten gezeigt hat (Fischer et al. 2005). Um Eulen, Spechte und die Heidelerche nachweisen zu können, wurden eine Klangattrappe eingesetzt (Fischer et al. 2005). Für die weiteren Auswertungen wurden die nachgewiesenen Brutvögel als nicht-gefährdet oder gefährdet gemäß der Roten Liste der Brutvögel Nordrhein-Westfalens (Sudmann et al. 2011) klassifiziert. Arten der Vorwarnliste wurden ebenfalls der Kategorie gefährdet zugeordnet.

Datenanalyse

Signifikante Unterschiede zwischen den fünf Landschaftstypen wurden für alle numerischen Parameter (Tab. 20) mittels ANOVA ermittelt, wenn die Daten normal verteilt (Shapiro-Wilk-Test) waren und homogene Varianzen (Levene-Test) aufwiesen. War dies nicht der Fall, wurde alterna-

tiv ein Kruskal-Wallis-*H*-Test gewählt. Als Post-Hoc-Test wurde der Holm-Sidak- bzw. Tukey-Test angewandt. Die Beziehung zwischen der Landschaftsdiversität und der Fläche der WBK wurde mittels der Regression mit der besten Anpassung analysiert (McDonald 2014).

Für die Berechnung der generalisierten linearen Modelle (GLM, s.u.) wurde der Spearman-Rang-Korrelationskoeffizienten (r_s) berechnet, um stark interkorrelierte Variablen ($|r_s| \geq 0.5$) von der Analyse auszuschließen (s. Dormann et al. 2013, Löffler & Fartmann 2017). Die Fläche des Ackerlandes war mit der Laubwaldfläche korreliert ($r_s = -0.51$, $P < 0,01$) und die WBK-Fläche mit der Landschaftsdiversität ($r_s = 0.75$, $P < 0.001$). Zur Vermeidung von Interkorrelationseffekten in den Modellen wurden die Laubwaldfläche und die Landschaftsdiversität von den Analysen (s.u.) ausgeschlossen. Alle weiteren Parameter wurden in die Analyse aufgenommen (s. Tab. 20).

GLM wurden berechnet, um die Umweltfaktoren zu ermitteln, die die Artenvielfalt und die Brutvogeldichten erklären. Die Analysen wurden jeweils für alle Arten und für die gefährdeten Arten durchgeführt. Um die Robustheit der Modelle zu erhöhen und die Faktoren mit dem wichtigsten Einfluss auf die Zielvariable zu identifizieren, wurde eine Modellmittelung (*model averaging*) auf der Grundlage eines informationstheoretischen Ansatzes durchgeführt (Burnham & Anderson 2002, Grueber et al. 2011). Die Modellmittelung erfolgte mit der *dredge*-Funktion (MuMIn-Paket, Bartón 2016) und enthielt nur Modelle mit $\Delta AIC_C < 2$ (vgl. Grueber et al. 2011). Um Indikatorarten für jeden Landschaftstyp zu ermitteln, wurde eine Indikatorartenanalyse (*indicator species analysis* ISA) durchgeführt (indicspecies-Paket; De Cáceres & Jansen 2016; Dufrene & Legendre 1997). Alle Analysen erfolgten mit R 3.4.1 (R Development Core Team 2017).

Ergebnisse

Habitattypenzusammensetzung

Die fünf untersuchten Landschaftstypen unterschieden sich bezüglich der Habitattypenzusammensetzung und der Landschaftsdiversität (Tab. 20). Bis auf Windwurf-Landschaften waren alle Landschaftstypen signifikant durch den jeweils namengebenden Nutzungstyp dominiert. Windwurf-Landschaften wiesen die signifikant größten Flächen an Säumen/Schlagfluren und Gebüschformationen auf, die sich seit 2007 auf den ehemaligen Windwurfflächen entwickelt haben. Die mittleren Flächengrößen für Ackerland, Extensivgrünland, Laubwälder und bebaute Fläche lagen bei maximal 5 ha (= 12,5 % der PF) und unterschieden sich nicht zwischen den unterschiedlichen Landschaftstypen.

Die Landschaftsdiversität war in den beiden WBK-Landschaftstypen (WBK-OFFEN und WBK-WIND) und in den Windwurf-Landschaften signifikant höher im Vergleich zu den homogenen durch Grünland oder Nadelwald geprägten Landschaften (GRÜN und FORST). Bei Betrachtung aller Landschaftstypen lag ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Landschaftsdiversität und der WBK-Flächengröße in der PF vor (Abb. 10). Die Landschaftsdiversität war am höchsten in PF mit einer mittleren WBK-Größe (~19 ha, 45 % der PF).

Tab. 20: Mittelwerte (\pm Standardfehler) der Flächengrößen der Habitattypen und der Landschaftsdiversität (H') innerhalb der fünf Landschaftstypen ($N_{\text{Probeflächen}} = 35$). Signifikante Unterschiede zwischen den Landschaftstypen wurden mittels ANOVA getestet, wenn die Daten normal verteilt (Shapiro-Wilk-Test) und varianzhomogen waren (Levene-Test); ansonsten wurde ein Kruskal-Wallis-H-Test durchgeführt. Als Post-Hoc-Test wurde ein Holm-Sidak-Test bzw. Tukey-Test angewandt. Unterschiedliche Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede bei paarweisen Vergleichen ($P < 0,05$). * $P < 0,05$ ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$.

Biotoptyp	Landschaftstyp					P
	GRÜN	WBK-OFFEN	WBK-WIND	WIND	FORST	
Acker	3,4 \pm 1,4	2,0 \pm 1,4	2,8 \pm 2,3	0,0 \pm 0,0	0,4 \pm 0,2	$F = 1,2^{n.s.}$
Extensivgrünland	0,2 \pm 0,2	0,1 \pm 0,1	0,9 \pm 0,9	0,1 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	$H = 8,1^{n.s.}$
Intensivgrünland	28,9 \pm 1,2 ^a	4,6 \pm 1,5 ^b	2,7 \pm 1,0 ^{bc}	0,1 \pm 0,1 ^c	2,0 \pm 1,0 ^{bc}	$F = 132,8^{***}$
Saum/Schlagflur	0,7 \pm 0,3 ^a	1,0 \pm 0,4 ^a	3,2 \pm 1,3 ^{ab}	16,7 \pm 2,7 ^b	0,9 \pm 0,3 ^a	$H = 19,0^{***}$
Weihnachtsbaumkultur	0,3 \pm 0,3 ^a	24,0 \pm 2,1 ^b	20,5 \pm 1,0 ^b	3,1 \pm 1,3 ^a	0,9 \pm 0,5 ^a	$H = 92,8^{***}$
Gehölz	1,2 \pm 0,4 ^{ab}	1,4 \pm 0,3 ^{ab}	1,7 \pm 0,5 ^{ab}	5,0 \pm 1,5 ^a	0,5 \pm 0,3 ^b	$H = 12,4^{**}$
Laubwald	1,8 \pm 0,6	3,4 \pm 0,7	1,9 \pm 0,7	5,0 \pm 0,9	3,9 \pm 1,1	$F = 2,8^*$
Fichtenforst	2,4 \pm 1,7 ^a	2,5 \pm 0,9 ^a	5,2 \pm 1,4 ^a	8,7 \pm 1,4 ^{ab}	29,8 \pm 0,8 ^b	$H = 23,1^{***}$
Siedlung/Verkehr	1,2 \pm 0,3	0,8 \pm 0,3	1,1 \pm 0,2	1,1 \pm 0,2	1,5 \pm 0,4	$H = 2,4^{n.s.}$
Landschaftsdiversität	0,9 \pm 0,1 ^a	1,7 \pm 0,1 ^b	1,8 \pm 0,1 ^b	1,5 \pm 0,1 ^b	0,9 \pm 0,1 ^a	$F = 19,8^{***}$

Brutvogelgemeinschaften

Insgesamt kamen 61 Brutvogelarten innerhalb der 35 PF vor, von denen 24 Arten in NRW gefährdet sind (Appendix 1, Tab. A7). Die sieben häufigsten Arten (> 200 Brutpaare) waren, in absteigender Reihenfolge: Buchfink (*Fringilla coelebs*), Heckenbraunelle (*Prunella modularis*), Amsel (*Turdus merula*), Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*), Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*), Sommergoldhähnchen (*Regulus ignicapilla*) und Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*). Von den gefährdeten Arten waren mit 147–35 Brutpaaren in absteigender Reihenfolge am häufigsten: Goldammer (*Emberiza citrinella*), Fitis (*Phylloscopus trochilus*), Bluthänfling (*Carduelis cannabina*), Heidelerche (*Lullula arborea*), und Baumpieper (*Anthus trivialis*). Für zwei gefährdete Arten (Heidelerche und Raubwürger *Lanius excubitor*) sind die Anzahlen der Brutpaare von überregionaler Bedeutung: Die 46 Brutpaare der Heidelerche und die fünf Brutpaare des Raubwürgers repräsentieren 4,2 bzw. 10 % des geschätzten Höchstbestandes in NRW. Die Heidelerche kam fast ausschließlich innerhalb der WBK-Landschaften vor (Tab. 21).

Abhängigkeit der Brutvogelgemeinschaften von der Habitattypenzusammensetzung

Im Gegensatz zur Gesamtartenzahl unterschieden sich die Zahl der gefährdeten Arten und die Brutpaardichten aller und der gefährdeten Arten signifikant zwischen den einzelnen Landschaftstypen (Abb. 11). Die Dichte aller Arten war in den Grünland-Landschaften am geringsten und unterschied sich signifikant von den Windwurf- und Fichtenforst-Landschaften mit den höchsten Dichten. Für die gefährdeten Arten hatten die beiden Typen der WBK-Landschaften und die Windwurf-Landschaften eine hohe Bedeutung. Sie wiesen die signifikant höchsten Artenzahlen und Dichten auf und unterschieden sich von den Fichtenforst-Landschaften.

Tab. 21. Ergebnis der Indikatorartenanalyse (ISA, De Cáceres & Jansen 2016; Dufrene & Legendre 1997) für die fünf Landschaftstypen auf der Basis von Brutpaardichten ($N_{\text{Probeflächen}} = 35$). IW = Indikatorwert; ab = relative Abundanz in den einzelnen Landschaftstypen, % = Stetigkeit. Grau hinterlegte Werte: Arten sind Indikatorart für diesen Landschaftstyp; fett gedruckte Arten: gefährdete Art in NRW (Sudmann et al. 2011). * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

Art	IW	P	GRÜN		WBK-OFFEN		WBK-WIND		WIND		FORST	
			ab	%	ab	%	ab	%	ab	%	ab	%
Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)	42,9	*	100	43
Turmflanke (<i>Falco tinnunculus</i>)	57,1	**	100	57
Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>)	33,3	*	78	43	22	29
Bachstelze (<i>Motacilla alba</i>)	46,8	*	82	57	18	14
Blaumeise (<i>Parus caeruleus</i>)	47,5	**	47	100	15	29	5	14	21	71	11	43
Baumpieper (<i>Anthus trivialis</i>)	61,2	***	.	.	61	100	22	86	14	29	4	29
Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	46,3	**	5	43	46	100	37	71	11	71	1	14
Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)	50,5	**	.	.	51	100	40	100	9	29	1	14
Bluthänfling (<i>Carduelis cannabina</i>)	63,1	***	2	29	31	86	63	100	4	29	.	.
Schwarzspecht (<i>Dryocopus martius</i>)	36,4	*	.	.	9	14	18	14	64	57	9	14
Zilpzalp (<i>Phylloscopus collybita</i>)	36,5	*	11	100	23	100	20	100	37	100	10	86
Fitis (<i>Phylloscopus trochilus</i>)	54,9	***	.	.	15	100	30	100	55	100	1	14
Gimpel (<i>Pyrrhula pyrrhula</i>)	49,1	**	4	14	23	43	13	43	57	86	3	14
Mönchsgrasmücke (<i>Sylvia atricapilla</i>)	38,3	***	15	100	11	100	17	100	38	100	18	100
Dorngrasmücke (<i>Sylvia communis</i>)	45,0	**	10	71	17	57	27	100	45	100	1	14
Waldbaumläufer (<i>Certhia familiaris</i>)	56,1	**	4	14	9	29	.	.	9	29	78	71
Ringeltaube (<i>Columba palumbus</i>)	39,7	**	12	71	20	71	16	71	12	71	40	100
Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)	40,9	***	9	100	17	100	15	100	18	100	41	100
Tannenmeise (<i>Parus ater</i>)	48,8	**	11	29	11	43	13	57	16	71	49	100
Haubenmeise (<i>Parus cristatus</i>)	46,0	**	5	29	8	29	15	71	26	71	46	100
Sommergoldhähnchen (<i>Regulus ignicapilla</i>)	50,8	***	10	86	8	71	15	86	16	86	51	100
Wintergoldhähnchen (<i>Regulus regulus</i>)	50,9	***	11	71	8	57	13	100	18	86	51	100
Zaunkönig (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	35,7	**	9	100	15	86	17	86	24	100	36	100

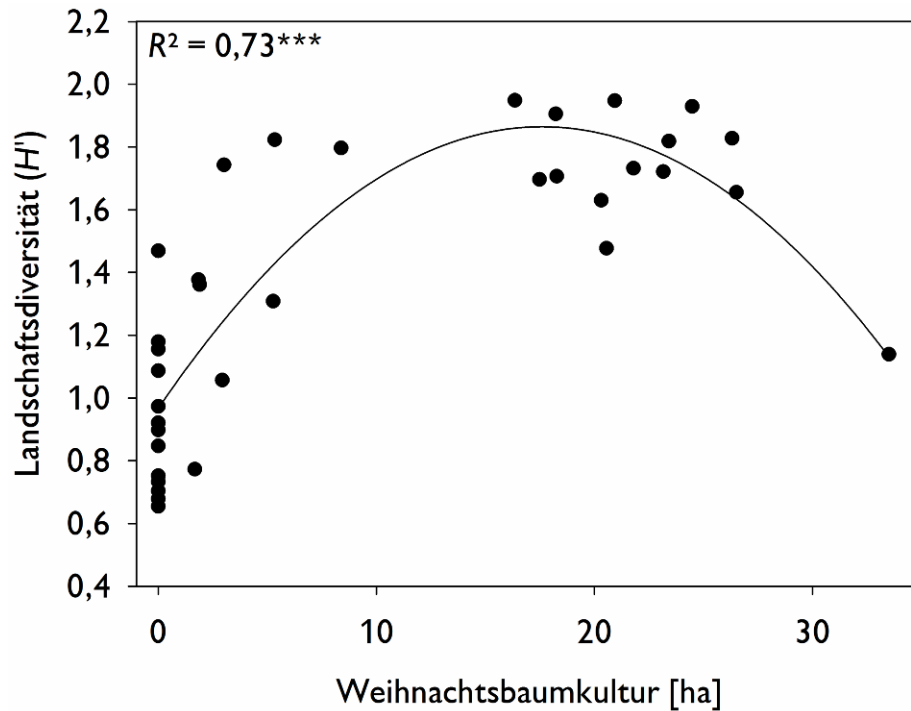


Abb. 10: Beziehung zwischen der Weihnachtsbaumkulturfläche und der Landschaftsdiversität (H') ($N_{\text{Probeflächen}} = 35$).
 $y = 0,967 + (0,0408 \times \text{Weihnachtsbaumkulturfläche}) - (0,000464 \times \text{Weihnachtsbaumkulturfläche}^2)$. *** $P < 0,001$.

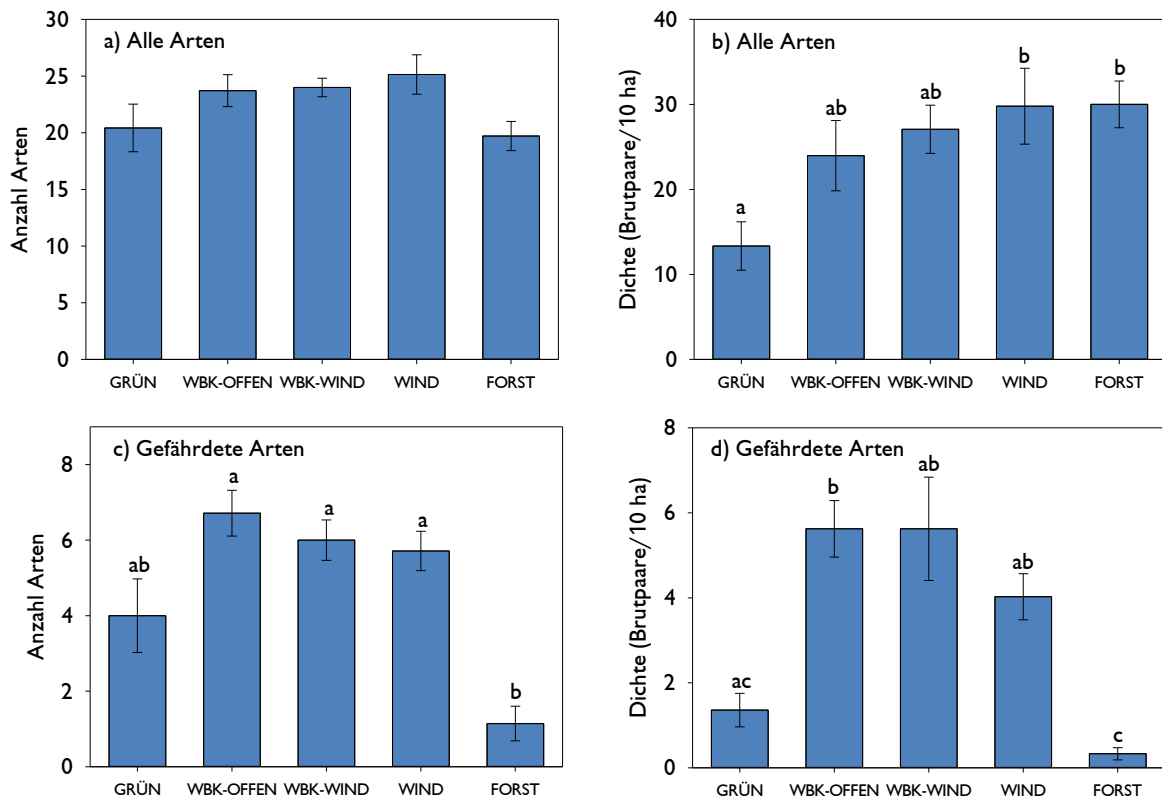


Abb. 11: Mittelwerte (\pm Standardfehler) der Artenzahl und Dichte aller (a, b) und der gefährdeten Brutvogelarten (c, d) in den fünf Landschaftstypen ($N_{\text{Probeflächen}} = 35$). Signifikante Unterschiede zwischen den Landschaftstypen wurden mittels ANOVA getestet, wenn die Daten normal verteilt (Shapiro-Wilk-Test) und varianzhomogen waren (Levene-Test); ansonsten wurde ein Kruskal-Wallis-H-Test durchgeführt. Als Post-Hoc-Test wurde ein Holm-Sidak-Test bzw. Tukey-Test angewandt. Unterschiedliche Buchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede der paarweisen Vergleiche ($P < 0,05$). Statistik: a) $F = 2,416$, $df = 4$, $P = 0,07$; b) $F = 3,895$, $df = 4$, $P < 0,05$; c) $H = 18,596$, $df = 4$, $P < 0,001$; d) $H = 25,146$, $df = 4$, $P < 0,001$.

Jeder Landschaftstyp war durch spezifische Indikatorarten gekennzeichnet (Tab. 21): Mit fünf bis acht Arten wiesen Grünland-, Windwurf- und Fichtenforst-Landschaften die meisten Indikatorarten auf. Außer in den Fichtenforst-Landschaften traten in jedem Landschaftstyp bestimmte gefährdete Arten als Indikatorarten auf. Bei den beiden WBK-Landschaftstypen zählten sogar alle Indikatorarten zu den gefährdeten Arten. Die Indikatorarten für die Offenland-WBK-Landschaften waren Baumpieper (*Anthus trivialis*), Goldammer (*Emberiza citrinella*) und Heidelerche (*Lullula arborea*). Für die Windwurf-WBK-Landschaften war der Bluthänfling (*Carduelis cannabina*) charakteristisch.

Die Artenzahlen und Brutpaardichten waren für alle Arten und die gefährdeten Arten abhängig von der Flächengröße bestimmter Habitattypen in den PF (Tab. 22, Abb. 12). Intensivgrünland hatte einen negativen Einfluss auf die Anzahl und Dichte aller und gefährdeter Arten. Außer für die Dichte aller Arten, galt dies auch für Nadelwald. Die Fläche an WBK hatte hingegen einen positiven Einfluss auf die Gesamtartenzahl und die Anzahl gefährdeter Arten. Außerdem bestand ein positiver Zusammenhang zwischen der Gesamtartenzahl und der Fläche an Saum-/Schlagflurvegetation. Generell war die Modellgüte der einzelnen Modelle hoch (McFadden R^2 : 0,20–0,60).

Tab. 22: Ergebnisse der Modell-Mittelungen (GLM; Normalverteilung [a, b, d]; Poisson-Verteilung [c]): Beziehung zwischen der Artenzahl (a, c) und der Brutpaardichte (b, d) aller Arten bzw. der gefährdeter Arten und den Umweltfaktoren ($N_{\text{Probeflächen}} = 35$). Die gemittelten Koeffizienten (conditional average) wurden den Top-Modellen mit $\Delta\text{AIC}_C < 2$ entnommen. n.s. = nicht signifikant; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$. Dargestellt sind nur die signifikanten Variablen.

Parameter	Estimate	SE	Z	P
a) Gesamtartenzahl ($R^2_{\text{McFadden}} = 0,20-0,30$)				
(Intercept)	22.89	3.19	7.14	***
Nadelwald	-0.19	0.07	2.58	**
Weihnachtsbaumkultur	0.14	0.06	2.13	*
Saum-/Schlagflurvegetation	0.23	0.10	2.20	*
Intensivgrünland	-0.13	0.06	1.99	*
b) Dichte aller Arten ($R^2_{\text{McFadden}} = 0,32-0,39$)				
(Intercept)	28.16	3.59	7.72	***
Intensivgrünland	-0.46	0.16	2.87	**
c) Anzahl gefährdeter Arten ($R^2_{\text{McFadden}} = 0,54-0,60$)				
(Intercept)	1.87	0.33	5.45	***
Nadelwald	-0.06	0.01	3.77	***
Weihnachtsbaumkultur	0.02	0.01	2.26	*
Intensivgrünland	-0.02	0.01	2.41	*
d) Dichte gefährdeter Arten ($R^2_{\text{McFadden}} = 0,54-0,59$)				
(Intercept)	4.65	2.32	1.99	*
Nadelwald	-0.16	0.06	2.47	*
Intensivgrünland	-0.13	0.04	3.22	**

Diskussion

Unsere Studie hat gezeigt, dass sich die fünf Landschaftstypen deutlich hinsichtlich der Habitattypenzusammensetzung und Landschaftsdiversität unterscheiden. Die Landschaftsdiversität war innerhalb der beiden WBK-Landschaften und in Windwurf-Landschaften signifikant höher als in Grünland- und Fichtenforst-Landschaften. Entsprechend unterschieden sich die Brutvogelge-

meinschaften ebenfalls deutlich zwischen den jeweiligen Landschaftstypen. Dies gilt vor allem für gefährdete Arten, für die in den beiden WBK-Landschaftstypen – und etwas abgeschwächt die Windwurf-Landschaften – die höchsten Artenzahlen und Brutvogeldichten aufwiesen. Alle Indikatorarten für die WBK-Landschaftstypen (Baumpieper, Bluthänfling, Goldammer und Heidelerche) waren gefährdet und kamen hier in besonders hoher Dichte vor.

Aufgrund der großen Flächenausdehnung von Intensivgrünland bzw. Fichtenforsten, die fast 75 % der Fläche der entsprechenden PF einnahmen, waren Grünland- und Fichtenforst-Landschaften durch eine besonders geringe Landschaftsdiversität gekennzeichnet. In Folge der intensiven Nutzung zeichneten sich diese Habitattypen außerdem durch eine sehr homogene Habitatstruktur aus (eigene Beobachtung). Heterogenität sowohl auf der Landschafts- als auch auf der Habitatebene ist ein Schlüsselfaktor für die Artenvielfalt von Vogelgemeinschaften (z.B. Benton et al. 2003, Vickery & Arlettaz 2012). Dementsprechend wiesen Grünland- und Fichtenforst-Landschaften die geringste Vielfalt gefährdeter Arten auf. Im GLM lag außerdem ein negativer Zusammenhang zwischen der Flächengröße des Intensivgrünlandes und der Nadelholzforste und der Gesamtartenzahl bzw. der Anzahl gefährdeter Arten vor.

Im Gegensatz zu den Fichtenforst-Landschaften, waren die durch Grünland dominierten PF zusätzlich durch eine geringe Brutpaardichte gekennzeichnet. Dementsprechend wurde im GLM ein negativer Zusammenhang zwischen der Grünlandfläche und der Brutpaardichte aller Arten bzw. der gefährdeten Arten festgestellt. Der Großteil des in den PF vorkommenden Intensivgrünlandes wurde zur Herstellung von Grassilage gemäht oder in hoher Besatzstärke beweidet (eigene Beobachtung). Selbst, wenn Vögel in diesen homogenen Beständen anfangen sollten zu brüten (s. Wilson et al. 2009), würden beide Nutzungsformen einen großen Verlust an Gelegen infolge der hohen Schnitffrequenz oder durch Tritt zur Folge haben (Gatter 2000, Wilson et al. 2009, Newton 2017).

Trotzdem hat intensiv genutztes Grünland eine hohe Bedeutung für bestimmte Vogelarten. Dies gilt vor allem für Greifvogel, die sich von kleinen Säugern ernähren. Aufgrund der guten Zugänglichkeit von Beutetieren stellt Grünland für diese Arten ein bedeutendes Nahrungshabitat dar (Newton 2017). Folglich waren mit dem Mäusebussard (*Buteo buteo*) sowie dem gefährdeten Turmfalke (*Falco tinnunculus*) und dem gefährdeten Rotmilan (*Milvus milvus*) drei der fünf Indikatorarten der Grünland-Landschaften Greifvögel. Während der Untersuchungen konnten gleichzeitig bis zu 12 Greifvögel (ein Mäusebussard, neun Rotmilane, zwei Schwarzmilane [*Milvus migrans*]) bei der Jagd während der Mahd einer Grünlandparzelle beobachtet werden (eigene Beobachtung). Auch für bestimmte insektivore Arten haben Grünländer eine Bedeutung als Nahrungshabitate. Die Bachstelze (*Motacilla alba*), eine weitere gefährdete Indikatorart für Grünland-Landschaften, ernährt sich von kleinen Fliegen am Boden, wie etwa Dungfliegen, die regelmäßig in Weiden vorkommen (Davies 1977).

Trotz der geringen Landschaftsdiversität in den durch Fichtenforst dominierten PF und der homogenen Habitatstruktur in den Nadelholzbeständen, zeichnen sich derartige Wälder durch hohe Dichten kleiner Insekten aus und haben somit eine hohe Bedeutung als Lebensraum für viele weit verbreitete, Insekten-fressende Singvögel (Mattes 1988, Gatter 2000, 2004). Dementsprechend gehörten die meisten Indikatorarten der Fichtenforst-Landschaften (Tannenmeise [*Parus ater*], Haubenmeise [*Parus cristatus*], Sommergoldhähnchen, Wintergoldhähnchen [*Regulus regulus*], Waldbaumläufer [*Certhia familiaris*] und Zaunkönig [*Troglodytes troglodytes*]) zu dieser Gilde (vgl. Flade 1994).

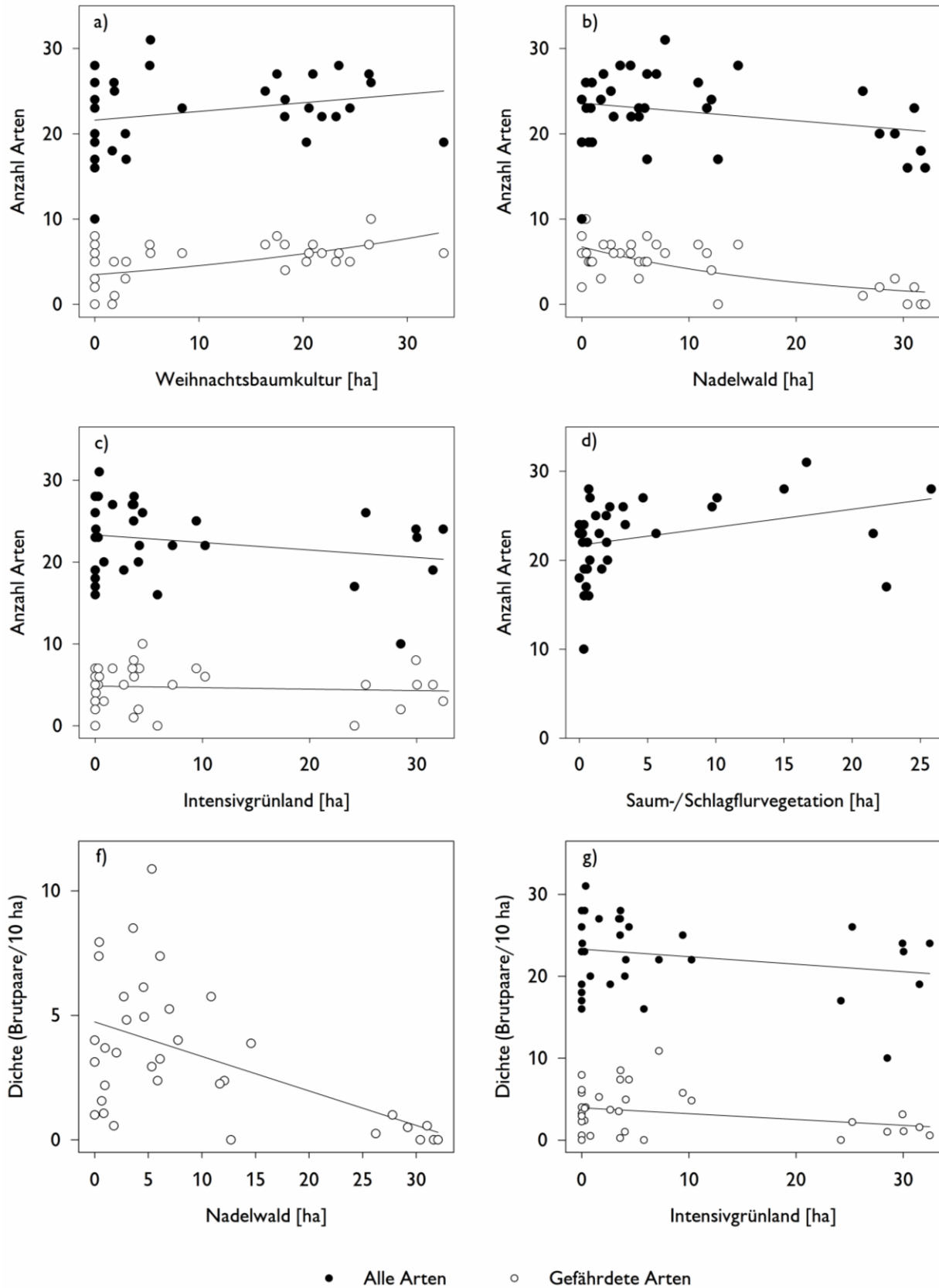


Abb. 12: Beziehung zwischen der Anzahl und der Dichte aller bzw. gefährdeter Brutvogelarten und den signifikanten Umweltfaktoren der gemittelten GLM ($N_{\text{Probeflächen}} = 35$) (s. Tab. 22). Die in den Grafiken dargestellten Regressionskurven/-graden (GLM) enthielten jeweils nur den entsprechenden Umweltfaktor als erklärende Variable (Normalverteilung der folgenden Zielvariablen: Gesamtartenzahl, Dichte aller und gefährdeter Arten; Poisson-Verteilung der folgenden Zielvariable: Anzahl der gefährdeten Arten).

Die beiden WBK-Landschaftstypen und die Windwurf-Landschaften zeichneten sich durch die höchste Landschaftsdiversität aus, was sich positiv auf gefährdete Arten auswirkte. Die Flächengröße der WBK in den PF war sogar ein Indikator für die Landschaftsdiversität und war innerhalb von PF mit einer intermediären WBK-Fläche am höchsten (~19 ha, 45 % der PF). Neben dem großen Einfluss von WBK auf die Landschaftsdiversität zeichnen sich WBK durch deutliche Unterschiede in der Habitatstruktur zwischen den einzelnen Parzellen aus, was die Diversität auf der Habitatebene fördert (Fartmann et al. 2017). Üblicherweise dauert eine Weihnachtsbaumgeneration von der Anpflanzung bis zur Ernte 8 bis 12 Jahre (Kap. 3). Abhängig vom Alter des Bestandes unterscheidet sich die Habitatstruktur der Kultur deutlich (Kap. 5.1.1). In den ersten Jahren sind die Bäume noch sehr klein. Die Bereiche zwischen den Reihen weisen zu Beginn der Vegetationsperiode einen hohen Anteil an Offenboden und Grus auf (Fartmann et al. 2017, s. Kap. 5.1.1). Drei bis vier Jahre nach der Pflanzung wird in der Regel auf eine weitere Herbizidbehandlung der Kulturen verzichtet (Kap. 3) und die Zwischenreihen werden somit vegetationsreicher (Fartmann et al. 2017, Kap. 5.1.1). Während des letzten Drittels der Anbauperiode ist ein Großteil des Bodens durch Weihnachtsbäume bedeckt, die Höhen bis zu 2,5 m erreichen. Da die Weihnachtsbaumproduzenten jedes Jahr Weihnachtsbäume ernten, sind die Kulturen oftmals aus einem Mosaik aus Parzellen mit unterschiedlich alten Weihnachtsbäumen und somit unterschiedlich Habitatstrukturen aufgebaut (Fartmann et al. 2017, Appendix 4, Abb. A5, A15 und A16). Folglich ist ein hoher Anteil an WBK eng mit einer hohen Habitatheterogenität verknüpft. Dementsprechend wurde im GLM ein positiver Zusammenhang zwischen der Gesamtartenvielfalt bzw. der Anzahl gefährdeter Arten und der WBK-Flächengröße festgestellt.

Die Habitattypenzusammensetzung und Landschaftsdiversität waren in beiden WBK-Landschaftstypen vergleichbar. Das Gleiche traf auch auf die Artenvielfalt und die Brutpaardichte zu. Jedoch waren beide Landschaftstypen durch spezifische Indikatorarten charakterisiert. Wir vermuten, dass dies durch Unterschiede in der Habitatstruktur und Ressourcenverfügbarkeit in den beiden WBK-Landschaftstypen durch die unterschiedliche Vornutzung der WBK-Flächen bedingt ist. Die Kulturen in den Windwurf-Landschaften wurden nach 2007 auf ehemaligen Windwurfflächen angelegt. In Folge des Mulchens des verbliebenen Holzmaterials nach Räumung der Flächen waren diese WBK üblicherweise durch ein größeres Totholzvorkommen charakterisiert (Höppner 2014, eigene Beobachtungen). Zudem weisen WBK im Offenland oft aufgrund der landwirtschaftlichen Vornutzung oder der Vornutzung als WBK relativ homogene Bodenverhältnisse und eine gleichmäßig gute Nährstoffverfügbarkeit auf, was eine höhere Krautschichtdeckung zur Folge hat. Dementsprechend wiesen die WBK der Windwurf-Landschaften einen geringeren Anteil an Offenboden und eine diversere Vegetation als die Kulturen im Offenland auf. Zusätzlich war der Anteil an Saum-/Schlagflurvegetation der WBK-Landschaften auf Windwurf dreimal so hoch wie bei den Kulturen im Offenland.

Alle vier Indikatorarten der WBK-Landschaftstypen brüten am Boden oder in Sträuchern und jungen Bäumen (Bluthänfling) in dichter Vegetation, sind auf Singwarten – die in WBK durch Weihnachtsbäume, Zaunpfosten oder hohe Bäume in der Umgebung der WBK verfügbar sind (eigene Beobachtung) – angewiesen und nehmen hauptsächlich auf dem Boden Nahrung auf (Bauer et al. 2005). Die drei Indikatorarten für WBK im Offenland – Baumpieper, Goldammer und Heidelerche – sind insektivor, zumindest während der Brutzeit (Bauer et al. 2005), und bevorzugen niedrigwüchsige Vegetation (Goldammer) (Whittingham & Evans 2004, Whittingham

et al. 2005) oder Offenboden (Baumpieper, Heidelerche) zur Nahrungssuche (Bowden 1990, Burton 2007, Bosco 2014). Die WBK in unserem UG sind durch eine hohe Arthropodendichte gekennzeichnet (Höppner 2014, Fartmann et al. 2017, Kap. 5.2). Im Gegensatz dazu ernährt sich die Indikatorart für der WBK auf Windwurfflächen, der Bluthänfling, vorrangig von Samen – auch während der Jungenaufzucht (Wilson et al. 2009). Aufgrund der höheren Krautschichtdeckung und des höheren Anteils an Saum- und Schlagflurvegetation (s.o.) ist das Samenangebot in den WBK auf Windwurfflächen größer. Daraus folgern wir, dass WBK deswegen eine so hohe Bedeutung als Bruthabitate für die vier gefährdeten Vogelarten haben, weil sie den Vögeln 1. ein großes Angebot und 2. eine gute Zugänglichkeit zu geeigneter Nahrung durch die offene Vegetationsstruktur bieten (s. Fartmann et al. 2017). Zusätzlich stellen WBK relativ störungsarme Lebensräume dar. Aufgrund der wenigen Bearbeitungsschritte während der Vegetationsperiode, der Einzäunung der Flächen und einer im Vergleich zu Äckern fehlenden Bodenbearbeitung ist hier das Risiko des Verlustes von Nestern deutlich geringer.

Gailly et al. (2017) konnten ebenfalls nachweisen, dass sich WBK positiv auf die Vogelartenvielfalt und -dichte innerhalb einer intensiv genutzten Landschaft auswirken. Dennoch stellen sie die artenschutzfachliche Qualität von WBK für Vögel aufgrund der potentiell negativen Folgen des regelmäßigen Insektizid- und Herbizideinsatzes auf den Bruterfolg in Frage. In den WBK in unserem UG werden Insektizide üblicherweise nicht eingesetzt (s. Kap. 3) und die Arthropodendichten (Laufkäfer, Spinnen) sind hoch, vergleichbar mit denen in Bergheiden oder auf Windwurfflächen (Höppner 2014, Fartmann et al. 2017, Kap. 5.2). Im Gegensatz dazu werden Herbizide regelmäßig zur Unkrautkontrolle eingesetzt. Dennoch ermöglichen die eingesetzten Mengen die Entwicklung einer ausgeprägten Krautschicht im Sommer mit intensiver Samenproduktion (Höppner 2014, Fartmann et al. 2017, s. Kap. 5.1). Außerdem wurden erfolgreiche Bruten in WBK für die Heidelerche regelmäßig dokumentiert (Höppner 2014, Fartmann et al. 2017) und die Populationen der Art haben in den WBK in den letzten zehn Jahren stetig zugenommen (Fartmann 2017, Schulte 2017). Der Bruterfolg scheint sogar überdurchschnittlich zu sein. Höppner (schriftl. Mitt.) konnte basierend auf einer kleinen Stichprobe von neun Heidelerchen-Brutpaaren im Schnitt drei flügge Jungvögel nachweisen. Bauer et al. (2005) geben Werte von deutlich unter drei flüggen Jungvögel pro Brut für Mitteleuropa an. Somit liegen uns keine Belege vor, dass die WBK in unserem UG mit ihrer derzeitigen Nutzung ökologische Fallen darstellen und sich negativ auf Brutvögel auswirken.

Aus Sicht des Artenschutzes stellen die WBK in Nordrhein-Westfalen sogar einen der Hauptlebensräume für die Heidelerche dar (Fartmann et al. 2017). Diese gefährdete Art ist auf EU-Ebene durch die Vogelschutzrichtlinie rechtlich geschützt (Szymank et al. 1998) und die aktuelle Population in NRW wird auf 750 bis 1.100 Brutpaare geschätzt (Grüneberg et al. 2013). Mit 46 Brutpaaren kamen in unserem UG alleine 4 % des geschätzten Höchstbestands in NRW größtenteils in WBK vor. Im Jahre 2016 wurde die Populationsgröße der Art im Hochsauerlandkreis sogar auf 530 bis 600 Brutpaare geschätzt (Schulte 2017), mit einem Großteil der Brutpaare in WBK (Fartmann et al. 2017). Somit stellen WBK, neben ehemaligen und aktiv genutzten Truppenübungsplätzen (Grüneberg et al. 2013), heutzutage die wichtigsten Bruthabitate der Art in NRW dar (Fartmann et al. 2017).

Aufgrund der Neuartigkeit des Ökosystems wurden Bruten der Heidelerche in WBK erst in jüngster Zeit entdeckt (Behle 2001, Legge 2009, Fartmann et al. 2017). Bis zur Mitte des letzten

Jahrhunderts war die Heidelerche eine weit verbreitete Brutvogelart in den Bergheiden des Hochsauerlandkreises (Legge 2009, Borchard et al. 2013). Höchstwahrscheinlich durch Nutzungsaufgabe und Aufforstung vieler Bergheiden und den damit einhergehenden Verlust offener Habitatstrukturen sind die Populationen der Art verschwunden (Borchard et al. 2013). Im Zeitraum von 1980 bis 2007 wurden lediglich vereinzelte Brutpaare innerhalb des 1.960 km² großen Hochsauerlandkreises beobachtet (Legge 2009). Seitdem im Jahr 2008 20 Brutpaare der Heidelerche erstmalig wieder beobachtet wurden (Legge 2009), wurde auch großräumig das Vorkommen der Art festgestellt und die Populationsgröße der Art nahm in WBK kontinuierlich auf 530 bis 600 Brutpaare im Jahr 2016 (s.o.) zu. Vergleichbare Änderungen in der Lebensraumbindung von Vögeln sind bekannt und können sich innerhalb von wenigen Generationen ausbilden (z.B. Fuller 2012a, Wesolowski & Fuller 2012).

Da WBK neuartige Ökosysteme darstellen, ist das Wissen zu den hier vorkommenden Tier- und Pflanzengemeinschaften noch sehr gering (s. Kap. 1). Im Vergleich zu jungen Nadelholzaufforstungen, die hinsichtlich der Brutvogelgemeinschaften wesentlich intensiver untersucht sind als WBK, scheint es bei Betrachtung unserer Ergebnisse eine starke Ähnlichkeit in den Brutvogelgemeinschaften der beiden Lebensraumtypen zu geben. Es ist gut belegt, dass die vier Indikatorarten der WBK auch in jungen Koniferenbeständen in hohen Dichten vorkommen können (Bluthänfling: Flade 1994, Khoury et al. 2009, Graham et al. 2017; Baumpieper: Burton 2007, Burgess et al. 2015; Heidelerche: Bowdon 1990, Gatter 2000, Wotton & Gillings 2000, Langston et al. 2007; Goldammer: Fuller et al. 2004).

Außerdem wurde in den letzten Jahren die Bedeutung von Windwurfflächen für gefährdete Vogelarten in diversen Studien beleuchtet (Zmihorski 2010, Zmihorski & Durska 2011, Thorn et al. 2016). Neben einer hohen Landschaftsdiversität zeichneten sich die Windwurf-Landschaften in unserem UG durch einen hohen Anteil an Saum-/Schlagflurvegetation und Gebüschformationen aus. Beide Habitattypen sind durch eine hohe Heterogenität charakterisiert (eigene Beobachtung). In Übereinstimmung hiermit förderten Saum-/Schlagflurvegetation in den PF eine hohe Artenvielfalt. Die beiden gefährdeten Indikatorarten der Windwurf-Landschaften, Gimpel und Fitis, präferieren derartig heterogen strukturierte frühe Waldsukzessionsstadien (Wilson et al. 2009, Fuller 2012b, 2012c, Grüneberg et al. 2013, Graham et al. 2017).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass das neuartige Ökosystem WBK die Artenvielfalt und die Dichte gefährdeter Brutvogelarten in der intensiv genutzten Mittelgebirgslandschaft des Untersuchungsgebiets fördert. Die hohe Landschaftsheterogenität innerhalb der WBK-Landschaften trug maßgeblich zur Erhöhung der Vielfalt gefährdeter Brutvogelarten bei. Die Flächengröße der WBK war sogar ein Indikator für die Landschaftsheterogenität. Die Dichten gefährdeter Arten wurden in den WBK-Landschaften vor allem gefördert durch 1. ein großes Nahrungsangebot (Arthropoden, Samen) und 2. eine gute Zugänglichkeit der Nahrung aufgrund von Offenboden (Baumpieper, Heidelerche) oder niedrigwüchsiger Vegetation (Bluthänfling, Goldammer). Für die Heidelerche sind die WBK einer der wichtigsten Lebensräume in NRW.

5.3.2 Habitatpräferenzen gefährdeter Brutvogelarten in Weihnachtsbaumkulturen

Steffen Kämpfer, Jonas Brüggeshemke, Franz Löffler & Thomas Fartmann

Material und Methoden

Geländeuntersuchungen

Für die Analyse der Habitatpräferenzen gefährdeter Brutvogelarten wurden die fünf häufigsten gefährdeten Brutvögel in WBK betrachtet: Baumpieper, Bluthänfling, Fitis, Goldammer und Heidelerche (Sudmann et al. 2011, vgl. Kap. 5.3.1). Für Informationen zu den betrachteten Arten siehe Tab. 23. Die Habitatbindung der fünf Arten wurde auf 27 zufällig ausgewählten PF von jeweils 40 ha untersucht (vgl. Kap. 4.2). Alle PF waren von WBK dominiert, der Flächenanteil betrug jeweils mindestens 40 %.

Die Erfassung der Brutvögel erfolgte durch flächendeckende Revierkartierung entsprechend den Methodenstandards von Fischer et al. (2005). Zwischen Februar und Juni 2016 wurden insgesamt fünf Tagesbegehungen durchgeführt. Zur Erfassung der Heidelerche wurde ergänzend eine Klangattrappe eingesetzt. Alle Beobachtungen von revieranzeigenden Merkmalen wurden in Feldkarten notiert (Bibby et al. 2000). Anschließend wurden auf Grundlage der Beobachtungen die Reviermittelpunkte brütender Vögel ausgewiesen. Brutreviere wurden angenommen, wenn Vögel bei mindestens drei Begehungen Revierverhalten zeigten (Fischer et al. 2005). Die Abgrenzung von nah beieinander liegenden Revieren erfolgte durch Synchronbeobachtungen (z.B. singender Männchen).

Erfassung der Habitattypen und weiterer Umweltparameter

Auf allen PF erfolgten detaillierte und flächendeckende Habitattypenkartierungen nach Riecken et al. (2006). Für die weiteren Analysen wurden die kartierten Habitattypen anschließend nach Krauss et al. (2004) in die folgenden zehn Kategorien zusammengefasst: bebaute Fläche, Acker, Intensivgrünland, Extensivgrünland, Säum-/Schlagflurvegetation, Ruderalflächen, WBK, niedrigwüchsige Gehölze, hochwüchsige Gehölze, Nadelwald und Laubwald. Innerhalb der WBK wurden darüber hinaus junge WBK (≤ 6 Standjahre), alte WBK (> 6 Standjahre), Schmuckreisigkulturen und Lebensbaumkulturen (*Thuja spec.*) unterschieden.

Die Zusammensetzung der Habitattypen innerhalb der Reviere wurde nach Berg (2008) mit Hilfe der Funktion „Puffer“ in ArcGis 10.2 ermittelt, indem in Abhängigkeit von der durchschnittlichen Reviergröße (Tab. 23) unterschiedlich große Kreise um die Revierzentren gezogen wurden. Im Anschluss wurden die Flächengrößen der Habitattypen innerhalb der Reviere berechnet. Um die Habitattypen-Zusammensetzung innerhalb der Reviere mit den potentiell verfügbaren Habitatstrukturen zu vergleichen, wurden mit Hilfe der Funktion „Zufällige Punkte erstellen“ in ArcGis 10.2 Zufallspunkte ausgewählt und analog zu der für die Reviere beschriebenen Vorgehensweise die Flächengrößen der Habitattypen berechnet. Für jeweils zwei Reviere je untersuchter Art wurde eine Kontrollfläche ausgewählt (Verhältnis Reviere zu Kontrollflächen 1 : 2). Basierend auf diesen Daten erfolgte darüber hinaus die Berechnung der Habitatdiversität innerhalb der Reviere und Kontrollflächen mit Hilfe des Shannon-Indexes (O'Neill 1988).

Tab. 23: Biologie, Ökologie und Gefährdungsstatus der untersuchten Arten.

Parameter	Baumpieper <i>Anthus trivialis</i>	Bluthänfling <i>Carduelis cannabina</i>	Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>	Goldammer <i>Emberiza citrinella</i>	Heidelerche <i>Lullula arborea</i>
Habitat ^{1,2}	Halboffene Landschaft	Halboffene Landschaft/Gebüsch	Offene Wälder, Waldränder	Halboffene Landschaft	Halboffene Landschaft mit viel Offenboden
Nahrung ²	insektivor	granivor	insektivor	insektivor	insektivor
Zugstrategie ²	Langstreckenzieher	Teilzieher	Langstreckenzieher	Kurzstreckenzieher	Kurzstreckenzieher
Brutbiologie ^{1,2}	Bodenbrüter	Gebüschbrüter	Bodenbrüter	Bodenbrüter	Bodenbrüter
Rote-Liste-Status ³	Gefährdet	Vorwarnliste	Vorwarnliste	Vorwarnliste	Gefährdet
Reviergröße [ha] ^{1,2}	0,95	0,80	0,65	0,40	2,50
Betrachteter Radius [m]	55	50	45	36	90

¹Glutz von Blotzheim (2004), ²Bauer et al. (2005), ³Sudmann et al. (2011)

Da sich die PF aufgrund der Mittelgebirgslage in unterschiedlicher Meereshöhe befanden, wurde die Höhe für jedes Revier und jede Kontrollfläche bestimmt, um einen möglichen Einfluss zu prüfen.

Datenauswertung

Zur Analyse von signifikanten Unterschieden der Umweltvariablen zwischen den Revieren und Kontrollflächen wurden generalisierte lineare gemischte Modelle berechnet (GLMM; lme4; Bates et al. 2007; Pinheiro et al. 2017). Als Zufallseffekt wurde die PF in die Modelle integriert. Die Reviere bzw. Kontrollflächen wurden dabei als nominale erklärende Variable in das Modell eingesetzt, während Umweltvariablen als Zielvariable fungierten. Um zu ermitteln, welche Habitat-typen das Vorkommen der jeweiligen Vogelart bestimmten, wurden multivariate GLMM gerechnet, in denen ebenfalls die PF als Zufallseffekt integriert wurde (Crawley 2007). Da die verwendeten Umweltvariablen keine starken Interkorrelationen aufwiesen (Spearman Korrelationskoeffizient r_s ; $|r_s| < 0,7$), wurden alle Variablen in den Modellen verwendet (Dormann et al. 2013, Löffler & Fartmann 2017). Um die Robustheit der Modelle zu verstärken und die wichtigsten Umweltvariablen zu identifizieren, wurde eine Modellmittelung (*model averaging*) durchgeführt. Die Modellmittelung erfolgte mit der *dredge*-Funktion (MuMIn-Paket, Barton 2017) und enthielt nur Modelle mit $\Delta AIC_c < 3$ (vgl. Grueber et al. 2011). Um eine Überanpassung (*overfitting*) zu vermeiden, wurden für jede Vogelart erst drei Einzelmodelle gerechnet: 1. ein Habitattypen-Modell in dem die Flächengrößen der unterschiedlichen Habitattypen als erklärende Variable verwendet wurden, 2. ein WBK-Modell, in der die unterschiedlichen Typen von WBK Verwendung fanden und 3. ein Modell für weitere Variablen (Habitatdiversität und Meereshöhe) (Appendix 1, Tab. A8). Im Anschluss wurde ein Synthese-Modell berechnet, in dem alle Variablen verwendet wurden, die einem der vorherigen Modelle signifikant waren.

Alle statistischen Analysen erfolgten mit R 3.4.1 (R Development Core Team 2018).

Ergebnisse

Umweltbedingungen

Die Meereshöhe der PF lag zwischen 362 m und 647 m NN und betrug durchschnittlich $453,3 \pm 75,5$ m NN (Mittelwert \pm SE). Die PF waren dominiert von jungen WBK (30 %) und alten WBK (20 %). Zusammen mit Schmuckreisigkulturen (4 %) und Lebensbaumkulturen (1 %) bedeckten WBK 55 % der PF. Weitere Habitattypen innerhalb der PF waren Intensivgrünland (12 %), Nadelwald (7 %), Laubwald (6 %), Acker (6 %), Saum-/Schlagflurvegetation (4 %), niedrigwüchsige Gehölze (3 %), bebaute Fläche (3 %), Extensivgrünland (2 %), hochwüchsige Gehölze (1 %) und Ruderalflächen (1 %). Die Habitatdiversität innerhalb der PF lag zwischen 1,14 und 2,18; im Durchschnitt betrug sie $1,77 \pm 0,24$ (Mittelwert \pm Standardfehler).

Vorkommen gefährdeter Arten und Umweltbedingungen

Insgesamt konnten wir innerhalb der 27 PF 252 Goldammer-, 101 Fitis-, 78 Bluthänfling-, 66 Heidelerchen- und 46 Baumpieper-Reviere nachweisen. Die Brutpaardichten variierten zwischen $0,4 \pm 0,1$ (Mittelwert \pm Standardfehler) Brutpaaren/10 ha beim Baumpieper und $2,3 \pm 0,3$ bei der Goldammer (Abb. 13).

Die Habitatpräferenzen der gefährdeten Arten unterschieden sich deutlich von den Bedingungen innerhalb der Kontrollflächen. Auch zwischen den betrachteten Arten sind eindeutige Unterschiede in den Lebensraumpräferenzen zu erkennen (Tab. 24). In Bezug auf die Habitattypen war die Fläche der WBK die einzige Variable, die einen entscheidenden Einfluss auf das Vorkommen aller fünf Vogelarten hatte. Die Reviere von vier Vogelarten – Baumpieper, Bluthänfling, Goldammer und Heidelerche – waren durch gegenüber den Kontrollflächen größere Flächen an WBK charakterisiert. Einen negativen Einfluss von WBK gab es dagegen nur beim Fitis. Darüber hinausgehende Habitatpräferenzen werden bei einer Betrachtung der verschiedenen Typen von WBK deutlich: Baumpieper und Heidelerche bevorzugten junge WBK, während Bluthänfling und Goldammer alte präferierten. Darüber hinaus mieden Baumpieper alte WBK und der Fitis junge.

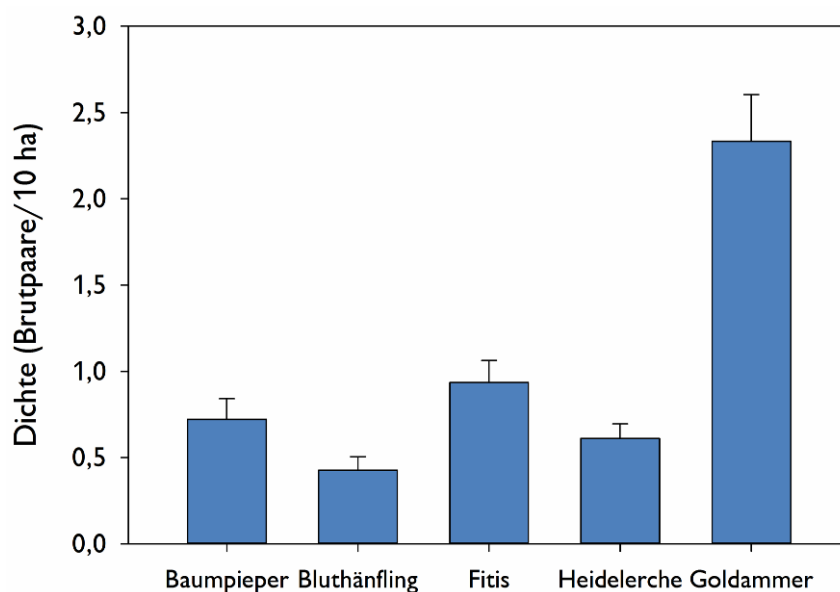


Abb. 13: Mittlere Dichte (Mittelwert \pm Standardfehler) der untersuchten Brutvögel.

Die Fläche von Intensivgrünland hatte einen durchgehend negativen Einfluss auf die Reviergründung von Baumpieper, Fitis und Goldammer. Außerdem mieden Bluthänfling und Goldammer höhere Deckungen von Nadel- und Laubwald. Eine größere Fläche an Saum-/Schlagflurvegetation und niedrigwüchsigen Gehölzen, sowie eine höhere Habitatdiversität waren charakteristisch für die Reviere des Fitis. Im Gegensatz dazu bevorzugten Heidelerchen homogene Habitate mit einem geringen Anteil an Saum-/Schlagflurvegetation.

Die multivariate Analyse (GLMM) bestätigt, dass die Fläche an jungen WBK der wichtigste Parameter in Bezug auf die Ansiedlung der untersuchten Brutvögel war (Tab. 25, Abb. 14). Mit Ausnahme des Fitis steigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit aller untersuchten Arten mit zunehmender Fläche von jungen WBK. Im Gegensatz dazu war beim Fitis eine Meidung junger WBK zu beobachten. Darüber hinaus wurde die Ansiedlung von Revieren bei drei Arten (Bluthänfling, Goldammer und Heidelerche) durch die Fläche alter WBK begünstigt. Fitis und Goldammer profitierten außerdem von höheren Flächenanteilen an niedrigwüchsigen Gehölzen. Darüber hinaus förderte eine höhere Habitatdiversität das Vorkommen des Fitis. Zunehmende Flächenanteile an Saum-/Schlagflurvegetation und Schmuckreisigkulturen begünstigten das Auftreten der Goldammer. Die Modelgüte der berechneten Modelle war mit Werten des Bestimmtheitsmaßes (McFadden R^2) zwischen 0,14–0,25 und AUC-Werten von 0,73–0,84 gut.

Tab. 24: Überblick über die erfassten Umweltvariablen. Unterschiede in der Habitattypenzusammensetzung zwischen Revieren und Kontrollflächen wurden mit Hilfe von univariaten proportionalen binomialen GLMM getestet. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. nicht signifikant.

	Baumpieper <i>Anthus trivialis</i>			Bluthänfling <i>Carduelis cannabina</i>			Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>			Goldammer <i>Emberiza citrinella</i>			Heidelerche <i>Lullula arborea</i>		
	Rev. N = 46	Kon. N = 23	P	Rev. N = 78	Kon. N = 39	P	Rev. N = 101	Kon. N = 51	P	Rev. N = 252	Kon. N = 126	P	Rev. N = 66	Kon. N = 33	P
a) Habitattyp(x 1000 m ²)															
Acker	0.2 ± 0.2	0.7 ± 0.3	n.s.	0.0 ± 0.0	0.3 ± 0.2	n.s.	0.0 ± 0.0	0.8 ± 0.3	n.s.	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.1	*	0.6 ± 0.3	2.0 ± 0.9	n.s.
Extensivgrünland	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	n.s.	0.1 ± 0.0	0.0 ± 0.0	n.s.	0.1 ± 0.0	0.3 ± 0.2	n.s.	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.0	n.s.	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1	n.s.
Intensivgrünland	0.1 ± 0.1	1.7 ± 0.6	*	0.3 ± 0.1	0.7 ± 0.3	n.s.	0.2 ± 0.1	0.7 ± 0.2	*	0.2 ± 0.0	0.5 ± 0.1	***	0.1 ± 0.3	0.2 ± 0.8	n.s.
Saum-/Schlagflurvegetation	0.3 ± 0.2	0.2 ± 0.2	n.s.	0.0 ± 0.0	0.2 ± 0.1	n.s.	1.4 ± 0.2	0.1 ± 0.0	*	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	n.s.	0.1 ± 0.1	1.5 ± 0.5	*
Ruderalvegetation	0.3 ± 0.2	0.4 ± 0.3	n.s.	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1	n.s.	0.2 ± 0.1	0.1 ± 0.1	n.s.	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.0	n.s.	0.1 ± 0.1	0.2 ± 0.1	n.s.
Niedrigwüchsiges Gehölz	0.3 ± 0.2	0.4 ± 0.3	n.s.	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.1	n.s.	0.6 ± 0.1	0.1 ± 0.1	*	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.1	n.s.	0.4 ± 0.3	0.5 ± 0.2	n.s.
Hochwüchsiges Gehölz	0.3 ± 0.2	0.0 ± 0.0	n.s.	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	n.s.	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	n.s.	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.0	*	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.1	n.s.
Nadelwald	0.2 ± 0.1	0.7 ± 0.4	n.s.	0.1 ± 0.0	1.1 ± 0.4	*	0.1 ± 0.2	0.7 ± 0.2	n.s.	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.1	**	0.4 ± 0.1	1.1 ± 0.5	n.s.
Laubwald	0.3 ± 0.1	0.7 ± 0.4	n.s.	0.1 ± 0.0	0.9 ± 0.3	*	0.5 ± 0.1	0.5 ± 0.2	n.s.	0.1 ± 0.0	0.3 ± 0.1	**	0.5 ± 0.2	1.7 ± 0.7	n.s.
Bebaute Fläche	0.2 ± 0.2	0.7 ± 0.3	n.s.	0.2 ± 0.0	0.3 ± 0.0	n.s.	0.2 ± 0.0	0.1 ± 0.0	*	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	n.s.	0.6 ± 0.1	0.7 ± 0.1	n.s.
Weihnachtsbaumkulturen	7.2 ± 0.4	4.7 ± 0.8	***	7.2 ± 0.1	4.3 ± 0.5	***	2.2 ± 0.2	3.3 ± 0.4	*	3.2 ± 0.1	2.1 ± 0.2	***	21.1 ± 0.6	15.0 ± 1.4	***
b) Weihnachtsbaumkulturen (x 1000 m ²)															
Jung (≤ 6 Standjahre)	5.6 ± 0.5	1.4 ± 0.6	***	2.0 ± 0.3	2.7 ± 0.5	n.s.	0.5 ± 0.1	1.6 ± 0.3	***	1.1 ± 0.1	1.3 ± 0.1	n.s.	14.8 ± 1.0	7.8 ± 1.4	***
Alt (> 6 Standjahre)	0.1 ± 0.3	2.7 ± 0.7	*	5.1 ± 0.3	1.5 ± 0.4	***	1.3 ± 0.2	1.3 ± 0.3	n.s.	2.0 ± 0.1	0.8 ± 0.1	***	5.9 ± 0.9	5.0 ± 1.1	n.s.
Schmuckreisigkulturen	0.5 ± 0.2	0.6 ± 0.3	n.s.	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.1	n.s.	0.4 ± 0.1	0.3 ± 0.2	n.s.	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	n.s.	0.1 ± 0.1	0.2 ± 0.1	n.s.
Lebensbaumkulturen	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	n.s.	0.1 ± 0.1	0.0 ± 0.0	n.s.	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1	n.s.	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.0	n.s.	0.3 ± 0.2	1.7 ± 0.7	n.s.
c) Weitere Variablen															
Höhe (m NN)	450 ± 10	451 ± 18	n.s.	468 ± 9	471 ± 14	n.s.	450 ± 8	445 ± 11	n.s.	438 ± 4	454 ± 7	n.s.	469 ± 10	458 ± 13	n.s.
Habitatdiversität	0.6 ± 0.1	0.7 ± 0.1	n.s.	0.5 ± 0.1	0.6 ± 0.1	n.s.	0.7 ± 0.1	0.6 ± 0.1	*	0.5 ± 0.1	0.5 ± 0.1	n.s.	0.7 ± 0.1	1.0 ± 0.1	**

Tab. 25: Ergebnisse der Modellmittlung (*model averaging*) der binomialen GLMM. Die gemittelten Koeffizienten wurden den besten Modellen ($\Delta AIC_C < 3$) entnommen. Nur signifikante Variablen werden dargestellt. R^2_{MF} = McFadden Bestimmtheitsmaß der gemittelten Modelle. WBK = Weihnachtsbaumkultur.

Umweltvariable	Est.	SE	Z	P	Variable	Est.	SE	Z	P
(a) Baumpieper <i>Anthus trivialis</i>					(b) Bluthänfling <i>Carduelis cannabina</i>				
$R^2_{MF} = 0,25, AUC = 0,84$					$R^2_{MF} = 0,29, AUC = 0,83$				
Intercept	-0,64	0,40	-1,61	n.s.	Intercept	-2,01	0,65	-3,09	**
Junge WBK	4,28	1,15	3,73	***	Junge WBK	5,91	1,14	5,18	***
					Alte WBK	3,01	1,07	2,81	**
(c) Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>					(d) Goldammer <i>Emberiza citrinella</i>				
$R^2_{MF} = 0,14, AUC = 0,73$					$R^2_{MF} = 0,16, AUC = 0,81$				
Intercept	0,47	0,38	1,24	n.s.	Intercept	-1,31	0,35	-3,7	***
Junge WBK	-4,47	1,37	3,25	**	Saum-/Schlagflurvegetation	6,39	2,39	2,68	**
Niedrigwüchsiges Gehölz	7,4	3,96	1,85	*	Junge WBK	4,33	1,07	4,06	***
Habitatdiversität	0,68	0,56	1,20	*	Alte WBK	8,6	1,17	7,35	***
					Schmuckreisigkultur	7,37	2,72	2,71	**
					Niedrigwüchsiges Gehölz	4,82	2,32	2,08	*
(e) Heidelerche <i>Lullula arborea</i>									
$R^2_{MF} = 0,23, AUC = 0,81$									
Intercept	-2,42	1,12	2,13	*					
Junge WBK	1,97	0,57	3,41	***					
Alte WBK	1,54	0,51	2,97	**					

Diskussion

Unsere Studie zeigt deutlich, dass die Reviergründung bei Baumpieper, Bluthänfling, Goldammer und Heidelerche durch WBK gefördert wird. Alle vier Arten profitieren von jungen WBK, Bluthänfling, Goldammer und Heidelerche zusätzlich auch von alten Kulturen. Schmuckreisigkulturen wirkten sich darüber hinaus positiv auf das Vorkommen der Goldammer aus. Mit dem Fitis reagierte nur eine der fünf untersuchten gefährdeten Arten negativ auf (junge) WBK. Darüber hinaus profitierten Goldammer und Fitis von höheren Flächenanteilen an niedrigwüchsigen Gehölzen. Das Vorkommen des Fitis wurde außerdem durch eine höhere Habitatdiversität gefördert. Bei der Goldammer steigerte eine zunehmende Fläche an Saum-/Schlagflurvegetation, niedrigwüchsigen Gehölzen und Schmuckreisigkulturen die Vorkommenswahrscheinlichkeit.

Die Untersuchungen zu den Avizönosen in WBK und konkurrierenden Landnutzungen haben gezeigt, dass von WBK dominierte Landschaften sowohl eine höhere Artenzahl, als auch höhere Brutpaardichten an gefährdeten Brutvögeln aufweisen als konkurrierende Landnutzungen (s. Kap. 5.3.1). Die Analyse der Habitatpräferenzen der fünf untersuchten gefährdeten Brutvogelarten liefert in diesem Zusammenhang wichtige Erkenntnisse über Faktoren, die die Etablierung von Revieren der gefährdeten Brutvögel in WBK beeinflussen. Mit Baumpieper, Bluthänfling, Goldammer und Heidelerche bevorzugten gleich vier der fünf untersuchten Arten mindestens einen Typ von WBK. Vor allem junge WBK waren von entscheidender Bedeutung für die Ansiedlung gefährdeter Arten. Die Nahrungssuche findet bei Baumpieper, Bluthänfling, Goldammer und Heidelerche überwiegend am Boden statt (Bauer et al. 2005). Insbesondere Baumpieper, Goldammer und Heidelerche ernähren sich (zumindest während der Brut- und Aufzuchtzeit) fast ausschließlich von Insekten, die überwiegend auf dem Boden erbeutet werden. Aus diesem

Grund sind die genannten Arten für die Nahrungssuche auf offene Bodenstellen (Baumpieper, Heidelerche) oder niedrige Vegetation (Goldammer) angewiesen. Entsprechende Bedingungen finden sich großflächig auf jungen WBK. Insbesondere während der ersten 3–4 Jahre werden Weihnachtsbaumkulturen durch den Einsatz von Herbiziden großflächig offen gehalten (Kap. 3). Die aus dieser Bewirtschaftungspraxis resultierende niedrige Vegetation mit einem hohen Anteil an offenen Bodenstellen/Grus führt durch eine gute Erreichbarkeit von bodenbewohnenden Arthropoden zu optimalen Bedingungen für die Nahrungssuche und entspricht in hohem Maße den bevorzugten Habitatansprüchen (Baumpieper: Burton 2007, Kumstatova et al. 2004; Goldammer: Whittingham & Evans 2004; Whittingham et al. 2005 Heidelerche: Bosco 2014, Bowden 1990). Neben einer guten Nahrungserreichbarkeit ist auch die Nahrungsverfügbarkeit durch hohe Dichten von Arthropoden auf den jungen WBK sehr groß (s. Kap. 5.2), so dass die genannten Arten insgesamt gute Nahrungsbedingungen auf den jungen WBK vorfinden. Im Gegensatz dazu sind Bluthänflinge auf ein reiches Angebot an Sämereien angewiesen, auch während der Jungenaufzucht (Wilson et al. 2009). Aus diesem Grund benötigen Bluthänflinge für die Nahrungssuche eine stärker ausgeprägte Krautschicht und ein großes Angebot an Saumstrukturen. Entsprechende Bedingungen finden sich teilweise innerhalb junger Weihnachtsbaumkulturen in Randbereichen und Bereichen, die bei der Unkrautbekämpfung ausgelassen wurden. Vor allem aber bieten alte WBK späterer Sukzessionsstadien entsprechende Strukturen. Gleichzeitig bieten die älteren, größeren Bäume der alten WBK auch ausreichend Möglichkeiten zur Anlage der Nester des Bluthänflings, der zu diesem Zweck Büsche und junge Bäume benötigt (Bauer et al. 2005). Auch auf die Arten, die zur Nahrungssuche auf eine spärlich ausgeprägte Vegetation und reichlich offenen Boden angewiesen sind (Baumpieper, Goldammer, Heidelerche), wirkt sich ein höherer Anteil von alten Weihnachtsbaumkulturen positiv aus. Hierbei könnte neben der Verfügbarkeit geeigneter Nahrungsflächen auch das Angebot an potentiellen Nistplätzen ausschlaggebend sein. Bei den betreffenden Arten handelt es sich um Bodenbrüter, die – anders als bei der Nahrungssuche – für die Anlage der Nester auf schützende Vegetation angewiesen sind (Bauer et al. 2005). Durch die in alten WBK stärker ausgeprägte krautige Vegetation, stehen hier entsprechende Bereiche zur Anlage der Nester zur Verfügung. Dieser Aspekt scheint vor allem für die Goldammer von großer Bedeutung zu sein, deren Vorkommen neben der Fläche an jungen und alten WBK auch durch die Fläche an Saumvegetation, niedrigwüchsigen Gehölzen und Schmuckreisigkulturen beeinflusst wurde. Auch hier spielt offenbar die Verfügbarkeit von geeigneten Nistplätzen und Singwarten eine entscheidende Rolle (vgl. Mc Hugh et al. 2016).

Ein weiterer wichtiger Faktor, der die Ansiedlung von Brutvögeln limitieren kann, ist die Verfügbarkeit von Singwarten (Burton 2007). Auch hier bieten WBK, die von den gefährdeten Arten benötigten Strukturen. Die meisten WBK sind von Zäunen umgeben (Kap. 3), so dass die entsprechenden Zaunpfähle als Singwarten zur Verfügung stehen. Darüber hinaus können insbesondere in alten WBK die Weihnachtsbäume selbst als Singwarten genutzt werden. Eine Ausnahme stellt hier lediglich der Baumpieper dar, der Singwarten mit einer Höhe von 4–5 m benötigt und daher auf die Verfügbarkeit von einzelnen Bäumen und Baumreihen am Rand der WBK angewiesen ist (Burton 2007).

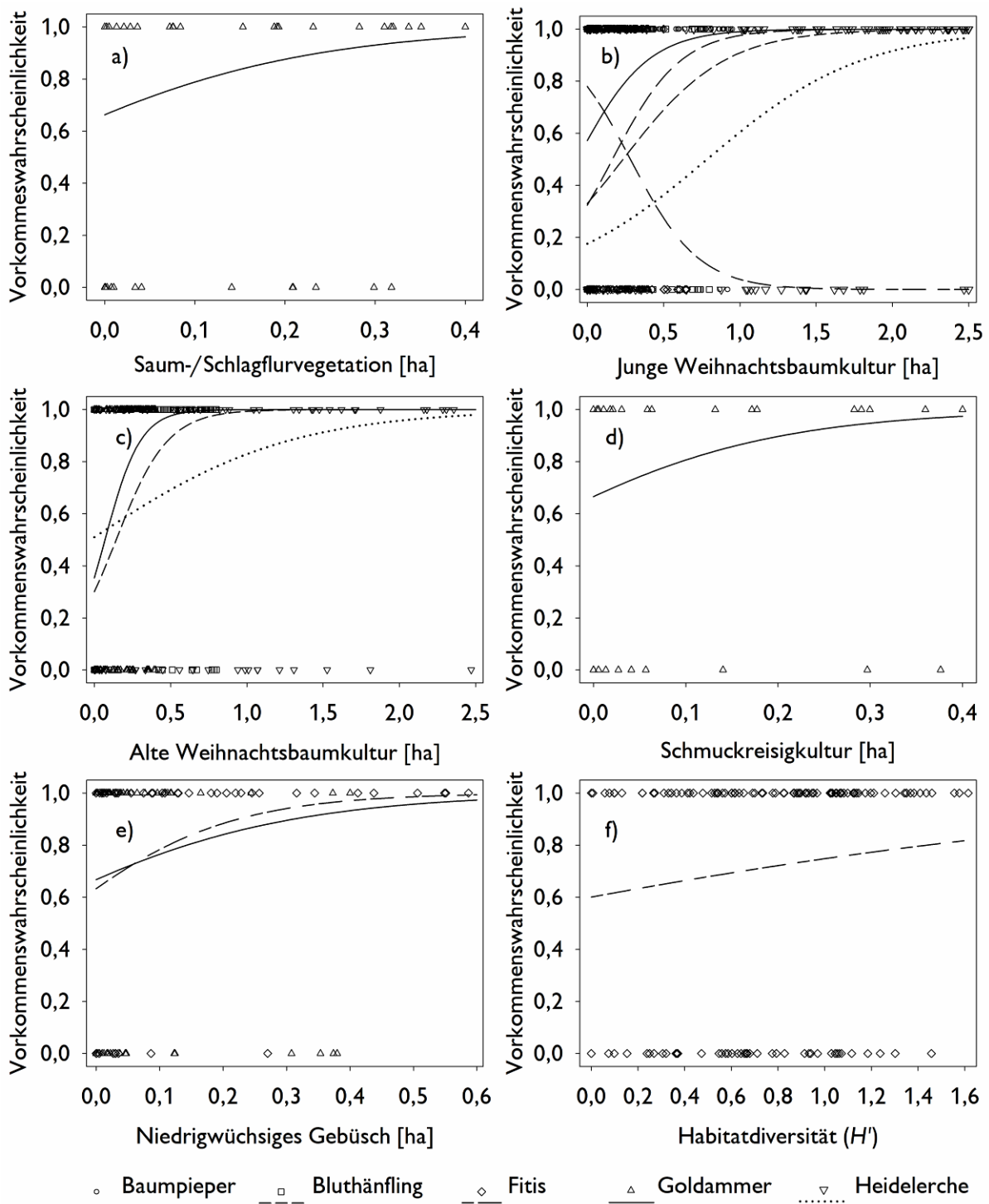


Abb. 14: Ergebnisse der GLMM: Beziehung zwischen Revieren und Kontrollflächen der untersuchten Arten und den signifikanten Umweltvariablen. Fläche der a) Saumvegetation, b) junger Weihnachtsbaumkulturen, c) alter Weihnachtsbaumkulturen, d) Schmuckreisigkulturen, e) niedrigwüchsige Gehölze und (f) Habitatdiversität (Shannon-Index).

Eine besondere Position innerhalb der untersuchten gefährdeten Arten in WBK nimmt der Fitis ein. Es war die einzige Art, die negativ auf die Fläche von jungen WBK reagiert. Positiv auf das Vorkommen des Fitis wirkten sich dagegen eine hohe Habitatdiversität und die Fläche niedrigwüchsiger Gehölze aus. Dies entspricht den bekannten Habitatpräferenzen für dichte Hecken und Gebüsch ohne geschlossene Baumkrone und eine insgesamt hohe Vegetationsdeckung

(Bauer et al. 2005). Während junge WBK durch ihren offenen Charakter die Habitatansprüche des Fitis nicht erfüllen können, wird vor allem eine stark ausgeprägte und abwechslungsreiche Strauchschicht mit Büschen und Sträuchern bevorzugt (Smart et al. 2007). Trotz der Meidung junger WBK profitiert der Fitis durch die insgesamt hohe Landschaftsdiversität in den untersuchten WBK (s. Kap. 5.3.1). Da jedes Jahr Bäume zum Verkauf bereit stehen müssen, weisen die Kulturen meist ein Mosaik aus Parzellen mit unterschiedlich alten Bäumen auf (s. Kap. 3). Die unterschiedlichen Parzellen sind darüber hinaus häufig durch Randstrukturen und Säume unterbrochen, was die Landschaftsdiversität weiter fördert und insbesondere dem Fitis geeignete Lebensräume bietet. Das Nebeneinander unterschiedlich alter WBK auf engem Raum sorgt gleichzeitig auch dafür, dass die oben erwähnten unterschiedlichen Habitatansprüche in Bezug auf die Nahrungssuche (spärliche, offene Vegetation) und Anlage der Nester (dichtere, schützende Vegetation) erfüllt werden können. Außerdem ermöglicht das kleinräumige Habitatmosaik das Vorkommen mehrerer gefährdeter Arten auf engem Raum. In diesem Zusammenhang können auf Grundlage der festgestellten Habitatansprüche der fünf Arten Präferenzen entlang eines Sukzessionsgradienten der WBK skizziert werden: Baumpieper und Heidelerche sind wie oben bereits beschrieben auf hohe Offenbodenanteile und spärliche Vegetation angewiesen. Sie besiedeln daher die frühesten Stadien der WBK in den ersten 3–4 Jahren. Mit zunehmendem Alter der Bäume und zunehmender Sukzession der Vegetation zwischen den Weihnachtsbäumen besiedeln Bluthänfling und Goldammer die älteren WBK, mit einer in der Regel bereits geschlossenen Vegetationsdecke. Auch der Fitis bevorzugt tendenziell ältere Kulturen, besiedelt jedoch in erster Linie Randstrukturen zwischen einzelnen Parzellen und in den Übergangsbereichen zu anderen Nutzungsformen, wie Wäldern oder Grünland.

Insgesamt zeigt unsere Studie, dass WBK als neuartige Ökosysteme eine wichtige Rolle als Ersatzlebensraum für gefährdete Brutvögel der Agrarlandschaft spielen. Die hohe Relevanz als Lebensraum für die gefährdeten Arten kann vor allem durch die gute Nahrungsverfügbarkeit in Form von Arthropoden bei gleichzeitig hoher Nahrungserreichbarkeit durch den vielfach sehr offenen Charakter insbesondere der jungen WBK erklärt werden. Darüber hinaus spielt das Nebeneinander von WBK unterschiedlichen Alters auf engem Raum eine wichtige Rolle. Die damit verbundene hohe Habitatdiversität innerhalb der WBK ermöglicht nicht nur das Nebeneinander von Arten mit unterschiedlichen Habitatansprüchen, sondern trägt auch dazu bei, dass unterschiedliche Habitatansprüche einzelner Arten (Nahrungssuche, Nistplatz) erfüllt werden können. Darüber hinaus kann davon ausgegangen werden, dass die geringe Bewirtschaftungsaktivität und Störungsintensität während der Brutzeit die Gelegeverluste während der Brutzeit reduziert.

Aufgrund der großen Bedeutung von WBK als Lebensraum für gefährdete Brutvögel, sollten die Ansprüche der entsprechenden Vogelarten in Zukunft stärker bei der Bewirtschaftung der Flächen berücksichtigt werden. Eine weitere Intensivierung der Bewirtschaftung von WBK sollte unbedingt vermieden werden. Dies schließt den Erhalt der kleinräumigen Parzellierung der WBK und den damit verbundenen Strukturen wie Säumen und Wirtschaftswegen mit ein. Um eine Verbesserung der Nahrungsverfügbarkeit zu erreichen, sollte darüber hinaus auf die Anwendung von Herbiziden entlang von Säumen und Wirtschaftswegen verzichtet werden.

Trotz der Eignung von WBK als Ersatzlebensraum für Brutvögel, sollte langfristig der Erhalt und die Wiederherstellung geeigneter ursprünglicher Lebensräume in der Kulturlandschaft angestrebt und keinesfalls vernachlässigt werden (Fartmann et al. 2017).

6 Gesamtdiskussion

Merle Streitberger & Thomas Fartmann

6.1 Biodiversität von Weihnachtsbaumkulturen und konkurrierenden Landnutzungen

Unsere Untersuchungen haben nachgewiesen, dass sich konventionell bewirtschaftete WBK durch die spezifische Nutzung deutlich von den im UG dominierenden Landnutzungstypen – Intensivgrünland, Windwurfflächen und Fichtenforst – hinsichtlich ihrer Habitatstruktur und Biozönosen unterschieden. Infolge der regelmäßigen Unkrautbeseitigung, vor allem in jungen Kulturen, zeichneten sich WBK durch eine heterogene Vegetationsstruktur aus (s. Kap. 5.1.1, 5.1.2). Sie waren durch eine intermediäre Strauchschicht- bzw. Weihnachtsbaumdeckung, eine mittlere Krautschichtdeckung, einen geringen Streuanteil und einen hohen Offenbodenanteil gekennzeichnet. Wie das Grünland wiesen die WBK infolge der offenen Vegetation ein besonders warmes Mikroklima auf. Windwurfflächen stellten ebenfalls vergleichsweise heterogen strukturierte Lebensräume dar. Im Gegensatz zu den WBK wiesen sie allerdings eine höhere Strauch- und Streuschichtdeckung auf. Im Vergleich dazu waren das Intensivgrünland und die Fichtenforste aufgrund der intensiven Bewirtschaftung deutlich homogener strukturiert. Während das Grünland sich durch eine dichtwüchsige, strukturarme Krautschicht auszeichnete, waren die Fichtenforste infolge des homogenen, dichten Baumbestands durch eine geringe Strauch- und Krautschichtdeckung charakterisiert.

Anhand unserer Studien wurde deutlich, dass sich die spezifische Nutzung und die davon abhängige Vegetationsstruktur in den konventionellen WBK deutlich auf die Biodiversität auswirkten und spezifische Biozönosen förderten. Während die Phytodiversität direkt von der Unkrautregulierung bestimmt wurde (s. Kap. 5.1.1), waren die Laufkäfer- und Spinnen- bzw. Brutvogelzönosen der WBK vor allem von der nutzungsbedingten Vegetationsstruktur abhängig (s. Kap. 5.2.1, 5.3.1). Für die Förderung der Phytodiversität haben konventionell bewirtschaftete WBK nur eine untergeordnete Bedeutung. Gefährdete Arten kamen hier, wie in den anderen Landnutzungstypen auch, nur in sehr geringer Stetigkeit vor. Im Vergleich zu den übrigen Landnutzungstypen war die Artenvielfalt in den WBK intermediär. Die Phytozönosen der WBK grenzten sich deutlich von den anderen Landnutzungstypen ab. Durch die regelmäßige Unkrautbeseitigung, vor allem durch den Herbizideinsatz, waren hier größtenteils nur störungstolerante Arten konkurrenzfähig, die infolge ihrer kurzen Lebensdauer bzw. intensiven Samenproduktion an die regelmäßige Störung durch Herbizideinsatz angepasst sind. Demnach dominierten in den WBK vor allem weit verbreitete Ackerarten. Im Vergleich zu den WBK waren die Fichtenforste hingegen aufgrund des dichten Baumbestandes und der geringen Krautschichtdeckung besonders artenarm. Floristisch gab es Gemeinsamkeiten zwischen Windwurfflächen und Fichtenforsten; aufgrund der weniger starken Beschattung waren sie allerdings deutlich artenreicher. Vergleichbare Artenzahlen wurden im Grünland festgestellt. Durch die intensive Nutzung und Düngung kamen hier überwiegend weit verbreitete, nährstoffliebende Arten vor.

Die offene Vegetationsstruktur in den WBK wirkte sich positiv auf die Laufkäferdiversität aus. Im Vergleich zu den anderen Landnutzungstypen wiesen die WBK, vor allem die jungen Bestände, aufgrund der hohen Habitatheterogenität die höchste Vielfalt an Laufkäferarten aus. Wegen der offenen Vegetationsstruktur kamen hier vor allem offenlandbewohnende bzw. xerophile Arten wie *Harpalus rufipes* oder *Pterostichus melanarius* vor. Für die alten WBK wurde mit *Harpalus*

honestes sogar eine gefährdete Offenlandart als Indikatorart identifiziert. Gleichzeitig wurden hier durch das Vorhandensein der Strauchschicht auch Lichtwald- und Ökotonarten (z.B. *Carabus coriaceus*, *Leistus ferrugineus*) gefördert. Gefährdete Arten kamen generell nur in den WBK sowie auf den Windwurfflächen vor.

Für die Spinnen haben die WBK eine ähnlich hohe Bedeutung. Die mittlere Artenzahl war zwar nicht in den WBK, sondern aufgrund des dichten Unterwuchses in den Windwurfflächen am höchsten, wo neben offenlandbewohnenden Arten auch Waldarten vorkamen. Vor allem netzbauende Arten profitierten hier von der dichten Streu- und Krautschicht. In den WBK war die Diversität hingegen, abhängig vom Alter des Bestandes, vergleichbar mit den artenärmeren Fichtenforsten bzw. dem Intensivgrünland. Die Aktivitätsdichte der Spinnen war, wie bei den Laufkäfern, durch den geringen Raumwiderstand im Grünland am höchsten. Aufgrund des hohen Offenbodenanteils kamen in den WBK xerophile Spinnenarten (z.B. *Drassylus pusillus*, *Habnia navia*) besonders häufig vor, so dass sich die WBK, ähnlich wie bei den Laufkäfern, durch spezifische Zönosen von den anderen Landnutzungstypen abgrenzten. Vor allem die jungen Kulturen zeichneten sich infolge des höheren Offenbodenanteils durch das Vorkommen von vielen aktiv jagenden Spinnenarten aus.

Im Gegensatz zur Phytodiversität bzw. den untersuchten Arthropodengruppen haben die konventionell bewirtschafteten WBK eine herausragende Bedeutung als Lebensraum für gefährdete Brutvogelarten. Alle Indikatorarten für die WBK-Landschaften – Baumpieper, Bluthänfling, Goldammer und Heidelerche – waren gefährdet. Für die Heidelerche stellen die WBK im UG wegen der hohen Anzahl an Brutpaaren sogar überregional bedeutsame Bruthabitate dar. Vor allem zur Nahrungssuche sind die Arten an offene Vegetation gebunden und profitieren somit von der intensiven Unkrautregulierung in den WBK. Neben einer offenen Vegetation sind die Arten von Singwarten abhängig, die in den WBK in vielfältiger Weise durch Weihnachtsbäume, Zaunpfosten oder hohe Bäume in der Umgebung der WBK verfügbar sind. Außerdem zeichnen sich die WBK durch wenige Störungen während der Brutzeit aus, was sich positiv auf den Bruterfolg auswirken dürfte. WBK werden zumeist parzelliert bewirtschaftet und sind daher durch ein Nebeneinander unterschiedlich alter und somit unterschiedlich strukturierter Weihnachtsbaumbestände charakterisiert. Daher weisen sie eine hohe Strukturvielfalt auf der Habitatebene auf, was sich positiv auf die Brutvogeldiversität und die Anzahl gefährdeter Arten auswirkte. Auch auf der Landschaftsebene waren die durch WBK dominierten Landschaften durch ein vielfältigeres Habitatangebot gekennzeichnet als die homogenen durch Grünland oder Fichtenforste dominierten Landschaften. Neben den WBK hatten außerdem die Windwurfflächen aufgrund der Habitatvielfalt eine große Bedeutung als Lebensraum für gefährdete Brutvogelarten, während das Intensivgrünland und vor allem die Fichtenforste aufgrund der Strukturarmut eine unbedeutende Rolle als Lebensraum für gefährdete Arten spielten.

Zusammenfassend haben unsere Ergebnisse gezeigt, dass sich die naturschutzfachliche Bedeutung der konventionell bewirtschafteten WBK abhängig von der betrachteten Artengruppe unterscheidet und sich somit nicht einheitlich bewerten lässt. Während die intensive Unkrautregulierung, vor allem durch den Einsatz von chemischen Mitteln, besonders kritisch für die Phytodiversität ist, ist sie aus faunistischer Sicht – zumindest für die untersuchten Artengruppen – als positiv zu bewerten, da hierdurch eine spezifische Habitatstruktur geschaffen wird, die sich deutlich von der übrigen Landnutzungstypen abgrenzt. Durch die regelmäßige Unkrautbeseiti-

gung weisen die WBK eine hohe Strukturvielfalt auf. Sie sind im Vergleich zu den anderen Landnutzungstypen durch einen hohen Offenbodenanteil gekennzeichnet. Durch das Vorkommen der Weihnachtsbäume weisen sie gleichzeitig eine Strauchschicht auf. Demnach wird in den WBK eine hohe Vielfalt an Arten mit unterschiedlichen Lebensraumsansprüchen gefördert. Dies wurde besonders anhand der Ergebnisse der Laufkäferuntersuchungen deutlich. Infolge des hohen Offenbodenanteils wurden in den WBK xerophile Arten gefördert, während gleichzeitig auch schattentolerante Indikatorarten vorkamen. Für Spinnen haben die WBK vor allem für rohbodenbewohnende und aktiv jagende Arten eine hohe Bedeutung. Aus naturschutzfachlicher Sicht sind die Ergebnisse der avifaunistischen Untersuchungen besonders relevant. Für vier gefährdete Brutvogelarten, die besonders abhängig von offenen Vegetationsstrukturen sind, waren die WBK wichtige Bruthabitate. Aufgrund der hohen Vielfalt auf der Habitat- und Landschaftsebene begünstigen WBK im Gegensatz zu den homogenen Grünland- und Fichtenbeständen eine hohe Diversität an gefährdeten Brutvogelarten. Als weitere vergleichsweise artenreiche Lebensräume stellten sich die Windwurfflächen heraus. Sie wiesen eine hohe strukturelle Vielfalt auf und waren vor allem hinsichtlich der Phyto- und Spinnendiversität und als Lebensräume für bestimmte gefährdete Brutvogelarten bedeutsam. Die naturschutzfachliche Bedeutung des Intensivgrünlandes und der Fichtenforste für den Biodiversitätsschutz war dagegen deutlich geringer, da hier überwiegend weit verbreitete Grünland- und Waldarten vorkamen.

6.2 Biodiversität verschiedener Typen von Weihnachtsbaumkulturen

Konventionell bewirtschaftete Weihnachtsbaumkulturen lassen sich abhängig vom Alter des Bestandes und des Standortes der Kultur unterscheiden. Im Rahmen unserer Untersuchungen wurde die Biodiversität (Phytozönosen, Laufkäfer und Spinnen) innerhalb junger (≤ 6 Standjahre) und alter (> 6 Standjahre) Kulturen analysiert (Kap. 5.1.1 und 5.2.1). Außerdem wurden die konventionellen WBK abhängig vom Standort unterschieden (WBK im Offenland bzw. auf Windwurfflächen) und hinsichtlich der Phytozönosen (Kap. 5.1.2), Laufkäfer- und Spinnen- (Kap. 5.2.2) sowie Brutvogelartengemeinschaften (Kap. 5.3.1) untersucht. Aufgrund der ähnlich intensiven Nutzung und der dementsprechend vergleichbaren Vegetationsstruktur ähnelten sich die Biozönosen in den unterschiedlichen Typen der konventionell bewirtschafteten WBK. Deutlichere Unterschiede in der Biodiversität wurden hingegen in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität nachgewiesen (s.u., vgl. Kap. 5.1.2 und 5.2.2).

Die Vegetationsstruktur unterschied sich zwischen den jungen und alten konventionell bewirtschafteten Kulturen größtenteils in der Höhe und Deckung der Weihnachtsbäume. Die Krautschicht war in den beiden Kulturtypen ähnlich strukturiert, auch wenn in älteren Beständen die Unkrautregulierung üblicherweise weniger intensiv erfolgt als in den jungen Beständen. Die jungen Kulturen zeichneten sich durch die geringere Strauchschichtdeckung und einen geringfügig höheren Anteil an Offenboden aus. Auch der Standort der Kultur hatte nur einen geringen Einfluss auf die Vegetationsstruktur in den WBK. Die WBK auf den Windwurfflächen unterschieden sich vor allem durch einen höheren Skelettanteil von den Kulturen im Offenland.

Die vergleichbare Nutzung und die hohe strukturelle Ähnlichkeit innerhalb der unterschiedlichen konventionell bewirtschafteten Kulturen spiegelten sich in den Biozönosen der untersuchten Artengruppen wider. Auch wenn für die einzelnen Typen der konventionell bewirtschafteten WBK unterschiedliche Pflanzenarten als Indikatoren nachgewiesen wurden, handelte es sich

überwiegend um Arten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen. In allen konventionell bewirtschafteten WBK dominierte eine ruderal getönte Vegetation mit vielen typischen Ackerunkräutern. Im Vergleich zu den anderen WBK-Typen (jung, alt und WBK-OFFEN) waren die WBK auf Windwurfflächen allerdings etwas artenärmer.

Auch hinsichtlich der Laufkäfer und Spinnen ähnelten sich die Artenvielfalt und die -gemeinschaften in den unterschiedlichen konventionell bewirtschafteten WBK, unabhängig vom Alter oder Standort der Fläche. Generell waren alle Typen der konventionell bewirtschafteten WBK (jung und alt bzw. WBK-OFFEN und WBK-WIND) durch viele trockenheitsliebende bzw. roh-bodenabhängige Laufkäfer- und Spinnenarten charakterisiert. Vor allem die jungen WBK zeichneten sich durch eine große Anzahl an Laufkäferarten aus. Infolge des höheren Anteils an Offenboden waren vor allem aktiv jagende Spinnenarten in den jungen Kulturen deutlich stärker vertreten als in den älteren Kulturen. Typisch für WBK auf Windwurfflächen war, neben dem Vorkommen von offenlandbewohnenden Laufkäfer- und Spinnenarten, das Auftreten von waldbewohnenden Indikatorarten (z.B. *Epaphius secalis* und *Tenuiobantes tenebricola*), was höchstwahrscheinlich durch die walddnahe Lage der Flächen bedingt war. Im Gegensatz zu den Laufkäfern waren die WBK auf Windwurfflächen durch eine im Vergleich zu den anderen WBK-Typen geringe Artenzahl und Aktivitätsdichte der Spinnen gekennzeichnet, was vor allem durch den hohen Offenbodenanteil bedingt ist. Auch hinsichtlich der Nahrungspräferenz der Brutvogelindikatorarten unterschieden sich die WBK auf Windwurfflächen von den WBK im Offenland. Der Bluthänfling, Indikatorart für die WBK auf Windwurfflächen, ernährt sich im Gegensatz zu den insektivoren Indikatorarten der WBK im Offenland (Baumpieper, Goldammer, Heidelerche) überwiegend granivor. Auf der Landschaftsebene zeichneten sich die WBK auf den Windwurfflächen durch größere Anteile an Saum- und Schlagflurvegetation aus. Aufgrund der dadurch bedingten höheren Kräuterdeckung und Samenverfügbarkeit im Umfeld der WBK lässt sich die enge Bindung des Bluthänflings an WBK auf Windwurfflächen begründen.

Im Gegensatz dazu grenzten sich die Biozönosen in den ökologisch bewirtschafteten WBK deutlich von denen der konventionell bewirtschafteten WBK ab. Ökologisch bewirtschaftete Kulturen zeichnen sich durch eine extensive Unkrautregulierung aus, die anstatt mit Herbiziden überwiegend durch Schafbeweidung erfolgt. Für die Beweidung werden die Flächen zum Teil eingesät. Demnach unterschied sich die Vegetationsstruktur in den ökologisch bewirtschafteten WBK deutlich von der der konventionell bewirtschafteten WBK. Erstere wiesen eine dichtere Krautschicht und einen geringeren Anteil an Offenboden auf. Der Herbizidverzicht wirkte sich besonders positiv auf die Phytodiversität aus. Die Artenvielfalt war wesentlich höher als in den konventionell bewirtschafteten WBK und zeichnete vor allem durch das Vorkommen vieler Grünlandarten aus. Aber auch ruderale Arten kamen hier aufgrund der Störung regelmäßig vor. Auch aus Sicht der Laufkäfer wurden Grünlandarten in Folge der Weidenutzung in den ökologisch bewirtschafteten Kulturen gefördert (z.B. *Amara communis* und *Poecilus versicolor*). Allerdings unterschieden sich die Artenzahlen der Laufkäfer in den ökologisch bewirtschafteten WBK nicht signifikant von denen der konventionell bewirtschafteten WBK. Die dichte Vegetation der ökologisch bewirtschafteten Kulturen wirkte sich hingegen besonders positiv auf die Spinnendiversität aus. Im Gegensatz zu den konventionell bewirtschafteten Kulturen waren hier die mittlere Artenzahl und die Aktivitätsdichte deutlich höher. Allerdings handelte es sich überwiegend um eurytope Arten.

Neben den Öko-Kulturen stellen die Schmuckreisigkulturen ebenfalls extensiv bewirtschaftete Kulturen dar. Sie zeichnen sich aufgrund fehlender Düngung durch nährstoffärmere Verhältnisse im Vergleich zu den konventionell bewirtschafteten WBK aus. Die Unkrautregulierung erfolgt hier ebenfalls extensiv, indem die Krautschicht überwiegend gemulcht und Herbizide nur äußerst selten eingesetzt werden. Ähnlich wie die ökologisch bewirtschafteten WBK sind die Schmuckreisigkulturen infolge der geringen Nutzungsintensität besonders artenreiche Lebensräume hinsichtlich der Phyto- und Spinnendiversität. Aufgrund der deutlich höheren Bäume zeichneten sich die untersuchten Kulturen durch einen waldartigen Charakter aus, wiesen aber aufgrund der relativ lichten Verhältnisse eine ausgeprägtere Krautschicht als die im UG dominierenden Fichtenforste auf. Der Waldcharakter der Kulturen wurde besonders durch die spezifischen Phyto- und Spinnenzönosen widerspiegelt, die unter anderem aus Waldarten bzw. schattentoleranten Arten aufgebaut waren. Neben Waldarten kamen hier aber auch ruderalen Pflanzenarten und Saumarten bzw. Spinnenarten des Offenlandes vor, was vor allem durch die Kleinflächigkeit der Kulturen und die räumliche Nachbarschaft zu WBK begründet sein dürfte. Mit *Sintula corniger* waren die Schmuckreisigkulturen sogar durch eine gefährdete Art als Indikatorart charakterisiert. Diese Offenlandart ist typisch für Windwurfflächen und profitiert vermutlich von der geringen Nutzungsintensität der Kulturen.

Unsere Ergebnisse haben gezeigt, dass sich die Nutzungsintensität in WBK deutlich auf die Biodiversität auswirkt. Das Alter und die Standorte der Flächen hatten hingegen einen weniger starken Einfluss in den unterschiedlichen Typen der konventionell bewirtschafteten WBK. Vor allem die WBK auf Windwurfflächen grenzten sich von den WBK im Offenland durch waldbewohnende Indikatorarten und den Bluthänfling als granivore Indikatorart ab. Die Ursache hierfür liegt höchstwahrscheinlich in der wald- bzw. saumreichen Landschaftsstruktur, in der die WBK auf Windwurfflächen eingebettet sind. Demgegenüber unterschieden sich vor allem die Pflanzen- und Spinnenzönosen deutlich in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität. Die beiden extensiv bewirtschafteten Kultur-Typen, ökologisch bewirtschaftete WBK und Schmuckreisigkultur, förderten durch den Verzicht auf Herbizide die Phytodiversität. Nicht nur im Vergleich zu den konventionellen WBK, sondern auch im Vergleich zu den anderen Landnutzungstypen (Intensivgrünland, Windwurfflächen und Fichtenforste) stellten sie deutlich artenreichere Lebensräume dar. Charakteristisch für die ökologisch bewirtschafteten WBK und Schmuckreisigkulturen war das Nebeneinander von Pflanzenarten unterschiedlicher ökologischer Ansprüche. Neben Grünland- bzw. Waldarten kamen hier auch Ruderal- und Saumarten regelmäßig vor. Ähnliches gilt für die Spinnenzönosen. Infolge der dichten Krautschicht in den ökologisch bewirtschafteten Kulturen wurden hier die Spinnendiversität und -dichte besonders gefördert. Allerdings kamen überwiegend weit verbreitete, eurytope Arten vor. Die Schmuckreisigkulturen waren ebenfalls spinnenartenreich und zeichneten sich vor allem durch Waldarten aber auch durch das Vorkommen offenlandbewohnender Arten aus. Neben nutzungsbedingten Effekten ist die hohe Diversität in den ökologisch bewirtschafteten WBK und Schmuckreisigkulturen höchstwahrscheinlich auch durch die Kleinflächigkeit der Kulturen bedingt, wodurch Arten der angrenzenden Biotope stärker in die Flächen eindringen als innerhalb großflächiger Kulturen.

7 Handlungsempfehlungen

Thomas Fartmann & Merle Streitberger

Im Gegensatz zu (einjährigen) landwirtschaftlichen Kulturen sind WBK, ähnlich wie Kurzumtriebsplantagen (KUP) (vgl. Dauber et al. 2010), durch geringere Störungsintensitäten, längere Umtriebszeiten sowie einen geringeren Nährstoff- und Pestizid-Input gekennzeichnet (Kap. 3). Wie auch für KUP gezeigt wurde (Baum et al. 2012, Haughton et al. 2016), können sie somit in intensiv genutzten Landschaften die Habitatheterogenität (s. Kap. 5.3.1) und schließlich die Artenvielfalt erhöhen (Kap. 6).

Basierend auf unseren Studien leisten alle untersuchten Typen der WBK einen Beitrag zum Erhalt der Artenvielfalt in der intensiv genutzten Landschaft des UG. Generell sollte eine weitere Intensivierung der Nutzung dieser WBK-Typen unterbunden werden. Darüber hinaus gilt es bei der Bewirtschaftung ein räumliches Mosaik aus Kulturen unterschiedlichen Alters und auch unterschiedlicher Kulturtypen anzustreben. Wie wir für die Phytodiversität zeigen konnten (Kap. 5.1.1), ist eine geringe Schlaggröße oft mit einer geringen Nutzungsintensität und einer höheren Artenvielfalt verbunden. Andererseits sind die gefährdeten Brutvogelarten Baumpieper und insbesondere Heidelerche auf größere Schläge konventionell bewirtschafteter WBK angewiesen. Daher ist ein Mosaik aus größeren und kleineren Schlägen sinnvoll.

Darüber hinaus besteht dringender Handlungsbedarf, die ehemaligen Lebensräume der gefährdeten Arten in der Kulturlandschaft wiederherzustellen (Fartmann et al. 2017). Dies gilt in besonderer Weise für die Bergheiden als Lebensraum für die Heidelerche. Diesem Anliegen widmet sich das aktuelle Projekt der DBU „Bergheide-Ökosysteme im Rothaargebirge“, das gemeinsam vom Naturpark Diemelsee, Naturpark Rothaargebirge, der Biologischen Station im Hochsauerlandkreis und der Universität Osnabrück bearbeitet wird. Spezifische Handlungsempfehlungen zur nachhaltigen und biodiversitätsfördernden Bewirtschaftung von konventionell und ökologisch bewirtschafteten WBK sowie Schmuckreisigkulturen werden nachfolgend gemacht.

Konventionell bewirtschaftete Weihnachtsbaumkulturen

Für die konventionell bewirtschafteten WBK im UG sind ein gewisser Anteil an Offenboden und Grus sowie eine mäßig deckende Krautschicht – in der vor allem ruderales und teilweise herbizidresistente Kräuter dominieren – typisch (Kap. 5). Die offenen Habitatstrukturen bedeuten geringe Raumwiderstände für sich am Boden fortbewegende Tiere wie Laufkäfer, aktiv jagende Spinnen oder am Boden nach Nahrung suchende Vogelarten. Zudem bewirken der offene Boden und Grus eine gute Erwärmung am Tage. Unter den untersuchten Arthropoden konnten daher besonders viele trockenheitsliebende Arten nachgewiesen werden. Insbesondere für Laufkäfer waren die konventionell bewirtschafteten WBK von großer Bedeutung. Sie kamen hier mit der höchsten Artenvielfalt und hohen Aktivitätsdichten im Vergleich zu anderen Landnutzungstypen vor. Gefährdete Laufkäferarten waren zudem nahezu ausschließlich hier zu finden. Spinnen traten ebenfalls mit hoher Artenvielfalt und hohen Aktivitätsdichten auf. Aus naturschutzfachlicher Sicht aber am bemerkenswertesten war die große Bedeutung der konventionell bewirtschafteten WBK für gefährdete Brutvogelarten generell und für Baumpieper, Bluthänfling, Goldammer und

Heidelerche im Besonderen. Sie profitieren von einem guten Nahrungsangebot (Arthropoden und Samen) und einer gleichzeitig guten Zugänglichkeit der Nahrung.

Die offenen Habitatstrukturen mit Offenboden und Grus in den konventionell bewirtschafteten WBK sind Schlussteinstrukturen (*keystone structures*) im Sinne von Tews et al. (2004) und auf den Einsatz von Herbiziden zurückzuführen. Im Gegensatz zu (einjährigen) landwirtschaftlichen Kulturen ist der Herbizideinsatz aber deutlich geringer (Kap. 3), was im Laufe der Vegetationsperiode zur Ausbildung einer lückigen Krautschicht und reichlicher Samenproduktion führt (Kap. 5). Um eine mögliche Abdrift zu verhindern, sollten bei der Ausbringung von Herbiziden Spritz- gegenüber Sprühverfahren bevorzugt werden. Die negativen Auswirkungen von Herbiziden auf Tiere sind meist indirekter Natur – insbesondere, wenn die ausgebrachten Mengen unter den aus der Landwirtschaft bekannten Anwendungsdosen liegen – (Everts et al. 1989, Baines et al. 1998, Haughton et al. 1999, Bell et al. 2001), und machen sich vor allem in einem reduzierten Nahrungsangebot bemerkbar. Dennoch sollte der Einsatz von Herbiziden – wo möglich – bei der Bewirtschaftung der WBK reduziert werden. Wir empfehlen entlang der Einzäunungen und Wirtschaftswege der WBK generell auf die Anwendung von Herbiziden zu verzichten. Auf eine Einsaat mit handelsüblichen Saatmischungen sollte ebenfalls verzichtet werden (vgl. Kap. 3; Appendix 4, Abb. A9). Vielmehr empfehlen wir eine Selbstbegrünung oder die Verwendung von regionalem, standortgerechtem Saatgut von Spenderflächen oder Regiosaaten (s. hierzu ausführliche Darstellungen in Kirmer et al. 2012, Harnisch et al. 2014).

Für den Schutz der gefährdeten Brutvogelarten stellt eine Beweidung mit Shropshire-Schafen, die alternativ zur chemischen Unkrautkontrolle oft in ökologisch bewirtschafteten WBK eingesetzt wird (Kap. 3), keine Alternative dar. Die beweideten Flächen weisen in aller Regel eine weitestgehend geschlossene Krautschicht auf und sind somit vor allem für die Heidelerche und den Baumpieper als Lebensraum ungeeignet, da diese Arten besonders vom Offenboden abhängig sind (Bowden 1990, Burton 2007, Langston et al. 2007, Bosco 2014). Zudem sind Gelegeverluste der bodenbrütenden Arten bei der Koppelhaltung der Schafe durch Tritt zu erwarten. Das Gleiche gilt für eine mechanische Unkrautvernichtung durch Mulchen und Fräsen während der Brutzeit, da hierbei die Gefahr der Nestzerstörung besonders hoch sein dürfte (vgl. Arlettaz et al. 2012); auch, wenn die Nester wie bei der Heidelerche meist unmittelbar unterhalb der Weihnachtsbäume angelegt werden (Höppner 2014, Fartmann et al. 2017; Appendix 4, Abb. A24). Zusätzlich dürfte durch regelmäßiges Fräsen das Risiko von Bodenerosion deutlich zunehmen, vor allem nach Starkregenereignissen und auf stark geneigten Flächen (Maurmann 1993). Matschke (2005) nennt als weitere Methode der Unkrautkontrolle die Abdeckung des Bodens mit Folie. Hierdurch würden allerdings die Lebensräume der Arten und potentielle Neststandorte flächig versiegelt. Mulchen, Fräsen und die Abdeckung mit Folie haben darüber hinaus den weiteren Nachteil, dass der Zeit- und damit Finanzaufwand für die Anwendung hoch sind.

Insektizide und Fungizide werden in aller Regel nur bei Befall durch Schädlinge und dem Auftreten von Krankheiten eingesetzt (Kap. 3). Diese Praxis sollte zwingend beibehalten werden und nicht präventiv vorgegangen werden, wie es in der Landwirtschaft weit verbreitet ist.

Ökologisch bewirtschaftete Weihnachtsbaumkulturen und Schmuckreisigkulturen

Im Gegensatz zu den konventionell bewirtschafteten WBK waren die weniger intensiv genutzten ökologisch bewirtschafteten WBK und Schmuckreisigkulturen durch eine deutlich höhere Pflanzenartenvielfalt, mehr Stresstrategen und niedrigere Stickstoff-Zeigerwerte gekennzeichnet. Allerdings unterschieden sich die Vegetationsstruktur und die Biozöosen der ökologisch bewirtschafteten WBK deutlich von denen der Schmuckreisigkulturen. Bedingt durch die regelmäßige Beweidung und zum Teil auch durch Einsaat wiesen ökologisch bewirtschaftete WBK oftmals eine grünlandartige Vegetation auf. Zahlreiche Indikatorarten dieses Kulturtyps waren typische Grünlandarten. Im Gegensatz dazu waren die Schmuckreisigkulturen aufgrund stärkerer Beschattung durch eine waldartigere Vegetation gekennzeichnet. Besonders prägend für die Ausbildung der Arthropodenzöosen war die Beschaffenheit der bodennahen Vegetation. Die hohen Kraut- und Streuschichtdeckungen in ökologisch bewirtschafteten WBK hatten das Vorkommen von eurytopen Offenlandarten und einer erhöhten Spinnendiversität und -aktivitätsdichte zur Folge. Schmuckreisigkulturen waren vornehmlich durch Waldarten geprägt, wiesen wegen der verhältnismäßig stark ausgeprägten Krautschicht jedoch ebenfalls eine sehr hohe Spinnenartenvielfalt auf. Wegen der geringen Flächenausdehnung von ökologisch bewirtschafteten WBK und Schmuckreisigkulturen im UG, konnten in diesen Kulturen keine ornithologischen Studien durchgeführt werden. Aufgrund der Habitatstrukturen ist eine ähnlich große Bedeutung für gefährdete Brutvogelarten aber eher unwahrscheinlich (s.o.).

Aufgrund der bereits extensiven Nutzung der ökologisch bewirtschafteten WBK und Schmuckreisigkulturen ist der Optimierungsbedarf hier relativ gering. Die Einsaat der ökologisch bewirtschafteten WBK erfolgt häufig mit handelsüblichen Klee- oder anderen Samenmischungen. Wie bei den konventionell bewirtschafteten WBK empfehlen wir eine Selbstbegrünung oder die Verwendung von regionalem, standortgerechtem Saatgut von Spenderflächen oder Reisoasen (s. hierzu ausführliche Darstellungen in Kirmer et al. 2012, Harnisch et al. 2014).

8 Literatur

- ARGE (Nö. Christbaum- und Schmuckreisigproduzenten) (2008): Empfehlungen für die sachgerechte Düngung von Christbaumkulturen. Wien, 23 S.
- Arlettaz, R., Maurer, M.L., Mosimann-Kampe, P., Nusslé, S., Abadi, F., Braunisch, V. & M. Schaub (2012): New vineyard cultivation practices create patchy ground vegetation, favouring woodlarks. *J. Ornithol.* 153: 229–238.
- Asbrand, A. (2012): Als „Umweltvergifter“ am Pranger. *Landwirtschaftl. Wochenbl.* 18/2012: 44–45.
- Bagge, S., Lund, M., Rønn, R., Thomasen, P.F. & F. Ekelund (2012): Significantly higher carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) catch in conventionally than in organically managed Christmas tree plantations. *J. Entomol. Sci.* 47 (2): 110–124.
- Baines, M., Hambler, C., Johnson, P. J., MacDonald, D. W. & H. Smith (1998): The effects of arable field margin management on the abundance of species richness of the Araneae (spiders). *Ecography* 21: 74–86.
- 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. & E. A. Ferrer (2011): Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471: 51–57.
- Barthel, P. H. & A. J. Helbig (2005): Artenliste der Vögel Deutschland. *Limicola* 19: 89–111.

- Bartón, K. (2018): Package 'MuMIn'. <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf>. (zuletzt aufgerufen am 14.02.2018).
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R.H.B., Singmann, H., Dai, B., Scheipl, F., Grothendieck, G. & P. Green (2017): Package 'lme4'. <https://cran.r-project.org/web/packages/lme4/lme4.pdf> (aufgerufen am 14.02.2018).
- Bauer, H.-G., Bezzel, E., Fiedler, W., 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. 2, second edition. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Baum, S., Bolte, A. & M. Weih (2012): High value of short rotation coppice plantations for phytodiversity in rural landscapes. *GCB Bioenergy* 4: 728–738.
- Beaman, M. & S. Madge (1998): Handbuch der Vogelbestimmung – Europa und Westpaläarktis. Eugen Ulmer: Stuttgart.
- Behle, L. (2001): Ein neues Brutvorkommen der Heidelerche (*Lullula arborea*) im Süderbergland. *Charadrius* 37: 176–178.
- Bell, J.R., Wheeler, C.P. & W.R.Cullen (2001): The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *J. Zool. Lond.* 255: 377–387.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & J.D. Wilson (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18 (4): 182–188.
- Berg, Å. (2008): Habitat selection and reproductive success of ortolan buntings *Emberiza hortulana* on farmland in central Sweden – the importance of habitat heterogeneity. *Ibis* 150: 565–573.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2016): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Bonn.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. & S.H.Mustoe (2000): Bird Census Techniques. 2. Aufl. Academic Press: London.
- Blick, T. (1999): Spinnentiere. In: Schlumprecht, H. (Bearb.): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. *Veröffentl. VUBD* 1: 147–160.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Berlin.
- Borchard, F., Buchholz, S., Helbing, F. & T. Fartmann (2014): Carabid beetles and spiders as bioindicators for the evaluation of montane heathland restoration on former spruce forests. *Biol. Conserv.* 178: 185–192.
- Borchard, F., Schulte, A.M. & T. Fartmann (2013): Rapid response of Orthoptera to restoration of montane heathland. *Biodiv. Conserv.* 22: 687–700.
- Bosco, L. (2014): The effect of ground vegetation cover on vineyards habitat use by the woodlark *Lullula arborea* and its arthropod prey. Masterarbeit, Universität Bern.
- Bouget, C. & P.Duelli (2004): The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biol. Conserv.* 118: 281–299.
- Bowden, C.G.R. (1990): Selection of foraging habitats by woodlarks (*Lullula arborea*) nesting in pine plantations. *J. Appl. Ecol.* 27: 410–419.
- Bresinsky, A., Körner, C., Kadereit, J.W., Neuhaus, G. & U. Sonnwald (Bearb.) (2008): Strasburger Lehrbuch der Botanik. 36. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag: Heidelberg.
- Bruns, T. & O.-D. Finch (2004): Spinnen – nicht nur ihre Netze sind faszinierend. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 24: 253–264.
- Buchholz, S. (2010): Ground spider assemblages as indicators for habitat structure in inland sand ecosystems. *Biodivers. Conserv.* 19: 2565–2595.
- Bunzel-Drüke, M., Böhm, C., Finck, P., Kämmer, G., Luick, R., Reisinger, E., Riecken, U., Riedl, J., Scharf, M. & O. Zimball (2008): "Wilde Weiden". Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. Westkämper: Lippetal-Herzfeld.

- Bürgener, M. (1963): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 111 Arolsen. Geographische Landesaufnahme 1 : 200 000. Selbstverlag, Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung: Bad Godesberg.
- Burgess, M.D, Bellamy, P.E., Gillings, S., Noble, D.G., Grice, P.V. & G.J. Conway (2015): The impact of changing habitat availability on population trends of woodland birds associated with early successional plantation woodland. *Bird Study* 62 (1): 39–55.
- Burnham, K.P. & D.R. Anderson (2002): Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York.
- Burton, N.H.K., 2007. Influences of restock age and habitat patchiness on Tree Pipits *Anthus trivialis* breeding in Breckland pine plantations. *Ibis* 149: 193–204.
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baille, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Kent, E., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J. N., Genovesi, P., Gregory, R. D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M. A., McRae, L., Minasyan, A., Hernández Morcillo, M., Oldfield, T. E. E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S. N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T. D., Vié, J.-C. & R. Watson (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164–1168.
- Caraveli, H. (2000): A comparative analysis on intensification and extensification in Mediterranean agriculture: dilemmas for LFAs policy. *J. Stud.* 16(2): 231–242.
- Davies, N.B. (1977): Prey selection and social behavior in wagtails. *J. Animal Ecol.* 46: 37–57.
- Day, K. R. & J. Carthy (1988): Changes in carabid beetle communities accompanying a rotation of Sitka spruce. *Agric. Ecosyst. Environ.* 24: 407–415.
- De Cáceres, M. & F. Jansen (2016). Package indicspecies. <https://cran.r-project.org> (zuletzt besucht am 22 Januar 2018).
- Dauber, J., Jones, M.B. & J.C. Stout (2010): The impact of biomass crop cultivation on temperate Biodiversity. *GCB Bioenergy* 2: 289–309.
- De Vos, J.M., Joppa, L.N., Gittleman, J.L., Stephens, P.R. & S.L. Pimm (2014): Estimating the normal background rate of species extinction. *Conserv. Biol.* 29(2): 452–462.
- DWD (Deutscher Wetterdienst (2017): Klimadatenzentrum. <ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC> (zuletzt aufgerufen am 07.08.2017).
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer: Stuttgart.
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J. & F. P. J. van Bommel (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116: 189–196.
- 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. & S. Lautenbach (2013): Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36: 27–46.
- Duelli, P., Obrist, M.K. & B.Wermelinger (2002): Windthrow-induced changes in faunistic biodiversity in alpine spruce forests. *For. Snow Landscape Res.* 77: 117–131.
- Duffey, E. (1975): The effects of human trampling on the fauna of grassland litter. *Biol. Conserv.* 7: 255–274.
- Dufrêne, M. & P. Legendre (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345–366.
- Ekschmitt, K., Weber, M., Neutel, A.-M. & J. C. Moore (1997): Spiders, Carabids and Staphylinids: The ecological Potential of Predatory Macroarthropods. In: Benckiser, G. (1997): Fauna in Soil Ecosystems. Recycling Processes, Nutrient Fluxes and Agricultural Production. Marcel Dekker: New York.
- Ellenberg, H. & C. Leuschner (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Eugen Ulmer, Stuttgart.

- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll R., Wirth, V. & W. Werner (2001): Zeigerwerte der Pflanzen von Mitteleuropa. *Scripta Geobot.* 18: 1–258.
- Entling, W., Schmidt, M.H., Bacher, S., Brandl, R. & W. Nentwig (2007): Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16: 440–448.
- Eurostat, 2016. Europe in figures – Eurostat yearbook 2016. Statistical office of the European Union, Luxembourg. <http://ec.europa.eu> (zuletzt besucht am 23 Februar 2017).
- Everts, J. W., Aukema, B., Hengeveld, R. & J. H. Koeman (1989): Side-effects of pesticides on ground-dwelling predatory arthropods in arable ecosystems. *Environ. Pollut.* 59: 203–225.
- Fartmann, T. (2006): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? In: *Fartmann, T. & Hermann, G. (Hrsg.) (2006): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. Abh. Westf. Mus. Naturkde.* 68 (3/4): 259–270.
- Fartmann, T., Kämpfer, S. & F. Löffler (2017): Wichtige Bruthabitate für Rote-Liste-Arten: Weihnachtsbaumkulturen im Hochsauerland. *Der Falke* 64 (12): 20–23.
- Fischer, S., Flade, M. & J. Schwarz (2005): Revierkartierung. In: *Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & C. Sudfeldt (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands.* Radolfzell, S. 47–58.
- Flade, M. (1994) Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag: Eching.
- Flade, M., Plachter, H., Henne, E. & K. Anders (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer: Wiebelsheim.
- Foelix, R. F. (2015): Biologie der Spinnen. 3. Aufl. Edition Chimaira: Frankfurt am Main.
- 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. & P. K. Snyder (2005): Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574.
- Freier, B., Kregel, S., Kula, C., Kühne, S. & H. Kehlenbeck (2017): Bericht über Erkenntnisse wissenschaftlicher Untersuchungen über mögliche direkte und indirekte Einflüsse des Pflanzenschutzes auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Report on findings of scientific investigations on possible direct and indirect impacts of plant protection on biodiversity in agricultural landscapes. *Ber. Julius Kühn-Institut* 189: 1–68.
- Fuller, R. (2012): *Birds and habitat: relationships in changing landscapes.* Cambridge University Press: Cambridge.
- Fuller, R.J. (2012a): Birds and their changing habitat: thoughts on research and conservation strategies. In: *Fuller, R.J. (Hrsg.): Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes.* Cambridge University Press: Cambridge, S. 516–529.
- Fuller, R.J. (2012b): The bird and its habitat: an overview of concepts. In: *Fuller, R.J. (Hrsg.): Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes.* Cambridge University Press: Cambridge, S. 3–36.
- Fuller, R.J. (2012c): Avian responses to transitional habitats in temperate cultural landscapes: woodland edges and young-growth. In: *Fuller, R.J. (Hrsg.): Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes.* Cambridge University Press: Cambridge, S. 150–176.
- Fuller, R.J., Hinsley, A. & D. Swetnam (2004): The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis* 146 (2): 22–31.
- Gailly, R., Paquet, J.-Y., Titeux, N., Claessens, H. & M. Dufrene (2017): Effects of the conversion of intensive grasslands into Christmas tree plantations on bird assemblages *Agric. Ecosyst. Environ.* 247: 91–97.
- Gandhi, K.J.K., Gilmore, D.W., Haack, R.A., Katovich, S.A., Krauth, S.J., Mattson, W.J., Zasada, J.C. & S.J. Seybold (2009): Application of semiochemicals to assess the biodiversity of subcortical insects following an ecosystem disturbance in a subboreal forest. *J. Chem. Ecol.* 35: 1384–1410.

- Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. AULA-Verlag: Wiebelsheim.
- Gatter, W. (2004): Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen. *Vogelwelt* 125 (3–4): 151–176.
- Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (NRW) (1998): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 100 000, Blatt C 4714 Arnsberg. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen.
- Gesellschaft für angewandte Carabidologie (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands. Wissensbasierter Katalog. *Angew. Carabidol. Suppl.* V: 1–48.
- Graham, C.T., Wilson, M.W., Gittings, T., Kelly, T.C., Irwin, S., Quinn, J.L. & J. O'Halloran (2017): Implications of afforestation for bird communities: the importance of preceding land-use type. *Biodiv. Conserv.* 26 (1): 3051–3071.
- Greenstone, M. H., 1984. Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia* 62: 299–304.
- Grueber, C.E., Nakagawa, S., Laws, R.J. & I.G. Jamieson (2011): Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions. *J. Evol. Biol.* 24: 699–711.
- Grüneberg, C., Sudmann, S. R., Weiss, J., Jöbges, M., König, H., Laske, V., Schmitz, M. & A. Skibbe (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft & Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.).
- Haeupler, H., Jagel, A. & W. Schumacher (2003): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW: Recklinghausen.
- Harnisch, M., Otte, A., Schmiede, R. & T. W. Donath (2014): Verwendung von Mahdgut zur Renaturierung von Auengrünland. Eugen Ulmer: Stuttgart.
- Harrison, X.A. (2014): Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. *PeerJ* 2:e616; DOI 10.7717/peerj.616
- Harrison, X.A. (2015): A comparison of observation-level random effects and Beta-binomial models for modelling overdispersion in binomial data in ecology & evolution. *PeerJ* 3:e1114 DOI 10.7717/peerj.1114
- Hatten, J., Landgren, C. & J. Hart (2014): Long-term soil productivity in Christmas tree farms of Oregon and Washington: A comparative analysis between first- and multi-rotation plantations. *Forests* 5: 2581–2593.
- Haughton, A. J., Bell, J. R., Boatman, N. D. & A. Wilcox (1999): The effects of different rates of the herbicide glyphosate on spiders in arable field margins. *J. Arachnol.* 27: 249–254.
- Helbing, F., Fartmann, T., Löffler, F. & D. Poniowski (2017): Effects of local climate, landscape structure and habitat quality on leafhopper assemblages of acidic grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 246: 94–101.
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Corb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R. F. A., Niemelä, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A. & J. Young (2008): Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe – A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 124: 60–71.
- Hermann, J.-M., Kiehl, K., Kirmer, A., Tischew, S. & J. Kollmann (2013): Renaturierungsökologie im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und neuartigen Ökosystemen. *Natur und Landschaft* 88 (4): 149–154.
- Heydemann, B. (1957): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. *Verh. Deut. Zool. Ges. Hamburg* 1956: 332–347.
- Heywood, V. H. (Hrsg.) (1995): Global biodiversity assessment. Cambridge University Press for UNEP [United Nations Environment Programme]: Cambridge.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E. W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R. & M. Zobel (2006): Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15: 1–7.

- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander I.H., Grice, P.V. & A.D. Evans (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv.* 122: 113–130.
- Homburg, K., Homburg, N., Schäfer, F., Schuldt, A. & T. Assmann (2013): Carabids.org – a dynamic online database of ground beetle species traits (Coleoptera, Carabidae). *Insect Conserv. Divers.* 7 (3): 195–205.
- Höppner, C. (2014): Christmas tree plantations as refuges for endangered songbirds. Masterarbeit, Universität Münster.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., Heinerger, R.M., Schuetzenmeister, A. & S. Scheibe (2017): Package ‘multcomp’. <https://cran.r-project.org/web/packages/multcomp/multcomp.pdf>. (aufgerufen am 14.02.2018).
- Hughes, J. W. & F. K. Hudson (1997): Songbird nest placement in Vermont Christmas tree plantations. *Canadian Field-Naturalist* 111: 580–585.
- Irmeler, U. & S. Gürlich (2004): Die ökologische Einordnung der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) in Schleswig-Holstein. Neumünster: Wachholtz Druck.
- Khoury, F., Janaydeh, M. & A.R. Al-Hmoud (2009): Nest placement and nesting success in two finch species colonizing a recently established plantation in an arid region. *J. Ornithol.* 150: 29–37.
- Kirmer, A., Krautzer, B., Scotton, M. & S. Tischew (Hrsg.) (2012): Praxishandbuch zur Samengewinnung und Renaturierung von artenreichem Grünland. Drukhaus Gera: Gera.
- Klausnitzer, B., Hannemann, H.-J. & K. Senglaub (2005): Stresemann – Exkursionsfauna von Deutschland. Band 2: Wirbellose: Insekten. Spektrum: München.
- Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E., Tschardt, T. & J. Verhulst (2009): On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proc. Royal Soc. London B: Biol. Sci.* 276: 903–909.
- Klotz, S., Kühn, I. & W. Durka (Hrsg.) (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. *Schriftenr. Vegetationskde.* 38: 1–334.
- Körner, H.-T. (1988): Bodenkundliche Untersuchungen in Weihnachtsbaumkulturen unterschiedlicher Nutzungsintensität – dargestellt an ausgewählten Beispielen im Sauerland (Hochsauerlandkreis). Diplomarbeit, Universität Münster.
- Kreuels, M. & S. Buchholz (2006): Ecology, distribution and status of endangerment of spiders of North Rhine-Westphalia. First revised version of the Red Data Book of the spiders (Arachnida: Araneae) including additional ecological information, their distribution in North Rhine-Westphalia and the new guidelines of the BfN (Bundesamt für Naturschutz) regarding the status of endangerment. Wolf & Kreuels: Havixbeck-Hohenholte.
- Kumstatova T., Brinke T., Tomkova S., Fuchs R. & A. Petrussek (2004): Habitat preferences of tree pipit *Anthus trivialis* and meadow pipit *A. pratensis* at sympatric and allopatric localities. *J. Ornith.* 145: 334–342.
- Landtag NRW (Nordrhein-Westfalen) (2013): Drucksache 16/2097 vom 20.02.2013 (Gesetzentwurf der Fraktion der SPD und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN: Gesetz zur Änderung des Landesforstgesetzes).
- Langston, R.H.W., Wotton, S.R., Conway, G.J., Wright, L.J., Mallord, J.W., Currie, F.A., Drewitt, A.L., Grice, P.V., Hoccom, D.G. & N. Symes (2007): Nightjar *Caprimulgus europaeus* and Woodlark *Lullula arborea* – recovering species in Britain? *Ibis* 149 (2): 250–260.
- LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW) (Hrsg.) (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Farn- und Blütenpflanzen – Pteridophyta et Spermatophyta – in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand Dezember 2010
- Legge, H. (2009): Zur Brutverbreitung der Heidelerche *Lullula arborea* im Hochsauerlandkreis. *Charadrius* 45 (4): 213–218.
- Lemke M., E. Merches & A. Hänggi (2014): Neue Arbeitsgruppe der Arachnologischen Gesellschaft (AraGes) mit Erweiterung der Webpräsenz: Arachniden-Wiki und -Forum. *Arachnol. Mitt.* 48: 8–9.

- Leuschner, C., Wesche, K., Meyer, S., Krause, B., Steffen, K., Becker, T. & H.Culmsee (2013): Veränderungen und Verarmung in der Offenlandvegetation Norddeutschlands seit den 1950er Jahren: Wiederholungsaufnahmen in Äckern, Grünland und Fließgewässern. *Ber. Reinhold-Tüxen-Ges.* 25: 166–182.
- Löffler, F. & T. Fartmann (2017): Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 248: 71–81.
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J. & A. Gibon (2000): Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *J. Environ. Manage.* 59(1): 47–69.
- Mania, E., Isocrono, D., Pedullà, M.L. & Guidoni, S. (2015): Plant diversity in an intensively cultivated vineyard agroecosystem (Langhe, North-West Italy). *South African Journal for Enology and Viticulture* 36: 378–388.
- Matschke, J. (2005): Weihnachtsbäume. Wissenswertes über den qualitätsgerechten Anbau. 2. Auflage. Thalacker Medien: Braunschweig.
- Mattes, H. (1988): Untersuchungen zur Ökologie und Biogeographie der Vogelgemeinschaften des Lärchen-Arvenwaldes im Engadin. *Münstersche Geogr. Arb.* 30: 1–138.
- Matulevičiūtė, D. (2016): The role of willowherbs (*Epilobium*) in the recovery of vegetation cover a year after use of herbicide: a case study from Central Lithuania. *Bot. Lithuanica* 22: 101–112.
- Maurer, H. (2014): Weihnachtsbäume erfolgreich anbauen und vermarkten. Eugen Ulmer KG, Stuttgart.
- Maurmann, K.H., 2013. Weihnachtsbaumhochburg Sauerland. <https://www.lwl.org> (zuletzt aufgerufen am 07.08.2017).
- McCune, B. & D. Keon (2002): Equations for potential annual direct incident radiation and heat load. *J. Veg. Sci.* 13: 603–606.
- McDonald, J.H. (2014): Handbook of Biological Statistics. 3. Aufl. Sparky House Publishing: Baltimore, Maryland.
- Mc Hugh, N. M., Hughes, S., Leather, S., Stilman, R. & J. M. Holland (2013): Yellowhammer breeding distribution in relation to field boundary habitat and summer foraging resources. *Asp. Appl. Biol.* (118): 297–302.
- Müller-Motzfeld, G. (Hrsg.) (2004) Die Käfer Mitteleuropas. Band 2 – Adephaga 1 – Carabidae (Laufkäfer). Elsevier GmbH: München.
- Nascimbene, J., Marini, L. & M.G. Paoletti (2012): Organic farming benefits local plant diversity in vineyard farms located in intensive agricultural landscapes. *Environ. Manage.* 49: 1054–1060.
- Negro, M., Rolando, A., Barni, E., Bocola, D., Filippa, G., Freppaz, M., Isaia, M., Siniscalco, C. & C. Palestini (2013): Differential responses of ground dwelling arthropods to ski-piste restoration by hydro-seeding. *Biodivers. Conserv.* 22: 2607–2634.
- Nentwig, W., Hänggi, A., Kroph, C. & T. Blick (2018): Central European spiders – determination key version 09.2013. <http://www.araneae.unibe.ch/index.html> (zuletzt aufgerufen am 01.02.2018).
- NetPhyD (Netzwerk Phytodiversität Deutschlands e.V.) & BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz: Bonn-Bad Godesberg.
- Newton, I. (2017): Farming and Birds. William Collins: London.
- O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt B., Christensen, S.W., Dale, V.H. & R.L.Graham (1988): Indices of landscape pattern. *Landsc. Ecol.* 1(3): 153–162.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H., Wagner, H., (2008): The Vegan Package Version 2.0-6. <http://cran.rproject.org/>, <http://vegan.r-forge.r-project.org> (zuletzt aufgerufen am 14.02.2018)
- Perner, J. & S. Malt (2003): Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98: 169–181.

- Piechocki, R., Stadler, J. & H. Korn (2010): Das „2010-Ziel“ – auch in Deutschland verfehlt? *Natur Landschaft* 85: 274–281.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, S., EISPACk authors, Heisterkamp, S., Van Willigen, B. & R-core (2017): Package ‘nlme’. <https://cran.r-project.org/web/packages/nlme/nlme.pdf> (zuletzt aufgerufen am 14.02.2018).
- Poschlod, P. (2015): Geschichte der Kulturlandschaft. Ulmer: Stuttgart-Hohenheim.
- Puig-Montserrat, X., Stefanescu, C., Torre, I., Palet, J., Fàbregas, E., Dantart, J., Arrizabalaga, A. & C. Flaquer (2017): Effects of organic and conventional crop management on vineyard. *Agric. Ecosyst. Environ.* 243: 19–26.
- R Core Team (2017): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Reinke H. D. & U. Irmeler (1994): Die Spinnenfauna (Araneae) Schleswig-Holsteins am Boden und in bodennaher Vegetation. *Faun.-ökol. Mitt. Suppl.* 17: 1–147.
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. & A. Ssymank (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoypen in Deutschland. 2. fortgeschriebene Fassung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 34: 1–318.
- Roberts, M.J. (1987): The spiders of Great Britain and Ireland. 2. Aufl., Linyphiidae and checklist. Harley Books: Colchester.
- Roberts, M.J. (1998): Spinnengids. Tirion Natuur, Baarn (Netherlands).
- Rundlöf, M., Edlund, M. & Smith, H.G. (2010): Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. *Ecography* 33: 514–522.
- Rüther, E. (1990): Weihnachtsbaumkulturen – Geschichte und wirtschaftliche Bedeutung im ländlichen Raum. Entwicklung und Situation am Beispiel des Hochsauerlandkreises. *LÖLF-Mitteilungen* 4/90: 10–12.
- Sæbø, A., Sundheim Fløistad, I., Netland, J., Skúlason, B. & Ø. Meland Edvardsen (2009): Weed control measures in Christmas tree plantations of *Abies nordmanniana* and *Abies lasiocarpa* on agricultural land. *New Forests* 38: 143–156.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. & D. H. Wall (2000): Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.
- Salonen, J., Laitinen, P., Saastamoinen, M. & J. Salopelto (2011): The main weed species and their control in oilseed crops in Finland. *Agric. Food Science* 20: 262–268.
- Schaub, M., Martinez, N., Tagman-Ioset, A., Weisshaupt, N., Maurer, M.L., Reichlin, T.S., Abadi, F., Zbinden, N., Jenni, L. & R. Arlettaz (2010): Patches of bare ground as a staple commodity for declining ground-foraging insectivorous farmland birds. *PLoS ONE* 5(10): e13115.
- Schulte, W. (2017): Ewige Weihnachten, oder: Wie mich die Heidelerche fand. *Irrgeister* 34: 54–55.
- Schumacher, W. (2007): Bilanz – 20 Jahre Vertragsnaturschutz. Vom Pilotprojekt zum Kulturlandschaftsprogramm NRW. *Natur in NRW* 32 (1): 21–28.
- Senn, P. (1990): Naturschutzrechtliche Beurteilung von Weihnachtsbaumkulturen. *LÖLF-Mitt.* 4/90: 14–15.
- Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J. & J. Siitonen (2003): Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. *For. Ecol. Manage.* 172: 339–353.
- Smart, J., Taylor, E., Amar, A., Smith, K., Bierman, S., Carpenter, J., Grice, P., Currie, F., Smithers, R., Fuller, R. & C. Hewson. (2007): Habitat associations of woodland birds: Implications for woodland management for declining species. RSPB Research Report No. 26.
- SSBA (Shropshire Sheep Breeders’ Association) (2008): Two crops from one acre. <http://www.shropshire-sheep.co.uk/publications/SSBA%20P16%20Two%20Crops%20Booklet.pdf> (zuletzt aufgerufen am 15.02.2018).

- Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C. & E. Schröder (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. *Schriftenr. Landschaftspf. Naturschutz* 53, Bonn-Bad Godesberg.
- Streit, B., Rieger, S.B., Stamp, P. & Richner, W. (2002): The effect of tillage intensity and time of herbicide application on weed communities and populations in maize in Central Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 92: 211–224.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & C. Sudfeldt (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Sudmann, S.R., Grüneberg, C., Hegemann, A., Herhaus, F., Möller, J., Nottmeyer-Linden, K., Schubert, W., von Dewitz, W., Jöbges, M. & J. Weiss (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Brutvogelarten – Aves – in Nordrhein-Westfalen. 5. Fassung, Stand Dezember 2008. In: LANUV (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung. Band 2 – Tiere. *LANUV-Fachber.* 36: 79–158.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager M. & F. Jeltsch (2004): Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31: 79–92.
- Thiele, H.U. (1977): Carabid beetles in their environments. Springer: Berlin.
- Thorn, S., Werner, S.A.B., Wohlfahrt, J., Bässler, C., Seibold, S., Quillfeldt, P. & J. Müller (2016): Response of bird assemblages to windstorm and salvage logging: Insights from analyses of functional guild and indicator species. *Ecol. Indic.* 65: 142–148.
- Trautner, J. (2017): Die Laufkäfer Baden Württembergs. Ulmer: Stuttgart.
- Trautner, J. & M.-A. Fritze (1999): Laufkäfer. In: Schlumprecht, H. (Bearb.): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. *Veröffentl. VUBD* 1: 184–195.
- Trautner, J. & K. Geigenmüller (1988): Sandlaufkäfer. Laufkäfer. Illustrierter Schlüssel zu den Cicindeliden und Carabiden Europas. Aichtal: Margraf.
- Trautner, J., Fritze, M.-A., Hannig, K. & M. Kaiser (Hrsg.) (2014): Verbreitungsatlas der Laufkäfer Deutschlands. Distribution Atlas of Ground Beetles in Germany. BoD – Books on Demand: Nordersiedt.
- Uetz, G.W. (1975): Temporal and spatial variation in species diversity of wandering spiders (Araneae) in deciduous forest litter. *Environ. Entomol.* 4: 719–724.
- Uetz, G.W. (1979): The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia* 40: 29–42.
- Veen, P., Jefferson, R., de Smidt, J., & J. van Straaten (2009): Grasslands in Europe of high nature value. KNNV Publishing: Zeist.
- Venables, W.N. & B. Ripley (2008): The VR Package Version 7. pp. 2–45. www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/. (zuletzt aufgerufen am 14.02.2018)
- Vickery, J. & R. Arlettaz (2012): The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes, in: Fuller, R.J. (Hrsg.), *Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, S. 177–204.
- Wald-Zentrum (2013): Auswirkungen des Orkans Kyrill auf die Forst- und Holzwirtschaft in Südwestfalen. Unveröffentlichter Forschungsbericht im Auftrag der Landesregierung NRW, Münster.
- Wermelinger, B., Moretti, M., Duelli, P., Lachat, T., Pezzatti, G. B. & M. K. Obrist (2017): Impact of windthrow and salvage-logging on taxonomic and functional diversity of forest arthropods. *For. Ecol. Manage.* 391: 9–18.
- Wesolowski, T. & R.J. Fuller (2012): Spatial variation and temporal shifts in habitat use by birds at the European scale. In: Fuller, R.J. (Hrsg.): *Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes*. Cambridge University Press: Cambridge, S. 63–92.
- Whittingham, M.J. & K.L. Evans (2004): The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146 (2), 210–220.

- Whittingham, M.J., Swetnam, R.D., Wilson, J.D., Chamberlain, D.E.A.N. & R.P.Freckelton (2005). Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales. Implications for conservation management. *J. Appl. Ecol.* 42 (2): 270–280.
- Williams, L., Hain, F. P. & D. Orr (2011): Influence of four ground cover vegetation types used in North Carolina Fraser fir Christmas tree plantations on abundance and species composition of phytoseiid mites (Acari: Phytoseiidae). *J. Entomol. Science* 46: 216–222.
- Willoughby, I. & C. Palmer (1997): Weed Control in Christmas Tree Plantations. Forestry Commission Field Book 15: 41 S.
- Wilmanns, O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie. 6. Aufl. Quelle & Meyer: Wiesbaden.
- Wilson, J.D., Evans, A.D. & P.V.Grice (2009): Bird Conservation and Agriculture. Cambridge University Press: Cambridge.
- Wingspear, R. & G. Davis (2005): A management guide to birds of lowland farmland. RSPB: Sandy.
- Wohlgemuth, T., Kull, P. & H. Wüthrich (2002): Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. *For. Snow Landsc. Res.* 77: 17–47.
- Wotton, S.R. & S. Gillings (2000): The status of breeding Woodlarks *Lullula arborea* in Britain in 1997. *Bird Study* 47: 212–224.
- WSL (Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft) (Hrsg.) (2017): Fauna Indicativa. WSL-Berichte 54.
- Zmihorski, M. (2010): The effect of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. *Biodivers. Conserv.* 19: 1871–1882.
- Zmihorski, M. & E. Durska (2011): The effect of contrasting management types on two distinct taxonomic groups in a large-scaled windthrow. *Eur. J. For. Res.* 130: 589–600.

Appendix 1: Ergänzende Tabellen.

Tab. A1: Übersicht über die Interkorrelationen (Spearman Korrelationskoeffizient r_s ; $|r_s| > 0,6$) der von den Ordinationen ausgeschlossenen Variablen. *** $P < 0,001$.

Ausgeschlossene Variable	Interkorrelierte Variable	r_s	P
Krautschicht	Gesamtartenzahl	0,65	***
Gräser	Krautschicht	0,72	***
	Steine /Grus	-0,69	***
Offenboden	Steine /Grus	0,62	***
Anzahl Neophyten	Streu	-0,67	***
	K	0,6	***
	Anzahl R-Strategen	0,76	***
Stickstoff-Zeigerwert	pH	0,65	***
P	Streu	-0,61	***
	K	0,7	***

Tab. A2: Übersicht über die Interkorrelationen (Spearman Korrelationskoeffizient r_s ; $|r_s| > 0,6$) der von den Ordinationen ausgeschlossenen Variablen. *** $P < 0,001$.

Ausgeschlossene Variable	Interkorrelierte Variable	r_s	P
Gräser	Gesamtartenzahl	0,70	***
	Anzahl S-Strategen	0,69	***
	Krautschicht	0,61	***
Anzahl S-Strategen	Stickstoff-Zeigerwert	-0,67	***
	Gesamtartenzahl	0,66	***

Tab. A3: Laufkäferarten und Fangzahlen. Rote-Liste-Status (RL) für Deutschland nach BfN (2016). Nischenindizes für Feuchte und Beschattung nach Irmeler & Gürlich (2004).

Art	Abk.	RL	Nischenindex		Landnutzungstyp					N	%
			Feuchte	Baum- deckung	GRÜN	WBK- JUNG	WBK- ALT	WIND	FORST		
<i>Abax ovalis</i>	<i>Aba.ova</i>	*	14	14	0,37
<i>Abax parallelepipedus</i>	<i>Aba.par</i>	*	4	10,2	.	37	21	4	60	122	3,25
<i>Agonum mülleri</i>	<i>Ago.mül</i>	*	2,6	0,1	7	8	.	.	.	15	0,40
<i>Agonum sexpunctatum</i>	.	*	4,7	0,4	.	1	.	.	.	1	0,03
<i>Amara aenea</i>	<i>Ama.aen</i>	*	1,7	0,1	135	1	5	.	.	141	3,75
<i>Amara aulica</i>	<i>Ama.aul</i>	*	1,8	0,2	.	4	2	.	.	6	0,16
<i>Amara bifrons</i>	<i>Ama.bif</i>	*	1,1	0,1	.	4	18	.	.	22	0,59
<i>Amara communis</i>	<i>Ama.com</i>	*	4	0,2	31	.	.	3	.	34	0,90
<i>Amara consularis</i>	<i>Ama.cons</i>	*	1	0	.	1	1	.	.	2	0,05
<i>Amara convexior</i>	<i>Ama.conv</i>	*	.	.	.	1	.	14	.	15	0,40
<i>Amara cursitans</i>	.	V	1,6	0	.	.	2	.	.	2	0,05
<i>Amara equestris</i>	.	*	1,1	0,2	.	.	1	.	.	1	0,03
<i>Amara eurynota</i>	.	*	3	4,6	.	2	.	.	.	2	0,05
<i>Amara gebleri</i>	.	*	1	.	.	1	0,03
<i>Amara lunicollis</i>	<i>Ama.lun</i>	*	5,7	0,5	4	.	.	2	.	6	0,16
<i>Amara montivaga</i>	<i>Ama.mon</i>	V	.	.	.	1	2	.	.	3	0,08
<i>Amara ovata</i>	<i>Ama.ova</i>	*	3,4	0	2	1	11	16	.	30	0,80
<i>Amara plebeja</i>	.	*	2,7	0,1	.	.	1	.	.	1	0,03
<i>Anchomenus dorsalis</i>	.	*	2,2	0	.	.	1	.	.	1	0,03
<i>Bembidion lampros</i>	<i>Bem.lam</i>	*	2,2	0	100	44	13	9	.	166	4,42
<i>Bembidion mannerheimii</i>	<i>Bem.man</i>	*	5,1	5,2	.	.	.	5	.	5	0,13
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	.	*	2,1	0,1	.	1	.	.	.	1	0,03
<i>Bradycellus harpalinus</i>	<i>Bra.har</i>	*	1,8	0	.	3	.	.	.	3	0,08
<i>Bradycellus verbasci</i>	.	*	1	.	.	1	0,03
<i>Calathus fuscipes</i>	<i>Cal.fus</i>	*	1,4	0	66	17	24	.	.	107	2,85
<i>Calathus melanocephalus</i>	.	*	1,6	0	1	1	0,03
<i>Carabus auratus</i>	<i>Car.aura</i>	*	2,2	0	1	.	.	.	2	3	0,08
<i>Carabus auronitens</i>	<i>Car.auro</i>	*	.	.	2	.	.	25	5	32	0,85
<i>Carabus coriaceus</i>	<i>Car.cor</i>	*	4,2	8,2	.	40	10	2	.	52	1,38
<i>Carabus glabratus</i>	<i>Car.gla</i>	*	3,9	14	.	.	.	2	4	6	0,16
<i>Carabus granulatus</i>	<i>Car.gra</i>	*	4,8	1,5	.	2	1	.	.	3	0,08
<i>Carabus nemoralis</i>	<i>Car.nem</i>	*	2,6	2,3	4	4	1	1	5	15	0,40
<i>Carabus problematicus</i>	<i>Car.pro</i>	*	2,1	0	.	3	7	17	308	335	8,92
<i>Carabus violaceus</i>	<i>Car.vio</i>	*	3,4	8,6	1	47	6	1	3	58	1,54
<i>Cicindela campestris</i>	.	*	2,6	0,3	.	.	18	.	.	18	0,48
<i>Clivina fossor</i>	<i>Cli.fos</i>	*	3,1	0,1	17	1	2	.	.	20	0,53
<i>Cychrus attenuatus</i>	.	*	1	1	0,03
<i>Dyschirius globosus</i>	<i>Dys.glo</i>	*	7,6	0,2	2	.	1	.	.	3	0,08
<i>Dyschirius intermedius</i>	.	*	.	.	.	1	.	.	.	1	0,03
<i>Epaphius secalis</i>	<i>Epa.sec</i>	*	5,9	3,6	.	8	.	1	.	9	0,24
<i>Harpalus affinis</i>	<i>Har.aff</i>	*	2	0	1	2	6	.	.	9	0,24
<i>Harpalus honestus</i>	<i>Har.hon</i>	V	.	.	.	1	13	1	.	15	0,40
<i>Harpalus laevipes</i>	<i>Har.lae</i>	*	3,4	7,4	.	.	1	21	.	22	0,59
<i>Harpalus latus</i>	<i>Har.lat</i>	*	1,4	0,1	.	3	8	4	.	15	0,40
<i>Harpalus rufipes</i>	<i>Har.ruf</i>	*	.	.	3	150	70	.	.	223	5,94
<i>Harpalus rubripes</i>	<i>Har.rub</i>	*	1,4	0,2	.	4	1	.	.	5	0,13
<i>Leistus ferrugineus</i>	<i>Lei.fer</i>	*	.	.	.	1	22	.	.	23	0,61
<i>Leistus terminatus</i>	<i>Lei.ter</i>	*	2,5	3,4	.	.	.	2	.	2	0,05
<i>Loricera pilicornis</i>	<i>Lor.pil</i>	*	3,5	2	23	.	7	.	.	30	0,80
<i>Microlestes minutulus</i>	.	*	1,3	0	.	1	.	.	.	1	0,03
<i>Molops piceus</i>	<i>Mol.pic</i>	*	1	8	9	0,24
<i>Nebria brevicollis</i>	<i>Neb.bre</i>	*	3,1	1,4	54	53	57	.	1	165	4,39
<i>Nebria salina</i>	<i>Neb.sal</i>	*	2,5	0	.	2	14	.	.	16	0,43
<i>Notiophilus aestuans</i>	<i>Not.aes</i>	V	.	.	.	1	.	.	.	1	0,03
<i>Notiophilus biguttatus</i>	<i>Not.big</i>	*	3,3	9,3	1	49	65	1	43	159	4,23

Art	Abk.	RL	Nischenindex		Landnutzungstyp					N	%
			Feuchte	Baum- deckung	GRÜN	WBK- JUNG	WBK- ALT	WIND	FORST		
<i>Notiophilus germinyi</i>	<i>Not.ger</i>	*	6,7	1	.	6	.	1	.	7	0,19
<i>Notiophilus palustris</i>	<i>Not.pal</i>	*	8,3	1,3	.	5	18	3	.	26	0,69
<i>Olistophus rotundatus</i>	<i>Oli.rot</i>	V	4,3	0	.	2	.	.	.	2	0,05
<i>Ophonus ardosiacus</i>	.	*	.	.	.	1	.	.	.	1	0,03
<i>Ophonus rufibarbis</i>	.	*	2,3	1,2	.	3	.	.	.	3	0,08
<i>Poecilus cupreus</i>	<i>Poe.cup</i>	*	2,7	0,1	4	1	.	.	.	5	0,13
<i>Poecilus versicolor</i>	<i>Poe.ver</i>	*	2,5	0	689	103	65	46	.	903	24,04
<i>Pterostichus aethiops</i>	<i>Pte.aet</i>	*	1	1	2	0,05
<i>Pterostichus burmeisteri</i>	<i>Pte.bur</i>	*	15	277	292	7,77
<i>Pterostichus madidus</i>	<i>Pte.mad</i>	*	.	.	.	19	2	.	.	21	0,56
<i>Pterostichus melanarius</i>	<i>Pte.mel</i>	*	2,3	0,3	41	72	23	.	.	136	3,62
<i>Pterostichus niger</i>	<i>Pte.nig</i>	*	3,9	2,4	.	9	7	13	2	31	0,83
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	<i>Pte.obl</i>	*	3,8	10,3	.	.	.	31	140	171	4,55
<i>Pterostichus strenuus</i>	<i>Pte.str</i>	*	4,8	2	2	3	1	17	.	23	0,61
<i>Pterostichus vernalis</i>	<i>Pte.ver</i>	*	4,3	0,1	22	2	.	.	.	24	0,64
<i>Stomis pumicatus</i>	.	*	3,2	2,3	.	1	.	.	.	1	0,03
<i>Synuchus vivalis</i>	<i>Syn.viv</i>	*	2,8	1	.	4	4	1	.	9	0,24
<i>Trechus obtusus</i>	<i>Tre.obt</i>	*	3,9	2,1	.	.	2	49	8	59	1,57
<i>Trechus quadristriatus</i>	<i>Tre.qua</i>	*	2	0,1	1	68	.	.	.	69	1,84
<i>Trichotichnus nitens</i>	<i>Tri.nit</i>	*	.	.	.	1	2	6	3	12	0,32
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	<i>Tri.lae</i>	*	.	.	.	1	.	5	.	6	0,16
Artenzahl					25	51	43	32	18	76	.
Exklusive Arten					1	11	7	2	2	.	.
Individuenanzahl					1214	800	538	320	885	3757	.
Individuenanteil [%]					32,3	21,3	14,3	8,5	23,6	.	.

Tab. A4: Spinnenarten und Fangzahlen. Rote-Liste-Status (RL) für Deutschland nach BfN (2016). Nischenindizes für Beschattung und Feuchte nach Entling et al. (2007).

Art	Abk.	RL	Nischenindex		Landnutzungstyp					N	%
			Wasser- gehalt	Baum- deckung	GRÜN	WBK- JUNG	WBK- ALT	WIND	FORST		
<i>Agroeca brunnea</i>	.	*	0,55	0,38	.	.	.	2	.	2	0,03
<i>Agroeca proxima</i>	<i>Agr.pro</i>	*	0,38	0,53	.	.	.	6	.	6	0,08
<i>Agyreta cornigera</i>	.	*	0,55	0,41	.	.	.	1	.	1	0,01
<i>Agyreta decora</i>	<i>Agy.dec</i>	*	0,2	0,21	8	8	0,11
<i>Agyreta subtilis</i>	<i>Agy.sub</i>	V	0,48	0,39	.	.	1	.	1	2	0,03
<i>Alopecosa cuneata</i>	<i>Alo.cun</i>	*	0,25	0,59	51	21	17	4	.	93	1,30
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	<i>Alo.pul</i>	*	0,29	0,42	94	72	29	75	.	270	3,78
<i>Amaurobius fenestralis</i>	<i>Ama.fen</i>	*	0,71	0,37	.	.	1	1	1	3	0,04
<i>Asthenargus paganus</i>	<i>Ast.pag</i>	*	0,62	0,45	.	.	1	1	3	5	0,07
<i>Bathypantes gracilis</i>	<i>Bat.gra</i>	*	0,31	0,28	11	2	29	9	.	51	0,71
<i>Centromerita bicolor</i>	.	*	0,26	0,33	.	1	.	.	.	1	0,01
<i>Centromerita concinna</i>	.	*	0,36	0,5	.	.	1	.	.	1	0,01
<i>Centromerus arcanus</i>	<i>Cen.arc</i>	*	0,65	0,38	3	3	0,04
<i>Centromerus brevipalpus</i>	<i>Cen.bre</i>	*	0,68	0,35	2	2	0,03
<i>Centromerus sylvaticus</i>	<i>Cen.syl</i>	*	0,45	0,36	.	.	3	11	1	15	0,21
<i>Ceratinella brevis</i>	<i>Cer.bre</i>	*	0,49	0,35	.	.	.	2	4	6	0,08
<i>Cicurina cicur</i>	<i>Cic.cic</i>	*	0,48	0,4	.	.	.	1	2	3	0,04
<i>Clubiona compta</i>	.	*	0,58	0,32	.	.	.	3	.	3	0,04
<i>Clubiona diversa</i>	.	*	0,37	0,57	.	.	.	3	.	3	0,04
<i>Clubiona reclusa</i>	<i>Clu.rec</i>	*	0,28	0,27	.	1	.	1	.	2	0,03
<i>Clubiona terrestris</i>	<i>Clu.ter</i>	*	0,65	0,38	.	1	.	.	2	3	0,04
<i>Cnephalocotus obscurus</i>	.	*	0,28	0,46	.	.	2	.	.	2	0,03
<i>Coelotes terrestris</i>	<i>Coe.ter</i>	*	0,61	0,4	3	2	16	11	54	86	1,20
<i>Collinsia inerrans</i>	<i>Col.ine</i>	*	0,22	0,3	50	50	0,70
<i>Cryphoea silvicola</i>	<i>Cry.sil</i>	*	0,67	0,32	4	4	0,06
<i>Cybaeus angustiarum</i>	<i>Cyb.ang</i>	D	0,82	0,34	1	.	.	.	2	3	0,04
<i>Dicymbium nigrum brevisetosum</i>	<i>Dic.nig</i>	*	0,3	0,31	51	3	8	2	1	65	0,91
<i>Diplocephalus latifrons</i>	<i>Dip.lat</i>	*	0,53	0,32	.	.	1	2	36	39	0,55
<i>Diplostyla concolor</i>	<i>Dip.con</i>	*	0,41	0,32	3	13	5	3	.	24	0,34
<i>Donacochara speciosa</i>	.	3	0,21	0,01	.	.	1	.	.	1	0,01
<i>Drapetisca socialis</i>	.	*	0,66	0,33	2	2	0,03
<i>Drassodes cupreus</i>	.	*	0,36	0,7	.	1	.	.	.	1	0,01
<i>Drassodes lapidosus</i>	.	*	0,27	0,6	.	3	.	.	.	3	0,04
<i>Drassyllus pusillus</i>	<i>Dra.pus</i>	*	0,21	0,5	5	47	7	12	.	71	0,99
<i>Enoplognatha thoracica</i>	<i>Eno.tho</i>	*	0,26	0,65	3	.	.	.	1	4	0,06
<i>Entelecara congenera</i>	.	*	0,5	0,6	.	.	.	1	.	1	0,01
<i>Eratigena picta</i>	.	*	0,45	0,3	.	.	.	2	.	2	0,03
<i>Erigone atra</i>	<i>Eri.atr</i>	*	0,29	0,29	240	3	1	.	1	245	3,43
<i>Erigone dentipalpis</i>	<i>Eri.den</i>	*	0,23	0,31	116	2	.	.	.	118	1,65
<i>Erigonella hiemalis</i>	.	*	0,39	0,37	.	.	1	.	.	1	0,01
<i>Ero furcata</i>	.	*	0,46	0,4	1	1	0,01
<i>Euophrys frontalis</i>	<i>Euo.fro</i>	*	0,36	0,48	.	1	21	7	.	29	0,41
<i>Gnathonarium dentatum</i>	<i>Gna.den</i>	*	0,21	0,17	1	.	1	.	.	2	0,03
<i>Gongyliidiellum latebricola</i>	<i>Gon.lat</i>	*	0,45	0,38	1	.	5	5	.	11	0,15
<i>Gongyliidiellum vivum</i>	<i>Gon.viv</i>	*	0,37	0,31	1	.	.	4	.	5	0,07
<i>Hahnina nava</i>	<i>Hah.nav</i>	*	0,23	0,56	.	64	124	3	1	192	2,69
<i>Haplodrassus signifier</i>	<i>Hap.sig</i>	*	0,4	0,6	.	1	3	4	.	8	0,11
<i>Haplodrassus umbratilis</i>	<i>Hap.umb</i>	*	0,39	0,63	.	3	.	2	.	5	0,07
<i>Heliophanus flavipes</i>	.	*	0,59	0,38	1	1	0,01
<i>Histoipona torpida</i>	<i>His.tor</i>	*	0,64	0,39	.	.	.	1	4	5	0,07
<i>Inermocaelotes inermis</i>	<i>Ine.ine</i>	*	0,64	0,36	.	.	1	14	47	62	0,87
<i>Leptorhoptrum robustum</i>	<i>Lep.rob</i>	*	0,28	0,22	10	10	0,14
<i>Linyphia triangularis</i>	.	*	0,53	0,4	.	1	.	.	.	1	0,01
<i>Macrargus rufus</i>	<i>Mac.ruf</i>	*	0,62	0,39	6	6	0,08
<i>Maro minutus</i>	<i>Mar.min</i>	*	0,55	0,38	.	.	.	3	.	3	0,04

Art	Abk.	RL	Nischenindex		Landnutzungstyp					N	%
			Wasser- gehalt	Baum- deckung	GRÜN	WBK- JUNG	WBK- ALT	WIND	FORST		
<i>Meioneta rurestris</i>	<i>Agy.rur</i>	*	0,25	0,38	3	8	2	.	.	13	0,18
<i>Meioneta saxatilis</i>	<i>Agy.sax</i>	*	0,43	0,33	.	.	1	9	.	10	0,14
<i>Mermessus trilobatus</i>	<i>Mer.tri</i>	*	NA	NA	7	.	5	1	1	14	0,20
<i>Metellina mengei</i>	<i>Met.men</i>	*	0,63	0,26	.	.	.	1	2	3	0,04
<i>Micaria pulicaria</i>	<i>Mic.pul</i>	*	0,22	0,36	.	2	4	8	.	14	0,20
<i>Micrargus herbigradus</i>	<i>Mic.her</i>	*	0,48	0,35	5	.	17	11	14	47	0,66
<i>Micrargus subaequalis</i>	<i>Mic.sub</i>	*	0,2	0,38	.	1	4	2	.	7	0,10
<i>Monocephalus fuscipes</i>	<i>Mon.fus</i>	*	0,49	0,3	2	.	3	18	50	73	1,02
<i>Neottiura bimaculata</i>	.	*	0,26	0,37	.	.	.	1	.	1	0,01
<i>Neriere clathrata</i>	.	*	0,5	0,31	.	.	.	1	.	1	0,01
<i>Nusoncus nasutus</i>	<i>Nus.nas</i>	*	0,69	0,31	.	.	1	.	1	2	0,03
<i>Oedothorax apicatus</i>	<i>Oed.api</i>	*	0,19	0,28	47	.	1	.	.	48	0,67
<i>Oedothorax fuscus</i>	<i>Oed.fus</i>	*	0,2	0,22	754	.	1	1	.	756	10,58
<i>Oedothorax retusus</i>	<i>Oed.ret</i>	*	0,25	0,18	126	.	3	.	1	130	1,82
<i>Ozyptila atomaria</i>	.	*	0,3	0,63	.	.	1	.	.	1	0,01
<i>Pachygnatha clercki</i>	<i>Pac.cle</i>	*	0,27	0,26	6	6	0,08
<i>Pachygnatha degeeri</i>	<i>Pac.deg</i>	*	0,27	0,38	346	43	6	1	.	396	5,54
<i>Pachygnatha listeri</i>	<i>Pac.lis</i>	*	0,51	0,35	.	.	.	8	.	8	0,11
<i>Pallidophantes ericaeus</i>	<i>Pal.eri</i>	*	0,38	0,31	.	2	2	5	4	13	0,18
<i>Pallidophantes pallidus</i>	<i>Pal.pal</i>	*	0,54	0,37	.	.	.	18	1	19	0,27
<i>Pardosa amentata</i>	<i>Par.ame</i>	*	0,35	0,26	283	641	37	10	.	971	13,59
<i>Pardosa lugubris</i>	<i>Par.lug</i>	*	0,49	0,42	1	2	6	82	.	91	1,27
<i>Pardosa palustris</i>	<i>Par.palu</i>	*	0,2	0,32	1139	32	17	.	.	1188	16,63
<i>Pardosa pullata</i>	<i>Par.pul</i>	*	0,26	0,36	214	269	39	285	.	807	11,29
<i>Pelecopsis parallela</i>	<i>Pel.par</i>	*	0,15	0,31	2	.	.	1	1	4	0,06
<i>Phrurolithus festivus</i>	<i>Phr.fes</i>	*	0,29	0,43	.	12	18	1	.	31	0,43
<i>Piratula hygrophila</i>	<i>Pir.hyg</i>	*	0,39	0,28	.	.	1	3	.	4	0,06
<i>Piratula latitans</i>	<i>Pir.lat</i>	*	0,24	0,3	11	5	.	.	.	16	0,22
<i>Piratula uliginosus</i>	<i>Pir.uli</i>	*	0,26	0,27	1	3	.	1	.	5	0,07
<i>Pisaura mirabilis</i>	.	*	0,29	0,44	.	1	.	.	.	1	0,01
<i>Pocadicnemis pumila</i>	<i>Poc.pum</i>	*	0,36	0,39	.	4	3	24	.	31	0,43
<i>Poeciloneta variegata</i>	.	*	0,33	0,48	.	.	1	.	.	1	0,01
<i>Porrhomma campbelli</i>	.	*	0,6	0,3	1	1	0,01
<i>Porrhomma egeria</i>	.	*	0,18	0,24	3	3	0,04
<i>Porrhomma montanum</i>	.	*	0,38	0,34	1	1	0,01
<i>Porrhomma pallidum</i>	<i>Por.pal</i>	*	0,61	0,31	.	.	1	.	1	2	0,03
<i>Prinerigone vagans</i>	.	*	0,19	0,21	1	1	0,01
<i>Robertus arundineti</i>	<i>Rob.aru</i>	*	0,21	0,3	1	7	1	.	.	9	0,13
<i>Robertus lividus</i>	<i>Rob.liv</i>	*	0,51	0,33	5	9	6	18	10	48	0,67
<i>Robertus neglectus</i>	<i>Rob.neg</i>	*	0,37	0,32	1	7	11	.	.	19	0,27
<i>Robertus scoticus</i>	<i>Rob.sco</i>	*	0,56	0,38	.	8	.	3	3	14	0,20
<i>Saaristoa abnormis</i>	<i>Saa.abn</i>	*	0,6	0,32	1	.	1	3	.	5	0,07
<i>Sibianor aurocinctus</i>	<i>Sib.aur</i>	*	0,25	0,62	.	.	2	.	.	2	0,03
<i>Sintula corniger</i>	<i>Sin.cor</i>	V	0,5	0,48	.	2	5	50	1	58	0,81
<i>Synageles venator</i>	.	*	0,5	0,32	.	.	1	.	.	1	0,01
<i>Talavera aequipes</i>	<i>Tal.aeq</i>	*	0,28	0,59	.	5	13	2	.	20	0,28
<i>Tapinocyba insecta</i>	<i>Tap.ins</i>	*	0,55	0,36	.	.	2	16	6	24	0,34
<i>Tegenaria silvestris</i>	.	*	0,64	0,47	2	2	0,03
<i>Tenuiphantes alacris</i>	.	*	0,71	0,34	.	.	.	1	.	1	0,01
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	<i>Ten.fla</i>	*	0,59	0,38	2	1	5	7	6	21	0,29
<i>Tenuiphantes mengei</i>	<i>Ten.men</i>	*	0,45	0,36	1	2	17	21	9	50	0,70
<i>Tenuiphantes tenebricola</i>	<i>Ten.ten</i>	*	0,66	0,33	1	.	2	4	42	49	0,69
<i>Tenuiphantes tenuis</i>	<i>Ten.tenu</i>	*	0,31	0,31	9	7	16	27	30	89	1,25
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>	<i>Ten.zim</i>	*	0,6	0,33	.	.	2	1	29	32	0,45
<i>Tiso vagans</i>	<i>Tis.vag</i>	*	0,24	0,34	4	4	0,06
<i>Trochosa ruricola</i>	<i>Tro.rur</i>	*	0,22	0,32	19	17	.	.	.	36	0,50
<i>Trochosa terricola</i>	<i>Tro.ter</i>	*	0,45	0,43	9	19	20	20	.	68	0,95

Art	Abk.	RL	Nischenindex		Landnutzungstyp					N	%
			Wasser- gehalt	Baum- deckung	GRÜN	WBK- JUNG	WBK- ALT	WIND	FORST		
<i>Troxochrus scabriculus</i>	.	*	0,22	0,3	.	.	.	3	.	3	0,04
<i>Walckenaeria acuminata</i>	.	*	0,5	0,37	1	1	0,01
<i>Walckenaeria atrotibialis</i>	.	*	0,46	0,32	.	.	.	1	.	1	0,01
<i>Walckenaeria corniculans</i>	Wal.cor	*	0,66	0,37	.	.	.	1	1	2	0,03
<i>Walckenaeria cucullata</i>	.	*	0,64	0,36	1	1	0,01
<i>Walckenaeria dysderoides</i>	Wal.dys	*	0,58	0,4	1	.	2	1	8	12	0,17
<i>Walckenaeria furcillata</i>	Wal.fur	*	0,48	0,51	.	.	.	3	3	6	0,08
<i>Walckenaeria nodosa</i>	.	2	0,51	0,3	1	1	0,01
<i>Walckenaeria nudipalpis</i>	.	*	0,34	0,23	.	.	.	1	.	1	0,01
<i>Walckenaeria obtusa</i>	Wal.obt	*	0,62	0,31	.	2	1	8	2	13	0,18
<i>Walckenaeria unicornis</i>	.	*	0,31	0,29	.	.	.	1	.	1	0,01
<i>Xerolycosa nemoralis</i>	Xer.nem	*	0,44	0,55	.	.	9	.	.	9	0,13
<i>Xysticus cristatus</i>	Xys.cri	*	0,24	0,42	24	55	3	2	.	84	1,18
<i>Xysticus kochi</i>	Xys.koc	*	0,2	0,42	58	90	4	2	.	154	2,16
<i>Xysticus luctuosus</i>	.	V	0,45	0,58	.	.	.	1	.	1	0,01
<i>Xysticus ulmi</i>	.	*	0,28	0,28	.	.	1	.	.	1	0,01
<i>Zelotes latreillei</i>	Zel.lat	*	0,26	0,5	1	8	4	7	.	20	0,28
<i>Zelotes subterraneus</i>	Zel.sub	*	0,53	0,45	.	.	2	.	1	3	0,04
<i>Zora spinimana</i>	Zor.spi	*	0,43	0,39	.	2	1	10	.	13	0,18
Artenzahl					52	49	70	78	51	131	
Exklusive Arten					9	5	10	17	11		
Individuenzahl					3739	1508	584	902	412	7145	
Individuenanteil [%]					52,3	21,1	8,2	12,6	5,8		

Tab. A5: Laufkäferarten und Fangzahlen. Rote-Liste-Status (RL) für Deutschland nach BfN (2016). Nischenindizes für Feuchte und Beschattung nach Irmeler & Gürlich (2004).

Art	Abk.	RL	Nischenindex		Landnutzungstyp			N	%	
			Feuchte	Baum- deckung	WBK- OFFEN	WBK- WIND	WBK- ÖKO			SCHMUCK
<i>Abax ovalis</i>	.	*	-	-	.	.	1	.	1	0,03
<i>Abax parallelepipedus</i>	<i>Aba.par</i>	*	4	10,2	31	12	37	34	114	3,82
<i>Agonum mülleri</i>	<i>Ago.mül</i>	*	2,6	0,1	4	1	.	1	6	0,20
<i>Agonum sexpunctatum</i>	.	*	4,7	0,4	1	.	.	.	1	0,03
<i>Amara aenea</i>	<i>Ama.aen</i>	*	1,7	0,1	2	.	2	1	5	0,17
<i>Amara aulica</i>	<i>Ama.aul</i>	*	1,8	0,2	1	.	1	.	2	0,07
<i>Amara bifrons</i>	<i>Ama.bif</i>	*	1,1	0,1	1	6	.	.	7	0,23
<i>Amara communis</i>	<i>Ama.com</i>	*	4	0,2	.	.	19	.	19	0,64
<i>Amara consularis</i>	<i>Ama.con</i>	*	1	0	.	1	.	.	1	0,03
<i>Amara convexior</i>	.	*	-	-	.	.	.	18	18	0,60
<i>Amara curta</i>	.	*	-	-	.	.	3	.	3	0,10
<i>Amara lunicollis</i>	<i>Ama.lun</i>	*	5,7	0,5	.	.	33	15	48	1,61
<i>Amara montivaga</i>	<i>Ama.mon</i>	V	-	-	2	.	.	.	2	0,07
<i>Amara ovata</i>	<i>Ama.ova</i>	*	3,4	0	9	26	8	.	43	1,44
<i>Anisodactylus binotatus</i>	.	*	4,1	0	.	.	4	.	4	0,13
<i>Asaphidion flavipes</i>	.	*	2,8	0,6	.	1	.	.	1	0,03
<i>Badister lacertosus</i>	.	*	4,1	9,6	.	.	.	3	3	0,10
<i>Bembidion lampros</i>	<i>Bem.lam</i>	*	2,2	0	25	39	73	8	145	4,86
<i>Bembidion mannerheimii</i>	.	*	5,1	5,2	.	.	.	16	16	0,54
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	.	*	2,1	0,1	1	.	.	.	1	0,03
<i>Bradycellus verbasci</i>	.	*	-	-	.	.	.	1	1	0,03
<i>Calathus fuscipes</i>	<i>Cal.fus</i>	*	1,4	0	12	28	5	.	45	1,51
<i>Calathus melanocephalus</i>	.	*	1,6	0	.	.	1	.	1	0,03
<i>Carabus auratus</i>	<i>Car.aura</i>	*	2,2	0	.	.	.	2	2	0,07
<i>Carabus auronitens</i>	<i>Car.auro</i>	*	-	-	.	1	.	1	2	0,07
<i>Carabus coriaceus</i>	<i>Car.cor</i>	*	4,2	8,2	20	15	9	3	47	1,58
<i>Carabus glabratus</i>	.	*	3,9	14	.	3	.	.	3	0,10
<i>Carabus nemoralis</i>	<i>Car.nem</i>	*	2,6	2,3	1	3	6	2	12	0,40
<i>Carabus problematicus</i>	<i>Car.pro</i>	*	2,1	0	5	58	27	33	123	4,13
<i>Carabus violaceus</i>	<i>Car.vio</i>	*	3,4	8,6	32	12	17	12	73	2,45
<i>Clivina fossor</i>	<i>Cli.fos</i>	*	3,1	0,1	1	4	5	7	17	0,57
<i>Dyschirius globosus</i>	<i>Dys.glo</i>	*	7,6	0,2	1	.	.	1	2	0,07
<i>Dyschirius intermedius</i>	.	*	-	-	1	.	.	.	1	0,03
<i>Epaphius secalis</i>	<i>Epa.sec</i>	*	5,9	3,6	.	11	.	2	13	0,44
<i>Harpalus affinis</i>	.	*	2	0	1	.	.	.	1	0,03
<i>Harpalus honestus</i>	<i>Har.hon</i>	V	-	-	3	1	3	2	9	0,30
<i>Harpalus laevipes</i>	<i>Har.lae</i>	*	3,4	7,4	.	1	.	2	3	0,10
<i>Harpalus latus</i>	<i>Har.lat</i>	*	1,4	0,1	2	.	2	14	18	0,60
<i>Harpalus rufipalpis</i>	<i>Har.ruf</i>	*	1,3	0	.	.	41	.	41	1,38
<i>Harpalus rufipes</i>	<i>Har.rufi</i>	*	-	-	30	8	139	8	185	6,21
<i>Harpalus rubripes</i>	<i>Har.rub</i>	*	1,4	0,2	4	.	12	.	16	0,54
<i>Leistus ferrugineus</i>	<i>Lei.fer</i>	*	-	-	18	9	1	6	34	1,14
<i>Leistus spinibarbis</i>	.	V	-	-	.	.	.	10	10	0,34
<i>Loricera pilicornis</i>	<i>Lor.pil</i>	*	3,5	2	6	1	.	1	8	0,27
<i>Microlestes minutulus</i>	.	*	1,3	0	1	.	7	.	8	0,27
<i>Molops piceus</i>	.	*	-	-	.	.	12	.	12	0,40
<i>Nebria brevicollis</i>	<i>Neb.bre</i>	*	3,1	1,4	58	182	9	5	254	8,52
<i>Nebria salina</i>	<i>Neb.sal</i>	*	2,5	0	5	19	.	3	27	0,91
<i>Notiophilus aestuans</i>	.	V	-	-	1	.	.	.	1	0,03
<i>Notiophilus aquaticus</i>	.	*	6	2,6	.	.	.	4	4	0,13
<i>Notiophilus biguttatus</i>	<i>Not.big</i>	*	3,3	9,3	66	165	.	96	327	10,97
<i>Notiophilus germinyi</i>	<i>Not.ger</i>	*	6,7	1	6	2	20	8	36	1,21
<i>Notiophilus palustris</i>	<i>Not.pal</i>	*	8,3	1,3	4	1	6	17	28	0,94
<i>Olistophus rotundatus</i>	.	V	4,3	0	1	.	.	.	1	0,03
<i>Poecilus cupreus</i>	<i>Poe.cup</i>	*	2,7	0,1	1	.	2	.	3	0,10
<i>Poecilus versicolor</i>	<i>Poe.ver</i>	*	2,5	0	66	104	545	47	762	25,56

Art	Abk.	RL	Nischenindex		Landnutzungstyp				N	%
			Feuchte	Baum- deckung	WBK- OFFEN	WBK- WIND	WBK- ÖKO	SCHMUCK		
<i>Pterostichus aethiops</i>		*	-	-	.	.	1	.	1	0,03
<i>Pterostichus madidus</i>	<i>Pte.mad</i>	*	-	-	17	3	.	2	22	0,74
<i>Pterostichus melanarius</i>	<i>Pte.mel</i>	*	2,3	0,3	50	71	.	5	126	4,23
<i>Pterostichus niger</i>	<i>Pte.nig</i>	*	3,9	2,4	9	26	11	4	50	1,68
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	<i>Pte.obl</i>	*	3,8	10,3	.	2	3	1	6	0,20
<i>Pterostichus strenuus</i>	<i>Pte.str</i>	*	4,8	2	1	4	19	52	76	2,55
<i>Pterostichus vernalis</i>	<i>Pte.ver</i>	*	4,3	0,1	1	.	5	.	6	0,20
<i>Stomis pumicatus</i>	<i>Sto.pum</i>	*	3,2	2,3	.	.	6	.	6	0,20
<i>Synuchus vivalis</i>	<i>Syn.viv</i>	*	2,8	1	3	6	27	.	36	1,21
<i>Trechoblemus micros</i>	.	*	2,5	0	.	.	1	.	1	0,03
<i>Trechus obtusus</i>	<i>Tre.obt</i>	*	3,9	2,1	1	26	43	5	75	2,52
<i>Trechus quadristriatus</i>	.	*	2	0,1	.	3	.	.	3	0,10
<i>Trichotichnus nitens</i>	<i>Tri.nit</i>	*	-	-	.	1	1	.	2	0,07
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	.	*	-	-	1	.	.	.	1	0,03
Artenzahl					43	36	40	38	70	.
Individuenanzahl					506	856	1167	452	2981	.
Individuenanteil [%]					16,97	28,72	39,15	15,16	.	.

Tab. A6: Spinnenarten und Fangzahlen. Rote-Liste-Status (RL) für Deutschland nach BfN (2016). Nischenindizes für Beschattung und Feuchte nach Entling et al. (2007).

Art	Abk.	RL	Nischenindex		Landnutzungstyp				N	%
			Feuchte	Baum- deckung	WBK- OFFEN	WBK- WIND	WBK- ÖKO	SCHMUCK		
<i>Agroeca proxima</i>	Agr.pro	*	0,38	0,53	.	1	4	.	5	0,11
<i>Agyneta cauta</i>	.	V	0,4	0,37	.	.	.	2	2	0,05
<i>Agyneta cornigera</i>	.	*	0,55	0,41	.	.	.	1	1	0,02
<i>Agyneta subtilis</i>	.	V	0,48	0,39	1	.	.	.	1	0,02
<i>Alopecosa cuneata</i>	Alo.cun	*	0,25	0,59	8	8	4	.	20	0,45
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	Alo.pul	*	0,29	0,42	37	14	76	56	183	4,12
<i>Asthenargus paganus</i>	.	*	0,62	0,45	.	1	.	.	1	0,02
<i>Aulonia albimana</i>	.	*	0,28	0,52	.	.	5	.	5	0,11
<i>Bathypantes gracilis</i>	Bat.gra	*	0,31	0,28	29	3	18	16	66	1,49
<i>Bathypantes nigrinus</i>	.	*	0,54	0,28	.	.	.	3	3	0,07
<i>Bathypantes parvulus</i>	.	*	0,38	0,35	.	.	1	.	1	0,02
<i>Centromerita bicolor</i>	.	*	0,26	0,33	1	.	.	.	1	0,02
<i>Centromerita concinna</i>	Cen.con	*	0,36	0,5	1	.	.	1	2	0,05
<i>Centromerus brevipalpus</i>	Cen.bre	*	0,68	0,35	.	1	7	6	14	0,32
<i>Centromerus pabulator</i>	Cen.pab	*	0,49	0,53	.	.	4	8	12	0,27
<i>Centromerus sylvaticus</i>	Cen.syl	*	0,45	0,36	3	7	17	17	44	0,99
<i>Ceratinella brevis</i>	Cer.bre	*	0,49	0,35	.	.	6	5	11	0,25
<i>Cicurina cicur</i>	.	*	0,48	0,4	.	.	.	1	1	0,02
<i>Clubiona diversa</i>	Clu.div	*	0,37	0,57	.	1	1	.	2	0,05
<i>Cnephalocotus obscurus</i>	Cne.obs	*	0,28	0,46	2	.	2	4	8	0,18
<i>Coelotes terrestris</i>	Coe.ter	*	0,61	0,4	4	15	9	13	41	0,92
<i>Dicymbium n. brevisetosum</i>	Dic.nig	*	0,3	0,31	10	1	11	2	24	0,54
<i>Diplocephalus latifrons</i>	Dip.lat	*	0,53	0,32	1	1	.	1	3	0,07
<i>Diplostyla concolor</i>	Dip.con	*	0,41	0,32	15	13	2	3	33	0,74
<i>Drassodes cupreus</i>	Dra.cup	*	0,36	0,7	1	1	.	.	2	0,05
<i>Drassodes lapidosus</i>	.	*	0,27	0,6	.	.	1	.	1	0,02
<i>Drassyllus pusillus</i>	Dra.pus	*	0,21	0,5	41	23	28	7	99	2,23
<i>Enoplognatha thoracica</i>	Eno.tho	*	0,26	0,65	.	.	11	1	12	0,27
<i>Episinus truncatus</i>	.	*	0,27	0,69	.	.	1	.	1	0,02
<i>Eratigena picta</i>	Era.pic	*	0,45	0,3	.	1	.	2	3	0,07
<i>Erigone atra</i>	Eri.atr	*	0,29	0,29	3	1	6	.	10	0,23
<i>Erigone dentipalpis</i>	Eri.den	*	0,23	0,31	1	1	.	10	12	0,27
<i>Erigonella hiemalis</i>	Eri.hie	*	0,39	0,37	1	1	.	.	2	0,05
<i>Ero furcata</i>	Ero.fur	*	0,46	0,4	.	.	1	1	2	0,05
<i>Euophrys frontalis</i>	Euo.fro	*	0,36	0,48	14	2	8	26	50	1,13
<i>Euryopis flavomaculata</i>	Eur fla	*	0,4	0,52	.	.	4	1	5	0,11
<i>Evarcha arcuata</i>	.	*	0,27	0,54	.	.	1	.	1	0,02
<i>Gnathonarium dentatum</i>	.	*	0,21	0,17	1	.	.	.	1	0,02
<i>Gongylidiellum latebricola</i>	Gon.lat	*	0,45	0,38	4	.	8	4	16	0,36
<i>Gongylidiellum vivum</i>	Gon.viv	*	0,37	0,31	.	2	11	1	14	0,32
<i>Hahnia nava</i>	Hah.nav	*	0,23	0,56	99	230	53	55	437	9,84
<i>Haplodrassus signififer</i>	Hap.sig	*	0,4	0,6	.	.	18	1	19	0,43
<i>Haplodrassus umbratilis</i>	Hap.umb	*	0,39	0,63	.	1	32	21	54	1,22
<i>Inermocoelotes inermis</i>	Ine.ine	*	0,64	0,36	.	5	10	30	45	1,01
<i>Agyneta rurestris</i>	Agy.rur	*	0,25	0,38	3	1	6	4	14	0,32
<i>Agyneta saxatilis</i>	Agy.sax	*	0,43	0,33	1	.	3	1	5	0,11
<i>Mermessus trilobatus</i>	Mer.tri	*	-	-	4	1	3	1	9	0,20
<i>Micaria pulcariaria</i>	Mic.pul	*	0,22	0,36	4	1	1	4	10	0,23
<i>Micrargus herbigradus</i>	Mic.her	*	0,48	0,35	16	6	5	8	35	0,79
<i>Micrargus subaequalis</i>	Mic.sub	*	0,2	0,38	5	3	.	.	8	0,18
<i>Microneta viaria</i>	Mic.via	*	0,58	0,36	.	2	.	1	3	0,07
<i>Minyriolus pusillus</i>	Min.pus	*	0,59	0,39	.	.	.	7	7	0,16
<i>Monocephalus fuscipes</i>	Mon.fus	*	0,49	0,3	3	7	.	6	16	0,36
<i>Neon reticulatus</i>	.	*	0,64	0,4	.	.	.	3	3	0,07
<i>Neriere clathrata</i>	.	*	0,5	0,31	.	.	1	.	1	0,02
<i>Nusoncus nasutus</i>	.	*	0,69	0,31	1	.	.	.	1	0,02

Art	Abk.	RL	Nischenindex		Landnutzungstyp				N	%
			Feuchte	Baum- deckung	WBK- OFFEN	WBK- WIND	WBK- ÖKO	SCHMUCK		
<i>Oedothorax agrestis</i>	.	*	0,43	0,29	.	.	1	.	1	0,02
<i>Oedothorax apicatus</i>	Oed.api	*	0,19	0,28	1	.	15	.	16	0,36
<i>Oedothorax fuscus</i>	Oed.fus	*	0,2	0,22	.	.	35	.	35	0,79
<i>Oedothorax retusus</i>	Oed.ret	*	0,25	0,18	3	.	82	2	87	1,96
<i>Pachygnatha clercki</i>	.	*	0,27	0,26	.	.	1	.	1	0,02
<i>Pachygnatha degeeri</i>	Pac.deg	*	0,27	0,38	8	3	43	7	61	1,37
<i>Pallidiphantes ericaeus</i>	Pal.eri	*	0,38	0,31	4	4	4	11	23	0,52
<i>Pallidiphantes pallidus</i>	Pal.pal	*	0,54	0,37	.	2	2	10	14	0,32
<i>Pardosa amentata</i>	Par.ame	*	0,35	0,26	131	27	663	49	870	19,59
<i>Pardosa lugubris</i>	Par.lug	*	0,49	0,42	6	2	9	104	121	2,72
<i>Pardosa palustris</i>	Par.pal	*	0,2	0,32	19	9	87	1	116	2,61
<i>Pardosa pullata</i>	Par.pul	*	0,26	0,36	125	27	313	142	607	13,67
<i>Pelecopsis parallela</i>	Pel.par	*	0,15	0,31	.	.	2	.	2	0,05
<i>Pelecopsis radiciola</i>	Pel.rad	*	0,59	0,4	.	.	.	54	54	1,22
<i>Phrurolithus festivus</i>	Phr.fes	*	0,29	0,43	7	3	71	33	114	2,57
<i>Phrurolithus minimus</i>	.	*	0,39	0,63	.	.	1	.	1	0,02
<i>Piratula hygrophila</i>	Pir.hyg	*	0,39	0,28	1	.	1	.	2	0,05
<i>Piratula latitans</i>	Pir.lat	*	0,24	0,3	4	.	21	61	86	1,94
<i>Piratula uliginosus</i>	Pir.uli	*	0,26	0,27	2	1	16	26	45	1,01
<i>Pisaura mirabilis</i>	Pis.mir	*	0,29	0,44	1	.	.	1	2	0,05
<i>Pocadicnemis pumila</i>	Poc.pum	*	0,36	0,39	2	.	16	9	27	0,61
<i>Poecilonea variegata</i>	.	*	0,33	0,48	1	.	.	.	1	0,02
<i>Porrhomma egeria</i>	.	*	0,18	0,24	.	.	1	.	1	0,02
<i>Porrhomma errans</i>	Por.err	*	0,56	0,46	.	.	.	3	3	0,07
<i>Porrhomma pallidum</i>	.	*	0,61	0,31	1	.	.	.	1	0,02
<i>Robertus arundineti</i>	Rob.aru	*	0,21	0,3	4	2	.	.	6	0,14
<i>Robertus lividus</i>	Rob.liv	*	0,51	0,33	4	16	18	21	59	1,33
<i>Robertus neglectus</i>	Rob.neg	*	0,37	0,32	6	2	5	3	16	0,36
<i>Robertus scoticus</i>	Rob.sco	*	0,56	0,38	3	1	1	1	6	0,14
<i>Saaristoa abnormis</i>	Saa.abn	*	0,6	0,32	1	1	.	.	2	0,05
<i>Sibianor aurocinctus</i>	.	*	0,25	0,62	1	.	.	.	1	0,02
<i>Sintula corniger</i>	Sin.cor	V	0,5	0,48	5	2	6	25	38	0,86
<i>Synageles venator</i>	.	*	0,5	0,32	1	.	.	.	1	0,02
<i>Talavera aequipes</i>	Tal.aeq	*	0,28	0,59	5	4	.	2	11	0,25
<i>Tapinocyba insecta</i>	Tap.ins	*	0,55	0,36	1	4	5	15	25	0,56
<i>Tapinocyba pallens</i>	.	*	0,61	0,43	.	.	1	.	1	0,02
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	Ten.fla	*	0,59	0,38	2	1	3	10	16	0,36
<i>Tenuiphantes mengei</i>	Ten.men	*	0,45	0,36	12	9	16	29	66	1,49
<i>Tenuiphantes tenebricola</i>	Ten.ten	*	0,66	0,33	.	7	.	4	11	0,25
<i>Tenuiphantes tenuis</i>	Ten.tenu	*	0,31	0,31	18	26	1	17	62	1,40
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>	Ten.zim	*	0,6	0,33	2	.	.	3	5	0,11
<i>Tiso vagans</i>	Tis.vag	*	0,24	0,34	.	8	2	.	10	0,23
<i>Trochosa ruricola</i>	Tro.rur	*	0,22	0,32	17	6	.	.	23	0,52
<i>Trochosa terricola</i>	Tro.ter	*	0,45	0,43	15	8	41	42	106	2,39
<i>Troxochrus scabriculus</i>	.	*	0,22	0,3	.	1	.	.	1	0,02
<i>Walckenaeria acuminata</i>	.	*	0,5	0,37	.	.	.	3	3	0,07
<i>Walckenaeria antica</i>	Wal.ant	*	0,35	0,44	.	1	.	1	2	0,05
<i>Walckenaeria atrotibialis</i>	Wal.atr	*	0,46	0,32	.	.	3	1	4	0,09
<i>Walckenaeria cucullata</i>	.	*	0,64	0,36	.	.	1	.	1	0,02
<i>Walckenaeria dysderoides</i>	Wal.dys	*	0,58	0,4	.	2	11	4	17	0,38
<i>Walckenaeria furcillata</i>	Wal.fur	*	0,48	0,51	.	1	.	2	3	0,07
<i>Walckenaeria nudipalpis</i>	.	*	0,34	0,23	.	.	3	.	3	0,07
<i>Walckenaeria obtusa</i>	Wal.obt	*	0,62	0,31	2	1	1	6	10	0,23
<i>Walckenaeria unicornis</i>	.	*	0,31	0,29	.	.	1	.	1	0,02
<i>Xerolycosa nemoralis</i>	Xer.nem	*	0,44	0,55	5	14	2	12	33	0,74
<i>Xysticus bifasciatus</i>	.	*	0,27	0,61	.	.	2	.	2	0,05
<i>Xysticus cristatus</i>	Xys.cri	*	0,24	0,42	29	7	15	3	54	1,22
<i>Xysticus kochi</i>	Xys.koc	*	0,2	0,42	46	12	37	2	97	2,18

Art	Abk.	RL	Nischenindex		Landnutzungstyp				N	%
			Feuchte	Baum- deckung	WBK- OFFEN	WBK- WIND	WBK- ÖKO	SCHMUCK		
<i>Xysticus ulmi</i>	.	*	0,28	0,28	.	.	1	.	1	0,02
<i>Zelotes latreillei</i>	<i>Zel.lat</i>	*	0,26	0,5	5	1	14	2	22	0,50
<i>Zelotes petrensis</i>	<i>Zel.pet</i>	*	0,34	0,72	.	.	9	3	12	0,27
<i>Zelotes subterraneus</i>	<i>Zel.sub</i>	*	0,53	0,45	2	3	2	4	11	0,25
<i>Zora spinimana</i>	<i>Zor.spi</i>	*	0,43	0,39	1	.	3	23	27	0,61
Artenzahl					68	64	82	78	119	.
Individuenanzahl					817	573	1967	1085	4442	.
Individuenanteil [%]					18,4	12,9	44,3	24,4	.	.

Tab. A7: Brutvogelarten, Gefährdungsstatus und Anzahl der Brutpaare in den Probeflächen ($N_{\text{Probeflächen}} = 35$). Wissenschaftlicher Name: Barthel & Helbig (2005); Gefährdungsstatus: Sudmann et al. (2011); NRW Population: Anteil des geschätzten Höchstbestandes in NRW in Anlehnung an Grüneberg et al. (2013), nur für Arten spezifiziert mit einem Mindestanteil von 2,5 %.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Gefährdungsstatus	Brutpaare	NRW Population (%)
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	.	445	.
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	.	325	.
Amsel	<i>Turdus merula</i>	.	244	.
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	.	233	.
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	.	228	.
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapilla</i>	.	213	.
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	.	206	.
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	.	180	.
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	.	167	.
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	.	154	.
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	x	147	.
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	.	131	.
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	x	111	.
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	.	77	.
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	.	63	.
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	.	63	.
Bluthänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	x	54	.
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	.	54	.
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	x	46	4,2
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	.	40	.
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	x	35	.
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	.	27	.
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	.	23	.
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	.	21	.
Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	x	19	.
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	.	18	.
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	.	15	.
Weidemeise	<i>Parus montanus</i>	.	13	.
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	x	11	.
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	.	11	.
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	.	10	.
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	x	9	.
Sumpfmeise	<i>Parus palustris</i>	.	7	.
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	.	7	.
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	x	7	.
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>	.	7	.
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	x	6	.
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	.	6	.
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	x	6	.
Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>	x	5	10
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	x	4	.
Aaskräh	<i>Corvus corone</i>	.	3	.
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	.	3	.
Elster	<i>Pica pica</i>	.	3	.
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>	x	2	.
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	.	2	.
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	.	2	.
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	.	2	.
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	x	2	.
Gelbspötter	<i>Hippolais icterina</i>	x	2	.
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	x	2	.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Gefährdungs-status	Brutpaare	NRW Population (%)
Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>	x	2	.
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	.	2	.
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	x	2	.
Klappergrasmücke	<i>Sylvia curruca</i>	x	2	.
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	.	1	.
Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>	x	1	.
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	x	1	.
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	x	1	.
Waldohreule	<i>Asio otus</i>	x	1	.
Waldkauz	<i>Strix aluco</i>	.	1	.

Tab. A8: Ergebnisse der Modelmittlung (*model averaging*) der binomialen GLMMS. Gemittelte Koeffizienten (*full average*) wurden aus den besten Modellen entnommen ($\Delta AIC_C < 3$). Nur signifikante Variablen werden dargestellt. R^2_{MF} = Bestimmtheitsmaß nach McFadden des emittelten Modells. WBK = Weihnachtsbaumkultur.

Variable	Est.	SE	Z	P	Variable	Est.	SE	Z	P
Baumpieper <i>Anthus trivialis</i>					Bluthänfling <i>Carduelis cannabina</i>				
a) Habitattypen (<i>keine signifikant</i>)					a) Habitattypen ($R^2_{MF} = 0,29$, $AUC = 0,79$)				
					Intercept	-3,86	1,96	-1,96	n.s.
					Weihnachtsbaumkulturen	6,91	2,48	2,76	**
b) Weihnachtsbaumkulturen ($R^2_{MF} = 0,27$, $AUC = 0,85$)					b) Weihnachtsbaumkulturen ($R^2_{MF} = 0,33$, $AUC = 0,84$)				
Intercept	-0,62	0,45	1,36	n.s.	Intercept	-2,53	0,86	2,93	**
Junge WBK	4,26	1,16	3,60	***	Alte WBK	6,83	7,35	7,39	***
					Junge WBK	3,63	1,28	1,30	**
c) Weitere Variablen (<i>keine signifikant</i>)					c) Weitere Variablen (<i>keine signifikant</i>)				
Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>					Goldammer <i>Emberiza citrinella</i>				
a) Habitattypen ($R^2_{MF} = 0,30$, $AUC = 0,85$)					a) Habitattypen ($R^2_{MF} = 0,11$, $AUC = 0,77$)				
Intercept	-0,25	0,95	0,26	n.s.	Intercept	-1,34	0,38	3,43	***
Saum-/Schlagflurvegetation	12,72	7,07	1,79	*	Weihnachtsbaumkulturen	6,56	1,07	6,10	***
Niedrigwüchsiges Gehölz	9,61	4,64	2,06	*	Saum-/Schlagflurvegetation	6,39	2,39	2,67	**
Nadelwald	5,37	2,47	2,16	*	Niedrigwüchsiges Gehölz	5,06	2,39	2,40	*
					Weihnachtsbaumkulturen	6,56	1,07	6,10	***
b) Weihnachtsbaumkulturen ($R^2_{MF} = 0,07$, $AUC = 0,62$)					b) Weihnachtsbaumkulturen ($R^2_{MF} = 0,13$, $AUC = 0,78$)				
Intercept	1,07	0,21	5,07	***	Intercept	-0,76	0,29	-2,61	**
Junge WBK	-4,08	1,18	3,42	***	Alte WBK	7,2	1,06	6,77	***
					Junge WBK	2,95	0,95	3,10	**
c) Weitere Variablen ($R^2_{MF} = 0,03$, $AUC = 0,61$)					c) Weitere Variablen (<i>keine signifikant</i>)				
Intercept	-1,00	0,71	0,14	n.s.	Schmuckreisigkulturen	5,80	2,61	2,22	*
Habitatdiversität	0,9	0,4	2,23	*					
Heidelerche <i>Lullula arborea</i>									
a) Habitattypen ($R^2_{MF} = 0,24$, $AUC = 0,80$)									
Intercept	-2,95	1,26	2,30	*					
Weihnachtsbaumkulturen	1,82	0,53	3,36	***					
Saum-/Schlagflurvegetation	-6,11	3,03	1,99	*					
b) Weihnachtsbaumkulturen ($R^2_{MF} = 0,24$, $AUC = 0,81$)									
Intercept	-2,43	0,96	2,51	*					
Junge WBK	1,95	0,56	3,40	***					
Alte WBK	1,51	0,51	2,96	**					
c) Weitere Variablen ($R^2_{MF} = 0,1$, $AUC = 0,71$)									
Intercept	1,56	1,35	1,15	n.s.					
Habitatdiversität	-2,06	0,66	3,10	**					

Appendix 2: Beitrag aus der Zeitschrift *Falke*.

VOGELSCHUTZ



WICHTIGE BRUTHABITATE FÜR ROTE-LISTE-ARTEN:

Weihnachtsbaumkulturen im Hochsauerland

Der systematische Anbau von Weihnachtsbäumen im Sauerland (Nordrhein-Westfalen) ist ein recht junges Phänomen. Aktuell beträgt die Anbaufläche von Weihnachtsbäumen im Sauerland, dem wichtigsten europäischen Anbaugebiet, etwa 18 000 ha. Wie es um die Vogelwelt dieses neuartigen Ökosystems steht, wurde nun in einer umfassenden Studie erstmals untersucht. Die Ergebnisse sind überraschend, da sie Weihnachtsbaumkulturen einen hohen Wert als Lebensraum für gefährdete Brutvogelarten beimessen. Für die Heidelerche sind die Vorkommen in Weihnachtsbaumkulturen sogar von landesweiter Bedeutung.

Der großflächige Anbau von Weihnachtsbäumen im Sauerland ist eine Folge der Agrarpolitik der Europäischen Gemeinschaft. Aufgrund landwirtschaftlicher Überproduktion zu Beginn der 1980er Jahre und infolgedessen der Einführung von Milchquoten wurde Grünland – insbesondere Magergrünland – vielfach in Weihnachtsbaumkulturen umgewandelt. Das Sauerland weist zwei Gunstfaktoren auf, die für den großflächigen Anbau von Weihnachtsbäumen entscheidend waren: Erstens die räumliche Nähe zum wichtigen Absatzmarkt Ruhrgebiet und zweitens günstige Umweltbedingungen für die Produktion von Weihnachtsbäumen, die den Qualitätskriterien der Käufer entsprechen. Die relativ nährstoffarmen Böden in Kombination mit dem kühlen Mittelgebirgsklima und einer kurzen Vegetationsperiode verhindern ein zu starkes Höhenwachstum und begünstigen den von den Käufern gewünschten stufigen Aufbau der Bäume mit nicht zu großen Quirlabständen.

Seit dem Beginn des systematischen Anbaus von Weihnachtsbaumkulturen in den 1980er Jahren nahm die Anbaufläche für Weihnachtsbäume im Sauerland kontinuierlich zu: Waren es im Jahr 1990 lediglich 3000 ha, so sind es aktuell 18000 ha. Der letzte massive Zuwachs der Anbaufläche erfolgte nach den Windwurfereignissen des Orkans Kyrill im Januar 2007. Viele der neu entstandenen Windwurfflächen in Fichtenforsten wurden geräumt und in Weihnachtsbaumkulturen

überführt; insgesamt 3000 ha wurden neu mit Weihnachtsbäumen bepflanzt. Das Sauerland ist aktuell das bedeutendste Produktionsgebiet von Weihnachtsbäumen in Europa. Innerhalb des Sauerlandes ist der Anbau von Weihnachtsbäumen dementsprechend inzwischen ein wichtiger Wirtschaftsfaktor. Durch die Änderung des Landesforstgesetzes im Jahr 2013 sind Weihnachtsbaumkulturen im Offenland und im Wald in Nordrhein-Westfalen nun rechtlich gleichgestellt und ihre Anlage gilt als Eingriff in Natur und Landschaft mit entsprechender Ausgleichspflicht.

Das neuartige Ökosystem Weihnachtsbaumkultur

Als neuartige Ökosysteme werden Lebensräume bezeichnet, die als Resultat beabsichtigter oder unbeabsichtigter menschlicher Aktivitäten neu entstehen und spezifische, neuartige Artenkombinationen aufweisen. Zu solchen neuartigen Ökosystemen zählen auch Weihnachtsbaumkulturen. Sie sind Intensivkulturen mit Düngung und dem Einsatz von Herbiziden, Fungiziden und teilweise Insektiziden. Übermäßige Düngung wirkt sich allerdings negativ auf die Qualität der Bäume aus. Weihnachtsbäume werden nach acht bis zwölf Jahren geerntet. Der Herbizideinsatz erfolgt in aller Regel bei der Flächenvorbereitung und mindestens in den ersten drei bis vier Standjahren jeweils im Herbst nach der Verholzung der Baumtriebe und im Frühjahr zu Beginn der Vegetationsperiode.



Der Bluthänfling ist ein typischer Brutvogel älterer Weihnachtsbaumkulturen.

Foto: J. Brüggeshemke, 7.5.2016.



Juvenile Heideleerchen verlassen das Nest in aller Regel bereits, bevor sie voll flugfähig sind.

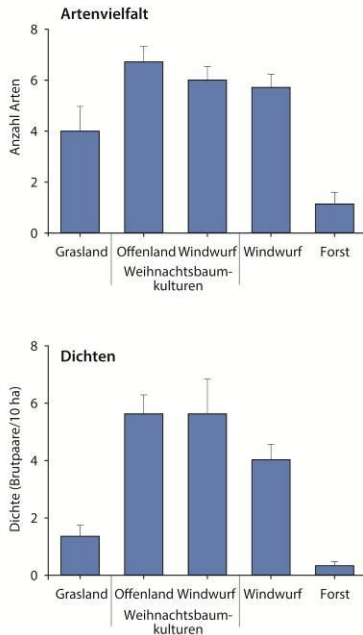
Foto: S. Kämpfer, 19.4.2016.



Alte Weihnachtsbaumkulturen weisen häufig eine weitgehend geschlossene Vegetationsdecke auf.

Foto: S. Kämpfer, 2.5.2016.

VOGELSCHUTZ



Artenvielfalt und Dichten der gefährdeten Brutvogelarten (Rote Liste Nordrhein-Westfalen, inklusive Vorwarnliste) in den fünf untersuchten Landschaftstypen.

In Abhängigkeit vom Alter der Weihnachtsbaumkultur unterscheidet sich nicht nur die Bewirtschaftungsweise, sondern auch die Habitatstruktur. Die Weihnachtsbäume sind in den ersten Jahren nach der Anpflanzung noch niedrigwüchsig. Der Anteil an Offenboden ist im Frühjahr und Frühsommer zwischen den Baumreihen hoch. Im Hochsommer ist oft eine lückige Krautschicht ausgebildet. Mit zunehmendem Alter der Kultur und nachlassender Herbizid- und Düngerapplikation nimmt die Deckung der Krautschicht generell zu. Gegen Ende des Anbauzyklus ist der Boden weitgehend mit Vegetation bedeckt und die Weihnachtsbäume erreichen Höhen bis zu 2,5 m. Die Dichten an Laufkäfern und Spinnen als Nahrungsgrundlage für insektivore Vögel sind hoch. Gleiches gilt für das Angebot an Kräutersamen für granivore Arten, insbesondere in den älteren Kulturen. Da die Weihnachtsbaumproduzenten die Kunden jedes Jahr zur Weihnachtszeit mit frischen Bäumen versorgen müssen, sind die Kulturen meist durch ein Mosaik aus Parzellen mit unterschiedlich alten Bäumen und damit unterschiedlichen Habitatstrukturen gekennzeichnet.

Wie aufgrund der Neuartigkeit des Ökosystems Weihnachtsbaumkultur zu erwarten ist, sind die Kenntnisse zur Artenvielfalt

generell und zur Vogelwelt von Weihnachtsbaumkulturen im Speziellen rudimentär. Die wenigen vorhandenen Publikationen stammen meist aus Nordamerika. Im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes „Biodiversität von Weihnachtsbaumkulturen in Mitteleuropa“ wurden erstmals umfassende Analysen zur Biodiversität von Weihnachtsbaumkulturen im Vergleich zu konkurrierenden Nutzungen im wichtigsten europäischen Anbaugbiet, dem Hochsauerland, durchgeführt. Die Studien bilden die Grundlage für die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen zum biodiversitätsfördernden, nachhaltigen und umweltverträglichen Anbau von Weihnachtsbäumen.



Vogelgemeinschaften der Weihnachtsbaumkulturen

Im Untersuchungsgebiet im Westteil des Hochsauerlandkreises, insbesondere in den Gemeindegebieten von Bestwig, Eslohe und Schmallenberg, die das Kerngebiet des Weihnachtsbaumanbaus in Deutschland darstellen, wurden die Brutvogelgemeinschaften von fünf Landnutzungstypen miteinander verglichen:



Heideleerche. Foto: M. Schauf, Kreis Viersen, 8.4.2012.

Der Lebensraum der Heideleerche – was früher die Heide war, ist heute die Weihnachtsbaumkultur

Bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts war die Heideleerche ein weitverbreiteter Brutvogel in den Bergheiden des Sauerlandes. Bedingt durch die Nutzungsaufgabe und Aufforstung der Heiden und dem damit verbundenen Verlust offener Habitatstrukturen verschwanden die Populationen zusehends. Von 1980 bis 2007 konnten im 1960 km² großen Hochsauerlandkreis nur noch wenige einzelne Bruten festgestellt werden. Im Jahr 2008 gelang dann erstmalig der Nachweis von etwa 20 Brutpaaren in den Weihnachtsbaumkulturen des Untersuchungsgebietes. Daraufhin wurde die Erfassungsintensität erhöht und auch der Bestand wuchs weiter an. Infolgedessen konnten 2015 bereits etwa 400 Brutpaare im Hochsauerlandkreis ermittelt werden, bei einer vermuteten Abdeckung von 75% aller potenziellen Habitate (Wolfgang Schulte, schriftliche Mitteilung). Nahezu alle Vorkommen befanden sich in Weihnachtsbaumkulturen. Die noch vorhandenen Bergheiden beherbergen aktuell weniger als fünf Brutpaare pro Jahr. Die Vegetation in den verbliebenen Heiden ist oft zu hochwüchsig und dicht für die am Boden nach Nahrung suchende Heideleerche.

Der nordrhein-westfälische Bestand der Heideleerche wurde 2013 auf 750 bis 1100 Brutpaare geschätzt. Unter der Voraussetzung, dass der Landesbestand mehr oder weniger unverändert geblieben ist, beherbergen die Weihnachtsbaumkulturen des Hochsauerlandes auf jeden Fall mehr als ein Drittel der nordrhein-westfälischen Population. Weitere größere Vorkommen befinden sich ansonsten nur noch auf ehemaligen und aktuellen militärischen Übungsplätzen.



Die Goldammer ist die häufigste der gefährdeten Brutvogelarten in den Weihnachtsbaumkulturen.

Foto: J. Brüggeshemke, 7.5.2016.

- Intensivgrünland
- Weihnachtsbaumkulturen im Offenland
- Weihnachtsbaumkulturen auf durch Kyrill entstandenen Windwurfflächen
- Kyrill-Windwurfflächen
- Fichtenforste

Für jeden dieser fünf Landnutzungstypen waren jeweils sieben Probestellen (à 40 ha Größe) Gegenstand der Untersuchungen. Die Probestellen wurden zufällig aus Landschaftsausschnitten ausgewählt, in denen der jeweilige Ziellandnutzungstyp dominierte.

Landschaftstypen mit Weihnachtsbaumkultur- oder Windwurfdominanz wiesen statistisch signifikant die größte Vielfalt und die höchsten Dichten an gefährdeten Brutvogelarten auf. Die häufigsten Brutvogelarten der Landschaftstypen mit Dominanz von Weihnachtsbaumkulturen waren in abnehmender Häufigkeit Heckenbraunelle, Buchfink, Goldammer und Amsel. Unter den Rote-Liste-Arten waren Goldammer, Fitis, Bluthänfling, Heidelerche und Baumpeiper am häufigsten und wiesen mitunter hohe Dichten auf. Mit Ausnahme des Fitis kamen diese Arten darüber hinaus nahezu nur in Landschaften vor, die von Weihnachtsbaumkulturen dominiert waren. Für die Heidelerche, aber auch den Baumpeiper sind die jungen Weihnachtsbaumkulturen mit geringer Vegetationsbedeckung von entscheidender Bedeutung. Sowohl Goldammer als auch Bluthänfling präferieren dagegen ältere Weihnachtsbaumkulturen.

Ausblick

Die vorliegenden Ergebnisse belegen deutlich die große Bedeutung von Weihnachtsbaumkulturen für bestandsgefährdete Brutvogelarten in der intensiv genutzten Landschaft des Sauerlandes. Die zukünftige Bewirtschaftung der Weihnachtsbaumkulturen sollte darauf abzielen, eine Intensivierung der Nutzung zu unterbinden und den Einsatz von Herbiziden zu minimieren, aber gleichzeitig weiterhin ein ausreichendes Angebot an Flächen mit offenem Boden zu gewährleisten. Beispielsweise sollte auf den Einsatz von Herbiziden entlang der Einzäunungen und Fahrgassen verzichtet werden. Die meist kleinfächige Parzellierung der Kulturen mit angrenzenden Säumen, Einzelbäumen und Heckenstrukturen sollte beibehalten werden.

Darüber hinaus besteht dringender Handlungsbedarf, die ehemaligen Lebensräume der gefährdeten Arten in der Kulturlandschaft wiederherzustellen. Dies gilt in besonderer Weise für die Bergheiden als Lebensraum für die Heidelerche. Diesem Anliegen widmet sich unter anderem das aktuelle Projekt der DBU „Bergheide-Ökosysteme im Rothargebirge“, das gemeinsam vom Naturpark Diemelsee, Naturpark Rothargebirge, der Biologischen Station im Hochsauerlandkreis und der Universität Osnabrück bearbeitet wird.

Thomas Fartmann, Steffen Kämpfer, Franz Löffler



Unterschiedlich alte Weihnachtsbaumkulturen mit Säumen und Einzelbäumen ergeben ein heterogenes Mosaik.
Foto: T. Fartmann, 20.5.2016.

Literatur zum Thema

- Borchard F, Schulte AM, Fartmann T 2013: Rapid response of Orthoptera to restoration of montane heathland. *Biodiversity and Conservation* 22: 687–700.
- Fartmann T, Kämpfer S, Brüggeshemke J, Juchem M, Klauer F, Weking S, Löffler F (eingereicht): Christmas-tree plantations foster species richness and density of threatened breeding birds in an intensively used low-mountain landscape. *Biological Conservation*.
- Höppner C 2014: Christmas tree plantations as refuges for endangered songbirds. Masterarbeit, Institut für Landschaftsökologie, Universität Münster (ausgezeichnet mit Förderpreis der Nordrhein-Westfälischen Ornithologen-Gesellschaft 2015).
- Legge H 2009: Zur Brutverbreitung der Heidelerche *Lullula arborea* im Hochsauerlandkreis. *Charadrius* 45 (4): 213–218.



Prof. Dr. Thomas Fartmann ist Ökologe und Biogeograph. Er leitet die Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie an der Universität Osnabrück. Zu seinen Forschungsschwerpunkten zählen die Auswirkungen des rezenten Landnutzungs- und Klimawandels auf die Biodiversität.



Steffen Kämpfer ist Landschaftsökologe und Doktorand in der Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie der Universität Osnabrück. Im Rahmen seiner Promotion beschäftigt er sich mit dem Einfluss des Landnutzungswandels auf gefährdete Brutvogelarten.



Franz Löffler ist Landschaftsökologe und promoviert in der Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie an der Universität Osnabrück über die Auswirkungen des Landnutzungs- und Klimawandels auf die Biodiversität des montanen Magergraslands.

Appendix 3: Eingereichtes Manuskript

Landscape-scale effects of Christmas-tree plantations in an intensively used low-mountain landscape – Applying breeding bird assemblages as indicators

Fartmann, T.^{1,2*}, Kämpfer, S.¹, Brüggeshemke, J.^{1,2}, Juchem, M.^{1,2}, Klauer, F.³, Weking, S.⁴ & Löffler, F.¹

¹ Department of Biodiversity and Landscape Ecology, Osnabrück University, Barbarastrasse 11, 49076 Osnabrück, Germany

² Institute of Biodiversity and Landscape Ecology (IBL), Hafengeweg 31, 48155 Münster, Germany

³ NABU-Naturschutzstation Münsterland, Westfalenstraße 490, 48165 Münster, Germany

⁴ Conservation Agency of the Recklinghausen district, Kurt-Schumacher Allee 1, 45657 Recklinghausen, Germany

* Corresponding author. Phone: +49-(0)541-969-3494; Fax: +49-(0)541-969-2815; E-mail: t.fartmann@uos.de

Abstract

Novel ecosystems are characterised by recent establishment due to human activities and new species combinations. A characteristic example in farmlands is Christmas-tree plantations. The aim of this study is to evaluate the landscape-scale effects of the novel ecosystem Christmas-tree plantation on breeding bird assemblages in the most important European stronghold of Christmas-tree production, the intensively used low-mountain landscape of the Hochsauerland (Central Europe), in comparison with currently competing land-use types.

The study revealed that the five studied landscape types differed in habitat composition and landscape diversity. Landscape diversity was significantly highest in the two types of Christmas-tree plantation landscapes and windthrow landscapes, differing from grassland and forest landscapes. Bird species assemblages clearly responded to the differences in habitat composition. This was especially true for threatened species having a peak of species richness and breeding-pair density in the two types of Christmas-tree plantation landscapes and slightly weakened at windthrow landscapes.

The high species richness of Christmas-tree plantation landscapes was driven mainly by high landscape heterogeneity. Densities of the threatened indicator species of the Christmas-tree plantation landscapes were promoted especially by (i) high availability of suitable food (arthropods, seeds) and (ii) high accessibility to the food resources due to bare ground (tree pipit [*Anthus trivialis*], woodlark *Lullula arborea*) or low-growing vegetation (linnet [*Carduelis cannabina*], yellowhammer [*Emberiza citronella*]) in the Christmas-tree plantations. For the woodlark, Christmas-tree plantations are among the most important strongholds in the German Federal State of North Rhine-Westphalia.

Keywords

Farmland bird, indicator species analysis, land-use change, novel ecosystem, species richness, woodlark (*Lullula arborea*)

1 Introduction

Recent biodiversity loss is of global concern. The extinction rates of plant and animal species have risen continuously during past decades and are nowadays 1,000 times higher than would be expected naturally (De Vos et al., 2014). Despite great efforts of nature conservation, there are currently no signs of a trend reversal (Butchart et al., 2010). Accordingly, Barnosky et al. (2011) suggest that we are heading for a sixth global mass extinction. For terrestrial biomes, land-use change is assumed to be the main cause of this biodiversity crisis (Foley et al., 2005; Sala et al., 2000).

A large part of Europe's biodiversity is associated with agricultural land (Donald et al. 2006; Henle et al. 2008; Kleijn et al. 2009). Additionally, farmland constitutes the single largest habitat in Europe; more than 40% of the European (EU-27) (Eurostat, 2016) and 54% of German (BMU 2007) terrestrial land surfaces are used for agriculture. Consequently, agricultural landscapes play an important role for biodiversity conservation (BMU, 2007; Henle et al., 2008). Nevertheless, across different taxa such as plants, insects, and birds, farmlands exhibit the largest decrease in biodiversity (Donald et al., 2006; Flohre et al., 2011; Vickery et al., 2001). The two main drivers of the current loss in farmland biodiversity are (i) land-use intensification at productive soils and (ii) abandonment of marginal land (Foley et al., 2005; Henle et al., 2008; Kleijn et al., 2009). Both lead to homogenisation at the landscape and habitat scale with severe negative effects on biodiversity. Bird assemblages have been shown to be very good indicators of overall habitat and in particular farmland biodiversity (Donald et al., 2001; Graham et al., 2017; Maes et al., 2005; Newton 2017). Land-use change affects birds mainly due to the alteration of the food supply and its influence on the breeding habitat (Benton et al., 2002; Newton, 2004; Vickery et al., 2001).

However, man-made transformation of landscapes may also result in the emergence of novel ecosystems. Novel ecosystems are characterised by recent establishment, due to deliberate or inadvertent human action, and new species combinations, with the potential for changes in ecosystem functioning (Hobbs et al., 2006). A characteristic example in Central European farmlands is Christmas-tree plantations. As a result of agricultural overproduction during the early 1980s and, therefore, the introduction of a milk quota within the EU, many grasslands in the study area, the low-mountain landscape of the 'Hochsauerland' in Central Europe (cf. Section 2.1), have been converted to Christmas-tree plantations (Fartmann et al., 2017; Rüter, 1990). Since then, their extent has increased continuously. The last significant expansion of Christmas-tree cultivation in the study area began in 2007 following the European storm 'Kyrill' (Fink et al., 2009). More than 2,900 ha of Kyrill windthrows on former non-native spruce forests (*Picea abies*) have been planted with Christmas trees after salvage logging (Centre for Forest Ecosystems, 2013). Today, the Hochsauerland and adjacent low-mountain areas are the most important strongholds of Christmas-tree production in Europe, covering a total area of 18,000 ha (State Parliament NRW, 2013).

As Christmas-tree plantations have emerged as a novel ecosystem only very recently, scientific knowledge concerning their role for biodiversity conservation is very scarce (Gailly et al. 2017, Fartmann et al., 2017). However, Bagge et al. (2012) recently showed that conventionally managed Christmas-tree plantations in Denmark have higher carabid beetle species richness and abundance than organically managed ones. Additionally, Gailly et al. (2017) proved that the introduction of Christmas-tree plantations into landscapes dominated by grassland with low hedge density in the Belgian Ardenne region increases bird species richness and abundance. However, they question the genuine quality of Christmas-tree plantations for birds due to the lack of data on breeding success.

Within the Hochsauerland, only recently studies have provided evidence that Christmas-tree plantations are characterised by high arthropod densities (ground beetles, spiders) comparable to those of montane heathlands and windthrows (Fartmann et al., 2017; Höppner, 2014) and high seed availability (Fartmann et al., 2017). Additionally, they are meanwhile regularly used as breeding habitats by the threatened woodlark (*Lullula arborea*) (Fartmann et al., 2017; Höppner, 2014; Legge, 2009). Since the first observation

of about 20 breeding pairs in Christmas-tree plantations in 2008 (Legge, 2009), the size of the woodlark population has continuously increased (Fartmann et al., 2017).

The aim of this study is to evaluate the landscape-scale effects of the novel ecosystem Christmas-tree plantation on breeding bird assemblages in the most important European stronghold of Christmas-tree production, the intensively used low-mountain landscape of the Hochsauerland (Central Europe) (Fig. 1), in comparison with currently competing land-use types. For this purpose, we compared environmental conditions as well as species richness and density of breeding birds in landscapes dominated by (i) grassland, (ii) Christmas-tree plantations in open landscapes that had been established on former grasslands, (iii) Christmas-tree plantations that had been established on former windthrows, (iv) windthrows as a result of the European storm ‘Kyrill’ in January 2007, and (v) non-native spruce forests. Finally, we provide recommendations for the future management of Christmas-tree plantations.

2 Materials and methods

2.1 Study area

The study area, with a size of 541 km², is located in the northern part of the ‘Hochsauerland’ (51°6’ N/8°5’ and 51°22’ N/8°33’ E, 250–550 m a.s.l.), a low-mountain range in the southeast of the German Federal State of North Rhine-Westphalia (Fig. 1). It is characterised by a rather cool and wet climate (mean annual temperature: 8.0 °C; mean annual precipitation: 1,184 mm; meteorological station Eslohe [351 m a.s.l.]; period: 1981–2010; DWD, 2017). The dominating soils in the hilly landscape are originally nutrient-poor cambisols (= poorly developed brown soils) on acidic bedrock (Geologisches Landesamt NRW, 1998). The landscape is characterised by intensive forestry and agriculture. Forests (47% of the total area), among them mainly non-native spruce forests, and improved grassland (23%) are the dominant habitat types, followed by arable fields and built-up area (in each case 11%). Nutrient-poor habitats and hedges have become rare within the agricultural areas of the study area as a result of intensive land use and associated structural homogenisation of the landscape.

Within the Hochsauerland, the study area is the heart of Christmas-tree cultivation. Therefore, Christmas-tree plantations (mainly caucasian fir [*Abies nordmanniana*]) are now characteristic elements of the low-mountain landscape, covering 3,813 ha (7%) of the study area. Christmas-tree plantations are characterised by the application of fertiliser and herbicides. However, intensive fertilisation is avoided as it leads to a rapid height growth of the trees with negative effects on sales opportunities (Matschke, 2005; Maurmann, 2013). Christmas-tree plantations have a rotation cycle of 8 to 12 years. Herbicides are usually applied prior to planting of the young trees and during the first three to four years always in spring at the beginning of the growing season and in autumn after lignification of the tree shoots (Körner, 1988; Matschke, 2005). As a result, the rows between the Christmas trees are usually covered by mosaics of bare ground (~5–10% cover), gravel (~5–10%) and weeds (~40%) in summer (Höppner, 2014). In contrast, insecticides are normally not applied. Additionally, the herb layer between the tree rows is often mulched in late summer (Matschke, 2005). During the rest of the growing season there are mostly no further management activities. To avoid browsing of the shoot tips by roe deer and partly red deer, the plantations are fenced (Legge, 2009). Consequently, there is no public access, and hence, the breeding birds are protected from being disturbed by mountain bikers, hikers or walkers and their domestic dogs.

2.2 Sampling design

2.2.1 Plots

We compared five different landscape types characteristic for the study area and dominated by (i) grassland (GRASS), (ii) Christmas-tree plantations in open landscapes that had been established on former

grasslands (CTOPEN), Christmas-tree plantations that had been established on former windthrows (CTWIND), (iv) windthrows as a result of the European storm ‘Kyrill’ in January 2007 (WIND), and (v) spruce forests (FOREST). Per landscape type, we randomly selected seven quadratic plots with a size of 40 ha and a cover of the focal land-use type of at least 40% within the plot ($N_{\text{plots}} = 35$, Fig. 1).

2.2.2 Habitat composition

For each plot, we mapped the habitat composition according to Riecken et al. (2006) and calculated the area of each habitat type using ArcGIS 10.2 (ESRI Inc.). For further analysis, the habitat types were summarised to the following nine main classifications: arable land, semi-natural grassland, improved grassland, fringe/clearing vegetation, Christmas-tree plantation, shrubland, deciduous forest, coniferous forest, and built-up area (Table 1). Additionally, we calculated the landscape diversity (H') of each plot using the Shannon Index (O'Neill et al., 1988):

$$H' = - \sum_i p_i \cdot \ln p_i \quad \text{with } p_i = \frac{n_i}{N}$$

where N is the number of habitat types per plot and n_i is the area of each habitat type in the plot.

2.2.3 Breeding bird surveys

Mapping of the breeding bird territories was performed in all plots and the total plot area from the end of February to June 2016 (Fischer et al., 2005). Altogether, five surveys at early morning and two at night with an interval of at least 10 days between each visit were conducted. All observations of territorial behaviour, such as singing, were noted according to Bibby et al. (2000). Breeding was assumed if a bird showed territorial behaviour twice within a distance of 10 days between each survey (Fischer et al., 2005). Additionally, for detecting owls, woodpeckers, and woodlark, we used tape playbacks of their calls and songs (Fischer et al., 2005). Prior to further analyses, breeding bird species were classified as threatened or non-threatened species according to the red data book of North Rhine-Westphalia (Sudmann et al., 2011).

2.3 Statistical analysis

All sampled numerical parameters (Table 1) were tested for significant differences among the five landscape types by ANOVA if data were normally distributed (Shapiro–Wilk test) and variances were homogenous (Levene test); otherwise, a Kruskal–Wallis H test was conducted. As post-hoc tests, we applied the Holm–Sidak test and Tukey test, respectively. The relationship between the landscape diversity and the area of Christmas-tree plantations was analysed using the regression with the best fit (McDonald, 2014).

Prior to generalised linear model (GLM) analyses (see below), Spearman rank correlations (r_s) were conducted to exclude variables with strong inter-correlations ($|r_s| \geq 0.5$) (cf. Dormann et al., 2013; Löffler and Fartmann, 2017). Arable land was correlated with deciduous forest ($r_s = -0.51$, $P < 0.01$) and Christmas-tree plantations with landscape diversity ($r_s = 0.75$, $P < 0.001$). Consequently, we excluded deciduous forest and landscape diversity from the analyses described below; all remaining parameters in Table 1 were included.

GLM were calculated to detect environmental parameters that explain the species richness and density of breeding bird assemblages, separately for all and threatened species, in the five landscape types. In order to increase model robustness and identify the most important environmental parameters, we conducted model averaging based on an information-theoretic approach (Burnham and Anderson, 2002; Grueber et al., 2011). Model averaging was conducted using the ‘dredge’ function (R package *MuMIn*; Bartón, 2016) and included only top-ranked models within $\Delta\text{AIC}_c < 2$ (cf. Grueber et al., 2011). To identify indicator species for each landscape type, an indicator species analysis (ISA) (R package *indicspecies*; De

Cáceres and Jansen, 2016; Dufréne and Legendre, 1997) was carried out. All statistical analyses were performed using R 3.4.1 (R Development Core Team, 2017).

3 Results

3.1 Habitat composition

The five studied landscape types differed in habitat composition and landscape diversity (Table 1). GRASS, CTOPEN, CTWIND, and FOREST were significantly dominated by the respective eponymous land-use type. WIND significantly had the highest extent of fringe/clearing vegetation and shrubland, which had established since 2007 on former windthrows. Arable fields, semi-natural grassland, deciduous forest, and built-up area had an area of maximally 5 ha (12.5% of the plot) per landscape type and did not differ among the five landscape types.

Landscape diversity was significantly highest at the two types of Christmas-tree plantation landscapes and WIND, differing from the very homogeneous GRASS and FOREST. Across all landscape types, landscape diversity was significantly related to the cover of Christmas-tree plantations per plot (Fig. 2). Landscape diversity was highest in plots with an intermediate area of Christmas-tree plantations (~19 ha, 45% of the plot).

3.2 Breeding bird assemblages

Altogether, we detected 61 breeding bird species on the 35 plots, 24 of which are considered threatened for North Rhine-Westphalia (Appendix, Table A1). The seven most common species (> 200 breeding pairs) were, with decreasing frequency, chaffinch (*Fringilla coelebs*), dunnock (*Prunella modularis*), blackbird (*Turdus merula*), wren (*Troglodytes troglodytes*), robin (*Erithacus rubecula*), firecrest (*Regulus ignicapilla*), and chiffchaff (*Phylloscopus collybita*). Among the threatened species, yellowhammer (*Emberiza citrinella*), willow warbler (*Phylloscopus trochilus*), linnet (*Carduelis cannabina*), woodlark, and tree pipit (*Anthus trivialis*) had, in decreasing order, the highest numbers of breeding pairs (147–35). In two threatened species, the woodlark and the great grey shrike (*Lanius excubitor*), the detected breeding pair numbers are of supra-regional relevance: The 46 breeding pairs of the woodlark and the five breeding pairs of the great grey shrike account for 4.2 and 10%, respectively, of the maximally estimated population size in North Rhine-Westphalia. The woodlark was almost completely restricted to CTOPEN and CTWIND (Table 2). The great grey shrike breeding pairs occurred at three CTOPEN plots and, in each case, one GRASS and WIND plot.

3.3 Response of breeding bird assemblages to habitat composition

In contrast to the number of all species, the number of threatened species as well as the breeding pair densities of all and threatened species differed significantly among the five landscape types (Fig. 3). The density of all species was significantly lowest at GRASS and highest at WIND; FOREST, CTOPEN, and CTWIND had an intermediate position. For threatened bird species, CTOPEN, CTWIND, and WIND played a prominent role. The number of bird species was highest in these three landscape types, significantly differing from FOREST but not from GRASS. The breeding pair density of threatened species peaked at CTOPEN, significantly differing from FOREST but not from GRASS, CTWIND, and WIND.

For every landscape type, we determined indicator species (Table 2). The highest numbers of indicator species were identified for FOREST, WIND, and GRASS, with five to eight species. Except FOREST, every landscape type had indicator species that are considered threatened. At the two Christmas-tree plantation landscape types, even all indicator species were threatened species. The indicator species of CTOPEN were tree pipit, yellowhammer, and woodlark. Linnet was the characteristic species in CTWIND.

The area of grassland had negative effects on species richness and density of all and threatened species (Table 3). Except for the density of all species, the area of coniferous forest also negatively affected species richness and density in all models. Additionally, species richness of all and threatened species increased with the area of Christmas-tree plantations. The area of fringe/clearing vegetation also had a positive effect on the species richness of all species. In general, model accuracy was very good (McFadden R^2 : 0.20–0.60).

4 Discussion

Our study revealed that the five studied landscape types strongly differed in habitat composition and landscape diversity. Landscape diversity was significantly highest at the two types of Christmas-tree plantation landscapes and WIND, differing from GRASS and FOREST. Bird species assemblages clearly responded to the differences in habitat composition. This was especially true for threatened species having a peak of species richness and breeding-pair density at the two types of Christmas-tree plantation landscapes and slightly weakened at WIND. GRASS had an intermediate position, and FOREST was almost irrelevant for threatened species. All indicator species (linnet, tree pipit, woodlark, and yellowhammer) of the two Christmas-tree plantation types and WIND were threatened species and occurred with high density in the respective landscape types.

Both GRASS and FOREST had very low landscape diversity, with almost three quarters of the plot covered by improved grassland and coniferous forest, respectively. Additionally, due to intensive agriculture and forestry in the study area, the grassland and forest stands are characterised by a very homogenous habitat structure (own observation). Heterogeneity at the landscape and habitat scale is a key factor for the species richness of bird assemblages (e.g. Benton et al., 2003; Vickery and Arlettaz, 2012). In line with this, GRASS and FOREST had the lowest species richness of threatened species. Additionally, the area of improved grassland and coniferous forest negatively affected the species richness of all and threatened species in the GLM analyses.

In contrast to FOREST, GRASS also had very low breeding pair densities, and the area of improved grassland negatively influenced the density of all and threatened species in the GLM analyses. The vast majority of the improved grasslands in the study area were used as silage grasslands or cattle pastures with high stocking rates (own observation). Even if birds would start nesting in these uniform grasslands (cf. Wilson et al., 2009), both management regimes would result in an almost complete loss of nests due to frequent mowing and trampling (Gatter, 2000; Newton, 2017; Wilson et al., 2009).

However, improved grasslands are of relevance for some bird species, especially raptors feeding on small mammals, as foraging habitats due to high accessibility to the remaining food resources (Newton, 2017). Indeed, with buzzard (*Buteo buteo*) as well as the threatened kestrel (*Falco tinnunculus*) and red kite (*Milvus milvus*), three of the five indicator species of GRASS were birds of prey. Maximally, up to 12 raptors (one buzzard, nine red kites, two black kites [*Milvus migrans*]) were simultaneously observed hunting in silage grasslands in the study area during harvest (own observation). The white wagtail (*Motacilla alba*), another threatened indicator species of GRASS, feeds on small flies on the ground, such as dung flies regularly occurring in pastures (Davies, 1977).

Despite the low landscape diversity of FOREST and the high homogeneity of the coniferous forest stands in the study area, such forests are known to harbour high densities of tiny insects with beneficial effects on several widespread, insectivorous songbird species (Gatter, 2000, 2004; Mattes, 1988). Consequently, most of the indicator species of FOREST identified in our study (coal tit [*Parus ater*], crested tit [*Parus cristatus*], firecrest, goldcrest [*Regulus regulus*], treecreeper [*Certhia familiaris*], and wren [*Troglodytes troglodytes*]) belonged to this group of species (cf. Flade, 1994).

The two types of Christmas-tree plantation landscapes and WIND had the highest landscape diversity, with beneficial effects on threatened species. The area of Christmas-tree plantations per plot was even a surrogate for landscape diversity, as landscape diversity was highest in plots with an intermediate area of Christmas-tree plantations (~19 ha, 45% of the plot). Besides the strong effects of Christmas-tree plantations on landscape diversity, Christmas-tree plantations are characterised by strong differences in habitat structure between the different plantation parcels, enhancing diversity at the habitat level (Fartmann et al., 2017). A regular rotation cycle of Christmas trees from planting to harvesting lasts between 8 and 12 years (Körner, 1988; Matschke, 2005). Depending on the age of the stands, the habitat structure strongly differs (Matschke, 2005). In the first years, Christmas-tree plantations are characterised by small Christmas trees growing in rows with large areas of bare soil and gravel between the rows at the beginning of the growing season (Fartmann et al., 2017; cf. Section 2.1). Three to four years after planting, the application of herbicides and fertiliser is usually ceased (Körner, 1988; Matschke, 2005) and the rows between the trees become increasingly vegetated (Fartmann et al., 2017). During the last third of the rotation cycle, most of the ground is covered by Christmas trees up to 2.5 m in height. As the Christmas-tree producers have to supply the market every year with new trees, Christmas-tree plantations are usually characterised by mosaics of parcels with different tree ages and, hence, different habitat structures (Fartmann et al., 2017). Accordingly, a higher cover of Christmas-tree plantations is also an indicator for high habitat heterogeneity. Consequently, the species richness of both all and threatened species increased in the GLM analyses with the area of Christmas-tree plantations.

The habitat composition and landscape diversity of CTOPEN and CTWIND were similar. The same was true for the species richness and density of the bird assemblages. However, both landscape types were characterised by different indicator species. We assume that this is the result of differences in the habitat structure and resource availability due to a different land-use history. Christmas-tree plantations at CTWIND had been established since 2007 on former windthrows. As a result of mulching of the remaining wood material following salvage logging of the trees, they usually had a higher cover of dead wood (Höppner, 2014; own observation). Together with the lack of previous soil tillage, the soil conditions are more diverse, resulting in a higher cover of weeds. Consequently, CTWIND had a lower cover of bare ground and more heterogeneous vegetation than CTOPEN. Additionally, the area of fringe/clearing vegetation was thrice as high at CTWIND compared to CTOPEN.

All four indicator species of the Christmas-tree plantation landscapes build their nests at the ground or in shrubs and young trees (linnet) beneath sheltered vegetation, depend on song posts – such as Christmas trees, fence posts, and tall trees adjacent to the plantations (own observation) – and feed mainly on the ground (Bauer et al., 2005). The three indicator species of CTOPEN – tree pipit, woodlark, and yellowhammer – are insectivorous, at least during the breeding period (Bauer et al., 2005), and prefer low-growing vegetation (yellowhammer) (Whittingham and Evans, 2004; Whittingham et al., 2005) or bare ground (tree pipit, woodlark) for foraging (Bosco, 2014; Bowden, 1990; Burton, 2007). Christmas-tree plantations in the study area are characterised by high arthropod densities (Fartmann et al., 2017; Höppner, 2014). In contrast, the indicator species of CTWIND – the linnet – relies largely on a diet of seeds, even when feeding their young (Wilson et al., 2009). Due to the higher weed cover and larger area of fringe/clearing vegetation (see above), seeds are widely available at CTWIND. Consequently, we explain the high relevance of the Christmas-tree plantations for the four threatened bird species especially by the (i) high availability and (ii) accessibility of suitable food (cf. Fartmann et al., 2017). Additionally, due to the low management activity during the growing season, the lack of public access through fencing, and the lack of mechanical soil disturbance in the Christmas-tree plantations, the risk of nest loss is low.

Gailly et al. (2017) also showed that Christmas-tree plantations promote bird species richness and abundance in an intensively used landscape. However, they question the genuine quality of Christmas-tree plantations for birds due to possibly negative effects of insecticide and herbicide application on breeding

success. In the Christmas-tree plantations of our study area, insecticides are normally not applied (cf. Section 2.1) and arthropod densities (carabid beetles, spiders) are high, comparable to those on montane heathlands and windthrows (Fartmann et al., 2017; Höppner, 2014). In contrast, herbicides are regularly sprayed. However, the applied quantities still allow in summer the establishment of a herb layer with intensive seed production (Fartmann et al., 2017; Höppner, 2014; cf. Section 2.1). Additionally, successful reproduction has regularly been confirmed for the woodlark (Höppner, 2014; Fartmann et al., 2017), and populations of the species have continuously increased in the Christmas-tree plantations of the study area during the last ten years (Fartmann et al., 2017). Consequently, we have no evidence that the Christmas tree-plantations in the study area with their current management act as ecological traps for breeding birds.

In terms of conservation, the Christmas-tree plantations are even prime habitats of the woodlark in North Rhine-Westphalia (Fartmann et al., 2017). The threatened species is legally protected at the EU scale by the Birds Directive (Szymank et al., 1998), and the current population size is estimated to be 750 to 1,100 breeding pairs in North Rhine-Westphalia (Grüneberg et al., 2013). With 46 breeding pairs, we detected 4% of the maximally estimated population size of the federal state in the Christmas-tree plantations of our study area. In 2015, the population size in the Hochsauerland was even estimated to be around 400 breeding pairs also nearly exclusively occurring in Christmas-tree plantations (Fartmann et al., 2017). Consequently, the Christmas-tree plantations of the Hochsauerland are, besides active and former military training areas (Grüneberg et al., 2013), nowadays the most important strongholds of the species in North Rhine-Westphalia (Fartmann et al. 2017).

Due to the young history of the ecosystem, breeding of woodlarks in Christmas-tree plantations has only recently been detected (Behle, 2001; Legge, 2009; Fartmann et al., 2017). Until the middle of the last century, the woodlark was a widespread breeding bird of montane heathlands in the Hochsauerland (Borchard et al., 2013; Legge, 2009). However, most likely due to abandonment and afforestation of heathlands with the associated loss of open habitat structures, the populations vanished (Borchard et al., 2013). Between 1980 and 2007, only single breeding pairs were observed at the 1,960 km² large Hochsauerland (Legge, 2009). Since the first detection of about 20 breeding pairs within the study area in 2008 (Legge, 2009), the observation area was enlarged, and the population size in the Christmas trees continuously increased until the preliminary peak of 400 pairs in 2015 (see above). Comparable shifts in habitat use of birds are well known and can occur within a few generations (e.g. Fuller, 2012a; Wesolowski and Fuller, 2012).

Since Christmas-tree plantations are a novel ecosystem, our knowledge concerning the plant and animal assemblages is scarce. However, as our study showed, there seem to be many similarities in bird assemblages of Christmas-tree plantations and the more intensively studied young conifer plantations in forestry. It is well documented that all four indicator species of the Christmas-tree plantation landscapes can occur in high densities in such young conifer plantations (linnet: Flade, 1994; Graham et al., 2017; Khoury et al., 2009; tree pipit: Burgess et al., 2015; Burton, 2007; woodlark: Bowdon, 1990; Gatter, 2000; Langston et al., 2007; Wotton and Gillings, 2000; yellowhammer: Fuller et al., 2004).

Recently, some studies have highlighted the importance of windthrows for threatened bird species (Thorn et al., 2016; Zmihorski, 2010; Zmihorski and Durska, 2011). Besides the high landscape diversity of WIND, the plots had the highest extent of fringe/clearing vegetation and shrubland. In general, both habitat types were across and within the plots characterised by high heterogeneity (own observation). In accordance with this, the area of fringe/clearing vegetation promoted species richness of all species. Both threatened indicator species of WIND, bullfinch and willow warbler, are known to prefer such heterogeneous young-growth stages of woodland succession (Fuller, 2012b, 2012c; Graham et al., 2017; Grüneberg et al., 2013; Wilson et al., 2009).

In conclusion, the novel ecosystem of Christmas-tree plantations fosters the species richness and density of threatened breeding bird species in the intensively used low-mountain landscape of the study area.

The species richness of threatened breeding bird species was driven mainly by landscape heterogeneity. The area of the Christmas-tree plantations was even a surrogate for landscape diversity. Densities of the threatened indicator species of the Christmas-tree plantation landscapes were especially promoted by (i) high availability of suitable food (arthropods, seeds) and (ii) high accessibility to the food resources due to bare ground (tree pipit, woodlark) or low-growing vegetation (linnet, yellowhammer) in the Christmas-tree plantations. For the woodlark, the Christmas-tree plantations in the Hochsauerland are among the most important strongholds in North Rhine-Westphalia.

5 Implications for conservation

In the intensively used low-mountain landscape of the study area are Christmas-tree plantations and windthrows of prime importance for the conservation of threatened breeding bird species. Despite the application of herbicides and fertiliser during the first three to four years after planting of the trees, Christmas-tree plantations offer a high supply of food (arthropods, seeds) that is easily accessible to the threatened indicator species (linnet, tree pipit, yellowhammer, and woodlark) due to bare ground or low-growing vegetation. To increase the availability of seeds and probably of arthropods, on the one hand, and to reduce the amount of herbicides used, on the other hand, we recommend the cessation of herbicide application along the plantation fences and tramlines. In contrast, weed control by grazing Shropshire sheep, which do not browse Christmas trees (Matschke, 2005), would hardly be an alternative to herbicide application, especially since the woodlark and tree pipit vitally depend on bare ground (Bosco, 2014; Bowden, 1990; Burton, 2007; Langston et al., 2007). The same is true for mechanical weed control through milling during the growing season (Arlettaz et al., 2012), as nest loss should increase, although for example the nesting sites of the woodlark are located mainly below the Christmas trees (Fartmann et al., 2017; Höppner, 2014). Additionally, soil erosion rates probably rise after heavy rainfall on the inclined slopes after milling.

Our data on the high relevance of windthrows for threatened bird species are in line with some previous studies (Thorn et al., 2016; Zmihorski, 2010; Zmihorski and Durska, 2011). Besides for the threatened indicator species, bullfinch and willow warbler, windthrows are one of the main habitats of the great grey shrike in the Hochsauerland (own observation; cf. Flade, 1994). Consequently, we recommend reducing post-storm logging and afforestation of windthrows (cf. Thorn et al., 2016).

Acknowledgments

The study was funded by the Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU; German Federal Environmental Foundation). We are grateful to W. Becker-Gödde, G. Feldmann-Schütte, E. Hennecke, and M. Mütterich (Gartenbau-Verband Westfalen-Lippe) as well as C. Köhler (Landwirtschaftskammer North Rhine-Westphalia) for organising access to the Christmas-tree plantations and providing helpful information concerning the management of the plantations. Additionally, we would like to thank W. Schubert and A. M. Schulte (Naturschutzzentrum-Biologische Station-Hochsauerlandkreis) for providing regional literature.

References

- Arlettaz, R., Maurer, M., Mosimann-Kampe, P., Nusslé, S., Abadi, F., Braunisch, V., Schaub, M., 2012. New vineyard cultivation practices create patchy ground vegetation, favouring Woodlarks. *J. Ornithol.* 153, 229–238.
- Bagge, S., Lund, M., Rønn, R., Thomasen, P.F., Ekelund, F., 2012. Significantly higher carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) catch in conventionally than in organically managed Christmas tree plantations. *J. Entomol. Sci.* 47 (2), 110–124.

- 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.
- Barthel, P.H., Helbig, A.J., 2005. Artenliste der Vögel Deutschlands. *Limicola* 19 (2), 89–111.
- Bartón, M., 2016. Package Multi-Model inference (MuMIn). <https://cran.r-project.org> (accessed 26 September 2017).
- Bauer, H.-G., Bezzel, E., Fiedler, W., 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. 2, second edition. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Behle, L., 2001. Ein neues Brutvorkommen der Heidelerche (*Lullula arborea*) im Süderbergland. *Charadrius* 37, 176–178.
- Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L., Crick, H.Q.P., 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *J. Appl. Ecol.* 39, 673–687.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18 (4), 182–188.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., Mustoe, S.H., 2000. *Bird Census Techniques*, second ed. Academic Press, London.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 2007. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. BMU, Berlin.
- Borchard, F., Schulte, A.M., Fartmann, T., 2013. Rapid response of Orthoptera to restoration of montane heathland. *Biodiv. Conserv.* 22, 687–700.
- Bosco, L., 2014. The effect of ground vegetation cover on vineyards habitat use by the woodlark *Lullula arborea* and its arthropod prey. Master thesis, University of Bern.
- Bowden, C.G.R., 1990. Selection of foraging habitats by Woodlarks (*Lullula arborea*) nesting in pine plantations. *J. Appl. Ecol.* 27, 410–419.
- Burgess, M.D., Bellamy, P.E., Gillings, S., Noble, D.G., Grice, P.V., Conway, G.J., 2015. The impact of changing habitat availability on population trends of woodland birds associated with early successional plantation woodland. *Bird Study* 62 (1), 39–55.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer, New York.
- Burton, N.H.K., 2007. Influences of restock age and habitat patchiness on Tree Pipits *Anthus trivialis* breeding in Breckland pine plantations. *Ibis* 149, 193–204.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Kent, E., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., Mcrae, L., Minasyan, A., Hernández-Morcillo, M., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vié J.-C., Watson, R., 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328, 1164–1168.
- Davies, N.B., 1977. Prey selection and social behavior in wagtails. *J. Animal Ecol.* 46, 37–57.
- Deutscher Wetterdienst (DWD), 2017. Climate Data Center. <ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC> (accessed 7 August 2017).
- De Cáceres, M., Jansen, F., (2016). Package indicpecies. <https://cran.r-project.org> (accessed 22 January 2018).
- Centre for Forest Ecosystems, 2013. Auswirkungen des Orkans Kyrill auf die Forst- und Holzwirtschaft in Südwestfalen. Unpublished report, Münster.

- 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. *Conserv. Biol.* 29(2), 452–462.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. Royal Soc. London B: Biol. Sci.* 268, 25–29. DOI: 10.1098/rspb.2000.1325
- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116, 189–196.
- 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.
- Dufrière, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345–366.
- Eurostat, 2016. Europe in figures – Eurostat yearbook 2016. Statistical office of the European Union, Luxembourg. <http://ec.europa.eu> (accessed 23 February 2017).
- Fartmann, T., Kämpfer, S., Löffler, F. 2017. Wichtige Bruthabitate für Rote-Liste-Arten: Weihnachtsbaumkulturen im Hochsauerland. *Der Falke* 64 (12), 20–23.
- Fink, A.H., Brucher, T., Ermert, V., Kruger, A., Pinto, J.G., 2009. The European storm Kyrill in January 2007: synoptic evolution, meteorological impacts and some considerations with respect to climate change. *Nat. Hazard. Earth Syst. Sci.* 9, 405–423.
- Fischer, S., Flade, M., Schwarz, J., 2005. Revierkartierung, in: Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K., Sudfeldt, C. (Eds.), *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. Radolfzell, pp. 47–58.
- Flade, M., 1994. Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.
- Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., Clement, L.W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Geiger, F., Guerrero, I., Hawro, V., Inchausti, P., Liira, J., Morales, M. B., Oñate, J.J., Pärt, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Thies, C., Tschamntke, T., 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecol. Appl.* 21 (5), 1772–1781.
- 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.
- Fuller, R.J., 2012a. Birds and their changing habitat: thoughts on research and conservation strategies, in: Fuller, R.J. (Ed.), *Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 516–529.
- Fuller, R.J., 2012b. The bird and its habitat: an overview of concepts, in: Fuller, R.J. (Ed.), *Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 3–36.
- Fuller, R.J., 2012c. Avian responses to transitional habitats in temperate cultural landscapes: woodland edges and young-growth, in: Fuller, R.J. (Ed.), *Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 150–176.
- Fuller, R.J., Hinsley, A., Swetnam, D., 2004. The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis* 146 (2), 22–31.

- Gailly, R., Paquet, J.-Y., Titeux, N., Claessens, H., Dufrêne, M., 2017. Effects of the conversion of intensive grasslands into Christmas tree plantations on bird assemblages Agriculture, Ecosystems & Environment 247, 91–97.
- Gatter, W., 2000. Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Gatter, W., 2004. Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen. Vogelwelt 125 (3–4), 151–176.
- Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (NRW), 1998. Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1: 100 000, Blatt C 4714 Arnsberg. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- Graham, C.T., Wilson, M.W., Gittings, T., Kelly, T.C., Irwin, S., Quinn, J.L., O'Halloran, J. (2017) Implications of afforestation for bird communities: the importance of preceding land-use type. Biodiv. Conserv. 26 (1), 3051–3071.
- Grueber, C.E., Nakagawa, S., Laws, R.J., Jamieson, I.G., 2011. Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions. J. Evol. Biol. 24, 699–711.
- Grüneberg, C., Sudmann, S.R., Weiss, J., Jöbges, M., Laske, V., Schmitz, M., Skibbe, A., 2013. Die Brutvögel Nordrhein, Westfalens. North Rhine-Westphalian Ornithologists' Union (NWO) & North Rhine-Westphalia State Agency for Nature, Environment and Consumer Protection (LANUV) (Eds.), LWL-Museum of Natural History, Münster.
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Corb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R.F.A., Niemelä, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A., Young, J., 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe: A review. Agric. Ecosyst. Environ. 124, 60–71.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E. W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R., Zobel, M., 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. Glob. Ecol. Biogeogr. 15, 1–7.
- Höppner, C., 2014. Christmas tree plantations as refuges for endangered songbirds. Master thesis, University of Münster.
- Khoury, F., Janaydeh, M., Al-Hmoud, A.R., 2009. Nest placement and nesting success in two finch species colonizing a recently established plantation in an arid region. J. Ornithol. 150, 29–37.
- Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E., Tscharrntke, T., Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. Proc.Royal Soc. London B: Biol. Sci. 276, 903–909.
- Körner, H.-T., 1988. Bodenkundliche Untersuchungen in Weihnachtsbaumkulturen unterschiedlicher Nutzungsintensität – dargestellt an ausgewählten Beispielen im Sauerland (Hochsauerlandkreis). Diploma thesis, University of Münster.
- Langston, R.H.W., Wotton, S.R., Conway, G.J., Wright, L.J., Mallord, J.W., Currie, F.A., Drewitt, A.L., Grice, P.V., Hoccom, D.G., Symes, N., 2007. Nightjar *Caprimulgus europaeus* and Woodlark *Lullula arborea* – recovering species in Britain? Ibis 149 (2), 250–260.
- Legge, H., 2009. Zur Brutverbreitung der Heidelerche *Lullula arborea* im Hochsauerlandkreis. Charadrius 45 (4), 213–218.
- Löffler, F., Fartmann, T., 2017. Effects of landscape and habitat quality on Orthoptera assemblages of pre-alpine calcareous grasslands. Agric. Ecosyst. Environ. 248, 71–81.
- Maes, D., Bauwens, D., De Bruyn, L., Anselin, A., Vermeersch, G., Van Landuyt, W., De Knijf, G., Gilbert, M. 2005. Species richness coincidence: conservation strategies based on predictive modelling. Biodiv. Conserv. (6), 1345–1364.

- Matschke, J., 2005. Weihnachtsbäume. Wissenswertes über den qualitätsgerechten Anbau, second edition. Thalacker Medien, Braunschweig.
- Mattes, H., 1988. Untersuchungen zur Ökologie und Biogeographie der Vogelgemeinschaften des Lärchen-Arvenwaldes im Engadin. *Münstersche Geogr. Arb.* 30, 1–138.
- Maurmann, K.H., 2013. Weihnachtsbaumhochburg Sauerland. <https://www.lwl.org> (accessed 07 August 2017).
- McDonald, J.H., 2014. *Handbook of Biological Statistics* (3rd ed.). Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland.
- Newton, I., 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146 (4), 579–600.
- Newton, I., 2017. *Farming and Birds*. William Collins, London.
- O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt B., Christensen, S.W., Dale, V.H., Graham, R.L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landsc. Ecol.* 1(3), 153–162.
- R Development Core Team, 2017. R: a language and environment for statistical computing. <https://cran.r-project.org>. (accessed 26 September 2017).
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E., Ssymank, A., 2006. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Deutschland, second updated edition. *Naturschutz Biol. Vielf.* 34, 1–318.
- Rüther, E., 1990. Weihnachtsbaumkulturen – Geschichte und wirtschaftliche Bedeutung im ländlichen Raum. Entwicklung und Situation am Beispiel des Hochsauerlandkreises. *LÖLF-Mitt.* 4/90. 10–12.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Hueneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.
- Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E., 1998. Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz 53, Bonn-Bad Godesberg.
- State Parliament NRW (North Rhine-Westphalia), 2013. Drucksache 16/2097 from 20 September 2013 (Draft law of the parliamentary groups of the parties SPD and Bündnis 90/Die Grünen: Law amending the law on Forestry of NRW).
- Sudmann, S.R., Grüneberg, C., Hegemann, A., Herhaus, F., Mölle, J., Nottmeyer-Linden, K., Schubert, W., von Dewitz, W., Jöbges, M., Weiss, J., 2011. Rote Liste und Artenverzeichnis der Brutvogelarten – Aves – in Nordrhein-Westfalen. 5. Fassung, Stand Dezember 2008, in: North Rhine-Westphalia State Agency for Nature, Environment and Consumer Protection (LANUV) (Ed.), Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, fourth edition, volume 2 – Tiere. LANUV-Fachber. 36, 79–158.
- Thorn, S., Werner, S.A.B., Wohlfahrt, J., Bässler, C., Seibold, S., Quillfeldt, P., Müller, J., 2016. Response of bird assemblages to windstorm and salvage logging: Insights from analyses of functional guild and indicator species. *Ecol. Indic.* 65, 142–148.
- Vickery, J., Arlettaz, R., 2012. The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes, in: Fuller, R.J. (Ed.), *Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 177–204.
- Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J., Brown, V.K., 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *J. Appl. Ecol.* 38, 647–664.

- Wesolowski, T., Fuller, R.J., 2012. Spatial variation and temporal shifts in habitat use by birds at the European scale, in: Fuller, R.J. (Ed.), *Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 63–92.
- Whittingham, M.J., Evans, K.L., 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146 (2), 210–220.
- Whittingham, M.J., Swetnam, R.D., Wilson, J.D., Chamberlain, D.E.A.N., Freckelton, R.P., 2005. Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales. Implications for conservation management. *J. Appl. Ecol.* 42 (2), 270–280.
- Wilson, J.D., Evans, A.D., Grice, P.V., 2009. *Bird Conservation and Agriculture*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wotton, S.R., Gillings, S., 2000. The status of breeding Woodlarks *Lullula arborea* in Britain in 1997. *Bird Study* 47, 212–224.
- Zmihorski, M., 2010. The effect of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. *Biodivers. Conserv.* 19, 1871–1882.
- Zmihorski, M., Durska, E., 2011. The effect of contrasting management types on two distinct taxonomic groups in a large-scaled windthrow. *Eur. J. For. Res.* 130, 589–600.

Table captions

Table 1. Mean size (\pm SE) of habitat types and landscape diversity (H') within the five landscape types ($N_{\text{plots}} = 35$). Differences among the landscape types were tested by ANOVA if data were normally distributed (Shapiro–Wilk test) and variances were homogenous (Levene test); otherwise, a Kruskal–Wallis H test was conducted. As post-hoc tests, we applied the Holm–Sidak test and Tukey test, respectively. Different letters indicate significant differences of pairwise comparisons ($P < 0.05$).

Table 2. Results of indicator species analysis (ISA) (De Cáceres and Jansen, 2016; Dufrêne and Legendre, 1997) for the five landscape types based on breeding pair densities ($N_{\text{plots}} = 35$). IV = indicator value; ab = relative abundance comparing the five landscape types, % = frequency. Grey-hatched type values: species are indicator species for this landscape type; bold-type values: species are threatened in North Rhine-Westphalia (Sudmann et al., 2011). * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

Table 3. Model-averaging results (GLM; Gaussian error structure [a, b, d]; Poisson error structure [c]): relationship between species number (a, c) and density (b, d) of all and threatened breeding bird species, respectively, and environmental parameters ($N_{\text{plots}} = 35$). Model-averaged coefficients (conditional average) were derived from the top-ranked models ($\Delta\text{AIC}_C < 2$). n.s. = not significant; * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

Table 1

Parameter	Landscape type					<i>P</i>
	GRASS	CTOPEN	CTWIND	WIND	FOREST	
<i>Habitat type (ba)</i>						
Arable land	3.4 ± 1.4	2.0 ± 1.4	2.8 ± 2.3	0.0 ± 0.0	0.4 ± 0.2	<i>F</i> = 1.2 ^{n.s.}
Semi-natural grassland	0.2 ± 0.2	0.1 ± 0.1	0.9 ± 0.9	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.1	<i>H</i> = 8.1 ^{n.s.}
Improved grassland	28.9 ± 1.2 ^a	4.6 ± 1.5 ^b	2.7 ± 1.0 ^{bc}	0.1 ± 0.1 ^c	2.0 ± 1.0 ^{bc}	<i>F</i> = 132.8 ^{***}
Fringe/clearing vegetation	0.7 ± 0.3 ^a	1.0 ± 0.4 ^a	3.2 ± 1.3 ^{ab}	16.7 ± 2.7 ^b	0.9 ± 0.3 ^a	<i>H</i> = 19.0 ^{***}
Christmas-tree plantation	0.3 ± 0.3 ^a	24.0 ± 2.1 ^b	20.5 ± 1.0 ^b	3.1 ± 1.3 ^a	0.9 ± 0.5 ^a	<i>H</i> = 92.8 ^{***}
Shrubland	1.2 ± 0.4 ^{ab}	1.4 ± 0.3 ^{ab}	1.7 ± 0.5 ^{ab}	5.0 ± 1.5 ^a	0.5 ± 0.3 ^b	<i>H</i> = 12.4 ^{**}
Deciduous forest	1.8 ± 0.6	3.4 ± 0.7	1.9 ± 0.7	5.0 ± 0.9	3.9 ± 1.1	<i>F</i> = 2.8 [†]
Coniferous forest	2.4 ± 1.7 ^a	2.5 ± 0.9 ^a	5.2 ± 1.4 ^a	8.7 ± 1.4 ^{ab}	29.8 ± 0.8 ^b	<i>H</i> = 23.1 ^{***}
Built-up area	1.2 ± 0.3	0.8 ± 0.3	1.1 ± 0.2	1.1 ± 0.2	1.5 ± 0.4	<i>H</i> = 2.4 ^{n.s.}
<i>Landscape diversity (H')</i>						
	0.9 ± 0.1 ^a	1.7 ± 0.1 ^b	1.8 ± 0.1 ^b	1.5 ± 0.1 ^b	0.9 ± 0.1 ^a	<i>F</i> = 19.8 ^{***}

Table 2

Species	IV	P	GRASS		CTOPEN		CTWIND		WIND		FOREST	
			ab	%	ab	%	ab	%	ab	%	ab	%
Buzzard (<i>Buteo buteo</i>)	42.9	*	100	43
Kestrel (<i>Falco tinnunculus</i>)	57.1	**	100	57
Red kite (<i>Milvus milvus</i>)	33.3	*	78	43	22	29
White wagtail (<i>Motacilla alba</i>)	46.8	*	82	57	18	14
Blue tit (<i>Parus caeruleus</i>)	47.5	**	47	100	15	29	5	14	21	71	11	43
Tree pipit (<i>Anthus trivialis</i>)	61.2	***	.	.	61	100	22	86	14	29	4	29
Yellowhammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	46.3	**	5	43	46	100	37	71	11	71	1	14
Woodlark (<i>Lullula arborea</i>)	50.5	**	.	.	51	100	40	100	9	29	1	14
Linnet (<i>Carduelis cannabina</i>)	63.1	***	2	29	31	86	63	100	4	29	.	.
Black woodpecker (<i>Dryocopus martius</i>)	36.4	*	.	.	9	14	18	14	64	57	9	14
Chiffchaff (<i>Phylloscopus collybita</i>)	36.5	*	11	100	23	100	20	100	37	100	10	86
Willow warbler (<i>Phylloscopus trochilus</i>)	54.9	***	.	.	15	100	30	100	55	100	1	14
Bullfinch (<i>Pyrrhula pyrrhula</i>)	49.1	**	4	14	23	43	13	43	57	86	3	14
Blackcap (<i>Sylvia atricapilla</i>)	38.3	***	15	100	11	100	17	100	38	100	18	100
Whitethroat (<i>Sylvia communis</i>)	45.0	**	10	71	17	57	27	100	45	100	1	14
Treecreeper (<i>Certhia familiaris</i>)	56.1	**	4	14	9	29	.	.	9	29	78	71
Wood pigeon (<i>Columba palumbus</i>)	39.7	**	12	71	20	71	16	71	12	71	40	100
Chaffinch (<i>Fringilla coelebs</i>)	40.9	***	9	100	17	100	15	100	18	100	41	100
Coal tit (<i>Parus ater</i>)	48.8	**	11	29	11	43	13	57	16	71	49	100
Crested tit (<i>Parus cristatus</i>)	46.0	**	5	29	8	29	15	71	26	71	46	100
Firecrest (<i>Regulus ignicapilla</i>)	50.8	***	10	86	8	71	15	86	16	86	51	100
Goldcrest (<i>Regulus regulus</i>)	50.9	***	11	71	8	57	13	100	18	86	51	100
Wren (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	35.7	**	9	100	15	86	17	86	24	100	36	100

Table 3

Parameter	Estimate	SE	Z	P
(a) No. of all species ($R^2_{McFadden} = 0.20-0.30$)				
(Intercept)	22.89	3.19	7.14	***
Coniferous forest	-0.19	0.07	2.58	**
Christmas-tree plantation	0.14	0.06	2.13	*
Fringe/clearing vegetation	0.23	0.10	2.20	*
Improved grassland	-0.13	0.06	1.99	*
(b) Density of all species ($R^2_{McFadden} = 0.32-0.39$)				
(Intercept)	28.16	3.59	7.72	***
Improved grassland	-0.46	0.16	2.87	**
(c) No. of threatened species ($R^2_{McFadden} = 0.54-0.60$)				
(Intercept)	1.87	0.33	5.45	***
Coniferous forest	-0.06	0.01	3.77	***
Christmas-tree plantation	0.02	0.01	2.26	*
Improved grassland	-0.02	0.01	2.41	*
(d) Density of threatened species ($R^2_{McFadden} = 0.54-0.59$)				
(Intercept)	4.65	2.32	1.99	*
Coniferous forest	-0.16	0.06	2.47	*
Improved grassland	-0.13	0.04	3.22	**

Figure captions

Fig. 1. Location of the study area and study sites in Germany

Fig. 2. Relationship between the proportion of Christmas-tree plantations and landscape diversity (H°) ($N_{\text{plots}} = 35$). $y = 0.967 + (0.0408 \times \text{proportion of Christmas-tree plantations}) - (0.000464 \times \text{proportion of Christmas-tree plantations}^2)$, $***P < 0.001$

Fig. 3. Mean size (\pm SE) of species richness and density of all (a, b) and threatened (c, d) breeding bird species in the five landscape types ($N_{\text{plots}} = 35$). Differences among the landscape types were tested by ANOVA if data were normally distributed (Shapiro–Wilk test) and variances were homogenous (Levene test); otherwise, a Kruskal–Wallis H test was conducted. As post-hoc tests, we applied the Holm–Sidak test and Tukey test, respectively. Different letters indicate significant differences of pairwise comparisons ($P < 0.05$). Statistics: a) $F = 2.416$, $df = 4$, $P = 0.07$; b) $F = 3.895$, $df = 4$, $P < 0.05$; c) $H = 18.596$, $df = 4$, $P < 0.001$; d) $H = 25.146$, $df = 4$, $P < 0.001$.

Fig. 4. Relationship between species number and density of all and threatened breeding bird species, respectively, and the significant environmental parameters of averaged models ($N_{\text{plots}} = 35$) (see Table 3). The regression slopes were fitted using a single predictor GLM (GLM; Gaussian error structure for the response variables number of all species, densities of all and threatened species; Poisson error structure for the response variable number of threatened species).

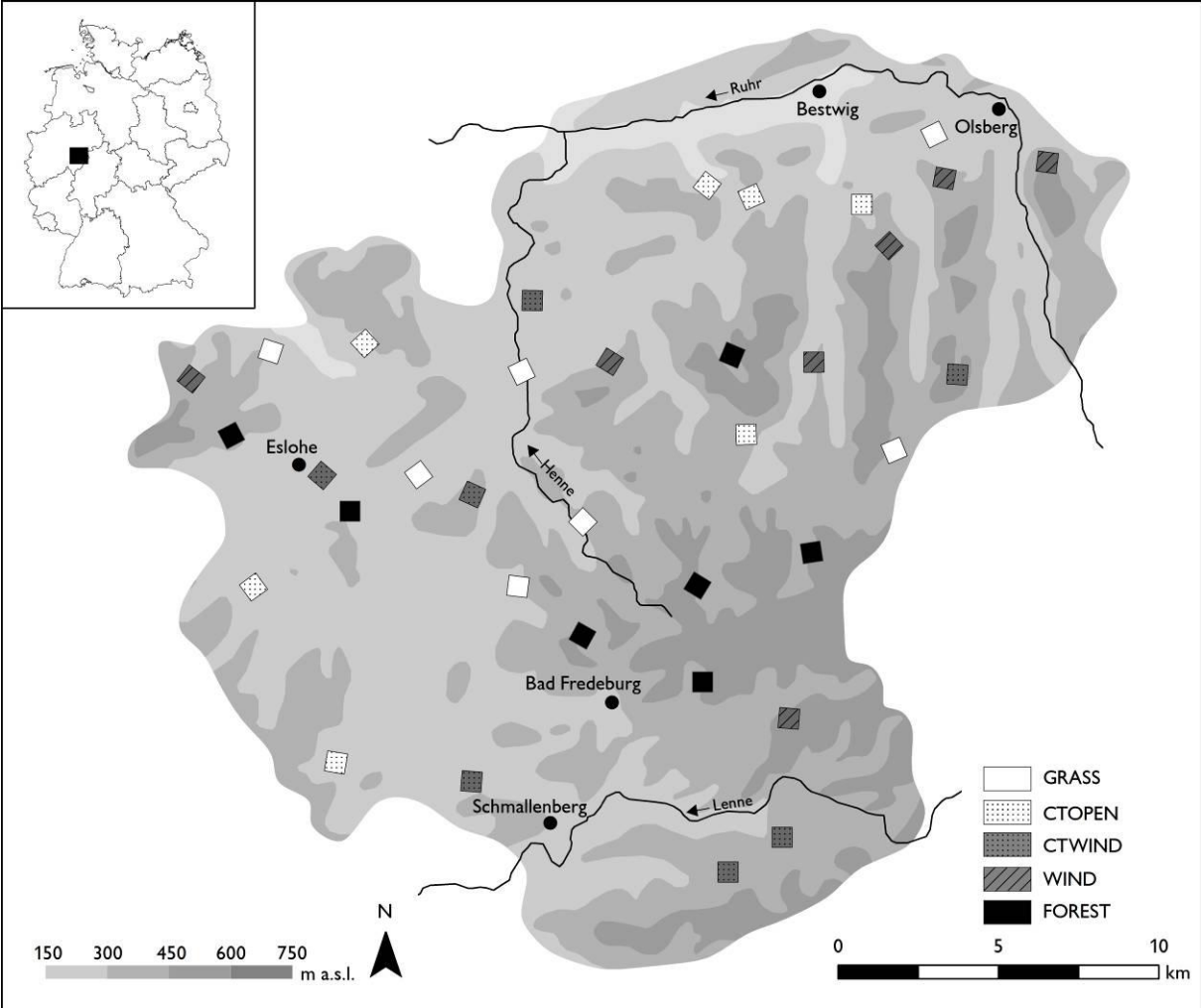


Fig. 1.

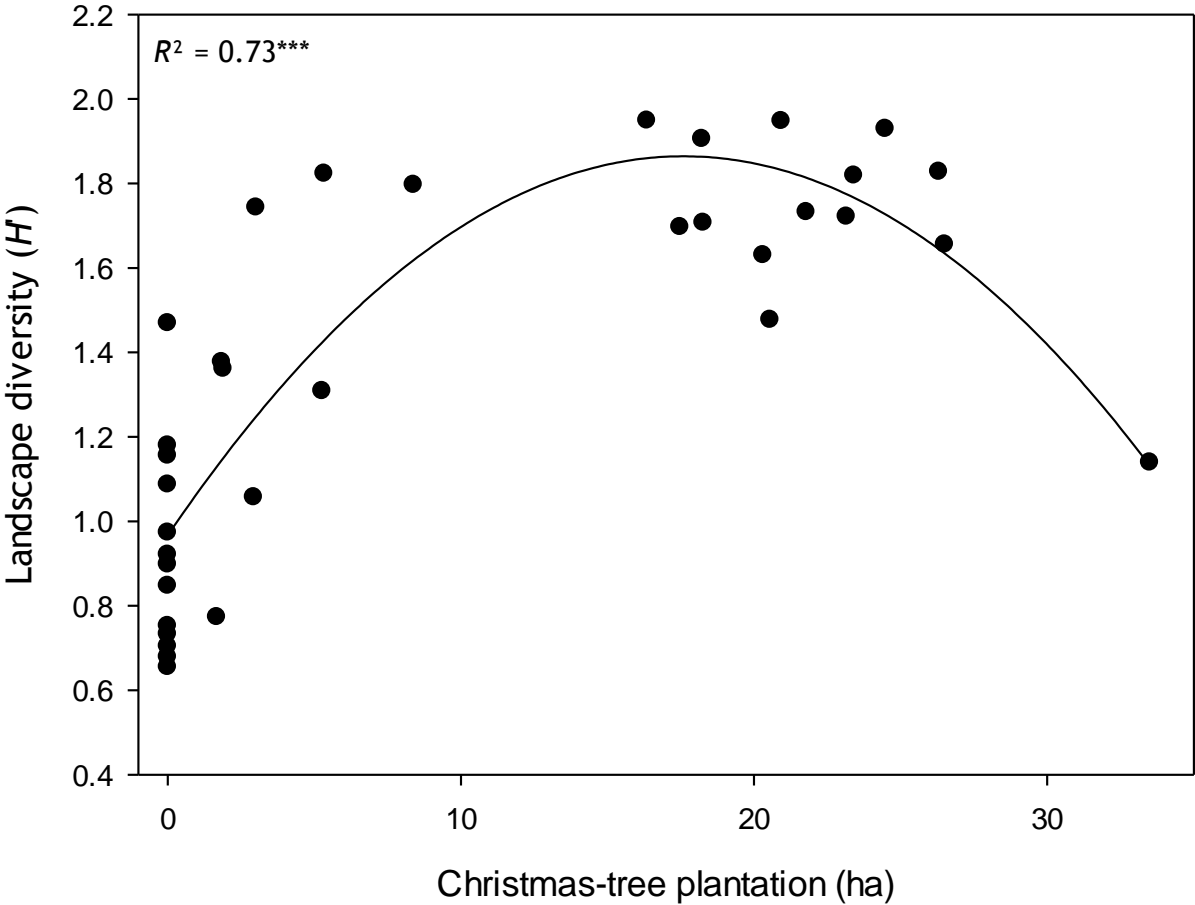


Fig. 2.

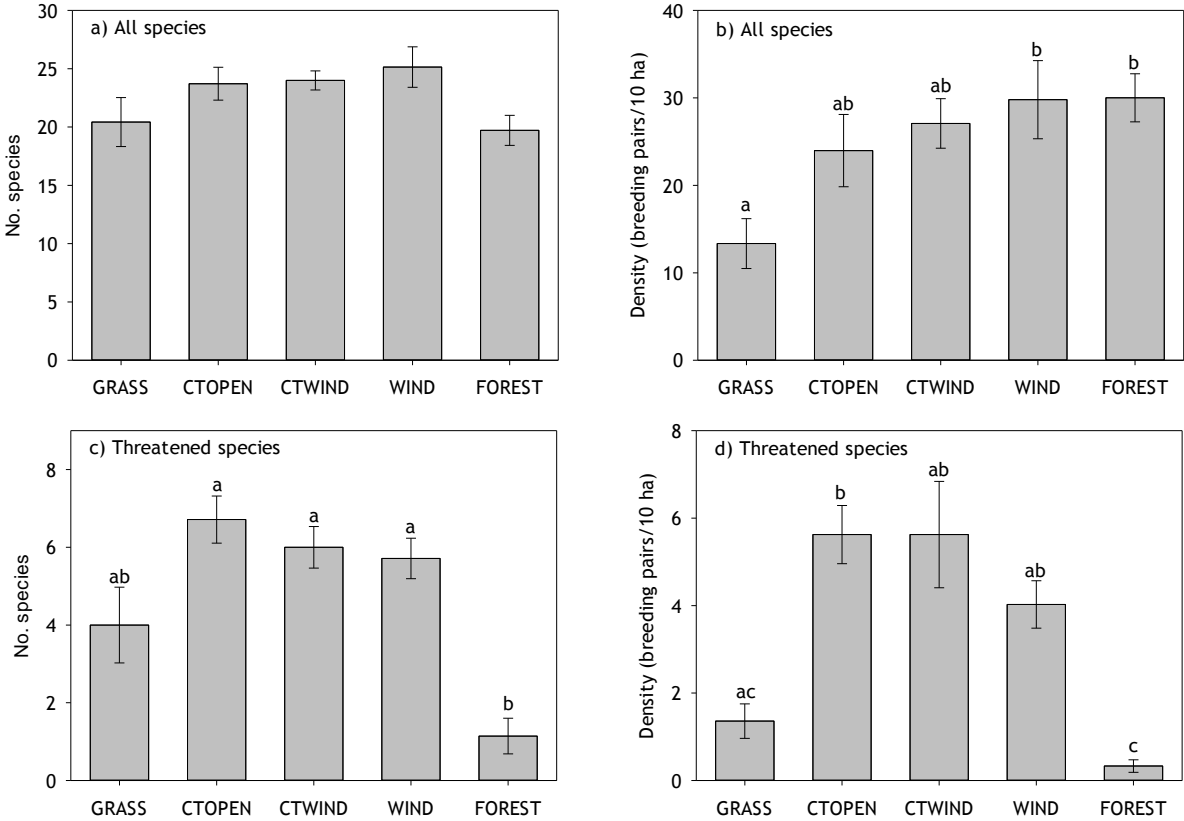


Fig. 3.

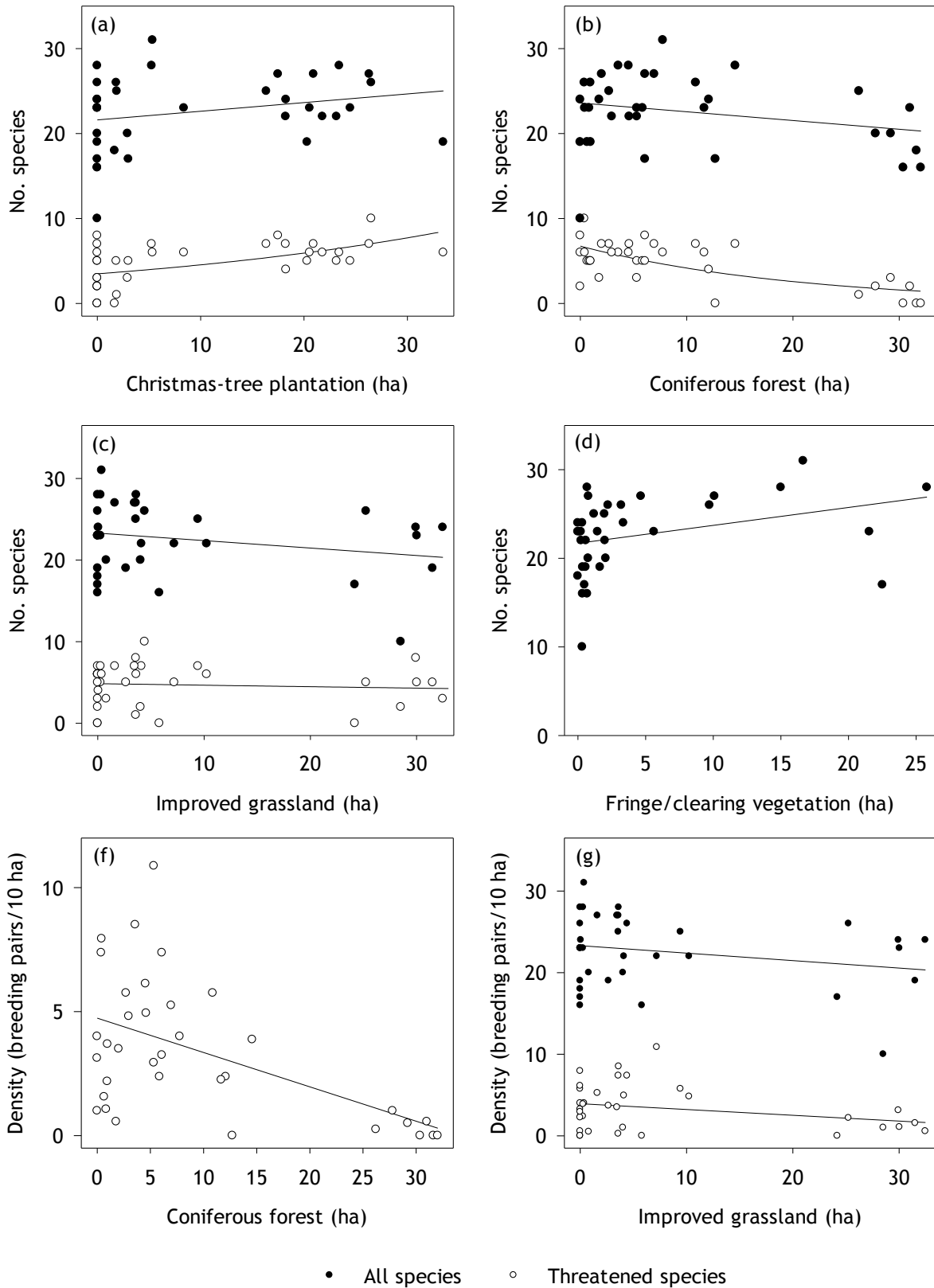


Fig. 4.

Appendix A

Table A1. Breeding bird species, threat status, and number of breeding pairs in the studied plots ($N_{\text{plots}} = 35$). Common name: Newton (2017); scientific name: Barthel and Helbig (2005); threat status: Sudmann et al. (2011); NRW population: percentage of the estimated maximum population size in North Rhine-Westphalia according to Grüneberg et al. (2013), only specified for species having a share of more than 2.5%.

Common name	Scientific name	Threat status	Breeding pairs	NRW population (%)
Common chaffinch	<i>Fringilla coelebs</i>	.	445	.
Dunnock	<i>Prunella modularis</i>	.	325	.
Blackbird	<i>Turdus merula</i>	.	244	.
Wren	<i>Troglodytes troglodytes</i>	.	233	.
Robin	<i>Erithacus rubecula</i>	.	228	.
Common firecrest	<i>Regulus ignicapilla</i>	.	213	.
Common chiffchaff	<i>Phylloscopus collybita</i>	.	206	.
Goldcrest	<i>Regulus regulus</i>	.	180	.
Blackcap	<i>Sylvia atricapilla</i>	.	167	.
Song thrush	<i>Turdus philomelos</i>	.	154	.
Yellowhammer	<i>Emberiza citrinella</i>	x	147	.
Great tit	<i>Parus major</i>	.	131	.
Willow warbler	<i>Phylloscopus trochilus</i>	x	111	.
Whitethroat	<i>Sylvia communis</i>	.	77	.
Coal tit	<i>Parus ater</i>	.	63	.
Crested tit	<i>Parus cristatus</i>	.	63	.
Linnet	<i>Carduelis cannabina</i>	x	54	.
Wood pigeon	<i>Columba palumbus</i>	.	54	.
Woodlark	<i>Lullula arborea</i>	x	46	4.2
Blue tit	<i>Parus caeruleus</i>	.	40	.
Tree pipit	<i>Anthus trivialis</i>	x	35	.
Jay	<i>Garrulus glandarius</i>	.	27	.
Common treecreeper	<i>Certhia familiaris</i>	.	23	.
Mistle thrush	<i>Turdus viscivorus</i>	.	21	.
Bullfinch	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	x	19	.
Nuthatch	<i>Sitta europaea</i>	.	18	.
Garden warbler	<i>Sylvia borin</i>	.	15	.
Willow tit	<i>Parus montanus</i>	.	13	.
Skylark	<i>Alauda arvensis</i>	x	11	.
Great spotted woodpecker	<i>Dendrocopos major</i>	.	11	.
Fieldfare	<i>Turdus pilaris</i>	.	10	.
House sparrow	<i>Passer domesticus</i>	x	9	.
Marsh tit	<i>Parus palustris</i>	.	7	.
Greenfinch	<i>Carduelis chloris</i>	.	7	.
Wood warbler	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	x	7	.
Red-backed shrike	<i>Lanius collurio</i>	x	6	.
Short-toed treecreeper	<i>Certhia brachydactyla</i>	.	6	.
Common redstart	<i>Phoenicurus ochruros</i>	.	7	.
White wagtail	<i>Motacilla alba</i>	x	6	.
Great grey shrike	<i>Lanius excubitor</i>	x	5	10

Common name	Scientific name	Threat status	Breeding pairs	NRW population (%)
Common kestrel	<i>Falco tinnunculus</i>	x	4	.
Carrion crow	<i>Corvus corone</i>	.	3	.
Black woodpecker	<i>Dryocopus martius</i>	.	3	.
Magpie	<i>Pica pica</i>	.	3	.
Red kite	<i>Milvus milvus</i>	x	2	.
Long-tailed tit	<i>Aegithalos caudatus</i>	.	2	.
Common buzzard	<i>Buteo buteo</i>	.	2	.
Goldfinch	<i>Carduelis carduelis</i>	.	2	.
Common raven	<i>Corvus corax</i>	x	2	.
Icterine warbler	<i>Hippolais icterina</i>	x	2	.
Barn swallow	<i>Hirundo rustica</i>	x	2	.
Grasshopper warbler	<i>Locustella naevia</i>	x	2	.
Serim	<i>Serinus serinus</i>	.	2	.
Common starling	<i>Sturnus vulgaris</i>	x	2	.
Lesser whitethroat	<i>Sylvia curruca</i>	x	2	.
Marsh warbler	<i>Acrocephalus palustris</i>	.	1	.
Middle-spotted woodpecker	<i>Dendrocopos medius</i>	x	1	.
Whinchat	<i>Saxicola rubetra</i>	x	1	.
Grey-headed woodpecker	<i>Picus canus</i>	x	1	.
Long-eared owl	<i>Asio otus</i>	x	1	.
Tawny owl	<i>Strix aluco</i>	.	1	.

Appendix 4: Fotoanhang.



Abb. A1: Vor der Bestandsgründung erfolgt eine Grunddüngung der Schläge, hier mit Mist. Foto: S. Kämpfer.



Abb. A2: Durch Fräsen wird der Boden vor der Bestandsgründung gelockert und Mist im Oberboden verteilt. Foto: S. Kämpfer.



Abb. A3: Neu angelegte, konventionell bewirtschaftete Weihnachtsbaumkultur. Foto: S. Kämpfer.



Abb. A4: Junge, konventionell bewirtschaftete Weihnachtsbaumkultur mit teilweise ungespritzter Fahrgasse. Foto: S. Kämpfer.



Abb. A5: Konventionell bewirtschaftete, junge Weihnachtsbaumkulturen unterschiedlichen Alters. Foto: S. Kämpfer.



Abb. A6: Konventionell bewirtschaftete, alte Weihnachtsbaumkultur. Foto: S. Kämpfer.



Abb. A7: Alte Weihnachtsbaumkultur mit üppig ausgebildeter Krautschicht. Foto: T. Fartmann.



Abb. A8: Alte, bereits teilweise geerntete Weihnachtsbaumkultur mit Triebspitzenschutz. Foto: T. Fartmann.



Abb. A9: Mit Rotschwingel (*Festuca rubra*) eingesäte Fahrgasse in einer Weihnachtsbaumkultur. Foto: J. Brüggeshemke.



Abb. A10: Mulchen der Fahrgassen in einer konventionell bewirtschafteten Weihnachtsbaumkultur. Foto: S. Kämpfer.



Abb. A11: Ökologisch bewirtschaftete Weihnachtsbaumkultur. Foto: T. Fartmann.



Abb. A12: Die Kontrolle konkurrierender Gräser und Kräuter erfolgt in ökologischen Weihnachtsbaumkulturen teilweise mit Shropshire-Schafen. Foto: S. Kämpfer.



Abb. A13: Schmuckreisigkultur. Foto: S. Kämpfer.



Abb. A14: Weihnachtsbaumkulturen auf Kyrill-Windwurfflächen. Foto: T. Fartmann.



Abb. A15: Heterogenes Mosaik unterschiedlich alter Weihnachtsbaumkulturen. Foto: S. Kämpfer.



Abb. A16: Extensiv genutzte, unterschiedlich alte, konventionell bewirtschaftete Weihnachtsbaumkulturen. Foto: T. Fartmann.



Abb. A17: Der Baumpieper ist eine der Indikatorarten der Weihnachtsbaumkulturen im Offenland. Foto: J. Brüggeshemke.



Abb. A18: Nest des Baumpiepers (*Anthus trivialis*) in Weihnachtsbaumkultur, versteckt unter vorjähriger Grasvegetation. Foto: T. Fartmann.



Abb. A19: Gelege des Baumpiepers (*Anthus trivialis*) in einer Weihnachtsbaumkultur. Foto: C. Höppner.



Abb. A20: Der Bluthänfling (*Carduelis cannabina*) ist eine Indikatorart für die Weihnachtsbaumkulturen auf Windwurfllächen. Foto: J. Brüggeshemke.



Abb. A21: Die Goldammer (*Emberiza citrinella*) ist eine Indikatorart für die Weihnachtsbaumkulturen im Offenland. Foto: J. Brüggeshemke.



Abb. A22: Die insektivore Heckenbraunelle (*Prunella modularis*) ist eine der häufigsten Brutvogelarten in Weihnachtsbaumkulturen. Foto: J. Brüggeshemke.



Abb. A23: Typischer Lebensraum der Heidelerche (*Lullula arborea*) in Weihnachtsbaumkulturen. Für die Nestanlage werden Abschnitte mit höherer Krautschichtdeckung um die Bäume bevorzugt (Vordergrund). Foto: C. Höppner.



Abb. A24: Die Heidelerche (*Lullula arborea*) legt ihre Nester in den Weihnachtsbaumkulturen in aller Regel unmittelbar unter den Bäumen an. Foto: C. Höppner.



Abb. A25: Brütende Heidelerche (*Lullula arborea*) in einer Weihnachtsbaumkultur. Foto: C. Höppner.



Abb. A26: Gelege einer Heidelerche (*Lullula arborea*) in einer Weihnachtsbaumkultur. Foto: C. Höppner.



Abb. A27: Jungvögel der Heideleerche (*Lullula arborea*) kurz nach dem Schlupf. Foto: C. Höppner.



Abb. A28: Jungvögel der Heideleerche (*Lullula arborea*) kurz vor dem Verlassen des Nests. Foto: C. Höppner.



Abb. A29: Jungvögel der Heidelerche (*Lullula arborea*) verlassen das Nest, bevor sie voll flugfähig sind. Foto: S. Kämpfer.