Entomologie heute 25 (2013): 31-46

Die Bedeutung von großskaligen Biodiversitätsstudien an Arthropoden am Beispiel der Biodiversitätsexploratorien

The Importance of Large-Scale Biodiversity Studies on Arthropods: the Example of the Biodiversity Exploratories

Martin M. Gossner

Zusammenfassung: Wechsel und Intensivierung der Landnutzung haben sich als bedeutendste Faktoren für den weltweiten Rückgang der Biodiversität erwiesen. Die Biodiversitätsexploratorien sind eines der ersten großen Biodiversitätsprojekte, in denen die Effekte der Landnutzung auf Biodiversität und die damit verbundenen Ökosystemprozesse taxonübergreifend und auf großer räumlicher und zeitlicher Skala in realen Landschaften untersucht werden. Die ersten Ergebnisse zu den Arthropoden zeigen, dass landnutzungsbedingte Veränderungen der Zusammensetzung von Gemeinschaften z. T. in verschiedenen Regionen und Jahren konsistent sind. Es gibt jedoch auch regionale und zeitliche Besonderheiten in den Effekten. Beispielsweise beeinflusste eine Zunahme der Nutzungsintensität im Grünland weniger mobile Arten der Insekten und Spinnentiere generell negativ, während ein negativer Effekt auf den Artenreichtum aller erfassten Arthropoden nur in bestimmten Jahren und Regionen nachgewiesen werden konnte. Im Wald wurden Regionen übergreifend nur wenige Indikatorarten für bestimmte Nutzungstypen gefunden. Dies betont die Notwendigkeit, Indikatoren für Waldnutzung auf regionaler Ebene zu definieren. Die Biodiversitätsexploratorien ermöglichen somit erstmals generalisierbare Ergebnisse zur Beziehung zwischen Landnutzung, Biodiversität auf unterschiedlichen Ebenen und Ökosystemfunktionen abzuleiten. Sie unterstreichen darüber hinaus den Bedarf an großskaligen Biodiversitätsstudien für ein tiefgreifendes Verständnis der Auswirkungen menschlicher Nutzung. Mit gezielten Experimenten auf Grundlage der deskriptiv nachgewiesenen Muster zielen zukünftige Studien im Rahmen des Projekts nun darauf ab, die zugrunde liegenden Mechanismen aufzudecken.

Schlüsselwörter: Landnutzungsintensität, Arthropodenmonitoring, funktionale Diversität, Wald, Grünland, räumliche und zeitliche Effekte

Summary: Change and intensification of land use revealed to be amongst the most important drivers of global biodiversity loss. The "Biodiversity Exploratory Project" is one of the first big biodiversity projects that studies land-use effects on biodiversity and related ecosystem processes in real landscapes across taxa and at a large spatial and temporal scale. First results on arthropods show that changes in community composition caused by land-use are partly consistent in different regions and years, but also underline regional and temporal specificities. In grasslands, for example, a general negative response of low-dispersal species to increasing land-use intensity was observed, whereas negative effects on overall species richness were only found in particular years or regions. In forests, only a few indicators for particular forest-use types were found across regions and this suggests that indicators for forest use should be defined at regional scales. The Biodiversity Exploratories thus allows for deducing generalizable results on the relationship between land use, biodiversity at different scales and ecosystem processes and services for the first time. Moreover, results emphasize the need of large-scale biodiversity studies for a deep understanding of the con-

sequences of human impact. Future studies within the project will now aim at revealing underlying mechanisms of observed patterns by specific experiments.

Keywords: Land-use intensity, arthropod monitoring, functional diversity, forest, grassland, spatial and temporal effects

1. Einleitung

Innerhalb des letzten Jahrhunderts kam es weltweit zu einem dramatischen Verlust an Biodiversität. Er umfasst alle Skalen biologischer Organisation von innerartlicher, genetischer, morphologischer und demographischer Diversität über die Diversität an Arten und Gemeinschaften, die Diversität von Interaktionen zwischen Organismen bis hin zur Diversität an Ökosystemen (WILSON 2001). Dies hatte zur Folge, dass Forscher sich zunehmend mit den möglichen Triebkräften für diesen Rückgang beschäftigt haben. Dabei hat sich herausgestellt, dass die Intensivierung und Änderung in der Landnutzung unter anderen die Hauptverursacher des globalen Biodiversitätsrückgangs sind und dies nicht nur in den Tropen (z. B. SALA et al. 2000). Zum Beispiel konnten SALA et al. (2000) zeigen, dass Landnutzung andere bedeutende Faktoren wie die Klimaveränderung, die Stickstoffdeposition, die Ausbreitung nicht heimischer invasiver Arten und die Erhöhung des atmosphärischen CO_2 in ihrem relativen Effekt auf die Artenvielfalt in vielen Regionen und Ökosystemen übertrifft.

In Deutschland wird der größte Teil der Gesamtfläche (357 125 km^2) landwirtschaftlich genutzt (52 %), gefolgt von der forstwirtschaftlichen Nutzung (30 %) (UMWELTBUNDESAMT 2011). Innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzung hat der Ackerbau zwar den größten Anteil (71 %); Grünlandwirtschaft (28 %) spielt jedoch ebenfalls eine bedeutende Rolle. Die Intensivierung in der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung wird in Deutschland als Hauptverursacher für den Rückgang von Arten angesehen, was am Beispiel der gefährdeten Pflanzenarten der Roten Liste in Deutschland bereits in den 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts gezeigt wurde (KORNECK & SUKOPP 1988).

Die Intensivierung in der Landwirtschaft ist v. a. eine Folge der Spezialisierung und Mechanisierung. Um die Produktion zu steigern, erfolgte eine zunehmend großflächigere Bewirtschaftung mit erhöhtem Einsatz von Dünger, besonders von Mineraldünger. Zudem stieg der Bedarf an chemischer Schädlingsbekämpfung v. a. als Folge der Vereinfachung der Fruchtfolgen und des Anbaus großflächiger Monokulturen im Ackerbau stetig an (ENGELHART 1992). Neben dem erhöhten Einsatz von Dünger ist die Intensivierung im Grünland insbesondere durch eine erhöhte Mahdfrequenz und einen Anstieg der Großvieheinheiten pro Fläche und Jahr gekennzeichnet (KAPFER 2010). Die Nutzung im Wald ist entscheidend durch steigende Eingriffsintensität und Frequenz und einen Wechsel in der Baumartenwahl geprägt. Die zunehmende Bedeutung von Brennholz hat den Druck auf die Wälder zudem erhöht. Jeder Ast kann heutzutage verwertet werden – entweder kommerziell in Form von Pellets oder Hackschnitzel oder privat durch sog. Selbstwerber. Die Folge ist eine Strukturarmut, v. a. von Totholzmenge und -qualität, die sich dramatisch auf die Artenvielfalt auswirkt (e. g. GROVE 2002; BOUGET et al. 2012). Für Europa konnten PAILLET et al. (2010) jüngst in einer Metaanalyse bereits publizierter Studien zeigen, dass die Artenzahlen der meisten untersuchten Organismengruppen von Moosen und Flechten über Laufkäfer, Totholzkäfer bis hin zu Pilzen negativ durch die forstliche Nutzung beeinflusst werden.

Die zunehmende Forcierung des Anbaus von schnell wachsenden, wirtschaftlich wertvollen Baumarten hat zudem zu einer starken Verschiebung der Zusammenset-

zung der Baumarten geführt (MCPFE 2007). In Bayern würde die Buche natürlicherweise mit einem Anteil von 62 % dominieren; Koniferen hätten dagegen einen relativ geringen Anteil (10 % Fichte und 10 % Tanne). Die Zusammensetzung wechselte dramatisch zu einer Dominanz von ökonomisch wertvollen Baumarten wie Fichte und Kiefer. Bemerkenswert ist zudem, dass die Douglasie, die aus Nordamerika eingeführt wurde, bereits einen Anteil von 3 % hat und deren Anbau weiter forciert wird. Eine Beeinflussung der Artenvielfalt und der Zusammensetzung von Arthropodengemeinschaften durch den Anbau nicht heimischer Baumarten konnte bereits mehrfach gezeigt werden (Finch 2005; Gossner & Ammer 2006; Finch & Szumelda 2007).

Im Vergleich zur Intensivierung ist der Wechsel in der Landnutzung ein noch bedeutenderer Faktor für den Rückgang der Biodiversität. Es wurden verschiedene Szenarien entwickelt, anhand derer die zukünftige Landnutzungsänderung abgeschätzt werden kann. Rounsevell et al. (2006) z. B. publizierten das Ergebnis verschiedener Szenarien, die entweder auf stärker ökonomisch oder ökologisch ausgerichteten Entscheidungen basieren. Diese zeigen, dass wir bis ins Jahr 2080 wahrscheinlich mit einem weiteren Wechsel der Landnutzung rechnen müssen. Vor allem der Anteil an Ackerfläche für Feldfrüchte und der Anteil an Graslandflächen werden zurückgehen. Währenddessen wird der Anteil der Flächen für Biokraftstoffe steigen.

Im Naturschutz ist der Erhalt der Biodiversität hauptsächlich ethisch begründet. Zahlreiche Studien haben gezeigt, dass Biodiversität zudem wichtig für zahlreiche Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen ist und wir Menschen somit auch ökonomisch von einer hohen Biodiversität profitieren (z. B. Scherber et al. 2010, Zavaleta et al. 2010). Unter diese Ökosystemdienstleistungen („Ecosystem Services“) fallen neben sog. bereitstellenden Dienstleistungen wie Nahrung, Kraftstoff und Trinkwasser auch regulierende Dienstleistungen wie Bestäubung, Kontrolle von Schadinsekten und Erosionsschutz sowie kulturelle Dienstleistungen wie Erholung, Ästethik, spiritueller und religiöser Wert (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Erkenntnisse zu funktionellen Auswirkungen des Biodiversitätsverlustes kommen v. a. von sogenannten Biodiversitätsexperimenten wie z. B. dem Jena-Experiment. In diesem werden kleinflächig die Anzahl der Pflanzenarten manipuliert und die Effekte auf verschiedene Organismengruppen und Ökosystemprozesse (z. B. Kohlenstoffspeicherung, Streuabbau) analysiert (Roscher et al. 2004). Ein wichtiges Ergebnis dieser Studie ist, dass mit zunehmender Zahl von Pflanzenarten die Diversität der meisten trophischen Gilden (z. B. Herbivore, Bestäuber, Parasitoide, Prädatoren) ansteigt und zum anderen wichtige Ökosystemprozesse wie Streuabbau, mikrobielle Respiration, Bestäubung und Parasitierung positiv beeinflusst werden (Scherber et al. 2010).

Dies zeigt, dass Umweltveränderungen in Folge der menschlichen Nutzung die Biodiversität mit ihren unterschiedlichen Facetten negativ beeinflussen. Dies wiederum kann Konsequenzen für Ökosystemfunktionen haben, darunter für solche, die vom Menschen als sog. „Ecosystem Services“ genutzt werden. Dies muss jedoch nicht zwingend in allen Fällen zutreffen. Zudem ist noch unzureichend erforscht, wie verschiedene Elemente der Biodiversität (z. B. Diversität verschiedener Taxa oder trophischer Gilden; genetische, taxonomische, phylogenetische, funktionale Diversität) in Wechselbeziehung zueinander stehen (Wolters et al. 2006). Um die Artenvielfalt und damit verbundene Prozesse schützen zu können, müssen wir besser verstehen, wie sich bestimmte Komponenten der Nutzung auf verschiedene Ebenen der Biodiversität auswirken und welche Rolle zeitliche und räumliche Skalen hierbei spielen. Zudem ist es für ein mecha-

nistisches Verständnis notwendig direkte Effekte von Landnutzung (z. B. auf Herbivorendiversität) von indirekten Effekten (z. B. über die Verringerung der Pflanzendiversität) zu unterscheiden (GRACE et al. 2007). Die regionale und zeitliche Beschränktheit, sowie die Fokussierung auf eine oder wenige Fachrichtungen ist der Schwachpunkt der meisten bisherigen Studien. Hier setzen die Biodiversitätsexploratorien als großskaliges und langfristiges Projekt zur funktionellen Biodiversitätsforschung an.

Am Beispiel der ersten Ergebnisse möchte ich diesen Ansatz kritisch in Bezug auf neue Erkenntnisse für verschiedene Bereiche der Entomologie (inkl. Spinnentiere) diskutieren. Dabei möchte ich insbesondere auf folgende Fragen eingehen: (1) Sind großräumige Untersuchungen notwendig? (2) Sind Langzeituntersuchungen erforderlich? (3) Ist das Bündeln aller Fachrichtungen auf denselben Plots von Vorteil? (4) Was bringen großskalige Biodiversitätsprojekte für Naturschutz und Faunistik?

2. Aufbau und Ziele der Biodiversitäts-Exploratorien

Die Biodiversitäts-Exploratorien sind ein von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) finanziertes Schwerpunktprogramm. Es wurde 2006 ins Leben gerufen (FISCHER et al. 2010a). Das Grundprinzip der Exploratorien ist es, reale Landschaftsszenarien auf ausreichender räumlicher und zeitlicher Skala zu betrachten und Effekte der Landnutzung auf Biodiversität und Ökosystemprozesse einschließlich biogeochemischer Kreisläufe zu erforschen. Da in realen Landschaften eine Beeinflussung durch sehr viele unterschiedliche Faktoren wahrscheinlich ist, ist ein großräumiger und langfristiger Ansatz erforderlich, um auf generalisierbare Zusammenhänge zu testen. Dies geschieht mit einer Kombination aus Monitoring, Experimenten und Modellierung. Ein reines Monitoring erlaubt nur korrelative Studien und deshalb sind experimentelle Ansätze erforderlich, um die zugrunde liegenden Mechanismen zu erforschen. Die Modellierung hilft dann, die Ergebnisse auf die Landschaftsebene zu übertragen.

Ein typisches Nutzungsszenario in Land- und Forstwirtschaft kann folgendermaßen charakterisiert werden: Auf der einen Seite steht die Gesellschaft, d. h. der Verbraucher mit seinem Konsumverhalten, die einen gewissen Druck auf die Landnutzer ausübt. Der Landnutzer wiederum bewirtschaftet sein Land in einer gewissen Art und Weise, was wiederum die Biodiversität auf verschiedenen Ebenen von den Genen (z. B. genetische Verarmung durch Verwendung von genetisch ähnlichem Saatgut oder Entstehung von genetischen Flaschenhälsen) über die Individuen und Arten bis hin zu den Gemeinschaften beeinflusst. Dies wirkt sich wiederum auf das Funktionieren der Gemeinschaften auf vielfältige Art und Weise aus. Werden Funktionen und Prozesse negativ beeinflusst (z. B. Rückgang der Produktivität und damit des Ertrags), wird der Landnutzer wiederum reagieren und seine Nutzung anpassen.

Die Hauptziele der Exploratorien sind dabei (1) das Aufklären der Beziehungen zwischen der Biodiversität verschiedener Taxa und unterschiedlicher räumlicher Skalen, (2) das Aufklären des Einflusses der Landnutzung und des Managements auf die Biodiversität und zwar in realen Landschaften unter Fortführung der Nutzung und (3) die Untersuchung des Einflusses der Biodiversität auf Ökosystemprozesse.

Die Exploratorien bestehen aus einem Kernprojekt, das die wissenschaftliche Infrastruktur schafft. In diesem laufen alle Informationen zusammen und es ist für die Öffentlichkeitsarbeit, Organisation etc. zuständig. Lokale Managementteams haben die Aufgabe, Untersuchungsflächen und Messstationen zu betreuen, den Einsatz der beteiligten Wissenschaftler zu koordinieren und

mit den Landnutzern zu kommunizieren. Zudem wird eine Datenbank aufgebaut und betreut und diverse Langzeitmonitorings von verschiedenen Organismengruppen (Pflanzen, Arthropoden, Vertebraten) und Bodenparametern durchgeführt. Unsere Arbeitsgruppe ist für das Arthropodenmonitoring zuständig. Die Exploratorien bieten eine offene Forschungsplattform und stellen die Infrastruktur für weitere Projekte, die bei der DFG beantragt werden können. Alle Projekte haben zunächst eine Laufzeit von drei Jahren. Jede Verlängerung erfordert eine neue Beantragung bei der DFG. Derzeit sind ca. 40 Arbeitsgruppen mit ca. 300 Wissenschaftlern beteiligt.

3. Material und Methoden

3.1. Untersuchungsgebiet und -standorte

Die Untersuchungen finden in drei Beispielregionen statt, dem Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin im Nordosten, dem Nationalpark Hainich und der umgebenden Hainich-Dün-Region im Zentrum sowie dem Biosphärengebiet Schwäbische Alb im Südwesten Deutschlands (Abb. 1). Die Plotauswahl erfolgte nach einem hierarchischen Design. Dabei wurde zunächst ein Netz aus 1000 Punkten mit einem Abstand von 100 m über die gesamte Grünland- und Waldflächen eines Gebiets gelegt und an jedem Punkt eine Ist-Analyse durchgeführt, so zum Beispiel Forstinventuren, Befragung von Landnutzern etc., um die typischen Nutzungstypen zu ermitteln. Zudem wurden Bodenproben genommen, um bei der Auswahl der Flächen eine Vergleichbarkeit zwischen den Nutzungstypen in Bezug auf die Bodenbeschaffenheit zu gewährleisten. Nach einem gelenkten, zufälligen System wurden daraus 50 **E**xperimentier**P**lots (EPs) im Wald (100 x 100 m²) und 50 im Grünland (50 x 50 m²) pro Region ausgewählt, die das typische Spektrum der Landnutzung im jeweiligen Gebiet – unter Berücksichtigung

Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete.
Fig. 1: Geographical position of the investigation areas.

der Standortverhältnisse – abdecken. Aus diesen wurden wiederum je neun (im Wald des Hainich-Dün zwölf) sogenannte „VIP Plots“ (**V**ery **I**ntensive Research **P**lots) für sehr aufwendige Untersuchungen ausgewählt. Auf diesen müssen alle Arbeiten durchgeführt werden, um möglichst viele Daten miteinander verschneiden zu können.

3.1.1. Landnutzung im Grünland und Wald

Das Landnutzungsspektrum im Grünland umfasst gedüngte und ungedüngte Flächen in den drei Kategorien Weide, Mähweide (sowohl gemäht als auch beweidet) und Wiese. Aufgrund der hohen Variabilität innerhalb dieser Kategorien wurde ein kontinuierliches Maß der Landnutzung entwickelt (s. Blüthgen et al. 2012). In dieses fließt die Düngung in kg Stickstoff pro Hektar und Jahr, die Mahd in Anzahl von Schnitten pro Jahr und die Beweidung in Großvieheinheiten pro Hektar und Jahr ein. Für jeden Plot

wurden die drei Komponenten über den Mittelwert einer Region standardisiert und die Komponenten addiert.

Die Hauptnutzungstypen im Wald sind heute unbewirtschaftete (z. B. Nationalpark Hainich) oder sehr extensiv bewirtschaftete (z. B. Naturschutzgebiete auf der Schwäbischen Alb) Buchenwälder (*Fagus sylvatica*), bewirtschaftete Buchenwälder mit selektivem Holzeinschlag (Plenterwälder im Hainich) oder „Altersklassenwirtschaft" in verschiedenen Entwicklungsstadien (Dickung, Stangenholz, junges Baumholz, altes Baumholz) sowie Koniferenbestände (Fichte *Picea abies* auf der Schwäbischen Alb und im Hainich-Dün, Kiefer *Pinus sylvestris* in der Schorfheide-Chorin). Koniferen würden natürlicherweise in keinem der Gebiete bestandsbildend vorkommen. Durch die hohe Variation wurden auch hier kontinuierliche Intensitätsmaße entwickelt. LUYSSAERT et al. (2011) nutzen die Abweichung von der Selbstausdünnungslinie, die die dichteabhängige Mortalität der Pflanzen beschreibt, basierend auf der Bestandesdichte und dem Durchmesser des mittleren Grundflächenbaumes in einem Bestand. Daraus berechnen sie die Differenz zwischen dem potenziellen und dem aktuellen Biomassenvorrat als einen „**L**and **U**se and **D**isturbance **I**ntensity (LUDI) index". Im Gegensatz zu diesem Ansatz, der nicht zwischen Baumart und Standort unterscheidet, entwickelten SCHALL & AMMER (2013) einen "**S**ilvicultural **M**anagement **I**ntensity indicator (SMI)", der Baumarten, Bestandsalter sowie oberirdisch lebende und tote Biomasse als die drei Hauptcharakteristika eines Bestandes kombiniert. Der Indikator besteht dabei aus einer Risikokomponente als Funktion der Baumart und des Bestandsalters und einer Dichtekomponente als Funktion des waldbaulichen Regimes, des Bestandsalters und der Baumart.

3.1.2. Erfassung der Arthropoden

Das Langzeitmonitoring ist sehr aufwändig und nicht im vollen Umfang jedes Jahr durchführbar. Deshalb führen wir jedes dritte Jahr ein Intensivprogramm und in den Zwischenjahren ein reduziertes Programm durch. Zusätzliche Aufnahmen wie beispielsweise die Erfassung von Prozessen (z. B. Herbivorie) erfolgen nur in bestimmten Jahren.

Diversitätsmonitoring

Wir führen auf allen Experimentierplots ein jährliches Diversitätsmonitoring der Arthropoden durch. Hierfür verwenden wir im Wald Kreuzfensterfallen (Prallfläche: 60 cm x 40 cm) bodennah und in der Baumkrone (bzgl. Baumkronenfallen siehe KOWALSKI et al. 2011) sowie Bodentrichterfallen (Ø 15 cm; LANGE et al. 2011) (Abb. 2). Von allen Fallentypen werden drei Fallen pro Bestand im Zentrum von 10 x 10 cm² Subplots an drei Ecken jedes Experimentierplots installiert. Im Grünland werden ebenfalls drei Bodentrichterfallen pro Plot eingesetzt (Schwäbische Alb und Schorfheide-Chorin nur VIPs). Zusätzlich werden monatliche Kescherfänge (VIPs) bzw. nur im Juni und August (restliche EPs) entlang von drei Transekten entlang der Plotkanten (je 20 Doppelschläge) genommen. Jedes dritte Jahr erfolgt ein Intensivprogramm mit Fallen auf allen EPs (Wald: 900 Kreuzfensterfallen, 450 Bodenfallen; Grünland: 204 Bodenfallen). In den Zwischenjahren wird das Fallenprogramm nur auf den VIPs (Wald: 180 Fensterfallen, 90 Bodenfallen; Grünland: 90 Bodenfallen) durchgeführt. Die Fallen werden mit 3 %iger Kupfersulfatlösung und einem Tropfen Detergenz bestückt. Alle Fallen werden monatlich geleert und quantitativ in 70 % Ethanol überführt. Im Labor werden die Insekten nach Ordnungen sortiert. Zielgruppen werden von Spezialisten bis zur Art bestimmt. Zu den Hauptzielgruppen zählen: Araneae, Coleoptera und Hemiptera (Auchenorrhyncha, Heteroptera). Weitere Gruppen wie Neuroptera, Diptera (in partim), Hymenoptera (in partim), Opiliones und Pseudoscorpiones werden aus Teilstichproben bestimmt.

Abb. 2: Die für das Diversitätsmonitoring von Arthropoden eingesetzten Methoden. **a** Kreuzfensterfalle in der Außenkrone einer Buche. **b** Installation eines Seils zum Befestigen der Kronenfalle mit einer Armbrust. **c** Bodennahe Kreuzfensterfalle. **d** Mit vergälltem Ethanol bestückte Flaschenfalle zum Fang von Ambrosiakäfern und deren Antagonisten. **e** Kescherfang im Grünland. **f** Totholz-Eklektor zum Fang von aus Totholzstämmen schlüpfenden Insekten. **g** Bodentrichterfalle zum Fang epigäischer Arthropoden. Fotos: Martin Leissl (b), Thomas Stephan (e), Marco Lutz (f).
Fig. 2: Methods used for the diversity monitoring of arthropods. **a** Flight-interception traps in the outer part of a beech crown. **b** Installation of a rope for canopy trap mounting by a crossbow. **c** Flight-interception trap near ground. **d** Bottle trap equipped with denatured ethanol for collecting ambrosia beetles and their antagonists. **e** Sweep netting in grasslands. **f** Eclector for collecting saproxylic insects emerging from dead wood logs. **g** Funnel trap for collecting epigaeic arthropods. Photos: Martin Leissl (b), Thomas Stephan (e), Marco Lutz (f).

Monitoring Totholzinsekten (Kooperation mit der Universität Würzburg)

Zu Erfassung der Totholzkäfer wurde das im Winter 2008/2009 angelegte Totholzexperiment (BeLongDead; Schulze et al. in Vorb.) genutzt. 2010 wurde auf einem, ab 2011 auf zwei Subplots jeweils an einem Stamm von 13 verschiedenen Baumarten ein geschlossener Emergenzeklektor (30 cm x 60 cm) installiert (s. Abb. 2). Als Fangflüssigkeit wird gesättigte Kochsalzlösung verwendet. Alle von April bis Oktober aus den Stämmen schlüpfende Arthropoden werden damit abgefangen und wie unter dem Kapitel Diversitätsmonitoring beschrieben weiter behandelt.

Monitoring potenzieller Schadinsekten (Wald)

Für das Monitoring potenzieller Schadinsekten fokussieren wir die Ambrosiakäfer und deren Antagonisten im Wald. Diese werden mit Hilfe von Pheromonfallen (abgewandelte Flaschenfallen nach Gregoire, Gregoire et al. 2001) erfasst (Abb. 2). Als Lockmittel verwenden wir Lineatin© (Phero Tech Inc., Canada) sowie zusätzlich mit

Petrolether vergällten Alkohol. 2010 erfolgte ein Intensivmonitoring auf allen 150 EPs, 2011 auf allen EPs des Hainich und auf allen Buchenplots der Schwäbischen Alb und der Schorfheide-Chorin und seit 2012 auf allen VIPs.

Prozessmonitoring
Beim Prozessmonitoring fokussieren wir Herbivorie (durch verschiedene Organismen wie Blattfresser, Pflanzensaftsauger, Minierer und Gallinduzierer verursachte Schäden an Blättern) und Top-down-Kontrolle (Kontrolle von potenziellen Schädlingen durch Antagonisten) im Wald. Hierbei haben wir 2009 auf allen Buchen-Experimentierplots die Herbivorie in der Sonnenkrone von Altbuchen und in der Buchenverjüngung erfasst. Es wurde jeweils ein Ast aus fünf zufällig ausgewählten Bäumen der oberen Baumschicht geschossen und die Herbivorie getrennt nach Schadtypen an 50 Blättern quantifiziert. Die Herbivorie der Verjüngung wurde innerhalb von zwei kreisrunden Plots von 1 m Durchmesser erfasst. Alle Buchen <30 cm Höhe wurden in die Aufnahme eingeschlossen.
Zur Untersuchung der Top-down-Kontrolle wurden im Hainich auf allen EPs jeweils zwei Stammstücke (20 cm Ø x 200 cm Länge, 30 cm x 60 cm) ausgelegt. Nach Befall durch Ambrosiakäfer wurden über den Einbohrlöchern Brutbildeklektoren angebracht, um die geschlüpften Ambrosiakäfer sowie deren Antagonisten zu erfassen.

3.1.3. Experimente

Zusätzlich zum Monitoring werden Experimente wie z. B. das „BeLongDead-Experiment“ (s. o.; SCHULZE et al. in Vorb.) angelegt, um die den beobachteten Mustern zugrunde liegenden Mechanismen zu erforschen. Möglichst viele Arbeitsgruppen arbeiten in diesen Experimenten zusammen, um die Prozesse entsprechend umfassend zu untersuchen.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1. Sind großräumige Untersuchungen notwendig?

Die meisten bisherigen Feldstudien zu den Auswirkungen von Landnutzung im Wald und im Grünland wurden auf regionaler Skala durchgeführt (z. B. DUELLI & OBRIST 2003; MÜLLER et al. 2008). Regionen unterscheiden sich jedoch in sehr vielen Parametern, wie beispielsweise der landschaftlichen Beschaffenheit, der Nutzungshistorie, den Ressourcen, dem Artenpool und den sozioökonomischen Bedingungen. Deshalb ist es entscheidend, in verschiedenen Regionen zu arbeiten, um Ergebnisse generalisieren zu können (BECK 2004). Auch die meisten experimentellen Ansätze, die sich bisher mit der Beziehung zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktionen beschäftigt haben, beschränkten sich auf Labor- und/oder lokale Freilandexperimente (HOOPER et al. 2005). Um die tatsächlichen Prozesse in der realen Landschaft zu verstehen, müssen wir auf einer räumlichen Ebene arbeiten, die die natürlichen biogeochemischen Kreisläufe widerspiegelt.
Ich möchte für die Notwendigkeit von großräumigen Untersuchungen zwei Beispiele aus unseren aktuellen Studien in den Exploratorien geben.
Beispiel 1: Funktionale Konsequenzen müssen nicht unbedingt auf einen Verlust an Arten zurückzuführen sein, sondern können durch eine Verschiebung in der Eigenschaftszusammensetzung der Gemeinschaften („ökologische Traits“ von Arten) verursacht werden. Wir konnten zeigen, dass eine zunehmende Nutzungsintensität im Grünland in allen drei Regionen zu einer Verschiebung in der Zusammensetzung hin zu kleineren und mobileren Arten führt und die am wenigsten mobilen Arten lokal aussterben (HERSACHER et al. in Vorb.). Die Steigung und das Niveau dieser Beziehung war zwar in den drei Regionen unterschiedlich, die generelle

Richtung des Effekts jedoch gleich. Dies weist auf eine Generalisierbarkeit hin, die bei einer Untersuchung in nur einer Region nicht gegeben wäre. Da mobilere Arten eine bessere Chance haben einer Mähmaschine zu entkommen und Flächen auch schneller wiederbesiedeln können, könnte dies einen möglichen zugrundeliegenden Mechanismus darstellen.

Beispiel 2: Ein überregionaler Ansatz erlaubt es beispielsweise zu testen, ob sich evtl. generelle Indikatorarten für bestimmte Nutzungstypen definieren lassen. Hierzu haben wir eine Indikatoranalyse nach Dufrene & Legendre (1997) und de Caceres et al. (2010) durchgeführt. Die Analyse basiert auf der Häufigkeit und der Frequenz des Auftretens von bestimmten Arten in bestimmten Nutzungstypen. Wir fanden zwar eine gewisse Überlappung der Arten zwischen den Regionen, insgesamt gab es nur wenige Indikatorarten, die eine Indikatorfunktion für einen bestimmten Nutzungstyp in mehr als einer Region zeigten, und beispielsweise nur eine Indikatorart, die Wanze *Phytocoris tiliae*, für unbewirtschaftete Buchenwälder in allen drei Regionen (Gossner et al. subm.). Sowohl Nymphen als auch Imagines dieser Wanzenart ernähren sich sowohl von pflanzlichen als auch tierischen Ressourcen auf verschiedenen Laubbaumarten. Die Bevorzugung unbewirtschafteter Buchenwälder lässt sich anhand der Autökologie der Art jedoch nicht erklären. Diese Ergebnisse zeigen, dass Indikatorarten für Waldbewirtschaftung auf regionaler Skala getestet und definiert werden sollten. Ergänzende autökologische Studien und Experimente sind notwendig, um zugrunde liegende Mechanismen für eine negative Beeinflussung von Arten durch Intensivierung der Nutzung aufzuklären.

4.2. Sind Langzeituntersuchungen erforderlich?

Wie in Bezug auf die räumliche Skala ist ein ausreichender Zeitraum über mehr als fünf Jahre erforderlich, um generalisieren und Prozesse auf Ökosystemebene verstehen zu können (Fischer et al. 2010b). Die Langzeitstudien ermöglichen darüber hinaus eine Trennung von Trends und Fluktuationen, den Test ökologischer Modelle und eine Parametrisierung von Modellen für die Vorhersage von Veränderungen unter verschiedenen Zukunftsszenarien.

Unsere ersten Ergebnisse aus den Exploratorien zeigen beispielsweise Landnutzungseffekte nur in einigen Jahren. Während wir in den Jahren 2008 und 2009 einen negativen Effekt der Nutzungsintensität im Grünland auf den Artenreichtum von Arthropoden feststellen konnten, war dieser 2010 nicht mehr nachweisbar (Hersacher et al. in Vorb.). Das Erkennen unterschiedlicher Beziehungen in einzelnen Jahren trägt nicht zum Verständnis zugrunde liegender Mechanismen bei. Es zeigt jedoch, dass Schlussfolgerungen, die auf in einem Jahr nachgewiesenen Effekten beruhen, immer kritisch hinterfragt werden müssen. Erst Langzeitstudien ermöglichen die Ableitung eines generellen Trends. Eine detaillierte Betrachtung von direkten und indirekten Effekten im System kombiniert mit gezielten Experimenten kann dann zugrunde liegende Mechanismen aufdecken und Ausnahmen erklären.

4.3. Ist das Bündeln alle Fachrichtungen auf denselben Plots von Vorteil?

Das Arbeiten von vielen Forschern und Fachrichtungen (Botanik, Myrmekologie, Zoologie, Ökologie, Forst- und Agrarwissenschaften, Klimawissenschaften, Biogeochemie, Genetik etc.) auf einer Fläche ist eine große logistische Herausforderung. Dies ist allerdings eine zwingende Voraussetzung, um Synergien nutzen und Fachrichtungen verlinken zu können. Fachrichtungsübergreifende Syntheseauswertungen erlauben ein tief greifendes Verständnis der Beziehungen zwischen taxonomischen und

funktionalen Gruppen untereinander sowie zwischen diesen und Ökosystemprozessen. Dies ermöglicht außerdem einen Test auf die Generalisierbarkeit von Nutzungseffekten auf Biodiversität und Ökosystemfunktionen.

Ein Ansatz innerhalb der Exploratorien ist z. B. die Verwendung eines Multidiversitätsindexes (ALLEN et al. in Vorb.), der es erlaubt, Effekte von Nutzungsintensität Taxon übergreifend zu analysieren. Darüber hinaus können beobachtete Diversitätsmuster direkt mit auf denselben Plots gemessenen Prozessen verlinkt werden. Hierzu gibt es zwar Beispiele aus experimentellen Biodiversitätsstudien (z. B. SCHERBER et al. 2010), ob und unter welchen Voraussetzungen diese jedoch in reale Landschaften übertragen werden können, ist unklar.

Ein Vergleich der Diversität zwischen taxonomischen und funktionalen Gruppen auf unterschiedlicher räumlicher Skala liefert zudem wichtige Informationen für den praktischen Naturschutz, beispielweise in Bezug auf zukünftige Schutzgebietsausweisungen, die zum Ziel haben, die Biodiversität möglichst umfassend zu erhalten. Unsere Studien zu Pflanzen und unterschiedlichen trophischen Gilden der Käfer in Buchenwäldern zeigten, dass der Artenturnover zwischen Waldgebieten und Regionen in allen Gruppen entscheidend zur Gesamtdiversität beiträgt und stärker zwischen den Artengruppen korreliert als die α-Diversität (GOSSNER et al. 2013). Die Diversitätsmuster trophisch eng miteinander verbundener Gilden (z. B. Pflanzen und Herbivoren) waren jedoch nicht stärker miteinander korreliert als die weniger stark assoziierter Gilden (z. B. Pflanzen und Räuber). Dies zeigt, dass sich Artenschutzstrategien auf eine hohe Anzahl von nicht zwangsläufig den artenreichsten Gebieten konzentrieren sollten. Ergebnisse basierend auf einer Indikatorgruppe können jedoch nicht ohne weiteres auf alle anderen Gruppen übertragen werden.

4.4. Was bringen großskalige Biodiversitätsprojekte für Naturschutz und Faunistik?

Wissenschaftliche Studien stellen zahlreiche Anforderungen an die Auswahl der Untersuchungsplots. Beispielsweise sollte die Auswahl zufällig erfolgen und die Stichproben räumlich unabhängig sein (z. B. SOUTHWOOD & HENDERSON 2000). Darüber hinaus muss die Aufnahme nach einem streng standardisierten Verfahren erfolgen. Dies ist auch in den Biodiversitätsexploratorien realisiert. Dies steht im Gegensatz zur Arbeitsweise eines „reinen“ Faunisten, der genau dort sucht, wo er neue oder seltene Arten erwartet. So wird z. B. ein Totholzkäfer-Faunist v. a. in einem Gebiet mit langer Totholztradition und dort in einem möglichst unberührten Bereich mit hoher Totholzmenge und Diversität suchen und weniger in einem Produktionsforst.

Welchen Beitrag können standardisierte Untersuchungen für die Faunistik liefern? Zunächst liefern sie natürlich eine Menge Information über das Vorkommen und die Phänologie von Arten in unterschiedlichen Regionen. Häufige, generalistische Arten sind nicht zwingend überall anzutreffen und werden von Faunisten weniger intensiv betrachtet. Hier leisten großskalige standardisierte Erfassungen einen wichtigen Beitrag. Aber wie sieht es beispielsweise mit seltenen Arten aus? Es zeigt sich, dass in den Gruppen der Spinnen, Käfer und Zikaden bisher immerhin 111 nach der neuen Roten Liste Deutschlands (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2013) als extrem (es) oder sehr selten (ss) eingestufte Arten nachgewiesen werden konnten (Abb. 3). Auch einige nach den aktuellen Roten Listen deutschlandweit oder regional gefährdete Arten konnten in allen Gruppen erfasst werden.

Für Waldarten wurde von MÜLLER et al. (2005) auf Grundlage eines Expertenworkshops eine Liste sogenannter Urwaldreliktarten publiziert. Dabei handelt es sich

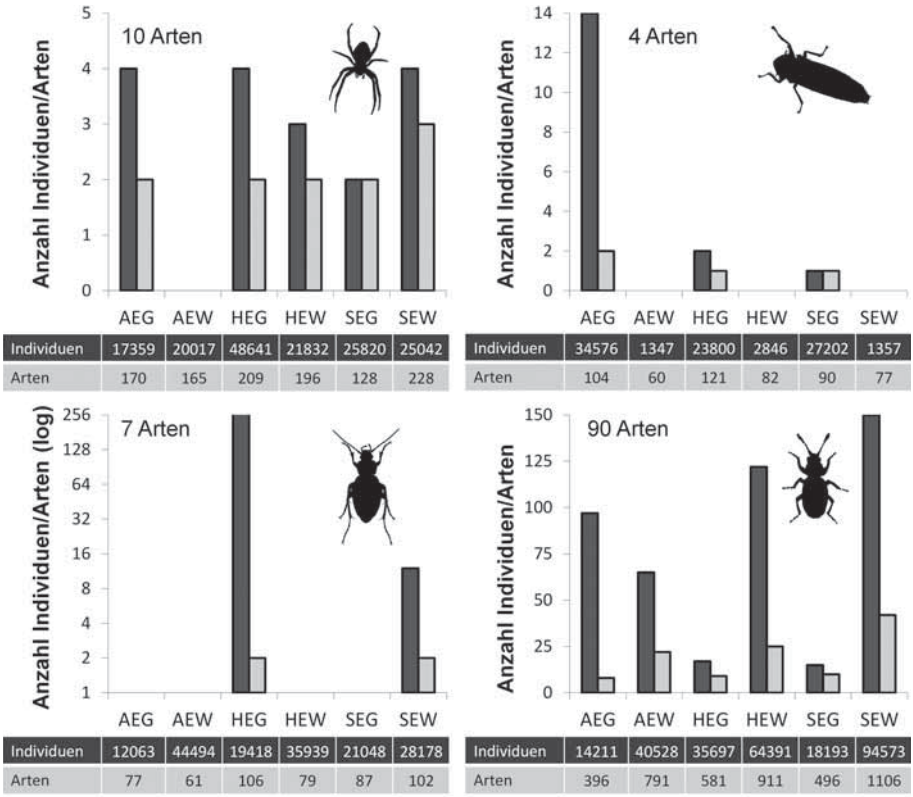

Abb. 3: Gesamtanzahl gefangener Individuen und Arten (Zahlen unter den Grafiken) und nach der neuen Roten Liste Deutschlands (Bundesamt für Naturschutz 2013) als sehr selten (ss) oder extrem selten (es) eingestufte Arten (Säulen) der Araneae (oben links), Auchenorrhyncha (oben rechts), Carabidae (unten links) und andere Käferfamilien (unten rechts). Dunkelgrau: Individuen; hellgrau: Arten. AEG=Schwäbische Alb Grünland, AEW=Schwäbische Alb Wald, HEG=Hainich-Dün Grünland, HEW=Hainich-Dün Wald, SEG=Schorfheide-Chorin Grünland, SEW=Schorfheid-Chorin Wald.

Fig. 3: Total number of individuals and species samples (numbers below figures) and species classified as very rare (ss) or extremely rare (es) species (bars) of Araneae (top left), Auchenorrhyncha (top right), Carabidae (bottom left) und other beetle families (bottom right) based on the red list of endangered species in Germany (Bundesamt für Naturschutz 2013). Dark grey: individuals; light grey: species. AEG=Schwäbische Alb grassland, AEW=Schwäbische Alb forest, HEG=Hainich-Dün grassland, HEW=Hainich-Dün forest, SEG=Schorfheide-Chorin grassland, SEW=Schorfheid-Chorin forest.

um Arten mit folgenden Eigenschaften: (1) Reliktäres Vorkommen in Mitteleuropa, (2) Bindung an Strukturkontinuität und Habitattradition, insbesondere von Strukturen der Alters- und Zerfallsphase, (3) hohe Ansprüche an Totholzqualitäten und -quantitäten und (4) aus den kultivierten Wäldern Mitteleuropas verschwindend oder schon verschwunden. Insgesamt stehen 115 Arten auf dieser Liste. Nur sechs davon konnten wir bisher nachweisen und diese ausschließlich in der Schorfheide-Chorin (Abb. 4).

Die relativ wenigen bisherigen Nachweise von Urwaldreliktarten zeigt die Limitierung solcher standardisierten Untersuchungen mit Aktivitätsfallen zur Erfassung seltener, hochspezialisierter Arten. So konnte beispielsweise im Nationalpark Hainich keine einzige Urwaldreliktart nachgewiesen werden, obwohl dort vier solcher Arten

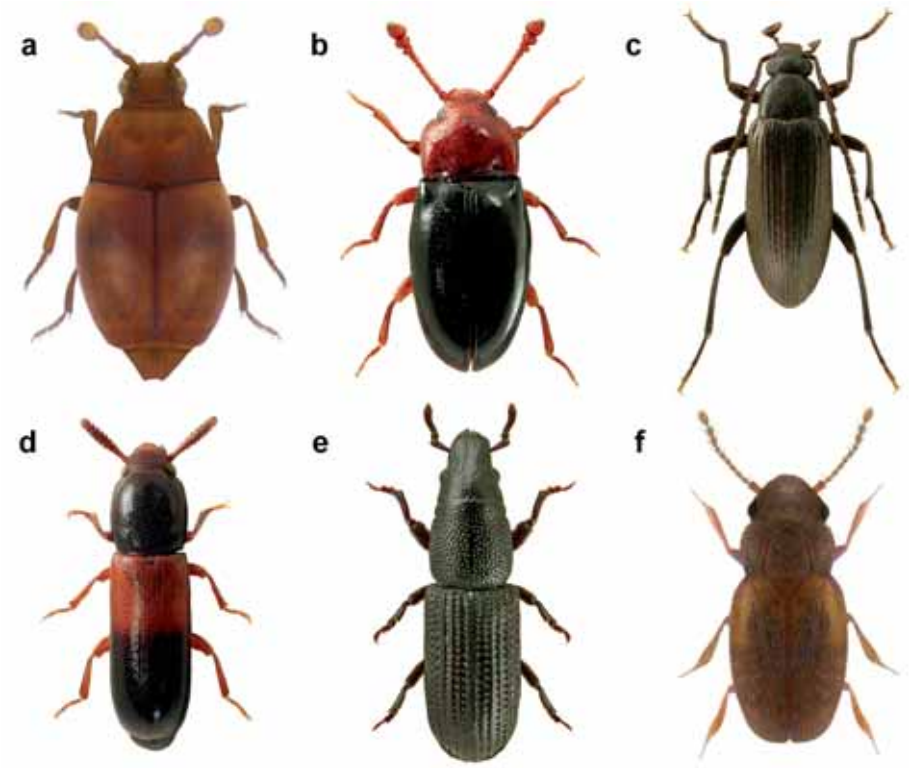

Abb. 4: Bisher in den Biodiversitätsexploratorien nachgewiesene Urwaldreliktarten. Alle Arten wurden ausschließlich in der Schorfheide-Chorin gefangen. **a** *Aeletes atomarius* (Aube, 1842) (Histeridae), 1 mm; diese an alte Buchenwälder gebundene Art wurde mit je einem Individuen mit einer Bodenfalle in einem bewirtschafteten Buchenwald und einer bodennahen Kreuzfensterfalle in einem Kiefernforst erfasst. Zudem konnte je ein Exemplar mit einem Totholzeklektor an Eiche und Buche nachgewiesen werden. **b** *Leiesthes seminigra* (Gyllenhal, 1808) (Endomychidae), 2,6-3,3 mm; dieser Holzpilzbesiedler konnte mit einem Individuum in einer bodennahen Kreuzfensterfalle eines Eichenwirtschaftswaldes nachgewiesen werden. **c** *Allecula rhenana* Bach, 1856 (Alleculidae), 7-10 mm, ist ein Mulmhöhlenbesiedler, v. a. in alten Buchen(-Eichen)wäldern. Mit Kreuzfensterfallen wurden drei Exemplare (zwei bodennah, ein Exemplar in der Baumkrone) in unbewirtschafteten Buchenwäldern und ein Exemplar in einem bewirtschafteten Eichenwald (bodennah) gefangen. **d** *Corticeus fasciatus* Fabricius, 1790 (Tenebrionidae), 3,0-3,5 mm, zeigt eine enge Bindung an die Eiche, kommt bevorzugt in alten Eichenwäldern mit Habitattradition vor und lebt von Borken- und Pochkäfern; Nachweis in zwei Exemplaren mit einem Totholzeklektor an Stämmen von Douglasie und Kirschbaum im Wirtschaftswald. **e** Der Curculionide *Rhyncolus sculpturatus* Waltl, 1839 (Curculionidae), 3-4,5 mm, ist ein Altholzbesiedler von Laub- und Nadelhölzern. Insgesamt sechs Nachweise in bewirtschafteten Kiefern- und Eichenbeständen sowie in unbewirtschafteten Buchenwäldern mit Bodenfallen und darüber hinaus mit Totholzeklektoren an Hainbuche und Buche. **f** Von dem an faulem Holz und unter Rinde lebenden *Micridium halidaii* (Matthews, 1868) (Ptiliidae), 0,58-0,63 mm, wurden mit Totholzeklektoren drei Individuen an Hainbuche, Buche und Fichte im Kiefernforst und fünf Individuen im unbewirtschafteten Buchenwald erfasst. Fotos: UDO SCHMIDT (a, f), LECH BOROWIEC (b-e).

Fig. 4: „Urwald relict species" found in the Biodiversity Exploratories so far. All species were exclusively recorded in the Schorfheide-Chorin. **a** *Aeletes atomarius* (Aube, 1842) (Histeridae), 1 mm; this species associated with old beech forests was sampled with one individual with a funnel trap

(*Aesalus scarabaeoides Dircaea australis*, *Anitys rubens*, *Mycetochara flavipes*) bekannt sind (Weigelt & Apfel 2011). Da diese Arten z. T. keine hohe Aktivität zeigen und sehr lokal vorkommen, ist ein Nachweis mit zufällig verteilten Aktivitätsfallen schwierig.

5. Schlussfolgerung

Großräumige interdisziplinäre Langzeituntersuchungen sind für das Verständnis der funktionalen Auswirkungen von Landnutzung und bei der Suche nach generellen Mustern entscheidend. Erst eine fundierte Kenntnis der Diversität auf unterschiedlichen Ebenen in Raum und Zeit unter bestimmten Nutzungsintensitäten ermöglicht eine Verbesserung derzeitiger Naturschutzstrategien. Es ist unbestritten, dass häufigere Arten bei standardisierten großskaligen Aufnahmen überrepräsentiert sind. Diese sind jedoch auch die Haupttriebkräfte von Ökosystemprozessen und deshalb auch von großer funktionaler Bedeutung. Darüber hinaus sollten gute Indikatoren im Naturschutz mit standardisierten Methoden und vertretbarem Aufwand nachweisbar sein und möglichst im gesamten Bezugsgebiet vorkommen. Hierzu können Projekte wie die Biodiversitätsexploratorien einen wichtigen Beitrag leisten. Darüber hinaus sind die in derartigen Projekten gewonnenen Erkenntnisse zu seltenen und gefährdeten Arten ein wichtiger Baustein zu einem verbesserten Schutz der Artenvielfalt in Deutschland. Damit die neuen Erkenntnisse aus der großskaligen funktionalen Diversitätsforschung auch in angemessener Weise in die Anwendung einfließen können, sollte die Verlinkung zwischen wissenschaftlicher Grundlagenforschung und der Praxis in Landschaftsplanung und Naturschutz weiter verbessert werden.

Danksagung

Ich danke allen Doktoranden, Technischen Assistenten, studentischen und wissenschaftlichen Hilfskräften sowie den taxonomischen Spezialisten für ihren großartigen Einsatz für das Projekt. Darüber hinaus danke ich den Managern der drei Exploratorien sowie den Ur-PIs für ihre Rolle im Aufbau des Biodiversitätsexploratorien-Projekts. Die Untersuchungen wurden durch das DFG Schwerpunktprogramm 1374 „Infrastruktur-Biodiversitäs-Exploratorien“ gefördert (WE 3018/9-1 und WE 3018/21-

in a managed beech forest and with a flight-interception trap near ground in a pine plantation. Additionally, one individual each of this species was collected in a dead wood eclector installed on an oak and a beech log, resp. **b** *Leiesthes seminigra* (Gyllenhal, 1808) (Endomychidae), 2.6-3.3 mm; one specimen of this wood fungi dweller was caught in a flight-interception trap near ground in a managed oak forest. **c** the *Allecula rhenana* Bach, 1856 (Alleculidae), 7-10 mm, colonizes tree holes with wood mould, particularly in old beech(-oak) forests. We sampled two individuals near ground, one individual in the canopy of unmanaged beech forests and one individual in a managed oak forest (near ground) with flight-interception traps. **d** *Corticeus fasciatus* Fabricius, 1790 (Tenebrionidae), 3.0-3.5 mm, shows a tight association to oak and is mainly restricted to old oak forests with long habitat continuity. We observed this predator of bark and death-watch beetles with two individuals emerging from logs of Douglas fir and cherry tree in managed forests. **e** *Rhyncolus sculpturatus* Waltl, 1839 (Curculionidae), 3-4.5 mm, colonizes old dead wood in broad-leaved and conifer forests. Records of six individuals were made in managed pine and oak forests as well as in unmanaged beech forests with funnel traps. Additionally, this species emerged from hornbeam and beech dead wood logs. **f** The *Micridium halidaii* (Matthews, 1868) (Ptiliidae), 0.58-0.63 mm, living in rotten wood and beneath bark. Three individuals were sampled by a dead wood eclector installed on hornbeam, beech and spruce logs in pine forests and five individuals in unmanaged beech forests. Photos: Udo Schmidt (a, f), Lech Borowiec (b-e).

1). Alle notwendigen Genehmigungen der zuständigen Umweltämter von Baden-Württemberg, Thüringen und Brandenburg (gem. § 72 BbgNatSchG) lagen vor.

Literatur

BECK, E. (2004): German Research Programs, related to the understanding and conservation of biodiversity as an example of the impact of the Convention of Rio on an industrial nation. Lyonia 6: 7-18.

BLÜTHGEN, N., DORMANN, C.F., PRATI, D., KLAUS, V.H., KLEINEBECKER, T., HÖLZEL, N., ALT, F., BOCH, S., GOCKEL, S., HEMP, A., MÜLLER, J., NIESCHULZE, J., RENNER, S.C., SCHÖNING, I., SCHUMACHER, U., SOCHER, S.A., WELLS, K., BIRKHOFER, K., BUSCOT, F., OELMANN, Y., ROTHENWÖHRER, C., SCHERBER, C., TSCHARNTKE, T., WEINER, C.N., FISCHER, M., KALKO, E.K.V., LINSENMAIR, K.E., SCHULZE, E.-D., & WEISSER, W.W. (2012): A quantitative index of land-use intensity in grasslands: Integrating mowing, grazing and fertilization. Basic and Applied Ecology 13: 207-220.

BOUGET, C., LASSAUCE, A., & JONSELL, M. (2012): Effects of fuelwood harvesting on biodiversity – a review focused on the situation in Europe. Canadian Journal of Forest Research – Revue Canadienne de Recherche Forestiere 42: 1421-1432.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2013): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands: Wirbellose Tiere (Teil 2). Bundesamt für Naturschutz; Bonn-Bad Godesberg.

DE CACERES, M., LEGENDRE, P., & MORETTI, M. (2010): Improving indicator species analysis by combining groups of sites. Oikos 119: 1674-1684.

DUELLI, P., & OBRIST, M.K. (2003): Regional biodiversity in an agricultural landscape: The contribution of seminatural habitat islands. Basic and Applied Ecology 4: 129-138.

DUFRENE, M., & LEGENDRE, P. (1997): Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67: 345-366.

ENGELHART, R. (1992): Grundzüge der agrargeschichtlichen Entwicklung in Deutschland. GRIN Verlag GmbH, München.

FINCH, O.D. (2005): Evaluation of mature conifer plantations as secondary habitat for epigeic forest arthropods (Coleoptera: Carabidae; Araneae). Forest Ecology and Management 204: 21-34.

FINCH, O.D., & SZUMELDA, A. (2007): Introduction of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) into Western Europe: Epigaeic arthropods in intermediate-aged pure stands in northwestern Germany. Forest Ecology and Management 242: 260-272.

FISCHER, M., BOSSDORF, O., GOCKEL, S., HANSEL, F., HEMP, A., HESSENMOLLER, D., KORTE, G., NIESCHULZE, J., PFEIFFER, S., PRATI, D., RENNER, S., SCHONING, I., SCHUMACHER, U., WELLS, K., BUSCOT, F., KALKO, E.K.V., LINSENMAIR, K.E., SCHULZE, E.D., & WEISSER, W.W. (2010a): Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories. Basic and Applied Ecology 11: 473-485.

FISCHER, M., KALKO, E.K.V., LINSENMAIR, K.E., PFEIFFER, S., PRATI, D., SCHULZE, E.D., & WEISSER, W.W. (2010b): Exploratories for large-scale and long-term functional biodiversity research. Pp. 429-443 in MÜLLER, F., BAESSLER, C., SCHUBERT, H., & KLOTZ, S. (eds). Long-term ecological research – between theory and application. Springer; Dordrecht.

GOSSNER, M., & AMMER, U. (2006): The effects of Douglas-fir on tree-specific arthropod communities in mixed species stands with European beech and Norway spruce. European Journal of Forest Research 125: 221-235.

GOSSNER, M.M., GETZIN, S., LANGE, M., PAŠALIĆ, E., TÜRKE, M., WIEGAND, K., & WEISSER, W.W. (2013): The importance of heterogeneity revisited from a multi scale and multi taxa approach. Biological Conservation 166: 216-220.

GOSSNER, M.M., FONSECA, C.R., PAŠALIĆ, E., TÜRKE, M., LANGE, M., & WEISSER, W.W. (subm.): Limitations to the use of invertebrates as temperate forests indicators. Ecological Applications.

GRACE, J.B., MICHAEL ANDERSON, T., SMITH, M.D., SEABLOOM, E., ANDELMAN, S.J., MECHE, G., WEIHER, E., ALLAIN, L.K., JUTILA, H., SANKARAN, M., KNOPS, J., RITCHIE, M., & WILLIG, M.R. (2007): Does species diversity limit productivity in natural grassland communities? Ecology Letters 10: 680-689.

Gregoire, J.-C., Piel, F., Proft, M.D., & Gilbert, M. (2001): Spatial distribution of ambrosia-beetle catches: A possibly useful knowledge to improve mass-trapping. Integrated Pest Management Reviews 6: 237-242.

Grove, S.J. (2002): Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. Annual Review of Ecology and Systematics 33: 1-23.

Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setala, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., & Wardle, D.A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. Ecological Monographs 75: 3-35.

Kapfer, A. (2010): Beitrag zur Geschichte des Grünlands Mitteleuropas. Darstellung im Kontext der landwirtschaftlichen Bodennutzungssysteme im Hinblick auf den Arten- und Biotopschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 42: 133-140.

Korneck, D., & Sukopp, A. (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpfanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. Schriftenreihe für Vegetationskunde 19: 1-210.

Kowalski, E., Gossner, M.M., Türke, M., Lange, M., Veddeler, D., Hessenmöller, D., Schulze, E.-D., & Weisser, W.W. (2011): The use of forest inventory data for placing flight-interception traps in the forest canopy. Entomologia Experimentalis et Applicata 140, 35-44.

Lange, M., Gossner, M.M., & Weisser, W.W. (2011): Effect of pitfall trap type and diameter on vertebrate by-catches and ground beetle (Coleoptera: Carabidae) and spider (Araneae) sampling. Methods in Ecology and Evolution 2: 185-190.

Luyssaert, S., Hessenmöller, D., Lupke, N. von, Kaiser, S., & Schulze, E.D. (2011): Quantifying land use and disturbance intensity in forestry, based on the self-thinning relationship. Ecological Applications 21: 3272-3284.

MCPFE (2007): State of Europe's forest 2007: The MCPFE report on sustainable forest management in Europe: Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Warsaw.

Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press; Washington, DC.

Müller, J., Bussler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Möller, G., Mühle, H., Schmidl, J., & Zabransky, P. (2005): Urwald relict species – Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. Waldoekologie online 2: 106-113.

Müller, J., Bussler, H., & Kneib, T. (2008): Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in southern Germany. Journal of Insect Conservation 12: 107-124.

Paillet, Y., Berges, L., Hjalten, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Romermann, M., Bijlsma, R.J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Meszaros, I., Sebastia, M.T., Schmidt, W., Standovar, T., Tothmeresz, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., & Virtanen, R. (2010): Biodiversity Differences between managed and unmanaged forests: Meta-Analysis of species richness in Europe. Conservation Biology 24: 101-112.

Roscher, C., Schumacher, J., Baade, J., Wilcke, W., Gleixner, G., Weisser, W.W., Schmid, B., & Schulze, E.D. (2004): The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. Basic and Applied Ecology 5: 107-121.

Rounsevell, M.D.A., Reginster, I., Araujo, M.B., Carter, T.R., Dendoncker, N., Ewert, F., House, J.I., Kankaanpaa, S., Leemans, R., Metzger, M.J., Schmit, C., Smith, P., & Tuck, G. (2006): A coherent set of future land use change scenarios for Europe. Agriculture Ecosystems & Environment 114: 57-68.

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., & Wall, D.H. (2000): Biodiversity – Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287: 1770-1774.

Schall, P., & Ammer, C. (2013): Quantifying forest stand management intensity in Central

European forests. European Journal of Forest Research 132: 379-396.

SCHERBER, C., EISENHAUER, N., WEISSER, W.W., SCHMID, B., VOIGT, W., FISCHER, M., SCHULZE, E.D., ROSCHER, C., WEIGELT, A., ALLAN, E., BESSLER, H., BONKOWSKI, M., BUCHMANN, N., BUSCOT, F., CLEMENT, L.W., EBELING, A., ENGELS, C., HALLE, S., KERTSCHER, I., KLEIN, A.M., KOLLER, R., KONIG, S., KOWALSKI, E., KUMMER, V., KUU, A., LANGE, M., LAUTERBACH, D., MIDDELHOFF, C., MIGUNOVA, V.D., MILCU, A., MULLER, R., PARTSCH, S., PETERMANN, J.S., RENKER, C., ROTTSTOCK, T., SABAIS, A., SCHEU, S., SCHUMACHER, J., TEMPERTON, V.M., & TSCHARNTKE, T. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. Nature 468: 553-556.

SOUTHWOOD, T.R.E., & HENDERSON, P. A. (2000): Ecological methods. Third edition. Blackwell Science Ltd; Oxford.

UMWELTBUNDESAMT (2011): Daten zur Umwelt. Umweltbundesamt; Bonn.

WEIGELT, A., & APFEL,W. (2011): Käfer im Nationalpark Hainich. Nationalpark Hainich; Bad Langensalza.

WILSON, E.O. (2001): The diversity of life. Penguin Press Science; London.

WOLTERS, V., BENGTSSON, J., & ZAITSEV, A.S. (2006): Relationship among the species richness of different taxa. Ecology 87: 1886-1895.

ZAVALETA, E.S., PASARI, J.R., HULVEY, K.B. & TILMAN, G.D. (2010): Sustaining multiple ecosystem functions in grassland communities requires higher biodiversity. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 107: 1443-1446.

Dr. Martin Goßner
Lehrstuhl für Terrestrische Ökologie, Department für Ökologie und Ökosystemmanagement, Technische Universität München
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2
D- 85354 Freising
E-Mail: martin.gossner@tum.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Entomologie heute

Jahr/Year: 2013

Band/Volume: 25

Autor(en)/Author(s): Gossner Martin M.

Artikel/Article: Die Bedeutung von großskaligen Biodiversitätsstudien an Arthropoden am Beispiel der Biodiversitätsexploratorien. The Importance of Large-Scale Biodiversity Studies on Arthropods: the Example of the Biodiversity Exploratories 31-46