



HINTERGRUND // JUNI 2019

# Einfluss von atmosphärischen Stickstoffeinträgen auf die Biodiversität von Insekten in terrestrischen Ökosystemen Eine Literaturrecherche

# Impressum

## Herausgeber:

Umweltbundesamt  
FG II 4.3  
Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme  
Postfach 14 06  
06813 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
buergerservice@uba.de  
Internet: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

 /umweltbundesamt.de  
 /umweltbundesamt  
 /umweltbundesamt  
 /umweltbundesamt

## Autorin:

Kerstin Näthe

## Satz und Layout:

Atelier Hauer+Dörfler GmbH

## Publikationen als pdf:

[www.umweltbundesamt.de/publikationen](http://www.umweltbundesamt.de/publikationen)

## Bildquellen:

Titel: Fotolia | Beilfleck-Widderchen (*Zygaena loti*)  
an Breitblättriger Platterbse (*Lathyrus latifolius*) |  
Schmutzler-Schaub

S. 4, 6: Unsplash | Aaron Burden

S. 7: Unsplash | Rowan Heuvel

### S.9, Abb.1:

Shutterstock | Aerial view on the combine working on the  
large wheat field | Stockr

Shutterstock | Aerial view of agricultural fields |  
Peter Gudella

Shutterstock | A macro close-up of a dead honey bee on a  
white background | kosolovskyy

Shutterstock | Global catastrophe concept illustration |  
Mopic

Adobe Stock | Nitrogen symbol handheld in front of the  
periodic table | concept w

Stand: Juni 2019

ISSN 2363-829X

S.11: Shutterstock | A farmer spraying fertilizer on his  
carrots | Aleksandar Milutinovic

S.15: Unsplash | Jill Heyer

S. 16: Shutterstock | One blue moth butterfly on purple sage  
salvia flower over green summer meadow background, close  
up | Breaking The Walls

S. 18: Shutterstock | Extreme magnification - Green aphids  
on a plant | Cornel Constantin

S. 18: Shutterstock | Ripe corn. | smereka

S. 22: Shutterstock | Panorama of a beautiful forest at  
sunrise | Guenter Albers

S. 22: Unsplash | Johanneke Kroesbergen-Kamps

**HINTERGRUND // JANUAR 2019**

**Einfluss von atmosphärischen  
Stickstoffeinträgen auf die  
Biodiversität von Insekten in  
terrestrischen Ökosystemen**  
Eine Literaturrecherche



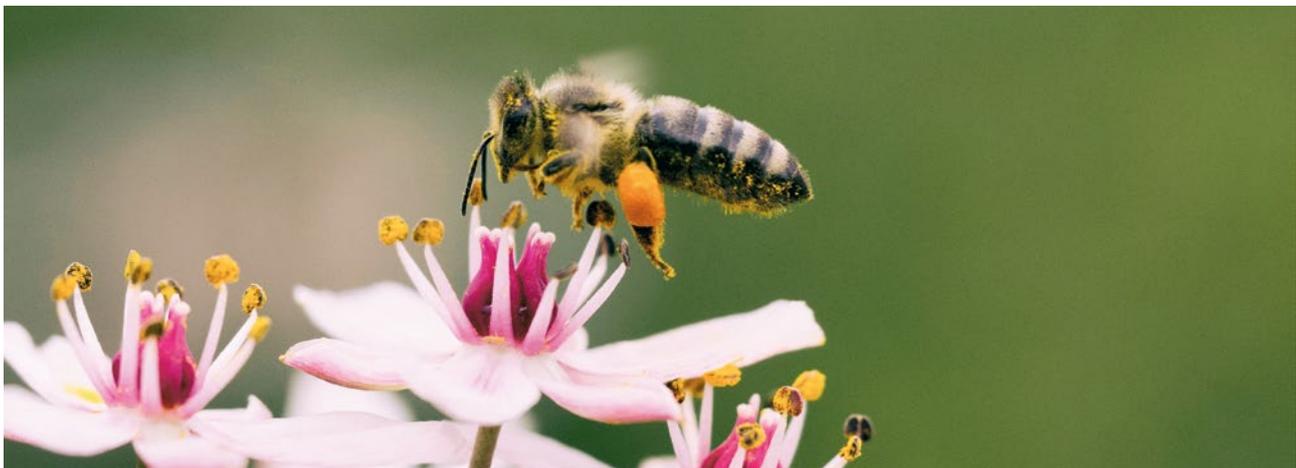
# Inhalt

Zusammenfassung .....	6
<b>1. Einleitung</b> .....	<b>7</b>
<b>2. Der Stickstoffkreislauf und anthropogene Eintragspfade</b> .....	<b>10</b>
<b>3. Auswirkungen von Stickstoffeinträgen auf terrestrische Ökosysteme</b> .....	<b>12</b>
<b>4. Die Bedeutung der Insekten in terrestrischen Ökosystemen</b> .....	<b>14</b>
(a) Insekten als Bestäuber .....	15
(b) Nahrungsgrundlage für andere Tiere .....	17
(c) Zersetzung und Recycling von organischer Substanz .....	17
(d) Andere Ökosystemdienstleistungen .....	18
<b>5. Negative Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge auf Insekten</b> .....	<b>19</b>
(a) Erhöhte Stickstoffeinträge und Veränderung der Pflanzengesellschaften .....	19
(b) Erhöhte Stickstoffeinträge und hochwachsende Pflanzen .....	21
(c) Erhöhte Stickstoffeinträge und chemische Veränderungen in den Pflanzen .....	22
<b>6. Vorteilhafte Auswirkungen von Stickstoff auf Insekten</b> .....	<b>23</b>
<b>7. Schlussfolgerung</b> .....	<b>24</b>
Glossar .....	25
Referenzen .....	27

## Zusammenfassung

Neben der intensiven Landwirtschaft, der Habitatfragmentierung und dem Klimawandel spielen atmosphärische Stickstoffeinträge eine essentielle Rolle beim Rückgang der Insektenvielfalt. Atmosphärische Stickstoffeinträge verändern die Nährstoffkreisläufe und führen in terrestrischen Ökosystemen vorrangig zu Eutrophierung und Versauerung, besonders in nährstoffarmen und offenen Ökosystemen wie Heidelandschaften, Moorgebiete und Weideflächen. Als direkte Folge der erhöhten Stickstoffdepositionen verändern sich die Pflanzengesellschaften, was durch die enge Pflanzen-Insekten-Beziehung Auswirkungen auf die Insektenpopulationen hat. Studien haben gezeigt, dass die Gesamtzahl der Insekten stark zurückgeht. Besonders betroffen sind jedoch Spezialisten, da diese vorrangig auf stickstoffarme und

offene Habitate angewiesen sind und sich monophag ernähren. Bedingt ist das durch die Verdrängung der von den Spezialisten genutzten Brut- und Wirtspflanzen. Profiteure des erhöhten Stickstoffangebots, der veränderten Pflanzengesellschaften und des Mikroklimas sind vorrangig Habitat- und Futtergeneralisten, nitrophile Spezialisten und Insektenarten, die hauptsächlich in Waldhabitaten vorkommen. Insgesamt profitieren jedoch weit weniger Insektenarten von den erhöhten Stickstoffeinträgen. Mit den stickstoffbedingten Veränderungen sowohl bei der Pflanzen- als auch in der Insektenpopulation sind v. a. negative Auswirkungen auf das Ökosystem als auch auf die Ökosystemleistungen, wie z. B. die Bestäubungsleistung, verbunden.



# 1. Einleitung

Der Entomologische Verein aus Krefeld hat mit seiner sogenannten „Krefeld-Studie“ über das Insektensterben alles ins Rollen gebracht. Innerhalb von nur 25 Jahren (1989 bis 2016) ist die Masse an Fluginsekten in Naturschutzgebieten in Deutschland um ca. 75 % zurückgegangen (Hallmann *et al.* 2017). Fortan berichteten die Medien über dieses Thema mit dem apokalyptisch anmutenden Ausdruck (z. B. Zeit Online 2018) und machten „Insektensterben“ zu einem geflügelten Wort (Paál 2018). Die Medienaufmerksamkeit verdeutlichte auch, dass das Insektensterben als ein großflächiges Problem wahrgenommen wird.

Vor der Veröffentlichung der „Krefeld-Studie“ galt die Aufmerksamkeit lediglich den beliebten Bienen und nicht den Insekten im Allgemeinen. Im Jahr 2012 betrachtete der Schweizer Regisseur Markus Imhoof das Ausmaß des Bienensterbens mit seinem Dokumentarfilm „More Than Honey“ (Imhoof 2012). Als alarmierendes Beispiel zeigt Imhoof wie Bienenvölker der Westlichen Honigbiene (*Apis mellifera* L.) quer durch die USA transportiert werden um die Mandelblüten in Kalifornien zu bestäuben. Denn die Population der lokal vorkommenden Honigbiene ist seit geraumer Zeit von einem Massensterben betroffen. Auch das Obst- und Gemüseanbauggebiet Sichuan im Südwesten Chinas ist vom Bienensterben nachhaltig beeinträchtigt. Seit einigen Jahren kommen keine Bienen (und auch keine Vögel) mehr in dem Gebiet vor, so dass die Menschen gezwungen sind, die Bestäubung selber per Hand durchzuführen (Partap und Ya 2012; 3sat 2017). Für das weltweite Bienensterben werden u. a. die Verbreitung der Varroa-Milbe in Kombination mit dem IAP-Virus, das Vorkommen von Umweltgiften in

Luft und Boden sowie die verstärkte Verwendung von Neonicotinoide verantwortlich gemacht (Cox-Foster *et al.* 2007; Woodcock *et al.* 2016; 3sat 2017). Letztere sind hochwirksame Pflanzenschutzmittel, die auf die Nervenzellen einwirken und bei Bienen zu Lähmungen bis hin zum Tod führen können. Basierend auf einem 2018 veröffentlichten Gutachten der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA 2018) wurde der Freiland Einsatz drei dieser Neonicotinoide in der EU verboten (Durchführungsverordnung (EU) 2018/783, 2018/784, 2018/785).

Studien zum Rückgang der Insekten, die vor der Krefeld-Studie veröffentlicht wurden, bekamen entweder kaum Beachtung oder waren nur lokal bekannt. In Großbritannien wurde bereits 2004 auf den Rückgang von Insekten hingewiesen. Die sogenannte „Big bug count“-Studie der Königlichen Gesellschaft für Vogelschutz (Royal Society for the Protection of Birds – RSPB) dokumentierte im Juni 2004 eine kleiner werdende Zahl von Insekten in Großbritannien anhand von 40.000 standardisierten Platten („Splatometer“), die an Autos befestigt wurden. Nach ca. 20–80 Meilen, was ca. 32–129 km entspricht, wurden insgesamt lediglich 324.814 Insekten gezählt (McCarthy 2004). Zum Vergleich: Allein 250.000 Insekten werden von einem einzelnen Paar Rauchschwalben (*Hirundo rustica* L.) während der Brutsaison gefangen (Seeger und Rosenkranz 2017). Die danach veröffentlichten Studien über den Rückgang von z. B. Libellen (*Odonata* FABRICIUS) und Laufkäfer (*Carabidae* LATREILLE) erhielten kaum mediale Aufmerksamkeit (Clausnitzer *et al.* 2009; Brooks *et al.* 2012). Ausgewählte Studien zum Insektenrückgang sind in Tab. 1 aufgeführt.



Tab. 1

**Überblick über die Studien zum Thema „Insektensterben“ geordnet nach Zeitspanne mit Angaben zu Insektenfamilien, beobachteten Veränderungen, Region, Habitat und wissenschaftliche Studien.**

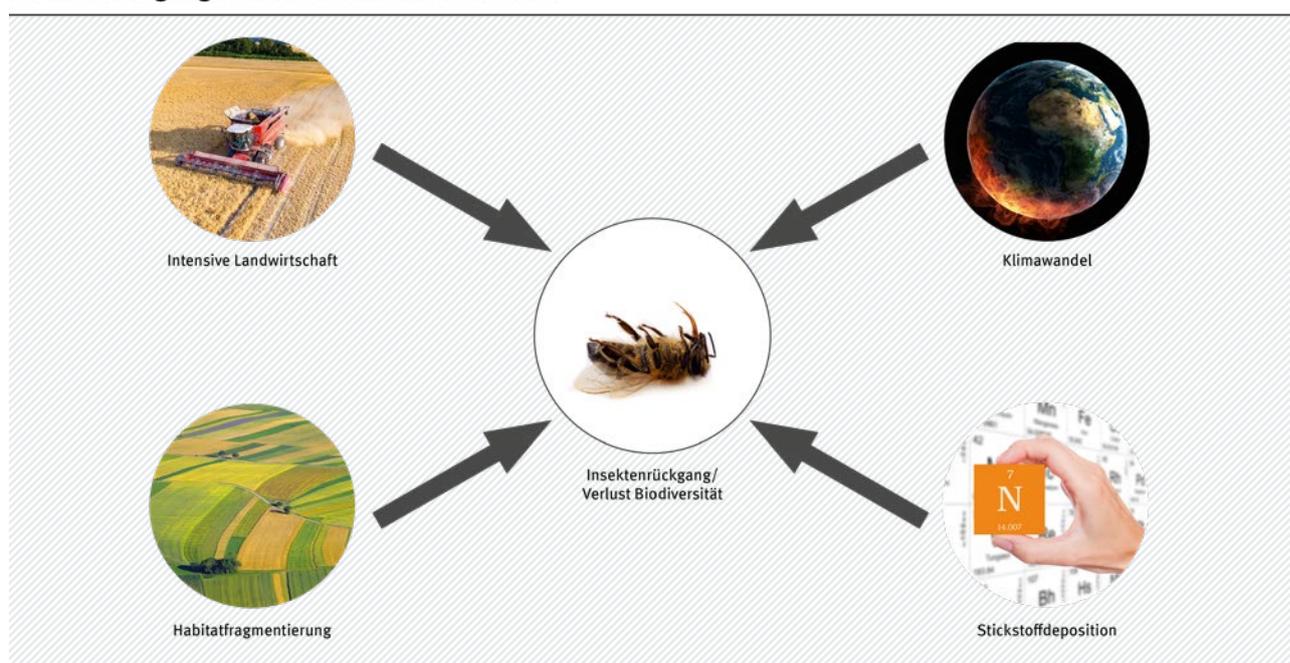
Zeitspanne	Betroffene Insekten	Beobachtung	Region und Habitat	Literaturquelle
1840–2013	Schmetterlinge und Widderchen	Rückgang Anzahl der Arten von 117 auf 71	Bayern → naturnahes kalkhaltiges Grünland	Habel <i>et al.</i> 2016
1964/66–2008/10	Zikaden	Rückgang Häufigkeit der Arten um 70 %	Brandenburg, Thüringen, Sachsen → geschützte Trockenrasen	Schuch <i>et al.</i> 2012
1968–2002	Schmetterlinge	Rückgang Häufigkeit der Arten um 54 %, Anstieg Häufigkeiten der Arten um 22 %	Großbritannien → verschiedene Habitate	„Rothamsted Insect Survey“ Conrad <i>et al.</i> 2004
1970–2010	Schmetterlinge	Rückgang Häufigkeit der Arten (260 von 673 Arten), Anstieg Häufigkeit der Arten (160 von 673 Arten)	Großbritannien → verschiedene Habitate	Fox <i>et al.</i> 2014
Vor und nach 1980	Bienen	Rückgang Artenanzahl um 52 % (GB) und 67 % (NL), Anstieg Artenanzahl um 10 % (GB) und 8 % (NL)	Großbritannien (GB) und Niederlande (NL) → 10 × 10 km Raster (basierend auf Nationale Entomologische Datenbanken)	Biesmeijer <i>et al.</i> 2006
	Schwebfliegen	Rückgang Artenanzahl um 33 % (GB) und 17 % (NL), Anstieg Artenanzahl um 24 % (GB) und 34 % (NL)		
1980/82–2002/03	Schmetterlinge und Widderchen	Rückgang Anzahl der Arten von 30 auf 24 Arten	Südschweden → naturnahes Grünland	Öckinger <i>et al.</i> 2006
1989–2016	Fluginsekten	Rückgang Biomasse um 76 %	Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Brandenburg → Schutzgebiete: nährstoffarme Heidelandschaft, sandiges Grünland, Dünen, nährstoffreiches Grünland, Ränder, Brachlandschaften, Pionier- und Strauchlandschaften	„Krefeld-Studie“ Hallmann <i>et al.</i> 2017
1984–2008	Laufkäfer	Rückgang Anzahl der Arten um 52 % (Gebirgsregionen), 31 % (nördliche Moorgebiete), 28 % (westliche Grünlandhabitate) Anstieg Anzahl der Arten um 48 % (südliche Tieflandgebiete)	Großbritannien → verschiedene Habitate	Brooks <i>et al.</i> 2012

Veränderungen der Biodiversität werden von verschiedenen Einflussfaktoren hervorgerufen, wobei diese in Wechselbeziehungen stehen und sich gegenseitig abschwächen, verstärken oder überlagern können (Millennium Ecosystem Assessment 2005; Fox *et al.* 2014). Der Rückgang der Insektenanzahl und -vielfalt geht größtenteils auf menschliche Einflüsse zurück. Die intensive Landwirtschaft mit Monokulturen und dem Einsatz von Pestiziden (z. B. Glyphosat, Neonikotinoide) und Antibiotika zählt zu den Hauptursachen (Abb. 1). Glyphosat als Breitbandherbizid wirkt direkt und indirekt auch auf Nichtzielarten. Die Populationen des Monarchfalters (*Danaus plexippus* L.) und dessen Wirtspflanze Seidenpflanze (*Asclepias* L.) sind durch den Kontakt mit Glyphosat um 81 % bzw. 58 % zurückgegangen (Pleasants und Oberhauser 2012). Der Einsatz von Antibiotika wie z. B. Oxytetracyclin in Bienenstöcken senkt die Resistenz der Insekten gegenüber Pestiziden (Hawthorne und Dively 2011). Toxische Wirkungen durch Mischungen mehrerer Pestizide (und Antibiotika) wurden anhand von Insekten in aquatischen Ökosystemen untersucht (Cedergreen und Rasmussen 2017). Diese Studien belegen, dass hohe Pestizidkonzentrationen zu Veränderungen im Wachstum, Zeitpunkt des Schlüpfens,

und Fress- und Wanderverhalten der Insekten führen. Eine weitere Hauptursache für den Rückgang ist die Habitatfragmentierung (Abb. 1, Habel *et al.* 2016). Dieser Begriff bezeichnet die Verinselung naturnaher Habitate infolge der Urbanisierung und des Transportwesens und beinhaltet auch Habitatzerstörung und -verlust sowie Lichtverschmutzung (Longcore und Rich 2004; Taki und Kevan 2007). Verstärkt werden die Auswirkungen der eben genannten Einflussfaktoren durch den Klimawandel (Abb. 1) und den dadurch veränderten Niederschlags- und Temperaturregimes (Habel *et al.* 2016). Es gibt jedoch noch einen vierten Einflussfaktor, der für den Rückgang der Insekten verantwortlich gemacht werden kann: anthropogene Stickstoffeinträge (Abb. 1, Stevens *et al.* 2004). Nachfolgend soll der Einfluss anthropogener Stickstoffeinträge auf die Vielfalt und Artenanzahl von Insekten in terrestrischen Ökosystemen beschrieben werden. Um die Auswirkungen und das Ausmaß der Stickstoffeinträge auf die Insekten zu verstehen (Kapitel 5 und 6), werden zuvor der Stickstoffkreislauf (Kapitel 2), die Auswirkungen von erhöhten Stickstoffdepositionen auf terrestrische Ökosysteme (Kapitel 3) und die Bedeutung der Insekten in terrestrischen Ökosystemen (Kapitel 4) betrachtet.

Abbildung 1

### Hauptursachen (Intensive Landwirtschaft, Habitatfragmentierung, Klimawandel, Stickstoffdeposition) für den Rückgang der Artenvielfalt der Insekten.



Eigene Darstellung

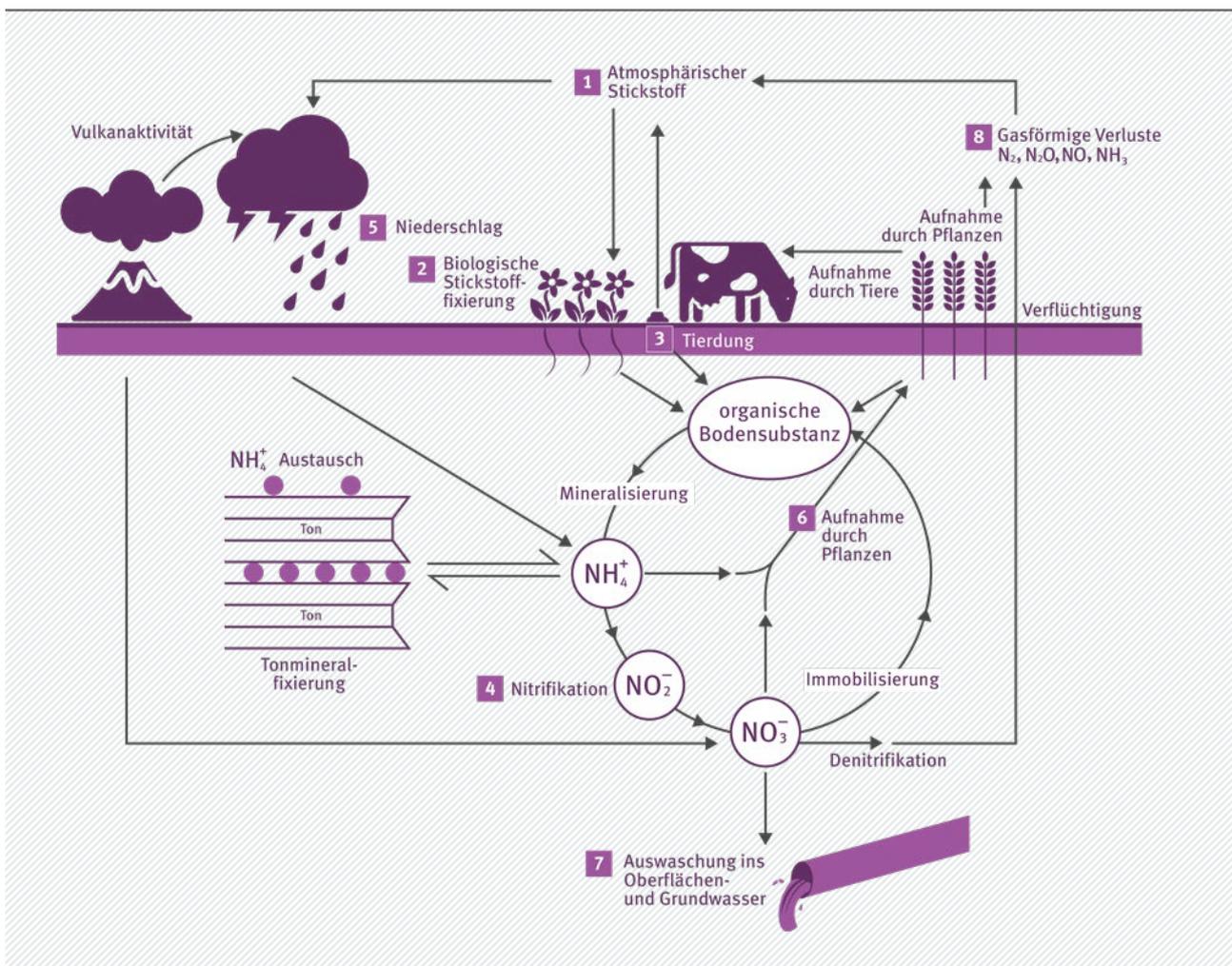
## 2. Der Stickstoffkreislauf und anthropogene Eintragspfade

Stickstoff (N) ist ein essentieller Nährstoff für alle Pflanzen und Tiere. Benötigt wird Stickstoff für den Aufbau von Proteinen, DNS und Chlorophyll (Vitousek *et al.* 1997). Obwohl Stickstoff in elementarer Form ( $N_2$ ) mit 78% das häufigste Element in der Luft ist (Abb. 2, Nr. 1), kann es von Lebewesen nicht direkt genutzt werden, ganz im Gegensatz zu Sauerstoff ( $O_2$ , ~21% Anteil) oder Kohlenstoffdioxid ( $CO_2$ , ~0,04 % Anteil). Der elementare Stickstoff wird daher in Form von anorganischem Stickstoff, hauptsächlich Ammonium ( $NH_4^+$ ), durch Algen und Bakterien (z. B. symbiontisch lebende Knöllchenbakterien) fixiert (Abb. 2, Nr. 2) und somit für Lebewesen nutzbar gemacht. Eine andere natürlich verfügbare Stickstoffquelle ist der Abbau von toter Biomasse und

tierischen Ausscheidungen (organischer Stickstoff) durch Destruenten (Nr. 3). Dieser Prozess wird Ammonifikation genannt. Bei der Nitrifizierung oxidieren Mikroorganismen  $NH_4^+$  zu Nitrat ( $NO_3^-$ ) (Nr. 4). Nitrat kann auch direkt durch Blitz und Regen in den Boden eingetragen werden (Nr. 5). Pflanzenverfügbar sind sowohl  $NH_4^+$  und  $NO_3^-$  (Nr. 6). Jedoch ist  $NO_3^-$  sehr mobil und damit stark von Auswaschung ins Oberflächen- und Grundwasser betroffen (Nr. 7). Durch Denitrifikation kann  $NO_3^-$  wieder in gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die in die Atmosphäre entweichen (Nr. 8).

Abbildung 2

### Vereinfachte Darstellung des Stickstoffkreislaufs.



Quelle: Eigene Darstellung basierend auf Di und Cameron (2002)

Anorganische Verbindungen des Stickstoffs mit Sauerstoff (O) oder Wasserstoff (H) nennt man reaktiven Stickstoff. Zu den umweltrelevanten Formen des reaktiven Stickstoffs gehören zum einen die Gase Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid ( $\text{NO}_2$ ) und Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ), und zum anderen Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) und Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) in gelöster und partikulärer Form (Galloway *et al.* 2003; UBA 2014).

Der natürliche Stickstoffkreislauf (Abb. 2) ist eng geschlossen und auf ein effektives Recycling der reaktiven Stickstoffkomponenten angewiesen. Das Recycling und die damit verbundenen mikrobiell gesteuerten Prozesse (z. B. Nitrifikation) hängen stark vom Klima (z. B. Temperatur), Bodentyp (z. B. Humusgehalt), Vegetation und Streuqualität (z. B. Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis) ab (Blume *et al.* 2010). In terrestrischen Ökosystemen der gemäßigten und nördlichen Breiten gilt Stickstoff als limitierender Faktor für das Pflanzenwachstum (Vitousek *et al.* 1997). Basierend auf dem Minimumgesetz von Justus von Liebig bedeutet dies, dass bei einem geringen Gehalt an pflanzenverfügbarem Stickstoff im Boden das Pflanzenwachstum trotz Vorhandensein anderer Nährstoffe stark begrenzt sein kann. Viele terrestrische Ökosysteme sind stickstoffarm, wie z. B. Heidelandschaften und artenreiche Graslandökosysteme (Vitousek *et al.* 1997; Bobbink *et al.* 2010). Stickstoffarmut kann mehrere Ursachen haben: (1) Ökosystemstörungen wie regelmäßige

Vegetationsbrände können zu Stickstoffverlusten führen, (2) Raten der Stickstofffixierung sind gering und (3) Abbauraten der Streu sind aufgrund eines hohen Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisses (sogenannte C/N-Verhältnis) reduziert (Vitousek und Howarth 1991). In nährstoffarmen Ökosystemen wachsen Pflanzen relativ langsam, allerdings sind diese durch eine effektive Nährstoff-konservierende Strategie angepasst (Aerts und Chapin 2000). Diese Strategie minimiert Verluste von Nährstoffen aus dem Ökosystem (Hooper und Vitousek 1997).

Seit den 1940er Jahren steigen die Konzentrationen von reaktivem Stickstoff (Galloway *et al.* 2008). Ursachen für den Anstieg sind folgende: (1) großflächiger Anbau von stickstofffixierenden Pflanzenarten (z. B. Leguminosen, Reis und anderen Kulturpflanzen), (2) Verbrennung von fossilen Brennstoffen und (3) Einsatz von industriellen Stickstoffdüngern (Galloway *et al.* 2003). In den agrarintensiven Regionen Deutschlands führt auch die Tierhaltung zu einem hohen Stickstoffüberschuss (UBA 2014). Bei den Stoffeinträgen muss zudem unterschieden werden, ob es sich um einen passiven Eintrag über die Luft (z. B. Luftverunreinigungen) oder einen aktiven Eintrag (z. B. Düngung) handelt. Diese anthropogen verursachten Einträge beeinflussen den Stickstoffkreislauf, was Veränderungen im Ökosystem einschließlich der Biodiversität zur Folge hat (Sala *et al.* 2000).



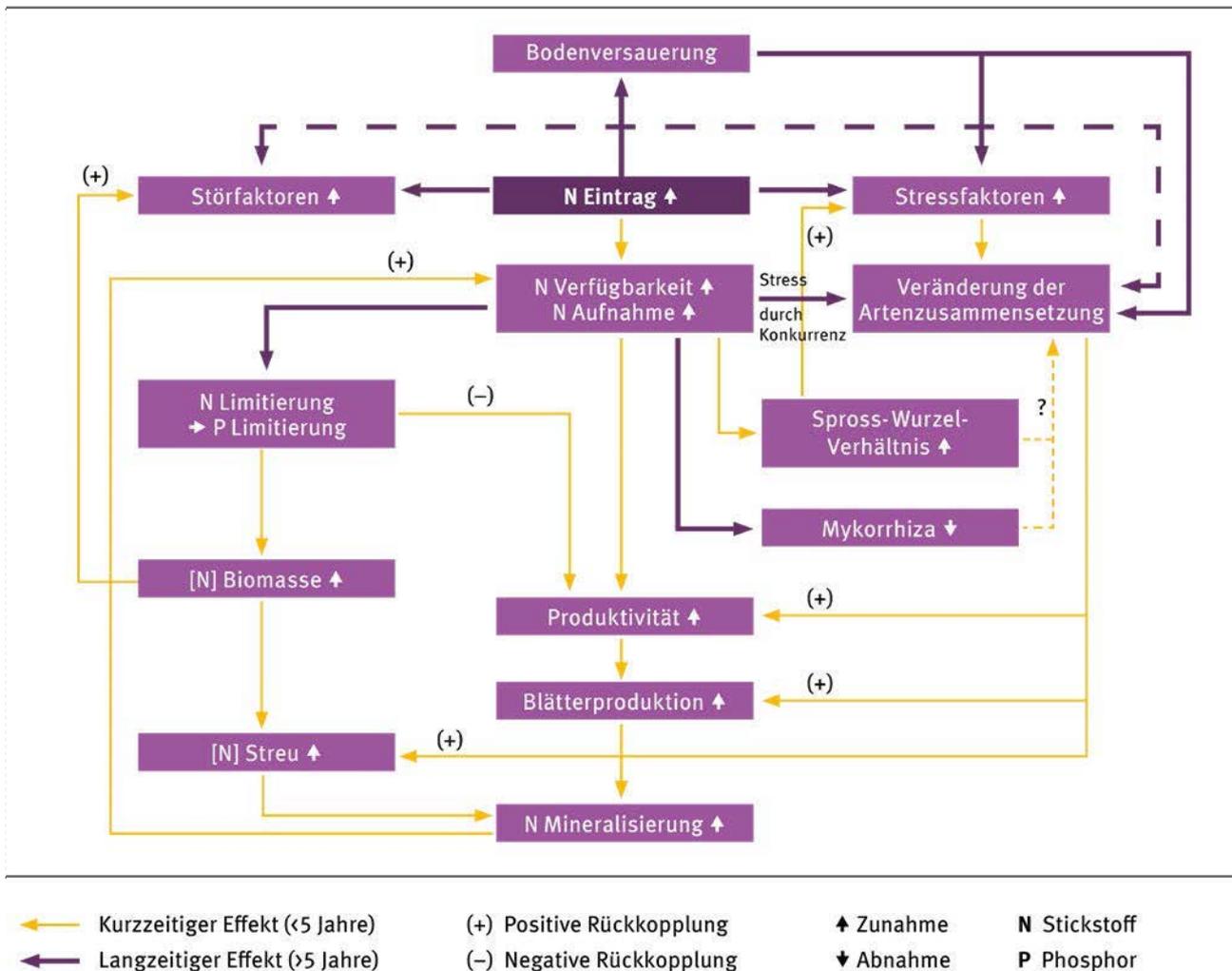
### 3. Auswirkungen von Stickstoffeinträgen auf terrestrische Ökosysteme

Die wesentlichen Auswirkungen von erhöhten Stickstoffeinträgen in terrestrische Ökosysteme sind Eutrophierung, Versauerung und direkte Toxizität. Diese Auswirkungen erhöhen die Störanfälligkeit der Ökosysteme gegenüber Stressoren und Ökosystemstörungen wie z. B. Trockenheit, Stürme und Krankheiten (Bobbink *et al.* 2010; Jones *et al.* 2014). Das komplexe Zusammenspiel zwischen diesen Effekten ist in Abb. 3 schematisch dargestellt.

Ein erhöhter Stickstoffeintrag führt kurzfristig zu einer erhöhten Stickstoffverfügbarkeit im Boden bzw. zu einer erhöhten Stickstoffaufnahme durch Pflanzen (Abb. 3). Das fördert das Pflanzenwachstum bzw. die Produktivität. Ein Anstieg der Produktivität bedeutet nicht nur, dass mehr Blätter (Biomasse) produziert werden, sondern auch, dass zusätzlich mehr Kohlenstoff (C) durch Photosynthese eingebaut wird (Jones *et al.* 2014). Mehr Blätter bedeuten mehr Laubfall am Ende der Vegetationsperiode. Über diesen Pfad gelangt der erhöhte Stickstoffeintrag (wieder) in den Boden. Dadurch kann die Mineralisierung von Stickstoff im Boden ansteigen und zu einer erhöhten Verfügbarkeit führen.

Abbildung 3

**Schematische Darstellung der wesentlichen Auswirkungen von erhöhten Stickstoffeinträgen (N) auf terrestrische Ökosysteme.**



Quelle: Eigene Darstellung basierend auf Aerts und Bobbink (1999) und Bobbink *et al.* (2010).

Der erhöhte Stickstoffeintrag in terrestrische Ökosysteme kann letztendlich zur **Eutrophierung** führen. Von der Eutrophierung sind vorrangig oligotrophe, also nährstoffarme, Ökosysteme betroffen, wie z. B. saures Grünland. Dies gilt besonders wenn die Austragsraten von Stickstoff mit dem Sickerwasser ins Grundwasser (z. B. von Nitrat  $\text{NO}_3^-$ , Abb. 2), die Rate des Mähens oder die Anzahl grasender Tiere sehr gering sind (Di und Cameron 2002). Kalkhaltige Grünländer sind dagegen weniger von Eutrophierung durch erhöhte Stickstoffeinträge betroffen (Phoenix *et al.* 2003). Ein Grund dafür könnte die schnelle Immobilisierung des sehr mobilen Nitrats ( $\text{NO}_3^-$ ) sein.

Ein Übermaß an Stickstoff kann auch zu einer längerfristigen Verschiebung des Nährstofflimitierungsregimes von Stickstoff (N) zu Phosphor (P) führen (Abb. 3). Stickstoff wird somit als limitierender Faktor für das Pflanzenwachstum von Phosphor abgelöst. Ein Indikator für solch eine Verschiebung ist ein N/P-Verhältnis größer 16 (Koerselman und Meuleman 1996). Eine Verschiebung von Stickstoff zu Phosphor kann auch bedeuten, dass sich das Verhältnis von Kohlenstoff (C) zu Phosphor (P) ändern kann. In den Blättern würde das sogenannte C/P-Verhältnis ansteigen, d. h. die Streu wäre weniger gut abbaubar und die Freisetzung wichtiger Nährstoffe in den Boden würde verlangsamt werden.

**Bodenversauerung** ist ein natürlicher, aber langfristiger Prozess (Abb. 3), der durch eine erhöhte Protonenkonzentration ( $\text{H}^+$ ) bzw. durch einen niedrigen pH-Wert gekennzeichnet ist. Ein niedriger pH-Wert begünstigt die Auswaschung von basischen Kationen wie Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) und Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) und kann zur Freisetzung von toxischen Metallen wie Aluminium ( $\text{Al}^{3+}$ ) und Eisen ( $\text{Fe}^{3+}$ ) führen. Bodenversauerung wirkt sich negativ auf die Aktivität von Bodenmikroorganismen aus. In der Folge werden

Abbauprozesse und Nitrifikation gehemmt (Aerts und Bobbink 1999). Anthropogene Stickstoffeinträge können den Versauerungsprozess in allen terrestrischen Ökosystemen, wie z. B. Waldökosysteme, beschleunigen (Gorham 1998; Blume *et al.* 2010). Denn durch den erhöhten Stickstoffeintrag kommt es verstärkt zur Freisetzung von Protonen ( $\text{H}^+$ ), die den pH-Wert senken. Die Protonenkonzentration wird durch die Aufnahme von  $\text{NH}_4^+$  von Pflanzenwurzeln, durch Nitrifikation und durch Auswaschung von  $\text{NO}_3^-$  gefördert (Bolan *et al.* 1991).

Durch den Kontakt mit stickstoffhaltigen Gasen wie Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) und Stickstoffdioxid ( $\text{NO}_2$ ) kann es zu **direkter Toxizität** bei Pflanzen und Tieren kommen. Dies gilt vorrangig in Gegenden, wo hohe Konzentrationen der Gase in der Luft vorkommen (Bobbink *et al.* 2010). Das Pflanzenwachstum wird dabei aber eher durch den permanenten Kontakt (chronischer Effekt) als durch eine akute Toxizität beeinflusst (Jones *et al.* 2014).

Mit erhöhtem Eintrag von reaktiven Stickstoff kann die **Anfälligkeit gegenüber Störfaktoren bzw. Ökosystemstörungen** (Abb. 3) wie z. B. Trockenheit, Frost, Pathogene und Herbivoren ansteigen (Bobbink *et al.* 2003). Eine erhöhte Anfälligkeit ist einerseits bedingt durch direkten Einfluss reaktiven Stickstoffs auf die Vitalität und auf die Resilienz der Pflanzen, andererseits kann ein erhöhter Stickstoffgehalt in den Pflanzen Herbivoren anlocken. Zu hohe Stickstoffeinträge haben außerdem negative Auswirkungen auf die Mykorrhiza und erhöhen das sogenannte Spross-Wurzel-Verhältnis. Ein großes Spross-Wurzel-Verhältnis und eine geschwächte Mykorrhiza erhöhen wiederum die Anfälligkeit der Pflanzen gegenüber Stressfaktoren (Bobbink *et al.* 2003).

## 4. Die Bedeutung der Insekten in terrestrischen Ökosystemen

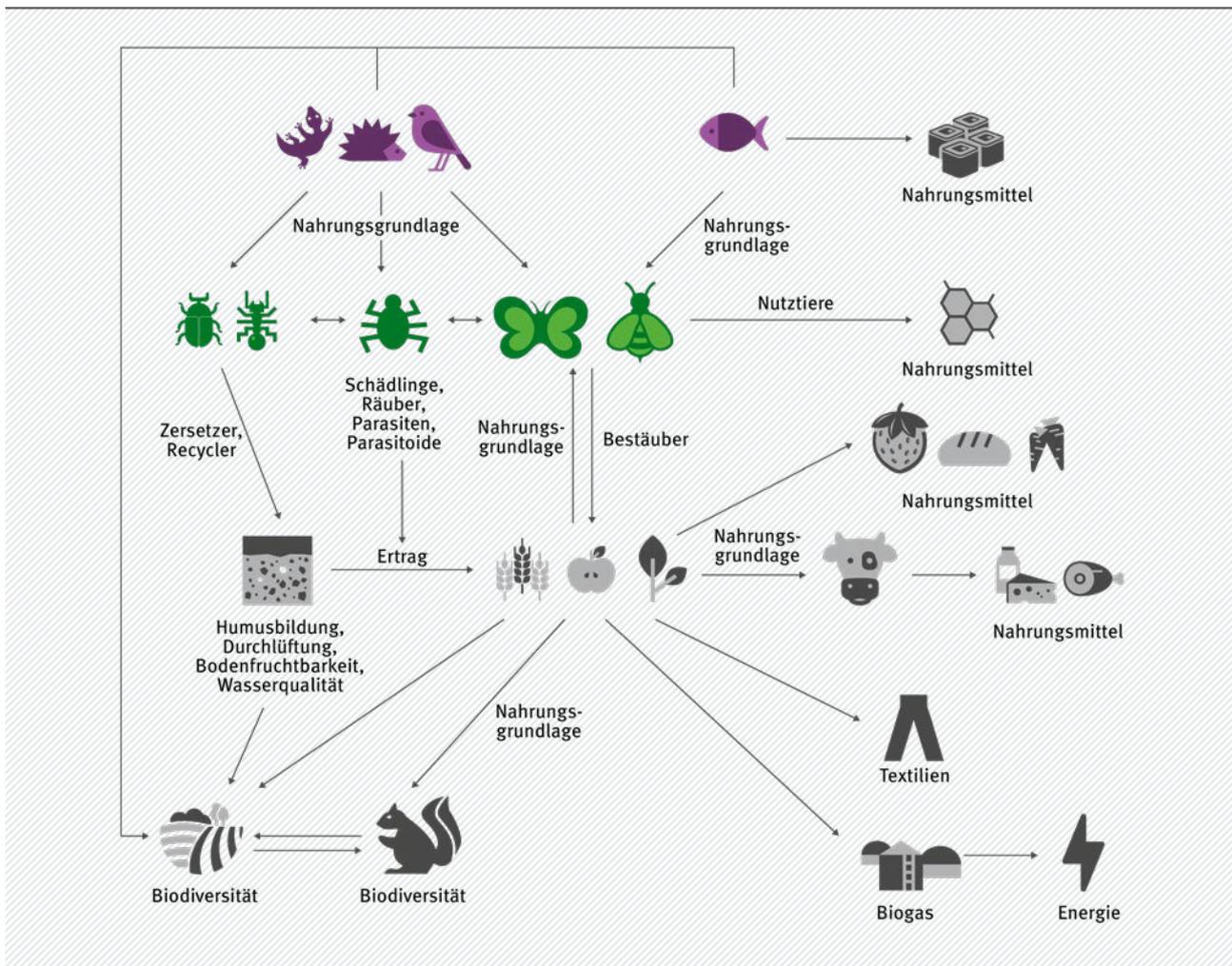
Mit mehr als einer Million bekannter Arten sind die Insekten die größte Tierklasse der Welt (Harrison *et al.* 2012) und besiedeln sowohl terrestrische als auch aquatische Ökosysteme. In Deutschland gibt es ca. 33.500 Arten aus 30 Ordnungen, wobei Süd-Deutschland als artenreichstes Gebiet erfasst wurde (Klausnitzer 2003). Zu den Insektenordnungen gehören u. a. Zikaden (*Auchenorrhyncha* DUMÉRIL), Wanzen (*Heteroptera* LATREILLE), Netzflügler (*Neuroptera* L.), Käfer (*Coleoptera* L.) und Hautflügler (*Hymenoptera* L.). Insekten entwickeln sich über Metamorphose vom Larven- und Puppenstadium zum geschlechtsreifen adulten Tier, dem Imago. Diese Stadien werden gar nicht, teilweise oder ausschließlich im Boden

verbracht (Blume *et al.* 2010). Der Maikäfer (*Melolontha* FABRICIUS), beispielsweise, gehört zu den Bodentieren, die den Boden als adultes Tier verlassen, jedoch wieder zurückkehren um ihre Eier in feuchten Humusböden abzulegen.

Insekten sind zudem gekennzeichnet durch eine hohe Anzahl an Nachkommen. Die meisten Arten sind poikilo- bzw. ektotherm, was bedeutet, dass die Körpertemperatur von der Außentemperatur abhängig ist (Harrison *et al.* 2012). Die Aktivität, Verteilung, Entwicklung und der Fortbestand der Insekten werden durch verschiedene Einflussfaktoren bestimmt – Mikroklima (Temperatur, Luftfeuchtigkeit),

Abbildung 4

### Vereinfachte Darstellung der Bedeutung von Insekten für das Ökosystem bzw. als Ökosystemdienstleister.



Quelle: Eigene Darstellung basierend auf Harrison *et al.* (2012), Reckhaus (2016) und Seegerer und Rosenkranz (2017). Grün-markierte Symbole sind Insekten, lila-markierte Symbole stehen für Insekten als direkte Nahrungsgrundlage, und grau-markierte Symbole repräsentieren Ökosystemdienstleistungen (Versorgungs-, Regulierungs-, kulturelle und unterstützende Dienstleistungen).

Nährstoffverfügbarkeit, Brutmöglichkeiten und natürliche Feinde (Reckhaus 2016). Höhere Temperaturen sind zur Erreichung von optimalen Wachstumsraten für die meisten Insekten von Vorteil (Harrison *et al.* 2012). Bei günstiger Witterung und gutem Nahrungsangebot kann es zu einer zeitlich begrenzten Massenvermehrung, der sogenannten Gradation, von Insektenarten kommen. Bekannte Beispiele sind der Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.), der Kleine Frostspanner (*Operophtera brumata* L.), der Kiefernspinner (*Dendrolimus pini* L.), sowie die Buchenblattlaus (*Phyllaphis fagi* L.) (Michalzik 2011), die vor allem in der Forstwirtschaft eine Rolle spielen.

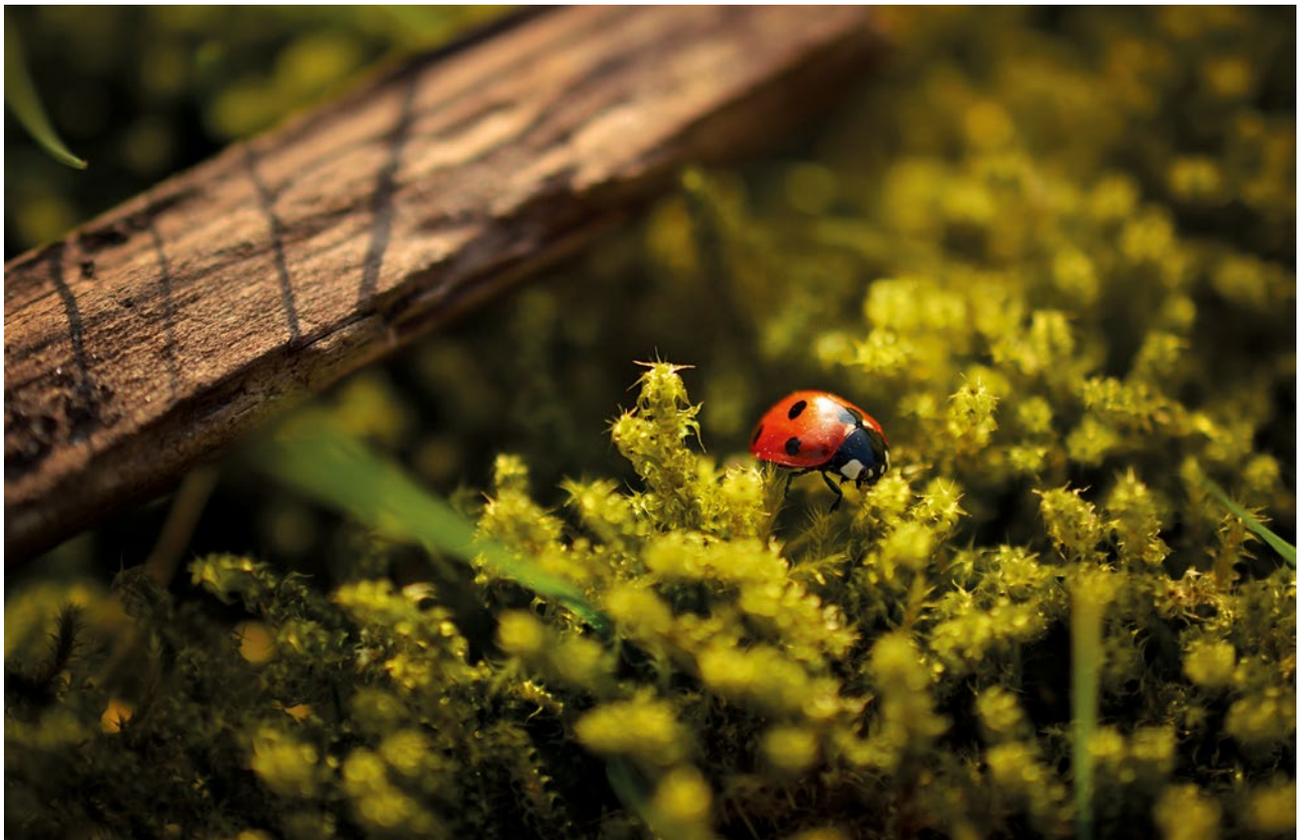
Insekten wie der Museumskäfer (*Anthrenus museorum* L.) und der Borkenkäfer (*Scolytinae* LATREILLE) können wirtschaftlichen Schaden verursachen, ebenso wie Pflanzenschädlinge durch Fraß an Kulturpflanzen und dem Übertragen von Krankheiten auf Nutzpflanzen (Segerer und Rosenkranz 2017). Allerdings sind Insekten nicht nur Schädlinge. Weitaus wichtiger ist ihre Rolle als Nützlinge, wie z. B. die Europäische Honigbiene (*Apis mellifera* L.), das Glühwürmchen (*Lampyris splendidula* L.) und der Europäische

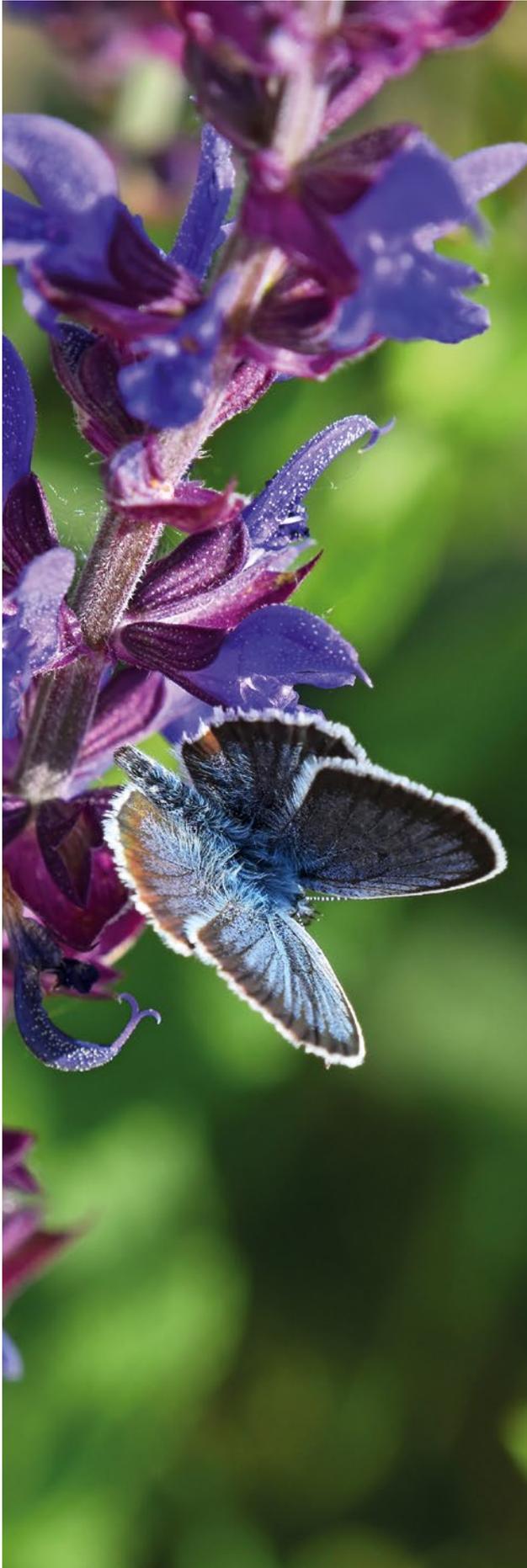
Siebenpunkt-Marienkäfer (*Coccinella septempunctata* L.). Letzterer ist der natürliche Feind von Blattläusen und damit von großem Nutzen für die Landwirtschaft (Hodek *et al.* 2012). Insekten sind ein bedeutender und integraler Bestandteil der terrestrischen und aquatischen Ökosysteme (Abb. 4) und erfüllen viele Rollen bzw. Ökosystemleistungen – als Bestäuber, Nahrungsgrundlage für andere Tiere, Recycler und Regulierer (Segerer und Rosenkranz 2017).

#### (a) Insekten als Bestäuber

Die Bestäubung von Pflanzen ist eine der wichtigsten Ökosystemdienstleistungen (Abb. 4). Insekten sind essentiell für die Bestäubung von einer Vielzahl an Pflanzenarten und ermöglichen so die Fortpflanzung der Pflanzen. Die Bestäubung dient gleichzeitig der eigenen Versorgung, denn Pollen und Nektar sind die natürliche Nahrungsgrundlage für viele Insekten. Pollen dienen als Quelle für Proteine und Nektar für Kohlenhydrate (Segerer und Rosenkranz 2017).

Die Agrarindustrie hängt stark von der Insektenbestäubung ab. Ungefähr 84 % der angebaute Lebensmittel, vorrangig Früchte und Hülsenfrüchte, werden von





Insekten bestäubt (Williams 1994; Richards 2001). Verglichen mit der Selbstbestäubung (Autogamie) garantiert nur die Fremdbestäubung (Xenogamie) durch Insekten die Entwicklung der vollen Frucht (Reckhaus 2016). Bestäubende Insekten sind somit für das (Über-)Leben der Menschen von immenser Bedeutung. Sollten die Insekten komplett verschwinden, würde der Mensch, ebenso wie viele Amphibien, Reptilien, Vögel, und Säugetiere, aufgrund der direkten und indirekten Abhängigkeit von den Ökosystemleistungen der Insekten (Abb. 4) nur wenige Monate überleben (Wilson 1995).

Der bekannteste Bestäuber ist die Europäische Honigbiene (*Apis mellifera* L.). Besonders im landwirtschaftlichen Bereich sind Honigbienen wertvolle Bestäuber (weltweit 39%) (Potts *et al.* 2010). In natürlichen Habitaten spielen sie dagegen eine untergeordnete Rolle mit lediglich 2–3% Anteil an der Bestäubung (Ollerton *et al.* 2012). Ein Großteil der Bestäubung wird von Wildbienen (*Apidae* LATREILLE, 22–36%) und Schwebfliegen (*Syrphidae* LATREILLE, ca. 46–53%) ausgeübt (Ollerton *et al.* 2012; Rader *et al.* 2016). Nicht-Bienen, wie Fliegen (*Brachycera* L.), Tagfalter (*Lepidoptera* L.), Motten (*Tineidae* LATREILLE), Käfer (*Coleoptera* L.) und Mücken (*Nematocera* LATREILLE) spielen weltweit mit ca. 38% ebenfalls eine wichtige Rolle bei der Bestäubung von landwirtschaftlichen Flächen (Ollerton *et al.* 2012, Reckhaus 2016).

Viele Insekten gelten als Spezialisten, d. h. sie bevorzugen nur bestimmte Pflanzen. Das gilt auch für viele Pflanzenarten, die nur von bestimmten Insekten bestäubt werden können. Kartäusernelken (*Dianthus carthusianorum* L.) werden beispielsweise nur von Tagfaltern bestäubt, Goldnesseln (*Lamium galeobdolon* (L.) L.) von Hummeln, Schlehdorn (*Prunus spinosa* L.) von Bienen, Bärenklau (*Heracleum* L.) von Fliegen und Kakaobäume (*Theobroma cacao* L.) von Bartmücken (Reckhaus 2016). Für die Bestäubung sind aber auch klimatische Bedingungen ausschlaggebend. In kühlen, arktischen und alpinen Gebieten spielt die Bestäubung durch Bienen oder Schmetterlinge keine große Rolle, da diese zu temperaturempfindlich sind. Die Bestäubung von arktischen, alpinen und frühblühenden Pflanzen wird daher von weniger temperaturempfindlichen Insekten übernommen, wie z. B. Fliegen (*Brachycera* spp.) (Bergman *et al.* 1996; Larson *et al.* 2001; Ssymank *et al.* 2008).

Einige Bestäuber wie die Biene sind sogenannte „*keystone mutualists*“. Diese Schlüsselarten sind durch ihre Wechselbeziehungen (Mutualismus) mit den Pflanzen überlebenswichtig für das jeweilige Ökosystem, da sie durch ihre Aktivität (z. B. Bestäubung) die Fortpflanzung der Pflanzen, die genetische Vielfalt und die Verbreitung im Ökosystem gewährleisten. Insekten verbreiten aber auch Samen (Harrison *et al.* 2012), was sich positiv auf die Biodiversität auswirkt. Das Fortbleiben dieser Schlüsselarten oder eine Veränderung einer Art, sei es Bestäuber oder Pflanze, würde zu erheblichen Beeinträchtigungen in den betroffenen Ökosystemen führen (National Geographic 2018).

Der Mensch profitiert nicht nur direkt von der Bestäubung durch Insekten, wie Obst, Gemüse und der damit verbundenen Erzeugung von Honig (Abb. 4). Auch indirekt spielt die Insektenbestäubung eine zentrale Rolle für das Überleben des Menschen. Durch die Insektenbestäubung können Pflanzen angebaut werden, die als Viehfutter dienen und dadurch die Fleisch- und Milchproduktion ermöglichen (Abb. 4). Die Bestäubung von z.B. Raps ist zudem für die Biogaserzeugung entscheidend (UBA 2013). Die Textilindustrie ist ebenfalls auf die Bestäubungsleistung von Insekten angewiesen um die Produktion von Baumwolle zu gewährleisten (McGregor 1976). Wie wichtig die Insektenbestäubung für den Menschen ist, zeigte eine gemeinsame Aktion des NABU mit dem Supermarkt Penny in Langenhagen und dem Niedersächsischen Umweltministerium im Mai 2018 (NABU 2018). Alle Produkte, die direkt und indirekt von Insektenbestäubung abhängig sind, wurden aus den Regalen geräumt. Damit waren auf einen Schlag ca. 60 % der Produkte verschwunden. Dazu zählen neben Obst und Gemüse auch Baby-nahrung, Pflegeprodukte mit pflanzlichen Inhaltsstoffen (z. B. Cremes und Deos) und Süßigkeiten wie z. B. Gummibärchen, bei denen Bienenwachs als Trennmittel verwendet wird (NDR 2018).

### (b) Nahrungsgrundlage für andere Tiere

Insekten sind ein wichtiger Bestandteil der Nahrungsnetze. Vögel, Fische, Amphibien und Reptilien nutzen Insekten als Nahrungsquelle (Abb. 4). Das heißt, Tiere höherer Ordnungen hängen stark von Insekten ab. Mauersegler (*Apus apus* L.), Drosseln (*Turdidae* RAFINESQUE) und Jungspechte (*Picidae* VIGORS) benötigen v. a. für die Brutpflege des Nachwuchses

mehrere 1.000 Insekten pro Tag (Reckhaus 2016). Fische wie Forelle (*Salmo trutta* L.), Lachs (*Salmonidae* JAROCKI) und Barsch (*Percidae* CUVIER) ernähren sich als Jungtiere von Eintagsfliegen (*Ephemeroptera* HYATT & ARMS) und Köcherfliegen (*Trichoptera* KIRBY) (Eckmann und Schleuter-Hofmann 2013 in Reckhaus 2016). Diese Nahrungskette von Insekten zu Fischen ist die Grundlage der Binnenfischerei, die letztendlich der Nahrungsversorgung des Menschen dient (Abb. 4).

### (c) Zersetzung und Recycling von organischer Substanz

Insekten gehören neben Mikroorganismen (Abb. 2) zu den wichtigsten Destruenten (Schotsman *et al.* 2017). Sie mineralisieren organische Substanz wie z. B. tierische Ausscheidungen, abgestorbenes Pflanzenmaterial und Totholz zu anorganischen Verbindungen ( $H_2O$  und  $CO_2$ ). Beim Abbau wird der Boden durchlüftet, Material wird umgelagert und Nährstoffe transportiert. Besonders Käfer (*Scarabaeidae* LATREILLE) sind auf den Abbau von tierischen Ausscheidungen spezialisiert. Dies ist vor allem im Bereich Tierhaltung und der damit verbundenen Dungproduktion von zentraler Bedeutung. Die jährliche Dungproduktion variiert mit der Tierart und den Haltungsbedingungen. Bei der Milchviehhaltung können durchschnittlich 19 t Frischmasse pro Tier und Jahr anfallen, bei der Schweinemast durchschnittlich 1 t/Tier und Jahr (KTBL 2018). Geschnittenes Grünfutter, das mit Dung kontaminiert ist, kann nicht vom Nutztier als Nahrung aufgenommen werden. Beim Dungabbau durch den Dungkäfer wird somit die Verschmutzung des Futters stark reduziert (Losey and Vaughan 2006). Ein weiterer Vorteil des Dungabbaus ist die Verringerung von Schädlingshabitaten. Parasiten und Schädlinge nutzen Dung sowohl als Brutstätte als auch als Nahrung (Capinera 2008). Der Abbau von Dung durch Käfer wirkt sich auch auf den Stickstoffkreislauf aus (Losey and Vaughan 2006). Der im Dung enthaltene Stickstoff kann während des Eintrocknens als  $NH_3$  (Ammoniak) in die Atmosphäre entweichen (Capinera 2008). Durch den Abbau wird dieser Stickstoff jedoch zu pflanzenverfügbaren Stickstoffverbindungen umgewandelt und dient als Dünger.

Neben den Käfern spielen auch Ameisen (*Formicidae* LATREILLE) eine zentrale Rolle im Ökosystem. Sie sammeln totes organisches Material und bauen dies in ihren Nestern ab. Durch diese Umverteilung der Nährstoffe im Ökosystem gilt die Ameise

als Ökosystemingenieur (Folgarait 1998; Ehrle *et al.* 2019). Die hügelbauende Aktivität der Gelben Wiesenameise (*Lasius flavus* FABRICIUS), die auf Grünlandstandorten in Mitteleuropa vorkommt, führt dazu, dass Nährstoffe aus dem Mineralboden vertikal nach oben verlagert und der pH-Wert erhöht werden (Ehrle *et al.* 2019). Dies wirkt sich positiv auf die Pflanzengemeinschaft aus, da sowohl kalkliebende als auch an Nährstofflimitierung angepasste Pflanzen davon profitieren.

Pflanzenfressende (phytophage) Insekten haben zudem einen positiven Effekt auf Nährstoff- und Stoffkreisläufe sowie auf die Primärproduktion (Belovsky und Slade 2000; Stadler *et al.* 2004). Dazu gehören auch Blattläuse (*Aphidoidea* LATREILLE). Sie produzieren in der Phyllosphäre zuckerhaltige Ausscheidungen, den sogenannten „Honigtau“. Diese Ausscheidungen enthalten große Mengen an organischem Kohlenstoff und beeinflussen somit den Kohlenstoffkreislauf z. B. in einem Waldökosystem (Stadler *et al.* 2004). Grashüpfer wie der *Melanoplus sanguinipes* (FABRICIUS) sind für den Stickstoffkreislauf enorm wichtig. Diese Insekten beschleunigen den Stickstoffkreislauf durch Veränderung der Menge und Abbaurate von Pflanzenresten (Belovsky und Slade 2000).

#### (d) Andere Ökosystemdienstleistungen

Einige Insektenarten sind auch für die biologische Schädlingsbekämpfung bedeutsam. Schlupfwespen (*Trichogramma brassicae* BEZDENKO) werden beispielsweise beim Befall vom Maiszünsler (*Ostrinia nubilalis* HÜBNER) in Maisbeständen eingesetzt (Kuhar *et al.* 2004). Die Larven des Maiszünslers führen zu großen Ernteverlusten – ca. 15 Millionen Euro pro Jahr in Deutschland (Müller 2014). Allein in Thüringen und Sachsen sind bis zu 90% der Maisbestände vom Maiszünsler befallen. Durch den Einsatz der parasitoiden Schlupfwespe werden die Raupen des Maiszünslers getötet und Ernteauffälle vermieden.

Insekten unterstützen vor allem als Bestäuber und Nahrungsgrundlage für andere Tiere den Erhalt der Biodiversität, die aus drei Ebenen besteht: die genetische Vielfalt, die Artenvielfalt und die Vielfalt der Ökosysteme. Vom Erhalt der Biodiversität profitiert auch der Mensch. Mit einer hohen Biodiversität erhöht sich die Resilienz gegenüber Störungen (Insektenmassenvermehrung, Hochwasser, Sturm, Dürre, etc.). Weitere Vorteile für den Menschen sind der Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und des Ertrags, der Erhalt des Nährstoffkreislaufs, Kohlenstoffspeicherung und Sauerstoffproduktion, Verbesserung der Luftqualität und Regulierung des Mikroklimas (Constanza *et al.* 1997).



## 5. Negative Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge auf Insekten

Neben Landnutzungsänderungen, Pestizideinsatz und Klimawandel wirken sich auch anthropogen bedingte Stickstoffdepositionen auf die Biodiversität der Insekten aus (Abb. 1). Obwohl sich der direkte Einfluss von Stickstoffeinträgen nicht komplett von Klimawandel und Landwirtschaft trennen lässt, gibt es einige Studien, die den Rückgang der Biodiversität der Insekten mit erhöhten Stickstoffeinträgen in Verbindung bringen (z. B. Weiss 1999; Öckinger *et al.* 2006; Schuch *et al.* 2012; Fox *et al.* 2014). Daran gekoppelt ist die Stickstoffbelastung der Ökosysteme. Die Belastungsgrenzen für Stickstoffeinträge, der sogenannte „Critical Load“, hängen vom Habitattyp inklusive Ausgangsgestein, Bodentyp und Vegetation ab. Der Critical Load für Stickstoff in Grünland variiert je nach Bodentyp zwischen 5 und 20 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, während die jährliche Grenze für Heide und Torfmoore wesentlich geringer ist (5–10 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> bzw. 3–5 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) (Schlutow *et al.* 2017).

Übertreffen die Stickstoffeinträge die Critical Loads, kann dies zu negativen Folgen für das betroffene Ökosystem führen, wie z. B. dem Rückgang der Biodiversität (Bobbink *et al.* 2010). Vorrangig betroffen sind Ökosysteme, die durch eine hohe Biodiversität gekennzeichnet sind. Dazu gehören nährstoffarme Ökosysteme wie Heidelandschaften, Moore, sowie extensiv genutzte und ertragsarme Weideflächen (Balmer und Erhardt 2000; Stevens *et al.* 2004; Habel *et al.* 2016). Ein Überangebot an Stickstoff kann in diesen nährstoffarmen und artenreichen Ökosystemen zu einem Ungleichgewicht im Nährstoffhaushalt führen. Dies hat zum einen Auswirkung auf die (a) die Pflanzengesellschaften, (b) auf das Höhenwachstum von Pflanzen und (c) die chemische Zusammensetzung der Pflanzen. Zum anderen wirkt sich solch ein Überangebot auf die Nahrungsnetze aus. Aufgrund der engen Insekten-Pflanzen-Beziehungen wirken sich stickstoffrelevante Veränderungen der Pflanzengesellschaften (Stevens *et al.* 2004; Dupré *et al.* 2010; Damgaard *et al.* 2011) direkt auf die

Insektenpopulationen aus (Burke *et al.* 1998). Im Folgenden werden daher die wesentlichsten stickstoffrelevanten Veränderungen der Pflanzengesellschaften in Kombination mit den Auswirkungen auf Insekten betrachtet.

### (a) Erhöhte Stickstoffeinträge und Veränderung der Pflanzengesellschaften

Generell lässt sich feststellen, dass sich durch erhöhte Stickstoffeinträge die Pflanzengesellschaften verändern (Lethmate 2005; Dupré *et al.* 2010). In nährstoffarmen Wäldern, wie Kiefernwäldern, fördern die anthropogenen Stickstoffeinträge die Ausbreitung von z. B. Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa* (L.) TRIN.) und Rankender Lerchensporn (*Ceratocarpus claviculata* (L.) LIDÉN). Diese Ausbreitung geht allerdings auf Kosten der standorttypischen Vergesellschaftung von Moosen, Flechten und Heidekrautgewächsen (*Ericaceae* Juss.). Besonders der Rankende Lerchensporn breitet sich in Gebieten mit hoher Eutrophierungsbelastung, wie intensiver Viehhaltung und Gülleaustragung, aus und gilt als Eutrophierungsindikator (Lethmate 2005). Insekten, deren Lebensraum Moose, Flechten oder Heidekrautgewächse sind, sind daher von einer Verdrängung dieser Pflanzengesellschaften durch Stickstoffeinträge betroffen. Dazu zählen z. B. der Schneefloh Winterhaft (*Boreus hyemalis* L.), deren Larven auf Moosflächen leben oder Springschwanz-Arten, die sich in Moos auflagen vermehren (Rosenstiel *et al.* 2012). Vom Aussterben betroffen sind vor allem Insekten, die in trockenen und nährstoffarmen Grünlandstandorten vorkommen, wie z. B. der Kleine Würfel-Dickkopffalter (*Pyrgus malvae* L.) und der Komma-Dickkopffalter (*Hesperia comma* L.), da deren Wirtspflanzen durch die erhöhten Stickstoffeinträge verschwinden (Öckinger *et al.* 2006). Diese beiden Schmetterlingsarten sind an beobachteten Standorten in Schweden über einen Zeitraum von 1981 bis 2002 ausgestorben.

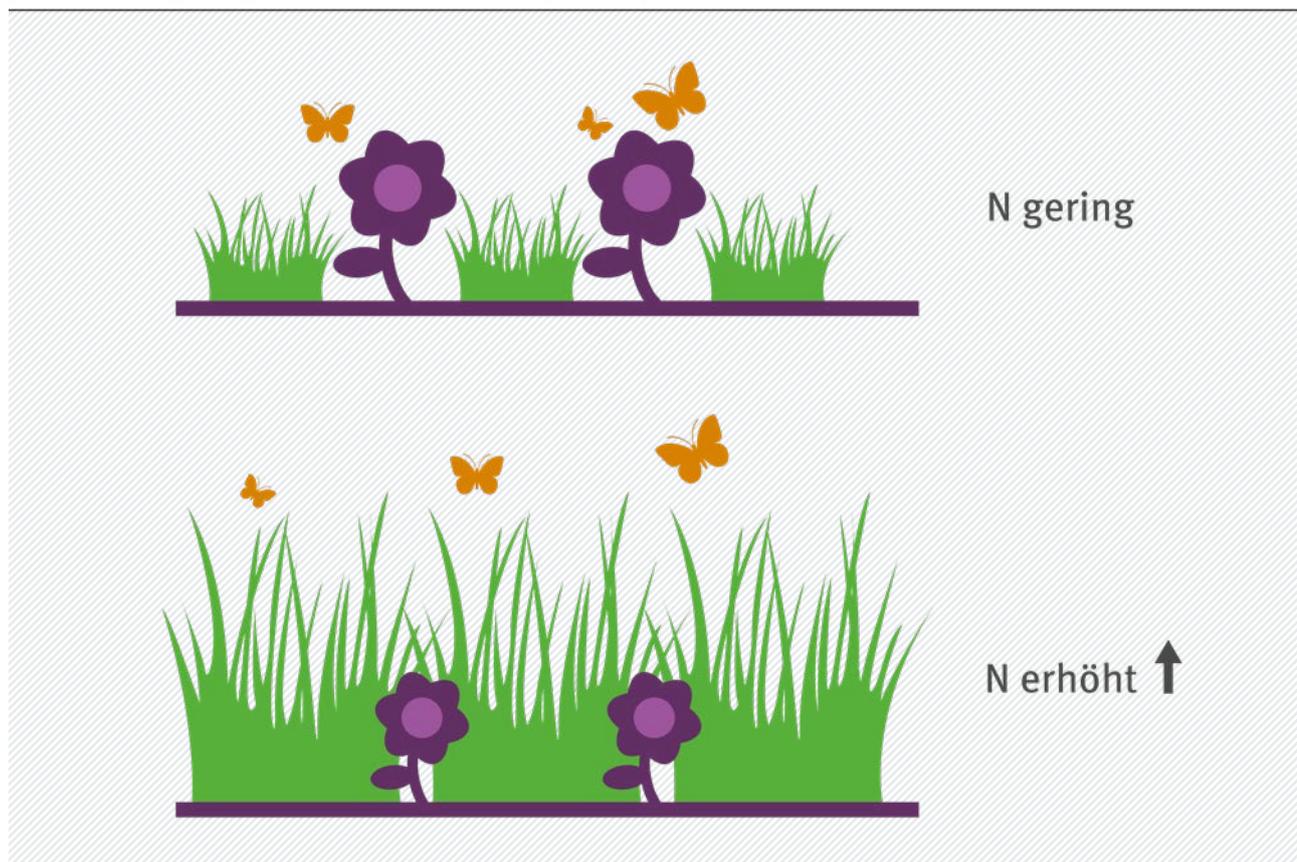
Mit steigender Stickstoffdeposition sinkt die Anzahl der C4-Pflanzen, wohingegen sich C3-Pflanzenarten vermehren (Haddad *et al.* 2000). Die C3-Photosynthese ist zwar verbreiteter als die C4-Photosynthese, jedoch können C4-Pflanzen CO<sub>2</sub> effizienter binden als C3-Pflanzen. Als Folge der steigenden Anzahl an C3-Pflanzen (z. B. Wiesen-Fuchsschwanz *Alopecurus pratensis* L.) stieg die Häufigkeit derjenigen Insektenarten (z. B. Zwergzikade *Doratura stylata* BOHEMAN), die auf C3-Pflanzen angewiesen sind. Dagegen ist die Population der Insekten, die sich von C4-Pflanzen ernährten (z. B. *Aster azureus* NESOM), kleiner geworden. Zu den davon betroffenen Insektenarten zählen *Lygus* (HAHN) aus der Familie der Weichwanzen und *Macrostelus* (FIEBER) aus der Familie Zwergzikaden. Die Anzahl an Insektenarten und die Insektenvielfalt hängen demnach direkt proportional von der Vielfalt der Pflanzengesellschaften ab (Zhu *et al.* 2015). Die Veränderungen der Pflanzengesellschaften haben einen kaskadenartigen Effekt auf höhere Trophiestufen

im Nahrungsnetz. Zu den Trophiestufen zählen in aufsteigender Reihenfolge Pflanzen, Pflanzenfresser und Fleischfresser. Dieser kaskadenartige Effekt zählt zu dem sogenannten „Bottom-up“-Typ (Kagata und Ohgushi 2006), bei dem die Qualität und das Vorkommen bzw. Verschwinden der Wirtspflanze die Fitness und Populationsdynamik von phytophagen Insekten beeinflusst (Butler und Trumble 2008).

Die Ausbreitung nitrophiler Pflanzenarten wird zudem durch die fehlende Bewirtschaftung der sogenannten Blühstreifen gefördert. Blühstreifen setzen sich aus Wild- oder Kulturpflanzen zusammen und umranden meist landwirtschaftlich genutzte Flächen, aber auch Straßenabschnitte und Gewässerränder. Blühstreifen werden von vielen Wildbienen zum Nisten, Überwintern und für die Futtersuche aufgesucht. Für den Menschen dient der Blühstreifen zum Abpuffern der Stickstoffeinträge und zum Schutz der Wasserqualität (Rein 1998; Reay 2015). Blühstreifen

Abbildung 5

**Einfluss geringer und erhöhter Stickstoffverfügbarkeit („N gering“ und „N erhöht“) auf das Konkurrenzverhalten zwischen hochwachsenden Pflanzen (Gräser) und auf die durch Insektenbestäubung (Schmetterlinge) angewiesene Pflanzenarten (Blumen).**



Quelle: Eigene Darstellung basierend auf Borgström (2017)

werden, ebenso wie die angebauten landwirtschaftlichen Pflanzen, stark vom anthropogenen Stickstoff beeinflusst. Wenn die Blühstreifen jedoch nicht gemäht werden, verbleibt der Stickstoff im Pflanzen- und Bodensystem (BMU 2018). Das bedeutet, dass der Stickstoffeintrag den Stickstoffaustrag übertrifft. Dies führt längerfristig zu einer starken Eutrophierung der Blühstreifen und zu veränderten Pflanzengemeinschaften (BMU 2018), was wiederum mit der Ausbreitung von Grasarten und dem Rückgang von Blütenpflanzen einhergeht. Die Abnahme von Blütenpflanzen in der Landwirtschaft ist einer der Schlüsselfaktoren für den Rückgang von Bestäubern und auf den Nektar angewiesene Insekten, wie die Schlupfwespen (*Ichneumonidae* LATREILLE).

### (b) Erhöhte Stickstoffeinträge und hochwachsende Pflanzen

Erhöhte Stickstoffeinträge begünstigen das Pflanzenwachstum durch eine erhöhte Nettoprimärproduktion (NPP) bzw. einen erhöhten Biomassezuwachs (Abb. 3). Davon profitieren Gräser, die schnell hochwachsend sind wie die Sand-Segge (*Carex arenaria* L.) in küstennahen Heidelandschaften (Dupré *et al.* 2010; Mantilla-Contreras *et al.* 2012). Der Rückgang der floristischen Artenvielfalt als direkte Folge der erhöhten Stickstoffdepositionen wurde durch die Studien von Stevens *et al.* (2004) und Dupré *et al.* (2010) eindeutig belegt. Von 1939 bis 2007 sank die Artenvielfalt v. a. von Kräutern bei steigender Stickstoffdeposition auf Grünlandstandorten u. a. in Deutschland (Dupré *et al.* 2010). Auf Grünländern, die zu den hohen Stickstoffeinträgen nicht mehr beweidet werden, konkurrieren die Pflanzen letztendlich nicht mehr um Nährstoffe, sondern um Licht (d. h. Energie) und infolgedessen setzen sich Gräser durch. Durch diesen Wettbewerbsvorteil werden allerdings niedrigwachsende Kräuter überwuchert bzw. verdrängt (Abb. 5), die den Insekten als Nahrung oder Brutplätze dienen (Grime 1979; Vermeer und Berendse 1983; Olde Venterink *et al.* 2001). Als Folge wird der Zugang für Insekten zu den niedrigwachsenden Pflanzen erschwert bzw. behindert (Abb. 5). Insekten können ihre Nahrungsquelle, den Nektar, nicht finden (Segerer und Rosenkranz 2017). Zudem dienen niedrigwachsende Kräuter als Schutzraum (z. B. bei Regen), für die Paarung und als Eiablage, aber auch als Baumaterial für Brutzellen sowie als Rastplätze (Larson *et al.* 2001; Segerer und Rosenkranz 2017).

Ein weiteres Beispiel sind dichte Grasbestände von Italienischem Raygras (*Lolium multiflorum* LAM.) in Kalifornien (USA). Das Gras verdrängt durch sein Höhenwachstum einheimische Kräuter wie Wegerichgewächse (*Plantago* L.), die als Brutplätze für die Schmetterlingsart *Euphydryas editha bayensis* (STERNITSKY) dienen (Weiss 1999). Allerdings ist der Graszuwachs nicht nur durch erhöhte Stickstoffeinträge bedingt, sondern auch durch das Beenden der Beweidung.

Durch das Höhenwachstum der Pflanzen wird der Boden stärker beschattet, was zu einem veränderten Wärmeaustausch führen kann. Somit verschieben sich die mikroklimatischen Bedingungen von trocken und heiß zu feucht und kühl (Mantilla-Contreras *et al.* 2012; Geiger 2013). Diese Verschiebung betrifft vorrangig Insekten, die auf offene Flächen und ein warmes Mikroklima angewiesen sind (Greatorex-Davies *et al.* 1993; Wallis De Vries und Van Swaay 2006; Habel *et al.* 2016). Dazu zählen Schmetterlinge, die als Eier oder Larven in der Krautschicht überwintern und sich im Frühjahr entwickeln. Die Eier und Larven sind wärmeliebend und reagieren sehr empfindlich auf Temperaturveränderungen. Die für die Entwicklung benötigte Wärmeenergie im Frühjahr wird insbesondere bei einer niedrigstehenden Vegetation, der sogenannten Krautschicht, erreicht (Stoutjesdijk und Barkman 1992; Geiger 2013). Die Oberflächentemperatur der Larvennester und der Larven des Wegerich-Schneckenfalters (*Melitaea cinxia* L.) steigt durch die Sonneneinstrahlung auf deutlich höhere Werte (Differenz 10–16 °C) als die Umgebungstemperatur um grüne hochwachsende Pflanzen (Wallis De Vries 2006). In den Niederlanden hat sich durch ein kühler gewordenes Mikroklima in den Beständen die Population von Schmetterlingen (Eier, Larven) von 1992 bis 2004 um 63 % reduziert, trotz einer reduzierten Stickstoffdeposition von 27 % im Zeitraum 1985–2000 (WallisDeVries und Van Swaay 2006). Der Rückgang bezieht sich auf Schmetterlinge, deren Entwicklung als Eier und im Larvenstadium im Frühling stattfindet. Überwintern die Schmetterlinge jedoch als Imago oder Puppe, hat das veränderte Mikroklima keine signifikanten Auswirkungen, da die Entwicklung der Tiere bereits abgeschlossen ist.

Die Beschattung in Waldbeständen beeinflusst auch den Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.). Massenvermehrungen sind in dunkleren Eichenwäldern

deutlich reduziert (Muck 2007). Da dieser jedoch ein bekannter Forstschädling ist (Michalzik 2011), hat solche eine Reduktion einen positiven Effekt auf die Forstwirtschaft bzw. auf den Menschen.

### (c) Erhöhte Stickstoffeinträge und chemische Veränderungen in den Pflanzen

Durch eine erhöhte Stickstoffverfügbarkeit steigt nach der Aufnahme der Stickstoffgehalt in den Pflanzen. Die Qualität der Pflanzenteile, wie z. B. Blätter, kann entscheidend sein bei der Entwicklung von phytophagen Insekten. Untersuchungen zu Echten Tagfaltern (*Rhopalocera* spp.) und Widderchen (*Zygaenidae* FABRICIUS) zeigen, dass die Anzahl derer Larven mit steigendem Stickstoffgehalt in den Wirtspflanzen abnimmt (Habel *et al.* 2016). Die Wachstumsrate von Larven des Jakobskrautbärs (*Tyria jacobaeae* L.) war geringer bei gedüngten als bei nicht gedüngten Pflanzen (Wilcox und Crawley 1988). Denn durch die Düngung mit Ammoniumsulfat (chemische Formel  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) sank die Konzentration von drei Aminosäuren (Methionin, Tyrosin, Lysin) in der Wirtspflanze Jakobs-Greiskraut (*Senecio jacobaea* L.), die für das Wachstum wichtig sind.

Die Effekte von erhöhten Stickstoffeinträgen auf Pflanzenpopulationen sind allerdings sehr komplex. Sie hängen u. a. von der Stickstoffdosierung, der Dauer der Dosierung, der Bewirtschaftung (z. B. Grünlandtyp), der Klimazone und dem Feuchtigkeitsregime (feuchte/trockene Standorte), und der Stickstoffform (Ammonium  $\text{NH}_4^+$  oder Nitrat  $\text{NO}_3^-$ ) ab (Theodose und Bowman 1997; Wang *et al.* 2010; Song *et al.* 2012; Humbert *et al.* 2016). So tritt ein starker Verlust an Pflanzenvielfalt bereits zu Beginn des Stickstoffeintrags auf trotz relativ geringer Stickstoffdosierungen. Geringe Dosen über einen langen Zeitraum können die gleichen Auswirkungen haben wie hohe Dosen innerhalb kürzester Zeit (Humbert

*et al.* 2016). Im Gegensatz zu bewirtschafteten Grünlandstandorten (hohe Biodiversität) fällt der Rückgang von Pflanzenarten infolge von Stickstoffeinträgen in unbewirtschafteten Grünländer (geringe Biodiversität) mitunter gar nicht so stark auf, da potentiell weniger Pflanzenarten betroffen sind. Fehlt die Bewirtschaftung, konkurrieren Pflanzenarten um Licht, und nur die konkurrenzstarken Pflanzenarten setzen sich durch (Grime 1979; Vermeer und Berendse 1983; Olde Venterink *et al.* 2001). Dies führt zu einer geringeren Pflanzenvielfalt in unbewirtschafteten Grünlandstandorten, was zu Rückkoppelungen mit den Insektenpopulationen führt. Während kühleren Vegetationsphasen können die Auswirkungen von erhöhten Stickstoffeinträgen zudem gedämmt werden, da die Pflanzen dann weniger schnell wachsen, d. h. eine geringe Produktivität haben. Dadurch können die Pflanzen weniger Stickstoff aufnehmen (Cross *et al.* 2015; Humbert *et al.* 2016). Humbert *et al.* (2016) weist jedoch darauf hin, dass aufgrund der Komplexität die Einflussfaktoren bzw. Auswirkungen noch nicht ausreichend erforscht sind, so dass keine generellen Aussagen gemacht werden können.

Auffällig ist jedoch, dass auch Naturschutzgebiete stark vom Insektenrückgang betroffen sind (Öckinger *et al.* 2006; Schuch *et al.* 2012; Hallmann *et al.* 2017). Naturschutzgebiete sollen eigentlich den Zweck der Erhaltung der Ökosystemfunktionen und der Biodiversität erfüllen. Der Rückgang der Insekten in diesen Schutzgebieten weist darauf hin, dass negative Umwelteinflüsse wie Stickstoffdepositionen nicht lokal begrenzt sind. Reaktiver Stickstoff kann über Luftströmungen in alle Regionen transportiert werden, wo es dann zur Deposition von Stickstoffverbindungen kommen kann. Naturschutzgebiete allein sind daher nicht ausreichend um das Aussterben auf lokaler Ebene zu verhindern.



## 6. Vorteilhafte Auswirkungen von Stickstoff auf Insekten

Erhöhte Stickstoffeinträge führen jedoch nicht ausschließlich zum Rückgang von Insekten. Es profitieren Insektenarten, die Habitat- und Futtergeneralisten sind, die eher in Wäldern als in offenen Habitaten vorkommen oder die auf Nutzpflanzen spezialisiert sind, die von Stickstoffeinträgen profitieren (Öckinger *et al.* 2006; Betzholtz *et al.* 2013; Habel *et al.* 2016).

Habitat- und Futtergeneralisten wie Büttners Schrägflügleule (*Sedina buettneri* Hering) und Wald-Insekten wie der Großer Schillerfalter (*Apatura iris* L.) sind solche Profiteure. Diese und andere Schmetterlingsarten (*Lepidoptera* spp.) wurden in Schweden beobachtet und haben sich innerhalb von 27 Jahren nach Norden ausbreiten können. Im Durchschnitt um 101 km mit einer jährlichen Ausbreitung von 2,7 km (Betzholtz *et al.* 2013). Diese Aussagen beziehen sich allerdings nur auf Schweden, wo es im Vergleich zu Deutschland generell weniger offene Flächen und mehr Waldgebiet gibt. Das erklärt warum sich vor allem Waldinsekten im Zuge des erhöhten Stickstoffeintrags ausbreiten können. Die Ausbreitung nach Norden kann allerdings nicht ausschließlich auf die erhöhten Stickstoffeinträge zurückgeführt werden, denn das Klima spielt ebenfalls eine entscheidende Rolle. Bei wärmeren Bedingungen können wärmeaktive Schmetterlinge zum einen größere Distanzen zurücklegen und zum anderen mehr Nachkommen zeugen, da die Wärme die Reproduktionsaktivität erhöht.

Mit der Ausbreitung der Großen Brennnessel (*Urtica dioica* L.) steigt auch die Population der darauf spezialisierten Insekten, das Tagpfauenauge (*Aglais io* L.) und der Kleine Fuchs (*Aglais urticae* L.) (Serruys und Van Dyck 2014; Merckx *et al.* 2015; Kurze *et al.* 2017). Die Große Brennnessel wächst vor allem da, wo der Boden viel Stickstoff enthält. Daher profitiert diese

Pflanzenart sehr stark von Stickstoffdepositionen. Mit der erhöhten Stickstoffverfügbarkeit im Boden steigt die Stickstoffkonzentration in der Pflanze bzw. es sinkt das C/N-Verhältnis. Schmetterlingslarven, die sich von der Großen Brennnessel ernähren, erhöhen durch die verbesserte Nährstoffverfügbarkeit ihren Metabolismus. Dies wiederum verbessert die Fitness der Schmetterlingsarten hinsichtlich der Überlebensrate, Dauer des Larvenstadiums und dem Gewicht der Puppen (Kurze *et al.* 2017).

Ein erhöhter Anteil an Stickstoffverbindungen in Blättern und dem Bast steht jedoch auch im Zusammenhang mit Insektenmassenvermehrung (Bolsinger und Flückiger 1987). Blattläuse wie die Schwarze Bohnenlaus (*Aphis fabae* SCOPOLI) profitieren von der verbesserten Nährstoffversorgung und vermehren sich dementsprechend schnell.

Auch indirekt kann sich eine erhöhte Stickstoffverfügbarkeit auf das Überleben von Insekten auswirken. Mit einem erhöhten Stickstoffgehalt in Pflanzen können sich Interaktionen zwischen Pflanzenfressern, ihren Mutualisten und ihren Feinden verändern. Die Schmetterlingsart *Jalmenus evagoras* (DONOVAN) lebt in einer Symbiose mit Ameisen (Baylis und Pierce 1991). Die Ameisen schützen die Raupen vor Parasiten und Fressfeinden, und dafür nutzen die Ameisen die zucker- und aminosäurehaltigen Ausscheidungen der Schmetterlingsraupen. Mit steigendem Stickstoffgehalt in der Wirtspflanze Schwarzholz-Akazie (*Acacia decurrens* WILLD.) steigt die Konzentration der Kohlenhydrate und Aminosäuren in den Ausscheidungen und damit die Zahl der beschützenden Ameisen, was die Überlebensrate der Larven stark erhöht (Baylis und Pierce 1991).



## 7. Schlussfolgerung

Der Rückgang der Insekten ist seit einigen Jahren ein Problem, nicht nur in Deutschland. Es gibt viele Ursachen dafür, wie zum Beispiel Veränderungen in der Landnutzung und Klimawandel. Allerdings weisen vielen Studien daraufhin, dass Stickstoff eine erhebliche Rolle beim Insektenrückgang spielt. Erhöhte Einträge von reaktiven Stickstoff in terrestrische Ökosysteme beeinflussen die Pflanzen-Insekten-Interaktionen. Denn stickstoffbedingte Veränderungen in der Vegetation führen zu Veränderungen in den Insektenvorkommen. Hochgradig angepasste Insektenarten, die monophag in stickstoffarmen Habitaten leben und nur in einem kleinen Verbreitungsgebiet vorkommen, sind sehr anfällig für stickstoffbedingte Veränderungen im Ökosystem. Das bedeutet, dass Stickstoff – eingetragen durch Düngung oder atmosphärischen Depositionen – die Biodiversität der spezialisierten und monophagen Insekten langfristig reduziert. Eine reduzierte Biodiversität macht ein Ökosystem anfälliger für biotische und abiotische Ökosystemstörungen. Dazu zählen Trockenheit, Stürme, Feuerereignisse und Insektenmassenvermehrung (z. B. Schadinsekten). Negative Konsequenzen der erhöhten Stickstoffdeposition wären auch in noch ungestörten oder abgelegenen Ökosystemen denkbar, wo Wechselwirkungen mit dem Klimawandel stattfinden können.

Habitat- und Futtergeneralisten, im Wald lebende Insekten sowie Insekten, die auf stickstoffreiche Pflanzen spezialisiert sind, sind zwar kaum von einem Rückgang betroffen und profitieren von den veränderten Lebensräumen. Jedoch kann sich die Dominanz dieser Profiteure bei den Ökosystemfunktionen auswirken. Denn langfristig bedeutet dies, dass nur wenige Insektenarten Ökosystemleistungen wie z. B. Bestäubung übernehmen können. Es ist unklar, ob die besagten Profiteure tatsächlich

alle für den Menschen und das Ökosystem wichtigen Pflanzenarten bestäuben werden. Das hätte weitreichende Auswirkungen auf die Nahrungs-, Textil- und Energiesparte, sowie auf die Nahrungsnetze in den Ökosystemen.

Die Reaktionen von Insekten auf veränderte Umweltbedingungen gehören zu einem hochkomplexen System, denn sie hängen stark von den Eigenschaften der jeweiligen Art ab. Diese hochkomplexen Abhängigkeiten sind teilweise noch nicht ausreichend erforscht um eindeutige Aussagen zu treffen.

Es ist jedoch von großer Bedeutung, dass Stickstoffbelastungen reduziert werden, v. a. weil die Biodiversität schon durch geringe Stickstoffeinträge über einen langen Zeitraum negativ beeinträchtigt wird und weil bereits Naturschutzgebiete von einem Insektenrückgang betroffen sind. Das bedeutet aber, dass das bisherige Management der Naturschutzgebiete nicht optimal ist für den Erhalt von spezialisierten Insektenarten in stickstoffarmen Habitaten in geschützten Gebieten (Öckinger *et al.* 2006; Schuch *et al.* 2012; Hallmann *et al.* 2017).

Das Verschwinden von Arten kann zum Kollaps des betroffenen Ökosystems führen, denn der Insektenrückgang hat weitreichende Auswirkungen auf Ökosystemfunktionen und höhere Trophiestufen, die noch gar nicht ausreichend untersucht sind. Das impliziert, dass es noch großen Forschungsbedarf v. a. an langfristigen Untersuchungen gibt. Der Schutz der hohen Pflanzen- und Insektenvielfalt in vorrangig nährstoffarmen Ökosystemen ist enorm wichtig für den Erhalt von Ökosystemfunktionen wie Bestäubung, Bodenbildung, Nährstoffkreisläufe und Filterung von Wasser.

## Glossar

<b>Al<sup>3+</sup></b>	Positiv geladenes Ion des Aluminiums (Al); liegt in chemischen Verbindungen mit Oxidationsstufe 3+ vor
<b>Autogamie</b>	Selbstbestäubung
<b>Biodiversität</b>	biologische Vielfalt der Ökosysteme, der Arten und der genetischen Vielfalt innerhalb der Arten
<b>Biomasse</b>	durch Photosynthese erzeugtes organisches Material, kann in Phytomasse (pflanzlich) und Zoomasse (tierisch) unterteilt werden; umfasst auch tote Bestandteile lebender Organismen wie z. B. Borke
<b>C3-Pflanzen</b>	Pflanzen, die Photosynthese betreiben, aber bei heißem und trockenem Wetter die Spaltöffnungen schließen um Wasserverluste gering zu halten, was die Photosyntheseleistung reduziert
<b>C4-Pflanzen</b>	Pflanzen, die im Vergleich zu C3-Pflanzen, eine schnellere Photosynthese bei mehr Wärme und Licht durchführen können; z. B. Amarant, Mais, Zuckerrohr
<b>C/N Verhältnis</b>	Beschreibt das Verhältnis von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (N) im Boden oder Streu (Blätter, Nadeln); Indikator der Stickstoffverfügbarkeit für Pflanzen und Mikroorganismen und für Abbauprozesse; je enger das Verhältnis (z. B. 10:1 in Schwarzerden), desto mehr Stickstoff ist verfügbar; ein weites Verhältnis (z. B. 50:1 in Hochmooren) bedeutet eine geringe biologische Aktivität
<b>C/P Verhältnis</b>	Beschreibt das Verhältnis von Kohlenstoff (C) zu Phosphor (P) im Boden oder Streu (Blätter, Nadeln, etc.); Indikator der Phosphorverfügbarkeit für Pflanzen als Nährstoff; enges Verhältnis (z. B. 100:1 in Schwarzerden), weites Verhältnis (z. B. 1:1000 in Podsolen)
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	Positiv geladenes Ion des Calciums (Ca); liegt in chemischen Verbindungen mit Oxidationsstufe 2+ vor
<b>CO<sub>2</sub></b>	Kohlenstoffdioxid
<b>Destruenten</b>	Zersetzer; Mikroorganismen, die organische Substanzen abbauen und zu anorganische Verbindungen mineralisieren
<b>DNS</b>	Träger der genetischen Informationen, kurz für Desoxyribonukleinsäure
<b>Elementarer Stickstoff</b>	chemische Verbindung aus zwei Stickstoff-Atomen; Summenformel N <sub>2</sub>
<b>Ektotherm</b>	Form von poikilotherm; Tiere nehmen Wärme von außen auf (Gegenteil: endotherm)
<b>Evapotranspiration</b>	Summe aus Evaporation (Bodenverdunstung und Verdunstung des auf den Pflanzenoberflächen gespeicherten Wassers) und Transpiration; Verdunstung von Wasser aus Tier- und Pflanzenwelt sowie von Boden- und Wasseroberfläche
<b>Fe<sup>3+</sup></b>	Positiv geladenes Ion des Eisens (Fe); liegt in chemischen Verbindung mit Oxidationsstufe 3+ vor
<b>H<sup>+</sup></b>	Proton; positiv geladenes Ion des Wasserstoffs (H)
<b>herbivor</b>	Sich von Pflanzen ernährend (siehe Herbivoren); Begriff v. a. auf Wirbeltiere angewendet; gleichbedeutend wie der Begriff phytophag (oft verwendet für wirbellose Tiere)
<b>Herbivoren</b>	Pflanzenfresser
<b>IAP-Virus</b>	Infektion bei Honigbienen, Kurzform für Israelisches Akute-Bienenparalyse-Virus (Englisch: Israeli Acute Paralysis Virus)
<b>Insektensterben</b>	kurz- und langfristiger Rückgang bis zum Aussterben vieler Insektenarten
<b>keystone mutualists</b>	Schlüsselarten, die für die Wechselbeziehung im Ökosystem wichtig sind
<b>L.</b>	Offizielles botanisches Autorenkürzel von Carl von Linné

<b>Minimumgesetz</b>	Beschrieben von Justus von Liebig (1828); Pflanzenwachstum wird durch die im Verhältnis knappste Ressource (z. B. Nährstoffe) limitiert
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	Positiv geladenes Ion des Magnesiums (Mg); liegt in chemischen Verbindungen mit Oxidationsstufe 2+ vor
<b>Monophag</b>	Als Pflanzenfresser nur auf eine Pflanzenart angewiesen; Gegensatz: polyphag
<b>Mutualismus</b>	Wechselbeziehung zwischen Lebewesen zweier Arten, die beiden Partnern von Nutzen ist (im Gegensatz zu Konkurrenz oder Räuber-Beute-Beziehungen)
<b>Mykorrhiza</b>	Lebensgemeinschaft zwischen den Wurzeln höherer Pflanzen und Pilzen; Symbiose für wechselseitigen Stoffaustausch (Nährstoffe, Wasser)
<b>N</b>	Stickstoff (chemisches Element)
<b>NH<sub>3</sub></b>	Ammoniak; farbloses Gas; verwandelt sich in Wasser in NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; anorganische Stickstoffverbindung
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Ammonium; anorganische Stickstoffverbindung
<b>Nitrophil</b>	Stickstoffliebend; Neigung von Organismen zu hoher Stickstoffversorgung
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Nitrat; anorganische Stickstoffverbindung; Salz der Salpetersäure (HNO <sub>3</sub> )
<b>NPP</b>	Nettoprimärproduktion, Produktion von organischem Material (Biomasse) z. B. durch Photosynthese; entspricht der Bruttoprimärproduktion (BPP) abzüglich der Pflanzenatmung
<b>P</b>	Phosphor (chemisches Element)
<b>Parasitoid</b>	Organismus (meist Insekt) lebt parasitisch, was den Tod des Wirts zur Folge hat (im Gegensatz zu Parasiten)
<b>Pathogen</b>	Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Einzeller) und Viren, die bei ihrem Wirt (Mensch, Tier, Pflanze) Krankheiten verursachen können
<b>Phyllosphäre</b>	Lebensraum auf den oberirdischen Pflanzenteilen; analog zur Rhizosphäre (Lebensraum um die Pflanzenwurzeln)
<b>Phytophag</b>	Sich von Pflanzen bzw. Pflanzengewebe (z. B. Kräuter, Früchte, Pilze) ernährend; Begriff für Wirbellose (v. a. Insekten) angewendet; gleichbedeutend wie der Begriff herbivor (oft verwendet für Wirbeltiere)
<b>Poikilotherm</b>	Wechselwarm; Tiere, deren Körpertemperatur der Außentemperatur entspricht
<b>Reaktiver Stickstoff</b>	Hochreaktive Stickstoffverbindungen, z. B. Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) und Lachgas (N <sub>2</sub> O)
<b>Streu</b>	Vegetationsreste (z. B. Blätter, Nadeln, Samen, Borke, Zweige) auf der Bodenoberfläche; bilden den obersten organischen Auflagehorizont
<b>Trophiestufe</b>	Organismen mit dergleichen Ernährungsweise werden zu einer Trophiestufe zusammengefasst, zu den Trophiestufen gehören Primärproduzenten (Pflanzen), Primärkonsumenten (Pflanzenfresser), Sekundär- und Tertiärkonsumenten (Fleischfresser)
<b>Wirtspflanze</b>	Pflanze, die anderen Organismen als Nahrung, Lebensraum, Eiablage, Nistplatz und/oder Schutz dient
<b>Xenogamie</b>	Fremdbestäubung, Synonym: Allogamie

## Referenzen

- Aerts, R., Bobbink, R. (1999)** The impact of atmospheric nitrogen deposition of vegetation processes in terrestrial, non-forest ecosystems. In: *The Impact of Nitrogen Deposition on Natural and Semi-Natural Ecosystems* (Hrsg. S.J. Langan), Springer-Science+Business Media Dordrecht, Niederlande.
- Aerts, R., Chapin III, F.S. (2000)** The mineral nutrient of wild plants revisited: A re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research* 30, 1–67.
- Balmer, O., Erhardt, A. (2000)** Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14, 746–757.
- Baylis, M., Pierce, N.E. (1991)** The effect of host-plant quality on the survival of larvae and oviposition by adults of an ant-tended lycaenid butterfly, *Jalmenus evagoras*. *Ecological Entomology* 16, 1–9.
- Belovsky, G.E., Slade, J.B. (2000)** Insect herbivory accelerates nutrient cycling and increases plant production. *PNAS* 97, 14412–14417.
- Bergman, P., Molau, U., Holmgren, B. (1996)** Micrometeorological impacts on insect activity and plant reproductive success in an Alpine environment, Swedish Lapland. *Arctic and Alpine Research* 28, 196–202.
- Betzholtz, P.-E., Pettersson, L.B., Ryrholm, N., Franzén, M. (2013)** With that diet, you will go far: trait-based analysis reveals a link between rapid range expansion and a nitrogen-favoured diet. *Proceedings of the Royal Society* 280, 20122305.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Poets, S.G., Kleukers, R., Thomas, C.D., Settele, J., Kunin, W.E. (2006)** Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313, 351–354.
- Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M. (2010)** Scheffer/Schachtschabel. *Lehrbuch der Bodenkunden*. 16. Auflage. Springer Spektrum, Heidelberg, Deutschland.
- BMU (2018)** 9. Nationales Forum zur biologischen Vielfalt. Aktionsprogramm Insektenschutz – Gemeinsam wirksam gegen das Insektensterben. Berlin, 10.10.2018.
- Bobbink, R., Ashmore, M., Braun, S., Flückiger, W., Van den Wyngaert, I.J.J. (2003)** Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: *Empirical Critical Loads for Nitrogen* (Hrsg. B. Achermann, R. Bobbink). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schweiz.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., De Vries, W. (2010)** Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20, 30–59.
- Bolan, N.S., Hedley, M.J., White, R.E. (1991)** Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant and Soil* 134, 53–63.
- Bolsinger, M., Flückiger, W. (1987)** Enhanced aphid infestation at motorways: the role of ambient air pollution. *Entomologia experimentalis et applicata* 45, 237–243.
- Borgström, P. (2017)** Impacts of insect herbivory and nitrogen eutrophication on grassland ecosystems. Dissertation. SLU, Uppsala.
- Brooks, D.R., Bater, J.E., Clark, S.J., Monteith, D.T., Andrews, C., Corbett, S.J., Beaumont, D.A., Chapman, J.W. (2012)** Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49, 1009–1019.
- Burke, I.C., Lauenroth, W.K., Vinton, M.A., Hook, P.B., Kelly, R.H., Epstein, H.E., Aguiar, M.R., Robles, M.D., Aguilera, M.O., Murphy, K.L., Gill, R.A. (1998)** Plant-soil interactions in temperate grasslands. *Biogeochemistry* 42, 121–143.
- Butler, C.D., Trumble, J.T. (2008)** Effects of pollutants on bottom-up and top-down processes in insect-plant interactions. *Environmental Pollution* 156, 1–10.
- Capinera, J.L. (2008)** *Encyclopedia of Entomology*. Zweite Auflage. Springer, Dordrecht, Niederlande.
- Cedergreen, N., Rasmussen, J.J. (2017)** Low dose effects of pesticides in the aquatic environment. In: *Pesticide Dose: Effects on the Environment and Target and Non-Target Organisms* (Hrsg. S.O. Duke, P. Kudsk, K. Solomon). ACS Symposium Series 1249. American Chemical Society.
- Clausnitzer, V., Kalkman, V.J., Ram, M., Collen, B., Baillie, J.E.M., Bedjanič, M., Darwall, W.R.T., Dijkstra, K.-D.B., Dow, R., Hawking, J., Karube, H., Malikova, E., Paulson, D., Schütte, K., Suhling, F., Villanueva, R.J., von Ellenrieder, N., Wilson, K. (2009)** Odonata enter the biodiversity crisis debate: The first global assessment of an insect group. *Biological Conservation* 142, 1864–1869.
- Conrad, K.F., Woiod, I.P., Parsons, M., Fox, R., Warren, M.S. (2004)** Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of Insect Conservation* 8, 119–136.
- Constanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997)** The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 378, 253–260.
- Cox-Foster, D.L., Conlan, S., Holmes, E.C., Palacios, G., Evans, J.D., Moran, N.A., Quan, P.-L., Briese, T., Hornig, M., Geiser, D.M., Martinson, V., vanEngelsdorp, D., Kalkstein, A.L., Drysdale, A., Hui, J., Zhai, J., Cui, L., Hutchison, S.K., Simons, J.F., Egholm, M., Pettis, J.S., Lipkin, W.I. (2007)** A metagenomic survey of microbes in honey bee colony collapse disorder. *Science* 318, 283–287.
- Cross, W.F., Hood, J.M., Benstead, J.P., Hury, A.D., Nelson, D. (2015)** Interactions between temperature and nutrients across levels of ecological organization. *Global Change Biology* 21, 1025–1040.
- Damgaard, C., Jensen, L., Frohn, L.M., Borchsenius, F., Nielsen, K.E., Ejrnæs, R., Stevens, C.J. (2011)** The effect of nitrogen deposition on the species richness of acid grasslands in Denmark: A comparison with a study performed on a European scale. *Environmental Pollution* 159, 1778–1782.
- Di, H.J., Cameron, K.C. (2002)** Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46, 237–256.
- Dupré, C., Stevens, C.J., Ranke, T., Bleekers, A., Peppler-Lisbach, C., Gowing, D.J.G., Dise, N.B., Dorland, E., Bobbink, R., Diekmann, M. (2010)** Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology* 16, 344–357.

- EFSA (2018)** Evaluation of the data on clothianidin, imidacloprid and thiamethoxam for the updated risk assessment to bees for seed treatments and granules in the EU. Technical Report ES-FA-Q-2017-00677. doi: 10.2903/sp.efsa.2018.EN-1378.
- Ehrle, A., Potthast, K., Tischer, A., Trumbore, S.E., Michalzik, B. (2019)** Soil properties determine how *Lasius flavus* impact on topsoil organic matter and nutrient distribution in central Germany. *Applied Soil Ecology* 133, 166–176.
- Folgarait, P.J. (1998)** Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation* 7, 1221–1244.
- Fox, R., Oliver, T.H., Harrower, C., Parsons, M.S., Thomas, C.D., Roy, D.B. (2014)** Long-term changes to the frequency of occurrence of British moths are consistent with opposing and synergistic effects of climate and land-use changes. *Journal of Applied Ecology* 51, 949–957.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J. (2003)** The nitrogen cascade. *BioScience* 53, 341–356.
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.R., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P., Sutton, M.A. (2008)** Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320, 889–892.
- Geiger, R. (2013)** Das Klima der bodennahen Luftschicht. Ein Lehrbuch der Mikroklimatologie. Springer Vieweg, Wiesbaden, Deutschland.
- Gorham, E. (1998)** Acid deposition and its ecological effects: a brief history of research. *Environmental Science & Policy* 1, 153–166.
- Greatorex-Davies, J.N., Sparks, T.H., Hall, M.L., Marrs, R.H. (1993)** The influence of shade on butterflies in rides of coniferised lowland woods in Southern England and implications for conservation management. *Biological Conservation* 63, 31–41.
- Grime, J.P. (1979)** *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, London, UK.
- Habel, J.C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchik, O., Weisser, W.W., Schmitt, T. (2016)** Butterfly community shifts over 2 centuries. *Conservation Biology* 30, 754–762.
- Haddad, N.M., Haarstad, J., Tilman, D. (2000)** The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia* 124, 73–84.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., de Kroon, H. (2017)** More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS one* 12, doi: e0185809.
- Harrison, J.F., Woods, H.A., Roberts, S.P. (2012)** *Ecological and Environmental Physiology of Insects*. Oxford University Press, New York, USA.
- Hawthorne, D.J., Dively, G.P. (2011)** Killing them with kindness? In-hive medications may inhibit xenobiotic efflux transporters and endanger honey bees. *PLoS ONE* 6, e26796. doi:10.1371/journal.pone.0026796
- Hodek, I., van Emden, H.F., Honěk, A. (2012)** *Ecology and Behaviour of the Ladybird Beetles (Coccinellidae)*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Hooper, D.U., Vitousek, P.M. (1997)** The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277, 1302–1305.
- Humbert, J.-Y., Dwyer, J.M., Andrey, A., Arlettaz, R. (2016)** Impacts of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: a systematic review. *Global Change Biology* 22, 110–120.
- Imhoof, M. (2012)** *More Than Honey*. Dokumentarfilm. Universum Film GmbH.
- Jones, L., Provins, A., Holland, M., Mills, G., Hayes, F., Emmett, B., Hall, J., Sheppard, L., Smith, R., Sutton, M., Hicks, K., Ashmore, M., Haines-Young, R., Harper-Simmonds, L. (2014)** A review and application of the evidence for nitrogen impacts on ecosystem services. *Ecosystem Services* 7, 76–88.
- Kagata, H., Ohgushi, T. (2006)** Bottom-up trophic cascades and material transfer in terrestrial food webs. *Ecological Research* 21, 26–34.
- Klausnitzer, B. (2003)** Gesamtübersicht zur Insektenfauna Deutschlands. Ergänzte Fassung eines Vortrages zur Jahrestagung der Entomofaunistischen Gesellschaft am 17. Mai 2003 in Eberswalde). *Entomologische Nachrichten und Berichte* 47, 57–66.
- Koerselman, W., Meuleman, A.F.M. (1996)** The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *The Journal of Applied Ecology* 33, 1441–1450.
- KTBL (2018)** Wirtschaftsdünger-Rechner. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. Verfügbar unter: <https://www.ktbl.de/online-anwendungen0/> (Zugriff: 03.01.2019).
- Kuhar, T.P., Barlow, V.M., Hoffmann, M.P., Fleischer, S.J., Groden, E., Gardner, J., Hazzard, R., Wright, M.G., Pitcher, S.A., Speese III, J., Westgate, P. (2004)** Potential of *Trichogramma ostrinae* (Hymenoptera: Trichogrammatidae) for Biological Control of European Corn Borer (Lepidoptera: Crambidae) in Solanaceous Crops. *Journal of Economic Entomology* 97, 1209–1216.
- Kurze, S., Heinken, T., Fartmann, T. (2017)** Nitrogen enrichment of host plants has mostly beneficial effects on the lifehistory traits of nettle-feeding butterflies. *Acta Oecologica* 85, 157–164.
- Larson, B.M.H., Kevan, P.G., Inouye, D.W. (2001)** Flies and flowers: taxonomic diversity of anthophiles and pollinators. *The Canadian Entomologist* 133, 439–465.
- Lethmate, J. (2005)** Stickstoff-Regen. Ein globales Eutrophierungsexperiment. *Biologie in unserer Zeit* 35, 108–117.
- Longcore, T., Rich, C. (2004)** Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2, 191–198.
- Loosey, J.E., Vaughan, M. (2006)** The economic value of ecological services provided by insects. *BioScience* 56, 311–323.
- Mantilla-Contreras, J., Schirmel, J., Zerbe, S. (2012)** Influence of soil and microclimate on species composition and grass encroachment in heath succession. *Journal of Plant Ecology* 5, 249–259.
- McCarthy, M. (2004)** 40,000 ‘splatometers’ can’t be wrong: insect population is in decline. *Environment*. Independent. Verfügbar unter: <https://www.independent.co.uk/environment/40000-splatometers-cant-be-wrong-insect-population-is-in-decline-546951.html> (Zugriff: 26.09.2018).
- McGregor, S.E. (1976)** *Insect pollination of cultivated crop plants: Agriculture handbook 496*. USDA – ARS. Washington, D.C., USA.
- Merckx, T., Serruys, M., Van Dyck, H. (2015)** Anthropogenic host plant expansion leads a nettle-feeding butterfly out of the forest: consequences for larval survival and developmental plasticity in adult morphology. *Evolutionary Applications* 8, 363–372.

- Michalzik, B. (2011)** Insects, Infestations, and Nutrient Fluxes. Chapter 28. In: Forest Hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of Past Research and Future Directions. Ecological Studies 216 (Hrsg. D.F. Levia, D. Carlyle-Moses, T. Tanaka). Springer, Dordrecht, Niederlande.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005)** Ecosystems and human well-being. Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, D.C., USA.
- Muck, M. (2007)** Einfluss des Mikroklimas auf die Populationsdynamik des Schwammspinner. LWF aktuell 58, 18–19.
- Müller, T. (2014)** Die Verpackung macht's: Schlupfwespen gegen Maisschädlinge. Technische Universität Dresden. Verfügbar unter: [https://tu-dresden.de/tu-dresden/newsportal/news/iq\\_innopreis](https://tu-dresden.de/tu-dresden/newsportal/news/iq_innopreis) (Zugriff: 01.10.2018).
- NABU (2018)** Keine Insekten, kein Wocheneinkauf! Erst sterben Bienen, Schmetterling & Co, dann die Auswahl. Verfügbar unter: <https://www.nabu.de/news/2018/05/24422.html> (Zugriff: 03.01.2019).
- National Geographic (2018)** Keystone species. Encyclopedia. Verfügbar unter: <https://www.nationalgeographic.org/encyclopedia/keystone-species/> (Zugriff: 26.09.2018).
- NDR (2018)** Sterben die Bienen, bleiben die Regale leer. Verfügbar unter: [https://www.ndr.de/nachrichten/niedersachsen/hannover\\_weser-leinegebiet/Insektensterben-Halbleere-Regale-im-Supermarkt,insektensterben116.html](https://www.ndr.de/nachrichten/niedersachsen/hannover_weser-leinegebiet/Insektensterben-Halbleere-Regale-im-Supermarkt,insektensterben116.html) (Zugriff: 03.01.2019).
- Olde Venterink, H., Wassen, M.J., Belgers, J.D., Verhoeven, J.T.A. (2001)** Control of environmental variables on species density in fens and meadows: importance of direct effects and effects through community biomass. *Journal of Ecology* 89, 1033–1040.
- Ollerton, J., Price, V., Armbruster, W.S., Memmott, J., Watts, S., Waser, N.M., Totland, Ø., Goulson, D., Alacrón, R., Stout, J.C., Tarrant, S. (2012)** Overplaying the role of honey bees as pollinators: A comment on Aebi and Neumann (2011). *Trends in Ecology & Evolution* 27, 141–142.
- Öckinger, E., Hammarstedt, O., Nilsson, S.G., Smith, H.G. (2006)** The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation* 128, 564–573.
- Paál, G. (2018)** Insektensterben – Was getan werden muss. Insektenpolitik: Eine Chronik. SWR Wissen. Verfügbar unter: <https://www.swr.de/wissen/faktencheck-aktionsplan-was-tun-gegen-das-insektensterben/-/id=253126/did=21459402/nid=253126/i3zn43/index.html> (Zugriff: 11.12.2018).
- Partap, U., Ya, T. (2012)** The human pollinators of fruit crops in Maoxian County, Sichuan, China. *Mountain Research and Development* 32, 176–186.
- Phoenix, G.K., Booth, R.E., Leake, J.R., Read, D.J., Grime, J.P., Lee, J.A. (2003)** Effects of enhanced nitrogen deposition and phosphorus limitation on nitrogen budgets of semi-natural grasslands. *Global Change Biology* 9, 1309–1321.
- Pleasants, J.M., Oberhauser, K.S. (2012)** Milkweed loss in agricultural fields because of herbicide use: effect on the monarch butterfly population. *Insect Conservation and Diversity* 6, 135–144.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E. (2010)** Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 345–353.
- Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L.A., Garratt, M.P.D., Howlett, B.G., Winfree, R., Cunningham, S.A., Mayfield, M.M., Arthur, A.D., Andersson, G.K.S., Bommarco, R., Brittain, C., Carvalho, L.G., Chacoff, N.P., Entling, M.H., Foully, B., Freitas, B.M., Gemmill-Herren, B., Ghazoul, J., Griffin, S.R., Gross, C.L., Herbertsson, L., Herzog, F., Hipólito, J., Jaggard, S., Jauker, F., Klein, A.-M., Klejna, D., Krishnan, S., Lemos, C.Q., Lindström, S.A.M., Mandelik, Y., Monteiro, V.M., Nelson, W., Nilsson, L., Pattermore, D.E. de O. Pereira, N., Pisanty, G., Potts, S.G., Reemer, M., Rundlöf, M., Sheffield, C.S., Scheper, J., Schüepp, C., Smith, H.G., Stanley, D.A., Stout, J.C., Szentgyörgyi, H., Taki, H., Vergara, C.H., Viana, B.F., Wojciechowski, M. (2016)** Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113, 146–151.
- Reay, D. (2015)** Nitrogen and Climate Change. An Explosive Story. Palgrave Macmillan, Hampshire, United Kingdom.
- Reckhaus, H.-D. (2016)** Warum jede Fliege zählt. Eine Dokumentation über Wert und Bedrohung von Insekten. 2. Auflage. Reckhaus GmbH & Co. KG, Bielefeld, Deutschland.
- Rein, F.A. (1998)** Effects of perennial grass buffer strips on movement on NPS pollutants from cropland to wetland. University of California Water Resources Center. Technical Completion Report UCAL-WRC-W866.
- Richards, A.J. (2001)** Does low biodiversity resulting from modern agricultural practice affect crop pollination and yield? *Annals of Botany* 88, 165–172.
- Rosenstiel, T.N., Shortlidge, E.E., Melnychenko, A.N., Pankow, J.F., Eppley, S.M. (2012)** Sex-specific volatile compounds influence microarthropod-mediated fertilization of moss. *Nature* 489, 431–435.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huennek, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., LeRoy Poff, N., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H. (2000)** Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.
- Schlutow, A., Nagel, H.-D., Bower, Y. (2017)** Bereitstellung der Critical Load Daten für den Call for Data 2015-2017 des Coordination Centre for Effects im Rahmen der Berichtspflichten Deutschlands für die Konvention über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP). Projektnummer 43848 und 80075. Nationales Datenzentrum ICP Modelling & Mapping (CLTAP). Berichterstattungspflichten an das Coordination Centre for Effects (CCE). Im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Schotsmans, E.M.J., Márquez-Grant, N., Forbes, S.L. (2017)** Taphonomy of Human Remains. Forensic Analysis of the Dead and the Depositional Environment. John Wiley & Sons, Sussex, UK.
- Schuch, S., Wesche, K., Schaefer, M. (2012)** Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation* 149, 75–83.
- Segeer, A.H., Rosenkranz, E. (2017)** Das große Insektensterben. Was es bedeutet und was wir jetzt tun müssen. oekom Verlag München, Deutschland.
- Serruys, M., Van Dyck, H. (2014)** Development, survival, and phenotypic plasticity in anthropogenic landscapes: trade-offs between offspring quantity and quality in the nettle-feeding peacock butterfly. *Oecologia* 176, 379–387.

- Song, M.-H., Yu, F.-H., Ouyang, H., Cao, G.-M., Xu, X.-L., Cornelissen, J.H.C. (2012)** Different inter-annual responses to availability and form of nitrogen explain species coexistence in an alpine meadow community after release from grazing. *Global Change Biology* 18, 3100–3111.
- Ssymank, A., Kearns, C.A., Pape, T., Thompson, F.C. (2008)** Pollinating flies (Diptera): A major contribution to plant diversity and agricultural production. *Biodiversity* 9, 86–89.
- Stadler, B., Mühlenberg, E., Michalzik, B. (2004)** The ecology driving nutrient fluxes in forests. In: *Insects and Ecosystem Function* (Hrsg. W.W. Weiser, E. Siemann). Springer, Berlin, Deutschland.
- Stevens, C.J., Diese, N.B., Mountford, O., Gowing, D.J. (2004)** Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303, 1876–1879.
- Stoutjesdijk, P., Barkman, J.J. (1992)** Microclimate, Vegetation and Fauna. Opulus Press, Uppsala, Schweden.
- Taki, H., Kevan, P.G. (2007)** Does habitat loss affect the communities of plants and insects equally in plant-pollinator interactions? Preliminary findings. *Biodiversity and Conservation* 16, 3147–3161.
- Theodose, T., Bowman, W. (1997)** Nutrient availability, plant abundance, and species diversity in two alpine tundra communities. *Ecology* 78, 1861–1872.
- UBA (2013)** Biogaserzeugung und -nutzung: Ökologische Leitplanken für die Zukunft. Vorschläge der Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU). (Hrsg. KLU). Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/biogaserzeugung-nutzung-oekologische-leitplanken> (Zugriff: 12.10.2018).
- UBA (2014)** Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Redaktion: M. Geupel, J. Frommer. Verfügbar unter: [www.uba.de/stickstoff-in-deutschland](http://www.uba.de/stickstoff-in-deutschland) (Zugriff: 12.10.2018).
- Vermeer, J.G., Berendse, F. (1983)** The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. *Vegetatio* 53, 121–126.
- Vitousek, P.M., Howarth, R.W. (1991)** Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13, 87–115.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G. (1997)** Human alteration in the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications* 7: 737–750.
- WallisDeVries, M. (2006)** Larval habitat quality and its significance for the conservation of *Melitaea cinxia* in northwestern Europe. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 68, 281–294.
- WallisDeVries, M.F., Van Swaay, C.A.M. (2006)** Global warming and excess nitrogen may induce butterfly decline by microclimatic cooling. *Global Change Biology* 12, 1620–1626.
- Wang, C., Long, R., Wang, Q., Liu, W., Jing, Z., Zhang, L. (2010)** Fertilization and litter effects on the functional group biomass, species diversity of plants, microbial biomass, and enzyme activity of two alpine meadow communities. *Plant and Soil* 331, 377–389.
- Weiss, S.B. (1999)** Cars, cows, and checkpoint butterflies: Nitrogen deposition and management of nutrient-poor grasslands for a threatened species. *Conservation Biology* 13, 1476–1486.
- Wilcox, A., Crawley, M.J. (1988)** The effects of host plant defoliation and fertilizer application on larval growth and oviposition behavior in cinnabar moth. *Oecologia* 76, 283–287.
- Williams, I.H. (1994)** The dependence of crop production within the European Union on pollination by honey bees. *Agricultural Science Reviews* 6, 229–257.
- Wilson, E.O. (1995)** *Der Wert der Vielfalt. Die Bedrohung des Artenreichtums und das Überleben des Menschen*. Piper, München, Deutschland.
- Woodcock, B.A., Isaac, N.J.B., Bullock, J.M., Roy, D.B., Garthwaite, D.G., Crowe, A., Pywell, R.F. (2016)** Impacts of neonicotinoid used on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications* 7, 12459.
- Zeit Online (2018)** Ein ökologisches Armageddon. Insektensterben. Verfügbar unter: <https://www.zeit.de/wissen/umwelt/2017-10/insektensterben-fluginsekten-gesamtmasse-rueckgang-studie> (Zugriff: 26.09.2018).
- Zhu, H., Zou, X., Wang, D., Wan, S., Wang, L., Guo, J. (2015)** Responses of community-level plant-insect interactions to climate warming in a meadow steppe. *Scientific Reports* 5, 18654.
- 3sat (2017)** Menschliche Bienen. Künstliche Bestäubung in China. Verfügbar unter: <http://www.3sat.de/mediathek/?mode=play&obj=69550> (Zugriff: 09.10.2018).





► **Unsere Broschüren als Download**  
Kurmlink: [bit.ly/2dowYYI](https://bit.ly/2dowYYI)

 [www.facebook.com/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)  
 [www.twitter.com/umweltbundesamt](https://www.twitter.com/umweltbundesamt)  
 [www.youtube.com/user/umweltbundesamt](https://www.youtube.com/user/umweltbundesamt)  
 [www.instagram.com/umweltbundesamt/](https://www.instagram.com/umweltbundesamt/)