

Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 25, 123-131. Hannover 2013

Auswirkungen von Neobiota auf die Biodiversität – eine Frage des Maßstabs, der Artengruppen und ökologischen Mechanismen

– Johannes Kollmann, Tina Heger und Jonathan Jeschke, Freising –

Abstract

Invasive alien species are a significant element of global change with negative ecological and economic effects. The invasion process is structured in four stages (transport, colonization, establishment, landscape spread) which are determined by geographic, abiotic, biotic and landscape filters. For these stages, we used some recent research to describe the actual impact of the alien species. The results demonstrate that effects of biological invasions are scale-dependent, and that differences exist among taxonomic groups and impact categories. These results should be considered when planning any control measures.

1. Einleitung

Biologische Invasionen zählen zu den wesentlichen Gefährdungsursachen der biologischen Vielfalt, und negative ökologische Auswirkungen, die für viele invasive Arten kennzeichnend sind, werden durch den Klimawandel verstärkt (WALTHER et al. 2009). In den meisten Regionen sind Pflanzenarten unter den invasiven, nicht-indigenen Arten überrepräsentiert (NENTWIG 2007). Invasive Pflanzenarten verändern die Bodenverhältnisse, das Bestandsklima und das Störungsregime vieler Ökosysteme; sie steigern oft die Produktivität der Pflanzengesellschaften und führen zu einer Veränderung von Sukzessionsprozessen (WALKER & SMITH 1997). Ähnliche Auswirkungen sind auch von invasiven Tierarten oder Pilzen bekannt, die in vielen Fällen die Biodiversität zumindest lokal verringern. Dies sind die Hauptgründe für die hohe Aufmerksamkeit, die biologische Invasionen in Verbindung mit dem gegenwärtigen globalen Wandel erhalten.

Unsicherheiten ergeben sich jedoch häufig in der Definition biologischer Invasionen. Dabei muss berücksichtigt werden, dass Definitionen immer auch den jeweiligen wissenschaftlichen Ansatz reflektieren (HEGER et al. 2013a). Eine Vielfalt der wissenschaftlichen Perspektiven ist aber notwendig und führt zu einer entsprechenden Vielfalt an Definitionen, die sich nicht unbedingt widersprechen müssen. Es sollten aber standardisierte Kriterien der Beschreibung entwickelt werden, um Missverständnisse zu vermeiden (HEGER et al. 2013b). Aus der Sicht der Biogeographie definieren beispielsweise WILSON et al. (2009): “Introduced (or alien) species ... [have] shown extra-range dispersal owing directly or indirectly to human activity.” Ein ökologischer Ansatz wäre dagegen: “Invasive [species] ... produce reproductive offspring, often in very large numbers, at considerable distance from parent plants ..., and thus have the potential to spread over a considerable area.” (RICHARDSON et al. 2000). In unserem Beitrag folgen wir einer Naturschutzperspektive: “Invasive alien species are animals, plants or other organisms introduced by man into places out of their natural range of distribution, where they become established and disperse, generating a negative impact on the local ecosystem and species.” (IUCN 2011). Der Fokus liegt dabei auf den ‚Neobiota‘, also den Neophyten und Neozoen, und damit Pflanzen- und Tierarten, die nach 1492 weltweit verschleppt worden sind (KOWARIK 2010).

Die Auswirkungen von Neobiota lassen sich zum Teil durch die Art ihrer Einführung erklären. Viele invasive Fremdarten sind absichtlich eingeführt worden, so zum Beispiel als Zierpflanzen (*Rosa rugosa*); andere – nicht weniger problematische Arten – unabsichtlich (*Rattus norvegicus*), zum Teil auch als Krankheitserreger mit Nutzpflanzen oder Nutztieren, so der Erreger der Krebspest (*Aphanomyces astaci*) mit dem Amerikanischen Flusskrebs (*Orconectes limosus*). Wirbeltiere und Gefäßpflanzen sind mehrheitlich absichtlich eingeführt worden, während Wirbellose meistens unabsichtlich verschleppt wurden (HULME et al. 2008; CHEN, ALONZI, GENOVESI & JESCHKE, in Vorbereitung). (Die Nomenklatur unseres Beitrags richtet sich, wenn nicht anders erwähnt, nach den zitierten Publikationen.)

Biologische Invasionen verlaufen über vier Stadien – *Transport, Kolonisation, Etablierung* und *Invasion*, die in zahlreichen Studien untersucht und bestätigt worden sind (Abb. 1). Während des Invasionsprozesses werden daher vier Barrieren überwunden, die als geographische, abiotische, biotische und landschaftliche Filter beschrieben werden (HELLMANN et al. 2008). Dabei ist der Invasionserfolg jeweils von komplexen Mechanismen abhängig (z.B. EISENHAUER et al. 2013). Dennoch gibt es Regeln, wieviele Fremdarten in einer Region invasiv werden. Nach der sogenannten ‘Zehnerregel’ wird jeder der Übergänge zu den vier Stadien nur von etwa 10 % der Fälle bewältigt (WILLIAMSON 1996). Bei Neozoen liegen die Übergangswahrscheinlichkeiten für Etablierung und Ausbreitung jedoch oft wesentlich höher (JESCHKE & STRAYER 2005; JESCHKE 2008), und auch Daten zu Neophyten unterstützen die Regel nur in etwa der Hälfte der Fälle (JESCHKE et al. 2012). Nach aktuellem Erkenntnisstand trifft die Zehnerregel daher für Tiere nicht zu und für Pflanzen nur bedingt. Für die Praxis bedeutet dies, dass ein erfolgreiches Management invasiver Arten bereits mit einer Verringerung der Einfuhr nichtheimischer Arten beginnen sollte, da vermutlich mehr nichtheimische Arten invasiv werden, als nach der Zehnerregel erwartet werden kann.

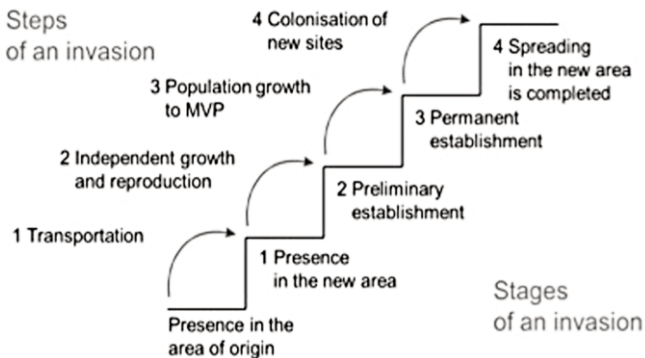


Abb. 1: Prozesse und Stadien der Etablierung invasiver Fremdarten (nach HEGER 2004).

2. Kategorien der Auswirkung invasiver Fremdarten

Welche Auswirkungen invasive Fremdarten haben, wird von einer Fülle von Faktoren bestimmt (Abb. 2). Welche Auswirkungen sich auf die Biodiversität ergeben, hängt beispielsweise davon ab, welche Rolle sie im jeweiligen Ökosystem einnehmen. Sie können auftreten als (1) neue Konkurrenten, Prädatoren oder Parasiten, (2) neue Mutualisten oder (3) neue Überträger von Pathogenen. Bekannte Beispiele sind die Verschleppung von Ratten, insbes. Hausratte (*Rattus rattus*) und Wanderratte (*Rattus norvegicus*), die zur Ausrottung vieler endemischer Arten, z.B. Vögel auf Inseln, beigetragen haben und auch als Krankheitsvektoren

ren, z.B. der Pest, fungieren. Drastische Effekte auf die Vegetationsstruktur in vielen Regionen haben Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*).

Man kann die Auswirkungen invasiver Fremdart aufteilen in ökologische und ökonomische, letztere inklusive gesundheitlicher Auswirkungen. Zu den ökologischen Effekten gehören Änderungen der Standortverhältnisse, Hybridisierung, Herbivorie und Bedrohung heimischer Arten. Zu den ökonomischen Effekten zählen Ertragseinbußen in Land- und Forstwirtschaft, Behinderung von Infrastruktur, Krankheitsübertragung, Vergiftungen sowie Allergien.



Abb. 2: Steuernde Faktoren der Auswirkung invasiver Fremdart sowie Auswirkungskategorien, die bei einer Bewertung biologischer Invasionen berücksichtigt werden sollten.

VILÀ et al. (2010) haben europaweit 10.180 Neobiota untersucht (Abb. 3). Am seltensten wurden bei terrestrischen Gefäßpflanzen (5789 Arten) ökologische (6 %) und ökonomische Auswirkungen (5 % der Arten) gefunden. Terrestrische Wirbeltiere (358 Arten) verursachten dagegen am häufigsten ökologische (30 %) und ökonomische Auswirkungen (39 % der Arten), während terrestrische Wirbellose sowie Meeres- und Süßwasserorganismen eine mittlere Stellung einnahmen. CHEN, ALONZI, GENOVESI & JESCHKE (in Vorbereitung) haben die Auswirkungen von Neobiota basierend auf der Global Invasive Species Database in 25 Kategorien für Gefäßpflanzen (183 Arten), Wirbeltiere (100) und Wirbellose (100) untersucht. Dabei fanden die Autoren bei 12 Kategorien signifikante Unterschiede zwischen den Artengruppen. Zum Beispiel hatten Wirbeltiere häufiger als Wirbellose und Gefäßpflanzen negative Auswirkungen auf heimische gefährdete Arten. Beide Beispiele zeigen die Wichtigkeit einer taxonomischen Differenzierung der Auswirkungen invasiver Fremdart.

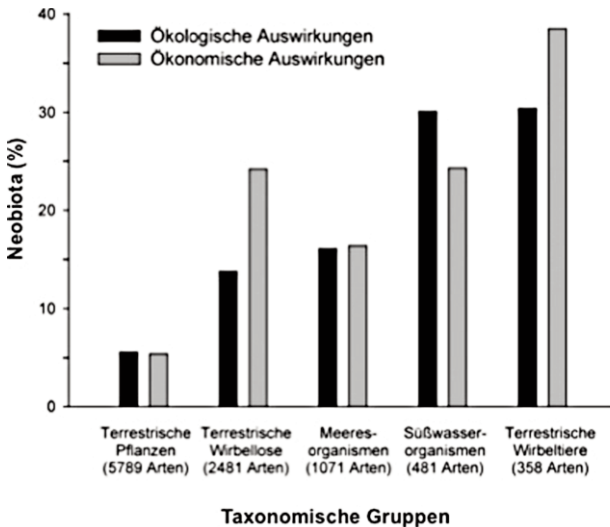


Abb. 3: Taxonomische Unterschiede im Anteil von Neobiota mit ökologischen und ökonomischen Auswirkungen in Europa (nach VILÀ et al. 2010).

Zur Abschätzung der Auswirkungen invasiver Fremdarten wurde von PARKER et al. (1999) ein faktorielles Modell vorgeschlagen, nach dem der individuelle Effekt einer invasiven Fremdart mit ihrer lokalen Häufigkeit und regionalen Verbreitung multipliziert wird. Unklar ist bisher, ob dieses Modell für alle relevanten Arten und Auswirkungen verwendet werden kann. Die Annahme dichteunabhängiger Effekte ist jedenfalls unrealistisch, und linear oder sigmoid steigende Effekte mit zunehmender Populationsdichte würden die Auswirkungen invasiver Fremdarten markant verändern (THIELE et al. 2010a, 2011). Weitere Untersuchungen zu dieser Problematik sind erforderlich, damit die Auswirkungen in Modellen quantitativ abgeschätzt werden können. Für die Beurteilung der Frage, welche Effekte Fremdarten haben können, ist es nicht nur wichtig, nach Kategorien der Auswirkungen zu unterscheiden, sondern es ergeben sich, wie im Folgenden am Beispiel von ökologischen Effekten gezeigt wird, entscheidende Unterschiede abhängig davon, welche räumliche Skala und welches Invasionsstadium man betrachtet (Abb. 2).

3. Lokale Auswirkungen invasiver Fremdarten

Lokale Auswirkungen invasiver Fremdarten sind oft der Auslöser intensiver Diskussionen über Sinn und Unsinn von Bekämpfungsmaßnahmen. Viele Botaniker in Mitteleuropa kennen divergierende Bewertungen, z.B. von *Impatiens glandulifera*, *Rosa rugosa* und *Solidago canadensis*. Neben der Unterdrückung einheimischer Arten bei hoher Dichte der Fremdart (THIELE et al. 2010b) sind die vielfältigen Auswirkungen auf Tierarten zu prüfen. Diese können dort positiv sein, wo sich beispielsweise *Solidago canadensis* auf Brachflächen anstelle von Gräsern oder Gehölzen ansiedelt, während es in Magerrasen zur Verdrängung von Nahrungspflanzen spezialisierter Tierarten kommt und der Einfluss der Fremdart auf die Diversität der Tiere eher negativ sein dürfte.

Neben Verdrängung anderer Arten aufgrund deren oft geringeren Konkurrenzstärke sind aber auch fördernde Prozesse zum Beispiel der initialen Vegetationsentwicklung zu beobachten, so im Fall der massenhaften Ansiedlung der invasiven *Conyza canadensis* auf Tagebauflächen in Ostdeutschland (ZAPLATA et al. 2013). Hier bereitete die Fremdart die Ansiedlung von *Trifolium arvense* vor, dessen windausgebreiteten Früchte sich ab dem zweiten Jahr in den abgestorbenen Pflanzen von *Conyza canadensis* verfangen. Die nachhaltigen, und für bestimmte Arten fördernden Auswirkungen invasiver Pflanzenarten lassen sich oft durch eine Steigerung der Bodennährstoffe nach Invasion erklären. Dies konnten DASSONVILLE et al. (2008) am Beispiel von sieben invasiven Pflanzenarten in Belgien eindrucksvoll belegen.

Negative Auswirkungen auf andere Pflanzenarten können auch indirekt vermittelt werden. Dies ist mehrfach für die Bestäubung nach Invasion gezeigt worden, wobei einheimische Arten in Konkurrenz mit Fremdarten, wie beispielsweise *Impatiens glandulifera*, einen geringeren Samenansatz entwickeln (CHITTKA & SCHÜRKES 2001). An dieser weit verbreiteten Pflanzenart werden eine Fülle von Blütenbesuchern gefunden, so zum Beispiel über 40 Insektenarten, vor allem Hymenopteren, in Auwald, Fichtenforst und Brachen der Umgebung von Freising (K. UNDEUTSCH, unpubl. Daten). Eine instruktive Fallstudie betrifft die Auswirkungen der invasiven *Solanum elaeagnifolium* auf die einheimische *Glaucium flavum* in Küstendünen Griechenlands (TSCHULIN & PETANIDOU 2013). In diesem Fall führte die Fremdart zu deutlich geringerer Bestäubung und Zunahme von ‚Buzz-Pollinators‘, wie es für *Solanum*-Blüten typisch ist. Kein negativer Effekt einer Bestäubungskonkurrenz konnte dagegen bei *Heraclium mantegazzianum* gefunden werden (NIELSEN et al. 2008). Gebietsfremde Arten, wie zum Beispiel *Solidago canadensis*, bieten zudem neue Ressourcen für heimische Tierarten im sonst blütenarmen Spätsommer für zahlreiche Wildbienen, Tagfalter und Schwebfliegen, wie schon KRATOCHWIL & SCHWABE (1991) postulierten. Die invasiven Pflanzen führen

dadurch zu einem Anwachsen der Populationen bestimmter Bestäuberarten (BJERKNES et al. 2007).

Genetische Homogenisierung einheimischer Arten ist ein weiterer lokaler Effekt invasiver Fremdarten, jedenfalls wenn Hybridisierung mit einheimischen Arten möglich ist. Dies ist oft der Fall bei verwilderten Zierpflanzen mit nahverwandten einheimischen Arten. Dieser Zusammenhang konnte für *Ilex aquifolium* in Dänemark gezeigt werden, also eine Gehölzart mit einer Vielzahl von Züchtungen und invasivem Verhalten, z.B. im westlichen Nordamerika. In Dänemark gibt es mittlerweile keine signifikanten genetischen Unterschiede mehr zwischen Zuchtsorten und natürlichen Populationen (SKOU et al. 2012), weil Gartenformen häufig verwildern, eine höhere Frosttoleranz besitzen und damit die ursprünglichen Genotypen ersetzen.

Besonders drastische lokale Effekte invasiver Fremdarten auf die heimische Biodiversität werden von Inseln berichtet, z.B. im Fall der Schlangenart *Boiga irregularis* auf Guam, die einige endemische Vogelarten zum Aussterben gebracht und die Nahrungsnetze komplett verändert hat (FRITTS & RODDA 1998). Mit diesem Beispiel ist die Grenze zwischen lokalen und regionalen Effekten schon fast überschritten.

4. Regionale Auswirkungen invasiver Fremdarten

Ein Zusammenhang auf der regionalen Skala ist das sogenannte Invasionsparadox (FRIDLEY et al. 2007). Wie bereits in dem vorherigen Abschnitt dargestellt, stellt man bei lokalen Untersuchungen in vielen Fällen eine negative Korrelation zwischen der Häufigkeit fremder und einheimischer Arten fest. Bei großmaßstäbigen Untersuchungen findet man dagegen eine positive Korrelation zwischen dem Vorkommen fremder und einheimischer Arten, so zum Beispiel bei einer Untersuchung der dänischen Flora (KOLLMANN et al. 2010). STOHLGREN et al. (2006) machten ähnliche Beobachtungen für Pflanzen, Fische und Vögel in den USA. Hier ist ein Kausalzusammenhang wirksam, der nichts mit direkten Interaktionen von einheimischen und fremden Arten zu tun hat. Gebiete mit hoher Landschaftsheterogenität verfügen nämlich über eine höhere Anzahl verschiedenartiger Habitate, die sich in einer hohen Diversität indigener Arten und oftmals auch Neophyten widerspiegelt (BARTOMEUS et al. 2012); dies ist oft in städtischen Agglomerationen mit Resten natürlicher Vegetation der Fall.

In manchen Fällen führen die oben beschriebenen lokalen Interaktionen zu regionalen Populationseinbußen und im extremsten Fall zum Aussterben einheimischer Arten. Diese Effekte sind vielfach für ozeanische Inseln beschrieben worden (SZABO et al. 2012). Das Aussterben endemischer Arten hat in solchen Fällen bereits eine globale Dimension.

5. Globale Auswirkungen invasiver Fremdarten

Auf der globalen Skala gibt es klar negative Auswirkungen invasiver Fremdarten auf die Biodiversität, wie zum Beispiel durch die IUCN Red List of Threatened Species für Wirbellose nachgewiesen (COLLEN et al. 2012). Ein weiterer Effekt ist der der taxonomischen und phylogenetischen Homogenisierung. Durch Einbürgerung von Fremdarten wird die Flora und Fauna ganz unterschiedlicher Kontinente immer ähnlicher, und historisch bedingte biogeographische Unterschiede im Bereich vergleichbarer Klimazonen gehen verloren, selbst wenn die Gesamtartenzahlen regional steigen (WINTER et al. 2009). In Europa beobachtet man seit dem Jahre 1500 zwar eine parallele Zunahme des regionalen Aussterbens von Pflanzenarten (69) und der Neuansiedlung von Arten (1621), aber insgesamt eine ‚biotische Homogenisierung‘ durch Abnahme der Unterschiede zwischen den Regionen, also der β -Diversität.

Trotz dieser drastischen Effekte und lokal beobachtbarer Populationsrückgänge bestimmter Arten gibt es aus Europa bisher kaum nachgewiesene Beispiele von Arten, die aufgrund von Neobiota komplett ausgestorben wären. Das ist allerdings auf anderen Kontinenten, z.B. Australien, und vor allem auf ozeanischen Inseln ganz anders. Außerdem muss man in vielen Fällen die mangelnde Datenlage bedenken, denn selbst wenn kein Beispiel nachgewiesen ist, heißt das nicht, dass es keines gibt. Ein weiterer Punkt ist die Zeitverzögerung, denn viele Arten sind aufgrund invasiver Arten bedroht, nur eben (noch) nicht ausgestorben (GILBERT & LEVINE 2013).

6. Strategien im Umgang mit invasiven Fremdarten

Biologische Invasionen sind ein auffälliges Element des globalen Wandels (HELLMANN et al. 2008), mit vielfältig negativen (und manchmal positiven!) Auswirkungen auf die Biodiversität. Derzeit ist die Biodiversität allerdings noch immer viel stärker von Landnutzungswandel und Eutrophierung betroffen (z.B. DIACON-BOLLI et al. 2012, VONLANTHEN et al. 2012). Vor allem Nutzungsaufgabe und Nutzungsintensivierung erfolgen in immer schnellerer Folge, so dass viele Arten zumindest lokal verschwinden. Dies ist bei der Planung möglicher Bekämpfung von invasiven Fremdarten zu berücksichtigen.

Forschung zu den ökologischen und ökonomischen Auswirkungen invasiver Fremdarten bildet die Grundlage von Entscheidungen über mögliche Bekämpfung. Dabei ist ein gründliches Wissen zum Lebenszyklus der Problemarten unabdingbar, wie es z.B. MUNZBERGOVA et al. (2013) für *Pinus strobus* beschrieben haben. Die Bedeutung der einzelnen Stadien für die Populationsdynamik kann dabei deutliche Unterschiede an verschiedenen Standorten aufweisen. Das Ziel von Bekämpfungsmaßnahmen muss es sein, die invasiven Neobiota genau in der Lebensphase zu treffen, die den größten Einfluss auf das Populationswachstum hat.

Viele Untersuchungen der jüngsten Zeit zeigen, dass invasive Fremdarten besonders häufig in Ökosystemen auftreten, die z.B. im Rahmen einer Renaturierung umgestaltet werden. Umgekehrt gibt es folgendes Ziel von Renaturierungsmaßnahmen: "the restored ecosystem consists of indigenous species to the greatest practicable extent" (SER 2004). Unter dem Einfluss veränderter Landnutzung und biologischer Invasionen können sich die zu renaturierenden Systeme aber soweit verändert haben, dass ein Erreichen des Referenzzustands mit sehr hohem Aufwand verbunden ist (HOBBS et al. 2009). Darüber hinaus haben sich heimische Arten in manchen Fällen an die neuen Konkurrenten oder Mutualisten angepasst (z.B. LEGER 2008), so dass ein Entfernen der Neobiota zu einer erneuten Störung der Biozönose führen würde. In diesem Fall sollte der Eigenwert der ‚neuartigen Ökosysteme‘ oder ‚Hybridökosysteme‘ ernsthaft überprüft werden (HERMANN et al. 2013). Dazu sind lokal angepasste Konzepte und Maßnahmen nötig, die in vielen Regionen noch nicht ausreichend entwickelt und erprobt sind.

Übergeordnete Strategien zur Bekämpfung invasiver Fremdarten sollten differenziert geplant werden, und zwar auf der Basis der hier skizzierten Analyse tatsächlicher ökologischer und ökonomischer Auswirkungen. Auf der lokalen Skala empfehlen wir eine gezielte Bekämpfung, und zwar dort, wo wesentliche Konflikte mit der einheimischen Biodiversität auftreten. Auf der regionalen Skala sollten invasive Fremdarten dagegen auf niedrigem Niveau toleriert werden, damit mittelfristig eine Entwicklung neuartiger Ökosysteme möglich ist, in denen die Fremdarten nicht mehr mit hoher Abundanz auftreten, weil sie zunehmend durch Pathogene, Parasiten, Herbivore, andere Prädatoren und heimische Konkurrenten zurückgedrängt werden. Auf der globalen Skala sollte mit angemessenem Aufwand vermieden werden, dass Floren- und Faunenverunreinigungen überhaupt stattfinden, und zwar möglichst bevor diese Arten eingeschleppt werden.

Zusammenfassung

Invasive Fremdarten haben eine Vielfalt ökologischer und ökonomischer Auswirkungen, die sowohl negativ als auch positiv sein können. Die Auswirkungen weisen deutliche taxonomische Unterschiede auf. Auf lokaler Skala führen invasive Fremdarten oft zu einer Abnahme der Biodiversität. Dagegen treten auf regionaler Skala positive Korrelationen zwischen der Häufigkeit einheimischer und fremder Arten auf, z.B. aufgrund von Unterschieden in der Landschaftsheterogenität. Auf globaler Skala kommt es zu einer biogeographischen Homogenisierung der Biodiversität. In Zukunft werden sich invasive Fremdarten weiter ausbreiten, jede Bekämpfung invasiver Fremdarten muss aber differenziert durchgeführt werden und dabei die genauen Auswirkungen der Arten berücksichtigen.

Danksagung

Die Untersuchungen, auf denen die vorliegende Arbeit fußt, wären nicht zustande gekommen ohne das Interesse und die Unterstützung einer Reihe von Kollegen sowie der Mithilfe engagierter Studenten. Finanzielle Unterstützung wurde gewährt durch Aage V. Jensens Fonds, Augustinus Fond sowie die DFG (KO 1741/3-1, HE 5893/2-1, JE 288/4-1).

Literatur

- BARTOMEUS, I., SOL, D., PINO, J., VICENTE, P. & FONT, X. (2012): Deconstructing the native-exotic richness relationship in plants. – *Global Ecol. Biogeogr.* **21**: 524–533.
- BJERKNES, A.L., TOTLAND, O., HEGLAND, S.J. & NIELSEN, A. (2007): Do alien plant invasions really affect pollination success in native plant species? – *Biol. Cons.* **138**: 1–12.
- CHITTKA, L. & SCHURKENS, S. (2001): Successful invasion of a floral market – An exotic Asian plant has moved in on Europe's river-banks by bribing pollinators. – *Nature* **411**: 653–653.
- COLLEN, B., BÖHM, M., KEMP, R. & BAILLIE, J.E.M. (eds.). (2012): *Spineless: status and trends of the world's invertebrates*. Zoological Society of London, London.
- DASSONVILLE, N., VANDERHOEVEN, S., VANPARYS, V., HAYEZ, M., GRUBER, W. & MEERTS, P. (2008): Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. – *Oecologia* **157**: 131–140.
- DIACON-BOLLI, J., DALANG, T., HOLDEREGGER, R. & BURGI, M. (2012): Heterogeneity fosters biodiversity: Linking history and ecology of dry calcareous grasslands. – *Basic Appl. Ecol.* **13**: 641–653.
- EISENHAUER, N., SCHULZ, W., SCHEU, S. & JOUSSET, A. (2013): Niche dimensionality links biodiversity and invasibility of microbial communities. – *Funct. Ecol.* **27**: 282–288.
- FRIDLEY, J.D., STACHOWICZ, J.J., NAEEM, S., SAX, D.F., SEABLOOM, E.W., SMITH, M.D., STOHLGREN, T.J., TILMAN, D. & VON HOLLE, B. (2007): The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. – *Ecology* **88**: 3–17.
- FRITTS, T.H. & RODDA, G.H. (1998): The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: A case history of Guam. – *Ann. Rev. Ecol. System.* **29**: 113–140.
- GILBERT, B. & LEVINE, J.M. (2013): Plant invasions and extinction debts. – *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **110**: 1744–1749.
- HEGER, T. (2004): Zur Vorhersagbarkeit biologischer Invasionen. Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Analyse der Invasion gebietsfremder Pflanzen. – *Neobiota* **4**: 1–197.
- HEGER, T., SAUL, W.C. & TREPL, L. (2013a): What biological invasions 'are' is a matter of perspective. – *J. Nature Conserv.* **21**: 93–96.
- HEGER, T., PAHL, A.T., BOTTA-DUKÁT, Z., GHERARDI, F., HOPPE, C., HOSTE, I., JAX, K., LINDSTRÖM, L., BOETS, P., HAIDER, S., HOPPE, C., KOLLMANN, J., WITTMANN, M. & JESCHKE, J.M. (2013b): Conceptual frameworks and methods for advancing invasion ecology. – *Ambio* **42**: 527–540.
- HELLMANN, J.J., BYERS, J.E., BIERWAGEN, B.G. & DUKES, J.S. (2008): Five potential consequences of climate change for invasive species. – *Conserv. Biol.* **22**: 534–543.
- HERMANN, J.M., KIEHL, K., KIRMER, A., TISCHEW, S. & KOLLMANN, J. (2013): Renaturierungsökologie im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und neuartigen Ökosystemen. – *Natur Landsch.* **88**: 149–154.

- HOBBS, R.J., HIGGS, E. & HARRIS, J.A. (2009): Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. – *Trends Ecol. Evol.* **24**: 599–605.
- HULME, P.E., BACHER, S., KENIS, M., KLOTZ, S., KÜHN, I., MINCHIN, D., NENTWIG, W., OLENIN, S., PANOV, V., PERGL, J., PYŠEK, P., ROQUES, A., SOL., D., SOLARZ, W. & VILÀ, M. (2008): Grasping at the grasping of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. – *J. Appl. Ecol.* **45**: 403–414.
- IUCN (2011): International Union for Conservation of Nature. – www.iucn.org
- JESCHKE, J.M. (2008): Across islands and continents, mammals are more successful invaders than birds. – *Diversity Distrib.* **14**: 913–916.
- JESCHKE, J.M., GÓMEZ APARICIO, L., HAIDER, S., HEGER, T., LORTIE, C.J., PYŠEK, P. & STRAYER, D.L. (2012): Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining. – *Neobiota* **14**: 1–20.
- JESCHKE, J.M. & STRAYER, D.L. (2005): Invasion success of vertebrates in Europe and North America. – *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **102**: 7198–7202.
- KOLLMANN, J., BRINK-JENSEN, K. & ISERMANN, M. (2010): Invasive Pflanzenarten als Indizien des Klimawandels? Die Situation in Dänemark und Norddeutschland. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Gesell.* **22**: 81–95.
- KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. – 380 S., Ulmer Verlag, Stuttgart.
- KRATOCHWIL, A. & SCHWABE, A. (1991): Gewässer-begleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter Berücksichtigung Südwestdeutschlands. – *NNA-Ber.* **4/1**: 14–27.
- LEGER, E.A. (2008): The adaptive value of remnant native plants in invaded communities: An example from the Great Basin. – *Ecol. Appl.* **18**: 1226–1235.
- MUNZBERGOVA, Z., HADINCOVA, V., WILD, J. & KINDLMANNOVA, J. (2013): Variability in the contribution of different life stages to population growth as a key factor in the invasion success of *Pinus strobus*. – *PLoS ONE* **8**: e56953
- NENTWIG, W. (2007): Biological invasions: why it matters. – In: NENTWIG, W. (Hrsg.) *Biological invasions*. – *Ecological Studies* **193**: 1–6.
- NIELSEN C., HEIMES, C. & KOLLMANN, J. (2008): Little evidence for negative effects of an invasive alien plant on pollinator services. – *Biol. Invasions* **10**: 1353–1363.
- PARKER, I.M., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., GOODELL, K., WONHAM, M., KAREIVA, P.M., WILLIAMSON, M.H., VON HOLLE, B., MOYLE, P.B., BYERS, J.E. & GOLDWASSER, L. (1999): Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. – *Biol. Invasions* **1**: 3–19.
- RICHARDSON, D.M., PYSEK, P., REJMANEK, M., BARBOUR, M.G., PANETTA, F.D. & WEST, C.J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. – *Divers. Distrib.* **6**: 93–107.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group) (2004): *The SER International Primer on Ecological Restoration*. – Society for Ecological Restoration International, Tucson.
- SKOU, A.M.T., TONEATTO, F. & KOLLMANN, J. (2012): Are plant populations in expanding ranges made up of escaped cultivars? The case of *Ilex aquifolium* in Denmark. – *Plant Ecol.* **213**: 1131–1144.
- STOHLGREN, T.J., BARNETT, D., FLATHER, C., FULLER, P., PETERJOHN, B., KARTESZ, J. & MASTER, L.L. (2006): Species richness and patterns of invasion in plants, birds, and fishes in the United States. – *Biol. Invasions* **8**: 427–447.
- SZABO, J.K., KHWAJA, N., GARNETT, S.T. & BUTCHART, S.H.M. (2012): Global patterns and drivers of avian extinctions at the species and subspecies level. – *PLoS ONE* **7**: e47080.
- THIELE, J., KOLLMANN, J., MARKUSSEN, B. & OTTE, A. (2010a) Impact assessment revisited – improving the theoretical basis for management of invasive species. – *Biol. Invasions* **12**: 2025–2035.
- THIELE, J., ISERMANN, M., OTTE, A. & KOLLMANN, J. (2010b): Competitive displacement or biotic resistance? Disentangling relationships between community diversity and invasion success of tall herbs and shrubs. – *J. Veget. Sci.* **21**: 213–220.
- THIELE, J., ISERMANN, M., KOLLMANN, J. & OTTE, A. (2011): Impact scores of invasive plants are biased by disregard of environmental co-variation and non-linearity. – *Neobiota* **10**: 65–79.

- TSCHEULIN, T. & PETANIDOU, T. (2013): The presence of the invasive plant *Solanum elaeagnifolium* deters honeybees and increases pollen limitation in the native co-flowering species *Glauclium flavum*. – *Biol. Invasions* **15**: 385–393.
- VILÀ, M., BASNOU, C., PYSEK, P., JOSEFSSON, M., GENOVESI, P., GOLLASCH, S., NENTWIG, W., OLENIN, S., ROQUES, A., ROY, D., HULME, P.E., ANDRIOPOULOS, P., ARIANOUTSOU, M., AUGUSTIN, S., BACHER, S., BAZOS, I., BRETAGNOLLE, F., CHIRON, F., CLERGEAU, P., COCHARD, P.O., COCQUEMPOT, C., COEUR DACIER, A., DAVID, M., DELIPETROU, P., DESPREZ-LOUSTAU, M.L., DIDZIULIS, V., DORKELD, F., ESSL, F., GALIL, B.S., GASQUEZ, J., GEORGHIOU, K., HEJDA, M., JAROSIK, V., KARK, S., KOKKORIS, I., KUHN, I., LAMBDON, P.W., LOPEZ-VAA-MONDE, C., MARCER, A., MIGEON, A., MCLOUGHLIN, M., MINCHIN, D., NAVAJAS, M., PANOVA, V.E., PASCAL, M., PERGL, J., PERGLOVA, I., PINO, J., POBOLSAJ, K., RABITSCH, W., RASPLUS, J.Y., SAUVARD, D., SCALERA, R., SEDLACEK, O., SHIRLEY, S., WINTER, M., YANNITSAROS, A., YART, A., ZAGATTI, P. & ZIKOS, A. (2010): How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. – *Frontiers Ecol. Environm.* **8**: 135–144.
- VONLANTHEN, P., BITTNER, D., HUDSON, A.G., YOUNG, K.A., MULLER, R., LUNDSGAARD-HANSEN, B., ROY, D., DI PIAZZA, S., LARGIADER, C.R. & SEEHAUSEN, O. (2012): Eutrophication causes speciation reversal in whitefish adaptive radiations. – *Nature* **482**: 357–U1500.
- WALKER, L.R. & SMITH, S.D. (1997): Impacts of invasive plants on community and ecosystem properties. In: LUKEN, J.O., THIERET, J.W. & LUKEN, J.O. (Hrsg.): *Assessment and management of plant invasions*. S. 69–86. – Springer-Verlag, New York.
- WALTHER, G.R., ROQUES, A., HULME, P.E., SYKES, M.T., PYŠEK, P., KÜHN, I., ZOBEL, M., BACHER, S., BOTTA-DUKÁT, Z., BUGMANN, H., CZÚCZ, B., DAUBER, J., HICKLER, T., JAROŠIK, V., KENIS, M., KLOTZ, S., MINCHIN, D., MOORA, M., NENTWIG, W., OTT, J., PANOVA, V.E., REINEKING, B., ROBINET, C., SEMENCHENKO, V., SOLARZ, W., THUILLER, W., VILÀ, M., VOHLAND, K. & SETTELE, J. (2009): Alien species in a warmer world: risks and opportunities. – *Trends Ecol. Evol.* **24**: 686–693.
- WILLIAMSON, M. (1996): *Biological Invasions*.- Chapman & Hall, London.
- WILSON, J.R.U., DORMONTT, E.E., PRENTIS, P.J., LOWE, A.J. & RICHARDSON, D.M. (2009): Biogeographic concepts define invasion biology. – *Trends Ecol. Evol.* **24**: 586–586.
- WINTER, M., SCHWEIGER, O., KLOTZ, S., NENTWIG, W., ANDRIOPOULOS, P., ARIANOUTSOU, M., BASNOU, C., DELIPETROU, P., DIDZIULIS, V., HEJDA, M., HULME, P.E., LAMBDON, P.W., PERGL, J., PYSEK, P., ROY, D.B. & KUHN, I. (2009) Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. – *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **106**: 21721–21725.
- ZAPLATA, M.K., WINTER, S., FISCHER, A., KOLLMANN, J. & ULRICH, W. (2013): Species-driven phases and increasing structure in early-successional plant communities. – *Am. Nat.* **181**: E17–E27.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Johannes Kollmann, Dr. Tina Heger und PD Dr. Jonathan Jeschke, Lehrstuhl für Renaturierungsökologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München, Emil-Ramann-Straße 6, D-85350 Freising

Email: jkollmann@wzw.tum.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft](#)

Jahr/Year: 2013

Band/Volume: [25](#)

Autor(en)/Author(s): Kollmann Johannes, Heger Tina, Jeschke Jonathan

Artikel/Article: [Auswirkungen von Neobiota auf die Biodiversität – eine Frage des Maßstabs, der Artengruppen und ökologischen Mechanismen 123-131](#)