

Invasive Pflanzenarten als Indizien des Klimawandels? Die Situation in Dänemark und Norddeutschland

– Johannes Kollmann & Kasper Brink-Jensen, Kopenhagen, Maike Isermann, Bremen –

Abstract

Invasive alien plants are a significant element of global change with negative effects on biodiversity. Climate change may contribute to the increasing distribution and abundance of invasive species, and these plants may serve as indicators for higher temperatures and changed precipitation patterns. Invasive alien plants are well studied in Denmark and northern Germany. Thus, we used these data to investigate whether or not there is a relationship between climate change and plant invasions in this region. The invasion process is structured in four stages (transport, colonization, establishment, landscape spread) which are determined by geographic, abiotic, biotic and landscape filters. For each of these stages we used some recent research to describe potential climatic effects. The results demonstrate that climate is important for the invasion process, but so far there is little evidence that invasive alien plants can be used as indicators for climate change in Denmark and northern Germany.

1. Einleitung

Biologische Invasionen zählen zu den wesentlichen Gefährdungsursachen der biologischen Vielfalt, und negative Auswirkungen, die für 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, und so sind beispielsweise in Australien, Europa und Nordamerika 57 % der insgesamt 20.722 Neobiota Pflanzen (NENTWIG 2007). Invasive Neophyten verändern das Bestandsklima, die Bodenverhältnisse und das Störungsregime vieler Ökosysteme, sie steigern oft die Produktivität der Pflanzengesellschaften und leiten Sukzessionsprozesse ein, die die Biodiversität lokal verringern (WALKER & SMITH 1997). Dies sind die Hauptgründe für die hohe Aufmerksamkeit, die invasive Pflanzenarten in Verbindung mit dem gegenwärtigen Klimawandel erhalten.

In den vergangenen Jahren ist eine Vielzahl von Publikationen erschienen, die einen korrelativen Zusammenhang zwischen Klimawandel und Pflanzeninvasionen herstellen; einige dieser Studien sind von WALTHER et al. (2009) zusammengestellt worden. Andere Arbeiten haben die gegenwärtige und zukünftige Verbreitung invasiver Arten modelliert (z. B. GRITTI et al. 2006, PETERSON et al. 2008), die konkreten Auswirkungen veränderter Klimafaktoren auf die Populationsdynamik invasiver Arten untersucht (ROSS et al. 2008), oder die Bekämpfung invasiver Arten unter Klimawandel diskutiert (BRADLEY et al. 2009). Unklar ist dagegen, ob und inwieweit sich invasive Pflanzenarten überhaupt als Indikatoren des Klimawandels eignen, da manche Autoren bei invasiven Arten ein im Prinzip ganz ähnliches Verhalten wie bei Indigenen vermuten – sie sind möglicherweise einfach „more of the same“ (THOMPSON et al. 1995).

Wenn wir invasive Pflanzenarten als Indizien des Klimawandels diskutieren, so sind zumindest zwei Voraussetzungen zu erfüllen. Erstens sollte ein direkter oder indirekter Kau-

salzusammenhang zwischen Klimawandel und Pflanzeninvasionen bestehen (Abb. 1). Dabei ist zu bedenken, dass zumindest vier weitere Faktoren biologische Invasionen auslösen können. Zu diesen gehört eine veränderte Landnutzung, die Eutrophierung vieler Habitats, der zunehmende Transport (potenziell) invasiver Arten in Verbindung mit Handel, Verkehr und

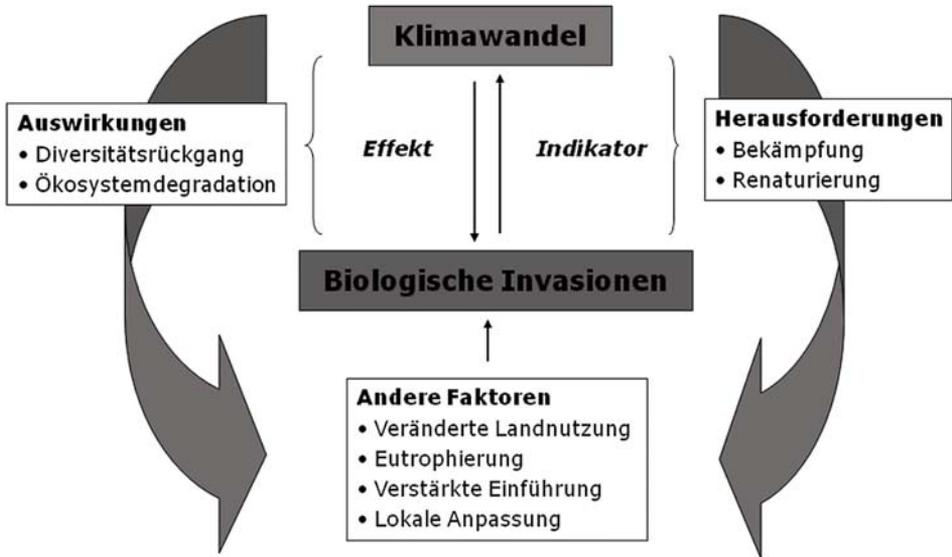


Abb. 1: Postulat eines direkten oder indirekten kausalen Zusammenhangs zwischen Klimawandel und Pflanzeninvasionen.

Reisen (HULME 2009) sowie lokale Anpassung invasiver Arten (HÄNFLING & KOLLMANN 2002). Eine zweite Voraussetzung ist, dass invasive Neophyten stärker vom Klimawandel betroffen sind als indigene Arten. Dies kann sich sowohl in einer relativ raschen Ausweitung des Areals der invasiven Arten äußern, als auch in einem relativ schnellen Rückzug aus Gebieten, die aus klimatischen Gründen ungeeignet werden (BRADLEY et al. 2009). Leider ist die Datengrundlage zu diesen Punkten bisher recht dürftig (POMPE et al. 2009).

Direkte und indirekte Auswirkungen des Klimawandels resultieren in verschiedenen Faktorenkomplexen, wie einer veränderten Länge der Vegetationsperiode, neuen Temperaturschwellen mit Relevanz für Keimung und Blüte sowie veränderten Niederschlagsverhältnissen (ZISKA 2009). Viele dieser Veränderungen wirken sowohl auf indigene Arten als auch auf Neophyten, doch sind (wie oben gefordert) die Mechanismen oder deren Auswirkungen unterschiedlich in beiden Gruppen (THEOHARIDES & DUKES 2007). Der Klimawandel steht zudem in Wechselwirkung mit anderen ökologischen Faktoren, die die Ausbreitung und den Einfluss invasiver Arten verändern, wie beispielsweise dem Störungsregime der Ökosysteme (GRITTI et al. 2006).

Biologische Invasionen verlaufen über vier Stadien – *Transport, Kolonisation, Etablierung* und *Invasion*, die in zahlreichen Studien untersucht und bestätigt worden sind (THEOHARIDES & DUKES 2007). 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, von denen zumindest einige durch Klimawandel beeinflusst werden (RAHEL & OLDEN 2008). Entscheidend für die Auswirkung des Klimawandels ist eine Ver-

änderung des Invasionserfolges, das heißt eine Modifizierung der Barriere von einem Invasionsstadium zum nächsten. Andererseits, im Weiteren aber nicht ausgeführt, kann durch Klimawandel die Verstärkung bestehender und der Aufbau neuer Barrieren erfolgen, die die Ausbreitung bisheriger Problemarten einschränken oder diese gar ganz zurückdrängen (THEOHARIDES & DUKES 2007). Arten, die bislang regional unauffällig waren, könnten somit invasiv werden, während manche invasive Neophyten zurückgehen würden. Gleichzeitig, und zumindest teilweise unabhängig, werden aber auch viele indigene Arten ihre Häufigkeit und Verbreitung verändern.

Der vorliegende Beitrag wird die Frage nicht beantworten können, ob invasive Pflanzenarten als Indikatoren für den Klimawandel zu deuten sind, da die Literatur zu diesem Punkt bisher zu spärlich ist. Das Ziel ist vielmehr ein knapper Überblick über die Thematik anhand eigener Ergebnisse aus Dänemark und Norddeutschland, die (mögliche) klimatische Auswirkungen auf invasive Pflanzenarten zeigen. Wir folgen dabei den oben beschriebenen Stadien des Invasionsprozesses von Neophyten.

2. Neophyten in Dänemark und Norddeutschland

Die Flora von Dänemark ist gut bekannt, und das Vorkommen invasiver Neophyten wird seit einigen Jahren in verschiedenen Projekten untersucht, u. a. im Atlas Flora Danica (HARTVIG 2010) sowie im nationalen NOVANA-Programm (SVENDSEN et al. 2005). Die Nomenklatur unserer Studie richtet sich, wenn nicht anders erwähnt, nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). WIND (2000) notierte für Dänemark 1,2 % der insgesamt 1793 Pflanzenarten als invasive Neophyten. Das ist ein ähnlicher Wert wie in anderen Ländern Mitteleuropas (Polen 1,6 %; Schweiz 1,1 %; Tschechische Republik 1,8 %; PYŠEK et al. 2002, GIGON & WEBER 2005, TOKARSKA-GUZIK 2005), auch wenn die totalen Artenzahlen recht unterschiedlich sind (2943–3800 Pflanzenarten).

Als Grundlage der Untersuchung möglicher Klimaeffekte auf invasive Neophyten in Dänemark haben wir die relative Häufigkeit der Arten auf der Basis der Atlas Flora Danica-Daten untersucht (Tab. 1), wobei mit *Pastinaca sativa* und *Petasites hybridus* zwei Archäophyten eingeschlossen sind, die in jüngster Zeit markante Populationszuwächse zeigen und einheimische Arten zurückdrängen. Die häufigsten invasiven Arten in Dänemark sind *Rosa rugosa*, *Conyza canadensis*, *Cytisus scoparius* cult., *Symphytum x uplandicum* sowie *Heraclium mantegazzianum*. Allerdings ändert sich diese Einschätzung, wenn man die Analyse auf das Auftreten der Arten in naturnahen Vegetationstypen beschränkt, wie zum Beispiel Dünen, Heiden, Laubwäldern, Magerrasen, Mooren, Salzwiesen und Ufervegetation. Hier treten zwar erneut *Rosa rugosa* und *Cytisus scoparius* cult. stark hervor, jedoch gefolgt von *Pinus mugo* ssp. *mugo*, *Petasites japonicus* (Siebold & Zucc.) Maxim und *Prunus serotina*. Seltene invasive Arten könnten solche sein, die höhere Temperatursprüche haben und möglicherweise in Zukunft besonders gefördert werden. Nimmt man den Ellenberg-Indikatorwert T als Anzeiger der Temperatursprüche, gibt es jedoch nur einen schwachen negativen Zusammenhang zwischen Temperaturpräferenz und Häufigkeit der invasiven Pflanzenarten in Dänemark (Kruskal-Wallis-Test: $\chi^2 = 7,41$, $p = 0,06$, $n = 19$ Arten). Kein Zusammenhang wurde gefunden für die Ellenberg-Kontinentalitätszahl sowie Ellenberg-Indikatorzahlen und das Vorkommen der Arten in naturnahen Habitaten. Darüber hinaus muss die relative Häufigkeit in einer nationalen Rasteruntersuchung nicht den (lokalen) Grad der Invasivität beschreiben.

Auf einer lokalen Skala kann unter Berücksichtigung des Deckungsgrades, der besiedelten Flächengröße und der Artenfrequenz eine gute Abschätzung des potenziellen Einflusses invasiver Pflanzenarten gemacht werden. Beispielsweise wurden in Bremen 140 Rasterfelder ver-

Tab. 1: Relative Häufigkeit invasiver Pflanzenarten in Dänemark nach Daten des Projektes Atlas Flora Danica (1991–2007). Alle Vorkommen in 1100 Rasterfeldern wurden untersucht sowie solche in naturnahen Habitaten, das heißt Dünen, Gewässeruferrn, Heiden, Laubwäldern, Magerrasen, Mooren und Salzwiesen (J. Kollmann & C.D. Nielsen, unpubl. Daten).

Invasive Arten	Alle Felder (%)	Naturnahe Habitate (%)
<i>Rosa rugosa</i>	92	36
<i>Conyza canadensis</i>	92	6
<i>Cytisus scoparius</i> cult.	80	32
<i>Symphytum x uplandicum</i>	77	15
<i>Heraclium mantegazzianum</i>	75	23
<i>Fallopia japonica</i>	70	17
<i>Lupinus polyphyllus</i>	69	8
<i>Prunus serotina</i>	59	27
<i>Rubus armeniacus</i>	53	11
<i>Petasites hybridus</i>	51	21
<i>Lamium argentatum</i>	50	22
<i>Pastinaca sativa</i>	50	11
<i>Solidago gigantea</i>	46	17
<i>Solidago canadensis</i>	42	9
<i>Impatiens parviflora</i>	39	27
<i>Spiraea</i> sp.	32	18
<i>Pinus mugo</i> ssp. <i>mugo</i>	29	58
<i>Mahonia aquifolium</i>	25	15
<i>Fallopia sachalinensis</i>	22	14
<i>Impatiens glandulifera</i>	17	27
<i>Sorbaria sorbifolia</i>	15	9
<i>Petasites japonicus</i>	11	35

schiedener Biotoptypen ausgewählt, alle spontan auftretenden Neophyten kartiert sowie Angaben zum Deckungsgrad und zur besiedelten Flächengröße aufgenommen (Tab. 2). Daraus lassen sich die in Bremen zurzeit erfolgreichsten Neophyten identifizieren, eben solche, die alle drei Kriterien erfüllen (z. B. *Fallopia japonica*, *Rubus armeniacus* und *Solidago gigantea*). Weitere (nicht so häufige) Neophyten, aber mit möglicherweise erheblichem ökologischem Einfluss, sind solche mit hohem Deckungsgrad in relativ großen Beständen (*Fallopia bohemica*, *Lycium barbarum*, *Syringa vulgaris*). Arten, die zwar häufig vorkommen und große Flächen besiedeln, jedoch nur mit geringerem Deckungsgrad, führen derzeit vermutlich zu geringeren ökologischen Beeinträchtigungen (*Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*, *Senecio inaequidens*). Da in temperaten Regionen der Invasionserfolg oft durch die Temperatur limitiert ist, könnten diese nachrangigen Arten unter Klimawandel eine größere Bedeutung erlangen.

3. Klimawandel und Transport

Durch anthropogenen Transport überwindet eine Art geographische Barrieren, die durch natürliche Ausbreitung nicht überbrückbar wären. Die Wahrscheinlichkeit in ein neues Gebiet zu gelangen und sich dort anzusiedeln erhöht sich nämlich mit der Anzahl der Ausbreitungseinheiten, die transportiert werden (PYŠEK et al. 2009). Die Ausbreitung vieler Neophyten ist der verwandter indigener Arten überlegen, denn ihre Diasporen gelangen anthropogen wesentlich schneller, häufiger und in größerer Menge in neue Gebiete. Durch den Klimawandel kann sich die derzeitige Transportsituation ändern und zum Auftreten neuer Neophyten in

Tab. 2: Einstufung von Neophyten in Bremen, deren Vorkommen mindestens zwei der folgenden Kriterien erfüllt: Mittlerer Deckungsgrad des jeweiligen Bestandes >45 %, mittlere Flächengröße des Bestandes >50 m² sowie Auftreten in >5 % der untersuchten Rasterfelder (500 x 500 m², n = 140) als auch >5 % der maximalen Anzahl an Populationen einer Art (n = 250). Die Arten sind angeordnet beginnend mit solchen, die allen drei Kategorien entsprechen, geordnet nach absteigender Deckung, dann Flächengröße und schließlich Frequenz. Darauf folgen Arten, die sowohl eine hohe Deckung haben als auch große Flächen besiedeln, aber in <5 % der untersuchten Rasterfelder vorkommen (M. Isermann, unveröff. Daten).

Sippe	Deckung	Fläche	Frequenz
<i>Fallopia japonica</i>	x	x	x
<i>Rubus armeniacus</i>	x	x	x
<i>Solidago gigantea</i>	x	x	x
<i>Rosa rugosa</i>	x	x	x
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	x	x	x
<i>Symphoricarpus albus</i>	x	x	x
<i>Robinia pseudacacia</i>	x	x	x
<i>Fallopia x bohemica</i>	x	x	
<i>Lycium barbarum</i>	x	x	
<i>Syringia vulgaris</i>	x	x	
<i>Spiraea alba</i>	x	x	
<i>Fallopia baldschuanica</i>	x	x	
<i>Cornus sericea</i>	x	x	
<i>Sorbus intermedia</i>	x	x	
<i>Spiraea billardii</i>	x	x	
<i>Fallopia sachalinensis</i>	x	x	
<i>Impatiens glandulifera</i>		x	x
<i>Elodea canadensis</i>		x	x
<i>Impatiens parviflora</i>		x	x
<i>Prunus serotina</i>		x	x
<i>Senecio inaequidens</i>		x	x
<i>Amelanchier lamarckii</i>		x	x
<i>Bidens frondosa</i>		x	x
<i>Epilobium ciliatum</i>		x	x
<i>Oenothera biennis</i> agg.		x	x
<i>Conyza canadensis</i>		x	x

bisher wenig berührten Gebieten führen, da Veränderungen der Handels- und Reisebedingungen zu erwarten sind. Beispielsweise könnte die häufigere Nutzung der Nordostpassage entlang der sibirischen Küste zu einem schnelleren, häufigeren und größeren Eintrag von Ausbreitungseinheiten aus Ostasien führen und den Anteil von Neophyten in Nordeuropa erhöhen. Forschungsaktivitäten und der zunehmende Tourismus in arktischen Regionen führen ebenfalls zu einem Einschleppen invasiver Neophyten in bislang wenig beeinträchtigte Gebiete wie zum Beispiel Grönland oder verschiedene antarktische Inseln (LEE & CHOWN 2009). Günstigere Temperaturen während des Transportes würden hier in Zukunft die Überlebensrate der Diasporen erhöhen.

Klimaveränderungen wirken sich auch auf Landwirtschaft und den Gartenbau aus. Durch die Erwärmung wird Landwirtschaft in neuen Gebieten, z. B. in Grönland, möglich, und führt damit zur bewussten und unbewussten Einbringung neuer Arten. Der Import und die Kultur von Arten aus anderen Regionen erhöhen das Risiko der Entstehung invasiver Neophyten. In diesem Zusammenhang sollte der Anbau neuer Bioenergielieferanten besondere Aufmerksamkeit erhalten (THEOHARIDES & DUKES 2007).

Doch hat bereits in der Vergangenheit die menschliche Besiedlungsgeschichte eine große Rolle für das Auftreten biologischer Invasionen gespielt, was sich in der Unterscheidung von Archäophyten und Neophyten in Europa zeigt, aber auch in der Zusammensetzung der Her-

kunft der Neophyten in anderen Regionen (KOWARIK 2003). Allerdings ist es schwierig, die zukünftige Bevölkerungsverteilung und etwaige Migrationen zu beurteilen, insbesondere für solche Regionen, in denen Klimaveränderung zur Wüstenbildung führen wird.

4. Klimawandel und Kolonisation

Der Klimawandel wird den Invasionserfolg vieler Arten beeinflussen. Es werden sich neue Arten (zumindest episodisch) ansiedeln, für die die bisherigen Klimabedingungen zu ungünstig waren. Neophyten sind in temperaten Regionen insbesondere durch niedrige Temperaturen und die Länge der Vegetationsperiode limitiert, so dass eine Erwärmung die Wahrscheinlichkeit der Etablierung erhöhen wird. Beispielsweise würden Bestände von *Azolla filiculoides* in Norddeutschland durch kalte Winter weniger zurückgedrängt und könnten sich stärker ausbreiten. Neophyten, die bereits kultiviert werden, aber bislang noch nicht in natürlichen Habitaten beobachtet werden, wie das Pampasgras (*Cortaderia selloana* (J.A. & J.H. Schultes) Aschers. & Graebn.) in Deutschland oder *Rosa rugosa* auf den Färöern, könnten verwildern, da die klimatischen Barrieren in diesen Regionen entfallen würden. Möglicherweise kommt es dann auch zum genetischen Austausch mit invasiven Populationen südwestlicher Regionen, die bereits an wärmere Klimabedingungen angepasst sind.

Das Überdauern in einem neuen Gebiet ist vor allem durch die Toleranz gegenüber den gegebenen abiotischen Umweltbedingungen bedingt. Während des Kolonisationsstadiums des Invasionsprozesses betrifft dies zunächst das Makroklima. Es wird angenommen, dass der Kolonisationserfolg umso größer ist, je stärker die Klimabedingungen des Ursprungslandes mit denen des neuen Gebietes übereinstimmen. Bioklimatische Envelope-Modelle, die sowohl die Klimabedingungen als auch die Arteigenschaften berücksichtigen, werden in diesem Zusammenhang genutzt, um potenzielle zukünftige Verbreitungsgebiete darzustellen (GRITTI et al. 2006, OTFINOWSKI et al. 2007), wobei solche Modelle das potenzielle Verbreitungsgebiet oft überschätzen (DORMANN 2007).

Ein regionales Beispiel für die Temperaturbegrenzung des Kolonisationsstadiums ist *Ambrosia artemisiifolia* in Dänemark. Diese nordamerikanische Prärie- und Ruderalpflanze breitet sich zurzeit sehr stark in Europa aus und sie ist gefürchtet wegen der damit verbundenen Pollenallergie (FUMANAL et al. 2007). In unserer Region tritt die Art als Verunreinigung von Vogelfutter auf, das von verschiedenen Produzenten vor allem aus Südost-Europa eingeführt wird. Eigene Untersuchungen der Samenverunreinigung im Dezember 2008 ergaben, dass fünf zufällig ausgewählte Produkte von vier Herstellern 1–239 Diasporen der Art enthalten (S.B. Sørensen & J. Kollmann, unpubl. Daten). Da pro Jahr ca. 16.000 t Vogelfutter in Dänemark eingeführt werden, kann mit ca. 16×10^8 Diasporen von *A. artemisiifolia* gerechnet werden. Die Keimfähigkeit der Samen ist gut (5,5–15,0 %) und unterscheidet sich nur wenig von der verschiedener Wildsammelungen aus Frankreich und der Tschechischen Republik (12,0–28,0 %; S.B. Sørensen & J. Kollmann, unpubl. Daten).

Ambrosia artemisiifolia tritt in Dänemark jedoch bisher nur selten im Freiland auf, und wenn, dann bezeichnenderweise meist unter Vogelfutterplätzen. Wir vermuten, dass bei der Ansiedlung dieser Art bisher eine klimatische Barriere wirksam ist. Daher haben wir die kombinierten Effekte von Temperatur und Feuchte in einer Reihe von Experimenten mit europäischen und nordamerikanischen Provenienzen untersucht (Abb. 2). Für Saatgut aus Frankreich fanden wir ein Temperaturoptimum bei etwa 25 °C, während Material aus Ontario am besten bei 28 °C keimte und die tschechischen Samen bei 31 °C. Alle Provenienzen zeigten optimale Keimung bei einem Wasserpotential von –0,24 MPa, aber auch hier war die maximale Keimung am höchsten bei französischem Material (25–38 %; 95 % Konfidenzintervall) verglichen mit Samen aus der Tschechischen Republik (6–14 %) und Ontario (1–4 %). Ein Ver-

gleich mit den Klimaverhältnissen der drei Regionen könnte die Bedeutung der Ergebnisse in einen größeren (Klimawandelbezogenen) Kontext setzen. Unter Freilandbedingungen in Dänemark sollten die Auswirkung auf den Invasionserfolg in Zusammenhang mit der Herkunft aus verschiedenen Klimaregionen getestet werden.

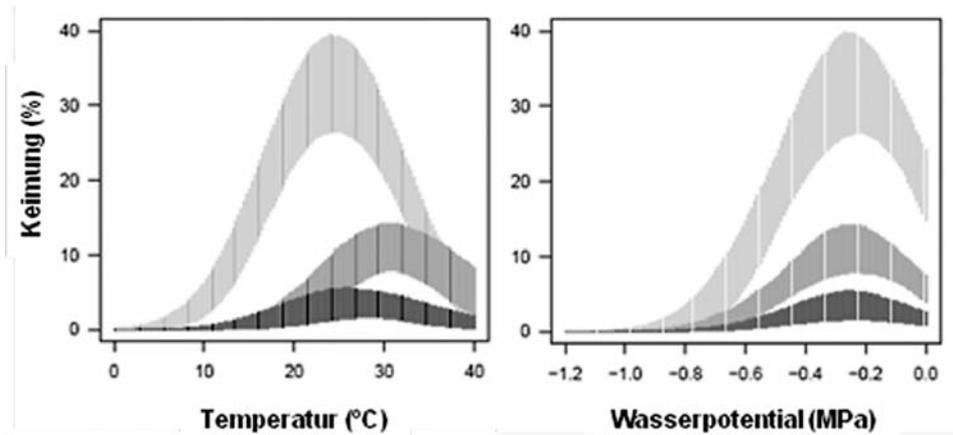


Abb. 2: Effekte von Temperatur und Feuchte auf die Keimung (95 % Konfidenzintervall) von *Ambrosia artemisiifolia* aus Frankreich (hellgrau), der Tschechischen Republik (mittelgrau) und Ontario (schwarz) (K. Brink-Jensen & J. Kollmann, unpubl. Daten).

5. Klimawandel und Naturalisierung

Die bei *Ambrosia artemisiifolia* offenbar noch nicht erfolgte Anpassung an die Klimaverhältnisse in Dänemark, ist in dem Fall bereits etablierter invasiver Neophyten vermutlich schon vollzogen. Die Mechanismen dieser Anpassung haben wir an der einjährigen *Impatiens glandulifera* in einem Transplantationsexperiment über 3–4 Jahre untersucht (KOLLMANN & BAÑUELOS 2004, KOLLMANN et al. 2007). Uns interessierte hierbei, inwieweit die Länge der Vegetationsperiode entlang eines Gradienten von der Schweiz bis nach Nordschweden das Wachstum und die Phänologie der Art beeinflussen könnte. Sprosshöhe und Beginn der Blüte sind bei vielen annuellen Arten gekoppelt, und *I. glandulifera* stellt in der Tat ihr Höhenwachstum nach Blühbeginn ein.

In unseren Versuchen fanden wir eine klinale Variation der Sprosshöhe und des Blühbeginns in Populationen aus neun europäischen Regionen, mit kleinsten Pflanzen und frühester Blüte in den nordeuropäischen Provenienzen (Abb. 3). Wir haben dieses Ergebnis als Anpassung der ostasiatischen Art an die regionalen Klimaverhältnisse in Europa gedeutet, denn bei der kürzeren Vegetationsperiode in Skandinavien haben nur (kleinere) Individuen mit frühzeitiger Blüte genügend Zeit bis zur Samenreife. Umgekehrt würden kleinwüchsige (und frühblühende) Pflanzen in Mitteleuropa von größeren Individuen auskonkurriert. Dies ist ein deutliches Beispiel der Anpassung eines invasiven Neophyten an die klimatischen Gegebenheiten des neu besiedelten Areals. Umgekehrt ist zu erwarten, dass diese Art, die in unserer Region immer noch vergleichsweise selten ist (vgl. Tab. 1, 2), vom Klimawandel und damit einer Ausweitung der Vegetationsperiode profitieren sollte (BEERLING 1993).

Neophyten können sich veränderten abiotischen Bedingungen vermutlich schneller anpassen als indigene Arten und damit die Konkurrenzkraft durch effektivere Nischennutzung erhöhen, da sie oftmals eine breitere Klima-Amplitude, insgesamt eine größere phänotypische Plastizität und eine stärkere genotypische Variabilität aufweisen (BARRETT 2000). Phänoty-

pische Plastizität sowie Übereinstimmung der fundamentalen Nische mit den gegebenen abiotischen Bedingungen setzen den physiologischen Stress herab und könnten beispielsweise phänologische Veränderungen wie einen schnelleren Blattaustrieb der Neophyten bedingen.

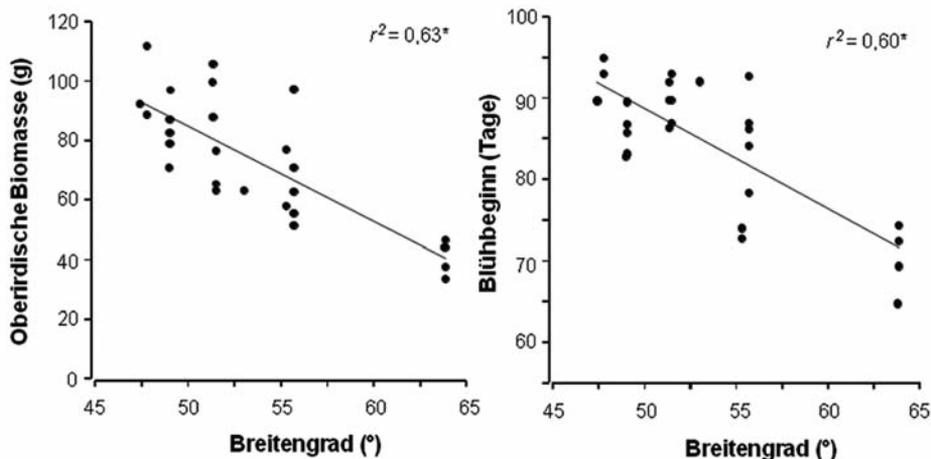


Abb. 3: Klinale Variation von Sprosshöhe und Blühbeginn der invasiven *Impatiens glandulifera* in Europa. Transplantationsexperiment mit neun europäischen Provenienzen in Kopenhagen (nach KOLLMANN & BAÑUELOS 2004).

Verstärkte Biomasseproduktion wiederum würde die effektivere Nutzung vorhandener Ressourcen ermöglichen. Höhere genotypische Variabilität, zudem oftmals verbunden mit der Herkunft aus verschiedenen Ursprungsgebieten, wird die evolutionäre Anpassung der Neophyten im Vergleich zu Indigenen beschleunigen.

Durch den Klimawandel würde auch die Verzögerungsphase („lag phase“) bereits etablierter Arten verändert werden, wobei verschiedene Faktoren eine Rolle spielen (PYŠEK & HULME 2005), und bereits etablierte Arten könnten dadurch invasiv werden. Beispielsweise würde eine längere Vegetationsperiode auch zur Erhöhung der Samenproduktion führen und anderen Arten die Produktion von Samen überhaupt erst ermöglichen.

6. Klimawandel und Etablierung

Die regionale Etablierung potenziell invasiver Arten ist vor allem von der Bewältigung biotischer Barrieren abhängig (HELLMANN et al. 2008). Dazu zählen die Integration des Neophyten in die Bestäuber-Biozönose des neuen Areals sowie passende Ausbreitungsvektoren. Mutualistische Effekte sind durch die Einbringung und das Überleben geeigneter Bestäuber aus dem Ursprungsgebiet zu erwarten, so dass sich Pflanzenarten, die sich insbesondere am Rande ihres durch Temperatur limitierten Verbreitungsgebietes bislang nur vegetativ, nun auch generativ vermehren. Dies würde die Menge der Ausbreitungseinheiten wesentlich erhöhen und dadurch den Invasionserfolg verstärken.

Klimawandel führt aber auch zu einer Verschiebung der Verbreitungsgebiete von Parasiten und anderen Antagonisten. Schadinsekten, die im Ursprungsgebiet des Neophyten vorkommen, könnten sich im neuen Gebiet ansiedeln, so dass Neophyten in ihrer Ausbreitung geschwächt werden, die Enemy-Release-Hypothese (s. KOWARIK 2003) also nicht mehr zutreffen würde. Andererseits besteht auch die Möglichkeit, dass die neuen Prädatoren die Konkurrenzkraft indigener Pflanzenarten herabsetzen.

Eine weitere Folge des Klimawandels ist, dass sich die Konkurrenzverhältnisse zwischen indigenen und neophytischen Arten infolge Ressourcenverschiebung verändern. Die Konkurrenzkraft verschiedener Arten wird direkt durch einen höheren CO₂-Gehalt verstärkt. Experimentell konnte eine höhere Biomasseproduktion sowie ein größeres C:N-Verhältnis z. B. bei *Bromus tectorum* nachgewiesen werden (ZISKA & GEORGE 2004). Die CO₂-Erhöhung fördert generell C3-Pflanzen, hingegen sind die Auswirkungen auf C4-Pflanzen sehr unterschiedlich (WELTZIN et al. 2003). Insgesamt besteht jedoch die Annahme, dass schnellwachsende und stickstofffixierende C3-Pflanzen von der CO₂-Erhöhung profitieren (DUKES 2000). Eine effektivere Wassernutzung, u. a. durch die Erhöhung des CO₂-Gehaltes, wird sich vor allem in ariden Regionen auf den Invasionsprozess auswirken, könnte aber auch die Ausbreitung von Gehölzen in temperaten Gebieten fördern (DUKES 2000).

Verschiebung der Ressourcenverfügbarkeit, beispielsweise durch Veränderung des Niederschlags oder der Temperatur, könnte schnell ausbreitenden Arten einen Konkurrenzvorteil verschaffen, wenn indigene Arten die vorhandenen Ressourcen weniger effektiv nutzen. Die Ausbreitung invasiver Arten könnte zudem in Gebieten mit zukünftig stärkeren saisonalen Schwankungen gefördert werden, da diese Arten meist besser an Störungssituationen angepasst sind.

7. Klimawandel und Invasion

Das Invasionsstadium eines Neophyten ist mit der Entwicklung individuenreicher Populationen und effektiver Fernausbreitung verbunden. Dabei sind regionale Barrieren zu überwinden, die oft mit Landschaftsmerkmalen und Ausbreitungskorridoren zusammenhängen (HELLMANN et al. 2008). Der Klimawandel kann regionale Vegetationstypen (und damit die Landschaftskonfiguration) ändern und so gegebenenfalls das Auftreten invasiver Neophyten fördern.

Im Allgemeinen verfügen Gebiete mit hoher Landschaftsheterogenität über eine höhere Anzahl verschiedenartiger Habitate, die sich in einer hohen Diversität indigener Arten und oftmals auch Neophyten widerspiegelt (PYŠEK et al. 2009). Dies trifft auch für Dänemark zu, wo die Diversität invasiver Neophyten mit der einheimischer Arten positiv korreliert ist (Pearson Korrelation: $r^2 = 0,62$, $p < 0,05$; Abb. 4). Die nationale Verbreitung vieler invasiver Neophyten weist ein ähnliches Bild wie die Verbreitung aller Pflanzenarten auf, das heißt eine stärkere Häufigkeit auf den Jungmoränenböden Ostjütlands und der großen Ostseeinseln (KOLLMANN et al. 2010). Darüber hinaus treten die meisten invasiven Neophyten gehäuft in und im Umfeld von Städten auf. Ausnahmen sind *Prunus serotina* und *Pinus mugo* ssp. *mugo*, die besonders häufig auf sandigen Böden in den spärlich besiedelten Regionen West- und Mitteljütlands gefunden werden, oft in Dünengebieten, Heiden oder lichten Eichen-Birkenwäldchen.

Für *Heracleum mantegazzianum* haben wir eine nationale und lokale Modellierung mit dem Ziel durchgeführt, die für das Vorkommen der Art entscheidenden Faktoren zu identifizieren (NIELSEN et al. 2008). Eine logistische Regression zeigte eine Korrelation der Art mit hoher Bevölkerungsdichte (die mit der Frequenz der Ausbreitungseinheiten zusammenhängen dürfte), mit lehmigen Bodentypen sowie längerer Frostperiode und tieferen Durchschnittstemperaturen, die für die Stratifikation der Samen notwendig sind (PYŠEK et al. 2007). Bei lokaler Modellierung fanden wir ebenfalls eine positive Korrelation mit der Bevölkerungsdichte in Nordwestjütland (NIELSEN et al. 2008). Darüber hinaus waren auf dieser Skala aber zwei Faktoren signifikant, die die landschaftliche Ausbreitung der Art entlang von Fließgewässern andeuten, nämlich das Vorkommen der Art in benachbarten Rasterfeldern sowie auf alluvialen Sandablagerungen.

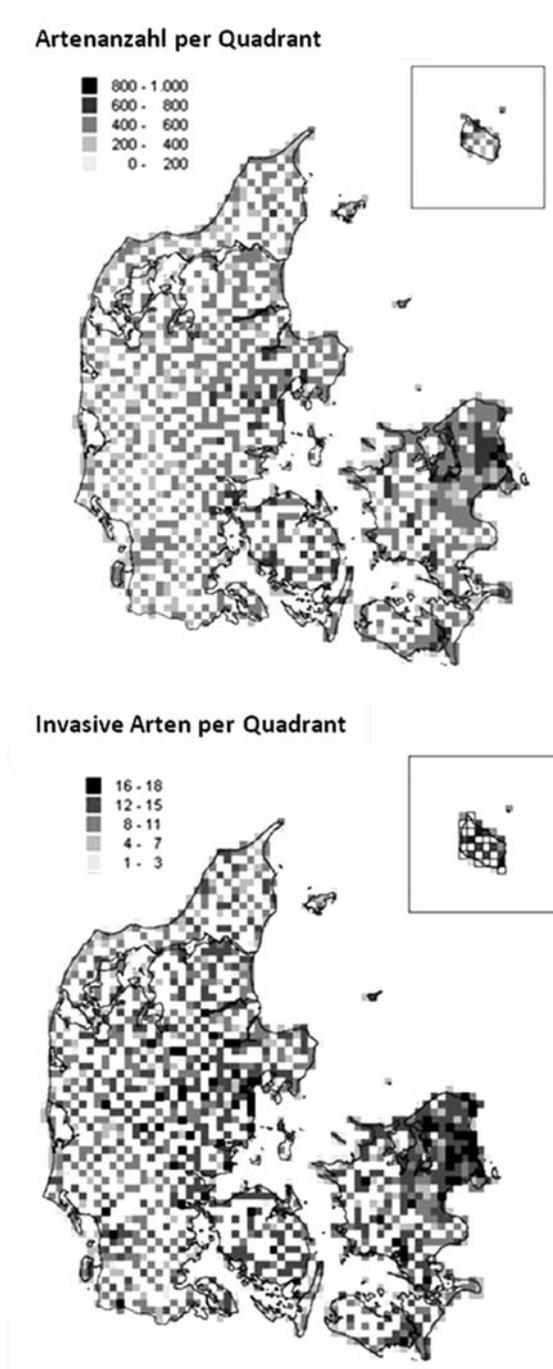


Abb. 4: Regionale Unterschiede der Biodiversität aller Pflanzenarten und die invasiver Neophyten in Dänemark. Die Verbreitung der beiden Artengruppen ist positiv korreliert (Pearson Korrelation: $r^2 = 0,62$, $p < 0,05$; 1179 Quadranten, $5 \times 5 \text{ km}^2$, 1991–2007; J. Kollmann & C.D. Nielsen, unpubl. Daten).

Interessant ist, dass für *Heracleum mantegazzianum* keine Faktoren gefunden wurden, die sich mit dem anlaufenden Klimawandel in Verbindung bringen lassen. Eher umgekehrt ist mit einer Abnahme dieser Problemart in Dänemark zu rechnen, wenn die Temperaturen steigen und (zumindest im Sommer) die Niederschläge abnehmen (DMI 2010). Auch für die Verbreitung der anderen von uns untersuchten invasiven Neophyten zeichnet sich kein positiver Zusammenhang mit einem Temperaturgradienten in Dänemark ab. Daher können diese Arten zumindest in unserer Region nicht als Indikatoren des Klimawandels verwendet werden. Als Indikatoren könnten allerdings solche Arten dienen, die in wärmeren Regionen bereits invasiv sind, aber in unserem Gebiet nur wenig oder noch nicht vorkommen.

Eine Ausnahme stellt möglicherweise *Rosa rugosa* dar. Dies ist der häufigste invasive Neophyt in Dänemark (und eine sehr häufige Art in Norddeutschland) mit negativen Effekten auf die Biodiversität unserer Küsten (ISERMANN 2008, JØRGENSEN & KOLLMANN 2009, THIELE et al. 2009, 2010). Obwohl diese Art bereits in allen Regionen Dänemarks vorkommt, fanden wir eine signifikante Zunahme in küstennahen Dauerflächen des NOVANA-Programmes im Zeitraum 2004–2007 (DAMGAARD et al. 2010). Auch wenn der klonale Zuwachs der Art keinen Zusammenhang mit klimatischen Faktoren aufzuweist (KOLLMANN et al. 2009), könnte die regionale Ausbreitung und Etablierung der Art, insbesondere weiter nordwärts, durch den Klimawandel gefördert werden.

Tab. 3: Höhere Temperaturpräferenzen von in Mecklenburg-Vorpommern indigenen Arten, deren Invasion in den USA mit Schäden verbunden ist, verglichen mit solchen, die als nicht-invasiv eingestuft werden. Ellenberg-Zeigerwerte wurden wie folgt zusammengefasst: T 2–3, kalt; T 4–6, mittel; 7–9, warm. Ein größeres Verhältnis der beiden Werte deutet auf die Förderung der in den USA stark invasiven gebietsfremden Arten durch höhere Temperaturen hin, aber auch darauf, dass nicht-invasive Arten eher unter kälteren Bedingungen vorkommen ($\text{Chi}^2 = 2,49$; $P = 0,019$; M. Isermann, unveröff. Daten).

Temperaturbedingungen	Kalt	mittel	warm
<i>Nicht-invasive gebietsfremde Arten</i>			
Beobachtet	10	839	151
Erwartet	9	836	155
<i>Stark invasive gebietsfremde Arten</i>			
Beobachtet	0	86	21
Erwartet	1	89	17
<i>Verhältnis beobachtet/erwartet</i>			
nicht-invasive gebietsfremde Arten	1,11	1,00	0,97
stark invasive gebietsfremde Arten	0,00	0,96	1,26

Zusammenhänge zwischen Invasionserfolg und Temperatur können durch den Vergleich der Vegetation im ursprünglichen mit dem neuen Verbreitungsgebiet ermittelt werden (Tab. 3). Der Frage nachgehend, welche Arten hinsichtlich ihrer Klimaansprüche in ihrem neuen Verbreitungsgebiet invasiv sind, wurde das Vorkommen im Ursprungsgebiet (Mitteleuropa) mit dem im neuen Gebiet (USA) verglichen. Grundlage der Berechnungen für das Ursprungsgebiet war die Vegetationsdatenbank Mecklenburg-Vorpommerns (BERG et al. 2001) mit Steigtigkeitsangaben der Arten in den verschiedenen Pflanzengesellschaften. Für das neue Gebiet diente u. a. die USDA-Datenbank als Datenquelle zur Ermittlung der Verbreitung in den USA sowie zur Einstufung der Verursachung ökologischer oder ökonomischer Schäden. Zur Einstufung der Klimabedingungen wurden die Ellenberg-Zeigerwerte verwendet (ELLENBERG et al. 1991); statistische Auswertung mit Kreuztabellen und Chi^2 -Tests. Das Verhältnis von beobachteten zu erwarteten Werten ist zur deutlicheren Darstellung gewählt worden. Der Invasionserfolg in den USA von Arten mit höheren Temperaturansprüchen ist größer als von

Arten, die kältere Temperaturen bevorzugen (Tab. 3). Der Invasionserfolg steigt also in den verglichenen Gebieten mit den Temperaturansprüchen der Arten. Dies weist darauf hin, dass bei zunehmender Klimaerwärmung in temperaten Regionen wärmeliebende Arten im Vorteil sind und sich noch stärker ausbreiten können.

8. Schlussfolgerungen

Es werden infolge der globalen Erwärmung Verschiebungen der Verbreitungsgrenzen vieler Pflanzenarten erwartet. Neophyten sind hier gegenüber indigenen Arten wahrscheinlich im Vorteil, da ihre Ausbreitungseinheiten häufiger in neue Gebiete eingebracht werden und sich somit schneller in diesen Gebieten ansiedeln können, bevor indigene Arten durch langsamer fortschreitende Ausbreitung das Gebiet erreichen.

Durch sich ändernde Umweltbedingungen, veränderte Ressourcenverfügbarkeit und damit möglicherweise freiwerdende Nischen, können Neophyten aufgrund ihres höheren „propagule pressures“ und der größeren phänotypischen Plastizität schneller und erfolgreicher als Indigene in die neuen Lebensräumen eindringen. Insbesondere bei zunehmendem Störungsregime, beispielsweise unter extremen Wetterereignissen, saisonal stärkeren Schwankungen und unregelmäßigen Trocken- und Feuchteperioden haben viele Neophyten eine höhere Fitness, da sie im Gegensatz zu den Indigenen Störungsstandorte besser tolerieren und somit einen deutlichen Konkurrenzvorteil haben (BARRETT 2000).

Zusammenfassung

Invasive Neophyten sind wesentliche Elemente des globalen Wandels mit negativen Auswirkungen auf die lokale Biodiversität. Der Klimawandel trägt zur zunehmenden Verbreitung und Häufigkeit invasiver Arten bei, und daher könnten diese als Indikatoren für steigende Temperaturen und veränderte Niederschlagsverhältnisse dienen. Invasive Neophyten sind in Dänemark und Norddeutschland gut untersucht. Daher haben wir geprüft, ob es bereits einen Zusammenhang zwischen dem anlaufenden Klimawandel und den Pflanzeninvasionen in diesen Regionen gibt. Der Invasionsprozess gliedert sich in vier Stadien (Transport, Kolonisation, Etablierung, Landschaftsausbreitung), die durch geographische, abiotische, biotische und landschaftliche Filter bestimmt werden. Für jedes dieser Stadien ziehen wir eigene Ergebnisse heran, um potenzielle Klimaeffekte zu untersuchen. Es zeigt sich, dass das Klima für den Invasionsprozess wichtig ist, allerdings gibt es bisher wenige Hinweise darauf, dass invasive Neophyten als Indikatoren für den Klimawandel in Dänemark und Norddeutschland genutzt werden können.

Danksagung

Die Untersuchungen, auf denen die vorliegende Arbeit fußt, wäre nicht zustande gekommen ohne das Interesse und die Unterstützung einer Reihe dänischer (Prof. Christian Damgaard, Dr. Per Hartvig, Dr. Charlotte Nielsen, Dr. Jan Thiele) und Bremer Kollegen (Dr. Frank Hellberg, Dr. Josef Müller, Dr. Burghard Wittig) sowie der Mithilfe engagierter Studierender (Martin Fischer, Allan H. Jensen, Rasmus H. Jørgensen, Jakob S. Roelsgaard, Sabine B. Sørensen, Emer Walker, Wibke Wille). Finanzielle Unterstützung wurde gewährt durch Aage V. Jensens Fonde, Augustinus Fond, NordForsk, die Universität Kopenhagen sowie den Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa Bremen. Wir danken Prof. Rüdiger Wittig für hilfreiche Anmerkungen zur Verbesserung der Arbeit.

Literatur

- BARRETT, S.C.H. (2000): Microevolutionary influences of global changes on plant invasions. In: MOONEY, H.A. & HOBBS, R.J. (Hrsg.) Invasive species in a changing world, S. 115–139. – Island Press, Covelo.
- BEERLING, D.J. (1993): The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in North-West Europe. – J. Biogeogr. **20**: 45–53.
- BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A. (2001) (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Tabellenband. – 341 S., Weissdorn-Verlag, Jena.
- BRADLEY, B.A., OPPENHEIMER, M. & WILCOVE, D.S. (2009): Climate change and plant invasions: restoration opportunities ahead? – Global Change Biol. **15**: 1511–1521.
- DAMGAARD, C., NYGAARD, B., EJRNES, R. & J. KOLLMANN (2010): State-space modelling indicates rapid invasion of an alien shrub in coastal dunes. – J. Coastal Res. DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-09-00132.1
- DMI, Danmarks Meteorologiske Institut (2010): Fremtidens klima. http://www.dmi.dk/dmi/index/klima/fremtidens_klima-2.htm
- DORMANN, C.F. (2007): Promising the future? Global change projections of species distributions. – Basic Appl. Ecol. **8**: 387–397.
- DUKES, J.S. (2000): Will the increasing atmospheric CO₂ concentration affect the success of invasive species? In: MOONEY, H.A. & HOBBS, R.J. (Hrsg.) Invasive species in a changing world, S. 95–113. – Island Press, Washington.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER W. & PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 248 S., Erich Goltze, Göttingen.
- FUMANAL, B., CHAUVEL, B. & BRETAGNOLLE, F. (2007): Estimation of pollen and seed production of common ragweed in France. – Annals Agricult. Environm. Medicine **14**: 233–236.
- GIGON, A. & WEBER, E. (2005): Invasive Neophyten in der Schweiz: Lagebericht und Handlungsbedarf. – 40 S., BUWAL, Bern.
- GRITTI, E.S., SMITH, B. & SYKES, M.T. (2006): Vulnerability of Mediterranean basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species. – J. Biogeogr. **33**: 145–157.
- HARTVIG, P. (2010): Atlas Flora Danica – statusrapport for 2009. – Urt **34**: 45–46.
- HÄNFLING, B. & KOLLMANN, J. (2002): An evolutionary perspective of biological invasions. – Trends Ecol. Evol. **17**: 545–546.
- 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.
- HULME, P.E. (2009): Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. – J. Appl. Ecol. **46**: 10–18.
- ISERMANN, M. (2008): Expansion of *Rosa rugosa* and *Hippophaë rhamnoides* in coastal grey dunes: Effects at different spatial scales. – Flora **203**: 273–280.
- JØRGENSEN, R.H. & KOLLMANN, J. (2009): Invasion of coastal dunes by the alien shrub *Rosa rugosa* is associated with roads, tracks and houses. – Flora **204**: 289–297.
- KOLLMANN, J. & BAÑUELOS, M.J. (2004): Latitudinal trends in growth and phenology of the invasive alien plant *Impatiens glandulifera* (Balsaminaceae). – Divers. Distrib. **10**: 377–385.
- KOLLMANN, J., BAÑUELOS, M.J. & NIELSEN, S.L. (2007): Effects of virus infection on growth of the invasive alien *Impatiens glandulifera*. – Preslia **79**: 33–44.
- KOLLMANN, J., JØRGENSEN, R.H., ROELSGAARD, J. & SKOV-PETERSEN, H. (2009): Establishment and clonal spread of the alien shrub *Rosa rugosa* in coastal dunes – A method for reconstructing and predicting invasion patterns. – Landscape Urban Plann. **93**: 194–200.
- KOLLMANN, J., ROELSGAARD, J.S., FISCHER, M. & NIELSEN, C.D. (2010): Invasive plantearter i Danmark. – Samfundslitteratur, Frederiksberg.
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. – 380 S., Ulmer Verlag, Stuttgart.
- LEE, J.E. & CHOWN, S.L. (2009): Breaching the dispersal barrier to invasion: quantification and management. – Ecol. Appl. **19**: 1944–1959.
- NENTWIG, W. (2007): Biological invasions: why it matters. In: NENTWIG, W. (Hrsg.) Biological invasions. Ecological Studies **193**: 1–6. – Springer-Verlag, Berlin.
- NIELSEN, C., HARTVIG, P. & KOLLMANN, J. (2008): Predicting the distribution of the invasive alien

- Heracleum mantegazzianum* at two different spatial scales. – Divers. Distrib. **14**: 307–317.
- OTFINOWSKI, R., KENKEL, N.C., DIXON, P. & WILMSHURST, J.F. (2007): Integrating climate and trait models to predict the invasiveness of exotic plants in Canada's Riding Mountain National Park. – Can. J. Plant Sci. **87**: 1001–1012.
- PETERSON, A.T., STEWARD, A., MOHAMED, K.I. & ARAÚJO, M.B. (2008): Shifting global invasive potential of European plants with climate change. – PLoS ONE **3**: 1–7.
- POMPE S., BERGER, S., WALTHER, G.R., BADECK F., HANSPACH, J., SATTLER, S., KLOTZ, S. & KÜHN, I. (2009): Mögliche Konsequenzen des Klimawandels für Pflanzenareale in Deutschland. – Natur Landschaft **84**: 1–7.
- PYŠEK, P. & HULME, P.H. (2005): Spatio-temporal dynamics of plant invasions: Linking pattern to process. – Ecoscience **12**: 302–315.
- PYŠEK, P., SÁDLO, J. & MANDÁK, B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. – Preslia **74**: 97–186.
- PYŠEK, P., COCK, M.J.W., NENTWIG, W. & RAVN, H.P. (2007): Ecology and management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). – 352 S., CABI, Wallingford.
- PYŠEK, P., JAROŠÍK, V., PERGL, J., RANDALL, R., CHYTRÝ, M., KÜHN, I., TICHÝ, L., DANIHELKA, J., CHRTEK jun., J., & SÁDLO, J. (2009): The global invasion success of Central European plants is related to distribution characteristics in their native range and species traits. – Divers. Distrib. **15**: 891–903.
- RAHEL, F.J. & OLDEN, J.D. (2008): Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. – Conserv. Biol. **22**: 521–533.
- ROSS, L.C., LAMBON, P.W. & HULME, P.H. (2008): Disentangling the roles of climate, propagule pressure and land use on the current and potential elevational distribution of the invasive weed *Oxalis pes-caprae* L. on Crete. – Perspect. Ecol. Evol. System. **10**: 251–258.
- SVENDSEN, L.M., BIJL, L. VAN DER, BOUTRUP, S. & NORUP, B. (eds.) (2005): NOVANA. National monitoring and assessment programme for the aquatic and terrestrial environments. Programme description. Part 2. – Silkeborg, Denmark: National Environmental Research Institute, NERI Technical Report **537**: 1–138. <http://www.dmu.dk/International/Monitoring/NOVANA>
- THEOHARIDES, A.K. & DUKES, J.S. (2007): Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. – New Phytol. **176**: 256–273.
- THIELE, J., KOLLMANN, J. & ANDERSEN, U.R. (2009): Ecological and socioeconomic correlates of plant invasions in Denmark: the utility of environmental assessment data. – Ambio **38**: 89–94.
- THIELE, J., ISERMANN, M., OTTE, A. & KOLLMANN, J. (2010): Competitive displacement or biotic resistance? Disentangling relationships between community diversity and invasion success of tall herbs and shrubs. – J. Veget. Sci. **21**: 213–220.
- THOMPSON, K., HODGSON, J.G. & RICH, T.C.G. (1995): Native and alien invasive plants: More of the same? – Ecography **18**: 390–402.
- TOKARSKA-GUZIŁ, B. (2005): Invasive ability of kenophytes occurring in Poland: a tentative assessment. In: NENTWIG, W., BACHER, S., COCK, M.J.W., DIETZ, H., GIGON, A. & WITTENBERG, R. (Hrsg.) Biological invasions – from ecology to control. Neobiota **6**: 47–65. – Technische Universität Berlin, Berlin.
- WALKER, L.R. & SMITH, S.D. (1997): Impacts of invasive plants on community and ecosystem properties. In: LUKEN, J.O., THERET, 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., JAROŠÍK, V., KENIS, M., KLOTZ, S., MINCHIN, D., MOORA, M., NENTWIG, W., OTT, J., PANOV, V.E., REINEKING, B., ROBINET, C., SEMENCHENKO, V., SOLARZ, W., THUILLER, W., VILÁ, M., VOHLAND, K. & SETTELE, J. (2009): Alien species in a warmer world: risks and opportunities. – Trends Ecol. Evol. **24**: 686–693.
- WELTZIN, J.F., BELOTE, R.T. & SANDERS, N.J. (2003): Biological invaders in a greenhouse world: will elevated CO₂ fuel plant invasions? – Front. Ecol. Environ. **1**: 146–153.
- WIND, P. (2000): Mangfoldigheden i den danske flora. – Urt **24**: 131–145.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – 765 S., Bundesamt für Naturschutz, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- ZISKA, L.H. (2009): Invasive weeds and climate change: Threats and consequences. In: DARBYSHIRE,

- S.J. & PRASAD, R. (Hrsg.) Proceedings of the Weeds across Borders Conference 2008, Banff, Alberta. S. 226–234. – Invasive Plants Council, Lethbridge, Alberta.
- ZISKA, L.H. & GEORGE, K. (2004): Rising carbon dioxide and invasive, noxious plants: potential threats and consequences. – *World Resource Review* **16**: 427–447.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Johannes Kollmann und Kasper Brink-Jensen, Institut für Landwirtschaft und Ökologie, Universität Kopenhagen, Rolighedsvej 21, 1958 Frederiksberg C, Dänemark; email: jkollmann@wzw.tum.de

(ab September 2010: Lehrstuhl für Renaturierungsökologie, Technische Universität München, 85350 Freising)

Dr. Maike Isermann, Institut für Ökologie, Universität Bremen, Leobener Straße, 28359 Bremen

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2010

Band/Volume: [22](#)

Autor(en)/Author(s): Kollmann Johannes, Brink-Jensen Kasper, Isermann
Maïke

Artikel/Article: [Invasive Pflanzenarten als Indizien des Klimawandels? Die Situation in Dänemark und Norddeutschland 81-95](#)