



LEUPHANA
UNIVERSITÄT LÜNEBURG

Bachelor-Thesis

Auswirkungen von Baumartendiversität und Herbivorie auf pflanzenpathogene Pilze in Abhängigkeit eines experimentellen Diversitätsgradienten im subtropischen China

Verfasser:	Levin Freitag
Major:	Umweltwissenschaften
Universität:	Leuphana Universität Lüneburg
Institut:	Institut für Ökologie
Erstprüfer:	Dr. Andreas Schuldt
Zweitprüfer:	Prof. Dr. Thorsten Aßmann
Abgabedatum:	22.07.2015

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	S. 4
Einleitung	S. 5
Methoden	S. 8
Projektdesign und Versuchsfläche	S. 8
Datenaufnahme	S. 12
Erklärende Variablen	S. 14
Statistische Auswertung der Daten	S. 14
Ergebnisse	S. 15
Hauptexperiment	S. 15
Bef-Mod Experiment	S. 16
Diskussion	S. 17
Hauptexperiment	S. 17
BEF-Mod Experiment	S. 20
Schlussfolgerung	S. 22
Literaturverzeichnis	S. 24
Eidesstattliche Erklärung	S. 30

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Topografie und Plotverteilung auf Fläche A und Fläche B (Bruehlheide et al. 2014)	S. 9
Abbildung 2:	Auswahl der Artgemeinschaft im randomisierten Aussterbeszenario (Bruehlheide et al. 2014)	S. 10
Abbildung 3:	Auswahl der Artgemeinschaften im Nicht-randomisierten-Aussterbeszenario (Bruehlheide et al. 2014)	S. 11
Abbildung 4:	Beispiel für Blattschädigung: Blatt von <i>Cinnamomum camphora</i> mit nekrotischem Pathogenschaden (a) und durch Fraß entstandener Herbivorieschaden (b)	S. 13
Abbildung 5:	Zusammenhang von Pathogenbefall und Baumartenvielfalt auf Fläche A und der Pathogenbefall auf den verschiedenen Bef-Mod Treatments von Fläche A und B	S. 15
Abbildung 6:	Getrennte Auswertung des Pathogenbefalls der einzelnen Bef-Mod Treatments auf Fläche A und Fläche B	S. 16

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht über die Anzahl und Aufteilung der einzelnen Plots (Bruehlheide et al. 2014)	S. 12
Tabelle 2:	Modell für Pathogenschaden auf Fläche A mit Schätzung, Standard Error, t- und P-Werten	S. 15
Tabelle 3:	Mixed-effects-Modell für den Pathogenschaden im Bef-Mod-Experiment	S. 16

Zusammenfassung

Biodiversität spielt eine große Rolle für das Funktionieren von Ökosystemen. Als überaus diverse Gruppen sind pathogene Blattpilze und herbivore Insekten in diesem Zusammenhang von besonderer Bedeutung. Viele Studien haben sich mit den Effekten von Pathogenen oder Herbivoren auf Pflanzendiversität beschäftigt. Inwieweit Pathogene und Herbivore sich gegenseitig in Abhängigkeit unterschiedlicher Diversitätslevel beeinflussen, ist jedoch noch weitgehend unerforscht. Die vorliegende Arbeit befasst sich mit den Auswirkungen von Herbivorie und Pflanzendiversität auf pathogene Blattpilze entlang eines Diversitätsgradienten in einem großflächigen Baumexperiment im subtropischen China. Es hat sich gezeigt, dass starke Herbivorie und erhöhte Pflanzendiversität sich einzeln und in Kombination positiv auf den Pathogenbefall auswirken. In einem Zusatzexperiment, bei dem Herbivore durch Insektizide reduziert wurden, zeigte sich außerdem, dass verminderte Herbivorie den Pathogenbefall ebenfalls erhöhen kann. Eine Erklärung für die Ergebnisse ist möglicherweise darin zu finden, dass Herbivore durch ihre Fraß- und Saugtätigkeit Blattschäden verursachen, wodurch Pathogene die Pflanze leichter infizieren können. Ebenso kann hohe Pflanzendiversität in einem vielfältigeren Nahrungsangebot für generalistisch lebende Pathogene resultieren, was ein Vorteil sein und den erhöhten Befall erklären könnte. Außerdem löst der Befall durch Herbivore bei Pflanzen Abwehrreaktionen aus, die sich ebenfalls negativ auf Pathogene auswirken können. Die Abwesenheit von Herbivoren und einer bereits induzierten Pflanzenabwehr könnte sich so ebenfalls positiv für Pathogene erweisen. Die Ergebnisse dieser Studie verdeutlichen möglicherweise, dass Generalisten und Spezialisten unterschiedlich auf hohe Pflanzendiversität reagieren. In diesem Zusammenhang sind ebenfalls Arteffekte von Pathogenen und Pflanzen bedeutsam. Zusätzlich können Eigenschaften, die sich aus unterschiedlichen Artgemeinschaften ergeben, positiv bzw. negativ für den Pathogenbefall sein, was sich möglicherweise in unterschiedlichen Befallsraten ausdrücken und so die allgemeine Performance von Wäldern beeinflussen kann.

Einleitung

Im Zuge der Biodiversitäts- und Ökosystemforschung der letzten Jahre hat sich gezeigt, dass die Vielfalt von Arten und Lebensräumen positive Auswirkungen auf die Ökosysteme hat, die sie beherbergt (Cardinale et al. 2012). Groß angelegte Metastudien ergaben, dass artenreiche Ökosysteme tendenziell stabiler und störungsresistenter sind, als artenarme (Bacher, Brandl & Nentwig 2011). Zudem wurde in vielerlei Hinsicht die Abhängigkeit des Menschen von den Funktionen und Leistungen vieler Ökosysteme erkennbar, was sich in der Entwicklung des Ansatzes der sogenannten Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen niedergeschlagen hat (Millennium Ecosystem Assessment 2005). In diesem Zusammenhang wurde deutlich, dass diverse Ökosysteme im Allgemeinen bestimmte Leistungen besser erbringen als weniger diverse (Cardinale et al. 2012). Die Aufrechterhaltung und der Schutz von Ökosystemen und der Biodiversität, erlangt vor diesem Hintergrund eine große Bedeutung.

Während viel über Diversitätseffekte auf die Produzentenebene bekannt ist, sind Effekte auf höheren trophischen Ebenen und Auswirkungen von Biodiversitätsverlusten weniger gut erforscht (Duffy et al. 2007). Es ist mittlerweile erwiesen, dass komplexe Beziehungen zwischen verschiedenen Trophieebenen Einfluss auf die Biodiversität und das Funktionieren eines Ökosystems haben (Reiss et al. 2009). Als besonders diverse Gruppen spielen pflanzenpathogene Blattpilze und herbivore Insekten hierfür eine bedeutende Rolle. Sie sind integraler Bestandteil von Ökosystemen und nehmen in vielfacher Hinsicht Einfluss auf Biomasseproduktion, Nährstoffkreisläufe und Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften (Ayres et al. 2000, Mulder et al. 1990). Die Janzen-Connell-Hypothese besagt in diesem Zusammenhang, dass der Befall durch Pathogene und Herbivore sich positiv auf die Diversität eines Ökosystems auswirkt, indem einzelne Arten in hoher Dichte leichter und öfter von diesen befallen werden und sich somit nicht übermäßig vermehren können. Dadurch können viele verschiedene Pflanzenarten nebeneinander existieren (Janzen 1970; Connell 1971; Bagchi et al. 2014). Bagchi et al. (2014) betonen hier den besonderen Einfluss von Pathogenen auf die Baumartendiversität. Während die Effekte von Pathogenen und Herbivoren im Einzelnen auf Ökosysteme recht gut erforscht sind, sind die Interaktionen von Pathogenen und Herbivoren noch relativ schlecht verstanden. Ebenso ist nicht völlig geklärt, welchen Einfluss die Pflanzendiversität auf diese Interaktionen hat (Stout et al. 2006).

Die Diversität von Pflanzengemeinschaften wirkt sich in unterschiedlicher Weise auf Pathogene aus. Da Pathogene nicht in der Lage sind, ihre Wirtspflanze gezielt zu befallen, sind sie u.a. auf Wind, Regen und in manchen Fällen auch auf Herbivore, sogenannte Vektoren, für ihre Verbreitung angewiesen (Belliere et al. 2005).

Generalistische und spezialisierte Pathogene werden in unterschiedlicher Weise von Pflanzendiversität beeinflusst. Generalisten können mehrere Pflanzenarten als Wirtspflanze befallen und sind nicht auf eine Pflanzenart beschränkt. Verschiedene Studien konnten einen positiven Effekt von Pflanzendiversität auf generalistische Pathogene feststellen (Gilbert 2002, Keesing et al. 2006). Haas et al. (2011) konnte allerdings ebenfalls eine Reduktion des Befallsrisikos mit zunehmender Pflanzendiversität nachweisen. Im Allgemeinen scheinen Generalisten jedoch aufgrund ihres weiten Wirtsspektrums im Vergleich zu Spezialisten deutlich weniger durch pflanzliche Diversitätseffekte beeinflusst zu werden und somit eine weniger starke Reaktion im Befall auf Unterschiede in Pflanzengesellschaften zu zeigen. Unterschiede konnten diesbezüglich von Keesing et al. (2010) und Scherber et al. (2010a) festgestellt werden. Für Spezialisten, die nur eine bzw. wenige Arten als Wirte nutzen, konnten oftmals negative Diversitätseffekte beobachtet werden (Hantsch et al. 2013, 2014; Rottstock et al. 2014). Verringerte Wirtsdichte in diversen Pflanzengesellschaften, wurde in verschiedenen Studien als Grund für einen geringeren Befall durch spezialisierte Pathogene nachgewiesen (Burdon & Chilvers 1982, Borer et al. 2009). Ebenso konnte hohe Pflanzendiversität mit einem verringerten Pathogenbefall in Verbindung gebracht werden (Hantsch et al. 2014). Für Spezialisten sinkt die Wahrscheinlichkeit, eine geeignete Wirtspflanze zu finden, mit zunehmender Pflanzendiversität, was ihre Verbreitung und den Befall verlangsamen kann. Sowohl für generalistische als auch spezialisierte Pflanzenschädlinge kann jedoch angenommen werden, dass eine hohe Pflanzendiversität mit einer erhöhten Artenvielfalt einhergeht, auch wenn die Populationen der einzelnen Arten aufgrund der geringen Wirtspflanzendichte gering bleiben (Scherber et al. 2010a).

Herbivore können diese Wirt-Pathogen-Interaktion beeinflussen, indem sie für einige Blattpilzarten, als Vektoren fungieren und den Pathogenen eine weitere, gezieltere Verbreitungsmöglichkeit bieten (Belliere et al. 2005). In diesen Fällen besiedeln die Pathogene den Herbivoren und werden auf eine geeignete Wirtspflanze übertragen. Diese Beziehung ist möglicherweise in der Lage, die negativen Auswirkungen, die sich aus der hohen Pflanzendiversität für spezialisierte Pathogene ergeben, zu kompensieren. Es wäre allerdings auch denkbar, dass sich die negativen Auswirkungen im Fall von spezialisierten Herbivoren verstärken, da auch diese durch hohe Pflanzendiversität negativ beeinflusst sind (Plath et al. 2012). Allerdings sind diese Beziehungen noch wenig erforscht. Ihre Funktionsweise ist daher noch vergleichsweise schlecht verstanden (Stout et al. 2006).

Die Diversität von Pflanzengemeinschaften wirkt sich auch auf Herbivore unterschiedlich aus. Graslandstudien konnten u.a. zeigen, dass sich Pflanzendiversität negativ auf herbivore Insekten und ihren Befall auswirkt (Unsicker et al. 2006, Scherber et al. 2006b). Im Gegensatz dazu konnten andere Studien deutlich machen, dass eine Erhöhung der Pflanzendiversität mit einer Erhöhung der Herbivorendiversität und des Befalls einhergeht (Scherber et al. 2006; Mulder et al. 1999).

Es ist möglicherweise davon auszugehen, dass sich die Zunahme von Herbivorenabundanz und ihres Befalls von Pflanzen auf Generalisten beschränkt, während der Befall von Spezialisten in hoch diversen Pflanzengesellschaften verringert wird (Rottstock et al. 2013). Wie bei den Pathogenen, erhöht sich die Herbivorendiversität generell mit steigender Pflanzendiversität. Den Spezialisten wird ihr Befall jedoch durch die geringe Dichte an geeigneten Wirtspflanzen erschwert, so dass, sich dieser in hoch diversen Pflanzengesellschaften tendenziell verringert (Castagneyrol und Jactel 2012).

Die verschiedenen Arten von Pathogenen und Herbivoren interagieren in unterschiedlicher und komplexer Weise miteinander (Stout et al. 2006, Simon & Hilker 2003). Die Beziehungen können dabei mutualistisch, antagonistisch, kommensalistisch und von gegenseitiger Konkurrenz geprägt sein. (Stout et al. 2006, Hatcher & Paul 2000). Hier spielen vermutlich Arteffekte und ein Prozess gegenseitiger Anpassungen im Zuge eines Wettrüstens zwischen einzelnen Arten eine Rolle (Krupinski et al. 2012). Viele dieser positiven bzw. negativen Beziehungen sind außerdem pflanzenvermittelt (Stout et al. 2006). Eine veränderte Pflanzenchemie, hervorgerufen durch den Befall einer der beiden Parteien, wird so einem zweiten Angreifer zum Vorteil, indem die Schädigung die Abwehrmaßnahmen der Pflanze unterdrückt oder schwächt. Besonders die oben erwähnte Tatsache, dass Herbivore für Pathogene als Vektoren fungieren, spielt eine große Rolle (Belliere et al. 2005). Außerdem kann die Fraßaktivität der Herbivoren den Pathogenen von Nutzen sein, da sie durch die Fraßstellen leichter in das Gewebe der Pflanze gelangen und sie so schneller infizieren können (Brennike & Schopfer 2010). Ebenso ist von Bedeutung, ob Pathogene und Herbivore in direkter Konkurrenz in Bezug auf Lebensraum und Nahrung zu einander stehen und damit zu Konkurrenten um Ressourcen werden, oder ob sie jeweils im Rahmen der oben erwähnten Anpassung, unterschiedliche ökologische Nischen im Lebensraum „Pflanze“ besetzen und sich somit nicht negativ beeinflussen. Verschiedene Studien konnten hierzu höchst spezifische Effekte feststellen (Kluth et al. 2001, Friedli & Bacher 2001b, Kruess 2002). Allgemein kann aufgrund artspezifischer Beziehungen aber kein einheitliches Bild über die Interaktionen zwischen Pathogenen und Herbivoren gezeichnet werden (Stout et al. 2006).

Die kombinierten Einflüsse von Herbivoren und Pflanzendiversität auf Pathogene sind bisher nur wenig untersucht und auch noch nicht vollständig verstanden. Es ist wahrscheinlich, dass Pathogene und Herbivore durch die geringere Dichte an Wirtspflanzen und die gleichzeitige Erhöhung der Pathogen- und Herbivorendiversität in verstärkte Konkurrenz zueinander treten und sich dies negativ auf beide Gruppen auswirken könnte. Inwieweit sich negative Effekte einstellen, liegt möglicherweise am Spezialisierungsgrad der jeweiligen Arten, in der Effektivität ihrer Überwindung der Pflanzenabwehr und der Wirksamkeit der pflanzlichen Immunantwort (Knops et al. 1999, Burdon et al. 2006).

Das Biodiversitätsexperiment „BEF-China“ (Bruehlheide et al. 2014) bietet die Möglichkeit die Beziehungen von Herbivoren und Pathogenen in Abhängigkeit eines sich ändernden Pflanzendiversitätsgradienten zu analysieren. In diesem Experiment wurden 40 verschiedene Baumarten in unterschiedlichen Artenzusammensetzungen und Artenzahlen von Monokulturen bis zu Flächen mit 24 verschiedenen Arten, angepflanzt. In der vorliegenden Arbeit wurde auf diesen Flächen der durch Pathogene und Herbivorie verursachte Blattschaden ausgewählter Baumindividuen ermittelt. Entlang des Diversitätsgradienten, konnten so Unterschiede im Befall der Bäume zum Diversitätslevel der Artenzusammensetzungen in Beziehung gesetzt werden. Hierdurch war es möglich, den Effekt von Baumartendiversität auf den Befall durch Pathogene und Herbivore, sowie deren Beziehungen zu untersuchen. Auf einem Teil der Flächen wurden in einem Zusatzexperiment diese Interaktionen durch gezielten Ausschluss von Pathogenen und Herbivoren weiter untersucht. Erwartet wurde, dass (1) der Pathogenbefall mit zunehmender Baumartenvielfalt abnimmt, da die geringe Dichte geeigneter Wirtspflanzen den Befall erschwert und verringert. Dass (2) Herbivorie den Grad des Pathogenbefalls entweder positiv, indem Herbivorie den Befall durch Pathogene erleichtert, oder negativ, indem Herbivorie Pflanzenabwehr induziert, beeinflusst. Außerdem wurde erwartet, dass (3) Herbivorie den Pathogenbefall mit zunehmender Baumartenvielfalt stärker reduziert oder noch verstärkt, je nachdem ob die Herbivorie mit zunehmender Baumartenvielfalt zunimmt oder abnimmt. Aufgrund der engen Beziehung zwischen Herbivoren und Pathogenen ist davon auszugehen, dass sich die Wirkung von Baumartendiversität auf Herbivorie indirekt positiv oder negativ auf Pathogene auswirkt.

Methoden

Projektdesign und Versuchsfläche

Das Biodiversitätsprojekt „Bef-China“ (biodiversity and ecosystem functioning) wird seit 2009/2010 im südostchinesischen, subtropischen Monsunwald in Xingangshang in der Provinz Jiangxi im Rahmen einer deutsch-schweizerisch-chinesischen Kooperation durchgeführt (Bruehlheide et al. 2014). Es gliedert sich in 14 Teilprojekte, die sich jeweils mit verschiedenen Aspekten der Biodiversitäts- und Ökosystemforschung befassen. Die vorliegende Arbeit ist eingebettet in die Teilprojekte SP8 und SP14, die sich mit dem Einfluss von Biodiversität auf Arthropoden-Herbivorie (SP8) und pflanzenpathogener Blattpilze (SP14) beschäftigen.

Klimatisch weist die Untersuchungsregion typische Merkmale der Subtropen auf. Nach Messungen an der projekteigenen Wetterstation über einen Zeitraum von 2009 bis 2012, liegt die Jahresmitteltemperatur bei 17,4°C und die mittlere Niederschlagsmenge bei 1635 mm (Yang et al. 2013). Entsprechend der klimatischen Bedingungen herrscht der subtropische Regenwald vor. Die Untersuchungsflächen gehören der Xingangshan Forest Company und wurden bis zu Beginn des Experiments forstwirtschaftlich zur Holzgewinnung genutzt. Für das Forschungsprojekt wurden diese Flächen gerodet und neu bepflanzt. Das Untersuchungsareal ist sehr hügelig und weist eine Steigung von 27,1° bis 31° auf (Abb. 1) (Bruehlheide et al. 2014).

Die zwei Untersuchungsflächen, Fläche A und Fläche B, bilden die Grundlage des Experimentdesigns. Die Areale liegen 4,8 km auseinander und haben eine Gesamtfläche von 38,4 Hektar (Bruehlheide et al. 2014). Sie sind in insgesamt 566 Plots eingeteilt, die mit unterschiedlich vielen Baumarten bepflanzt sind (Abb.1). Zu Beginn des Projekts, im Jahr 2009 wurden die Bäume der Fläche A gepflanzt. Im Jahr 2010 folgte die Pflanzung der Bäume auf Fläche B. Insgesamt wurden 219.000 Baumindividuen gepflanzt und mit einem Pool von 40 Arten gearbeitet. Die Anzahl an Baumarten reicht von Monokulturen über Plots mit zwei-, vier-, acht-, 16 und 24 Artenmischungen (Abb. 1). Die einzelnen Individuen stehen 1,29 m auseinander, was eine Ansammlung von 20 x 20 Reihen und Spalten bzw. eine Anzahl von 400 Bäumen pro Plot ergibt. Jeder Plot hat eine Größe von 25,8 x 25,8 Metern, was der traditionellen chinesischen Maßeinheit von 1 Mu entspricht.

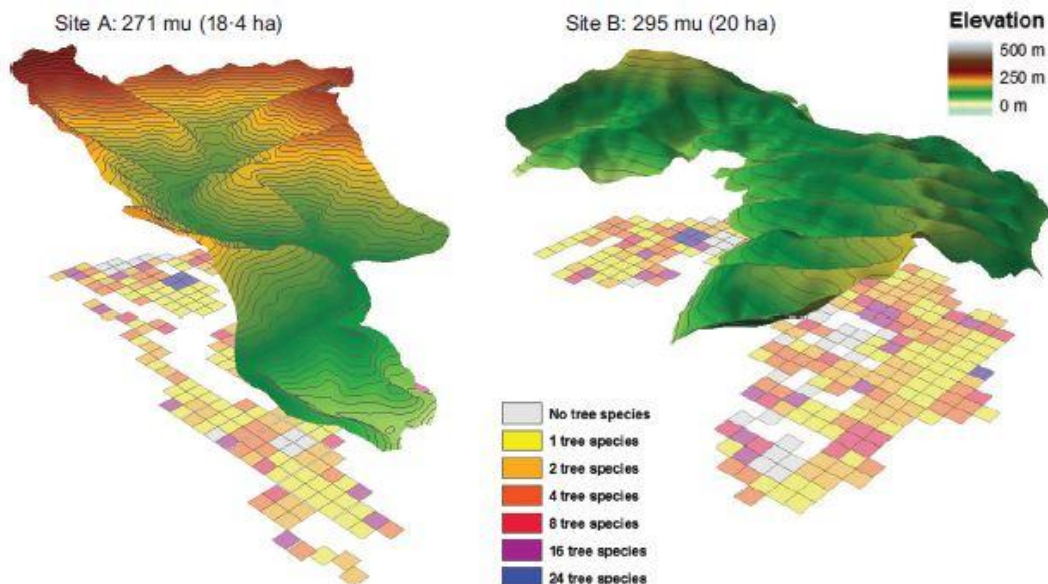


Abbildung 1: Topografie und Plotverteilung auf Fläche A (links) und Fläche B (rechts) (Bruehlheide et al. 2014)

Die Artzusammensetzung der einzelnen Plots ist teilweise randomisiert und teilweise nach bestimmten Eigenschaften der Bäume gerichtet. Dies schlägt sich in zwei Szenarien nieder, die bei der Auswahl der Baumarten berücksichtigt wurden (Bruehlheide et al. 2014). Das erste ist nach einem randomisierten (Abb. 2) und das zweite nach einem nicht-randomisierten (Abb. 3) Aussterbeszenario von Arten konzipiert. Im randomisierten Aussterbeszenario wurde ein Artenpool von 16 Arten ausgewählt. Diese Zusammensetzung wurde nach dem Zufallsprinzip nichtüberlappend auf Gemeinschaften mit acht Arten, mit vier Arten, mit zwei Arten und schließlich auf Monokulturen reduziert (Abb. 2) (Bruehlheide et al. 2014). Am Ende entstanden somit 16 Plots mit Monokulturen, acht Plots mit einer Zwei-Arten-Zusammensetzung, vier Plots mit einer Vier-Arten-Zusammensetzung, zwei Plots mit einer Acht-Arten-Zusammensetzung und ein Plot mit einer 16-Arten-Zusammensetzung (Abb. 2). Pro Fläche wurden drei Replikate des randomisierten Aussterbeszenarios mit jeweils unterschiedlichen Artzusammensetzungen eingerichtet (Bruehlheide et al. 2014).

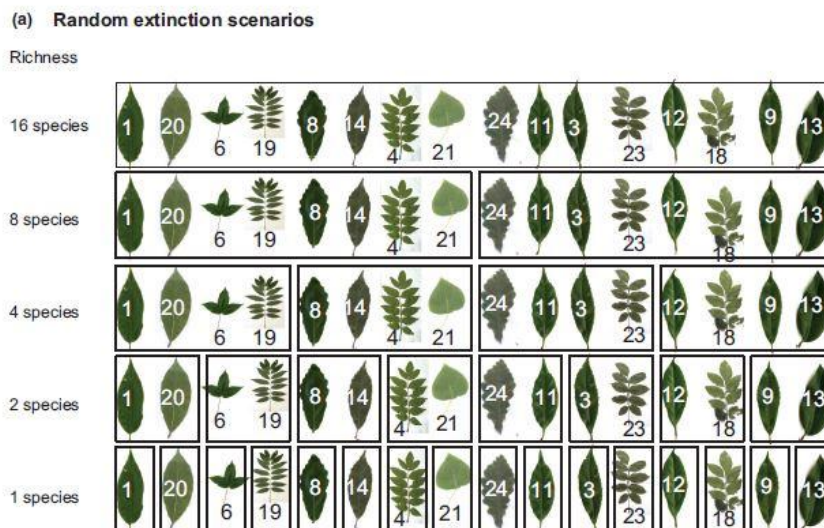


Abbildung 2: Auswahl der Artgemeinschaft im randomisierten Aussterbeszenario (Bruehlheide et al. 2014)

Das zweite Aussterbeszenario ist in zwei verschiedene Auswahlkriterien eingeteilt und gründet sich einerseits auf dem lokalen Vorkommen der Arten, also der Seltenheit, und andererseits auf dem jeweiligen artspezifischem SLA-Wert (Bruehlheide et al. 2014). SLA steht für „specific leaf area“ und beschreibt das Verhältnis von Blattgröße zur Trockenmasse des Blattes. Der anfängliche Artenpool bestand aus den 20 häufigsten Arten bzw. den mit dem kleinsten SLA-Wert (Abb. 3). Abhängig vom SLA-Wert bzw. der Häufigkeit wurden diese Zusammensetzungen auf 16-, acht-, vier-, und zwei Artenzusammensetzungen reduziert (Abb. 3) (Bruehlheide et al. 2014). Die Monokulturen ergaben sich aus dem oben genannten randomisierten Aussterbeszenario. Auch hier wurden alle Zusammensetzungen drei Mal repliziert.

(b) Non-random extinction scenario

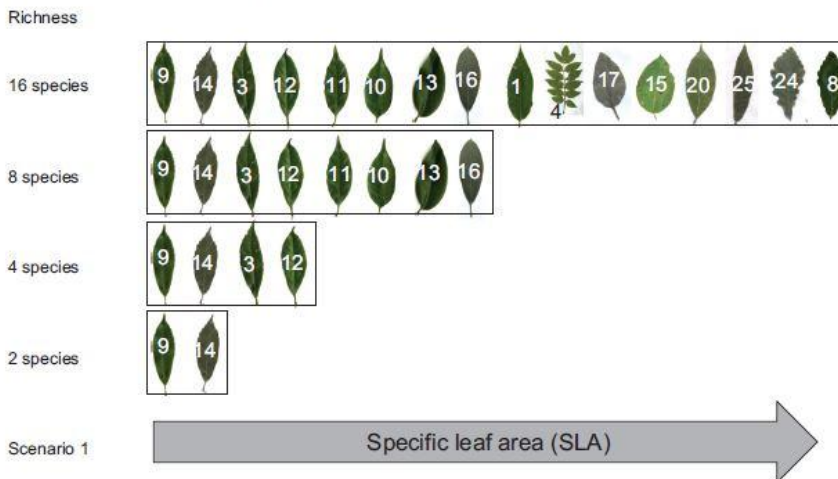


Abbildung 3: Auswahl der Artgemeinschaften im Nicht-randomisierten-Aussterbeszenario (Bruehlheide et al. 2014)

Einige Plots gehören in keine dieser Gruppen und sind entweder nicht bepflanzt, gehören zu den schon erwähnten ursprünglich zur Holzgewinnung angepflanzten Monokulturen, oder zu Plots, auf denen keine Artgemeinschaften gepflanzt wurden. Diese Plots wurden bei der Datenaufnahme nicht berücksichtigt.

Die Aufteilung der Plots auf die verschiedenen Diversitätslevels stellt sich wie folgt dar: 130 Plots entfallen auf die Monokulturen, 88 Plots auf die Zwei-Arten Plots, 56 Plots auf die Vier-Arten-Plots, 40 Plots auf die Acht-Arten Plots, 32 Plots auf die 16-Arten Plots und vier Plots auf die 24-Arten Plots (Tab. 1). Außerdem entfallen auf die zweite Auswahl, basierend auf dem SLA-Wert, 210 Plots und, basierend auf der Seltenheit der Baumarten, 96 Plots (Tab. 1). Für die vorliegende Datenerhebung wurden 40 Monokulturen, 44 Zwei-Arten-Plots, 28 Vier-Arten-Plots, 20 Acht-Arten-Plots, 16 Sechszehn-Arten-Plots und zwei Vierundzwanzig-Arten-Plots untersucht. Auf Fläche A entfallen insgesamt 271 und auf Fläche B 295 Plots (Tab. 1). Fläche A und B sind jeweils mit 24 Arten bepflanzt worden, wobei acht Arten auf beiden Flächen und die übrigen Arten nur auf einer der beiden Flächen vorkommen. Je mehr Arten auf einem Plot vertreten waren, desto mehr Individuen wurden bei der Datenaufnahme untersucht. In Monokulturen und Zwei-Arten Plots waren es 6x6, also 36 Individuen, in Vier-Arten Plots 9x9, also 81 Individuen und in Acht-, 16- und 24-Arten Plots waren es 12x12, also 144 Individuen.

Tabelle 2: Übersicht über die Anzahl und Aufteilung der einzelnen Plots (Bruehlheide et al. 2014)

	0	1	2	4	8	16	24	Number	Plot size (m ²)	mu	Size (ha)	Number of trees	Number of shrubs
Site A Tree species richness													
1st Random extinction scenario	3	16	8	4	2	1	1	35	51.64 × 51.64	4	9.33	56,000	42,000
1st Random ext. scen. replicate		16	8	4	2	1	1	32	25.82 × 25.82	1	2.13	12,800	0
2nd Random ext. scen.		8	8	4	2	1		23	25.82 × 25.82	1	1.53	9200	0
3rd Random ext. scen.		0	8	4	2	1		15	25.82 × 25.82	1	1.00	6000	0
Non-random extinction scenario		0	6	6	6	6		24	25.82 × 25.82	1	1.60	9600	0
Non-random ext. scen. replicate		0	6	6	6	6		24	25.82 × 25.82	1	1.60	9600	0
Economically important species		10						10	25.82 × 25.82	1	0.67	4000	0
Free succession plots								3	25.82 × 25.82	1	0.20		
Shrub monocultures		20						20	12.91 × 12.91	0.25	0.33		2000
Total	(in terms of 1 mu-plots)							271			18.40	107,200	44,000
Site B Tree species richness													
1st Random extinction scenario	3	16	8	4	2	1	1	35	51.64 × 51.64	4	9.33	51,200	42,000
1st Random ext. scen. replicate		16	8	4	2	1	1	32	25.82 × 25.82	1	2.13	12,800	0
2nd Random ext. scen.		8	8	4	2	1		23	25.82 × 25.82	1	1.53	9200	0
3rd Random ext. scen.		0	8	4	2	1		15	25.82 × 25.82	1	1.00	6000	0
Non-random extinction scenario		0	6	6	6	6		24	25.82 × 25.82	1	1.60	9600	0
Non-random ext. scen. replicate		0	6	6	6	6		24	25.82 × 25.82	1	1.60	9600	0
Economically important species		10						10	25.82 × 25.82	1	0.67	4000	0
Genetic diversity scenarios		10		14				24	25.82 × 25.82	1	1.60	9600	0
Free succession plots								3	25.82 × 25.82	1	0.20		
Shrub monocultures								20	12.91 × 12.91	0.25	0.33		2000
Total	(in terms of 1 mu-plots)							295			20.00	112,000	44,000

Zusätzlich wurde ein manipulatives Experiment in den 4-Mu-Plots eingerichtet. Dabei wurden jeweils auf den 1-Mu-Plots, die ausschließlich mit Bäumen bepflanzt worden sind, am Nordrand fünf Subplots mit fünf verschiedenen Treatments errichtet und jeweils mit einer aus fünf speziellen Behandlungen bearbeitet (Bruehlheide et al. 2014). Behandelt wurden die Treatments jeweils mit Phosphat (Triple-Superphosphat (H₂PO₄)₂ entsprechend 100 kg P/ha und Jahr), Insektiziden (Dimethoat (400g/L Wirkstoff) und Deltamethrin (25 g/L Wirkstoff)) und Fungiziden (Mancozeb (750 g/kg Wirkstoff) und Myclobutanil (7.5 g/L Wirkstoff)). Die übrigen zwei Treatments wurden entweder gejätet oder dienten als Kontrolle. Jedes Treatment besteht aus 4x4, also 16 Individuen. Bei fünf Treatments ergeben sich 5x16, also 80 Individuen pro Bef-Mod-Streifen. Die Reihenfolge der einzelnen Treatments variiert von Plot zu Plot. Pro Fläche wurde dieses Zusatzexperiment auf je 32 Plots eingerichtet, was in der Gesamtheit 64 Plots für das gesamte Experiment ergibt.

Datenaufnahme

Die Datenaufnahme erfolgte über einen Zeitraum von 31 Tagen vom 28. August 2014 bis zum 29. September 2014. Da die beiden Projekte SP8 und SP14 weitgehend die gleichen Daten, Untersuchungsmethoden und -objekte für ihre Forschung verwendeten, wurden die Daten in Zusammenarbeit beider Projektgruppen erhoben. Insgesamt arbeiteten 8 Personen aus beiden Teilprojekten an der Datenaufnahme.

Dafür wurden von jedem zu untersuchenden Baumindividuum in den einzelnen Plots sieben Blätter von jeweils drei Ästen pro Individuum auf Schäden durch Pathogene und Herbivore untersucht (Abb. 4). Hierbei wurde zwischen verschiedenen Schadtypen der Schadverursacher unterschieden. Bei den Herbivoren wurde zwischen den Blattkauern, den Mienierern, den Gallen, den Saugern und den Skeletoenierern differenziert. Bei den Pathogenen wurde zwischen Rußtau, Mehltau, Spots, und Nekrosen unterschieden (Abb. 4). Neben den einzelnen Schadtypen wurde die Menge des Gesamtschadens des Blattgewebes durch Pathogene bzw. Herbivore prozentual geschätzt und in einem Zahlenwert von 0-5 ausgedrückt (0%= 0, >1-5%= 1, >5-25%= 2, >25-50%= 3, >50-75%= 4, >75-100%= 5). Für jedes Blatt wurden so zwei Zahlen notiert, die einmal den Schaden durch Herbivore und einmal durch Pathogene beschrieben. Zusätzlich zu diesen Informationen wurden noch die Baumart, die geschätzte Anzahl der Blätter des untersuchten Baumes, der Plot und die Position des Baumes innerhalb des Plots, die Fläche sowie der vorherrschende Schadtyp der Pathogene und der Herbivore notiert. Jeder Baumart wurde eine Nummer zugeordnet (Abb. 2/3), die bei der Datenaufnahme notiert wurde und anschließend der Identifizierung der Arten diente. Die ungefähre Anzahl der Blätter jedes Baumes wurde mit Schätzwerten von 20, 100, 500 und 1000 Blättern beziffert. Aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes wurde 2014 nur die Plots der Fläche A und die Bef-Mod-Streifen von Fläche A und B untersucht. Da die Anpflanzung der Flächen zudem in zwei aufeinander folgenden Jahren geschah, ist es sinnvoll diesen Rhythmus auch bei der Datenaufnahme zu berücksichtigen, um das gleiche Alter aller Baumindividuen bei der Datenaufnahme vorzufinden. Insgesamt wurden ca. 15.000 Bäume auf 150 Plots und 64 Bef-Mod-Streifen begutachtet.

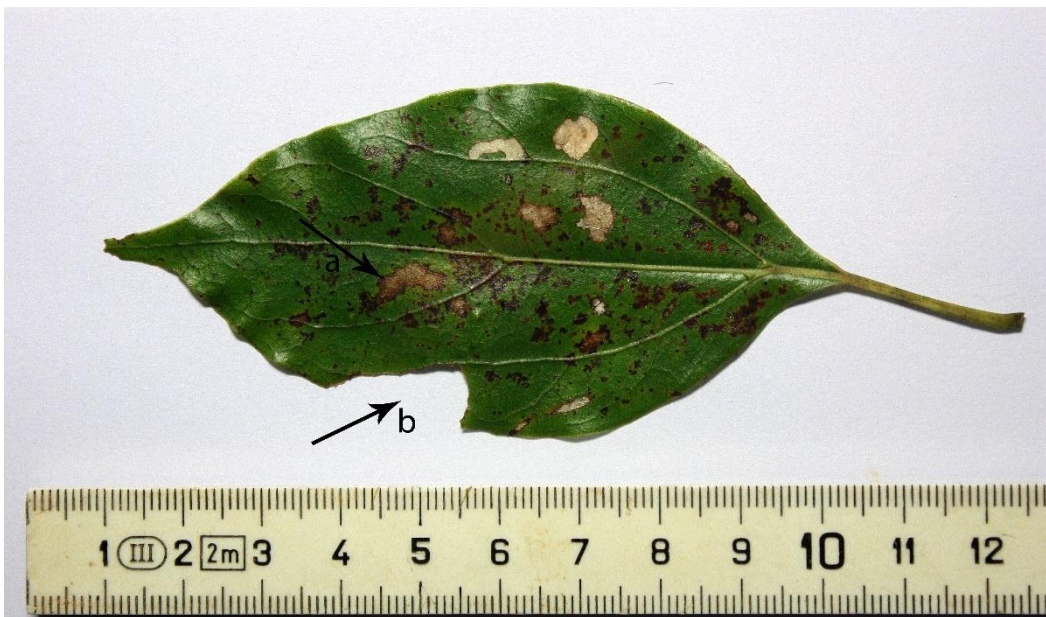


Abbildung 4: Beispiel für Blattschädigung: Blatt von *Cinnamomum camphora* mit nekrotischem Pathogenschaden (a) und durch Fraß entstandener Herbivorieschaden (b).

Erklärende Variablen des Pathogenschadens

Für die statistische Analyse wurden die mittleren Werte des Herbivorie- und Pathogenschadens der untersuchten Blätter jeder Prozentgruppe genutzt. Baumartendiversität, Aussterbeszenario und Erfassungstag wurden als erklärende Variablen ebenso berücksichtigt wie Höhe, Gefälle und Ausrichtung des Geländes. Letztere wurden verwendet, um mögliche Korrelationen in die Analyse mit einzubeziehen. Alle verwendeten Daten wurden von der Bef-China-Datenbank zur Verfügung gestellt.

Statistische Auswertung der Daten

Die Fläche-A-Daten wurden statistisch mithilfe einer Regressionsanalyse ausgewertet. Dafür wurden die Daten der 36 zentralen Bäume jedes Plots verwendet, aus denen dann Mittelwerte pro Plot gebildet wurden. Durch die jeweils gleiche Individuenzahl pro Plot, konnten die einzelnen Plotmittelwerte gut miteinander verglichen werden. Für jeden Plot wurde so ein Wert für den Befall durch Pathogene ermittelt. Für die folgende Regression wurde der Pathogenbefall als abhängige Variable verwendet und mit den erklärenden Variablen Baumdiversität, Erfassungstag, Gefälle, Höhe, Ausrichtung und Aussterbeszenario in Beziehung gesetzt. Außerdem wurden auch die Interaktionen Gefälle-Baumartendiversität, Ausrichtung-Baumartendiversität, Höhe-Baumartendiversität in die statistischen Modelle einbezogen. Zum Schluss wurde das Modell vereinfacht, indem nacheinander die Variable mit der geringsten statistischen Relevanz, basierend auf dem AIC-Wert (Akaike Information Criterion), entfernt wurde. Das Endmodell war jenes, welches den geringsten AIC-Wert aufwies (Crawley, 2007).

Bei der statistischen Auswertung des Bef-Mod-Experiments beider Flächen wurden die Daten auf Individuenebene per mixed-effects-Modell ausgewertet. Anschließend wurden die Variablen „Plot“ und „Baumart“ als random Effekte miteinbezogen, um die hierarchische Datenstruktur zu berücksichtigen. Über den AIC-Wert wurde ein vereinfachtes Modell für die gesuchten Interaktionen und Beziehungen ermittelt. Um eine bessere Varianzhomogenität zu erreichen, sind die Daten des mittleren Pathogenschadens und der Baumdiversität logarithmiert und die Daten cosinus-transformiert worden. Jede statistische Berechnung, sowie die graphische Darstellung, wurde mit dem Programm „R 3.1.1“ (2014), sowie den Software-Paketen „lmerTest“ und „MASS“ durchgeführt (Crawley, 2007).

Ergebnisse

Hauptexperiment

Die aus den Daten gewonnenen Ergebnisse ließen folgende Aussagen zu. Je mehr Baumarten innerhalb eines Plots vorhanden waren, desto mehr Pathogenschaden wurde gefunden. Die Baumartendiversität ($P = 0.04166$) war positiv mit dem Pathogenbefall korreliert. Dies galt jedoch nur für die Plots, deren Artenzusammensetzung nach dem randomisierten Aussterbeszenario bepflanzt worden waren (Abb. 4). Außerdem gab es einen Zusammenhang zwischen Herbivorie und Pathogenbefall. Je höher der Herbivorieschaden war, desto höher war auch der Pathogenschaden (Abb. 4; Tab. 2). Diese Ergebnisse beziehen sich auf die Plots der Fläche A ohne die Daten der Bef-Mod-Streifen.

Tabelle 3: Modell für Pathogenschaden auf Fläche A mit Schätzung, Standard Error, t- und P-Werten

Faktoren	Schätzung	SE	t	P
Schnittpunkt	0.455255	0.339897	1.339	0.183308
Baumartendiversität (log)	0.104067	0.05047	2.062	0.04166
Herbivorieschaden (gemittelt)	0.081561	0.022431	3.636	0.000429
Randomisiertes Aussterbeszenario (als Faktor)	0.668723	0.138646	4.823	0.00000475
Höhe n.n.	-0.002201	0.001233	-1.786	0.076971
Erfassungstag	0.023557	0.009123	2.582	0.011181
Baumartendiversität: Randomisiertes Aussterbeszenario (als Faktor)	-0.039848	0.01869	-2.132	0.035312
Baumartendiversität: Herbivorie (log)	-0.007284	0.004369	-1.667	0.098447

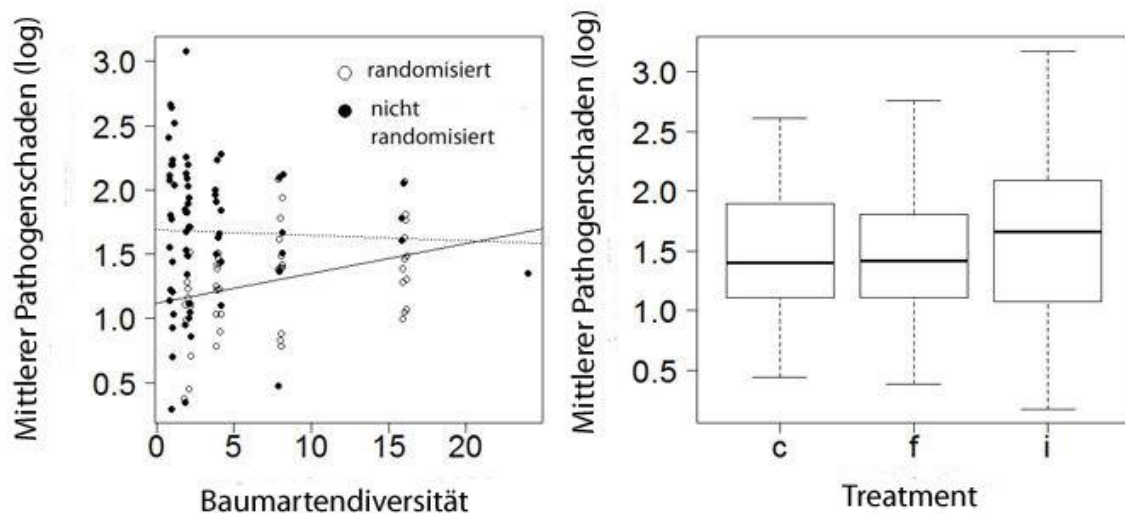


Abbildung 5: Zusammenhang von Pathogenbefall und Baumartenvielfalt auf Fläche A (links) und der Pathogenbefall auf den verschiedenen Bef-Mod Treatments von Fläche A und B (rechts).

Bef-Mod-Experiment

Für das gesamte Bef-Mod-Experiment von Fläche A und B ergab sich, dass das Spritzen von Insektiziden zu einer Erhöhung des Pathogenbefalls führte (Abb. 4; Tab.3). Die Fungizide zeigten hingegen im Vergleich zur Kontrolle keine Wirkung. Zumindest konnte kein signifikanter Rückgang in den entsprechenden Flächen verzeichnet werden ($P=0,9297$) (Abb. 4; Tab. 3). Eine separate Auswertung des Bef-Mod-Experiments ergab für Fläche A einen erhöhten mittleren Pathogenschaden im Kontroll- und Insektizid-Treatment. Die Werte des Fungizid-Treatments waren dagegen nicht signifikant, bzw. wie erwartet niedriger (Abb. 5). Für Fläche B ergab sich ein höherer mittlerer Pathogenschaden im Fungizid-Treatment. Die Werte der Kontroll- und Insektizid-Treatments waren im Gegensatz zu den Daten von Fläche A niedriger bzw. nicht signifikant (Abb. 5).

Tabelle 4: Mixed-effects-Modell für den Pathogenschaden im Bef-Mod-Experiment.

Faktoren	Schätzung	SE	df	t	P
Schnittpunkt	2475.00	0,2944	63,8	8.407	6.31E-12
Fläche B	-0.7627	0,2062	73,9	-3.698	0.000415
Fungizid-Behandlung	-0.006237	0,07069	1741,0	-0.088	0.9297
Insektizid-Behandlung	0.1571	0,07054	1729,0	2.227	0.026093
Höhe n.n.	-0.005348	0,00129	44,9	-4.144	0.000149
Ausrichtung(cos)	0.07338	0,04902	47,1	1.497	0.141036
Fläche B: Fungizid-Behandlung	-0.0004625	0,1142	1749,0	-0.004	0.996769
Fläche B: Insektizid-Behandlung	-0.2303	0,1144	1750,0	-2.014	0.044203

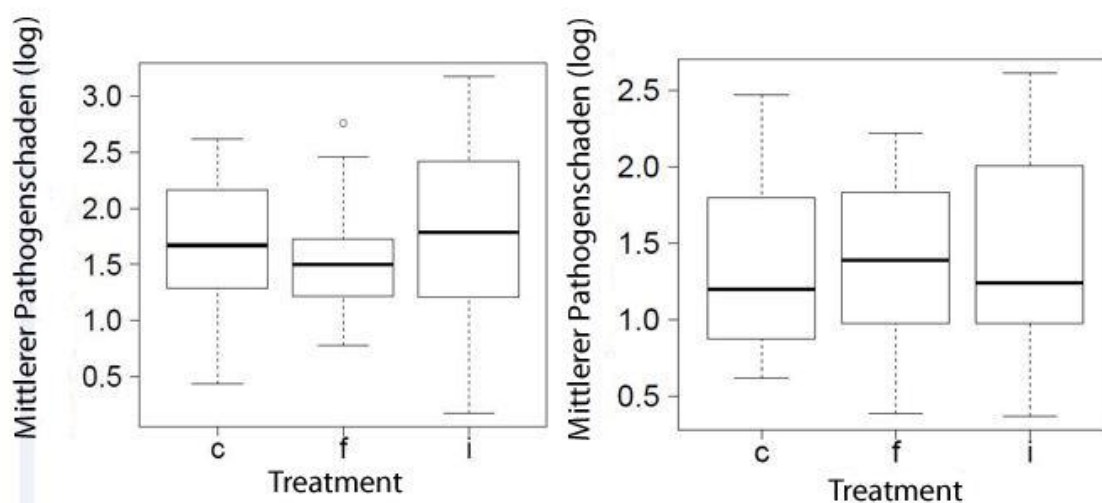


Abbildung 6: Getrennte Auswertung des Pathogenbefall der einzelnen Bef-Mod Treatments auf Fläche A (links) und Fläche B (rechts).

Diskussion

Die Untersuchung hat gezeigt, dass sich Pflanzendiversität positiv auf den Pathogenbefall auswirken kann. Allerdings beschränkt sich dieser Effekt vermutlich auf generalistische Pathogene. Ebenfalls scheinen Arteffekte der Pflanzen sowie der Pathogene eine große Rolle für den Pathogenbefall zu spielen. Auch Herbivorie hat einen positiven Effekt auf den Pathogenbefall. Dieser hat allerdings möglicherweise nur eine untergeordnete Rolle für den Befall, da die Abwesenheit von Herbivoren ebenfalls als positiv für den Pathogenbefall verzeichnet werden konnte. Dies könnte sich auf die in vielen Fällen vorherrschende Konkurrenz in Bezug auf Nahrung und Lebensraum zwischen Pathogenen und Herbivoren einerseits und auf die in anderen Fällen gegenseitige Abhängigkeit beider Parteien andererseits, zurückführen lassen.

Hauptexperiment

Die Hypothese, dass sich eine hohe Pflanzendiversität negativ auf den Pathogenbefall auswirkt, konnte nicht bestätigt werden. Entgegen der Annahme, dass ein hohes Maß an Diversität einen schützenden Faktor für die Pflanzen darstellt, und der Pathogenbefall der Pflanzen abnimmt, zeigten die Daten für das randomisierte Szenario, dass eine höhere Baumartendichte mit einem erhöhten Pathogenbefall einhergeht. Eine Erklärung besteht möglicherweise in der Unterscheidung zwischen spezialisierten und generalistischen Pathogenen. Spezialisierte Pathogene sind durch eine hohe Pflanzendiversität negativ beeinflusst. Rottstock et al. (2013) konnten u.a. zeigen, dass der Befall spezialisierter Pathogene in hoch diversen Pflanzengesellschaften abnimmt. Gleichzeitig erhöht sich die Diversität der Pathogengemeinschaft in hoch diversen Pflanzengesellschaften (Rostock et al. 2013; Prell 1996). Dieser Zusammenhang lässt sich durch die geringe Dichte geeigneter Wirtspflanzen und das gleichzeitige Aufkommen vieler ökologischer Nischen und Lebensräume in hoch diversen Pflanzengesellschaften erklären (Rottstock et al. 2013). Der verzeichnete starke Befall, der mit hoher Pflanzendiversität einhergeht, ist im Hinblick auf die intensive Spezialisierung der meisten Pathogenarten (Prell 1996) und der bisher gewonnenen Erkenntnisse nur schwer zu vereinbaren. Eine Erklärung besteht möglicherweise in dem Vorkommen generalistischer Pathogene. Anders als Spezialisten sind Generalisten in der Lage viele verschiedene Arten zu befallen (Bacher, Brandl & Nentwig 2011). Studien konnten zeigen, dass sich hohe Pflanzendiversität positiv auf Generalisten herbivorer Insekten und Säugetiere auswirken kann (Jactel & Brockerhoff 2007, Unsicker et al. 2006). In hoch diversen Pflanzengesellschaften können sie von einem größeren und vielfältigeren Nahrungsangebot profitieren, was sich in einem stärkeren Befall auswirkt (Schuldt et al. 2010; Sobek et al. 2009).

Es ist anzunehmen, dass sich diese Unterscheidung von Generalisten und Spezialisten auf Pathogene übertragen lässt (Hersh, Vilgalys & Clark, 2012). Der hohe Befall könnte demnach auf generalistische Pathogene zurückzuführen sein.

Eine zusätzliche Erklärung für die Interpretation der Daten bilden so genannte Arteffekte (Nadrowski et al. 2010). Es ist nachgewiesen, dass manche Pflanzenarten stärker und von mehr Pathogenarten befallen werden als andere (Hantsch et al. 2013). Ursachen hierfür können u.a. in der Blattgröße und den Abwehrstrategien der Pflanze liegen (Valkama et al. 2005; Bradley et al. 2003). Hantsch et al. (2013) konnten zeigen, dass die Anwesenheit einer besonders Pathogen-anfälligen bzw. -resistenten Pflanzenart innerhalb einer Pflanzengemeinschaft den Pathogenbefall und die Pathogendiversität ansteigen lassen oder auch vermindern kann. Pathogen-anfällige Pflanzenarten können somit als Quelle für verschiedenste generalistische Pathogene dienen. Die räumliche Nähe unterschiedlicher Pflanzenarten in hoch diversen Gesellschaften erleichtert anschließend die Verbreitung der Pathogene auch auf weniger präferierte Arten (Hantsch et al. 2013). Neben der positiven Wirkung von hoher Pflanzendiversität auf generalistische Pathogene, können zusätzlich Arteffekte für ihre Vermehrung und Verbreitung eine wichtige Rolle spielen. Das kombinierte Auftreten beider Effekte kann als mögliche Erklärung für den dokumentierten hohen Befall herangezogen werden.

Eine weitere mögliche Erklärung könnte u.a. in interpezifischer Konkurrenz zu finden sein, durch die die einzelnen Pflanzenarten viel Energie und Ressourcen aufwenden müssen, um sich neben Individuen fremder Spezies zu behaupten (Pierik et al. 2013). Verschiedene Studien konnten zeigen, dass die einzelnen Pflanzenarten unterschiedliche Strategien entwickelt haben, um im Wettbewerb mit artfremden Individuen zu bestehen. Hierunter fallen u.a. gezieltes Wurzelwachstum hin zu nährstoffreichen Bereichen im Boden, sowie verschiedene Formen von Allelopathie, die das Wachstum und Vorkommen fremder Arten stören oder sogar gänzlich verhindern (Pierik et al. 2013; Lynch, 1995; Bertin, Yang & Weston, 2003). Die Pflanzen können hier zwischen arteigenen und artfremden Individuen unterscheiden, was in stärkerer Konkurrenz in hoch diversen Pflanzengesellschaften resultieren könnte (Brennike & Schopfer 2010). Diese Konkurrenz um Ressourcen kann kräftezehrend sein, was in einer insgesamt schwächeren bzw. zu langsamen Abwehrreaktion der Pflanze gegen Pathogene resultieren könnte. Der Befall einer geschwächten Pflanze kann in solchen Fällen für die Pathogene einfacher sein und daher ansteigen. (Herms & Motson 1992; Brennike & Schopfer 2010). Allerdings sind in diesem Zusammenhang auch gegenteilige Effekte bekannt. Verschiedene Studien konnten nachweisen, dass artenreiche Pflanzengesellschaften sich positiv auf die einzelnen Pflanzenarten auswirken können (Tilman, Lehman & Thomson 1997; Mulder, Uliassi & Doak 2001).

Durch Nischenkomplementarität ist es vielen verschiedenen Pflanzenarten möglich den gleichen Lebensraum zu nutzen. Die interspezifische Konkurrenz ist im Unterschied zur intraspezifischen Konkurrenz, durch die unterschiedlichen Ansprüche an verschiedene Ressourcen gering, was in einer höheren Produktivität resultieren könnte und sich somit positiv auf die einzelnen Arten auswirkt (Mulder, Uliassi & Doak 2001).

Die Diversitätseffekte, die für Artengemeinschaften des randomisierten Aussterbeszenarios analysiert werden konnten, wurden für das nicht-randomisierte Aussterbeszenario nicht nachgewiesen. Mögliche Erklärungen können daran liegen, dass Unterschiede in den Artgemeinschaften sich in der Ausprägung funktioneller Eigenschaften der Pflanzen auswirken (Schuldt et al. 2015), und sich nachfolgend im Pathogenbefall bemerkbar machen können (Mitchell et al. 2002, 2006). Die speziellen Eigenschaften der Pflanzengesellschaften im randomisierten Aussterbeszenario könnten sich möglicherweise positiv auf den Pathogenbefall ausgewirkt haben, während die Pflanzengesellschaften des nicht-randomisierten Aussterbeszenarios möglicherweise keinen signifikant erhöhten Pathogenbefall förderten (Mitchell et al. 2002, 2006).

Der positive Einfluss von Herbivorie auf den Pathogenbefall wird durch die Daten ersichtlich und kann Hypothese 2, dass eine erhöhte Herbivorie mit einem erhöhten Pathogenbefall einhergeht, bestätigen. Offenbar wirkt sich die Fraß- und Saugtätigkeit von Herbivoren positiv auf den Pathogenbefall aus. Gründe für diese Beobachtung können darin bestehen, dass Herbivore in einigen Fällen als Vektoren für Pathogene fungieren (Belliere et al. 2005). In solchen Fällen führt ein Herbivoriebefall fast zwangsläufig auch zu einem Befall durch Pathogene, da der Herbivor das Pathogen zur Pflanze bringt und sie so infizieren kann. So eine Beziehung kann für Pathogene und Herbivore von Vorteil sein (Stout et al. 2006). Friedli & Bacher (2001) konnten beispielsweise zeigen, dass die Rüsselkäferart *Apion onopodi*, die als Vektor für *Puccinia punctiformis* fungiert, sich besser auf infizierten Pflanzen entwickelt und diese auch für die Eiablage präferiert. Eine so befallene Pflanze muss sich nun gleichzeitig gegen zwei verschiedene Angreifer wehren und zwei verschiedene Abwehrreaktionen einleiten (Jones & Dangl 2006; Brenniker & Schopfer 2010). Unter diesen Umständen könnten beide Abwehrmaßnahmen schwächer ausfallen, da die Pflanze ihre Energie nicht auf einen Befall konzentrieren kann (Brenniker & Schopfer 2010). Auch andere Funktionen der Pflanze sind während eines Befalls beeinträchtigt. Dies geht aus Studien von Hajji, Dreyer & Marçais (2009) hervor, die u.a. nachweisen konnten, dass befallene und infizierte Pflanzen weniger Photosynthese betreiben und eine geringere Wachstumsrate zeigen. Die Folge einer solchen Situation kann für die Pflanze in reduzierter Fitness, sowie einem erhöhten Mortalitätsrisiko resultieren. Dies kann sich wiederum positiv auf den Pathogen- und Herbivoriebefall auswirken (Brenniker & Schopfer 2010).

Auch in Fällen, in denen Herbivore nicht als Vektoren für Pathogene dienen, kann ihre Fraßtätigkeit den Befall von Pathogenen begünstigen. Durch die entstehenden Fraßstellen können sie leicht ins Blattgewebe eindringen und die Pflanze infizieren (Brennike & Schopfer 2010). Das Pathogen muss die Epidermis des Blattes nicht aktiv durchdringen, was einen schnelleren und leichteren Befall ermöglicht.

Wie der Pathogenbefall, so ist auch die Herbivorie mit zunehmender Baumartendiversität erhöht. Dies geht aus den Daten hervor, die auf Fläche A gesammelt wurden (von Beckerat, 2015). Herbivorie scheint sich demnach in Verbindung mit erhöhter Baumartendiversität positiv auf den Pathogenbefall auszuwirken und den Effekt des starken Befalls in diversen Lebensräumen durch Arteffekte und Generalisten noch zusätzlich zu verstärken. Insofern kann auch die dritte Hypothese dieser Arbeit, dass Herbivorie den Pathogenbefall verstärkt, bestätigt werden.

Bef-Mod-Experiment

Die Auswertung des Bef-Mod-Experiments erlaubte es, zusätzliche Erkenntnisse in der Beziehung zwischen Herbivoren und Pathogenen zu gewinnen. So war der Pathogenbefall im Insektizid-Treatment im Gegensatz zu den übrigen Treatments erhöht. Die Abwesenheit bzw. Reduzierung von Herbivoren führte zu einem erhöhten Pathogenbefall. Eine mögliche Erklärung besteht in der Konkurrenz zwischen Herbivoren und Pathogenen in Bezug auf Nahrung und Lebensraum. Wie erwähnt, ist Herbivorie zwar in vielen Fällen tendenziell von Vorteil für Pathogene, allerdings besteht oft zusätzlich Konkurrenz zwischen beiden Parteien, besonders wenn sie die gleichen Ressourcen eines Blattes nutzen und nicht in einer mutualistischen Beziehung zueinander stehen. (Bacher, Brandl, Nentwig 2011; Stout et al. 2006). Die Abwesenheit von Herbivoren als Nahrungskonkurrenten führt für die Pathogene zu mehr Nahrung und Lebensraum, was sich in einem stärkeren Befall von Pathogenarten, die nicht von Herbivoren profitieren, bemerkbar machen kann. (Bacher, Brandl & Nentwig 2011). Kruess (2002) konnte in diesem Zusammenhang zeigen, dass sich der Befall von *Cirsium arvense* durch das Pathogen *Phoma destructiva* negativ auf die Entwicklung, das Überleben und die Größe von *Cassida rubiginosa* auswirkt. Beide Arten besiedeln die gleiche Pflanzenart und stehen somit in Konkurrenz zueinander. Der Käfer meidet jedoch infizierte Individuen, was in mehr Nahrung, Lebensraum und somit Vermehrung und Verbreitung für das Pathogen resultiert. Vor diesem Hintergrund ist es möglich, dass die Anwesenheit wie Abwesenheit von Herbivoren einen Vorteil für Pathogene bedeuten kann. Eine weitere mögliche Erklärung liegt in der fehlenden bereits eingeleiteten Abwehrmaßnahme der Pflanze durch den vorangegangenen Befall durch Herbivore, die den Pathogenen ihren Befall möglicherweise erleichtern kann (Stout et al. 2006).

Wie oben bereits erwähnt löst der Befall durch Herbivore, Abwehrmaßnahmen in der Pflanze aus (Schaller 2002, Jones und Dangle, 2006). Diese Abwehrmaßnahmen können nicht nur dem Befall durch Herbivore entgegenwirken, sondern möglicherweise auch den Pathogenen ihren Befall erschweren. Pflanzen, die jedoch noch nicht durch einen vorangegangenen Herbivorenbefall, ihre Abwehrmaßnahmen eingeleitet haben, sind durch Pathogene womöglich leichter zu infizieren. Mayer et al. (2002) konnten zeigen, dass Tomatenpflanzen, die zuvor von *Bemisia argentifolii* befallen waren, eine höhere Resistenz gegen die Mehltauart *Erysiphe cichoracearum* zeigten, als Individuen, die nicht im Vorfeld befallen waren. Eine weitere mögliche Erklärung könnte darin bestehen, dass nicht nur die Herbivorie den Pathogenbefall fördert, sondern dass sich auch ein stärkerer Pathogenbefall positiv auf die Herbivorie auswirkt. In verschiedenen Studien konnte u.a. gezeigt werden, dass herbivore Insekten gezielt von Pathogenen befallene Pflanzen für die Eiablage oder die Vermehrung aufsuchen, da sich dies als Vorteil für die jeweilige Art erwies (Carruthers, Bergstrom & Haynes 1986; Friedli & Bacher 2001). Es ist somit wahrscheinlich, dass zu einem gewissen Grad auch der Herbivorenbefall durch Pathogene positiv beeinflusst wird. Dies könnte erklären, warum auch bei fehlender Herbivorie im BEF-Mod-Experiment der Pathogenbefall erhöht war. Herbivorie kann, muss aber nicht notwendigerweise einen erhöhten Pathogenbefall herbeiführen. Zwar scheint sich Herbivorie positiv auf den Pathogenbefall auszuwirken. Allerdings bedeutet ihr Wegfall nicht, dass der Pathogenbefall ebenfalls signifikant einbricht, da beispielsweise Arteffekte der Pathogene eine größere Rolle bei der Verbreitung spielen (Hantsch et al. 2013)

Eine weitere Beobachtung, betrifft das Fungizid-Treatment. Überraschenderweise konnte trotz des Einsatzes von Fungiziden kein signifikanter Rückgang des Pathogenbefalls beobachtet werden. Eine Einschränkung dieser Beobachtung ergab sich aus der getrennten Betrachtung und Auswertung der Bef-Mod-Flächendaten von Fläche A und B. Während in Fläche A der Pathogenbefall nicht signifikant erniedrigt war, konnte auf Fläche B eine Reduzierung des mittleren Pathogenschadens durch die Anwendung der Fungizide entdeckt werden. Auch wenn hier eine Wirkung des Fungizids angenommen werden kann, so ist doch zu vermuten, dass das verwendete Fungizid nur eine geringe Wirkung besitzt und daher nur äußerst geringe Effekte zu beobachten waren. Eine geringe Wirkung lässt sich möglicherweise mit resistenten Pathogenarten erklären. Auch ist es denkbar, dass das Fungizid durch Regen und andere Wettereinflüsse von den Blättern abgewaschen worden ist, bevor es seine Wirkung auf die Pathogengemeinschaft zeigen konnte. Es ist außerdem möglich, dass bereits vor der Fungizidbehandlung ein Teil des Pathogenschadens vorhanden war. Eine Wiederholung des Versuchs mit anderen Fungiziden, sowie einer kontinuierlichen Aufbringung, erscheint somit sinnvoll.

Im Gegensatz zu Fläche A, konnten für das Bef-Mod-Experiment keine Diversitätseffekte festgestellt werden. Eine Erklärung liegt möglicherweise darin, dass auf den Flächen A und B größtenteils unterschiedliche Pflanzenarten angepflanzt wurden, und somit auch verschiedene Pflanzengesellschaften entstanden sind (Bruehlheide et al. 2014). Diese Unterschiede machen sich möglicherweise in der Artenzusammensetzung der Pathogene bemerkbar und so auch in der Befallsrate und dem Vorkommen einzelner Pathogenarten (Mitchell et al. 2006). Es ist denkbar, dass Arteffekte der Pflanzen und Pathogene, sowie Eigenschaften der Pflanzengesellschaften sich negativ auf den Befall, besonders durch spezialisierte Pathogene, auswirken und dieser mit zunehmender Pflanzendiversität somit nicht signifikant erhöht war (Hantsch et al. 2013, Mitchell et al. 2002).

Schlussfolgerung

Der beschriebene hohe Pathogenbefall in hoch diversen Pflanzengesellschaften erscheint vor dem Hintergrund gegenteiliger Ergebnisse anderer Studien unerwartet. Mögliche Erklärungen lassen sich jedoch in der unterschiedlichen Wirkung von Pflanzendiversität auf Generalisten und Spezialisten finden. So könnte sich möglicherweise eine hohe Diversität positiv auf generalistische Pathogene auswirken und ihren Befall verstärken. Wie gezeigt, konnte Ähnliches auch schon für andere Organismengruppen nachgewiesen werden. Die positive Wirkung der An- sowie Abwesenheit von Herbivorie auf den Pathogenbefall zeigt einerseits das Vorhandensein mutualistischer Beziehungen und andererseits Nahrungs- und Lebensraumkonkurrenz, die zwischen den beiden Parteien herrscht. Die Ergebnisse zeigen einmal mehr die ambivalente Beziehung zwischen Pathogenen und Herbivoren, die sich möglicherweise höchst artspezifisch gestaltet. Beide Gruppen können Vor- und Nachteile aus der Präsenz des jeweils anderen erfahren.

Die Bedeutung von Pflanzendiversität lässt sich nicht pauschal auf Pathogene und Herbivore beziehen. Vielmehr wird deutlich, dass sie in unterschiedlichster Weise, die Zusammensetzung von Art- und Lebensgemeinschaften beeinflusst und nicht als per se positiv oder negativ bewertet werden kann. Pflanzengesellschaften profitieren zumindest in Bezug auf bestimmte Pathogenarten von einer höheren Diversität. Es bleibt allerdings zu bedenken, ob diese positiven Effekte durch das verstärkte Vorkommen generalistischer Pathogenarten Einfluss auf die Pflanzengesellschaft nehmen. Der analysierte hohe Pathogenbefall scheint sich im Allgemeinen schlecht auf die Pflanzen auszuwirken, was sich möglicherweise negativ auf die Biomasseproduktion und auf die allgemeine Performance von Wäldern auswirken kann.

Die Unterschiede in den Diversitätseffekten der Anpflanzungsszenarien machen außerdem deutlich, dass sich die Eigenschaften verschiedener ähnlich diverser Pflanzengesellschaften möglicherweise unterschiedlich auf den Schädlingsbefall von Wäldern auswirken können.

Für die Zukunft könnten weitere Forschungen zu den Eigenschaften von Pflanzengesellschaften und das dortige Vorkommen von Pathogenen auf Artebene hilfreich sein, um ein noch besseres Verständnis der Interaktionen zwischen Pathogenen, Herbivoren und Pflanzendiversität zu erlangen.

Literaturverzeichnis

Ayres M. P., Lombardero M. J. (2000) Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *Science of the Total Environment* 262: 263–286.

Bacher S., Brandl R., Nentwig W. (2011): *Ökologie kompakt* (3. Auflage), Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

Bagchi R., Gallery R. E., Gripenberg S., Gurr S. J., Narayan L., Addis C. E., Freckleton R. P., Lewis O. T. (2014) Pathogens and insect herbivores drive rainforest plant diversity and composition. *Nature* 506: 85–88.

Bagchi R., Swinfield T., Gallery R. E., Lewis O. T., Gripenberg S., Narayan L., Freckleton R. P. (2010) Testing the Janzen-Conell mechanism: pathogens cause overcompensating density dependence in a tropical tree. *Ecology Letters* 13: 1262-1269.

Belliure B., Janssen A., Maris P. C., Perters D., Sabelis M. W. (2005) Herbivore arthropods benefit from vectoring plant viruses. *Ecology Letters* 8: 70-79.

Bertin, C., Yang, X. H. & Weston, L. A. (2003) The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. *Plant and Soil* 256: 67–83.

Biere A., Elzinga J. A., Honders S. C., Harvey J. A. (2002) A plant pathogen reduces the enemy-free space of an insect herbivore on a shared host plant. *Proceedings of the Royal Society. Biological science* 269: 2197-2204.

Borer E. T., C. E. Mitchell, A. G. Power, and E. W. Seabloom (2009) Consumers indirectly increase infection risk in grassland food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106: 503–506.

Bouchard, C., Beauchamp, G., Leighton, P. A., Lindsay, R., Belanger, D. & Ogden, N. H. (2013) Does high biodiversity reduce the risk of Lyme disease invasion? *Parasites & Vectors* 6: 195.

Bradley D. J., Gilbert G. S., Parker I. M. (2003) Susceptibility of clover species to fungal infection: The interaction of leaf surface traits and environment. *American Journal of Botanic* 90: 857-864

Brennicke A, Schopfer P (2010): *Pflanzenphysiologie* (7. Auflage), Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

Bruehlheide H., Nadrowski K., Assmann T., Bauhus J., Both S., Buscot F., Chen X. Y., Ding B. Y., Durka W., Erfmeier A., Gutknecht J. L. M., Guo D. L., Guo L. D., Hardtle W., He J. S., Klein A. M., Kuhn P., Liang Y., Liu X. J., Michalski S., Niklaus P. A., Pei K. Q., Scherer-Lorenzen M., Scholten T., Schuldt A., Seidler G., Trogisch S., von Oheimb G., Welk E., Wirth C., Wubet T., Yang X. F., Yu M. J., Zhang S. R., Zhou H. Z., Fischer M., Ma K. P., Schmid B. (2014) Designing forest biodiversity experiments: general considerations illustrated by a new large experiment in subtropical china. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 74–89.

Burdon, J. J. & Chilvers, G. A. (1982) Host density as a factor in plant disease ecology. *Annual Review of Phytopathology* 20: 143–166.

Burdon, J. J., Thrall P. H., Ericson L. (2006) The current and future dynamics of disease in plant communities. *Annual Review of Phytopathology* 44: 19–39.

Busby P. E., Lamit L. J., Keith A. R., Newcombe G, Gehring C A, Whitman T G, Dirzo R (2015) Genetics-based interactions among plants, pathogens, and herbivores define arthropod community structure. *Ecology* 96: 1974-1984.

Cardinale B. J., Duffy J. E., Gonzalez A., Hooper D. U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G. M., Tilman D., Wardle D. A., Kinzig A. P., Daily G. C., Loreau M., Grace J. B., Larigauderie A., Srivastava D. S., Naeem S. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59-67.

Carruthers R. I., Bergstrom G. C., Haynes P. A. (1986) Accelerated development of the European corn borer, *Ostrinia nubilalis* (Lepidoptera: Pyralidae), induced by interactions with *Colletotrichum graminicola* (Melanconiales: Melanconiaceae), the causal fungus of maize anthracnose. *Annual Entomological Society of America* 79: 385–89.

Castagneyrol, B. & Jactel, H. (2012) Unraveling plant–animal diversity relationships: a meta-regression analysis. *Ecology* 93: 2115–2124.

Connell J. H. (1971) On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. *Dynamics of Populations* (eds P.J. den Boer & G.R. Gradwell) 298–312. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.

Crawley M. J. (2007): *The R Book*. John Wiley & Sons, Ltd. West Sussex.

Duffy J. E., Cardinale B. J., France K. E., McIntyre P. B., Thebault E., Loreau M. (2007) The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecology Letters* 10: 522-538.

Friedli J., Bacher S. (2001) Mutualistic interaction between a weevil and a rust fungus, two parasites of the weed *Cirsium arvense*. *Oecologia* 129: 571-576.

Gilbert, G. S. (2002) Evolutionary ecology of plant diseases in natural ecosystems. *Annual Review of Phytopathology* 40: 13–43.

Haas, S. E., Hooten M. B., Rizzo D. M., Meentemeyer R. K. (2011) Forest species diversity reduces disease risk in a generalist plant pathogen invasion. *Ecology Letters* 14: 1108-1116.

Hajji, M., Dreyer, E. & Marcais, B. (2009) Impact of *Erysiphe alphitoides* on transpiration and photosynthesis in *Quercus robur* leaves. *European Journal of Plant Pathology* 125: 63–72.

Hantsch L., Braun U., Scherer-Lorenzen M., Bruehlheide H. (2013) Species richness and species identity effects on occurrence of foliar fungal pathogens in a tree diversity experiment. *Ecosphere* 4: 81.

Hantsch L., Braun W., Haase J., Purschke O., Scherer-Lorenz M., Bruehlheide H. (2014) No plant functional diversity effects on foliar fungal pathogens in experimental tree communities. *Fungal Diversity* 66: 139-151

Hantsch L., Bien S., Radatz S., Braun U., Auge H., Bruehlheide H. (2014) Tree diversity and the role of non-host neighbour tree species in reducing fungal pathogen infestation. *Journal of Ecology* 102: 1673-1687.

Hatcher P. E., Paul N. D. (2000) Beetle reduces natural infection of *Rumex obtusifolius* by fungal pathogens. *New Phytologist* 146: 325-333.

Herms D. A., Mattson W. J. (1992) The Dilemma of Plants: To Grow or Defend. *The Quarterly Review of Ecology*, Vol. 67, No. 3: 283-335.

Hersh M. H., Vilgalys R., Clark J. S. (2012) Evaluating the impacts of multiple generalist fungal pathogens on temperate tree seedling survival. *Ecological Society of America* Vol. 93 No. 3: 511-520.

Jactel, H. & Brockerhoff, E.G. (2007) Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters* 10: 835-848.

Janzen D. H. (1970) Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist* 104: 501–527.

Johnson, P. T. J., Hartson R. B., Larson D. J., & Sutherland D. R. (2008) Diversity and disease: community structure drives parasite transmission and host fitness. *Ecology Letters* 11: 1017–1026.

Jones J. D. G., Dangl J. L. (2006) The plant immune system. *Nature* 444: 323-329.

Keesing, F., Holt R. D., & Ostfeld R. S. (2006) Effects of species diversity on disease risk. *Ecology Letters* 9: 485–498.

- Keesing, F., et al. (2010) Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature* 468: 647–652.
- Kellogg S. K., Hebard F. V., Rieske L. K. (2005) Interactions between a fungal pathogen, foliar properties, and generalist herbivores. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 117: 209-219.
- Kluth S., Kruess A., Tschardt T. (2001) Interactions between the rust fungus *Puccinia punctiformis* and ectophagous and endophagous insects on creeping thistle. *Journal of Applied Ecology* 38: 548-556.
- Knops, J. M. H., Tilman, D., Haddad, N. M., Naeem, S., Mitchell, C. E., Haarstad, J., Ritchie, M. E., Howe, K. M., Reich, P. B., Siemann, E. & Groth, J. (1999) Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters* 2: 286–293.
- Kruess A (2002a) Indirect interaction between a fungal plant pathogen and a herbivorous beetle of the weed *Cirsium arvense*. *Oecologia* 130: 563-569.
- Kruess A (2002b) Direct and indirect effects of the plant pathogen *Phoma destructiva* on the performance of creeping thistle, *Cirsium arvense*, and on specialized insect herbivores. *Journal of Applied Ecology*, submitted.
- Krupinsky, J. M., Bailey K. L., McMullen M. P., Gossen B. D., & Turkington T. K. (2002) Managing plant disease risk in diversified cropping systems. *Agronomy Journal* 94: 198–209.
- Lau, J. A., Strengbom, J., Stone, L. R., Reich, P. B. & Tiffin, P. (2008) Direct and indirect effects of CO₂, nitrogen, and community diversity on plant enemy interactions. *Ecology* 89: 226-236.
- Lynch, J. (1995) Root architecture and plant productivity. *Plant Physiology* 109: 7–13.
- Mayer R. T., Inbar M., McKenzie C. L., Shatters R., Borowicz V., et al. (2002) Multitrophic interactions of the silverleaf whitefly, host plants, competing herbivores, and phytopathogens. *Archives of Insect Biochemistry and Physiology* 51: 151–69.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington, DC.
- Mitchell, C. E., Tilman D., & Groth J. V. (2002) Effects of grassland plant species diversity, abundance, and composition on foliar fungal disease. *Ecology* 83: 1713–1726.
- Mitchell, C. E., & Power A. G. (2006) Disease dynamics in plant communities. Pages 58–72 in S. C. Collinge and C. Ray, editors. *Disease ecology: community structure and pathogen dynamics*. Oxford University Press, Oxford, UK.

- Mulder, C. P. H., Koricheva, J., Huss-Danell, K., Hogberg, P. & Joshi, J. (1999) Insects affect relationships between plant species richness and ecosystem processes. *Ecology Letters* 2: 237–246.
- Mulder C. P. H., Uliassi D. D., & Doak D. F (2001) Physical stress and diversity-productivity relationships: The role of positive interactions. *PNAS* 98: 6704-6708.
- Mundt, C. C., Sackett K. E., & Wallace L. R. D. (2011) Landscape heterogeneity and disease spread: experimental approaches with a plant pathogen. *Ecological Applications* 21: 321–328.
- Nadrowski, K., Wirth, C. & Scherer-Lorenzen, M. (2010) Is forest diversity driving ecosystem function and service? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2: 75-79.
- Oakley, C. A. & Knox, J. S. (2013) Plant species richness increases resistance to invasion by non-resident plant species during grassland restoration. *Applied Vegetation Science*, 16: 21-28.
- Pierik R., Mommer L., Voesenek L. ACJ. (2013) Molecular Mechanisms of plant competition: neighbor detection and response strategies. *Functional Ecology* 27: 841-853.
- Plath M., Dorn S., Riedel J., Barrios H., Mody K. (2012) Associational resistance and associational susceptibility: specialist herbivores show contrasting responses to tree stand diversification. *Oecologia* 169: 477–487.
- Prell, H. (1996) Interaktionen von Pflanzen und phytopathogenen Pilzen. Gutav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- Reiss J., Bridle J. R., Montoya J. M., Woodward G. (2009) Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 505-514.
- Rottstock T., Joshi J., Kummer V., Fischer M. (2014) Higher plant diversity promotes higher diversity of fungal pathogens, while it decreases pathogen infection per plant. *Ecology*, Vol. 95, No. 7: 1907-1917.
- Schaller A. (2002) Die Abwehr von Fressfeinden: Selbstverteidigung im Pflanzenreich. *Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich* 147/4: 141–150.
- Scherber, C., Milcu, A., Partsch, S., Scheu, S. & Weisser, W.W. (2006a) The effects of plant diversity and insect herbivory on performance of individual plant species in experimental grassland. *Journal of Ecology* 94: 922–931.
- Scherber, C., Mwangi, P.N., Temperton, V.M., Roscher, C., Schumacher, J., Schmid, B. & Weisser, W.W. (2006b) Effects of plant diversity on invertebrate herbivory in experimental grassland. *Oecologia* 147: 489–500.

- Scherber, C., Eisenhauer, N., Weisser, W.W., Schmid, B., Voigt, W., Fischer, M. et al. (2010a) Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature* 468: 553–556.
- Schuldt A., Baruffol M., Böhnke M., Bruelheide H., Härdtle W., Lang A. C., Nadrowski K., von Oheimb G., Voigt W., Zhou H et al. (2010) Tree diversity promotes insect herbivory in subtropical forests of south east china. *Journal of Ecology* 98: 917–926.
- Schuldt A., Bruelheide H., Härdtle W., Assmann T., Li Y., Ma K., von Oheimb G., Zhang J. (2015) Early positive effects of tree species richness on herbivory in a large-scale forest biodiversityexperiment influence tree growth. *Journal of Ecology* 103: 563-571.
- Simon M., Hilker M. (2003) Herbivores and pathogens on willow: do they effect each other? *Agricultural and Forest Entomology* 5: 275-284.
- Sobek, S., Scherber, C., Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T. (2009) Sapling herbivory, invertebrate herbivores and predators across a natural tree diversity gradient in Germany's largest connected deciduous forest. *Oecologia* 160: 279-288.
- Stout M. J., Thaler J. S., Thomma B. P. (2006) Plant-mediated interactions between pathogenic microorganisms and herbivorous arthropods. *Annual Review of Entomology* 51: 663–689.
- Tilman D., Lehman C. L., & Thomson K. T (1997) Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *Ecology* 94: 1857-1861.
- Unsicker, S.B., Baer, N., Kahmen, A., Wagner, M., Buchmann, N. &Weisser, W.W. (2006) Invertebrate herbivory along a gradient of plant species diversity in extensively managed grasslands. *Oecologia* 150: 233–246.
- Valkama E., Koricheva J., Salminen JP., Helander M., Saloniemi I., Saikkonen K., Pihlaja K. (2005) Leaf surface traits: overlooked determinants of birch resistance to herbivores and foliar microfungi? *Trees* 19: 191-197.
- Van Beckerath X. (2014) Effects of fungal plant pathogens and tree diversity on the degree of herbivory along an experimental tree species richness gradient in subtropical China. Bachelor-Thesis.
- Yang X., Bauhus J., Both S., Fang T., Härdtle W., Kröber W., Ma K., Nadrowski K., Pei K., Schrer-Lorenzen M., Scholten T., Seidler G., Schmid B., Oheimb G., Bruelheide H. (2013) Establishment success in a forest biodiversity and ecosystem functioning experiment in subtropical china (BEF-China). *European Journal of Forest Research* 132: 593–606.

Eidesstattliche Erklärung

„Hiermit versichere ich, dass ich die Arbeit – bei einer Gruppenarbeit den entsprechend gekennzeichneten Teil der Arbeit – selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe. Alle Stellen der Arbeit, die wortwörtlich oder sinngemäß aus anderen Quellen übernommen wurden, habe ich als solche kenntlich gemacht. Die Arbeit habe ich in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegt.“

Datum: 22.07.2015

Unterschrift: