

forstarchiv 82, 48-61
(2011)

DOI 10.2376/0300-
4112-82-48

© M. & H. Schaper
GmbH

ISSN 0300-4112
Korrespondenzadresse:
sheinri@gwdg.de

Eingegangen:
21.12.2010

Angenommen:
14.02.2011

Veränderung der Buchenwaldvegetation durch Klimawandel? Ergebnisse aus Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen

Forest vegetation and climate change? Results from unmanaged beech forests of North Rhine-Westphalia

STEFFI HEINRICHS¹, UTA SCHULTE² und WOLFGANG SCHMIDT¹

¹Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Burckhardt-Institut, Georg-August-Universität Göttingen, Büsgenweg 1, D-37077 Göttingen

²Landesbetrieb Wald und Holz NRW, Bröbweg 40, D-45897 Gelsenkirchen

Kurzfassung

Ein langfristiges vegetationsökologisches Monitoring auf Dauerbeobachtungsflächen in Naturwaldreservaten liefert eine wertvolle Basis, um Vegetationsveränderungen in Wäldern auch im Hinblick auf einen Einfluss des Klimawandels zu erkennen. Vor diesem Hintergrund wurde die Entwicklung der Vegetation in 30 Buchen-Naturwaldzellen Nordrhein-Westfalens von den späten 80er-Jahren bis heute untersucht. Neben dem Einflussfaktor Klimawandel, der sich in Nordrhein-Westfalen durch höhere Wintertemperaturen und -niederschläge in den letzten zwanzig Jahren im Vergleich zum langjährigen Mittel bemerkbar macht, wurden auch die besondere Dynamik nach der Beendigung der forstlichen Nutzung sowie der Wildeinfluss berücksichtigt.

Die untersuchten Buchenwälder zeigten einheitlich einen Rückgang in den Artenzahlen und Deckungsgraden der Krautschicht, was auf die Geschlossenheit der Bestände in Verbindung mit fehlender forstlicher Nutzung zurückzuführen ist. Auch für die Entwicklung der Strauchschicht ist das Licht der limitierende Faktor, da diese Vegetationsschicht auch unter Ausschluss des Wildes nicht signifikant an Deckung zunahm. Wildverbiss beeinflusste die Artenzahl der Strauchschicht und die Zusammensetzung der Pflanzenbestände: So traten in der Strauchschicht der gezäunten Flächen mehr verbissbeliebte Laubbölder (z. B. *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Sorbus aucuparia*) auf als in den ungezäunten Pendants. Auch verschiedene Krautschichtarten wurden vermehrt in den gezäunten Bereichen kartiert. Dazu zählt auch der Efeu (*Hedera helix*), dessen Ausbreitung aber zusätzlich durch mildere Winter gefördert werden kann. Klimabedingt hat möglicherweise auch die Stechpalme (*Ilex aquifolium*) leicht zugenommen, eine ebenfalls frostempfindliche, immergrüne, ozeanisch-verbreitete Art. Generell gilt die Ausbreitung dieser beiden immergrünen Gehölze in sommergrünen Laubwäldern („Laurophyllisation“) als Indiz für einen Einfluss wärmerer Klimabedingungen. Neben den immergrünen Arten hat auch der Anteil vorsommergrüner Arten am Deckungsgrad leicht zugenommen, was – im Vergleich zum Rückgang vieler Waldarten in der Krautschicht – mit der positiven Wirkung einer früher beginnenden Vegetationsperiode zusammenhängen kann.

Insgesamt erwiesen sich aber die geringe Lichtverfügbarkeit und fehlende Störungen durch Nichtbewirtschaftung in den Naturwaldzellen als wichtigste Einflussfaktoren für die Vegetationsveränderungen in den letzten Jahren. Um die bisher festgestellten Trends bestätigen oder widerlegen zu können, ist jedoch auch zukünftig eine langfristige und regelmäßige Vegetationsbeobachtung der Dauerflächen in Naturwaldzellen notwendig.

Schlüsselwörter: Dauerflächen, Wildverbiss, Laurophyllisation, Frühjahrsgeophyten, Artenreichtum, Deckungsgrade, Temperatur, Niederschlag

Abstract

Long-term vegetation monitoring on permanent plots in strict forest reserves provides a helpful tool to identify the influence of climate change on forest vegetation. Thus, this study investigated the impact of climate change on the vegetation development in 30 strict beech forest reserves in North Rhine-Westphalia, comparing data from the late 80's to the present day. Climate change has caused higher winter temperatures and increased winter precipitation rates in North Rhine-Westphalia over the past decades compared to the long-term mean. We, however, also considered the influence of a decreasing light availability and a lack of disturbance after forest management ended and effects of game browsing.

The investigated beech forests showed a consistent decrease in herb layer coverage and species numbers resulting from the low light availability in connection with the abandonment of forest management. The dark conditions also inhibited the development of the shrub layer, which did not increase distinctly in coverage in either unfenced or fenced plots. Browsing mainly affected shrub layer species numbers and species composition. Tree species favoured by game (e.g. *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Sorbus aucuparia*) were more frequently found in fenced than unfenced plots. Similarly, in the fenced plots, an increase in different herb layer species was recorded including ivy (*Hedera helix*), whose spread can also be stimulated by milder winters. A possible climate induced spread of this species is also supported by the concurrent slight increase of holly (*Ilex aquifolium*), an otherwise oceanic, evergreen plant species susceptible to low winter temperatures. The spread of these evergreen shrub species in temperate broadleaved forests („laurophyllisation“) is generally seen as evidence for an influence of global warming on forest communities. As well as evergreens, spring species slightly increased in their contribution to total herb layer coverage over the years, possibly benefiting from an earlier starting and longer lasting vegetation period.

However, overall the low light availability and a lack of disturbance caused by forest management have been the most important factors influencing the vegetation to date. To verify or disprove these trends, an ongoing long-term and continuous vegetation monitoring is necessary in the future.

Key words: permanent plots, game browsing, laurophyllisation, spring geophytes, species diversity, species coverage, temperature, precipitation

Einleitung

Klimatische Veränderungen spielen für mitteleuropäische Wälder eine immer größere Rolle. So kann ein häufiger erwartetes Auftreten von Extremereignissen (z. B. Trockenperioden, Orkane) die Stabilität der Wälder herabsetzen und wichtige Funktionen des Waldes negativ beeinflussen (Overpeck et al. 1990, Dale et al. 2001, Wohlgemuth et al. 2008). Auswirkungen der Klimaerwärmung auf Pflanzenarten wurden bisher z. B. hinsichtlich einer früheren Phänologie festgestellt (Menzel et al. 2006). Die Verlängerung der Vegetationsperiode bedeutet für einige Pflanzen eine Erhöhung der Konkurrenzkraft, da die Zeit zum Aufbau von Biomasse und zur Reproduktion verlängert ist. Dies gilt besonders für Arten des Frühjahrs, wobei bisher nur wenige Untersuchungen eine tatsächliche Ausbreitung dieser Artengruppe in temperierten Wäldern feststellen konnten (Böhling 2008, Schmidt 2009). Frostempfindliche immergrüne Arten profitieren vor allem von milderen Wintern, so konnten für *Hedera helix*, *Ilex aquifolium* sowie *Viscum laxum* Ausbreitungstendenzen festgestellt werden (Carraro et al. 2001, Dierschke 2005, Hilker et al. 2005). Auch gebietsfremde wärmeliebende Arten werden vermutlich von milderen Wintern profitieren (Thuiller et al. 2007, Kleinbauer et al. 2010). Rückgänge sind dagegen für montane Arten bzw. Arten feuchter Lebensräume zu erwarten, sofern sie nicht in kühlere, feuchtere Lagen oder Standorte ausweichen können (Carraro et al. 2001).

Diese Beispiele zeigen, dass sich die Vegetation als Indikator für klimatische Veränderungen gut eignet, was auch mit der leichten Erfassbarkeit, der großen Artenzahl und den spezifischen Standortansprüchen insbesondere der Gefäßpflanzen, aber auch von Moosen und Flechten in Verbindung steht (Schmidt 1999, 2005, Ellenberg et al. 2001, Schmidt et al. 2003). Eindeutige Informationen über quantitative Veränderungen in der Zusammensetzung von Pflanzenbeständen lassen sich aber nur durch gut rekonstruierbare Dauerflächen und die Auswertung echter Zeitreihen gewinnen (Ellenberg 1979, Tilman 1989, Riederer und Rehfuss 2008). Daher liefert die langfristige Aufnahme von Dauerflächen in Naturwaldreservaten

Tab. 1. Charakteristika der betrachteten Naturwaldzellen (NWZ), die anhand der Zuordnung zu verschiedenen Waldgesellschaften gruppiert wurden. Angegeben sind Nummer und Name der Naturwaldzellen, das Jahr der Ausweisung (Schulte und Scheible 2005), die Jahre, in denen Vegetationsaufnahmen auf Dauerflächen durchgeführt wurden, das Wuchsgebiet sowie die Höhenstufe.

Characteristics of the regarded strict forest nature reserves (NWZ), that are grouped under their assigned plant community. Given are number and name of the nature reserve, the year of management abandonment (Schulte and Scheible 2005), the years of conducted vegetation surveys on permanent plots, the growing region and the altitudinal belt.

Nr.	Name	NWZ seit	Aufnahme		Wuchsgebiet	Höhenstufe
			1	2		
Luzulo-Fagetum						
15	Steinsieperhöh	1972	1993	2003	Bergisches Land	kollin
16	Meersiepenkopf	1972	1993	2003	Bergisches Land	kollin
18	Hellerberg	1976	1992	2007	Sauerland	submontan
20	Grauhain	1976	1993	2007	Sauerland	montan
21	Brandhagen	1976	1993	2008	Sauerland	montan
22	An der Frauengrube	1976	1993	2007	Sauerland	montan
23	Schiefe Wand	1976	1993	2007	Sauerland	montan
26	Nammer Berg	1978	1992	2009	Weserbergland	kollin
27	Am Weißen Spring	1978	1997	2009	Westfälische Bucht	submontan
38	Puhlbruch	1976	1993	2007	Bergisches Land	submontan
41	Hunau	1977	1992	2008	Sauerland	montan
43	Niederkamp	1978	1996	2009	Niederrheinisches Tiefland	planar
44	Hiesfelder Wald	1978	1996	2009	Westfälische Bucht	planar
45	Krummbeck	1978	1995	2006	Westfälische Bucht	planar
46	Altwald Wille	1978	1992	2009	Niederrheinische Bucht	planar
47	Amelsbüren	1978	1998	2009	Westfälische Bucht	planar
56	Latrop	1984	1993	2006	Sauerland	montan
Galio-Fagetum						
3	Schäferheld	1971	1992	2002	Nordwesteifel	montan
7	Oberm. Jägerkreuz	1972	1988	2003	Niederrheinische Bucht	kollin
17	Herbremen	1976	1992	2008	Sauerland	kollin
29	Kluß	1978	1992	2009	Westfälische Bucht	submontan
30	Untere Kellberg	1978	1996	2009	Westfälische Bucht	kollin
35	Ostenberg	1974	1992	2005	Mittelwestniedersächs. Tiefland	planar
37	Großer Stein	1976	1996	2008	Sauerland	submontan
54	Probstforst	1984	1994	2005	Niederrheinische Bucht	kollin
57	Petersberg	1987	1991	2008	Bergisches Land	kollin
58	Überanger Mark	1986	1995	2008	Niederrheinisches Tiefland	planar
Hordelymo-Fagetum						
33	Eichenberg	1978	1997	2009	Weserbergland	kollin
34	Süstertal	1978	1998	2009	Weserbergland	kollin
60	Nonnenstromberg	1989	1993	2005	Bergisches Land	submontan

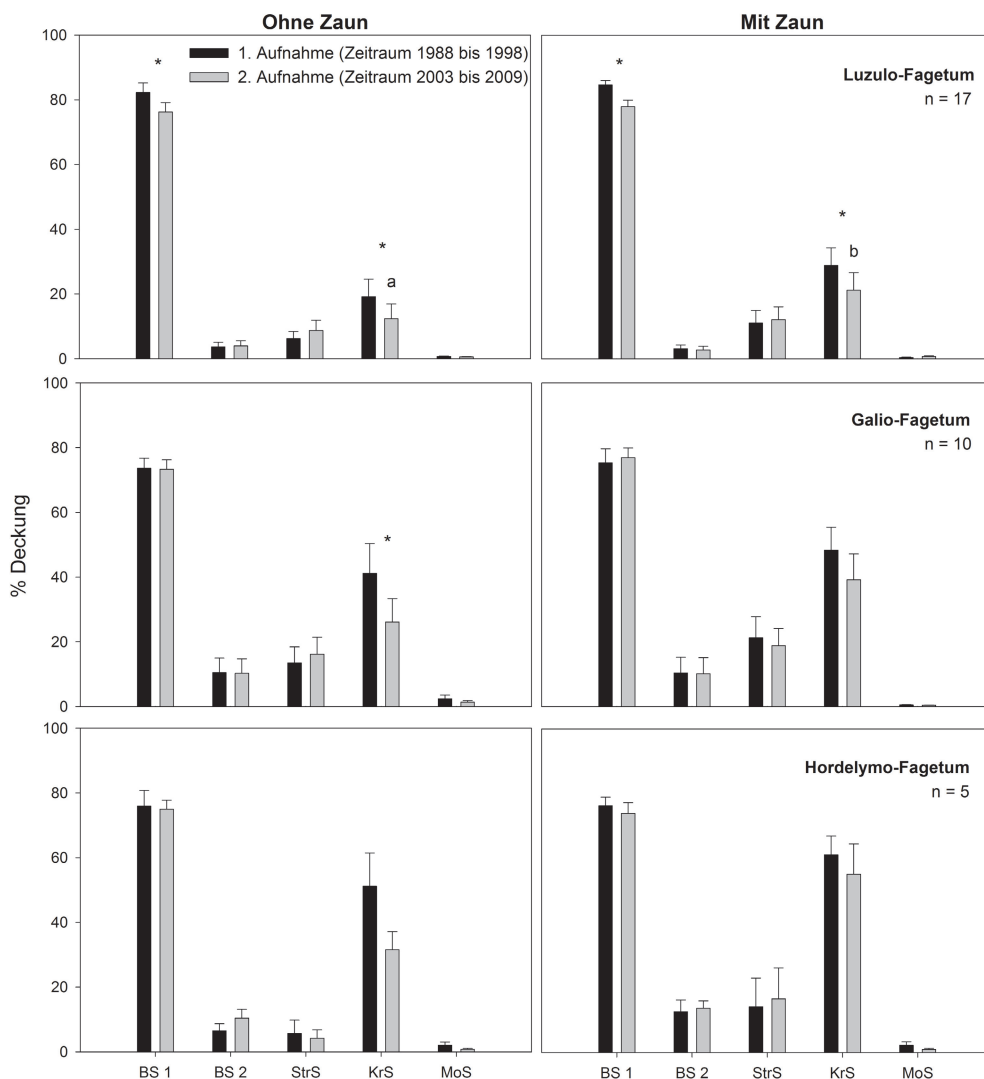


Abb. 1. Mittlere Deckungsgrade (\pm Standardfehler) der Baumschicht 1 (BS 1), Baumschicht 2 (BS 2), Strauchschicht (StrS), Krautschicht (KrS) und Moosschicht (MoS) in den unterschiedlichen Buchenwaldgesellschaften in ungezäunten und gezäunten Kernflächen. Gegenübergestellt sind die zwei Aufnahmezeiträume. *markiert signifikante Unterschiede zwischen 1. und 2. Aufnahme innerhalb einer Vegetationsschicht, unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen ungezäunter und gezäunter Fläche in einem Aufnahmezeitraum.

Mean coverage (\pm standard error) of the tree layer 1 and 2 (BS 1 and BS 2), the shrub layer (StrS), the herb layer (KrS) and the moss layer (MoS) in different beech forest communities in unfenced and fenced plots. Contrasted are the two observation periods. *indicates significant differences between the first and second inventory within a vegetation layer, different letters mark significant differences between fenced and unfenced plots within one observation period.

eine wertvolle Basis, um in Wäldern Vegetationsveränderungen auch in Hinblick auf einen Einfluss des Klimawandels zu erkennen (Thomas et al. 1995, Schmidt 1999). Als Teil der Anpassungspolitik des Landes Nordrhein-Westfalen an den Klimawandel wurden für die vorliegende Studie daher Vegetationsaufnahmen aus ausgewählten Naturwaldzellen Nordrhein-Westfalens aus den späten 1980er- und 1990er-Jahren und aus aktueller Zeit hinsichtlich möglicher klimabedingter Veränderungen verglichen.

Die Auswertung sollte aber auch andere Einflussfaktoren berücksichtigen: Neben der besonderen Dynamik nach der Beendigung der forstlichen Nutzung unterliegen auch die Naturwaldzellen eutrophierenden, z. T. auch bodenversauernden atmosphärischen Einträgen. Zahlreiche Untersuchungen unterstreichen die Bedeutung erhöhter Stickstoffeinträge für die Entwicklung der Waldvegetation (Bobbink et al. 1998, Brunet et al. 1998, Bernhardt-Römermann et al. 2007). Da ein Großteil der Bestände auch den direkten Vergleich ungezäunter und gezäunter Flächen bietet, sind auch Aussagen über den Einfluss des Wildes auf die Vegetationsentwicklung möglich.

Es sollen daher zunächst Fragen zur allgemeinen Entwicklung der Artenzahlen und Deckungsgrade in Abhängigkeit von der Zeit und zum Wildeinfluss beantwortet werden, um dann abschließend, entsprechend der Hauptzielrichtung der Studie, auf klimatische Veränderungen in Nordrhein-Westfalen und deren möglichen Einfluss auf die Vegetation einzugehen.

Material und Methoden

Klimadaten

Zur Abschätzung klimatischer Veränderungen in Nordrhein-Westfalen in den letzten 30 Jahren wurden die mittleren Monatstemperaturen und mittleren monatlichen Niederschlagssummen für die Zeiträume 1990-1999 und 2000-2009 mit dem langjährigen Mittel (1961-1990) verglichen. Dies erfolgte für drei verschiedene Klimastationen: Düsseldorf (Niederrheinische Bucht; 37 m ü. NN), Aachen (Eifel; 202 m ü. NN), Kahler Asten (Süderbergland/Sauerland; 839 m ü. NN). Die Klimadaten für diese drei Stationen wurden den monatlichen Witterungsreporten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) entnommen.

Vegetationsdaten

In repräsentativen Kernflächen von 30 bestehenden Naturwaldzellen (NWZ) Nordrhein-Westfalens wurden in den späten 80er und 90er Jahren Vegetationsaufnahmen (in der Regel Sommeraufnahmen im Juni/Juli) durchgeführt, die mindestens 10 Jahre später auf derselben Fläche wiederholt wurden. So ergaben sich zwei Aufnahmezeiträume: 1 = 1988-1998, 2 = 2003-2009. Die Vegetationsaufnahmen erfolgten dabei auf 400 m² Unterflächen innerhalb der gezäunten

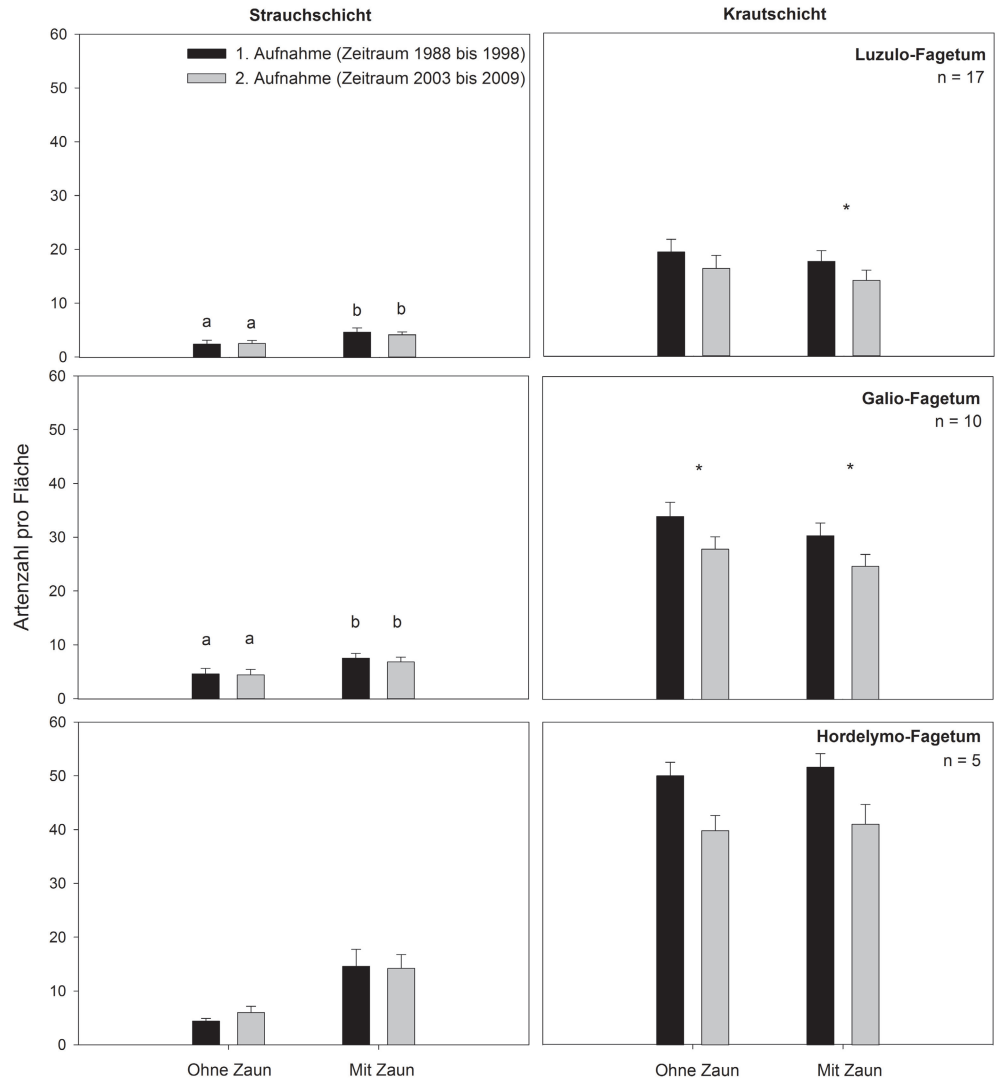


Abb. 2. Mittlere Artenzahl/Fläche (\pm Standardfehler) der Strauch- und Krautschicht in den unterschiedlichen Buchenwaldgesellschaften in ungezäunten und gezäunten Kernflächen. Gegenübergestellt sind die zwei Aufnahmezeiträume. *markiert signifikante Unterschiede zwischen 1. und 2. Aufnahme innerhalb einer Vegetationsschicht, unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen ungezäunter und gezäunter Fläche in einem Aufnahmezeitraum.

Mean species number per plot (\pm standard error) of the shrub and herb layer in different beech forest communities in unfenced and fenced plots. Contrasted are the two observation periods. *indicates significant differences between the first and second inventory within a vegetation layer, different letters mark significant differences between unfenced and fenced plots within one observation period.

und ungezäunten Kernflächen. Die Vegetation wurde getrennt nach Baumschicht (Gehölze mit einer Wuchshöhe > 5 m, bei deutlicher Schichtung wurde eine Einteilung in Baumschicht 1 und 2 vorgenommen), Strauchschicht (Gehölze zwischen 0,5 und 5 m Wuchshöhe), Krautschicht (Krautige Arten und Gehölze unter 0,5 m) und Moosschicht (bodenbewohnende Moose) aufgenommen.

Diese Naturwaldzellen wurden anhand ihrer Artenzusammensetzung der ungezäunten Kernfläche bei der 1. Aufnahme in Anlehnung an Schubert et al. (1995) verschiedenen Waldgesellschaften zugeordnet. 17 Bestände wurden dem Luzulo-Fagetum zugewiesen, zehn dem Galio-Fagetum und drei dem Hordelymo-Fagetum. In zwei Naturwaldzellen der Hordelymo-Fagetum-Gruppe (NWZ 33 und 34) wurden jeweils gezäunte und ungezäunte Kernflächen an zwei Standorten aufgenommen. Diese zwei Standorte gingen als unabhängig voneinander aufgenommene Kernflächen in die Auswertung mit ein (Tabelle 1). Da sich die Zuordnung der Naturwaldzellen zu den Waldgesellschaften ausschließlich an der Artenzusammensetzung der Kernflächen orientierte, ergeben sich teilweise Abweichungen zu anderen Einteilungen, die die gesamte Naturwaldzelle betrachten, so z. B. hinsichtlich der NWZ 3 und 17, die nach Schulte und Scheible (2005) bodensauren Buchen- bzw. Eichen-Hainbuchenwäldern zugeordnet sind. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach Wisskirchen und Haeupler (1998).

Auswertung und Statistik

Die Naturwaldzellen des Luzulo-Fagetum (n = 17), des Galio-Fagetum (n = 10) und des Hordelymo-Fagetum (n = 5) wurden jeweils als Grundgesamtheiten betrachtet. Aufgrund der teilweise extremen Artenarmut der Bestände der ersten Gruppe beziehen sich die Analysen auf die gesamte Kernfläche, die variierend aus vier bis 15 Unterflächen à 400 m² besteht. In den meisten Fällen besteht die Kernfläche aus acht Unterflächen. Die betrachtete Fläche variiert damit zwischen 1.600 und 6.000 m².

Für die Auswertung wurden die mittleren Deckungsgrade der verschiedenen Vegetationsschichten (Baumschicht 1, Baumschicht 2, Strauchschicht, Krautschicht, Moosschicht) sowie die mittleren Artenzahlen der Strauch- und Krautschicht berechnet. Des Weiteren wurden mittlere gewichtete Zeigerwerte nach Ellenberg (Ellenberg et al. 2001) sowohl für jedes Aufnahmejahr als auch für ungezäunte und gezäunte Flächen berechnet. Zusätzlich wurde die Artenzusammensetzung der Krautschicht hinsichtlich der Blattausdauer, der Lebensform (Ellenberg et al. 2001), der Gebundenheit der verschiedenen Arten an Wald und Offenland (nach Schmidt et al. 2003) und des Anteils neophytischer Arten (nach Wolff-Straub et al. 1988) an Artenzahl und Deckung betrachtet. Als neophytische Art wurde auch *Picea abies* eingestuft, da diese Art im Bergland zwar als eingebürgert gilt, in Nordrhein-Westfalen aber keine indi-

Tab. 2. Mittlere gewichtete Zeigerwerte der Krautschicht und der Anteil neophytischer Arten an Artenzahl und Deckungsgrad für die Aufnahmezeiträume 1 (1988-1998) und 2 (2003-2009) sowie für ungezäunte und gezäunte Flächen. Fett gedruckte Ziffern indizieren signifikante höhere Werte beim Vergleich der Aufnahmezeiträume. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen ungezäunten und gezäunten Flächen innerhalb eines Aufnahmezeitraumes.

Mean cover weighted Ellenberg indicator values (moisture, continentality, light, nitrogen, reaction, and temperature) and the contribution of neophytic species to species number and coverage of the herb layer for the observation periods 1 (1988-1998) and 2 (2003-2009), as well as for unfenced and fenced plots. Bold numbers indicate significantly higher values when comparing both observations. Letters mark significant differences between fenced and unfenced plots within one observation period.

Aufnahmezeitraum	Luzulo-Fagetum				Galio-Fagetum				Hordelymo-Fagetum			
	ohne Zaun		mit Zaun		ohne Zaun		mit Zaun		ohne Zaun		mit Zaun	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
mittlere gewichtete Zeigerwerte												
Feuchte	5,4	5,4	5,5	5,4	5,4	5,5a	5,4	5,3b	4,9	4,9	4,9	5,0
Kontinentalität	3,1	3,0	3,3	3,0	3,4	3,5	3,3	3,2	2,9	3,0	2,8	2,6
Licht	4,1	3,8	4,1	3,8	3,4	3,6	3,7	3,6	3,7	3,6	3,9	3,8
Stickstoff	4,7	4,8	4,8	4,9	5,7	5,7	5,5	5,6	5,5	5,6	5,3	5,6
Reaktion	3,8	3,8	3,6	3,7	4,9	5,2	5,0	5,0	6,5	6,7	6,6	6,7
Temperatur	4,8	4,9a	4,8	4,8b	5,2a	5,2	5,0b	5,0	5,2	5,2	5,2	5,2
Neophyten-Anteil (%)												
an der Artenzahl	4,5	7,3	3,8	5,4	2,5	2,9	3,2	3,0	2,9	0,8	2,3	0,8
am Deckungsgrad	1,2	1,1	0,7	1,1	7,1	6,7	4,7	2,2	0,7	4,4	0,2	1,4

Tab. 3. Mittlerer prozentualer Deckungsgradanteil der Arten der Krautschicht hinsichtlich ihrer Blattausdauer, ihrer Lebensform (beide nach Ellenberg et al. 2001) und ihres Vorkommens in Wald und Offenland (nach Schmidt et al. 2003) für die Aufnahmezeiträume 1 (1988-1998) und 2 (2003-2009) sowie ungezäunte und gezäunte Flächen. Fett gedruckte Ziffern indizieren signifikant höhere Werte beim Vergleich der Aufnahmezeiträume. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen ungezäunten und gezäunten Flächen innerhalb eines Aufnahmezeitraumes.

Mean percentage contribution of herb layer species to herb layer coverage grouped according to their leaf life span, life form (both following Ellenberg et al. 2001), and their occurrence in forests or at open sites (following Schmidt et al. 2003) for the observation periods 1 (1988-1998) and 2 (2003-2009) as well as for unfenced and fenced plots. Bold numbers indicate significantly higher values when comparing both observations. Letters mark significant differences between unfenced and fenced plots within one observation period.

Aufnahmezeitraum	Luzulo-Fagetum				Galio-Fagetum				Hordelymo-Fagetum			
	ohne Zaun		mit Zaun		ohne Zaun		mit Zaun		ohne Zaun		mit Zaun	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
% Deckungsgradanteil												
Blattausdauer												
Immergrün	18,7	16,1	11,1	18,4	4,9	7,8	10,4	12,1	2,5	3,0	24,3	45,6
Sommergrün	62,1	62,9	74,8	65,6	59,2	69,2	71,5	64,3	75,7	72,5	52,0	34,4
Vorsommergrün	1,6	2,9	2,5	0,9	3,4	4,7	1,8	5,2	7,3	12,0	13,1	14,7
Wintergrün	17,6	18,1	11,6	15,1	32,5a	18,4	16,3b	18,4	14,5	12,4	10,7	5,4
Lebensform												
Chamaephyten	3,8	2,5	1,0	1,1	2,7	5,9	3,8	5,6	0,5	0,7	1,7	1,3
Geophyten	24,1	26,6	30,5	24,9	27,4	20,5	22,3	25,2	43,0	46,5	39,7	29,2
Hemikryptophyten	41,2	33,2	30,2	26,7	30,5a	23,7	16,6b	14,6	24,2	19,9	19,3	8,0
Nanophanerophyten	6,9a	3,1a	19,7b	12,9b	11,7a	11,1	33,5b	26,2	3,3	1,9	2,9	2,2
Phanerophyten	22,1	31,4	15,1	26,9	14,2	22,2	9,6	15,7	17,2	24,9	14,1	13,5
Therophyten	1,4	1,6	0,6	0,4	12,8a	15,9a	7,8b	6,5b	0,8	4,6	0,4	1,6
Zwergsträucher	0,5	1,6	2,9	7,2	0,7a	0,8	6,5b	6,2	1,0	1,4	21,8	44,2
Vorkommen												
Arten												
der Baumverjüngung	15,5	23,3	13,9	20,6	13,6	22,1	15,9	21,7	18,2	26,3	35,9	57,6
der geschlossenen Wälder	29,8	34,3	25,6	29,9	55,1a	49,6	38,9b	37,3	51,9	49,0	36,2	25,4
der Waldränder und Waldverlichtungen	0,1	0,1	0,1	0,1	1,4	1,0	3,7	2,8	1,7	0,9	1,5	1,0
im Wald und Offenland	54,4	42,3	60,3	49,5	29,8	27,4	41,5	38,2	28,0	23,7	26,3	15,9
vorwiegend im Offenland	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
des Offenlandes	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0

Tab. 4. Stetigkeit (S) und mittlerer Deckungsgrad (D, < 0,1 % = +) der wichtigsten Arten der Strauch- und Krautschicht (mindestens in einem Aufnahmejahr im Mittel mit ≥ 30 % Stetigkeit bzw. ≥ 1 % Deckung) des Luzulo-Fagetum für die Aufnahmezeiträume 1 (1988-1998) und 2 (2003-2009) in ungezäunten und gezäunten Kernflächen. Fett gedruckt sind signifikant höhere Werte beim Vergleich der Aufnahmezeiträume, grau unterlegte Werte zeigen signifikante Unterschiede zwischen der ungezäunten und der gezäunten Variante, $n = 17$.

Frequency (S) and mean coverage (D, < 0,1% = +) of shrub and herb layer species (shown are only species with $\geq 30\%$ frequency or $\geq 1\%$ coverage in at least one observation) in the Luzulo-Fagetum community for the observation periods 1 (1988-1998) and 2 (2003-2009) in unfenced and fenced plots. Significant higher numbers when comparing both inventories are shown in bold, significant differences between unfenced and fenced plots are highlighted in grey, $n = 17$.

Aufnahmezeitraum	ohne Zaun				mit Zaun			
	S (%)	S (%)	D (%)	D (%)	S (%)	S (%)	D (%)	D (%)
Strauchschicht								
<i>Fagus sylvatica</i>	26	35	1,7	4,0	45	61	3,7	4,7
<i>Ilex aquifolium</i>	35	40	3,0	4,7	41	42	5,9	7,8
<i>Sorbus aucuparia</i>	7	11	0,7	0,2	49	39	0,8	0,3
Krautschicht								
<i>Fagus sylvatica</i>	83	83	1,5	1,0	88	84	1,4	0,8
<i>Dryopteris carthusiana</i>	77	66	1,0	0,5	58	55	0,7	0,7
<i>Luzula luzuloides</i>	63	46	0,9	0,5	51	38	1,2	0,8
<i>Dryopteris dilatata</i>	60	47	2,3	0,9	57	48	4,7	3,0
<i>Athyrium filix-femina</i>	54	29	0,4	0,3	67	46	0,7	0,3
<i>Oxalis acetosella</i>	52	36	0,9	1,3	51	44	1,6	2,0
<i>Acer pseudoplatanus</i>	43	35	0,2	0,2	35	31	0,2	0,1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	41	20	4,7	3,0	38	19	2,7	1,1
<i>Ilex aquifolium</i>	39	38	0,5	0,4	39	41	0,6	0,7
<i>Sorbus aucuparia</i>	38	26	0,2	0,1	40	19	0,2	0,1
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	34	26	2,0	1,1	30	30	3,9	2,3
<i>Anemone nemorosa</i>	30	13	0,2	0,1	26	20	1,3	0,1
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	21	15	1,2	0,6	44	32	6,0	3,5
<i>Pteridium aquilinum</i>	14	11	2,2	1,0	17	15	2,8	1,3
<i>Hedera helix</i>	12	10	0,1	0,1	16	16	1,0	1,1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	9	7	0,1	0,7	13	7	0,8	2,5

genen Vorkommen besitzt (Wolff-Straub et al. 1988, Haeupler et al. 2003). Als nordwestliche Grenze der natürlichen Fichtenverbreitung in Deutschland geben Schmidt-Vogt (1977) sowie Lang (1994) eine Linie vom Thüringer Wald bis zum Harz an.

Auch Unterschiede im Deckungsgrad und in der Stetigkeit häufig auftretender Arten wurden untersucht. Zur Bestimmung der Stetigkeit einer Art pro Kernfläche wurde dabei ihr Vorkommen in den Unterflächen herangezogen.

Die genannten Vegetationsparameter wurden mithilfe des Wilcoxon-Rangsummentests zwischen 1. und 2. Aufnahmeperiode sowie zwischen ungezäunten und gezäunten Kernflächen verglichen. Als Signifikanzniveau wurde einheitlich $p \leq 0,05$ akzeptiert.

Ergebnisse

Veränderungen der Deckungsgrade und Artenzahlen

Die Naturwaldzellen aller drei Buchenwaldgesellschaften zeigen einen mehr oder weniger deutlichen Rückgang der Krautschichtdeckung (Abbildung 1), der in den ungezäunten Kernflächen deutlicher ist. Im Luzulo-Fagetum nimmt die 1. Baumschicht von der 1. zur 2. Aufnahme geringfügig, aber signifikant ab. Neben der Krautschichtdeckung nimmt auch die Artenzahl sowohl außerhalb als auch innerhalb des Zauns mit der Zeit ab (Abbildung 2).

Die Deckung der Strauchschicht zeigt keine einheitliche Entwicklung, es konnte lediglich über beide Aufnahmezeiten eine artenreichere Strauchschicht in den gezäunten Flächen im Vergleich zu den ungezäunten Flächen festgestellt werden (Abbildung 2).

Veränderungen der mittleren Zeigerwerte und Artengruppenanteile

Die gewichteten mittleren Zeigerwerte sind über die Jahre recht konstant geblieben, nur die Lichtverfügbarkeit verringerte sich vor allem in den Luzulo-Fagetum-Beständen, was durch einen signifikant geringeren Lichtwert im 2. Aufnahmezeitraum zum Ausdruck kommt (Tabelle 2). Unterschiede zwischen ungezäunten und gezäunten Flächen ergaben sich hinsichtlich der Temperaturzahl (Luzulo- und Galio-Fagetum) und der Feuchtezahl (Galio-Fagetum).

Der Anteil neophytischer Arten an Artenzahl und Deckungsgrad der Krautschicht war stets unter 8 % und veränderte sich in keiner Gruppe signifikant von der 1. zur 2. Aufnahme (Tabelle 2). Auch der Zaun zeigte keinen signifikanten Einfluss. Neben der krautigen Art *Impatiens parviflora* traten in der Regel nur neophytische Baumarten (*Picea abies*, *Prunus serotina*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*) auf, die aber zu allen Zeiten geringe Deckungsgrade aufwiesen.

Immergrüne Arten erhöhten ihren Deckungsgradanteil signifikant in gezäunten Flächen der Luzulo-Fagetum zwischen den Aufnahmezeiträumen. Auch in Wäldern des Hordelymo-Fagetum nahm der Anteil immergrüner Arten stark zu, wenn auch aufgrund des kleinen Stichprobenumfangs nicht signifikant ($p = 0,06$, Tabelle 3). In den ungezäunten Galio-Fagetum-Flächen zeigte sich ein signifikanter Rückgang des Anteils wintergrüner Arten an der Krautschichtdeckung zugunsten des Anteils sommergrüner und immergrüner Arten. Der Anteil vorsommergrüner Arten stieg in den beiden reichen Buchenwaldgesellschaften leicht, jedoch nicht signifikant, an.

Die NWZ des Luzulo- und Galio-Fagetum sind in den gezäunten Flächen im Vergleich zu den ungezäunten durch einen höheren Anteil Nanophanerophyten gekennzeichnet (Tabelle 3). Darüber hi-

Tab. 5. Stetigkeit (S) und mittlerer Deckungsgrad (D, < 0,1 % = +) der wichtigsten Arten der Strauch- und Krautschicht (mindestens in einem Aufnahmejahr im Mittel mit ≥ 30 % Stetigkeit bzw. ≥ 1 % Deckung) des Galio-Fagetum für die Aufnahmezeiträume 1 (1988-1998) und 2 (2003-2009) in ungezäunten und gezäunten Kernflächen. Fett gedruckt sind signifikant höhere Werte beim Vergleich der Aufnahmezeiträume, grau unterlegte Werte zeigen signifikante Unterschiede zwischen der ungezäunten und der gezäunten Variante, n = 10.

Frequency (S) and mean coverage (D, < 0,1% = +) of shrub and herb layer species (shown are only species with $\geq 30\%$ frequency or $\geq 1\%$ coverage in at least one observation) in the Galio-Fagetum community for the observation periods 1 (1988-1998) and 2 (2003-2009) in unfenced and fenced plots. Significant higher numbers when comparing both inventories are shown in bold, significant differences between unfenced and fenced plots are highlighted in grey, n = 10.

Aufnahmezeitraum	ohne Zaun				mit Zaun			
	S (%)		D (%)		S (%)		D (%)	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Strauchschicht								
<i>Fagus sylvatica</i>	57	77	6,6	8,4	75	89	4,4	7,0
<i>Acer pseudoplatanus</i>	21	20	3,1	2,0	40	38	8,3	5,7
<i>Carpinus betulus</i>	18	22	1,1	1,2	36	36	4,1	2,8
<i>Tilia cordata</i>	14	9	1,4	0,4	13	9	0,9	0,1
<i>Ilex aquifolium</i>	14	14	3,5	4,1	20	20	1,0	2,6
<i>Sorbus aucuparia</i>	12	7	0,1	+	46	39	0,3	0,2
<i>Fraxinus excelsior</i>	11	4	0,1	+	24	23	1,9	0,5
<i>Sambucus racemosa</i>	9	7	0,1	0,1	37	18	1,5	0,2
Krautschicht								
<i>Oxalis acetosella</i>	88	81	12,1	2,5	78	59	3,3	5,7
<i>Athyrium filix-femina</i>	87	70	4,1	1,6	87	68	1,5	1,0
<i>Dryopteris carthusiana</i>	83	74	0,7	0,7	70	70	0,6	0,5
<i>Fagus sylvatica</i>	83	94	1,3	1,9	83	81	1,1	1,6
<i>Milium effusum</i>	69	54	2,3	0,9	80	61	1,4	0,4
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	65	39	8,8	4,9	83	73	18,9	12,5
<i>Dryopteris dilatata</i>	51	43	0,5	0,3	48	39	0,4	0,2
<i>Carex remota</i>	48	28	0,3	0,1	16	16	0,1	0,1
<i>Anemone nemorosa</i>	43	42	0,3	0,4	51	53	0,6	3,1
<i>Acer pseudoplatanus</i>	39	26	0,4	0,2	41	34	0,3	0,2
<i>Impatiens parviflora</i>	39	39	5,2	2,0	32	34	3,0	1,7
<i>Carpinus betulus</i>	39	35	1,5	0,3	43	25	0,6	0,2
<i>Luzula luzuloides</i>	35	24	0,3	0,2	21	16	0,1	0,1
<i>Deschampsia cespitosa</i> s.str.	35	26	0,2	0,1	33	13	0,1	0,1
<i>Carex sylvatica</i>	35	28	0,2	0,2	27	26	0,4	0,2
<i>Impatiens noli-tangere</i>	33	28	4,1	2,4	36	34	1,3	0,7
<i>Fraxinus excelsior</i>	32	34	0,2	0,3	45	32	0,3	0,2
<i>Rubus idaeus</i>	32	13	0,4	0,1	36	12	0,2	0,1
<i>Sorbus aucuparia</i>	31	7	0,1	+	36	10	0,1	0,1
<i>Circaea lutetiana</i>	31	34	0,4	0,6	27	24	2,2	1,6
<i>Galium odoratum</i>	29	29	0,7	0,3	25	31	1,6	2,1
<i>Quercus robur</i>	27	45	0,4	0,5	31	40	0,4	0,7
<i>Melica uniflora</i>	26	21	2,3	2,0	16	16	2,0	2,2
<i>Urtica dioica</i>	22	17	0,4	1,1	17	8	0,4	1,1
<i>Hedera helix</i>	21	32	0,6	0,4	42	49	4,3	3,4
<i>Dryopteris filix-mas</i>	21	31	1,4	1,3	31	31	1,2	0,7
<i>Lamium montanum</i>	21	13	1,9	3,0	25	28	2,8	3,0
<i>Lonicera periclymenum</i>	19	9	0,1	0,1	30	27	1,8	0,5
<i>Geranium robertianum</i> s.str.	16	10	0,4	0,2	13	13	0,9	1,7
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	13	9	0,2	0,2	10	10	1,4	1,2
<i>Maianthemum bifolium</i>	3	1	+	+	12	1	1,0	+

naus ist der Anteil der Zwergsträucher in gezäunten Flächen, wenn auch nur teilweise, signifikant höher als in ungezäunten Flächen. Besonders in gezäunten Hordelymo-Fagetum-Beständen erhöhte sich der Anteil der Zwergsträucher zwischen den Aufnahmezeiträumen, wobei hier besonders *Hedera helix* zu nennen ist. Beim Vergleich beider Aufnahmeperioden ist vor allem der Anstieg an Phanerophyten auffallend, der über fast alle Varianten festzustellen, jedoch nur für

die gezäunten Flächen des Luzulo-Fagetum signifikant war.

Die Zunahme der Phanerophyten spiegelt sich auch bei der Einteilung der Arten mittels der Liste der Waldgefäßpflanzen (Schmidt et al. 2003) wider. Es zeigt sich in allen Gesellschaften ein Anstieg des relativen Anteils der Baumverjüngung, der meist mit einem Rückgang der Arten, die sowohl im Wald als auch gleichermaßen im Offenland zu finden sind, einhergeht (Tabelle 3).

Tab. 6. Stetigkeit (S) und mittlerer Deckungsgrad (D, < 0,1 % = +) der wichtigsten Arten der Strauch- und Krautschicht (mindestens in einem Aufnahmejahr mit ≥ 30 % Stetigkeit bzw. ≥ 1 % Deckung) im Hordelymo-Fagetum für die Aufnahmezeiträume 1 (1988-1998) und 2 (2003-2009) in ungezäunten und gezäunten Kernflächen. Es wurden keine signifikanten Unterschiede gefunden, n = 5.

Frequency (S) and mean coverage (D, < 0,1% = +) of shrub and herb layer species (shown are only species with $\geq 30\%$ frequency or $\geq 1\%$ coverage in at least one observation) in the Hordelymo-Fagetum community for the observation periods 1 (1988-1998) and 2 (2003-2009) in unfenced and fenced plots. There were no significant differences, n = 5.

Aufnahmezeitraum	ohne Zaun				mit Zaun			
	S (%)	S (%)	D (%)	D (%)	S (%)	S (%)	D (%)	D (%)
	1	2	1	2	1	2	1	2
Strauchschicht								
<i>Crataegus laevigata</i>	50	46	0,8	0,5	80	84	0,9	2,3
<i>Fagus sylvatica</i>	41	63	4,5	0,7	92	94	2,6	1,5
<i>Daphne mezereum</i>	25	25	0,1	0,1	33	40	0,2	0,2
<i>Fraxinus excelsior</i>	21	26	0,4	0,1	66	65	6,0	1,9
<i>Sorbus torminalis</i>	13	10	0,1	0,2	58	55	0,3	0,3
<i>Acer pseudoplatanus</i>	10	15	0,1	0,1	80	92	3,4	7,6
<i>Acer campestre</i>	5	10	0,1	0,1	80	80	1,1	1,8
<i>Carpinus betulus</i>	3	3	+	+	28	30	0,2	0,3
<i>Acer platanoides</i>	28	35	0,2	0,2
<i>Malus sylvestris</i> agg.	23	35	0,1	0,2
<i>Rosa arvensis</i>	.	10	.	+	70	50	0,4	0,3
<i>Sorbus aucuparia</i>	.	5	.	+	55	60	0,3	0,3
<i>Ulmus glabra</i>	38	53	0,3	0,3
<i>Viburnum opulus</i>	.	5	.	+	30	20	0,2	0,1
Krautschicht								
<i>Anemone nemorosa</i>	100	100	4,3	4,0	100	100	8,4	8,1
<i>Fraxinus excelsior</i>	100	100	2,2	1,4	100	100	1,7	1,0
<i>Galium odoratum</i>	96	96	1,4	0,8	100	90	1,3	0,6
<i>Viola reichenbachiana</i>	96	88	1,6	1,3	88	77	1,3	0,4
<i>Hedera helix</i>	89	90	0,6	0,5	100	100	16,7	35,6
<i>Convallaria majalis</i>	86	67	3,2	2,6	77	62	2,6	1,5
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	82	94	0,5	0,5	68	71	0,5	0,4
<i>Acer campestre</i>	80	70	0,4	0,4	84	82	0,4	0,4
<i>Crataegus laevigata</i> s. l.	80	58	0,4	0,3	73	82	0,4	0,5
<i>Dactylis polygama</i>	80	63	0,6	0,3	80	78	0,7	0,4
<i>Hordelymus europaeus</i>	80	84	1,0	0,4	80	78	0,6	0,4
<i>Melica uniflora</i>	80	85	22,8	7,3	90	95	12,8	6,5
<i>Fagus sylvatica</i>	76	89	4,5	5,5	93	85	6,0	4,0
<i>Acer pseudoplatanus</i>	70	92	0,3	0,5	92	92	0,6	0,9
<i>Lathyrus vernus</i>	68	55	0,4	0,3	80	78	0,4	0,4
<i>Campanula trachelium</i>	67	8	0,3	+	53	5	0,3	+
<i>Phyteuma spicatum</i>	65	60	0,7	0,3	60	65	0,4	0,4
<i>Galium sylvaticum</i> s. str.	64	59	0,4	0,3	64	60	0,6	0,3
<i>Hepatica nobilis</i>	63	65	0,3	0,3	58	60	0,7	0,5
<i>Impatiens parviflora</i>	63	20	0,5	3,5	45	20	0,3	1,5
<i>Primula veris</i>	63	50	0,7	0,8	58	35	0,8	0,2
<i>Rosa arvensis</i>	63	38	0,3	0,2	68	68	0,4	0,3
<i>Carex digitata</i>	60	60	0,5	0,3	64	55	0,6	0,3
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	58	45	0,6	0,5	48	35	2,1	0,4
<i>Carex montana</i>	55	60	0,9	0,5	63	60	1,8	0,4
<i>Daphne mezereum</i>	55	25	0,3	0,1	68	40	0,4	0,2
<i>Sorbus aucuparia</i>	55	50	0,3	0,3	53	53	0,3	0,3
<i>Hieracium murorum</i>	53	15	0,6	0,1	55	25	0,7	0,1
<i>Mercurialis perennis</i>	53	55	7,6	5,1	63	50	9,5	3,3
<i>Poa nemoralis</i>	53	30	0,3	0,2	33	20	0,5	0,1
<i>Quercus petraea</i>	52	50	0,1	0,1	75	52	0,4	0,3
<i>Carpinus betulus</i>	49	29	0,7	0,2	33	25	0,2	0,1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	46	23	0,3	0,1	47	23	0,3	0,1
<i>Mycelis muralis</i>	45	10	0,2	0,1	10	.	0,1	.

Fortsetzung Tab. 6

	ohne Zaun				mit Zaun			
	S (%)	S (%)	D (%)	D (%)	S (%)	S (%)	D (%)	D (%)
Aufnahmezeitraum	1	2	1	2	1	2	1	2
Krautschicht								
<i>Solidago virgaurea</i>	45	5	0,2	+	55	15	0,6	0,1
<i>Sorbus torminalis</i>	45	20	0,2	0,1	70	63	0,4	0,3
<i>Arctium nemorosum</i>	43	20	0,2	0,1	28	5	0,1	+
<i>Carex sylvatica</i>	40	29	0,3	0,2	35	18	0,2	0,1
<i>Fragaria vesca</i>	40	25	0,2	0,1	40	40	0,8	0,2
<i>Vicia sepium</i>	39	34	0,2	0,2	33	25	0,2	0,1
<i>Campanula rapunculoides</i>	35	.	0,2	.	35	.	0,2	.
<i>Prunus avium</i>	29	3	0,1	+	53	20	0,2	0,1
<i>Acer platanoides</i>	28	18	0,1	+	40	28	0,2	0,2
<i>Lonicera periclymenum</i>	27	4	0,1	+	47	28	0,3	0,2
<i>Campanula persicifolia</i>	25	5	0,1	+	49	9	0,2	+
<i>Luzula luzuloides</i>	25	33	0,1	0,2	42	34	0,3	0,2
<i>Arum maculatum</i> agg.	24	29	0,1	0,2	28	30	0,3	0,2
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	24	8	0,1	+	37	17	0,3	0,1
<i>Senecio ovatus</i>	23	.	0,1	.	30	13	0,2	0,1
<i>Anemone ranunculoides</i>	20	29	1,2	2,3	20	20	1,6	2,6
<i>Cardamine bulbifera</i>	20	20	1,0	2,8	20	20	0,9	2,1
<i>Taxus baccata</i>	20	10	0,1	0,1	20	30	0,1	0,1
<i>Pteridium aquilinum</i>	16	16	1,7	0,2	16	12	1,2	0,2
<i>Bromus benekenii</i>	5	5	+	+	25	34	0,1	0,2
<i>Corylus avellana</i>	5	.	+	.	35	.	0,2	.
<i>Lithospermum purpureocaeruleum</i>	3	3	+	0,1	30	30	0,3	0,9

Veränderungen auf Artniveau in Strauch- und Krautschicht

Auf Artebene sind größtenteils signifikante Abnahmen im Deckungsgrad und/oder in der Stetigkeit in den Luzulo- und Galio-Fagetum-Beständen zu verzeichnen (Tabellen 4 und 5). Zunehmen konnten nur Arten wie *Fagus sylvatica* und *Ilex aquifolium* (in der Strauchschicht). Letztgenannte zeigte jedoch keine signifikanten Veränderungen.

Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs der Hordelymo-Fagetum-Bestände konnten hier keine signifikanten Veränderungen ermittelt werden. Meist waren aber auch hier Abnahmen zumindest im Deckungsgrad festzustellen, so z. B. bei *Convallaria majalis*, *Melica uniflora*, *Hordelymus europaeus* und *Mercurialis perennis* (Tabelle 6). Die Arten der Strauchschicht erwiesen sich besonders hinsichtlich der Stetigkeit als sehr konstant. Konstant bzw. zunehmend im Deckungsgrad verhielten sich auch einige Frühjahrsgeophyten (*Anemone nemorosa*, *A. ranunculoides* und *Cardamine bulbifera*). Hinzuweisen ist in dieser Waldgesellschaft auch auf die Verdopplung des Deckungsgrades von *Hedera helix* in den gezäunten Flächen, in denen auch die Arten in Strauchschichthöhe mit höheren Deckungsgraden und Stetigkeiten auftraten (Tabelle 6). Auch in den beiden ärmeren Buchenwaldgesellschaften zeigten die Arten der Strauchschicht höhere Stetigkeiten und teilweise auch höhere Deckungsgrade in den gezäunten Flächen (Tabellen 4 und 5). Weitere Unterschiede zwischen ungezäunten und gezäunten Flächen konnten in der Krautschicht festgestellt werden. Verbissgefährdete Arten wie *Rubus fruticosus*, *Hedera helix* oder *Anemone nemorosa* (Gill und Beardall 2001, Mann 2009) wiesen höhere Deckungsgrade und/oder Stetigkeiten in den gezäunten Bereichen der verschiedenen Gesellschaften auf.

Veränderungen der klimatischen Verhältnisse in Nordrhein-Westfalen

Für die betrachteten Klimastationen zeigt sich ein einheitliches Bild bezüglich der Temperaturabweichungen vom langjährigen Mittel (Abbildung 3). In den letzten 10 Jahren wurden über das ganze Jahr höhere Temperaturen im Vergleich zum langjährigen Mittel gemessen mit Peaks im April und November.

Die Entwicklung der Niederschlagssummen im Vergleich zu den langjährigen Werten ergibt auf den ersten Blick kein klares Muster (Abbildung 4). Bei genauerer Betrachtung zeigt sich jedoch, dass positive Werte, d. h. Niederschlagssummen über dem langjährigen Mittel, in den letzten 20 Jahren häufig zwischen Juli und Oktober auftraten (Abbildung 4). In den letzten zehn Jahren zeichnet sich auch der Februar durch höhere Niederschläge aus. Negative Werte ergaben sich besonders zwischen April und Juni.

Diskussion

Entwicklung der Artenzahlen und Deckungsgrade der Vegetation

Die untersuchten Buchenbestände sind durch einen Rückgang in der Krautschichtdeckung gekennzeichnet, was Ergebnissen aus anderen deutschen Naturwaldreservaten entspricht (Schmidt 2002, Schmidt und Schmidt 2007, Fischer et al. 2009). Außerhalb Deutschlands untersuchte Łysik (2008) in Südpolen die 10-jährige Entwicklung von Buchenwäldern in einem nichtbewirtschafteten Nationalpark und fand ebenfalls einen Rückgang der Krautschichtdeckung. Wie

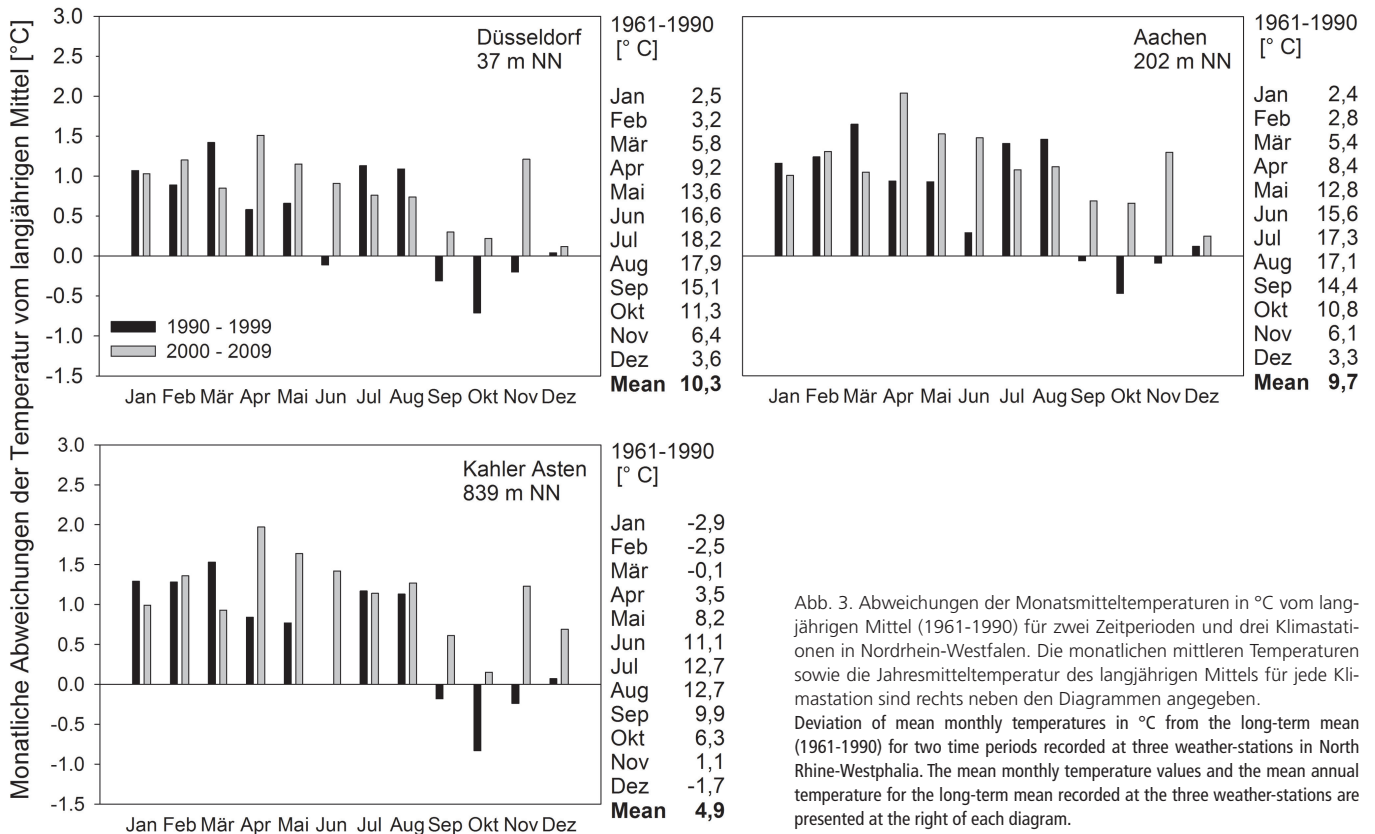


Abb. 3. Abweichungen der Monatsmitteltemperaturen in °C vom langjährigen Mittel (1961-1990) für zwei Zeitperioden und drei Klimastationen in Nordrhein-Westfalen. Die monatlichen mittleren Temperaturen sowie die Jahresmitteltemperatur des langjährigen Mittels für jede Klimastation sind rechts neben den Diagrammen angegeben. Deviation of mean monthly temperatures in °C from the long-term mean (1961-1990) for two time periods recorded at three weather-stations in North Rhine-Westphalia. The mean monthly temperature values and the mean annual temperature for the long-term mean recorded at the three weather-stations are presented at the right of each diagram.

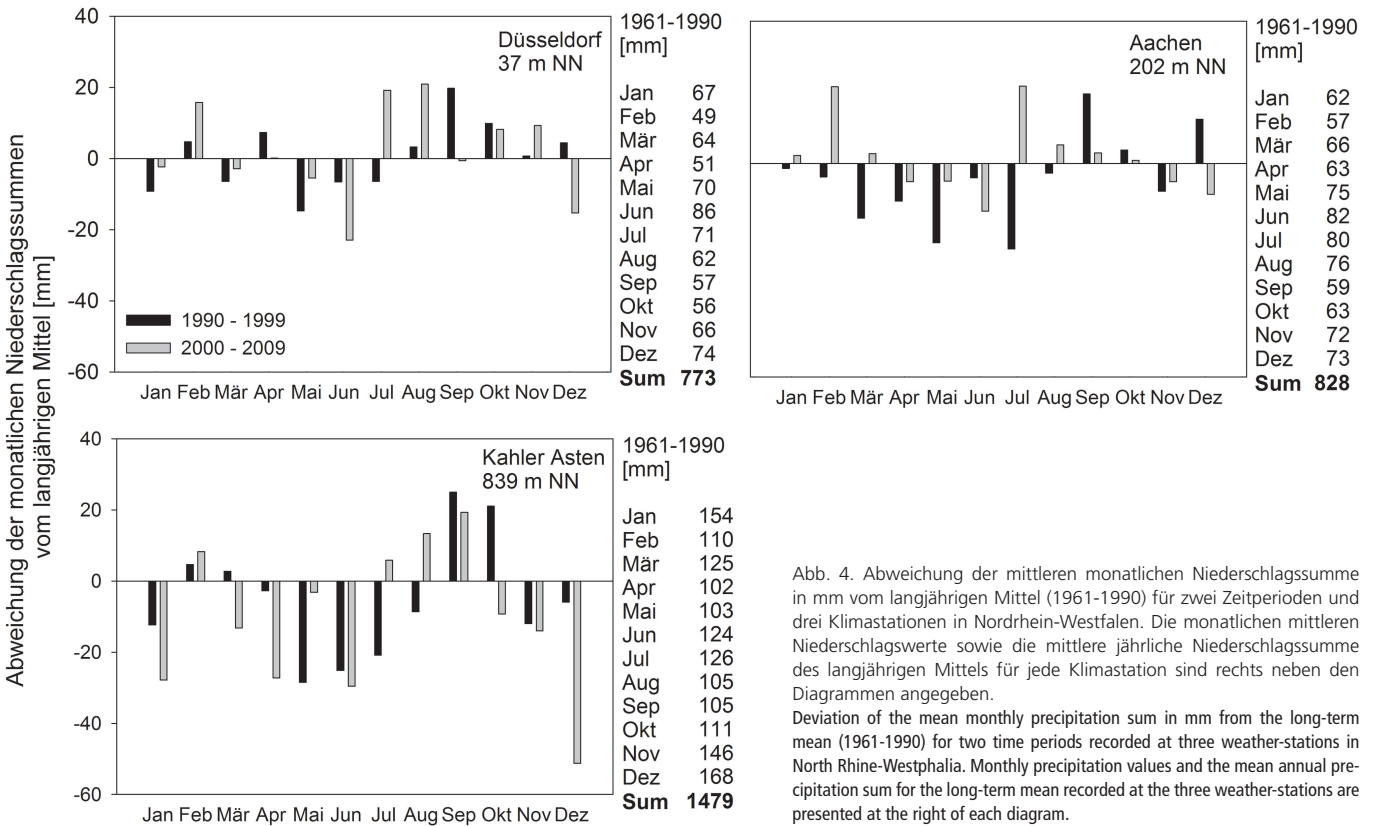


Abb. 4. Abweichung der mittleren monatlichen Niederschlagssumme in mm vom langjährigen Mittel (1961-1990) für zwei Zeitperioden und drei Klimastationen in Nordrhein-Westfalen. Die monatlichen mittleren Niederschlagswerte sowie die mittlere jährliche Niederschlagssumme des langjährigen Mittels für jede Klimastation sind rechts neben den Diagrammen angegeben. Deviation of the mean monthly precipitation sum in mm from the long-term mean (1961-1990) for two time periods recorded at three weather-stations in North Rhine-Westphalia. Monthly precipitation values and the mean annual precipitation sum for the long-term mean recorded at the three weather-stations are presented at the right of each diagram.

auch in den Buchenwäldern der nordrhein-westfälischen Naturwaldzellen, ging in den meisten der genannten Bestände der Deckungsrückgang einzelner Arten bzw. der gesamten Krautschicht mit einem Rückgang der Artenzahlen innerhalb dieser Vegetationsschicht einher. Auch skandinavische und britische Bestände, die zum Teil über ein halbes Jahrhundert unberührt sind, zeigten einen Rückgang in den Artenzahlen mit zunehmender Dauer der Nichtbewirtschaftung (Malmer et al. 1978, Nygaard und Ødegaard 1999, Kirby et al. 2005). Häufig war dieser Rückgang mit einer Zunahme der Baumschichtdeckung verbunden. Dies war in den Naturwaldzellen Nordrhein-Westfalens nicht der Fall, die Bestände des Luzulo-Fagetum zeigten sogar eine geringe, aber signifikante Abnahme der ersten Baumschicht. Eine geringer erscheinende Baumschichtdeckung in Mastjahren kann für diesen Rückgang verantwortlich sein (Gruber 2003, Ziegler 2004, Schmidt 2006). Dennoch handelt es sich um Buchenwälder in der Optimalphase mit einem dicht schließenden Kronendach (in allen Fällen über 70 %), das lichtarme Bedingungen für die Waldbodenvegetation schafft. Auch in der Strauchschicht wird der limitierende Faktor Licht deutlich. Nur die schattentolerante Buche konnte innerhalb des Zaunes signifikant zunehmen. Fehlende forstliche Eingriffe, die zumindest kleinflächige Auffichtungen verursachen, verstärken den Einfluss der ohnehin geringen Lichtverfügbarkeit in Buchenwäldern und führen zu einem Artenrückgang (Schmidt 2009). Auch bei einer Bewertung der Arten hinsichtlich ihrer Gebundenheit an den Wald konnte eine Abnahme des Anteils der Arten, die sowohl im Wald als auch im Offenland vorkommen, festgestellt werden (dazu zählt z. B. *Rubus fruticosus*), während die Arten des geschlossenen Waldes ihren relativen Anteil konstant hielten. Viele Studien in Buchenwäldern belegen den positiven Einfluss der Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt der Gefäßpflanzen, wobei diese positive Beziehung vor allem durch Störzeiger zu erklären ist (Oheimb 2003, Schmidt 2005, Schmidt und Schmidt 2007, Paillet et al. 2010). So kann Bodenverdichtung nach Holzeinbringung Verdichtungszeigern wie *Carex remota* und *Juncus effusus* Siedlungsraum bieten (Härdtle et al. 2001). Diese Arten finden sich vermehrt in der Samenbank des Waldbodens, die nach Bodenverwundung aktiviert wird. Auch Ruderalarten können nach jahrzehntelanger Überdauerung im Boden keimen (Bossuyt et al. 2002, Ebrecht und Schmidt 2008).

Neben mangelndem Licht in Verbindung mit fehlender Bodenverwundung kann auch die versauernde Wirkung der Buchenstreu den Artenrückgang bedingen (Fischer et al. 2009). So fanden Mölder et al. (2008) selbst in artenreicheren Beständen des Hainichs eine negative Korrelation zwischen der Krautschichtdiversität und der Mächtigkeit der Streuauflage, die wiederum positiv mit dem Buchenanteil in den Beständen korreliert war. Die Auswertung der Zeigerwerte für Reaktion gab jedoch keine Hinweise auf eine relative Zunahme säuretoleranter Arten.

Zahlreiche Untersuchungen auf Dauerflächen zeigen eine Zunahme der Zeigerwerte für Stickstoff. Durch eine Etablierung stickstoffliebender Arten konnte dabei häufig auch eine Zunahme der Artenzahlen festgestellt werden (Röder et al. 1996, Fischer 1999, Weckesser und Schmidt 2004). In den hier untersuchten Naturwaldzellen konnten Eutrophierungseffekte jedoch weder hinsichtlich der Entwicklung der Zeigerwerte und Artenzahl noch bei der Betrachtung einzelner Arten (nicht signifikante Frequenzabnahme von *Sambucus racemosa* und *Urtica dioica* in Galio-Fagetum-Beständen) nachgewiesen werden. Ähnliche Ergebnisse fanden Fischer et al. (2009) in südniedersächsischen Naturwaldreservaten und vermuteten eine Überlagerung von Eutrophierungseffekten durch das geringe Lichtangebot, die Streuauflage und fehlende Bodenverwundungen.

Einfluss des Wildes auf die Vegetationsentwicklung

Gutachten zur Situation der Verjüngung zeigen in verschiedenen Regionen Deutschlands, darunter auch Nordrhein-Westfalen, eine konstant hohe Verbissbelastung bei vielen Baumarten, sodass häufig nur die Zäunung von Flächen eine ausreichende Verjüngung sichern kann (Sorges 2001, Ammer et al. 2010). In den hier untersuchten Naturwaldzellen zeichneten sich vor allem stark verbissgefährdete Arten wie Eberesche, Esche, Hainbuche und Bergahorn durch höhere Stetigkeiten und Deckungsgrade in den gezäunten Flächen aus und sorgten so für signifikant höhere Artenzahlen in der Strauchschicht im Vergleich zu ungezäunten Flächen (Klötzli 1965, Mann 2009). Lediglich die Deckungsgrade der Buche lagen in den ungezäunten Flächen des Galio-Fagetum leicht über denen der gezäunten Flächen. Diese Art wird deutlich weniger beäst als die vorher genannten Baumarten. Hinzukommt, dass die jeweilige Hauptbaumart im Vergleich zu den Nebenbaumarten stets weniger verbissen wird (Roth 1995, Mann 2009).

Viele Studien zeigten dagegen einen positiven Einfluss des Wildes auf die Artenzahl der Krautschicht (z. B. Nessing & Zerbe 2002, Oheimb et al. 2003, Naaf und Wulf 2007), was vor allem durch eine geringere Beschattung durch die Strauchschicht, Störstellen im Boden und durch die Bedeutung des Wildes für den Diasporetransport erklärt wird (Gill und Beardall 2001, Nessing und Zerbe 2002, Schmidt et al. 2004, Oheimb et al. 2005). In den hier untersuchten Naturwaldzellen bewirkten diese Effekte jedoch keine signifikanten Unterschiede in der Krautschichtartenzahl zwischen den Zäunungsvarianten. Besonders der Faktor Licht wirkt hier wieder begrenzend, da ruderalen Arten, die in der Lage sind, Störstellen schnell zu besiedeln, aber auch Arten, deren Diasporen vom Wild transportiert werden, an größere Bestandeslücken gebunden sind (Naaf und Wulf 2007). Die Äsungsbeliebtheit bestimmter Arten wirkte sich aber auf die Zusammensetzung der Krautschichtvegetation aus. In den untersuchten Naturwaldzellen kamen verbissbeliebte Arten wie *Rubus fruticosus* und *Hedera helix* (Gill und Beardall 2001) in den gezäunten Flächen signifikant öfter und mit höherer Deckung vor. Auch *Anemone nemorosa* wurde mit höheren Deckungsgraden in den gezäunten Flächen kartiert. Im Dominanzspektrum macht sich der selektive Äsungsdruck besonders durch höhere relative Werte der Nanophanerophyten und Zwergsträucher im Zaun gegenüber höheren Anteilen der Hemikryptophyten und Therophyten außerhalb des Zaunes bemerkbar, vor allem im 1. Aufnahmezeitraum. Im 2. Aufnahmezeitraum zeigte sich eine generelle Verschiebung hin zu Phanerophyten und Zwergsträuchern (vor allem in gezäunten Hordelymo-Fagetum-Beständen). Durch diese Selektivität des Wildes können jedoch auch andere Umwelteinflüsse auf die Entwicklung der Vegetation überdeckt werden (Ellenberg 1986). Es ist daher denkbar, dass ein möglicher Einfluss steigender Temperaturen und eines veränderten Niederschlagsregimes durch einen hohen Wilddruck überprägt wird, sodass der Ausschluss des Wildes für derartige ökologische Fragestellungen eine wichtige Variante darstellt.

Klimatische Veränderungen in Nordrhein-Westfalen und die Auswirkung auf die Vegetation

Auswertungen der monatlichen Klimadaten bestätigen auch in allen Regionen Nordrhein-Westfalens den allgemeinen Trend eines Temperaturanstiegs in den letzten Jahrzehnten in Deutschland im Vergleich zum langjährigen Mittel (Schönwiese et al. 2006). Besonders auffällig sind bei den betrachteten Klimastationen in Nordrhein-Westfalen ein starker Anstieg der Temperatur im Frühjahr (März und April) und ein nochmaliger Anstieg im Spätherbst (November). Somit sind die Voraussetzungen für eine Verlängerung der Vegetationsperiode, die sich in der Regel durch einen früheren Start der Vegetation im Frühjahr bemerkbar macht, gegeben. Hinsichtlich der Niederschläge weisen Schönwiese et al. (2006) auf den deutschlandweiten Trend

einer Verschiebung von Sommer- zu Winterniederschlägen hin, wobei hier, anders als bei den Temperaturtrends, kleinräumige regionale Unterschiede eine größere Rolle spielen. In den meisten Regionen Nordrhein-Westfalens ist dieser Trend auch spürbar, wobei besonders die Monate April bis Juni trockener, die Monate Juli bis Oktober wie auch der Februar feuchter geworden sind. Vor allem höhere Niederschläge im Februar, also unmittelbar vor Beginn der Vegetationsperiode, können in Verbindung mit höheren Temperaturen gute Bedingungen für einen frühen Start der Vegetation schaffen und somit die Zeit verlängern, in der Pflanzen Biomasse aufbauen und sich reproduzieren können.

Tatsächliche Einflüsse des Klimawandels auf die Vegetation konnten jedoch bisher meist nur hinsichtlich einer früheren Phänologie vieler Arten (Menzel et al. 2006) und der Verschiebung von Verbreitungsgrenzen, besonders in alpinen Regionen, festgestellt werden (Klötzli et al. 1996, Walther et al. 2005). Die vorliegende Untersuchung liefert weitere Anzeichen, die auf einen Einfluss des Klimawandels auf die Waldvegetation auch auf kleinflächiger Skala hindeuten: So kann der Anstieg des Anteils immergrüner Arten im Zaun, aber auch der leicht ansteigende Anteil vorsommergrüner Arten am Gesamtdeckungsgrad der Krautschicht auf einen Einfluss der milderen Winter und der früher beginnenden Vegetationsperiode hindeuten. Bei den immergrünen Arten sind die Stechpalme (*Ilex aquifolium*) und der Efeu (*Hedera helix*) besonders hervorzuheben, die im Gegensatz zu den meisten anderen Arten an Vorkommen und Deckungsgrad zunehmen konnten, wenn auch nicht signifikant. Die Ausbreitung dieser beiden Arten ist ein Indiz für die sogenannte „Laurophyllisation“, die Ausbreitung immergrüner Gehölze in sommergrünen Laubwäldern (Carraro et al. 2001, Walther und Grundmann 2001, Kirby et al. 2005, Dierschke 2005, 2009, Schulte und Striepen 2009, Diekmann 2010). Auf eine Zunahme des Efeus in eingezäunten Naturwaldzellen Nordrhein-Westfalens wies das Bundesamt für Naturschutz bereits 1999 hin (BfN 1999). Ob dieser Trend jedoch wirklich auf das mildere Winterklima zurückzuführen ist oder möglicherweise eher auf den Effekt der Zäunung, von dem diese, vor allem im Winter, beliebte Äsungspflanze profitieren kann (Morgenroth 1992, Gill und Beardall 2001, Kirby 2001), werden erst die weitere Entwicklung und die vermehrte Beobachtung von Dauerflächen zeigen können. In diesem Zusammenhang sollte auch die Wuchsform des Efeus, entweder am Boden kriechend oder den Baum erkletternd, stärkere Beachtung finden. Vor allem durch das Erklettern von Bäumen wird die Pflanze ungeschützt dem Frost ausgesetzt (Dierschke 2005). Die leichte Ausbreitung der ebenfalls ozeanisch verbreiteten *Ilex aquifolium* in der Strauchschicht von Luzulo- und Galio-Fageten sowohl außerhalb als auch innerhalb des Zaunes lässt die Vermutung eines klimatischen Einflusses jedoch zu.

Auch der leichte Anstieg des Anteils vorsommergrüner Arten (z. B. leichter, jedoch nicht signifikanter Anstieg der *Anemone*-Arten) kann als Indiz für einen Einfluss des Klimawandels gewertet werden. Allerdings muss hier der Aufnahmezeitpunkt beachtet werden, der sich nicht an der vollen Ausprägung der Frühjahrsgeophyten orientierte. Unterschiede in Stetigkeit und Deckungsgrad zwischen den Aufnahmejahren können daher auch durch einen unterschiedlichen Verwelkungsgrad der Frühjahrsarten zum Aufnahmezeitpunkt erklärt werden. Dennoch haben höhere Temperaturen im Winter und Frühjahr vor allem in Kombination mit ausreichend Niederschlägen zu Beginn der Vegetationsperiode einen starken Einfluss auf die Frühblüher (Menzel et al. 2006). So wird die Ausbreitung von *Allium ursinum*, die in einigen Waldgebieten Deutschlands beobachtet wurde, u. a. mit einer verlängerten Vegetationsperiode in Verbindung gebracht (Ahrns und Hofmann 1998, Böhling 2008, Dierschke 2009, Schmidt 2009). Kirby et al. (2005) zeigten bei 47 von 332 Arten der britischen Waldvegetation einen positiven Zusammenhang zwischen einer Änderung der Frühjahrstemperaturen und einer Änderung in der Stetigkeit. Darunter befand sich auch

Anemone nemorosa, für die De Frenne et al. (2010) einen positiven Einfluss einer früher beginnenden Vegetationsperiode auf das generative Reproduktionsvermögen feststellten, während Phillipp und Petersen (2007) einen positiven Einfluss höherer Wintertemperaturen auf das Rhizom-Wachstum von *A. nemorosa* unterstreichen.

Eine generelle Zunahme wärmeliebender Arten in Folge zunehmender Temperaturen, wie sie Tamis et al. (2005) für die niederländische Flora oder Diekmann (2010) für die Flora des Elbe-Weser-Gebiets nachwies, konnte anhand der vorliegenden Vegetationsaufnahmen und der Auswertung der Temperaturzeigerwerte für nordrhein-westfälische Buchen-Naturwaldzellen nicht bestätigt werden.

Auch eine Ausbreitung gebietsfremder wärmeliebender Arten konnte in den Naturwäldern bisher nicht festgestellt werden, lediglich einige Keimlinge von *Prunus serotina* und *Quercus rubra* kamen nach zehn Jahren in der Krautschicht hinzu. Dies unterstreicht Ergebnisse von Maskell et al. (2006) aus Großbritannien, die die meisten Neophyten in anthropogen geprägten Acker-, Ruderal- und Grünlandgesellschaften und weniger in naturnahen, waldreichen Landschaftsräumen fanden. Da großräumige natürliche Störungen in Naturwaldreservaten fehlen oder selten sind, sind sie auch gegenüber einer Einwanderung gebietsfremder Arten stabiler als Wirtschaftswälder, wie Schmidt et al. (2008) für die Wälder des Sollings mit dem Naturwaldreservat „Limker Strang“ nachweisen konnten.

Schlussfolgerungen

Die untersuchten Naturwaldzellen befinden sich überwiegend in der Optimalphase und somit noch nicht in einem vollkommen naturnahen Zustand, der durch ein kleinflächiges Mosaik unterschiedlicher Waldentwicklungsphasen gekennzeichnet ist (Meyer et al. 2003, Drössler und Meyer 2006). Die Wälder können demnach noch nicht in vollem Umfang ihre Aufgabe als Referenzfläche für eine ungestörte Waldentwicklung erfüllen, was dazu führt, dass Einflüsse eines sich ändernden Makroklimas auf die Vegetation eher durch die Geschlossenheit des Bestandes und die Aufgabe der forstlichen Nutzung überprägt werden. Auch Wildeinfluss und Zäunungseffekte müssen stets berücksichtigt werden. Es konnten daher hier nur Tendenzen für einen Einfluss des Klimawandels auf die Vegetation in Naturwaldzellen festgestellt werden: Dazu gehören die leichte Zunahme von immergrünen, ozeanisch-verbreiteten Arten sowie von Frühjahrsgeophyten, bedingt durch mildere Winter und eine frühere und verlängerte Vegetationsperiode. Diese Tendenzen können jedoch nur durch weitere regelmäßige Dauerbeobachtungen aller Naturwaldzellen etwa in Abständen von 5 bis 10 Jahren bestätigt oder widerlegt werden. Auf diese Weise kann auch der Einfluss natürlicher Störungen stärker erfasst werden. Darüber hinaus sollten spezielle Wuchs- oder Lebensformen, wie sie z. B. der Efeu ausbildet, stärkere Beachtung finden. Für artenreiche, gut nährstoffversorgte Waldbestände, in denen eine Vielzahl von Frühjahrsgeophyten zu erwarten ist, sollte eine erste Aufnahme im Frühjahr bei voller Ausprägung der Frühjahrsarten stattfinden, um das gesamte Spektrum dieser Artengruppe in Auswertungen mit einbeziehen zu können. Als phänologisch geeigneter Zeitpunkt hat sich in anderen Bundesländern die Vollblüte von *Anemone nemorosa* bewährt. Nur bei regelmäßiger und vollständiger vegetationskundlicher Untersuchung der Naturwaldzellen können deren Ergebnisse auch für einen Vergleich mit anderen Naturwaldreservatsdaten auf nationaler und europäischer Ebene herangezogen werden.

Danksagung

Das Kooperationsprojekt zwischen dem Landesbetrieb Wald und Holz NRW und der Abteilung für Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Georg-August-Universität Göttingen, ist Teil der Anpassungspolitik des Landes Nordrhein-Westfalen an den Klimawandel und wurde mit Mitteln des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen finanziert. Weitere Informationen zum Thema unter: www.klimawandel.nrw.de. Wir bedanken uns bei Ruth Gilbert für die Durchsicht der englischsprachigen Teile und bei zwei anonymen Gutachtern für wertvolle Hinweise zur Verbesserung des Manuskriptes.

Literatur

- Ahrns C., Hofmann G. 1998. Vegetationsdynamik und Florenwandel im ehemaligen mitteldeutschen Waldschutzgebiet „Hainich“ im Intervall 1963-1995. *Hercynia* N.F. 31, 33-64
- Ammer C., Vor T., Knoke T., Wagner S. 2010. Der Wald-Wild-Konflikt – Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. *Göttinger Forstwissenschaften* 5
- Bernhardt-Römermann M., Kudernatsch T., Pfadenhauer J., Kirchner M., Jakobi G., Fischer A. 2007. Long-term effects of nitrogen deposition on vegetation in a deciduous forest near Munich, Germany. *Appl. Veg. Sci.* 10, 399-406
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) 1999. Fallbeispiel: Veränderung der Bodenvegetation in Wäldern. Daten zur Natur 1999, Bonn
- Bobbink R., Hornung M., Roelofs J.G.M. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *J. Ecol.* 86, 717-738
- Böhling N. 2008. Zur Entwicklung der *Allium ursinum*-Bestände im buchenreichen Eichen-Hainbuchenwald "Hohes Reisch" 1978/2007. *Tuexenia* 28, 41-49
- Bossuyt B., Heyn M., Hermy M. 2002. Seed bank vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecol.* 162, 33-48
- Brunet J., Diekmann M., Falkengren-Grerup U. 1998. Effects of nitrogen deposition on field layer vegetation in south Swedish oak forests. *Environ. Pollut.* 102 S1, 35-40
- Carraro G., Gianoni P., Mossi R., Klötzli F., Walther G.-R. 2001. Observed changes in vegetation in relation to climate warming. In: Burga C.A., Kratochwil A. (Hrsg.) *Biomonitoring*. Dordrecht, 195-205
- Dale V.H., Joyce L.A., McNulty S., Neilson R.P., Ayres M.P., Flannigan M.D., Hanson P.J., Irland L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff D., Swanson F.J., Stocks B.J., Wotton B.M. 2001. Climate change and forest disturbance. *Bioscience* 51, 723-734
- De Frenne P., Graae B.J., Kolb A., Brunet J., Chabrerie O., Cousins S.A.O., Decocq G., Dhondt R., Diekmann M., Eriksson O., Heinken T., Hermy M., Jögar Ü., Saguez R., Shevtsova A., Stanton S., Zindel R., Zobel M., Verheyen K. 2010. Significant effects of temperature on the reproductive output of the forest herb *Anemone nemorosa* L. *Forest Ecol. Manage.* 259, 809-817
- Diekmann M. 2010. Aktuelle Vegetationsveränderungen in Wäldern – Welche Rolle spielt der Klimawandel? *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 22, 57-65
- Dierschke H. 2005. Laurophyllisation – auch eine Erscheinung im nördlichen Mitteleuropa? Zur aktuellen Ausbreitung von *Hedera helix* in sommergrünen Laubwäldern. *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 17, 151-168
- Dierschke H. 2009. Vegetationsdynamik in einem geäuzten naturnahen Kalkbuchenwald. Vergleich von Vegetationsaufnahmen 1980 und 2001. *Forstarchiv* 80, 143-150
- Drössler L., Meyer P. 2006. Waldentwicklungsphasen in zwei Buchen-Urwaldreservaten in der Slowakei. *Forstarchiv* 77, 155-161
- Ebrecht L., Schmidt W. 2008. Bedeutung der Bodensamenbank und des Dispersions-transport durch Forstmaschinen für die Entwicklung der Vegetation auf Rückegassen. *Forstarchiv* 79, 91-105
- Ellenberg H. 1979. Ökologische Sukzessionsforschung – Beobachtungen und Theorien. *Jahrb. Akad. Wiss. Göttingen* 1979, 75-80
- Ellenberg H. 1986. Immissionen – Produktivität der Krautschicht – Populationsdynamik des Rehwilds: ein Versuch zum Verständnis ökologischer Zusammenhänge. *Nat. Landsch.* 61, 335-340
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W. 2001. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl., *Scr. Geobot.* 18, 1-262
- Fischer A. 1999. Floristical changes in Central Europe forest ecosystems during the past decades as an expression of changing site conditions. In: Karjalainen T., Spiecker H., Laroussinie O. (eds.) *Causes and consequences of accelerating tree growth in Europe*. *EFI Proceedings*, 53-64
- Fischer C., Parth A., Schmidt W. 2009. Vegetationsdynamik in Buchen-Naturwäldern – Ein Vergleich aus Süd-Niedersachsen. *Hercynia* N.F. 42, 45-68
- Gill R.M.A., Beardall V. 2001. The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry* 74, 209-218
- Gruber F. 2003. Steuerung und Vorhersage der Fruchtbildung bei der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) durch die Witterung. *Schrift. Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Nieders. Forstl. Versuchsanst.* 136, 1-141
- Haeupler H., Jagel A., Schumacher W., Adolphi K. 2003. Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen. *Landesanst. Ökol., Bodenord. Forst. Recklinghausen*
- Härdtle W., Oheimb G. v., Westphal C. 2001. Vergleichende Untersuchungen zur Struktur und Vegetation von Natur- und Wirtschaftswäldern des Tieflandes auf Grundlage räumlich expliziter Vegetationsmodelle. *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 13, 183-196
- Hilker N., Rigling A., Dobbertin M. 2005. Mehr Misteln wegen der Klimaerwärmung? *Wald Holz* 3, 39-42
- Kirby K.J. 2001. The impact of deer on the ground flora of British broad-leaved woodland. *Forestry* 74, 219-229
- Kirby K.J., Smart S.M., Black H.I.J., Bunce R.G.H., Corney P.M., Smithers R.J. 2005. Long term ecological change in British woodland (1971-2001) – A re-survey and analysis of change based on the 103 sites in the Nature Conservancy 'Bunce 1971' woodland survey. *English Nature Research Reports* 653, 1-139
- Kleinbauer I., Dullinger S., Peterseil J., Essl F. 2010. Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudacacia* into nature reserves and endangered habitats. *Biol. Conserv.* 143, 382-390
- Klötzli F. 1965. Qualität und Quantität der Rehäsung in Wald- und Grünland-Gesellschaften des nördlichen Schweizer Mittellandes. *Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, Stiftg. Rübel* 38, 1-128
- Klötzli F., Walther G.-R., Carraro G., Grundmann A. 1996. Anlaufender Biomwandel in Insubrien. *Verh. Ges. Ökol.* 26, 537-550
- Lang G. 1994. Quartäre Vegetationsgeschichte Europas. *Jena*
- Lysik M. 2008. Ten years of change in ground-layer vegetation of European beech forest in the protected area (Ojców National Park, South Poland). *Pol. J. Ecol.* 56, 17-31
- Malmer N., Lindgren L., Persson S. 1978. Vegetational succession in a south Swedish deciduous wood. *Vegetatio* 36, 17-29
- Mann T.E. 2009. Vegetationsökologisches Monitoring im Nationalpark Harz unter besonderer Berücksichtigung des Schalenwild-Einflusses und der Waldstruktur. *Göttingen*
- Maskell L.C., Firbank L.G., Thompson K., Bullock J.M., Smart S.M. 2006. Interactions between non-native plant species and the floristic composition of common habitats. *J. Ecol.* 94, 1052-1060
- Menzel A., Sparks T.H., Estrella N., Koch E., Aasa A., Alm-Kübler K., Bissoletti P., Braslavská O., Briede A., Chmielewski F.M., Crepinsek Z., Curnel Y., Dahl Å., Defila C., Donnelly A., Filella Y., Jatczak K., Mäge F., Mestre A., Nordli Ø., Peñuelas J., Pirinen P., Remišová V., Scheifinger H., Striz M., Susnik A., Van Vliet A.J.H., Wielgolaski F.E., Zach S., Züst A. 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Glob. Change Biol.* 12, 1969-1976
- Meyer P., Tabaku V., Lüpke B. v. 2003. Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder. Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. *Forstwiss. Centralbl.* 122, 47-58
- Mölder A., Bernhardt-Römermann M., Schmidt W. 2008. Herb-layer diversity in deciduous forests: Raised by tree richness or beaten by beech? *Forest Ecol. Manage.* 256, 272-286
- Morgenroth K. 1992. Der Einfluß des Rehwildes auf die Vegetation des Göttinger Kalkbuchenwaldes. *Diplomarbeit, Universität Göttingen* (unveröff.)
- Naaf T., Wulf M. 2007. Effect of gap size, light and herbivory on the herb layer vegetation in European beech forest gaps. *Forest Ecol. Manage.* 244, 141-149
- Nessing G., Zerbe S. 2002. Wild und Waldvegetation – Ergebnisse des Monitorings im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Brandenburg) nach 6 Jahren. *Allg. Forst. u. Jagdztg.* 173, 177-185
- Nygaard P.H., Ødegaard T. 1999. Sixty years of vegetation dynamics in a

- south boreal coniferous forest in southern Norway. *J. Veg. Sci.* 10, 5-16
- Oheimb G. v. 2003. Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. *Schriftenr. Naturwiss. Forschungsergeb.* 70, 1-276
- Oheimb G. v., Kriebitzsch W.U., Ellenberg H. 2003. Dynamik von Artenvielfalt und Artenzusammensetzung krautiger Gefäßpflanzen in gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächenpaaren. *Allg. Forst. u. Jagdztg.* 174, 1-7
- Oheimb G.v., Schmidt M., Kriebitzsch W.U., Ellenberg H. 2005. Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part II: Red deer (*Cervus elaphus*). *Eur. J. Forest Res.* 124, 55-65
- Overpeck J.T., Rind D., Goldberg R. 1990. Climate-induced changes in forest disturbance and vegetation. *Nature* 343, 51-53
- Paillet Y., Bergès L., Hjältén J., Ódor P., Avon C., Bernhardt-Römermann M., Bijlsma R.-J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Mészáros I., Sebastià M.-T., Schmidt W., Standovář T., Tóthmérész B., Uotila A., Valladares F., Velak K., Virtanen R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conserv. Biol.* 24, 101-112
- Philipp M., Petersen P.M. 2007. Long-term study of dry matter allocation and rhizome growth in *Anemone nemorosa*. *Plant Species Biology* 22, 23-31
- Riederer M., Rehfuess K.E. 2008. Wie schnell verändert sich unsere Umwelt? Ökologisches Langzeitmonitoring. Empfehlungen. *Rundgespräche der Kommission für Ökologie* 34, 139-140
- Röder H., Fischer A., Klöck W. 1996. Waldentwicklung auf Quasi-Dauerflächen im Luzulo-Fagetum der Buntsandsteinrhön (Forstamt Mittelsinn) zwischen 1950 und 1990. *Forstwiss. Centralbl.* 115, 321-335
- Roth R. 1995. Der Einfluß des Rehwildes (*Capreolus capreolus* L., 1758) auf die Naturverjüngung von Mischwäldern. *Mitt. Forstl. Vers.- u. Forsch. anst. Baden-Württ.* 191, 1-117
- Schmidt M., Schmidt W. 2007. Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. *Forstarchiv* 78, 205-214
- Schmidt M., Ewald J., Fischer A., Oheimb G.v., Kriebitzsch W.-U., Ellenberg H. Schmidt W. 2003. Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. *Mitt. Bundesforsch.anst. Forst- u. Holzwirtschaft.* 212, 1-32
- Schmidt M., Sommer K., Kriebitzsch W.-U., Ellenberg H., Oheimb G. v. 2004. Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part I: Roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). *Eur. J. Forest Res.* 123, 167-176
- Schmidt W. 1999. Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* 11, 133-155
- Schmidt W. 2002. Die Naturschutzgebiete Hainholz und Staufenberg am Harzrand – Sukzessionsforschung in Buchenwäldern ohne Bewirtschaftung. *Tuexenia* 22, 151-213
- Schmidt W. 2005. Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. *For. Snow Landsc. Res.* 79, 111-125
- Schmidt W. 2006. Zeitliche Veränderung der Fruktifikation bei der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in einem Kalkbuchenwald (1981-2004). *Allg. Forst- u. Jagdztg.* 177, 9-19
- Schmidt W. 2009. *Vegetation. Ecol. Stud.* 208, 65-86
- Schmidt W., Heinrichs S., Weckesser M., Ebrecht L., Lambertz B. 2008. Neophyten in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings. *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* 9, 405-434
- Schmidt-Vogt H. 1977. *Die Fichte (Band I).* Hamburg
- Schönwiese C.-D., Staeger T., Trömel S. 2006. Klimawandel und Extremereignisse in Deutschland. DWD Klimastatusbericht 2005. URL: http://www.geo.uni-frankfurt.de/iau/klima/PDF_Dateien/Sw_et_al-Klimawandel_Extrem-KSB2005.pdf (10.01.2011)
- Schubert R., Hilbig W., Klotz S. 1995. *Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands.* Jena
- Schulte U., Scheible A. 2005. *Atlas der Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen.* Landesanst. Ökol., Bodenord. Forst. NRW, 1-171
- Schulte U., Striepen K. 2009. Biologische Vielfalt in der Naturwaldzelle „Petersberg“. *Natur in NRW* 4/09, 41-45
- Sorges A. 2001. Ergebnisse einer Rotwild-Verbissbeobachtungsreihe im Naturpark Nordeifel – Hohes Venn. *Z. Jagdwiss.* 47, 189-200
- Tamis W.L.M., Van 't Zelfde M., Van der Meijden R., De Haes H.A.U. 2005. Changes in vascular plant biodiversity in the Netherlands in the 20th century explained by their climatic and other environmental characteristics. *Climatic Change* 72, 37-56
- Thomas A., Mrotzek R., Schmidt W. 1995. *Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern. Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland.* *Angewandte Landschaftsökologie* 6, 1-151
- Thuiller W., Richardson D.M., Midgley G.F. 2007. Will climate change promote alien plant invasions? *Ecol. Stud.* 193, 197-211
- Tilman D. 1989. Ecological experimentation: strengths and conceptual problems. In: Likens G.E. (ed.) *Long-term studies in ecology.* New York, 4-19
- Walther G.-R., Grundmann A. 2001. Trends of vegetation change in colline and submontane climax forests in Switzerland. *Bull. Geobot. Institut. ETH* 67, 3-12
- Walther G.-R., Berger S., Sykes M.T. 2005. An ecological 'footprint' of climate change. *Proc. R. Soc. B* 272, 1427-1432
- Weckesser M., Schmidt W. 2004. Gehen dem Luzulo-Fagetum die Trennarten verloren? Veränderungen der Bodenvegetation in bodensauren Buchenwäldern und Fichtenbeständen des Solling in mehr als drei Jahrzehnten. *Tuexenia* 24, 191-206
- Wisskirchen R., Haeupler H. 1998. *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands.* Stuttgart
- Wohlgemuth T., Conedera M., Kupferschmid Albisetti A., Moser B., Usbeck T., Brang P., Dobbertin M. 2008. Effects of climate change on windthrow, forest fire and forest dynamics in Swiss forests. *Schweiz. Z. Forstwes.* 159, 336-343
- Wolff-Straub R., Bank-Signon I., Foerster E., Kutzelnigg H., Lienenbecker H., Patzke E., Raabe U., Runge F., Schumacher W. 1988. *Florenliste von Nordrhein-Westfalen.* *Schr.reihe Landesanst. Ökol., Landsch.entw. Forstpl. NRW* 7, 1-128
- Ziegler C. 2004. Die Waldzustandserhebung zeigt nicht alles. *LÖBF-Mitt.* 4/04, 1