

Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten

Marcus Schmidt* und Wolfgang Schmidt**

*Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Waldwachstum, Sachgebiet Waldnaturschutz/Naturwald, Grätzelstr. 2, D-37079 Göttingen (Marcus.Schmidt@nw-fva.de)
 ** Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Abteilung für Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Büsengeweg 1, D-37077 Göttingen

Eingegangen: 11.07.2007 Angenommen: 30.09.2007

Kurzfassung: Ein vegetationsökologisches Monitoring ist Bestandteil der meisten Untersuchungsansätze in Naturwaldreservaten. Dabei spielt neben der floristischen Inventarisierung und einer Vegetationskartierung vor allem die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerbeobachtungsflächen eine wichtige Rolle. Gegenstand der meisten vegetationsökologischen Untersuchungen sind die Vegetationsdynamik, der Vergleich Totalreservat/Wirtschaftswald und der Einfluss natürlicher Störungen. Am Beispiel niedersächsischer und hessischer Naturwaldreservate lässt sich zeigen, dass in unbewirtschafteten Laubwäldern ohne Störungen zunächst eine Tendenz in Richtung artenärmerer Waldgesellschaften erkennbar ist, in denen der Anteil von lichtbedürftigen oder störungsabhängigen, auch im Offenland verbreiteten Arten in der Bodenvegetation langsam zurückgeht, während der Deckungsgrad und die Artenzahl in Strauch- und Baumschicht zunächst ansteigen. Beim Vergleich zwischen Totalreservat und Wirtschaftswald spiegelt sich die Bewirtschaftung vor allem in höheren Deckungsgraden und Artenzahlen der Kraut- und Strauchschicht wider. Der Verlauf einer Vegetationsentwicklung nach natürlichen Störungen ist abhängig von den Standortbedingungen und der zum Zeitpunkt der Störung ausgebildeten Waldvegetation. So nahmen nach Windwurf auf Trockenstandorten lichtliebende, teilweise störungszeigende Arten innerhalb von fünf Jahren deutlich zu, während die Waldvegetation frischerer Standorte trotz erheblicher Bodenstörung und hohem Lichtangebot eine relativ hohe Resilienz zeigte. Insgesamt liefert das vegetationsökologische Monitoring in Naturwaldreservaten nicht nur wichtige Grundlagendaten für die Ökosystemforschung und die Populationsbiologie, es ist darüber hinaus auch für die Ableitungen von Naturschutzstandards in Wirtschaftswäldern und von Handlungsempfehlungen für naturnahe Waldbewirtschaftung von großer Bedeutung.

Vegetation monitoring in strict forest reserves

Abstract: Ecological monitoring is a component of many research projects in strict forest reserves. In addition to floristic inventories and vegetation mapping, the sampling of permanent plots plays an importance in forest monitoring. Most ecological studies of vegetation are concerned with dynamics, the comparison between protected and managed forests, and the influence of natural disturbances. Case studies in forest reserves in Lower Saxony and Hesse have shown that in undisturbed, unmanaged deciduous forests, species diversity of the herb layer at first decreases, while cover and species number of the shrub and herb layer increase. Comparing strict forest reserve with managed forest, forest management results in higher cover and species number of both herb and tree layer. Because of the decline of light supply and anthropogenic disturbances in strict forest reserves, the proportion of species of open habitats decreases. The characteristics of vegetation development after natural large-scale disturbances such as windthrow depend on site conditions and the type of vegetation that was present at the time of disturbance. On dry sites light demanding plant species which partly also indicate disturbances increased within five years after windthrow. In contrast the forest vegetation of more moist sites was very resilient despite heavy soil disturbances and high light intensity. All in all, vegetation monitoring in strict forest reserves not only supplies important data for ecosystem research and population biology, it is also necessary for the development of effective conservation-oriented standards in managed forests and for ecosystem-based silviculture.

Key words: disturbance, ground vegetation, long-term research, strict forest reserve, permanent plots

1 Einleitung

Waldbodenpflanzen eignen sich durch ihre große Artenzahl, ihre gut bekannten spezifischen Standortansprüche und ihre leichte Erfassbarkeit im Gelände in besonderer Weise als Indikatoren für den Zustand von Wäldern und für die in ihnen ablaufenden Prozesse. Anders als die Baumschicht reagiert die Kraut- und Kryptogamenschicht relativ schnell durch Verschiebungen der Arten- und Dominanzstruktur auf veränderte Umweltbedingungen. Aufgrund dieser Kenntnisse überrascht es nicht, dass beim (Bio-)Monitoring von Waldökosystemen die Bodenvegetation in fast allen Untersuchungsansätzen mit einbezogen wird. In Naturwaldreservaten („Naturwäldern“) spielte bisher neben der floristischen Erfassung des Arteninventars und einer Kartierung der Waldgesellschaften vor allem die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerbeobachtungsflächen eine herausragende Rolle. Ergänzende Daten – etwa zur Phänologie, zur Vitalität, zur Produktivität oder zum Nähr- und Schadstoffgehalt der Pflanzen – wie sie in verschiedenen Konzepten (Thomas et al. 1995) gefordert wurden, sind bisher nur in Einzelfällen erhoben worden. Ziel des vorliegenden Beitrags ist neben einer kurzen Vorstellung der methodischen Ansätze die exemplarische Darstellung einiger wichtiger Ergebnisse aus den vegetationskundlichen Dauerflächenuntersuchungen. Dabei sollen vorrangig folgende Fragen beantwortet werden:

1. Wie rasch verändert sich die Vegetation in Naturwaldreservaten?
2. Wie fällt der vegetationskundliche Vergleich zwischen Natur- und Wirtschaftswäldern aus? Eignen sich Naturwaldreservate als Referenzflächen?
3. Wie wirken sich groß- und kleinflächige Störungen auf die Vegetationsentwicklung in Naturwaldreservaten aus?

Diese Fragen werden anhand von Beispielen mit Untersuchungsergebnissen aus Niedersachsen und Hessen beantwortet. Gleichzeitig sollen damit aber auch die Möglichkeiten und Grenzen des vegetationsökologischen Monitorings in Naturwaldreservaten aufgezeigt werden. Die Darstellung der Ergebnisse konzentriert sich auf die Gefäßpflanzen. Die Kryptogamenflora (Moose, Flechten), der in vielen Wäldern ein ebenso wichtiger Indikatorwert zugesprochen werden kann wie den Phanerogamen (vgl. u.a. Stetzka 1994), wird aus Platzgründen hier nicht weiter behandelt.

2 Methoden

Wie für die Naturwaldforschung insgesamt so ist auch für die Vegetationserfassung im Speziellen die Probeflächengestaltung das zentrale methodische Problem (Pfadenhauer et al. 1986, Albrecht

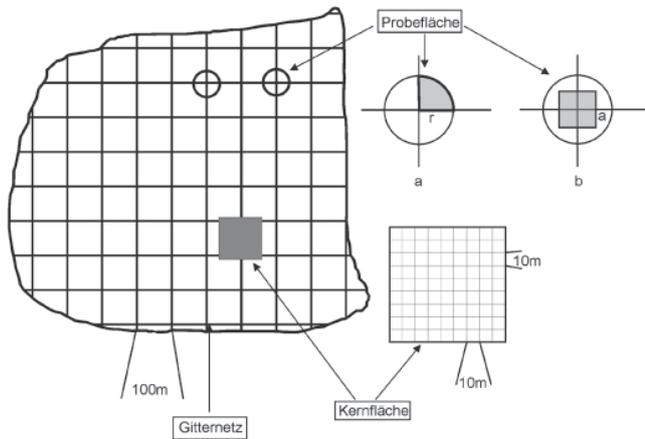


Abb. 1. Probeflächen-Design für die floristische und vegetationskundliche Aufnahme in Naturwaldreservaten (Thomas et al. 1995, Schmidt 2005): Pflanzenartenlisten in jedem 100 x 100 m-Rasterfeld des Gitternetzes. Vegetationsaufnahmen auf Probeflächen an Gitternetz-Punkten (a: Sektoren eines Kreises oder eines vollständigen Kreises; b: vollständiger Kreis oder Quadrat um den Gitternetzpunkt) und in Rasterfeldern einer Kernfläche. Flora and vegetation sample inventory design for strict forest reserves (Thomas et al. 1995, Schmidt 2005): species lists are obtained from each of the 100 x 100 m squares of the grid network. Vegetation relevés are from sample plots of the grid network (a: sectors of a circle or whole circle; b: whole circle or by squares around gridded dots) and within core areas (transects with subsamples)

1990, Schmidt 1998): Die Probeflächen bilden die Bezugsbasis über lange Zeiträume, wobei man zum Zeitpunkt der Anlage nicht weiß, in welchen zeitlichen und räumlichen Skalen sie von Veränderungen betroffen sind. An die Dauerbeobachtungsflächen wird zudem der Anspruch gestellt, dass sie in ihrer Gesamtheit ein strukturgenaues Abbild des Waldgebiets (Reservats) darstellen und den statistischen Anforderungen genügen. Grundsätzlich gibt es für die Probeflächengestaltung zwei verschiedene Konzepte (Abb. 1):

1. Kernflächenkonzept: In der Haupteinheit des Reservates wird eine Kernfläche angelegt (in großen und heterogenen Gebieten auch mehrere), die repräsentativ für das ganze Reservat sein soll und intensiv untersucht wird. Die Auswahl erfolgt subjektiv aufgrund des derzeitigen Zustandes.
2. Gitternetzkonzept: Über das gesamte Reservat wird ein systematisches Gitternetz mit zufällig verteilten Untersuchungsflächen an den Gitternetzpunkten gelegt. Durch die große Zahl der Probepunkte werden mit hoher Wahrscheinlichkeit auch langfristig alle wichtigen Einheiten und Sukzessionsstadien des Reservates erfasst. Durch die objektive Festlegung der Aufnahmepunkte ist dieses Konzept aus statistischer Sicht höher einzustufen als das Kernflächenkonzept.

Jedes Probeflächendesign hat seine Vor- und Nachteile (Albrecht 1990, PGNWR 1993, Thomas et al. 1995, Meyer 1997, Schmidt 1998, Meyer et al. 2001). Für ein bundesweites Biomonitoring in Naturwaldreservaten haben daher Thomas et al. (1995) und Meyer et al. (2001) ein kombiniertes Verfahren vorgeschlagen, welches in modifizierter Form auch europaweit empfohlen wird (Hochbichler et al. 2000):

- Systematisches Gitternetz: Die gesamte Reservatsfläche wird in einem 100 x 100 m-Raster, das in das Gauß-Krüger-Netz eingehängt ist, dauerhaft und sichtbar ausgepflockt. Dadurch wird die langfristige Reproduzierbarkeit der Dauerflächenuntersuchungen sichergestellt. Die Vegetationsaufnahme erfolgt innerhalb einer Probefläche (Kreis, Kreis-Segment oder Quadrat), die sich am Gitternetzpunkt orientiert. Die Aufnahmeflächengröße liegt zwischen 100

und 400 m² und erfüllt so die Anforderungen an das Minimumareal für Waldgesellschaften (Dierschke 1994). Die zufällige Verteilung der Stichprobenpunkte führt aber häufig dazu, dass die Homogenitätsanforderungen für pflanzensoziologische Aufnahmen im Sinne von Braun-Blanquet nicht erfüllt sind (Dierschke 1994).

- Kernflächen oder Transekte: Kernfläche (meist quadratisch 100 x 100 m = 1 ha) oder Transekt (meist langgestreckte Rechtecke von 150 x 50 m = 0,75 ha) liegen in der Hauptvegetationseinheit des Reservats und sind ebenfalls in das Gauß-Krüger-Netz eingehängt. Um detaillierte Untersuchungen zur kleinräumigen, zeitlichen Variabilität der Bodenvegetation und Verjüngung durchführen zu können, ist hier eine dauerhafte, sichtbare Markierung im 10 x 10 m- oder 20 x 20 m-Raster notwendig. Die gilt besonders auch für Sonderuntersuchungsflächen mit hoher Sukzessionsdynamik (z. B. Windwurf, Insektenkalamitäten), die für gezielte Fragestellungen ebenfalls am besten mit lückenlos gerasterten Transekten oder Kernflächen untersucht werden (Pfadenhauer et al. 1986, Schmidt 2002a). Zur Darstellung des Wildeinflusses auf Krautschicht und Naturverjüngung wird in Deutschland häufig die gesamte oder die Hälfte der Kernfläche oder des Transektes gezäunt. Europaweit ist dies eher eine Ausnahme.

Nach diesem kombinierten Probeflächen-Ansatz werden seit 1988 in einigen Bundesländern (u. a. Niedersachsen, Hessen, Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz) Untersuchungen zur Bodenvegetation in Naturwaldreservaten durchgeführt, die in einem Minimalprogramm drei Komponenten umfassen:

1. Die nach pflanzensoziologischen Kriterien erstellte *Vegetationskarte* gehört zur Grundlagenerhebung eines jeden Reservats (Dierschke 1994). Da hier Verschiebungen nur langfristig zu erwarten sind, reicht meist ein Untersuchungsintervall von 30 Jahren aus. Nach massiven Störungen (z. B. Windwurf) oder zur Darstellung von Veränderungen auf genutzten Vergleichsflächen können kürzere Zeiträume sinnvoll sein.
2. Das *floristische Arteninventar* (Gefäßpflanzen, bodenbewohnende Moose und Flechten) wird über Artenlisten der 100 x 100 m-Rasterflächen aufgenommen. Zur vollständigen Erfassung aller Arten sind dabei in der Regel zwei Aufnahmetermine in der Vegetationsperiode notwendig. Da hiermit Entwicklungen wie das Einwandern und Aussterben von Arten flächenscharf erfasst werden können, sollten die Untersuchungen mindestens alle 10 Jahre durchgeführt werden.
3. Gleiches gilt für die Erfassung der *Pflanzengemeinschaften* durch Vegetationsaufnahmen mit Schätzung des Deckungsgrades direkt in Prozent. Großräumige Entwicklungszustände der Waldvegetation werden dabei durch die Aufnahme auf 250-400 m² großen Probeflächen an den Gitternetzpunkten erfasst, während die kleinräumige, häufig standorts-, störungs- oder populationsbiologisch bedingte Variabilität durch Aufnahmen auf den 100 m² großen Rasterflächen der Kernfläche oder Transekte im Abstand von 10 Jahren untersucht werden soll.

Niedersachsen begann bereits im Naturschutzjahr 1970 mit der Ausweisung einer ersten großen Gruppe von Naturwaldreservaten, die dann in den 1980er- und -90er-Jahren in der Zahl und Fläche stark erweitert, z. T. aber auch wieder aufgelöst wurden (Meyer et al. 2006). Von den aktuell bestehenden insgesamt 106 Naturwaldreservaten sind in 15 Reservaten das Floreninventar in Rasterfeldern und die Vegetation an Gitternetzpunkten erfasst worden. In 11 Reservaten fand eine flächendeckende Vegetationskartierung statt, in 12 Reservaten gab es noch eine vegetationskundliche Aufnahme in Kernflächen bzw. in lückenlosen Raster-Transekten. Eine Wiederholungsaufnahme im Abstand von 10 Jahren erfolgte bisher lediglich in drei Reservaten (Hünstollen, Großer Staufenberg, Meninger Holz). Nur in einem Reservat (Teilfläche der Landwehr) wurde mit der gleichen Methodik der benachbarte Wirtschaftswald mit seiner Flora und Vegetation erfasst.

In Hessen erfolgte die Ausweisung der heute 31 Naturwaldreservate erst ab 1988, aber meist zugleich mit einer Vergleichsfläche im Wirtschaftswald (Althoff et al. 1991). Bisher konnten allerdings davon nur zwei Gebiete nach dem o. g. Konzept einmalig aufgenommen werden (Wattenberg/Hundsberg, Hohestein). Vegetationskundliche Teilaspekte wurden in weiteren Gebieten bearbeitet. Kernflächen oder Transekte sind im hessischen Konzept nicht vorgesehen.

3 Hauptergebnisse

3.1 Langzeitentwicklung der Vegetation: Beispiel Naturwald Hünstollen

Der „Hünstollen“ (Wuchsgebiet Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland, Wuchsbezirk Göttinger Wald, Gauer u. Aldinger 2005) wurde bereits 1972 auf Teilflächen als Naturwaldreservat ausgewiesen und 1992 auf 54,8 ha erweitert. Das Gebiet wird überwiegend vom Waldgersten-Buchenwald (*Hordelymo-Fagetum*) eingenommen; daneben kommen der Eschen-Ahorn-Wald (*Fraxino-Aceretum*) und fragmentarisch der Orchideen-Buchenwald (*Carici-Fagetum*) vor. Ausgangsgestein sind Unterer Muschelkalk und Röt (Oberer Buntsandstein). Eingehende floristisch-vegetationskundliche Untersuchungen wurden 1992 durchgeführt (Lambertz 1993) und nach 10 Jahren wiederholt (Ermer 2003). Grundlage für die Darstellung der Vegetationsveränderungen sind hier 52 Vegetationsaufnahmen auf Viertelkreisen von 250 m² Flächengröße um die Gitternetzpunkte im 100 x 100 m-Raster, bei denen der Deckungsgrad zweimal im Jahr (Frühjahr: Anemonen-Blüte, Sommer: Gräser-Blüte) geschätzt wurde. Als Indikatoren für Veränderungen in der Vegetationsstruktur werden dabei die Deckungsgradverschiebungen in den Vegetationsschichten, in der Diversität der Artenreichtum und in der Störungsintensität der

Anteil an Wald- und Offenlandarten (Schmidt et al. 2003a) herangezogen. Die Ergebnisse beziehen sich auf das Naturwaldreservat insgesamt, berücksichtigen also nicht die standörtlichen, ökologischen und sukzessionalen Unterschiede zwischen den einzelnen Vegetationseinheiten.

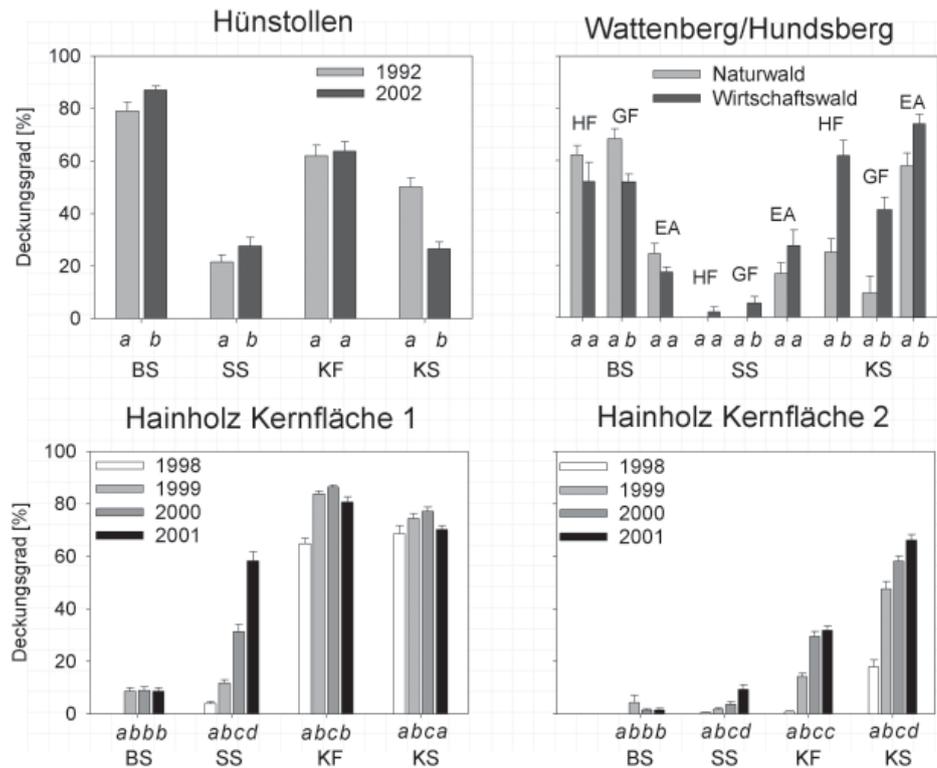
Tab. 1. Veränderung in der Waldartenzuordnung im Naturwald Hünstollen zwischen 1992 und 2002. Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen um die Gitternetzpunkte (n = 52, 250 m²). Angegeben ist %-Anteil am Deckungsgrad der Krautschicht (Mittelwert ± Standardfehler), Einteilung der Gruppen nach Schmidt et al. (2003a), B: Arten der Baumschicht, S: Arten der Strauchschicht, K: Arten der Krautschicht. Prüfung der Signifikanz mit dem Rangtest von Wilcoxon für gepaarte Stichproben. Signifikant höhere Werte (p < 0,05) sind fett hervorgehoben.

Changes in the forest species composition within the Hünstollen strict forest nature reserve during a ten-year period (1992/2002). Data from vegetation relevés from the grid network (n = 52, 250 m²) indicate percent cover of the herb layer (mean value ± standard error). Assignment of groups according to Schmidt et al. (2003a), B: species of the tree layer, S: species of the shrub layer, K: species of the herb layer. Significant values are indicated in bold text (p < 0.05 differences between years based on Wilcoxon test).

	1992	2002	p
Arten der Baumschicht (B)	17,7±2,0	16,9±2,0	0,495
Arten des geschlossenen Waldes (S 1.1, K1.1)	69,2±2,7	68,7±2,9	0,899
Waldrand-, Waldverlichtungsarten (S 1.2, K 1.2)	0,2±0,1	0,1±0,1	0,001
Wald- und Offenlandarten (S 2.1, K 2.1)	12,2±1,9	13,2±1,8	0,150
(Wald- und) Offenlandarten (S 2.2, K 2.2)	0,2±0,1	0,2±0,2	0,255
Offenlandarten (K)	0,6±0,1	1,0±0,3	0,051

Abb. 2. Vertikalstruktur (Deckungsgrade der Vegetationsschichten BS: Baumschicht, SS: Strauchschicht, KF: Krautschicht, Frühjahr, KS: Krautschicht, Sommer) in den Naturwaldreservaten Hünstollen, Wattenberg/Hundsberg und Hainholz. Hünstollen: Vergleich zwischen 1992 und 2002. Wattenberg/Hundsberg: Vergleich zwischen unbewirtschafteten Naturwald und naturnahem Wirtschaftswald in den Vegetationseinheiten *Hordelymo-Fagetum* (HF), *Galio-Fagetum* (GF) und *Epilobietea angustifolii* (EA). Hainholz: Kernfläche 1 (*Hordelymo-Fagetum typicum*) und Kernfläche 2 (*Carici-Fagetum*, *Hordelymo-Fagetum lathyretosum*) in den vier Jahren nach dem Windwurf von 1997. Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardfehler. Signifikante Werte (p < 0,05, Wilcoxon- bzw. Mann-Whitney-Test) unterscheiden sich durch unterschiedliche Buchstaben (*kursiv*) innerhalb eines Vergleichs bzw. einer Zeitreihe. Zum Stichprobenumfang siehe Text und Tab. 1-6.

Vertical structure (cover of the vegetation layers BS: tree layer, SS: shrub layer, KF: herb layer, spring, KS: herb layer, summer) of the strict forest reserves at Hünstollen, Wattenberg/Hundsberg and Hainholz. Hünstollen: Comparison between 1992 and 2002. Wattenberg/Hundsberg: Comparison between unmanaged (*Naturwald*) and managed forests (*Wirtschaftswald*) within the vegetation units *Hordelymo-Fagetum* (HF), *Galio-Fagetum* (GF) and *Epilobietea angustifolii* (EA). Hainholz: core area 1 (*Hordelymo-Fagetum typicum*) and core area 2 (*Carici-Fagetum*, *Hordelymo-Fagetum lathyretosum*) four years after wind event in 1997. Significant higher values (± standard error, p < 0.05, Wilcoxon or Mann-Whitney test, respectively) are indicated by different letters (*italics*) within a comparison or time series. For sample size, see text and tables 1-6.



Sowohl in der Baumschicht als auch in der Strauchschicht ist der Deckungsgrad innerhalb von 10 Jahren signifikant angestiegen, während er in der Krautschicht im Sommer deutlich zurückging, im Frühjahr sich dagegen nicht veränderte (Abb. 2). Entsprechende Veränderungen sind auch im Artenreichtum der Schichten erfolgt: Baum- und Strauchschicht sind 2002 signifikant artenreicher als 1992, die Krautschicht-Artenzahl nahm dagegen durchschnittlich von 34,4 Taxa/250 m² auf 30,8 Taxa/250 m² signifikant ab (Abb. 3). Die Bodenvegetation wird im Naturwald Hünstollen stark von den Arten des geschlossenen Waldes geprägt. Arten, die auch im Offenland vorkommen oder gar ihren Schwerpunkt im Offenland haben, sind dagegen schwach vertreten (Tab. 1).

Ein Blick in die Artenliste (Tab. 2, Nomenklatur nach Wisskirchen u. Haeupler 1998) zeigt in der Baum- und Strauchschicht bei *Fagus sylvatica* und *Fraxinus excelsior* eine Zunahme im mittleren Deckungsgrad zwischen 1992 und 2002; für *Acer pseudoplatanus* gilt dies nur für die Baumschicht, für *A. platanoides* nur für die Strauchschicht. In der Verjüngung (Krautschicht) nahmen dagegen *Acer pseudoplatanus* und *Fagus sylvatica* signifikant ab, *Ulmus glabra*

und *Tilia platyphyllos* dagegen zu. Insgesamt steht in der Krautschicht einer großen Zahl von Arten, die in Stetigkeit und Deckungsgrad abgenommen haben, eine sehr geringe Zahl von Arten gegenüber, die im gleichen Zeitraum zunahm. Zu den zurückgegangenen Arten zählen zunächst Licht- und Störungszeiger, die durch forstliche Bewirtschaftung gefördert wurden wie z. B. *Alliaria petiolata*, *Fragaria vesca*, *Geranium robertianum*, *Geum urbanum*, *Galium sylvaticum*, *Impatiens parviflora*, *Rubus idaeus*, *Taraxacum* sect. *Ruderalia* und *Urtica dioica*. Zurückgegangen im Deckungsgrad, weniger in der Stetigkeit sind aber auch viele typische Arten geschlossener Wälder wie *Asarum europaeum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Carex sylvatica*, *Circaea lutetiana*, *Galium odoratum*, *Hordelymus europaeus*, *Lamium galeobdolon*, *Melica uniflora*, *Mercurialis perennis*, *Stachys sylvatica* und *Viola reichenbachiana*. Besonders auffällig ist die starke Abnahme im Deckungsgrad von *Mercurialis perennis*. Dies deckt sich mit entsprechenden Veränderungen auf der Ökosystemforschungsfläche Göttinger Wald (Dierschke u. Brünn 1993, Dierschke 2004, 2006, W. Schmidt eingereicht). Die dort gleichzeitig erkennbare Zunahme im Deckungsgrad von *Allium ursinum* und *Hedera helix* fand dagegen im

Tab. 2. Veränderung der Vegetation im Naturwald Hünstollen zwischen 1992 und 2002. Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen um die Gitternetzpunkte (n = 52, 250 m²). Angegeben sind bei den Arten die Stetigkeit (ST) und der Mittelwert des Deckungsgrades (DG) in Prozent. Unter den Arten sind nur diejenigen aufgeführt, die mindestens in einem Jahr die Stetigkeit von 25% oder einen mittleren Deckungsgrad von mehr als 1 % erreichten. Prüfung der Signifikanz mit dem Rangtest von Wilcoxon für gepaarte Stichproben. Signifikant höhere Werte (p < 0,05) sind fett hervorgehoben. Changes in the vegetation of the Hünstollen strict forest nature reserve from 1992 to 2002. Data from vegetation relevés from the grid network (n = 52, 250 m²) are summarized by constancy (ST, percent of the relevés in which the species were recorded) and mean cover (DG). Only plant species that were present on more than 25 % of the total sample plots within one year or which covered on average more than 1% are listed. Significant values are indicated in bold text (p < 0.05 differences between years based on Wilcoxon test).

	1992		2002		p		1992		2002		p
	ST (%)	DG (%)	ST (%)	DG (%)			ST (%)	DG (%)	ST (%)	DG (%)	
Baumschicht						<i>Geranium robertianum</i>	35	0,2	15	0,1	0,010
<i>Fagus sylvatica</i>	94	53,6	94	77,9	<0,001	<i>Fragaria vesca</i>	33	0,1	13	<0,1	0,010
<i>Fraxinus excelsior</i>	52	10,1	63	12,8	0,016	<i>Impatiens parviflora</i>	31	0,2	4	<0,1	0,001
<i>Acer pseudoplatanus</i>	33	8,6	40	11,4	0,013	<i>Phyteuma spicatum</i>	31	<0,1	19	<0,1	0,023
<i>Ulmus glabra</i>	17	2,8	27	3,6	0,205	<i>Impatiens noli-tangere</i>	25	0,9	19	0,1	0,001
<i>Acer platanoides</i>	15	2,9	25	3,5	0,227	<i>Galium sylvaticum</i>	25	<0,1	6	<0,1	0,041
Strauchschicht						<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	25	<0,1	4	<0,1	0,002
<i>Ulmus glabra</i>	27	0,9	44	0,5	0,042	<i>Urtica dioica</i>	15	1,2	4	<0,1	0,012
<i>Fagus sylvatica</i>	81	10,2	88	14,6	0,004	<i>Allium ursinum</i>	94	37,4	96	39,7	0,035
<i>Fraxinus excelsior</i>	60	4,5	75	5,8	0,022	<i>Cardamine bulbifera</i>	75	2,1	88	2,1	0,019
<i>Acer platanoides</i>	10	0,2	42	0,3	0,001	<i>Ulmus glabra</i>	42	0,1	65	0,2	0,001
<i>Acer pseudoplatanus</i>	58	7,3	79	5,9	0,850	<i>Pulmonaria officinalis</i>	42	0,1	50	0,3	<0,001
<i>Sambucus nigra</i>	10	0,3	17	1,2	0,310	<i>Tilia platyphyllos</i>	23	<0,1	38	0,1	0,006
Krautschicht						<i>Arum maculatum</i>	98	0,4	92	0,3	0,062
<i>Lamium galeobdolon</i>	96	3,7	94	1,9	0,006	<i>Anemone ranunculoides</i>	96	2,7	96	2,3	0,086
<i>Galium odoratum</i>	96	2,0	83	0,8	0,008	<i>Lathyrus vernus</i>	96	0,1	96	0,1	0,203
<i>Mercurialis perennis</i>	92	12,6	88	2,2	<0,001	<i>Fraxinus excelsior</i>	94	7,9	98	5,7	0,120
<i>Acer pseudoplatanus</i>	90	6,4	98	3,6	0,008	<i>Anemone nemorosa</i>	94	7,6	96	7,7	0,115
<i>Fagus sylvatica</i>	90	2,7	92	1,1	<0,001	<i>Acer platanoides</i>	83	0,7	92	1,0	0,068
<i>Hordelymus europaeus</i>	83	1,1	77	0,9	0,045	<i>Oxalis acetosella</i>	67	0,7	65	1,2	0,134
<i>Viola reichenbachiana</i>	77	0,2	75	0,1	0,041	<i>Crataegus laevigata</i>	65	0,1	63	0,1	0,906
<i>Asarum europaeum</i>	75	3,2	79	2,6	0,011	<i>Hepatica nobilis</i>	60	0,1	50	0,1	0,651
<i>Carex sylvatica</i>	73	0,8	73	0,3	0,003	<i>Ranunculus auricomus</i>	54	0,1	44	0,1	0,723
<i>Circaea lutetiana</i>	71	0,8	67	0,3	0,015	<i>Dryopteris carthusiana</i>	48	<0,1	52	<0,1	0,784
<i>Primula elatior</i>	65	0,6	65	0,3	0,048	<i>Hedera helix</i>	46	0,2	56	0,2	0,366
<i>Stachys sylvatica</i>	65	0,5	50	0,2	0,003	<i>Athyrium filix-femina</i>	46	0,2	42	0,1	0,140
<i>Melica uniflora</i>	63	2,2	62	0,3	<0,001	<i>Ranunculus ficaria</i>	42	0,6	37	0,7	0,780
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	63	1,3	60	0,2	<0,001	<i>Dryopteris filix-mas</i>	38	0,6	52	0,5	0,691
<i>Vicia sepium</i>	54	0,3	23	<0,1	<0,001	<i>Polygonatum verticillatum</i>	35	0,2	54	0,2	0,224
<i>Alliaria petiolata</i>	46	0,1	10	<0,1	<0,001	<i>Sambucus nigra</i>	31	0,1	29	0,1	0,859
<i>Geum urbanum</i>	46	<0,1	31	<0,1	0,001	<i>Lilium martagon</i>	27	0,1	19	0,1	0,508
<i>Rubus idaeus</i>	38	0,1	4	<0,1	0,001	<i>Crataegus monogyna</i>	25	<0,1	29	<0,1	0,272
<i>Deschampsia cespitosa</i>	35	0,2	25	0,1	0,004	<i>Lunaria rediviva</i>	21	2,8	21	3,1	0,838
						<i>Aconitum lycoctonum</i>	10	1,3	8	1,2	0,109

Tab. 3. Vergleich der Vegetation nach der Waldartenzuordnung im Naturwald Wattenberg (unbewirtschaftet, NW) und Wirtschaftswald Hundsberg (WW). Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen um die Gitternetzpunkte (314 m²), die dem *Hordelymo-Fagetum*, dem *Galio-Fagetum* oder den *Epilobietea angustifolii* zugeordnet werden konnten. Angegeben ist der %-Anteil am Deckungsgrad der Krautschicht (Mittelwert ± Standardfehler). Einteilung der Gruppen nach Schmidt et al. (2003a), B: Arten der Baumschicht, S: Arten der Strauchschicht, K: Arten der Krautschicht. Prüfung der Signifikanz mit dem Mann-Whitney-Test. Signifikant höhere Werte (p < 0,05) sind fett hervorgehoben.

Comparison of forest species relationships within the Wattenberg strict forest nature reserve (unmanaged, NW) and a managed forest at Hundsberg (WW). Data from vegetation relevés from sample plots of the grid network (314 m²), around points that could be assigned to the associations *Hordelymo-Fagetum*, *Galio-Fagetum* and *Epilobietea angustifolii*. Figures indicate percent cover of the herb layer (mean value ± standard error). Forest species relationship according to Schmidt et al. (2003a), B: species of the tree layer, S: species of the shrub layer, K: species of the herb layer. Significant higher values are indicated in bold text (p < 0.05 differences between management type based on Mann-Whitney test).

Zahl der Aufnahmefflächen n	<i>Hordelymo-Fagetum</i>			<i>Galio-Fagetum</i>			<i>Epilobietea angustifolii</i>		
	NW	WW	p	NW	WW	p	NW	WW	p
Arten der Baumschicht (B)	3,2±1,0	4,3±1,8	0,401	14,3±5,2	4,3±2,1	0,167	1,1±0,3	3,4±0,8	0,023
Arten des geschlossenen Waldes (S 1.1, K 1.1)	72,3±3,9	57,0±6,0	0,085	40,0±6,3	30,5±9,0	0,423	45,8±9,1	13,1±2,5	0,001
Waldrand-, Waldverlichtungsarten (S 1.2, K 1.2)	0,5±0,2	8,4±4,9	0,048	0,0±0,0	5,5±2,0	0,007	2,1±1,2	7,1±2,8	0,223
Wald- und Offenlandarten (S 2.1, K 2.1)	21,6±3,2	30,0±4,2	0,248	45,6±7,8	59,5±9,4	0,277	50,3±8,9	76,0±3,5	0,023
(Wald- und) Offenlandarten (S 2.2, K 2.2)	-	-	-	0,1±0,1	0,1±0,1	0,963	0,2±0,1	0,2±0,1	0,711
Offenlandarten (K)	2,4±1,5	0,3±0,2	0,704	0,0±0,0	0,1±0,1	0,673	0,5±0,3	0,2±0,1	0,786

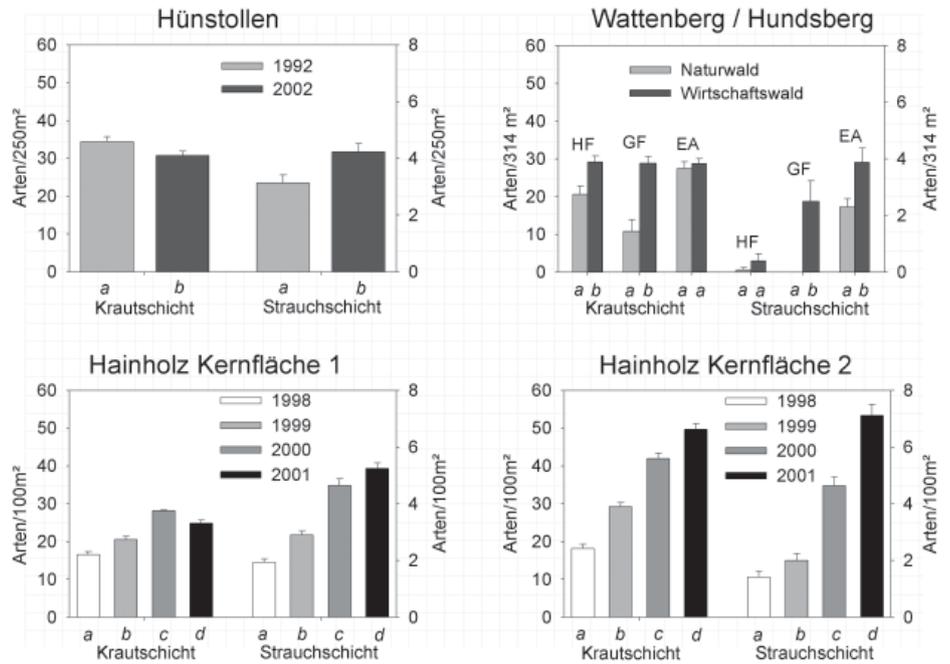
Naturwald Hünstollen nicht im gleichen Ausmaß statt. Die bereits von Schmucker (1934) für den Göttinger Wald postulierte unvollständige Verbreitung von *Allium ursinum* führt Winterhoff (1977) auf häufige Freistellung im früheren Mittelwaldbetrieb zurück. Seit Einführung des Hochwaldbetriebes in der 1. Hälfte des 19. Jh. tritt *Allium ursinum* offenbar verstärkt in direkte Konkurrenz zu *Mercurialis perennis*.

3.2 Naturwaldreservate als Referenzflächen für Wirtschaftswälder: Beispiel Wattenberg/Hundsberg

Innerhalb des seit 1989 bestehenden Naturwaldreservats „Wattenberg und Hundsberg“ (Wuchsgebiet Nordwesthessisches Bergland, Wuchsbezirk Habichtswald, Gauer u. Aldinger 2005) nimmt das Totalreservat am Wattenberg 42,5 ha, die Vergleichsfläche am Hundsberg 34,5 ha ein. Beide Gebiete sind Basaltkuppen, auf denen flach- bis mittelgründige Braunerden vorherrschen. Dominierende Waldgesellschaften sind Waldgersten- und Waldmeister-Buchenwald (*Hordelymo-Fagetum*, *Galio-Fagetum*). In der Vergleichsfläche fanden in den 1990er-Jahren fast jährlich Hiebsmaßnahmen statt, über deren Intensität jedoch keine genauen Angaben vorliegen. Wattenberg und Hundsberg wurden 1997 floristisch und vegetationskundlich untersucht (Megner 1999), nachdem das Totalreservat etwa 10 Jahre aus der Nutzung genommen war. Neben einer Vegetationsaufnahme an 73 Gitternetzpunkten (Probeflächengröße 314 m²) wurde eine floristische Erfassung auf 41 Rasterfeldern von 1 ha Größe durchgeführt (Totalreservat: n = 23, Vergleichsfläche: n = 18). Zwar ist die über den Sørensen-Index ermittelte floristische Ähnlichkeit der Gesamtflächen von Totalreservat und Vergleichsfläche sehr hoch (Megner 1999), doch verdeutlicht bereits eine Auswertung auf der Basis der Rasterfelder (Schmidt 2003, 2005), dass für einen genauen Vergleich zwischen Naturwald und Wirtschaftswald die Standortverhältnisse und das Sukzessionsstadium zu berücksichtigen sind, um den Einfluss der Bewirtschaftung klar herauszuarbeiten. Es wurde zwar bei der Auswahl der hessischen Naturwaldreservate immer angestrebt, dass die Vergleichsfläche möglichst ähnliche Standortverhältnisse und eine möglichst identische forstliche Vorbehandlung aufwies, dennoch ergaben sich aus der Standort- und Vegetationskartierung z. T. beträchtliche Unterschiede zwischen den Flächenpaaren. So wurden nach der Standortkartierung am Wattenberg 76 %, am Hundsberg dagegen nur 52 % der Fläche als eutroph, der Rest als mesotroph eingestuft. Am Wattenberg waren dementsprechend das *Hordelymo-Fagetum*, aber auch Laubholz-Anpflanzungen und Nadelwaldgesellschaften mit höheren Flächenanteilen stärker vertreten als am Hundsberg. Dort macht vor allem der hohe Anteil an Verlichtungsgesellschaften (*Epilobietea angustifolii*) den fortdauernden Bewirtschaftseinfluss deutlich.

Da ein direkter Vergleich zwischen Naturwald und Wirtschaftswald somit nur innerhalb einer Standort- bzw. Vegetationseinheit möglich ist, wurden die Vegetationsaufnahmen um die Gitternetzpunkte nach Standort- bzw. Vegetationseinheiten stratifiziert. Für die drei wichtigen Einheiten (*Hordelymo-Fagetum*, *Galio-Fagetum*, *Epilobietea angustifolii*) spiegelt sich die Bewirtschaftung in einem (nur teilweise signifikant) niedrigeren Deckungsgrad der Baumschicht, aber höheren Deckungsgraden von Strauch- und Krautschicht im Wirtschaftswald wider (Abb. 2). Auch 10 Jahre nach der Einstellung der Bewirtschaftung hat sich erwartungsgemäß die Zusammensetzung der Baumschicht kaum verändert, die Dominanz von *Fagus sylvatica* aber noch deutlich erhöht (Tab. 4). Deutlich artenreicher als im Totalreservat sind die Buchen-Wirtschaftswald-Vergleichsflächen in der Strauch- und Krautschicht (Abb. 3). Besonders im an sich artenarmen *Galio-Fagetum* war die Bodenvegetation im bewirtschafteten Teil fast dreimal so artenreich wie im Naturwaldreservat. Dagegen bestand zwischen den Verlichtungsfluren im Totalreservat und im Wirtschaftswald kein signifikanter Unterschied in der Artendiversität der Krautschicht. Betrachtet man den Grad der Waldbindung der in den Vegetationsaufnahmen der Krautschicht enthaltenen Arten, so zeigt sich, dass Arten mit enger Bindung an geschlossene Wälder im Naturwaldreservat durchgehend deutlich häufiger sind (Tab. 3). Arten der Waldränder und Verlichtungen sowie Waldpflanzen, die auch im Offenland vorkommen oder dort sogar ihren Schwerpunkt haben, treten in der Vergleichsfläche deckungsstärker auf. Dabei ist der Anteil der Arten mit enger Bindung an geschlossene Wälder im *Hordelymo-Fagetum* deutlich höher als im *Galio-Fagetum*, während es sich bei Arten, die im Wald und Offenland gleichermaßen vertreten sind, umgekehrt verhält. Arten mit Schwerpunkt im unbewirtschafteten Naturwaldreservat sind mit *Impatiens noli-tangere*, *Festuca altissima*, *Mercurialis perennis* und *Galium odoratum* vorrangig schattentolerante Waldarten (Tab. 4). Unter den Arten mit Schwerpunkt im Wirtschaftswald finden sich mit *Rubus fruticosus* agg., *Rubus idaeus* (beide in der Strauch- und Krautschicht) sowie *Calamagrostis epigejos*, *Deschampsia cespitosa*, *Senecio ovatus*, *Epilobium angustifolium*, *Poa nemoralis*, *Agrostis capillaris*, *Juncus effusus*, *Impatiens parviflora* und *Urtica dioica* typische Verlichtungs- und Störungszeiger. Durch die Bewirtschaftung können aber im Buchenwald auch typische Arten geschlossener Wälder gefördert werden. So ist im *Hordelymo-Fagetum* der Deckungsgrad von *Melica uniflora*, *Hordelymus europaeus* und *Carex sylvatica*, im *Galio-Fagetum* von *Athyrium filix-femina* und *Oxalis acetosella* im Wirtschaftswald Hundsberg höher als im Naturwaldreservat Wattenberg.

Abb. 3. Zahl der Gefäßpflanzenarten in der Kraut- und Strauchschicht der Naturwaldreservate Hünstollen, Wattenberg/Hundsberg und Hainholz. Hünstollen: Vergleich zwischen 1992 und 2002. Wattenberg/Hundsberg: Vergleich zwischen unbewirtschaftetem Naturwald und naturnahem Wirtschaftswald in den Vegetationseinheiten *Hordelymo-Fagetum* (HF), *Galio-Fagetum* (GF) und *Epilobietea angustifolii* (EA). Hainholz: Kernfläche 1 (*Hordelymo-Fagetum typicum*) und Kernfläche 2 (*Carici-Fagetum*, *Hordelymo-Fagetum lathyretosum*) in den vier Jahren nach dem Windwurf von 1997. Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardfehler. Signifikante Werte ($p < 0,05$, Wilcoxon- bzw. Mann-Whitney-Test) unterscheiden sich durch unterschiedliche Buchstaben (*kursiv*) innerhalb eines Vergleichs bzw. einer Zeitreihe. Zum Stichprobenumfang siehe Text und Tab. 1-6.



Plant species diversity of the herb and shrub layers of the strict forest reserves at Hünstollen, Wattenberg/Hundsberg and Hainholz. Hünstollen: Comparison between 1992 and 2002. Wattenberg/Hundsberg: Comparison between unmanaged (*Naturwald*) and managed forests (*Wirtschaftswald*) within the vegetation units *Hordelymo-Fagetum* (HF), *Galio-Fagetum* (GF) and *Epilobietea angustifolii* (EA). Hainholz: core area 1 (*Hordelymo-Fagetum typicum*) and core area 2 (*Carici-Fagetum*, *Hordelymo-Fagetum lathyretosum*) four years after wind event in 1997. Significant higher values (\pm standard error, $p < 0.05$, Wilcoxon or Mann-Whitney test, respectively) are indicated by different letters (*italics*) within a comparison or time series. For sample size, see text and tables 1-6.

Dieses gegensätzliche Verhalten in einzelnen Artengruppen ist sicher mit dafür verantwortlich, dass die aufgezeigten Unterschiede in zusammenfassenden Merkmalen wie der Waldartenzuordnung sich häufig nicht statistisch absichern lassen. Hinzu kommen trotz der vorgenommenen Stratifizierung nach Standort- und Vegetationsmerkmalen starke Streuungen durch heterogene Standortverhältnisse an den einzelnen Aufnahmepunkten eines Untersuchungsgebiets bzw. innerhalb einer Vegetationseinheit. Eine wiederholte Aufnahme der Vegetation im Abstand von zehn Jahren wird dabei klarere Aussagen ermöglichen, als dies bei einem erstmaligen Vergleich möglich war.

3.3 Einfluss natürlicher Störungen auf die Waldentwicklung: Beispiel Naturwald Hainholz

Großflächig geworfene Bestände ohne Räumung/Aufforstung überließ man erstmals im Nationalpark Bayerischer Wald nach den Stürmen von 1983/84 sich selbst und richtete Dauerbeobachtungsflächen ein (Fischer et al. 1990). Nach den 1990er Stürmen „Vivian/Wiebke“ wurden in Baden-Württemberg insgesamt fünf Sturmwurfbannwälder sowie Vergleichsflächen in zehn Forstämtern eingerichtet (Sayer u. Reif 1998, Hanke u. Pisoke 1999). Ebenfalls seit dieser Zeit stehen das hessische Naturwaldreservat „Weiherskopf“ im Vogelsberg (Willig 1994, 2002), eine Teilfläche im Nationalpark Berchtesgaden (Zierl u. Siegrist 1999) und mehr als 50 Vergleichsflächen in zehn bayerischen Forstämtern unter Dauerbeobachtung (Fischer 1992).

Seit einem lokalem Sommerorkan von 1997 wurde auch im 651 ha großen NSG Hainholz (Wuchsgebiet Mitteldeutsches Trias-Berg- und Hügelland, Wuchsbezirk Südwestliches Harzvorland, Gauer u. Aldinger 2005), ein ca. 60 ha großes Laubwaldgebiet als Naturwaldreservat ausgewiesen (Schmidt 2002a, Kompa 2004, Kompa u. Schmidt 2006). Das Hainholz liegt im Zechsteingürtel des Harzes und umfasst Gips- und Dolomitstandorte, in denen auf flachgründigen Rendzinen Orchideen-Buchenwälder (*Carici-Fagetum*) und auf tiefgründigen Braunerde-Rendzinen Waldgersten-Buchenwälder (*Hordelymo-Fagetum*) vorherrschen. Nach dem Sturm, der etwa ein Drittel des Kronendaches zerstörte, fand im Hainholz neben der flo-

ristischen Inventarisierung im 100 x 100 m-Raster und den Vegetationsaufnahmen an den systematisch verteilten Gitternetzpunkten auch die Aufnahme der Vegetation in vier aufeinander folgenden Jahren (1998-2001) auf zwei Kernflächen statt, die in einem lückenlosen 10 x 10 m-Raster verflochten waren. Die Entwicklung dieser Kernflächen nach dem Windwurf kennzeichnet klarer als die Aufnahmen an den Gitternetzpunkten den Zusammenhang zwischen Standort, Störungsintensität und Vegetation. Kernfläche 1 (1,28 ha, davon wurden von 1998 bis 2001 durchgängig 48 Rasterfelder in Streifen am Ober-, Mittel- und Unterhang aufgenommen) befindet sich überwiegend auf tiefgründigen Dolomit-Verwitterungsböden und wird von der *Allium ursinum*-Variante des *Hordelymo-Fagetum typicum* beherrscht. Auf dem flüchtig geworfenen Bestand hat sich aus Stammresten die Baumschicht nur geringfügig regeneriert. Aus der bereits vor dem Sturm vorhandenen Naturverjüngung – vor allem aus *Fraxinus excelsior*, aber auch *Fagus sylvatica* und *Acer pseudoplatanus* (Kompa u. Schmidt 2006) – hat sich innerhalb von fünf Jahren eine dichte, fast 60 % deckende Strauchschicht explosionsartig entwickelt (Abb. 2). Der Deckungsgrad der Krautschicht nahm sowohl im Frühjahr als auch im Sommer von 1998 bis 2000 zu, danach wieder ab. Während die Artenzahl in der Strauchschicht kontinuierlich von 1998 bis 2001 zunahm, erreichte in der Krautschicht die mittlere Artenzahl/100 m² im dritten Jahr nach dem Windwurf mit 28 Gefäßpflanzenarten einen Höchstwert und ging 2001 wieder zurück (Abb. 3). Im Waldartenspektrum dominierten in der Krautschicht durchgehend die Arten des geschlossenen Waldes zusammen mit der Baumverjüngung. Arten von Waldverlichtungen bzw. des Offenlandes waren überraschend gering vertreten: auch vier Jahre nach dem Windwurf waren sie mit weniger als 10 % am Deckungsgrad der Krautschicht beteiligt (Tab. 5). Lichtbedürftigere Arten traten vor allem vom ersten zum zweiten Jahr nach dem Windwurf neu auf, nahmen aber im Deckungsgrad nicht im erwarteten Maße zu, da die schattentoleranten Waldarten (u. a. *Allium ursinum*, *Carex sylvatica*, *Circaea lutetiana*, *Lamium galeodolon*, *Hordelymus europaeus*, *Mercurialis perennis*, *Stachys sylvatica*, Tab. 6) weiterhin dominierten. Trotz Flächenwurf, hohem

Lichtangebot und erheblicher Bodenstörung durch Wurfböden, Wurzelsteller usw. zeigt diese Kernfläche eine relativ hohe Resilienz. Die bereits vor dem Sturm vorhandene Naturverjüngung wuchs sehr rasch empord und verhinderte ein Sukzessionsstadium mit einer Dominanz von Nichtwaldarten.

Kernfläche 2 (1 ha, davon wurden von 1998 bis 2001 durchgängig 36 Rasterfelder mit je 100 m² in zwei Streifen parallel und senkrecht zum Hang aufgenommen, Kompa 2004) weist vor allem flachgründige Gipskarstböden mit einem trockenheitsertragenden *Carici-Fagetum* bzw. *Hordelymo-Fagetum lathyretosum* auf. Kernfläche 2 wurde 1997 vollständig geworfen und enthielt einen hohen

Anteil an Kronenverhau. Die Strauchschicht hat zwar nach den Artenzahlen ähnlich kontinuierlich zugenommen wie auf Kernfläche 1 lag aber in den Deckungsgraden deutlich niedriger (Abb. 2) und war weniger von der Verjüngung aus *Fraxinus excelsior* und *Fagus sylvatica* als durch *Rubus idaeus* geprägt (Tab. 6). Die ursprünglich sehr deckungsgradarme Krautschicht (Frühjahr 1998: 1 % Deckung, Sommer 1998: 18 % Deckung) hatte sich bis zum Sommer 2001 sehr üppig entwickelt (66 %). Gleichzeitig fällt die steile Artenzahlzunahme in der Krautschicht auf: pro 100 m² waren 2001 (49,7 Arten) rund 30 Arten mehr vorhanden als 1998 (18,2 Arten, Abb. 3). Im Vergleich der Waldartenzuordnung fällt der deutlich geringere Anteil an Arten des

Tab. 4. Vergleich der Vegetation im Naturwald Wattenberg (unbewirtschaftet, NW) und Wirtschaftswald (WW) Hundsberg. Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen um die Gitternetzpunkte (314 m²), die dem *Hordelymo-Fagetum*, dem *Galio-Fagetum* oder den *Epilobietea angustifoliae* zugeordnet werden konnten. Angegeben ist der Mittelwert des Deckungsgrades in Prozent. Unter den Arten sind nur diejenigen aufgeführt, die mindestens in einer Einheit einen mittleren Deckungsgrad von mehr als 1 % erreichten. Prüfung der Signifikanz mit dem Mann-Whitney-Test. Signifikant höhere Werte ($p < 0,05$) sind fett hervorgehoben.

Comparison of the vegetation of the Wattenberg strict forest nature reserve (unmanaged, NW) and a managed forest at Hundsberg (WW). Data from vegetation relevés from sample plots of the grid network (314 m²) around points that could be assigned to the associations *Hordelymo-Fagetum*, *Galio-Fagetum* and *Epilobietea angustifoliae*. Only plant species which covered on average more than 1% in at least in one of the vegetation units are listed. Significant values are indicated in bold text ($p < 0.05$ differences between management types based on Mann-Whitney test).

	<i>Hordelymo-Fagetum</i>			<i>Galio-Fagetum</i>			<i>Epilobietea angustifoliae</i>		
	NW	WW	p	NW	WW	p	NW	MW	p
Zahl der Aufnahmeflächen n	17	5		9	8		10	17	
Baumschicht									
<i>Fagus sylvatica</i>	61,1	52,0	0,283	67,2	50,0	0,011	21,5	17,1	0,286
<i>Quercus petraea</i>	-	-	-	-	1,3	0,673	-	-	-
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	-	-	-	-	-	3,0	0,0	0,675
Strauchschicht									
<i>Rubus idaeus</i>	-	-	-	0,0	2,1	0,027	0,1	10,7	0,001
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	-	-	-	0,0	0,3	0,200	0,0	1,3	0,023
<i>Sambucus racemosa</i>	0,1	2,1	0,319	0,0	1,2	0,200	11,1	5,8	0,604
<i>Fagus sylvatica</i>	-	-	-	0,0	1,2	0,093	3,7	7,0	0,473
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	-	0,0	0,1	0,673	0,0	3,2	0,334
<i>Sambucus nigra</i>	-	-	-	-	-	-	1,3	0,0	0,414
Krautschicht									
<i>Impatiens noli-tangere</i>	3,0	0,2	0,039	0,1	0,8	1,000	11,8	0,4	0,005
<i>Festuca altissima</i>	1,4	0,0	0,048	0,1	0,0	0,749	0,9	<0,1	0,127
<i>Mercurialis perennis</i>	6,0	8,8	0,879	0,9	0,0	0,021	4,4	0,2	0,018
<i>Galium odoratum</i>	1,6	2,3	0,283	0,1	0,5	0,541	1,5	0,3	0,003
<i>Melica uniflora</i>	2,3	21,6	0,001	0,1	6,0	0,139	5,2	2,2	0,824
<i>Urtica dioica</i>	2,7	14,3	0,015	0,1	1,4	0,059	12,2	10,0	0,824
<i>Poa nemoralis</i>	0,2	5,5	<0,001	3,5	4,1	0,059	11,0	8,7	0,414
<i>Hordelymus europaeus</i>	1,1	3,5	0,019	0,1	0,3	0,321	2,4	0,5	0,059
<i>Carex sylvatica</i>	0,2	1,0	0,039	0,3	0,4	0,481	0,4	0,4	1,000
<i>Impatiens parviflora</i>	<0,1	1,0	0,009	0,0	3,8	0,673	0,0	0,4	0,011
<i>Athyrium filix-femina</i>	0,4	0,2	0,762	0,1	3,0	<0,001	0,9	2,5	0,115
<i>Senecio ovatus</i>	0,2	7,1	0,140	0,0	2,5	0,008	1,1	8,1	0,155
<i>Fagus sylvatica</i>	0,3	0,5	0,249	0,4	1,4	0,021	0,5	2,1	0,066
<i>Oxalis acetosella</i>	0,6	1,6	0,058	0,2	1,4	0,021	0,9	0,5	0,749
<i>Agrostis capillaris</i>	-	-	-	0,1	1,1	0,015	0,9	1,9	0,473
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0,0	0,1	0,543	1,1	7,6	0,004	2,7	15,2	0,001
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,3	1,0	0,085	0,2	5,1	0,008	1,0	17,5	<0,001
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	-	-	-	0,0	2,4	0,027	0,1	3,3	0,018
<i>Rubus idaeus</i>	0,1	0,3	0,120	0,3	0,8	0,006	0,6	3,4	<0,001
<i>Epilobium angustifolium</i>	-	-	-	0,0	0,4	0,008	0,1	1,1	0,035
<i>Juncus effusus</i>	<0,1	0,0	0,879	0,1	0,1	0,673	0,0	1,1	0,005
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,5	2,3	0,058	0,4	0,2	0,200	<0,1	0,5	0,013
<i>Corydalis cava</i>	4,2	0,0	0,595	0,1	0,0	0,743	0,0	<0,1	0,824
<i>Lamium galeobdolon</i>	3,6	0,5	0,879	0,2	0,1	0,743	0,1	0,3	0,414
<i>Anemone nemorosa</i>	1,6	0,9	0,359	0,7	0,6	0,541	1,1	2,3	1,000
<i>Milium effusum</i>	0,5	1,5	0,164	1,0	1,0	0,370	8,2	5,1	0,170

Tab. 5. Veränderung der Vegetation nach der Waldartenzuordnung auf den Kernflächen 1 (*Hordelymo-Fagetum typicum*) und 2 (*Carici-Fagetum, Hordelymo-Fagetum lathyretosum*) im Naturwald Hainholz nach dem Windwurf von 1997. Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen auf Rasterfeldern (100 m²) von 1998 bis 2001. Angegeben ist der %-Anteil am Deckungsgrad der Krautschicht (Mittelwert \pm Standardfehler), Einteilung der Gruppen nach Schmidt et al. (2003a), B: Arten der Baumschicht, S: Arten der Strauchschicht, K: Arten der Krautschicht. Prüfung der Signifikanz mit dem Rangtest von Wilcoxon. Werte, die sich innerhalb einer Kernfläche signifikant unterscheiden ($p < 0,05$) sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet. Die Jahre mit den signifikant höchsten Werten sind fett hervorgehoben.

Dynamics in typical forest species relationships within the core 1 (*Hordelymo-Fagetum typicum*) and core 2 (*Carici-Fagetum, Hordelymo-Fagetum lathyretosum*) in the Hainholz strict forest nature reserve after wind throw in 1997. Data from vegetation relevés from sample plots (100 m²) of transects within the two core areas. Figures indicate percent cover of the herb layer (mean value \pm standard error). Assignment of groups according to Schmidt et al. (2003a), B: species of the tree layer, S: species of the shrub layer, K: species of the herb layer. Significant differences ($p < 0.05$) between years based on Wilcoxon test are indicated with different letters (years with significant highest values in bold text).

	Kernfläche I (n = 48)				Kernfläche II (n = 36)			
	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001
Arten der Baumschicht (B)	2,8 \pm 0,5a	7,6 \pm 0,7b	9,1\pm0,8c	8,2\pm0,6bc	3,4 \pm 1,3a	1,7 \pm 0,4a	3,1\pm1,0ab	4,1\pm1,1abc
Arten des geschlossenen Waldes (S1.1, K 1.1)	95,7\pm0,6a	87,4 \pm 0,9b	83,5 \pm 1,1c	83,9 \pm 1,1c	36,3 \pm 5,8a	39,6 \pm 4,8a	51,5\pm3,4b	43,3 \pm 2,4a
Waldrand-, Waldverlichtungsarten (S 1.2, K 1.2)	0,1 \pm 0,1a	1,5 \pm 0,2b	2,4 \pm0,4c	1,8 \pm 0,4b	15,3 \pm 3,3a	23,3\pm2,7b	17,7 \pm 1,9a	20,2\pm1,9b
Wald- u. Offenlandarten (S 2.1, K 2.1)	1,0 \pm 0,4a	2,2 \pm 0,5b	2,9 \pm 0,4c	4,2\pm0,7d	40,2\pm5,1a	29,8 \pm 2,7a	19,9 \pm 1,9b	23,9 \pm 1,6c
(Wald- und) Offenlandarten (S 2.2, K 2.2)	0,1 \pm 0,1a	1,3 \pm 0,4b	1,9\pm0,4c	1,8\pm0,5bc	3,1 \pm 0,7a	4,8 \pm 0,9b	6,6\pm0,8c	5,6 \pm 0,7bc
Offenlandarten (K)	0,4 \pm 0,1a	0,1 \pm 0,1a	0,2 \pm 0,1a	0,1 \pm 0,1a	1,6 \pm 0,3ab	0,8 \pm 0,1a	1,3 \pm 0,2ab	3,0\pm0,5c

geschlossenen Waldes im Vergleich zur Kernfläche I auf. Sie sind nur mit einem Drittel bis zur Hälfte am Deckungsgrad der Krautschicht beteiligt. Im Anteil von Arten mit Schwerpunkt in Waldverlichtungen sowie des Offenlandes gibt es keinen einheitlichen Trend (Tab. 5): So ist z. B. der Anteil der Kategorie 2.1 (Wald- und Offenland-Arten) bei den Krautigen und Grasartigen an der Krautschicht unmittelbar nach dem Windwurf (1998) am höchsten, bei den Sträuchern, die offenbar langsamer auf die Standortveränderung reagieren konnten, dagegen am Ende des Beobachtungszeitraums (2001). Insgesamt sind die Veränderungen im betrachteten Zeitraum auf Kernfläche II stärker als auf Kernfläche I. Dies unterstreicht auch das Spektrum der Arten, die im 3. und 4. Jahr nach dem Windwurf die Krautschicht der Kernfläche II prägen: Mit mittleren Deckungsgraden von mehr als 5 % sind es mit *Atropa bella-donna*, *Impatiens parviflora*, *Mycelis muralis*, *Rubus idaeus* und *Senecio ovatus* vor allem Störungszeiger, aber keine typischen Arten geschlossener Wälder (Tab. 6). Die Daten unmittelbar nach dem Windwurf (1998) lassen zudem vermuten, dass im Vergleich zu Kernfläche I auf Kernfläche II höhere Artenzahlen und höhere Anteile an Nichtwaldarten und Waldarten, die auch im Offenland vorkommen, bereits vor dem Sturm vorhanden gewesen sein müssen. Es ist anzunehmen, dass hierfür in erster Linie standörtliche Unterschiede verantwortlich sind. So ist für das *Carici-Fagetum* auch überregional ein hoher Anteil von Waldbodenpflanzen belegt, die auch im Offenland verbreitet sind (Schmidt et al. 2007).

4 Diskussion

Die angeführten Beispiele aus Niedersachsen und Hessen verdeutlichen die Möglichkeiten und Grenzen vegetationsökologischer Forschung in Naturwaldreservaten. Dabei eignet sich die langfristige Untersuchung der Waldbodenvegetation nicht nur in besonderem Maße für die Dokumentation und Interpretation der Veränderungen nach Einstellung der forstlichen Nutzung, sie liefert darüber hinaus auch wichtige Grundlagendaten für die Ökosystemforschung und Populationsbiologie. Anders als sogenannte unechte Zeitreihen (space-for-time substitution, Pickett 1989) geben Wiederholungsuntersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen eindeutige Informationen über den Verlauf einer Vegetationsentwicklung. Neben solchen Langzeituntersuchungen ist vor allem die Gegenüberstellung von unbewirtschaftetem Totalreservat und bewirtschafteter Vergleichsfläche geeignet, um den Einfluss forstlicher und weiterer anthropogener Maßnahmen auf die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation zu verdeutlichen. In beiden methodischen Ansätzen fungieren die Naturwaldreservate als Referenzgebiete (Schmidt 1999, 2005).

In den vorgestellten Beispielen wie auch in Untersuchungen aus anderen Gebieten (z. B. Oheimb 2003, Schmidt 2003, 2005) ist die Kraut- und Strauchschicht von Naturwaldreservaten in der Regel artenärmer als die von vergleichbaren Wirtschaftswäldern. Dieses Ergebnis unterstreicht die große Bedeutung des Ausmaßes der räumlichen Variation von verfügbaren Habitaten oder Ressourcen für die Gefäßpflanzenverteilung im Wald. Sofern forstliche Eingriffe bei der Bestandespflege, Nutzung und Verjüngung eine größere Heterogenität der Standortbedingungen hervorrufen (z. B. durch lokale Bodenverdichtung oder Freilegung des Mineralbodens) bzw. die Verfügbarkeit von Ressourcen für die Bodenvegetation steigern (z. B. Licht, Stickstoff), steigt in der Regel die Artenvielfalt an. Mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität werden vor allem Gehölze sowie Waldbodenpflanzen, die auch im Offenland vorkommen, oder sogar Offenlandarten gefördert (Schmidt et al. 2003b). Atmosphärische Stickstoffeinträge oder Kalkungsmaßnahmen können diese Effekte noch verstärken (Schmidt 1999, 2002b). Während unter den an diesen Prozessen beteiligten Gefäßpflanzen viele Zeigerarten für Störungen und naturferne Bedingungen bekannt sind (z. B. Ebrecht u. Schmidt 2005, Schmidt 1999, 2005), konnten Indikatorarten für Naturwälder unter den Höheren Pflanzen bisher nicht gefunden werden (Oheimb 2003).

Eine naturschutzfachliche Bewertung der meist höheren Artenvielfalt in der Bodenvegetation von Wirtschaftswäldern muss neben quantitativen auch qualitative Kriterien berücksichtigen. Hierzu gehört in erster Linie die Naturnähe, die unter anderem im Grad der Waldbindung von Arten (Schmidt et al. 2003a) deutlich wird. Eine Förderung von nicht einheimischen, nicht walddtypischen oder nicht für das jeweilige Waldökosystem typischen Arten reduziert die Bedeutung des Kriteriums „Artenvielfalt“. Darüber hinaus muss bei einer Gegenüberstellung der Artenvielfalt von Wirtschaftswäldern und Totalreservaten auch berücksichtigt werden, dass die meisten Naturwaldreservate ihre Funktion als Referenzgebiete heute noch nicht in vollem Umfang erfüllen können. Die frühere Bewirtschaftung ist hier meist noch in Form einer Phasen-Synchronisation erkennbar. Die überwiegend erst seit wenigen Jahrzehnten nicht mehr bewirtschafteten Bestände befinden sich meist in der Optimalphase mit dicht schließendem Kronendach, das insbesondere bei Buchenwäldern homogene, lichtarme Bedingungen für die Waldbodenvegetation schafft. Hinsichtlich des Licht- und Störungsregimes sind in der Alters-, Zerfalls- und Verjüngungsphase wesentlich heterogenere Bedingungen zu erwarten, die in der Artenzusammensetzung und -vielfalt der Bodenvegetation ihren Niederschlag finden werden. Erst langfristige Beobachtungszeiträume erlauben somit einen uneingeschränkten Vergleich (Schmidt et al. 2002).

Tab. 6. Veränderung der Vegetation auf den Kernflächen 1 (*Hordelymo-Fagetum typicum*) und 2 (*Carici-Fagetum, Hordelymo-Fagetum lathyretosum*) im Naturwald Hainholz nach dem Windwurf von 1997. Angegeben ist der Mittelwert des Deckungsgrades. Unter den Arten sind nur diejenigen aufgeführt, die mindestens in einem Jahr und einer Kernfläche einen mittleren Deckungsgrad von mehr als 1% erreichten. Prüfung der Signifikanz mit dem Rangtest von Wilcoxon. Werte, die sich innerhalb einer Kernfläche signifikant unterscheiden ($p < 0,05$) sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet. Das/die Jahr(e) mit signifikant höchsten Werten sind fett hervorgehoben.

Changes in the vegetation within the core 1 (*Hordelymo-Fagetum typicum*) and core 2 (*Carici-Fagetum, Hordelymo-Fagetum lathyretosum*) in the Hainholz strict forest nature reserve after wind throw in 1997. Data from vegetation relevés (100 m²) from transects within the two core areas. Only plant species which covered on average more than 1 % in at least in one of the core areas in one year are listed. Significant differences ($p < 0.05$) between years based on Wilcoxon test are indicated with different letters (years with significant highest values in bold text).

	Kernfläche I (n = 48)				Kernfläche II (n = 36)			
	1998	1999	2000	2001	1998	1999	2000	2001
Baumschicht								
<i>Fagus sylvatica</i>	2,8a	7,3b	7,0b	6,6b	0,4a	1,4b	1,2b	1,2b
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,6a	1,1b	1,5b	1,6c	-	-	-	-
Strauchschicht								
<i>Fagus sylvatica</i>	<0,1a	0,0b	0,2c	2,1c	-	-	<0,1	0,2
<i>Fraxinus excelsior</i>	3,0a	6,9b	21,2c	43,3d	0,1a	0,2b	0,6c	1,4d
<i>Rubus idaeus</i>	0,1a	0,8b	3,4c	8,8d	<0,1a	0,1a	0,7b	4,4c
<i>Sambucus nigra</i>	1,0a	4,7b	6,6c	8,0d	0,2a	0,7b	1,0b	1,6c
Krautschicht								
<i>Circaea lutetiana</i>	17,2a	4,0b	2,6c	2,3c	<0,1	<0,1	0,1	0,2
<i>Stachys sylvatica</i>	8,8a	4,1b	2,8c	0,3d	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Corydalis cava</i>	1,7a	0,1b	0,2b	0,5b	-	-	-	-
<i>Hordelymus europaeus</i>	5,9a	5,5a	5,5a	1,2b	-	-	<0,1	0,1
<i>Hypericum perforatum</i>	0,1a	0,2b	0,3b	0,1a	0,1a	1,1b	2,5c	0,9b
<i>Allium ursinum</i>	59,6a	62,8b	62,6ab	63,5ab	0,2	0,4	<0,1	0,3
<i>Impatiens parviflora</i>	<0,1a	0,2b	0,3b	3,9b	7,1a	24,4b	33,0c	25,2b
<i>Lamium galeobdolon</i>	40,3a	41,9a	49,7b	44,1a	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Fraxinus excelsior</i>	3,2a	10,2b	11,8c	8,2d	0,1	0,6	0,7	0,5
<i>Mercurialis perennis</i>	3,3a	3,5a	8,3b	3,9a	0,3	0,7	0,9	0,8
<i>Atropa bella-donna</i>	0,2a	2,1b	3,8c	2,8b	1,9a	12,5b	9,3c	8,1c
<i>Carex sylvatica</i>	2,6a	6,3b	12,4c	13,8c	0,1	<0,1	<0,1	0,1
<i>Fagus sylvatica</i>	1,5a	1,4a	3,3b	4,1b	0,2	0,3	0,4	0,5
<i>Cirsium arvense</i>	0,2a	1,2b	3,1c	2,8c	<0,1a	0,2b	0,6c	1,7d
<i>Galium aparine</i>	0,1a	0,4b	0,6c	0,1a	<0,1a	0,1b	0,7c	1,0c
<i>Rubus idaeus</i>	0,1a	0,6b	1,7c	2,8d	<0,1a	0,3b	1,9c	6,9d
<i>Urtica dioica</i>	<0,1a	0,2b	0,8c	1,4d	<0,1a	<0,1a	0,2b	0,7c
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0,1a	0,1a	0,3b	0,4c	0,5a	0,4b	0,9c	2,1d
<i>Convallaria majalis</i>	-	-	-	-	4,3a	2,4a	0,4b	1,5c
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	-	-	-	-	0,5a	1,1b	0,4a	0,4a
<i>Mycelis muralis</i>	-	-	-	-	1,2a	12,3b	6,1c	1,4a
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	0,1	0,1	0,1	<0,1	0,5a	1,6b	1,1c	1,2bc
<i>Senecio ovatus</i>	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1a	0,9b	1,8c	5,2d
<i>Carduus crispus</i>	<0,1	-	-	-	<0,1a	0,1b	0,3c	1,4d
<i>Clematis vitalba</i>	-	-	<0,1	-	0,1a	0,2a	1,0b	1,4c
<i>Dactylis polygama</i>	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2a	0,2a	0,6b	1,1c

Im Zusammenhang mit dem Einfluss von natürlichen Störungsprozessen auf die Vegetationsentwicklung mitteleuropäischer Wälder sind noch immer viele Fragen offen. In der 1974 eingerichteten Naturwaldzelle „Stemweder Berge“ (Nordrhein-Westfalen) wurde die Sukzession kleinflächiger Windwürfe aus den Jahren 1972/74 und 1987 über einen 20-jährigen Zeitraum dokumentiert (Apffelstaedt u. Bernhardt 1996). Ähnlich wie in den Untersuchungen von Tabaku (1999) und Tabaku u. Meyer (1999) aus dem Naturwald Limker Strang (Solling) und den Heiligen Hallen (Mecklenburg-Vorpommern) zeigte sich, dass kleine, vor allem durch Windwurf und Pilzbefall entstandene Schlaglücken in buchenbeherrschten Wäldern in der Regel sofort wieder von der Buche geschlossen werden. Die Daten aus dem Naturwaldreservat Hainholz belegen darüber hinaus, dass es vor allem von den standörtlichen Bedingungen und der Waldgesellschaft abhängt, in welche Richtung die Vegetationsentwicklung nach Störungen verläuft.

Forschung in Naturwaldreservaten ist für die Ableitung von Naturschutzstandards und Handlungsempfehlungen für naturnahe Waldbewirtschaftung bereits heute von großer Bedeutung. Vor dem Hintergrund der Natura 2000-Diskussion (FFH-Gebiete im Wald) dürfte sie noch an Bedeutung gewinnen. Entscheidende Voraussetzung für eine direkte Gegenüberstellung von Naturwaldreservat und Wirtschaftswald sind jedoch eine möglichst ähnliche Nutzungs- und Bestandesgeschichte sowie vergleichbare Bodenbedingungen und Bestockungsverhältnisse (Oheimb 2003). Standörtlichen Einfluss exakt vom Bewirtschaftseinfluss zu trennen (s. Beispiel Wattenberg/Hundsberg), ist daher eine wichtige Aufgabe zukünftiger vegetationskundlicher Untersuchungen, bei der multivariate Auswertungsmethoden eine zunehmend wichtige Rolle spielen könnten.

Literatur

- Albrecht, L. 1990. Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Schriftenr. Naturwaldreservate in Bayern 1
- Althoff, B., Hocke, R., Willig, J. 1991. Naturwaldreservate in Hessen. Ein Überblick. Mitt. Hess. Landesforstverw. 24, 1-62
- Apffelstaedt, F., Bernhardt, K.-G. 1996. Vegetations- und populationsbiologische Untersuchungen zur Dynamik von Naturwaldzellen und Windwurfflächen in Nordrhein-Westfalen. Tuexenia 16, 43-63
- Dierschke, H. 1994. Pflanzensoziologie. Stuttgart
- Dierschke, H. 2004. Kleinräumige Dynamik in der Krautschicht eines Kalkbuchenwaldes. Ergebnisse von 20-jährigen Dauerflächen (1981-2001). Forst u. Holz 59, 433-435
- Dierschke, H. 2006. Long-term dynamics in the herb layer of a calcareous beech forest: investigations of permanent plots, 1981-2001. Polish Bot. Studies 22, 165-172
- Dierschke, H., Brünn, S. 1993. Raum-zeitliche Variabilität der Vegetation eines Kalkbuchenwaldes – Untersuchungen auf Dauerflächen 1981-1991. Scr. Geobot. 20, 105-151
- Ebrecht, L., Schmidt, W. 2005. Einfluss von Rückegassen auf die Vegetation. Forstarchiv 76, 83-101
- Ernert, R. 2003. Die Dynamik der Flora und Vegetation im Naturwald „Hünstollen“. Masterarb. Univ. Göttingen (unveröff.)
- Fischer, A. 1992. Long term vegetation development in Bavarian Mountain Forest ecosystems following natural destruction. Vegetatio 103, 93-104
- Fischer, A., Abs, G., Lenz, F. 1990. Natürliche Entwicklung von Waldbeständen nach Windwurf. Ansätze einer „Urwaldforschung“ in der Bundesrepublik. Forstw. Cbl. 109, 309-326
- Gauer, J., Aldinger, E. (Hrsg.) 2005. Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke – mit Karte 1:1.000.000. Mitt. Ver. forstl. Standortskd. Forstpflanzenzücht. 43, 13-324
- Hanke, U., Pisoke, T. 1999. Der Sturmwurfbanwald „Teufelries“ – Waldstrukturherhebung mit forstlicher Grundaufnahme und Luftbilddokumentation. Ber. Freibg. Forstl. Forschung 6, 1-80
- Hochbichler, E., O'Sullivan, A., Van Hees, A., Vanderkerkhove, K. 2000. Recommendations for data collection in forest reserves with emphasis on regeneration and stand structure. COST Action E4. Forest reserves research network, 135-193
- Kompa, T. 2004. Die Initialphase der Vegetationsentwicklung nach Windwurf in Buchen-Wäldern auf Zechstein- und Buntsandstein-Standorten des südwestlichen Harzvorlandes. Diss. Univ. Göttingen, Biol. Fak. <http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2005/kompa/index.html>
- Kompa, T., Schmidt, W. 2006. Zur Verjüngungssituation in südniedersächsischen Buchen-Windwurfgebieten nach einem lokalen Orkan von 1997. Forstarchiv 77, 3-19
- Lambertz, B. 1993. Vegetation und Vegetationsdynamik im Naturwald „Hünstollen“. Diplomarb. Univ. Göttingen (unveröff.)
- Megner, K. 1999. Erfassung und Bewertung der Diversität zweier Buchenwaldgebiete unterschiedlicher Bewirtschaftung für den Naturschutz. Naturwaldreservat „Wattenberg und Hundsberg“. Diplomarb. Univ. Göttingen (unveröff.)
- Meyer, P. 1997. Probleme und Perspektiven der Naturwaldforschung am Beispiel Niedersachsens. Forstarchiv 68, 87-98
- Meyer, P., Ackermann, J., Balcar, P., Boddenberg, J., Detsch, R., Förster, B., Fuchs, H., Hoffmann, B., Keitel, W., Kölbel, M., Köthke, C., Koss, H., Unkrig, W., Weber, J., Willig, J. 2001. Untersuchung der Waldstruktur und ihrer Dynamik in Naturwaldreservaten. Eching
- Meyer, P., Wevell v. Krüger, A., Steffens, R., Unkrig, W. 2006. Naturwälder in Niedersachsen – Schutz und Forschung. Band 1., Alfeld
- Oheimb, G. v. 2003. Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. Schriftenr. Naturwiss. Forschungsergebnisse 70
- Pfadenhauer, J., Poschod, P., Buchwald, R. 1986. Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen in Bayern. Teil 1: Methodik der Anlage und Aufnahme. Ber. ANL 10, 41-60
- PGNWR (Projektgruppe Naturwaldreservate des AK Standortskartierung in der AG Forsteinrichtung) 1993. Empfehlungen für die Einrichtung und Betreuung von Naturwaldreservaten in Deutschland. Forstarchiv 64, 122-129
- Pickett, S.T.A. 1989. Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In: Likens, G.E. (ed.) Long-term studies in ecology. New York, 110-135
- Sayer, U., Reif, A. 1998. Die Entwicklung der Vegetation im überregionalen Vergleich. In: Fischer, A. (Hrsg.) Die Entwicklung von Wald-Biozöosen nach Sturmwurf. Landsberg, 146-168
- Schmidt, M., Ellenberg, H., Heuveldop, J., Kriebitzsch, W.-U., Oheimb, G. v. 2002. Wichtige Einflussfaktoren auf die Gefäßpflanzen-Artenvielfalt von Wäldern. Treffpunkt Biologische Vielfalt II, 113-118
- Schmidt, M., Ewald, J., Fischer, A., Oheimb, G. v., Kriebitzsch, W.-U., Schmidt, W., Ellenberg, H. 2003a. Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands. Mitt. Bundesforschungsanst. Forst- Holzwirtschaft. 212, 1-68
- Schmidt, M., Oheimb, G. v., Kriebitzsch, W.-U., Ellenberg, H. 2003b. Welche Gefäßpflanzen können als typische Waldarten gelten? – Zielsetzung und Anwendungsmöglichkeiten einer für Norddeutschland erarbeiteten Liste. Tuexenia 23, 57-70
- Schmidt, M., Fischer, P., Becker, C. 2007. Zur Herkunft von Pflanzenarten anthropo-zoogener Kalk-Halbtrockenrasen Mitteleuropas - Überlegungen am Beispiel des nördlichen deutschen Hügel- und Berglandes. Hercynia 40, 257-267
- Schmidt, W. 1998. Vegetationskundliche Langzeitforschung auf Dauerflächen - Erfahrungen und Perspektiven für den Naturschutz. In: Dröschmeister, R., Gruttko, H. (Bearb.). Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für den Naturschutz. Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch. 58, 353-375
- 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. 2002a. Die Naturschutzgebiete Hainholz und Staufenberg am Harzrand – Sukzessionsforschung in Buchenwäldern ohne Bewirtschaftung. Tuexenia 22, 151-213
- Schmidt, W. 2002b. Einfluß der Bodenschutzkalkung auf die Vegetation. Forstarchiv 73, 43-54
- Schmidt, W. 2003. Vielfalt im Urwald – Einfalt im Wirtschaftswald? Untersuchungen zur Gefäßpflanzendiversität in Naturwaldreservaten. In: Gradstein, S.R., Willmann, R., Zizka, G. (Hrsg.) Biodiversitätsforschung. Kleine Senckenberg-Reihe 45, 185-204
- 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. 2002a. Die Naturschutzgebiete Hainholz und Staufenberg am Harzrand – Sukzessionsforschung in Buchenwäldern ohne Bewirtschaftung. Tuexenia 22, 151-213
- Schmucker, T. 1934. Zur Verbreitung und Ökologie von *Allium ursinum*. Ber. Dt. Bot. Ges. 52, 259-266
- Stetzka, K.M. 1994. Die Waldbodenvegetation als Bioindikator für Umweltbelastungen unter besonderer Berücksichtigung der Moosflora. – Lang- und kurzfristige Vegetationsvergleiche. Diss. Bot. 232
- Tabaku, V. 1999. Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und –Wirtschaftswäldern. Göttingen
- Tabaku, V., Meyer, P. 1999. Lückemuster albanischer und mitteleuropäischer Buchenwälder unterschiedlicher Nutzungsintensität. Forstarchiv 70, 87-97
- Thomas, A., Mrotzek, R., Schmidt, W. 1995. Biomonitoring in Buchenwäldern. Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. Angew. Landschaftsökol. 6
- Willig, J. 1994. Naturwaldforschung auf Windwurfflächen. Allg. Forstz. 49, 583-585
- Willig, J. (Wiss. Koord.) 2002. Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf – 10 Jahre Forschung im Naturwaldreservat Weiherkopf. Naturwaldreserv. in Hessen 8
- Winterhoff, W. 1977. Über Verbreitungslücken einiger Arten im Göttinger Wald. Mitt. Florist.-Soziol. Arbeitsgem. 19/20, 365-375
- Wisskirchen, R., Haeupler, H. 1998. Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Stuttgart
- Zierl, H., Siegrist, J. 1999. Sturmwürfe 1990 im Nationalpark Berchtesgaden und Folgeentwicklungen. Forstl. Forschungsber. München 176, 82-92