©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen
Band 32, S. 59 – 73, 2006

Räumliche Variabilität der Vegetation in bodensauren Kiefernbeständen – Untersuchungen zur Ausbreitung von *Ceratocapnos claviculata*

William Pollmann & Jürgen Lethmate

Kurzfassung: Im westlichen Teutoburger Wald (Riesenbecker Osning) wurden in bodensauren Kiefernbeständen als floristisch-vegetationskundliche Grundlage für interdisziplinäre Daueruntersuchungen detaillierte Erhebungen in einem 10 cm x 10 cm-Quadratraster durchgeführt. Einige erste Ergebnisse aus den untersuchten Transekten werden hier vorgestellt. Es handelt sich um von *Pinus sylvestris* beherrschte, vertikal wenig gegliederte Bestände, die sich in der Krautschicht durch eine typische Artenausstattung bodensaurer Waldstandorte auszeichnen. Die relativ einheitliche floristische Grundstruktur wird vom Vorkommen des Neubürgers *Ceratocapnos claviculata* im Gebiet überlagert, mit dessen Hilfe Bestände mit bzw. ohne den Rankenden Lerchensporn unterschieden werden und in Rasterkarten gegenübergestellt sind. Einzelheiten der floristischen Feinstruktur der Krautschicht werden an horizontalen Verbreitungsmustern der vorkommenden Arten erläutert. Die Ausbreitungspotenzen („Strategien") von *Ceratocapnos* und Verbreitungsmuster von *Ceratocapnos, Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus* werden vor dem Hintergrund einer veränderten Konstellation der Standortfaktoren (N-Deposition, milde Winter, Lichteintrag, Hemerochorie, Mineralisierung) im Untersuchungsgebiet für Vorkommen und Vitalität des Lerchensporns diskutiert. Allerdings ermöglichen erst Wiederholungsinventuren auf den Dauerflächen eine kausale Deutung der erkannten Strukturen.

Abstract: An interdisciplinary biomonitoring assignment has been started in the western Teutoburger Wald to analyse the complex interrelations of species in forests on acid soils. As a basis for further investigations a detailed survey of the flora and vegetation within a 0.10x0.10 m^2 quadratsystem has been carried out. Some results are shown by partial transects. The forest belongs to the terminal phase of pine-dominated stands (90-110 years old) with shrubs and herbs typical for forest vegetation on acid soils. The relatively homogeneous fundamental floristic structure is overlaid by the invasive species *Ceratocapnos claviculata* which makes it possible to distinguish vegetation units of lowest rank. Details of the horizontal floristic structure of the herb layer are shown by species distribution maps. Some aspects of population biology are discussed in terms of altered site variables (e.g. nitrogen deposition, mild winter periods, light regime, hemerochory, mineralization), especially the dispersal and spreading strategies of *Ceratocapnos*. The study discusses factors which may have influenced the spreading of *C. claviculata*. However, a causal interpretation of the recognized structure is not yet possible. Repeated surveys of the permanent plots should advance our knowledge of population biology within the species' rich herb layer of the stands.

Key words: floristic turnover, forest regeneration, horizontal structure, nitrogen deposition, monitoring, invasive species.

Autoren:
Dr. William Pollmann, An der Horst 1, 49176 Hilter. E-Mail: william.pollmann@ewetel.net
Prof. Dr. Jürgen Lethmate, Institut für Didaktik der Geographie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Robert-Koch-Straße 26, 48149 Münster. E-Mail: lethmat@uni-muenster.de

1 Einleitung

Sind Wälder besonders „stabile" oder konstante Pflanzengemeinschaften, die sich über Jahrhunderte oder gar Jahrtausende ohne nennenswerte floristische Veränderungen erhalten? Reagiert die Waldvegetation nur sehr träge oder mit deutlicher Verzögerung auf Umweltveränderungen? Oder gibt es doch deutliche Populationsveränderungen, kollapsartige Einbrüche oder explosionsartige Invasionen?

Anthropogene Vegetationsveränderungen sind heute keine Ausnahme mehr, stellen Anthropochoren inzwischen doch 5-25% der Arten eines Gebietes dar (Starfinger 1990). Neben direkten forstlichen Eingriffen werden die Standortbedingungen unserer Wälder heute besonders durch Stickstoff- und Säureeinträge verändert (Bobbink et al. 1998, Lethmate et al. 2002a, Dalton & Brand-Hardy 2003). Durch die Eutro-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

phierung findet eine zunehmende Angleichung der Bodenverhältnisse statt (Wilpert & Buberl 1998, Riek et al. 2002). Vor allem in Pflanzengemeinschaften, in denen Stickstoff- und Basenversorgung bisher Mangelfaktoren darstellten, sind daher Veränderungen in der Struktur und Zusammensetzung der Vegetation festzustellen (Bobbink et al. 1998, Diekmann & Falkengren-Grerup 2002). Ebenso wie bei den Bodenverhältnissen ist dabei mit einer Nivellierung des Vegetationsbildes bodensaurer Standorte bzw. mit einem Rückgang typischer Kenn- und Trennarten dieser Vegetationseinheiten zu rechnen (Reif 1998).

Vegetationsökologisches Monitoring findet heute vor allem auf Daueruntersuchungsflächen statt. Dieses Vorgehen bietet ein hohes Maß an methodischer Sicherheit (Pfadenhauer et al. 1986, Schmidt 1999a). In Wäldern als langlebigen Ökosystemen ergibt sich dabei das Problem, dass sich die Vegetation im Allgemeinen nur sehr langsam verändert. In Wirtschaftswäldern ist zudem zu beachten, dass sich durch direkte forstliche Maßnahmen wie Baumartenwahl und Bestandesbehandlung nicht nur die Standortverhältnisse (z.B. Lichtfaktor) verändern, sondern damit auch eine ständige Störung der natürlichen Prozesse verbunden ist (Brunet et al. 1996, Schmidt 1999b). Hinzu kommen die für den westlichen Teutoburger Wald bekannten hohen Frequenzen von Freizeitaktivitäten und Forstwirtschaft. Was als grundlagenorientierte Sukzessionsforschung mit der Dokumentation der lang- und kurzfristigen Vegetationsdynamik von Natur- und Wirtschaftswäldern durchaus interessant sein kann, erschwert so im angewandten Monitoring Aussagen über die Umweltsituation oder zu Maßnahmen der Forstwirtschaft und des Naturschutzes.

Gegenstand dieser Arbeit ist *Ceratocapnos claviculata* (L.) Liden, ein euatlantisches Geoelement, das in jüngster Zeit sein Areal in die subkontinentale Klimaregion erweitert (Benkert et al. 1995, Lethmate et al. 2002b). Quasi unbemerkt konnte sich die Art in den letzten 25 Jahren in Westfalen von Nordwesten nach Südosten in die Westfälische Bucht ausbreiten (Runge 1950, 1979, Lienenbecker 1994). In der vorliegenden Arbeit wird die Artenverteilung innerhalb der Bodenvegetation in Kiefernbeständen im westlichen Teutoburger Wald mit und ohne *Ceratocapnos claviculata* untersucht. Eine genaue Analyse der horizontalen Vegetationsstruktur (vgl. Dierschke & Song 1982, Eber 1982, Dierschke 1989, Dierschke & Brünn 1993) soll dabei die Frage klären, ob bei einer geringen Vegetationsbedeckung Konkurrenzvorgänge die entscheidende Rolle spielen, ob die bekannten Unterschiede in den ökologischen Ansprüchen der Arten zu einer Besiedlung unterschiedlicher Kleinstandorte geführt haben oder ob alle Arten ein ähnliches Verhalten zeigen. Die Anlage von Dauerquadraten soll Grundlagen zur Beobachtung der zukünftigen Dynamik der Bodenvegetation liefern.

2 Untersuchungsgebiet

Der westliche Teutoburger Wald (Riesenbecker Osning) erstreckt sich – herzynisch streichend – am Nordrand der Westfälischen Bucht. Der Hauptteil des Gebirgszuges erreicht Höhen zwischen 65-180 m ü.NN. Der geologische Untergrund besteht aus dem Osning-Sandstein (vgl. Thiermann 1984). Während der Weichsel-Eiszeit wurde zudem Flugsand angelagert, der sich heute im Besonderen in den unteren Hangbereichen findet (Seraphim 1991). Auf den harten Schichten des kammbildenden Osning-Sandsteins entwickelten sich autochtone, bodensaure Braunerde-Podsole und Podsole (Pollmann & Lethmate 2003). Insbesondere in den Kammlagen sind die Böden flachgründig und skelettreich. Die Bodenreaktionen liegen im stark sauren Bereich (pH($CaCl_2$)-Werte: Aeh 3,1; Ahe 3,2); S-Werte (< 0,2 $cmol_c$/kg) und Basensättigungen (< 6,2 %) sind vergleichsweise gering, die C/N-Verhältnisse sind mit Werten zwischen 30 und 37 regelmäßig relativ weit. Die Humusauflage ist zumeist als feinhumusreicher typischer Moder ausgebildet.

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich des Klimabezirkes „Unteres Weserbergland" (Klima-Atlas Niedersachsen 1964). Die Monatsmittel der Temperaturen zeigen nur geringe Jahresschwankungen und sind relativ ausgeglichen. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt ~ 9 °C. Die Winter sind mild. Insgesamt ist das Klima atlantisch geprägt und kann zum Euatlantikum gerechnet werden (Müller-Wille 1966) oder wird als Übergangszone vom eu- zum subatlantischen Klimabereich charakterisiert (Burrichter 1973). Die Sommer sind kühl mit mittleren Julitemperaturen von 17,3 °C (Klima-Atlas Niedersachsen

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1964). Die Niederschläge des westlichen Teutoburger Waldes liegen mit ca. 850 mm/a um etwa 100 mm höher als die der Umgebung (Seedorf & Meyer 1992).

Der westliche Teutoburger Wald wird von Burrichter et al. (1988) als potentiell natürliches Gebiet für Buchen- und Buchen-Eichen-Wälder kartiert. Die entsprechende vegetationskundliche Einheit ist der atlantische Drahtschmielen-Buchenwald (Deschampsio-Fagetum); an Standorten, an denen die Buche natürlicherweise nicht mehr konkurrenzstark ist bildet sich der feuchte Birken-Stieleichenwald des Betulo-Quercetum mit *Molinia caerulea* aus (Pott 1995, Härdtle et al. 1997). Das Waldgebiet ist infolge langzeitiger und intensiver anthropogener Beeinflussung durch Holznutzung, Rodung, Beweidung und waldbauliche Maßnahmen stark verändert. Eine Übersicht der Waldgeschichte seit prähistorischer Zeit für das nordwestliche Weserbergland geben Kremser (1990) und Pollmann (2000); die Einflüsse ehemaliger Walddegradation und Verheidung speziell für den Riesenbecker Osning werden von Lethmate & Lethmate (1990) sowie Lethmate et al. (2004a) zusammengefasst. Die historische Karte von Le Coq (1805) belegt für das Untersuchungsgebiet ein mehr oder weniger offenes Wald- und Heidegebiet am Ende des 18. Jahrhunderts. Eine noch ältere Karte von 1616 (Staatsarchiv Münster A 1239) zeigt den Osning ohne jede Baumsignatur. Baumsignaturen umgeben nur die auf der Bergfußfläche vorgelagerten Höfe und die landwirtschaftlichen Nutzflächen („Esch", „Wischen").

3 Methoden

105 1 m x 1 m große Quadrate wurden systematisch in Kiefernbeständen verteilt, um die räumliche Verteilung der Arten der Bodenvegetation zu erfassen. Die Quadrate wurden als Dauerquadrate markiert. Eine Transektlinie (Abb.1) hat eine Seitenlänge von 25 m und ist in Nord-Süd-Richtung angelegt; sie umfasst fünf 1 m² große Quadrate im Abstand von jeweils 4 m (Punktmethode; vgl. Dierschke 1994). Pro Standort wurden diese Transektlinien systematisch im Abstand von 5 m dreimal wiederholt (‚Schachbrettmuster'). Ergebnis ist ein Gitternetz von 15 Quadraten pro Standort. Bei den Untersuchungen werden Standorte mit Vorkommen von *Ceratocapnos* und Standorte an denen *Ceratocapnos* durch vergleichende Begehung nicht nachgewiesen werden konnte bei sonst gleichen Bedingungen gegenüberstellt (vgl. Tab. 1). Großes Augenmerk wird darauf gelegt, die Bodenvegetation nicht durch Tritt zu zerstören. Die Dauerquadrate werden nach Möglichkeit gar nicht betreten. Auf jede 1-m²-Fläche wird ein 10 cm x 10 cm Rasternetz gelegt und mit Hilfe dieses Rasters werden Spezieskarten bzw. Bodenvegetationskarten erstellt (Ellenberg 1956, Greig-Smith 1979). Für jede Art wird je eine Rasterkarte in ein 0,01 m²-Raster aufgeteilt. Für die lokale Feingliederung werden Unterschiede im Deckungsgrad (Dominanz) verwendet. Sie besitzen zwar allgemein wenig Aussagewert, als Grundlage für eine mit dieser Arbeit angelegte langjährige Beobachtung sowie für verschiedenartige ökologische Untersuchungen, z.B. zur Produktivität und Biomasse der Pflanzen, zur Ausbreitung und Mobilität der Arten erscheint dieses Verfahren jedoch sinnvoll (Dierschke 1994).

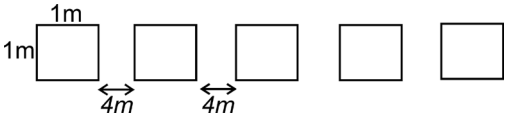

Abb. 1: Transektlinie: Beprobt in 2004, gleichzeitig Anlage als Dauerbeobachtungsflächen.

Tab. 1. Gegenüberstellung und Nachweis der untersuchten Standorte.

Gebiet	kein Vorkommen von Ceratocapnos	mit Ceratocapnos
Bergeshöveder Berg	15 Quadrate: R 3404^{057}, H5794^{742}	15 Quadrate: R 3405^{228}, H5794^{620}
Huckberg	15 Quadrate: R 3404^{628}, H5794^{974}	–
Sundern	-	15 Quadrate: R 3406^{412}, H5794^{950}
Brochterbeck_H-Weg	15 Quadrate: R 3415^{176}, H5789^{457}	15 Quadrate: R 3415^{329}, H5789^{363}
Dreikaiserstuhl	5 Quadrate: R 3413^{466}, H5789^{865}	5 Quadrate: R 3413^{258}, H5790^{089}
De Waller Biärg	–	5 Quadrate: R 3416^{503}, H5788^{498}
Summe	**50 Quadrate**	**55 Quadrate**

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4 Ergebnisse

4.1 Pflanzensoziologische Gliederung und Einordnung

Eine genaue Beschreibung der Wald- und Forstgesellschaften des Untersuchungsgebietes liegt bereits vor (Pollmann & Lethmate 2003). Bei den hier untersuchten Beständen handelt es sich um von der Kiefer beherrschte, vertikal wenig gegliederte Bestände, die im Unterwuchs von *Vaccinium myrtillus* und Grasaspekten mit *Deschampsia flexuosa* bestimmt werden. Die Bestände zeigen bei ähnlicher floristischer Grundstruktur eine stärkere horizontale Variabilität. Tabelle 2 zeigt charakteristische Arten der Krautschicht in der Abfolge von„Arten mit Schwerpunkt in reinen Buchenwäldern" zu der in der vorliegenden Arbeit untersuchten kleinräumigen Struktur in den Kiefernforsten (Spalten 5+6). Zahlreiche gemeinsamen Arten (Gruppe 1: Indifferente) finden sich sowohl in den Buchen- wie in den Kiefernbeständen. Eine zweite Gruppe (Typische Buchenwald-Arten) zeigt einen deutlichen Schwerpunkt bei den von der Buche dominierten Beständen. Zahlreiche Lichtarten sowie die ‚Humuszehrer' (Ernst 1983) *Senecio sylvaticus*, *Galium saxatile* und *Ceratocapnos claviculata* bleiben auf Kiefernforste im Untersuchungsgebiet beschränkt.

4.2 Horizontalstruktur der Bodenvegetation

Die Pflanzenverteilung am Waldboden erwies sich als erstaunlich ungleichmäßig für Bestände, die gerade wegen ihrer Homogenität für vergleichende Untersuchungen ausgewählt worden sind (Abb. 2). Das Grundmuster wird dabei von den Individuen gebildet, die als Einzel- oder als Polykormus in je nach Soziabilität kleineren oder größeren Aggregaten auftreten können. Die dichteren Polster oder Flecken von Moosen oder *Trientalis europaea*, *Ilex aquifolium* und auch die *Dryopteris*-Farne bleiben meist unter 0,25 m² Größe, können aber ausnahmsweise auch 0,5–1 m² Größe erreichen. Die lockeren Aspekte von *Vaccinium myrtillus* (z.T. vermischt mit *Vacc. vitis-idaea*) und die dichten Teppiche von *Deschampsia flexuosa* sind durchweg größer und erstrecken sich häufig auch über mehr als ein m² Fläche.

Die bekannte Erscheinung, dass die Bodenvegetation unter Kronenlücken dichter entwickelt ist (Ellenberg 1939, 1996) kann hier zwar auch festgestellt werden; sie ist aber wenig ausgeprägt, da die Kronenlückenaggregate in ihrer Größe stark variieren und nur unscharf begrenzt sind. Wesentlich auffälliger ist eine großräumige Musterbildung, die bei der Beobachtung am Standort als Zwergstrauch- oder Gras-Aspekte der Bodenvegetation wahrgenommen werden. Weiterhin können aber deutlich Bereiche mit sehr geringer Bodenbedeckung und nur wenigen Arten von anderen mit dichterer and artenreicher Vegetation unterschieden werden. Zwischen beiden Bereichen bestehen fließende Übergänge.

Die Häufigkeitsverteilung der Frequenzwerte (Abb. 2) lässt noch weitere grundsätzliche und artspezifische Merkmale der Pflanzenverteilung erkennen: Seltene Arten (wie z.B. *Ceratocapnos*) mit niedrigen Frequenzmittelwerten sind durch Maxima in den unteren Frequenzklassen gekennzeichnet. Mit steigendem Mittelwert verschieben sich die Dichtemaxima in die höheren Frequenzklassen und werden niedriger. Letzteres ist dadurch gekennzeichnet, dass die Erfolgswahrscheinlichkeit so klein ist, dass das Ereignis selbst bei hohen Beobachtungszahlen nur sehr selten eintritt. Es ist erkennbar, dass sich die verschiedenen Typen von Frequenzspektren in Annäherung bestimmten Deckungs- oder Abundanzwerten zuordnen lassen. Die fast symmetrische Häufigkeitsverteilung, die für *Deschampsia flexuosa* beispielsweise am Bergeshöveder Berg gefunden wird, entspricht etwa Abundanzwerten von 2-3 der Braun-Blanquet-Skala. Höhere Werte könnten nur bei deutlicher Aspektbildung über eine große Aufnahmefläche z.B. von *Vaccinium myrtillus* oder *Deschampsia* gefunden werden, die Fazies-Bildungen mit Abundanzwerten von 4-5 der Braun-Blanquet-Skala entsprechen würden. Die Flächen lagen jedoch i.d.R. außerhalb der *Vaccinium*-Fazies, was die mittleren Häufigkeiten für die Heidelbeere in der Abbildung 2 belegen, die somit unter der Häufigkeit von *Deschampsia* liegen.

Die Ähnlichkeit der floristischen Ausstattung und der Häufigkeitsverteilung der Arten für die zu vergleichenden Bestände zeigt Abbildung 3. Darin wird die im Mittel große Einheitlichkeit der Probeflächen deutlich. Zwischen Flächen mit und ohne Vorkommen von *Ceratocapnos* lassen sich nahezu keine Unterschiede belegen. Der Nachweis von *Ceratocapnos* ist keineswegs an den Ausschluss von *Vaccinium* oder anderen Arten

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

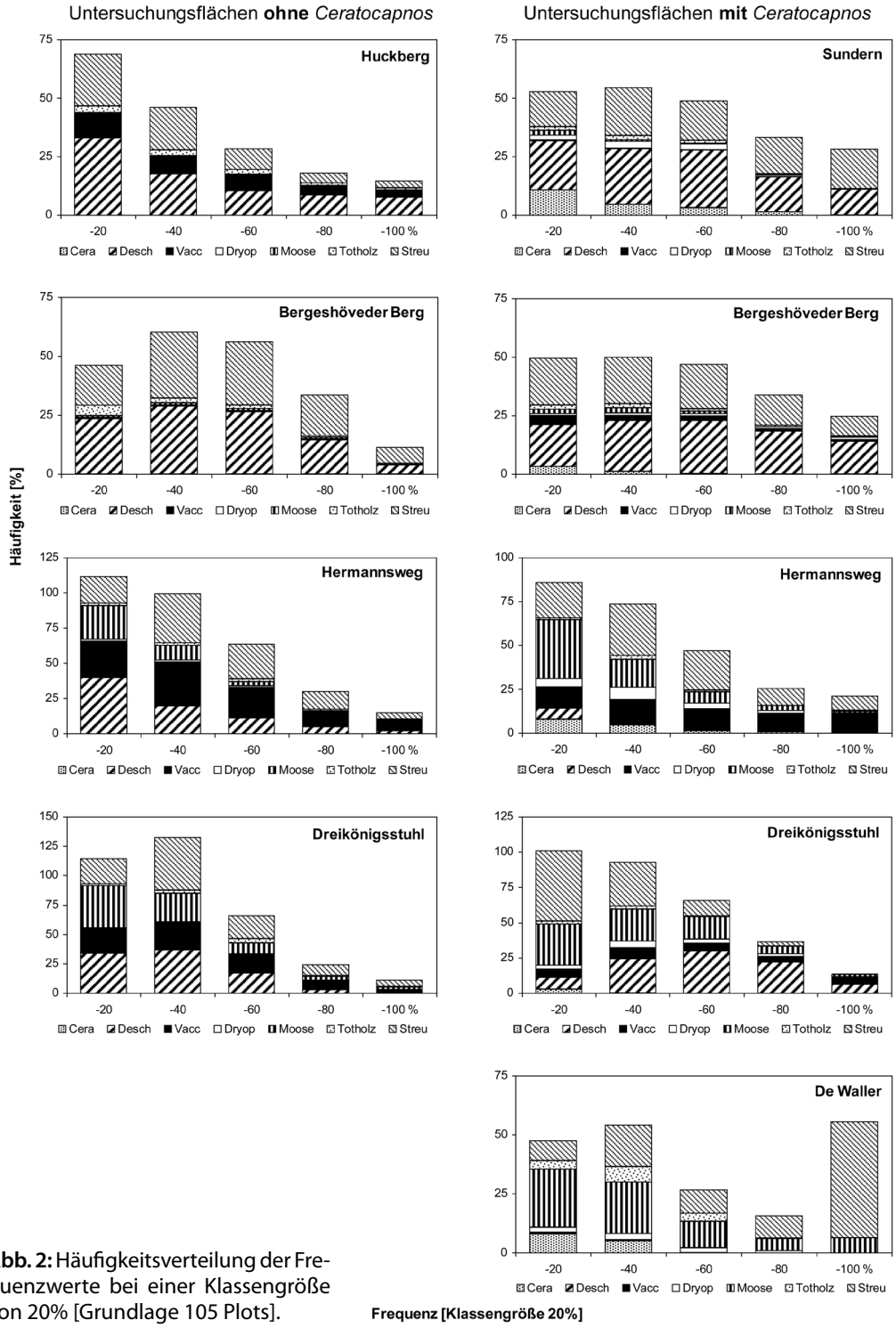

Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der Frequenzwerte bei einer Klassengröße von 20% [Grundlage 105 Plots].

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

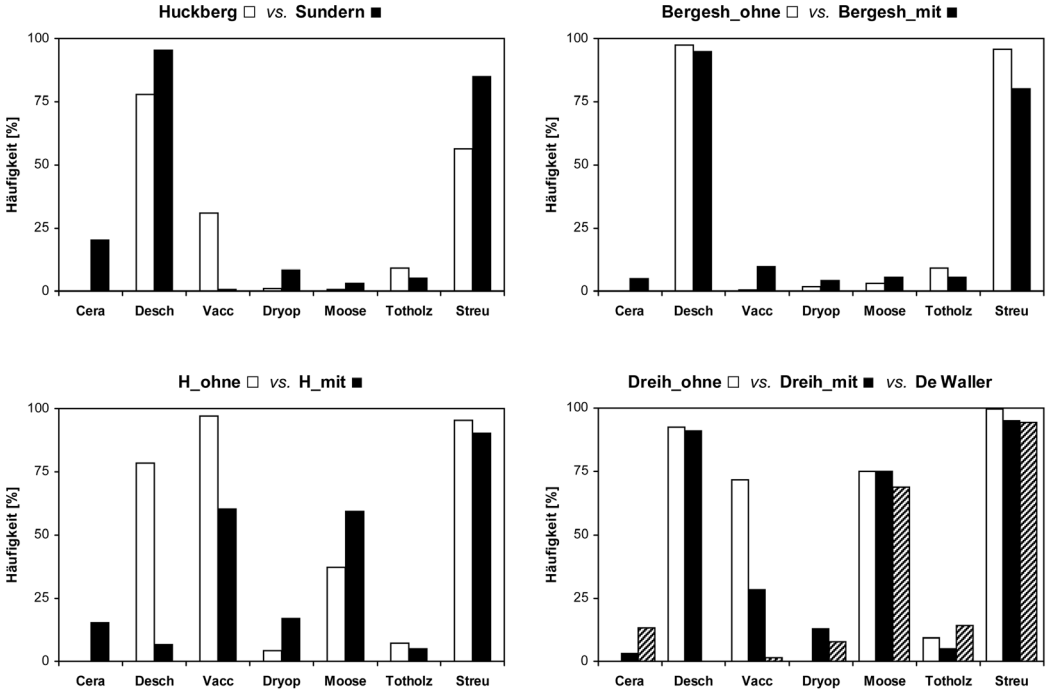

Abb. 3: Gegenüberstellung der Standorte ohne bzw. mit *Ceratocapnos claviculata* und Häufigkeiten der einzelnen Arten/Gruppen: *Ceratocapnos, Deschampsia, Vaccinium, Dryopteris,* Moose, Totholz und Streu.

gebunden, denn der Lerchensporn findet sich sowohl mit *Deschampsia* als auch mit *Vaccinium* vergesellschaftet als mitdominante Arten der Krautschicht. Nur ansatzweise lässt sich ein Vorzug für Drahtschmielenrasen ausmachen (vgl. auch Lethmate et al. 2002b), denn auch zwischen *Vaccinium*-Herden kann *Ceratocapnos* vorkommen und die Heidelbeere überziehen (Abb. 4).

4.3 Verteilungsmuster einzelner Arten

Die in Rasterkarten (Abb. 4a-d) dargestellte Verbreitung der einzelnen Arten zeigt eine ungleichmäßige, aber durchaus nicht immer ungeordnete Verteilung. Deutlich lassen sich ähnlich wie bei chorologischen Arealkarten für die einzelnen Arten definierte Areale abgrenzen und in diesen Konzentrationsbereiche mit zahlreichen Vorkommen als Arealschwerpunkte ansprechen. Durch den Vergleich der Artenareale können Arealtypen ausgeschieden werden. Selbst dort, wo die Pflanzendecke äußerlich recht homogen erscheint, erlebt man bei genaueren Erfassungen oft Überraschungen:

Dominante Arten

Von besonderem Interesse ist das Verhalten der Arten, die zur Ausbildung eigenständiger Dominanzgesellschaften neigen, sich aber durchaus auch mit anderen Arten mischen. Hauptgegenspieler sind hier *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus*. In sehr dichten Beständen der Heidelbeere ist die Drahtschmiele kaum vertreten, wohl aber in lockeren, dort erreicht *Deschampsia* meist höhere Deckungsgrade als ohne *Vaccinium*. Abbildung 4a gibt dies recht gut wieder.

Arten mit gleichmäßiger Verteilung

Die floristisch verbindende Grundstruktur wird durch eine Art erzeugt, die oft wenig auffällt, aber fast überall zugegen ist: *Deschampsia flexuosa*. Diese Art wird offenbar von den leicht wechseln-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Bergeshöveder Berg **ohne *Ceratocapnos*: 15 Plots, 6 Arten, Moose, Totholz und Streu**

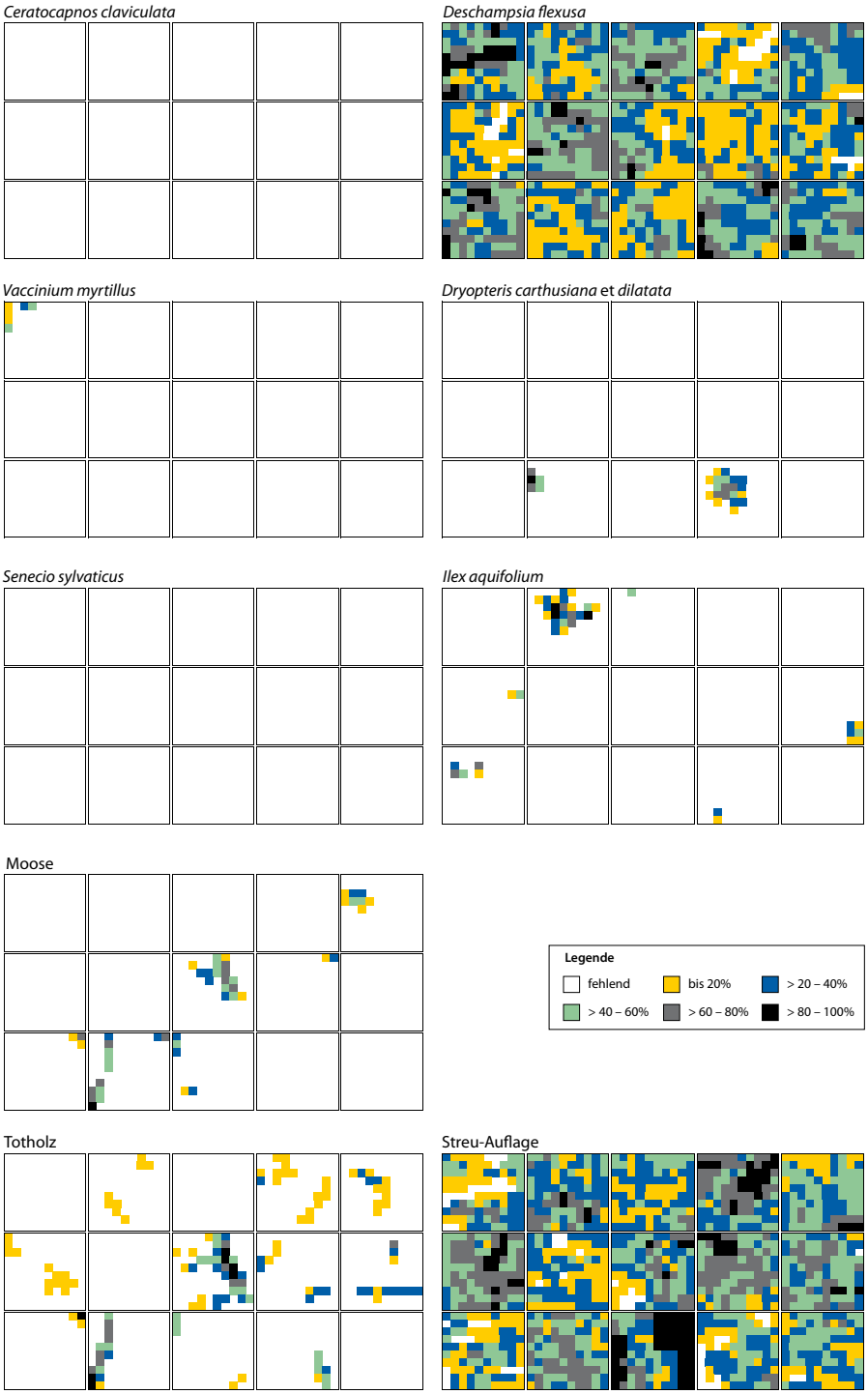

Abb. 4: Horizontale Verteilung von Arten der Krautschicht (inkl. Totholz und Streu).
Abb. 4a: Bergeshöveder Berg ohne *Ceratocapnos*.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Bergeshöveder Berg **mit *Ceratocapnos*: 15 Plots, 6 Arten, Moose, Totholz und Streu**

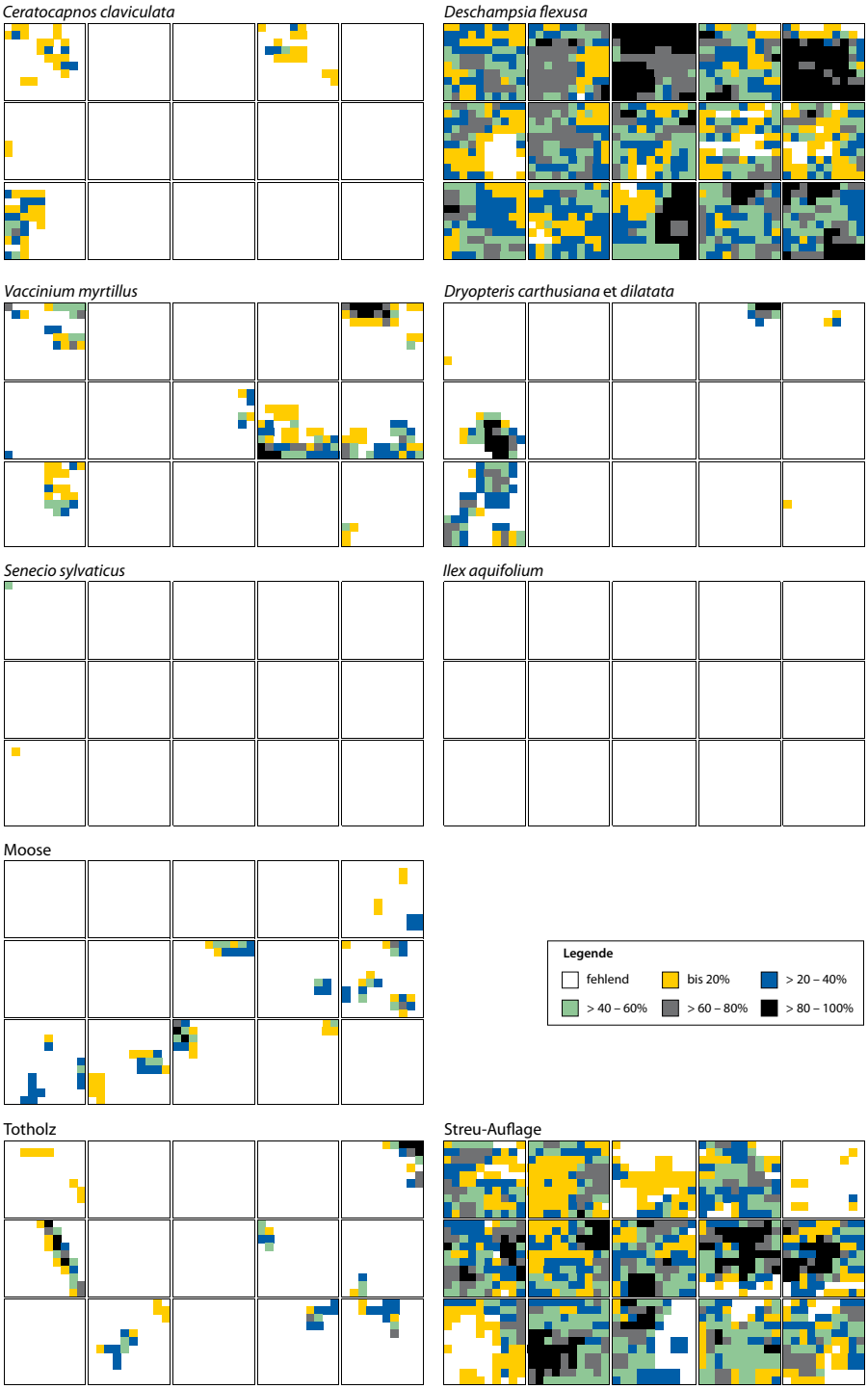

Abb. 4b: Bergeshöveder Berg mit *Ceratocapnos.*

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Brochterbeck_H **ohne *Ceratocapnos*: 15 Plots, 6 Arten, Moose, Totholz und Streu**

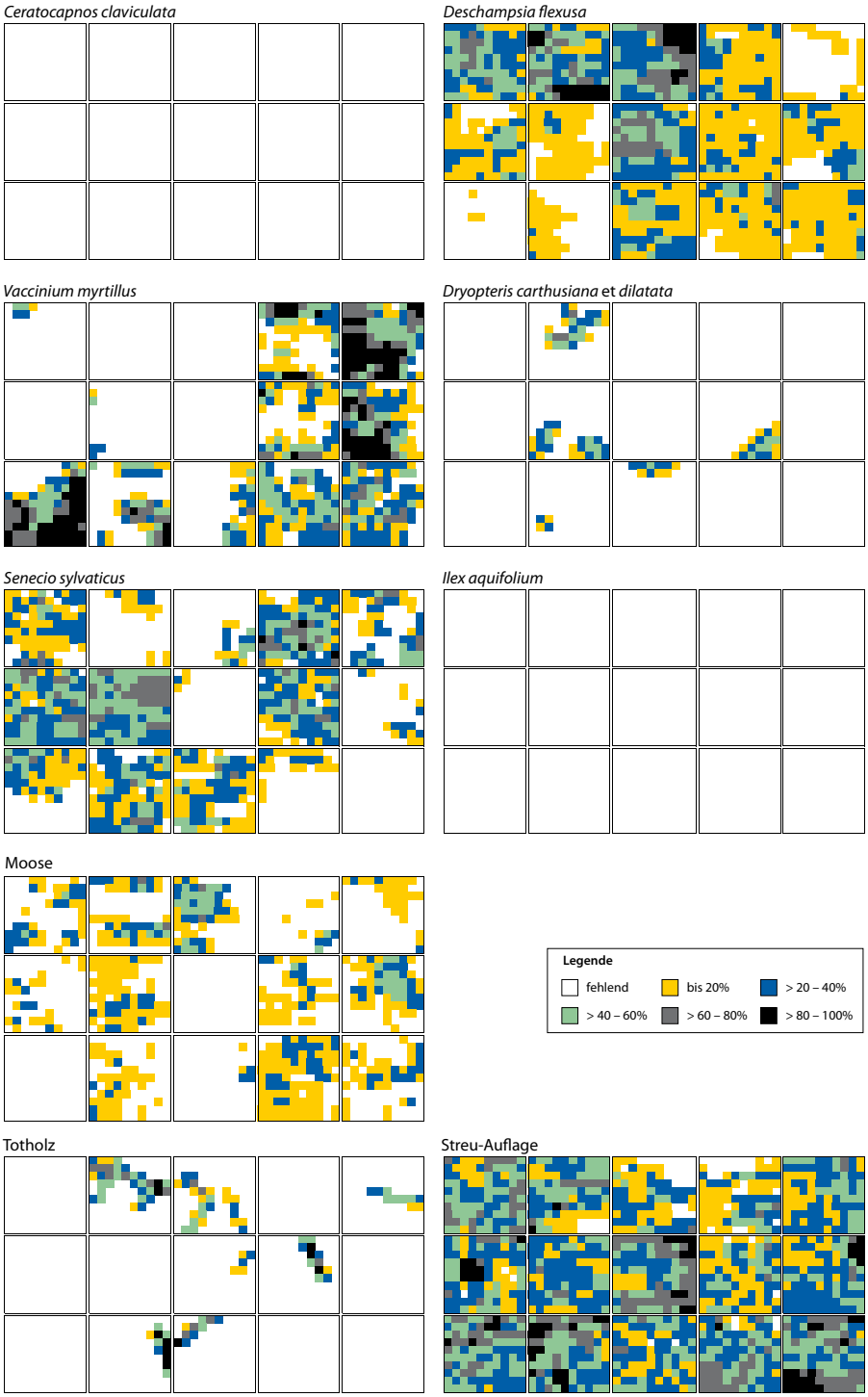

Abb. 4c: Brochterbeck_H ohne *Ceratocapnos*.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Brochterbeck_H **mit *Ceratocapnos*: 15 Plots, 6 Arten, Moose, Totholz und Streu**

Abb. 4d: Brochterbeck_H *mit Ceratocapnos.*

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

den Standorten kaum beeinflusst; sie findet sich zum Teil lückig, aber meist regellos verteilt in nahezu allen Flächen. Nur in Konkurrenz mit der Heidelbeere wird sie von dieser unterdrückt.

Arten mit Verteilungslücken
Die Moose (v.a. *Pleurozium schreberi, Hypnum cupressiforme*) zeigen eine gleichmäßige Verteilung; nur bei dichtem Grasapekt sind deutliche Einschränkungen zu sehen. Hier dürfte der Wurzelfilz von *Deschampsia* das Aufkommen der Moose benachteiligen. Dagegen finden sich die Moose regelmäßig und mit hoher Deckung in und unter Heidelbeer-Sträuchern.

Arten mit kleinen Schwerpunkten
Weitere Arten fallen durch leichte Schwerpunkte nach Verbreitung und/oder Deckungsgrad auf; die *Dryopteris*-Arten tauchen immer dort wieder als kleine Gruppen auf wo sich *Vaccinium* und *Deschampsia* stärker mischen oder *Deschampsia* gar in der Dominanz zurücktritt (Abb. 4d). Auch *Ceratocapnos* zeigt ein Auftreten in kleinen Schwerpunkten nach Verbreitung und/oder Deckungsgrad (Abb. 4b, 4d). Man kann hypothetisieren, dass das Auftreten mit etwas günstigeren Bedingungen für diese Art einhergehen könnte oder aber durch Zufall bedingt ist.

Fleckig verteilte Arten
Einige Arten bilden kleinere Flecken, wie es die Abbildung 4b für *Senecio sylvaticus* zeigt. Auch *Quercus*, *Frangula*, *Ilex* und *Sorbus* gehören in diese Artengruppe mit unregelmäßiger Verteilung. Allerdings zeigt *Trientalis* in Abbildung 4d eine fast gleichmäßige Verteilung und regelmäßiges Auftreten.

5 Diskussion

Bezüglich der Frage der floristischen Stabilität von Wäldern weisen verschiedene Studien nach, dass die Waldvegetation schlechthin gar nicht so konstant ist wie oft angenommen (Runge 1969, Dierschke & Brünn 1993); innerhalb von nur zwei Jahrzehnten kommt es vielfach zu recht deutlichen qualitativen Veränderungen und noch viel stärkeren quantitativen Veränderungen. Neben Verschiebungen in den Mengenverhältnissen wird kleinräumig das Neueindringen und/oder Ausfallen von Arten nachgewiesen. Für das untersuchte Gebiet ist *Ceratocapnos claviculata* ein solcher Neubürger (Lethmate et al. 2002a). In Vegetationsaufnahmen Ende der 1980er Jahre fehlte die Art noch (Lethmate & Lethmate 1990). *Ceratocapnos* kann als eine Art bewertet werden, die Verschiebungen im Konkurrenzgleichgewicht der untersuchten Waldbestände am besten auszunutzen weiß.

Die deutliche, jahrzehntelange Erhöhung der Stickstoffeinträge über das natürliche Niveau hinaus (Lethmate et al. 2004b) muss Auswirkungen auf die Vegetation haben, da Stickstoff der limitierende pflanzliche Wachstumsfaktor in vielen Ökosystemen ist (Ellenberg 1964) und auch viele Sukzessionsprozesse steuert (Tilman 1988). Bobbink et al. (1998) weisen daraufhin, dass die meisten Feldstudien den Wechsel in der Bodenvegetation zwar mit dem Stickstoffeintrag in Verbindung bringen, aber nur wenige die Wirkungen quantifizieren. Die durchgeführte Analyse der Bodenvegetation legt die Grundlage für eine längerfristige raum-zeitliche Analyse der Bestände. Dabei handelt es sich vorwiegend um Flächen, die seit Jahrzehnten lokalisierten Nährstoffdepositionen ausgesetzt sind (Lethmate et al. 2002a). Die Nährstoffanreicherungen sind bodenkundlich nachweisbar (Lethmate et al. 2004b) und verursachen bei Zusammentreffen mit weiteren günstigen Faktoren das Auftreten einer licht- und nährstoffliebenden Artengruppe um *Ceratocapnos* bei gleichzeitigem Rückgang der Differentialarten des bodensauren Buchenwaldes (Deschampsio-Fagion-Arten; vgl. Tab. 2). Die Zunahme von *Ceratocapnos* und anderer Humuszehrer ist signifikant, die von weiteren Arten nährstoffreicher Standorte zeichnet sich ab. Warum gerade diese profitieren, während andere Arten der gleichen soziologischen Gruppe (Arten bodensaurer Standorte) im Rückgang begriffen sind, wäre in ökophysiologischen Experimenten zu klären. Im besser nährstoffversorgten Buchenwald ist von alledem kaum etwas zu spüren; das für viele Lichtarten ungünstige Lichtklima mag das massive Einwandern dieser Arten verhindern was das Fehlen von *Ceratocapnos* in Buchenbeständen bestätigt.
Eine Prognose für die weitere Ausbreitung und Etablierung von *Ceratocapnos* ist nur unter Vorbehalt möglich: ein Ausfüllen des potentiellen

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 2: Vergleich der Artenkombination des Deschampsio-Fagetum und der heutigen Ersatzgesellschaft in den Kiefernforsten mit und ohne *Ceratocapnos claviculata* in typisch ausgebildeten Flächen dieser Gesellschaften, westlicher Teutoburger Wald. Gekürzte Stetigkeitstabelle [Stet.-%]

	Buchenwälder	**Mischbestände**		**Kiefernforste**		
	1	2	3	4	5	6
Zahl der Aufnahmen	29	16	16	18	10	17
Mittlere Artenzahl	13	16	18	18	16	17
Indifferente Arten						
Deschampsia flexuosa	76	100	100	100	100	100
Vaccinium myrtillus	66	100	100	94	100	88
Vaccinium vitis-idaea	.	13	44	22	10	.
Dryopteris carthusiana	72	88	94	100	100	94
Dryopteris dilatata	41	75	56	83	30	65
Quercus robur	69	81	94	94	100	88
Frangula alnus	52	81	75	100	90	94
Sorbus aucuparia	69	63	38	67	60	71
Ilex aquifolium	86	75	81	78	90	88
Quercus robur	62	56	31	33	90	24
Betula pendula	21	69	69	67	100	71
Lonicera periclymenum	28	19	6	6	60	12
Trientalis europaea	10	13	6	17	.	29
Melampyrum pratense	10	13	13	.	20	.
Buchenwaldarten						
Fagus sylvatica	100	100	13	6	.	6
Fagus sylvatica (Jpfl.)	55	50	38	11	30	6
Polytrichum formosum	52	38	56	56	.	18
Hedera helix	48	19	.	.	20	.
Carex pilulifera	24	.	6	.	.	6
Oxalis acetosella	21	.	6	.	.	6
Maianthemum bifolium	17	6	.	11	.	.
Mnium hornum	41	.	.	.	.	.
Athyrium filix-femina	3	.	.	.	.	.
Arten der Kiefernforste						
Pinus sylvestris	28	88	100	94	100	94
Hypnum cupressiforme s. l.	21	75	94	78	50	71
Dicranum scoparium	24	63	56	50	40	41
Galeopsis tetrahit	3	19	19	17	70	29
Prunus serotina	3	25	.	17	70	18
Pleurozium schreberi	.	38	63	72	40	82
Epilobium angustifolium	.	25	50	61	40	35
Galium saxatile	.	13	38	44	10	53
Ceratocapnos claviculata	.	13	.	100	.	100
Senecio sylvaticus	.	.	13	17	70	18

Herkunft der Vegetationsaufnahmen:
1 29 Aufnahmen: Pollmann & Lethmate (2003)
2 9 Aufnahmen Pollmann & Lethmate (2003), 7 Aufnahmen (vorliegende Arbeit)
3 11 Aufnahmen Pollmann & Lethmate (2003), 5 Aufnahmen (vorliegende Arbeit)
4 11 Aufnahmen Pollmann & Lethmate (2003), 7 Aufnahmen (vorliegende Arbeit)
5 1 Aufnahme Pollmann & Lethmate (2003), 9 Aufnahmen (vorliegende Arbeit)
6 10 Aufnahmen Pollmann & Lethmate (2003), 7 Aufnahmen (vorliegende Arbeit)

Einheiten:
1 Buchenwälder des Deschampsio-Fagetum typicum
2 *Deschampsia-Pinus-Fagus*-Gesellschaft: etwas *Ceratocapnos*
3 Kiefernforste mit nachwachsender Buche: ohne *Ceratocapnos*
4 Kiefernforste mit nachwachsender Buche: mit *Ceratocapnos*
5 Kiefernforste: ohne *Ceratocapnos*
6 Kiefernforste: mit *Ceratocapnos*

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Areals dürfte weiterhin erfolgen. Wie bei vielen Arten mit Arealerweiterungen ist nach einer Phase stürmischer Ausbreitung eine Stabilisierung auf mittlerem Niveau zu erwarten. Lokal ist *Ceratocapnos* in den Kiefernforsten des Teutoburger Waldes zweifellos etabliert; darüber hinaus gibt es zahlreiche weitere (und in weiterer Ausbreitung befindliche) Vorkommen (Lethmate et al. 2002b). Unter den derzeitigen Bedingungen ist jedoch nicht damit zu rechnen, dass die Art kurzfristig wieder aus den Kiefernforsten des westlichen Teutoburger Waldes verschwinden wird. Mit dem Übergang zu naturnahen und relativ geschlossenen Buchenwäldern scheint jedoch auf längere Sicht wieder ein Rückgang dieser Art möglich zu sein (Pollmann & Lethmate 2003).

Eine veränderte Konstellation der Standortfaktoren mag die Verschiebung im Konkurrenzgleichgewicht in der Bodenvegetation zur Folge haben, da die Standortpräsenzen bzw. Nischen der Arten unterschiedlich sind. Unter den gegebenen Bedingungen werden zwei konkurrenzstarke Arten begünstigt: *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus* sind gegenwärtige Gewinner. Zahlreiche andere Arten treten daneben zurück. Dazu kommt die invasive Art *Ceratocapnos*, die die mit Stickstoff angereicherten Kiefernforste immer mehr als Lebensraum erobern kann durch Überwachsen der übrigen Vegetation. Der Vergleich der Dynamik gemeinsamer Arten in anderen Dauerflächenuntersuchungen ergibt teilweise Übereinstimmungen, teilweise Abweichungen als Folge unterschiedlicher Waldgesellschaften, Untersuchungszeiträume, ökologischer Rahmenbedingungen und Methoden: In Brandenburg hat sich *Ceratocapnos* in den letzten 25 Jahren nach Osten ausgedehnt. Übereinstimmend mit den vorliegenden und weiteren Ergebnissen (Lethmate & Wendeler 2000) geht in Frankreich die Ausweitung des Areals mit einer anthropogenen Überformung und/oder Ruderalisierung der Standorte einher (Decocq 2000). Bereits seit den 1970er Jahren beobachteten Dirkse & van Dobben (1989) und van der Eerden et al. (1998) eine Zunahme von *Ceratocapnos* im Zusammenhang mit hohen Stickstoffdepositionen und stellten in einem 1958/1981-Vergleich sowohl für *Ceratocapnos* wie für *D. flexuosa* ein stark stickstoffbedingtes Ausbreitungsverhalten fest. Der Ersatz von natürlichen bodensauren Buchenwäldern durch Kiefernforste geht mit einer Veränderung und Verschiebung der Bodenvegetation einher.

Der günstigere Stickstofffaktor an depositionsbelasteten Standorten und der Licht- und/oder Wärmefaktor in Kiefernforsten mögen den relativ stickstoff- und lichtbedürftigen Rankenden Lerchensporn begünstigen, eine positive Stoffbilanz herzustellen, um seine generative Regeneration zu gewährleisten. Weitere Gunstfaktoren des Lerchensporns mögen seine zarte und ‚biomassearme' Wuchsform sein und seine Lebensstrategie ein Humuszehrer zu sein, die ihm eine rasche Produktion von Samen erlauben. Obwohl *C. claviculata* als myrmekochore Art nicht zur Fernausbreitung in der Lage sein sollte (Heinken 1998), befindet sich die Art derzeit dennoch in starker Ausbreitung (Weber 1995). Gemeinsam mit Buttler (1986) ist zu postulieren, dass die Samen auch anders als durch Ameisen verbreitet werden müssen (‚Adventivart', vgl. Lethmate et al. 2002b). Es resultieren Verschiebungen im Konkurrenzgleichgewicht. Vermehrter Lichteintrag (Kiefern- und lichte Laubholzbestände), milde Winter und günstige Temperaturen (Pott 1990), Stickstoffeintrag (Benkert et al. 1995), Hemerochorie/Anthropochorie (Schroeder 1998), Humuszehrer (Ernst 1983) und eine erhöhte Mineralisation an lokalen Standorten, wo die organische Auflage mechanisch verletzt ist (Mineralisationseffekt), alle diese Faktoren mögen auf das Vorkommen und die Vitalität von *Ceratocapnos* wirken. Dennoch gibt es benachbarte Flächen, die sich wie die Ergebnisse der Horizontalstruktur belegen, nur durch das Vorkommen bzw. Fehlen des Rankenden Lerchensporns unterscheiden. Hier liegt eine mögliche Erklärung wohl in der Zufälligkeit der Verbreitung/Verschleppung. Eine stärkere Absicherung der vorliegenden Daten zum passiven Monitoring ist dann zu erwarten, wenn die ersten Wiederholungsinventuren aus den Dauerflächen-Untersuchungen vorliegen.

Dank. Wir danken der Manfred-Engel-Stiftung/Bielefeld für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Literatur

Benkert, D., Hoffmann, J. & Fischer, W. (1995): *Corydalis claviculata* (L.) DC. – ein Neubürger der märkischen Flora. – Schriftenr. Vegetationskunde 27: 353-363.

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.

Brunet, J., Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. (1996): Herb layer vegetation of south Sweden beech and oak forests – effects of management and soil acidity during one decade. – Forest Ecol. Managem. 88: 259-272.

Burrichter, E. (1973): Die potentielle natürliche Vegetation in der Westfälischen Bucht, Erläuterungen zur Übersichtskarte 1:200.000. – Siedlung Landschaft in Westfalen 8: 1-58.

Burrichter, E., Pott, R. & Furch, H. (1988): Potentielle natürliche Vegetation. – Geographisch-landeskundlicher Atlas von Westfalen. Lieferung 4, Doppelblatt 1. 42 S. – Aschendorff: Münster.

Buttler, K.P. (1986): Über das Vorkommen des Rankenden Lerchensporns in Hessen und Thüringen. – Natur und Museum 116: 33-43.

Dalton, H. & Brand-Hardy, R. (2003): Nitrogen: the essential public enemy. – J. Applied Ecol. 40: 771-781.

Decocq, G. (2000) : Un problème de phytogéographie forestière : la présence de *Ceratocapnos claviculata* (L.) Lidén dans de nord de la France. – Acta Bot. Gallica 147: 143-150.

Diekmann, M. & Falkengren-Grerup, U. (2002): Prediction of species responses to atmospheric nitrogen deposition by means of ecological measures and life history traits. – J. Ecol. 90: 108-120.

Dierschke, H. (1989): Kleinräumige Vegetationsstruktur und phänologischer Rhythmus eines Kalkbuchenwaldes. Verh. Ges. Ökol. 17: 131-143.

Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. 683 S. – Ulmer: Stuttgart.

Dierschke, H. & Song, Y. (1982): Vegetationsgliederung und kleinräumige Horizontalstruktur eines submontanen Kalkbuchenwaldes. – In: Dierschke, H. (Hrsg.): Dynamik und Struktur. 513-539. – Cramer: Vaduz.

Dierschke, H. & Brünn, S. (1993): Raum-zeitliche Variabilität der Vegetation eines Kalkbuchenwaldes – Untersuchungen auf Dauerflächen 1981-1991. Scripta Geobot. 20: 105-151.

Dirkse, G.M. & van Dobben, H.F. (1989): Het effect van bemesting op de samenstelling van de kruidlaag van dennenbossen. – Natura 9: 208-212.

Eber, W. (1982): Struktur und Dynamik der Bodenvegetation im Luzulo-Fagetum. – In: Dierschke, H. (Hrsg.): Dynamik und Struktur. 495-511. – Cramer: Vaduz.

Ellenberg, H. (1939): Über Zusammensetzung, Standort und Stoffproduktion bodenfeuchter Eichen- und Buchen-Mischwaldgesellschaften Nordwestdeutschlands. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem. Niedersachsen 5: 3-135.

Ellenberg, H. (1956): Grundlagen der Vegetationsgliederung. I. Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. – In: Walter, H. (Hrsg.). Einführung in die Phytologie Bd. IV: 1-136. Ulmer: Stuttgart.

Ellenberg, H. (1964): Stickstoff als Standortsfaktor. – Ber. Deut. Bot. Ges. 77: 82-92.

Ellenberg, H. (1996): Die Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 1056 S. – Ulmer: Stuttgart.

Ernst, W.H.O. (1983): Ökologische Anpassungsstrategien an Bodenfaktoren. – Ber. Deut. Bot. Ges. 96: 49-71.

Greig-Smith, P. (1979): Pattern in vegetation. J. Ecol. 67: 755-779.

Härdtle, W., Heinken, T., Pallas, J. & Welß, W. (1997): Quercion roboris. Bodensaure Eichenwälder. – In: Dierschke, H. (Hrsg.). Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 2: Querco-Fagetea (H 5). Sommergrüne Laubwälder: 1-51. Göttingen.

Heinken, T. (1998): Zum Einfluss des Alters von Waldstandorten auf die Vegetation in bodensauren Laubwäldern des niedersächsischen Tieflandes. – Arch. Nat.-Lands. 37: 201-222.

Klima-Atlas von Niedersachsen (1964): Deutscher Wetterdienst. 38 S. – Offenbach.

Kremser, W. (1990): Niedersächsische Forstgeschichte. – Rotenburger Schriften. Sonderbd. 32: 1-965.

Le Coq (1805): Topographische Karte von Westfalen 1:86.400, Section 13.

Lethmate, J. & Lethmate, B. (1990): Immissionsökologische Untersuchungen im Birgter Berg (Nordwestlicher Teutoburger Wald). – Osnabrücker Naturw. Mitt. 16: 157-186.

Lethmate, J. & Wendeler, M. (2000): Das chemische Klima des Riesenbecker Osning in den Messjahren 1988 uns 1998. – Osnabrücker Naturw. Mitt. 26: 121-133.

Lethmate, J., Eickelmann, B. & Worringer, T. (2002a): Der nordrhein-westfälische Gülle-Belt und sein Einfluss auf die Deponate des Teutoburger Waldes. – Geoöko 23: 61-75.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Lethmate, J., Ebke, K. & Pollmann, W. (2002b): Zur Ausbreitung des Rankenden Lerchensporns *Ceratocapnos claviculata* (L.) Liden. – Osnabrücker Naturw. Mitt. 28: 117-135.

Lethmate, J., Arning, H., Butz-Braun, R. & Schneider, K. (2004a): Das pHAl-Säureregime von Waldquellen des Riesenberger Osning/nördlicher Teutoburger Wald. – Hercynia N.F. 37: 155-168.

Lethmate, J., Becker, R., Bednorz, F. & Hiller, B. (2004b): Ökosystemkennwerte und critical loads des Riesenbecker Osning / Nördlicher Teutoburger Wald. – Geoöko 25: 93-111.

Lienenbecker, H. (1994): Zur Ausbreitung des Kletternden Lerchensporns (*Ceratocapnos claviculata* (L.). LIDEN) in Westfalen. – Natur und Heimat 54: 97-101.

Müller-Wille, W. (1966): Bodenplastik und Naturräume Westfalens. – Spieker 14: 1-302.

Pfadenhauer, J., Poschlod, P. & Buchwald, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen in Bayern. – Ber. ANL 10: 41-60.

Pollmann, W. (2000): Die Buchenwaldgesellschaften im nordwestlichen Weserbergland. – Siedlung Landschaft in Westfalen 29: 1-126.

Pollmann, W. & Lethmate, J. (2003): Zur Frage der Buche auf Sandböden in Nordwest-Deutschland: Ökologische Potenz von *Fagus sylvatica* L. unter extremen Standortbedingungen im Riesenbecker Osning. – Tuexenia 23: 71-94.

Pott, R. (1990): Die nacheiszeitliche Ausbreitung und heutige pflanzensoziologische Stellung von *Ilex aquifolium* L. – Tuexenia 10: 497-512.

Pott, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 622 S. – Ulmer: Stuttgart.

Reif, A. (1998): Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt im Wald – Erfahrungen aus der frostlichen Nutzung- und Pflegepraxis. – Schriftenr. Vegetationskunde 29: 151-161.

Riek, W., Wolff, B. & Bolte, A. (2002): Angleichung der Standortseigenschaften und ihre Auswirkungen auf die Waldbodenvegetation. – Beitr. Forstw. Landschaftsökol. 36: 65-68.

Runge, F. (1950): Der Kletternde Lerchensporn in Westfalen. – Natur und Heimat 10: 135-139.

Runge, F. (1969): Vegetationsveränderungen in einem Melico-Fagetum. Vegetatio 17: 151-156.

Runge, F. (1979): Neue Beiträge zur Flora Westfalens. – Natur und Heimat 39: 69-102.

Schmidt, W. (1999a): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften. Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. – Ber. Reinh. Tüxen-Ges. 11: 133-155.

Schmidt, W. (1999b): Die Bodenvegetation als Indikator für die biotische Mannigfaltikeit von Wäldern – Beispiele aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern. – Verh. Ges. Ökol. 29: 133-143.

Schroeder, F.-G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie. 457 S. – Quelle & Meyer: Wiesbaden.

Seedorf, H.H. & Meyer, H.H. (1992): Landeskunde Niedersachsen. Bd. 2: Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung. 517 S. – Wachholtz: Neumünster.

Seraphim, E.T. (1991): Geomorphologie und Naturräume. – Geographisch-landeskundlicher Atlas von Westfalen. Lieferung 6, Doppelblatt 3. 41 S. u. Karte. – Aschendorff: Münster.

Starfinger, U. (1990): Über Agriophyten: Das Beispiel *Prunus serotina*. – Verh. Berl. Bot. Ver. 8: 179-188.

Thiermann, A. (1984): Kreide. – In: Klassen, H. (Hrsg.). Geologie des Osnabrücker Berglandes: 427-461. Naturw. Mus. Osnabrück.

Tilman, D. (1988): Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. 360 S. – Princeton Univers. Press: Princeton, NJ.

van der Eerden, L., de Vries, W. & van Dobben, H.G. (1998): Effects of ammonia deposition on forests in the Netherlands. – Atmospheric Environment 32: 525-532.

Weber, H.E. (1995): Flora von Südwest-Niedersachsen und dem benachbarten Westfalen. 770 S. – Wenner: Osnabrück.

Wilpert, K. von & Buberl, G. (1998): In den Keupergebieten des Neckarlandes: Der chemische Bodenzustand in Laub- und Nadelholzbestanden. – Allgem. Forstzeitschrift 53: 517-519.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen

Jahr/Year: 2006

Band/Volume: 32

Autor(en)/Author(s): Pollmann William, Lethmate Jürgen

Artikel/Article: Räumliche Variabilität der Vegetation in bodensauren Kiefernbeständen – Untersuchungen zur Ausbreitung von Ceratocapnos claviculata 59-73