

20 Jahre Dauerflächen-Untersuchungen in der Krautschicht eines artenreichen Kalkbuchenwaldes

Hartmut Dierschke, Göttingen

Abstract. 20 years of permanent plot research in the herb layer of a species-rich calcareous beech forest.

In a calcareous beech forest near Göttingen (Germany), a transect consisting of 281 quadrats 10 x 10 m in size was laid out in a large fenced-in area in 1981. Detailed sampling of all quadrats, including percent cover estimates of all species, was carried out sequentially in 1981, 1991 and 2001. The herb layer exhibits dominance structures of individual species, primarily *Allium ursinum*, *Mercurialis perennis* and *Anemone nemorosa*. The distribution of several dominance types and of all species was mapped in each of the three sampling years. A comparison of vegetation maps and the quantitative distribution patterns of selected species shows a strong restructuring of the herb layer over time, in particular a massive increase of *Allium ursinum*, a strong decline of *Mercurialis perennis* and a loss of other species like *Galium odoratum*. Only a few species like *Hedera helix* have increased. The overall floristic balance shows a species turnover with negative tendencies. The causes appear to be rooted in a complex of internal and external factors (global change) that cannot easily be interpreted.

1 Einleitung

In zahlreichen Arbeiten hat sich Fred Daniels mit der Vegetationsdynamik beschäftigt, wobei vor allem seine langzeitigen Untersuchungen auf Dauerflächen zu wertvollen Erkenntnissen geführt haben. Ich freue mich daher, ihm in dieser Festschrift einen kleinen Beitrag zur Dauerflächenforschung widmen zu können. Er fasst langjährige eigene Dauerflächen-Ergebnisse zur kleinräumigen Dynamik in einem Kalkbuchenwald zusammen, die aus einem reichhaltigen Datenmaterial von 20 Jahren ausgewählt worden sind.

2 Das Untersuchungsgebiet

Der untersuchte Buchenbestand liegt im Göttinger Wald, auf einem schwach welligen Muschelkalkplateau östlich von Göttingen (TK 25 4426 Waake, SW-Quadrant; etwa 420 m NN) mit einem subatlantisch-submontanen Klima. Auf den flach- bis mittelgründigen Kalkböden wächst ein dichter, etwa 125–135 Jahre alter Laubwald, der in seiner Optimalphase die typische Hallenwald-Struktur mit Dominanz von *Fagus sylvatica* aufweist (DIERSCHKE & SONG 1982). Er wurde vor etwa 100 Jahren aus der damals üblichen Bewirtschaftung als Mittelwald in Hochwald überführt und ist seit den 1960er Jahren nicht mehr in forstlicher Nutzung (SCHMIDT 2008). Unter der 30–32 m hohen Baumschicht fehlt eine Strauchschicht fast ganz. Am Boden wächst eine für Kalkbuchenwälder typische artenreiche Krautschicht mit einer weithin gleichartigen Grundstruktur. Unterschiede in ihrer Horizontalstruktur gibt es vor allem durch verschiedene Dominanzausbildungen. Syntaxonomisch gehört der gesamte Wald zum *Hordelymo-Fagetum lathyretosum verni* (s. DIERSCHKE 1989a).

3 Methoden

In diesem Buchenwald wurde für ein interdisziplinäres Ökosystem-Forschungsprojekt 1980 eine etwa 12 ha große Fläche eingezäunt und im 10 x 10 m-Raster dauerhaft ausgepflockt. Ein fast 3 ha großer West-Ost-Transekt mit 8 Quadratreihen blieb für die ungestörte Vegetationsentwicklung („Tabu-Bereich“) reserviert. Die 281 Quadrate des Transektes wurden 1981, 1991 und 2001 in je drei Durchgängen entsprechend ihrer phänologischen Entwicklung untersucht. Aus einem umfangreicheren Untersuchungsprogramm (s. DIERSCHKE & BRÜNN 1993, DIERSCHKE 2003) werden hier nur einige Ergebnisse der pflanzensoziologischen Feinaufnahme und Kartierung der Krautschicht dargestellt.

In den Quadraten wurden alle Gefäßpflanzen (Nomenklatur nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998) mit Prozentschätzung des Deckungsgrades erfasst und ihre Verteilung für jedes Jahr in je einer quantitativen Rasterkarte ausgewertet. Für die Vegetationskartierung wurden nach dem Vorherrschen einzelner Pflanzenarten Dominanztypen (DT) unterschieden (s. auch DIERSCHKE & SONG 1982), in denen eine Art über 50 %, oft sogar über 75 % Deckung erreicht und andere Arten deutlich zurücktreten oder fehlen. Außerdem ergaben sich Mischtypen, wo zwei Dominanten eng miteinander verbunden sind oder sich kleinflächig abwechseln. Kartiert wurden DT von *Allium ursinum*, *Mercurialis perennis*, *Anemone nemorosa* und *Aconitum vulparia*, außerdem die Mischtypen mit *Allium-Mercurialis* (1981, 1991) und *Allium-Anemone* (2001). Zur Bilanzierung von Vegetationsveränderungen wurden die Quadrate einzelner DT ausgezählt, Quadrate mit zwei DT bzw. einem Mischtyp je zur Hälfte angerechnet.

Die Ergebnisse beruhen auf Untersuchungen des Verfassers sowie auf Daten aus zwei Diplomarbeiten (BRÜNN 1992, RUDOLPH 2002). Weitere Auswertungen erfolgten bereits in DIERSCHKE (1989b, 2003, 2004, 2005b, 2006), DIERSCHKE & BRÜNN (1993), DIERSCHKE & SONG (1982). In der Diskussion wird auf vorhergehende Arbeiten zurückgegriffen und zusätzlich einige neue Literatur herangezogen.

4 Ergebnisse

Schon bei der ersten Erfassung der Vegetation 1980/81 im größeren Gebiet (DIERSCHKE & SONG 1982) fielen verschiedene Dominanzstrukturen der Krautschicht besonders auf. Mit ihnen konnte eine relativ genaue Vegetationskartierung im 10 x 10 m-Raster durchgeführt werden. – Die drei Vegetationskarten im Abstand von 10 Jahren (s. DIERSCHKE 2004, 2006) zeigen 1981 zwei auffällige größere Bereiche mit *Allium ursinum*-Dominanz, außerdem auch teilweise großflächig den *Mercurialis perennis*-DT, dazwischen oft den Mischtyp. Eher kleinflächig ist der *Anemone*-DT eingestreut, in dem im Gegensatz zu den anderen *Allium* bzw. *Mercurialis* stark zurücktreten oder fehlen. Eine Besonderheit ist ein Dominanzfleck aus *Aconitum vulparia*. – Zehn Jahre später ist dieses Grundmuster zwar noch erhalten, aber mit deutlichen Verschiebungen der Kartierungseinheiten (s. auch DIERSCHKE & BRÜNN 1993). Der *Allium*-DT hat vor allem auf Kosten des *Allium-Mercurialis*-DT zugenommen, der reine *Mercurialis*-DT ist reduziert und löst sich teilweise in kleinere Inseln auf. Durch den starken Rückgang von *Mercurialis perennis* (auch außerhalb des Transektes) erlangt *Anemone nemorosa* physiognomisch mehr Gewicht und bildet auf größeren Flächen ihren eigenen DT. Die kleine *Aconitum*-

Insel hält sich stabil. – 2001 hat sich die erkennbare Tendenz verstärkt. *Allium ursinum* dominiert jetzt alleine in großen Bereichen. *Mercurialis perennis* ist weithin ganz verschwunden. Als neue Kartierungseinheit zeigt sich ein *Allium-Anemone*-Mischtyp, der große Teile des ehemaligen *Allium-Mercurialis*-MT einnimmt; auch der reine *Anemone*-DT hat sich erweitert. Der *Aconitum*-DT erscheint weiterhin stabil mit leichter Ausbreitungstendenz.

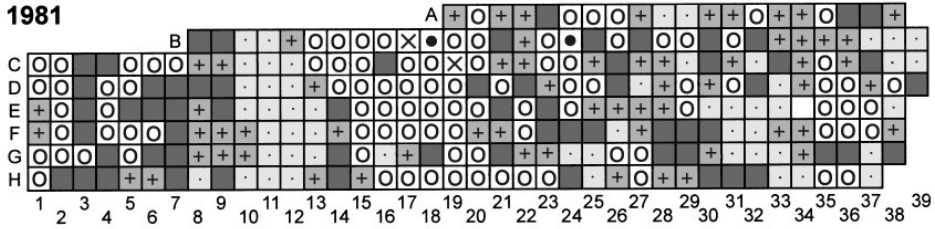
Durch Auszählen der Quadrate einzelner Typen lassen sich die Ergebnisse wie folgt zusammenfassen: Der *Allium*-DT hat kontinuierlich von 26,3 % über 43,8 % auf 61,5 % der Transektfläche zugenommen. Der Anteil aller Quadrate, in denen *Allium ursinum* überhaupt vorkommt, ist aber nur von 70,4 % auf 76,5 % gestiegen, d. h. der Bärlauch hat seine Gesamtfläche im Transekt wenig erweitert, aber viele kleine Lücken innerhalb schon vorher besetzter Quadrate durch Nahausbreitung ausgefüllt. Der *Mercurialis*-DT ist fast ganz verschwunden (24,5 / 10,6 / 2,5 %) und vom *Allium*-DT, oft auch vom *Anemone*-DT (4,4 / 16,0 / 19,6 %) ersetzt worden. Der *Aconitum*-DT blieb fast konstant (0,7 / 1,1 / 1,4 %).

Als Beispiel für recht konstantes Verhalten über 20 Jahre zeigt Abbildung 1 die Verteilung von *Anemone nemorosa* (oft mit auffälligem weißen Blühaspekt im April). Die Quadrate mit besonders niedriger Deckung (bis 2 %) sind meist solche des *Allium*-DT (Abb. 2), 1981 auch solche des *Mercurialis*-DT (Abb. 3). Beide Dominanten reduzieren also die Wuchskraft von *Anemone*. 1981 und 2001 sind alle 281 Quadrate besetzt, 1991 nur 280. Die Zahl der Quadrate mit Deckungsgraden bis 10 % liegt bei 169 bis 187, mit Deckungsgraden von über 10 bis 25 % bei 89 bis 92. Der mittlere Deckungsgrad, bezogen auf alle besetzten Quadrate, beträgt 11,3 %–13,0 %. Ähnliche Konstanz über 20 Jahre bei weiter Verbreitung zeigen *Anemone ranunculoides*, *Asarum europaeum*, *Hordelymus europaeus* und *Lamium galeobdolon*, mit leichter Schwankung auch *Cardamine bulbifera*, *Melica uniflora* und *Polygonatum verticillatum*.

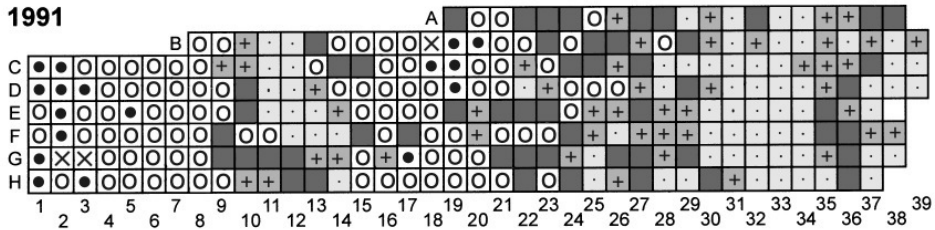
Abbildung 2 zeigt für *Allium ursinum* sowohl die Zunahme des Deckungsgrades in großen Bereichen (Verdichtung des Bestandes) als auch die Wanderung nach Westen (links). Die Zahl der Quadrate erhöhte sich von 255 über 256 auf 267. Der mittlere Deckungsgrad aller *Allium*-Quadrate stieg von 41,4 % auf 69,4 %, die Zahl der Quadrate mit Deckungen über 75 % nahm von 68 auf 137 zu. 1981 gab es noch 26 Quadrate ohne *Allium*, 2001 nur noch 14. Vor allem nach Westen konnte sich der Bärlauch, wenn auch vorerst nur mit geringer Deckung, in 20 Jahren bis zu 40 m ausbreiten bzw. diese Entfernung überspringen. Bereiche mit *Allium*-Dominanz sind im Frühjahr zeitig durch dessen frischgrüne Blätterteppiche und im Mai durch einen auffälligen weißen Blühaspekt erkennbar, während die im Sommer pflanzenarmen Flächen eher durch das Braun der Laubaufgabe auffallen. Als weitere Arten mit Zunahme konnten nur noch *Arum maculatum* (von 263 auf 281 Quadrate), *Dryopteris carthusiana* (63 / 114), *D. filix-mas* (208 / 229) und *Hedera helix* (s. u.) erfasst werden.

Anemone nemorosa

1981



1991



2001

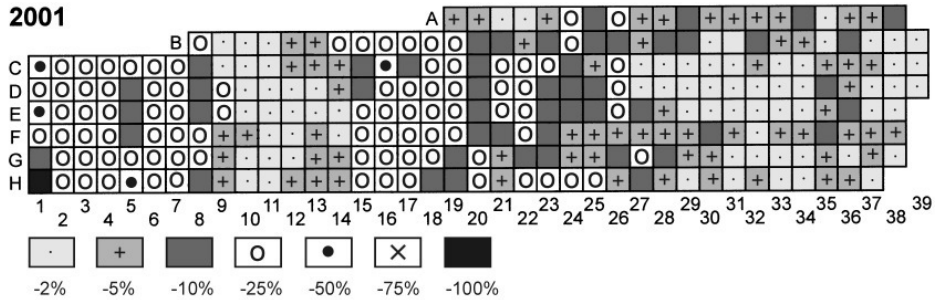


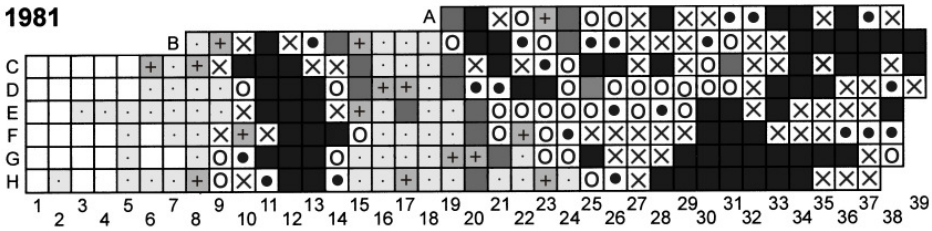
Abb. 1: Verteilung und Deckungsgrad von *Anemone nemorosa* 1981 / 1991 / 2001.

Fig. 1: Distribution and coverage of *Anemone nemorosa* 1981 / 1991 / 2001.

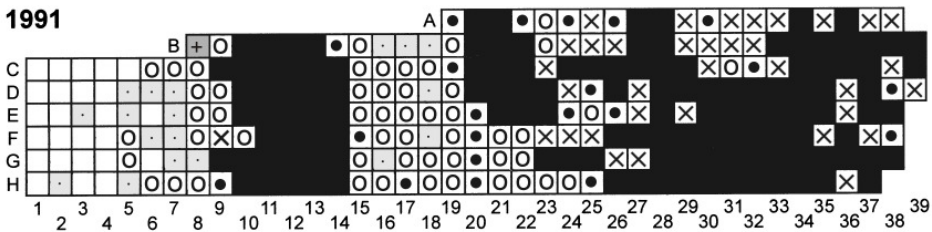
Ganz gegenläufig verhält sich *Mercurialis perennis* (Abb. 3), der 1981 teilweise dichte, über den Sommer dunkelgrüne Bestände bildete. Die Zahl besetzter Quadrate nahm von 252 über 247 auf 137 ab, der mittlere Deckungsgrad von 32,1 % auf nur noch 4,4 %. 1981 gab es 49 Quadrate mit über 50 % Deckung von *Mercurialis*, 2001 nur noch eins. Bis auf den östlichen Randbereich des Transektes (rechts) konnte das Bingelkraut 1981 fast überall mit dem Bärlauch mithalten; 2001 erreichte er nur noch ganz im Westen vereinzelt etwas höhere Deckung, wo *Allium ursinum* noch nicht stärker oder gar nicht vertreten war (Abb. 2).

Allium ursinum

1981



1991



2001

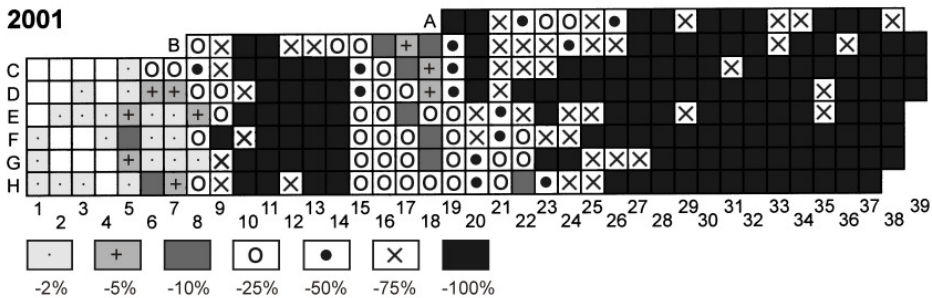


Abb. 2: Verteilung und Deckungsgrad von *Allium ursinum* 1981 / 1991 / 2001.

Fig. 2: Distribution and coverage of *Allium ursinum* 1981 / 1991 / 2001.

Neben *Mercurialis perennis* gibt es zahlreiche weitere Arten, die von 1981 bis 2001 deutlich abgenommen haben. Hierzu gehört *Galium odoratum* (Abb. 4). 1981 war der Waldmeister, ähnlich wie die Anemonen, in fast allen (271 von 281) Quadraten vertreten (mittlere Deckung 6,9 %). In den ersten 10 Jahren waren die Veränderungen gering (1991: 258 Quadrate, 4,5 %). Damals bildete der Waldmeister, auch außerhalb des Transektes, weithin auf den bärlaucharmen oder -freien Flächen im Mai einen eigenen weißen Blühaspekt, der später fast ganz fehlte. In den letzten Jahren zeigten sich nämlich weithin starke Einbußen. 2001 kommt *Galium odoratum* nur noch in 155 Quadraten mit 1,1 % mittlerer Deckung vor. Die stärkste Abnahme erfolgte zunächst (bis 1991) in den Kernbereichen des *Allium*-DT, danach überall. Ähnliche Abnahmen über 20 Jahre zeigen z. B. *Carex sylvatica* (168 / 49 Quadrate), *Oxalis acetosella* (236 / 193), *Primula elatior* (219 / 110), *Ranunculus auricomus* (139 / 32) und *Vicia sepium* (130 / 34); fast verschwunden sind *Euphorbia amygdaloides* (111 / 23), *Phyteuma spicatum* (140 / 1) und *Viola reichenbachiana* (174 / 15). Abgenommen bei geringerer Verbreitung haben u. a.

Athyrium filix-femina (53 / 12), *Corydalis cava* (31 / 15), *Dactylis polygama* (61 / 16), *Deschampsia cespitosa* (63 / 47), *Lathyrus vernus* (113 / 94), *Lilium martagon* (32 / 20), *Polygonatum multiflorum* (95 / 44), *Pulmonaria obscura* (27 / 12), *Stachys sylvatica* (42 / 16) und *Stellaria holostea* (27 / 12). 14 allerdings nur vereinzelt vorkommende Arten von 1981 waren 2001 ganz verschwunden, z. B. *Brachypodium sylvaticum* (19 / 0), *Campanula trachelium* (29 / 0) und *Scrophularia nodosa* (8 / 0).

Mercurialis perennis

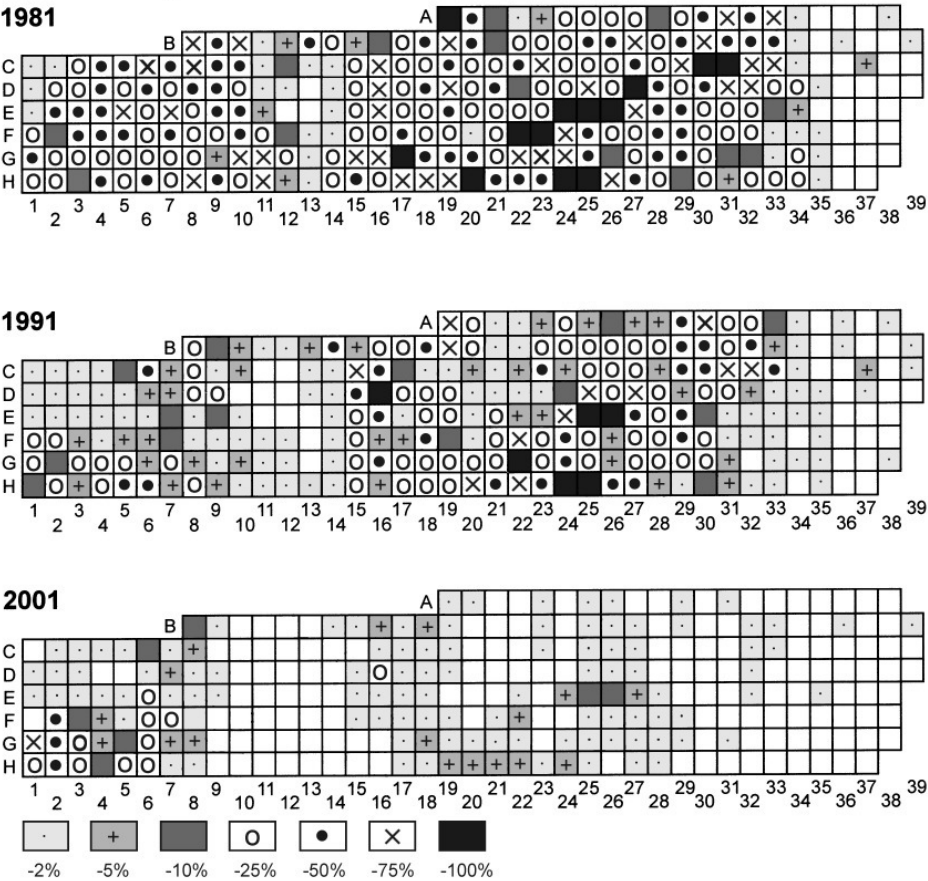
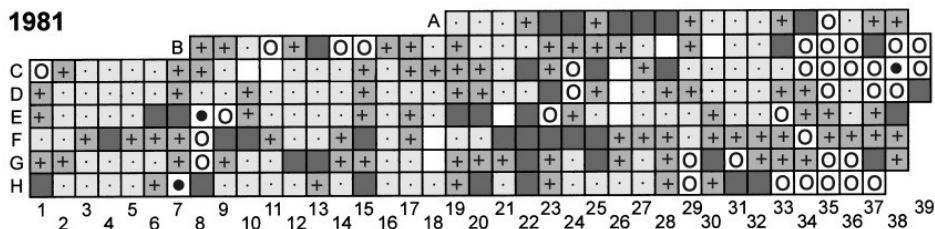


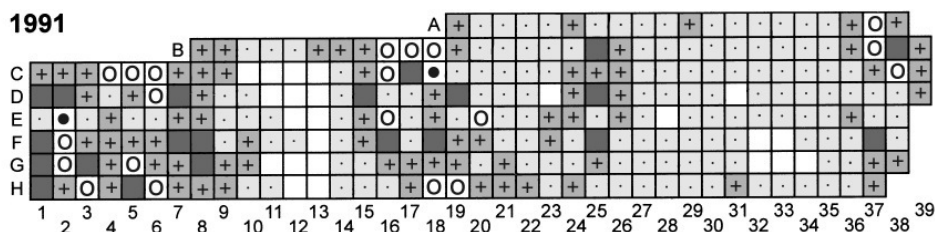
Abb. 3: Verteilung und Deckungsgrad von *Mercurialis perennis* 1981 / 1991 / 2001.
Fig. 3: Distribution and coverage of *Mercurialis perennis* 1981 / 1991 / 2001.

Galium odoratum

1981



1991



2001

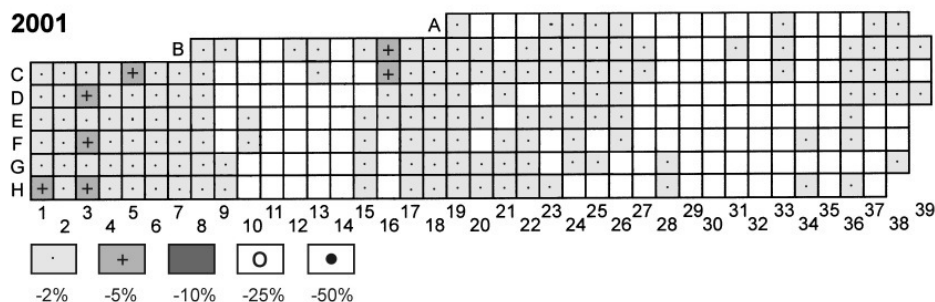


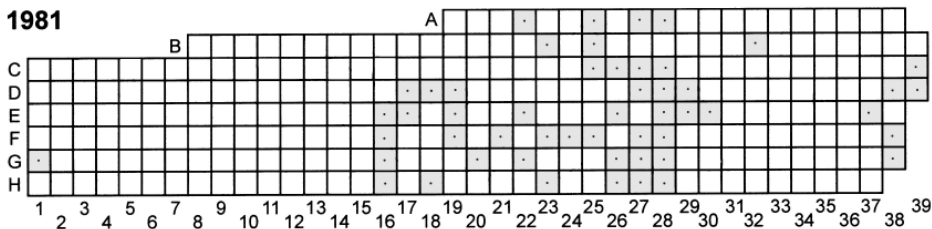
Abb. 4: Verteilung und Deckungsgrad von *Galium odoratum* 1981 / 1991 / 2001.

Fig. 4: Distribution and coverage of *Galium odoratum* 1981 / 1991 / 2001.

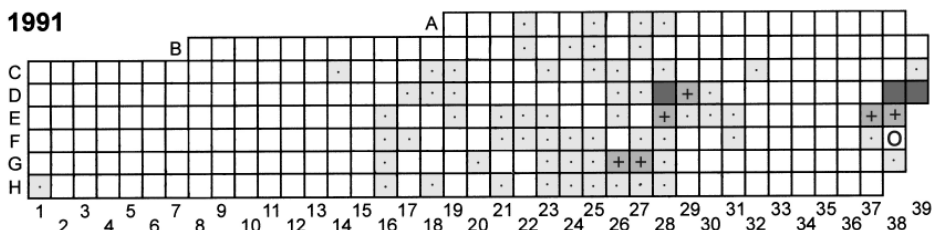
Abschließend soll noch auf das aktuelle Verhalten von *Hedera helix* (Abb. 5) hingewiesen werden. Seit Anfang der 1990er Jahre breitet sich der Efeu im Bereich um Göttingen allgemein stärker aus (DIERSCHKE 2005a). Früher war er vorwiegend auf die Krautschicht beschränkt, seit einigen Jahren klettert er zunehmend in die Höhe. Diese Tendenz ist auch im Untersuchungsgebiet gut zu erkennen. Im Transekt kam *Hedera* 1981 nur in 52 Quadraten mit 0,5 % mittlerer Deckung vor. Er breitete sich dann über 70 auf 82 Quadrate aus und verdichtete seine Bestände bis zu 25 %, im Mittel auf 6,8 %. Außerhalb des Transektes bildet der Efeu heute teilweise dichte Teppiche von bis über 75 % Deckung und klettert an vielen Buchenstämmen empor (DIERSCHKE 2005b).

Hedera helix

1981



1991



2001

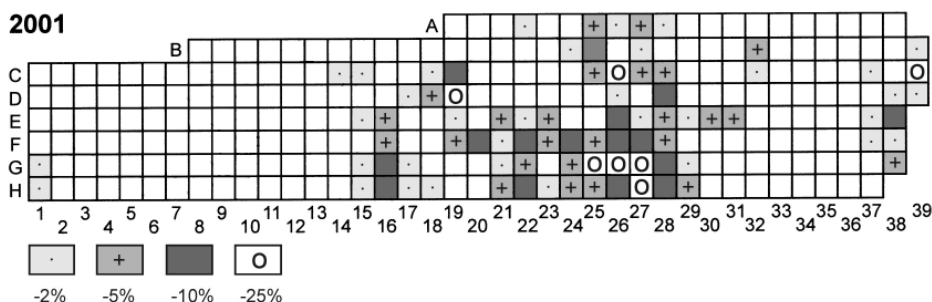


Abb. 5: Verteilung und Deckungsgrad von *Hedera helix* 1981 / 1991 / 2001.

Fig. 5: Distribution and coverage of *Hedera helix* 1981 / 1991 / 2001.

Die floristische Bilanz des Transektes über 20 Jahre ergibt insgesamt auch bei reiner Betrachtung der Präsenz aller krautigen Arten eine negative Tendenz der Biodiversität (für 1981 / 1991 s. auch DIERSCHKE & BRÜNN 1993). 1981 gab es im Transekt 59 Arten, 1991 nur noch 56 und 2001 47 Arten. Daraus ergibt sich eine Rate des Artenwechsels innerhalb von je 10 Jahren von 22,0 bzw. 23,2 % bei allgemein negativer Tendenz.

5 Diskussion

Ausgewachsene Laubwälder in ihrer Optimalphase, wie der hier beschriebene Kalkbuchenwald, gelten als recht stabile Ökosysteme. Da sich hier die Artenzusammensetzung über längere Zeit vermutlich kaum stärker ändert, werden solche Bestände bevorzugt für Vegetationsaufnahmen für syntaxonomische Zwecke herangezogen. Dass

eine solche floristische Konstanz nicht immer gegeben ist, vielleicht sogar eher eine Ausnahme darstellt, zeigen die Ergebnisse des dargestellten Transektes mit einer größeren raum-zeitlichen Vielfalt. Diese ist allerdings nur auf unterem Gesellschaftsniveau von Dominanztypen und bei kleinräumiger floristischer Auflösung erkennbar. Auf etwas höherer Systemebene gehören alle Quadrate immer noch zum *Hordelymo-Fagetum lathyretosum*, wenn auch teilweise zu anderen Varianten. Insgesamt kann eine feinfloristische Dynamik (Mikroskala) bei großflächiger noch relativ gleichartigen Verhältnissen (Mesoskala) festgestellt werden (s. auch DIERSCHKE 2003). Ursachen sind vor allem in einem vielschichtigen Faktorenkomplex zu suchen, der nach FISCHER (2008) als „Global Change“ zusammengefasst werden kann, wobei Veränderungen von und durch Klima, Stoffeinträge (auch erhöhtem CO₂-Gehalt der Luft) und Management zu berücksichtigen sind. Zusätzlich darf nicht vergessen werden, dass der Waldbestand seit 1980 eingezäunt und somit (weitgehend) vor Wildverbiss verschont geblieben ist. Dies zeigt sich z. B. auch in zunehmendem Jungwuchs der Bäume (DIERSCHKE 2005b), der aber nur in Kronenlücken vereinzelt Anfänge einer Strauchschicht bildet.

Fast alle im Transekt vorkommenden Arten gehören nach SCHMIDT et al. (2003) zu den typischen Waldpflanzen (K 1.1). Ihre Lichtzeigerwerte (ELLENBERG et al. 1992) liegen meist bei 2–4, was hohe Schattenverträglichkeit bedeutet. Es handelt sich bei dem Transekt demnach um einen dichten, ungestörten Buchenwald. Zu seinen Arten mit hoher Konstanz gehören vor allem solche, die als typische Pflanzen „historisch alter Wälder“ angesehen werden (WULF 2003, WULF et al. 2002). Es sind also Arten, die unterschiedliche anthropogene Waldveränderungen über lange Zeit ausgehalten haben bzw. sich nach Störungen rasch (oft vegetativ) wieder regenerieren konnten und können. So betonen auch M. & W. Schmidt (2007) die hohe Resilienz solcher Wälder, wo z. B. schattenverträgliche Waldpflanzen wie *Allium ursinum*, *Hordelymus europaeus*, *Lamium galeobdolon* und *Mercurialis perennis* selbst Sturmkatastrophen mit zeitweilig starker Bestandesauflichtung gut aushalten. Es ist aber schwierig, die Ergebnisse in einem für das Lebensalter von Wäldern eher noch zu kurzen Zeitraum von 20 Jahren als Sukzession oder doch nur Fluktuation zu deuten. Nur einiges soll hier zusammenfassend, vor allem unter Berücksichtigung aktueller Arbeiten, kurz erörtert werden (weitere Literatur in den zitierten Arbeiten).

Die Ausbreitung von *Allium ursinum* wurde in jüngster Zeit in verschiedenen Gebieten Mitteleuropas beobachtet (DIERSCHKE 2004, 2006). Neu zu erwähnen sind hier die Arbeiten von BÜCKING & KOPPISCH (2005) und BÖHLING (2007, 2008), aus dem eigenen Gebiet von SCHMIDT (2008). Eine breite Palette von Ursachen wird diskutiert. Wichtig erscheinen vor allem Veränderungen im Bestandesklima in Richtung gemäßigt schattig-feuchter Bedingungen durch ein dichteres Kronendach, unterstützt noch von allgemeiner Klimaerwärmung (z. B. Verlängerung der Frühjahrsphase), also eine Tendenz zu stärker ozeanischen Bedingungen. So ist es sicher kein Zufall, dass sich gerade Arten mit ozeanischer Gesamtverbreitung, hier neben *Allium ursinum* auch *Hedera helix*, in den beiden letzten Jahrzehnten deutlich ausgebreitet haben. Im eigenen Transekt hat sich langfristig vermutlich auch der Übergang vom ehemaligen (lichteren) Mittelwald zum heutigen (dichteren) Hochwald sowie die fehlende Bewirtschaftung der letzten Jahrzehnte für den Bärlauch langfristig positiv ausgewirkt. Dass dieser sich auch in Bereichen mit tieferem Sommerschatten gut entwickelt, haben schon DIERSCHKE & BRÜNN (1993) gezeigt. Die mittlere Deckung der Baumschicht nahm im Transekt von anfangs

unter 80 auf fast 90 % zu (SCHMIDT 2008); auch eine lockere Strauchschicht ist entstanden. Der Bärlauch gehört zwar zu den Frühlingsgrünen, erreicht aber seine optimale Entwicklung und Blütezeit erst zu Beginn der vollen Belaubungsphase der Gehölze, ist von zunehmender Beschattung also etwas stärker betroffen als die meisten anderen Frühlingsgeophyten. – Auch der oft erörterte Nährstofffaktor, vor allem eine Eutrophierung durch Stickstoffeinträge, muss in Betracht gezogen werden. Hierfür spricht z. B. auch die Ausdehnung der *Corydalis cava*-Ausbildung mit mehreren Stickstoffzeigern in einem Eichen-Hainbuchenwald in deutlicher Korrelation zu Stickstoffeinträgen (BERNHARDT-RÖMERMANN et al. 2007). Außerdem sind Nährstoff- (und CO₂-)Versorgung über verbessertes Wachstum der Bäume mit zunehmender Beschattung rückgekoppelt.

Dagegen scheint die starke Abnahme von *Mercurialis perennis* eher eine Besonderheit der Wälder um Göttingen zu sein, wo die Art vor allem durch Pilzbefall und wohl auch durch trockene Sommer geschwächt ist (DIERSCHKE 2004, 2006, M. & W. SCHMIDT 2007, SCHMIDT 2008). – MICHEL & MAHN (1998) beschreiben dagegen aus einem anderen Gebiet eine deutliche Ausbreitung von *Mercurialis*, wofür wiederum Stickstoffeinträge verantwortlich gemacht werden (s. auch BÖHLING 2007). Ob die Abnahme im Transekt ein Grund für die *Allium*-Ausbreitung ist, oder (wahrscheinlicher) der Bärlauch eher das Binkelkraut verdrängt, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden. Ergebnisse aus einem eigenen Kleintransekt im Grenzbereich eines *Allium*- und eines *Mercurialis*-Dominanzbestandes ergaben seit 1982 ein fluktuierend antagonistisches Verhalten beider Arten, in den letzten Jahren (ab 1997) eher einen allgemeinen Rückgang des geschwächten Binkelkrautes zu Gunsten des Bärlauchs (DIERSCHKE & BRÜNN 1993, DIERSCHKE 2003). BÖHLING (2007) beschreibt (auch ohne erkennbare Konkurrenten) eine Fluktuation von *Mercurialis*, vermutlich durch Einflüsse von Trockenjahren. TREMP (1996) stellte in einem Konkurrenzversuch dagegen ein Gleichgewicht von *Allium* und *Mercurialis* fest.

In guten Jahren bildet *Allium ursinum* ein dichtes Blätterdach mit teilweise 100 % Deckung und einem Blattflächenindex von bis zu 2,7 (EGGERT 1985). Selbst die darunter und dazwischen aushaltenden Pflanzen anderer Arten zeigen oft deutlich reduzierte Vitalität oder werden ganz verdrängt. So ist die Ausbreitung des *Allium*-DT sicher ein Grund für die Abnahme zahlreicher anderer Arten im Transekt. Da etliche Arten aber auch anderswo zurückgegangen sind, muss es weitere Ursachen geben. Aus verschiedenen Arbeiten (M. & W. SCHMIDT 2007 u. a.) ist bekannt, dass aus der forstlichen Nutzung genommene Waldreservate artenärmer sind als benachbarte Wirtschaftswälder. Auf basenärmeren Standorten ist dieses Phänomen von alten Buchenwäldern gegenüber Wirtschaftswäldern noch deutlicher (DENNER & SCHMIDT 2008). Auch hier wird der Hauptgrund in der stärkeren Beschattung gesehen, die auch im Transekt zu vermuten ist (z. B. Lichtmessungen bei DIERSCHKE & BRÜNN 1993). Allerdings handelt es sich in den Waldreservaten oft eher um das Fehlen nur Halbschatten ertragender Störungs- und Verlichtungszeiger, während im Transekt auch echte Waldpflanzen abgenommen haben. Etwas häufiger wurden bezeichnender Weise nur einige schattenverträgliche Waldfarne. Sehr ähnlich sind die Ergebnisse zehnjähriger Dauerflächenuntersuchungen im nicht weit entfernten Naturwaldreservat Hünstollen (M. & W. SCHMIDT 2007). Zugenommen haben dort die Deckung von Baum- und Strauchschicht, während die Krautschicht nach Deckung und Artenzahl abgenommen hat. – Eine umgekehrte Entwicklung lässt sich

nach stärkeren Auflichtungen durch Sturmwurf oder Durchforstung (BÖHLING 2007) oder durch Wiederaufnahme der Mittelwaldbewirtschaftung (STEGMANN & SCHMIDT 2005) verfolgen. Zusammenfassend kommt also dem Lichtfaktor eine entscheidende Bedeutung für die Biodiversität der Waldbodenflora zu (s. auch SCHMIDT 2008), teilweise eng verknüpft mit anderen Faktoren in einem schwer durchschaubaren Faktorenkomplex. – Die deutliche Zunahme von *Hedera helix* lässt sich wiederum auf ein diverses Gefüge von Einflussgrößen zurückführen und wurde bereits anderen Orts diskutiert (DIERSCHKE 2005a/b).

Abschließend erhebt sich die Frage, wie die Ergebnisse unseres Transektes hinsichtlich des Wald- und Naturschutzes einzustufen sind; gilt doch Biodiversitätsabnahme meist als etwas Negatives. In der Optimalphase eines Buchenwaldes gehen aber relative Artenarmut mit hoher Naturnähe überein. Langfristig gesehen ist dies ja nur *eine* Phase in einem dynamischen Waldzyklus, in dessen weiteren Phasen durch Zerfall und Neuaufbau der Baumschicht mehr Freiräume (Licht) für andere Arten bestehen (z. B. OHEIMB et al. 2007). Bei genügend großen Schutzflächen wird es irgendwann auch zu einem Nebeneinander verschiedener Phasen kommen, was die Biodiversität im Ökosystem (wieder) erhöht. Schon deshalb hat das detaillierte, langzeitige Biomonitoring auf Dauerflächen große Bedeutung. Der Transekt, in dem wohl (fast) einmalig flächendeckend detaillierte Daten erhoben worden sind, bietet hierfür gute Voraussetzungen. Die vor 27 Jahren begonnenen Untersuchungen sind eigentlich erst ein Anfang; sie sollten unbedingt fortgeführt werden.

6 Literatur

- BERNHARDT-RÖRMERMANN, M., T. KUDERNATSCH, J. PFADENHAUER, M. KIRCHNER, G. JAKOBI & A. FISCHER (2007): Long-term effects of nitrogen deposition on vegetation in a deciduous forest near Munich, Germany. – *Appl. Veg. Sci.* **10**: 399-406.
- BÖHLING, N. (2007): Dauerflächenbeobachtung im buchenreichen Eichen-Hainbuchenwald „Hohes Reisach“: Regeneriert sich die Artenvielfalt der Waldbodenvegetation nach einer erneuten Durchforstung und Sturmschäden? – *Carolinea* **65**: 163-177.
- BÖHLING, N. (2008): Zur Entwicklung der *Allium ursinum*-Bestände im buchenreichen Eichen-Hainbuchenwald „Hohes Reisach“ 1978 / 2007. – *Tuexenia* **28**: 41-49.
- BRÜNN, S. (1992): Kleinräumige Vegetations- und Standortsdifferenzierung in einem Kalkbuchenwald. – Diplomarbeit Syst.-Geobot. Institut, Univ. Göttingen.
- BÜCKING, W. & D. KOPPISCH (2005): Flora und Vegetation des Bannwaldes „Bechtaler Wald“. – *Waldschutzgebiete Baden-Württ.* **8**: 51-68.
- DENNER, M. & P. A. SCHMIDT (2008): Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenmischwäldern in der Dübener Heide auf die Bodenvegetation. – *Tuexenia* **28**: 51-84.
- DIERSCHKE, H. (1989a): Artenreiche Buchenwald-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* **1**: 107-147.
- DIERSCHKE, H. (1989b): Kleinräumige Vegetationsstruktur und phänologischer Rhythmus eines Kalkbuchenwaldes. – *Verh. Ges. Ökol.* **17**: 131-143.
- DIERSCHKE, H. (2003): Pflanzendiversität im Göttinger Kalkbuchenwald in Raum und Zeit. – *Kleine Senckenberg-Reihe* **45**: 137-146.
- DIERSCHKE, H. (2004): Kleinräumige Dynamik in der Krautschicht eines Kalkbuchenwaldes. Ergebnisse von 20-jährigen Dauerflächen (1981–2001). – *Forst & Holz* **59**(9): 433-435.
- DIERSCHKE, H. (2005a): Zur Lebensweise, Ausbreitung und aktuellen Verbreitung von *Hedera*

- helix*, einer ungewöhnlichen Pflanze unserer Flora und Vegetation. – *Hoppea* **66**: 187-206.
- DIERSCHKE, H. (2005b): Laurophyllisation – auch eine Erscheinung im nördlichen Mitteleuropa? Zur aktuellen Ausbreitung von *Hedera helix* in sommergrünen Laubwäldern. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* **17**: 151-168.
- DIERSCHKE, H. (2006): Long-term dynamics in the herb layer of a calcareous beech forest: investigations of permanent plots 1981–2001. – *Polish Bot. Stud.* **22**: 165-172.
- DIERSCHKE, H. & S. BRÜNN (1993): Raum-zeitliche Variabilität der Vegetation eines Kalkbuchenwaldes. – Untersuchungen auf Dauerflächen 1981–1991. – *Scripta Geobot.* **20**: 105-151.
- DIERSCHKE, H. & Y. SONG (1982): Vegetationsgliederung und kleinräumige Horizontalstruktur eines submontanen Kalkbuchenwaldes (*Melico-Fagetum*, Subass.-Gruppe von *Lathyrus vernus*). – In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.): Struktur und Dynamik von Wäldern. – *Ber. Int. Symp. Int. Vereinigung Vegetationsk. Rinteln 1981*. – Cramer, Vaduz: 513-539.
- EGGERT, A. (1985): Zur Ökologie der Krautvegetation in einem Bärlauch-Kalkbuchenwald. – Diss. Univ. Göttingen.
- FISCHER, A. (2008): Langfristige Umsetzung der FFH-Richtlinie im Lichte globaler Änderungen. – *Ber. Reinh.-Tüxen-Ges.* **20** (im Druck).
- MICHEL, S. & E. G. MAHN (1998): Untersuchungen zur Entwicklung der Waldvegetation des Hakels (nordöstliches Harzvorland). – *Hercynia* **31**(1): 65-102.
- OHEIMB, G. VON, A. FRIEDEL, A. BARTSCH & W. HÄRDTLE (2007): The effects of windthrow on plant species richness in a Central European beech forest. – *Pl. Ecol.* **191**: 47-65.
- RUDOLPH, D. (2002): Räumliche Vielfalt und zeitliche Variabilität in einem Kalkbuchenwald bei Göttingen. – Diplomarbeit Syst.-Geobot. Institut, Univ. Göttingen.
- SCHMIDT, M., J. EWALD, A. FISCHER, G. VON OHEIMB, W.-U. KRIEBITZSCH, W. SCHMIDT & H. ELLENBERG (2003): Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. – *Mitt. Bundesforschungsanst. Forst-Holzw. Hamburg* **212**: 1-34 + Anhang.
- SCHMIDT, M. & W. SCHMIDT (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. – *Forstarchiv* **78**: 205-214.
- SCHMIDT, W. (2008): 1.5 Vegetation. – In: BRUMME, R. & P. K. KHANNA (eds.): Functioning and management of European beech ecosystems. Results from site specific long-term studies. – *Ecol. Studies* (eingereicht).
- STEGMANN, F. & W. SCHMIDT (2005): Der Northeimer Mittelwald – Wald- und vegetationskundliche Untersuchungen zu einem Naturschutzprojekt. – *Göttinger Naturk. Schriften* **6**: 141-158.
- TREMP, M. (1996): Beiträge zur Biologie von *Allium ursinum* (Bärlauch) und *Allium victorialis* (Allermannsharnisch). – Zürich.
- WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Eugen Ulmer, Stuttgart.
- WULF, M. (2003): Preference of plant species for woodlands with different habitat continuities. – *Flora* **198**(6): 444-460.
- WULF, M., A. ULRICH & B. ZIEGENHAGEN (2002): Vegetationsökologische und molekular-genetische Untersuchungen an Indikatorpflanzen für historisch alte Waldstandorte – Ein interdisziplinärer Ansatz in der Biodiversitätsforschung auf Landschaftsebene. – *Treffpunkt Biol. Vielfalt* **2**: 99-104.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Hartmut Dierschke
 Abteilung für Vegetationsanalyse und Phytodiversität
 Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften
 Untere Karspüle 2
 37073 Göttingen
 Germany

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde](#)

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: [70_3-4_2008](#)

Autor(en)/Author(s): Dierschke Hartmut

Artikel/Article: [20 Jahre Dauerflächen-Untersuchungen in der Krautschicht eines artenreichen Kalkbuchenwaldes 37-48](#)