

Buchenwald-Sukzession nach Windwurf auf Zechstein-Standorten des südwestlichen Harzvorlandes

Thomas KOMPA und Wolfgang SCHMIDT

9 Abbildungen und 3 Tabellen

ABSTRACT

KOMPA, T.; SCHMIDT, W.: Plant succession in windthrown beech (*Fagus sylvatica*) forests on gypsum karst and dolomitic limestone in the Harz Mountain foothills of southern Lower Saxony, Germany. – *Hercynia N.F.* 38 (2005): 233–261.

Following a local summer storm in 1997, plant succession in windthrown beech forest stands (Carici-Fagetum, Hordelymo-Fagetum) on base-rich Zechstein soils (gypsum karst, dolomitic limestone) in the foothills of the Harz Mountains (southern Lower Saxony) were studied on permanent plots from 1998 through 2001. Vegetation development during natural reforestation of these unmanaged stands is discussed relative to intensity of initial disturbance on shallow vs. deep soils (compared are unthrown stands, gaps and extensively thrown stands). The species diversity increased throughout the first three years, but then declined. The natural regeneration was everywhere dominated by young climax tree species (first of all *Fraxinus excelsior*, *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus*) while pioneer trees hardly occur. The population density of natural regeneration was very high and doesn't show a distinct dependence on the severity of disturbance. After four years of succession, all stands except those extensively thrown on shallow gypsum karst are characterised by the dominance of species of the former forest floor vegetation. In gaps - on deep soils also under conditions of large-scale windthrow - these forest stands keep an astonishing floristic similarity compared to the parent state. The analyzed development of functional species groups (quantitative spectra) confirms this successional patch by constant percentual shares of such groups that are typical for Querco-Fagetea communities. Extensively thrown stands on shallow gypsum karst (mostly Carici-Fagetum) showed another successional pathway. Here, pioneer vegetation increased rapidly and became partly dominant. Typical species groups of these stands are e.g. Epilobietea, Artemisietea, pioneer shrubs, endozoochor dispersed species, species with long time persistent seed bank (>5 years) and light indicating species. But even here the forest floor species perennate under the pioneer vegetation and keep constant or partly increasing absolute coverages. The typical Querco-Fageta species are nowhere outcompeted. So, these base-rich beech stands show a very resilient response to natural disturbance. A comparison with other windthrown beech stands in the Harz Mountain foothills shows a site-dependent gradient of natural regeneration. The more base-rich the substrate, the more independently from severe extrorse disturbance natural reforestation proceeds.

1. Base-rich, deep soils (e.g. Hordelymo-Fagetum): forest floor species and natural regeneration of the climax trees dominate independently from the severity of disturbance.
2. Base-rich, shallow soils (e.g. Carici-Fagetum): gaps regenerate very rapidly and don't change significantly, extensively thrown stands regenerate more slowly and are covered by increasing pioneer vegetation.
3. Acidic soils (e.g. Galio odorati-, Luzulo-Fagetum): regeneration depends strongly on the severity of disturbance, the more the stand is disturbed, the more slowly the regeneration proceeds and pioneer vegetation becomes dominant.

A complete species-change as it is postulated in the mosaic-cycle-concept (REMMERT 1985, 1987, 1991) can't be confirmed for Central European beech forests which are in their optimal phase. Succession in these forest communities doesn't involve major species changes but rather temporal changes of dominance of residual species.

Key words: base-rich beech forest stands, *Fagus sylvatica*, Harz Mountain foothills, natural reforestation, plant succession, windthrow

1 EINLEITUNG

Ein am Abend des 29. Juni 1997 auftretender schwerer lokaler Sturm, der im Tiefdruckgebiet „Violetta“ entstand und u.a. in Form von horizontal rotierenden, springenden Böenwalzen mit Windgeschwindigkeiten von bis zu 180 km/h von Leinefelde (thüringisches Eichsfeld) bis wenige Kilometer nördlich von Osterode (südwestlicher Harzrand/Niedersachsen) zog, verursachte innerhalb nur einer Stunde Windwurf und -bruch unterschiedlicher Intensität und Ausdehnung auf verschiedensten Waldstandorten. In der 40 x 5 km langen Sturmschneise liegen das Ohmgebirge, der Duderstädter Stadtwald, der Rotenberg, die „Aue“ südwestlich der Stadt Herzberg sowie der Nullberg, das Hainholz und der Krücker. Während der größte Teil der geworfenen Wälder wie üblich bereits 1998 geräumt und aufgeforstet wurde, blieben in einigen wenigen, Buchenwald-bestockten Gebieten geworfene Bestände sich selbst überlassen. Die dort erfolgte Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen durch die Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt und die Universität Göttingen eröffnete vielfältige Perspektiven für eine sukzessionsorientierte waldökologische Forschung in der ansonsten stark vom menschlichen Handlungs- und Gestaltungswillen beeinflussten Waldlandschaft Mitteleuropas. Man könnte meinen, dass Stürme ein angemessenes „Initialisierungsereignis“ für dringend benötigte **waldökologische Langzeitstudien** darstellen, denn das Wissen über eine vom Menschen unbeeinflusste Waldsukzession ist in Mitteleuropa noch unzureichend (MEYER 1997; FISCHER 1998; SCHMIDT 2002a). Besonders der belassene Windwurf besitzt dabei eine große Bedeutung, was sich auch in dem in den letzten Jahren zunehmenden Forschungsinteresse an sich selbst überlassenen Waldflächen widerspiegelt.

Wichtige Fragestellungen zum Themenkomplex „Störung und Sukzession in Wäldern“ beziehen sich auf die Regenerationsfähigkeit mitteleuropäischer Buchen-Wälder, die Konkurrenzkraft der Buche und das Auftreten raum-zeitlicher Mosaik von Wald-Entwicklungsphasen (REMMERT 1991; SCHMIDT 1991; FISCHER 2001). Wann und unter welchen Bedingungen existieren solche Mosaik, gibt es Mindestflächengrößen für ihre Herausbildung? Existieren längerfristige Pionierstadien oder verläuft die Wiederbewaldung ohne diese? Im Zusammenhang damit steht die Reaktion von Artenzahl, Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnissen auf den Windwurfflächen sowie ihre Abhängigkeit von Standort, Störungsgrad und forstlicher (Nicht-)Behandlung. Weiterhin ist die Konkurrenz zwischen Naturverjüngung, Pioniervegetation sowie der alten Waldbodenflora und damit die Geschwindigkeit und Qualität einer natürlichen Wiederbewaldung von großem Interesse. Ein wichtiger anwendungsbezogener Aspekt dieser Forschungen ist die Erarbeitung standörtlich differenzierter Waldbaukonzepte in Windwurfgebieten unter bestmöglicher Ausnutzung der natürlichen Sukzession. Letztlich geht es um Alternativen zur herkömmlichen forstlichen Vorgehensweise (Räumung, Pflanzung) bei den auch in Zukunft immer wieder zu erwartenden Sturmwurfereignissen.

Die **jüngeren Erkenntnisse** der mitteleuropäischen Windwurfforschung in Folge der Orkane „Vivian/Wibke“ (1990/91) und „Lothar“ (1999) stammen überwiegend aus Süddeutschland und der Schweiz (z.B. FISCHER 1998; FISCHER et MOSSMER 1999; HUSS et HEHN 2001; SCHÖNENBERGER et al. 2002; WILLIG 2002a). Mit den Untersuchungsgebieten im südwestlichen Harzvorland kann dieses Wissen durch Ergebnisse aus einem weiter nördlich gelegenen Hügelland der deutschen Mittelgebirgsschwelle ergänzt werden. Im Zuge der hier nun seit acht Jahren ablaufenden Sukzession wurden mit unterschiedlicher Intention vegetations- und waldökologische Untersuchungen überwiegend im belassenen Windwurf durchgeführt (CONRAD 1997; SEITZ 1998; FULL 1999; UNKRIG et al. 1999; LUGINBÜHL 2000; WILD 2000; LEMKE 2001; KOMPA et SCHMIDT 2001, 2002, 2003; SCHMIDT 2002a, 2003; KOMPA 2004).

Die im vorliegenden Artikel dargestellten Untersuchungsergebnisse richten das Augenmerk auf das **Hainholz**, ein Buchenwald-bestocktes Windwurfgebiet im Zechsteingürtel des Harzes in der Initialphase seiner Vegetationsentwicklung nach dem 1997er Sturmwurf. Sie umfassen eine maximale Beobachtungsdauer von vier Jahren (1998 – 2001) und beinhalten ausschließlich belassene Windwurfflächen in drei unterschiedlich intensiven Störungssituationen, welche in beschreibend-vergleichender Weise dargestellt werden. Nachdem im selben Landschaftsraum bereits die Standorts- und Störungsgradabhängigkeit der Windwurfsukzession auf basenärmeren Buntsandstein-Böden untersucht wurde (KOMPA et SCHMIDT 2003),

soll hier nun ein ganz ähnlicher Ansatz auf basenreichen Zechstein-Standorten verfolgt werden. Neben vegetationskundlichen Untersuchungen wurden auch standorts- und gehölkundliche Erhebungen einbezogen. Das Hainholz bot sich für diese Untersuchungen an, weil hier für den nordwestdeutschen Raum typische Buchen-Waldgesellschaften relativ großer Naturnähe stocken und auch eine gewisse Großflächigkeit der Störung gegeben war (vgl. Kap. 2). Mit seinen rund 60 ha ist die vom Sturm beeinflusste Waldfläche des Hainholzes etwa doppelt so groß wie die mittlere Flächengröße von Naturwaldreservaten in Deutschland (BÜCKING 1997; SCHMIDT 2002a). Eine Besonderheit des Hainholzes ist, dass hier Deutschland-weit erstmals Windwurfflächen auf Gipskarst studiert werden können.

Da von Seiten des behördlichen Naturschutzes ohnehin geplant war, im Hainholz dem Prozessschutz Vorrang einzuräumen, beschränkte sich die forstliche Aktivität vor dem Sturm etwa seit 1993 auf geringfügige Pflegeeingriffe. Nach dem 1997er Sturm wurde beschlossen, der natürlichen Sukzession endgültig freien Lauf zu lassen. Die Durchsetzung dieser für Mitteleuropa immer noch wenig üblichen Null-Nutzung wird durch Anpachtung der naturschutzfachlich wertvollen Waldflächen durch den Landkreis Osterode „auf 99 Jahre“ gewährleistet (SCHMIDT 2002a).

2 DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET

Das Untersuchungsgebiet (UG) liegt im südlichen Niedersachsen etwa 5 km südlich der Kreisstadt Osterode am Harz nahe der Ortschaft Düna. Es gehört zum forstlichen Wuchsbezirk Südwestliches Harzvorland innerhalb des Wuchsgebietes Südniedersächsisches Bergland (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1985). Das Hainholz erscheint als 60 ha große **Laubwaldinsel** in einer ansonsten durch Grünland (besonders im Norden) und Ackerflächen (besonders im Süden) geprägten Landschaft. Es befindet sich in der collinen Höhenstufe (etwa 240 bis maximal 283 m NN) und ist von subozeanischem Klima beeinflusst (Jahresniederschlag 820 mm, mittlere Jahrestemperatur 7–8 °C nach BRANDT et al. 1976). Die Waldgrenzen des Hainholzes sind mindestens seit 1784/85 weitestgehend konstant (Kurhannoversche Landesaufnahme zitiert in SCHÖNFELDER 1978). Das UG gehört zum insgesamt 641 ha großen **Naturschutzgebiet (NSG)** „Gipskarstlandschaft Hainholz“, welches sich ansonsten durch eine wertvolle, meist halboffene Kulturlandschaft mit Xerotherm- und Feuchtvegetation auszeichnet (BERND et al. 1994; BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG 2000). Weiterhin steht das Hainholz als Naturwald unter der wissenschaftlichen Betreuung durch die Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt.

Im Hainholz herrscht eine kleinräumig sehr stark wechselnde **Standortsvielfalt** vor (SCHMIDT 2002a). Bedingt durch seine Lage im Zechsteingürtel des Harzes, wird das UG durch austreichende Anhydritschichten geprägt, welche unterschiedlich stark vergipst sind und mit Lagerungen aus Salz und Dolomit wechseln (SCHÖNFELDER 1978; SCHMIDT 2002a). Nach der Substrattypenkarte von UNKRIG et al. (1999) sind ca. 70 % des Hainholzes als Gips-Standorte anzusprechen, geringere Anteile als Dolomit-Standorte (besonders im Südosten), als Gips/Dolomit-Mischstandorte und als Löss-überdeckte Buntsandstein-Standorte (Übergang zum westlich gelegenen Krücker, vgl. SCHMIDT 2002a; KOMPA et SCHMIDT 2003). Vielfältige Karsterscheinungen wie steile Kuppen, weitläufige Karrenfelder, tiefe und teilweise wassergefüllte Dolinen sowie zwei überregional bekannte Höhlen sind charakteristisch für das Hainholz (BERND et al. 1994; ELLWANGER 1999). Die Böden der Gipskarst-Standorte sind meist flachgründig und den Gips-Rendzinen zuzuordnen, welche kleinflächig und z.T. durch Lösbeimengungen (z.B. an Hangfüßen) in Lehm- oder Braunerde-Rendzinen übergehen können (SCHMIDT 2002a). Die Dolomit- und die Gips/Dolomit-Mischstandorte sind meist (ausser in Kuppenlage) von mittel- bis tiefgründigen Braunerde-Rendzinen geprägt. Lösslehmüberdeckungen existieren in Teilarealen über unterschiedlichen geologischen Ausgangssubstraten. Geomorphologisch gesehen sind die in Tab. 1 aufgeführten Untersuchungsflächen in den verschiedensten Expositionen (Ebenen, flache Hänge, seltener Kuppenlage) anzutreffen.

Nach der **Vegetationskarte** von SCHÖNFELDER (1978) stocken im Hainholz verschiedene Ausprägungen des Seggen- und Waldgersten- (damals: Perlgras-) Buchenwaldes, die teilweise ineinander übergehen können (Tab. 1). Im Übergangsbereich zum Buntsandstein kommen Waldmeister- und Hainsimsen-Buchenwald

hinzu. Buche ist die Hauptbaumart, standörtlich ergänzt durch Esche, Berg- und Spitz-Ahorn, Sommer-Linde, Fichte, Vogel-Kirsche und (selten) Berg-Ulme. Erwähnenswert ist auch das Carici-Fagetum luzuletosum (DIERSCHKE 1985), eine stellenweise auf oberflächlich versauerten Gipskuppen oder Karrenfeldern auftretende Untereinheit des Seggen-Buchenwaldes mit vielen Säurezeigern. Azonale Vegetation zeigt sich im Bereich der Dolinen und feuchten Senken (Ahorn-Eschen-Schluchtwald, Bach-Eschenwald, Flutrasenvegetation), jüngere Aufforstungen kommen in Form von Eschen-Ahorn-Jungbeständen und kleineren Fichten-Forsten vor. Die meisten Bestände sind nach UNKRIG (1997) etwa 120–150 Jahre alt, befanden sich vor dem Sturm auf dem größten Teil ihrer Fläche in der Optimal- oder Wachstumsphase und sind je nach Tiefgründigkeit des Standortes unterschiedlich verjüngungsreich.

Etwa 66 % des Kronendaches im Hainholz blieben vom **1997er Sturm** weitestgehend unbeeinflusst (vgl. Bestandeslückenkarte in SCHMIDT 2002a). Ein relativ großer Flächenanteil ist von lückigem Windwurf betroffen, wobei die allermeisten Lücken (etwa 86%) unter 250 m² groß sind und damit im Bereich von 1–2 Baumkronen liegen. Nur 3% der Lücken sind über 2000 m² groß, stellen damit aber immerhin 78 % der geworfenen Fläche. Die größten Flächenwürfe (teilweise über 2 ha groß) befinden sich im Südosten und Nordwesten des UG sowie in seinem zentralen Teil und an seiner südwestlichen Flanke. Altbestände wurden eindeutig stärker vom Orkan getroffen als Jungbestände.

3 METHODIK

Geländeaufnahmen: In Anlehnung an THOMAS et al. (1995) wurden zweimal jährlich **Vegetationsaufnahmen** mit abgestufter prozentgenauer Deckungsgradschätzung auf 100 m²-Plots (Gesamtzahl: 32) angefertigt, die systematisch in einem 100 m x 100 m-Raster über das Hainholz verteilt sind. Es wurden

Tab. 1 Standörtliche Charakterisierung der Untersuchungsflächen und -varianten; alle Bodenproben aus 0-10 cm Tiefe; bodenchemische und lichtökologische Angaben jeweils mit Mittelwert und Standardabweichung (\pm)

Standort	flachgründige Gipskarst-Standorte			(\pm) tiefgründige Gips- und/oder Dolomit-Standorte		
	Bestand	Lücke	Flächenwurf	Bestand	Lücke	Flächenwurf
Variante/ Störungsgrad						
Anzahl 100 m ² -Plots	4	4	4	5	6	9
Bodentyp	Gips-Rendzinen			Rendzina-Braunerden (tw. Löss-überdeckt)		
Pflanzen- soziologische Zuordnung	Carici-Fagetum div. Subass. (u.a. selten C.-F. luzuletosum), Übergänge zwischen Carici-Fagetum und Hordelymo-Fagetum lathyretosum			Hordelymo-Fagetum typicum, H.-F. circaetosum; beide Subass. häufig in der <i>Allium ursinum</i> -Variante (frühsommerliche Bärlauch-Dominanzbestände)		
pH-Wert in H ₂ O	6,0 (\pm 1,1)	6,8 (\pm 0,7)	6,4 (\pm 0,7)	5,7 (\pm 0,9)	7,2 (\pm 0,2)	6,5 (\pm 0,3)
C/N- Verhältnis	17,7 (\pm 4,5)	17,6 (\pm 1,0)	18,4 (\pm 1,8)	15,9 (\pm 1,0)	20,4 (\pm 2,1)	16,8 (\pm 1,3)
Carbonat- gehalt (in %)	2,5 (\pm 3,4)	19,2 (\pm 14,8)	24,1 (\pm 17,1)	7,1 (\pm 13,0)	25,0 (\pm 13,5)	4,2 (\pm 5,7)
Relativer Lichtgenuss im Frühjahr 2001 (in %)	über Feldschicht: 48,0 (\pm 5,7) über Strauchsch.: 50,8 (\pm 5,5)	über Feldschicht: 59,7 (\pm 7,8) über Strauchsch.: 73,4 (\pm 6,4)	über Feldschicht: 71,9 (\pm 8,7) über Strauchsch.: 92,7 (\pm 11,7)	über Feldschicht: 45,3 (\pm 9,3) über Strauchsch.: 47,1 (\pm 11,3)	über Feldschicht: 51,2 (\pm 9,8) über Strauchsch.: 61,0 (\pm 11,3)	über Feldschicht: 59,3 (\pm 8,0) über Strauchsch.: 86,5 (\pm 10,5)
Relativer Lichtgenuss im Sommer 2001 (in %)	über Feldschicht: 2,7 (\pm 1,5) über Strauchsch.: 3,4 (\pm 1,6)	über Feldschicht: 8,1 (\pm 5,7) über Strauchsch.: 17,9 (\pm 10,1)	über Feldschicht: 27,6 (\pm 22,8) über Strauchsch.: 68,5 (\pm 22,9)	über Feldschicht: 3,2 (\pm 1,1) über Strauchsch.: 3,7 (\pm 0,9)	über Feldschicht: 8,7 (\pm 6,0) über Strauchsch.: 18,2 (\pm 13,0)	über Feldschicht: 6,6 (\pm 3,5) über Strauchsch.: 53,6 (\pm 10,7)

nur Altbestände einbezogen, was besonders bei den Gipskarst-Standorten zu einer Reduktion verwertbarer Flächen führte. Der Frühjahrsaspekt wurde jeweils im April/Mai erfasst, der Sommeraspekt im Juli/August. Für die Auswertung wurde jeweils derjenige Deckungsgrad verwendet, der die höchste Vitalität der Art kennzeichnet. Die **Verjüngungsaufnahmen** wurden am Ende der vierten Vegetationsperiode nach dem Sturm im Herbst 2001 auf insgesamt 24 der in **Tab. 1** angegebenen Plots durchgeführt. Dabei wurde eine Methode der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (MEYER 2000) angewendet, die u. a. die Vollaufnahme und cm-genaue Höhenvermessung der gesamten Verjüngung (BHD <7 cm, außer Keimlinge) auf einem 20 m² großen Quadrat beinhaltet, dessen Ecken N-S- bzw. E-W-ausgerichtet sind und das sich genau in der Mitte der 100 m²-Fläche befindet. Die **Lichtmessungen** zur Berechnung des relativen Lichtgenusses (**Tab. 1**) stammen aus dem Frühjahr und dem Sommer 2001 und wurden mit Lichtsensoren der Firma LICOR und angeschlossenen Dataloggern durch Parallelmessungen jeweils im Bestand und auf einer Freifläche mit voller Einstrahlung (Referenzwert) ermittelt. Gemessen wurde die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) in einem starren 9-Punkte-Raster auf den beiden Diagonalen der 100 m²-Flächen jeweils in Feld- und in Strauchschichthöhe. Bei fehlender Strauchschicht wurde für die betreffende Fläche nur der Feldschichtwert verwendet. Die **Bodenproben** wurden im Herbst 2000 von allen in **Tab. 1** aufgeführten 100 m²-Plots entnommen und stellen Mischproben aus 5 auf Diagonalen angeordneten Einschlägen dar. Die **Stratifizierung** der Untersuchungsflächen erfolgte einerseits in flachgründige Gipskarst-Standorte und in tiefgündige(re) Gips- und/oder Dolomit-Standorte. Andererseits wurden die Plots in Anlehnung an UNKRIG et al. (1999) folgendermaßen nach Störungsgrad und -struktur unterteilt (**Tab. 1**):

Bestand: es sind keine aufgeklappten Wurzelteller, keine liegenden Stämme bzw. Kronenverhaue sowie keine auf den 1997er Windwurf zurückzuführende Kronenschäden vorzufinden.

Lücken: aufgeklappte Wurzelteller und/oder liegende Stämme bzw. Kronenverhaue, die aus dem 1997er Windwurf stammen, befinden sich in der Fläche; das Kronendach weist Lücken auf, die vom umliegenden Bestand langfristig wieder geschlossen werden können; Restüberschirmung bei mehr als 20 %.

Flächenwurf: wie Lücken, aber keine oder maximal 20 % Restüberschirmung; Kronenlücken werden auch langfristig vom umgebenden Bestand nicht geschlossen werden können (Freiflächen- bzw. Waldinnenrandsituation).

Auswertung: Die Auswertung erfolgte überwiegend unter quantitativen Gesichtspunkten. Bei der Betrachtung ökologisch-funktionaler Artengruppen (pflanzensoziologische Klassen, Wuchsform, Ausbreitungstyp, Samenbanktyp und ökologische Zeigerarten) wurden Strauch- und Feldschicht zusammengefasst und die Deckungssummen-Anteile der entsprechenden Artengruppen am Gesamtspektrum (relativer Wert) dargestellt. Ergänzend dazu erfolgt im Text und in den Tabellen 2 und 3 die teilweise Angabe der Deckungssummen selbst (absoluter Wert). Die verwendeten Deckungssummen ergeben sich aus der gruppenweisen Aufsummierung der im Feld geschätzten Einzeldeckungsgrade der Arten. Die Zusammenfassung von Feld- und Strauchschicht bot sich wegen des besonders engen Zusammenhanges dieser beiden Vegetationsschichten in der Windwurfsukzession (aufwachsende Naturverjüngung) an. Die Samenbanktypen sind nach Angaben von verschiedenen Autoren (GRIME et al. 1989; KLEYER 1995; THOMPSON et al. 1997; OBERDORFER 2001) zusammengestellt, die Ausbreitungstypen richten sich nach FRANK et al. (1990), die ökologischen Zeigerwertspektren basieren auf ELLENBERG et al. (1992). Die pflanzensoziologische Zuordnung wurde teils nach ELLENBERG et al. (1992), teils nach OBERDORFER (2001) vorgenommen. Die Wuchsformen wurden zur Darstellung der Konkurrenzbeziehungen relativ grob gefasst und orientieren sich an der häufig in der forstlichen Literatur zu findenden Einteilung (Bäume, Sträucher, Farne und sonstige Krautige sowie Grasartige unter Einschluss der *Poaceae*, *Cyperaceae* und *Juncaceae*). Für die Ermittlung der floristischen Ähnlichkeit wurde der quantitative Index Percentage Similarity (synonym CZEKANOWSKI-Index, vgl. PIELOU 1984) angewendet. Auch hier wurden Strauch- und Feldschicht zusammengefasst. Die Nomenklatur der Arten folgt ROTHMALER (2002).

4 ERGEBNISSE

4.1 Standörtliche Charakterisierung der Untersuchungsflächen

Auf Pflanzensoziologie und Bodentypen wurde bereits in Kap. 2 eingegangen. In Tab. 1 sind weitere Parameter aufgeführt, die der Differenzierung nach Standort und Störungsgrad dienen sollen.

Bodenchemische Parameter (Tab. 1): Mittels der erhobenen bodenchemischen Parameter lassen sich die beiden Standortsbereiche „flachgründig“ bzw. „tiefgründig“ nicht deutlich voneinander abgrenzen. Die relativ grobe Stratifizierung und die Zuordnung unterschiedlicher pflanzensoziologischer/bodenökologischer Einheiten (z.B. Carici-Fagetum luzuletosum mit einzelnen Säurezeigern auf oberflächlich versauerten Standorten neben Subassoziationen auf basenreicheren Standorten; ferner unterschiedlich starke Lössüberdeckung) sind sicher ein wesentlicher Grund für die teilweise sehr hohen Standardabweichungen bei einzelnen Parametern. Im Zusammenspiel mit der geringen Untersuchungsflächen-Anzahl wird die Interpretation zusätzlich erschwert. Die mittleren **pH-Werte (in H₂O)** liegen im Carbonat- bis Silikatpufferbereich. Dabei sind die flachgründigen Standorte als schwach bis sehr schwach sauer einzustufen, die tiefgründigen Standorte schwanken zwischen mittel sauer und sehr schwach alkalisch. Das mittlere **C/N-Verhältnis** liegt bei geringen Standardabweichungen auf allen Standorten recht einheitlich zwischen 16 und 20 : 1. Das entspricht einer mittleren Einstufung der Humusqualität, wie sie für mullartige Moder bzw. F-Mull typisch ist. Der mittlere **Carbonatgehalt** schwankt bei sehr großen Standardabweichungen zwischen 2 und 25 % („schwach carbonathaltig“ bis „carbonatreich“) über alle Straten hinweg (AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN 1994; ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1996).

Lichtklima (Tab. 1): Sowohl im Frühjahr als auch im Sommer zeichnen die Strauchschicht-Werte beider Standorte recht gut die auf geschätzten Baumschicht-Deckungsgraden basierende Grobstratifizierung in Bestand, Lücke und Flächenwurf nach (vgl. sommerliche Baumschicht-Deckung in Tab. 2 und 3 (im Anhang): flachgründig: 77 – 47 – 6 % bzw. tiefgründig: 80 – 49 – 8 %). Die sommerlichen Bestandeswerte liegen jeweils im Bereich der für ungestörte Buchen-Wälder typischen 5 % und weniger (vgl. EBER 1972; SCHMIDT 1997). Auch im unbelaubten und Licht-reicheren Frühjahr herrscht im Bestand beider Standorte mit 45–48 % ein ähnlicher relativer Lichtgenuss vor. Somit erreicht im Frühjahr im ungestörten Bestand etwa 15-mal so viel Licht den Waldboden wie im Sommer (beide Standorte), in den Lücken etwa 6–7-mal soviel (beide Standorte) und im Flächenwurf 3-mal (flachgründig) bzw. 10-mal soviel (tiefgründig). Eine randliche Beeinflussung des Stratum „Bestand“ etwa durch Seitenlichteinfall lässt sich nicht erkennen. Die geworfenen Bestandesteile der flachgründigen Standorte sind über beiden Vegetationsschichten in der Tendenz etwas lichter als die der tiefgründigen. Das zeigt sich besonders im Frühjahr sowohl in den Lücken als auch im Flächenwurf, im Sommer dagegen nur im Flächenwurf. Besonders auffällig ist der geringe sommerliche Feldschicht-Wert im Flächenwurf der tiefgründigen Standorte (im Mittel 6,6 %), der durch die stark emporkommende Strauchschicht und ihre Schattwirkung verursacht wird und dadurch fast an das niedrige Niveau des ungestörten Bestandes heranreicht (vgl. Kap. 4.3). Auf den flachgründigen Standorten hingegen, wo bis zum vierten Sukzessionsjahr keine derart dichte Strauchschicht ausgebildet wurde, liegen die sommerlichen Feldschicht-Werte im Mittel viermal so hoch. Mit einem relativen Lichtgenuss von nur 68 % bzw. 53 % über der Strauchschicht erscheinen die Flächenwürfe beider Standorte im Sommer aber insgesamt recht dunkel, ähnliches gilt für die Lücken mit jeweils nur rund 18 %. Hierbei spielt es sicher eine Rolle, dass definitionsgemäß (vgl. Kap. 3) auch solche Untersuchungsflächen zum Stratum „Flächenwurf“ gezählt wurden, die man unter Umständen auch als „sehr große Lücken“ mit entsprechender Beschattung durch einen Waldinnenrand klassifizieren könnte.

Störungsbedingte Sonderstrukturen wie Wurzelteller, liegende Stämme und Kronenverhaue zeichnen in erster Linie den Störungsgrad, weniger den Standort nach (vgl. Tab. 2 und 3, im Anhang). In den Lücken lagen im Mittel jeweils rund 3, in den Flächenwürfen jeweils rund 5 Stämme in einem 100 m²-Plot. Die Wurzeltellerdichte je 100 m² lag in den Lücken bei rund 1 (flachgründig) bzw. 0,5 (tiefgründig) und im Flächenwurf bei 2,0 bis 2,3 (flachgründig) bzw. 1,7 (tiefgründig). In der Regel lagen in den Lücken 3– bis 6-mal so viele (von aussen hereingefallene) Stämme in der Fläche wie Wurzelteller vorhanden sind, im Flächenwurf 2– bis 3-mal so viele. Recht einheitlich gestalteten sich die mittleren Wurzeltellerdeckungen,

die zwischen 2,5 und 3 % (d.h. zwischen 2,5 und 3m² senkrechter Projektionsfläche) je Wurzelteller liegen. In den ersten vier Sukzessionsjahren brachen gelegentlich einzelne Stämme nach oder wurde der eine oder andere Baum doch noch samt Wurzelteller ausgehebelt. Die Totholzdeckungen lagen standortsunabhängig bei 2–4 % im Bestand, bei 12–16 % in den Lücken und bei 22–25 % im Flächenwurf. Standortsunterschiede ergaben sich bezüglich der Deckungsgrade noch lebender Kronenteile der geworfenen Bäume. Während auf den flachgründigen Standorten in den Lücken ein langsamer Rückgang auf hohem Niveau einsetzte (von 23 % in 1998 auf 17 % in 2001) und im Flächenwurf dagegen die mittlere Deckung zwischen nur 2 und 4 % stagnierte, verhielt es sich auf den tiefgründigen Standorten eher umgekehrt. Dort behielten die lebenden Kronenteile in den Lücken noch stagnierende 4–6% mittlerer Deckung, während im Flächenwurf ein langsamer Rückgang auf wesentlich höherem Niveau einsetzte (von 15 % in 1999 auf 12 % in 2001). Im Beobachtungszeitraum konnte nicht nur der Neuaustrieb junger Blätter an den liegenden Stämmen registriert werden, sondern auch Blüten und Fruktifikation – sofern der Baum noch über den unteren Wurzeltellerrand Bodenkontakt hatte und die Rinde weitestgehend unverletzt geblieben war.

4.2 Entwicklung der Artenzahlen

Strauchschicht: Bezüglich der mittleren Strauchschicht-Artenzahl je 100 m² zeigten sich im stehenden Bestand bei rund 2 bis 4 Arten je Plot kaum Veränderungen und Unterschiede. In den geworfenen Bestandesteilen kam es jedoch zu einem kontinuierlichen Anstieg über die ersten vier Sukzessionsjahre hinweg (Abb. 1). Dabei waren die Flächenwürfe jeweils artenreicher als die Lücken. Bei den Lücken ergaben sich kaum Standortsunterschiede, im Flächenwurf waren die flachgründigen Standorte geringfügig artenreicher als die tiefgründigen (flachgründig: Lücken von 2 auf 5 bzw. Flächenwurf von 2 auf 9/100 m²; tiefgründig: Lücken von 3 auf 5 bzw. Flächenwurf von 3 auf 7/100 m²). Insgesamt fielen hier die Unterschiede sowohl zwischen den beiden Standorten als auch zwischen den einzelnen Störungssituationen wesentlich geringer aus als in der Feldschicht (siehe unten). Die Gesamtartenzahl je Stratum (Tab. 2, 3, im Anhang) bewegte sich im Bestand und in den Lücken standortsunabhängig auf einem ähnlichen Niveau (Anstieg von 4–7 auf max. 10 Arten), der Flächenwurf setzte sich ebenfalls standortsunabhängig etwas deutlicher davon ab (Anstieg von 6–8 auf 15–17 Arten). Der Anteil derjenigen Strauchschichtarten, die mindestens 1 % mittlere Deckung erreichten, sank zwischen 1998 und 2001 standortsunabhängig in unterschiedlichem Maß, wodurch besonders im Flächenwurf (Rückgang von 75–85 % auf 45 %), etwas weniger deutlich in den Lücken (Rückgang von 85–100 % auf 70–80 %) die beginnende Dominanzentwicklung einiger Gehölzarten angezeigt wurde (Tab. 2 und 3, im Anhang).

Feldschicht: Im stehenden Bestand erfolgte auf keinem der beiden Standorte eine eindeutige Artenzahlentwicklung, eher ließ sich jeweils eine Fluktuation zwischen durchschnittlich 23 und 28 Arten je 100 m² beobachten (Abb. 1). Dagegen kam es in den Lücken und im Flächenwurf auf unterschiedlichem Niveau überall zu einem Anstieg der mittleren Artenzahl bis zum dritten Sukzessionsjahr (2000), im vierten Jahr (2001) aber bereits wieder zu einem leichten Rückgang. Dabei waren die flachgründigen Standorte deutlich artenreicher (Lücken: Anstieg von 28 auf max. 35/100 m²; Flächenwurf: von 34 auf max. 47/100 m²) als die tiefgründigen (Lücken: Anstieg von 20 auf 23/100 m²; Flächenwurf: von 23 auf max. 29/100 m²). Auf den flachgründigen Standorten waren also sehr deutliche und mit zunehmendem Störungsgrad auch immer stärker werdende Artenzahlanstiege zu verzeichnen. Dagegen verliefen die Artenzahlanstiege auf den tiefgründigen Standorten wesentlich moderater, sie verließen kaum das Ausgangsniveau (1998) und waren im Vergleich der unterschiedlichen Störungssituationen eher gering. Ähnliche Tendenzen verzeichneten auch die absoluten Artenzahlen je Stratum (Tab. 2 und 3, im Anhang) - mit dem kleinen Unterschied, dass die Lücken der tiefgründigen Standorte im vierten Jahr vorerst noch keinen Einbruch zu verzeichnen hatten. Unabhängig von Standort, Störungsgrad und Sukzessionsjahr erreichte konstant etwa ein Drittel aller Feldschichtarten mittlere Deckungsgrade von 1 % und mehr (Tab. 2 und 3, im Anhang).

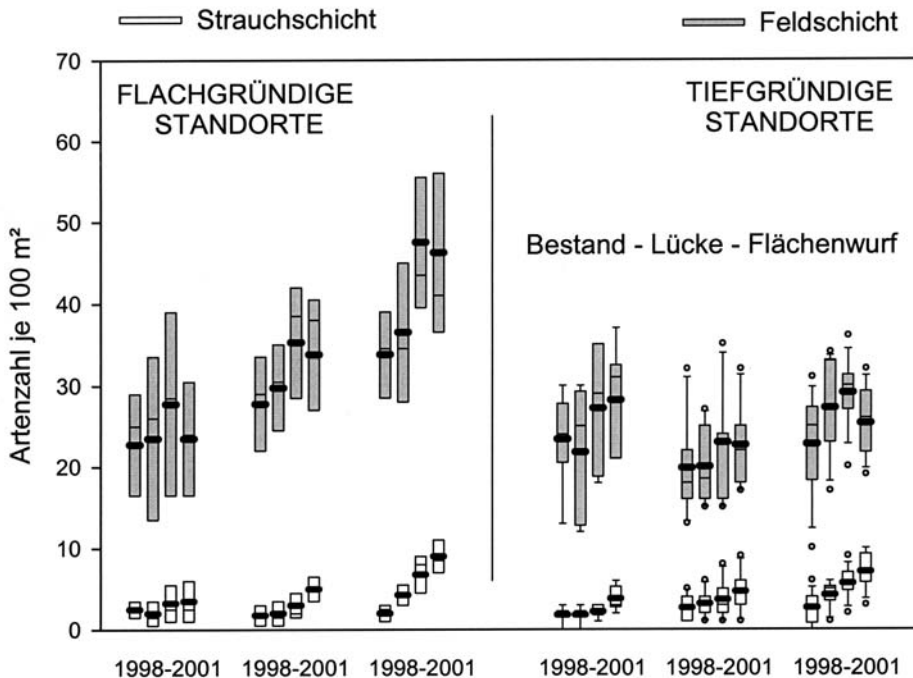


Abb. 1 Artenzahlentwicklung in der Strauch- und Feldschicht im Buchen-Windwurf des Hainholzes (südwestliches Harzvorland) bei unterschiedlichem Störungsgrad in den Jahren 1998 – 2001; Anzahl einbezogener 100 m²-Plots siehe Tab. 1; Boxplot-Darstellung mit Median (dünner Querbalken), Mittelwert (dicker Querbalken), 25er und 75er Perzentil (grauer Kasten), 10er und 90er Perzentil (Fehlerbalken) sowie Ausreißern (Kreise)

4.3 Entwicklung der Deckungssummen der Vegetationsschichten

Strauchschicht: Während im ungestörten Bestand beider Standorte die Deckungssummen auf vergleichsweise niedrigem Niveau stagnierten (im Mittel: 7–14 %), stiegen die Werte in den geworfenen Bestandesteilen kontinuierlich an (Abb. 2 oben). Dabei bildete sich im Flächenwurf jeweils eine dichtere Strauchschicht heraus als in den Lücken bzw. waren die tiefgründigen Standorte deutlich Strauchschichtreicher (Lücken: Anstieg von durchschnittlich 12 auf 26 %; Flächenwurf: von 12 auf 74 %) als die flachgründigen (Lücken: von 3 auf 15 %; Flächenwurf: von 4 auf 44 %).

Feldschicht: Im Gegensatz zu den Deckungssummen der Strauchschicht zeigte sich in der Feldschicht in fast allen Varianten nach einem sehr geringen, anfänglichen Anstieg eher eine Stagnation (Abb. 2 unten). Lediglich im Flächenwurf der flachgründigen Standorte konnte man vom dritten zum vierten Sukzessionsjahr noch einen „Sprung“ nach oben erkennen (von durchschnittlich 67 auf 90 %). Die Feldschicht der tiefgründigen Standorte war in allen Straten dichter ausgebildet als die der flachgründigen. Im Carici-Fagetum hoben sich sowohl die Lücken als auch der Flächenwurf etwa gleichermaßen vom noch geringer deckenden Bestand ab (im Mittel 67–90 % gegenüber 34–44 %), im Hordelymo-Fagetum dagegen hob sich nur der Flächenwurf von den gleichermaßen geringer deckenden Lücken und vom Bestand ab (146–158 % gegenüber 78–104 %).

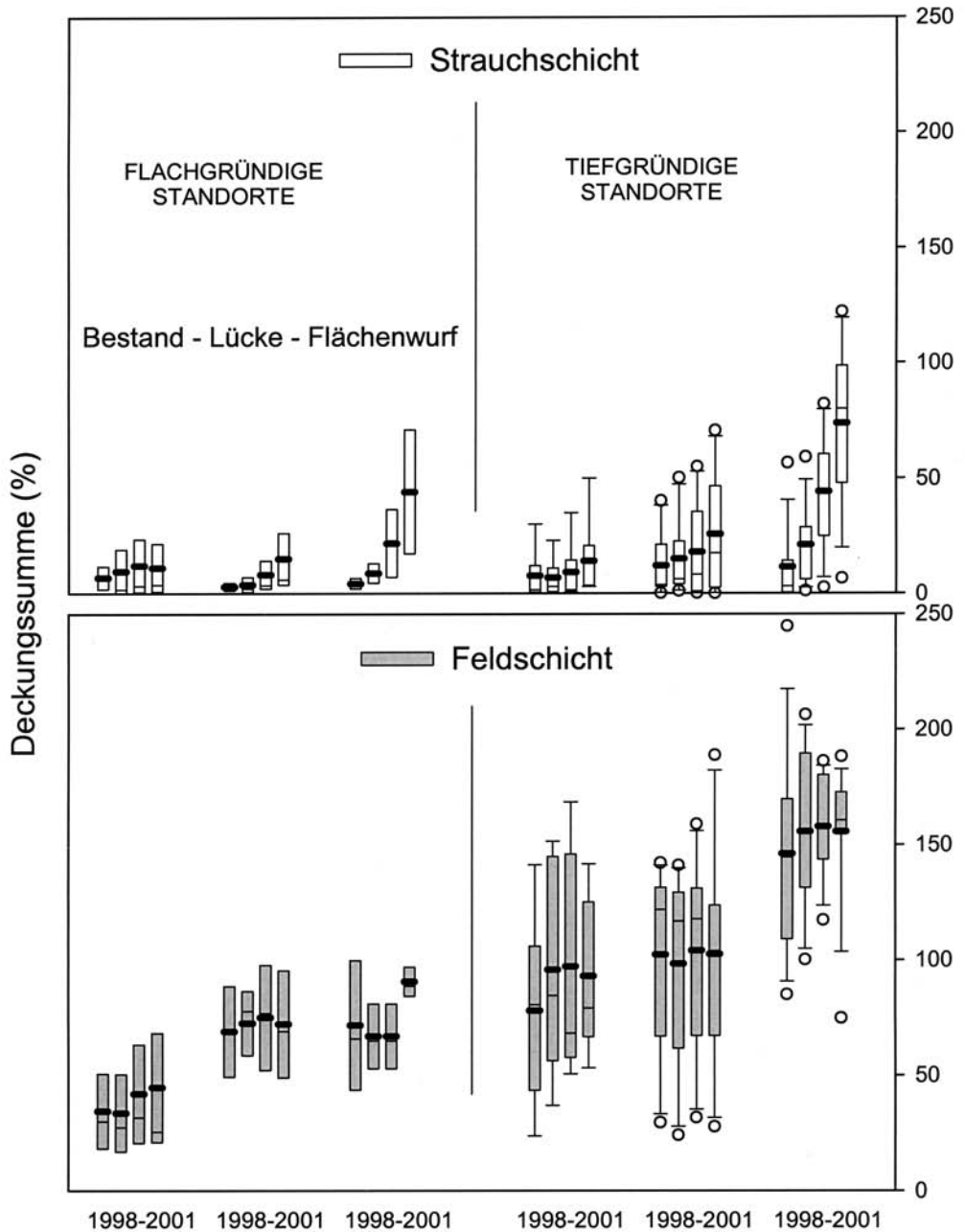


Abb. 2 Entwicklung der Deckungssummen der Strauch- (oben) und der Feldschicht (unten) im Buchen-Windwurf des Hainholzes (südwestliches Harzvorland) bei unterschiedlichem Störungsgrad in den Jahren 1998 – 2001; Anzahl einbezogener 100 m²-Plots siehe Tab. 1; Boxplot-Darstellung wie in Abb. 1.

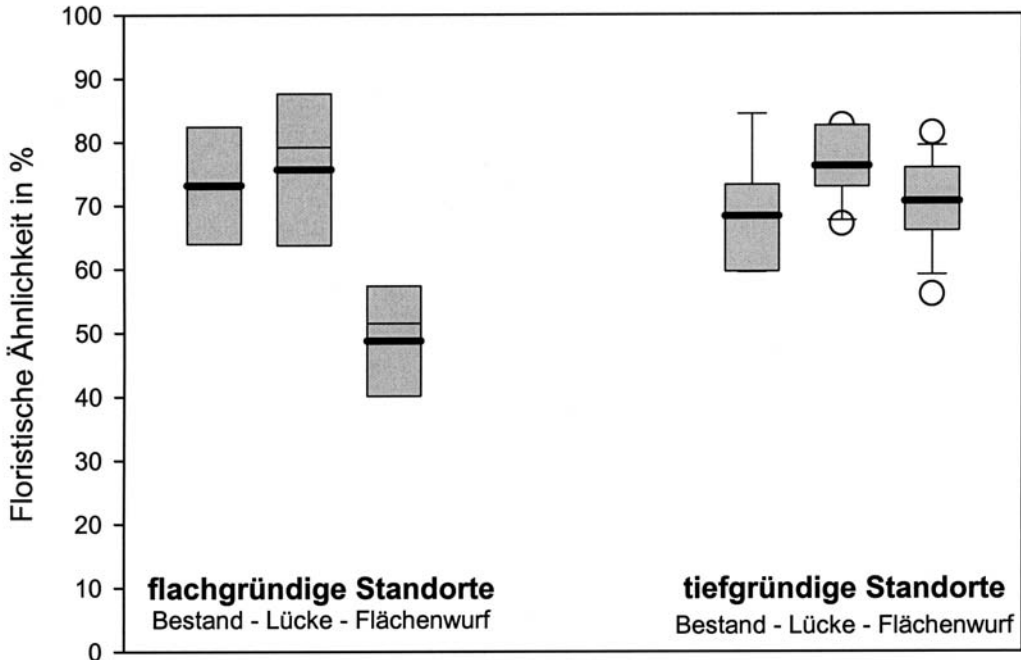


Abb. 3 Quantitative floristische Ähnlichkeit unter Berücksichtigung der Deckungsgrade (Index Percentage Similarity) im Vergleich des zweiten (1999) und vierten Sukzessionsjahres (2001) im Buchen-Windwurf des Hainholzes (südwestliches Harzvorland) bei unterschiedlichem Störungsgrad; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst; Anzahl einbezogener 100 m²-Plots siehe Tab. 1; Boxplot-Darstellung wie in Abb. 1

4.4 Floristische Ähnlichkeit zwischen zweitem (1999) und viertem Sukzessionsjahr (2001)

Unter Berücksichtigung der Deckungsgrade von Strauch- und Feldschicht sowie unter Verwendung eines quantitativen Ähnlichkeitsindex (hier: Percentage Similarity) zeigte sich, dass sich lediglich die großflächig geworfenen Bestände auf den flachgründigen Standorten zwischen zweitem und viertem Sukzessionsjahr floristisch stärker verändert haben (im Mittel nur noch 50 % Ähnlichkeit). Die übrigen Varianten behielten dagegen mit noch knapp 70 bis 75 % eine vergleichsweise hohe Ähnlichkeit zu ihrem Ausgangszustand (Abb. 3).

4.5 Quantitative Entwicklung ökologisch-funktionaler Artengruppen

4.5.1 Pflanzensoziologische Klassen

Während das quantitative Artengruppenspektrum auf den tiefgründigen Standorten in allen drei Straten nahezu konstant blieb und durch eine starke Dominanz der Querco-Fagetea-Arten (80–90 % Anteil; im Bestand 70–75 %) und sehr geringe Anteile anderer Klassen gekennzeichnet war (meist Epilobietea mit rund 10 % Anteil, im Bestand zusätzlich etwa 10 % Artemisietea), ergaben sich im Windwurf der flachgründigen Standorte stärkere Veränderungen (Abb. 4). Besonders im Flächenwurf, wo der Waldarten-Anteil bereits 1998 nur bei 50 % lag, erfolgte im weiteren Sukzessionsverlauf ein Rückgang dieser Artengruppe auf 30 % (in 2001). Dies wurde vor allem durch eine Zunahme der Epilobietea-Arten (von ca. 25 auf knapp 40 %) und geringfügig auch durch Vertreter anderer Klassen verursacht.

Die Ruderalarten hielten stabile Anteile um die 15–20 %. Dagegen gingen in den Lücken der flachgründigen Standorte die Laubwaldarten nur innerhalb der ersten drei Jahre zurück (von 85 auf 75 %) und

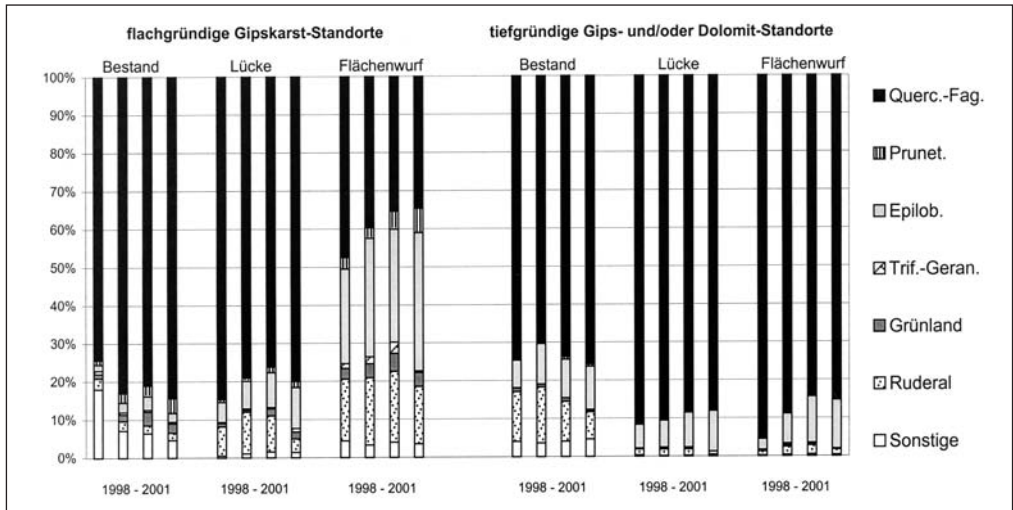


Abb. 4 Deckungssummen-Anteile pflanzensoziologischer Klassen (quantitatives Spektrum) im Buchen-Windwurf des Hainholzes (südwestliches Harzvorland) bei unterschiedlichem Störungsgrad in den Jahren 1998 – 2001; Strauch- und Felschicht zusammengefasst; Anzahl einbezogener 100 m²-Plots siehe Tab. 1; Erklärung der Abkürzungen: Ruderal = Ruderalarten (v.a. Artemisietea); Grünland = Grünlandarten (v.a. Molinio-Arrhenatheretea); Trif.-Geran. = Saumarten (Trifolio-Geranietea); Epilob. = Schlagflurarten (Epilobietea); Prunet. = Waldbegleitende Gebüscharten (Prunetalia); Querc.-Fag. = Laubwaldarten (Querc-Fagetea)

eroberten bereits ab 2001 sogar wieder Deckungssummen-Anteile zurück. Ein Blick in Tab. 2 und 3 (im Anhang) zeigt, dass die absoluten Deckungssummen der Laubwaldarten in allen Varianten anstiegen, die festgestellten Rückgänge nur relativ waren und also auch die Querc-Fagetea-Arten von der Störung profitierten. Ein weiterer Standortsunterschied lag im stärkeren oder ausschließlichen Vorkommen von waldbegleitenden Gebüsch- (Prunetalia), Saum- (Trifolio-Geranietea) und auch Grünlandarten (v.a. Molinio-Arrhenatheretea) auf den flachgründigen Standorten.

4.5.2 Wuchsformen

Auffällig ist zunächst, dass die Deckungssummen-Anteile der Baumarten in ausnahmslos allen Varianten auf standörtlich unterschiedlichem Niveau anstiegen, die der krautigen Waldbodenpflanzen im gleichen Zuge jedoch zurückgingen (Abb. 5). Letztere blieben aber trotzdem bis zum vierten Sukzessionsjahr überall die stärkste Artengruppe. Während die jungen Bäume auf den tiefgründigen Standorten störungsgrad-unabhängig in etwa demselben Maße zunahm (von 10–15 % auf 20–30 % Anteil), zeigte sich auf den flachgründigen Standorten mit zunehmendem Störungsgrad ein immer geringerer (wenn auch steigender) Baumartenanteil (z.B. in 2001: Bestand: 25 %, Lücke: 20 %, Flächenwurf: 10 %). Andere Artengruppen spielten quantitativ bislang eine untergeordnete Rolle.

Erwähnenswert sind die (Pionier-)Sträucher, die vor allem im Flächenwurf der flachgründigen Standorte starke Anteilszuwächse verzeichnen konnten (von etwa 10 auf 30 %), in den übrigen Varianten aber bei maximal 10 % Anteil blieben. Ebenfalls im Flächenwurf der flachgründigen Standorte profitierten holzige Lianen von der Störung (Anstieg von etwa 2 auf 5 %, hier hauptsächlich *Clematis vitalba*). Pteridophyten spielten nur im Bestand der tiefgründigen Standorte eine gewisse Rolle (konstant etwa 5 %), fielen in den geworfenen Flächen aber aus. Die Grasartigen hielten in allen Straten der flachgründigen Standorte und im Bestand der tiefgründigen stabile, aber sehr unterschiedlich hohe Anteile (etwa 5–25 %), in den gewor-

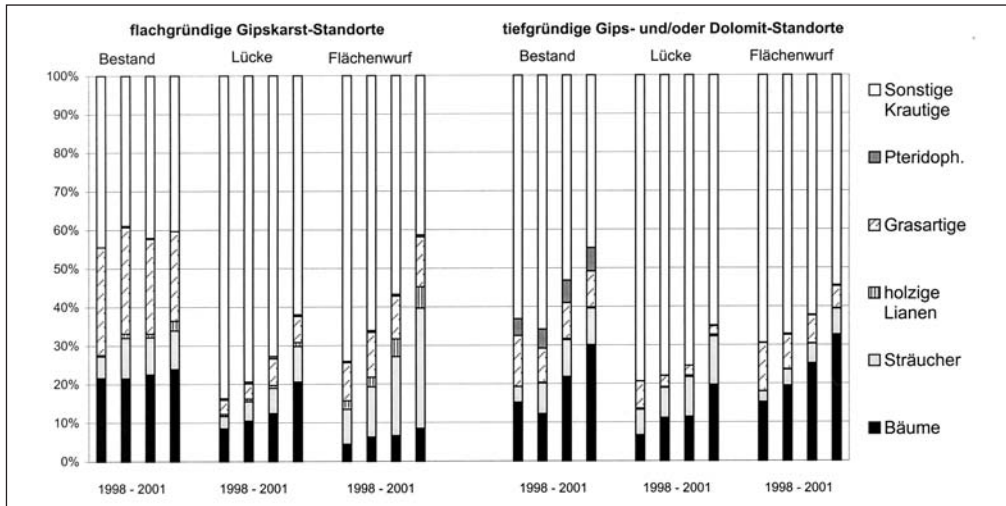


Abb. 5 Deckungssummen-Anteile von Wuchsformen (quantitatives Wuchsformenspektrum) im Buchen-Windwurf des Hainholzes (südwestliches Harzvorland) bei unterschiedlichem Störungsgrad in den Jahren 1998 – 2001; Strauch- und Felschicht zusammengefasst; Anzahl einbezogener 100 m²-Plots siehe Tab. 1

fenen Bestandteilen der tiefgründigen Standorte wurden sie zunehmend verdrängt (Lücken: Abnahme von etwa 5 auf 2 %, Flächenwurf von 15 auf 5 % Anteil). Ein Blick in Tab. 2 und 3 (im Anhang) zeigt entweder fluktuierende oder stagnierende absolute Deckungssummen der krautigen Arten, teilweise eine Abnahme der Werte nach anfänglicher Zunahme. Somit erscheint diese Artengruppe insgesamt doch stabiler als nur bei relativer Betrachtung. Hervorzuheben sind auch die relativ hohen und mit zunehmendem Störungsgrad schnell ansteigenden Baumarten-Deckungssummen auf den tiefgründigen Standorten, welche die im Vergleich zu den flachgründigen Standorten günstigen Entwicklungsbedingungen der Naturverjüngung dokumentieren. Dies muss aber nicht in jedem Fall mit den durch direkte Auszählung ermittelten Individuendichten übereinstimmen (vgl. Kap. 4.6).

4.5.3 Ausbreitungstypen

In allen Varianten erschienen anemochor verbreitete Arten als stärkste Fraktion (40–65 % Anteil), woran sich auch im Sukzessionsverlauf kaum etwas änderte (Abb. 6). Jedoch kam es innerhalb der ersten vier Sukzessionsjahre vor allem im Flächenwurf der flachgründigen Standorte zu einer stärkeren Expansion endozochor verbreiteter Arten (von etwa 15 auf 35 %). In den anderen Straten mit Windwurf zeigte sich eine ähnliche Tendenz, allerdings auf wesentlich niedrigerem Niveau (dort meist Anstiege von etwa 5 auf 15 % Anteil). Diese Entwicklung ging vor allem im Flächenwurf beider Standorte zu Lasten der autochor verbreiteten Arten, die anfangs überall die zweitstärkste Gruppe stellten, in geringerem Maße auch zu Lasten der myrmekochor und epizochor verbreiteten Arten. Die Letztgenannten spielten aber nirgendwo eine größere quantitative Rolle (auf flachgründigen Standorten mit anfangs jeweils 5 % Anteil noch eher als auf tiefgründigen).

4.5.4 Samenbanktypen

In fast allen Varianten herrschten Arten mit temporärer (<1 Jahr) bis kurzlebiger Samenbank (1 bis max. 5 Jahre) vor, die in den ersten vier Sukzessionsjahren stabile 80–90 % Anteil an den Deckungssummen

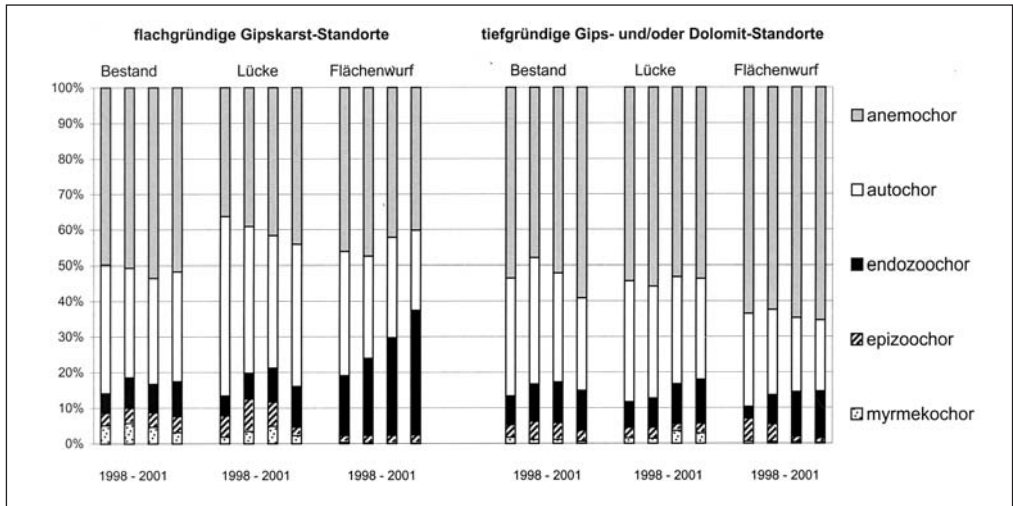


Abb. 6 Deckungssummen-Anteile von Ausbreitungstypen (quantitatives Ausbreitungstypenspektrum) im Buchen-Windwurf des Hainholzes (südwestliches Harzvorland) bei unterschiedlichem Störungsgrad in den Jahren 1998 – 2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst; Anzahl einbezogener 100 m²-Plots siehe Tab. 1

hielten (Abb. 7). Die einzige Ausnahme bildete der Flächenwurf auf flachgründigem Standort, wo sich im Sukzessionsverlauf größere Veränderungen ergaben. Hier kam es zu einer starken Expansion von Arten mit langlebiger Samenbank (>5 Jahre) von anfangs etwa 15 auf 35 % Anteil, während diese Artengruppe in den übrigen Straten bei konstant etwa 5-15 % blieb. Ein standörtlicher Unterschied bestand auch darin, dass die Kategorie „kurzlebig“ (1 bis max. 5 Jahre) auf den flachgründigen Standorten stärker vertreten war als auf den tiefgründigen (etwa 10–30 % Anteil gegenüber 0–2 %), auf letzteren dafür Arten mit (Laubwald-typisch) temporärer Samenbank konstante 65–75 % Anteil erreichten (auf flachgründigen Standorten nur 35–50 %, im dortigen Flächenwurf sogar abnehmend).

4.5.5 Ökologische Zeigerwertgruppen

In Abb. 8 wird die relative Deckungsgradentwicklung von Zeigerarten nach ELLENBERG et al. (1992) in Form quantitativer Zeigerwertspektren dargestellt, in Tab. 2 und 3 (im Anhang) die absoluten Deckungssummen der entsprechenden Gruppen.

Lichtzeigerwerte: Während die flachgründigen Standorte in den ersten Sukzessionsjahren von Halbchattenpflanzen (L4–6) dominiert waren (50–60 % Anteil), herrschten auf den tiefgründigen Standorten eher die Schattenzeiger (L1–3) mit Anteilen von 55 bis 75 % vor (im Bestand etwa Gleichstand zwischen Schatten- und Halbschattenzeigern). Standortsunabhängig veränderten sich die stehenden Bestände und die Lücken im Sukzessionsverlauf kaum. Dies zeigte sich u.a. auch in den stabil bleibenden Deckungssummen-Anteilen der Lichtzeiger (L7–9), die überall zwischen 5 und 12 % stagnierten. Im Gegensatz dazu expandierten die Lichtzeiger im Flächenwurf der flachgründigen Standorte sehr stark und erreichten dort im vierten Jahr (2001) mit etwa 40 % Anteil eine ähnlich starke Verbreitung wie die bis dahin dominierenden Halbschattenpflanzen. Die ohnehin schon sehr schwach vertretenen Schattenzeiger gingen zeitgleich von etwa 15 (1998) auf 10 % Anteil (2001) zurück. Im Flächenwurf der tiefgründigen Standorte dagegen stagnierten die Lichtzeiger trotz des hohen Störungsgrades bei etwa 5 % Anteil, dafür nahmen Halbschattenzeiger von etwa 20 auf 40 % Anteil zu und drängten die weiterhin dominierenden Schattenzeiger geringfügig zurück. Ein Blick in Tab. 2 und 3 (im Anhang) zeigt aber, dass die absoluten Deckungssummen der Laubwald-typischen Schattenzeiger im Flächenwurf beider Standorte eher

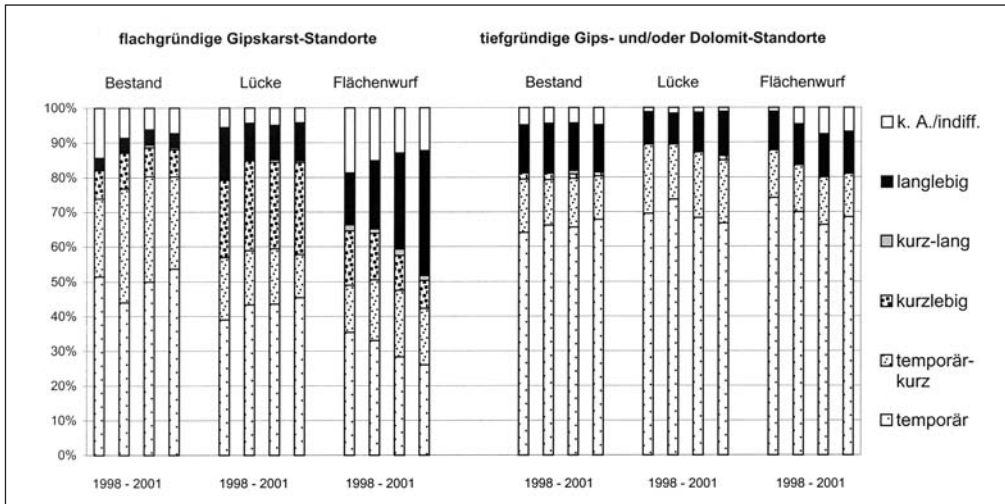


Abb. 7 Deckungssummen-Anteile von Samenbanktypen (quantitatives Samenbanktypenspektrum) im Buchen-Windwurf des Hainholzes (südwestliches Harzvorland) bei unterschiedlichem Störungsgrad in den Jahren 1998 – 2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst; Anzahl einbezogener 100 m²-Plots siehe Tab. 1

noch zunehmen - auf den flachgründigen Standorten geringfügig, auf den tiefgründigen etwas stärker. Ein Vergleich mit den gemessenen Werten des relativen Lichteinfall (Tab.1) zeigt, dass mit diesem Parameter der mit zunehmendem Störungsgrad ansteigende Lichteinfall lediglich auf den flachgründigen Standorten annähernd nachgezeichnet wird, wohingegen auf den tiefgründigen Standorten sich der Lichtzeigeranteil im Störungsgradienten eher konträr zu den gemessenen Werten verhält.

Stickstoffzeigerwerte: Das quantitative Zeigerwertspektrum blieb in ausnahmslos allen Varianten im Sukzessionsverlauf weitestgehend unverändert. Standörtliche Unterschiede existierten dahingehend, dass Mäßigstickstoffzeiger (N4–6) auf den flachgründigen Standorten stärker verbreitet waren als auf den tiefgründigen (40–50 % Anteil gegenüber 30–40 %), die Stickstoffzeiger (N7–9) dagegen ihren Ausbreitungsschwerpunkt erwartungsgemäß eher auf den tiefgründigen Standorten hatten (50–70 % Anteil gegenüber 30–50 %). Stickstoffmangelzeiger (N1–3) spielten nur auf den flachgründigen Standorten im Bestand (15–20 % Anteil) und in geringerem Maß auch im Flächenwurf (etwa 3 % Anteil) eine gewisse Rolle. Zusammenhänge zwischen einzelnen Artengruppenanteilen und gemessenen bodenchemischen Parametern (z.B. C/N-Verhältnis, Tab. 1) lassen sich allerdings kaum ableiten.

Feuchtezeigerwerte: Die Feuchteverhältnisse wurden in ausnahmslos allen Varianten durch eine weitestgehend stabile Dominanz der Frischezeiger (F4–6) charakterisiert, die zwischen 65 und 85 % Anteil hielten. Im Flächenwurf beider Standorte kam es zu einer geringfügigen relativen, nicht jedoch absoluten Zurückdrängung dieser Artengruppe zugunsten indifferenten Arten (siehe Tab. 2 und 3, im Anhang). Die Feuchtezeiger (F7–9) spielten nur im stehenden Bestand der tiefgründigen Standorte eine gewisse Rolle (von etwa 15 % Anteil auf 10 % abnehmend), während sie in den übrigen Varianten von Anbeginn sehr schwach vertreten waren oder - besonders in den geworfenen Bereichen - auf 1–2 % Anteil zurückgedrängt wurden. Diese Tendenz war im Flächenwurf der tiefgründigen Standorten bei relativer und absoluter Betrachtung gleichgerichtet, auf den flachgründigen Standorten kam es dagegen erstaunlicherweise zu einer leichten Zunahme der absoluten Feuchtezeiger-Deckungssummen (Tab. 2, im Anhang). Trockenheitszeiger (F1–3) erschienen nur im Flächenwurf der flachgründigen Standorte mit minimalen, aber leicht zunehmenden Anteilen von 1–2 %. Insgesamt aber spiegelt sich die unterschiedliche Gründigkeit der beiden Vergleichsstandorte genausowenig in diesem Parameter wider wie der zu erwar-

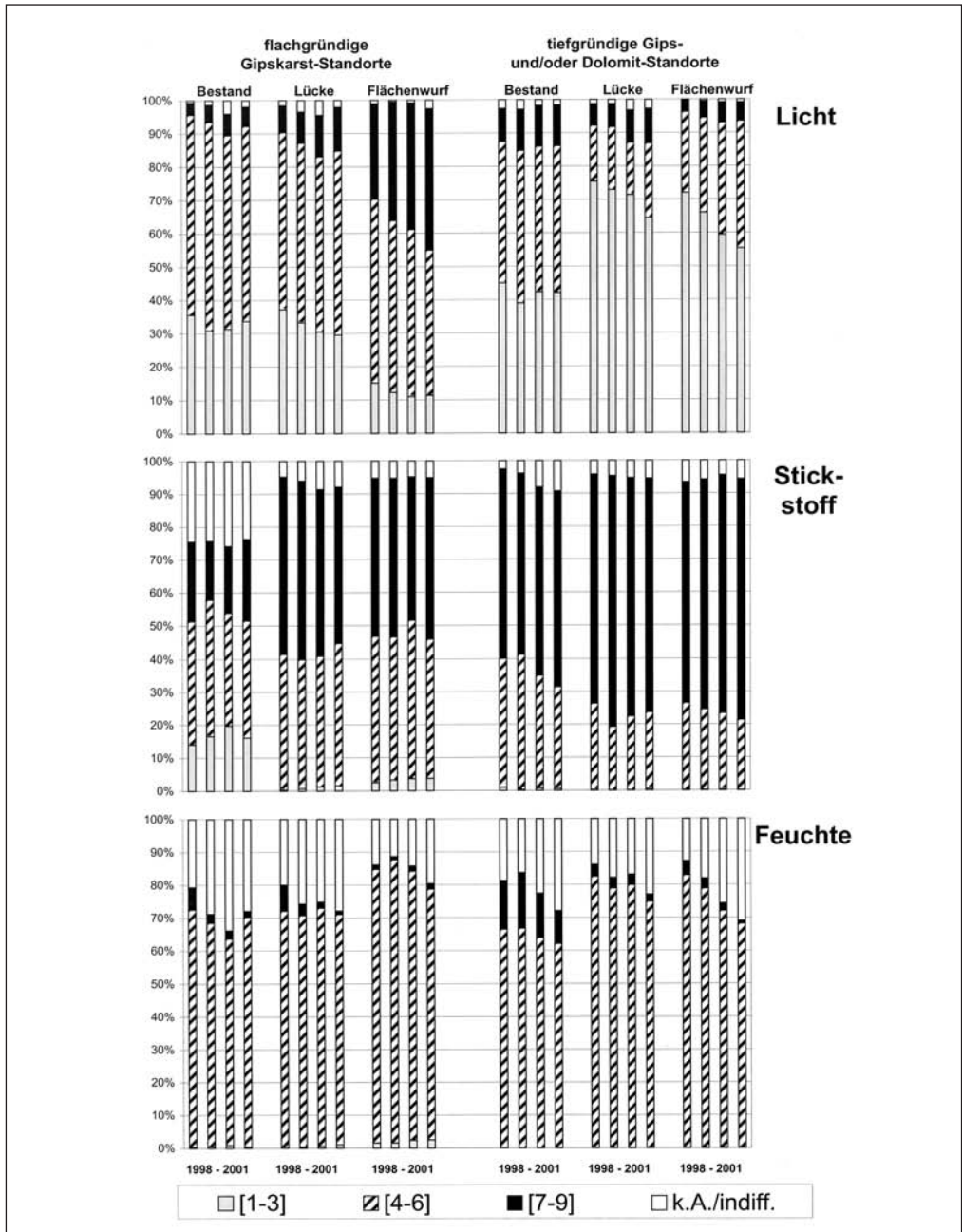


Abb. 8 Deckungssummen-Anteile von ökologischen Zeigerwertgruppen (quantitatives Zeigerwertspektrum) im Buchen-Windwurf des Hainholzes (südwestliches Harzvorland) bei unterschiedlichem Störungsgrad in den Jahren 1998 – 2001; Strauch- und Feldschicht zusammengefasst; Anzahl einbezogener 100 m²-Plots siehe Tab. 1; jeweils Zusammensetzung von drei Zeigerartengruppen sowie von Arten ohne Angabe/Indifferenten (k.A./indiff.)

tende Anstieg des Bodenwassergehaltes durch die mittlerweile fehlende Wasseraufnahme des geworfenen Altbestandes.

4.6 Naturverjüngung im vierten Jahr nach dem Sturm (2001)

Anhand der vorliegenden **Verjüngungsdichten** (Sämlingszahl je Hektar) ergab sich im vierten Jahr nach dem Sturm ein sehr uneinheitliches Bild (Abb. 9). Im Bestand bzw. im Flächenwurf waren die tiefgründigen Standorte deutlich individuenreicher als die flachgründigen (184.000 gegenüber 6.000/ha bzw. 73.000 gegenüber 6.000/ha), dagegen wurde in den Lücken jeweils ein ähnliches Niveau erreicht (42.000–46.000/ha). Auf den flachgründigen Standorten ergaben sich die höchsten Werte demzufolge in den Lücken, auf den tiefgründigen dagegen im Bestand. Fokussiert auf die Klimaxbaumart Buche belief sich die Sämlingsdichte jeweils in der Reihenfolge Bestand - Lücke - Flächenwurf auf 250 - 10.700 - 1.480/ha (flachgründige Standorte) bzw. auf 55.200 - 9.200 - 37.300/ha (tiefgründige Standorte). In der Summe waren die flachgründigen Standorte verjüngungsärmer als die tiefgründigen, eine eindeutige Zu- oder Abnahme entlang des Störungsgradienten ergab sich jedoch nicht.

Das **Baumartenspektrum** wies deutlichere Standortunterschiede auf (Abb. 9). Während auf den tiefgründigen Standorten im wesentlichen nur drei Baumarten (Esche, Buche, Berg-Ahorn) das Bild dominierten (ergänzt durch minimale Anteile an Vogel-Kirsche, Eberesche, Faulbaum und Berg-Ulme), war auf den flachgründigen Standorten die Artenzahl der maßgeblich beteiligten Gehölzarten höher und stieg mit zunehmendem Störungsgrad an (Bestand: 5 - Lücken: 5 - Flächenwurf: 7 Arten). Buche, Esche und Berg-Ahorn kamen auf beiden Standorten vor, wobei die Esche mit 36-69 % fast überall die höchsten Anteile erreichte. Gewisse, wenn auch nicht sehr deutliche Tendenzen ergaben sich hinsichtlich eines mit zunehmendem Störungsgrad steigenden Buchen-Anteils (flachgründig: 4 - 23 - 24 %, tiefgründig: 30 - 22 - 51 % Anteil). Im gleichen Zuge ging der Berg-Ahorn vor allem auf den tiefgründigen Standorten zurück (22 - 8 - 5 % Anteil), auf den flachgründigen etwas weniger deutlich (24 - 16 - 16 %). Weitere (Edel-)Laubhölzer (Stiel-Eiche, Spitz-Ahorn, Hainbuche, Sommer-Linde, Berg-Ulme) erreichten auf den flachgründigen Standorten in einzelnen Straten unterschiedlich hohe Anteile und trugen so zu dem im Vergleich zu den tiefgründigen Standorten vielfältigeren Baumartenspektrum bei. Allen Varianten ist aber gemeinsam, dass das Bild im vierten Jahr nach dem Sturm von Schlusswaldbaumarten bestimmt war und Pionierbaumarten keine Rolle spielten. Lediglich im Flächenwurf der flachgründigen Standorte kam die Sal-Weide auf geringe 5 % Anteil.

Anzumerken ist, dass sich die im Jahr 2001 vorgefundenen Sämlinge größtenteils auf stattgefundene Buchen-Masten in den Jahren 1995 und 2000 (in geringerem Umfang auch 1998) zurückführen lassen. Bei Untersuchungen im etwa 40 km entfernten Göttinger Kalk-Buchenwald ermittelte SCHMIDT (2001) für die drei genannten Jahre Dichten keimfähiger Bucheckern von ca. 800/m² (1995), ca. 600/m² (2000) und ca. 70/m² (1998). Das entspricht nach BURSCHEL et al. (1964) bei den Werten über 150/m² einer Vollmast, beim 1998er Wert einer Sprengmast.

5 DISKUSSION UND AUSBLICK

5.1 Einfluss von Standort und Störungsgrad auf die Windwurfsukzession

Die Frage nach dem Einfluss von Standort und Störungsgrad auf die Windwurf-Sukzession in den hiesigen Zechstein-Gebieten ist auch eine Frage des jeweils betrachteten Parameters. Bei verschiedenen **strukturellen Parametern** lassen sich unterschiedliche Aussagen treffen. Bezüglich der α -Diversität (Artenzahl je Flächeneinheit) gilt zunächst, dass flachgründige Standorte artenreicher sind als tiefgründige, und dass sowohl innerhalb der Sukzessionsreihe (d.h. mit zunehmender Sukzessionsdauer) als auch innerhalb der Straten (d.h. mit zunehmendem Störungsgrad) die registrierten Artenzahlenstiege auf flachgründigen Standorten viel steiler ausfallen als auf tiefgründigen. Die Sättigung der mittleren Artenzahl (je 100 m²) ab dem vierten Sukzessionsjahr ließ sich nur in der Feldschicht, nicht jedoch in der Strauchschicht

beobachten. Im Vergleich dazu wurde das Maximum der Artenzahlentwicklung z.B. im baden-württembergischen Fichten-Windwurf bereits nach zwei Sukzessionsjahren erreicht (SAYER et REIF 1998). Bei den Deckungssummen der Vegetationsschichten, die auch als ein Maß der Produktivität des Standortes gelten können, lagen die tiefgründigen Standorte vom Niveau her erwartungsgemäß über dem der flachgründigen. Bezüglich der Strauchschicht gilt für beide Standorte gleichermaßen, dass die am stärksten gestörten Flächen auch am schnellsten mit Gehölzen zuwachsen, wobei dieser Prozess auf tiefgründigen

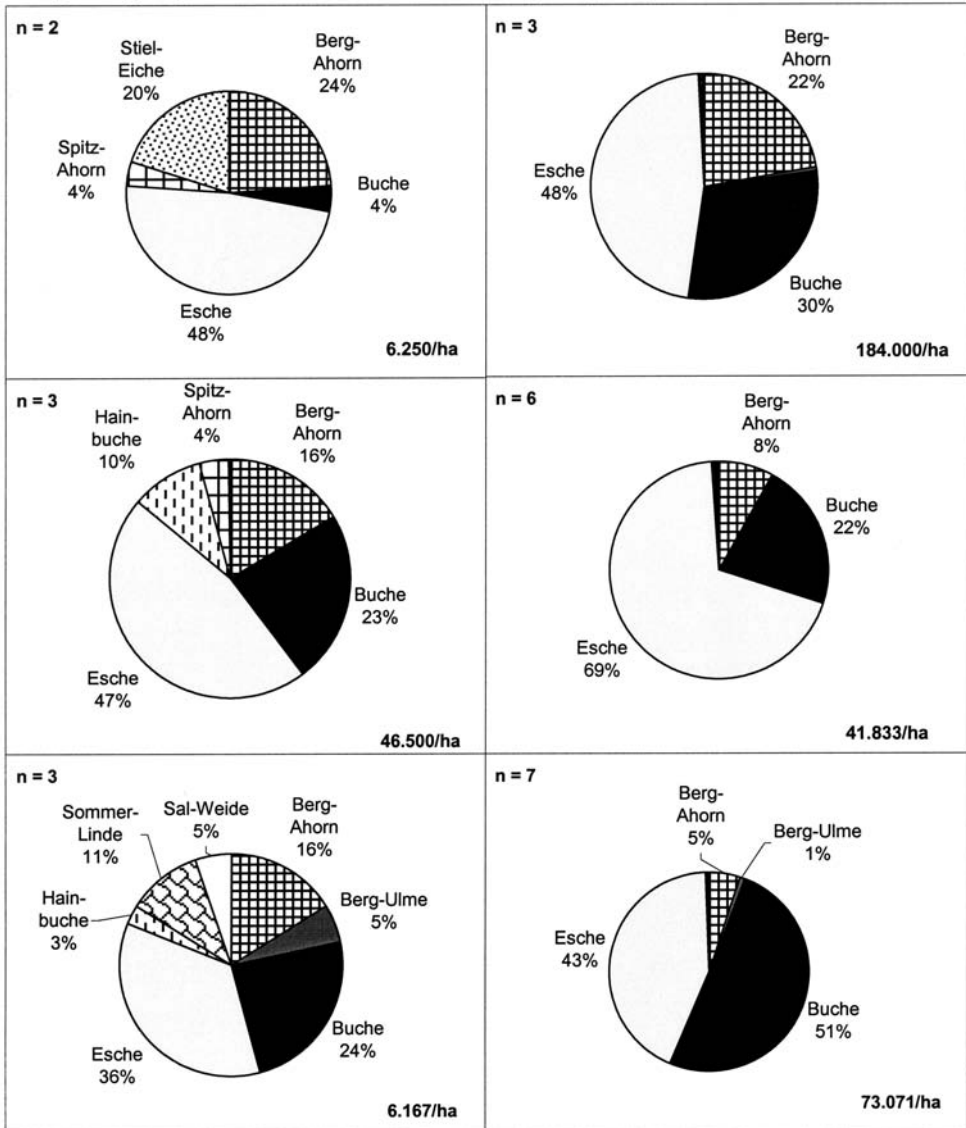
flachgründige Gipskarst-Standorte**tiefgründige Gips- und/oder Dolomit-Standorte**

Abb. 9 Prozentualer Anteil (Tortendiagramme) und Sämlingszahlen je ha (Angabe rechts unten) der Baumarten in der Naturverjüngung im vierten Jahr (2001) nach dem 1997er Windwurf im Buchen-Wald des Hainholzes (südwestliches Harzvorland) bei unterschiedlichem Störungsgrad

Standorten schneller voranschreitet als auf flachgründigen. In der Feldschicht betrafen solche standörtlichen Unterschiede nur das Niveau - z.B. war die Feldschicht im Flächenwurf der tiefgründigen Standorte im Jahr 2001 doppelt so dicht ausgebildet wie auf den flachgründigen - nicht jedoch die Dynamik. Letztere war überall durch weitestgehende Stagnation gekennzeichnet, was durch den Ausschattungseffekt der sich parallel entwickelnden Strauchschicht, zum Teil vielleicht auch durch eine begrenzte Standortkapazität (z.B. Wasserstress besonders auf flachgründigen Standorten) bedingt wird.

Bei der quantitativen Betrachtung **ökologisch-funktionaler Artengruppen** ergab sich für die meisten der hier verwendeten sieben Parameter (Kap. 4.5) das gleiche Muster. Nur der Flächenwurf auf flachgründigen Standorten hat sich stärker verändert, während die übrigen Straten - standortsunabhängig! - keine bzw. nur eine sehr geringfügige Reaktion auf den Windwurf zeigten. Die genannten Veränderungen im Flächenwurf der flachgründigen Standorte lassen sich dahingehend interpretieren, dass es nur hier zu einer stärkeren Etablierung waldfremder Zwischenstadien kam. Das zeigt sich in den schnell ansteigenden und im vierten Jahr vergleichsweise hohen Deckungssummen-Anteilen von Schlagflur- und Ruderalarten, Pioniersträuchern, endozoochor verbreiteten Arten, Arten mit langlebiger Samenbank (>5 Jahre) sowie Lichtzeigern. Entsprechend gering und teilweise abnehmend waren hier Laubwald-typische Artengruppen wie *Quercus-Fagetum*-Arten, Krautige, Baumartenjungwuchs, Arten mit temporärer bis kurzfristiger Samenbank (unter 1 bis max. 5 Jahre) sowie Schattenzeiger vertreten. Weniger gut zur Erfassung standörtlicher (hier: flach- vs. tiefgründig), sukzessionaler oder störungsgradbedingter Unterschiede haben sich im vorliegenden Fall der Feuchte- und teilweise auch der Stickstoffzeigerwert erwiesen (Abb. 8). Letzterer kennzeichnete zwar erwartungsgemäß die tiefgründigen Standorte als stärker von Stickstoffzeigern dominiert, lässt aber kaum Veränderungen innerhalb der ersten vier Jahre oder zwischen den Straten erkennen. Lediglich die vergleichsweise geringsten Stickstoffzeiger-Anteile im Bestand der flachgründigen Standorte könnten als Hinweis auf die relativ (!) schlechte Stickstoffversorgung ungestörter Gipskarst-Standorte im Vergleich zu gestörten interpretiert werden. Wahrscheinlicher ist aber, dass mit diesem Parameter der in Windwurf- und Kahlschlaggebieten normalerweise auftretende Mineralisierungsschub (Zunahme der Licht- und Wärmeeinwirkung am Boden, Wegfall der nährstoffbedürftigen Baumschicht) nicht erfasst werden kann. Die sich schnell entwickelnde Bodenvegetation und Baumartenverjüngung erfüllt nachweislich eine wichtige Zwischenspeicherfunktion für die überschüssigen Nährstoffe und verhindert zunehmend deren Auswaschung (MELLERT et al. 1998; BARTSCH et al. 1999; SCHMIDT 2002b). Dabei ist es egal, ob die aufkommende Folgevegetation aus ausgesprochenen Stickstoffzeigern besteht. Die häufig in Windwurfgebieten beschriebene Bodenvernässung durch den Wegfall der Pumpwirkung der Baumschicht machte sich im Hainholz wahrscheinlich standörtlich bedingt (gut drainierte Zechstein-Böden) ebensowenig bemerkbar. Festzuhalten bleibt also, dass der Buchenwald des Hainholzes sehr resilient auf den Windwurf reagierte - auf tiefgründigen Standorten unabhängig vom Störungsgrad, auf flachgründigen zumindest bei geringerem Störungsgrad (d.h. in den Lücken).

Laubwald-typische Artengruppen behielten hier die Dominanz oder bauten sie sogar noch aus. Feststellbare relative Rückgänge dieser Artengruppen wurden in der Regel nicht durch einen Rückgang ihrer absoluten Deckungssummen hervorgerufen, sondern waren ganz im Gegenteil teilweise noch durch deren Anstieg begleitet (Tab. 2 und 3, im Anhang). Der Mineralisationsschub, die Schattwirkung der schnell aufwachsenden Strauchschicht oder in manchen Fällen auch der erhöhte Lichteinfall kommen als Faktoren in Frage, die zur Förderung einzelner *Quercus-Fagetum*-Arten in der frühen Windwurf-Sukzession beitragen. Von einer echten Verdrängung Laubwald-typischer Artengruppen kann selbst im Flächenwurf der flachgründigen Standorte keine Rede sein. Gleichlautende Aussagen ließen sich z.B. für benachbarte Buchen-Windwurfgebiete auf Buntsandstein (*Galio odorati-Fagetum*) machen (KOMPA et SCHMIDT 2003). Dort wurde zwar mit zunehmendem Störungsgrad eine zunehmende floristische Veränderung hin zu „waldfremden“ Sukzessionsstadien festgestellt, die sich in abnehmenden Deckungssummen-Anteilen Laubwald-typischer Artengruppen ausdrückte. Die alte Waldbodenvegetation persistierte aber auch dort unter störungsbedingt unterschiedlich stark ausgeprägten Pionierstadien.

Die **quantitative floristische Ähnlichkeit** als zusätzlich einbezogener Parameter bestätigte im Wesentlichen das Muster, dass sich auch bei Betrachtung der ökologisch-funktionalen Artengruppen ab-

zeichnete. Lediglich im Flächenwurf auf flachgründigen Standorten zeigten sich zwischen zweitem und viertem Sukzessionsjahr stärkere Veränderungen, während alle anderen Varianten im Vergleich zu ihrem „Ausgangszustand“ (hier: 1999) eine relativ große Ähnlichkeit behielten. In benachbarten Buchen-Windwurfgebieten auf Buntsandstein (*Galio odorati*-Fagetum) fanden KOMPA et SCHMIDT (2003) dagegen mit zunehmendem Störungsgrad eine deutlich abnehmende floristische Ähnlichkeit zum Ausgangszustand.

5.2 Naturverjüngung und waldbauliche Konsequenzen

Erwartungsgemäß war die **Naturverjüngung** im vierten Jahr nach dem Sturm auf den flachgründigen Gipskarst-Standorten in der Summe schwächer ausgebildet als auf den tiefgründigen Standorten. Bemerkenswert ist das fast vollständige Fehlen von Pionierbaumarten in allen Varianten, nur im Flächenwurf der flachgründigen Standorte erreicht die Sal-Weide geringe 5 % Anteil an der Sämlingsdichte. Das Ausbleiben von Pionierwaldstadien in Lücken begründen KENK et al. (1991) mit dem ausreichenden Vorhandensein von Samenbäumen der Schlusswaldbaumarten im angrenzenden Bestand, deren relativ schwere Samen (im Gegensatz zu den leichteren der Pionierbaumarten) nicht fernverbreitet werden. Hinzu kommt, dass in kleineren Lücken ein ausgeglicheneres, waldähnliches Mikroklima die Verjüngung der Schlußwaldbaumarten begünstigt, während in größeren Lücken die Einwanderung von Pionierarten durch zunehmendes Freiflächenklima gefördert wird (KOOP 1982).

Eine eindeutige Abnahme der Verjüngungsdichte entlang des Störungsgradienten (d.h. mit abnehmendem Überschirmungsgrad), wie sie teilweise aus anderen Windwurf- oder Hiebsgebieten mit Buchen-Bestockung berichtet wurde, liess sich in den vorliegenden Untersuchungen nicht erkennen. So fanden KOMPA et SCHMIDT (2003) in benachbarten Buchen-Windwurfgebieten auf Buntsandstein mit zunehmendem Störungsgrad stark sinkende Verjüngungszahlen bei gleichzeitig abnehmendem Buchen-Anteil, z.B. in einem *Galio odorati*-Fagetum im Bestand 57.800/ha (96 % Buche), in den Lücken 11.400/ha (82 % Buche) und im Flächenwurf nur noch 1.500/ha (70 % Buche). Bei ähnlichen Untersuchungen in Bergmischwäldern bayerischer Mittelgebirge und der Alpen ermittelten BURSHEL et BINDER (1993) etwa 10 Jahren nach unterschiedlich starker Aufflichtung ebenso abnehmende Buchen-Verjüngungsdichten vom Bestand (27.000/ha) über Schirmhiebsflächen (16.000–23.000/ha) zur Kahlfäche (2.000/ha).

Dagegen waren auf den flachgründigen Standorten des Hainholzes die Lücken mit Abstand am verjüngungsreichsten (8-fache Dichte gegenüber Bestand und Flächenwurf), auf den tiefgründigen der stehende Bestand (gegenüber Lücken 4-fache Dichte, gegenüber Flächenwurf die doppelte). Die absoluten Deckungssummen des Baumartenjungwuchses (Tab. 2, 3, im Anhang) zeigten im vierten Sukzessionsjahr ein der Verjüngungsdichte ähnliches, wenn auch nicht identisches Bild (flachgründig: Bestand 13 - Lücke 18 - Flächenwurf 11 %; tiefgründig: 32 - 25 - 75 %). Da die Untersuchungsflächenanzahl sehr gering ist (32 Vegetationsaufnahmen bzw. 24 Verjüngungsaufnahmen), die Bezugsflächengröße unterschiedlich gewählt war (100 m² bzw. 20 m² - siehe Kap. 3) und man Individuenzahlen nicht linear mit der Deckungssumme korrelieren kann (insbesondere nicht bei sehr dichter und hochwüchsiger Gehölzvegetation) ist eine vorsichtige Interpretation der Ergebnisse geboten. So bedarf es beispielsweise der weiteren Überprüfung, ob sich kleinflächige Störung (d.h. lückiger Windwurf) auf basenreich-flachgründigen Standorten generell stärker förderlich auf die Naturverjüngung auswirkt als großflächige Störung (d.h. Flächenwurf). Solch eine Tendenz könnte man anhand der vorliegenden Daten zumindest vermuten.

Ein davon abweichendes Muster zeigte sich im hessischen Naturwaldreservat „Weiherkopf“, einem Buchen-Windwurfgebiet auf basenreichem Basalt-Standort (WILLIG 1994, 2002b; KEITEL 1998, 1999). Dort war der stehende Buchen-Altbestand nach vier Sukzessionsjahren mit rund 25.000 Sämlingen/ha ähnlich verjüngungsreich wie der benachbart liegende großflächige Windwurf und wies auch eine ähnliche Baumartenzusammensetzung beim Jungwuchs auf (85 % Edellaubbäume und 13 % Buche).

Zum weiteren Vergleich lassen sich auch die Untersuchungsergebnisse aus experimentellen Lochhieben anführen. So fanden LAMBERTZ et SCHMIDT (1999) in einem Luzulo-Fagetum auf Buntsandstein im Solling

etwa acht Jahre nach der lückigen Auflichtung Verjüngungszahlen ausschließlich der Buche von durchschnittlich 110.000/ha, was dem Doppelten der Lücken-Werte (gesamte Verjüngung) im Hainholz entspricht. Im Gegensatz zum Harzvorland war dort der angrenzende Bestand ungefähr genauso reich an Buchen-Sämlingen wie die Lücken, krautige Vegetation entwickelte sich dagegen kaum. Ein ähnliches Muster wie auf den tiefgründigen Standorten des Hainholzes ergab sich dagegen im Göttinger Wald auf Muschelkalk (jeweils Hordelymo-Fagetum). Im Bestand ermittelten LAMBERTZ et SCHMIDT (1999) etwa 180.000 Sämlinge/ha (12 % Buchen-Anteil), in den Lücken aber „nur“ 120.000 Sämlinge/ha (30 % Buchen-Anteil). Edellaubhölzer (v.a. Esche) spielten dabei genau wie im Hainholz die größte Rolle.

Bei diesen doch recht unterschiedlich ausgebildeten Mustern der Waldregeneration stellt sich die Frage nach weiteren Einflussfaktoren, die neben dem Basenreichtum und der Gründigkeit des Standortes sowie dem Störungsgrad noch in die Betrachtung einbezogen werden müssen. Häufig werden der Verjüngungssituation vor dem Sturm sowie der Samenbank (und damit auch der waldbaulichen Vorgeschichte) eine sehr große Bedeutung beigemessen, weil diese bereits in der Initialphase der Windwurfsukzession zukünftige Konkurrenzsituationen maßgeblich beeinflussen (FISCHER et al. 1998; WILMANN et al. 1998). Dies konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen aber nicht überprüft werden.

Erwähnt werden muss der auf basenreichen Standorten (so auch im Hainholz) häufig dominierende Verjüngungsanteil der Edellaubhölzer, besonders der Esche. *Fraxinus excelsior* kann hier zeitweilig eine Pionierrolle übernehmen, bevor sie in der Dominanz mittelfristig (max. 35 Jahre) wieder von der Buche abgelöst wird (ZÜGE 1986; DIERSCHKE 1988; BURSCHEL et HUSS 1997; KEITEL 1999). Diese zwischenzeitliche „Vereschung“ ist aber nicht zwingend und fehlte z.B. in windgeworfenen Kalk-Buchenwäldern der Schwäbischen Alb (HETZEL et REIF 1998).

Waldbauliche Konsequenzen: Anhand der ermittelten Individuendichte vom Herbst 2001 kann die Naturverjüngung auf beiden Standorten und in ausnahmslos allen Straten als gesichert gelten, wenn man die von ALDINGER et KENK (2000) angegebenen 2.000 Sämlinge je ha (gültig für Laubbäume allgemein) zu Grunde legt. Nimmt man die von BURSCHEL et HUSS (1997) angegebenen und speziell für Buche gültigen 5.000-10.000 Sämlinge je ha als Grundlage, so gilt die Aussage für den Bestand und den Flächenwurf der flachgründigen Standorte allerdings nicht mehr (vgl. Kap. 4.6). In zukünftigen Buchen-Windwurfgebieten auf basenreichem Substrat könnte man sich demzufolge die Aufforstung zumindest auf tiefgründigen Standorten (Hordelymo-Fagetum typicum/circaetosum) nach erfolgter Räumung sparen. Die Entwicklung zur standortstypischen Buchen-Waldgesellschaft steht unabhängig vom Störungsgrad nicht in Frage. Ähnliches gilt vermutlich auch für die flachgründigen Gipskarst-Standorte (Carici-Fagetum, Übergänge zum Hordelymo-Fagetum lathyretosum), nur wird hier die Waldregeneration aufgrund der geringeren Verjüngungsdichte besonders bei großflächigem Windwurf etwas länger dauern. Für letztgenannte Waldgesellschaften wäre auch eine generelle Belassung nach Windwurf wünschenswert, da ihr Standort wenig produktiv und Deutschland-weit zudem noch selten ist.

Ein weiteres Argument speziell für die Belassung verjüngungsreicher Windwurfflächen ist die von einigen Autoren konstatierte Zerstörung vorhandener Naturverjüngung einschließlich deren Mykorrhiza durch schwere Räumtechnik, die zusätzlich zu Bodenverdichtung und damit auch zu Staunässe bzw. raschem Austrocknen des Bodens führt (FISCHER et al. 1998; LÄSSIG et SCHÖNENBERGER 2000; SCHÖNENBERGER et al. 2003). Zunehmende Räumungsintensität kann sich u.a. in immer stärker reduzierter Verjüngung der Schlusswaldbaumarten zeigen (HUSS 1991; SCHMIDT-SCHÜTZ et HUSS 1998; LÄSSIG et MOTSCHALOW 2002).

5.3 Waldregeneration in natürlich gestörten Buchen-Wäldern vor dem Hintergrund des Mosaik-Zyklus-Konzeptes

Die hier beschriebene Vegetationsentwicklung im Buchen-Windwurf auf Zechstein liefert bisher keine Hinweise auf einen generellen Artenwechsel, wie er z.B. von REMMERT (1985, 1987, 1991) im Mosaik-Zyklus-Konzept postuliert wurde. Dieses Modell mit Beispielen aus den Tropen (völlige Vernichtung der

Schattenzeiger in treefall gaps) bzw. aus dem Bialowieza-Urwald in Ostpolen (10 Jahre lange Brennessel-Dominanz in Windwurflicken) konnte für Buchen-Wälder in Deutschland bislang nicht bestätigt werden. Komplette Baumartenwechsel und zeitaufwändige Zyklen (20 Jahre Gräser/Kräuter-Stadium und 200 Jahre Pionierwald) sind nirgendwo zu erwarten. Deshalb muss die Gültigkeit des Mosaik-Zyklus-Konzept speziell für Buchenwald-Ökosysteme relativiert oder in Frage gestellt werden (ELLENBERG 1996; SCHMIDT 1998b, 2002a, 2003; KOMPA et SCHMIDT 2003; KOMPA 2004). Trotzdem lohnt sich eine genauere, nach Standort, Störungsgrad und weiteren Einflussfaktoren differenzierte Betrachtung einzelner Sukzessionsmuster.

Über die **Buchen-Waldregeneration in kleineren Lücken** (ca. 300 bis max. 2000 m²) liegen seit längerem umfangreiche Studien vor. Danach läuft dieser Prozess unter maßgeblicher Beteiligung der Buche oder völlig Buchen-dominiert ab (ELLENBERG et al. 1986; KNAPP et JESCHKE 1991; GRIESE 1995; KORPEL 1995; MEYER 1995; SCHMIDT 1996, 1997, 1998b; SCHMIDT et al. 1996; TABAKU 1999; MEYER et al. 2000). So verfügte der in einem Naturwaldreservat in den Stenwehder Bergen (Nordwestdeutschland, Galio odorati-Fagetum auf Kreide-Kalkmergel) belassene lückige Windwurf etwa 20 Jahre nach den Stürmen von 1972/76 noch immer über das komplette Arteninventar der Ausgangsgesellschaft mit mäßig starker Buchen-Verjüngung und wurde von höherdeckenden Schlagflur- und Ruderalarten lediglich überlagert (APFFELSTAEDT et BERNHARDT 1996).

Aber auch bei **großflächiger Auffichtung** waren ähnliche Muster schon länger bekannt. Auf dem Kahlschlag eines Hordelymo-Fagetum im Göttinger Wald überdauerten nach DIERSCHKE (1988) die Waldarten alle aufeinanderfolgenden Sukzessionsstadien (Krautiges Pionier-, *Rubus*-Gebüsch- und Vorwaldstadium) recht gut und nahmen langfristig wieder zu. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes (16 Jahre) wurden etwa 50 % der Gesamtartenzahl aus den Waldarten des Altbestandes gebildet, wodurch kein genereller Artenwechsel abgeleitet werden kann. Mittels einer 50-jährigen Sukzessionsreihe dokumentierten GREGOR et SEIDLING (1997, 1999) auf einer osthessischen Kahlschlagfläche (bodensaurer Luzulo-Fagetum-Standort) die konstante Präsenz typischer *Quercus*-Fagetea- bzw. Fagetalia-Arten und bezüglich der Gehölzverjüngung die zeitgleiche Etablierung von Vor-, Zwischen- und Schlusswaldstadien. Auch die jüngeren, süddeutschen Windwurfstudien seit „Vivian/Wibke“ (1990) bestätigen eher eine Parallelität von Sukzessionsstadien anstelle einer strikten zeitlichen Abfolge (z.B. FISCHER et al. 1998 für baden-württembergische Windwurfgebiete).

Nach bisherigen Untersuchungen (HOMANN et ENGELS 1991; SCHÖLCH et al. 1994; WILLIG 1994, 2002b; HETZEL et REIF 1998; KEITEL 1998, 1999; SAYER et REIF 1998; HANKE et PISOKE 1999; JEHL 2001; FISCHER et al. 2002; SCHMIDT 2002a, 2003; KOMPA et SCHMIDT 2003; KOMPA 2004) scheinen überregional gültige Muster der Vegetationsentwicklung nach Windwurf bzw. Kahlschlag hauptsächlich entlang eines Standortgradienten (Basen- und Wasserversorgung, Höhenlage) aufzutreten. Weitere Faktoren wie z.B. Räumung und forstliche Vorgeschichte haben einen wichtigen, aber nachgeordneten und regional unterschiedlich gut sichtbaren Einfluss.

Solche **überregional feststellbare Entwicklungen** wären demzufolge: *bezüglich floristischer Veränderungen*: kein kompletter Artenwechsel, aber in Artenzahl und Abundanz unterschiedlich starkes Überdauern der alten Waldbodenflora unter unterschiedlich lang andauernden baum- oder strauchdominierten Pionierstadien, bevorzugt auf sauren oder Bergwald-Standorten auch Gras- und Farn-Dominanzen; *bezüglich der Waldregeneration*: 1. auf basenreichen Standorten der Mittelgebirge und Hügelländer rasante Wiederbewaldung mit Klimaxbaumarten, in Buchen-Wäldern teilweise Baumarteninversion von Buche zu Edellaubhölzern möglich; bei künstlicher Fichten-Vorbestockung langsame Rückeroberung des Standortes durch Laubbaumarten. 2. auf basenarmen Standorten verlangsamte Regeneration infolge stärker überlagernder Pionierstadien; bei künstlicher Fichten-Vorbestockung weiterhin Fichten-Dominanz. 3. in Hochlagen-Wäldern generell stark verlangsamte Wiederbewaldung (unabhängig vom Auftreten oder Ausbleiben von Pionierstadien).

In den vorliegenden Untersuchungen im Zechstein des Harzvorlandes erwies sich das Hainholz auch im Deutschland-weiten Vergleich bislang als sehr naturnah und resilient. Hinsichtlich der basenreichen,

tiefgründig-frischen Standorte ergaben sich starke Parallelen zu anderen, in Berg- und Hügelländern gelegenen Buchen-Windwurfgebieten wie der Schwäbischen Alb (Kalk) und des Vogelsberges (Basalt). Typisch für diese Standorte ist eine Waldregeneration, die selbst bei flächenhafter, mehrere Hektar großer Störung ohne Zwischenstadien aus der Naturverjüngung der Klimaxbaumarten heraus erfolgt. Ein Baumartenwechsel findet nicht statt, ebenso ist die alte Waldbodenflora stark oder sogar dominant vertreten (WILLIG 1994, 2002b; KEITTEL 1998, 1999; HETZEL et REIF 1998; SCHMIDT 2002a, 2003; KOMPA et SCHMIDT 2001, 2002; KOMPA 2004). Aber selbst auf den flachgründigen und für eine Gehölzentwicklung eher suboptimalen Gipskarst-Standorten des Hainholzes leitet trotz teilweiser Etablierung meist krautiger Schlagflur- und Ruderalarten eine mittelstark ausgeprägte Verjüngung mit dominierenden Anteilen an Schlusswaldbaumarten die künftige Entwicklung zum Buchen(misch-)wald ein.

Der Buchen-Windwurf auf basenarmen und basenreichen Standorten unterscheidet sich aber nicht nur im Umfang „waldferner“ Zwischenstadien, in der Naturverjüngung und damit in der Geschwindigkeit der Waldregeneration, sondern auch in der **Bedeutung des Störungsgrades** (der Störungsflächengröße) für die weitere Sukzession. Nach bisherigen Untersuchungen aus dem Harzvorland (vorliegende Untersuchungen sowie KOMPA et SCHMIDT 2003) zeigte sich im basenarmen Buntsandstein eine starke Störungsgradabhängigkeit der Vegetationsentwicklung, die sich mit zunehmender Störungsflächengröße in einer immer stärkeren Überprägung durch Pionierstadien (meist Himbeer-Holunder-Fluren) und einer zurückgehenden Naturverjüngung ausdrückt. Auf basenreich-flachgründigen Standorten (Gipskarst) kommt es dagegen nur bei sehr großflächiger Störung (nicht aber in Lücken) zu stärkeren Veränderungen in Richtung „waldferner“ Zwischenstadien. Auf basenreich-tiefgründigen Standorten schließlich scheint überhaupt keine Störungsgradabhängigkeit zu existieren (Dominanz von Waldarten und sehr starke Naturverjüngung der Klimaxbaumarten bei allen Überschirmungsgraden).

Die Sukzession windgeworfener mitteleuropäischer Buchen-Wälder sollte man vor diesem Hintergrund also weniger als zyklische Abfolge von unterschiedlichen Artenkombinationen interpretieren, sondern eher als **zwischenzeitliche Überlagerung** der alten Waldbodenflora durch Pionierstadien. Diese Überlagerung ist hauptsächlich vom Standort, mit zunehmender standörtlicher Ungunst auch vom Störungsgrad abhängig. Günstige Standorte mit guter Wasser-, Basen- und Nährstoffversorgung und tiefgründigen Böden (z.B. Hordelymo-Fagetum) werden sich sehr schnell in Richtung Klimaxgesellschaft entwickeln, Standorte mit schwächerer Basenversorgung und/oder flachgründigen Böden (z.B. Carici-, Galio odorati- und Luzulo-Fagetum) werden dafür etwas länger brauchen. Von einer generellen Ablösung des standortstypischen Buchen-Waldes ist weder im Harzvorland noch in anderen Buchen-Windwurfgebieten auszugehen. Das „Ausharren“ der alten Waldbodenflora ist charakteristisch für die Windwurfsukzession in mitteleuropäischen Buchen-Wäldern der Optimalphase und weist auf die hohe Resilienz dieser Ökosysteme hin. Ihr grundlegendes Sukzessionsmuster ist eher durch einen Dominanz- als durch einen Artenwechsel gekennzeichnet.

6 DANKSAGUNG

Dipl.-Biol. Stefan Michel (Almaty, Kasachstan) überließ uns die 1998er Geländedaten. Bei den Geländearbeiten halfen Dipl.-Umweltwiss. Arkadiusz Szurman (Warschau) und Herr Heiko Rubbert tatkräftig mit. Für die Laboruntersuchungen haben Frau Andrea Bauer, Frau Martina Knaust und Herr Andreas Parth sowie für die vegetationskundlichen Auswertungen Herr Andreas Parth wertvolle Beiträge geleistet. Herr Thomas Bernd von der Unteren Naturschutzbehörde Osterode a.H. hat uns von amtlicher Seite aus unterstützt. Prof. John H. Rumely (Bozeman, Montana) sah das englische Abstract kritisch durch. Ihnen allen sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

7 ZUSAMMENFASSUNG

KOMPA, T.; SCHMIDT, W.: Buchenwald-Sukzession nach Windwurf auf Zechstein-Standorten des südwestlichen Harzvorlandes. – *Hercynia N.F.* **38** (2005): 233–261.

In den Jahren 1998 - 2001 wurden im Hainholz, einem im südwestlichen Harzvorland gelegenen Windwurfgebiet auf basenreichen Zechstein-Standorten vegetations-, standorts- und gehölkundliche Erhebungen auf Dauerflächen durchgeführt. Diese dienten dem Ziel, die Sukzessionsdynamik und Regeneration natürlich gestörter Buchen-Wälder (Carici-Fagetum, Hordelymo-Fagetum) in Abhängigkeit von Standort (flachgründige Gipskarst- vs. tiefgründige Gips- und/oder Dolomit-Standorte) und Störungsgrad (Bestand - Lücke - Flächenwurf) zu studieren. Die Initialphase der Vegetationsentwicklung nach dem 1997er Sturm war in allen gestörten Varianten durch einen Artenzahlenanstieg bis zum dritten Jahr, danach durch einen leichten Rückgang gekennzeichnet. Flachgründige Standorte waren artenreicher als tiefgründige, der Artenzahlenanstieg erfolgte besonders auf Gipskarst mit zunehmendem Störungsgrad immer rapider. Die produktiveren tiefgründigen Standorte bildeten dagegen eine dichtere Strauch- und Feldschicht aus. Die am stärksten gestörten Flächen besiedelten sich auch am schnellsten mit Gehölzen (auf tiefgründigen Standorten ausgeprägter als auf flachgründigen), die Feldschicht stagnierte überall. Während im Flächenwurf der flachgründigen Standorte relativ starke floristische Veränderungen zu verzeichnen waren, behielten die übrigen Varianten eine vergleichsweise hohe Ähnlichkeit zu ihrem Ausgangszustand. Dies zeigte sich besonders deutlich bei der Unterteilung des Arteninventars in ökologisch-funktionale Artengruppen unter Berücksichtigung ihrer Deckungsgrade. Es kam lediglich auf den flachgründigen Standorten und auch dort nur bei großflächiger Störung zu einer Entwicklung in Richtung „waldfremder“ Zwischenstadien, was sich in relativ hohen und meist zunehmenden Deckungssummen-Anteilen an Schlagflur- (Epilobietea) und Ruderalarten (v.a. Artemisietea), (Pionier-)Sträuchern, endozoochor verbreiteten Arten, Arten mit langlebiger Samenbank (>5 Jahre) und Lichtzeigern ausdrückte. Demgegenüber behielten in den übrigen Varianten Laubwald-typische Artengruppen weitestgehend stabile und dominierende Anteile. Aber selbst auf den stärker überprägten, großflächig geworfenen Gipskarst-Standorten kam es zu keiner wirklichen Verdrängung dieser Laubwald-typischen Artengruppen, denn die alte Waldbodenflora persistierte auch hier mit konstanten oder sogar zunehmenden Absolutwerten inmitten der Pioniervegetation. Bezüglich der im vierten Jahr nach dem Sturm vorgefundenen Naturverjüngung waren die tiefgründigen Standorte in der Summe verjüngungsreicher (und etwas Baumarten-ärmer) als die flachgründigen. Eine eindeutige Tendenz entlang des Störungsgradienten (z.B. Zu- oder Abnahme der Individuendichte oder Deckungssummen mit abnehmender Überschirmung) konnte aber nicht festgestellt werden. Die Klimaxbaumarten dominierten, Pionierbaumarten traten so gut wie überhaupt nicht auf. Die Esche erreichte in fast allen Varianten die höchsten Anteile an den Sämlingszahlen (36–69 %), gefolgt von Buche (4–51 %) oder Berg-Ahorn (5–24 %). Bei Individuendichten zwischen 6.000 und 184.000/ha kann die Naturverjüngung in allen Varianten als gesichert gelten, woraus sich für vergleichbare Wirtschaftswald-Standorte die Forderung nach Verzicht auf Aufforstung (im Fall der Gipskarst-Standorte eventuell auch nach völliger Belassung) ergibt. In der Gesamtschau bisheriger Windwurfstudien im Harzvorland zeigt sich bezüglich der Störungsgradabhängigkeit der Windwurfsukzession in Buchen-Wäldern folgende standörtliche Dreiteilung: 1. Auf basenreich-tiefgründigen Standorten (z.B. Hordelymo-Fagetum) keine Störungsgradabhängigkeit (dominierende Waldbodenflora und sehr starke Naturverjüngung der Klimaxbaumarten bei allen Überschirmungsgraden). 2. Auf basenreich-flachgründigen Standorten (z.B. Carici-Fagetum) nur bei sehr großflächiger Störung stärkere Etablierung „waldfremder“ Zwischenstadien (krautige Schlag- und Ruderalfluren, mittelstarke Naturverjüngung überwiegend aus Klimaxbaumarten, bei lückigem Windwurf eventuell am stärksten gefördert?). 3. Auf basenärmeren Buntsandstein-Standorten (z.B. Galio odorati-, Luzulo-Fagetum) starke Störungsgradabhängigkeit (mit abnehmender Restüberschirmung immer stärkere Etablierung von Himbeer-Holunder-Pionierstrauchfluren, sinkende Naturverjüngungsdichte und Buchen-Anteile). Es lassen sich keine Hinweise dafür finden, dass das Mosaik-Zyklus-Konzept (REMMERT 1985, 1987, 1991) in mitteleuropäischen Buchen-Wäldern der Optimalphase gilt. Die Waldregeneration nach Störung sollte in diesen sehr resilienten Ökosystemen eher als zwischenzeitliche und unterschiedlich stark ausgeprägte Überlagerung der alten Waldbodenflora durch Pionierstadien aufgefasst werden, die vor allem vom Standort abhängig ist. Mit zunehmender standörtlicher Ungunst spielt der Störungsgrad für die Ausbildung solcher Zwischenstadien eine immer größere Rolle. Das grundlegende Sukzessionsmuster ist also kein Artenwechsel, sondern vielmehr eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse.

8 LITERATUR

- AD HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (Hrsg.)(1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. – Göttingen.
- ALDINGER, E.; KENK, G. (2000): Natürliche Wiederbewaldung von Sturmflächen. – Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg **51**, Freiburg/Brsg.
- APFELSTAEDT, F.; BERNHARDT, K.-G. (1996): Vegetations- und populationsbiologische Untersuchungen zur Dynamik von Naturwaldzellen und Windwurfflächen in Nordrhein-Westfalen. – *Tuexenia* **16**: 43-63.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (Hrsg.)(1985): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke in der Bundesrepublik Deutschland. - Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.
- BARTSCH, N.; BAUHAUS, J.; VOR, T. (1999): Auswirkungen von Aufflichtung und Kalkung auf das Sickerwasser in einem Buchenbestand (*Fagus sylvatica* L.) im Solling. – *Forstarchiv* **70**: 218-223.
- BERND, T.; SCHLICHT, R.; SCHLIMME, H.; VLADI, F. (1994): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Projekt: Gipskarstlandschaft Hainholz, Niedersachsen. – *Natur und Landschaft* **69**(7/8): 337-342.
- BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG (2000): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Gipskarstlandschaft Hainholz“ im Landkreis Osterode am Harz vom 06.04.2000.
- BRANDT, A.; KEMPE, S.; SEEGER, M.; VLADI, F. (1976): Geochemie, Hydrographie und Morphologie des Gipskarstgebietes von Döna/Südharz. – *Geol. Jb.* **C15**: 3-55.
- BÜCKING, W. (1997): Naturwald, Naturwaldreservate, Wildnis in Deutschland und Europa. – *Forst und Holz* **52**: 515-522.
- BURSCHEL, P.; BINDER, F. (1993): Bodenvegetation – Verjüngung – Waldschäden. – *Allg. Forstzeitschr.* **48**: 216-223.
- BURSCHEL, P.; HUSS, J. (1997): Grundriß des Waldbaus. 2. Auflage – Pareys Studentexte **49**: 1-487.
- BURSCHEL, P.; HUSS, J.; KALBHENN, R. (1964): Die natürliche Verjüngung der Buche. – *Sch.-R. Forstl. Fak. Univ. Göttingen* **34**: 1-186.
- CONRAD, T. (1997): Vergleich von Vegetation und Kationengehalten der Böden der Gipsbuchenwälder im NSG Hainholz (Osterode am Harz) und des NSG Ochsenburg-Ziegelhüttental (Kyffhäuser). – Diplomarbeit Univ. Göttingen.
- DIERSCHKE, H. (1985): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. II. Syntaxonomische Übersicht der Laubwaldgesellschaften und Gliederung der Buchenwälder. – *Tuexenia* **5**: 491-521.
- DIERSCHKE, H. (1988): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. IV. Vegetationsentwicklung auf langfristigen Dauerflächen von Buchenwald-Kahlschlägen. – *Tuexenia* **8**: 307-326.
- EBER, W. (1972): Über das Lichtklima von Wäldern bei Göttingen und seinen Einfluß auf die Bodenvegetation. – *Scripta Geobotanica* **3**: 1-150.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. – Stuttgart.
- ELLENBERG, H.; MAYER R.; SCHAUERMANN, J. (Hrsg.)(1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986. – Stuttgart.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W.; PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – *Scripta Geobotanica* **18**: 1-258.
- ELLWANGER, G. (1999): Zur Bedeutung des vorgeschlagenen FFH-Gebietes „Gipskarstgebiet bei Osterode“ für das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. – *Göttinger Naturkundl. Schriften* **5**: 169-178.
- FISCHER, A. (Hrsg.)(1998): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. *Umweltforschung in Baden-Württemberg*. – Langsberg.
- FISCHER, A. (2001): Modellierung der Vegetationsdynamik in Wäldern. Simulationsmodelle in der forstlichen Vegetationskunde. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* **13**: 169-182, Hannover.
- FISCHER, A.; HONOLD, A.; REIF, A.; FUNKE, W.; BÜCKING, W. (1998): Die Sturmwurf-Biozönosen in der Startphase der Bestandesentwicklung. – In: FISCHER, A. (Hrsg.): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. – Langsberg: 357-374.
- FISCHER, A.; LINDNER, M.; ABS, C.; LASCH, P. (2002): Vegetation dynamics in Central European forest ecosystems (near-natural as well as managed) after storm events. – *Folia Geobotanica* **37**: 17-32.
- FISCHER, A.; MÖSSMER, R. (Hrsg.)(1999): Forschung in Sturmwurf-Ökosystemen Mitteleuropas. Seminar des Fachgebietes Geobotanik und der Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. – *Forstl. Forschungsber. München* **176**: 1-150.
- FRANK, D.; KLOTZ, S.; WESTHUS, W. (1990): Botanisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. 2. Aufl. – *Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg* **32**(P41): 1-167.

- FULL, J. (1999): Die Verjüngung im Naturwaldreservat „Königsbuche“ im ersten Jahr nach dem Sturm von 1997. – Diplomarbeit Univ. Göttingen.
- GREGOR, T.; SEIDLING, W. (1997): 50 Jahre Vegetationsentwicklung auf einer Schlagfläche im osthessischen Bergland. – Forstw. Cbl. **116**: 218-231.
- GREGOR, T.; SEIDLING, W. (1999): 50 Jahre Vegetationsentwicklung eines Eichen-Altbestandes im osthessischen Bergland. – *Tuexenia* **19**: 193-205.
- GRIESE, F. (1995): Zur Konkurrenz von Buche, Eiche und Fichte im Naturwald Totenberg. – Forstarchiv **66**: 159-166.
- GRIME, J.P.; HODGSON, J.G.; HUNT, R. (1989): Comparative plant ecology: a functional approach to common British species. – London.
- HANKE, U.; PISOKE, T. (1999): Der Sturmwurfbanwald „Teufelsries“ – Waldstrukturherhebung mit forstlicher Grundaufnahme und Luftbilddokumentation. – Ber. Freib. Forstl. Forschung **6**: 1-80.
- HETZEL, G.; REIF, A. (1998): Vegetationsdifferenzierung und Baumartenverjüngung von Sturmwurfflächen auf Kalkverwitterungslehmen der Schwäbischen Alb. – In: FISCHER, A. (Hrsg.): Die Entwicklung von Wald-Biozöosen nach Sturmwurf. – Landsberg: 169-187.
- HOMANN, M.; ENGELS, F. (1991): Was kommt nach dem Sturm? – Allg. Forstzeitschr. **46**: 630-633.
- HUSS, J. (1991): Konzeptionen zur Wiederbewaldung von Sturmschadensflächen. – Allg. Forstzeitschr. **1**: 25-30.
- HUSS, J.; HEHN, M. (Hrsg.) (2001): Wiederbewaldung von Sturmschadensflächen. Waldbauliche Strategien in Forschung und Praxis: Erfahrungen und Empfehlungen. – Ber. Freib. Forstl. Forschung **25**: 1-148.
- JEHL, H. (2001): Die Waldentwicklung nach Windwurf in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald. – Nationalpark Bayerischer Wald, Wiss. Reihe **14**: 49-98.
- KEITEL, W. (1998): Verjüngungsentwicklung einer Windwurffläche. Naturwaldreservat Weiherkopf. – Allg. Forstzeitschr. **53**: 587-590.
- KEITEL, W. (1999): Sukzession nach Sturmwurf in einem Waldgersten-Buchenwald. – NUA-Seminarber. **4**: 286-289.
- KENK, G.; MENGES, U.; BÜRGER, R. (1991): Natürliche Wiederbewaldung von Sturmwurfflächen? – Allg. Forstzeitschr. **46**: 96-100.
- KLEYER, M. (1995): Biological traits of vascular plants. A database. – Arbeitsberichte Inst. f. Landschaftsplanung und Ökologie Univ. Stuttgart, N.F. 2, 23 S. + Diskette.
- KNAPP, H.D.; JESCHKE, L. (1991): Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in den ostdeutschen Bundesländern. – Schr.R. Vegetationskunde **21**: 21-54.
- KOMPA, T. (2004): Die Initialphase der Vegetationsentwicklung nach Windwurf in Buchen-Wäldern auf Zechstein- und Buntsandstein-Standorten des südwestlichen Harzvorlandes. – Diss. Univ. Göttingen. <http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2005/kompa/index.html>
- KOMPA, T.; SCHMIDT, W. (2001): Vegetationsentwicklung nach Windwurf in Buchenwäldern des südwestlichen Harzvorlandes. – Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. **13**: 251-255.
- KOMPA, T.; SCHMIDT, W. (2002): Vegetationsentwicklung nach Windwurf in Buchenwäldern des südwestlichen Harzvorlandes. – In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt II: 125-131.
- KOMPA, T.; SCHMIDT, W. (2003): Buchenwald-Sukzession nach Windwurf auf Buntsandstein im südwestlichen Harzvorland. – *Tuexenia* **23**: 95-130.
- KOOP, H. (1982): Waldverjüngung, Sukzessionsmosaik und kleinstandörtliche Differenzierung infolge spontaner Waldentwicklung. – In: Struktur und Dynamik von Wäldern. Ber. d. Int. Symposien d. Int. Ver. f. Vegetationsk.: 235-267, Rinteln.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. – Stuttgart.
- LÄSSIG, R.; MOTSCHALOW, S.A. (2002): Wiederbewaldung von belassenen und geräumten Sturmwurfflächen im Mittel-Ural. – Mitt. d. Hess. Landesforstverwaltung **38**: 23-34.
- LÄSSIG, R.; SCHÖNENBERGER, W. (2000): Nach „Lothar“ von „Vivian“-Erfahrungen profitieren. – Wald und Holz **2**: 31-35.
- LAMBERTZ, B.; SCHMIDT, W. (1999): Auffichtungen in Buchen- und Buchenmischbeständen auf Muschelkalk und Buntsandstein. – Untersuchungen zur Verjüngungs- und Vegetationsstruktur. – Verh. Ges. Ökol. **29**: 81-88.
- LEMKE, M. (2001): Flora und Vegetation im Naturwald Königsbuche (Forstamt Reinhausen). – Diplomarbeit Univ. Göttingen.
- LUGINBÜHL, U. (2000): Einfluß des Ausgangszustandes und der Störungsintensität auf die sekundäre Sukzession nach Windwurf im Gips-Buchenwald NSG Hainholz (Osterode) nach zwei Jahren. – Diplomarbeit Univ. Göttingen.
- MEYER, P. (1995): Untersuchungen waldkundlicher Entwicklungstendenzen und methodischer Fragestellungen in Buchen- und Buchenmischbeständen niedersächsischer Naturwaldreservate. – Diss. Univ. Göttingen.
- MEYER, P. (1997): Zur Populationsdynamik in nordwestdeutschen Naturwäldern. Erkenntniswert der Naturwaldforschung für Forstwirtschaft und Naturschutz. – Forst u. Holz **52**: 532-538.

- MEYER, P. (2000): Waldkundliche Dauerbeobachtung von Naturwaldflächen in den Niedersächsischen Landesforsten. – Unveröff. methodischer Leitfaden, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (NFV), Göttingen.
- MEYER, P.; UNKRIG, W.; GRIESE, F. (2000): Dynamik der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in nordwestdeutschen Naturwäldern. – Forst u. Holz **55**: 470-477.
- MELLERT, K.-H.; KÖLLING, C.; REHFUESS, K.E. (1998): Vegetationsentwicklung und Nitrataustrag auf 13 Sturmkahlflächen in Bayern. – Forstarchiv **69**: 3-11.
- OVERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 8. Aufl. – Stuttgart.
- PIELOU, E.C. (1984): The interpretation of ecological data. – Wiley-Interscience, New York.
- REMMERT, H. (1985): Was geschieht im Klimax-Stadium? Ökologisches Gleichgewicht durch Mosaik aus desynchronen Zyklen. – Naturwissenschaften **72**: 505-512.
- REMMERT, H. (1987): Sukzessionen im Klimax-System. – Verh. Ges. Ökol. **16**: 27-34.
- REMMERT, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz. Eine Übersicht. – Laufener Seminarbeitr. (ANL) **5**: 5-15.
- ROTHMALER, W. (2002): Exkursionsflora von Deutschland. Band 4: Gefäßpflanzen. Kritischer Band. 9. Aufl. – Heidelberg-Berlin.
- SAYER, U.; REIF, A. (1998): Die Entwicklung der Vegetation im überregionalen Vergleich. - In: FISCHER, A. (Hrsg.): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. – Landsberg: 146-168.
- SCHMIDT, W. (1991): Die Veränderung der Krautschicht in Wäldern und ihre Eignung als pflanzlicher Bioindikator. – Schr.-R. Vegetationskunde **21**: 77-96.
- SCHMIDT, W. (1996): Zur Entwicklung der Verjüngung in zwei Femellücken eines Kalkbuchenwaldes. – Forst u. Holz **51**: 201-205.
- SCHMIDT, W. (1997): Zur Vegetationsdynamik von Lochhieben in einem Kalkbuchenwald. – Forstw. Cbl. **116**: 207-217.
- SCHMIDT, W. (1998a): Vegetationskundliche Langzeitforschung auf Dauerflächen – Erfahrungen und Perspektiven für den Naturschutz. – Schr.-R. Landschaftspf. u. Natursch. **58**: 353-375.
- SCHMIDT, W. (1998b): Dynamik mitteleuropäischer Buchenwälder: Kritische Anmerkungen zum Mosaik- Zyklus-Konzept. – Naturschutz u. Landschaftsplanung **30**: 242-249.
- SCHMIDT, W. (2001): Veränderung der Samenproduktion und des Blattstreufalls in Buchenwäldern unter dem Einfluss von Umwelteinflüssen. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Univ. Göttingen, Inst. f. Waldbau, 26 S.
- SCHMIDT, W. (2002a): Die Naturschutzgebiete Hainholz und Staufenberg am Harzrand – Sukzessionsforschung in Buchenwäldern ohne Bewirtschaftung (Exkursion E). – Tuexenia **22**: 151-214.
- SCHMIDT, W. (2002b): Stickstoffkreislauf in Schlaglücken eines Kalkbuchenwaldes. – Allg. Forst- und Jagdzeitung **173**: 67-76.
- SCHMIDT, W. (2003): Vielfalt im Urwald – Einfalt im Wirtschaftswald? Untersuchungen zur Gefäßpflanzendiversität in Naturwaldreservaten. – Kleine Senckenberg-Reihe **45**: 185-204.
- SCHMIDT, W.; WEITEMEIER, M.; HOLZAPFEL, C. (1996): Vegetation dynamics in canopy gaps of a beech forest on limestone - The influence of the light gradient on species richness. – Verh. Ges. Ökol. **25**: 253-260.
- SCHMIDT-SCHÜTZ, A.; HUSS, J. (1998): Wiederbewaldung von Fichten-Sturmwurfflächen auf vernässenden Standorten mit Hilfe von Pioniergehölzen. – In: FISCHER, A. (Hrsg.): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. – Landsberg: 188-211.
- SCHÖLCH, M.; EH, M.; KENK, G. (1994): Natürliche Wiederbewaldung von Sturmflächen. – Allg. Forstzeitschr. **49**: 92-95.
- SCHÖNENBERGER, W.; ANGST, C.; BRÜNDL, M.; DOBBERTIN, M.; DUELLI, P.; EGLI, S.; FREY, W.; GERBER, W.; KUPFERSCHMID-ALBISETTI, A.D.; LÜSCHER, P.; SENN, J.; WERMELINGER, B.; WOHLGEMUTH, T. (2003): Vivians Erbe – Waldentwicklung nach Windwurf im Gebirge. – Merkblätter für die Praxis (WSL) **36**: 1-12.
- SCHÖNENBERGER, W.; FISCHER, A.; INNES, J. (eds.) (2002): Vivian's Legacy in Switzerland – impact of windthrow on forest dynamics. – For. Snow Landsc. Res. **77**: 1-224.
- SCHÖNFELDER, P. (1978): Vegetationsverhältnisse auf Gips im südwestlichen Harzvorland – Eine vergleichende Untersuchung unter besonderer Berücksichtigung der Naturschutzprobleme. – Natursch. u. Landschaftspf. Nieders. **8**: 1-110.
- SEITZ, M. (1998): Aufnahme einer Sturmschadensfläche im Naturwald Königsbuche. – Diplomarbeit FH Hildesheim-Holzminden, FB Forstwirtschaft und Umweltmanagement (Göttingen).
- TABAKU, V. (1999): Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. – Göttingen.
- THOMAS, A.; MROZTEK, R.; SCHMIDT, W. (1995): Biomonitoring in Buchenwäldern. Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. – Angew. Landschaftsökol. **6**: 1-150.

- THOMPSON, K.; BAKKER, J.; BEKKER, R. (1997): The soil seed bank of North West Europe: methodology, density and longevity. – Cambridge.
- UNKRIG, W. (1997): Sturmfolgenforschung im Naturschutzgebiet Hainholz und im Naturwald Königsbuche. – Unveröff. Projektskizze, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (NFV), Göttingen.
- UNKRIG, W.; MENCH, A.; KAHLE, M. (1999): Waldkundliche Auswertung terrestrisch aufgenommener Probekreise im Rahmen des Untersuchungsauftrages „Sukzession auf Windwurfflächen im Naturschutzgroßprojekt Gipskarstlandschaft Hainholz“. – Abschlußbericht Inst. f. Forsteinrichtung u. Ertragskunde Univ. Göttingen.
- WILD, S. (2000): Vegetationsentwicklung auf Sturmwurf2flächen auf Buntsandstein (Krücker, Großschutzgebiet Hainholz). – Diplomarbeit Univ. Göttingen.
- WILLIG, J. (1994): Naturwaldforschung auf Windwurfflächen. Untersuchungen im hessischen Naturwaldreservat Weiherkopf. – Allg. Forstzeitschr. 49: 583-585.
- WILLIG, J. (Hrsg.)(2002a): Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf. 10 Jahre Forschung im Naturwaldreservat Weiherkopf. – Mitt. d. Hess. Landesforstverwaltung 38: 1-165.
- WILLIG, J. (2002b): Sturmwurf im Naturwaldreservat Weiherkopf – Forschungskonzept, Vegetations- und Verjüngungsentwicklung. – Mitt. d. Hess. Landesforstverwaltung 38: 35-48.
- WILMANN, O.; BAUER, E.-M.; GOETZE, D.; HERMANN-NITRITZ, B.; KOLLMANN, J.; STAUB, F.; WOTKE, S.A. (1998): Populationsbiologische Studien auf Sturmwurf- und Kahlschlagflächen. – In: FISCHER, A. (Hrsg.): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. - Landsberg: 130-145.
- ZÜGE, J. (1986): Wachstumodynamik eines Buchenwaldes auf Kalkgestein – mit besonderer Berücksichtigung der interspezifischen Konkurrenzverhältnisse. – Diss. Univ. Göttingen, Fak. Forstwiss. u. Waldökologie.

Manuskript angenommen: 31. Mai 2005

Anschrift der Autoren

Dr. Thomas Kompa, Prof. Dr. Wolfgang Schmidt

Universität Göttingen

Institut für Waldbau, Abt. I: Waldbau der gemäßigten Zonen und Waldökologie

Büsgenweg 1

37077 Göttingen

e-mail: thomas.kompa@web.de, wschmid1@gwdg.de

Tab. 3 Entwicklung der mittleren Deckungsgrade (in %) 1998 - 2001 in windgeworfenen Buchen-Wäldern auf tiefgründigen Gips- und/oder Dolomit-Standorten im Hainholz (Hordelymo-Fagetum typicum und circaetoso); nur Arten mit mindestens 1% mittlerem Deckungsgrad

Table with 13 columns: Species name, Bestand n=5 (1998, 1999, 2000, 2001), Lücke n=6 (1998, 1999, 2000, 2001), Flächenwurf n=9 (1998, 1999, 2000, 2001). Rows include various vegetation metrics like Wurzellager, Verhaudeckung, Baumschichtdeckung, and detailed species lists in BAUMSCHICHT, STRAUCHSCHICHT, and FELDSCICHT.

SCHÖNFELDER, G.; GRÄNITZ, F. & PORADA, H. T. (Hrsg.) (2004): Bitterfeld und das untere Muldetal. Eine landeskundliche Bestandsaufnahme im Raum Bitterfeld, Wolfen, Jeßnitz (Anhalt), Raguhn, Gräfenhainichen und Brehna. – Landschaften in Deutschland, Bd. 66. – XVI, 367 S., 15 s/w- und 65 Farbb., 2 Faltkarten, Böhlau Verlag, Köln, Weimar, Wien. – ISBN 3-412-03803-2. Preis 29,90 €

Mit kaum einer Gegend in Deutschland verbindet sich so sehr die Vorstellung von Umweltzerstörung wie mit dem Industriegebiet von Bitterfeld-Wolfen, das im Zentrum des Inventarisierungsgebietes des vorliegenden Titels liegt. Einerseits entspricht diese Vorstellung zwar durchaus den Tatsachen, andererseits zeigt das Buch anschaulich die dennoch in dieser Gegend existierende Vielfalt naturnaher Landschaftselemente und Kulturgüter.

Das im Buch behandelte Gebiet wird in etwa durch die folgenden Ortschaften begrenzt: Kochstedt sw Dessau (NW), Schleenen o Oranienbaum (NO), Brehna (SW) und Reibitz s Lößnitz (SO). Administrativ gehört der überwiegende Teil zu Sachsen-Anhalt mit Anteilen der Landkreise Anhalt-Zerbst, Bitterfeld, Köthen, Saalkreis, Wittenberg und des Stadtkreises Dessau. Der SO Teil gehört zu Sachsen (Landkreis Delitzsch).

Naturräumlich gehört das Inventarisierungsgebiet in Teilen zum Köthener und Halleschen Ackerland, zum Mulde- und Fuhnetal, zur Mosigkauer und Dübener Heide sowie zu den Tagebauregionen Bitterfeld und Gräfenhainichen. Der sächsische Anteil gehört vor allem zu den Prellheide- und Delitzsch-Sausedlitzer Sand-Platten.

Der Titel umfasst zwei Hauptteile, den landeskundlichen Überblick und die Einzeldarstellungen vor allem von Ortschaften, übrigen Landschaftsteilen, darunter mehrere Natur- und Landschaftsschutzgebiete und Elemente der Infrastruktur, wobei hier vor allem Aspekte des Braunkohlenabbaus und der Braunkohlenfolgelandschaft einen Schwerpunkt bilden.

Der Landeskundliche Überblick gliedert sich in 1. Naturraum und Landschaft (Geologie, Grundwasser und Lagerstätten, Klima, Gewässernetz und Wasserversorgung, Böden, Vegetation, Tierwelt, Natur- und Landschaftsschutz sowie Landschaftsräume), 2. Geschichte und Raumstruktur (Ur- und Frühgeschichte, Territorien, Grundherrschaft und Territorialentwicklung, Siedlungen, Verkehrswege sowie Raumordnung und Regionalentwicklung), 3. Wirtschaft und Umwelt (Land- und Forstwirtschaft, Braunkohlenbergbau, Industrielle Entwicklung sowie Umweltauswirkungen und -veränderungen) und 4. Kulturraum (Sprache, Ortsnamen, Denkmale sowie Schulwesen, Musikpflege, Theater und Brauchtum).

Nicht nur durch die einzelnen Kapitel des landeskundlichen Überblicks zieht sich als roter Faden die Braunkohlegewinnung und -verarbeitung mit ihren Folgen, sondern auf die mittelbaren und unmittelbaren Auswirkungen wird auch in zahlreichen Einzeldarstellungen eingegangen. Hierbei spielen vor allem Aspekte der direkten Beeinflussung des Landschaftshaushaltes (insbesondere Wasserregime, Kohleabbau, Tagebaufolgelandschaften, Auswirkungen der Chemieindustrie auf Mensch und Umwelt) eine besondere Rolle. Umso überraschender ist es, vor allem in der Summe betrachtet, dass an vielen Stellen trotz der jahrzehntelangen und großflächigen intensiven Landschaftsnutzung und -zerstörung zahlreiche naturnahe Lebensräume erhalten blieben, von denen die meisten als Schutzgebiete unterschiedlicher Kategorie ausgewiesen wurden und vollständig oder in Teilen zum Inventarisierungsgebiet gehören, wie z.B. LSG „Oranienbaumer Heide“ oder NSG „Möster Birken“. Gleich mehreren nationalen und internationalen Schutzkategorien (Biosphärenreservat, Europäisches Vogelschutz- und FFH-Gebiet) gehört die Untere Mulde an. Eine Tabelle zu den Schutzgebieten im Anhang enthält hierzu zusätzliche Informationen.

Fortsetzung auf S. 297

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Hercynia](#)

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: [38](#)

Autor(en)/Author(s): Kompa Thomas, Schmidt Wolfgang

Artikel/Article: [Buchenwald-Sukzession nach Windwurf auf Zechstein-Standorten des südwestlichen Harzvorlandes 233-261](#)