Tuexenia 28: 51–84. Göttingen 2008.

Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenmischwäldern in der Dübener Heide auf die Bodenvegetation

– Maik Denner und Peter A. Schmidt –

Zusammenfassung

In der Dübener Heide (Sachsen) wurden die Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus auf die Gefäßpflanzen und epigäischen Moose untersucht, um Änderungen in der Artenvielfalt und -zusammensetzung nach Voranbau von Buche in Kiefernforsten aufzuzeigen und durch Gegenüberstellung mit bewirtschafteten und naturnahen Buchenwäldern auf vergleichbaren Standorten zu bewerten. In den Untersuchungsbeständen wurden 479 Vegetationsaufnahmen angefertigt und ausgewählte Standortsparameter erfasst. Im Verlauf des Waldumbaus ergeben sich deutliche Veränderungen in den Deckungsgraden, Artenzahlen und der Artenzusammensetzung der Bodenvegetation. Die sich neu formierenden Baumschichten (Heranwachsen und Dichtschluss des Buchen-Unterstandes) beeinflussen über das Lichtregime und die Streufalldynamik wesentlich die Artenstruktur der Kraut- und Moosschicht. Bezüglich der mittleren Gesamtartenzahlen sind die Kiefern-Reinbestände und die Kiefernforsten mit 6–15-jährigen Voranbauten am artenreichsten. Die geringsten mittleren Gesamtartenzahlen weisen die Kiefernbestände mit 31–45-jährigen Buchen-Voranbauten und der naturnahe Referenzbestand auf. Zahlreiche Kraut- und Moosarten besitzen Stetigkeitsschwerpunkte in bestimmten Bestandestypen oder Abschnitten der Waldumbau-Chronosequenz und sind als analytische Indikatorarten geeignet.

Mit Hilfe von vier Kriterien (Stetigkeit, Artenschutz-Weiserwert, Soziologischer Weiserwert und Weiserwert für starken Wirtschaftseinfluss) wurden aus der Artengruppe analytischer Indikatoren normative Indikatorarten zur naturschutzfachlichen Bewertung abgeleitet. Es konnte nachgewiesen werden, dass sich im Verlauf des Waldumbaus nicht nur die Naturnähe der Baumschichten, sondern auch die der Bodenvegetation erhöht. Die Naturnähebewertung der Kraut- und Moosschicht erfolgte durch Berechnung der relativen Anteile typischer Buchen(misch)waldarten an den Gesamtartenzahlen bzw. Deckungsgradsummen. Reine Kiefernbestände und solche mit 6–15-jährigen Buchen-Voranbauten weisen in der Bodenvegetation die geringste Naturnähe auf, der Buchenwald-Referenzbestand die höchste.

Abstract: Effects of ecological forest conversion of pine monocultures into mixed beech forests in the Dübener Heide on the ground vegetation

The effects of ecological forest conversion on the vascular plants and the epigeic bryophytes were investigated in the Dübener Heide (Saxony). The main goal was to analyse changes in plant species diversity and species composition during the conversion from pine monocultures into mixed beech forests, and to evaluate these effects by a comparison with near-natural mixed beech forests on comparable sites. In the investigated stands 479 vegetation relevés were randomly selected and important site parameters analysed.

During the forest conversion, clear changes in dominance, species number and species composition of the ground vegetation were found. The development of tree layers, especially the increasing density of beech understorey, has a great influence on the species structure of the herb and moss layers due to changes in radiation and litter-fall dynamics. Total species numbers were highest in pine monocultures and in pine stands with 6– to 15-year-old beech advance plantings. They were lowest in the pine stands with 31– to 45-year-old beech advance plantings and in the near-natural reference beech stand. Numerous herb and moss species show clear habitat preferences, occurring mainly in particular stand types or sections of the forest conversion chronosequence. Thus they are suitable as analytical indicator species.

Based on four criteria (constancy, species protection indicator value, plant-sociological indicator value and indicator value for stronger management influence) normative indicator species for nature conservation evaluation were derived from the group of analytical indicators. It could be demonstrated that during the forest conversion not only the naturalness of tree layers increases, but also the naturalness of the ground vegetation. The evaluation of naturalness of the herb and moss layers was performed by calculating the proportions of typical species of beech forests in relation to the total species numbers or sums

of dominances, respectively. Pure pine stands and pine stands with 6– to 15-year-old beech advance plantings have ground vegetation with the lowest naturalness degree, whereas the reference beech stand has the highest degree.

Keywords: Beech advance plantings, forest management, *Luzulo-Fagetum*, nature conservation evaluation, normative indicator species, *Pinus sylvestris*.

1. Einleitung

Naturnahe und strukturreiche Mischwälder können im nemoralen Laubwaldgebiet Mitteleuropas potenziell alle Waldfunktionen nachhaltiger als gleichaltrige Nadelbaumreinbestände erfüllen (SCHMIDT 2003). In Anbetracht des Klimawandels und der damit einhergehenden Veränderung der natürlichen Waldgesellschaften sind Laubmischwälder und Laub-/Nadelmischwälder ebenfalls von Vorteil, da sie ein größeres Anpassungspotenzial als Nadelbaumforsten aufweisen. Die Entwicklung dem natürlichen Standortspotenzial entsprechender, ungleichaltriger Mischwälder aus nicht standortsgerechten Reinbeständen von Koniferen ist nicht nur Ziel des ökologischen Waldumbaus in der Forstwirtschaft, sondern erfüllt ebenso das Anliegen der Integration von Naturschutzzielen in die Waldbewirtschaftung (SCHMIDT 2003, THOMASIUS & SCHMIDT 2003). Die im Zuge der Einführung einer geregelten Forstwirtschaft seit dem 18./19. Jahrhundert geschaffenen Altersklassenbestände aus *Picea abies* und *Pinus sylvestris* prägen heute die meisten Waldlandschaften Deutschlands. So liegt der Anteil der Buchenmischwälder an der potenziellen natürlichen Vegetation (pnV) Sachsens bei 41,5 % (SCHMIDT et al. 2002), während der Anteil der Baumart *Fagus sylvatica* an der aktuellen Waldfläche nur ca. 3 % beträgt. *Picea abies* und *Pinus sylvestris* haben zusammen einen Anteil an der sächsischen Waldfläche von ca. 75 %, während beide Baumarten in der pnV Sachsens nur auf ca. 6,5 % der Landesfläche angenommen wurden. Maßnahmen des ökologischen Waldumbaus zur Erhöhung des Laubbaumanteils und zur Erziehung von standortsgerechten Mischbeständen, wie sie seit nunmehr ca. 25 Jahren erfolgen, führen zu Veränderungen in der Arten-, Raum- und Altersstruktur der Phytozönosen.

Bisherige Forschungen, welche die Untersuchung der Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf Waldvegetation, -struktur und Naturnähe zum Ziel hatten, konzentrierten sich v. a. auf die Folgen des Nadelbaumanbaus auf Laubwaldstandorten (z. B. ZERBE 1993, WECKESSER 2003, ENGELHARD & REIF 2004) sowie auf Vergleiche zwischen naturnahen Referenzwäldern und unterschiedlich intensiv genutzten Wirtschaftswäldern (z. B. ABS et al. 1999, DETSCH 1999, SCHMIDT 2005). Ergebnisse verschiedener Forschungsverbünde zur Thematik Waldumbau sind in zusammenfassende Schriften eingeflossen (u. a. NEBE et al. 1998, FÜRST et al. 2004, TEUFFEL et al. 2005, FRITZ 2006). Auswirkungen des Waldumbaus auf die Bodenvegetation und Naturnähe der Phytozönosen in verschiedenen Regionen Deutschlands wurden dabei z. B. von JENSSEN & HOFMANN (2002), MAYER (2002), ZERBE (2002), GÄRTNER (2004), KIEßLING et al. (2004) und SCHMIDT & DENNER (2005) analysiert.

Beim Waldumbau konzentrieren sich die Maßnahmen v. a. auf die Gehölzschichten, deren Entwicklung durch direkte Eingriffe gesteuert wird. Dadurch werden jedoch alle Schichten des Waldökosystems beeinflusst, u. a. durch Regulierung des Lichtregimes, durch Rückwirkungen der unterschiedlichen Baumarten auf den Standort oder Beeinflussungen des Bodens (z. B. bei Holzrückung, Bodenbearbeitung). Die vorliegende Arbeit, die in wesentlichen Teilen während eines vom BMBF geförderten Forschungsverbundes zum ökologischen Waldumbau mit dem Titel „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft" entstand, beschäftigt sich mit den Auswirkungen des Waldumbaus auf die Gefäßpflanzen und epigäischen Moose. Die floristischen und vegetationskundlichen Untersuchungen der Nadelbaum-Reinbestände, unterschiedlich alter Voranbauten, bewirtschafteter und aus der Bewirtschaftung genommener Buchen(misch)wälder sollten zugleich dazu dienen, geeignete Indikatoren für eine naturschutzfachliche Bewertung der Waldumbaumaßnahmen zu ermitteln. Folgende Fragestellungen standen im Focus der Untersuchungen (vgl. DENNER 2007):

- Wie verändert sich die Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen und epigäischen Moose im Verlauf des Waldumbaus? Welche Arten sind für bestimmte Zeitabschnitte (Phasen) des

Waldumbaus, welche für Nadelbaumforste bzw. Buchenmischwälder charakteristisch? Welche Arten(gruppen) werden durch Wirtschaftseinflüsse (z. B. Auflichtung, Bodenverdichtung) gefördert bzw. gehemmt?

- Existieren Arten(gruppen), die als Indikatoren für die naturschutzfachliche Bewertung des Waldumbaus bzw. die Integration von Naturschutzzielen in die Waldbewirtschaftung geeignet sind?
- Wie wirken sich Maßnahmen des ökologischen Waldumbaus auf die Naturnähe der Phytozönosen aus? Bewirkt eine Erhöhung der Naturnähe der Baumschicht einen höheren Natürlichkeitsgrad der weiteren Schichten der Phytozönosen?

2. Untersuchungsgebiet

Der als Untersuchungsgebiet dienende sächsische Teil der Dübener Heide ist durch einen hohen Anteil von Kiefernforsten geprägt (ca. 80 % der Waldfläche), darunter auch Kiefernbestände mit unterschiedlich alten Voranbauten mit Laubbäumen (hauptsächlich Rot-Buche). Weiterhin kommen Buchen-Wirtschaftswälder und naturnahe Buchen(misch)-wälder vor.

Mit 2.000 km^2 ist die Dübener Heide eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete Mitteldeutschlands. Sie zählt zu den südlichen Ausläufern des Nordostdeutschen Tieflandes (MANNSFELD & RICHTER 1995). Das Kerngebiet bilden Stauchendmoränen, die eine Höhe bis 191 m ü. NN erreichen (Versuchsflächen liegen zwischen 100 und 165 m ü. NN). An den Standorten der untersuchten Waldbestände dominieren pleistozäne Sande der Saale-Kaltzeit. Der häufigste Bodentyp ist eine saure, mäßig nährstoffhaltige Sand-Braunerde mit geringem bis mittlerem Podsolierungsgrad (Nedlitzer Sand-Braunerde). Auf einigen Versuchsflächen bestehen aufgrund lehmiger Substrate im Unterboden Übergänge zu Pseudogleyen.

Die Endmoränen und höher gelegenen Sanderflächen bzw. Grundmoränen-Platten, wo sich die Versuchsflächen befinden, zählen zum subatlantisch beeinflussten Lausitzer Klima. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8–9 °C, der mittlere Jahresniederschlag 550–600 mm.

Die 37 untersuchten Waldbestände befinden sich entsprechend der Kartierung der pnV von SCHMIDT et al. (2002) auf Standorten des Planaren Hainsimsen-Eichen-Buchenwaldes (*Luzulo-Fagetum* Meusel 1937, planare Form). Die Wälder waren meist schon im 16. Jahrhundert übernutzt. Die Nutzung erfolgte im ungeregelten Plenterbetrieb oder als Niederwald. Zahlreiche Forstberechtigungen (Servituten) belasteten den Wald enorm. Vor allem Streunutzung und Waldweide führten zu einer starken Verhagerung der Waldböden, so dass der Buchen- und Eichenanbau bzw. Naturverjüngung mit diesen Baumarten oft nicht mehr gelangen und die Holzerträge sanken (AMARELL 2000). Deshalb wurde zunehmend mit Kiefer (*Pinus sylvestris*) gewirtschaftet.

Die Dübener Heide unterlag im Industriezeitalter sehr hohen atmosphärischen Stoffbelastungen. Die industrielle Entwicklung auf Braunkohle-Basis im Raum Bitterfeld-Gräfenhainichen führte zu umfangreichen Immissionsschäden durch SO_2 und Flugaschen. Kalkreiche Flugaschen bewirkten Aufbasungen des Waldbodens bis auf pH-Werte von über 7, verbunden mit der Einwanderung basenholder Pflanzenarten in die Kieferforste (z. B. *Epipactis atrorubens*, *Euphorbia cyparissias*, *Brachypodium sylvaticum*, *Fragaria vesca*; vgl. HERPEL et al. 1995, AMARELL 2000). Durch Stilllegung der Hauptemittenten gingen die Flugasche- und SO_2-Emissionen seit 1990 drastisch zurück, während der Einfluss der Stickstoffeinträge zunahm. Die Versuchsflächen der hier vorgestellten Untersuchungen im Südost-Teil der Dübener Heide liegen allerdings im höchstens gering durch basische Flugaschen beeinflussten Gebiet (> 25 km vom ehemaligen Hauptemittenten Kraftwerk Zschornewitz entfernt). Dies wird belegt durch die Artenzusammensetzung der untersuchten Kiefernforste im Vergleich zu aufgebasten Standorten (vgl. AMARELL 2000), niedrige pH-Werte des Oberbodens, geringe mittlere Reaktionszahlen (nach ELLENBERG et al. 2001) sowie verhältnismäßig geringe mittlere Artenzahlen der Gefäßpflanzen in den Kiefernforsten.

3. Methoden

3.1. Datenerhebung

Auswahl der Untersuchungsbestände und Probeflächen

Der Auswahl der Untersuchungsbestände liegt der Chronosequenz-Ansatz zu Grunde. Es wurde eine falsche Zeitreihe gebildet und aus dem räumlichen Nebeneinander von verschieden alten Chronosequenzphasen auf die zeitliche Abfolge des Waldumbaus geschlossen. Die Chronosequenz reichte von Kiefernforsten (nachfolgend auch als Ki-Forsten bezeichnet) über Kiefernforsten mit unterschiedlich alten Buchen-Voranbauten, z. T. gemischt mit Eichen (nachfolgend Bu-V, Bu-Ei-V mit Angabe des Alters), Buchen- und Eichen-Wirtschaftswälder (Bu-WW, Ei-WW) bis zu einem naturnahen Eichen-Buchen-Mischwald als Referenzbestand (nachfolgend auch als Ei-Bu-TR bezeichnet, TR = Totalreservat; Abb. 1).

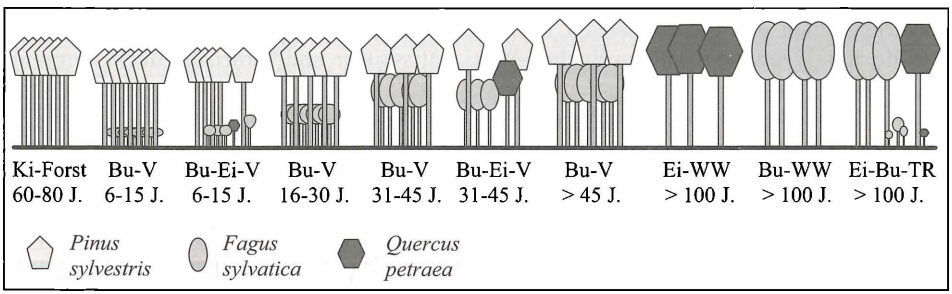


Abb. 1: Chronosequenz des ökologischen Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenwäldern in der Dübener Heide.
Bu = Buche, Ei = Eiche, Ki = Kiefer, J. = Jahre, TR = Totalreservat (Referenzbestand), V = Voranbau, WW = Wirtschaftswald.

Fig. 1: Chronosequence of the ecological forest conversion of pine monocultures to beech forests in Dübener Heide.
Bu = *Fagus sylvatica*, Ei = *Quercus petraea* et *robur*, Ki = *Pinus sylvestris*, J. = years, TR = total reserve (reference stand), V = advance planting, WW = managed forest.

Bei dem Referenzbestand (Prozessschutzfläche „Am Jagdhaus") handelt es sich um den bodensauren Buchenmischwald mit dem höchsten Natürlichkeitsgrad im sächsischen Teil der Dübener Heide. Der ca. 15 ha große und zum Zeitpunkt der Aufnahmen 130–220 Jahre alte Traubeneichen-Buchenmischwald wurde seit Jahrzehnten nur sehr extensiv genutzt und seit 1990 als Totalreservat behandelt. Die mittlere jährliche Holzentnahmemenge seit der Ausweisung als Naturschutzgebiet 1967 beträgt weniger als 1 m^3/ha. Dieser Referenzbestand diente als Maßstab für die naturschutzfachliche Bewertung, u. a. zur Dokumentation der Phytodiversität naturnaher Wälder der erfassten Standortstypen. Der Referenzbestand ist wegen der begrenzten Zeit eigendynamischer Entwicklung nicht optimal, aber im Naturraum Düben-Dahlener Heide existieren keine Buchenmischwälder, die sich längerfristig (> 50 bzw. > 100 Jahre) ohne Wirtschaftseinfluss entwickeln konnten.

Die Untersuchungsbestände wurden so ausgewählt, dass eine standörtliche Vergleichbarkeit gewährleistet ist. Übereinstimmende Klima- und Bodeneigenschaften sind von großer Bedeutung, damit die ermittelten Unterschiede zwischen den Bestandestypen auf Bewirtschaftungs- und Baumarteneffekte (den Einfluss des Waldumbaus) zurückgeführt werden können. Folgende Auswahlkriterien wurden berücksichtigt:

- Lage der Untersuchungsflächen innerhalb eines Naturraumes (Düben-Dahlener Heide) und einer Forstlichen Klimastufe (Tm = mäßig trockenes Tiefland),
- Beschränkung auf Standorte mit mittlerer Bodennährkraft und durchschnittlichem Wasserhaushalt (TM2-Standorte nach Forstlicher Standortskartierung),
- Lage der Untersuchungsflächen auf potenziellen Standorten bodensaurer Buchenmischwälder der Assoziation *Luzulo-Fagetum*.

Innerhalb von 37 ausgewählten Beständen, die über die MTB 4342, 4343, 4442 und 4443 und damit über den sächsischen Teil der Dübener Heide breit gestreut verteilt sind, wurden Probeflächen durch zufällige Auswahl von Punkten eines Gitternetzes festgelegt (Details zur Flächenauswahl in DENNER 2007). In Kiefernforsten, Buchen-Voranbauten (Altersstufen 6–15, 16–30, 31–45) und Buchen-Wirtschaftswäldern erfolgten Aufnahmen in jeweils 5–9 Beständen, in > 45-jährigen Buchen-Voranbauten in drei Beständen, in gemischten Voranbauten mit Eichen und Buchen (Altersstufen 6–15, 31–45), im Eichen-Wirtschaftswald und der naturnahen Referenzfläche in je einem Bestand.

Anfertigung von Vegetationsaufnahmen

Auf den Probeflächen fanden Vegetationsaufnahmen (400 m^2 Größe) nach der Methode BRAUN-BLANQUET statt. Das Aufnahmeverfahren unterscheidet sich von herkömmlichen vegetationskundlichen Aufnahmen insofern, dass typische anthropogene Störungen als Folge der forstlichen Bewirtschaftung in die Untersuchungen einbezogen wurden, z. B. Lücken nach Durchforstungen, Bodenverwundungen durch Befahrung, Holzrückung oder zur Förderung von Naturverjüngung und vermoderte Reisigwälle in 6–15-jährigen Voranbauten. Ausgeschlossen wurden jedoch solche zufällig ausgewählten Aufnahmepunkte, die näher als 10 m an Bestandesgrenzen oder Wegen lagen. Insgesamt erfolgten über die Bestandestypen verteilt 479 Vegetationsaufnahmen in den Jahren 2000 und 2001 (je Bestandestyp ≥ 50, in den Bestandestypen Bu-Ei-V 6–15, Bu-Ei-V 31–45 und Ei-WW je 10).
Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen folgt WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), die der Moose KOPERSKI et al. (2000).

Erfassung ausgewählter Standortsparameter

Für 84 Vegetationsaufnahmen in 28 Beständen wurden im September und Oktober des Jahres 2002 Bodenproben entnommen und die pH-Werte sowie Kohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalte analysiert. Die pH-Wert-Bestimmung erfolgte in destilliertem H_2O und in 0,01-molarer $CaCl_2$-Lösung mit einer Einstabmesskette der Firma WTW (pH 330-Taschenmessgerät). Die C- und N-Gehalte wurden nach Trocknung, Siebung und Mahlen der Proben durch Verbrennung und anschließende Analyse der gasförmigen Reaktionsprodukte im „Vario El III" der Firma VOSS-HERAEUS ermittelt.

Für alle Untersuchungsbestände wurden die forstlichen Nutzungsmengen für den Zeitraum 1980–2003 aus Vollzugsnachweisen und Forsteinrichtungsunterlagen rekonstruiert.

3.2. Datenauswertung

Da in dem Beitrag eine große Zahl an Kenngrößen geprüft wird, werden diese in Tabelle 1 in übersichtlicher Form zusammengefasst.

Ermittlung analytischer Indikatorarten

Analytische Indikatorarten kennzeichnen bestimmte Phasen bzw. Abschnitte der Chronosequenz. Ihre Ermittlung erfolgte durch Tabellenarbeit in Anlehnung an das Verfahren zur Bestimmung von Differenzialarten für Syntaxa. Dabei wurden die Aufnahmen nicht nach maximaler floristischer Ähnlichkeit sortiert, sondern die 10 Bestandestypen (s. Abb. 1) als Gruppen erhalten und jeweils die Stetigkeiten der Arten innerhalb der Bestandestypen berechnet (Stetigkeitsklassen r: > 0 bis 5 %, +: > 5 bis 10 %, I: > 10 bis 20 %, II: > 20 bis 40 %, III: > 40 bis 60 %, IV: > 60 bis 80 %, V: > 80 bis 100 %; vgl. DIERSCHKE 1994). Als analytische Indikatoren eines Bestandestyps oder Abschnitts der Chronosequenz wurden solche Arten ausgewählt, die um wenigstens zwei Stetigkeitsklassen höher und mindestens doppelt so häufig auftraten wie in gegenübergestellten Bestandestypen (vgl. BERGMEIER et al. 1990).

Ableitung normativer Indikatorarten

Normative Indikatorarten integrieren im Gegensatz zu analytischen Indikatoren wertende Faktoren (BEESE 1996, P. A. SCHMIDT 1999). In vorliegender Arbeit werden sie mit dem Ziel ermittelt, eine vegetationsbezogene naturschutzfachliche Bewertung der Waldumbaumaßnahmen vornehmen zu können. Die normativen Indikatorarten sind aus den analytischen Indikatorarten abzuleiten, müssen jedoch zusätzlich naturschutzrelevante Kriterien erfüllen. Zur Ableitung normativer Indikatoren werden folgende vier Bedingungen formuliert:
1. **Stetigkeit:** Die Art muss Differenzialart (analytischer Indikator) für einen Bestandestyp oder Chronosequenzabschnitt sein und sollte mindestens Stetigkeit II aufweisen, um seltene und ± zufällig auftretende Arten auszuschließen (vgl. Kriterien für Differenzialarten in DIERSCHKE 1994). Arten mit Stetigkeit + und I wurden teilweise als normative Indikatorarten akzeptiert (z. B. „Störungszeiger" der Buchen-

Tabelle 1: Übersicht der Prüfgrößen inklusive Einheit, Messmethode und Verweis auf das entsprechende Ergebniskapitel

Table 1: Overview of the test variables including unit of measurement, measuring method and reference to the relevant Results section

Prüfgröße	Einheit	(Mess-)Methode	Kapitel
Deckungsgrade der Vegetationsschichten (B1, B2, SS, KS, MS)	%	Dominanzschätzung in den 400 m^2 Vegetationsaufnahmen	4.2.
Artenzahlen der Vegetationsschichten (B1, B2, SS, VS, KS, MS) und gesamt	Anzahl/ 400 m^2	Artenlisten der Vegetationsaufnahmen	4.3.
analytische Indikatorarten als differenzierende Arten	-	Tabellenarbeit	4.4.
normative Indikatorarten für naturschutzfachliche Bewertungen	-	abgeleitet mittels festgelegter Kriterien aus den analytischen Indikatorarten	4.5.
Spektren der Wald- und Nichtwaldarten	%	berechnet nach Angaben in SCHMIDT et al. (2003)	4.6.
Spektren des soziologischen Verhaltens	%	berechnet nach Angaben in ELLENBERG et al. (2001)	4.6.
Spektren der Hemerobie	%	berechnet nach Angaben in KLOTZ et al. (2002)	4.6.
Shannon-Index	-	nach Formel in DIERSCHKE (1994)	4.6.
Eveness	%	nach Formel in DIERSCHKE (1994)	4.6.
mittlere quantitative Zeigerwerte (mL, mT, mK, mF, mR, mN)	-	berechnet nach Angaben in ELLENBERG et al. (2001)	4.6.
Bodendaten (Humusmächtigkeit, pH-Werte, C/N-Verhältnisse)	cm bzw. -	siehe Kapitel 3.1.	4.7.
Beziehungen zwischen Vegetation und Standort	-	PCA- und RDA-Ordination	4.7.
Naturnähe der Vegetationszusammensetzung	%	Anteil typischer Buchenwaldarten an den Artenzahlen bzw. Deckungsgradsummen	4.8.
Anteile seltener und häufiger Arten	%	Zahl besetzter MTB- (Viertel-) Quadranten in Verbreitungsatlanten Sachsens	4.8.
Vorkommen gefährdeter Arten der Roten Listen	Anzahl	entsprechend der Roten Listen der Farn- und Samenpflanzen sowie Moose Sachsens	4.8.

Wirtschaftswälder), dann jedoch in Klammern gesetzt (vgl. Tab. 5 und 6). Solchen geringsteten Indikatorarten sollte weniger Bedeutung beigemessen werden.

2. **Artenschutz-Weiserwert:** Besonders und streng geschützte Arten nach BArtSchV oder FFH-Richtlinie, Arten mit Gefährdungsgrad nach Roten Listen (Deutschland und/oder Sachsen).

3. **Soziologischer Weiserwert:** Pflanzensoziologisch bedeutsame Arten wie Charakter- und Differenzialarten von Kiefernwäldern (Klasse *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939) oder verwandten Gesellschaften (Borstgrasrasen, Zwergstrauchheiden) bzw. von bodensauren Buchen- und Eichenmischwäldern (Klasse *Querco-Fagetea* Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937) nach ELLENBERG et al. (2001) bzw. OBERDORFER (1992). Hierzu zählen auch typische Arten von bodensauren Buchenwäldern, die keine Kenn- oder Trennarten sind (Auswahlkriterien siehe unten).

4. **Weiserwert für starken Wirtschaftseinfluss:** Arten, die insbesondere bei Vorkommen in Buchen-Wirtschaftswäldern auf stärkere anthropogene Eingriffe in das Waldökosystem hinweisen (z. B. Auflichtung, Bodenbearbeitung, Befahrung).

Die Bedingung 1 muss erfüllt sein. Von den Bedingungen 2–4 ist zusätzlich mindestens eine zu erfüllen.

Berechnung von Gruppenspektren, Diversitätsindizes und mittleren Zeigerwerten

Mit Hilfe der Vegetationsaufnahmen wurden ökologische Gruppenspektren (Gruppen- und Gruppenmengenanteile) für den Anteil an Wald- und Nichtwaldarten (Zuordnung nach SCHMIDT et al. 2003, Anwendung der Liste für das Tiefland), die Hemerobiezeigerwerte (Zuordnung nach KLOTZ et al. 2002), die pflanzensoziologische Bedeutung der Arten und die Verteilung unterschiedlicher Lebensformen (Zuordnung jeweils nach ELLENBERG et al. 2001) berechnet. Zur Bewertung der Diversität dienten Artenzahl, Shannon-Index und Eveness, zur Einschätzung der Standortsbedingungen mit Hilfe der Vegetation die mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001).

Naturschutzfachliche Bewertung

Als Kriterien zur naturschutzfachlichen Bewertung fanden Naturnähe, Vielfalt sowie Seltenheit und Gefährdung Berücksichtigung. Die Bewertung der Naturnähe der Kraut- und Moosschicht erfolgte über den relativen Anteil von typischen Buchenwaldarten (getrennt für Arten der Reifephase sowie gemeinsam für Arten der Reifephase und von Lücken) an der Gesamtartenzahl bzw. Deckungsgradsumme der Kraut- und Moosschicht. Der Bewertungsansatz geht von der Annahme aus, dass die Naturnähe der Bodenvegetation mit höherem Anteil der für den entsprechenden potenziell natürlichen Waldökosystemtyp charakteristischen Arten steigt. Zur Entscheidungsfindung, ob eine Art als **typische Buchenwaldart** eingestuft werden kann, dienten folgende Angaben:

- Soziologie der Krautarten in ELLENBERG et al. (2001),
- Stetigkeiten der Arten in Tabellen von OBERDORFER (1992) mit 1.860 Vegetationsaufnahmen des *Luzulo-Fagetum* sowie 2.218 des *Galio odorati-Fagetum* Sougnez et Thill 1959 in der *Fagion*-Übersichtstabelle, weiterhin die Tabellen zur regionalen Gliederung dieser beiden Assoziationen,
- Stetigkeiten der Arten in 1.657 Vegetationsaufnahmen aus Buchenwäldern Sachsens,
- Zuordnung der Arten in der Liste der Waldpflanzen Deutschlands von SCHMIDT et al. (2003),
- Stetigkeiten der Arten im selbst untersuchten Referenzbestand.

Die Zuordnung der erfassten Arten als „typisch" bzw. „Störungszeiger" in Buchenwäldern kann in DENNER (2007) nachgeschlagen werden. Von den 289 aufgenommenen Gefäßpflanzen- und Moosarten wurden 70 Arten als typisch für die Reifephase von Buchenwäldern des Tieflandes eingestuft (z. B. *Carex pilulifera*, *Dicranella heteromalla*), weitere 34 Arten als typisch für Lücken von Buchenwäldern (z. B. *Rubus idaeus*, *Epilobium angustifolium*), die restlichen 185 Arten als für Buchenwälder eher untypisch (darunter viele Störungszeiger in Wäldern, z. B. *Stellaria media*, *Bryum argenteum*).

Zur Bewertung der Seltenheit der Arten diente die Anzahl der besetzten Messtischblatt-Viertelquadranten im Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens (HARDTKE & IHL 2000), für die Moose die Anzahl der besetzten Messtischblatt-Quadranten im Verbreitungsatlas der Moose Sachsens (MÜLLER 2004). Es wurden 5 Stufen der Seltenheit gebildet, die von sehr selten (in > 0 bis 2 % der [Viertel-]Quadranten vorkommend) bis zu sehr häufig (in > 67 % der [Viertel-]Quadranten vorkommend) reichen. Die Gefährdung der Arten wurde anhand der Roten Listen Sachsens eingeschätzt (SCHULZ 1999, MÜLLER 2004).

Statistische Verfahren

Statistische Tests zur Ermittlung signifikanter Unterschiede ausgewählter Prüfgrößen zwischen den Bestandestypen erfolgten mit dem Programm SPSS 11.5 als Einfache Varianzanalyse (Post-Hoc-Tests als Scheffé-Verfahren bei Varianzgleichheit, sonst Games-Howell-Verfahren) oder als H-Test nach Kruskal und Wallis mit anschließenden multiplen paarweisen Vergleichen der mittleren Ränge mittels des Chi^2-Ansatzes (SACHS 2002, S. 396). Diese Vergleiche mittels Chi^2-Ansatz testen konservativ, d. h. sie weisen weniger Signifikanzen als andere Testverfahren aus (z. B. paarweise Mann-Whitney-U-Tests mit Bonferroni-Korrektur des Signifikanzniveaus). Zur Signifikanzprüfung unterschiedlicher Stetigkeiten zwischen zwei Bestandestypen (z. B. zwischen Bu-WW und naturnahem Referenzbestand) wurde der exakte Test nach Fisher verwendet.

Zur Verdeutlichung der Beziehungen zwischen Vegetation und Standortsparametern kamen Ordinationsverfahren nach dem linearen Modell (Standardabweichungs-Einheiten der DCA's waren kleiner 3; vgl. TER BRAAK & PRENTICE 1988) zur Anwendung (PCA, RDA). Bei der indirekten Ordination (PCA) wurden alle Vegetationsaufnahmen berücksichtigt und diejenigen Arten, welche im gesamten Aufnahmematerial mindestens 5 % oder in einem Bestandestyp mindestens 10 % Stetigkeit erreichten. Die mittleren gewichteten Zeigerwerte nach ELLENBERG wurden als „overlay" (supplementary environmental variables) über das Ordinationsdiagramm gelegt. Die direkte Ordination erfolgte mit den 84 Vegetationsaufnahmen, für die Standortsdaten erhoben wurden, wobei nur signifikant (Monte-Carlo-Permutationstest) zur Varianzerklärung beitragende Umweltparameter Berücksichtigung fanden. In den Ordinationsdiagrammen sind die Arten mit den ersten drei Buchstaben des Gattungs- und Artnamens abgekürzt, getrennt durch einen Unterstrich. Die Ordinationen wurden mit dem Programm CANOCO 4.5 vorgenommen (Einstellungen: focus scaling on inter species correlations, species scores divide by standard deviation, center by species, no transformation and no weights).

4. Ergebnisse

4.1. Syntaxonomische Einordnung

Die Bodenvegetation in den Kiefernbeständen mit Buchen-Voranbauten unterliegt äußerst dynamischen Veränderungen (Ausdunklungs- und Wiederansiedlungsprozesse), eine gesättigte Artenstruktur ist nicht vorhanden. Eine Typisierung von Wald- und Forstgesellschaften kann demnach nur für die Ausgangs- und Zielbestandestypen (Ki-Forste, Bu-WW, Ei-WW, Referenzbestand) erfolgen. Die 117 Vegetationsaufnahmen aus Buchen-Wirtschaftswäldern der Dübener Heide können als planare Form zum *Luzulo-Fagetum* gestellt werden. *Luzula luzuloides* als Kennart der Hainsimsen-Buchenwälder erreicht eine Stetigkeit von 43,6 % (vgl. Tab. 3) und eine mittlere Dominanz von 0,6 %. In der Krautschicht treten Säure- bis Mäßigsäurezeiger hochstet (IV–V) auf (*Carex pilulifera* 99,1 %, *Luzula pilosa* 83,8 %, *Deschampsia flexuosa* 74,4 %, *Agrostis capillaris* 61,5 % und *Vaccinium myrtillus* 61,5 %). In der Dübener Heide und im Fläming klingt das *Luzulo-Fagetum* als Waldgesellschaft bodensaurer Standorte aus und wird weiter nördlich durch floristisch nahe verwandte Buchenwälder ohne *Luzula luzuloides* ersetzt. Entsprechende bodensaure Buchenwälder werden trotzdem zum *Luzulo-Fagetum* gestellt (vgl. HEINKEN 2007 für Buchenwälder Mittelbrandenburgs) oder auch als Drahtschmielen-Buchenwald (*Deschampsio-Fagetum* Schröder 1938) bezeichnet.

In einem Teil der Aufnahmen der Buchen-Wirtschaftswälder überwiegen bei Summierung der Artmächtigkeiten mesotraphente und frischezeigende Arten wie *Athyrium filix-femina*, *Poa nemoralis*, *Milium effusum*, *Scrophularia nodosa* und *Dryopteris filix-mas* gegenüber Säurezeigern. Eine Anbindung an das *Galio odorati-Fagetum* ist aber nicht gerechtfertigt, da eutraphente Arten wie *Galium odoratum*, *Gymnocarpium dryopteris* und *Lamium galeobdolon* fehlen oder nur eine Stetigkeit von r (≤ 5 %) aufweisen. Aufgrund des in RENNWALD (2000) nicht anerkannten Assoziationsranges des *Milio-Fagetum* Burrichter et Wittig 1977 wurden die vorliegenden Aufnahmen mit mesotraphenten Arten als Subassoziation mit *Milium effusum* zum *Luzulo-Fagetum* gestellt (*Luzulo-Fagetum milietosum*). Damit können die untersuchten Buchen-Wirtschaftswälder der Dübener Heide der Typischen und der *Milium*-Subassoziation des *Luzulo-Fagetum* zugeordnet werden, wobei jeweils eine Typische und eine *Athyrium*-Variante unterschieden wurde (Einteilung entsprechend HÄRDTLE et al. 2004). Durch das Vorkommen von *Luzula luzuloides*, die Dominanz von Säurezeigern in der Kraut- und Moosschicht (darunter Differenzialarten der Assoziation) und das Fehlen anspruchsvoller Arten (mit Ausnahme einiger Stickstoffzeiger) können die 51 Vegetationsaufnahmen aus dem naturnahen Referenzbestand ebenfalls dem *Luzulo-Fagetum* (planare Höhenform) zugeordnet werden. Auffällig sind die sehr geringen Deckungsgrade der Krautschicht (Median 1 % in geschlossenen Bestandesteilen). Das Vorkommen von *Calamagrostis arundinacea* in 11 Vegetationsaufnahmen (Artmächtigkeit r bis 1) weist auf die räumliche Nähe des *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae* (Hartmann 1934) Scamoni et Passarge 1959 hin. Für die Zuordnung des untersuchten Eichen-Wirtschaftswaldes zum *Calamagrostio-Quercetum* (Höhenform mit *Luzula luzuloides*, Subassoziation mit *Convallaria majalis*) spricht die Dominanz von Wald-Reitgras und Heidelbeere in der Krautschicht, ebenso die hohe Stetigkeit (100 %) von *Carex pilulifera* (vgl. HÄRDTLE et al. 1997, RENNWALD 2000).

Für Kiefernforste existieren verschiedene, z. T. ältere syntaxonomische Bearbeitungen. Die Nadelbaumforste werden dabei als stark anthropogen beeinflusste Vegetationstypen zumeist keiner Assoziation, sondern Forstgesellschaften zugeordnet. Die verschiedenen Autoren bezeichnen floristisch und ökologisch vergleichbare Forstökosystemtypen unterschiedlich. Dies erschwert die Vergleichbarkeit und suggeriert eine größere Anzahl an Gesellschaftstypen. So können die untersuchten Kiefernforste der Dübener Heide nach SCHUBERT et al. (2001) überwiegend zum Landreitgras-Kiefernforst und Gabelzahnmoos-Himbeer-Kiefernforst, nach AMARELL (2000) zum Himbeer-Blaubeer-Kiefernforst, nach HOFMANN (1997) zum Sauerklee-Blaubeer-Kiefernforst und Sandrohr-Kiefernforst (= Landreitgras-Kiefernforst) gestellt werden. Entsprechend HEINKEN & ZIPPEL (1999), die bei der

Auswertung von 1.096 Vegetationsaufnahmen von Kiefernbeständen im norddeutschen Tiefland auch Kiefernforsten in den Verband *Dicrano-Pinion* (Libbert 1932) Matuszkiewicz 1962 stellten, lassen sich die vorliegenden Aufnahmen aus der Dübener Heide der *Deschampsia flexuosa-Pinus sylvestris*-Gesellschaft (Drahtschmielen-Kiefernwald) zuordnen.

4.2. Deckungsgrade der Vegetationsschichten

In der Waldumbau-Chronosequenz ändert sich der Deckungsgrad in allen Schichten der Phytozönosen in charakteristischer Weise. Die Gehölzschichten und die Baumartenwahl beeinflussen maßgeblich den Lichtzutritt zum Waldboden und damit die Deckungsgrade der Kraut- und Moosschicht. Die Mediane der Deckungsgrade der Strauchschicht (0,5–5 m hoch) liegen zwischen 1 % (Bu-V 31–45, Ei-Bu-TR) und 75 % (Bu-V 6–15). Die hohen Deckungsgrade der Strauchschicht in den 6–15-jährigen Voranbauten werden v. a. durch den gepflanzten Unterstand aus *Fagus sylvatica*, z. T. auch *Quercus petraea* und *Carpinus betulus* gebildet. In der Phase der 16–30-jährigen Buchen-Voranbauten wächst der Unterstand in die 2. Baumschicht (B2) ein. Im 31–45-jährigen Buchen-Voranbau beschattet der Unterstand aus *Fagus sylvatica* den Waldboden so stark, dass sich nahezu keine Kraut- und Moosschicht ausbilden kann.

Die Mediane der Deckungsgrade der Krautschicht (inkl. Naturverjüngung bis 50 cm Höhe) schwanken zwischen 0,3 % (Bu-V 31–45) und 90 % (Ki-Forste; Abb. 2). Im Verlauf der Waldumbau-Chronosequenz sinkt der Deckungsgrad der Krautschicht von den Kiefernforsten bis zu den sehr schattigen 31–45-jährigen Buchen-Voranbauten kontinuierlich ab und steigt in > 45-jährigen Buchen-Voranbauten und Buchen-Wirtschaftswäldern wieder

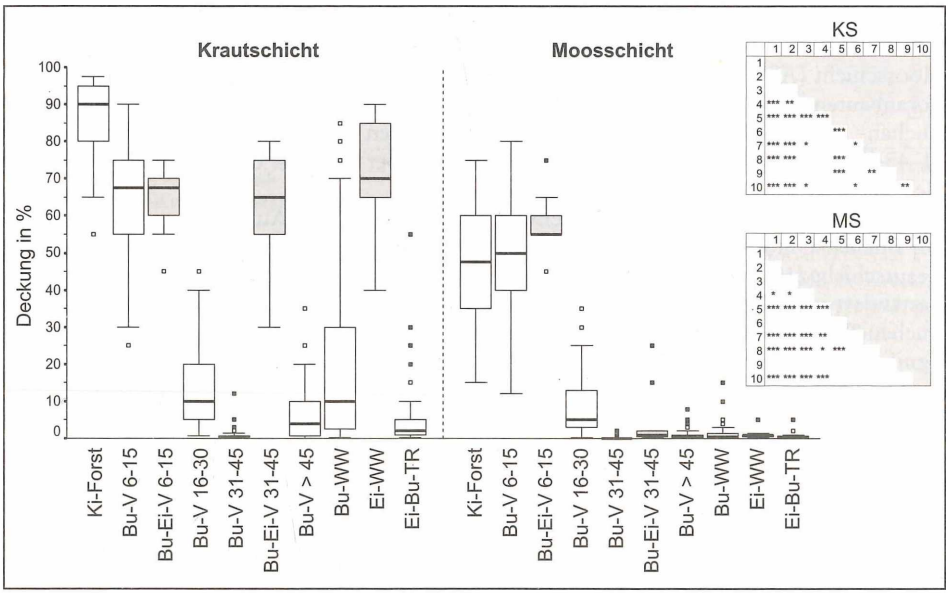


Abb. 2: Änderung der Schichtdeckungsgrade der Krautschicht (KS) und Moosschicht (MS) im Verlauf des Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenwäldern.
Stichprobenumfang vgl. Tab. 2; Kruskal-Wallis-Test: KS Chi^2 = 360,887, p = 0,000; MS Chi^2 = 370,972, p = 0,000, Post-Hoc-Tests nach dem Chi^2-Ansatz; Ki-Forst = 1, Ei-Bu-TR = 10; Abkürzungen siehe Abb. 1.

Fig. 2: Change of vegetation layer cover degrees of the herb layer (KS) and moss layer (MS) during the conversion of pine monocultures to beech forests.
Sample size see Table 2; Kruskal-Wallis test: KS Chi^2 = 360.887, p = 0.000; MS Chi^2 = 370.972, p = 0.000, Post-hoc tests employing the Chi^2 formulation; Ki-Forst = 1, Ei-Bu-TR = 10; Abbreviations see Fig. 1.

leicht an (Abb. 2). Die Mediane der Deckungsgrade der Krautschicht in 6–15-jährigen reinen Buchen-Voranbauten und 6–15-jährigen gemischten Voranbauten aus Rot-Buche, Trauben-Eiche und Hainbuche sind gleich. Der Deckungsgrad der Krautschicht im 31–45-jährigen Buchen-Eichen-Unterstand ist dagegen sehr viel höher als im gleichaltrigen reinen Buchen-Voranbau, ebenso im Eichen-Wirtschaftswald im Vergleich zu den Buchen(misch)wäldern (s. Abb. 2). Den zweitniedrigsten Deckungsgrad der Krautschicht besitzt der naturnahe Referenzbestand (Median 2 %).

Die Deckungsgrade der Moosschicht sind nur in Kiefernforsten und 6–15-jährigen Voranbauten hoch (Mediane 47,5 bis 55 %). Die lichte Kronenschicht aus *Pinus sylvestris* und die Nadelstreu-Humusauflage bieten einigen pleurokarpen Laubmoosarten die Möglichkeit zur Massenentfaltung (*Hypnum jutlandicum*, *Scleropodium purum*, *Pleurozium schreberi*, *Brachythecium rutabulum*). Bereits in den 16–30-jährigen Buchen-Voranbauten nehmen die Deckungsgrade der Moosschicht stark ab (Median 5 %; vgl. Abb. 2) und sind in den Laub(misch)wäldern generell niedrig.

4.3. Artenzahlen der Probeflächen

Die mittleren Gesamtartenzahlen liegen zwischen 16,1 (Bu-V 31–45) und 40,3 (Bu-V 6–15). Mit zunehmendem Dichtschluss des Buchen-Unterstandes verringert sich die mittlere Gesamtartenzahl von den 6–15-jährigen- bis zu den 31–45-jährigen Buchen-Voranbauten kontinuierlich innerhalb eines relativ kurzen Zeitraums. Die Artenzahlen sinken sowohl in der Kraut- und Moosschicht als auch bei den Gehölzarten (Abb. 3). Eine nur geringfügig höhere mittlere Gesamtartenzahl als die sehr schattigen 31–45-jährigen Buchen-Voranbauten weist der naturnahe Referenzbestand (17,5) auf. Seine mittlere Gesamtartenzahl ist signifikant niedriger als in allen übrigen bewirtschafteten Bestandestypen. Die zweitniedrigste mittlere Artenzahl verzeichnet der naturnahe Referenzbestand ebenso in der Kraut- und Moosschicht (Abb. 3). Die mittleren Gesamtartenzahlen von 6–15-jährigen reinen Buchen-Voranbauten und 6–15-jährigen gemischten Buchen-Eichen-Voranbauten sowie von Buchen- und Eichen-Wirtschaftswäldern unterscheiden sich jeweils nicht signifikant. Der 31–45-jährige Buchen-Eichen-Unterstand (35,2) ist aber mehr als doppelt so artenreich wie gleichaltrige reine Buchen-Voranbauten (16,1).

In der Krautschicht ist der Artenschwund, verursacht durch Aufwuchs und Dichtschluss des Buchen-Unterstandes, besonders deutlich zu erkennen. Hohe mittlere Artenzahlen der Krautschicht (15,1–17,7), die sich untereinander nicht signifikant unterscheiden, weisen die Bestandestypen Ki-Forst, Bu-V 6–15, Bu-Ei-V 6–15, Bu-Ei-V 31–45 und Bu-WW auf. Die Buchen-Wirtschaftswälder sind mit durchschnittlich 16,4 Arten in der Krautschicht höchstsignifikant artenreicher als der naturnahe Referenzbestand (7,4).

Die mittleren Artenzahlen der Moosschicht (epigäische Moose und Flechten) liegen zwischen 4,6 (Bu-V 31–45) und 12,4 (Bu-V 6–15). Die Artenzahlen in der Moosschicht unterscheiden sich im Gegensatz zur Krautschicht zwischen den Bestandestypen Bu-WW und Ei-Bu-TR sowie zwischen Bu-V 31–45 und Bu-Ei-V 31–45 nicht signifikant. Der Anteil der Moose an der Gesamtartenzahl liegt zwischen 19,3 % (Bu-Ei-V 31–45) und 32,8 % (Ei-WW). Damit stellen nur die Moose des Waldbodens (auf Humus und Mineralboden wachsend) zwischen 1/5 und 1/3 der Gesamtartenzahl. Dies verdeutlicht den hohen Stellenwert der Moose in Waldökosystemen für die Phytodiversität.

4.4. Analytische Indikatorarten

Im Verlauf des ökologischen Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenwäldern finden charakteristische Veränderungen der Stetigkeiten zahlreicher Gehölz-, Kraut- und Moosarten statt. Die als Differenzialarten einzelner Bestandestypen oder bestimmter Abschnitte der Chronosequenz geeigneten Arten finden als analytische Indikatoren Anwendung (s. Kap. 3.2.).

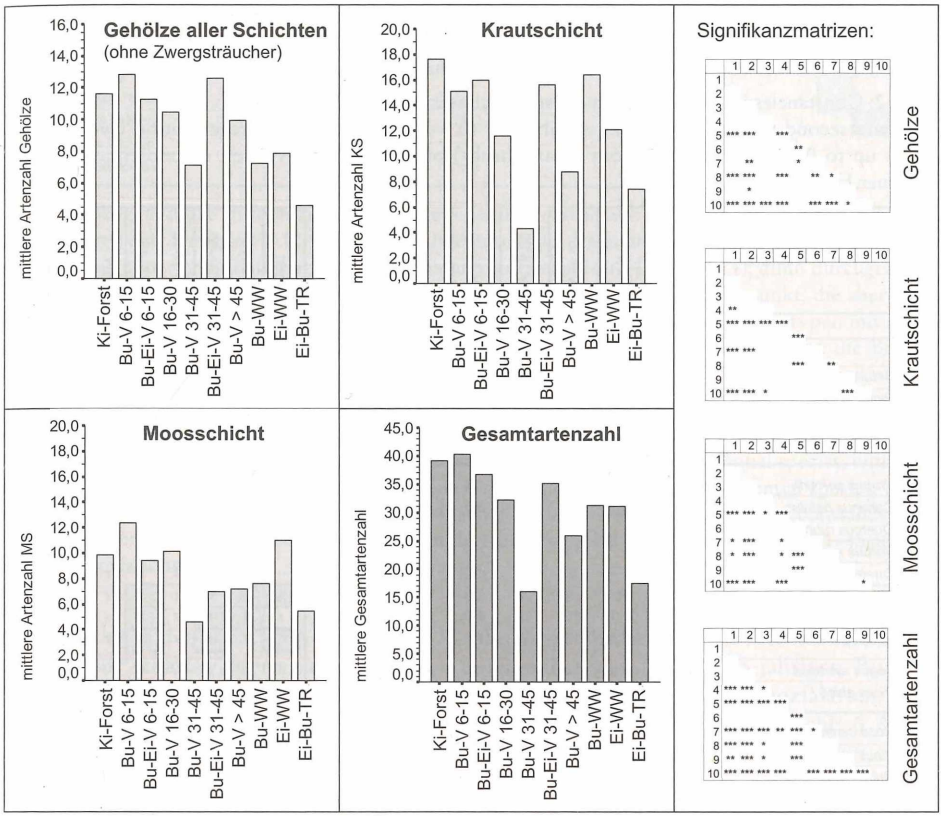


Abb. 3: Mittlere Artenzahlen (400 m²-Plots) der Gehölze, Krautschicht (KS) und Moosschicht (MS) sowie mittlere Gesamtartenzahl im Verlauf des Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenwäldern in der Dübener Heide.
Stichprobenumfang vgl. Tab. 2; Signifikanztests für Gesamtartenzahl als einfache Varianzanalyse: F = 41,071, p = 0,000, Post-Hoc-Tests als Games-Hovell-Verfahren; für Gehölze, KS und MS als Kruskal-Wallis-Test: Gehölze Chi^2 = 262,966, p = 0,000, KS Chi^2 = 230,682, p = 0,000, MS Chi^2 = 186,477, p = 0,000, Post-Hoc-Tests mit Chi^2-Ansatz; Ki-Forst = 1, Ei-Bu-TR = 10; Abkürzungen siehe Abb. 1.

Fig. 3: Mean species numbers (400 m² sample plots) of woody plants, herb (KS) and moss layers (MS) as well as mean total species numbers during the conversion of pine monocultures to beech forests in Dübener Heide.
Sample size see Table 2; significance tests for total species number as a simple variance analysis: F = 41.071, p = 0.000, Post-hoc tests in terms of the Games-Hovell method; significance tests for woody plants, KS and MS according to Kruskal-Wallis: woody plants Chi^2 = 262.966, p = 0.000, KS Chi^2 = 230.682, p = 0.000, MS Chi^2 = 186.477, p = 0.000, Post-hoc tests employing the Chi^2 formulation; Ki-Forst = 1, Ei-Bu-TR = 10; Abbreviations see Fig. 1.

Durch Tabellenarbeit wurden für die Krautschicht und die Moosschicht jeweils vier vergleichbare Gruppen analytischer Indikatorarten herausgearbeitet (vgl. Tab. 3 und 4):

- Arten mit Stetigkeitsschwerpunkt in Kiefernforsten, 6–15- und/oder 16–30-jährigen Buchen-Voranbauten (Krautschicht: 24 Arten, darunter 9 Differenzialarten, z. B. *Molinia caerulea*, *Nardus stricta*, *Calluna vulgaris*; Moosschicht: 19 Arten, darunter 9 Differenzialarten, z. B. *Brachythecium oedipodium*, *Plagiothecium denticulatum*, *Dicranum scoparium*),
- Arten, die in allen Bestandestypen vorkommen und ± ähnliche Stetigkeiten aufweisen (Krautschicht: 6 Arten, z. B. *Vaccinium myrtillus*, *Moehringia trinervia*; Moosschicht: 5 Arten, z. B. *Dicranella heteromalla*, *Brachythecium rutabulum*),

Tabelle 2: Stetigkeiten in Prozent sowie in Stetigkeitsklassen für ausgewählte Arten
1. und 2. Baumschicht (B1, B2), Strauchschicht (0,5–5 m Höhe) und Verjüngungsschicht (Gehölze bis 0,5 m Höhe außer Zwergsträucher) der Waldumbau-Chronosequenz in der Dübener Heide.

Table 2: Constancies in % as well as in constancy classes for selected species
First and second tree layer (B1, B2), shrub layer (0.5–5 m in height) and regeneration layer (woody plants up to 0.5 m in height without dwarf shrubs) of the forest conversion chronosequence in the Dübener Heide.

Schicht	Artname	Ki-Forst	Bu-V 6-15	Bu-V 16-30	Bu-V 31-45	Bu-V > 45	Bu-WW	Ei-Bu-TR	Ki-Forst	Bu-V 6-15	Bu-V 16-30	Bu-V 31-45	Bu-V > 45	Bu-WW	Ei-Bu-TR
	n=	70	50	50	61	50	117	51	70	50	50	61	50	117	51
		Angaben in %							Stetigkeitsklassen						
B1	*Betula pendula*	34,3	28	16	6,6	14	·	·	II	II	I	+	I	·	·
	Pinus sylvestris	100	100	100	100	100	4,3	5,9	V	V	V	V	V	r	+
	Fagus sylvatica	·	·	6	9,8	92	100	100	·	·	+	+	V	V	V
	Quercus petraea	·	·	2	·	·	·	88,2	·	·	r	·	·	·	V
B2	*Prunus serotina*	11,4	2	·	1,6	·	·	·	I	r	·	r	·	·	·
	Carpinus betulus	14,3	20	2	3,3	8	·	·	I	I	r	r	+	·	·
	Quercus rubra	·	38	·	·	·	·	·	·	II	·	·	·	·	·
	Sorbus aucuparia	·	18	2	3,3	4	0,9	·	·	I	r	r	r	r	·
	Quercus petraea	·	4	8	19,7	2	2,6	·	·	r	+	I	r	r	·
	Pinus sylvestris	70	48	26	3,3	12	1,7	3,9	IV	III	II	r	I	r	r
	Quercus robur	4,3	18	12	4,9	22	·	·	r	I	I	r	II	·	·
	Betula pendula	47,1	16	50	1,6	42	1,7	·	III	I	III	r	III	r	·
	Fagus sylvatica	47,1	38	100	100	100	82,1	74,5	III	II	V	V	V	V	IV
	Picea abies	·	·	·	3,3	·	3,4	11,8	·	·	·	r	·	r	I
Strauchschicht	*Rosa canina*	5,7	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·
	Pinus sylvestris	45,7	90	18	·	10	6,8	·	III	V	I	·	+	+	·
	Rubus fruticosus agg.	44,3	52	14	·	·	4,3	·	III	III	I	·	·	r	·
	Carpinus betulus	58,6	46	12	1,6	14	4,3	·	III	III	I	r	I	r	·
	Quercus rubra	15,7	90	20	3,3	8	3,4	·	I	V	I	r	+	r	·
	Cytisus scoparius	14,3	44	10	·	·	·	·	I	III	+	·	·	·	·
	Populus tremula	5,7	22	6	·	·	3,4	2	+	II	+	·	·	r	r
	Larix decidua	·	8	·	·	·	3,4	·	·	+	·	·	·	r	·
	Betula pendula	95,7	100	68	·	20	23,1	2	V	V	IV	·	I	II	r
	Rubus idaeus	92,9	94	62	·	30	29,1	2	V	V	IV	·	II	II	r
	Quercus petraea	58,6	46	28	·	10	4,3	2	III	III	II	·	+	r	r
	Sorbus aucuparia	100	100	78	4,9	54	16,2	17,6	V	V	IV	r	III	I	I
	Quercus robur	97,1	100	62	1,6	46	6	·	V	V	IV	r	III	+	·
	Frangula alnus	98,6	90	30	1,6	58	6	2	V	V	II	r	III	+	r
	Rubus corylifolius agg.	75,7	88	60	1,6	22	15,4	·	IV	V	III	r	II	I	·
	Prunus serotina	47,1	36	36	3,3	·	12,8	17,6	III	II	II	r	·	I	I
	Fagus sylvatica	90	100	100	95,1	76	94	88,2	V	V	V	V	IV	V	V
	Sambucus racemosa	1,4	4	·	·	·	10,3	2	r	r	·	·	·	I	r
	Picea abies	·	2	2	·	·	1,7	11,8	·	r	r	·	·	r	I
Verjüngungsschicht	*Carpinus betulus*	34,3	14	2	6,6	34	16,2	·	II	I	r	+	II	I	·
	Tilia cordata	5,7	·	·	·	·	5,1	·	+	·	·	·	·	+	·
	Cytisus scoparius	7,1	40	12	1,6	·	·	·	+	II	I	r	·	·	·
	Rubus fruticosus agg.	40	46	12	3,3	2	4,3	·	II	III	I	r	r	r	·
	Quercus robur	78,6	80	92	57,4	92	9,4	3,9	IV	IV	V	III	V	+	r
	Castanea sativa	·	·	32	19,7	·	5,1	·	·	·	II	I	·	+	·
	Rubus idaeus	95,7	100	74	23	70	48,7	3,9	V	V	IV	II	IV	III	r
	Quercus rubra	37,1	78	76	80,3	84	53,8	·	II	IV	IV	V	V	III	·
	Rubus corylifolius agg.	68,6	84	80	65,6	66	34,2	2	IV	V	IV	IV	IV	II	r
	Betula pendula	82,9	62	26	1,6	2	55,6	17,6	V	IV	II	r	r	III	I
	Fagus sylvatica	77,1	62	66	67,2	88	100	100	IV	IV	IV	IV	V	V	V
	Frangula alnus	52,9	74	36	14,8	94	14,5	5,9	III	IV	II	/	V	/	+
	Pinus sylvestris	100	100	32	50,8	58	58,1	29,4	V	V	//	III	III	III	//
	Sorbus aucuparia	81,4	78	80	50,8	96	53,8	54,9	V	IV	IV	III	V	III	III
	Prunus serotina	50	44	30	55,7	14	51,3	88,2	III	III	II	III	/	III	V
	Prunus avium	17,1	4	4	9,8	10	17,1	7,8	I	r	r	+	+	I	+
	Malus sylvestris	4,3	2	10	4,9	8	1,7	2	r	r	+	r	+	r	r

Sambucus nigra	2,9	2	·	4,9	14	27,4	2	r	r	·	r	I	II	r
Salix caprea	1,4	2	·	·	·	20,5	2	r	r	·	·	·	II	r
Larix decidua	1,4	·	·	·	·	20,5	·	r	·	·	·	·	II	·
Picea abies	2,9	·	4	·	·	17,1	·	r	·	r	·	·	I	·
Sambucus racemosa	1,4	·	·	·	2	10,3	·	r	·	·	·	r	I	·
Quercus petraea	40	18	34	36,1	12	16,2	82,4	II	I	II	II	I	I	V
Populus tremula	4,3	10	2	·	·	14,5	·	r	+	r	·	·	I	·
Acer platanoides	1,4	·	10	1,6	12	1,7	·	r	·	+	r	I	r	·

In der Tabelle sind alle differenzierenden Arten enthalten sowie alle Arten, die in mindestens einem Bestandestyp eine Stetigkeit > 10 % erreichen. Bedeutung der Rahmen und Schattierungen: fett durchgezogen und grau = gute Differenzialarten im Sinne von DIERSCHKE (1994, S. 274); dünn durchgezogen und grau = schwache Differenzialarten; gestrichelt = Arten mit Stetigkeitsschwerpunkt, die aber nicht Differenzialarten sind; dünn durchgezogen und weiß = Arten, die in ± allen Bestandestypen mit ähnlichen Stetigkeiten vorkommen (Stetigkeit kursiv = Art tritt auffällig seltener auf). Ohne die Bestandestypen Bu-Ei-V 6–15, Bu-Ei-V 31–45 und Ei-WW. Abkürzungen siehe Abb. 1.

The table contains all differentiating species and all species that reach a constancy > 10 % in at least one stand type. Meaning of the frames and shadings: in bold unbroken and gray = good differential species according to DIERSCHKE (1994, p. 274); thinly unbroken and gray = weak differential species; with broken line = species with particular constancy concentrations but not valid as differential species; thinly unbroken and white = species that appear in ± all stand types with similar constancies (constancy italic = species occurs strikingly more rarely). Without the stand types Bu-Ei-V 6–15, Bu-Ei-V 31–45 and Ei-WW. Abbreviations see Fig. 1.

- Arten, die in den schattigen Beständen (31–45-jährige Buchen-Voranbauten, z. T. auch in Buchen-Wirtschaftswäldern und/oder dem Referenzbestand bzw. > 45-jährigen Buchen-Voranbauten) seltener auftreten (Krautschicht: 9 Arten, darunter 8 Differenzialarten, z. B. *Agrostis capillaris*, *Deschampsia flexuosa*, *Maianthemum bifolium*; Moosschicht: 6 Arten, die alle Differenzialarten sind, z. B. *Scleropodium purum*, *Polytrichum formosum*, *Aulacomnium androgynum*),
- Arten mit Stetigkeitsschwerpunkt in Buchen-Wirtschaftswäldern (Krautschicht: 37 Arten, darunter 21 Differenzialarten, z. B. *Athyrium filix-femina*, *Poa nemoralis*, *Carex remota*, *Milium effusum*) bzw. Arten mit Stetigkeitsschwerpunkt in Beständen, in denen Rot-Buche in der B1 dominiert (Bu-WW und/oder Referenzbestand, z. T. auch > 45-jährige Buchen-Voranbauten; Moosschicht: 11 Arten, darunter 6 Differenzialarten, z. B. *Pohlia lutescens*, *Pseudotaxiphyllum elegans*, *Hypnum cupressiforme*).

Licht- und Pionierbaumarten (z. B. *Betula pendula*, *Sorbus aucuparia*) sowie Sträucher (z. B. *Rubus idaeus*, *Frangula alnus*) treten in der Strauchschicht der schattigen 31–45-jährigen Buchen-Voranbauten sowie der Buchen-Wirtschaftswälder und des Referenzbestandes zurück (Tab. 2). Vier krautige Differenzialarten kennzeichnen sowohl Kiefernforste als auch 6–15-jährige Buchen-Voranbauten: *Epilobium angustifolium* und *Calluna vulgaris* als gute Differenzialarten, *Rumex acetosella* und *Melampyrum pratense* als schwache Differenzialarten (Tab. 3). Der naturnahe Referenzbestand besitzt in der Krautschicht keine eigenen Differenzialarten. Er ist von anderen Bestandestypen negativ durch den Ausfall bzw. Stetigkeitsrückgang zahlreicher Arten der kieferndominierten Bestandestypen bzw. der Buchen-Wirtschaftswälder gekennzeichnet. Folgende Arten erfüllen die Eigenschaften von guten Differenzialarten der Buchen-Wirtschaftswälder auf TM2-Standorten der Dübener Heide: *Poa nemoralis*, *Athyrium filix-femina*, *Juncus effusus*, *Carex pallescens* und *Deschampsia cespitosa* (Tab. 3). 16 Arten mit Stetigkeiten von + bis II sind schwache Differenzialarten der Buchen-Wirtschaftswälder. Darunter befinden sich Arten mit Verbreitungsschwerpunkt auf trophisch mittleren bis kräftigen Böden (z. B. *Milium effusum*, *Scrophularia nodosa*, *Carex sylvatica*, *Viola reichenbachiana*) sowie Feuchtezeiger (*Carex remota*, *Festuca gigantea*, *Stellaria alsine* und *Juncus conglomeratus*). In Buchen-Wirtschaftswäldern sind zahlreiche Arten präsent, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Offenbiotopen aufweisen und sich nach Auflichtungen und Bodenstörungen (forstliche Eingriffe) vorübergehend ansiedeln können (z. B. *Poa annua*, *Cirsium arvense*).

Tabelle 3: Stetigkeiten in Prozent sowie in Stetigkeitsklassen für ausgewählte Arten der Krautschicht der Waldumbau-Chronosequenz in der Dübener Heide

Weitere Angaben unter Tabelle 2.

Table 3: Constancies in % as well as in constancy classes for selected herb-layer species of the forest conversion chronosequence in the Dübener Heide

Further information cf. Table 2.

Schicht	Artname	Ki-Forst	Bu-V 6-15	Bu-V 16-30	Bu-V 31-45	Bu-V > 45	Bu-WW	Ei-Bu-TR	Ki-Forst	Bu-V 6-15	Bu-V 16-30	Bu-V 31-45	Bu-V > 45	Bu-WW	Ei-Bu-TR
	n =	70	50	50	61	50	117	51	70	50	50	61	50	117	51
		Angaben in %							Stetigkeitsklassen						
Krautschicht	*Molinia caerulea*	41,4	18	14	4,9	14	12	17,6	III	I	I	r	I	I	I
	Carex nigra	17,1	·	2	1,6	·	0,9	2	I	·	r	r	·	r	r
	Festuca filiformis	12,9	·	·	·	·	·	·	I	·	·	·	·	·	·
	Nardus stricta	11,4	4	·	·	·	·	·	I	r	·	·	·	·	·
	Hieracium murorum	10	·	·	·	·	8,5	·	+	·	·	·	·	+	·
	Hieracium lachenalii	37,1	18	6	·	4	11,1	7,8	II	I	+	·	r	I	+
	Hypochaeris radicata	20	6	·	·	·	2,6	2	I	+	·	·	·	r	r
	Senecio sylvaticus	18,6	4	2	·	·	9,4	2	I	r	r	·	·	+	r
	Rumex acetosa	14,3	·	·	·	·	5,1	·	I	·	·	·	·	+	·
	Potentilla erecta	8,6	2	·	·	2	0,9	·	+	r	·	·	r	r	·
	Viola canina	2,9	·	·	·	·	·	·	r	·	·	·	·	·	·
	Epilobium angustifolium	70	76	32	·	12	30,8	7,8	IV	IV	II	·	I	II	+
	Calluna vulgaris	42,9	78	2	·	·	0,9	2	III	IV	r	·	·	r	r
	Rumex acetosella	38,6	46	8	1,6	·	6	·	II	III	+	r	·	+	·
	Melampyrum pratense	47,1	30	10	·	2	·	·	III	II	+	·	r	·	·
	Festuca ovina	11,4	14	6	·	4	0,9	·	I	I	+	·	r	r	·
	Danthonia decumbens	11,4	10	2	·	4	3,4	·	I	+	r	·	r	r	·
	Hieracium pilosella	7,1	6	·	·	·	2,6	·	+	+	·	·	·	r	·
	Calamagrostis canescens	5,7	2	·	·	·	·	·	+	r	·	·	·	·	·
	Calamagrostis arundinacea	22,9	2	22	1,6	·	3,4	21,6	II	r	II	r	·	r	II
	Dryopteris filix-mas	11,4	10	26	1,6	8	8,5	2	I	+	II	r	+	+	r
	Galeopsis bifida	·	16	30	1,6	10	1,7	·	·	I	II	r	+	r	·
	Convallaria majalis	5,7	4	20	·	·	4,3	·	+	r	I	·	·	r	·
	Melica nutans	·	·	4	·	·	·	·	·	·	r	·	·	·	·
	Hieracium laevigatum	40	34	12	·	4	3,4	·	II	II	I	·	r	r	·
	Lysimachia vulgaris	1,4	4	4	·	·	·	·	r	r	r	·	·	·	·
	Dryopteris dilatata	85,7	84	72	34,4	40	19,7	9,8	V	V	IV	II	II	I	+
	Galium saxatile	70	50	26	·	18	3,4	·	IV	III	II	·	I	r	·
	Anthoxanthum odoratum	30	20	10	·	6	·	·	II	I	+	·	+	·	·
	Holcus mollis	45,7	34	16	·	20	20,5	3,9	III	II	I	·	I	II	r
	Teucrium scorodonia	15,7	26	16	·	2	15,4	·	I	II	I	·	r	I	·
	Agrostis capillaris	80	58	58	1,6	12	61,5	41,2	IV	III	III	r	I	IV	III
	Calamagrostis epigejos	100	100	82	11,5	30	86,3	56,9	V	V	V	I	II	V	III
	Deschampsia flexuosa	100	100	100	36,1	76	74,4	76,5	V	V	V	II	IV	IV	IV
	Maianthemum bifolium	38,6	16	14	·	28	29,9	5,9	II	I	I	·	II	II	+
	Mycelis muralis	24,3	18	4	1,6	12	18,8	11,8	II	I	r	r	I	I	I
	Pteridium aquilinum	30	2	16	1,6	26	17,9	17,6	II	r	I	r	II	I	I
	Vaccinium myrtillus	100	100	100	47,5	74	61,5	64,7	V	V	V	III	IV	IV	IV
	Luzula pilosa	72,9	96	86	52,5	84	83,8	80,4	IV	V	V	III	V	V	V
	Carex pilulifera	98,6	100	92	62,3	86	99,1	90,2	V	V	V	IV	V	V	V
	Dryopteris carthusiana	94,3	96	92	55,7	78	38,5	17,6	V	V	V	III	IV	II	I
	Moehringia trinervia	54,3	52	48	32,8	28	47	56,9	III	III	III	II	II	III	III
	Viola riviniana	7,1	16	14	1,6	4	21,4	2	+	I	I	r	r	II	r
	Holcus lanatus	8,6	2	2	·	2	3,4	3,9	+	r	r	·	r	r	r
	Anemone nemorosa	·	·	·	1,6	4	·	2	·	·	·	r	r	·	r
	Hypericum perforatum	12,9	10	10	·	·	6,8	2	I	+	+	·	·	+	r
	Galeopsis tetrahit	4,3	·	2	·	12	0,9	·	r	·	r	·	I	r	·
	Galeopsis pubescens	10	2	·	3,3	18	·	·	+	r	·	r	I	·	·

Schicht	Artname	Kl-Forst	Bu-V 6-15	Bu-V 16-30	Bu-V 31-45	Bu-V > 45	Bu-WW	Ei-Bu-TR	Kl-Forst	Bu-V 6-15	Bu-V 16-30	Bu-V 31-45	Bu-V > 45	Bu-WW	Ei-Bu-TR
	n =	70	50	50	61	50	117	51	70	50	50	61	50	117	51
		Angaben in %							Stetigkeitsklassen						
Krautschicht	*Stellaria holostea*	·	·	·	·	4	·	·	·	·	·	·	r	·	·
	Oxalis acetosella	28,6	28	8	11,5	44	45,3	3,9	II	II	+	I	III	III	r
	Impatiens parviflora	·	·	·	·	4	0,9	·	·	·	·	·	r	r	·
	Athyrium filix-femina	7,1	2	4	4,9	14	49,6	11,8	+	r	r	r	I	III	I
	Juncus effusus	4,3	12	16	4,9	2	53	7,8	r	I	I	r	r	III	+
	Carex pallescens	4,3	2	6	1,6	4	46,2	3,9	r	r	+	r	r	III	r
	Deschampsia cespitosa	5,7	2	10	·	6	41,9	7,8	+	r	+	·	+	III	+
	Poa nemoralis	1,4	4	2	·	·	47	2	r	r	r	·	·	III	r
	Carex remota	·	·	·	·	2	29,9	·	·	·	·	·	r	II	·
	Milium effusum	1,4	·	·	1,6	8	35	·	r	·	·	r	+	II	·
	Juncus conglomeratus	2,9	2	2	·	·	21,4	·	r	r	r	·	·	II	·
	Persicaria minor	·	·	·	1,6	·	14,5	2	·	·	·	r	·	I	r
	Festuca gigantea	·	2	2	·	·	13,7	·	·	r	r	·	·	I	·
	Epilobium ciliatum	2,9	·	·	·	·	12	2	r	·	·	·	·	I	r
	Scrophularia nodosa	·	·	4	1,6	·	12	·	·	·	r	r	·	I	·
	Carex sylvatica	·	·	·	·	·	12	·	·	·	·	·	·	I	·
	Dactylis glomerata	4,3	·	·	·	·	10,3	·	r	·	·	·	·	I	·
	Poa annua	·	·	·	·	·	9,4	·	·	·	·	·	·	+	·
	Stellaria alsine	·	·	·	·	·	8,5	·	·	·	·	·	·	+	·
	Cirsium arvense	·	·	·	·	·	7,7	·	·	·	·	·	·	+	·
	Epilobium tetragonum	·	·	·	·	·	6,8	·	·	·	·	·	·	+	·
	Cirsium vulgare	·	·	·	·	·	5,1	·	·	·	·	·	·	+	·
	Crepis capillaris	·	·	·	·	·	5,1	·	·	·	·	·	·	+	·
	Viola reichenbachiana	·	·	·	·	·	5,1	·	·	·	·	·	·	+	·
	Luzula multiflora	22,9	14	8	1,6	10	47,9	17,6	II	I	+	r	+	III	I
	Luzula luzuloides	18,6	24	8	18	6	43,6	29,4	I	II	+	I	+	III	II
	Carex ovalis	·	2	12	3,3	10	35	3,9	·	r	I	r	+	II	r
	Veronica officinalis	12,9	4	6	·	6	22,2	·	I	r	+	·	+	II	·
	Urtica dioica	2,9	·	·	·	10	17,1	2	r	·	·	·	+	I	r
	Poa angustifolia	1,4	·	·	·	·	8,5	·	r	·	·	·	·	+	·
	Conyza canadensis	1,4	2	·	·	·	6,8	2	r	r	·	·	·	+	r
	Stellaria media	1,4	·	·	·	·	6	2	r	·	·	·	·	+	r
	Sonchus oleraceus	1,4	2	·	·	·	6	·	r	r	·	·	·	+	·
	Epilobium montanum	·	·	·	·	·	3,4	·	·	·	·	·	·	r	·
	Juncus tenuis	·	·	·	·	·	3,4	·	·	·	·	·	·	r	·
	Epilobium lamyi	·	·	·	·	·	2,6	·	·	·	·	·	·	r	·
	Gymnocarpium dryopteris	·	·	·	·	·	2,6	·	·	·	·	·	·	r	·
	Stachys sylvatica	·	·	·	·	·	2,6	·	·	·	·	·	·	r	·
	Poa trivialis	·	·	·	·	·	2,6	·	·	·	·	·	·	r	·
	Vicia angustifolia	·	·	·	·	·	2,6	·	·	·	·	·	·	r	·
	Taraxacum officinale agg.	7,1	4	2	9,8	14	32,5	21,6	+	r	r	+	I	II	II

Tabelle 4: Stetigkeiten in Prozent sowie in Stetigkeitsklassen für ausgewählte Arten der Moosschicht der Waldumbau-Chronosequenz in der Dübener Heide
Weitere Angaben unter Tabelle 2.

Table 4: Constancies in % as well as in constancy classes for selected moss-layer species of the forest conversion chronosequence in the Dübener Heide
Further information cf. Table 2.

Schicht	Artname	Ki-Forst	Bu-V 6-15	Bu-V 16-30	Bu-V 31-45	Bu-V > 45	Bu-WW	Ei-Bu-TR	Ki-Forst	Bu-V 6-15	Bu-V 16-30	Bu-V 31-45	Bu-V > 45	Bu-WW	Ei-Bu-TR
	n =	70	50	50	61	50	117	51	70	50	50	61	50	117	51
		Angaben in %							Stetigkeitsklassen						
Moosschicht	*Ptilidium ciliare*	2,9	·	·	·	·	·	·	r	·	·	·	·	·	·
	Rhytidiadelphus squarrosus	2,9	·	·	·	·	·	·	r	·	·	·	·	·	·
	Campylopus pyriformis	2,9	·	·	·	·	·	·	r	·	·	·	·	·	·
	Eurhynchium striatum	28,6	8	22	3,3	·	0,9	2	II	+	II	r	·	r	r
	Brachythecium oedipodium	25,7	30	10	1,6	·	1,7	2	II	II	+	r	·	r	r
	Eurhynchium praelongum	31,4	28	4	3,3	6	3,4	2	II	II	r	r	+	r	r
	Campylopus introflexus	28,6	36	10	1,6	12	8,5	2	II	II	+	r	I	+	r
	Polytrichum piliferum	4,3	6	·	·	·	9,4	·	r	+	·	·	·	+	·
	Dicranum polysetum	·	12	2	·	·	·	·	·	I	r	·	·	·	·
	Cephaloziella spec.	·	6	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·
	Brachythecium salebrosum	10	34	10	4,9	8	13,7	·	+	II	+	r	+	I	·
	Cephaloziella rubella	·	4	·	·	·	·	·	·	r	·	·	·	·	·
	Plagiothecium undulatum	·	4	·	·	·	·	·	·	r	·	·	·	·	·
	Plagiothecium denticulatum	8,6	22	40	3,3	2	·	·	+	II	II	r	r	·	·
	Atrichum undulatum	21,4	62	64	13,1	28	67,5	54,9	II	IV	IV	I	II	IV	III
	Plagiomnium affine	7,1	8	18	3,3	4	0,9	·	+	+	I	r	r	r	·
	Lophocolea heterophylla	8,6	6	22	9,8	14	3,4	9,8	+	+	II	+	I	r	+
	Lophocolea bidentata	21,4	26	38	1,6	4	·	·	II	II	II	r	r	·	·
	Dicranum scoparium	24,3	36	20	·	4	1,7	2	II	II	I	·	r	r	r
	Eurhynchium angustirete	11,4	16	18	1,6	2	·	·	I	I	I	r	r	·	·
	Rhynchostegium megapolitanum	2,9	2	2	·	·	·	·	r	r	r	·	·	·	·
	Hypnum jutlandicum	100	100	100	70,5	80	14,5	19,6	V	V	V	IV	IV	I	I
	Scleropodium purum	94,3	100	98	32,8	64	6,8	5,9	V	V	V	II	IV	+	+
	Pleurozium schreberi	90	100	94	4,9	44	·	2	V	V	V	r	III	·	r
	Aulacomnium androgynum	21,4	50	22	9,8	34	29,9	7,8	II	III	II	+	II	II	+
	Polytrichum formosum	82,9	98	90	19,7	64	92,3	52,9	V	V	V	I	IV	V	III
	Ceratodon purpureus	41,4	52	8	·	16	34,2	9,8	III	III	+	·	I	II	+
	Dicranella heteromalla	92,9	100	98	95,1	92	100	96,1	V	V	V	V	V	V	V
	Brachythecium rutabulum	85,7	88	82	59	68	74,4	37,3	V	V	V	III	IV	IV	II
	Pohlia nutans	85,7	78	86	57,4	84	92,3	90,2	V	IV	V	III	V	V	V
	Plagiothecium laetum	12,9	36	32	19,7	28	7,7	13,7	I	II	II	I	II	+	I
	Herzogiella seligeri	5,7	16	8	9,8	12	4,3	3,9	+	I	+	+	I	r	r
	Mnium hornum	·	·	·	·	6	12,8	·	·	·	·	·	+	I	·
	Leucobryum glaucum	·	·	·	·	2	2,6	5,9	·	·	·	·	r	r	+
	Lepidozia reptans	·	·	·	·	2	1,7	3,9	·	·	·	·	r	r	r
	Pohlia lutescens	1,4	·	·	·	·	17,9	·	r	·	·	·	·	I	·
	Brachythecium velutinum	5,7	14	6	6,6	6	33,3	11,8	+	I	+	+	+	II	I
	Ditrichum pallidum	·	·	·	·	·	4,3	·	·	·	·	·	·	r	·
	Hypnum cupressiforme	1,4	10	4	23	14	72,6	60,8	r	+	r	II	I	IV	IV
	Dicranoweisia cirrata	·	·	·	·	·	1,7	3,9	·	·	·	·	·	r	r
	Pseudotaxiphyllum elegans	·	·	·	·	·	10,3	11,8	·	·	·	·	·	I	I
	Dicranum montanum	·	·	·	·	·	0,9	13,7	·	·	·	·	·	r	I
	Dicranum tauricum	·	·	·	·	·	·	5,9	·	·	·	·	·	·	+

Von den 73 Moos- und 5 Flechtenarten der Moosschicht können lediglich vier als gute Differenzialarten bezeichnet werden (*Hypnum jutlandicum*, *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme* und *Polytrichum formosum*; vgl. Tab. 4).

Der Vergleich zwischen bewirtschafteten Buchenmischwäldern (Bu-WW) und dem naturnahen Referenzbestand (Ei-Bu-TR) lässt 53 Gehölz-, Kraut- und Moosarten mit signifikant höheren Stetigkeiten in den Wirtschaftswäldern erkennen. Darunter befinden sich etliche Lichtzeiger mit Verbreitungsschwerpunkt in Offenbiotopen (z. B. *Dactylis glomerata*, *Poa annua*) sowie (Wechsel-)Feuchte- bis Nässezeiger („Verdichtungszeiger", z. B. *Carex pallescens*, *C. remota*, *C. ovalis*, *Juncus effusus*, *Stellaria alsine*), die aufgrund ihrer Reaktion auf Bewirtschaftungseinflüsse als anthropogene „Störungszeiger" zu werten sind. Der naturnahe Referenzbestand weist dagegen nur wenige Arten auf, die im Vergleich zu Buchen-Wirtschaftswäldern signifikant höhere Stetigkeiten besitzen (z. B. *Quercus petraea* in der B1 und Verjüngung, *Calamagrostis arundinacea* in der Krautschicht).

4.5. Normative Indikatorarten

Die mit Hilfe der in Kapitel 3.2. erläuterten Kriterien hergeleiteten normativen Indikatorarten wurden drei Gruppen zugeordnet (vgl. Tab. 5 und 6):

- Indikatoren für kieferndominierte Bestandestypen (Ki-Forste ohne und mit Voranbau von Laubbaumarten),
- Indikatoren für ± naturnahe Buchenmischwälder (= lokale Zielartengruppe),
- Indikatoren für stärkeren Wirtschaftseinfluss in Buchenwäldern.

Von 41 Differenzialarten der Krautschicht weist nur *Teucrium scorodonia* (Rote Liste Sachsen: V = zurückgehend) einen Artenschutz-Weiserwert auf. Da *Teucrium scorodonia* nicht zur Trennung von Kiefern- und Buchenbeständen dienen kann, ist die Art als normativer Indikator nicht geeignet. 16 der Differenzialarten besitzen soziologischen Weiserwert als Charakterarten von bodensauren Nadelwäldern oder von Borstgrasrasen/Zwergstrauchheiden (z. B. *Nardus stricta*) bzw. von Buchen- und Eichenmischwäldern der Klasse *Querco-Fagetea* (z. B. *Milium effusum*). Von den 41 Differenzialarten sind 32 zur Trennung von kiefern- und buchendominierten Beständen geeignet, die übrigen neun Arten (z. B. *Deschampsia flexuosa*) entfallen als normative Indikatoren. 22 der 41 Differenzialarten können als typisch für (bodensaure) Buchenmischwälder gelten (z. B. *Athyrium filix-femina*, *Maianthemum bifolium*).

Treten die normativen Indikatoren der lokalen Zielartengruppe (in der Krautschicht z. B. *Athyrium filix-femina*, *Milium effusum*, *Poa nemoralis*; in der Moosschicht z. B. *Pseudotaxiphyllum elegans*) während des Waldumbaus zu Buchenmischwäldern auf, so entwickelt sich die Bodenvegetation in eine aus naturschutzfachlicher Sicht (Kriterium Naturnähe) anzustrebende Richtung. Die 14 Indikatorarten der Krautschicht für stärkeren Wirtschaftseinfluss in Buchenwäldern sind zur Abgrenzung naturnaher Buchenmischwälder von Buchen-Wirtschaftswäldern geeignet (vgl. geringe Stetigkeiten dieser Arten im naturnahen Referenzbestand in Tab. 3).

In der Moosschicht wurden sechs Arten als normative Indikatoren für Kiefernforste und Voranbauten, drei Arten für ± naturnahe Buchenmischwälder und eine Art für stärkeren Wirtschaftseinfluss in Buchenwäldern identifiziert (Tab. 6).

4.6. Gruppenspektren, Diversität und Zeigerwerte

Gruppenspektren (Waldarten, Soziologie, Hemerobie)

Der Gruppenmengenanteil typischer **Waldarten** (K1.1) steigt im Verlauf des Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenwäldern tendenziell an. Er ist im Referenzbestand aber geringer als in bewirtschafteten Buchenwäldern (Abb. 4). Bei qualitativer Berechnung der Anteile von Wald- und Nichtwaldarten dominieren drei Artengruppen: Arten der Baumschicht von Wäldern (B), typische Krautarten geschlossener Wälder (K1.1) und Krautarten, die gleichermaßen im Wald wie im Offenland zu finden sind (K2.1). Bei quantitativer Berechnung (Berücksichtigung der Deckungsgradanteile der entsprechenden Artengruppen

Tabelle 5: Normative Indikatorarten in der Krautschicht auf TM2-Standorten der Dübener Heide (in Klammern: Arten mit Stetigkeit + und I)

Table 5: Normative indicator species in the herb layer on TM2-sites of Dübener Heide (in brackets: species with constancies + and I)

Indikatoren von Ki-Forsten und (jungen) Voranbauten	Indikatoren von ± naturnahen Buchenmischwäldern	Indikatoren für stärkeren Wirtschaftseinfluss in Buchenwäldern
• *Molinia caerulea* • *Calluna vulgaris* • *Rumex acetosella* • *Galium saxatile* • *Anthoxanthum odoratum* • (*Carex nigra*) • (*Festuca filiformis*) • (*Nardus stricta*)	• *Athyrium filix-femina* • *Deschampsia cespitosa* • *Poa nemoralis* • *Milium effusum* • (*Scrophularia nodosa*) • (*Carex sylvatica*) • (*Viola reichenbachiana*) **= lokale Zielartengruppe für die Krautschicht**	• *Juncus effusus* • *Carex pallescens* • *Carex remota* • *Juncus conglomeratus* • (*Festuca gigantea*) • (*Persicaria minor*) • (*Epilobium ciliatum*) • (*Dactylis glomerata*) • (*Poa annua*) • (*Stellaria alsine*) • (*Cirsium arvense*) • (*Epilobium tetragonum*) • (*Cirsium vulgare*) • (*Crepis capillaris*)

Tabelle 6: Normative Indikatorarten in der Moosschicht auf TM2-Standorten der Dübener Heide (in Klammern: Arten mit Stetigkeit + und I)

Table 6: Normative indicator species in the moss layer on TM2-sites of Dübener Heide (in brackets: species with constancies + and I)

Indikatoren von Ki-Forsten und Voranbauten	Indikatoren von ± naturnahen Buchenmischwäldern	Indikatoren für stärkeren Wirtschaftseinfluss in Buchenwäldern
• *Hypnum jutlandicum* • *Scleropodium purum* • *Pleurozium schreberi* • *Brachythecium oedipodium* • *Lophocolea bidentata* • (*Dicranum polysetum*)	• *Hypnum cupressiforme* • (*Pseudotaxiphyllum elegans*) • (*Mnium hornum*) **= lokale Zielartengruppe für die Moosschicht**	• (*Pohlia lutescens*) zusätzlich, aber keine Differenzialarten von Buchenwäldern: • *Ceratodon purpureus* • *Campylopus introflexus* • (*Polytrichum piliferum*) • (*Bryum caespiticium*) • (*Funaria hygrometrica*)

an der Deckungsgradsumme) überwiegen mit Ausnahme der 31–45-jährigen Buchen-Voranbauten und des Referenzbestandes die Arten der Gruppe K2.1 (im Wald wie im Offenland; Abb. 4). Der Anteil der Gruppe K2.1 nimmt mit zunehmender Beschattung durch den heranwachsenden Buchen-Unterstand ab, was beim Vergleich der Bestandestypen Bu-V 6–15, Bu-V 16–30 und Bu-V 31–45 deutlich wird.

In den 479 Vegetationsaufnahmen kommen in der Krautschicht (inkl. Verjüngung) Arten aus 59 **soziologischen Gruppen** vor. Quantitativ besitzen neben den Indifferenten nur vier soziologische Gruppen höhere Anteile: 8.4.3 (*Fagetalia*), 5.1 (*Nardo-Callunetea*), 8.4 (*Querco-Fagetea*) und 8. (Laubwälder und verwandte Gebüsche). Von den > 45-jährigen Buchen-Voranbauten über die Buchen-Wirtschaftswälder bis zum Referenzbestand nimmt der relative Gruppenmengenanteil der Charakterarten der Ordnung *Fagetalia* stark zu. In Kiefernforsten und 6–15-jährigen Voranbauten erreichen *Fagetalia*-Arten (z. B. *Dryopteris filix-mas*,

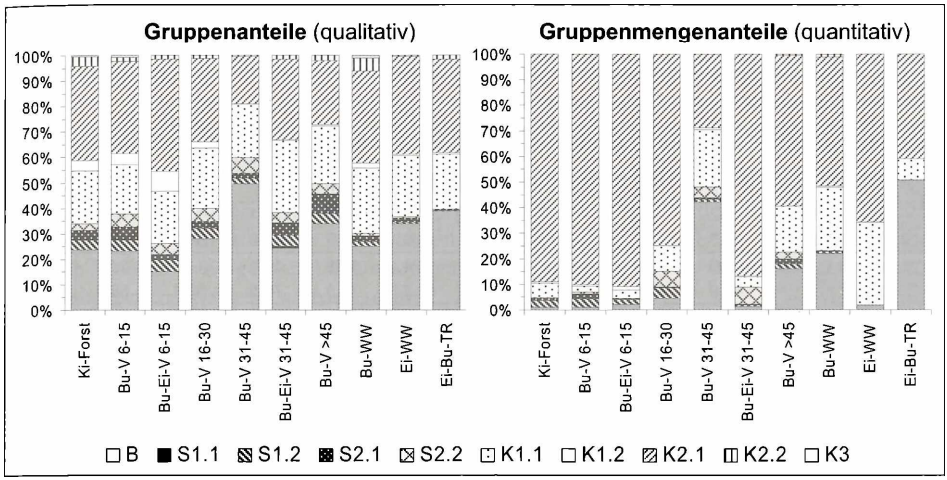


Abb. 4: Qualitative, auf die Artenzahl bezogene, und quantitative, auf die Deckungsgradsumme bezogene Gruppenspektren für den Anteil an Wald- und Nichtwaldarten nach SCHMIDT et al. (2003). Mittelwerte für die Krautschicht inkl. Verjüngung. Erklärung der Artengruppen: B = Arten der Baumschicht, S1.1 = Sträucher vorwiegend im geschlossenen Wald, S1.2 = Sträucher vorwiegend an Waldrändern und auf Waldverlichtungen, S2.1 = Sträucher im Wald wie im Offenland, S2.2 = Sträucher auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland, für K = Kräuter sind die Gruppen wie für die Sträucher definiert, K3 = Kräuter der Offenbiotope. Abkürzungen siehe Abb. 1.

Fig. 4: Qualitative (related to the species number) and quantitative (related to the dominance sum) group spectra for the proportion of forest and non-forest species according to SCHMIDT et al. (2003). Mean values for the herb layer, including regeneration. Explanation of species groups: B = species of the tree layer, S1.1 = shrubs mainly in closed forests, S1.2 = shrubs mainly in forest clearings and at forest fringes, S2.1 = shrubs in forests as well as open biotopes, S2.2 = shrubs partly in forests, mainly in open biotopes; for K = herbs, the groups are defined as for the shrubs, K3 = herbs of open biotopes. Abbreviations see Fig. 1.

Carex remota, *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*) keine höheren Artmächtigkeiten. Bei den Gruppenanteilen ist im Verlauf des Waldumbaus ebenfalls eine tendenzielle Zunahme von Charakterarten der Ordnung *Fagetalia* zu verzeichnen. Krautarten mit Verbreitungsschwerpunkt in Offenbiotopen bzw. Charakterarten von Offenlandgesellschaften spielen in den untersuchten Bestandestypen quantitativ insgesamt eine geringe Rolle, wenn man von den Arten bodensaurer Heiden und Magerrasen sowie waldnaher Staudenfluren absieht. Gleiches gilt für Arten, die hauptsächlich in Biotopen mit höherer **Hemerobie** vorkommen (β-euhemerob, α-euhemerob, polyhemerob, z. B. *Galeopsis tetrahit*, *Tussilago farfara*, *Cirsium vulgare*, *Poa annua*; Gruppenmengenanteile < 1,5 %, Gruppenanteile < 10 %). Da ihr relativer Anteil im Referenzbestand im Vergleich zu den Wirtschaftswäldern aber besonders niedrig ist, können solche Arten trotzdem wichtige Indikatoren für Wirtschaftseinflüsse sein.

Shannon-Index und Eveness

Die Mittelwerte des Shannon-Index schwanken für die Krautschicht (inkl. Verjüngung) zwischen 1,21 (Ei-Bu-TR) und 1,74 (Bu-V 31–45). Der Shannon-Index der Krautschicht ist in Buchen-Wirtschaftswäldern (1,62) signifikant höher als im naturnahen Referenzbestand. Die Eveness, ein Maß für die Gleichverteilung der Deckungsgrade der Arten, weist in den 31–45-jährigen Buchen-Voranbauten mit 78,9 % signifikant höhere Werte als in den restlichen Bestandestypen auf (Tab. 7). In der Moosschicht besitzen die 31–45-jährigen Buchen-Voranbauten mit 84,2 % ebenfalls die höchste Eveness. Die Deckungsgrade der Moosarten sind hier stets gering, zumeist < 0,01 % und damit sehr gleichmäßig verteilt. In den Kiefernforsten ist die Eveness mit 43,9 % am geringsten, wobei sich die niedrigen Werte gegenüber sechs Bestandestypen statistisch absichern lassen (Tab. 7).

Tabelle 7: Mittelwerte des Shannon-Index (H'), der Eveness (E) und der mittleren quantitativen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001)

Table 7: Mean values of Shannon diversity index (H'), of Evenness (E) and of mean quantitative indicator values according to ELLENBERG et al. (2001)

	Phase / Schicht	Ki-Forst	Bu-V 6-15	Bu-Ei-V 6-15	Bu-V 16-30	Bu-V 31-45	Bu-Ei-V 31-45	Bu-V > 45	Bu-WW	Ei-WW	Ei-Bu-TR
	n =	70	50	10	50	61	10	50	117	10	51
H'	KS+VS	1,32	1,30	1,43	1,58	**1,74**	1,23	1,51	1,62	1,32	*1,21*
E [%]	KS+VS	40,5	40,7	46,3	54,8	**78,9**	*38,3*	56,0	55,2	45,0	51,2
H'	MS	*0,97*	1,18	1,17	1,33	1,24	**1,38**	1,31	1,20	1,37	1,09
E [%]	MS	*43,9*	48,4	52,9	59,0	**84,2**	74,9	70,5	63,1	58,3	70,6
mL	SS+VS+KS	**6,0**	5,8	**6,0**	5,5	5,2	5,4	5,3	5,1	5,7	*4,9*
mT	SS+VS+KS	5,4	5,3	5,3	5,3	**5,5**	5,3	**5,5**	*5,1*	5,3	5,3
mK	SS+VS+KS	**3,8**	3,7	3,6	3,6	3,5	3,6	3,7	3,5	3,6	*3,0*
mF	SS+VS+KS	5,2	5,1	*5,0*	5,1	5,1	**5,4**	**5,4**	5,3	5,1	5,1
mR	SS+VS+KS	3,2	3,2	*3,0*	3,3	3,7	3,5	3,6	**3,8**	*3,0*	3,6
mN	SS+VS+KS	4,2	4,2	4,1	4,3	**4,5**	4,4	4,4	4,4	*3,7*	4,1
mL	MS	6,0	5,8	**6,2**	5,9	*5,4*	5,8	5,7	5,5	*5,4*	*5,4*
mT	MS	3,4	*3,3*	3,4	3,4	**3,7**	3,5	3,5	**3,7**	3,4	3,6
mK	MS	*4,7*	4,8	4,8	4,9	4,9	4,8	4,9	**5,0**	**5,0**	**5,0**
mF	MS	*3,6*	3,9	3,8	3,9	3,9	3,9	3,9	**4,3**	4,2	**4,3**
mR	MS	3,0	3,0	*2,7*	3,0	*2,7*	**3,1**	2,8	2,9	2,8	*2,7*

Shannon-Index KS

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1										
2										
3										
4										
5	***	**								
6										
7										
8	*									
9										
10						***			**	

Eveness KS

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1										
2										
3										
4	*									
5	***	***		*	***					
6						***				
7	*					***				
8	***	**				***				
9						**				
10						***				

Shannon-Index MS

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1										
2										
3										
4	***									
5	**									
6										
7	**									
8	*									
9										
10										

Eveness MS

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1										
2										
3										
4	*									
5	***	***				**				
6	*									
7	***	***								
8	***						***			
9										
10	***	***								

Die Zeigerwertberechnung wurde für die Strauch-, Verjüngungs- und Krautschicht gemeinsam (SS+VS+KS; jede Art nur einmal berücksichtigt) sowie für die Moosschicht (MS) jeweils mit Wichtung nach VAN DER MAAREL vorgenommen. Grundlage sind die 400 m^2-Vegetationsaufnahmen. Statistische Tests erfolgten als Kruskal-Wallis-Test: H' KS Chi^2 = 71,773, p = 0,000, H' MS Chi^2 = 49,399, p = 0,000; E KS Chi^2 = 163,827, p = 0,000, E MS Chi^2 = 145,220, p = 0,000; Post-Hoc-Tests mit Chi^2-Ansatz (s. Signifikanzmatrizen unterhalb der Tab.; Ki-Forst = 1, Ei-Bu-TR = 10); mL = mittlere Lichtzahl, mT = mittlere Temperaturzahl, mK = mittlere Kontinentalitätszahl, mF = mittlere Feuchtezahl, mR = mittlere Reaktionszahl, mN = mittlere Nährstoffzahl. Weitere Abkürzungen siehe Abb. 1.

The indicator values were calculated for shrub, regeneration und herb layer together (SS+VS+KS; each species considered only once) as well as for moss layer (MS), in each case weighted after VAN DER MAAREL. The 400-m^2 vegetation relevés are the basis. Statistical tests according to Kruskal-Wallis: H' KS Chi^2 = 71.773, p = 0.000, H' MS Chi^2 = 49.399, p = 0.000; E KS Chi^2 = 163.827, p = 0.000, E MS Chi^2 = 145.220, p = 0.000; Post-hoc tests employed the Chi^2 formulation (see significance matrices below the Table; Ki-Forst = 1, Ei-Bu-TR = 10); mL = mean light value, mT = mean temperature value, mK = mean value for continentality, mF = mean moisture value, mR = mean soil reaction value, mN = mean nutrient value. Further abbreviations see Fig. 1.

Mittlere Zeigerwerte

In der Strauch-, Verjüngungs- und Krautschicht, für die die mittleren Zeigerwerte gemeinsam berechnet wurden, sind die quantitativen Lichtzahlen im Verlauf der Chronosequenz am deutlichsten verschieden (Tab. 7). Die Lichtzahlen sind zu Beginn der falschen Zeitreihe (Ki-Forste, junge Voranbauten) höher und sinken dann mit zunehmender Beschattung durch den sich schließenden Buchen-Unterstand stark ab. Im naturnahen Referenzbestand sind sie am geringsten, obwohl die 31–45-jährigen Buchen-Voranbauten den Waldboden noch wesentlich stärker beschatten. Die Spannweite der mittleren Lichtzahlen ist geringer als aufgrund der sehr unterschiedlichen Lichtbedingungen am Waldboden erwartet. In

den 31–45-jährigen Buchen-Voranbauten ist infolge Lichtmangels fast keine Kraut- und Verjüngungsschicht ausgebildet. Der mittlere Zeigerwert von 5,2 (vgl. Tab. 7), der auf halbschattige Bedingungen hinweist, spiegelt die realen Strahlungsbedingungen nur unzureichend wider. Die Unterschiede in den mittleren Reaktions- und Nährstoffzahlen deuten Baumarteneffekte auf die Bodenvegetation an (z. B. stärkere Versauerung und etwas geringere Stickstoffgehalte in kieferndominierten Bestandestypen). Beim Vergleich der mittleren Zeigerwerte für die Strauch-, Verjüngungs- und Krautschicht sowie die Moosschicht sind die deutlich geringeren mittleren Temperatur- und Feuchtezahlen sowie die deutlich höheren mittleren Kontinentalitätszahlen der Moosschicht besonders auffallend. Diese Vergleiche zeigen, dass die Moose für Zeigerwertberechnungen möglichst getrennt von den krautigen Pflanzen und Gehölzen ausgewertet werden sollten.

4.7. Beziehungen zwischen Vegetation und Standortsbedingungen

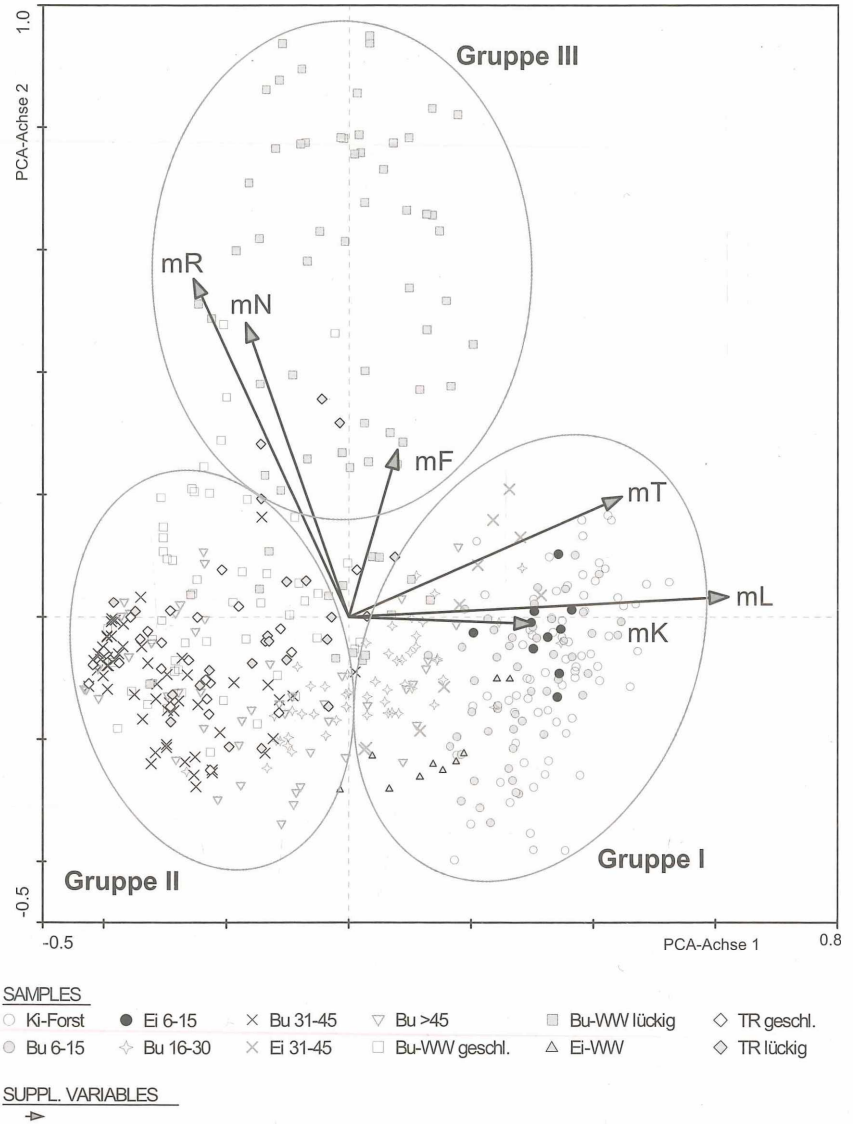
Bodenanalysen

Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen zeigen, dass die Standorte der Waldumbau-Chronosequenz der Dübener Heide keine signifikanten Unterschiede aufweisen. Die Änderungen in der Vegetation können deshalb vorwiegend auf Baumarten- und Bewirtschaftungseffekte zurückgeführt werden. Die mittleren Mächtigkeiten der gesamten Humusauflage liegen zwischen 6,3 cm (Bu-WW) und 8,1 cm (Ei-WW) und unterscheiden sich zwischen den Chronosequenzphasen nicht signifikant. Ebenfalls lassen sich in den untersuchten Bodenhorizonten Oh, A und B keine signifikanten Unterschiede bezüglich der pH-Werte nachweisen. Die untersuchten Böden reagieren überwiegend sehr stark sauer (Mediane der pH-Werte in $CaCl_2$ im Oh zwischen 3,0 und 3,2). Die Stickstoff- und Kohlenstoffgehalte sowie die C/N-Verhältnisse (Oh- und A-Horizont) sind gleichfalls sehr ähnlich. Lediglich das mittlere C/N-Verhältnis im Oh der Buchen-Wirtschaftswälder (20,2) ist signifikant niedriger als in Bestandestypen mit *Pinus sylvestris* im Oberstand (22,0–23,1).

Indirekte Ordination

In Abbildung 5 ist die Anordnung der Probeflächen entsprechend ihrer floristischen Ähnlichkeit in der Krautschicht als PCA-Ordinationsdiagramm dargestellt. Drei Aufnahmegruppen lassen sich unterscheiden. In der Gruppe I sind die Bestandestypen Ki-Forst, Bu-V 6–15, Bu-Ei-V 6–15, Bu-Ei-V 31–45 und Ei-WW zusammengefasst. In diesen Chronosequenzphasen treten vergleichsweise günstige Lichtverhältnisse für die Krautschicht auf, worauf die steigenden mittleren Lichtzahlen entlang der 1. Ordinationsachse hinweisen. In der Gruppe II sind schattige Bestandestypen vereinigt (Bu-V 31–45, Bu-V > 45, Bu-WW mit geschlossenem Kronendach, Referenzbestand). 16–30-jährige Buchen-Voranbauten verteilen sich über die Gruppen I und II, da innerhalb dieses Bestandestyps der Buchen-Unterstand dicht schließt und der Übergang von der lichten zur schattigen Phase erfolgt. In der Gruppe III sind die meisten Aufnahmen aus Buchen-Wirtschaftswäldern mit lückiger Kronenschicht enthalten. Dies unterstreicht, dass stärkere Auflichtungen und die häufigere Befahrung mit Forstmaschinen zu deutlichen Veränderungen in der Krautschicht lückiger Buchen-Wirtschaftswälder im Vergleich zu geschlossenen Buchen-Wirtschaftswäldern und dem Referenzbestand führen. Die Krautarten mit höheren Artmächtigkeitswerten in lückigen Buchen-Wirtschaftswäldern weisen auf feuchtere und nährstoff-/basenreichere Standorte hin, was die mit der 2. Achse steigenden Reaktions-, Stickstoff- und Feuchtezahlen bestätigen.

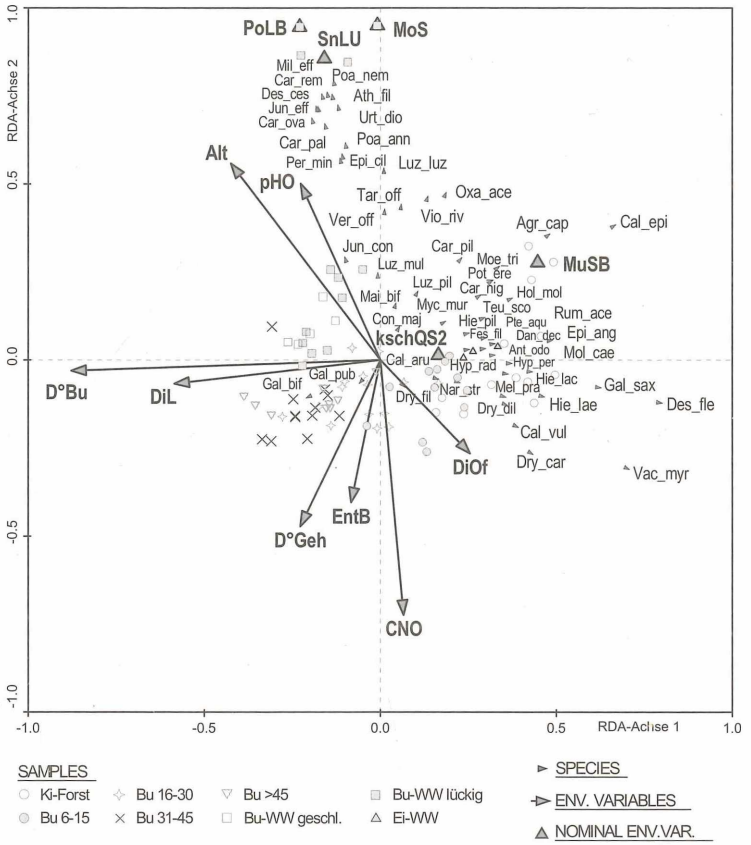
Bei einer PCA der Moosschicht lassen sich zwei Aufnahmegruppen unterscheiden. In der Gruppe I sind die Bestandestypen Ki-Forst, Bu-V 6–15, Bu-Ei-V 6–15 und der überwiegende Teil der 16–30-jährigen Buchen-Voranbauten enthalten. Die entsprechenden Aufnahmen und die sie kennzeichnenden Moosarten (z. B. *Hypnum jutlandicum*, *Pleurozium schreberi*, *Scleropodium purum*, *Brachythecium rutabulum*) repräsentieren die lichten, kieferndominierten Bestandestypen. Die 1. Ordinationsachse kann im Wesentlichen als Lichtgradient interpretiert werden, so dass die lichten Bestandestypen weitgehend von den schattigen, buchendominierten Beständen (Gruppe II: Bu-V 31–45, Bu-V > 45, Bu-WW, Referenzbestand) getrennt werden.



Axes:	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues:	0.263	0.138	0.054	0.051	1.000
Cumulative percentage variance:	26.3	**40.1**	45.5	50.6	(species data)

Abb. 5: PCA-Ordinationsdiagramm der Bestandestypen der Dübener Heide.
Basis: 475 Vegetationsaufnahmen (samples) und 66 Krautarten (species) mit den gewichteten mittleren Zeigerwerten der Krautschicht als Overlay (Supplementary variables: mL = mittlere Lichtzahl, mT = mittlere Temperaturzahl, mK = mittlere Kontinentalitätszahl, mF = mittlere Feuchtezahl, mR = mittlere Reaktionszahl, mN = mittlere Nährstoffzahl). Abkürzungen siehe Abb. 1, geschl. = geschlossen.

Fig. 5: PCA ordination diagram of the stand types of Dübener Heide.
Basis: 475 vegetation relevés (samples) and 66 herb species (species) with the quantitative mean ELLENBERG indicator values of herb layer as overlay (Supplementary variables: mL = mean light value, mT = mean temperature value, mK = mean value for continentality, mF = mean moisture value, mR = mean soil reaction value, mN = mean nutrient value). Abbreviations see Fig. 1, geschl. = closed.



Axes:	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues:	0.208	0.113	0.044	0.036	1.000
Species-environment correlations:	0.891	0.925	0.864	0.843	
Cumulative percentage variance of species data:	20.8	32.1	36.6	40.2	
of species-environment relation:	41.1	63.5	72.3	79.5	
Sum of all canonical eigenvalues:					0.506

Abb. 6: RDA-Ordinationsdiagramm für die Krautschicht der Bestandestypen der Dübener Heide (Vorauswahl signifikanter Umweltvariablen).
Correlation-Triplot von 84 ausgewählten Vegetationsaufnahmen (samples), 56 Krautarten (species) und 13 signifikanten Umweltparametern. Abkürzungen: Alt = Alter des Oberstandes, CNO = C/N des Oh, DiL = Mächtigkeit der L-Schicht, DiOf = Mächtigkeit der Of-Schicht, D°Bu = Deckungsgradsumme von *Fagus sylvatica* in der B1, B2 und Strauchschicht (SS), D°Geh = Deckungsgradsumme aller Gehölze in B1, B2 und SS, EntB = Entfernung zu Buchenbeständen, ENV. = Umweltvariablen, kschQS2 = Scholle aus frühpleistozänem bis frühelsterglazialem Kies, MoS = Moschwiger Sand-Rügpodsol, MuSB = Mullberger Sand-Braungley, pHO = pH $CaCl_2$-Wert des Oh, PoLB = Ponickauer Tieflehm-Braunstaugley, SnLU = Spornitzer Lehm-Staugley. Weitere Abkürzungen siehe Abb. 1, geschl. = geschlossen.

Fig. 6: RDA ordination diagram for the herb layer of the stand types of Dübener Heide (selection of significant environmental variables).
Correlation triplot of 84 selected vegetation relevés (samples), 56 herb species (species) and 13 significant environmental variables. Abbreviations: Alt = age of the canopy, CNO = C/N ratio of the Oh horizon, DiL = thickness of the L horizon, DiOf = thickness of the Of horizon, D°Bu = sum of coverage of *Fagus sylvatica* in the B1, B2 and shrub layer (SS), D°Geh = sum of coverage of all species in B1, B2 and SS, EntB = distance to beech stands, ENV. = environmental variables, kschQS2 = clod of early Pleistocene to early Elster-glacial gravel, MoS = Moschwiger sand podzol, MuSB = Mullberger sand brown gley, pHO = pH-value in $CaCl_2$ in the Oh horizon, PoLB = Ponickau deep loam brown stagnant gley, SnLU = Spornitz loam stagnant gley. Further abbreviations see Fig. 1, geschl. = closed.

Direkte Ordination

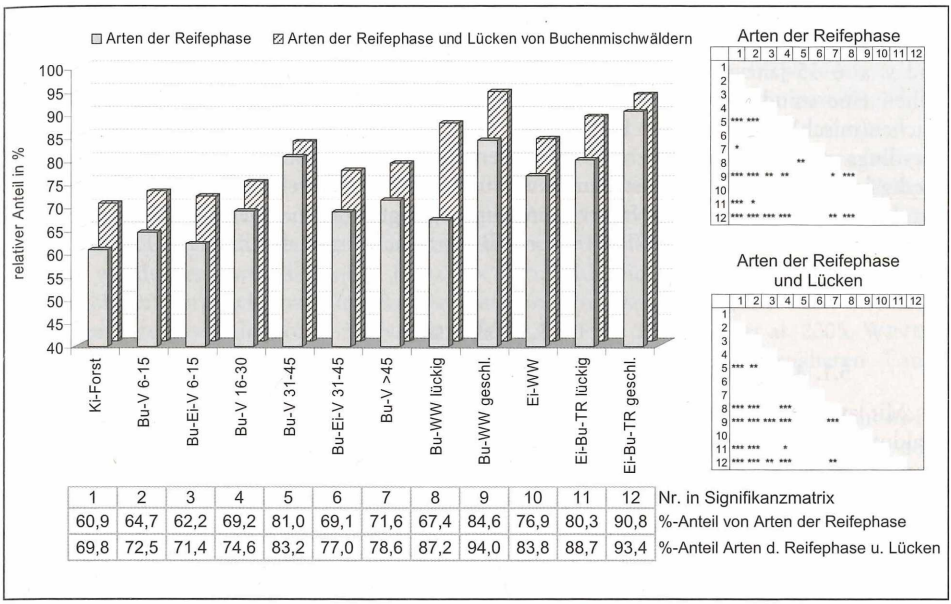
Durch die RDA-Ordination können aus den 36 erfassten Umweltvariablen diejenigen herausselektiert werden, die einen signifikanten Einfluss auf die Variabilität der Artenzusammensetzung ausüben. Die größte Bedeutung für die Artenstruktur besitzt die Deckungsgradsumme der Rot-Buche und damit der Lichtfaktor. Hierbei muss jedoch beachtet werden, dass bei der Auswahl der Untersuchungsbestände nur solche mit möglichst ähnlichen Bodeneigenschaften berücksichtigt wurden. Durch den Waldumbau zu Buchenmischwäldern verändern sich durch das Heranwachsen eines Buchen-Unterstandes in den Nadelbaumforsten v. a. die Lichtbedingungen am Waldboden. Standortsvariablen, welche die Lichtverhältnisse in Höhe der Krautschicht beschreiben (z. B. Deckungsgradsumme der Rot-Buche; Abb. 6) weisen sowohl für die Kraut- als auch die Moosschicht jeweils die höchste Korrelation zur 1. Ordinationsachse auf, die wiederum den höchsten Erklärungsanteil für die Varianz in den Datensätzen besitzt. Neben den die Lichtverhältnisse beschreibenden Faktoren üben auf die Artenstruktur der Kraut- und Moosschicht weitere Standortsfaktoren signifikante Einflüsse aus. Für die Krautschicht der Bestandestypen der Dübener Heide sind es z. B. das C/N-Verhältnis und der pH-Wert des Oh sowie verschiedene Bodenformen. Negativ mit der 1. Ordinationsachse korrelieren in Abbildung 6 die Deckungsgradsumme von *Fagus sylvatica* und die Dicke der Streuschicht. Entlang der 1. Ordinationsachse werden wie bei der PCA kiefern- bzw. eichendominierte Bestandestypen von den buchendominierten Typen getrennt. Bei geringeren Deckungsgraden der Rot-Buche, geringeren Mächtigkeiten des L-Horizontes, geringeren pH-Werten des Oh, weiteren C/N-Verhältnissen im Oh und stärkeren Of-Schichten weisen z. B. die Arten *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris carthusiana* und *Galium saxatile* höhere Dominanzen auf. Hohe Deckungsgradsummen der Buche in der B1, B2 und Strauchschicht bewirken einen Anstieg der Dicke der unzersetzten Streuschicht. Dies und die starke Beschattung führen zu einem Deckungsgradverlust zahlreicher auf der rechten Seite im Ordinationsdiagramm angeordneter Krautarten (Abb. 6).

Da die Lage der Bestandestypen in den PCA- und RDA-Ordinationsdiagrammen vergleichbar ist (s. Abb. 5 und 6), wurden Boden- und Bestandesmerkmale erfasst, welche die Artenstruktur entscheidend beeinflussen.

4.8. Naturschutzfachliche Bewertung

Naturnähe der Vegetationszusammensetzung

Sowohl mit einem eigenen Bewertungsschlüssel als auch nach dem Verfahren von GRABHERR et al. (1998) konnte die Erhöhung der Naturnähe der 1. und 2. Baumschicht im Verlauf des Waldumbaus bestätigt werden, womit ein wesentliches Ziel des ökologischen Waldumbaus erfüllt wurde. Durch Berechnung der relativen Anteile typischer Buchenwaldarten an den Artenzahlen bzw. Deckungsgradsummen lässt sich im Verlauf des Waldumbaus aber ebenso eine Erhöhung der Naturnähe der Bodenvegetation belegen. Kiefernforste und 6–15-jährige Voranbauten weisen in der Kraut- und Moosschicht die geringste Naturnähe auf, geschlossene Bestandesteile der Buchen-Wirtschaftswälder und der Referenzbestand die höchste (Abb. 7). So liegen die mittleren relativen Anteile typischer Buchenwaldarten der Reifephase an den Artenzahlen der Kraut- und Moosschicht zwischen 60,9 % (Ki-Forst) und 90,8 % (Ei-Bu-TR, geschlossene Bestandesteile), an den Deckungsgradsummen zwischen 52,8 % (Bu-Ei-V 6–15) und 97,4 % (Ei-Bu-TR, lückige Bestandesteile). Die schattigsten Bestände (Bu-V 31–45, Teile der Bu-WW und des Ei-Bu-TR mit ± geschlossener Kronenschicht) zeichnen sich durch die höchsten Anteile typischer Buchenwaldarten der Reifephase aus (Abb. 7). Eine Zunahme der Naturnähe ist ebenfalls zu verzeichnen, wenn Buchenwaldarten einbezogen werden, die aufgrund ihrer Licht- und/oder Feuchtebedürftigkeit auf TM2-Standorten überwiegend in Lücken bzw. aufgelichteten Bestandesteilen vorkommen. Beispiele für solche Arten sind *Carex remota*, *Epilobium angustifolium*, *Senecio sylvaticus* und *Pohlia lutescens*.



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Nr. in Signifikanzmatrix
60,9	64,7	62,2	69,2	81,0	69,1	71,6	67,4	84,6	76,9	80,3	90,8	%-Anteil von Arten der Reifephase
69,8	72,5	71,4	74,6	83,2	77,0	78,6	87,2	94,0	83,8	88,7	93,4	%-Anteil Arten d. Reifephase u. Lücken

Abb. 7: Mittlere relative Anteile typischer Buchenwaldarten (Kraut- und Moosschicht) der Reifephase bzw. der Reifephase und Lücken an den Artenzahlen der Kraut- und Moosschicht.
Kruskal-Wallis-Test für Arten der Reifephase: $Chi^2 = 212{,}912$, $p = 0{,}000$; für Arten der Reifephase und Lücken: $Chi^2 = 241{,}025$, $p = 0{,}000$, Post-Hoc-Tests mit Chi^2-Ansatz. Abkürzungen siehe Abb. 1, geschl. = geschlossen.

Fig. 7: Mean relative proportions of typical beech-forest species (herb and moss layer) of the closed mature phase and the mature phase with gaps, among the species numbers of herb and moss layer.
Kruskal-Wallis test for species of mature phase: $Chi^2 = 212.912$, $p = 0.000$; for species of mature phase and gaps: $Chi^2 = 241.025$, $p = 0.000$, Post-hoc tests employing the Chi^2 formulation. Abbreviations see Fig. 1, geschl. = closed.

Mittlere Artenzahlen, auch die von typischen Arten der potenziell natürlichen Buchenwälder, sind für eine Naturnähebewertung der untersuchten Bestandestypen dagegen nicht geeignet.

Seltenheit und Gefährdung

In allen Bestandestypen dominieren sowohl in der Artengruppe der Gefäßpflanzen als auch unter den Moosen Arten, die anhand der Zahl besetzter MTB-(Viertel-)Quadranten in Sachsen als sehr häufig (z. B. *Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis epigejos*, *Atrichum undulatum*) bis häufig vorkommend (z. B. *Luzula luzuloides*, *Carex pilulifera*) eingestuft werden können. Sehr häufige und häufige Spezies nehmen zusammen 88,3 % (Bu-V 31–45) bis 99,6 % (Ei-Bu-TR) der Artenzahl an Gefäßpflanzen und 96,3 % (Bu-Ei-V 6–15) bis 99,9 % (Bu-V 31–45) der Artenzahl an Moosen ein. Eine Zunahme mäßig häufiger, seltener und sehr seltener Arten im Verlauf des Waldumbaus ist nicht zu erkennen. Die untersuchten Vegetations- und Standortstypen sind generell nicht durch hohe Zahlen von Rote Liste-Arten charakterisiert. In den Beständen der Dübener Heide existieren unter den Gefäßpflanzen bei einer Gesamtartenzahl von 209 nur fünf Arten, die in Sachsen in der Roten Liste verzeichnet sind (alle mit Gefährdungskategorie 3, z. B. *Lathyrus linifolius*). Weitere vier Arten stehen in Sachsen auf der Vorwarnliste (z. B. *Teucrium scorodonia*). Unter den 80 Moosarten sind 12 in der Roten Liste Sachsens enthalten (inkl. Vorwarnliste 15). Es ist keine Zunahme des Vorkommens von Rote Liste-Arten im Verlauf des Waldumbaus festzustellen. Die mittlere Artenzahl von Gefäßpflanzen der Roten Liste (inkl. Vorwarnliste, Bezugsfläche 400 m^2-Vegetationsaufnahmen) liegt zwischen 0,02 im Referenzbestand und 1,1 im 31–45-jährigen

Buchen-Eichen-Unterstand. Im Referenzbestand ist sie signifikant niedriger als in den Bestandestypen Ki-Forst bis Bu-V > 45. Für die epigäischen Moose besitzen die Kiefernforste und v. a. 6–15-jährige Voranbauten mit vermodernden Reisigwällen zwischen den Pflanzreihen eine mindestens ebenso große Bedeutung für den Schutz gefährdeter Arten wie Buchen(misch)wälder. In den Buchen-Wirtschaftswäldern kommt mit *Ditrichum pallidum* allerdings eine sachsenweit vom Aussterben bedrohte Moosart vor. Sie wächst dort an sandig-lehmigen, offenen Erdstellen, bevorzugt in Lücken auf ehemaligen Pflugstreifen, die zur Initiierung der Buchen-Naturverjüngung angelegt wurden. Dieses Beispiel zeigt, dass gefährdete Pflanzenarten in Wäldern durch Bewirtschaftungsmaßnahmen im Einzelfall auch gefördert werden können.

5. Diskussion

5.1. Auswirkungen des Waldumbaus auf Deckungsgrade und Artenvielfalt

Mit zunehmender Beschattung durch die heranwachsenden Buchen ist innerhalb der Waldumbau-Chronosequenz ein deutlich ausgeprägter Rückgang der Dominanzen der Kraut- und Moosschicht zu verzeichnen, wie er auch von MOSER (1995), MATTHES (1998), GÄRTNER (2004) und FRITZ (2006) belegt wurde. Die Beimischung oder Dominanz von Eichen in der 1. oder 2. Baumschicht bewirkt durch die im Vergleich zur Buche lichteren Eichenkronen eine größere Strahlungsdurchlässigkeit und ermöglicht dadurch eine höhere Vielfalt in der Waldbodenvegetation. Eine waldbauliche Förderung der einheimischen Eichenarten in Buchenbeständen kann also nicht nur aus wirtschaftlicher, sondern auch aus naturschutzfachlicher Sicht anzustreben sein (SCHMIDT 2007). Da reine Buchen-Voranbauten in einem Alter von etwa 20–60 Jahren die Kraut- und Moosschicht fast vollständig ausdunkeln und daraus hervorgehende Reinbestände auch nicht das Ziel eines ungleichaltrigen Mischwaldes erfüllen, sind gruppen-, horst- und kleinbestandsweise gemischte Voranbauten aus dem Baumartenspektrum des natürlichen Vegetationspotenzials unter Ausnutzung bzw. Einbeziehung geeigneter Naturverjüngung für den ökologischen Waldumbau zu empfehlen. Ziel des ökologischen Waldumbaus sollte i. d. R. kein reiner Buchenwald sein, sondern ein mehr oder weniger buchenreicher Mischwald, wofür ökologische wie ökonomische Argumente sprechen. In Mischwäldern, die durch Waldumbau aus Nadelbaumforsten erzogen werden, können die Auswirkungen auf die Bodenvegetation je nach den beteiligten Baumarten und Mischungsformen sehr vielfältig sein, was die ermittelten Unterschiede zwischen reinen Buchen-Voranbauten und solchen gemischt mit Eichen erkennen lassen.

Mit zunehmender Beschattung durch den heranwachsenden Buchen-Unterstand ist wie bei den Deckungsgraden ein Rückgang der Artenzahlen zu verzeichnen. Andere Arbeiten, welche die Entwicklung der Artenvielfalt der Bodenvegetation im Verlauf des Waldumbaus von Nadelbaumforsten zu Buchenmischwäldern untersuchten, kommen zum gleichen Ergebnis (z. B. MOSER 1995, JENSSEN & HOFMANN 2002, GÄRTNER 2004). Ein Rückgang der Artenzahlen der Krautschicht wurde von mehreren Autoren (u. a. W. SCHMIDT 2005) auch in Naturwaldreservaten belegt, die durch Einstellung der Nutzung aus Wirtschaftswäldern hervorgegangen sind. In den entsprechenden Beständen setzte sich zumeist die Rot-Buche gegen andere Baumarten durch, was zu einer stärkeren Beschattung der Bodenvegetation führte. Nach JENSSEN & HOFMANN (2002) weisen Kiefernforste im Nordostdeutschen Tiefland zumeist höhere mittlere Artenzahlen auf als die an den entsprechenden Standorten natürlichen Waldökosystemtypen. Die geringste Artenzahl trat jedoch in zweischichtigen Kiefern-Buchen-Mischbeständen (Buchen-Voranbauten als Waldumbaubestände) auf. Die Artenzahlen und Deckungsgrade der Bodenvegetation variieren natürlich auch innerhalb eines Waldökosystemtyps in dessen unterschiedlichen Entwicklungsphasen (vgl. HALPERN & SPIES 1995, JENSSEN & HOFMANN 1996, REIF 2000, WALENTOWSKI & WINTER 2007).

Mit dem Aufwuchs und Dichtschluss des Buchen-Unterstandes steigen die Shannon-Indizes ebenso wie die Eveness-Werte von den Nadelbaumforsten bis zu den 31–45-jährigen Buchen-Voranbauten tendenziell an und verhalten sich damit gegenläufig zu den Artenzahlen. Der schattigste und artenärmste Bestandestyp ist jeweils besonders divers, da die

Deckungsgrade der Arten sehr niedrig und damit gleichmäßig verteilt sind. Diese höhere Diversität kann nicht mit einer größeren naturschutzfachlichen Wertigkeit gleichgesetzt werden. KÖHL & ZINGG (1996) bestätigen, dass Diversitätsindizes (z. B. Shannon-Index) artenarmen Beständen im Vergleich zu artenreichen eine höhere Diversität zuweisen können.

Die Artenzahlen an Gefäßpflanzen und Moosen der (intensiver) bewirtschafteten Bestände sind höher als die des naturnahen Referenzbestandes. Nur der schattigste Bestandestyp (Bu-V 31–45) weist noch geringere mittlere Artenzahlen auf. Positive Zusammenhänge zwischen den Artenzahlen der Bodenvegetation von Wäldern und anthropogener Beeinflussung wurden im zurückliegenden Jahrzehnt durch zahlreiche Untersuchungen bestätigt, z. B. durch den Vergleich von Wirtschaftswäldern und Prozessschutzflächen bzw. extensiver genutzten Referenzflächen (u. a. W. SCHMIDT 1999, OHEIMB 2003, ABS et al. 2005, WINTER 2005), ebenso beim Vergleich zwischen Nadelbaumforsten und naturnäheren Laubmischwäldern (z. B. ANDERS & HOFMANN 1997, WECKESSER 2003).

Aus den mittleren Artenzahlen für eine bestimmte Fläche (hier 400 m^2) kann nicht zwingend auf Diversitätsunterschiede auf höherem Skalenniveau, z. B. für ganze Bestände oder auf Landschaftsebene, geschlossen werden. Um dies zu überprüfen, wurden für alle Bestandestypen Artenzahl-Areal-Beziehungen der Skalenebene 400–20.000 m^2 berechnet. Dies erfolgte durch Mittelwertbildung aus 100 Artenzahl-Areal-Beziehungen je Bestandestyp, die durch zufällige Aneinanderreihung von 50 Vegetationsaufnahmen (400 m^2 Größe) berechnet wurden. Dabei zeigt sich, dass bezüglich der Gesamtartenzahlen, Artenzahlen der Krautschicht sowie Moosschicht die getroffenen Aussagen für 400 m^2-Probeflächen im Wesentlichen auf die Bestandesebene (bis 2 ha) übertragen werden können (Kiefernforste, 6–15-jährige Voranbauten und Buchen-Wirtschaftswälder artenreicher als ältere Buchen-Voranbauten und naturnahe Buchenmischwälder). Einzelne Überschneidungen der Artenzahl-Areal-Beziehungen belegen jedoch, dass sich auf höheren Skalenebenen die Rangfolge der Bestandestypen bezüglich der α-Diversität ändern kann. Zum Beispiel sind Kiefernforste auf der Ebene von 400 m^2-Vegetationsaufnahmen reicher an epigäischen Moosen als Buchen-Wirtschaftswälder, auf 2 ha großen Flächen kehrt sich dieses Verhältnis jedoch um.

Die Artenarmut des Referenzbestandes kennzeichnet Buchen-Altwälder bodensaurer Standorte, die entweder noch Altersklassenwälder sind oder, wie im vorliegenden Fall, erst kurze Zeit aus der Nutzung genommen wurden. Langzeitig ungenutzte Wälder oder Naturwälder weisen durch Lücken in der Alters- und Zerfallsphase eine höhere Diversität auf. Es treten ebenfalls Zeigerarten für Störungen auf, jedoch solche, wie sie für ein natürliches Störungsregime typisch sind. Trotzdem können dann entsprechende Naturwälder bezüglich der Pflanzenartenvielfalt sich den Buchen-Wirtschaftswäldern mit anthropogen verursachten Störungen nähern.

5.2. Artenstruktur und -dynamik im Verlauf des Waldumbaus

Die differenzierenden Krautarten der Kiefernforste und 6–15-jährigen Voranbauten kennzeichnen lichte, ± stickstoffarme und zeitweise trockene Standorte. Die Arten, die in den schattigen älteren Buchen-Voranbauten (Bu-V 31–45, Bu-V > 45) auffällig zurücktreten, werden vorübergehend ausgedunkelt (z. B. *Holcus mollis*) bzw. meiden in der Dübener Heide Bestandestypen mit Buchendominanz im Oberstand (z. B. *Galium saxatile*). Die differenzierende Artengruppe der Buchen-Wirtschaftswälder verweist auf lehmigere Standorte sowie Auflichtungen, Bodenverwundungen und -verdichtungen, die im Zusammenhang mit Bestandespflege, Holzernte und Verjüngungsmaßnahmen entstehen. Auflichtungen wirken sich in schattigeren Buchenbeständen der Reifephase stärker aus als in entsprechenden Kiefernforsten. FISCHER (1996) fand auf geräumten und anschließend der Sukzession überlassenen Sturmwurfflächen in Bayern ein verstärktes Auftreten von waldfremden „Störungszeigern" wie *Cirsium arvense*, *Dactylis glomerata*, *Poa annua* und *Stellaria media* im Vergleich zu nicht geräumten Flächen. Er weist darauf hin, dass in Wirtschaftswäldern durch die Eingriffe immer wieder Störstellen geschaffen werden, an denen sich „Störungszeiger" etablie-

ren können (vgl. FISCHER 2001, MAYER 2002). Das plötzliche Auftreten entsprechender Arten schon nach kleinflächigen Störungen (z. B. Windwurf einzelner Bäume) zeigt, dass einige von ihnen bereits als Samen in der Diasporenbank präsent sind.

Die auf mittleren Standorten der Dübener Heide in Buchenwäldern als Weiserarten für Wirtschaftseinfluss eingestuften Krautarten kommen in anderen Naturräumen z. T. auch in naturnahen Buchenwäldern ohne oder mit geringen anthropogenen Störungen vor (z. B. *Mycelis muralis*, *Agrostis capillaris*, *Juncus effusus*, *Rubus idaeus*, *Urtica dioica*). Dabei handelt es sich jedoch um abweichende Standortstypen (z. B. bei den Feuchte- bis Nässezeigern) bzw. um die mit häufigen Störungen verbundene Zerfallsphase innerhalb des Entwicklungszyklus. So geben JENSSEN & HOFMANN (1996) an, dass in Lücken natürlicher Buchenwälder in der Zerfallsphase erhöhter Lichteinfall, höhere Bodenfeuchte infolge fehlender Transpiration und weiterhin Nährstofffreisetzung aus dem Humus und vermoderndem Holz wirksame Standortsfaktoren sind, die das Auftreten von Licht-, Feuchte- und Stickstoffzeigern begünstigen können. Im untersuchten Referenzbestand der Dübener Heide, der sich überwiegend in der Reife- bis beginnenden Altersphase befindet, fehlen Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Offenbiotopen entweder ganz oder treten signifikant seltener auf. Entsprechende Arten (z. B. *Poa annua*, *Dactylis glomerata*, *Epilobium ciliatum*, *Cirsium arvense*) erreichen auch in den Wirtschaftswäldern meist keine hohen Stetigkeiten und Dominanzen und sind für die soziologische Zuordnung ohne diagnostischen Wert. Sie können jedoch dazu beitragen, intensiver genutzte Bestände von naturnahen Wäldern abzugrenzen. JENSCH (2004) bestätigt ebenfalls, dass in Buchenwäldern die nicht an den Wald gebundenen Arten nur einen geringen Prozentsatz der Vegetationsdeckung in der Krautschicht ausmachen (< 10 %). Ihr Anteil an der Artenzahl (ca. 30 %) und der Diasporenbank (ca. 40 %) kann aber deutlich höher liegen.

Als normative Indikatoren naturnaher Buchenmischwälder der Dübener Heide wurden solche Arten ausgewählt, die zwar nicht auf ungenutzte Referenzwälder beschränkt bleiben, aber analytische Indikatoren der Buchenmischwälder sind und gleichzeitig keinen Weiserwert für stärkeren Wirtschaftseinfluss besitzen (vgl. Tab. 5). Die normativen Indikatorarten der Krautschicht für Kiefernforste und junge Voranbauten weisen meist hohe Lichtzahlen (nach ELLENBERG et al. 2001) und niedrige Reaktions- und Stickstoffzahlen auf. Bei den normativen Indikatoren der Buchenmischwälder handelt es sich überwiegend um Schatten- bis Halbschattenpflanzen frischer bis feuchter, mäßig bis schwach saurer und mäßig stickstoffreicher bis stickstoffreicher Standorte (mesotraphente Laubmischwaldarten). Abweichend davon weisen die Indikatoren für stärkeren Wirtschaftseinfluss in Buchenwäldern oft hohe Lichtzahlen (6–8) auf. Unter ihnen befinden sich Stickstoffzeiger (N 7–8, z. B. *Epilobium ciliatum*) sowie Feuchte- bis Nässezeiger (F 7–8, z. B. *Carex remota*) und Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Nichtwaldbiotopen (z. B. *Persicaria minor*, *Crepis capillaris*). Von den Weiserarten für stärkeren Wirtschaftseinfluss besitzen einige sehr leichte Diasporen (z. B. *Epilobium ciliatum*), die vom Wind über größere Entfernungen ausgebreitet werden können. Während die normativen Indikatorarten der naturnahen Buchenmischwälder oligo- bis mesohemerobe Standorte besiedeln, kommen etliche der Indikatoren für stärkeren Wirtschaftseinfluss auch auf β-euhemeroben, α-euhemeroben oder sogar polyhemeroben, also stärker anthropogen veränderten und beeinflussten Standorten vor.

Die Unterschiede der Bestandestypen im Artenbestand werden in erster Linie durch die unterschiedliche Bestockungsstruktur erklärt, wofür vergleichbare Bodeneigenschaften der Untersuchungsflächen eine zwingende Voraussetzung sind. Obwohl die geprüften Bodenparameter (Humusmächtigkeit, pH und C/N) keine signifikanten Unterschiede zwischen den Probeflächen erkennen lassen, fällt doch auf, dass unter den Indikatorarten der Buchenwälder auch solche enthalten sind, die lehmigere und etwas besser nährstoffversorgte Böden anzeigen, während dies in den kieferndominierten Beständen nicht der Fall ist. Es ist nicht auszuschließen, dass gewisse Differenzen bezüglich der Bodenfeuchte und -nährkraft, die jedoch weder durch die eigenen Bodenanalysen, noch im Rahmen der Forstlichen Standortskartierung erfasst werden konnten, die Ermittlung der Indikatorarten beeinflusst haben.

Obwohl nur Bestände der Reifephase (im Referenzbestand auch beginnende Altersphase) aufgenommen wurden, unterscheiden sie sich dennoch im Alter des Oberstandes. Beispielsweise beträgt es für die Kiefernforste durchschnittlich 72 Jahre, die Kiefern in den über 45-jährigen Buchen-Voranbauten bereits 112 Jahre, die Buchen-Wirtschaftswälder 144 Jahre und den Referenzbestand 130–220 Jahre. Es konnte im Rahmen der Untersuchungen nicht geklärt werden, ob unter Umständen bestimmte Effekte dem Alter des Oberstandes an sich geschuldet sind. Über Alterseffekte der Baumschicht in Wäldern auf die Vegetation gibt es vergleichsweise wenige Daten (z. B. HALPERN & SPIES 1995, JENSSEN & HOFMANN 1996), so dass hierzu weiterer Forschungsbedarf besteht.

5.3. Beziehungen zwischen Vegetation und Standortsbedingungen

Die PCA-Ordinationen der eigenen Untersuchungsflächen mit den ELLENBERG-Zeigerwerten als Overlay sowie die RDA-Ordinationen weisen den Lichtfaktor bzw. die Deckungsgradsumme der Gehölze (v. a. der Rot-Buche) als die wichtigsten Faktoren für die Variabilität der Artenzusammensetzung aus. Positive Beziehungen zwischen der relativen Beleuchtungsstärke und Artenzahlen bzw. Deckungsgraden in der Kraut- und Moosschicht von Wäldern wurden vielfach belegt (z. B. OHEIMB 2003, WECKESSER 2003). Umgekehrt bestehen i. d. R. negative Beziehungen zwischen den Deckungsgraden von Halbschatt- und Schattbaumarten in der Baumschicht und den Artenzahlen und Deckungsgraden der Bodenvegetation. Bei einer ausreichenden Verfügbarkeit von Nährstoffen und Wasser wird Licht der begrenzende Faktor für Artenvielfalt (vgl. MAYER 2002, FRITZ 2006). Für die Artenzusammensetzung der untersuchten Bestandestypen sind weiterhin Nährstoff- und Basengradienten von Bedeutung, da Stickstoff- und Reaktionszeigerwerte bzw. pH-Werte und C/N-Verhältnisse die höchsten Korrelationen zur 2. Ordinationsachse aufweisen. JENSSEN & HOFMANN (2002) geben an, dass die Pflanzenartenvielfalt in Wäldern im grundwasserfernen Standortsbereich bei vergleichbarem Licht- und Wärmeklima mit der Nährstoffausstattung zunimmt und umgekehrt bei vergleichbarer Nährstoffversorgung des Bodens mit zunehmendem Licht- und Wärmeangebot ansteigt. Ähnliche Ergebnisse erzielte auch OHEIMB (2003), der ebenfalls Licht- und Nährstoffgradienten als wesentliche Einflussfaktoren auf die Artenzusammensetzung in Laubwäldern nennt. Mehrere Autoren weisen darauf hin, dass für die höheren Deckungsgrade und Artenzahlen der epigäischen Moose in Nadelbaumforsten im Vergleich zu buchendominierten Bestandestypen die unterschiedliche Streufalldynamik entscheidend ist (u. a. ZERBE 1993, EWALD 2000, KIEßLING et al. 2004, GÄRTNER 2004). Die für Moose verdämmend wirkende Buchenstreuschicht zersetzt sich im *Luzulo-Fagetum* langsamer als in mesophilen Buchenwäldern, so dass der hemmende Effekt für bodensaure Buchenwälder besonders typisch ist.

5.4. Naturschutzfachliche Bewertung der Waldumbaumaßnahmen

Das zunehmende Interesse an der Erhaltung der biologischen Vielfalt führt nach MAYER et al. (2002) unter Umständen zu der nicht gerechtfertigten Schlussfolgerung, dass hohe Artenzahlen und Diversitäten prinzipiell erstrebenswert sind. Ein hoher Natürlichkeitsgrad kann aber durchaus mit geringen Artenzahlen höherer Pflanzen einhergehen (KÖHL & ZINGG 1996, REIF 2000), z. B. im *Luzulo-Fagetum*. Andererseits können Ökosysteme mit viel höheren Artenzahlen in der Bodenvegetation eine geringere Naturnähe aufweisen (z. B. Kiefernforste auf potenziellen Standorten des *Luzulo-Fagetum*). In diesem Fall ist der höheren Naturnähe der Vorzug vor einer hohen Artendiversität einzuräumen (MAYER 2002). JENSSEN & HOFMANN (2002) geben an, dass eine Erhöhung der Naturnähe forstwirtschaftlich begründeter Waldbestände vielfach einen deutlichen Verlust an Pflanzenartenvielfalt bedeutet und dass hiervon auch Arten der Roten Listen betroffen sein können. TEUFFEL et al. (2005) verweisen im Konsens mit anderen Autoren (u. a. ANDERS & HOFMANN 1997, MATTHES 1998, FRITZ 2006) darauf, dass eine Erhöhung des Laubbaumanteils in Nadelbaumforsten die Entwicklung naturnaher Artenzusammensetzung fördert, nicht jedoch unbedingt mit einer erhöhten Biodiversität einhergeht. Bei der Bewertung von Artenzahlen

sollten deshalb qualitative Aspekte wie der Anteil typischer Waldarten, der Anteil der Arten des potenziell natürlichen Waldökosystemtyps oder der Anteil von Arten mit geringem Hemerobiezeigerwert berücksichtigt werden bzw. im Umkehrschluss der Anteil an Störungszeigern oder an Arten mit hohem Hemerobiezeigerwert. Die dem entsprechenden Ökosystemtyp eigene Diversität ist für Bewertungen entscheidend (SCHMIDT 2007).

Beachtet werden muss außerdem, dass zu den Artenzahlen häufig nur Ergebnisse von Untersuchungen ausgewählter Organismengruppen vorliegen. Anhand einer solchen Gruppen-Diversität sind jedoch kaum Rückschlüsse auf die gesamte α-Diversität eines Waldökosystems möglich (DIERßEN & KIEHL 2000). Naturnahe Wälder (auf Altwaldstandorten) mit Alt- und Totholzreichtum sind meist artenreicher an epiphytischen und epixylen Moosen und Flechten, holzzersetzenden Pilzen, xylobionten Insekten und höhlenbrütenden Vogelarten als Wirtschaftswälder (z. B. DETSCH 1999, WINTER 2005, WALENTOWSKI & WINTER 2007).

Die höhere Pflanzenartenvielfalt in Nadelbaumforsten und Buchen-Wirtschaftswäldern wird u. a. durch Arten der Ruderal-, Grünland- und Schlagfluren bewirkt. Es handelt sich dabei zumeist um Arten, die in Biotoptypen mit höheren Hemerobiegraden (eu- bis polyhemerob) vorkommen und i. d. R. weder selten noch gefährdet sind. Sie gehören überwiegend nicht zum natürlichen Vegetationspotenzial des *Luzulo-Fagetum*, auch wenn einige dieser Arten in Lücken von naturnahen Wäldern auftreten können. Hohe Artenzahlen an Gefäßpflanzen und epigäischen Moosen sind in den untersuchten Bestandestypen an stärkere anthropogene Beeinflussung gebunden (z. B. Auflichtungen, Befahrungen, Bodenverwundungen). Auf den untersuchten mittleren Standorten sind sie eher ein Indiz für geringere Naturnähe (vgl. auch WECKESSER 2003).

Eine Bewertung der Naturnähe der Bodenvegetation wurde in der vorliegenden Arbeit durch Berechnung der relativen Anteile typischer Buchen(misch)waldarten (der Reifephase bzw. der Reifephase inkl. Lücken) an den Artenzahlen bzw. den Deckungsgradsummen der Kraut- und Moosschicht vorgenommen. Als Ergebnis konnte eine Erhöhung der Naturnähe der Bodenvegetation im Verlauf des ökologischen Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenmischwäldern nachgewiesen werden. Auch die vegetationsökologischen Gruppenspektren stützen die Feststellung, dass die Krautschicht im Verlauf des ökologischen Waldumbaus durch eine zunehmende Naturnähe gekennzeichnet ist. Darauf lassen u. a. ein tendenzieller Rückgang von Arten, die an Standorten höherer Hemerobie vorkommen, die quantitative Zunahme von Krautarten der geschlossenen Wälder bzw. von Charakterarten der Buchenwälder sowie der Rückgang von Charakterarten der Pflanzengesellschaften des Offenlandes schließen. Allerdings sind die mittleren Artenzahlen und Deckungsgradsummen von Kraut- und Moosarten mit Verbreitungsschwerpunkt in geschlossenen Wäldern, von *Querco-Fagetea*-Charakterarten (inkl. entsprechender Ordnungs- und Verbandscharakterarten) sowie von typischen Buchenwaldarten in den Kiefernforsten und jungen Buchen-Voranbauten (auf potenziellen Buchenwaldstandorten!) meist ebenso hoch oder sogar höher als in Buchen-Wirtschaftswäldern oder naturnahen Buchenwäldern ohne Nutzungseingriffe, da in den lichteren, kieferndominierten Bestandestypen die Gesamtartenzahlen höher sind. Im Verlauf der Waldumbau-Chronosequenz nimmt also vorwiegend der Anteil und weniger die Vielfalt der typischen Buchenwaldarten zu, wobei der Anteil natürlich abhängt von der Anzahl und Deckung der übrigen Arten.

Die ermittelten normativen Indikatorarten bestätigen, dass die Bodenvegetation einen Beitrag für die naturschutzfachliche Bewertung von Waldbeständen leisten kann. Bei den Indikatoren für ± naturnahe Buchenmischwälder handelt es sich weder um überregional gefährdete Arten noch um „Flaggschiffarten" oder „VIP-Arten" im Sinne des Zielartenkonzeptes. Ist es trotzdem gerechtfertigt, sie als Zielarten einzuordnen? Verschiedene Autoren (u. a. PLACHTER 1992, REICH 1994) fordern, für Effizienzkontrollen von Naturschutzmaßnahmen unter regionalen Gesichtspunkten Zeigerartenkollektive auszuwählen, die neben gefährdeten auch typische, noch verbreitete Arten sowie „Belastungs- und Störungszeiger" einbeziehen. Die normativen Indikatorarten für Kiefernforste oder stärkeren Wirtschaftseinfluss in Buchenwäldern sind dementsprechend auch keine Zielarten im üblichen Sinne (z. B.

mit hohem Artenschutz-Wert). Es handelt sich um Zeigerarten für bestimmte Bestandestypen (Ki-Forste und junge Voranbauten) oder für häufige Störungen infolge einer größeren Eingriffsintensität in Buchen-Wirtschaftswäldern (vgl. „management indicator species" in REICH 1994).

5.5. Übertragbarkeit und Anwendbarkeit der Ergebnisse

Die ermittelten analytischen und abgeleiteten normativen Indikatorarten sind zunächst nur für das Untersuchungsgebiet (Dübener Heide) und die untersuchten Standortstypen (TM2-Standorte) gültig. Eine Anwendbarkeit, z. B. im Rahmen der naturschutzfachlichen Erfolgskontrolle forstlicher Maßnahmen, kann uneingeschränkt nur im untersuchten Naturraum erfolgen. Für die Anwendung der Indikatoren außerhalb des Naturraumes Düben-Dahlener Heide sollten folgende Bedingungen erfüllt sein: bezüglich Nährstoff- und Bodenwasserhaushalt mittlere unvernässte Standorte; pnV *Luzulo-Fagetum* (planare Form); Untersuchung vergleichbarer Bestandestypen; ähnliche regionale Artenpools an Gefäßpflanzen und Moosen. In weiteren Untersuchungen muss geprüft werden, ob sich in anderen Naturräumen mit ähnlichen oder abweichenden Artenpools beim Vergleich von Nadelbaumforsten, Waldumbaubeständen und unterschiedlich intensiv genutzten bzw. der natürlichen Dynamik überlassenen Laubmischwäldern vergleichbare Gruppen normativer Indikatorarten ermitteln lassen.

Folgende übergreifende Schlussfolgerungen sind jedoch schon jetzt möglich:

- Beim Waldumbau von Nadelbaumforsten mittels Voranbau der Schattbaumart Rot-Buche ist durch Aufwuchs und Dichtschluss des Buchen-Unterstandes ein starker Rückgang der Artenzahlen und Deckungsgrade der Kraut- und Moosschicht zu verzeichnen.
- Wälder mit stärkeren Wirtschaftseinflüssen (z. B. Buchen-Wirtschaftswälder und Nadelbaumforste) auf mäßig nährstoffreichen Böden sind in der Bodenvegetation i. d. R. artenreicher als naturnahe Wälder der gleichen Entwicklungsphase.
- Hauptursache dafür sind häufigere anthropogene Störungen in den Wirtschaftswäldern wie regelmäßige Auflichtungen, Bodenverwundungen und -verdichtungen, verbunden mit Diasporeneintrag (z. B. ausgehend von Wegen und Forstmaschinen).
- Naturnahe Wälder besitzen in der Bodenvegetation keine oder nur wenige an sie gebundene Indikatorarten. Für Wirtschaftswälder lassen sich im Gegensatz dazu i. d. R. zahlreiche Arten als Indikatoren einstufen, die teils zwischen verschiedenen Untersuchungsgebieten identisch sind, teils aufgrund unterschiedlicher standörtlicher Potenziale und Artenpools differieren.
- Unter den Indikatorarten für Wirtschaftswälder sind stets Arten präsent, die auf anthropogene Störungen reagieren („Störungszeiger"), darunter Lichtzeiger, Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Offenbiotopen, Stickstoff-Zeiger und Feuchte- bis Nässezeiger („Verdichtungszeiger").

Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Finanzierung des Forschungsprojektes „Ermittlung struktureller Parameter der Phytozönosen als Indikatoren für eine naturschutzfachliche Bewertung des Waldumbaus". Unser Dank gilt ebenfalls den Mitarbeitern der ehemaligen Forstämter Falkenberg und Doberschütz für die gewährte Unterstützung sowie Herrn Prof. Dr. Hartmut Dierschke und zwei anonymen Gutachtern für kritische Hinweise zum Manuskript.

Literatur

ABS, C., FISCHER, A. & FALINSKI, J. B. (1999): Vegetationsökologischer Vergleich von Naturwald und Wirtschaftswald, dargestellt am Beispiel des Tilio-Carpinetum im Waldgebiet von Bialowieza/Nordost-Polen. – Forstw. Cbl. 118: 181–196.

–, –, HEINRICH, J., KUGLER, F., SCHÖFFMANN, C. & MAYER, P. (2005): Patterns of plant diversity in natural and managed mountain forests of the Bavarian Forest. – In: COMMARMOT, B. & HAMOR, F. D. (Eds.): Natural Forests in the Temperate Zone of Europe – Values and Utilisation. Conference 13–17

October 2003, Mukachevo, Ukraine. Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute; Rakhiv, Carpathian Biosphere Reserve: 273–279.

AMARELL, U. (2000): Kiefernforste der Dübener Heide. Ursachen und Verlauf der Entstehung und Veränderung von Forstgesellschaften. – Diss. Bot. 325. J. Cramer, Berlin, Stuttgart: 246 S.

ANDERS, S. & HOFMANN, G. (1997): Vielfalt in der Vegetation von Wäldern und Forsten. – In: Biologische Vielfalt in Ökosystemen. Schr.-R. d. BML Angew. Wiss. 465: 94–108.

BEESE, F. O. (1996): Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung. – Forstw. Cbl. 115: 65–79.

BERGMEIER, E., HÄRDTLE, W., MIERWALD, U., NOWAK, B. & PEPPLER, C. (1990): Vorschläge zur syntaxonomischen Arbeitsweise in der Pflanzensoziologie. – Kieler Not. Pflanzenk. Schleswig-Holst. Hamburg 20 (4): 92–103.

DENNER, M. (2007): Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus in der Dübener Heide und im Erzgebirge auf die Bodenvegetation – Ermittlung phytozönotischer Indikatoren für naturschutzfachliche Bewertungen. – Forstwiss. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc. 29: 402 S.

DETSCH, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt. Ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hienheimer Forstes (Kehlheim, Niederbayern). – Wissenschaft und Technik Verlag, Berlin: 208 S.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. – Ulmer, Stuttgart: 683 S.

DIERßEN, K. & KIEHL, K. (2000): Theoretische Grundlagen zur Definition, Messung und Bedeutung von Diversität. – Schr.-R. Vegetationskunde 32: 7–21.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scripta Geobot. 18. Erich Goltze, Göttingen: 262 S.

ENGELHARD, J. & REIF, A. (2004): Veränderungen der Bodenvegetation durch Fichtenanbau auf Standorten des Kalkbuchenwaldes. – waldoekologie online 1: 29–56.

EWALD, J. (2000): The influence of coniferous canopies on understorey vegetation and soils in mountain forests of the northern Calcareous Alps. – Appl. Veg. Sci. 3: 123–134.

FISCHER, A. (1996): Forschung auf Dauerbeobachtungsflächen im Wald – Ziele, Methoden, Analysen, Beispiele. – Arch. Nat.-Lands. 35: 87–106.

– (2001): Walddynamik – Wie ändern sich unsere Wälder? – LWF*aktuell* 30/2001: 4–7.

FRITZ, P. (Hrsg.) (2006): Ökologischer Waldumbau in Deutschland. Fragen, Antworten, Perspektiven. – Oekom Verlag, München: 352 S.

FÜRST, C., BITTER, A. W., EISENHAUER, D.-R., MAKESCHIN, F., RÖHLE, H., ROLOFF, A. & WAGNER, S. (Eds.) (2004): Sustainable Methods and Ecological Processes of a Conversion of Pure Norway Spruce and Scots Pine Stands into Ecologically Adapted Mixed Stands. – Forstwiss. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc. 20: 244 S.

GÄRTNER, S. (2004): Auswirkungen des Waldumbaus auf die Vegetation im Südschwarzwald. – Freiburger Forstl. Forschung 26: 233 S.

GRABHERR, G., KOCH, G., KIRCHMEIR, H. & REITER, K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. – Veröff. Österr. MaB-Programm 17. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck: 493 S.

HALPERN, C. B. & SPIES, T. A. (1995): Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. – Ecological Applications 5 (4): 913–934.

HÄRDTLE, W., EWALD, J. & HÖLZEL, N. (2004): Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. – Ulmer, Stuttgart: 252 S.

–, HEINKEN, T., PALLAS, J. & WELß, W. (1997): Querco-Fagetea (H 5). Sommergrüne Laubwälder Teil 1: Quercion roboris. Bodensaure Eichenmischwälder. – Synopsis Pflanzenges. Deutschlands 2. Göttingen: 51 S.

HARDTKE, H.-J. & IHL, A. (2000): Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens. – In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Dresden: 806 S.

HEINKEN, T. (2007): Vegetation und Standort bodensaurer Buchenwälder am Arealrand – am Beispiel Mittelbrandenburgs. – Hercynia N. F. 40: 193–211.

– & ZIPPEL, E. (1999): Die Sand-Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) im norddeutschen Tiefland: syntaxonomische, standörtliche und geographische Gliederung. – Tuexenia 19: 55–106.

HERPEL, J., HEINZE, M. & FIEDLER, H. J. (1995): Veränderungen von Boden und Vegetation in Kiefernbeständen der Dübener Heide zwischen 1966 und 1990. – Arch. Nat.-Lands. 34: 17–41.

HOFMANN, G. (1997): Mitteleuropäische Wald- und Forst-Ökosystemtypen in Wort und Bild. – AFZ/DerWald Sonderheft: 85 S.

JENSCH, D. (2004): Der Einfluss von Störungen auf Waldbodenvegetation – Experimente in drei hessischen Buchenwäldern. – Diss. Bot. 386. J. Cramer, Berlin, Stuttgart: 388 S.

JENSSEN, M. & HOFMANN, G. (1996): Der natürliche Entwicklungszyklus des baltischen Perlgras-Buchenwaldes (Melico-Fagetum). Anregung für naturnahes Wirtschaften. – Beitr. Forstwirtsch. Landsch.ökol. 30 (3): 114–124.

– & – (2002): Pflanzenartenvielfalt, Naturnähe und ökologischer Waldumbau. – AFZ-DerWald 57 (8): 402–405.

KIEßLING, J., CONRAD, S., STETZKA, K. M. & ROLOFF, A. (2004): The influence of forest conversion on cryptogams exemplified by Dübener Heide. – Forstwiss. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc. 20: 111–120.

KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (2002): Biolflor – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. – Schr.-R. Vegetationskunde 38: 334 S. + CD-ROM.

KÖHL, M. & ZINGG, A. (1996): Eignung von Diversitätsindizes bei Langzeituntersuchungen zur Biodiversität in Waldbeständen. – Allg. Forst- u. J.-Ztg. 167 (4): 76–85.

KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W. & GRADSTEIN, S. R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. – Schr.-R. Vegetationskunde 34: 519 S.

MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (Hrsg.) (1995): Naturräume in Sachsen. – Forsch. deutsch. Landeskunde 238. Trier: 288 S. + Anhang.

MATTHES, U. (1998): Waldökologische Analyse und Bewertung von Umbaumaßnahmen im bayerischen Staatswald als Beitrag für eine naturnahe Forstwirtschaft. – Herbert Utz Verlag, München: 226 S.

MAYER, P. (2002): Processes of biodiversity change in forests: vascular plant species richness after disturbance in the Bavarian Forest. – Diss. TU München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan. Freising: 127 S. + Anhang.

–, ABS, C. & FISCHER, A. (2002): Biodiversität als Kriterium für Bewertungen im Naturschutz – eine Diskussionsanregung. – Natur u. Landschaft 77 (11): 461–463.

MOSER, O. (1995): Umwandlung unstandortsgemäßer Fichtenbestände in naturnahe Mischwälder im Bereich der Forstverwaltung Bad Goisern der Österreichischen Bundesforste. – Centralbl. ges. Forstwes. 112 (1): 33–51.

MÜLLER, F. (2004). Verbreitungsatlas der Moose Sachsens. – Hrsg.: Arbeitsgemeinschaft sächsischer Botaniker. – lutra, Tauer: 309 S.

NEBE, W., ROLOFF, A. & VOGEL, M. (Hrsg.) (1998): Untersuchung von Waldökosystemen im Erzgebirge als Grundlage für einen ökologisch begründeten Waldumbau. – Forstwiss. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sc. 4: 235 S.

OBERDORFER, E. (Hrsg.) (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. 2. Aufl. Text- und Tabellenband. – Fischer, Jena, Stuttgart, New York: 282 + 580 S.

OHEIMB, G. V. (2003): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. – Schr.-R. Naturwiss. Forschungsergebnisse 70. Verlag Dr. Kovač, Hamburg: 261 S.

PLACHTER, H. (1992): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. – Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Baden-Württ. 67: 9–48.

REICH, M. (1994): Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten – Instrumente der Effizienzkontrollen des Naturschutzes? – Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz 40: 103–111.

REIF, A. (2000): Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. – Z. Ökol. Naturschutz 8: 239–250.

RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schr.-R. Vegetationskunde 35: 800 S.

SACHS, L. (2002): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. 10. Aufl. – Springer, Berlin etc.: 889 S.

SCHMIDT, M., EWALD, J., FISCHER, A., OHEIMB, G. V., KRIEBITZSCH, W.-U., SCHMIDT, W. & ELLENBERG jun., H. (2003): Liste der in Deutschland typischen Waldgefäßpflanzen. – Mitt. Bundesforschungsanstalt Forst- und Holzwirtschaft 212: 34 S. + Anhang.

SCHMIDT, P. A. (1999): Ökologischer Waldumbau als Renaturierung? – Verh. Ges. Ökol. 29: 595–600.

– (2003): Ecologically oriented management and protection of forests. – Annals of Agrarian Science 2: 89–95.

– (2007): Naturschutz im Wald – aktuelle Entwicklungen. – Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 28: 8–22.

– & DENNER, M. (2005): Evaluation of effects of forest conversion in Saxony (Germany) on the ground vegetation. – In: COMMARMOT, B. & HAMOR, F. D. (Eds.): Natural Forests in the Temperate Zone of Europe – Values and Utilisation. Conference 13–17 October 2003, Mukachevo, Ukraine. Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute; Rakhiv, Carpathian Biosphere Reserve: 296–304.

–, HEMPEL, W., DENNER, M., DÖRING, N., GNÜCHTEL, A., WALTER, B. & WENDEL, D. (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1:200.000. – In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Dresden: 230 S.

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

– (2005): Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. – For. Snow Landsc. Res. 79 (1/2): 111–125.

SCHUBERT, R., HILBIG, W. & KLOTZ, S. (2001): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin: 472 S.

SCHULZ, D. (1999): Rote Liste Farn- und Samenpflanzen. – In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Dresden: 35 S.

TER BRAAK, C. J. F. & PRENTICE, I. C. (1988): A theory of gradient analysis. – Advances in Ecological Research 18: 271–317.

TEUFFEL, K. v., BAUMGARTEN, M., HANEWINKEL, M., KONOLD, W., SAUTER, U. H., SPIECKER, H. & WILPERT, K. v. (Hrsg.) (2005): Waldumbau für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft. Ergebnisse aus dem Südschwarzwald. – Springer, Berlin, Heidelberg: 422 S.

THOMASIUS, H. & SCHMIDT, P. A. (2003): Waldbau und Naturschutz. – In: KONOLD, W., BÖCKER, R. & HAMPICKE, U. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. 10. ErgLfg. 8/03. ecomed, Landsberg: 1–44.

WALENTOWSKI, H. & WINTER, S. (2007): Naturnähe im Wirtschaftswald – was ist das? – Tuexenia 27: 19–26.

WECKESSER, M. (2003): Die Bodenvegetation von Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling – Struktur, Diversität und Stoffhaushalt. – Cuvillier Verlag, Göttingen: 157 S.

WINTER, S. (2005): Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. – Diss. TU Dresden, Fachrichtung Forstwissenschaften, Tharandt: 322 S. + Anhang.

WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 S.

ZERBE, S. (1993): Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme. Reihe A. Bd. 100. Göttingen: 173 S.

– (2002): Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. – Forest Ecology and Management 167: 27–42.

Dr. Maik Denner
Prof. Dr. Dr. h. c. Peter A. Schmidt
Lehrstuhl Landeskultur und Naturschutz
Technische Universität Dresden
PF 1117
01735 Tharandt
denner@forst.tu-dresden.de
schmidt@forst.tu-dresden.de

Eingang des Manuskriptes am 18.10.2007, endgültig angenommen am 28.01.2008.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: NS_28

Autor(en)/Author(s): Denner Maik, Schmidt Peter A.

Artikel/Article: Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus von Kiefemforsten zu Buchenmischwäldem in der Dübener Heide auf die Bodenvegetation 51-84