

land



Familienbetriebe
Land und Forst



Große Artenvielfalt im Wirtschaftswald – Ergebnis wissenschaftlicher Untersuchungen

Im Wirtschaftswald ist die Artenvielfalt viel größer als allgemein angenommen. Wissenschaftliche Untersuchungen ergaben jetzt, dass forstliche Bewirtschaftung die gesamte genetische Vielfalt des nacheiszeitlichen Waldentwicklungsprozesses nachhaltig bewahrt. Oft ist die Biodiversität sogar höher als in stillgelegten Wäldern. In diesem Beileger finden Sie die Ergebnisse von zwei Forschungsvorhaben zur Artenvielfalt im Wald von Professor Gerhard Hofmann (Waldkunde-Institut Eberswalde) sowie von Professor Christian Ammer (Universität Göttingen). Die Aufsätze wurden uns von der AFZ – Der Wald zur Verfügung gestellt.

Pflanzenarten- und Strukturvielfalt in Wirtschaftswäldern

An Beispielen aus dem Fürst Oettingen-Spielberg'schen Waldbesitz wird unterschiedlichen Annahmen zur Pflanzenarten- und Strukturvielfalt in Wirtschaftswäldern nachgegangen.

Gerhard Hofmann

In Mitteleuropa führten Klima und Boden im nacheiszeitlichen Entwicklungsprozess der Vegetation auf natürlichem Wege zu einer nahezu vollständigen Bewaldung des Landes. Selbstorganisationskräfte der heimischen Pflanzenwelt gestalteten in ungestörter Entwicklung vor dreitausend Jahren dichte, dunkle und geschlossene unwegsame Laubbaumwälder, wie sie noch in Beschreibungen der Römer erwähnt wurden. Selbst aus dem Mittelalter, als der Mensch schon durch große Waldrodungen in das Landschaftsbild eingegriffen hatte, sind

Überlieferungen über dunkle undurchdringliche Wälder bekannt, die von den Menschen damals als unheimlich und angsteinflößend empfunden wurden. Diese Naturwälder wurden vom Menschen durch andauernde Rodungen zerstört und auf der verbliebenen Waldfläche dazu noch weitgehend devastiert. Eine große Holznot entstand und erzeugte die erste Energiekrise.

Vor über 200 Jahren gab der Mensch mit der Entwicklung der geregelten nachhaltigen Forstwirtschaft dem Wald wieder eine echte Perspektive. Das war eine Kulturtat hohen Ranges mit vielfältigem Nutzen für die Menschen, ihre Umwelt und

Schneller Überblick

- Vielfach wird der Verdacht geäußert oder gar die Behauptung aufgestellt, dass bewirtschaftete Wälder artenarm sind und weniger Artenvielfalt besitzen als sogenannte „natürliche“ Wälder
- Die vorgestellten Ergebnisse zur Artenvielfalt in bewirtschafteten Wäldungen zeigen: Forstliche Bewirtschaftung bewahrt die gesamte genetische Vielfalt des nacheiszeitlichen Waldentwicklungsprozesses
- Ungestörte natürliche Vegetationsentwicklung führt unter den Klima- und Bodenbedingungen Deutschlands zu oft den gesamten Bestandesraum ausfüllenden, dunklen Waldstrukturen und damit zu weniger Pflanzenartenvielfalt auf der Fläche als unter standortgerechter nachhaltiger Waldbewirtschaftung

Abb. 1: Buchenwald in der Rhön, Dichtwaldstruktur durch langjährig weitgehende Selbstorganisation bei geringer forstlicher Beeinflussung



Foto: U. Böhm

ihre Heimat. Ein Drittel der Landesfläche wird seit dieser Zeit unter wissenschaftlicher Begleitung vom Staat, von Körperschaften und privaten Waldbesitzern gemeinsam als „*boni patres familias*“ in Obhut genommen.

Mit der Neugestaltung der Waldungen vor 200 Jahren entstand über die Forstkultur ein neues, künstlich geschaffenes Waldbild, in dem Nadelbäume hohe Anteile erhielten. Die Bewirtschaftung und Nutzung dieser neuen Wälder brachte und bringt über Durchforstungen, Lichtungen, flächenhafte Holzentnahmen, Bodenbearbeitungen, Wege, Nichtholzbodenflächen sowie den vermehrten Aufenthalt von Menschen, neuerdings auch mit Maschinen, vegetationswirksame Störungen in die Waldbestände, die vor allem über den durch diese Störungen erfolgenden höheren Lichtgenuss auf die Vorkommen und die Entwicklung der Pflanzen- und Tierwelt in den Waldungen ständig einwirken.

Bei diesem Prozess blieb keine Waldfläche in Mitteleuropa ohne menschlichen Einfluss, alle Waldungen sind somit ein gewordener Teil von Kulturlandschaften.

Der Grad menschlicher Einflussnahme auf Wälder ist regional, standörtlich und forstwirtschaftsgeschichtlich differenziert, ihr Zustand reicht heute von relativ naturnah bis naturfern.

Der derzeitige waldkundliche Wissensstand sagt uns, dass die Landfläche Deutschlands unter den derzeitigen Klima- und Bodenverhältnissen potenziell zum größten Teil mit buchenreichen Laubwäldern bedeckt wäre, die mit dichtgeschlossenen Kronendächern wenig Licht auf den Boden lassen würden. Unter dem Kronendach solcher Dichtwälder gelangen in der Vegetationszeit nur 1 bis 3 % der Außenhelligkeit auf den Waldboden.

Völlig anders ist die Situation bei den Waldbeständen, die forstlich neu begründet und intensiv bewirtschaftet wurden, und die deshalb nur begrenzte oder wenig Übereinstimmung mit dem heutigen potenziellen natürlichen Waldbild haben. Hier liegen bezüglich der Artenvielfalt nur wenig belastbare Untersuchungsergebnisse vor.

An zwei Beispielen (Revier Hausen in Bayern und Revier Görtsdorf in Branden-

burg) aus dem forstlich langfristig bewirtschafteten Fürst Oettingen-Spielberg'schen Waldbesitz und einer plenterartig bewirtschafteten Vergleichswaldung in Thüringen soll diesem Problem nachgegangen werden. Das Waldkunde-Institut Eberswalde wurde von der Game Conservancy Deutschland mit der Durchführung der Aufgabe beauftragt.

Vergleichswaldung Plenterwald Hainich-Dün in NW-Thüringen

Als Vergleich zu den nachfolgend dargestellten Ergebnissen aus dem Oettinger Wirtschaftswald wurde ein Waldareal gewählt, das seit Jahrhunderten mit wenig vegetationswirksamen forstlichen Eingriffen belastet wurde. Es sind dies in Nordwestthüringen die großflächigen Plenterwaldflächen sowohl der Laubgenossenschaften des mittleren Hainich als auch die des Keula-Holzthalebener Waldes auf dem Dün. Diese Waldungen sind in ihren Beständen relativ einheitlich strukturiert und großflächig in der in Abb. 2 gezeigten Bestandesstruktur ausgebildet. Sie sind frei von Flächennutzungen. Es

Abb. 2: Buchenplenterwald Keula, oberholzreicher Bestand, 26 Pflanzenarten auf 900 m²



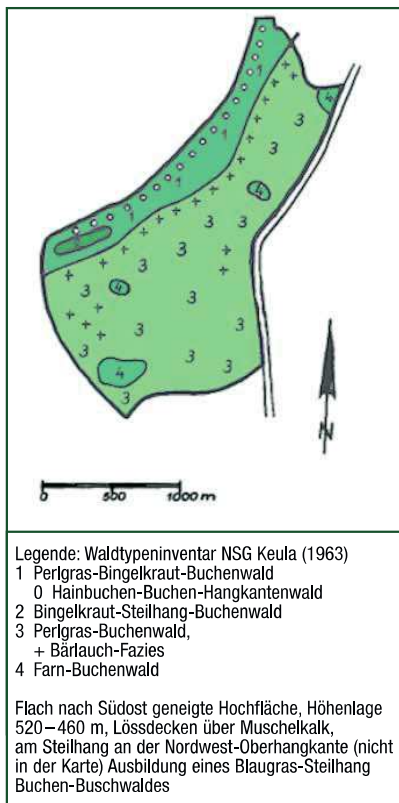
Foto: G. Hofmann

	Vorgefundene Pflanzenarten-Gesamtzahl	Durchschnittliche Pflanzenarten-Zahl auf 400 m ²	Anzahl untersuchter Probestellen	Untersuchte Probestellen insgesamt in ha
Buchen-Plenterwald Hainich-Dün	269	29 ± 10	292	11,7

Tab. 1: Anzahl höherer Pflanzenarten und bodenbewohnender Moose im Nordwest-Thüringer Plenterwald

Jahr	Anzahl untersuchter Probestellen	Kronenschluss, Deckungsprozente der Baumschicht	Gesamtdeckung der Bodenvegetation	Pflanzenarten-Anzahl auf 400 m ²	Vorgefundene Pflanzenarten-Gesamtzahl	Untersuchte Probestellen insgesamt in ha
1963	39	76 ± 6 %	80 ± 14 %	30 ± 10	127	1,6 ha
1993	39	83 ± 8 %	67 ± 22 %	36 ± 10	166	1,6 ha

Tab. 2: Veränderungen NSG Hainich zwischen 1963 und 1993

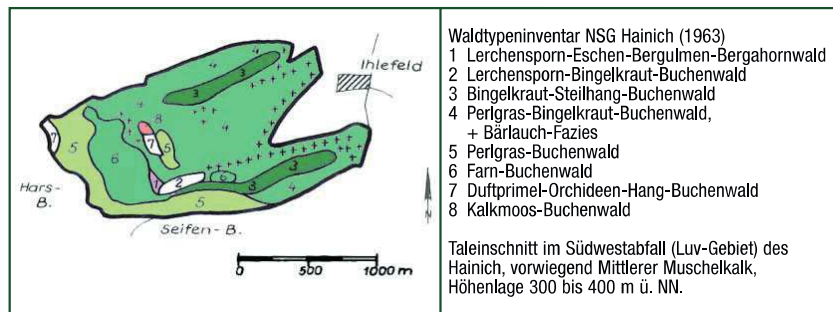


Karte 1: Waldtypen im NSG Keulaer Wald (300 ha), 1963

sind so gut wie keine Nadelbaumforsten vorhanden, auch systematische Bestandesaufschlüsse fehlen.

Die gewählten Vergleichswaldungen besiedeln Höhenzüge, die aus waldarmem Umland herausragen, ähnlich wie das beim Oettinger Forst der Fall ist. Standort- und vegetationskundlich besteht Ähnlichkeit, weil die Thüringer Plenterwälder als auch der Oettinger Forst potenzielles natürliches Buchenwaldland in fast gleicher Höhenlage über NN und vergleichbaren Jahresniederschlägen sind.

Das gewählte Vergleichsgebiet Plenterwald in Nordwestthüringen wurde von 1960 bis 1965 mit 292 Stichproben auf 22 km² Plenterwaldfläche zur Vegetations- und Standortserfassung belegt,



Karte 2: Waldtypen im NSG Hainich (210 ha), 1963

wobei die Verteilung der Probestellen auf standörtlicher und vegetationsstruktureller Basis erfolgte (Tab. 1).

Im Vergleichsgebiet liegen zwei Naturschutzgebiete, das NSG Hainich (210 ha) und das NSG Keulaer Wald (300 ha), beide wurden 1963 intensiv untersucht und kartiert.

Im NSG Hainich wurde auf gleichen Geländepositionen der Erstaufnahme von 1963 die Vegetationserfassung 1993 wiederholt. Im Ergebnis kam heraus, dass das Waldtypeninventar nach über 30 Jahren unverändert geblieben ist, im Arteninventar dagegen ein Zugewinn von 39 Pflanzenarten aufgetreten ist, der seine Ursache in Störungen des Stoffkreislaufes der Bestände durch Eintrag von Stickstoffverbindungen und sauren Niederschlägen hat. Quantifizierte Veränderungen auf der 210 ha großen Schutzgebietsfläche zeigt Tab. 2.

Der Kronenschlussgrad der Buchenbestände hatte sich durch Nutzungsverzicht seit 1961 in Selbstorganisation im Zeitraum von drei Jahrzehnten merklich erhöht, trotz erheblicher Immissionsbelastung ab 1970. Saure Niederschlagsabflüsse an den Buchenstämmen ermöglichten an den Stammfüßen der Buche säuretoleranten Arten wie Dornfarn, Pohlmoos und einer ganzen Reihe weiterer Moose ein Neuankommen in den anspruchsvollen Buchenwäldern. Der Rückgang der Deckung der Bodenvegetation

ist als kombiniertes Wirken von Schlussgraderhöhung der Baumschicht und saurem Fremdstoffeintrag zu werten.

Die Vegetationskarten der beiden Plenterwald-Naturschutzgebiete zeigen jeweils Großflächigkeit des Vorkommens der Leitwaldtypen. Die sich weitgehend in Selbstorganisation befindlichen Waldbestände streben hier im Kronendach geschlossenen Vegetationsstrukturen zu, auch wenn sie durch Plenternutzung wesentlich stammzahlärmer im Oberbestand sind als unter unbeeinflusster Entwicklung.

Wirtschaftswald Oettinger Forst in Bayern

Das Revier Hausen, in dem heute Fichtenbestände die Hälfte der Revierfläche einnehmen, war Gegenstand der Bearbeitung. Das Revier ist nachweislich seit 1500 bewaldet und wird seitdem forstlich bewirtschaftet. Zur Untersuchung des Pflanzenartenbestandes wurde eine 450 ha große Fläche erstmals 1992 und zur Wiederholung 2015/2016 beprobt. Das erfolgte auf einem fest markierten Probestellennetz von 212 standörtlich stratifizierten Probestellen, worauf auf einer Gesamtfläche von 9 ha und 3.500 m² das gesamte Pflanzenarten-Inventar erfasst wurde.

Die in Tab. 3 strikt auf Probestellen bezogenen Angaben über vorkommende Pflanzenarten sind Minimalwerte. Nur sie bilden aber eine reale Vergleichsbasis. Sie weisen das intensiv bewirtschaftete Re-

vier Hausen als deutlich artenreicher als das Plenterwaldareal aus.

Tatsächlich ist die Anzahl der in den Revieren vorkommenden Pflanzenarten noch höher. Mit einer Erhöhung der Probestflächenanzahl bzw. der konkreten erfassten Fläche steigt gesetzmäßig auch die Anzahl der erfassten Arten.

Wenn man die im Revier insgesamt gefundenen Pflanzenarten aus den beiden Untersuchungsterminen sowie nach Probestflächeninventuren und Geländebeobachtungen zusammenführt, so ergibt sich, dass in den vergangenen 25 Jahren im Beispielsrevier Hausen insgesamt 601 verschiedene Pflanzenarten beobachtet wurden. Das ist für eine Wirtschaftswaldfläche von 450 ha eine außergewöhnlich hohe Pflanzenartenanzahl.

Bemerkenswert ist die Tatsache, dass im Revier Hausen auf den Probestflächen von 200 bis 400 m² Bestandesfläche die durchschnittliche Anzahl der dort vertre-

	Vorgefundene Pflanzenarten-Gesamtzahl	Durchschnittliche Pflanzenarten-Zahl auf 400 m ²	Anzahl untersuchter Probestflächen	Untersuchte Probestfläche insgesamt in ha
Buchen-Plenterwald Hainich-Dün	269	29 ± 10	292	11,70
Revier Hausen 1992	402	22 ± 10	212	9,35
Revier Hausen 2015–2016	434	29 ± 13	212	9,35

Tab. 3: Anzahl höherer Pflanzenarten und bodenbewohnender Moose im Wirtschafts-Forstrevier Hausen im Vergleich zu Plenterwaldungen auf Dün und Hainich

tenen Arten sich in den letzten 25 Jahren im Mittel um 7 erhöht hat.

Aus dem Vergleich in Tab. 3 werden beträchtliche Unterschiede in der Pflanzenartenvielfalt zwischen den plenterartig bewirtschafteten NSG Keula und Hainich sowie dem intensiv forstlich bewirtschafteten Forstrevier Hausen deutlich. Ursachen hierfür sind im Folgenden zu sehen:

Unter den Bedingungen der Kulturlandschaft wird Artenvielfalt in Wäldern durch

einen Wirkungs- und Beziehungskomplex bestimmt, der sich zunächst regional auf den pflanzengeografisch-klimatisch bestimmten Genpool von Pflanzenarten gründet. Durch langzeitiges menschliches Agieren in der Landschaft, durch lokale und regionale standortsökologische Zustände, forstwirtschaftsgeschichtlich geschaffene Fakten, neuerdings auch durch flächendeckende atmogene Fremdstoffeinträge und nicht zuletzt durch die seit einigen Jahrzehnten spürbare Erwärmung wird dieser natürliche Fundus der Pflanzenarten lokal in Qualität und Quantität modifiziert. Ein Schlüsselfaktor dabei ist der Lichtgenuss in Waldungen.

In wenig oder nicht bewirtschafteten Waldungen der gemäßigten (boreo-meridionalen) Klimazone führt die natürliche Selbstorganisation des Waldes zu dichten und dunklen Waldstrukturen. Die meisten Hochwaldbestände in Mitteleuropa neigen von Jugend an klimabedingt zu Dichtwuchs

Abb. 3: Revier Hausen, Sauerklee-Blaubeer-Fichtenforst. 23 Pflanzenarten auf 400 m² Bestandesfläche, ersetzt den natürlichen Hainsimsen-Buchenwald (siehe Abb. 13).



Abb. 5: Revier Hausen, Perlgras-Buchenwald, 21 Pflanzenarten auf 400 m² Bestandesfläche



Abb. 4: Revier Hausen, Perlgras-Douglasienforst, 35 Pflanzenarten auf 400 m² Bestandesfläche, ersetzt den natürlichen Perlgras-Buchenwald (s. Abb. 5).



Abb. 6: Revier Hausen, Waldschachtelhalm-Fichtenwald, 48 Pflanzenarten auf 800 m² Bestandesfläche

Fotos: G. Hofmann

und hohem Schlussgrad des Kronendaches. In den Anfängen der Waldbewirtschaftung versuchten die sogenannten „Dunkelmänner“ diese Dichtwuchstendenz der Waldbestände ökonomisch zu nutzen, was sich aber nicht durchsetzen konnte.

Bewirtschaftete Wälder dagegen sind allgemein lichter strukturiert, weil verschiedene Durchforstungs-Verfahren dem natürlichen Stammzahl-Ausscheidungsprozess zeitlich und Bestandes-räumlich weit vorausgreifen. Der Forstmann setzt weitgehend auf Lichtungszuwachs, mitunter sogar auf einen Lichtwuchsbetrieb. Über Wege- und Abteilungsnetze, durch die Art der landschaftlichen Wald-Feld-Verteilung, durch die Nähe von Waldbeständen zum Offenland, durch Anteil und Verteilung von Waldinnenrändern, durch nutzungsorientierte Bestandesaufschlüsse, durch Nichtholzbodenflächen, Äsungsflächen und Waldwiesen sowie immer öfter durch Kalamitäten in wenig stabilen Waldbeständen gelangt viel mehr Licht in Waldungen, als es bei unbeeinflusster selbstorganisierter Waldentwicklung der Fall ist. Darüber hinaus variieren Kalkungen und Fremdstoffeinträge (über die Luft, durch den Wegebau und Verkehr) die Vorkommen von Pflanzenarten.

Alle diese Einflüsse greifen, komplex wirkend, störend in natürlich über Klima und Boden vorprogrammierte Waldentwicklungsabläufe ein und ermöglichen damit gleichzeitig stärker lichtabhängigen Pflanzenarten über Wege, Samenflug sowie über Einschleppungen durch Menschen, Tiere und Maschinen ein leichteres Eindringen in Waldareale, in denen sie spontan oder überliegend in der stets reich gefüllten Genbank des Waldbodens auf günstige Bedingungen zum Start warten.

Störungen natürlicher Abläufe durch Bewirtschaftungsaktivitäten werden zur Triebkraft bei der Entwicklung der Artenvielfalt im Wirtschaftswald und der Kulturlandschaft

Wirtschaftliche Interessen prägen seit 200 Jahren die forstliche Baumartenwahl und schafften großflächig Waldbestände, die nur durch Bewirtschaftungsaktivitäten, also durch Störung der auf Ablösung der forstlichen Kunststrukturen gerichteten Naturkräfte ihr Wirtschaftsziel erreichen können. Untätigkeit in oder „Stilllegung“ von forstlich begründeten und bewirtschafteten Waldbeständen (Forsten) führt nicht zu selbstorganisierten Naturzuständen zurück oder voran,

sondern zu einer Pseudowildnis mit ökonomischen Verlusten und keinem Nutzen für die Renaturierung des Waldes und den wissenschaftlichen Erkenntnisfortschritt.

Im Wirtschaftsrevier Hausen des Oettinger Forstes sind die absolute Höhe der Anzahl verschiedener Arten als auch die erfolgte Zunahme ihrer Anzahl auf so einer relativ geringen Fläche das Ergebnis einer im Untersuchungszeitraum gewachsenen Strukturvielfalt im Waldbestandesaufbau des Wirtschaftswaldes, der durch menschliche Bewirtschaftungsaktivitäten und Sturmkalamitäten bedingt, in erster Linie mehr Licht in und um die dortigen Waldbestände gebracht hat (s. dazu Abb. 3 bis Abb. 14).

Visualisierung der Strukturvielfalt im Revier Hausen über die Kartierung von Vegetations-Strukturtypen

- Das aktuelle Kartenbild 2016 zeigt die forstlich erzeugte Vielfalt an verschiedenen Strukturtypen der Vegetation und ihre kleinflächige Verteilung mit einem stark verzweigten Netz von Waldinnenrändern, Bestandesaufschlüssen und Waldwegen.
- Die ökologisch basierte Konstruktion



Abb. 7: Revier Hausen, Eisenhut-Eschenwald, 58 Pflanzenarten auf 800 m² Bestandesfläche



Abb. 8: Revier Hausen, Vorwald auf aufgelassenem Davallseggen-Quellsumpf, 62 Pflanzenarten auf 400 m² Bestandesfläche

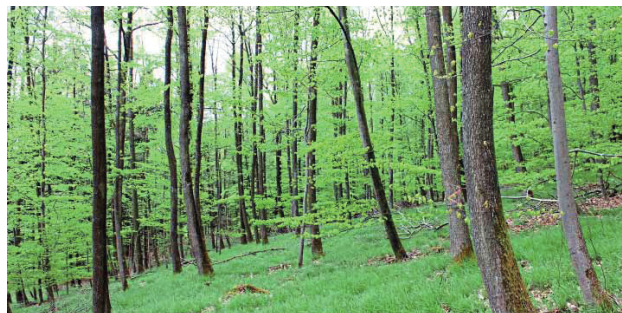


Abb. 9: Revier Hausen, Perlgras-Traubeneichenforst, 29 Pflanzenarten auf 400 m² Bestandesfläche, ersetzt den natürlichen Perlgras-Buchewald (s. Abb. 5).

Fotos: G. Holmann



Abb. 10: Revier Hausen, Zittergrasseggen-Buchenwald, 21 Pflanzenarten auf 400 m² Bestandesfläche



Abb.12: Revier Hausen, Pfeifengras-Waldwiese mit Sibirischer Schwertlilie, 32 Pflanzenarten auf 400 m² Fläche. Im Hintergrund Grauweiden-Sumpfgebüsch



Abb. 11: Revier Hausen, Zittergrasseggen-Schlagflur, entstanden nach Windwurf eines Zittergrasseggen-Fichtenforstes auf potenziell-natürlichem Standort eines Zittergrasseggen-Buchenwaldes (s. Abb. 10), 30 Pflanzenarten auf 400 m² Fläche



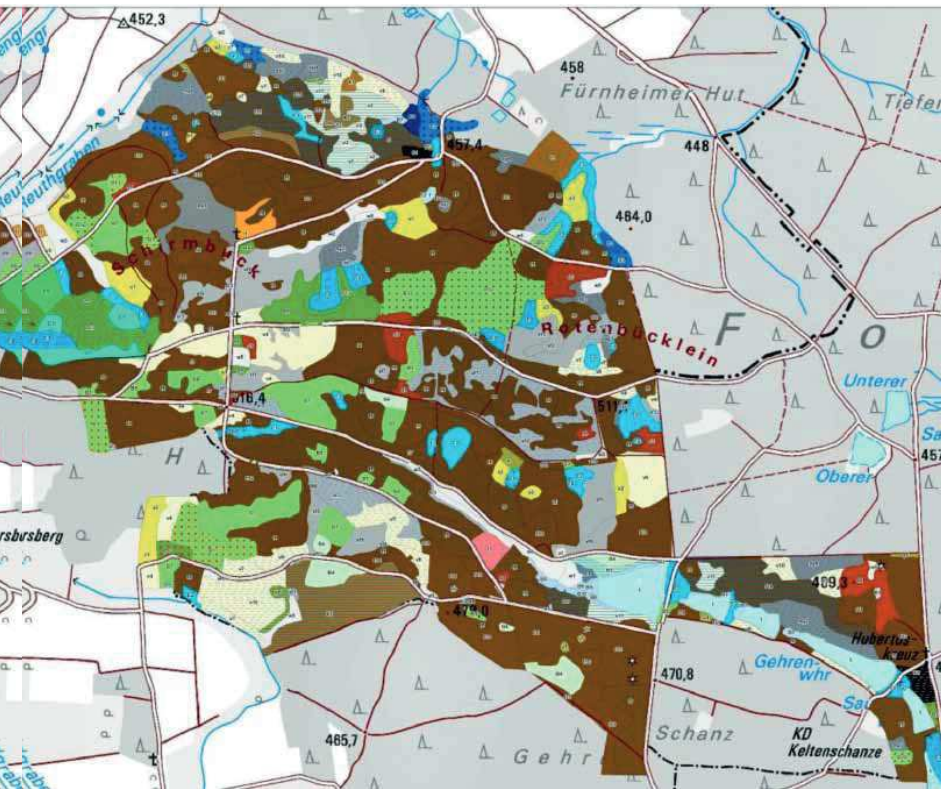
Abb.13: Revier Hausen, Hainsimsen-Buchenwald, 14 Pflanzenarten auf 800 m² Bestandesfläche

des potenziellen natürlichen Waldbildes zeigt die den derzeitigen Standort- und Umweltbedingungen entsprechenden Waldstrukturen, die großflächiger und nach Anteil, Verteilung, Aufbau und Artenzusammensetzung, verglichen mit dem aktuellen Bild, weniger gegliedert und flächendivers sind. Die kartierten Vegetationstypen sind aufgrund ihrer Herleitung nach dem

Abb. 14: Revier Hausen, Blaubeer-Kiefernforst, 22 Pflanzenarten auf 400 m² Bestandesfläche, ersetzt den natürlichen Hainsimsen-Eichen-Buchenwald.



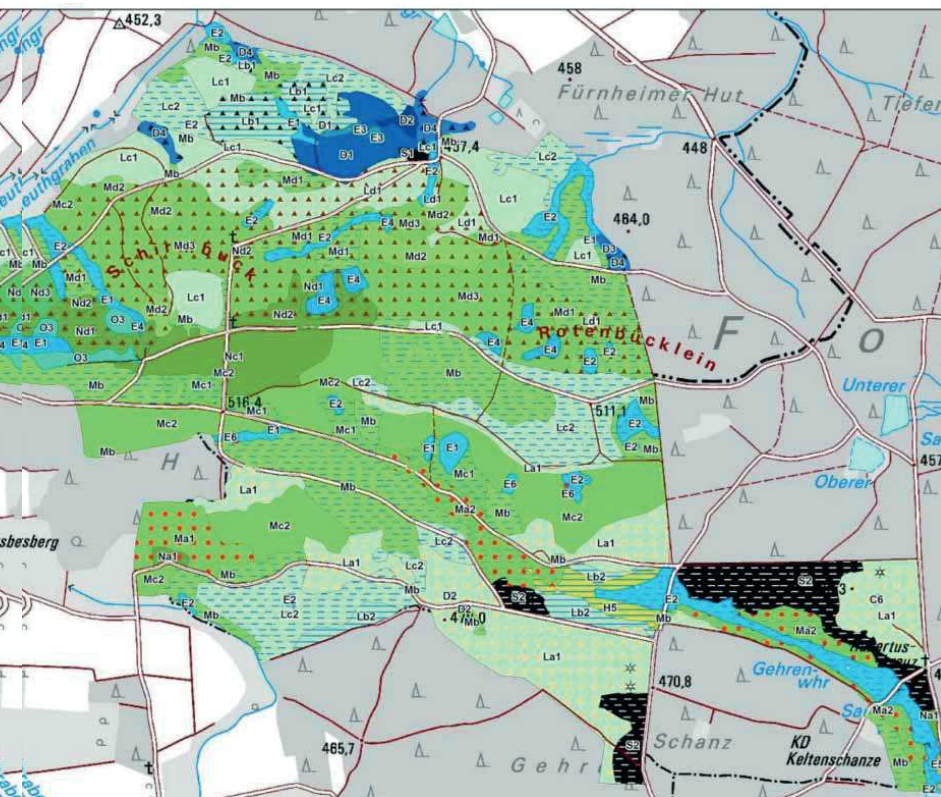
Fotos: G. Holmann



**Legendenauszug für die Karte 3:
Aktuelle Vegetation im Revier Hausen 2016**

Gruppen der aktuellen Vegetations-Strukturtypen	Anteile in %	Anzahl der Typen
Natürliche Laubwaldtypen		
Schwarzerlenwälder (dunkelblau)	1	3
Eschenwälder (himmelblau)	5	4
Buchenmischwälder (grün mit Punkten) und Buchenwälder (grün)	8	9
Montane Buchenwälder (grün mit Dreieck-Signatur)	5	4
Eschen-Bergulmen-Bergahorn-Mischwald (blaugrün)	1	1
Natürliche Nadelwaldtypen		
Bach-Fichtenwald, Kiefern-Fichtenwald (schwarz)	0	2
Sekundäre Forsttypen		
Fichtenforsten (dunkelbraun)	47	15
Douglasienforsten (rotbraun)	2	5
Kiefernforsten (mittelbraun)	3	2
Laubbaum-Forsten (gelbgrün)	2	4
Vorwaldtypen		
Schwarzerlen-Vorwälder, Pionierstadien auf Feuchtgrünland (hellgelb)	1	3
Buntlaubbaum-Vorwälder (hellgelb)	2	1
Sandbirken-Vorwälder (hellgelb)	5	6
Vegetationstypen ohne Baumwuchs		
Schlaggesellschaften (dunkel- bis mittelgrau)	13	11
Sumpfbüschle (dunkelblaugrau)	0	2
Baumfreie Sümpfe (hellblau)	1	10
Waldwiesen (hellgrau)	2	5
Wald-Weiher mit Unterwasservegetation (wasserblau)	2	2

Karte 3: Aktuelle Vegetation (2016) im Oettinger Forst Revier Hausen



Legendenauszug für die Karte 4: PNV im Revier Hausen 2016

Mosaik der Waldtypengruppen	Anteil in %	Anzahl der Waldtypen
Schwarzerlenwälder (dunkelblau)	2	4
Eschenwälder (himmelblau)	7	6
Pfeifengras-Stieleichenwälder (gelb)	1	1
Winterlinden-Hainbuchen-Buchenwälder (grün mit Punkten)	17	4
Buchenwälder (grün)	46	8
Tannen-Buchenwälder (grün mit Dreieck-Signatur)	21	7
Bergahornwälder (blaugrün)	2	1
Nadelbaumwälder (schwarz)	4	2

Karte 4: Potenzielle Natürliche Vegetation (PNV) im Oettinger Forst Revier Hausen 2016

Eberswalder Ökosystemtypenkonzept in der Einheit

- von vegetationswirksamen Standortsfaktoren,
- der in Struktur und nach Pflanzenarten weitgehend homogenen Vegetationszusammensetzung,
- vergleichbarer Entstehungsgeschichte ihrem Wesen nach ökologische Elementen

tareinheiten der Landschaft (Ökotope nach Schmithüsen 1963) mit Aussagekraft für praktische Anwendungen beim Schutz und der Bewirtschaftung der Waldbestände. Eine Auswahl verbreiteter Wald- und Forstökosystemtypen ist im AFZ-Sonderheft „Mittleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen“ und der entsprechenden CD zu finden.

Den 33 kartierten Grundeinheiten der PNV stehen im aktuellen Vegetationsbild des Reviers Hausen fast das Dreifache (89) an verschiedenen und voneinander unterschiedenen Wald- und Forstvegetationstypen forstlicher Prägung in kleinstreuter Verteilung gegenüber. Das der Revierfläche entsprechende standörtlich hergeleitete natürliche Waldvegetationspotenzial vermag die forstwirtschaftlich erzeugte Strukturvielfalt auf dem Wege der natürlichen Selbstorganisation nicht zu leisten, wie durch Vergleich der erarbeiteten Karten des Reviers visuell deutlich nachgewiesen wird (Karte 3, Karte 4).

Höhere Artenvielfalt unter den Primärproduzenten des Wirtschaftswaldes in Verbindung mit den durch Bewirtschaftung vielfältig entstandenen und divers verteilten Bestandesstrukturen wirken sich, wie mehrfach wissenschaftlich belegt, nicht nur auf die Vegetationsvielfalt eines Naturraumes aus, sondern fördern zwangsläufig auch das Vorkommen von Sekundärproduzenten und lassen zusätzliche Kleinlebensräume für Klein- und Großtiere der Landschaft entstehen und bewahren diese. Die Funktionen und Wirkungen des Wirtschaftswaldes gehen hier über die Potenziale unbewirtschafteter Waldungen weit hinaus (z. B. besonders hinsichtlich der Vorkommen wärmeliebender Insekten, bestimmter Vogelarten und der Sicherung von Winterräusung für wiederkäuendes Schalenwild).

Revier Görldorf in Nordbrandenburg

Ergebnisse eines Dauerversuchs zur Entwicklung von Vegetation und Pflanzenartenvielfalt in einem 1986 forstlich begründeten Kiefernbestand unter verschiedenen Durchforstungseingriffen im Forstrevier Görldorf, Abt. 731 a. Die Versuchsanlage zur Vegetationsdauerbeobachtung wurde als 18 Parzellen-Stichprobe in drei 40 m × 40 m große ertragskundliche Probeblöcke integriert. Bereits eine 12-jährige

Jahr	Anzahl unterschiedlicher Pflanzenarten auf 180 m ² (Beginn der Erfassung: 4 Jahre nach erstem forstlichem Eingriff)		
	1999	2004	2011
Keine Eingriffe (A-Grad)	15	27	32
Klassische Durchforstung	20	35	38
Starke Durchforstung mit Reihentnahmen (nach Dr. Lasson)	22	47	43

Tab. 4: Kiefernbestand im Stadium eines schwachen Stangenholzes

Untersuchungsreihe (Tab. 4) zeigt, dass die forstlich begründeten und bewirtschafteten jungen Kiefernbestände, denen gemeinhin besondere Artenarmut nachgesagt wird, in ihrer frühen Jugend schon mehr Pflanzenarten beherbergen als Buchenwälder, die auf diesen Standorten die potenzielle natürliche Vegetation bilden.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse aus den oben genannten Versuchen können zur Pflanzenarten- und Strukturvielfalt in Waldgebieten wie folgt zusammengefasst werden:

- Nach guter forstlicher Praxis bewirtschaftete Waldreviere gewährleisten über ihre vielfältigen wirtschaftlichen und landeskulturellen Aufgaben hinaus einen unverzichtbaren Beitrag zur Erhaltung der Pflanzenartenvielfalt in der Kulturlandschaft.
- Wirtschaftswälder als forstlich gestaltete Vegetationssysteme der Kulturlandschaft dominieren bei weitem auf der bewaldeten Landesfläche. Jede Waldfläche wird dabei von einer Vielzahl von Pflanzenarten besiedelt. Auf kleinstem Raum von 400 m² Fläche siedeln in Wäldern landesweit im Mittel um und über 20 verschiedene Pflanzenarten, nur selten sinkt ihre Anzahl auf 10 verschiedene Arten ab.
- Pflanzenartenvielfalt auf Waldflächen wird durch Störungen gefördert, die durch Bewirtschaftungsaktivitäten auf der gesamten Waldfläche permanent erzeugt wurden und werden. Diese fördern vor allen den Lichteinfall in die Bestände und auf den Waldboden und schaffen so die Hauptursache für eine gemeinhin höhere Artenvielfalt in Wirtschaftswäldern gegenüber nicht bewirtschafteten, sich selbst organisierenden Waldbeständen.
- Forstliche Bewirtschaftung schafft in Waldungen über das natürliche Potenzial von Naturwäldern hinaus eine er-

höhte Vielfalt an Vegetationsstrukturen und Kleinlebensräumen auf engem Raum bei diverser Verteilung. Damit entsteht eine der wichtigsten Grundlagen für das Gedeihen einer Vielzahl von Pflanzen und die von diesen abhängigen Kleintier- und Wildarten.

- Forstliche Bewirtschaftung gefährdet oder vernichtet keine typischen Waldpflanzenarten, sondern bewahrt die gesamte genetische Vielfalt des nacheiszeitlichen Waldentwicklungsprozesses. Unter den Bedingungen moderner Landbewirtschaftung werden Waldungen mit ihren Beständen, Nichtholzbodenflächen, Waldwegen und Waldinnen- wie Waldaußenrändern vermehrt zu Rückzugs-, Auffang- und Erhaltungsflächen für typische und bedrohte Pflanzen des Offenlandes und damit zu unverzichtbaren Pufferbereichen in der Kulturlandschaft.
- Ungestörte natürliche Vegetationsentwicklung führt unter den Klima- und Bodenbedingungen Deutschlands zu dichten, oft den gesamten Bestandesraum ausfüllenden, dunklen Waldstrukturen und damit zu weniger Pflanzenartenvielfalt auf der Fläche als unter standortgerechter nachhaltiger Waldbewirtschaftung.

Quellennachweis:

[1] AHRNS, CH.; HOFMANN, G.: Vegetationsdynamik und Florenwandel im ehemaligen mitteldeutschen Waldschutzgebiet „Hainich“ im Intervall 1963-1995. *Hercynia* N.F. Halle 31 (1998): 33-64. ISSN 0018-0637. [2] HOFMANN, G. (1974): Die natürliche Waldvegetation Westthüringens, ihre Gliederung und ihr Weiserwert für Boden, Klima und Ertrag. Promotionsarbeit B an der AdL Berlin-Eberswalde, 3 Bände. [3] HOFMANN, G. (2011): Dauerversuch zum Studium der Entwicklung von Vegetation und Pflanzenartenvielfalt in einem Kiefernjungbestand unter verschiedenen Durchforstungseingriffen im Revier Görldorf, Abt. 731 a, Zusammenfassender Bericht der Beobachtungsperiode 1999 bis 2011. Manuskript in Fürst Oettingen-Spielberg'scher Forstverwaltung Oettingen. [4] REISER, B. (1993): Die reale und die heutige potentielle natürliche Vegetation des fürstlichen Oettinger Forstes/ Revier Hausen am nördlichen Rieswal. Diplomarbeit an der Universität des Saarlandes, Fachrichtung 6.6 Biogeographie. [5] WALDKUNDE-INSTITUT EBERSWALDE (2015 bis 2017): Die Entwicklung der Pflanzenarten- und Vegetationsvielfalt unter forstlicher Bewirtschaftung und veränderten Umweltbedingungen im Oettinger Forst, Revier Hausen, 3 Bände. Manuskripte und Karten in Fürst Oettingen-Spielberg'scher Forstverwaltung Oettingen.

Prof. Dr. habil. Gerhard Hofmann, Hofmann.Waldinstitut@t-online.de, war Direktor für Ökologie am Institut für Forstwissenschaften Eberswalde und leitet seit 1994 das Waldkunde-Institut Eberswalde.

Waldbewirtschaftung und Biodiversität: Vielfalt ist gefragt!

Mit Ausnahme der Diskussionen zu den Auswirkungen zu hoher Schalenwildichten wird in der Forstwirtschaft kaum ein Thema derzeit so leidenschaftlich diskutiert wie die Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität [2, 3, 4]. Hierbei stehen Buchenwälder aufgrund ihres in Mitteleuropa gelegenen Verbreitungsschwerpunkts im Vordergrund der Diskussionen. Viele dieser Debatten münden letztlich in der Frage, ob und wenn ja wie viel der bislang bewirtschafteten Waldfläche über die bisher vorhandenen Naturwaldflächen hinaus aus der Nutzung genommen werden sollte [5].

*Christian Ammer, Peter Schall,
Martin M. Goßner, Markus Fischer et al. *)*

Während Forstwirtschaft und Naturschutz bei der Frage nach dem Umfang ungenutzter Waldflächen also nach wie vor um einen Kompromiss ringen, besteht zwischen den Kontrahenten weitgehend Einigkeit darüber, wie Buchenwälder mit Blick auf die Biodiversität bewirtschaftet werden sollten: so wird selektiven Eingriffen, der Einzelbaumentnahme und dem Aufbau ungleichaltriger Strukturen, Vorrang vor traditionellen Verfahren wie Schirm- oder Lochhieben gegeben [6, 7, 8], bei denen es zeitweilig zu größeren Kronenöffnungen kommt.

Ein methodisches Problem bei der Frage nach den Auswirkungen der Waldbewirtschaftung im Allgemeinen und nach der Art der Bewirtschaftung im Besonderen besteht darin, dass in der Vergangenheit zumeist nur Paarvergleiche angestellt wurden, also einzelne Bestände (bewirtschaftete versus unbewirtschaftete Bestände, gleichaltrige versus ungleichaltrige Bestände), nicht aber ganze Waldbausysteme verglichen wurden.

Auf Landschaftsebene betrachtet zeichnet sich jedoch insbesondere der

*) Weitere Mitautoren, die mit Daten und Diskussionen zu der Studie beigetragen haben: Steffi Heinrichs, Steffen Boch, Daniel Prati, Kirsten Jung, Vanessa Baumgartner, Stefan Blaser, Stefan Böhm, François Buscot, Rolf Daniel, Kezia Goldmann, Kristin Kaiser, Tiemo Kahl, Markus Lange, Jörg Müller, Jörg Overmann, Swen C. Renner, Ernst-Detlef Schulze, Johannes Sikorski, Marco Tschapka, Manfred Türke, Wolfgang W. Weisser, Bernd Wemheuer, Tesfaye Wubet

Waldbehandlungssystem	Altersklassenwald	Pfentwald	Naturwald
Anzahl der Flächen	17	13	12
Meereshöhe (m ü. NN)	429,6 ± 50,8	425,0 ± 55,6	373,4 ± 42,4
Hangneigung (°)	3,1 ± 1,8	3,8 ± 1,8	3,5 ± 1,1
Bodentyp (Zahl der Flächen)	Parabraunerde: 13 Pseudogley: 4	Parabraunerde: 10 Pseudogley: 3	Parabraunerde: 9 Pseudogley: 3
Mittlere Lufttemperatur (°C)*	7,3 ± 0,3	7,3 ± 0,3	7,4 ± 0,3
Tägliche Temperaturschwankung (°C)	7,6 ± 1,3	6,9 ± 0,3	6,6 ± 0,3
Mittlerer Abstand der Flächen (km)	13,9 ± 9,4	13,9 ± 12,4	2,7 ± 1,7
Grundfläche (m² ha⁻¹)	22,6 ± 12,2	26,9 ± 3,3	33,5 ± 3,5
Grundflächenanteil der Buche (%)	87,3 ± 13,3	95,5 ± 2,8	81,0 ± 10,8
Stammzahl (N ha⁻¹)	407,1 ± 427,5	273,9 ± 68,4	396 ± 113,8
Zahl der Bäume > 65 cm Bhd (N ha⁻¹)	4,5 ± 6,3	17,9 ± 9,8	20,2 ± 9,2
Maximaler Bhd (cm)	71,6 ± 13,9	84,5 ± 8,2	92,3 ± 11,4
Standardabweichung der Bhd's je Plot (cm)	11,6 ± 5,0	19,5 ± 2,4	18,1 ± 3,0
Zahl der Baumarten	4,5 ± 2,0	4,2 ± 1,5	5,6 ± 1,4
Totholzvolumen (m³ ha⁻¹)	27,8 ± 12,1	17,7 ± 8,2	21,6 ± 13,5

Tab. 1: Zusammenfassende Charakteristika der Untersuchungsbestände

Altersklassenwald dadurch aus, dass er aus Beständen mit unterschiedlichen Entwicklungsphasen besteht; eine Phase herauszugreifen ist demnach für das Gesamtsystem wenig aussagekräftig. Dieser Aspekt ist insbesondere mit Blick auf die Biodiversität wichtig, denn auf der Landschaftsebene (oder

der Ebene eines Forstbetriebes) ist die sogenannte Gamma-Diversität von Bedeutung, die sich aus der lokalen Alpha-Diversität (z. B. mittlere Artenzahl pro Bestand) und den Unterschieden zwischen Beständen, also dem Artenwechsel, zusammensetzt (Beta-Diversität). Dies bedeutet, dass eine zuverlässige Aussage zur Wirkung der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität auf der Skala der Landschaft (bzw. eines Betriebes) nur möglich ist, wenn sie sich auf viele Flächen stützt, die möglichst alle relevanten Bestandesphasen umfassen bzw. unterschiedliche örtliche Gegebenheiten angemessen repräsentieren [9].

Zudem sollten nicht nur einzelne, einfach zu erfassende Artengruppen betrachtet werden, sondern möglichst viele taxonomische Gruppen Berück-

Schneller Überblick

- Räumliche und zeitliche Heterogenität des Waldaufbaus auf Landschaftsebene fördert die Biodiversität
- Forstliche Bewirtschaftung wirkt sich nicht per se negativ auf die Biodiversität aus

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete und -bestände

Für die Untersuchung wurden die 42 in Thüringen gelegenen Bestände der Biodiversitätsexploratorien in Hainich, Westerwald und Dün (51° 02' 45" N bis 51° 22' 12" N, 10° 12' 28" E bis 10° 32' 03" E) herangezogen (Tab. 1), die von der Buche dominiert werden. Das geologische Ausgangsmaterial ist Muschelkalk, örtlich bedeckt von periglaziale Löss. Natürlicherweise dominiert die Buche. Aufgrund des Nährstoffreichtums der Standorte sind am Waldaufbau auch Baumarten wie Esche und Bergahorn, sowie Linden- und Ulmenarten beteiligt. 17 Bestände repräsentieren unterschiedliche Phasen des Schirmschlagbetriebes: 3 Dickungen (ca. 20-jährig), 3 Stangenhölzer (20-40-jährig), 4 schwache bis mittlere Baumhölzer (40-80-jährig), 4 starke Baumhölzer (80-120-jährig), 3 Verjüngungsbestände (Schirmschläge, 120-140-jährig), während 13 Bestände die Datenbasis für den Plenterwaldbetrieb und 12 für den ungenutzten Naturwald darstellen (Tab. 1).

Datengrundlage und -analyse

Innerhalb von vier aufeinanderfolgenden Jahren wurden auf den 42 Flächen nach standardisierten Methoden Daten zu folgenden Artengruppen erhoben: Fledermäuse, Vögel, Spinnen, Weberknechte, Käfer, Hautflügler, Netzflügler, Wanzen, Gefäßpflanzen, Moose, Flechten, Totholzpilze, Ektomykorrhizapilze, Bakterien RNA bzw. DNA (als Maß für aktive und inaktive Bakterien). Das Vorkommen von Arten dieser Gruppen in den unterschiedlichen Betriebsformen wurde mit sogenannten Artenakkumulationskurven analysiert (Abb. 1). Dabei werden, beginnend mit der Artenzahl einer bestimmten taxonomischen Gruppe einer Fläche, für jede hinzukommende Fläche derselben Betriebsform jene Arten gezählt, die auf der ersten (bzw. der ersten und der zweiten, bzw. der ersten, zweiten und dritten, ..., usw.) Fläche noch nicht vorhanden waren. Daraus ergeben sich die in Abb. 1 gezeigten Sättigungskurven, deren Verlauf darauf beruht, dass es mit jeder hinzukommenden Fläche immer unwahrscheinlicher wird, auf den jeweils hinzukommenden Flächen viele neue Arten zu finden. Bei dieser Art der Betrachtung (0D in Abb. 1) wird jede Art gleich gewertet, gleichgültig, ob sie auf nur einer Fläche vorkommt oder auf mehreren Flächen zu finden ist. Da es für die Biodiversität aber einen Unterschied macht, ob Arten regelmäßig oder nur vereinzelt vorhanden sind, kann ihre Frequenz durch verschiedene Maßzahlen in unterschiedlicher Stärke berücksichtigt werden (in Abb. 1 durch den exponentiellen Shannon-Index (1D) entsprechend ihrer Frequenz bzw. durch den inversen Simpson-Index (2D) mit stärkerer Gewichtung häufig vorhandener Arten). Durch Interpolation und Extrapolation, die auf Basis des geschätzten Gesamtartenpools bis zu einem bestimmten Punkt möglich ist, können auch unterschiedlich große Stichproben (wie bei uns der Fall) verglichen werden.

In der Einleitung wurde bereits darauf hingewiesen, dass viele bisherige Untersuchungen lediglich Paarvergleiche durchgeführt haben, indem sie die mittlere Artenzahl pro Bestand (Alpha-Diversität) zwischen zwei Betriebsformen verglichen haben. Da die mittlere Artenzahl aber nichts darüber aussagt, aus wie vielen unterschiedlichen Arten sie sich zusammensetzt, ist die sogenannte Beta-Diversität, die die Zahl der unterschiedlichen Arten in den einzelnen Beständen einer Betriebsform benennt, ebenfalls von Belang. Beide zusammen, also Alpha- und Beta-Diversität, ergeben die Gamma-Diversität. Ein Beispiel: Verglichen wird die Artenzahl von jeweils 2 Flächen einer Behandlung A mit jener von 2 Flächen einer Behandlung B. Folgende Werte wurden erhoben: Behandlung A Fläche 1 (= A1): 7 Arten, A2: 3 Arten (von denen 2 auch schon auf Fläche A1 vorgekommen sind). Für Behandlung B sind auf beiden Flächen (B1, B2) jeweils 5 Arten gefunden worden, es handelt sich dabei aber um jeweils andere Arten. Im Beispiel würde sich für Behandlung A eine Gamma-Diversität von 8 Arten ergeben (also die Summe aller unterschiedlichen Arten aus A1 und A2) und eine Alpha-Diversität von 5 (Mittel von 7 und 3). Daraus folgt eine Beta-Diversität von 3 (= 8 - 5). Für Behandlung B würden die entsprechenden Werte wie folgt lauten: Gamma-Diversität = 10, Alpha-Diversität = 5 und Beta-Diversität = 5; die Gamma-Diversität von B wäre also höher als jene von A obwohl die Alpha-Diversität von A und B gleich hoch war. Je unterschiedlicher einzelne Flächen also sind, desto höher ist der Beitrag ihrer Beta-Diversität für die Gesamt- (d. h. Gamma-) Diversität.

sichtigung finden [9]. Dies erfordert jedoch

- 1) unterschiedlichste Experten, die die Arten bestimmen,
 - 2) logistische Herausforderungen bei den Inventuren, die zeitgleich auf denselben Untersuchungsflächen erfolgen müssen und damit
 - 3) hohe finanzielle Ressourcen.
- All dies sind Gründe, weshalb entsprechende Untersuchungen bislang nicht durchgeführt werden konnten. Erst mit der Einrichtung der sogenannten Biodiversitäts-Exploratorien ist dies möglich geworden. Dabei handelt es sich um ein langfristig angelegtes Forschungsprogramm der Deutschen Forschungsgemeinschaft

(DFG) zur Erforschung der Beziehung zwischen Landnutzungsintensität und Biodiversität. Die Grundlage dafür stellen 150 jeweils 1 ha große Waldflächen in drei Regionen Deutschlands (Schorfheide-Chorin, Hainich-Dün,

Schwäbische Alb), die alle relevanten Bestandesphasen umfassen (dazu kommen 150 weitere Flächen im Grünland) [9]. Im Folgenden werden auf der Grundlage von Diversitätsdaten von 15 taxonomischen Gruppen Ergebnisse aus den Buchenwäldern der Hainich-Dün-Region vorgestellt. Im Vordergrund steht dabei die Frage, inwieweit sich die Diversität von Beständen des Schirmschlag- von der des Plenterbetriebes unterscheidet. Als Referenz (die jedoch Einschränkungen unterliegt, siehe unten) dienen Flächen aus dem Nationalpark Hainich, die seit ca. 40 Jahren nicht mehr bewirtschaftet wurden und zuvor als mi-

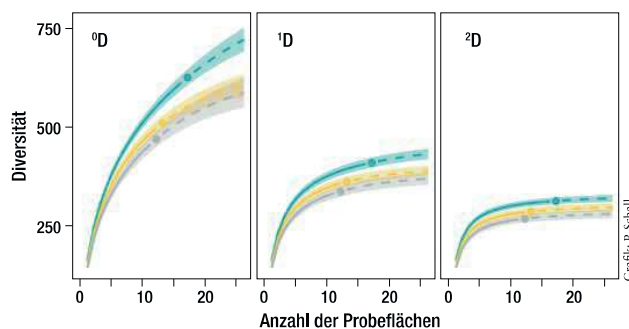


Abb. 1: Artenakkumulationskurven am Beispiel der Käfer (Erläuterung siehe Text). Altersklassenwald: cyan, Plenterwald: gelb, unbewirtschafteter Wald: grau

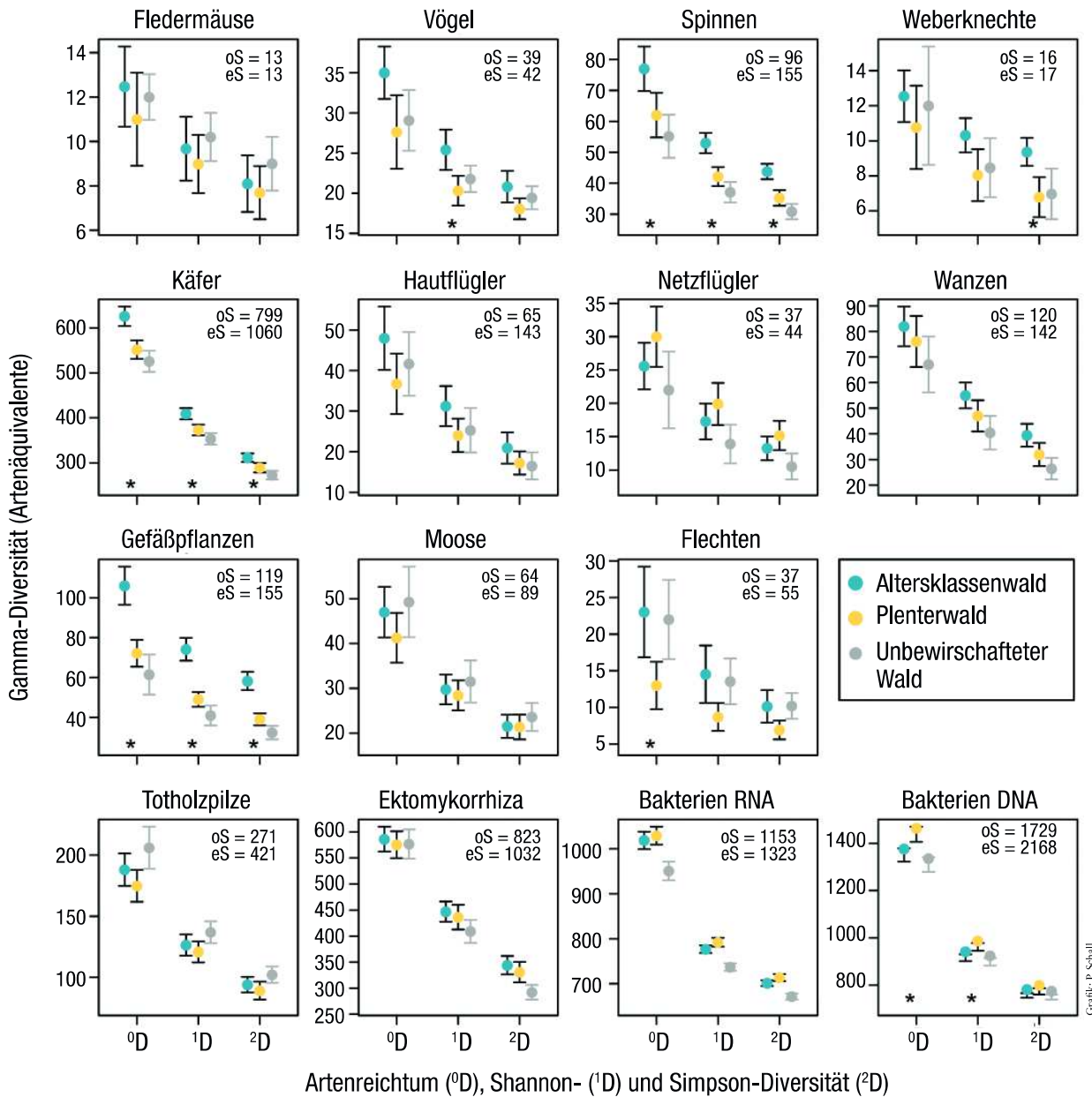


Abb. 2: Gamma-Diversität verschiedener Artengruppen in Altersklassenwald, Plenterwald und Naturwald (nicht uneingeschränkt mit Altersklassenwald und Plenterwald vergleichbar, da geringere Entfernung zwischen den Flächen und daher Referenz mit eingeschränkter Aussagekraft, vgl. Text). Sternchen symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen Altersklassen- und Plenterwald. Verändert aus [10].

litärischem Sperrgebiet Nutzungsbeschränkungen unterlagen. Die Ergebnisse fassen die wesentlichen Befunde einer von Schall, Gossner et al. (2017) in der Zeitschrift Journal of Applied Ecology [10] erschienenen Veröffentlichung zusammen und leiten daraus Schlussfolgerungen zur Wirkung unterschiedlicher Waldbausysteme auf die Biodiversität in Wäldern ab.

Ergebnisse

In Abb. 2 sind die Gamma-Diversitäten der 15 Artengruppen getrennt nach den Diversitätsmaßen (°D, ¹D, ²D, vergleiche oben) für die drei Betriebsformen aufgetragen. Für die Interpretation der Ergebnisse ist wichtig, dass ein echter Vergleich nur zwischen Altersklassenwald und Plenterwald möglich ist, da nur dort der mittlere Abstand zwischen den

einzelnen Flächen in etwa vergleichbar ist (Tab. 1). Es ist leicht einzusehen, dass die Beta-Diversität einer Waldbehandlung vermutlich nicht nur davon abhängt, ob die verschiedenen Flächen einer Variante aufgrund unterschiedlich strukturierter Bestände unterschiedliche Lebensbedingungen bieten, sondern auch davon, wie weit sie voneinander entfernt sind. Vereinfacht kann gesagt

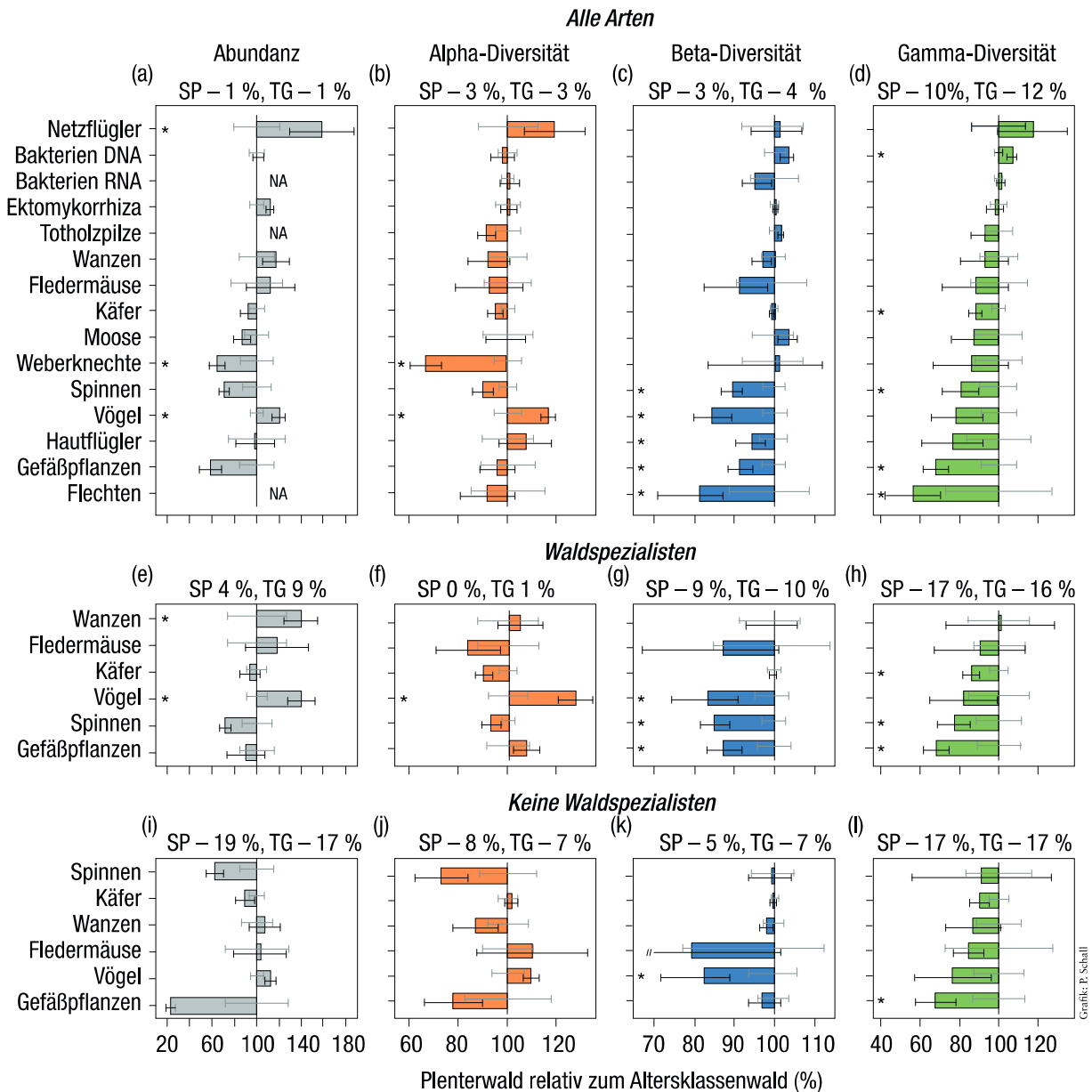


Abb. 3: Abundanz, Alpha-, Beta- und Gamma-Diversität (jeweils 0D) der 15 untersuchten Artengruppen von Altersklassenwald und Plenterwald im Vergleich. Die Skala auf der x-Achse zeigt die Richtung der Unterschiede an. Säulen, die nach links zeigen (Werte < 100), weisen auf geringere, Säulen, die nach rechts zeigen (Werte > 100), auf höhere Werte im Plenterwald hin. Signifikante Unterschiede sind durch ein Sternchen gekennzeichnet. Dargestellt sind die Ergebnisse für alle Arten (a-d) und für diejenigen Artengruppen, für die Waldartenlisten vorliegen. Für diese erfolgte eine getrennte Darstellung nach Waldspezialisten (e-h) und Nicht-Waldspezialisten (i-l). Verändert aus [10]. TG -12 % bedeutet, dass über alle Artengruppen hinweg im Plenterwald 12 % weniger Arten vorhanden sind als im Altersklassenwald; bei SP werden bei der Mittelbildung die Artengruppen entsprechend ihrer Artenzahl gewichtet.

werden, dass ein größerer Abstand per se eine größere Unähnlichkeit der Flächen in Bezug auf die Artengemeinschaften aufgrund von veränderten Umweltbedingungen bedeutet, also auf eine erhöhte Beta-Diversität hinausläuft. Beim Vergleich der Gamma-Diversität beispielsweise von Altersklassen- und Naturwald kann also nicht

gesagt werden, ob eine eventuell höhere Artenzahl im Altersklassenwald daher rührt, dass er unterschiedlichere Licht- und Wärmebedingungen bietet, die in der Folge unterschiedlichen Artengruppen zugute kommen, oder ob dafür lediglich die großräumigere Verteilung der Flächen in der Landschaft entscheidend ist. Zudem sind „Natur-

wälder“, auch wenn sie mittlerweile seit einigen Jahrzehnten ungenutzt sind, von ihrer vorhergehenden Bewirtschaftungsvergangenheit geprägt und nicht mit Urwäldern zu verwechseln. Wir zeigen die im Naturwald gefundenen Ergebnisse in Abb. 2 aber dennoch, da sie für die Interpretation der Bewirtschaftungseffekte wichtige Hinweise geben:

wäre die Artenzahl bzw. Diversität in den beiden bewirtschafteten Waldbehandlungstypen unserer Studie nämlich geringer, obwohl beide Systeme weiter voneinander entfernte und deshalb potenziell verschiedenere Flächen umspannen, wäre dies ein eindeutiger Hinweis auf einen negativen Einfluss der Bewirtschaftung auf die Biodiversität.

Wie sich zeigte (Abb. 2), ist das nicht der Fall. So ergibt sich für den Naturwald in keinem Fall eine signifikant höhere Gamma-Diversität als für die beiden Systeme des Wirtschaftswaldes. Für einige Gruppen liegt der Altersklassenwald sogar über den im Naturwald erreichten Werten (z. B. bei den Spinnen, Käfern und Gefäß-

pflanzen, bei denen sich die Konfidenzgrenzen nicht überlappen), was jedoch, wie gesagt, auch an den Unterschieden in der Verteilung im Raum oder an der früheren Nutzung der Naturwaldflächen liegen kann und daher vorsichtig interpretiert werden muss. Interessanterweise zeigen sich diese Unterschiede auch dann, wenn man nicht die gesamten Arten in Betracht zieht, sondern nur die reinen Waldspezialisten unter den Spinnen, Käfern und Gefäßpflanzen berücksichtigt [10].

Wesentlich klarer und bei Spinnen, Käfern, Gefäßpflanzen, Flechten, Vögeln und Bakterien in mindestens einem Diversitätsmaß signifikant, sind die Unterschiede zwischen Altersklassen- und Plenterwald. Von den Bakterien abgesehen, liegt in allen genannten Fällen die Gamma-Diversität des Systems des Altersklassenwaldes über jener des Plenterwaldes. Es zeigt sich, dass die hohe Gamma-Diversität im Altersklassenwald in vielen Fällen auf eine hohe Beta-Diversität zurückgeht und damit auf einer hohen Unterschiedlichkeit in der Artenausstattung der Flächen beruht. Ein gutes Beispiel hierfür sind die auf Wald als Lebensraum spezialisierten Vogelarten (mittlere Darstellung in Abb. 3). Von diesen fanden sich im Plenterwald signifikant mehr Vögel (linke Säule Abundanz) und eine höhere mittlere Artenzahl pro Fläche (zweite Säule Alpha-Diversität). Allerdings setzt sich diese ganz offenbar aus stets mehr oder weniger gleichen Arten zusammen, während im Altersklassenwald auf den verschiedenen Flächen jeweils unterschiedliche Waldarten vorkommen. Deshalb ist die Beta-Diversität dort signifikant höher. Diese Unterschiedlichkeit der Verhältnisse im Altersklassenwald korrespondiert mit der größeren Variation einiger der in Tab.1 aufgelisteten Größen wie der mittleren Temperaturdifferenz, die sich aus den sehr unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Bestände ergibt. Es leuchtet ein, dass besonnte Stämme oder Bodenpartien im Altersklassenwald phasenweise vorgefunden werden können, im geschlossenen Plenterwald oder bei Bewirtschaftungskonzepten, die auf besonders hohe Bestandesvorräte abzielen, dagegen die Ausnahme darstellen. Wie bedeutsam besonnte Partien beispielsweise für Totholzkäfer sind, zeigen Studien aus dem Nationalpark Bayerischer

Wald [11, 16]. Die betreffenden Analysen ergaben, dass sich in Beständen mit im Mittel 15 Fm Totholz in warm-besonnter Lage etwa ebenso viele Totholzkäferarten fanden wie in Beständen, bei denen 100 Fm Totholz kühl-feucht lagerten. Mit Blick auf das Totholz dürften auch in unserer Untersuchung ähnliche Effekte eine Rolle gespielt haben, denn es befand sich insbesondere in den Dickungen und auf den Schirmschlägen relativ viel Totholz. Dies könnte erklären, warum im Altersklassenwald signifikant mehr Totholzkäferarten zu finden waren als im Plenterwald. Keine signifikanten Unterschiede ließen sich bei den seltenen Käferarten und den Käferarten der Roten Liste (insgesamt nur wenige Arten) finden [10]. Interessanterweise lagen auch bei diesen Gruppen beide Betriebsformen nicht unter den im Naturwald gefundenen Werten.

Schlussfolgerungen

Unsere Untersuchungen deuten darauf hin, dass sich eine hohe Biodiversität auf Landschaftsebene vor allem dann einstellt bzw. hält, wenn die Vielfalt der angebotenen Lebensräume hoch ist. Insofern spricht aus Sicht der Biodiversität viel für Betriebsformen, die auf Landschaftsebene großflächig homogene Waldlandschaften in räumlicher und zeitlicher Hinsicht vermeiden. Diese Schlussfolgerung mag angesichts der kleinflächigen natürlichen Störungsdynamik der Buche überraschen. So zeigt die Buche in Urwäldern eine zwar auf kleinster Fläche große Heterogenität der Verhältnisse, großflächig baut sie aber eher relativ homogene Bestandesstrukturen auf [12]. Es deutet allerdings immer mehr darauf hin, dass die Bedeutung größerer Störungen für das Störungsregime der Buche bislang unterschätzt wurde [13, 14] und viele Arten auf diese Störungen angewiesen sind, bzw. ohnehin lichtere Bestände bevorzugen [17]. Der Bedeutung der Heterogenität der Umweltbedingungen könnte eine multifunktionale Waldbewirtschaftung dadurch Rechnung tragen, dass sie bereits auf Bestandesebene unterschiedliche Waldbehandlungen nicht nur zulässt, sondern darauf hinarbeitet. Ungenutzte Flächen sind ein wichtiges Element eines solchen Konzeptes der räumlich und zeitlich dynamischen He-

Literaturhinweise:

[1] AMMER, C. (2009): Plädoyer für eine Neuorientierung des Jagens. *AFZ-DerWald*, 64. Jg., Nr. 3, S. 146-149. [2] SCHULZE, E.-D.; AMMER, C. (2015). Spannungsfeld Forstwirtschaft und Naturschutz. *Biologie in unserer Zeit*, 45/5, S. 304-314. [3] SUDA, M.; PUKALL, K. (2014): Multifunktionale Forstwirtschaft zwischen Inklusion und Extinktion (Essay). *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 165(11), S. 333-338. [4] SCHRAMM, E.; HARTARD, B. (2009): Biodiversität und Klimawandel in der Naturwalddebatte – eine Diskursfeldanalyse. *BIKF Knowledge Flow, Paper 2*, S. 1-14. [5] Disput von SCHULZE et al. versus IBISCH et al. (2017): *Natur- und Landschaft*, 92, S. 331-332. [6] NÄGEL, V.; SPELLMANN, H. (2009): Wachstum, Behandlung und Ertrag von Reinbeständen der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in Nordwestdeutschland. *Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt*, Bd. 3, S. 221-265. [7] MEYER, P.; SCHMIDT, M. (2008): Aspekte der Biodiversität von Buchenwäldern – Konsequenzen für eine naturnahe Bewirtschaftung. *Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt*, Band 3, S. 159-192. [8] KLEIN, M.; KLÜTTIG, H. (2007): Forstwirtschaft und naturverträgliche Nutzung von Buchenwäldern. *Natur und Landschaft*, 82, S. 426-428. [9] FISCHER, M.; BOSSDORF, O.; GOCKEL, S.; HÄNSEL, F.; HEMP, A. et al. (2010): Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories. *Basic and Applied Ecology*, 11(6), S. 473-485. [10] SCHALL, P.; GOSSNER, M. M.; HEINRICH, S.; FISCHER, M.; BOCH, S. et al. (2017): The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology*, DOI: 10.1111/1365-2664.12950. [11] MÜLLER, J.; BRUSTEL, H.; BRIN, A.; BUSSLER, H.; BOUGET, C. et al. (2015): Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography*, 38, S. 499-509. [12] HOBI, M. L.; COMMARMOT, B.; BUGMANN, H. (2015): Pattern and process in the largest primeval beech forest of Europe (Ukrainian Carpathians). *Journal of Vegetation Science*, 26, S. 323-336. [13] NÄGEL, T. A.; DIACI, J. (2006): Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia. *Canadian Journal of Forest Research*, 36, S. 629-638. [14] JALOVJAR, P.; SANIGA, M.; KUČBEL, S.; PITTNER, J.; VENCURIK, J.; DOVČIAK, M. (2017): Seven decades of change in an European old-growth forest following a stand-replacing wind disturbance: A long-term case study. *Forest Ecology and Management*, 399, S. 197-205. [15] KNOKE, T. (2009): Zur finanziellen Attraktivität von Dauerwaldwirtschaft und Überführung: eine Literaturanalyse. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 160, S. 152-161. [16] SEIBOLD, S.; BÄSSLER, C.; BRANDL, R.; BÜCHE, B.; SZALLES, A.; THORN, S.; ULYSHEN, M. D.; MÜLLER, J. (2016): Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology* 53, S. 934-943. [17] BOCH, S.; PRATI, D.; MÜLLER, J.; SOCHER, S. A.; BAUMBACH, H.; BUSCOT, F.; GOCKEL, S.; HEMP, A.; HESSENMÜLLER, D.; KÄLKE, E. K. V.; LINSSENMAIR, K. E.; PFEIFFER, S.; POMMER, U.; SCHÖNING, I.; SCHULZE E.-D.; SEILWINDER, C.; WEISSER, W. W.; WELLS, K.; FISCHER, M. (2013): High plant species richness indicates management-related disturbances, rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology*, 14, S. 496-505. [18] SCHULZE, E.-D. (2017): Effects of forest management on biodiversity in temperate deciduous forests: an overview based on Central European beech forests. *Journal for Nature Conservation*, im Druck.

terogenität. Zu welchem Anteil solche Flächen im Hinblick auf die Biodiversität notwendig sind und ob es sich dabei um Großschutzgebiete oder viele kleine im Land verteilte Flächen handeln sollte, hängt von der gesellschaftlichen Gewichtung verschiedener Ziele der Biodiversitätsförderung ab, z. B. ob alle Artengruppen in ähnlichem Maß gefördert werden oder ob bestimmte Gruppen oder Arten bevorzugt werden sollen. Die vorliegende Untersuchung deutet an, dass angesichts der Vielfalt der Arten, denen grundsätzlich jeweils dasselbe Lebensrecht zusteht, und der Vielfalt ihrer Ansprüche, viel für eine Vielfalt der Waldstrukturen spricht und sowohl bewirtschaftete als auch unbewirtschaftete Waldflächen positive Wirkungen für die Biodiversität erzielen können [18]. Vor diesem Hintergrund leiten wir aus unseren Ergebnissen folgende Schlussfolgerungen ab:

- Eine höhere Diversität der Betriebsformen (inklusive ungenutzter Naturwaldflächen) in der Landschaft resultiert, falls ausreichend Totholz vorhanden ist, in einer höheren Diversität, auch jener von Waldspezialisten und seltenen Arten [10]. Geeignete forstliche Bewirtschaftungsformen wirken sich auf Landschaftsebene demnach nicht zwangsläufig negativ auf die Entwicklung der Biodiversität von Buchenwäldern aus.
- Waldbausysteme, die auf der Landschaftsebene eine räumliche und zeitliche Heterogenität erzeugen, scheinen die Biodiversität positiv zu beeinflussen.
- Ungleichaltrige Buchenwälder haben viele Vorteile (u. a. Wirtschaftlichkeit, Stabilität [15]). Hinsichtlich der Biodiversität scheinen sie in der derzeitigen Ausprägung etwas schlechter abzuschneiden als Altersklassenwälder,

wenn man bei diesen alle Altersstadien berücksichtigt.

- Multifunktionale Forstwirtschaft schließt neben genutzten auch ungenutzte Flächen ein; beide leisten einen bedeutenden Beitrag für den Erhalt einer hohen Artenvielfalt.

Diese Arbeit basiert auf Daten, die im Rahmen des DFG Schwerpunktprogramms 1374 'Infrastruktur- Biodiversitätsexploratorien' erhoben wurden. Die Erlaubnis für die Aufnahmen wurden von den zuständigen Naturschutzbehörden in Baden-Württemberg, Thüringen und Brandenburg (nach § 72 BbgNatSchG) eingeholt.

Prof. Dr. Christian Ammer, christian.ammer@forst.uni-goettingen.de, leitet die Abteilung für Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, der Georg-August Universität Göttingen. Dr. Peter Schall ist dort wissenschaftlicher Mitarbeiter und war zusammen mit Dr. Martin Goßner, WSL Birmensdorf, federführend verantwortlich für die hier vorgestellte Studie. Prof. Dr. Markus Fischer ist Pflanzenökologe, leitet das Institut für Pflanzenwissenschaften der Universität Bern und ist der Sprecher der Biodiversitätsexploratorien.



land



Familienbetriebe
Land und Forst

Wir danken der AFZ-Der Wald, dass sie uns die Artikel für die Veröffentlichung zur Verfügung gestellt hat.