

**25 Jahre
Naturwaldreservate
in Bayern**

Impressum

Titelseite: Die Insel Sassau im Walchensee bildet mit 2,6 ha das kleinste der 154 bayerischen Naturwaldreservate. Sie trägt einen Fichten-Tannen-Buchen-Wald mit Edellaubbäumen und Eiben.
Foto: Paul Endras, Starnberg

ISSN 0945 – 8131

Alle Rechte vorbehalten. Nachdruck, auch auszugsweise, sowie fotomechanische und elektronische Wiedergabe nur mit Genehmigung des Herausgebers. Insbesondere ist eine Einspeicherung oder Verarbeitung der auch in elektronischer Form vertriebenen Broschüre in Datensystemen ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig.

Herausgeber und Bezugsadresse:	Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) Am Hochanger 11 85354 Freising Tel.: +49 (0) 8161/71-4881 Fax: +49 (0) 8161/71-4971 Email: poststelle@fo-lwf.bayern.de www.lwf.bayern.de
Verantwortlich:	Olaf Schmidt, Leiter der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Tagungsorganisation:	Jörg Müller
Redaktion:	Dr. Joachim Hamberger (Schriftleitung), Dr. Alexandra Wauer
Layout:	Hildegard Naderer
Druck:	Print Medien Niedermayer, Au i.d. Hallertau
Auflage:	1.000

© Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, November 2004

Vorwort

Seit 1978 richtet die Bayerische Staatsforstverwaltung landesweit in natürlichen und naturnahen Wäldern Naturwaldreservate ein. Sie dienen der Erhaltung und Erforschung solcher Wälder. Abgesehen von notwendigen Maßnahmen des Waldschutzes und der Verkehrssicherung bleiben Naturwaldreservate ungenutzt.

Inzwischen ist das Netz von Naturwaldreservaten in Bayern auf 153 angewachsen. Auf über 6.500 ha können sich hier die „Urwälder“ von morgen entwickeln. Indem die ungestörte Entwicklung beobachtet wird, lassen sich die vielseitigen und vernetzten Prozesse im Wald in ihrer Dynamik ideal untersuchen und analysieren. Wir gewinnen so Erkenntnisse, die im Rahmen einer naturnahen Waldbewirtschaftung ökonomisch und ökologisch genutzt werden können.

Prozesse in Wäldern laufen langsam und langfristig ab. Es stellt sich daher zu Recht die Frage, ob nach rund 25 Jahren Naturwaldreservatsforschung bereits solche Erkenntnisse gefunden wurden. Wie die nachfolgenden Beiträge zeigen, ist dies in verschiedenen Feldern tatsächlich gelungen.

Das vorliegende Heft enthält die Ergebnisse der Jubiläumstagung „25 Jahre Naturwaldreservate in Bayern“ vom November 2003 in Freising. Die eintägige Veranstaltung vermittelte den Besuchern einen Eindruck von der Vielfalt der bayerischen Naturwaldreservate, aber auch von der großen Bandbreite der in ihnen bisher getätigten Forschung. In fünf Blöcken berichteten Experten aus ihrer Forschungsarbeit und zogen Schlussfolgerungen für die Waldbewirtschaftung. Die insgesamt facettenreiche Betrachtung des Themas liefert wichtige Grundlagen für die tägliche Arbeit unserer Forstbetriebe und ihrer ökonomischen, waldbaulichen und naturschutzfachlichen Bedeutung. Die Verpflichtung zur nachhaltigen Waldbewirtschaftung schützt davor, einseitig und zu stark den Blick auf eine dieser Facetten auszurichten.

Es bleibt spannend abzuwarten, was wir in den nächsten Jahrzehnten aus den Naturwaldreservaten noch lernen können. Wie der Wald keinen Stillstand erfährt, so wird auch das Netz der Naturwaldreservate durch Ausweisung neuer Gebiete stetig ergänzt und erweitert.

Wolfgang Sailer

Ministerialrat
Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten,
Referat Waldökologie, Naturschutz und Waldschutz

Inhaltsübersicht

Vorwort _____	3
Worauf verzichten wir in Naturwaldreservaten? - Ein Bewertungsansatz _____	5
WALTER KEITEL	
Lückendynamik in Buchen-Naturwäldern Nordwestdeutschlands _____	10
PETER MEYER UND JÖRG ACKERMANN	
Das Urwaldrelikt Totengraben in den Bayerischen Alpen _____	15
ALEXANDER SCHNELL	
Vögel als „Inspektionsbeamte“ in Eichenwäldern _____	22
JÖRG MÜLLER	
Weichtiere in den Naturwaldreservaten Oberfrankens _____	29
CHRISTIAN STRÄTZ UND JÖRG MÜLLER	
Xylobionte Käferarten im Hochspessart als Weiser naturnaher Strukturen _____	36
HEINZ BUSSLER UND HARALD LOY	
Mittelwälder und Naturwaldreservate - vom Boden bis in die Baumkrone _____	43
ULRICH SIMON	
Arthropoden-Gemeinschaften der Kiefern-Baumkronen als Indikatoren für Naturnähe und Standortbedingungen verschiedener Flächen im Nürnberger Reichswald _____	50
JÜRGEN SCHMIDL, J. BAIL, T. BITTNER, V. FRÖHLICH UND R. WIEGEL	
Naturwaldreservate aus philosophischer Sicht _____	59
GÜNTER DOBLER	
Zusammenfassung _____	68
Anschriften der Autoren _____	70
Anhang _____	71

Worauf verzichten wir in Naturwaldreservaten? - Ein Bewertungsansatz

WALTER KEITEL

Nachfolgend werden die Ergebnisse einer Studie vorgestellt, die im Auftrag der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft im Jahr 2002 durchgeführt wurde. Ziel war, die ökonomischen Auswirkungen der Ausweisung von Naturwaldreservaten zu quantifizieren.

Ausgangslage und Zielvorgaben

Zunächst werden die Aufgaben von Naturwaldreservaten in Erinnerung gerufen:

1. Langfristige Erforschung einer vom Menschen möglichst unbeeinflussten Waldentwicklung;
2. Gewinnung von Erkenntnissen für die Waldbaupraxis;
3. Weiserflächen für Naturnähe und Umweltmonitoring;
4. Naturschutz und Naturerlebnis.

Die Ausweisung einer Fläche als Naturwaldreservat (NWR) hat für den Forstbetrieb finanziell in erster Linie Ertragsausfälle wegen Einstellung der Nutzung (Totalreservat) zur Folge. Diese sind unmittelbar zu spüren. Fallweise entstehen aber auch Minderausgaben oder Möglichkeiten der Aufwandsreduktion durch biologische Automation auf der Grundlage neuer waldbaurelevanter Erkenntnisse aus dem Naturwaldreservat, die dagegen nicht so deutlich in Erscheinung treten.

Die Studie sollte die ökonomischen Auswirkungen insgesamt erfassen. Dabei war wichtig, ein Verfahren zu entwickeln, das auf relativ einfache Weise hinreichend genaue Ergebnisse liefert.

Der Untersuchungsansatz

Die finanziellen Auswirkungen wurden in neun aus-

gewählten Reservaten (Tabelle 1 und Abbildung 2) anhand einer Gegenüberstellung aller in den nächsten zehn Jahren anfallenden Erträge und Aufwendungen in zwei Szenarien ermittelt: Das Szenarium „Naturwaldreservat“ wurde (für dieselbe Fläche) mit einem hypothetischen Szenarium „normale Bewirtschaftung“ verglichen (Abbildung 1). Für die „normale Bewirtschaftung“ wurden die Zahlen dabei im Analogieschluss von „vergleichbaren“ bewirtschafteten Beständen mit ähnlichem Aufbau auf die Naturwaldreservatsfläche übertragen. Alle Daten wurden in den Forstämtern mittels eines speziell entwickelten Fragebogens erfasst.

Für zwei dieser Reservate wurde zusätzlich eine Kalkulation für einen Prognosezeitraum von 100 Jahren durchgeführt. (Die Nutzung sowie die Holzerträge und Erntekosten wurden mit dem Programm SILVA simuliert. Eventuell aufkommende Verjüngung blieb dabei unberücksichtigt).

Da es sich um ein Prognoseverfahren handelt, ist die Berücksichtigung des Zeitfaktors durch Einbeziehung des Zinsaspektes nötig (Diskontierung [= Ermittlung des Vorwertes], Annuität [= Berechnung der auf das Jahr bezogenen Differenz zwischen beiden Szenarien als jährlich end-

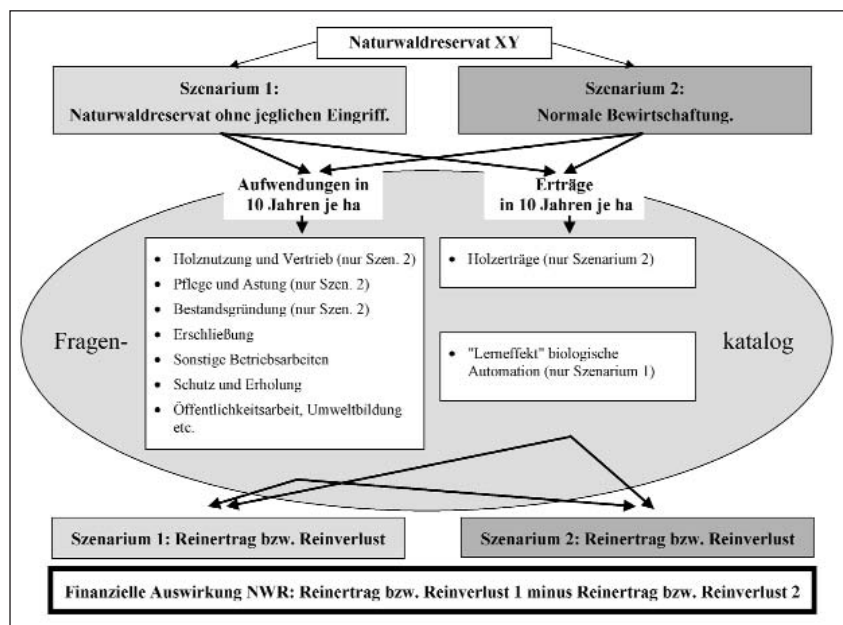


Abb. 1: Schema der Studie

Reservat (Forstamt)	Fläche ha	Waldgesellschaft	Herrschende Baumart	Anzahl Baumarten	Stammzahl je ha	Vorrat je ha
Waldhaus (Ebrach)	91,3	Hainsimsen-Buchenwald	Buche	3	199	790 Vfm
Tuschberg (Schliersee)	27,2	Hainlattich-Tannen-Buchenwald	Fichte/ Buche	mind. 5	45.637 (1.109)	230 Efm (207)
Weierbuchet (Starnberg)	36,0	Waldmeister-Buchenwald	Buche	mind. 10	1.118	414 Vfm
Krebswiese-Langerjergen (Ottobeuren)	41,5	Waldmeister-Buchenwald	Buche/ Fichte	10	479	846 Vfm
Wolfsee (Uffenheim)	78,8	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald	Eiche/ Hainbuche	mind. 11	28.474 (423)	277 Efm (270)
Grenzweg (Altdorf)	113,4	Weißmoos-Kiefernwald	Kiefer	1	702	154 Vfm
Rusler Wald (Regen)	23,9	Hainsimsen-Buchenwald	Buche/ Tanne	6	390	641 Vfm
Herrnberg (Lohr)	63,6	Hainsimsen-Buchenwald	Eiche/ Buche	mind. 8	5.738 (503)	298 Efm (294)
Eichhall (Rothenbuch)	67,3	Hainsimsen-Buchenwald	Eiche/ Buche	mind. 3	4.125 (216)	502 Efm (488)
Gesamt	543					

Tab. 1: Die untersuchten Reservate im Überblick; Zahlen in (): nur Oberschicht

liche Rente]). Als Orientierung dient der Zinssatz von Staatsanleihen*. Die nachfolgend vorgestellten Berechnungen basieren auf einem Zinssatz von 3,75 Prozent.

Weiter wird angenommen, dass die Erträge und Aufwendungen zur Mitte der Zehnjahresperiode bzw. in den Jahren 5, 15, ...95 anfallen. Inflation bleibt bei der Berechnung unberücksichtigt, angesetzt werden heutige Kosten und Preise.

Die ausgewählten Flächen

Die Reservate repräsentieren sehr unterschiedliche Waldstrukturen auf einer breiten Standortpalette. Herrnberg und Eichhall wurden bislang bewirtschaftet, sie erhielten erst nach der Untersuchung den Status eines Naturwaldreservates.

Ergebnisse für die Periode von zehn Jahren

Die Ergebnisse werden anhand der nachfolgenden Tabelle vorgestellt.

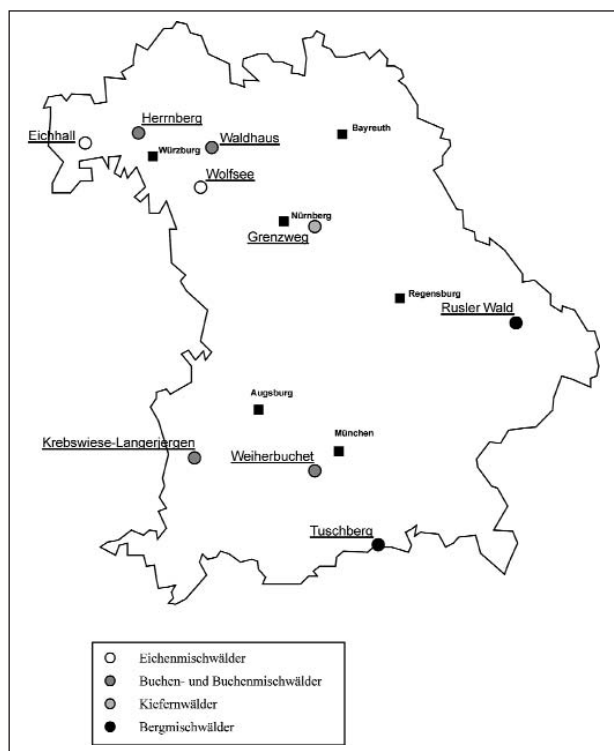


Abb. 2: Die Lage der bearbeiteten Reservate

* Unterschiede in den Ertrags- und Aufwandspositionen haben immer Auswirkungen auf das Staatsbudget und somit auch auf die Menge an Geld, die sich der Staat zum Zinssatz der Staatsanleihen besorgen muss.

Reservat	Ertrag in 10 Jahren/ha [€]	Aufwand in 10 Jahren/ha [€]	Reinertrag/-verlust in 10 Jahren/ha [€]	Differenz zwischen den Varianten in 10 Jahren/ha [€]	Diff. zwischen den Varianten je Jahr und ha [€] Annuität
Waldhaus n. B.	3.549,00	2.255,93	1.293,07		
Waldhaus NWR	50,00	281,11	-231,11	-1.524,18 (-1.268)	-154
Tuschberg n. B.	2.866,79	5.042,02	-2.175,23		
Tuschberg NWR	50,00	257,88	-207,88	+1.967,35 (+1.637)	+199
Weierbuchet n. B.	2840,30	2482,09	358,21		
Weierbuchet NWR	120,00	856,86	-736,86	-1.095,07 (-911)	-111
Krebsw.-Langerj. n. B.	37.551,00	16.348,50	21.202,50		
Krebsw.-Langerj. NWR	220,00	1.361,90	-1.141,90	-22.344,40 (-18.588)	-2.263
Wolfsee n. B.	2.847,50	2.920,76	-73,26		
Wolfsee NWR	106,35	298,56	-192,21	-118,95 (-99)	-12
Grenzweg n. B.	924,00	1406,46	-482,46		
Grenzweg NWR	40,00	149,66	-109,66	+372,80 (+310)	+38
Rusler Wald n. B.	13.719,45	4.331,38	9.388,07		
Rusler Wald NWR	113,68	839,44	-725,76	-10.113,83 (-8.413)	-1024
Herrnberg n. B.	2.492,25	2.395,37	96,88		
Herrnberg NWR	125,00	1.524,46	-1.399,46	-1.496,34 (-1.245)	-152
Eichhall n. B.	16.064,00	4.060,52	12.003,48		
Eichhall NWR	1.260,00	1.530,17	-270,17	-12.273,65 (-10.210)	-1.243

Tab. 2: Ökonomische Auswirkungen von Naturwaldreservaten; negative Differenzen zwischen den Varianten bezeichnen finanzielle Nachteile, positive dagegen Vorteile des Naturwaldreservates.

Es bedeuten: n.B.: Normale Bewirtschaftung; NWR: Naturwaldreservat; Werte in Klammern: Diskontiert mit 3,75 %.

Die Zahlen offenbaren erhebliche Unterschiede zwischen den Reservaten. Ursache hierfür sind zum einen unterschiedliche natürliche Wuchsbedingungen und Baumartenzusammensetzungen, zum anderen spielt es auch eine wichtige Rolle, welcher Entwicklungszustand im Prognosezeitraum auf der Fläche angetroffen wird.

So hat sich beispielsweise im Reservat Krebswiese-Langerjergen ein enormer Vorrat an hochwertigem Holz angesammelt, der im Falle einer normalen Bewirtschaftung möglichst schnell genutzt würde. Im Rusler Wald stünde ein Drittel des Holzvorrats, vorwiegend Starkholz, zur Nutzung an und im Eichhall wäre die Fortführung der Furniereichenentnahme geplant. Demgegenüber wären im Reservat Tuschberg die Erntekosten relief- und lagebedingt höher als die vergleichsweise bescheidenen Erträge, so daß sich eine Bewirtschaftung nicht rentieren würde, wie dies auch im Fall der mattwüchsigen Kiefer im Grenzweg der Fall wäre. Die deutlichen Unterschiede in der Höhe der Aufwendungen für das Szenarium Naturwaldreservat sind in erster Linie dadurch

bedingt, dass die Flächen ganz unterschiedlich stark für Forschungstätigkeiten, Waldführungen oder Fortbildungsveranstaltungen in Anspruch genommen werden.

Ergebnisse für die Periode von 100 Jahren

Für die Betrachtung der langfristigen Entwicklung von Aufwand und Ertrag wurden für die Reservate Krebswiese-Langerjergen und Rusler Wald mit Hilfe des Wachstumssimulators SILVA die Nutzungen für 100 Jahre nach Anwendungsvorgaben simuliert sowie Holzerträge und Erntekosten (ebenfalls nach Vorgaben) berechnet. Weitere zu erwartende Kosten wurden analog den Ergebnissen der Zehnjahresperiode zugerechnet, so daß die Einflußgrößen für beide Zeithorizonte dieselben waren. Für die Variante Naturwaldreservat wurde der für die Zehnjahresperiode ermittelte Reinertrag/-verlust fortgeschrieben.

	Szenarium normale Bewirtschaftung			Szenarium Naturwaldreservat	
	Einschlag [Efm/ha]	Reinertrag ¹ [Euro/ha]	Diskontierter ² Reinertrag [Euro/ha]	Reinverlust ¹ [Euro/ha]	Diskontierter ² Reinverlust [Euro/ha]
Krebswiese- Langerjergen	1.282	62.406	28.479	-11.420	-3.007
Gesamtnachteil Reservat: -31.486 Euro je Hektar (=Vorwert), i.e. -1.211 Euro je Hektar und Jahr (Annuität).					
Rusler Wald	831	55.316	26.818	-7.260	-1.912
Gesamtnachteil Reservat: -28.730 Euro je Hektar (=Vorwert), i.e. -1.105 Euro je Hektar und Jahr (Annuität).					

Tab. 3: Reinerträge/-verluste je Hektar für einen Zeitraum von 100 Jahren auf der Grundlage der Simulation mit dem Programm SILVA

¹ Nach heutigen Preisen und Kosten

² Es wurden 10-Jahres-Perioden gebildet; für jede Periode wurde der Reinertrag/-verlust getrennt berechnet, aus der Periode Mitte diskontiert und die Werte aufsummiert.

Die Berechnung führte zu folgendem Ergebnis:

Im Fall der Fläche Krebswiese-Langerjergen liegt der Wert für den Gesamtnachteil deutlich unter dem für den Zehnjahreszeitraum, letzterer überschätzt also den langfristigen Trend. Im Rusler Wald dagegen liegen die Werte relativ nahe beieinander. Für beide Flächen gilt es zu beachten, daß die Langzeitprognose zunehmendes Altern des Bestandes mit der Folge des Wirtschaftens auf die Verjüngung hin nicht berücksichtigt.

Diskussion

Die in die Studie einbezogenen Naturwaldreservate repräsentieren ganz unterschiedliche Waldbestände unter verschiedenen Wachstumsbedingungen und mit diversen Waldstrukturen. Zu Beginn des zehnjährigen Zeitabschnitts, für den die vorgelegten Zahlen alternativ für die Varianten mit und ohne Bewirtschaftung ermittelt wurden, befanden sich die Reservate in verschiedenen Entwicklungszuständen. So würde beispielsweise in die vorratsreichen Bestände von Krebswiese-Langerjergen bei Wiederaufnahme der Bewirtschaftung sofort sehr stark eingegriffen (Nachholung bislang unterlassener Nutzungen; bei sehr guten Qualitäten führt dies schnell zu hohen Erträgen). Im Falle des Naturwaldreservats Wolfsee fiel eine erneute Bewirtschaftung dagegen deutlich unspektakulärer aus (hier findet noch Wertaufbau statt). Deshalb ist eine weite Streuung der Ergebnisse zu beobachten (Abbildung 3). In anderen Phasen des Bestandeslebens, z. B. wenn Verjüngungs- oder Pflegemaßnahmen die Bewirtschaftungstätigkeit prägen, sind dann ganz ande-

re Ergebnisse zu erwarten. Betrachtet man die neun Projektflächen als Kollektiv, so liegt das mit den Flächen gewogene Mittel der Variantendifferenzen bei -407 Euro je Hektar und Jahr (-330 Euro je Hektar und Jahr, wenn für Krebswiese-Langerjergen und Rusler Wald die SILVA-Werte verwendet werden).

Die entwickelte Berechnungsmethode erlaubt es, für einen überschaubaren Zeitraum von zehn Jahren die finanziellen Auswirkungen der Nichtbewirtschaftung eines Naturwaldreservates zu quantifizieren. Daraus ist allerdings kein genereller Schluss auf den langfristigen Durchschnittswert für diese Fläche zulässig.

Die Simulation mit SILVA über einen Prognosezeitraum von 100 Jahren kann die Schwächen des für ein Waldleben kurzen Zeitfensters von zehn Jahren teilweise ausgleichen. Wegen des langen Zeithorizontes entstehen aber neue Unsicherheiten (Nutzungsstrategie, Holzentwertung, Inflation, Zinssatz, fehlende Berücksichtigung nachwachsender Verjüngung...). Die Kombination von kurz- und langfristiger Betrachtung kann jedoch unter Berücksichtigung der beschriebenen Einschränkungen auf lange Sicht zumindest die Größenordnung für die finanziellen Auswirkungen eines Naturwaldreservates umreißen.

Die für das Bewirtschaftungsszenarium notwendigen Daten könnten auf Vergleichsflächen erheblich einfacher erhoben werden. Diese werden normal weiterbewirtschaftet, lassen sich nach standörtlichen, pflanzensoziologischen und waldstrukturellen Kriterien vergleichen und bilden mit dem Totalreservat eine Forschungseinheit.

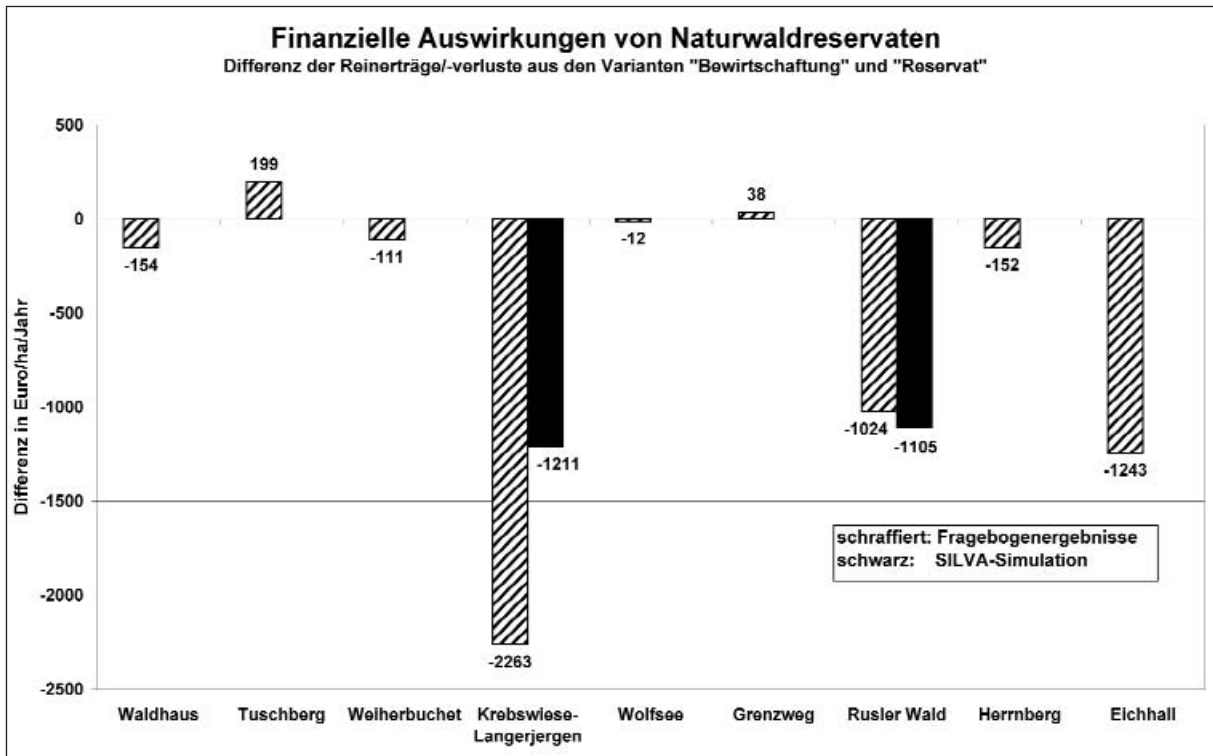


Abb. 3: Finanzielle Auswirkungen von Naturwaldreservaten; negative Werte bedeuten einen Nachteil, positive einen Vorteil der Variante Naturwaldreservat.

Die für das Bewirtschaftungs-szenarium notwendigen Daten könnten auf Vergleichsflächen erheblich einfacher erhoben werden. Diese werden normal weiterbewirtschaftet, lassen sich nach standörtlichen, pflanzensoziologischen und waldstrukturellen Kriterien vergleichen und bilden mit dem Totalreservat eine Forschungseinheit.

Die Ergebnisse führen zu dem Schluss, dass mattwüchsige und qualitativ minderwertige Bestockungen sowie Wälder, deren Nutzung hohe Aufwendungen bei vergleichsweise bescheidenen Erträgen verursacht, aus finanzieller Sicht besser nicht bewirtschaftet werden sollten.

Nach längerfristiger Stilllegung einer Fläche wäre es oft nur mit erheblichen Erschwernissen (Totholzansammlungen, zerstörtes/zugewachsenes Erschließungsnetz, überaltertes und entwertetes Holz) und damit erhöhten Kosten möglich, eine normale Bewirtschaftung wieder aufzunehmen. Deshalb empfiehlt es sich aus betriebswirtschaftlicher Sicht, die Entscheidung für ein Naturwaldreservat auf Dauer zu treffen.



Abb. 4: Igel-Stachelbart (*Herichium erinaceum*) an einer Spessart-Eiche (Foto: KEITEL)

Die vorgelegten Zahlen sollten nicht nur unter dem Blickwinkel des finanziellen Verlustes gesehen werden. Sie können auch helfen, die Leistungen zu bewerten, die von der Forstseite mit dem Naturwaldreservate-Forschungsprogramm für den Naturschutz und weitere Gemeinwohlaufgaben erbracht werden.

Lückendynamik in Buchen-Naturwäldern Nordwestdeutschlands

PETER MEYER UND JÖRG ACKERMANN

Buchenwälder bestimmen auf großer Fläche das Bild der potenziell natürlichen Vegetation Mitteleuropas. Ihre forstwirtschaftliche Bedeutung ist bereits heute hoch und dürfte auf Grund der überwiegend naturnahen Ausrichtung der deutschen Waldwirtschaft weiter steigen.

Obwohl in den letzten Jahren das Wissen über die Ökologie von Buchenwäldern deutlich zugenommen hat, sind insbesondere im Hinblick auf ihre natürliche Entwicklung einige wichtige Fragen offen. Hierzu zählt u. a. die Kronenraumdynamik, speziell die Entwicklung von Lücken im Kronendach, ein Forschungsfeld von hoher waldbaulicher und ökologischer Relevanz. So sind Lückenverteilung, -größe und -dynamik Schlüsselfaktoren für die Verjüngung, die Strukturentwicklung, die Totholzmenge und -verteilung sowie für den Stoffhaushalt von Buchenwäldern.

Um Fragen der Lückendynamik zu beantworten, bieten sich unbewirtschaftete Naturwälder (Naturwaldreservate) als Forschungsflächen an. Sie können einen Einblicke in die durch waldbauliche Eingriffe unbeeinflusste Dynamik des Kronendaches bieten und daher als Referenz für bewirtschaftete Wälder dienen.

Ausgehend von diesem Grundgedanken wurde die Kronenraumdynamik in niedersächsischen Buchen-Naturwäldern auf der Grundlage von Luftbildzeitreihen analysiert. Zwei Fragen stehen im Vordergrund: Wie hat sich die Lückenfläche

und -größe entwickelt? Mit welcher Häufigkeit werden Lücken gebildet und wie schnell wieder geschlossen?

Auswahl der Naturwaldbestände

Um eine möglichst lange Zeitspanne eigendynamischer Entwicklung beobachten zu können, kamen für die Studie ausschließlich Naturwälder der ersten Ausweisungsphase zu Beginn der 1970er Jahre in Frage. Geeignete Buchenwälder sollten zudem hinsichtlich Alter, Standort und Waldgesellschaft vergleichbar sowie weitgehend rein sein. Bestände an Steilhängen wurden ausgeschlossen. Weitere Einschränkungen ergaben sich aus den Anforderungen an das Luftbildmaterial. Kriterien waren eine möglichst zentrale Bildlage, ein größerer Maßstab von mindestens 1:12.500 und eine Befliegung in der Vegetationszeit. Nach Sichtung des vorliegenden Materials erwiesen sich drei bodensaure Buchen-Naturwälder als geeignet (Tabelle 1).

Alle drei ausgewählten Gebiete waren von einem außergewöhnlich starken Orkan im November 1972 betroffen (KREMSER 1973). Die meisten Kronendachlücken, die auf den Luftbildern Ende der 1970er und Anfang der 1980er Jahre zu erkennen sind, gehen auf dieses Störereignis zurück.

Naturwald	Wuchsbezirk	Größe (ha)	Alter (2003)	Standorte	Baumarten
Limker Strang	Mittlerer/Hoher Solling	20,5	153	Mittlerer Buntsandstein/Löß Wasservers.: frisch-vorratsfrisch Nährstoffvers.: ziemlich gut – mäßig	Buche (Eiche, Fichte)
Vogelherd	Hoher Solling	10,8	164	Mittlerer Buntsandstein/Löß Wasservers.: frisch-vorratsfrisch Nährstoffvers.: ziemlich gut – mäßig	Buche
Lüßberg	Hohe Heide	29,1	183	Geschiebedecksand über Schmelzwassersanden, z. T. Geschiebelehm Wasservers.: frisch-mäßig frisch Nährstoffvers.: mäßig – ziemlich gut	Buche TEi ca. 10 % (Fichte)

Tab. 1: Charakterisierung der für die Lückenanalyse ausgewählten bodensauren Buchen-Naturwälder

Die Luftbildzeitreihen umfassen 17 Jahre im Naturwald Vogelherd (Luftbilder: 1982, 1989, 1999), 18 Jahre im Naturwald Limker Strang (Luftbilder: 1982, 1992, 2000) und 24 Jahre im Naturwald Lüßberg (Luftbilder: 1977, 1986, 1990, 2001).

Methodik

Die Luftbildinterpretation erfolgte an dem analytischen Auswertungsgerät Leica SD 2000. Die Ränder aller Kronendachlücken mit einer Mindestgröße von mehr als 20 m² wurden gutachtlich am Stereo-Luftbild abgegrenzt und die sich ergebenden Polygone in ArcInfo-Dateien übertragen. Nach außen offene Lücken am Naturwaldrand blieben bei der Datenauswertung unbe-

lich erweitert worden waren. Mittels Übereinanderlegen der Lückenpolygone der jeweiligen Jahre konnte die Breite der Schlusszone in Richtung Lückenmitte bestimmt werden. Je Lücke wurden durchschnittlich zehn gutachtlich platzierte Messungen durchgeführt.

Entwicklung von Lückenfläche und -größe

Nach dem Orkan 1972 haben sich die Naturwälder wieder geschlossen. So nahmen in allen drei Gebieten die Lückenfläche und -anzahl im Beobachtungszeitraum stark ab (Tabelle 2). Einen Eindruck des zunehmenden Schlussgrades vermittelt beispielhaft die Zeitreihe im Naturwald Limker Strang (Abbildung 1).

Naturwald	Jahr	Lückenfläche [%]	Anzahl Lücken/ha	Mittlere Lückengröße [m ²]	Maximale Lückengröße [m ²]
Limker Strang	1982	11,0	8,4	131	2252
	1992	4,8	5,3	91	849
	2000	3,0	3,1	97	815
Vogelherd	1982	14,6	17,0	86	636
	1989	6,0	8,7	69	253
	1999	5,3	8,1	66	245
Lüßberg	1977	17,6	10,8	163	3179
	1990	10,8	8,7	123	1740
	2001	8,0	7,6	105	1356

Tab. 2: Kenngrößen der Lückenentwicklung in den ausgewählten Buchen-Naturwäldern

rücksichtigt, sodass sich alle Ergebnisse auf die Fläche des geschlossenen Bestandesblockes beziehen. Im Naturwald Lüßberg wurde nur der Buchen-Altbestand von 18 ha Größe in die Auswertung einbezogen. Da die Verjüngung innerhalb der Lücken in keinem Fall eine Höhe von mehr als der Hälfte des umgebenden Bestandes erreichte, war die Lückenabgrenzung vergleichsweise leicht möglich.

Um die seitlichen Kronenausdehnung der Lückenrandbäume zu ermitteln, wurden diejenigen Lücken näher betrachtet, die nicht nachträg-

Die mittlere Lückengröße ist vergleichsweise gering und liegt im Bereich der Fläche einer Altbuchenkrone. Beispielsweise erreicht eine Buche von 60 cm Brusthöhendurchmesser eine durchschnittliche Kronenschirmfläche von 118 m² (NAGEL 1999). Wie die Maximalwerte zeigen, gibt es aber in allen Naturwäldern auch erheblich größere Öffnungen im Kronendach. Diese sind jedoch vergleichsweise selten. So weisen die Lückengrößenverteilungen typischerweise einen negativ exponentiellen Verlauf auf (Abbildung 2).

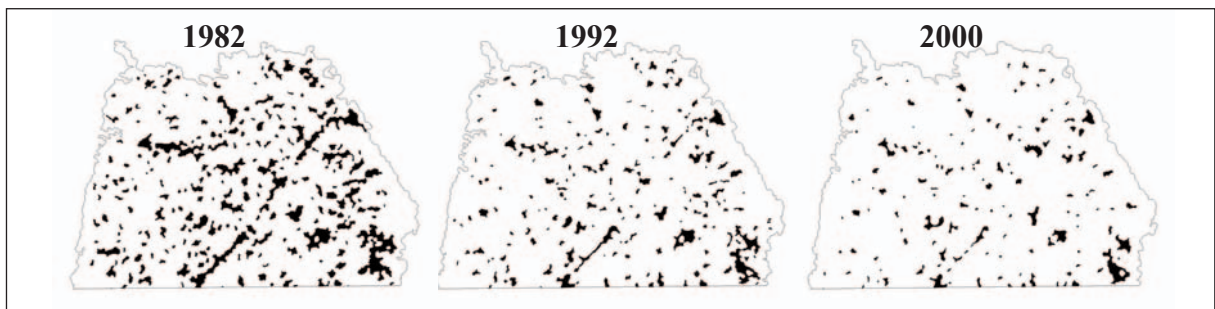


Abb. 1: Entwicklung des Lückenmusters im Naturwald Limker Strang von 1982 bis 2000

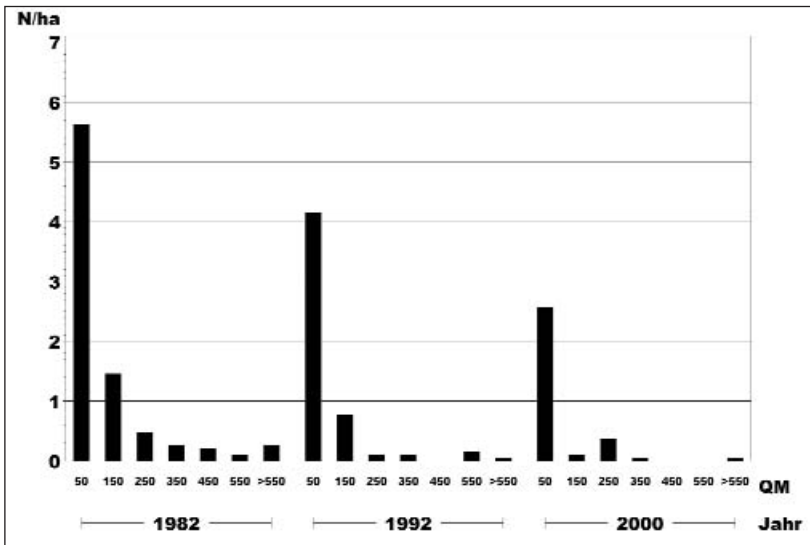


Abb. 2: Größenklassenverteilungen der Kronendachlücken im Naturwald Limker Strang von 1982 bis 2000

der ersten zur zweiten Beobachtungsperiode. Werden die Werte des Naturwaldes Limker Strang zugrunde gelegt, so beträgt die „Lebensdauer“ einer kreisförmigen Einzelbaumlücke (118 m²) 51 Jahre, bis der Schwellenwert von 20 m² unterschritten ist.

Verjüngung

In den länger als drei Jahrzehnte existierenden Kronendachlücken hat sich in der Regel eine üppige Buchen-Naturverjüngung etabliert. Diese erreicht aber nur in wenigen Fällen die Derbholzgrenze von 7 cm. Offenbar verläuft die Ent-

wicklung der Jungpflanzen recht langsam. Anzunehmen ist, dass der zunehmende Dichtschluss ihr Wachstum kontinuierlich dämpft. Daher dürfte es nachwachsenden Buchen nur in den größte-

Entwicklungstypen

Kronendachlücken können sich in verschiedene Richtungen entwickeln. Neben Lückenschluss und -verkleinerung lassen sich die Aufteilung in mehrere kleinere Lücken und die Vergrößerung unterscheiden.

Erwartungsgemäß schließt sich der größte Teil der Lücken, während nur ein kleiner Teil erweitert wird (Abbildung 3). Immerhin liegt die Rate an vergrößerten Lücken aber noch über derjenigen für neugebildete Öffnungen.

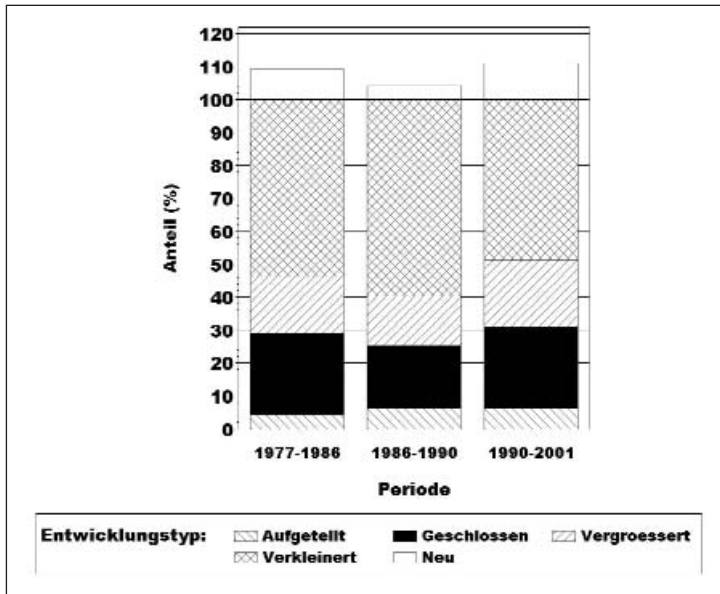


Abb. 3: Anteil verschiedener Lückenentwicklungstypen im Naturwald Lüßberg

Seitlicher Lückenschluss

Da der Lückenschluss durch Verjüngung keine Rolle gespielt hat, bestimmt die seitliche Kronenausdehnung der Randbäume die Lückenschlussrate (Tabelle 3). Die radiale Kronenausdehnung ist im jüngeren Naturwald Limker Strang größer als im Lüßberg. In beiden Naturwäldern sinkt die Schlussrate von

wicklung der Jungpflanzen recht langsam. Anzunehmen ist, dass der zunehmende Dichtschluss ihr Wachstum kontinuierlich dämpft. Daher dürfte es nachwachsenden Buchen nur in den größte-

Naturwald	Periode	N	Mittelwert [cm/Jahr]	Min.-Max. [cm/Jahr]
Limker Strang	1982-1992	94	14,4	5,8 – 25,2
	1992-2000	90	11,5	3,7 – 17,5
Lüßberg	1977-1990	64	11,4	-2,0 – 19,5
	1990-2001	70	7,4	0 – 16,4

Tab. 3: Jährlicher einseitiger Lückenschluss durch Randbäume (N = Anzahl gemessener Lücken)

ren Lücken gelingen, das obere Kronendach zu erreichen, bevor sich die Öffnung wieder schließt.

Lückenbildung

In den Naturwäldern Limker Strang und Lüßberg sinken die Raten der Lückenbildung im Beobachtungszeitraum deutlich (Tabelle 4). Selbst in dem über 180 Jahre alten Naturwald Lüßberg stabilisiert sich das Kronendach. Hier liegen die prozentualen Lückenbildungsraten mit Werten von rund 0,4 % allerdings etwa doppelt so hoch wie im Naturwald Limker Strang. Neben dem höheren Alter können im Lüßberg der stärkere Windeinfluss und/oder der häufig auftretende Befall mit Zunderschwamm (DIETZEL 1998) die höheren Werte erklären.

Auf der Grundlage der Lückenenstehungsraten läßt sich die „Umtriebszeit“ des Kronendaches, also die Zeit berechnen, die benötigt wird, um die herrschende Baumschicht komplett auszutauschen. Die Werte liegen meist erheblich über dem möglichen Maximalalter der Buche (Tabelle 4). Dies zeigt, dass mit zunehmendem Alter eine Beschleunigung der Lückenbildung zu erwarten ist.

Ausbildung und Erhaltung der für Buchenurwälder typischen plenterähnlichen Waldstruktur führen (DENGLER 1931; KORPEL 1995; TABAKU 1999; MEYER et al. 2003). In „unseren“ Naturwäldern wurde dagegen ein recht schneller Lückenschluss beobachtet. Hieran wird einmal mehr deutlich, dass das Kronendach von Buchenwäldern mittleren Alters sehr reaktionsfähig ist. Selbst größere Störungen werden vergleichsweise schnell ausgeheilt. Naturverjüngung kann sich unter diesen Bedingungen ohne zusätzliche Eingriffe nur an wenigen Stellen dauerhaft entwickeln. Eine einzelstamm- bis truppweise Nutzung im Sinne eines naturnahen Vorgehens und die gleichzeitige Herausbildung einer differenzierten Waldstruktur über gestreckte Entwicklung der Naturverjüngung scheinen sich in dieser Altersphase weitgehend auszuschließen.

Darüber hinaus ist zu bedenken, dass sich Buchen-Urwälder durch einen kompletten Phasenzyklus einschließlich der Alters- und Zerfallsphase von Wirtschaftswäldern unterscheiden. Letztere werden auf dem überwiegenden Teil ihrer Fläche ab einem mittleren Alter geerntet, um der Entwertung des Buchenholzes entgegenzuwirken. Eine Übertragung von strukturellen Leit-

Naturwald	Periode	Lückenbildung [m ² /ha/Jahr]	Lebenszyklus [Jahre]
Limker Strang	1982 – 1992	27,6	362
	1992 – 2000	19,4	515
Lüßberg	1977 – 1986	67,4	148
	1986 – 1990	45,0	222
	1990 – 2001	40,5	247

Tab. 4: Lückenbildungsrate und Lebenszyklus des Kronendaches

Waldbauliche Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse bestätigen, dass in naturnahen Rotbuchenwäldern - ähnlich wie allgemein in Laubwäldern der gemäßigten Zone - vorwiegend Einzelbaumlücken entstehen (RUNKLE und YETTER 1987; YAMAMOTO 1989; CANHAM et al. 1990; RICHTER 1991; POINTAILLIER et al. 1997; TABAKU 1999; TABAKU und MEYER 1999; MEYER et al. 2003). Eine einzelstamm- bis truppweise Nutzung entspricht daher weitgehend dem natürlichen Störungsregime. Großflächig homogenisierende Eingriffe wie Kahl- oder Schirmschläge sind dagegen offenbar weniger naturnah.

Eine hohe Entstehungsrate kleiner Lücken und/oder ein langsamer Lückenschluss dürfte zur

bildern aus Ur- und Naturwäldern muss wegen dieser grundlegenden Unterschiede phasenbezogen erfolgen. Die dargestellten Ergebnisse sprechen dafür, dass Buchenwälder in der Optimalphase auch natürlicherweise eher einförmig strukturiert sind, weil sich der Oberstand nach einer Störung schnell wieder schließt. Einer strukturellen Diversifizierung mit räumlich und zeitlich differenzierten Eingriffen auf kleiner Fläche sind daher enge Grenzen gesetzt - einerseits wegen der Plastizität des Kronendaches und andererseits auf Grund der drohenden Holzentwertung.

Zusätzliche strukturelle Vielfalt kann im Wirtschaftswald vor allem über das Belassen von Altbäumen (Habitatbäume) und Totholz entstehen.

Hierdurch werden wesentliche Strukturelemente der Alters- und Zerfallsphase integriert. Außerdem wird ein wichtiger Beitrag zur Erhaltung der typischen Biodiversität von Rotbuchenwäldern geleistet (WINTER et al. 2003). Interessant ist die Frage, wie Habitatbäume mit ihrem abweichenden Entwicklungsgang die Strukturbildung beeinflussen.

Literatur

- CANHAM, C. D.; DENSLow, J. S.; PLATT, W. J.; RUNKLE, J. R.; WHITE, P. S. (1990): Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Can. J. for. Res.* 20, S. 620-631
- DENGLER, A. (1931). Aus den südosteuropäischen Urwäldern. II. Die Ergebnisse einer Probestflächenaufnahme im Buchenurwald Albaniens. *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen*, S. 320-330
- DIETZEL, R. (1998): Weißfäule der Buche durch den Echten Zunderschwamm (*Fomes fomentarius*) in nicht bewirtschafteten Altbeständen. Unveröffentlichte Diplomarbeit FH Hildesheim/Holzminde
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Stuttgart, Jena, New York, Gustav Fischer Verlag
- KREMSER, W. (1973): Lacerati turbine ventorum - vom Sturm zerfetzt! Ein Orkan verheert Niedersachsens Wälder. *Neues Archiv für Niedersachsen*, 22 (3), S. 219 ff
- MEYER, P.; TABAKU, V.; LÜPKE, B. (2003): Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder - Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 122, S. 47-58
- NAGEL, J. (1999): Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumskundlichen Simulationssystems für Nordwestdeutschland. *Schriften der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt* 128, 122 S.
- POINTAILLIER, J.-Y.; FAILLE, A.; LEMEE, G. (1997): Storms drive successional dynamics in natural forests: a case study in Fontainebleau forest (France). *Forest Ecology and Management* 98, S. 1-15
- RUNKLE, J. R.; YETTER, T. C. (1987): Treefalls revisited: gap dynamics in the Southern Appalachians. *Ecology*, 68 (2), S. 417-424
- TABAKU, V. (1999): Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. *Cuvillier Verlag, Göttingen*
- TABAKU, V.; MEYER, P. (1999): Lückenmuster in Buchenwäldern unterschiedlicher Nutzungsintensität. *Forstarchiv* 70 (3), S. 87-97
- WINTER, S.; SCHUMACHER, H.; KERSTAN, E.; FLADE, M.; MÖLLER, G. (2003): Messerfurnier kontra Stachelbart. Buchenaltholz im Spannungsfeld konkurrierender Nutzungsansprüche von Forstwirtschaft und holzwohnenden Organismen. *Forst und Holz* 58 (15-16), S. 450-455
- YAMAMOTO, S. (1989): Gap dynamics in climax *Fagus crenata* forests. *Bot. Mag. Tokyo* 102, S. 93-114

Das Urwaldrelikt Totengraben in den Bayerischen Alpen

ALEXANDER SCHNELL

Großflächige, echte Primärwälder sind in Bayern nicht mehr bekannt. In einigen entlegenen, unerschlossenen Gebirgsregionen der Alpen existieren jedoch noch kleinflächige Urwaldreste. Ein solcher Reliktwald befindet sich unweit des Kurortes Wildbad Kreuth (Landkreis Miesbach/Obb.) im Naturwaldreservat „Totengraben“. Dieses liegt in den westlichen Ausläufern des Mangfallgebirges am Nordhang des Plattenecks (1.617 m).

Lage und Standorte des Naturwaldreservats

Das Klima ist hier, im nördlichen Staubeck der Alpen, von hohen Niederschlägen, feucht-kühlen Sommern und schneereichen Wintern geprägt. Die Länge der Vegetationsperiode beträgt 185 Tage im Jahr bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von 4,5° C und einem Jahresniederschlag von 1.800 bis 2.000 mm. Auf den nördlich bis nordwestlich exponierten Hängen des 46,7 ha großen Reservats stocken zwischen 970 und 1.390 m Höhe Karbonat-Bergmischwälder (Aposerido-Fagetum) aus Fichte, Tanne, Buche und Bergahorn. ZANKER (1996) scheidet innerhalb des Reservats die Vegetationseinheiten mäßig bodentrockener Karbonat-Bergmischwald in den steilen Lagen bis 1.200 m und hochmontaner Karbonat-Bergmischwald (grasreich) auf über 1.200 m Höhe aus. Kleinflächig kommt in Verebnungslagen der mäßig bodenfrische Karbonat-Bergmischwald vor. Aus dem Ausgangssubstrat des Hauptdolomit entstanden in den Hanglagen überwiegend Rendzinen und Mullrendzinen, auf Verebnungen auch Braunerden.

Im Norden begrenzen steil in den „Totengraben“ abfallende Felswände das Reservat. Die unmittelbar oberhalb anschließenden Bereiche sind nur locker bestockt. Rund die Hälfte der Fläche besteht aus steilen Hängen mit meist licht geschlossener, laubholzreicher Mischbestockung im Altbestand und einer flächig ausgebildeten Grasschicht (Rost-Segge, *Carex ferruginea*). Nur einzelnen Jungfichten gelingt es, auf oder in unmittelbarer Nähe von Moderholz über die geschlossene Grasdecke hinauszuwachsen.

Am Mittelhang auf etwa 1.260 m über NN unterbricht ein muldenartiger Geländeabsatz die Hangflächen. Eine Geländerippe trennt die nordöstlich streichende Hangmulde von dem darunter liegenden Abhang. In diesem windgeschützten Bereich stockt ein Bergmischwald mit sehr alten, mächtigen und hohen Einzelbäumen und vielen starken, liegenden Totholzstämmen. Vermutlich verhinderte die spezielle Geländemorphologie eine mögliche Holzbringung in der Salinenzeit. Die rund 5 ha umfassende Mulde und wohl auch der oberhalb gelegene Bereich entgingen dadurch dem in dieser Zeit üblichen Kahlschlag. Der Urwaldcharakter blieb erhalten. Eine in der Nähe liegende, jetzt verfallene Triftklausen deutet dagegen auf eine ehemalige Abnutzung der übrigen Reservatsfläche hin.

Bestandesgeschichte

Bergmischwaldbestände in der Zusammensetzung Fichte, Tanne und Buche existieren in den Nordalpen seit etwa 4.000 Jahren, also seit der Einwanderung der Buche (etwa 2.000 v. Chr.) im Subboreal. (KRAL 1972; MAYER 1974). SCHREMPF (1986) nimmt eine Dauer des Entwicklungszyklusses im Bergmischwald von mindestens 500 Jahren an. Demnach wären seit Einwanderung der Buche gerade einmal acht Generationen des Bergmischwaldes vergangen.

Bis zur Säkularisation wurde in der Region das Holz für die Bedürfnisse der Glasherstellung in der Glashütte und der Brauerei in Tegernsee unregelmäßig genutzt. Das Holz wurde meist mittels Kahlschlag in talnahen Lagen gewonnen. Gerade in abgelegenen Waldteilen herrschte zu diesem Zeitpunkt aber immer noch der Habitus des Urwaldes vor. So wird im „Primitiven Operat“ des Forstamts Tegernsee von 1852 von „Urwaldungen“ („noch nie verjüngte Waldungen, die einen wesentlich geringeren Bestockungsgrad als bewirtschaftete Waldungen besitzen“) berichtet, die damals noch 43 % der produktiven Fläche einnahmen (ZANKER 1996).

Nach 1803 waren die Waldungen in erster Linie dazu bestimmt, die Holzversorgung der

Rosenheimer Saline sicherzustellen. Das Holz wurde im „Kahlschlagverfahren“ genutzt. Darunter verstand man vor 150 Jahren nicht ein plötzliches Kahlliegen der Fläche, sondern ein zwei- bis dreiphasiges Verfahren mit einem eventuellen „Vorbereitungshieb“, dem „Angriffshieb“ (Entnahme des Nutzholzes) und einer später erfolgenden „Läuterung“, die den ehemaligen Unter- und Zwischenstand des Altbestandes entnahm (MEISTER 1969). Dieser zeitlich verzögerten Kahlliegung sowie den geringen Wildbeständen am Anfang des 19. Jahrhunderts ist es zu verdanken, dass häufig wieder gut gemischte Folgebestände entstanden.

Die Waldungen im Umfeld des Totengrabens waren lange Zeit mit Weiderechten belastet. Erst 1991 wurden die letzten bedeutenden Rechte abgelöst. Im Gebiet gab es in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts noch Wildstände von über zehn Stück Rotwild/100 ha (ZANKER 1996).

Die Erstbeschreibung des Urwaldrelikts im Totengraben ist Dr. Robert MAGIN vom Institut für Ertragskunde der Forstlichen Forschungsanstalt in München zu verdanken. Er machte sich in den 1950er Jahren auf die Suche nach noch unberührten, urwüchsigen Waldbildern in den bayerischen Alpen. Sein Ziel war es, „das ‚Urbild‘ der heutigen Wirtschaftsbestände zu suchen und zu analysieren, um es dem ‚Zustandsbild‘ gegenüberstellen zu können. Aus den so gewonnenen Erkenntnissen dürfte ein besser begründetes Zielbild zu formen sein, als es bisher der Fall war.“ (MAGIN 1959).

Insgesamt 19 solcher Bestände, über den ganzen bayerischen Alpengürtel verstreut, fand Magin und führte in ihnen ertragskundliche Arbeiten durch. Über den besonders bemerkenswerten Bestand im Totengraben schrieb er: „Der Ausdruck ‚Urwaldrest‘ passt wohl für keines der Beispiele mehr als für diesen Bestand. Der hohe

Durrenanteil, die kreuz- und querliegenden Stämme, von denen der stärkste etwa 8 bis 9 fm misst, und die mächtigen Fichten und Tannen erwecken zwingend diese Vorstellung“ (MAGIN 1959).

Im Jahr 1955 nahm Magin in diesem Reliktbestand eine temporäre Versuchsparzelle von 0,3 ha Größe waldwachstumskundlich auf. Die genauen Abmessungen und die Einzelbaumdaten von damals sind leider verschollen. In Abbildung 1 sind Fotografien der Aufnahmefläche von 1955 und 2003 (mit leicht veränderter Perspektive) gegenübergestellt. Der Ahornstamm ganz links (A) ist in beiden Aufnahmen anhand seines charakteristischen Knicks nahe des Stammfußes leicht zu identifizieren. Der starke, quer im Bild liegende Totholzstamm (B) ist auch nach 48 Jahren immer noch vorhanden. Mehrere unterständige Bäume im Bildvordergrund (C) sind hingegen verschwunden. Eine starke Altanne, im Bild von



Abb. 1: Blick in den Urwaldreliktbestand Totengraben im Jahr 1955 (Aufnahme MAGIN, oben) und 2003 (Aufnahme SCHNELL, unten) von fast gleichem Standort aus; Erläuterung der Buchstaben im Text

1955 ganz rechts (D), steht im Foto von 2003 nicht mehr. Sie ist umgestürzt und liegt als starker Totholzstamm in Blickrichtung des Bildes. Die ungefähre Lage der Fläche wurde im Jahr 2003 anhand dieses Fotos wieder ermittelt. Daraufhin wurde eine Repräsentationsfläche von 0,44 ha Größe angelegt, die die Fläche von 1955 mit gro-

ßer Sicherheit einschließt. Mit der Einrichtung der Repräsentationsfläche, die ins dauerhafte Versuchsflächennetz der bayerischen Naturwaldreservatsforschung integriert wird, soll der aktuelle Zustand des Urwaldrelikts dokumentiert werden. Hierfür wurden die Brusthöhendurchmesser und Baumhöhen aller stehenden Bäume über 4 cm BHD gemessen sowie alle liegenden Totholzstücke mit über 10 cm Mittendurchmesser nach Länge, Durchmesser, Zersetzungsgrad und Zustandstyp nach ALBRECHT (1990) erfasst. Zusätzlich wurden die Lagekoordinaten aller lebenden und toten Objekte innerhalb der Fläche bestimmt. Aus Vergleichen mit den Aufnahmen von 1955 werden im folgenden Rückschlüsse auf abgelaufene Strukturveränderungen gezogen.

Bestandesstrukturanalyse

In der Repräsentationsfläche sind alle typischen Bergmischwaldarten vertreten (Tabelle 1). Die Buche dominiert in Stammzahl, Grundfläche und Vorrat. In den letzten 48 Jahren nahm die Stammzahl deutlich ab. Grundfläche und Vorrat blieben etwa konstant. Für das Gesamtreservat wurden die Daten der Forsteinrichtungsinventur des Forstamtes Kreuth von 1991 ausgewertet (11 Stichproben, Oberforstdirektion München 1991).

1.350 m NN die führende Baumart. Die untersuchte Parzelle stellt im Vergleich zum Gesamtreservat einen stammzahlarmen, aber vorratsreichen Reservatsteil dar.

MAGIN stellte in seiner Versuchsparzelle anhand von Altersbohrungen vier Baumgenerationen fest. Einzelbäume aus der ältesten Generation weisen heute ein Alter von 450 Jahren auf. Es folgen Wellen 370-, 280- und 200-jähriger Bäume. Die stärkste Fichte im Bestand besitzt einen Brusthöhendurchmesser von 96,1 cm und eine Höhe von 41,8 m. Die Buche erreicht maximale Stärken von fast 68 cm BHD und Höhen von 34 m. Neben der windgeschützten Lage ermöglichen auch die ungestörte Bestandesentwicklung und die fortgeschrittene Bodenentwicklung in der Muldenlage das Erreichen solcher Baumdimensionen in dieser Höhenlage.

Der Schwerpunkt der Durchmesser verschob sich zwischen den Aufnahmeperioden von den schwachen zu den mittleren BHD-Stufen (Abbildung 2). 1955 wurden in den schwachen Durchmesserbereichen noch wesentlich höhere Stammzahlen verzeichnet. Der fotografische Vergleich in Abbildung 1 zeigt, dass die meisten dieser Unterständler ausgefallen sind, einige wenige konnten in stärkere Durchmesserstufen einwach-

Jahr	Baumart	Stammzahl [N/ha]	Stammzahl %	Grundfläche [m²/ha]	Grundfläche %	Vorrat [m³/ha]	Vorrat %
1955	Bergahorn	48	11,8	3,5	8,7	41	7,8
	Buche	217	53,4	15,0	37,2	197	37,5
	Fichte	70	17,2	11,3	28,2	139	26,4
	Tanne	71	17,5	10,4	25,9	149	28,3
	Summe	406	100	40,2	100	526	100
2003	Bergahorn	25	8,9	2,7	7,0	31	6,1
	Buche	177	63,0	19,6	50,5	263	51,2
	Fichte	43	15,3	10,7	27,4	144	28,0
	Tanne	36	12,8	5,8	15,0	76	14,7
	Summe	281	100	38,8	100	514	100

Tab. 1: Stammzahlen, Grundflächen und Vorräte der untersuchten Flächen im Naturwaldreservat Totengraben der Aufnahmen der Jahre 1955 (MAGIN 1959) und 2003

Hieraus ergibt sich eine nahezu gleiche Baumartenverteilung wie in der Repräsentationsfläche. Das gesamte Reservat weist demnach, auch wenn auf Teilflächen ehemalige Nutzungen wahrscheinlich sind, eine sehr naturnahe Bestockung auf, die der natürlichen Waldgesellschaft entspricht. Lediglich im Nordostteil des Reservats dominiert die Fichte mit Stammzahlen von über 50 %. Die Buche ist auch noch auf Flächen über

sen. Starke Bäume haben insgesamt einen hohen Anteil an der Gesamtstammzahl.

Aktuell ragen aus der Oberschicht aus Buche und Fichte einzelne Tannen und Fichten mit Höhen von über 34 m heraus. Darunter folgt eine ausgeprägte Mittelschicht, in der alle Baumarten vertreten sind. Die vor 50 Jahren noch stammzahlreiche Unterschicht ist in der jüngeren Auf-

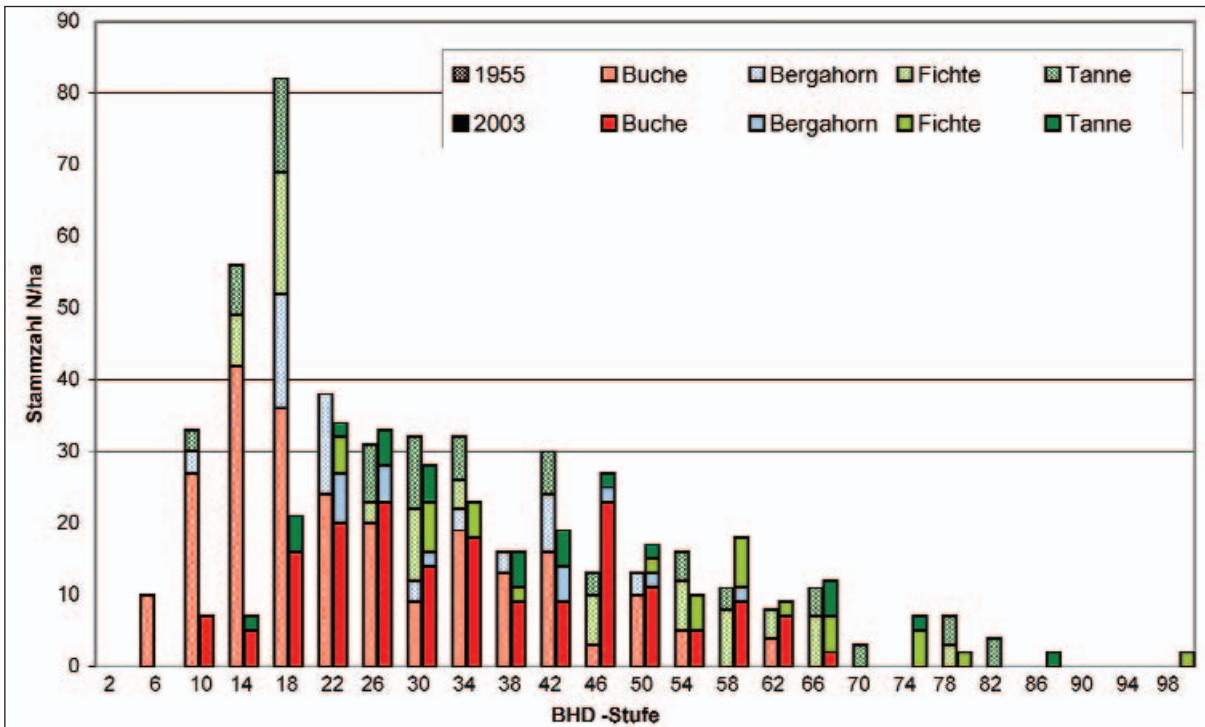


Abb. 2: Stammzahl-Durchmesserverteilungen im Naturwaldreservat Totengraben, Versuchsfläche Magin von 1955 (linke Säule) und Repräsentationsfläche 2003 (rechte Säule)

nahme nur noch schwach ausgeprägt. Fichte und Bergahorn fehlen hier. Von der zahlreich aufkommenden Naturverjüngung konnten bislang keine Individuen in die Baumschicht einwachsen.

Verjüngung

Auf der Repräsentationsfläche kommt nahezu flächig Naturverjüngung vor, wobei auch alle Arten des Altbestandes vertreten sind. Sehr zahlreich sind die Bergahornjungpflanzen, die aber nur selten über eine Wuchshöhe von 10 cm hinauskommen. Auch Buche und Tanne erreichen auf besser belichteten Partien nur maximale Höhen von 30 cm. Einzig die Fichte wächst in der Verjüngungsschicht bis zu 1,20 m Höhe, häufig auf oder in unmittelbarer Nähe von Moderholz. Die Belichtungsverhältnisse auf der Fläche wechseln kleinräumig, es kommt nur eine größere Lücke von etwa einer halben Baumlänge Durchmesser vor. Die Jungpflanzen entwickeln nur kurze Jahrestriebe, der Verbissdruck, insbesondere durch Gamswild, ist hoch. Bei den genannten Maximalhöhen erreichen die Buchen demnach ein Alter von bis zu 15 Jahren, Fichten sogar von bis zu 25 Jahren. Die Rost-Segge kommt auf der Repräsentationsfläche in geringen Deckungsgraden vor und übt deshalb nur einen geringen Konkurrenzdruck auf die Verjüngung aus.

Totholz

Die Repräsentationsfläche weist 2003 mit 153 m³/ha beachtliche Totholzvorräte auf. Dies entspricht 29,7 % des lebenden Vorrats. Stärker zersetztes Holz der Zersetzungsgrade 3 und 4 (ALBRECHT 1990) überwiegt mit 91 % Anteil an der gesamten Nekromasse. Liegendes Totholz dominiert gegenüber stehendem mit 84 %. Umgerechnet befinden sich auf 1 ha Fläche 243 liegende Totholzstücke mit mindestens 10 cm Mittendurchmesser und über 0,5 m Länge. Demgegenüber finden sich nur elf stehende tote Bäume, 43 Stümpfe und fünf Hochstümpfe pro Hektar. MAYER et al. (1972) stellten in Windwurfhölzern im Urwaldrest Neuwald (Österreich) Zersetzungszeiträume von 100 bis 200 Jahren bei umgestürzten Nadelholzstämmen fest. Wegen des sich über diesen langen Zeitraum hinziehenden Abbaus nimmt das Lagerholz im Urwald eine mehrfach größere Menge als der stehende tote Vorrat ein. MAGINS Messungen von 1955 erbrachten mit 175 m³ vergleichbar hohe Totholzwerke (33,3 % des lebenden Vorrats). Damals lag der Anteil liegenden Holzes noch bei 66 %.

Liegende Totholzstämmen sind über die ganze Aufnahmefläche verteilt und kommen in allen Durchmesserstufen bis zu Stärken von fast 60 cm Mittendurchmesser vor. Bemerkenswert hoch sind die Vorräte an starkem Lagerholz. 50 % des

Totholzvolumens steckt in den Stämmen mit über 40 cm Mittendurchmesser. Der Laubholzanteil liegt auf Grund der rascheren Zersetzungsrates nur bei 6 %.

Im folgenden werden die Totholzvorräte des Urwaldrelikts im Totengraben mit einer Vergleichsfläche im nahe gelegenen Naturwaldreservat Tuschberg, das vor 25 Jahren aus der Nutzung genommen wurde, und Beständen unterschiedlicher Nutzungsintensität im Forstamt Schliersee (Forstdirektion Oberbayern-Schwaben 2001) verglichen (Tabelle 2). Dabei fließen nur Totholzobjekte mit über 20 cm BHD in die Betrachtung ein.

stärkeres Totholz auf als die Wirtschaftswälder. Diese Differenz läßt sich mit den unterschiedlichen Waldstrukturen erklären. Die Bestände der Schutzwälder sind oft deutlich älter als die Wirtschaftswälder. Totholzreiche Alters- oder Plenterphasen kommen hier in größerem Umfang vor. In den gut erschlossenen Wirtschaftswäldern hingegen nehmen Fichtenreinbestände hohe Anteile ein. Die Gefahr einer Massenvermehrung von Buchdrucker und Kupferstecher zwingt den Wirtschaftler hier zur konsequenten Beseitigung von frisch angefallenem Totholz.

		Totholzvorrat [Vfm/ha]	Anteil liegend [%]	Anteil in % des Lebendvorrates
Naturwaldreservate	NWR Totengraben 2003 (Repräsentationsfläche)	147	85	29
	NWR Tuschberg 2003 (Repräsentationsfläche)	47	48	9
Forstamt Schliersee (Forsteinrichtung 2001)	Schutzwald nicht erschlossen	29	55	9
	Schutzwald erschlossen	17	57	5
	Wirtschaftswald	13	64	3

Tab. 2: Totholzvorräte in ausgewählten Naturwaldreservaten und in Wirtschaftswaldbeständen des Forstamtes Schliersee (Forstdirektion Oberbayern-Schwaben 2001), nur Totholz über 20 cm BHD wird betrachtet.

Im Forstamt wird dabei nach den drei Begangsklassen der Forsteinrichtung unterschieden. Die Begangsklassen dienen der besseren Durchleuchtung des Forstbetriebes im Hochgebirge, indem je nach Erschließungssituation und Wirtschaftlichkeit zwischen verschiedenen intensiv genutzten Waldbeständen unterschieden wird. In der Begangsklasse Wirtschaftswald ist die Holzproduktion vorrangig, im Schutzwald überwiegen Aufgaben der Erhaltung und Verbesserung der Schutzfunktionen der Bergwälder. Als nicht erschlossen gilt der Schutzwald, wenn die Holzbringungsentfernung bis zur nächsten LKW-fahrbaren Forststraße mehr als ca. 500 m beträgt.

Das Naturwaldreservat Totengraben weist auf Grund seiner fortgeschrittenen Entwicklungsphase sehr hohe Nekromassen auf. Im Naturwaldreservat Tuschberg akkumulierten sich nach 25 Jahren Nutzungsverzicht bereits rund 50 Vfm stärkeres Totholz. In den bewirtschafteten Beständen ist eine Totholzzunahme entlang des Nutzungsgradienten zu erkennen. So weisen die unerschlossenen Schutzwaldbestände mehr als doppelt so viel

Prozentual besitzen die nicht erschlossenen Schutzwälder in Relation zur lebenden Dendromasse mit 9 % einen ebenso hohen Totholzanteil wie das Naturwaldreservat Tuschberg. Woran es sowohl im noch „jungen“ Naturwaldreservat Tuschberg wie auch in den Wirtschaftswäldern mengenmäßig mangelt, ist das starke Lagerholz (Abbildung 3).

Der Vergleich von flächenhaft erhobenen Daten mit Werten aus der betrieblichen Stichprobeninventur ist jedoch nicht ganz unproblematisch. So wird das Lagerholz in Hanglagen meist mit der Schneebewegung im Winter talwärts transportiert. Deshalb sammeln sich große Mengen an den Unterhängen und Hangfüßen. Im Gebirge treten Totholzstrukturen deshalb noch wesentlich geklumpter auf als im Flachland. Geklumpte Strukturen haben bei Stichprobeninventuren aber eine geringere Auswahlwahrscheinlichkeit. Direkte Vergleiche zwischen den flächigen Aufnahmen in den Repräsentationsflächen und Stichproben sind daher mit Vorsicht zu interpretieren.

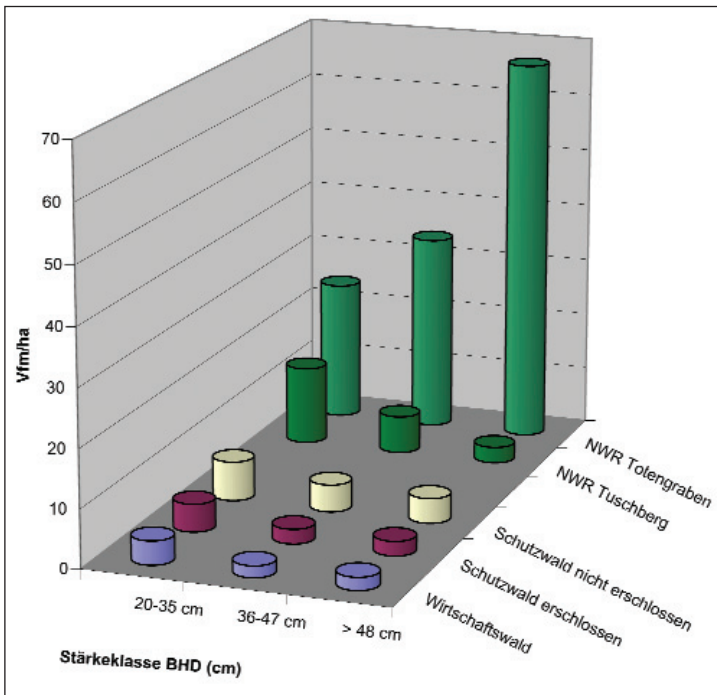


Abb. 3: Durchmesserverteilung des liegenden Totholzes ab 20 cm BHD nach Vfm/ha in ausgewählten Naturwaldreservaten und in Wirtschaftswaldbeständen des Forstamtes Schliersee (Forstdirektion Oberbayern-Schwaben, 2001)

Schlußfolgerungen

Die geringen Stammzahlen im Altbestand, zahlreiche stark dimensionierte und relativ wenige schwache Bäume sowie das Ausbleiben eines gesicherten Nachwuchses charakterisieren den beschriebenen Urwaldreliktbestand. Im Laufe der letzten 48 Jahre verschob sich die Struktur des Bestandes von einem plenterartigen Waldaufbau (mit allerdings fehlendem Nachwuchs) zu einer Altersphase nach LEIBUNDGUT (1979). Die Grundfläche stagniert bzw. sinkt bereits, die Verjüngung ist zwar vorhanden, jedoch noch lange nicht gesichert. Die hohen Schalenwildbestände verhindern bislang die Entwicklung der vorhandenen Verjüngung und gefährden damit die natürliche Dynamik des Reliktbestandes.

Der sehr hohe Totholzanteil deutet bereits auf eine Tendenz in Richtung Zerfallsphase des Bestandes hin. Jedoch kann die Alters- oder Terminalphase bis zu 200 Jahre andauern. Besonders bemerkenswert sind die vielen starken liegenden Nadelholzstämmen mit ihren langen Zersetzungsraten, die in Wirtschaftsbeständen wesentlich seltener vorkommen. Die Relevanz die-

ser Struktur für das Ökosystem Bergmischwald zeigt sich im Totengraben sehr anschaulich an der zahlreichen Moderholzverjüngung der Fichte (Abbildung 4), die sich auf den Ammenstämmen besser als auf dem Mineralboden etablieren kann. In den unteren Hanglagen vieler Schutzwaldbestände in den Bayerischen Alpen trifft man oft Bestände, die bei reichlicher Laubbaumverjüngung nur sehr wenig Nadelbäume im Jungwuchs aufweisen. Möglicherweise stellt der Mangel an stärkeren und ausreichend zersetzten Ammenstämmen mit entsprechendem Keim- und Aufwuchsmilieu die Ursache für dieses Phänomen dar. Eine ausreichende Beteiligung von Nadelbäumen an der zukünftigen Bestockung ist jedoch wichtig, um die Schutzigenschaften der Bestände, insbesondere gegenüber Schneebewegungen zu sichern (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1997). Unter laubholz- oder lärchenreichen Bestockungen entstehen

wegen der dort ungünstigeren Schneeverteilung im Bestand, geringeren Interzeptionsverlusten im Winter und großflächigen, glatten Laubstreuauflagen häufiger Gleitschneebewegungen und damit Waldlawinen.



Abb. 4: Fichtenverjüngung auf Moderholz im Urwaldrelikt Totengraben (Foto: SCHNELL)

Literatur

ALBRECHT, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Naturwaldreservate in Bayern Band 1, Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 221 S.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1997): Handbuch zur Sanierung von Schutzwäldern im bayerischen Alpenraum

FORSTDIREKTION OBERBAYERN-SCHWABEN (2001): Langfristige Forstbetriebsplanung (Forsteinrichtung) für das Forstamt Schliersee. Textteil, 107 S., unveröffentlicht

KRAL, F. (1972): Grundlagen zur Entstehung der Waldgesellschaften im Ostalpenraum. Ber. Dt. Bot. Ges. Band 85, S. 173 - 186

LEIBUNDGUT, H. (1979): Über die Dynamik europäischer Urwälder. Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen, 130. Jahrgang, S. 906-916

MAGIN, R. (1959): Struktur und Leistung mehrschichtiger Mischwälder in den Bayerischen Alpen. In: Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns, 30. Heft, München, S. 3-161

MAYER, H.; SCHENKER S.; ZUKRIGL, K. (1972): Der Urwaldrest Neuwald beim Lahnsattel. Cbl. Ges. Forstwesen 3, S. 147-190

MAYER, H. (1974): Wälder des Ostalpenraumes. 344 S., Stuttgart

MEISTER, G. (1969): Ziele und Ergebnisse forstlicher Planung im oberbayerischen Hochgebirge. Forstwissenschaftliches Centralblatt Heft 2, S. 65-132

OBERFORSTDIREKTION MÜNCHEN (1991): Langfristige Forstbetriebsplanung (Forsteinrichtung) für das Forstamt Kreuth. Forsteinrichtungsdaten (EDV), unveröffentlicht

SCHREMPF, W. (1986): Waldbauliche Untersuchungen im Fichten-Tannen-Buchen-Urwald Rothwald und in Urwald-Folgebeständen. Dissertation Universität für Bodenkultur Wien, 147 S.

ZANKER, T. (1996): Kartierung der Waldstandorte und der potentiellen natürlichen Waldgesellschaften in der Hauptdolomitzone der Tegernseer Kalkalpen (Forstamt Kreuth, Landkreis Miesbach). Diplomarbeit Ludwig-Maximilians-Universität München, 79 S.

Vögel als „Inspektionsbeamte“ in Eichenwäldern

JÖRG MÜLLER

„Haben Vögel Bedeutung für die Forstwirtschaft?“ war der Titel eines Beitrages von ZAHNER (1999) in der Allgemeinen Forstzeitschrift. Im Folgenden soll diese Frage für eichendominierte Wälder weiter präzisiert werden. Trotz immer stärkerer betriebswirtschaftlicher Ausrichtung auch der Wälder in Staatsbesitz werden die Anforderung der Gesellschaft an eine naturverträgliche und naturschutzfachlich anerkannte Forstwirtschaft immer höher. Die entsprechenden gesetzlichen Regelwerke werden ständig umfangreicher. Der Erhalt von naturnahen Lebensräumen ist heute auch EU-Aufgabe geworden. Viele der Natura-2000-Gebiete sind Waldflächen. Daneben finden Diskussionen zur guten fachlichen Praxis statt. Selbst naturnahe Waldbauprogramme werden kritisch hinterfragt. LIESER (2003) formuliert dies so: „Letztendlich müssen Vertreter des Naturschutzes kritischer an ökologisch relevante Programme der Forstverwaltungen herangehen und Begriffe wie „naturnaher Waldbau“ gründlich hinterfragen. Unsere Wälder nehmen eine zu große Fläche ein, als dass man sie in jeder Hinsicht bedenkenlos der Verantwortung von Forstleuten überlassen sollte.“



Bild. 1: Halsbandschnäpper Männchen an seiner Bruthöhle im Faulast einer Alteiche, Naturwaldreservat Wolfsee 2002 (Foto: MÜLLER)

Vögel und Forstwirtschaft

Die Beziehung zwischen Förstern und Vögeln ist eigentlich sehr alt. Allerdings waren die letzten 100 Jahre geprägt von einem Vogelschutz im Sinne einer biologischen Schädlingsbekämpfung. Die Erhöhung der Meisenpopulationen in Nadelforsten mit Hilfe von Nistkästen war eine verbreitete Strategie (HENZE 1983). Heute dienen Vögel

der Forstwirtschaft allerdings auf ganz andere Weise. Sie sollen uns als Indikatoren zeigen, ob unsere Umbaumaßnahmen greifen und wir mit unserem waldbaulichen Handeln auf einem naturnahen Weg sind.

Vögel als Indikatoren

Vögel gehören heute zur Standardauswahl von Indikatorgruppen in der naturschutzfachlichen Bewertung. Ihre hohe Indikatoreignung beruht auf folgenden Eigenschaften (NIPKOW 1995):

- Vögel besitzen eine enge Bindung an die strukturelle Qualität ihrer Habitate.
- Vögel besiedeln alle Vegetationsstraten und den Luftraum.
- Vögel nehmen unterschiedliche Stellungen in der Nahrungskette ein.
- Die unterschiedlichen Aktionsräume der verschiedenen Arten ermöglichen eine Bewertung auf verschiedenen räumlichen Skalen.
- Unter den Vögeln befinden sich hochaggregierende Arten, d.h. Arten, die eine Kombination aus unterschiedlichen Biotoptypen benötigen.
- Größere kurzfristige Populationsschwankungen sind selten.
- Sie sind optisch und akustisch gut zu erfassen.
- Der autökologische Kenntnisstand ist überwiegend hoch.
- Auf Grund ihrer meist hohen Mobilität können sie sehr rasch auf Veränderungen im Wald reagieren. Damit sind sie die ideale für moderne Forstbetriebe geforderte, zeitnahe und effiziente Inspektionswesen für naturnahes Waldbaumanagement.

Die Qualität von Waldstrukturen lässt sich anhand der Vögel auf zweierlei Arten ermitteln. Eine Möglichkeit ist die Analyse von Gesamtzönosen, z. B. der Brutvögel. Hier tritt die einzelne Vogelart in der Bedeutung zurück, Strukturen und Naturnähe werden an der Gesamtzönose beurteilt. Eine andere Strategie ist die Suche nach hochspezialisierten Arten, die bestimmte Umweltbedingungen anzeigen. Sie werden als Indikator- oder

auch Leitarten bezeichnet. Sie sollen mit ihrer Häufigkeit bestimmte Habitatqualitäten anzeigen.

Datenmaterial und Methoden

Im Folgenden werden Daten aus dem Projekt V56 „Waldökologischer Vergleich von Eichenmischwäldern und Mittelwäldern“, routinemäßigen Naturwaldreservatskartierungen und der Forsteinrichtungsdatenbank ausgewertet. Die Vogelkartierungen erfolgten als quantitative Gitterfeldkartierungen mit Gitterfeldgrößen von einem Hektar. Jede Fläche wurde drei- bis fünfmal pro Brutzeit begangen. Die statistischen Analysen erfolgten mit Canoco 4.0 und PC-Ord.

Untersuchungsgebiete

Erst die Untersuchung extrem unterschiedlicher Eichenwaldflächen vom Eichen-Jungbestand bis zum 400-jährigen Hochwald, vom Mittelwald nach frischem Hieb, Mittelwäldern mit dichtem Unterholz, Überführungswäldern unterschiedlicher Auflichtung bis hin zu strukturreichen Naturwaldreservaten lassen eine qualitative Analyse der komplexen Lebensgemeinschaft und ihrer Beziehung zu den Waldstrukturen zu. Neben den Bestandesparametern darf auch die Skalenebene Landschaft, von der Nadelforstlandschaft bis hin zu Laubholzlandschaften, als Einflussgröße nicht vernachlässigt werden (UTSCHICK 2002). Tabelle 1 zeigt die Untersuchungsflächen im Überblick.

Untersuchungsfläche	Status	Forstamt	Wuchsbezirk	Waldgesellschaft
Schweinsdorfer Rangen	Naturwaldreservat	Rothenburg	Südliche Fränkische Platte / Frankenhöhe	Luzulo-Fagetum Galio-odorati-Fagetum
Stachel	Naturwaldreservat	Ebern	Haßberge	Luzulo-Fagetum Galio-Carpinetum
Eichhall	Naturwaldreservat	Rothenbuch	Buntsandsteinspessart	Luzulo-Fagetum
Wolfsee	Naturwaldreservat	Uffenheim	Südliche Fränkische Platte / Steigerwald	Galio-Carpinetum Luzulo-Fagetum
Poppenhof	Wirtschaftswald AD	Stadtwald Iphofen	Südliche Fränkische Platte / Steigerwald	Carpinetum
Reichertsschlag	Mittelwald altes Unterholz	Stadtwald Iphofen	Südliche Fränkische Platte / Steigerwald	Luzulo-Fagetum
Eschenschlag	Naturwaldreservat	Uffenheim	Südliche Fränkische Platte	Galio-Carpinetum
Aspensschlag	Wirtschaftswald JP	Uffenheim	Südliche Fränkische Platte	Luzulo-Fagetum Galio-Carpinetum
Aspensschlag	Wirtschaftswald VJ	Uffenheim	Südliche Fränkische Platte	Luzulo-Fagetum Galio-Carpinetum
Keltenschanze	Wirtschaftswald VJ	Uffenheim	Südliche Fränkische Platte	Luzulo-Fagetum Galio-Carpinetum
AM Pfeinacher Feld	Wirtschaftswald Überführung	Uffenheim	Südliche Fränkische Platte	Luzulo-Fagetum Galio-Carpinetum
Unterer Gailsdorfer Weg	Mittelwald Frischer Hieb	Uffenheim	Südliche Fränkische Platte	Luzulo-Fagetum Galio-Carpinetum
Birkach	Mittelwald Altes Unterholz	Uffenheim	Südliche Fränkische Platte	Luzulo-Fagetum Galio-Carpinetum
Seeben	Naturwaldreservat	Krumbach	Mittelschwäbisches Schotterriedel- und Hügelland	Galio-Carpinetum
Krebswiese-Langerjergen	Naturwaldreservat	Ottobeuren	Mittelschwäbisches Schotterriedel- und Hügelland	Galio-odorati Fagetum
Rohrhalde	Naturwaldreservat	Kaufbeuren	Vorallgäu	Galio-odorati Fagetum Carici-remotae-Fraxinetum

Tab. 1: Untersuchungsflächen

Vogelgemeinschaft und Bestandsstruktur

Die Verrechnung der Umweltparameter und der Artensätze im Zuge der Kanonischen Korrespondenzanalyse (Abbildung 1) ergibt ein deutliches Bild der Umweltparameter, die die Vogelzönosen in den unterschiedlich stark aufgelichteten Eichenbeständen der südlichen Fränkischen Platte und des Steigerwaldrandes strukturieren. Je länger die Umweltpfeile in der Darstellung sind, desto größer ist der Einfluss des entsprechenden Umweltparameters auf die Unterschiede in der Zönose.

Der Ursprung stellt den Mittelwert der Umweltvariablen dar. Jeder Pfeil muss in beide Richtungen gelesen werden. Am bedeutendsten

haften als Umweltparameter hervor. Die vorgenannten Umweltfaktoren teilen die Vogelgemeinschaften in den untersuchten Eichenwäldern in vier große Gruppen (Abbildung 1):

1. Arten der stark aufgelichteten Waldphasen, lediglich mit Initialverjüngung: Heckenbraunelle, Baumpieper, Wendehals, Gartengrasmücke, Kuckuck, Turteltaube;
2. Arten der zweischichtigen Wälder mit dichter Verjüngung und Strauchschicht: Grauspecht, Wacholderdrossel, Pirol, Goldammer, Mönchsgrasmücke, Zilpzalp;
3. Arten der geschlossenen alteichenreichen Waldphasen: Trauerschnäpper, Waldlaubsänger, Mittelspecht, Gartenbaumläufer, Kleiber, Waldbaumläufer;

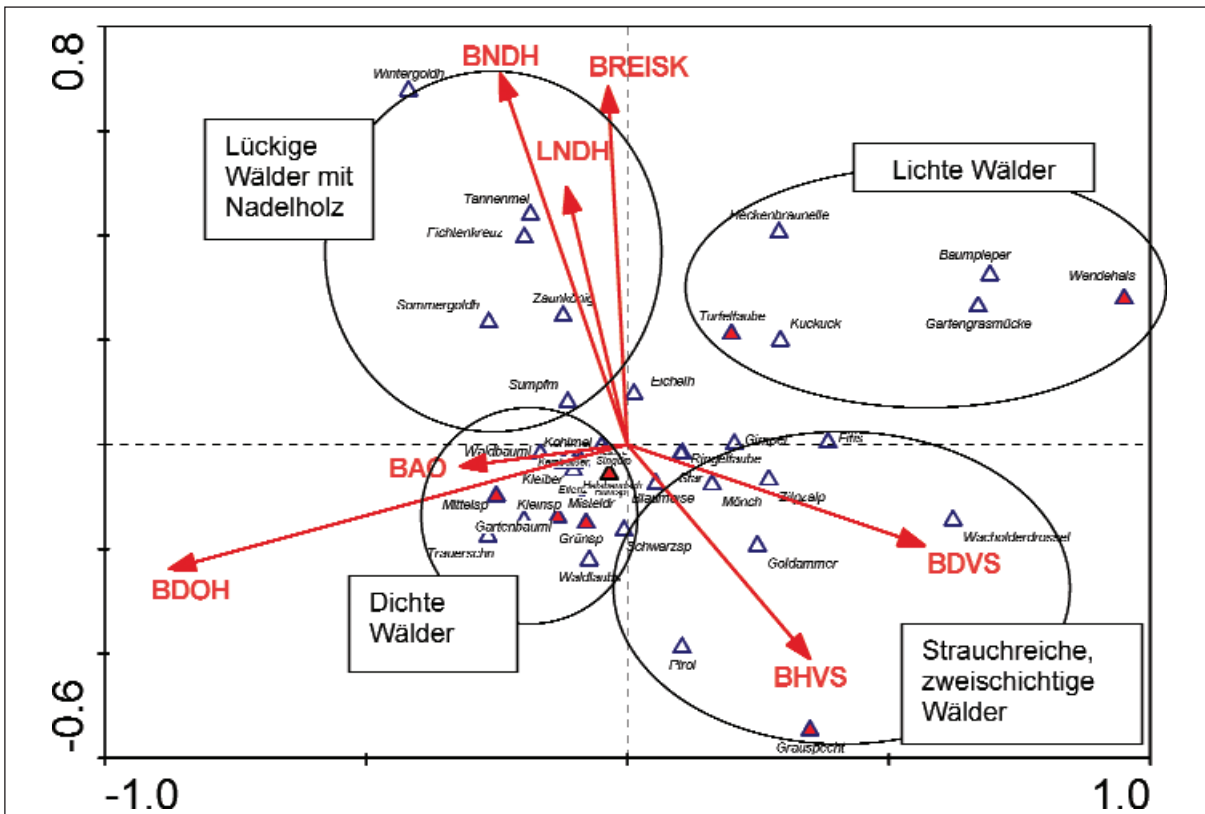


Abb. 1: Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) von Brutvogelgemeinschaften in Eichenwaldbeständen mit unterschiedlich starker Auflichtung

Abkürzungen: Bestandesvariablen auf Gitterfeldebene: BDOH = Deckung Oberholz, BAO = Baumalter Oberholz, BHVS = Höhe Verjüngung und Strauchschicht, BDVS = Deckung der Verjüngung und Strauchschicht, BNDH = Nadelholzanteil, BREISK = Anzahl Kronen und Reisighaufen pro ha, Landschaftsvariablen im 500 m Radius: Anteil Nadelholz in der Waldumgebung

erweist sich die Deckung des Oberholzes als Ausdruck des Lichtgradienten. Daneben waren die mittlere Höhe sowie Deckungsprozente der Verjüngung und Strauchschicht von Bedeutung. Zusätzlich hoben sich eingesprengtes Nadelholz (Fichte, Douglasie) als Reste forstlicher Umwandlungsversuche und die Anzahl an Reisigh-

4. Arten mit Bindung an Nadelholzelemente: Wintergoldhähnchen, Sommergoldhähnchen, Tannenmeise, Fichtenkreuzschnabel.

Zusätzlich wurde eine Bindung des Zaunkönigs an die Zahl der Reisighaufen nachgewiesen (MÜLLER und HOTHORN 2004).

Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, dass jede Waldentwicklungsphase ihre charakteristische Artenzusammensetzung aufweist. Sollen nun komplette Artengemeinschaften in Wirtschaftswäldern beherbergt werden, so sollten möglichst alle diese Phasen im innigen Wechsel auftreten. Je homogener Waldbestände auf größerer Fläche sind, desto eher fallen ganze Zönosen aus. In den Eichennaturwäldern lässt sich anhand der Vogelarten ebenfalls ein enges Nebeneinander der verschiedenen Entwicklungsphasen konstatieren (TOMIALOJC et al. 1984).

Vogelgemeinschaft und Waldlandschaft

Nach diesem Vergleich entlang von Waldstrukturen soll nun anhand verschiedener Laubwaldreservate die Rolle der Waldumgebung und der historischen Behandlung betrachtet werden. Dazu wurden die Brutzeitgemeinschaften von acht Laubwaldreservaten in der westlichen Hälfte Bayerns von Unterfranken bis ins Allgäu mit einer Korrespondenzanalyse (DCA, s.a. BLASCHKE et al. 2004) auf Ähnlichkeiten untersucht (Abbildung 2).

Dabei sind sich Reservate in ihrer Artenzusammensetzung und Dominanzstruktur um so

ähnlicher, je näher sie in der Graphik beieinander stehen. Die Flächen trennen sich entlang der ersten Achse auf. Diese Achse lässt sich als Naturnäheachse interpretieren. Ganz rechts liegen Bestände mit großkronigen oder sehr alten Eichen in einer Laubwaldlandschaft. In der Mitte befinden sich Flächen mit großkronigen Eichen, aber immer stärkerer Nadelholzbetonung der Waldumgebung. Ganz links gruppieren sich kleine Buchenreservate in Nadelwaldlandschaften. Betrachtet man die Arten, die für diesen Gradienten verantwortlich sind, so lässt sich eine Gruppe von Arten mit Zeigerfunktion für strukturreiche naturnahe Laubwaldreservate in einer Laubwaldlandschaft ausweisen. Dieser Gruppe stehen die Arten auf der linken Seite des Diagramms gegenüber. Sie weisen auf Nadelforsteinfluss, typische Störflächen im Zuge der Fichtenwirtschaft und bei der Weidenmeise auf den montanen Einfluss im Süden Bayerns hin.

Einzelartenanalysen

Neben der Betrachtung der Gesamtzönosen können Habitate auch über Einzelarten mit hoher Bindung an Waldstrukturen bewertet werden. Diese Arten werden als Leit- oder Indikatorarten bezeichnet. In jüngerer Zeit wurde intensiv über die Schwerpunkte im deutschen Vogelschutz

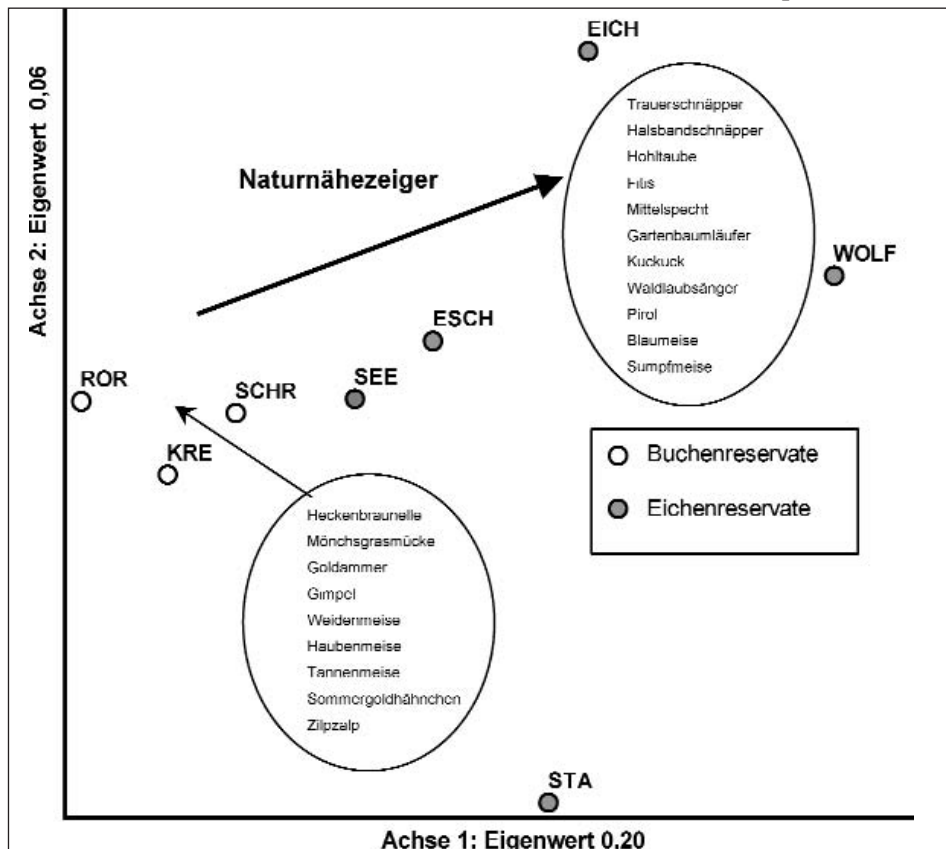


Abb. 2: Ordination (DCA) der Brutvogelzönosen von acht Laubwald-Reservaten in Bayern (ROR = Rohralde, KRE = Krebswiese-Langerjergen, SCHR = Schweinsdorfer Rangen, SEE = Seeben, ESCH = Eschenschlag, STA = Stachel, EICH = Eichhall, WOLF = Wolfsee) (aus MÜLLER 2004)

diskutiert (FLADE 2000; DENZ 2003). Ein Ergebnis dabei lautet, dass es gerade die Arten mit mitteleuropäischem Verbreitungsschwerpunkt sind, für die wir die größte globale Verantwortung tragen. In einer Rangliste der deutschen Vogelarten (DENZ 2003) findet sich an erster Stelle der Mittelspecht, an elfter Stelle der Halsbandschnäpper. Beide Arten haben einen Verbreitungsschwerpunkt in eichendominierten Wäldern. Daher erschienen diese beiden Arten für eine Einzelartenanalyse besonders geeignet.

Mittelspecht

Beim Mittelspecht überraschte zunächst die Präferenz für eher dicht bestockte Überführungswälder und Naturwaldreservate (Abbildung 1), obwohl die Art lange als Leitart der lichten Mittelwälder angesehen wurde (COCH 1997). Auch eine genaue Schwellenwertberechnung ergab für den Mittelspecht erhöhte Nachweise erst ab einer Oberholzdeckung von 85 % und darüber (MÜLLER und HOTHORN 2004). Intensive Studien zum Mittelspecht in der Schweiz ergaben Schwellenwerte von 200 Vfm Eiche je ha als Untergrenze für hohe Siedlungsdichten (PASINELLI 2003). Aus verschiedenen Untersuchungsflächen wurden daher die Nachweise Mittelspecht pro 10 ha den Vorräten Eiche und Gesamt gegenüber gestellt (Abbildung 3). Sortiert man nun die Flächen nach den Mittelspechtnachweisen, so ergeben sich zwei Gruppen. Die Flächen mit den tendenziell

höheren Nachweisen verfügen alle über Eichenvorräte von mehr als 200 fm/ha. Damit wird deutlich, dass das Angebot an Alteichen pro ha wichtiger als die Auflichtung eines Eichenwaldes ist.

Betrachtet man die Siedlungsdichten unserer Untersuchungsflächen, so stellt sich die Frage, warum gerade der 400-jährige Eichenhochwald im Spessart mit 2,6 Brutpaaren/10 ha bei einer Probefläche von immerhin 58 ha so hohe Siedlungsdichten aufweist. Aus keinem anderen Bestand dieser Größe sind mehr Brutpaare in Bayern nachgewiesen. Eine Begründung findet sich in der Waldstruktur. Mit 270 fm Eiche/ha liegt der Eichhall deutlich über dem Schwellenwert von PASINELLI (2003). Ein weiterer Schwellenwert von PASINELLI (2003) von mindestens 63 Eichen über 36 cm BHD wird nicht überschritten. Dafür haben die pro Hektar durchschnittlich 45 Alteichen im Eichhall deutlich größere Gesamtstammoberflächen. Ein Weiser hierfür ist die Summe der Stammumfänge aller Eichen pro Hektar. Diese liegen im Eichhall bei 100 lfm/ha gegenüber den 63 Eichen mit 73 lfm/ha. Damit liegt die nutzbare Stammoberfläche deutlich über dem Schwellenwert. Es ist aber nicht nur die Stammoberfläche der Eiche von Bedeutung, auch das Totholz ist ein wichtiger Nahrungslieferant bezüglich der Holzkäferlarven. Besonders die Larven der Canthariden und Elateriden kann der Stocherspecht aus weichem, weißfaulen Holz gewinnen (GRÜBLER und PASINELLI 1999). Die

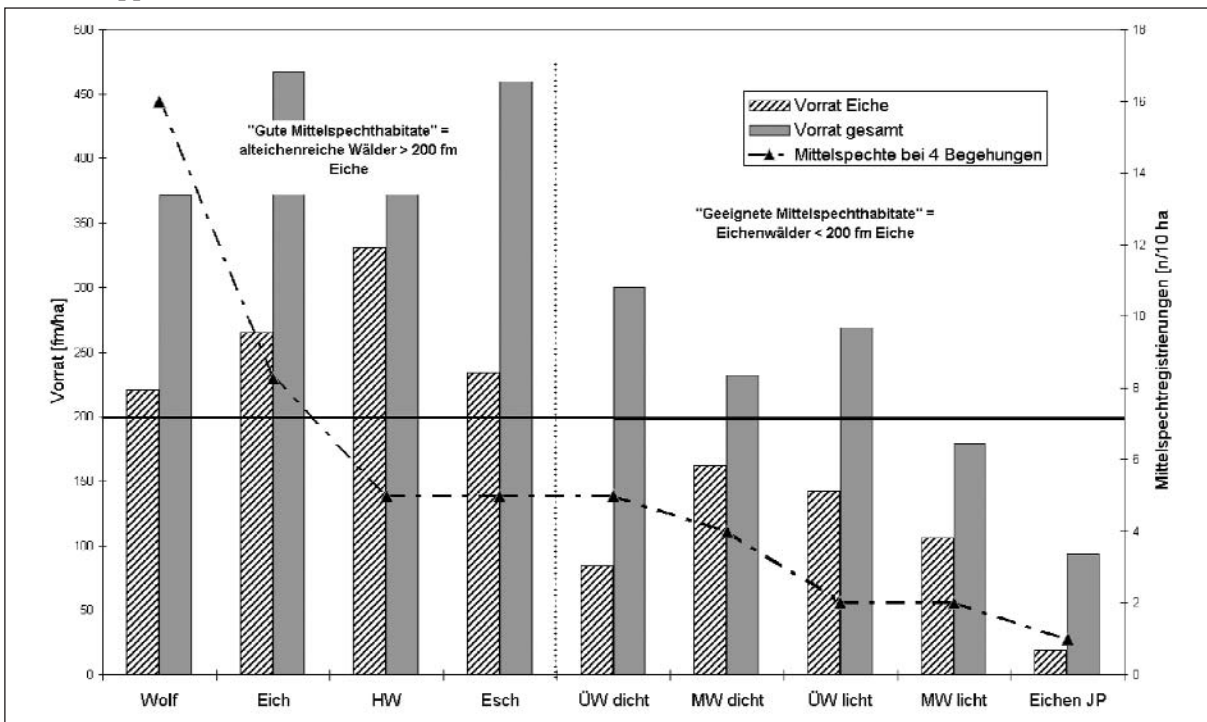


Abb. 3: Mittelspechtregistrierungen in Abhängigkeit von Gesamt- und Eichenvorrat

alten Eichenkronen tragen viele besonnte starke Totäste. Zusätzlich findet man eine ganze Reihe von anbrüchigen Altbäumen. Auf „Biotopbäumen“ (anbrüchige Altbuchen mit Totholz am lebenden Baum) existiert das drei- bis vierfache an Holzkäfern gegenüber den vitalen Altbuchen (Abbildung 4). Damit wird zum einen deutlich, warum der Mittelspecht in reinen Buchenwäldern ohne entsprechende Totholzvorräte nicht siedeln kann, zum anderen warum innerhalb der Eichenwälder hohe Siedlungsdichten meist erst in Beständen mit einer hohen Anzahl alter, anbrüchiger Eichen auftreten.



Bild 2:
Der Mittelspecht benötigt als Stocherarten mit rauer Borke wie die Eiche oder Totholz (Foto: BAJOHR).

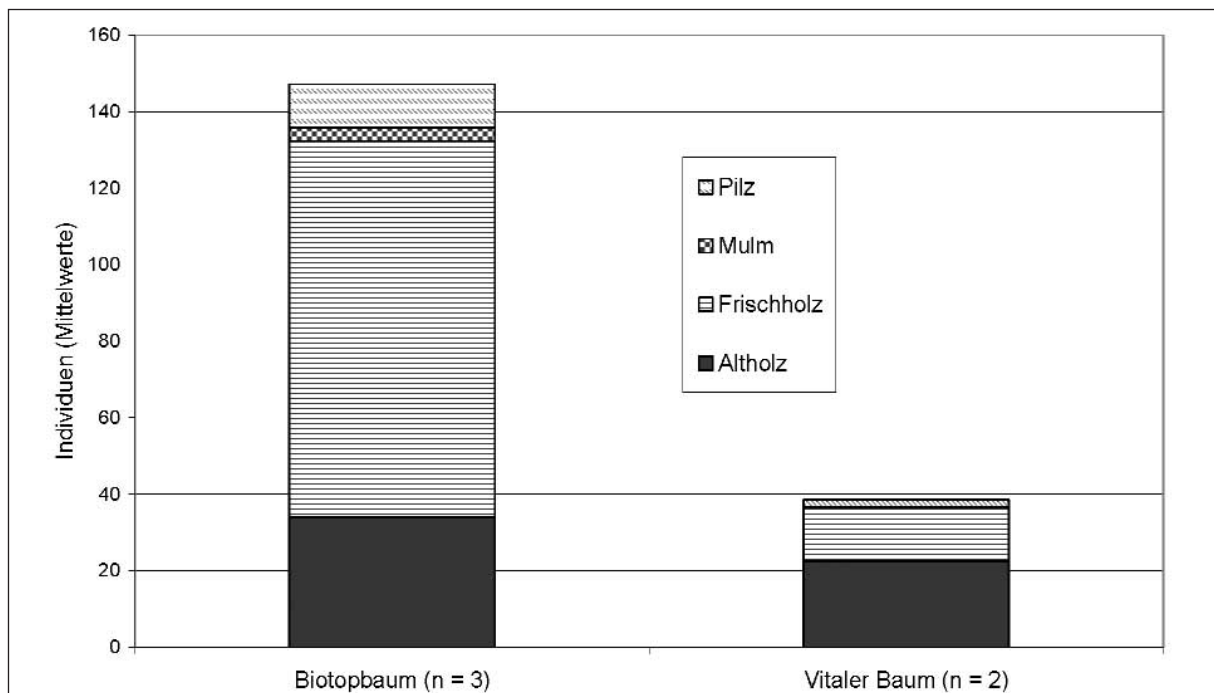


Abb. 4: Vergleich der Holzkäferindividuen aus Flugfensterfallen pro Baum an vitalen gegenüber anbrüchigen Altbuchen im Naturwaldreservat Eichhall

Halsbandschnäpper

Auch er zählt zu den xylobionten Vogelarten. Ein Vergleich der Nachweise mit dem Angebot an Kronentotholz pro Hektar (Abbildung 5) ergab in den Eichenwaldflächen einen sehr engen Zusammenhang (Spearman, $r = 0,941$, $p > 0,01$). In den starken, verpilzten Ästen findet sich eine große Anzahl Risse, Specht- und Faulhöhlen. Deshalb findet der Spätheimkehrer im Frühjahr immer geeignete Höhlen. Daneben führt eine erhöhte Totholzstrukturvielfalt an lebenden Bäumen zu einem gesteigerten Nahrungsangebot. Im Holz leben Larven von Käfern und Dipteren, in den Spalten und Rissen können Hymenopteren siedeln. Forschungen in österreichischen Waldgebieten ergaben auch eine Präferenz für liegendes Totholz (SACHSLEHNER 1995).

Schlussfolgerungen

- Vögel zeigen Naturnähe auf drei Skalenebenen, nämlich Einzelstruktur, Bestand und Landschaft, an. Wegen ihrer hohen Mobilität können sie diese Indikatorfunktion sehr zeitnah erfüllen.
- Naturnahe Wälder müssen von Baumarten der potentiellen natürlichen Vegetation dominiert werden.
- Daneben ist ein intensiver Wechsel von Waldentwicklungsphasen, wie er für temperate Laubwälder typisch ist, wichtig. Nur so können die vollständigen Artengemeinschaften von Naturwäldern integriert werden.
- Starke und anbrüchige Altbäume spielen eine Schlüsselrolle und sollten relativ gleichmäßig

erhalten werden. Dabei können großkronige Wirtschaftswaldeichen die eher kleinkronigen Urwaldeichen in ihrer ökologischen Funktion ersetzen.

- Das Ziel Furnierholz dient sowohl bei kurzschäftigen und großkronigen Mittelwaldbäumen als auch bei alten und langsamgewachsenen Hochwaldeichen den beiden Vogelarten Mittelspecht und Halsbandschnäpper, vorausgesetzt ein ausreichender Alteichenvorrat ist auf der Fläche präsent.

Ausblick

Häufig werden heute Zweifel an der Eichenüberlebensfähigkeit in Buchenwaldgesellschaften geäußert. Hierzu muss aber bemerkt werden, dass die Eiche auch in vielen Buchenwaldgesellschaften die wichtigste Mischbaumart ist, dass einige Extremjahre mit Trockenheit die Konkurrenzverhältnisse rasch wieder verschieben können und dass auf Grund hoher Schalenwildbestände der Verbissdruck zu Ungunsten der Eiche in den meisten Gebieten erst seit ca. 50 Jahren besteht. Die Eiche wird aber über 600 Jahre alt und kann damit auf bessere Zeiten warten. Insgesamt sollten wir im Forstbetrieb viel mehr auf die Vögel achten. Mit ihrer hohen Mobilität zeigen sie uns zeitnah und hocheffizient, inwieweit wir wirklich auf dem naturnahen Weg oder doch eher auf einem Holzweg sind. Erst Eichenwälder mit Mittelspecht und Halsbandschnäpper, aber auch den Lückenbewohnern Gartengrasmücke und Baumpieper, dürfen zurecht als naturnah bezeichnet werden.

Literatur

BLASCHKE, M.; HAHN, C.; HELFER, W. (2004): Die Pilzflora der Bayerischen Naturwaldreservate. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Nr. 42, S. 5 - 30, Freising

COCH, T. (1997): Spechte (Gattung Picoides) und Strukturmerkmale als Wegweiser einer Eigenart bewahrenden Pflege und Entwicklung ehemaliger Mittelwälder. Dissertation Albert-Ludwigs-Universität, 240 S., Freiburg im Breisgau

DENZ, O. (2003): Rangliste der Brutvogelarten für die Verantwortlichkeit Deutschlands im Artenschutz. Vogelwelt 124, S. 1-16

FLADE, M. (2000): Verantwortung des Artenschutzes in Europa. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Nr. 27, S. 93-101

GRÜBLER, M.; PASINELLI, G. (1999): Nahrungsökologie von rindenabsuchenden Vogelarten im Winter in

einem Eichen-Hagebuchenwald der Nordostschweiz. Tichodroma 12 (1), S. 164 - 190

HENZE, O. (1983): Kontrollbuch für Vogelnistkästen in Wald und Garten. Radolfzell

HILL, M.O.; GAUCH, H.G. (1980): Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. Vegetatio 42, S. 47-58

LIESER, M. (2003): Probleme des Artenschutzes im Wirtschaftswald am Beispiel der Raufußhühner im Schwarzwald. Natur und Landschaft 78, S. 10 - 17

MÜLLER, J.; HOTHORN, T. (2004 im Druck): Maximally Selected Two Sample Statistics as a New Tool for the Identification and Assessment of Habitat Factors with an Application to Breeding Bird Communities in Oak Forests. European Journal of Forest Research

MÜLLER, J. (2004): Welchen Beitrag leisten Naturwaldreservate zum Schutz von Waldvogelarten? Ornithol. Anz. 43, S. 3-18

NIPKOW, M. (1995): Ein synoptischer Verfahrensansatz zur naturschutzfachlichen Gebietsbewertung auf der Basis multivariater Analysemethoden. Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Universität Freiburg, Nr. 20

PASINELLI, G. (2000): Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the Middle Spotted Woodpecker (*Dendrocopos medius*). Biological Conservation 93, S. 227-235

PASINELLI, G. (2003) *Dendrocopos medius* Middle Spotted Woodpecker. BWP Update 5(1), S. 49-99

SACHSLEHNER, L. (1995): Reviermerkmale und Brutplatzwahl in einer Naturhöhlen-Population des Halsbandschnäppers *Ficedula albicollis* im Wienerwald. Vogelwelt 116, S. 245 - 254

SPERBER, G. (1999): Veränderungen des Brutvogelbestandes älterer Perlgras- und Hainsimsen-Buchen-Traubeneichenwälder unter dem Einfluss von über 25 Jahren naturgemäßer Bewirtschaftung. Der Dauerwald 21, S. 51-52

TOMIALOJC, L.; WESOŁOWSKI, T.; WALANKIEWICZ, W. (1984): Breeding bird community of a primeval temperate forest (Białowiza National Park, Poland). Acta orn. 20, S. 241-310

UTSCHICK, H. (2002): Teil 5 Vögel. In: Ammer, U.; Engel, K.; Förster, B.; Goßner, M.; Kölbl, M.; Leitzl, R.; Simon, U.; Simon, U.E.; Utschick, H.: Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten (ungenutzten Wäldern) und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe (unter Einbeziehung der Douglasie) in Mittelschwaben. www.lrz-muenchen.de/~Inn/LNN_2002/Inn/forschung.html (Forschungsbericht des BMBF und des Bayerischen Staatsministeriums für Landwirtschaft und Forsten, 1005 S.), Technische Universität München, Freising

ZÄHNER, V. (1999): Haben Vögel Bedeutung für die Forstwirtschaft? Brutvogelerfassungen in Naturwaldreservaten. AFZ/Der Wald 8, S. 386-387

Weichtiere in den Naturwaldreservaten Oberfrankens

CHRISTIAN STRÄTZ UND JÖRG MÜLLER

Die weichtierkundliche Bearbeitung der 17 oberfränkischen Naturwaldreservate begann bereits im Jahr 1989 (FUCHS 1989a,b; RAUH 1993), also ca. elf Jahre nach Auswahl und Ausweisung der Flächen, wurde ab 1996 kontinuierlich weitergeführt (STRÄTZ 1996-2001a,b) und 2003 abgeschlossen. Vorrangig sollte mit den Erhebungen der Status quo der Besiedlung durch Weichtiere (Schnecken und Muscheln) dokumentiert werden. Diese Daten stehen für spätere Vergleichsuntersuchungen zur Verfügung. Eine umfassende Darstellung der Ergebnisse aus den oberfränkischen Naturwaldreservaten erfolgt in Kürze in den Berichten der Naturforschenden Gesellschaft Bamberg (LXXVII. Bericht 2003; STRÄTZ in Vorbereitung). Für die Naturwaldreservate Unterfrankens liegt eine Bearbeitung des Naturwaldreservates Elsbach (im Naturschutzgebiet Gangolfsberg) von KITTEL (1997) vor. Die Publikation der Weichtierfauna des Naturwaldreservates Platzer Kuppe ist für das Jahr 2004 vorgesehen (KITTEL und STRÄTZ, in Vorbereitung). Entsprechende Veröffentlichungen sind für das Naturwaldreservat Lösersshag und weitere Reservate Unterfrankens geplant.

Zeigerfunktion und typische Schneckenhabitate

Landschnecken reagieren sehr empfindlich auf den Kalk- bzw. Basengehalt und den Feuchtehaushalt des Bodens. In Wäldern besteht für viele Arten eine sehr enge Bindung an spezielle mikroklimatische Bedingungen (Schluchtwaldarten), an die Überschwemmungsdynamik (Arten der Weichholz- oder Hartholzauze) oder bestimmte Ausprägungen der Bodenreife bzw. der Streuauflage. Viele der anspruchsvolleren Waldmollusken sind in Offenlandbiotopen nicht lebensfähig, da sie größere Schwankungen der Umgebungstemperatur und Luft- bzw.

Bodenfeuchte auch kurzzeitig nicht tolerieren. Diese Arten sind in ihrem Vorkommen somit dauerhaft auf beschattete Waldstandorte und meist zusätzlich auf reichliche Deckung (liegendes Totholz, Baumstubben, Steinblöcke, Blockhalden, sonstige Versteckplätze) angewiesen, in deren Schutz sie Trockenzeiten überdauern. Als wenig mobile Arten besiedeln die oft nur einige Millimeter großen Landschnecken einmal zerstörte Habitate (Kahlschlag, Windwurf, Brandflächen) nur im sprichwörtlichen „Schneckentempo“ und meist nur unvollständig wieder. Eine arten- und individuenreiche Waldmolluskenfauna ist daher ein deutlicher Hinweis auf eine weitgehend ununterbrochene Biotop- und Waldtradition. Typische Habitate im Buchenwald und ihre Arten zeigen die Abbildungen 1 und 2.

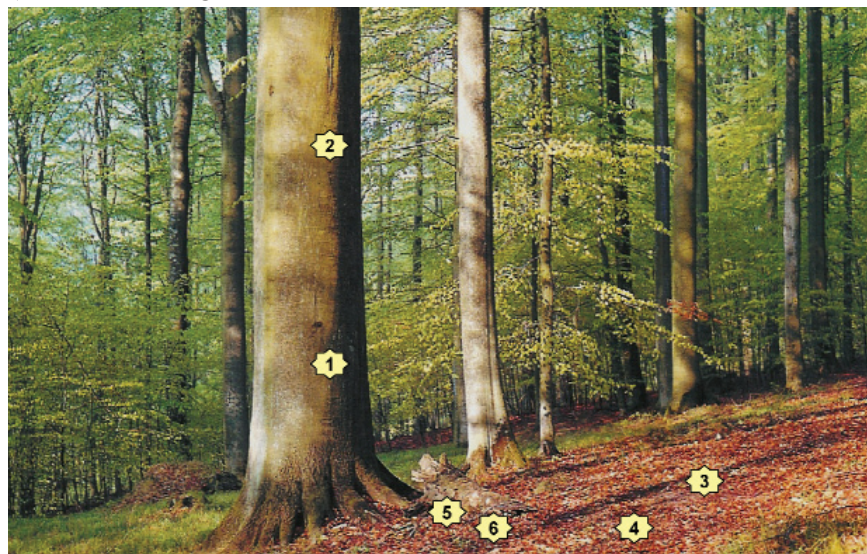


Abb. 1: Lebensraum Buchenwald: Kleinhabitate Baumstamm (1, 2), Laubstreu (3, 4) und liegendes Totholz (5, 6) (Foto: STRAUßBERGER); eine Auswahl der hier lebenden Landschnecken findet sich in Abb. 2.

Die in der Abbildung dargestellten Arten Baumschneigel, Punktschnecke (hier im Größenvergleich zu einem Stecknadelkopf) und Gefleckte Knopfschnecke sind in den Laub- und Mischwäldern Bayerns noch flächendeckend und meist in großer Individuendichte vertreten.

Nur regional tritt die Weitmündige Glasschnecke auf. Sie ist vor allem in den Bergwäldern der ostbayerischen Grenzgebirge, in der Frankenalb und den Alpen noch weit verbreitet,



1) Steinpicker (*Helicigona lapicida*)



2) Baumschneegel (*Lehmannia marginata*)



3) Weitmündige Glasschnecke (*Semilimax semilimax*)



4) Punkschnecke (*Punctum pygmaeum*)



5) Gefleckte Knopfschnecke (*Discus rotundatus*)



6) Rötliche Daubebardie (*Daubebardia rufa*)

Abb. 2: Arten des Buchenwaldes; typische Habitats im Buchenwald sind in Abb. 1 dargestellt (alle Fotos: C. STRÄTZ).

wird aber im westlichen Bayern selten. Die Rötliche Daubebardie, eine Halbnacktschnecke mit stark reduziertem Gehäuse, findet sich in Nordbayern noch häufiger in alten und nicht zu basenarmen Laubwäldern. In Südbayern scheint die Art selten zu sein. Sie besiedelt totholzreiche, quellige Hangwälder (meist edellaubholzreiche Bestände) mit gut entwickelter Bodenfauna. Als Nahrung dienen überwiegend Regenwürmer.

Der Steinpicker, eine an der glatten Rinde von Altbäumen und an Felsen lebende Art, war früher sicher flächendeckend in Bayern verbreitet. In den Laub- und Mischwäldern der Kalkgebiete

(Frankenalb, Muschelkalkgebiete, Alpen) ist das auch heute noch weitgehend der Fall. In den Silikatgebieten der ostbayerischen Grenzgebirge jedoch vernichtete der saure Regen die an Bäumen und Felsen lebenden Schneckenvorkommen in den 1960-1980er Jahren fast vollständig. So finden sich in den Wäldern der Naturräume Hohes Fichtelgebirge, Steinwald und Oberpfälzer Wald Reliktbestände dieser Art fast nur noch im Bereich von Ruinenmauern, die über karbonatgepufferte Mauerfugen (Mörtel) verfügen. Vergleichbare Probleme scheinen im gesamten Verbreitungsgebiet der Art aufzutreten.

Der Steinpicker war in der bislang gültigen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH; 92/43/EWG) nicht genannt. Auf Grund der EU-Osterweiterung nahmen die Beitrittsländer Arten und Lebensraumtypen in die FFH-Richtlinie neu auf (BALZER et al. 2004). Zum größten Teil handelt es sich dabei um Arten und Lebensraumtypen, die ausschließlich auf dem Gebiet der Beitrittskandidaten vorkommen. Nur in wenigen Ausnahmefällen wurden Vorschläge zu Arten zugelassen, die auch im Gebiet der derzeitigen Europäischen Union (EUR 15) verbreitet sind. Der Steinpicker ist eine dieser exklusiven Arten, die nun in den Anhang II der FFH-Richtlinie aufgenommen wurden.

Überblick über die Naturwaldreservate Oberfrankens

In Oberfranken sind bis heute (Stand: Februar 2004) 17 Reservate mit einer Fläche von 473,6 ha ausgewiesen. Die durchschnittliche Größe beträgt 27,9 ha. Die geografische Lage der Schutzgebiete gibt Abbildung 3 wieder. Bei elf der Reservate handelt es sich um Buchen- bzw. Buchenmischwälder, eines ist als Bergmischwald klassifiziert. Sie repräsentieren somit die in Oberfranken potentiell natürlichen Buchenwaldgesellschaften, die ohne Einwirkung des Menschen flächenmäßig dominieren würden (BEIERKUHNLEIN et al. 1991). Zwei Reservate sind Eichenmischwälder, die aus Mittelwaldnutzung hervorgegangen und je ein Naturwaldreservat fällt in die Kategorie „Sonderstandorte“ (Kiefernwälder, Moore und Moorwälder).

Artenvielfalt und Rote-Liste-Arten

In den Naturwaldreservaten Oberfrankens wurden 109 Molluskenarten nachgewiesen, das sind 39 % der von FALKNER (1991) angegebenen Gesamtfauuna Bayerns (276 Arten). Der Schwerpunkt liegt in den Wäldern naturgemäß bei den Landschnecken (102 von 187 bayerischen Arten; ca. 54 %). Der Anteil der Wassermollusken (sieben Arten; vier Wasserschnecken, drei Kleinmuscheln) ist entsprechend gering. Die enorme Bedeutung der Naturwaldreservate für den Artenschutz im Wald belegt die Tatsache, dass in den

oberfränkischen Reservaten, die zum größten Teil auch als Naturschutzgebiete (NSG) ausgewiesen wurden, 64 von bayernweit 114 Landschnecken vorkommen, deren ökologische Neben- oder Schwerpunktverbreitung in Waldbiotopen liegt (56 %). Insgesamt wurden 47 Arten der Roten Liste Bayerns (FALKNER 1992) gefunden, darunter 14 stark gefährdete Vertreter der Landschneckenfauna.

Die festgestellten Artenzahlen, die Präsenz von Waldarten und Arten mit anderer ökologischer Kennzeichnung sowie das Vorkommen von Rote-Liste-Arten in den oberfränkischen Naturwaldreservaten zeigen die beiden folgenden Abbildungen.

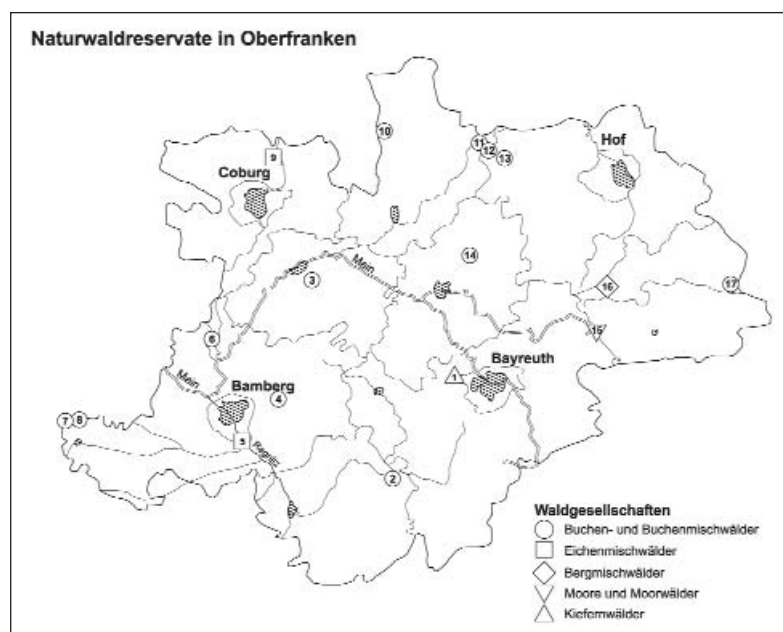


Abb. 3: Übersicht der oberfränkischen Naturwaldreservate

Artenreichtum als Funktion von Standort und forstwirtschaftlicher Nutzung

Auf der Basis von mehr als 900 weichtierkundlich bearbeiteten Untersuchungsflächen in gehölzdominierten Lebensraumtypen Nordbayerns lassen sich gut die potentiellen Artenzahlen verschiedener Wälder und Forste abschätzen. Je naturnäher, totholz- und basenreicher die Standorte der Wälder sind, desto höher ist die Artenzahl. Auftretende Gradienten (Licht - Schatten, Trocken - Feucht) und Sonderstandorte (Quellen, Felsen, Blockhalden) tragen zusätzlich zum Artenreichtum bei. Am ungünstigsten wirken sich Nadelforste auf bodensauren Laubwaldstandorten aus (Tabelle 2).

Weichtiere in den Naturwaldreservaten Oberfrankens

Lfd. Nr.	NWR Name	Forstamt	Gemeindebereich	Größe (ha)	Kurzbeschreibung der realen Waldgesellschaft	LWF-Nr.
1	Geissmann	Bayreuth	gemeindefrei: Heinersreuther Forst	23,8	Artenarmer Kiefernwald im Obermainischen Hügelland	143
2 *	Wasserberg	Betzenstein	Gößweinstein	31,4	Felsreicher Hangwald mit Buche und Eibe in der Nördlichen Frankenalb	42
3 *	Kitschenthalrangen	Lichtenfels	Lichtenfels	37,1	Artenreicher Laubmischwald am nördlichen Trauf der Frankenalb	44
4 *	Lohntal	Scheßlitz	Litzendorf	50,4	Artenreicher Mischwald (vorherrschend Buche) am nordwestlichen Trauf der Frankenalb	49
5 *	Wolfsruhe	Burgebrach	Stadt Bamberg	35,2	Ehemaliger Mittelwald aus Eiche, Hainbuche und Linde in der nördlichen Keuperabdachung (Mittelfränkisches Becken)	40
6	Hofwiese	Scheßlitz	gemeindefrei: Daschendorfer Forst	20,8	Buchen-Eichen-Wald im Itz-Baunach-Hügelland	41
7 *	Waldhaus	Ebrach	Ebrach und gemeindefrei: Ebracher Forst	96,6	Buchenwald mit Eiche, Hainbuche, Esche und Schwarzerle im nördlichen Steigerwald	120
8 *	Brunnstube	Ebrach	gemeindefrei: Ebracher Forst	48,7	Buchen-Eichen-Hainbuchenwald mit Sukzessionsflächen im nördlichen Steigerwald	121
9 *	Schwengbrunn	Coburg	Rödental	25,3	Ehemaliger Mittelwald mit vorwiegend Eiche auf Muschelkalk im Vorland des Thüringer Waldes	45
10 *	Ramschleite	Rothenkirchen	Pressig	20,7	Buchenwald mit Edellaubbäumen im Frankenwald (ONO-Exposition)	48
11 *	Schmidtsberg	Nordhalben	Steinwiesen	22,6	Buchenwald mit Edellaubbäumen im Frankenwald (Westexposition)	47
12 *	Rainersgrund	Nordhalben	Steinwiesen	45,0	Buchenwald mit Edellaubbäumen im Frankenwald	46
13	Hammerleite	Bad Steben	gemeindefrei: Forst Schwarzenbach a. W.	24,5	Buchenwald mit beigemischter Fichte im Frankenwald (SSW-Exposition)	52
14 *	Kühberg	Stadtsteinach	Stadtsteinach	36,0	felsreicher Buchen-Tannen-Fichtenwald im südlichen Frankenwald	51
15 *	Fichtelseemoor	Fichtelberg	gemeindefrei: Fichtelberg, Neubauer Forst Nord und Süd	57,0	Spirkenhochmoor und Reliktbestand eines Buchen-Tannen-Fichten-Mischwaldes im Hohen Fichtelgebirge	43
16 *	Waldstein	Weissenstadt	Sparneck	21,9	Buchen-Fichten-Wald des Hohen Fichtelgebirges	53
17 *	Hengstberg	Selb	gemeindefrei: Hohenberger Forst	19,3	Buchen- und Fichtenwald in der Wunsiedler Bucht	50
*: auch als NSG ausgewiesen			Gesamtfläche	473,6		

Tab. 1: Informationen zu den Naturwaldreservaten Oberfrankens

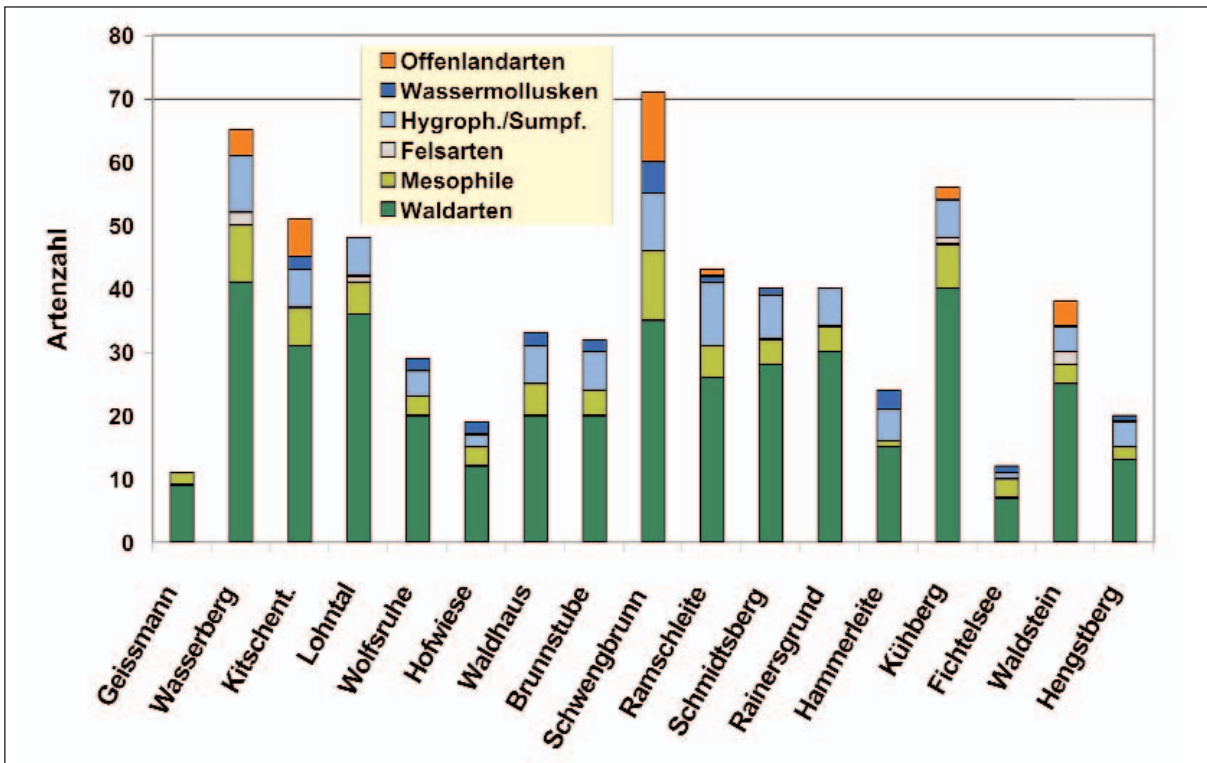


Abb. 4: Ökologische Kennzeichnung der untersuchten Naturwaldreservate

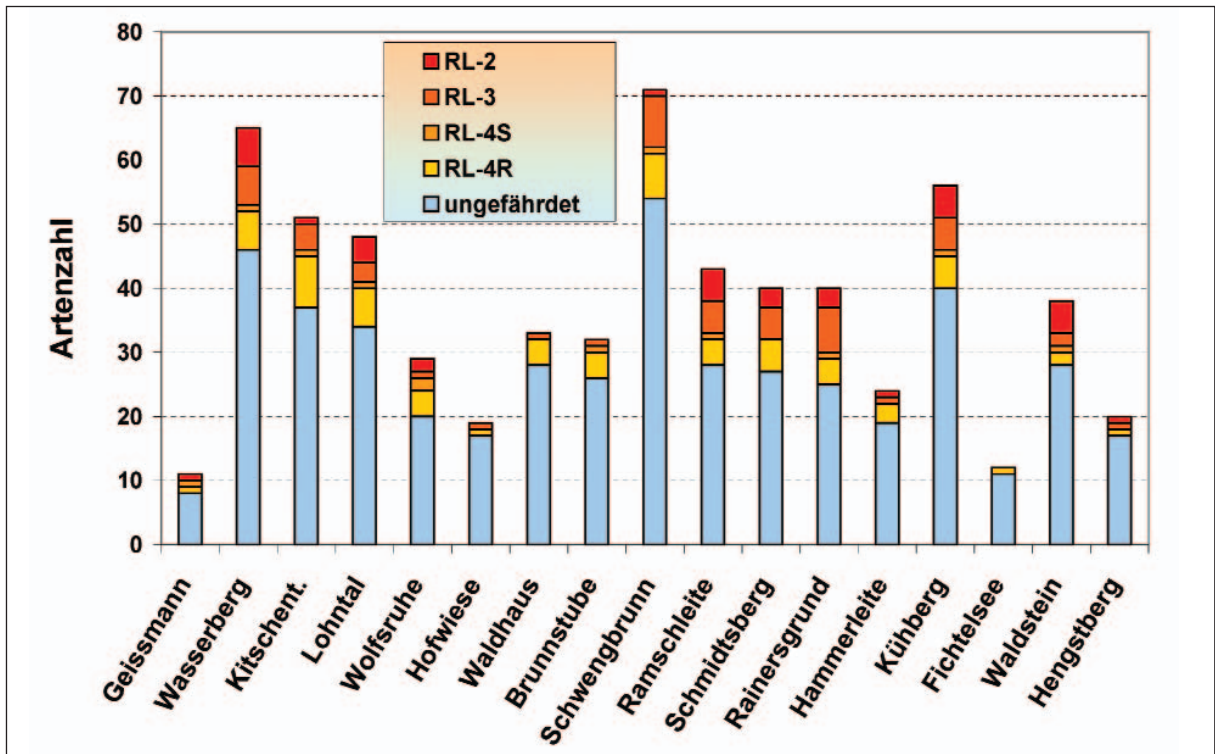


Abb. 5: Auftreten von Rote-Liste-Arten

Bedeutung der Naturwaldreservate für das Überleben anspruchsvoller Waldarten und gefährdeter Arten

In den Naturwaldreservaten Oberfrankens wurden Vorkommen anspruchsvoller (stenöker) Waldschnecken ermittelt, die als Zeiger für eine weitgehend ununterbrochene Biotoptradition gelten. Diese Arten sind außerhalb des Waldes nicht lebensfähig und verschwinden schon bei kurzfristiger Aufflichtung, wenn es am Waldboden an Deckung fehlt (Blockhalden, liegendes Totholz).

Selbst die frühere Mittelwaldnutzung führte zum Rückgang dieser gegenüber Sonneneinstrahlung sowie größeren Feuchtigkeits- und Temperaturschwankungen äußerst sensiblen Arten, die auch in den heutigen Überführungswäldern und aus Mittelwäldern hervorgegangenen Eichen-Hochwäldern noch nicht wieder nachzuweisen sind. Nichtwaldarten, also Schneckenarten, die z. B. im Offenland ihren Verbreitungsschwerpunkt haben und in Wäldern als Störungszeiger gewertet werden müssten, treten im Artenspektrum der Naturwaldreservate kaum auf.

Forst- bzw. Waldtyp (räumlicher Bezug: Waldgebiete Unter- und Mittelfrankens sowie der nördlichen Oberpfalz)	festgestellte Artenzahl (ca.)
NWR oder naturnahe Wälder fels- und quellreicher Kalkgebiete (Frankenalb, Muschelkalk)	50 - 70
NWR oder naturnahe Bergwälder der nordostbayerischen Grenzgebirge mit Quellfluren, Blockhalden, Felsstandorten (ohne Sonderstandorte und bodensaure Standorte)	40 - 55
bewirtschaftete Laubmischwälder (Hochwald) in Kalkgebieten	40 - 50
Mittel- und Niederwälder in Kalkgebieten	30 - 40
NWR oder naturnahe Wälder des Keupergebietes (mittlere Basenversorgung)	30 - 35
Mittel- und Niederwälder (basenarme Standorte)	10 - 20
Fichtenmischwald (bodensauer)	10 - 15
ehemals Streu genutzte Kiefernwälder auf Terrassen- und Flugsanden (bodensauer)	5 - 10
dichte Fichtenmonokultur mit starker Nadelstreuaufgabe ohne Unterwuchs (bodensauer)	< 5

Tab. 2: In unterschiedlichen Wäldern und Forsten Nordbayerns festgestellte Artenzahlen

Umsetzung der gewonnenen Erkenntnisse

Über die faunistischen Forschungsergebnisse aus den Naturwaldreservaten Bayerns wird regelmäßig im Rahmen forstlicher Fortbildungen der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) berichtet. Die in Naturwaldreservaten gewonnenen Erfahrungen zur Bindung anspruchsvoller Waldschnecken an bestimmte Lebensraumtypen der EG-FFH-Richtlinie werden derzeit bei der Erstellung von Managementplänen für Waldflächen in „Natura 2000“-Gebieten genutzt. Vorkommen dieser Leitarten werden für die Bewertung des Erhaltungszustandes der Wald-Lebensraumtypen oberfränkischer „Natura 2000“-Gebiete herangezogen. Entsprechende Erhebungen und Bewertungen wurden in Zusammenarbeit mit der Forstdirektion Oberfranken-Mittelfranken bei der Erstellung von FFH-Managementplänen bereits umgesetzt.

Die Kartierungsergebnisse aus den bisher untersuchten Naturwaldreservaten Frankens und der Oberpfalz konnten auch für die Neufassung der Roten Liste Bayerns (FALKNER et al. 2003) genutzt werden. Einige früher als „wegen Seltenheit potentiell gefährdet“ oder „stark gefährdet“ eingestufte Arten (FALKNER 1992) wurden auf Grund ihrer regelmäßigen Verbreitung in Naturwaldreservaten und naturnahen Waldbeständen Nordbayerns in eine niedrigere Gefährdungskategorie entlassen.

Die umfassenden Arbeiten belegen auch, dass Vorkommen einiger sehr seltener Landschneckenarten Oberfrankens wie Karpaten-Laubschnecke (*Monachoides vicinus*), Bezahnte Glattschnecke (*Azeca goodallii*), Fränkische Berg-Schließmundschnecke (*Cochlodina costata francoica*), Zweizählige Laubschnecke (*Perforatella bidentata*), Kleine Tönnchenschnecke (*Sphyradium doliolum*) und Schmale Windelschnecke (*Vertigo angustior*) noch nicht im Netzwerk der oberfränkischen Naturwaldreservate erfasst sind. Bei der Neuausweisung von Reservaten in bekannten Fundgebieten könnten diese Lücken geschlossen werden.

Folgerungen für die forstliche und naturschutzfachliche Praxis

Für das Überleben der in Wäldern beheimateten Weichtiere sollte die Sicherung und der Wiederaufbau standortheimischer Mischwaldbestände im Vordergrund stehen. Im Wirtschaftswald kommt dem Erhalt nicht mehr verwertbarer

Altbäume (Pilz- oder Insektenbefall, sonstige Schäden) eine besondere Bedeutung zu. Für die Schnecken ist daneben insbesondere stärkeres, liegendes Totholz wichtig (Versteckplätze, Verdunstungsschutz in Trockenperioden).

Innerhalb größerer Waldgebiete sollten die wenig mobilen, zum Teil nur 1,5 - 5 mm großen Waldschnecken durch Verbesserung des Biotopverbundes gefördert werden. Natürliche Ausbreitungslinien stellen in Waldgebieten die Auen der Fließgewässer dar. Hier kommt es entlang der Bäche zur passiven Ausbreitung vieler Arten im Hochwassergebiet. Im Einzugsgebiet fungieren naturnahe Waldbestände als „Spenderbiotope“ für Laubwälder, die sich nach vorzeitiger Nutzung von Fichtenbeständen in den Bachauen entwickeln. Entsprechende Erfahrungen liegen derzeit aus den Naturräumen Nordwestlicher Frankwald und Obermainisches Hügelland vor.

Eine Vernetzung typischer Waldschneckenhabitate kann für die meisten Arten, insbesondere in ausgedehnten Nadelforstgebieten, auch entlang von Forstwegen erzielt werden, wenn hier verstärkt Edellaubholz (vor allem Esche, Ahorne, Linde) eingebracht und liegendes Totholz vor Ort belassen wird. In Verbindung mit den meist etwas feuchteren Standorten (Forstwege begleitende Gräben) und der besseren Nährstoff- und Basenversorgung (Eintrag von Kalkstaub) der inneren Waldsäume werden so für die meisten Waldarten Ansiedlungsflächen geschaffen. Sehr wichtig ist auch der Erhalt und die Regenerierung walddispersiver Feuchtstandorte (Quellfluren, Quellbäche), die oft auf Grund von Teichanlagen, Wegebau, Verrohrung oder nicht standortgerechter Bestockung mit Fichte beeinträchtigt sind.

Der Sicherung und Förderung walddispersiver Sonderstrukturen (beschattete Felsen, Blockhalden, Ruinenmauern) kommt wegen des Auftretens endemischer Felschnecken in Teilen Oberfrankens eine besondere Bedeutung zu. An entsprechenden Standorten leben oft feuchte- und schattenliebende Arten, die auf Grund ihrer speziellen Ökologie ausschließlich an Felsen (sekundär auch an Mauern), nicht aber im umgebenden Wald existieren können. Die Vorkommen dieser Arten gelten als Relikte der nacheiszeitlichen Wiederbesiedlung Mitteleuropas. Bei der Mehrzahl der betreffenden Felsmollusken ist heute, unter veränderten standörtlichen und klimatischen Bedingungen, nur noch eine insuläre Verbreitung inmitten ausgedehnter Laubwaldgebiete zu konstatieren. Überzogene Felsfreistellung und auf zu großer Fläche durchgeführte Sanierungsarbeiten an Ruinenmauern führten in der Vergan-

genheit bereits zu starken Bestandseinbußen bei diesen Arten. Als Konsequenz musste z. B. die Fränkische Berg-Schließmundschnecke (*Cochlodina costata franconica*), die weltweit nur in einem kleinen Areal innerhalb der „Fränkischen Schweiz“ vorkommt, in der Neufassung der Roten Liste Bayerns (FALKNER et al. 2003) in die Gefährdungskategorie „vom Aussterben bedroht“ hochgestuft werden.

Literatur

BALZER, S.; SCHRÖDER, E.; SSYMANK, A. (2004): Ergänzung der Anhänge zur FFH-Richtlinie auf Grund der EU-Osterweiterung. Natur und Landschaft, 79. Jg., Heft 4, S. 145-151

BEIERKUHNLEIN, C.; MILBRADT, J.; TÜRK, W. (1991): Vegetationsskizze von Oberfranken. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 17, S. 41-46, Bayreuth

FALKNER, G. (1991): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere). Mit einem revidierten systematischen Verzeichnis der in Bayern nachgewiesenen Molluskenarten. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Heft 97, Beiträge zum Artenschutz 10, S. 61-112, München

FALKNER, G. (1992): Rote Liste gefährdeter Schnecken und Muscheln (Mollusca) Bayerns. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Heft 111, Beiträge zum Artenschutz 15, Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns, S. 47-55, München

FALKNER, G.; COLLING, M.; KITTEL, K.; STRÄTZ, C. (2003): Rote Liste gefährdeter Schnecken und Muscheln (Mollusca) Bayerns. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Heft 166, S. 337-347, Augsburg

FUCHS, K. (1989a): Malakologische Erfassung bayerischer Naturwaldreservate: I. Waldhaus, Steigerwald. II. Der Wetterstein bei Mittenwald, Oberbayern. Unveröffentlichtes Gutachten am Lehrstuhl für Landschaftstechnik, Technische Universität München

FUCHS, K. (1989b): Malakologische Erfassung Bayerischer Naturwaldreservate: III. Der Kühberg im Steinachtal oberhalb Stadtsteinach (Lkr. Kulmbach). Unveröffentlichtes Gutachten in Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Landschaftstechnik, Technische Universität München

KITTEL, K. (1997): Beiträge zur Molluskenfauna Unterfrankens: 13. Die Schnecken des Naturschutzgebietes „Gangolfsberg“ bei Oberelsbach, Rhön (Landkreis Rhön-Grabfeld) (Moll. Gastropoda, Bivalvia; Bayern). Nachr. naturwiss. Mus. Aschaffenburg 104, S. 121-138, Aschaffenburg

KITTEL, K.; STRÄTZ, C. (in Vorbereitung): Beiträge zur Molluskenfauna Unterfrankens: 16. Die Land- und Süßwasserschnecken der Platzer Kuppe (NSG Schwarze Berge) bei Geroda, Rhön (Lkr. Bad Kissingen, Bayern) (Mollusca, Gastropoda). Nachr. naturwiss. Mus. Aschaffenburg, Aschaffenburg

RAUH, J. (1993): Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. In: Naturwaldreservate in Bayern, Schriftenreihe, Bd. 2, IHW-Verlag, 199 S.

STRÄTZ, C. (1996): Kartierung der Schneckenfauna (Mollusca) im Naturwaldreservat „Waldhaus“ samt Vergleichsflächen im Umfeld (Handthalbach, Naturwaldreservat Brunnstube), Naturraum Steigerwald, Forstamt Ebrach. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 28 S.

STRÄTZ, C. (1997): Kartierung der Schneckenfauna (Mollusca, Gastropoda) in den Naturwaldreservaten Rainersgrund, Schmidtsberg (Forstamt Nordhalben), Ramschleite (Forstamt Rothenkirchen) und Kühberg (Forstamt Stadtsteinach), Naturraum Nordwestlicher Frankenwald. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 66 S.

STRÄTZ, C. (1999): Refugien seltener und hochgradig gefährdeter Arten - Landschnecken in Naturwaldreservaten Nordbayerns. AFZ/Der Wald 8, S. 386-387, Stuttgart

STRÄTZ, C. (2000): Weichtiere (Gastropoda, Bivalvia) in Naturwaldreservaten Unter- und Oberfrankens - Kitschenthalrangen, Wolfsruhe, Wasserberg, Lohntal, Hofwiese, Mordgrund, Zwerchstück und Riedholz. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 44 S.

STRÄTZ, C. (2001a): Die Molluskenfauna der Laubwälder im nordwestlichen Steigerwald. In: GERSTBERGER, P. (Hrsg.): Waldökosystemforschung in Nordbayern: Die BITÖK-Untersuchungsflächen im Fichtelgebirge und Steigerwald. Bayreuther Forum Ökologie (bfö), Bd. 90, S. 147-157, Universität Bayreuth

STRÄTZ, C. (2001b): Weichtiere (Gastropoda, Bivalvia) in Naturwaldreservaten Unterfrankens - Naturwaldreservat Waldkugel und Naturwaldreservat Wolfsee. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 21 S., Bayreuth

STRÄTZ, C. (in Vorbereitung): Die Molluskenfauna der Naturwaldreservate in Oberfranken. LXXVII. Bericht der Naturforschenden Gesellschaft Bamberg, Bamberg

Xylobionte Käferarten im Hochspessart als Weiser naturnaher Strukturen

HEINZ BUSSLER UND HARALD LOY

Die Einheit von Ökologie und Ökonomie, ein forstliches Märchen?

Von über 5.500 in Bayern nachgewiesenen Käferarten sind 1.400 Arten obligatorisch an Holzgewächse und Holzpilze gebunden. Der Strukturreichtum und die vielfältigen Zersetzungszustände des Holzes bieten eine große Zahl ökologischer Nischen für ein breites Spektrum von Lebensformen. Xylobionte Käfer spielen sowohl hinsichtlich des natürlichen Abbaus von Totholz als auch in der Schaffung von Sekundärstrukturen eine dominante Rolle. Sie bereiten das Substrat für eine Besiedlung durch weitere Tiergruppen auf und tragen wegen des hohen Spezialisierungsgrades und ihrer oft spezifischen Besiedlungsabfolgen wesentlich zu den sehr komplexen ökologischen Beziehungsgefügen totholzreicher Bestände bei. Die differenzierte Lebensweise sowie ihre hohe Artenzahl und empfindliche Reaktion auf Veränderungen im Lebensraum machen xylobionte Käfer zu einer wichtigen Weisergruppe für die Beantwortung von Fragestellungen in Naturschutz und Landschaftsplanung. Ob die oft apostrophierte Einheit von Ökonomie und Ökologie auf der Fläche nur ein forstliches Märchen ist, soll am Beispiel der Holzkäferfauna von Waldbeständen im Hochspessart mit unterschiedlicher Nutzungsgeschichte diskutiert werden.

Standort, Biotoptradition, Baumarten und Strukturvielfalt

Die entscheidenden Faktoren für die Zusammensetzung der Holzkäferfauna eines Gebietes sind Standort, Biotoptradition, Baumarten und Strukturvielfalt. Unter Standortfaktoren versteht man geographische Lage, Kohärenz oder Isolation, Klima und Boden. Altwaldstandorte mit ununterbrochener Biotoptradition unterscheiden sich deutlich von Gebieten, in denen die Waldentwicklung nach großflächigen Rodungen temporär unterbrochen war. Hier fallen flugunfähige und stenöke Arten aus. Je mehr Baumarten in einem Gebiet vorhanden sind, desto mehr Arten finden sich. Die Artenzahlen in einem Eichen-Hainbuchenwald mit vielen Mischbaumarten sind beispielsweise immer höher als in einem Hainsim-

sen-Buchenwald oder Kiefern-Flechtenwald mit nur einer oder sehr wenigen Baumarten. Deshalb darf bei der Bewertung nicht die absolute Diversität, sondern muss die relative Diversität in Bezug auf die lebensraumtypische Artenausstattung herangezogen werden. In den Baumarten der autochthonen Bestockung finden sich wesentlich mehr wertgebende Arten als in künstlich eingebrachten Baumarten. Selbst Einzelbäume der ursprünglichen Bestockung können eine Reliktfauuna anspruchsvoller Arten beherbergen. Voraussetzung hierfür ist aber, dass nicht nur die Baumartentradition ungebrochen ist, sondern dass auch bestimmte Totholzstrukturen immer vorhanden waren. Die Totholzquantität und -qualität, das Biotopbaumangebot und der Phasenwechsel lichter und dichter Bereiche bestimmen die Strukturvielfalt.

Die ältesten Laubwälder Mitteleuropas

Im Hochspessart erforschte die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft die Holzkäferfauna zweier Waldnaturschutzgebiete und zweier Vergleichsflächen im Wirtschaftswald mittels bodennaher Flugklektoren (KÖHLER, RAUH und KÖLBEL 1996). Die beiden Naturschutzgebiete „Rohrberg“ und „Metzger“ wurden im Jahr 1928 ausgewiesen und sind seit nunmehr fast 80 Jahren ihrer natürlichen Entwicklung überlassen. Die Vergleichsflächen zum Naturschutzgebiet Metzger in der Abteilung Hohlstein grenzen unmittelbar an die Ortsflur von Rothenbuch. Die Vergleichsflächen für das Naturschutzgebiet Rohrberg in den Abteilungen Faun, Turm, Lärchhöf und Dreistöck liegen im Heisterblock, sehr siedlungsfern, ca. 5 km südöstlich der Ortschaft Weibersbrunn. Im Jahr 2003 wurde die xylobionte Käferfauna der Abteilung Eichhall mit einem breiten Methodenmix von Handfang, Kronenflugklektorfang und Baumkronenbenebelung erfasst. Die Abteilung Eichhall ist ebenfalls ein Teil des Heisterblocks. Dieser war ursprünglich ein ca. 500 Hektar großer Waldkomplex und fast ausschließlich mit Traubeneiche bestockt. Er entstand Anfang des 17. Jahrhunderts in der „Kurmainer Zeit“. Die heute dominierende Rotbuche wurde erst ab 1814 in „Bayerischer Zeit“ künst-

lich eingebracht. Der 67 Hektar große Eichhall wurde im Jahr 2003 als jüngstes bayerisches Naturwaldreservat ausgewiesen. Über drei Jahrhunderte diente der Eichhall zuerst der Bauholzproduktion, dann der Furnier- und Wertholzerzeugung. Der letzte Hieb im Jahr 2001/2002, der auf 10 Prozent der Eichen geführt wurde, brachte für 788 Festmeter einen erntekostenfreien Erlös von 445.000 €.



Abb. 1: Der Eichhall - Klasse und Masse

Der Heisterblock schrumpfte infolge forstlicher Nutzung und Verjüngung auf heute ca. 300 Hektar, der Eichenanteil beträgt nur noch durchschnittlich 30 Prozent. Die restlichen 70 Prozent sind ausschließlich durchgewachsene, ehemals zwischen- und unterständige Rotbuchen. Die Entstehung eines ehemals reinen Eichenwaldes im Luzulo-Fagetum verlangt nach einer Erklärung. Gezielte forstliche Maßnahmen scheidet Anfang des 17. Jahrhunderts aus. Da er während des dreißigjährigen Krieges entstand, ist ein indirekter

Zusammenhang mit den Kriegereignissen denkbar. Brandrodung und Wald-Feldbau durch Kriegsflüchtlinge könnten an der Entstehung beteiligt sein. Der Heisterblock ist mit seinen 340- bis 415-jährigen Eichen und etwa 180-jährigen Buchen einer der ältesten Wälder Mitteleuropas außerhalb der Alpen. Abgesehen von kleineren Bestandsresten wie zum Beispiel den Naturschutzgebieten „Rohrberg“ bei Rohrbrunn, „Sababurg“ bei Kassel oder den „Heiligen Hallen“ in Mecklenburg-Vorpommern existiert ein größerer Wald dieses Alters nur noch über tausend Kilometer weiter östlich an der polnisch-weißrussischen Grenze in Bialowiecza.

Totes Holz - Qualität vor Quantität

Wegen des hohen Spezialisierungsgrades der Holzkäfer auf ganz unterschiedliche Holzstrukturen bestimmt nicht nur die reine Menge (Quantität) des Totholzes, sondern die Vielfalt (Qualität) un-

terschiedlicher Totholz- und Biotopbaumstrukturen die Biodiversität der Lebensgemeinschaften. Lebendes und frisch abgestorbenes Holz enthält noch eine hohe Konzentration von baumartenspezifischen Inhaltsstoffen. Daher besiedeln es überwiegend Spezialisten, die an diese Abwehrstoffe angepasst sind. Am Frischtotholz finden sich auch die meisten monophagen Arten. Im älteren Totholz von Stöcken, liegendem und stehendem Totholz bauen Pilze die Holzinhaltstoffe (z. B. Gerbsäuren) ab, sie werden zunehmend unwirk-

sam. Dadurch können immer mehr polyphage Arten das Totholz besiedeln. Im Vergleich existieren deutlich mehr und auch

Abteilung	Fläche ha	Alter	Baumarten	BG	Vorrat Efm o.R./ha	Totholz* Efm o.R./ha	Nutzung
NSG Rohrberg	10,5	$\frac{500-600}{550}$	70 Ei, 30 Rbu	0,4	190	70	NSG seit 1928, ehem. Hutewald
Turm, Lärchhöf, Dreistöck, Faun	109,1	$\frac{95-415}{165}$	50 Ei, 50 Rbu	0,9	340	35	Wirtschaftswald
NSG Metzger	5,3	$\frac{150-650}{250}$	95 Rbu, 5 Ei	0,8	370	65	NSG seit 1928, ehem. Wirtschaftswald
Hohlstein	18,6	180	100 Rbu	0,8	340	5	Wirtschaftswald
Eichhall	67,3	$\frac{80-415}{370}$	52 Rbu, 48 Ei	1,0	490	45	Wirtschaftswald, NWR seit 2003

Tab. 1: Untersuchungsflächen im Hochspessart; *Totholz > 20 cm, ohne Stock- und Kronentotholz

anspruchsvollere Arten an stärkeren Totholzdimensionen als am Schwachtotholz. Holzpilzbesiedler leben an Pilzfruchtkörpern oder im myceldurchsetzten Holz. Etliche Arten sind direkt an das Vorkommen bestimmter Pilzarten oder -gattungen gebunden.



Abb. 2: Fichten-Porling und Zunderschwamm an Buchentotholz

Da sich Mulmhöhlen nur über längere Zeiträume entwickeln, gehören sie zu den exklusivsten Strukturen in naturnahen Wäldern. Höhere Anteile von Mulmhöhlenbesiedlern kommen nur in Wäldern vor, die zumindest auf Teilflächen die Alters- und Zerfallsphase erreichen. Je größer die Zahl der Kleinstrukturen an Altbäumen ist, desto mehr Arten aus der Gilde der Arten mit Sonderbiologien finden sich. Hier werden vor allem Bewohner von Hautflügler- und Vogelnestern zusammengefasst. Hohe Artenzahlen dieser Gilde stehen für Nischenvielfalt und naturnahe Strukturausstattung. Viele Insekten sind helio- und thermophil. Gerade für Arten, die nicht in den Baumkronenbereich zu ihrer Entwicklung wechseln können, ist die Wärmesumme in Bodennähe von großer Bedeutung. Licht am Waldboden ist auch die Voraussetzung für ein vielfältiges und kontinuierliches Blütenangebot. Vielen Holzkäfern dienen die Blüten zum Reifungs- und Ernährungsfraß. Ein hoher Anteil blütenbesuchender

Arten deutet auf eine hohe Phasenvielfalt mit Lücken und Zerfallsphasen hin. Diese entstehen auf Grund von Alterung oder Nutzung. Zu berücksichtigen ist hierbei jedoch die standorttypische Waldgesellschaft. Hainsimsen-Buchwälder sind beispielsweise von Natur aus wesentlich ärmer an Blütenpflanzen als Eichen-Hainbuchenwälder. Der Grund hierfür sind der dichtere Kronenschluss und die nährstoffärmeren Ausgangssubstrate für die Bodenbildung in den Luzulo-Fageten.

Ergebnisse

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die Forschungsarbeiten in Gebieten mit unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung und auch mit unterschiedlichen Intensität und verschiedenen Methoden stattfanden. Die absoluten Artenzahlen sind deshalb nicht entscheidend für die Wertigkeit eines Gebietes.

Artenzahlen sind deshalb nicht entscheidend für die Wertigkeit eines Gebietes.

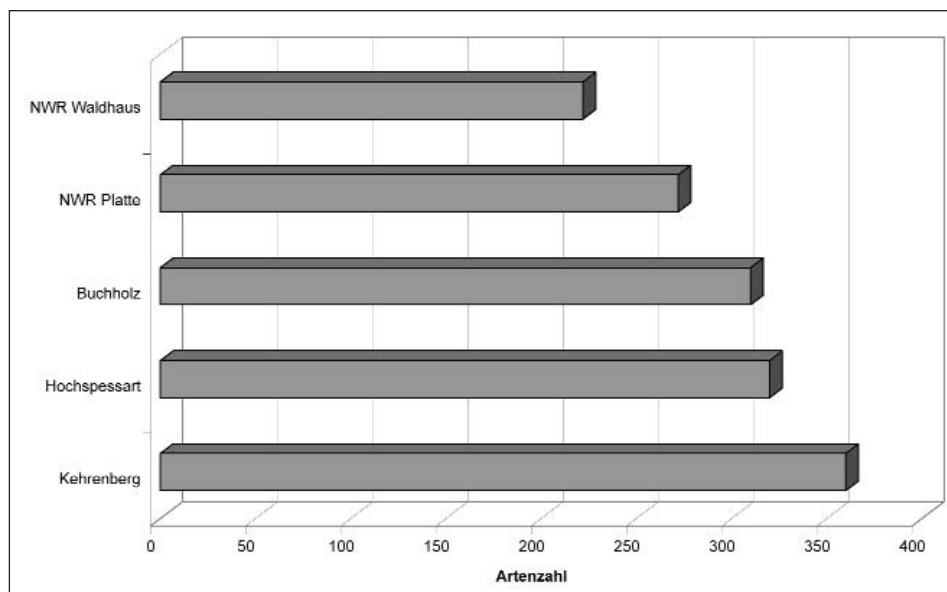


Abb. 3: Holzkäferarten in bayerischen Waldgebieten

Mit 360 Arten wurde in Bayern die absolut höchste Artenzahl xylobionter Käferarten im „Kehrenberg“ bei Bad Windsheim nachgewiesen. Das Gebiet ist mit baumartenreichen Mittelwäldern und vorgelagerten Eichen-Hutewäldern bestockt und wegen seiner Lage in der Windsheimer Bucht stark wärmebegünstigt. 302 Arten wurden in den benachbarten, ebenfalls an Misch-

baumarten reichen Überführungswäldern des „Buchholzes“ bei Uffenheim festgestellt. Die absolute Artenzahl ist im Luzolo-Fagetum des Naturwaldreservates „Waldhaus“ bei Ebrach mit 222 Arten naturgemäß geringer. Etwas höher liegt sie mit 272 Arten im Naturwaldreservat „Platte“ bei Kelheim, einem Galio-oderati-Fagetum mit

gelangen viele Nachweise faunistisch sehr bedeutsamer Arten (SCHMIDL und BUSSLER 2004a). Eine Analyse der Untersuchungsflächen anhand der relativen Anteile gefährdeter Arten am Gesamtspektrum zeigt, dass sowohl in den Total-

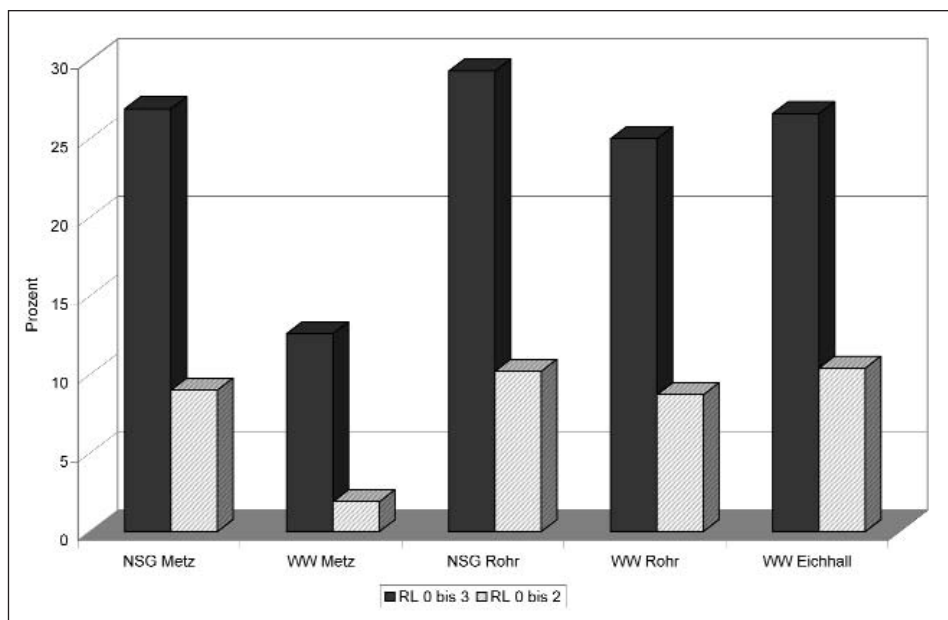


Abb. 4: Anteil gefährdeter Holzkäferarten am Gesamtspektrum

anthropogen erhöhtem Eichenanteil (KÖHLER 1999). In den Untersuchungsflächen des Hochspessarts wurden bisher 320 xylobionte Käferarten nachgewiesen, 222 Arten im „Eichhall“, jeweils 167 Arten in den Naturschutzgebieten „Rohrberg“ und „Metzger“ (NSG Rohr, NSG Metz), 184 Arten in den Wirtschaftswäldern der Abteilungen „Turm, Faun, Lärchhöh und Dreistöck“ (WW Rohr) und 103 Arten im Wirtschaftswald der Abteilung „Hohlstein“ (WW Metz).

einem sehr hohen Selbstwerberdruck unterlag und deshalb zum Aufnahmezeitpunkt sehr totholzarm war. Ein analoges Bild zeigt ein Vergleich der Anteile gefährdeter Arten hoher Gefährdungskategorien (RL 0 bis 2), die Werte liegen zwischen 8,7 und maximal 10,4 Prozent im Eichhall, nur die Abteilung Hohlstein liegt auch

Unter den 320 bisher im Hochspessart nachgewiesenen Holzkäferarten (Gesamtliste im Anhang) befinden sich 88 Arten der Kategorien 0 bis 3 der Roten Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Im Rahmen des Projektes

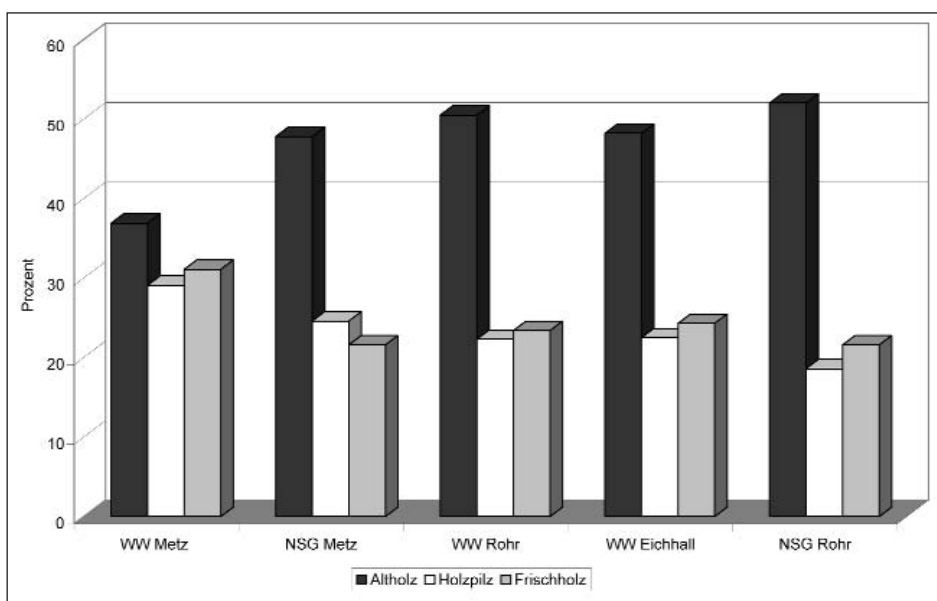


Abb. 5: Frisch-, Altholz- und Holzpilzbesiedler

hier mit einem Anteil von nur 1,9 Prozent weit unter diesem Rahmen. Dies dokumentiert, dass ein Bruch der Strukturtradition gerade stenöke und deshalb hochgradig gefährdete Arten am stärksten betrifft.

Gildenverteilung

Die spezielle Einnischung der Holzkäferarten wird mittels einer substrat- und sukzessionsbezogenen Gildeneinteilung zusammengefasst und analysiert (SCHMIDL und BUSSLER 2004b).

Bei der Gildenverteilung der Alt- und Frischholzbesiedler fällt auf, dass die Wirtschaftswaldfläche der Abteilung Hohlstein (WW Metz) einen gegenüber den anderen Flächen deutlich geringeren Anteil an Altholzbesiedlern aufweist, während sie überproportional viele Frischholzbesiedler beherbergt. Dies ist charakteristisch für Buchen-Wirtschaftswälder, in denen wenig Totholz akkumuliert ist und auf Grund der Nutzung meist nur Frischtotholz in Form von Ast- und Stockholz anfällt. Viele typische Frischholzbesiedler rekrutieren sich dann aus der Familie der Borkenkäfer, stenöke und gefährdete Arten fehlen jedoch. Der Anteil der Altholzbesiedler ist in der Regel in den alten Schutzgebieten am höchsten, wobei auch die eichenreichen Wirtschaftswälder des Heisterblocks (WW Rohr) hohe Werte aufweisen. Dies liegt im deutlich höheren Alter der Bestände begründet (bis 415 Jahre), in den gegenüber der Abteilung Hohlstein wesentlich besseren Totholzquantitäten und -qualitäten sowie in dem hohen Eichenanteil an der Bestockung. An der

Eiche findet sich bereits im jüngeren Alter wesentlich mehr Kronentotholz als an gleichaltriger Rotbuche in der Aufwuchs- und Optimalphase. Bei den Altholzbesiedlern gelangen die herausragenden Nachweise von fünf der sieben europäischen Hirschkäferarten, darunter der stark



Abb. 6: Der Bockkäfer *Leptura aurulenta* F. ist in Bayern nur im Hochspessart nachgewiesen.

gefährdete Rindenschrüter (*Ceruchus chrysomelinus* HOCHENW.) und der Feuerschrüter (*Lucanus cervus* L.). Bemerkenswert ist auch der Goldhaarige Halsbock (*Leptura aurulenta* F.), dessen einziges bayerisches Vorkommen im Hochspessart liegt.

Im Heisterblock des Spessarts wurden bisher 111 Holzpilzarten nachgewiesen (HELPER 1999). Rotbuchenwälder gehören zu den pilzreichsten Waldgesellschaften Europas, in Eichenwäldern finden sich deutlich weniger Arten. Das Auftreten von Holzpilzen korreliert positiv mit dem Bestandsalter und den Totholzstrukturen. Der Wirtschaftswald Metzger weist zwar relativ den höchsten Anteil an Holzpilzbesiedlern auf, absolut jedoch die geringste Anzahl gefährdeter Holzpilzkäferarten, zudem nur in sehr geringen Abundanzen. Der Anteil anspruchsvoller und gefährdeter Holzpilzbesiedler ist im Naturschutzgebiet Metzger und im

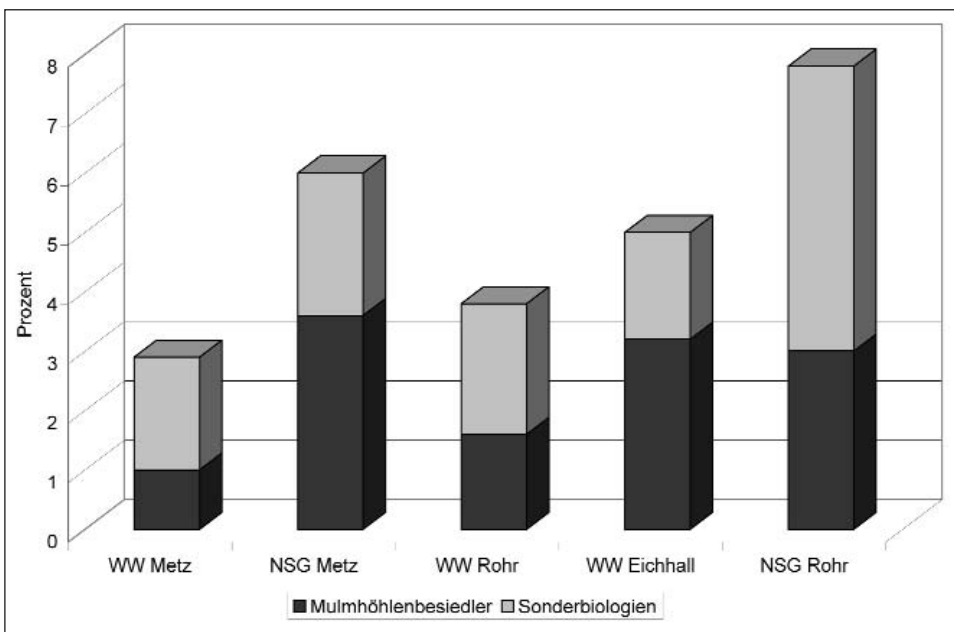


Abb. 7: Mulmhöhlenarten und Arten mit Sonderbiologien

Eichhall am höchsten. Von landesweiter Bedeutung war der bayerische Wiederfund des bisher als ausgestorben oder verschollen geltenden Holzpilzkäfers *Tetratoma desmarestii* LATR. im Eichhall. Die Art lebt am Eichen-Zystidenrindenpilz (*Peniophora quercina* FR. COOKE) in der Krone von Alteichen. Außerdem wurde der seltene Pilzkäfer *Triplax aenea* SCHALL. am Löffelförmigen Seitling (*Pleurotus pulmonarius* FR.) im Eichhall und Rohrberg nachgewiesen.

Die Gilden der Mulmhöhlenbesiedler und der Arten mit Sonderbiologien sind Indikatoren für Strukturreife und Strukturvielfalt in Waldbeständen. Mulmhöhlen entstehen und reifen erst in höheren Baumaltern. Nur lebende Bäume (Biotopbäume) bieten den Mulmhöhlenbesiedlern das zur Larvenentwicklung notwendige, gleichmäßige Feuchtemilieu dauerhaft. Wesentlich früher als an der Rotbuche entstehen an der Eiche durch Astabbrüche Faulstellen als Mulmhöhleninitiale. Auch bleibt die Eiche als Mulmhöhlenbaum über Jahrhunderte überlebensfähig, während die Rotbuche meist auf Grund des starken Weißfäulebefalls (z. B. Zunderschwamm) abstirbt und schnell zersetzt wird. Die Naturschutzgebiete Metzger und Rohrberg weisen die höchsten Anteile dieser hoch spezialisierten Gilden auf. Aber auch in der Abteilung Eichhall fanden sich hohe Werte dieser Strukturreifezeiger. Dies ist in der Kombination von Eichenbestockung, Baumalter (bis 415 Jahre) und Totholzmanagement des ehemaligen Wirtschaftswaldes begründet. Die anderen Wirtschaftswaldflächen zeigen deutlich geringere Werte, wobei die eichenreichen Vergleichsflächen (WW Rohr) über den Werten des Buchenwirtschaftswaldes (WW Metz) liegen. Von landesweiter Bedeutung sind die Nachweise der prioritären FFH-Art Eremit (*Osmoderma eremita* Scop.) im Eichhall und Rohrberg und des bisher als in Bayern ausgestorben geltenden Erdkäfers *Trox perrisii* FAIRM. im Eichhall. Er lebt in Specht-, Waldkauz- und Hohltaubenhöhlen. Der Eremit besitzt im Heisterblock wahrscheinlich seine größte bayerische Population. Als vermutlicher Mulmhöhlenbildner wurde bisher ausschließlich der Eichen-Mosaikschichtpilz (*Xylobulus frustulatus* PERSON:FRIES) gefunden. Weitere typische Mulmhöhlenbesiedler sind die oftmals mit *Osmoderma eremita* Scop. vergesellschafteten räuberischen und stark gefährdeten Schnellkäferarten *Crepidophorus mutilatus* ROSH., *Brachygonus megerlei* LACORD. und *Elater ferrugineus* L.

Auch die Ausbildung von Mikrohabitaten für die Arten mit Sonderbiologien hängt stark vom Alter ab. Je älter ein Baum wird, desto mehr



Abb. 8: Der Eremit besitzt im Heisterblock seine größte bekannte bayerische Population.

Sonderstrukturen beherbergt er. Spitzenwerte finden sich deshalb im ca. 600-jährigen Eichenhutebestand des Naturschutzgebietes Rohrberg. Der bei der Holzameise *Lasius brunneus* lebende und vom Aussterben bedrohte Rindenkäfer *Pycnomerus terebrans* OL. wurde im Eichhall und im Rohrberg nachgewiesen. Nur wenige und auch nur Arten niedriger Gefährdungskategorien dieser exklusiven Gilden existieren dagegen in der Wirtschaftswaldfläche der Abteilung Hohlstein (WW Metz). Dies ist auf die noch vitale Bestockung in der Optimalphase und auf Strukturarmut zurückzuführen. Die einheitlich 180-jährigen Bestände, die keine Elemente früherer Waldgenerationen als Bindeglieder der Faunentradition enthalten sowie ein hoher Selbstwerberdruck auf „Totholz“ führten zum weitgehenden Ausfall dieser anspruchsvollen Gilden.

Die herausragende Funktion von „Biotopbäumen“ in den Wäldern wurde anhand eines Vergleiches mit vitalen Altbäumen dokumentiert. An Biotopbäumen wurde eine bis zu achtfache Menge an gefährdeten Arten festgestellt wie an „gesunden“ Bäumen. Auch die Indikatorgilden für Strukturreife und -vielfalt, die hochspezialisierten Mulmhöhlenbesiedler und die Arten mit Sonderbiologien, traten nur an „Biotopbäumen“ auf.

Das forstliche Meisterstück

Die Naturnähe eines Waldbestandes lässt sich viel besser an anspruchsvollen Arten und Gildenzusammensetzungen bewerten als an Gesamtartenzahlen. Der ehemalige Wirtschaftswald Eichhall erreicht hinsichtlich seiner Anteile wertgebender Arten die Zahlen der seit 75 Jahren bestehenden Totalreservate Rohrberg und Metzger.

Der Eichhall ist Lebensraum für viele Arten aus den hochspezialisierten Gilden der Mulmhöhlenbesiedler und der Holzkäfer mit Sonderbiologien, die eine hohe Struktureife und -vielfalt widerspiegeln. „Urwaldreliktarten“ können also auch im Wirtschaftswald überleben, wenn wir die notwendigen Strukturen integrieren. Eine „Gebrauchsanweisung“ hierzu liefert das Rothenbucher Totholz- und „Biotopbaum“-Konzept (FORSTAMT ROTHENBUCH 1996).

Die moderne Gesellschaft kennt den Preis von allem und den Wert von nichts. Unsere Aufgabe ist es, zu vermitteln, dass sich der Wald nicht auf eine Deckungsbeitragsrechnung reduziert. Wir müssen aber auch beweisen, dass die Integration von Ökonomie und Ökologie auf der Fläche keine Ausnahme ist, sondern eine ständige Herausforderung, an der wir uns messen lassen müssen: Das forstliche Meisterstück.

Literatur

BUSSLER, H.(2003a): Rote Liste gefährdeter „Diversicornia“ (Coleoptera) Bayerns. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns, Schriftenreihe 166, S. 129-134

BUSSLER, H.(2003b): Rote Liste gefährdeter Heteromera (Coleoptera: Tenebrionidea) und Terebrilia (Coleoptera: Bostrichoidea) Bayerns. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns, Schriftenreihe 166, S. 140-145

BUSSLER, H.; HOFMANN, G. (2003): Rote Liste gefährdeter Kurzflüglerartiger (Coleoptera: Staphylinoidea) Bayerns. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns, Schriftenreihe 166, S. 117-128

FORSTAMT ROTHENBUCH (1996): Rothenbucher Totholz- und „Biotopbaum“-Konzept. Unveröffentlichte Behördeninformation, S. 1-4*

HELFER, W. (1999): Abschlussbericht zu den mykologischen Untersuchungen im Naturwaldreservat Hoher Knuck (früher Krämersbrunn) im Spessart (1997/98). Unveröffentlichtes Gutachten für die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, S. 1-26

JUNGWIRTH, D. (2003): Rote Liste gefährdeter Blattornkäfer (Coleoptera: Lamellicornia) Bayerns. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns, Schriftenreihe 166, S. 146-149

KÖHLER, F. (1999): Totholzkäfer und Naturwaldreservate in Deutschland - ein aktueller Überblick. In: NATUR- UND UMWELTSCHUTZ-AKADEMIE DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.): Buchennaturwald-Reservate - unsere Urwälder von morgen. NUA-Seminarbericht Bd. 4, S. 165-175

KÖHLER, F.; RAUH, J.; KÖLBEL, M. (1996): Untersuchungen in Waldschutzgebieten und Wirtschaftswald-Vergleichsflächen des Hochspessarts. Unveröffentlichte Artenlisten im Auftrag der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising

MÜLLER, J.; BUSSLER, H.; SIMON, U.; HACKER, H. (2004): Eichenfurnier trotz Widderbock. AFZ/Der Wald 16, S. 879-882

SCHMIDL, J.; ESSER, J. (2003): Rote Liste gefährdeter Cucujoidea (Coleoptera: „Clavicornia“) Bayerns. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns, Schriftenreihe 166, S. 135-139

SCHMIDL, J.; BUSSLER, H.(2003): Rote Liste gefährdeter Bockkäfer (Coleoptera: Cerambycidae) Bayerns. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns, Schriftenreihe 166, S. 150-153

SCHMIDL, J.; BUSSLER, H. (2004a): 21. Bericht der Arbeitsgemeinschaft Bayerischer Koleopterologen. NachrBl. bayer. Ent. 53(1/2), S. 24-30

SCHMIDL, J.; BUSSLER, H. (2004b): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. Naturschutz und Landschaftsplanung 36 (7), S. 202-218

SPRICK, B.; KIPPENBERG, J.; SCHMIDL, J.; BEHNE, L. (2003): Rote Liste gefährdeter Rüsselkäfer (Coleoptera: Curculionoidea) Bayerns. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns, Schriftenreihe 166, S. 161-171

* Das Rothenbucher Totholz- und „Biotopbaum“-Konzept kann bezogen werden über:

Bayerisches Forstamt Rothenbuch
Schloßplatz 3
63860 Rothenbuch

Mittelwälder und Naturwaldreservate - vom Boden bis in die Baumkrone

ULRICH SIMON

Wälder sind dreidimensional strukturierte Ökosysteme. Bei der Erfassung der Lebenswelt in ihnen wird dieser Aspekt in der waldökologischen Forschung aber sehr oft nicht berücksichtigt. Studien zur Tierwelt (aber auch zur Vegetation, siehe z. B. KAMPRAD und STETZKA 2002) befassen sich oft mit den unteren Schichten von Wäldern, der Stammmraum und (noch weniger) die Kronenregion finden weitgehend keine Berücksichtigung. Einige wenige bisher durchgeführte Forschungsarbeiten belegen aber die Wichtigkeit der höheren Schichten des Waldes als Lebensraum für eine Fülle von Tierarten (SIMON 1995; SCHUBERT 1998; AMMER et al. 2002). Die von diesen Tieren gebildeten Lebensgemeinschaften unterscheiden sich ganz grundlegend in Zusammensetzung, Dynamik und Funktion von denen weiter unten gelegener Schichten (SIMON 1995, 2001; SCHUBERT 1998; GRUPPE und SCHUBERT 2001).

Bisher ist weitgehend unverstanden, wie diese andersartigen Lebensgemeinschaften auf Zustandsveränderungen in den Wäldern, zum Beispiel auf waldbauliche Maßnahmen, reagieren, womöglich sehr verschieden von den bodennahen Lebensgemeinschaften. Waldökologische Forschungen über „die Fauna“ ohne Einbeziehung der dritten Dimension zeigen nur einen Teil der Wirklichkeit (SIMON 2001).

An der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) wurde in den Jahren 2002 und 2003 ein Forschungsprojekt durchgeführt, in dem Eichenmittelwälder mit hochwaldartig bewirtschafteten Eichenwäldern hinsichtlich ihres Wertes für den Naturschutz und ihrer Diversität zu vergleichen waren. Außerdem sollten in Möglichkeiten zum Erhalt einer naturschutzfachlich hochwertigen Flora und Fauna auch in hochwaldartig bewirtschafteten Eichenmischwäldern aufgezeigt werden (MÜLLER et al. 2004). Aktiv

bewirtschaftete Mittelwälder verschiedenen Alters wurden mit unterschiedlich strukturierten Eichenwäldern verglichen. Dabei wurden auch zwei Naturwaldreservate mit einbezogen.

Lage der Untersuchungsflächen und Versuchsanordnung

Der überwiegende Teil noch bewirtschafteter Mittelwälder in Bayern liegt im Regierungsbezirk Unterfranken. Hier wurden die Untersuchungsflächen ausgewählt. Naturräumlich sind sie auf der Fränkischen Platte bzw. am Südrand des Steigerwaldes angesiedelt (Abbildung 1).

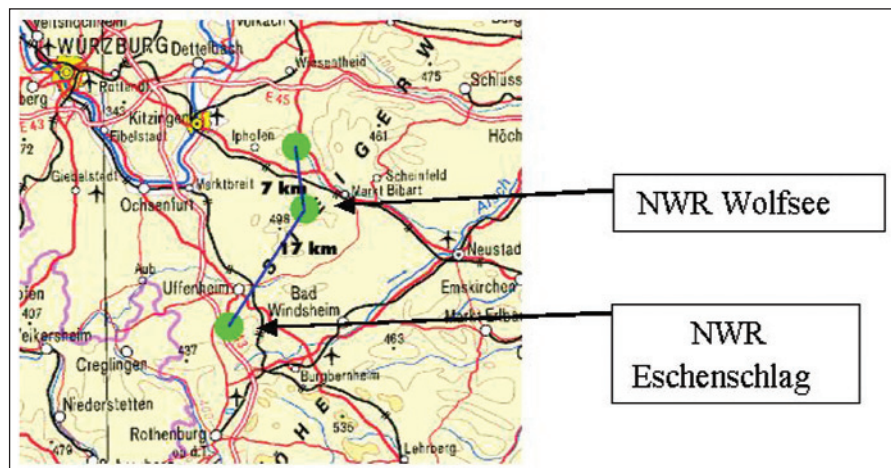


Abb. 1: Lage der Versuchsflächen im nordwestbayerischen Raum

Das Flächenkonzept folgte Ergebnissen einer Studie im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz (Projektgruppe Artenschutz im Wald 2001). Danach beeinflussen das Lichtregime (und damit verbunden die Temperaturverhältnisse) und die durch den Lichtgenuss geförderte reichhaltige, blütenreiche Flora in Mittelwäldern die Fauna entscheidend. Im Buchholz südlich von Uffenheim (Rechtlergemeinschaft Welbhausen) wurde eine Folge von Mittelwald- und Wirtschaftswaldflächen eingerichtet. Darin wechselt die Lichtigkeit der Bestände von offenem, frischem Mittelwald über alten, hiebsreifen Mittelwald hin zu durchgewachsenem Überführungswald (hell-dunkel) und dann in einen im Zuge eines Schirmschlages wenig lichten bis hin zu einem recht offenen Wirtschaftswaldbestand („Lochhieb“)

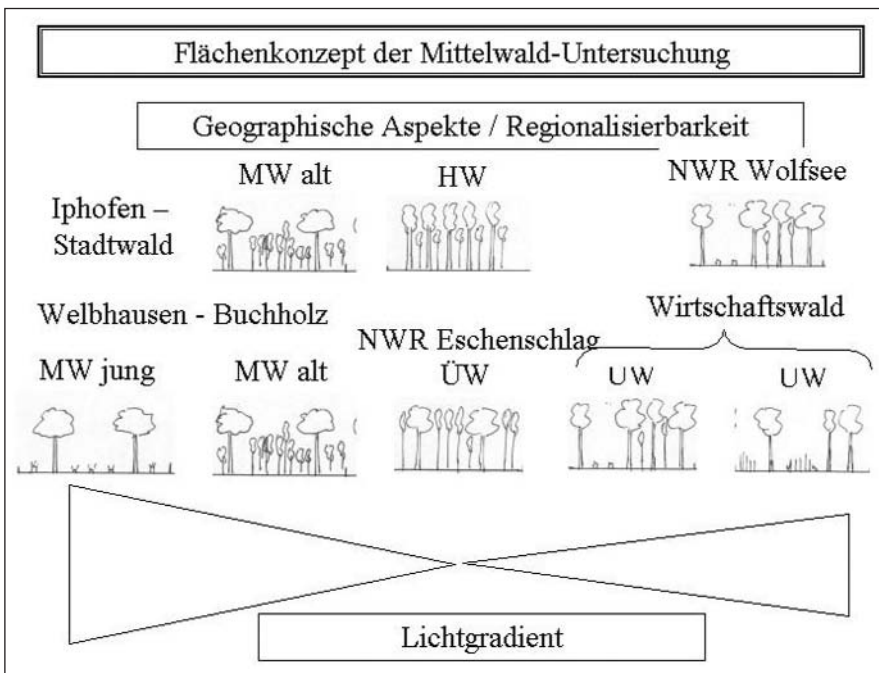


Abb. 2: Flächenanordnung der Studie

(dunkel-hell) (Abbildung 2). Um den Einfluss regionaler Besonderheiten abschätzen zu können, wurden noch Flächen im Stadtwald Iphofen am Südrand des Steigerwaldes einbezogen. Dort war auch der einzige „echte“ Hochwald für das Projekt zu finden, der auf alten Karten als Hegholz verzeichnet ist (im Gegensatz zu den übrigen Flächen, die alle aus ehemaligen Mittelwäldern hervorgegangen sind). Nähere Informationen zu den Versuchsflächen und ihren standörtlichen Verhältnissen können im Endbericht des Projektes (MÜLLER et al. 2004) nach gelesen werden.

Warum Naturwaldreservate in einem Projekt zu Mittelwäldern und Eichenmischwäldern?

Naturwaldreservate dienen als Weiserflächen für eine von menschlichem Wirtschaften unbeeinflusste Waldentwicklung („Prozessschutzflächen“). Sie sind, auch wenn sie überwiegend aus Wirtschaftswäldern

hervorgegangen sind, die naturnächste Form von Wäldern in unserem Gebiet. Dies zugrunde gelegt dienen sie zur Orientierung beispielsweise bei der Einschätzung der Naturnähe von Wirtschaftswaldbeständen (Abbildung 3). Sie sind also wichtige Referenzpunkte in der angewandten waldökologischen Forschung (AMMER 1992, AMMER et al. 2002).

Das in das Projekt einbezogene Naturwaldreservat Eschenschlag liegt in der Flächenfolge des Buchholz. Es erlaubt also den Vergleich der bewirtschafteten Flächen (Mittelwälder, hochwaldartig bewirtschaftete Überführungswälder) mit einem seit dem Jahr 1978 aus der Nutzung genommenen, aus Mittelwald hervorgegangenen Waldbestand. Mit der Einbeziehung des ebenfalls 1978 ausgewiesenen Naturwaldreservates Wolfsee, ehemals bewirtschafteter Mittelwald, war einerseits ein regionaler Vergleich mit dem Naturwaldreservat Eschenschlag möglich, andererseits

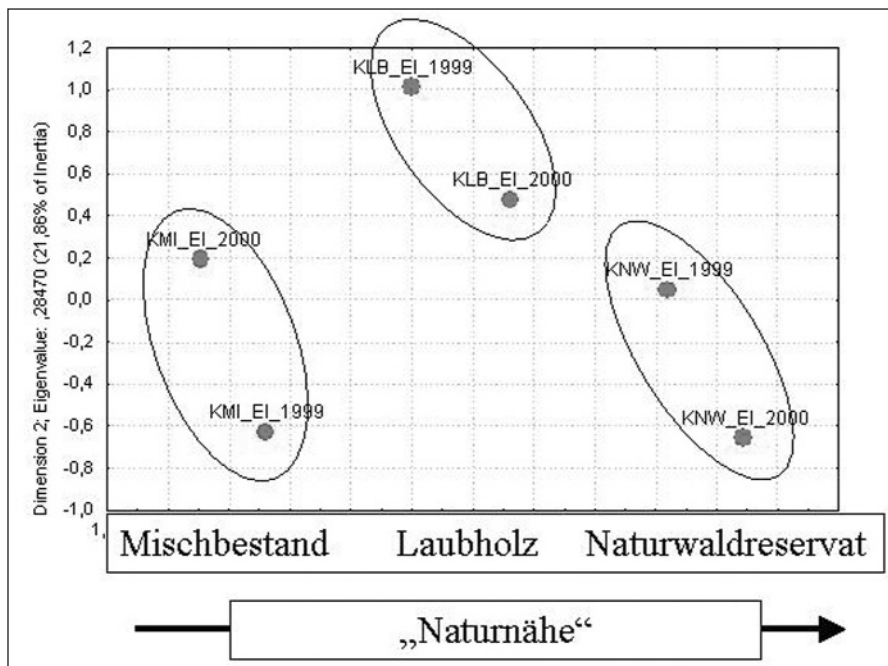


Abb. 3: Ergebnisse einer Korrespondenzanalyse der Daten xylobionter Käfer aus dem „Mittelschwabenprojekt“ (AMMER et al. 2001; AMMER et al. 2002); der Pfeil gibt den Gradienten von „naturferner“ zu „naturnäher“ an.

liegt es nahe beim Stadtwald Iphofen und diente hier als Referenzfläche (Abbildung 1, siehe auch Abbildung 7).

Beide Naturwaldreservate zeichnen sich durch großkronige Eichen aus (aus Mittelwald hervorgegangen). Dies gestattete bei den Untersuchungen zur Baumkronenfauna direkte Vergleiche mit der Kronenfauna der anderen Bestände. Außerdem besitzen sie eine durchgewachsene zweite Baumschicht (aus den Stockausschlägen) und sind demzufolge dunkel. Auf diese Weise ähneln sie walddstrukturell und vom Lichtregime her den durchgewachsenen Überführungswäldern. Sie sind wegen der nicht mehr durchgeführten Waldpflege totholzreich. Damit werden sie für eine Reihe naturschutzfachlich relevanter Gruppen (Xylobionte!) interessant. Für eine Einschätzung des Zusammenwirkens der wichtigen Faktoren Totholzreichtum und Lichtregime sind sie also ideale Vergleichsflächen.

Zur Faunenerfassung eingesetzte Methoden

Zur Erfassung der Insekten wurden eine Reihe verschiedener, jeweils andere Schichten des Waldes erfassender Methoden angewandt. Dies gewährleistete eine umfassende, nicht von einer einzelnen Methode dominierte Erfassung der vorhandenen Tiere in den zwei wichtigsten Waldschichten Boden und Kronenraum (Tabelle 1).

Einige Ergebnisse

Rote-Liste-Arten am Beispiel der holzbewohnenden Käfer

Zunächst stellt sich die Frage, ob dieser methodische Aufwand notwendig war. Dies lässt sich am anschaulichsten anhand der Rote-Liste-Arten (RL Bayern 2003) der holzbewohnenden Käfer darstellen.

Insgesamt wurden im Verlauf der Studie 97 Arten der neuesten Roten Liste Bayerns (2003) gefunden. Schon die Gesamtzahl der mit Hilfe der verwendeten Methoden gefangenen Insekten zeigt die Notwendigkeit der Kronenuntersuchungen. Mit keiner Methode wurden so viele Arten

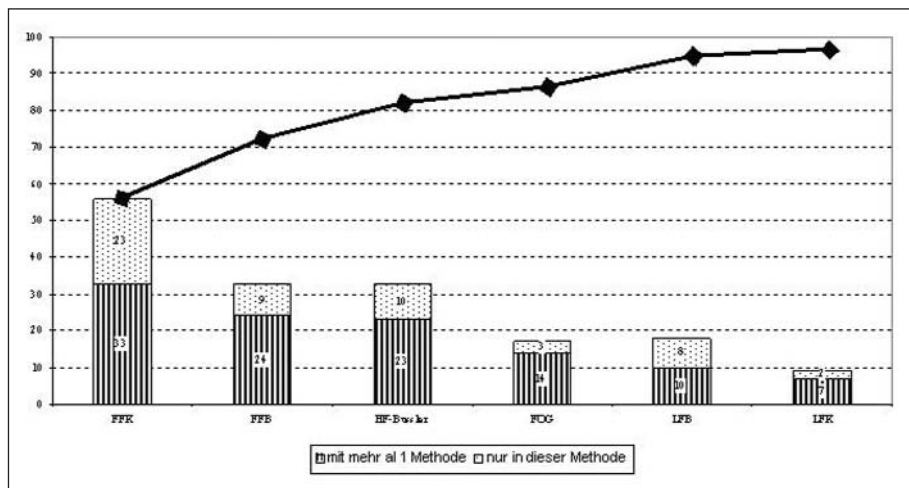


Abb. 4: Zahl der mit der jeweils eingesetzten Methode gefangenen Arten xylobionter Käfer

der Roten Liste gefangen wie mit den Kronenfensterfallen (Abbildung 4). Eine über eine längeren Zeitraum (hier eine Vegetationsperiode von Mitte März bis Mitte Oktober) durchgeführte Erfassung liefert auch höhere Zahlen als eine einmalige Beprobung mit Hilfe der Benebelungstechnik

Methode	Boden	Krone
Barberfalle	+	-
Handfang	+	(+)*
Bodennahe Flugfalle	bodennahe Luftschichten (flugaktive Insekten)	-
Lichtfang	+	+
Insektizidbenebelung	-	+
Kronenflugfalle	-	Kronenraum von Eichen (flugaktive Insekten)

Tab. 1: Eingesetzte Methoden und erfasste Schichten des Waldes

* Die Untersuchung herabgefallener Totäste erlaubt auch eine gewisse Erfassung der Tiere aus dem Kronenraum.

(siehe auch MÜLLER et al. 2004b). Ein Neunachweis für Bayern (der Borkenkäfer *Trypophloeus asperatus*; Coleoptera, Scolytidae) gelang jedoch mit der Benebelung, allerdings in nicht mit Fensterfallen beprobten Aspenkronen (*Populus tremula*).

Die Berechnung der Artenähnlichkeit (Sørensen-Index) zwischen den Methoden zeigt, dass jede nur einen Teilaspekt erfasste und keine auch nur annähernd eine vollständige Erfassung der Rote-Liste-Arten bewerkstelligt hätte (Tabelle 2). Dies wäre der Fall gewesen, wenn einer der Werte in der Tabelle nahe 1,0 gelegen hätte.

	FFK	FFB	HF	FOG	LFB	LFK
FFK		0,38	0,36	0,37	0,22	0,17
FFB			0,42	0,20	0,10	0,12
HF				0,20	0,14	0,13
FOG					0,20	0,32
LFB						0,40
LFK						

Tab. 2: Sørensen-Werte der Fänge xylobionter Käfer mit verschiedenen Erfassungsmethoden (FFK: Fensterfalle Krone; FFB: bodennahe Fensterfalle; HF: Handfang; FOG: Insektizidbenebelung; LFB: Lichtfang in Bodennähe; LFK: Lichtfang in der Krone)

Abbildung 4 stellt auch den großen Anteil an nur mit einer Methode gefangenen Arten der Roten Liste dar. Die eingekreiste Linie zeigt die mit jeder Methode neu hinzukommenden Rote-Liste-Arten an. Jede Methode leistet ihren Beitrag zur Bereicherung der Nachweise im Gebiet. Natürlich kann man nicht ad libitum immer neue Methoden einsetzen, um immer neue Arten nachzuweisen. Aber es gibt eine Mischung aus Methoden, die die tatsächlichen Verhältnisse widerspiegelt, und Methodenkom-

binationen, die dies nicht leisten (siehe auch MÜLLER et al. 2004b).

Bei der Auswertung wird ebenfalls deutlich, wie wichtig die Untersuchung des Kronenraumes gerade auch für die naturschutzfachliche Bewertung von Wäldern ist. Fast ein Viertel (23,7 %) aller nachgewiesenen Rote-Liste-Arten wurden nur in den Kronenfensterfallen, etwa 29 % (= 28 Arten) ausschließlich im Kronenraum gefangen (zwei mit Lichtfang in der Krone, drei mit Insektizidbenebelung und 23 mit Kronenfensterfallen).

Anzahl der xylobionten Käferarten im bodennahen Bereich und im Kronenraum

Im bodennahen Bereich wurde ein deutlicher Rückgang der Artenzahl pro Falle von der frischen zur alten Mittelwaldfläche festgestellt. Im Überführungswald und in den hochwaldartig bewirtschafteten Eichenmischwäldern lagen die Artenzahlen bei dieser Gruppe wieder etwas höher (Abbildung 5).

Die Daten können dahingehend interpretiert werden, dass im jungen Mittelwald eine ganze Reihe von verschiedensten Totholzstrukturen, besonders aber frisches Totholz, nach dem Hieb vorhanden waren, die viele Käferarten nutzten. Dies war umso besser möglich, weil auch die Temperaturverhältnisse durch den starken Lichteinfall günstiger waren als im alten Mittelwald. Wegen des größeren Blütenangebotes an Sträuchern und krautigen Pflanzen sind auf diesen Flä-

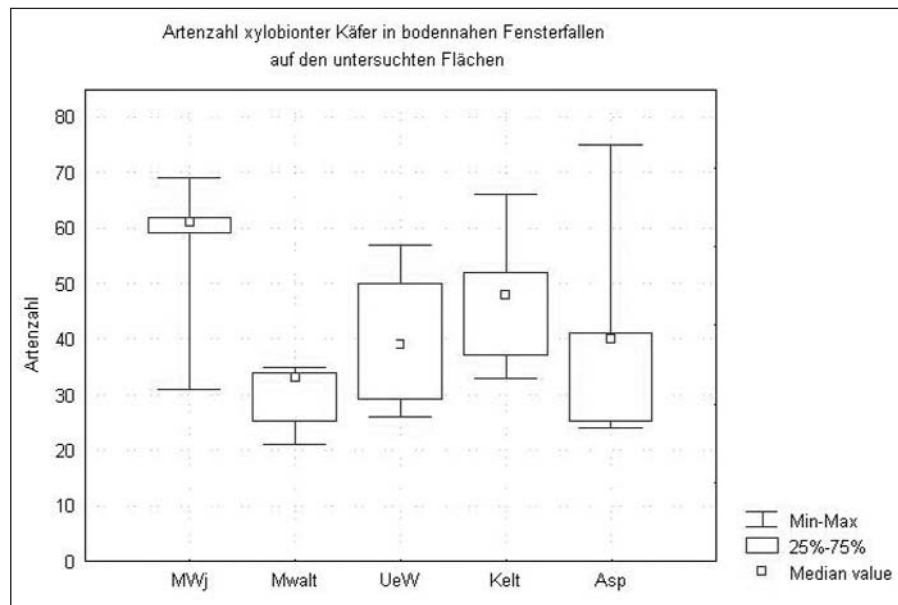


Abb. 5: Artenzahl xylobionter Käfer in den bodennahen Kreuzfensterfallen (n = 5 pro Bestand)

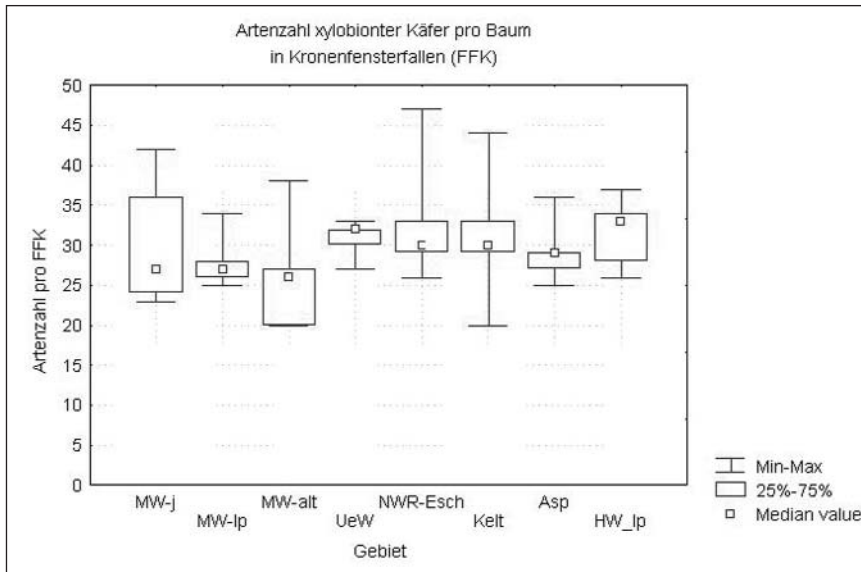


Abb. 6a: Artenzahl xylobionter Käfer in den Kronenfensterfallen; Artenzahl pro Falle (n = 5 pro Bestand)

chen auch viele dieser Käferarten flugaktiv. In dieser Hinsicht war die sehr dunkle, von den hochgewachsenen Stockausschlägen beschattete und sehr dichte bodennahe Schicht nicht optimal für diese Organismengruppe. Die nur geringe Zunahme der Artenzahl auf der Überführungswaldfläche lässt sich auf die geringere Dichte der Vegetation bei gleichzeitig hoher Beschattung durch die Kronenschicht zurückführen. Auf den beiden aufgelichteten hochwaldartig bewirtschafteten Flächen Keltenschanze (Kelt) und Aspenwald (Asp) wurden wieder etwas mehr Arten nachgewiesen. Doch trotz des Belassens von Kronenresten im Bestand nach der Auflichtungsmaßnahme konnte sich wegen des mangelnden Lichtes am Boden (mit den Folgen für die Temperaturverhältnisse und das Blütenangebot) nicht das ganze Potential der Xylobiontenfauna ausbilden.

Die Fangergebnisse dieser Gruppe im Kronenraum stellten sich ganz anders dar. Die gefundenen Artenzahlen waren in allen untersuchten Eichenkronen pro Falle in etwa gleich hoch (Abbildung 6a), eine statistische Überprüfung zeigte keinen signifikanten Unterschied zwischen den einzelnen Flächen. Eine einzelne Eichenkrone ist im Untersuchungsgebiet immer von einer mehr oder weniger großen Anzahl von Arten besiedelt, unabhängig von der Bewirtschaftungsform. Dennoch war die pro Untersuchungsfläche gefundene Gesamtartenzahl an Käferarten aus je

fünf Baumkronen recht unterschiedlich (Abbildung 6b). Dabei wurden im alten Mittelwald deutlich weniger Arten festgestellt als im jungen. In den übrigen Flächen des Buchholzes wurden aber trotz des geringeren Lichtangebotes vergleichsweise hohe Gesamtartenzahlen ermittelt. Dies lässt sich zum Teil mit dem in diesen Flächen höheren Anteil an Kronentotholz erklären, der sich aus der Beschattung der Eichenkronen durch die durchgewachsenen Stockausschläge ergibt. Dies wird besonders augenfällig beim eigentlich sehr dunklen Naturwaldreservat Eschenschlag, in dem aber seit seiner Ausweisung eine große Menge an Totholz akkumuliert wurde (MÜLLER et al. 2004a). An diesem Beispiel wird die Bedeutung der Einbeziehung eines Naturwaldreservates in die Flächenfolge für das Erklären von Phänomenen deutlich.

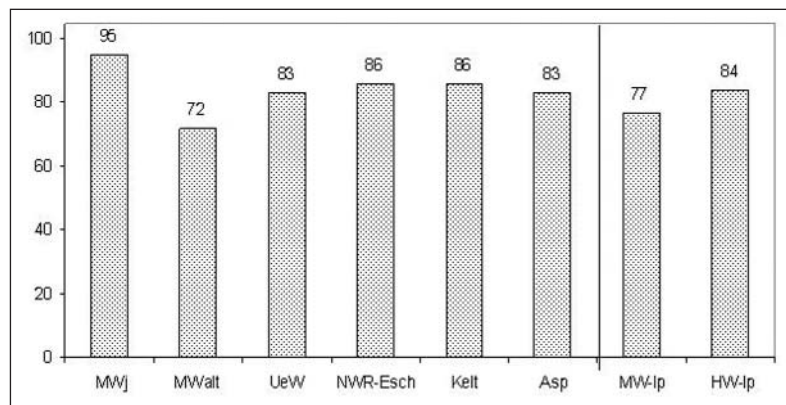


Abb. 6b: Artenzahl xylobionter Käfer in den Kronenfensterfallen; Gesamtartenzahl pro Bestand

Ergebnisse aus Naturwaldreservaten sind - leider - nicht immer hilfreich

Nicht immer lässt die Einbeziehung von Naturwaldreservaten in Untersuchungen zur Waldökologie eine Hilfe bei der Interpretation von Daten zu. Dies wäre eine beschönigende und der Realität nicht entsprechende Aussage. Eine Analyse der Gemeinschaften xylobionter Käfer aus Insektizidbenebelungen der Eichenkronen zeigte, dass die Unterschiede zwischen den Mittelwaldflächen und den anders bewirtschafteten Flächen plausibel mit waldstrukturellen

Unterschieden oder mit einer noch nicht vollzogenen Entwicklung zu erklären sind (Abbildung 7). Der Unterschied zwischen dem aus Mittelwald hervorgegangenen Naturwaldreservat Wolfsee hinsichtlich der arborikolen Käfer lässt aber für alle Erklärungen Raum, die gewünschte Eindeutigkeit ist hier, anders als bei den oben genannten Beispielen, nicht zu finden.

Resümee

1. Eine Untersuchung der dritten Dimension, also des Kronenraumes von Wäldern, bei waldökologischen Studien ist dringend geboten. Die dargestellte Verschiedenartigkeit der Tierwelt verschiedener Schichten des Waldes in der Reaktion auf waldstrukturelle Unterschiede belegte der Autor bereits mehrfach (SIMON 1995; SIMON in AMMER et al 2002; SIMON in MÜLLER et al. 2004).
2. Die Tierwelt des Kronenraumes ist wichtig in ihrer Funktion für den Wald und auch in naturschutzfachlicher Hinsicht sehr bedeutsam.
3. Jedoch nur der Vergleich zwischen oben und unten und nicht eine vom Übrigen abgekoppelte Untersuchung ausschließlich des Kronenraumes ermöglicht eine Einschätzung der Folgen von Maßnahmen im Wald auf solider Basis. Alle Schichten des Waldes sind wichtig.
4. Naturwaldreservate bieten die Möglichkeit der Orientierung, die man aber mit einer gebotenen Vorsicht verwenden sollte. Die Daten von Untersuchungen aus Naturwaldreservaten entbinden nicht von der Pflicht der Bewertung dieser Daten.

Literatur

AMMER, U. (1992): Naturschutzstrategien im Wirtschaftswald. Forstwissenschaftliches Centralblatt 111, S. 255-265

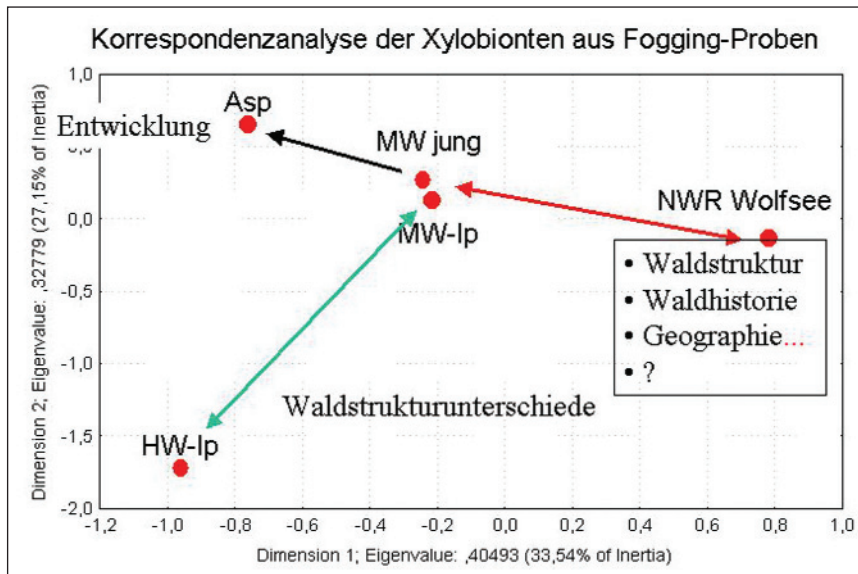


Abb. 7: Ergebnis einer Korrespondenzanalyse der xylobionten Käfer aus einer Insektizid-benebelung von Eichenkronen in den angegebenen Beständen

AMMER, U.; ENGEL, K.; FÖRSTER, B.; GOßNER, M.; KÖLBEL, M.; LEITL, R.; SIMON, U.; SIMON, U.E.; UTSCHICK, H. (2002): Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten (ungenutzte Wälder) und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe (unter Einbeziehung der Douglasie) in Mittelschwaben. Forschungsbericht des BMBF und des Bayerischen Staatsministeriums für Landwirtschaft und Forsten, 1005 S.

GRUPPE, A.; SCHUBERT, H. (2001): The spatial distribution and plant specificity of Neuropterida in different forest sites in Southern Germany. Beitr. Ent. 51 (2), S. 517-527

KAMPRAD, S.; STETZKA, K. M. (2002): Epiphytische Moose und Flechten im Nationalpark Sächsische Schweiz - Vorkommen, Ökologie und Gefährdung. Limprichtia 21, S. 1-258

MÜLLER et al. (2004a): Waldökologischer Vergleich von Eichenmischwäldern und Mittelwäldern. Abschlussbericht V 56, Freising

MÜLLER, J.; BÜBLER, H.; SIMON, U. (2004b): Erfassung xylobionter Käfer in Waldökosystemen - ein Methodenvergleich unter besonderer Berücksichtigung der Kronenfauna. Naturschutz und Landschaftsplanung 36(7), S. 197-201

PROJEKTGRUPPE ARTENSCHUTZ IM WALD (2001): Artenvielfalt in verschiedenen Waldtypen und die Habitatbindung ausgewählter Charakterarten. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (LfU), 311 S.

SCHUBERT, H. (1998): Untersuchungen zur Arthropodenfauna in Baumkronen - ein Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern (Coleoptera, Araneae, Neuropteroidea; Hienheimer Forst, Niederbayern). W & T Verlag Berlin, zugleich Dissertation Ludwig-Maximilians-Universität München

SIMON, U. (1995): Untersuchung der Stratozönosen von Spinnen und Weberknechten (Arachn.: Aaneae, Opilionida) an der Waldkiefer (*Pinus silvestris* L.). W & T Verlag Berlin, zugleich Dissertation Technische Universität Berlin

SIMON, U. (2001): Im Kronenraum ist allers anders - Unterschiede in den Faunenstrukturen zwischen bodennahen Straten und Baumkronen. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Nr. 33, Freising

SIMON, U. (2002): Kronen- und Luftraumfauna. In: AMMER, U.; ENGEL, K.; FÖRSTER, B.; GOßNER, M.; KÖLBEL, M.; LEITL, R.; SIMON, U.; SIMON, U.E.; UTSCHICK, H. (2002): Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten (ungenutzte Wälder) und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe (unter Einbeziehung der Douglasie) in Mittelschwaben, Teil 3/3. Forschungsbericht des BMBF und des Bayerischen Staatsministeriums für Landwirtschaft und Forsten, 1005 S.

SIMON, U. (2004): Xylobionte und phytophage Käfer. In: MÜLLER et al. (2004a) Waldökologischer Vergleich von Eichenmischwäldern und Mittelwäldern, Teil 6. Abschlußbericht V 56, Freising

Arthropoden-Gemeinschaften der Kiefern-Baumkronen als Indikatoren für Naturnähe und Standortbedingungen verschiedener Flächen im Nürnberger Reichswald

JÜRGEN SCHMIDL, J. BAIL, T. BITTNER, V. FRÖHLICH UND R. WIEGEL

In den letzten Jahrzehnten fokussieren die waldbaulichen Strategien in Bayern zunehmend auf die Re-Etablierung von Waldtypen, die den gegebenen Standortbedingungen entsprechen und der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) näher kommen. In den meisten Fällen werden botanische und geologische Daten für eine Bewertung und Ermittlung der Standorteignung und die Formulierung von waldbaulichen Empfehlungen herangezogen. Aktuell wird die Buche (*Fagus sylvatica*) als die unter natürlichen Bedingungen vorherrschende Baumart bayerischer Wälder in den niederen bis montanen Lagen angesehen. Viele Waldbestände in diesen Gebieten, die im Moment noch mit Kiefer (*Pinus sylvestris*) und Fichte (*Picea abies*) bestockt sind, sollen in buchendominierte Laubholzbestände umgebaut werden.

In den ausgedehnten mittelfränkischen Kiefernwäldern auf sandigem Untergrund (vor allem Nürnberger Reichswald) wirft das rein botanisch-geologische Konzept jedoch Probleme der Abgrenzung sowie hinsichtlich des Biotop- und Artenschutzes auf.

Welche Bestände und Standorte kommen der PNV nahe oder entsprechen ihr?

Standortgerechte Kiefernformationen auf postglazialen Sanddünen und anderen Flugsanden mit *Leucobryo-Pinetum*-Vegetation (incl. des „*Cladonio-Pinetum*“) (WALENTOWSKI et al. 2004) sowie geringer Nährstoff- und Wasserversorgung mischen sich im Nürnberger Reichswald mit Kiefern-Wirtschaftswäldern ähnlicher Nährstoff- und Vegetationscharakteristika, die jedoch aus Jahrhunderte langer Ausbeutung durch den Menschen (Holzentnahme incl. aller Baumteile, Streurechen, Plaggenhauen) resultieren. Nach Aufgabe dieser Praktiken und mit Zunahme luftbürtiger Nährstoffeinträge wandeln sich die Bestände solcher Standorte zwar aktuell wieder hin zu Waldgesellschaften mit höherem Laubholzanteil (Eiche, Buche) und werden von den Forstverwaltungen über weite Bereiche auch aktiv „belaubt“. Für zahlreiche Flächen bleibt es jedoch auf Grund der geringen Entwicklungsgeschwindigkeit der

Vegetation unklar und ist Gegenstand von Interpretationen, ob sie „naturnah“ als Kiefernbestand belassen oder als „fehlbestockt“ umgebaut werden sollten.

Welche Konsequenzen hat dieser Waldumbau für an „Sand“-Kiefern lebende Tiere und für den zoologischen Artenschutz?

Gibt es Lebensgemeinschaften in den trockenwarmen Kiefern-Gemeinschaften (besonders kenntlich an schütterer Flechten- und Preiselbeer-Vegetation in der Bodenschicht), die ungeachtet jeder pflanzensoziologischen Klassifizierung auf die aktuell vorhandenen „*Cladonio-Pineten*“ (Flechten-Kiefernwald, im nicht-pflanzensoziologischen Sinne) im Sinne trocken-warmer Bedingungen angewiesen sind (ABE 1995; SCHMIDL 1997)?

Um die botanisch-geologische Bewertung der Kiefernbestände unterschiedlicher Standorte und Disposition mit Kriterien des zoologischen Artenschutzes zu ergänzen, nahmen wir im Auftrag der LWF im Juni 2003 drei Kiefernwälder unterschiedlicher Standort- und Bestandeseigenschaften sowie unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität „unter die Lupe“. Hierzu wurden erstmals im Nürnberger Reichswald die Arthropoden (Gliederfüßer, vor allem Insekten) in den Baumkronen in einem rein statistischen Ansatz quantitativ verglichen. Die Auswertung der Daten berücksichtigt besonders, inwiefern sich graduelle Unterschiede (Gradienten) in der „Natürlichkeit“ der Kiefern-Monokulturen, insbesondere hinsichtlich Standort und Bewirtschaftungsweise, in ihrem jeweiligen Insektenbestand (Quantität und „Qualität“) auswirken, mit dem Ziel einer auch zoologische Belange berücksichtigenden Bewertung.

Standorte und Methode

Im Juni 2003 arbeiteten wir vergleichend auf drei verschiedenen Kiefern-Standorten im Nürnberger Reichswald. Das Naturwaldreservat „Grenzweg“ im Forstamtsbezirk Altdorf bei

Nürnberg liegt auf einer ca. 60 m hohen Flugsanddüne am Rande des mittelfränkischen Beckens.



Abb. 1: Naturnaher Kiefernbestand Naturwaldreservat (NWR) Grenzweg, Forstamt Altdorf; zu sehen ist auch die Methode der Baumkronenbenebelung, bei der ein natürliches Insektizid (Pyrethrum) die baumkronenbesiedelnden Insekten lähmt. Die herabfallenden Insekten werden quantitativ auf unter den Bäumen liegenden Folien gesammelt (Foto: SCHMIDL).

Man nimmt an, dass der hier vorkommende Weißmoos-Kiefernwald (*Leucobryo-Pinetum*) der potentiellen Vegetation entspricht und eine gewisse Standorttradition besitzt. Einzige vorkommende Baumart ist *Pinus sylvestris*. Kleinsträucher wie *Vaccinium sp.* und Weißmoos (*Leucobryum sp.*), daneben vereinzelt großflächig Flechten der Gattung *Cladonia* u.a. dominieren den Unterwuchs. Der Bestand setzt sich zusammen aus relativ alten, jedoch nur mittelgroßen Bäumen. Die zehn untersuchten Kiefern hatten Brusthöhendurchmesser zwischen 21 und 35 cm.

Der zweite Standort ist ein Wirtschaftswald (Abt. Mauswinkel, Forstamt Altdorf) und liegt wenige Kilometer vom Naturwaldreservat Grenzweg entfernt, jedoch auf flachgründig verwitterten oder noch gebundenen Keupersandsteinen. Wegen der stauenden Schichten ist hier die Wasser- und Nährstoffversorgung besser, die Durchschnittstemperatur liegt im Vergleich aller drei untersuchten Standorte am höchsten. In nächster Nähe sind großkronige Eichen als Zeugnisse einer ehemaligen Mittelwaldbewirtschaftung zu finden. Die zehn untersuchten Bäume sind mit Brusthöhendurchmessern zwischen 28 und 39 cm recht groß, jedoch wesentlich jünger als die im Bestand Grenzweg. Den Unterwuchs prägen die Blaubeere (*Vaccinium myrtillus*), was die im Vergleich relativ hohe Nährstoffversorgung unterstreicht, und kürzlich gepflanzte junge Buchen.

Als dritter Bestand wurde ein junger Kiefern-Wirtschaftswald bei Buckenhof (nahe Erlangen) einbezogen, der trotz der relativ großen Entfernung zu den ersten beiden Standorten innerhalb des geschlossenen Kiefernwald-Komplexes des Nürnberger Reichswaldes liegt. Es handelt sich um einen frisch durchforsteten, jungen Reinbestand mit kleinen und eng stehenden Kronen, dessen Bäume deutlich schwächer dimensioniert (BHD 13 bis 30 cm) sind. Die Blaubeere (*Vaccinium myrtillus*) dominiert die kaum vorhandene Strauchschicht. Auf Grund der im Vorjahr vorausgegangenen Durchforstung liegt viel schwaches bis mittelstarkes Totholz am Boden. Geologisch ist der Boden aus grundwasser-nahen Sanden (Keuper-Verwitterungssande mit flachen Flugsandaufwehungen) aufgebaut. Unweit des Untersuchungsgebietes staut sich das Wasser in Gräben, Teichen und Tümpeln, das Kleinklima ist deutlich feuchter als auf den beiden ersten Flächen (die Nähe des Naturschutzgebietes „Brucker Lache“ ist an den zahlreichen Stechmücken leicht zu bemerken).



Abb. 2: Wirtschafts-Kiefernwald Abt. Mauswinkel in der Nähe des Flugsand-Naturwaldreservates Grenzweg, Forstamt Altdorf; der Unterwuchs aus hochwüchsiger Blaubeere zeigt deutlich die bessere Nährstoff- und Wasserversorgung, forstlich wurde der Bestand bereits mit Buche unterbaut (Foto: SCHMIDL).



Abb. 3: Junger Wirtschafts-Kiefernwald Buckenhof/Erlangen, Abt. Weißenseeholz; der frisch durchforstete Bestand hat erhebliche Totholzvorräte, da das Kronenholz im Bestand belassen wurde (Foto: SCHMIDL).

Zur Erfassung der ökologischen Unterschiede der drei Standorte wurden in der vorliegenden Studie die Lebensgemeinschaften der baumbewohnenden Arthropoden erfasst, insbesondere das Vorkommen von xylobionten Coleopteren, um die eventuell auftretenden Unterschiede auf spezielle Standortfaktoren beziehen zu können. Zur Erfassung der kronenbesiedelnden Arthropoden wurde deshalb die Methode der Baumkronenbenebelung („Fogging“) angewandt (u.a. ERWIN 1982; SOUTHWOOD et al. 1982; STORK und HAMMOND 1997; BASSET et. al 1997; FLOREN und SCHMIDL 2003) (siehe auch Abbildung 1). Wir setzen dafür ein ausschließlich natürliches Pyrethrum in einer Konzentration von 1 % aktiver Wirkstoffsubstanz ein, das hochgradig arthropodenspezifisch ist und innerhalb weniger Stunden rückstandslos photochemisch abgebaut wird (SCHULZ et al. 1993). Pyrethrum wird aus den Blüten von *Chrysanthemum cinerariaefolium* gewonnen und ist ein Kontaktgift, das bei Insekten über Sinnesorgane, Gelenkspalten und Kutikula aufgenommen wird. Es verhindert das Schließen der spannungsabhängigen Natriumkanäle in den Membranen von Sinneszellen und Nervenendigungen und führt so zur Auslösung von starken Nervenreizungen. Dadurch werden die Tiere zu unkoordinierten Bewegungen veranlasst, so dass sie vom Baum stürzen und von den untergelegten Planen aufgesammelt werden kön-

nen. Die Benebelung dauert zwischen fünf und acht Minuten. Als Trägersubstanz verwenden wir hoch raffiniertes Weißöl, das keinerlei (im Gegensatz zur Verwendung von Dieselöl) negative Auswirkungen auf die Umwelt hinterlässt. Bei jeder Benebelung sollte versucht werden, weitgehend vollständige Arthropoden-Gemeinschaften (mindestens 80 % der Kronenprojektionsfläche) zu sammeln. Bei vorliegender Aufnahme wurde die gesamte Kronenfläche erfasst. Die Methode der Baumkronenbenebelung eignet sich in besonderer Weise für Untersuchungen an der Kiefer, da bei dieser wegen ihrer Nadeln, der dünnen Äste und der lichten Krone der Teil der auf dem Baum verbleibenden betäubten Arthropoden minimiert wird.

Ergebnisse und Diskussion

Zusammensetzung der Arthropodengemeinschaften

Die folgenden Auswertungen beziehen sich zunächst rein auf die Individuenzahlen der Arthropoden, die wir von jeweils zehn Kiefern pro Standort erhielten. Diese Datensätze beruhen auf den Auswertungen von 3.359 Individuen für die Probefläche Buckenhofer Forst, 8.677 Individuen für die Probefläche Mauswinkel und 5.834 für die Probefläche Grenzweg, also insgesamt 17.870 Einzeltieren. Die Gesamtheit der erhaltenen Arthropoden teilten wir in folgende Gruppen (nach Ordnungen bzw. Ökologie) auf, um diese als Grundlage für Veränderungen in den Gemeinschaften verwenden zu können: Succivore (*Heteroptera*, *Homoptera*), *Coleoptera*, *Hymenoptera* (ohne *Symphyta*-Larven), Larven der *Symphyta* und *Lepidoptera* (Adulte und Raupen), *Arachnoidea* (*Araneae*, *Opiliones*, *Acari*), *Diptera*, *Neuropteroidea*, *Blattodea*, Restfraktion (*Chilopoda*, *Collembola*, *Thysanoptera*).

Die Gruppen, die in der Restfraktion enthalten sind, wurden hier nicht weiter ausgewertet, da zum einen bei größeren Arten die Fangzahlen zu gering und bei den sehr kleinen Arten die Zahlen zu ungenau sind (auf Grund des Zustandes einiger Proben kann nicht garantiert werden, dass die *Collembola* bzw. *Thysanoptera* vollständig erfasst sind).

Schon anhand der oben genannten Zahlen lässt sich ein Unterschied zwischen den einzelnen Standorten erkennen. Deutliche Unterschiede in den Gesamtzahlen der Arthropoden sind festzustellen, die natürlich die unterschiedlichen Kro-

nenvolumina wiedergeben. Für eine vergleichende Darstellung standardisierten wir deshalb die Daten auf cm Brusthöhendurchmesser. In Abbildung 4 sind die Anteile der einzelnen Arthropodengruppen normiert auf den Brusthöhendurchmesser (BHD in cm) dargestellt.

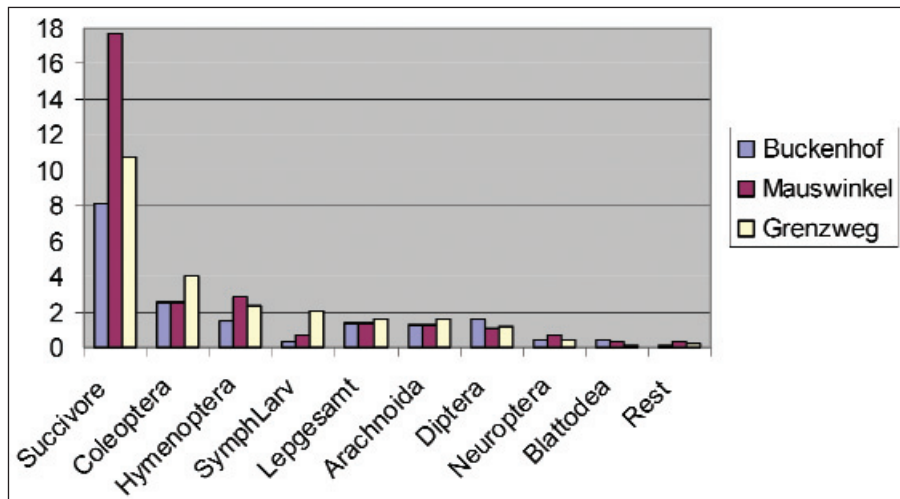


Abb. 4: Auf den cm Brusthöhendurchmesser (BHD) bezogene Individuen-Anzahl von Arthropoden-Gruppen an den drei verschiedenen Kiefern-Untersuchungsstandorten

Deutlich zu erkennen ist die zahlenmäßige Dominanz der succivoren *Heteroptera* und *Homoptera* (entomophage *Heteroptera* waren praktisch nicht vorhanden) an allen drei Standorten. Die Größe dieser Gruppe im Mauswinkel ist ursächlich dafür, dass hier die meisten Gesamtindividuen gefangen wurden. Die *Coleoptera* und *Hymenoptera* (ohne *Symphyta*-Larven) stellen die nächst größeren Fraktionen. Im ersten Fall erhielten wir die meisten Tiere im Grenzweg, im zweiten Fall wiederum im Mauswinkel. *Symphyta*-Larven dagegen waren zum großen Teil ebenfalls im Grenzweg zu finden. Etwa gleich stark vertreten sind *Lepidoptera*, *Arachnoidea* sowie *Diptera*. Zahlenmäßig am wenigsten wurden *Neuropteroidea*, *Blattodea* sowie die in der Restfraktion enthaltenen *Chilopoda* und *Collembola* in den Baumkronen festgestellt.

Für eine entomologisch-ökologische Betrachtung der Arthropoden-Gemeinschaften der Kiefern der verschiedenen Standorte ist ein Vergleich der

prozentualen Verteilung der einzelnen Gruppen (die unterschiedliche Biologien und Nahrungsökologien repräsentieren) innerhalb der jeweiligen Standorte vorzunehmen wie in Abbildung 5 dargestellt.

Wie bereits gezeigt, bilden die Succivoren (*Heteroptera* und *Homoptera*) die jeweils größte Fraktion, jedoch schwanken die Anteile zwischen 46 und 60 %. Der Anteil der *Coleoptera* schwankt zwischen 8 und 18 %, die *Hymenoptera* (ohne *Symphyta*-Larven) dagegen nur zwischen 8 und 10 %. Diese drei Insektengruppen stellen jedoch als wichtigste Phytophagen-Gruppen konstant 70 - 80 % aller Arthropoden in den Kiefernkronen und bil-

den im Nahrungsnetz die „Basisgruppen“ (quasi die „Weidetiere“). Ein sehr großer Unterschied ist bei den *Symphyta*-Larven zu erkennen. Hier treten Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten von 1 bis 7 % auf, d.h. im Grenzweg haben diese einen siebenfach höheren Anteil an der Gesamtgemeinschaft als am Standort Buckenhof. Blattwespen zählen zu den zu Gradationen neigenden phytophagen Gruppen und scheinen sich am Standort Grenzweg in einer anderen Populationssituation (Gradations-Stadium) zu befinden als an den beiden anderen Standorten. Auf Grund der relativen Nähe der Standorte ein interessanter

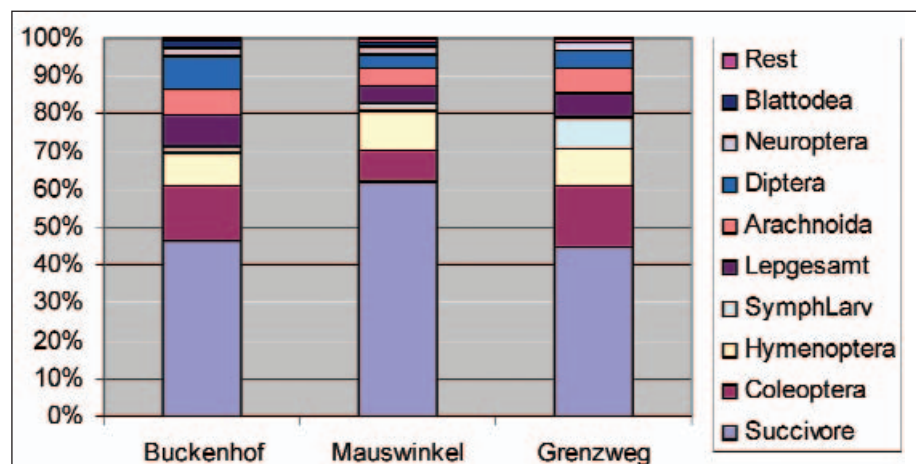


Abb. 5: Prozentuale Zusammensetzung der Arthropoden-Gemeinschaften an den drei ausgewählten Kiefernstandorten

Befund, der die Bedeutung kleinräumiger Faktoren (Mikroklima, Standort, Bestandesalter etc.) unterstreicht.

Der Standort Mauswinkel dagegen zeigt einen höheren Succivoren-Anteil. Ursache hierfür kann die höhere Nahrungsqualität auf Grund der besseren Versorgungssituation der Bäume an diesem Standort sein. Der höhere Anteil der *Diptera* im Buckenhof fällt mit der höheren Bodenfeuchte dort zusammen, möglicherweise ebenfalls ein ursächlicher Zusammenhang, zumal Dipterenlarven meist feuchtere Substrattypen bevorzugen. Räuberische oder parasitische Gruppen wie Netzflügler, Spinnentiere, Schlupfwespen und einzelne Käfer nehmen im Spektrum zusammen weniger als 10 % der Individuen ein.

Um diese Unterschiede zwischen den Standorten weiter herauszuarbeiten, wurden aus den jeweiligen Anteilen an den Gesamtarthropoden-Gemeinschaften Mittelwerte berechnet. In Abbildung 6 sind die prozentualen Abweichungen des jeweiligen Anteiles einer Tiergruppe von diesem Durchschnitt bezogen auf die einzelnen Standorte dargestellt.

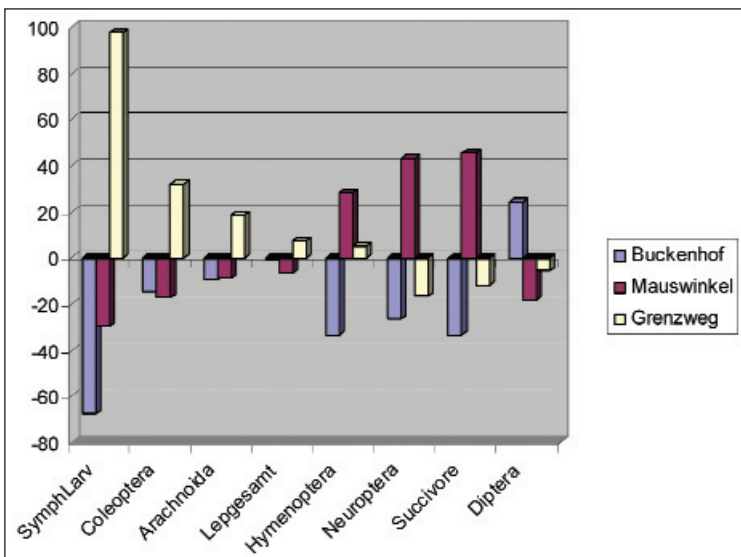


Abb. 6: Prozentuale Abweichung der Anteile der einzelnen Arthropoden-Gruppen vom Gesamtdurchschnitt der drei ausgewählten Kiefernstandorte

Der feuchte und junge Bestand Buckenhof bietet im Standort-Vergleich nur für die Dipteren günstigere Bedingungen. Die *Hymenoptera* (ohne *Symphyla*-Larven), *Neuropteroidea* sowie die Succivoren (Wanzen und Zikaden) bevorzugen den „produktiven“ und warmen Bestand Mauswinkel dagegen überdurchschnittlich. Im Standort Grenzweg jedoch erreichen die *Symphyla*, *Coleoptera* und *Arachnoidea* (Spinnentiere incl. Milben) ihren größten Anteil an der Arthropoden-

Gemeinschaft, im geringen Maße auch die *Lepidoptera*, die aber insgesamt eine geringere Schwankungsbreite aufweisen.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Standortbedingungen in der generellen Zusammensetzung der Arthropoden-Gemeinschaften niederschlagen. Offenbar bedingen Faktoren wie Bestandsalter, Bestandsklima sowie Wasser- und Nährstoffversorgung die Anteile der einzelnen Insektengruppen, die ja bestimmte Biologien repräsentieren.

Zusammenhang zwischen Totholz und dem Auftreten xylobionter Käfer

Die quantitativen Unterschiede der Arthropoden-Gemeinschaften auf Großgruppen-Niveau lassen erwarten, dass auch in der qualitativen Analyse (auf Artniveau) Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsformen und den Standorten zu finden sind. Hierfür wurden als Indikatorgruppe die xylobionten Käfer ausgewählt, für die auf der Basis eines vorhandenen Bearbeitungsstandards (SCHMIDL und BUSSLER 2004) eine qualitative und artenschutzbezogene Bewertung möglich ist.

Zur Beurteilung der strukturellen Zusammenhänge zwischen Totholz und dem Artenbestand der Arthropoden (mit der Indikatorgruppe xylobionte Käfer) der drei Untersuchungsstandorte wurden vor Ort die Kronen-Totholzstrukturen jedes Baumes abgeschätzt und in drei Durchmesser-Kategorien (bis 5 cm, bis 10 cm, über 10 cm.) eingeteilt. Diese Werte (in Festmeter, fm) sind bezogen auf den Brusthöhendurchmesser (in cm) für die einzelnen Standorte zusammengefasst in Abbildung 7 dargestellt.

Der höchste Totholzanteil mit gleichzeitig den größten Durchmessern ist im Naturwaldreservat Grenzweg zu finden. Alle drei Kategorien sind hier vertreten. Am Wirtschaftswald-Standort Mauswinkel ist deutlich weniger und überwiegend dünneres Totholz vorhanden, am Standort Buckenhof sind nur noch schwach dimensionierte Totholz-Strukturen in der Baumkrone vorhanden. Totholz bis 5 cm Durchmesser ist an allen Standorten gleich stark vertreten. Dieses erstaunliche Faktum weist eventuell auf ein ständig vorhandenes Grundniveau unabhängig von Alter und Größe der Bäume hin. Es handelt sich bei diesem

Totholz um regelmäßig absterbende Äste im unteren Kronenbereich.

Die ermittelten, von den Totholzstrukturen der einzelnen Standorte direkt abhängenden xylobionten Käfer sind in

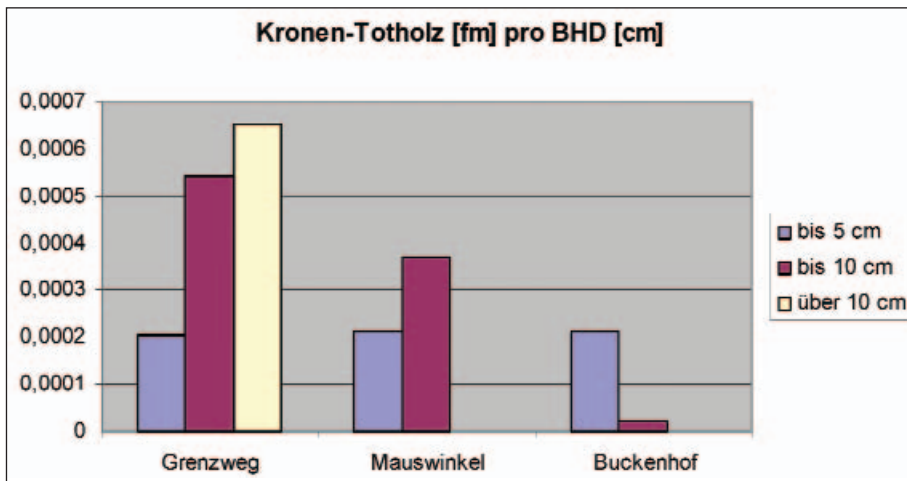


Abb. 7: Anteile der einzelnen Totholz-Kategorien in Festmeter (fm) pro cm Brusthöhendurchmesser in den Baumkronen der drei ausgewählten Kiefernstandorte

Tabelle 1 aufgelistet. Zusätzlich werden ihre ökologischen Ansprüche bezüglich Substratqualität (Substratgilde nach SCHMIDL und BUSSLER 2004: f = Frischholzbesiedler, a = Altholzbesiedler, p = Pilzbesiedler, s = Sonderbiologie) und ihr Rote-Liste Status Deutschland (GEISER 1998) bzw. Bayern (SCHMIDL, BUSSLER und LORENZ 2004) angegeben.

Art	Standort			Gilde	RLD/BY
	Grenzweg	Mauswinkel	Buckenhof		
<i>Aplocnemus impressus</i> (Marsh., 1802)	1		1	a	
<i>Aplocnemus nigricornis</i> (F., 1792)		1		a	
<i>Dasytes niger</i> (L., 1761)		1		a	
<i>Dasytes virens</i> (Marsh., 1802)	5	10	2	a	
<i>Dasytes aeratus</i> Steph., 1830		2		a	
<i>Thanasimus femoralis</i> (Zett.)	3		1	f	- / 3
<i>Ampedus balteatus</i> (L., 1758)	33	1	22	a	
<i>Ampedus sanguineus</i> (L., 1758)				a	
<i>Phaenops cyaneus</i> (F., 1775)			1	a	
<i>Phaenops formaneki</i> Jacobs., 1913	1			f	3 / 3
<i>Chrysobothris igniventris</i> Rtt., 1895			1	f	1 / 2
<i>Prionocyphon serricornis</i> (Müll., 1821)	1			s	3 / -
<i>Notolaemus castaneus</i> (Er., 1845)	1			f	1 / 1
<i>Litargus connexus</i> (Fourcr., 1785)	1			p	
<i>Ernobius pini</i> (Sturm, 1837)	6	1	2	a	
<i>Chrysanthia viridissima</i> (L., 1758)		1		a	
<i>Sphaeriestes castaneus</i> (Panz., 1796)	26	18	5	f	
<i>Salpingus planirostris</i> (F., 1787)	1			f	
<i>Anidorus nigrinus</i> (Germ., 1831)	3		2	a	
<i>Orchesia minor</i> Walk., 1837		1	1	p	
<i>Anisoxya fuscula</i> (Ill., 1798)		1		p	3 / -
<i>Rhagium bifasciatum</i> F., 1775		1		a	
<i>Rhagium inquisitor</i> (L., 1758)			1	f	
<i>Pogonocherus hispidus</i> (L., 1758)		1		f	
<i>Pogonocherus fasciculatus</i> (DeGeer, 1775)	2	2	2	f	
<i>Pogonocherus decoratus</i> Fairm., 1855	2	1		f	
<i>Pityophthorus pubescens</i> (Marsh., 1802)		1		f	
<i>Pissodes castaneus</i> (DeGeer, 1775)	1		1	f	
<i>Magdalis rufa</i> Germ., 1824	1			f	2 / 2
<i>Magdalis phlegmatica</i> (Hbst., 1797)	3			f	
<i>Magdalis memnonia</i> (Gyll., 1837)	2		8	f	
<i>Magdalis linearis</i> (Gyll., 1827)	43	23	9	f	
<i>Magdalis duplicata</i> Germ., 1819	26	7	7	f	
<i>Hylobius abietis</i> (L., 1758)	1			f	
Summe Individuen (303)	163	73	67		
Summe Arten (34)	21	17	17		

Tab. 1: Xylobionte Käfer an den drei Untersuchungsstandorten, ihre ökologische Gilde (nach SCHMIDL und BUSSLER 2004: f = Frischholzbesiedler, a = Altholzbesiedler, p = Pilzbesiedler, s = Sonderbiologie) und ihr Rote-Liste Status Deutschland (GEISER 1998) bzw. Bayern (SCHMIDL, BUSSLER und LORENZ 2004); Arten der Roten Liste Bayern sind fett markiert.

Entsprechend der höheren Totholz mengen sind sowohl individuen- als auch artbezogen die meisten xylobionten Käfer im Grenzweg zu finden (21 Arten, 163 Individuen) und entsprechend weniger an den beiden anderen Standorten. Zwar sind in Buckenhof absolut gesehen ebenso viele Arten (17) und weniger Individuen (67) vertreten als im Mauswinkel (17/73), auf den BHD bezogen sind hier relativ betrachtet jedoch mehr zu finden als im Mauswinkel (siehe dazu Abbildung 8), obwohl hier an den Bäumen kaum Totholzstrukturen zu finden sind. Es ist jedoch zu beachten, dass an diesem Standort auf Grund von Forstarbeiten große Mengen an frischem Totholz am Boden zu finden waren und dort sich entwickelnde Arten in die Baumkronen gewechselt sind bzw. eine Lockwirkung des Totholzes auftritt.

Anteile gefährdeter xylobionter Käfer an den Standorten (nach Rote Liste Bayern 2004) dar, aufgelistet nach jeweiligem Gefährdungsstatus (Rote Liste 0-3), sowie die Gesamtzahl pro Standort (Rote Liste gesamt), den Anteil der gefährdeten Arten im Artenspektrum pro Standort (Rote Liste %) und die nur an diesem Standort vorkommende Rote-Liste-Arten (Rote Liste excl.)

Die meisten Rote-Liste-Arten (4, entspricht 19 %) sind im Naturwaldreservat Grenzweg zu finden: *Thanasimus femoralis* (Rote Liste Bayern/Deutschland 3), *Phaenops formaneki* (Rote Liste Bayern/Deutschland 3), *Notolaemus castaneus* (Rote Liste Bayern/Deutschland 1) sowie *Magdalis rufa* (Rote Liste Bayern/Deutschland 2). Auch in Buckenhof wurden zwei Rote-Liste-Arten nachgewiesen: Ebenfalls der Buntkäfer

Thanasimus femoralis (s.o.), außerdem der Prachtkäfer *Chrysobothris igniventris* (Rote Liste Bayern 2/Deutschland 1). Keine der im Mauswinkel gefundenen xylobionten Käferarten ist gefährdet.

Hinsichtlich der Anteile der gefährdeten Arten besitzt somit das Naturwaldreservat Grenzweg die höchste artenschutzfachliche Wertigkeit, insbesondere bei Berücksichtigung der höheren Gefährdungsgrade der dort vorkommenden Arten (u.a. eine vom Aussterben bedrohte Art!).

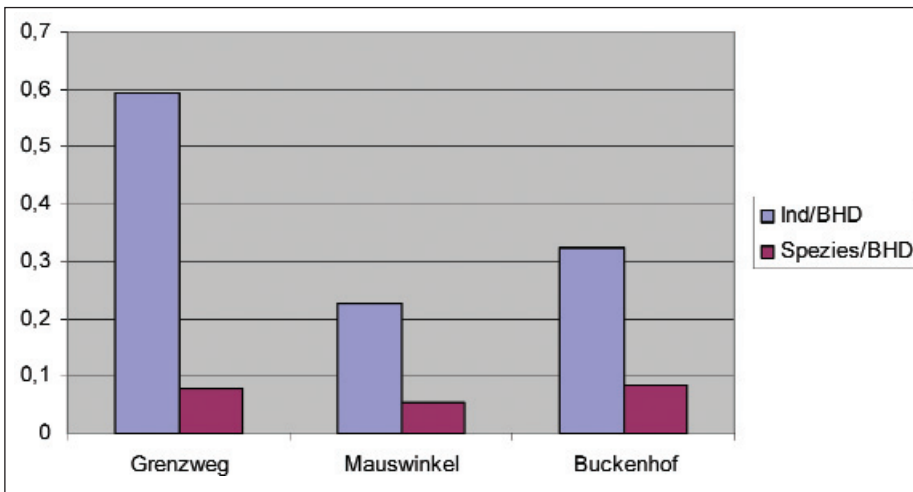


Abb. 8: Relatives Vorkommen von Individuen bzw. Arten xylobionter Käfer an den drei Standorten, bezogen auf cm Brusthöhendurchmesser

Ein wichtiges Kriterium für die Qualität eines Standortes ist das Auftreten seltener spezialisierter und gefährdeter Arten. Tabelle 2 stellt die

Anteile der gefährdeten xylobionter Käfer an den Standorten (nach Rote Liste Bayern 2004), aufgelistet nach jeweiligem Gefährdungsstatus (Rote Liste 0-3), Gesamtzahl pro Standort (Rote Liste gesamt), Anteil der gefährdeten Arten im Artenspektrum pro Standort (Rote Liste %) und nur an diesem Standort vorkommende Rote-Liste-Arten (Rote Liste excl.)

RL Bayern	Grenzweg	Mauswinkel	Buckenhof	Gesamt
RL 0				
RL 1	1			1
RL 2	2		1	2
RL 3	2		1	2
RL ges.	4	0	2	5
RL %	19,0	0	11,8	
RL excl.	3	0	1	

Tab. 2: Anteile gefährdeter xylobionter Käfer an den Standorten (nach Rote Liste Bayern 2004), aufgelistet nach jeweiligem Gefährdungsstatus (Rote Liste 0-3), Gesamtzahl pro Standort (Rote Liste gesamt), Anteil der gefährdeten Arten im Artenspektrum pro Standort (Rote Liste %) und nur an diesem Standort vorkommende Rote-Liste-Arten (Rote Liste excl.)

Bemerkenswert ist das Auftreten von *Chrysobothris igniventris* am Standort Buckenhof. Es kann davon ausgegangen werden, dass dieser sich dort in den am Boden liegenden Durchforstungshölzern entwickelt und hinsichtlich des Totholzangebotes (angesichts der geringen Mengen dort) nicht zur Kronenfauna gehört, in jedem Falle aber zum Artenpotential des Standorts. Dies unterstreicht die Bedeutung des Totholzangebotes als Steuergröße für das Vorkommen vieler xylobionter Käfer.

Die Listung der exklusiv an einem Standort festgestellten Arten beleuchtet bereits, dass trotz ähnlicher Gesamtartenzahlen der drei Standorte (21/17/17 sp) erhebliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung bestehen, zumal der Gesamtartenbestand 34 Arten umfasst. Die Artenkomposition an den drei Kiefernwaldstandorten ist also keineswegs homogen, wie Tabelle 3 verdeutlicht. Der Sörensen-Index zeigt die mit dem jeweils verglichenen Standort übereinstimmenden (identischen) und eigene Arten paarweise für die Standorte auf, z. B. 0,61 bedeutet dabei eine 61-prozentige Übereinstimmung.

Sörensen-Index	Grenzweg	Mauswinkel	Buckenhof
Grenzweg	1		
Mauswinkel	0,41	1	
Buckenhof	0,61	0,48	1

Tab. 3: Ähnlichkeit der Artengemeinschaften xylobionter Käfer (Sörensen-Index) der drei Standorte (Erläuterungen siehe Text)

Ein Reihung nach Ähnlichkeit ergibt die Abfolge Naturwaldreservat Grenzweg - Buckenhof - Mauswinkel. Interessanterweise entspricht diese Abfolge der kombinierten Betrachtung von Artenzahl, Rote-Liste-Anteilen und Totholzvorräten, wenn man beim Standort Buckenhof die in der Bodenschicht vorhandenen großen Totholz-mengen (siehe Abbildung 3) mit berücksichtigt. Damit ergibt sich anhand der xylobionten Käfer auch eine Bewertung der Standorte (als Kombination aus Standorteigenschaften, Baumbestand und Totholzangebot resp. Bewirtschaftungsintensität) in dieser Reihenfolge, die für die forstliche Praxis zwei relevante Schlüsse folgern lässt:

1. Ein wichtiges Kriterium ist das Vorhandensein von Totholz (besonders stärker dimensionierte Qualitäten), das in der Regel mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität graduell abnimmt. Die Unterschiede der Standorte Grenzweg und Mauswinkel verdeutlichen dies. Dass einzelne Maßnahmen der Bereitstellung dieses Substrates schnell Effekte bewirken (auch in jüngeren Beständen), zeigt der Durchforstungsbestand Buckenhof. Somit ist dieses Kriterium nur bedingt geeignet für die langfristige Maßnahmenplanung an einem Standort, jedoch als Zeigerkriterium für wertvolle Bestände in Zusammenschau mit den Standorteigenschaften (s.u.) unverzichtbar.
2. Bestimmte xylobionte Käferarten bleiben auf besondere Standorte beschränkt. Das Naturwaldreservat Grenzweg bietet auf der Basis eines gewissen Grundniveaus stärker dimen-

sionierter Totholzstrukturen (resultierend aus der unterlassenen Bewirtschaftung) wegen seiner trockenwarmen Standortbedingungen einer Reihe von thermophilen Kiefern-Totholzkäfern (siehe z. B. die hier festgestellten Rote-Liste-Arten *Notolaemus castaneus*, *Magdalis rufa*, *Phaenops formaneki*) einen Lebensraum, den diese in Wirtschaftswäldern und auf feuchteren Standorten (potentielle Laubholzstandorte!) nicht finden. Dieser Befund ist im Einklang mit den langjährigen Erfassungen von an Kiefer vorkommenden xylobionten Käfern im Regnitzgebiet (SCHMIDL 1997) und belegt die artenschutzfachliche Bedeutung naturnaher Kiefernbestände vom „Flechten-Kiefernwald-Aspekt“. Für diesen Standorttyp kommen eine Reihe von Zeigerarten (auch Arten, die in vorliegender auf Stichproben basierenden Studie nicht ermittelt wurden) in Frage, die diese Standorte als Bioindikatoren von potentiellen Laubwaldstandorten differenzieren und bei einer Bewertung hinzugezogen werden können.

Danksagung

Wir danken der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising, für die Vergabe des Studien-Auftrags. Herrn Jörg Müller danken wir für die Genehmigungen, die Durchsicht des Manuskriptes und die Auswahl der Standorte. Vielen Dank für die große Hilfsbereitschaft auch an das Forstamt Altdorf und an Herrn Hubert Schorer vom Forstamt Nürnberg.

Literatur

- ARBEITSGEMEINSCHAFT BAYERISCHER ENTOMOLOGEN (1995): Die Nachfalterfauna ausgesuchter Sandgebiete im Regnitzgebiet und ihre Veränderungen in den letzten Jahrzehnten. 1. Beitrag: Sandgebiete in den Landkreisen Bamberg und Forchheim (Insecta: Lepidoptera). Beitr. bayer. Entomofaunistik 1, S. 1-32, Bamberg
- BASSET, Y.; SPRINGATE, N.D.; ABERLENC, H.P.; DELVARE, G. (1997): A review of methods for sampling arthropods in tree canopies. In: STORK; ADIS; DIDHAM (Hrsg.): Canopy Arthropods, S. 27-52, Chapman & Hall, London
- ERWIN, T. L. (1982): Tropical Forests: Their richness in Coleoptera and other arthropod species. Coleopterists' Bull. 36(1), 5 S.

FLOREN, A.; SCHMIDL, J. (2003): Die Baumkronenbepflanzung - eine Methode zur Erfassung arborikoler Lebensgemeinschaften. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35 (3), S. 69-73, Stuttgart

GEISER, R. (1998): Rote Liste der Käfer (Coleoptera). In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55, Bonn Bad-Godesberg, S. 178-179

SCHMIDL, J. (1997): Xylobionte Käfer naturnaher Kiefernwälder des Regnitzgebietes - Artenspektrum, Naturschutzaspekte und Anmerkungen zur Faunistik und Ökologie ausgewählter Arten (Insecta: Coleoptera). *Beitr. bayer. Entomofaunistik* 2, S. 51-72, Bamberg

SCHMIDL, J.; BUSSLER, H.; LORENZ, L. (2004): Die Rote Liste gefährdeter Käfer Bayerns (2003) im Überblick. *Beiträge zum Artenschutz* 166, S. 87-89, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München.

SCHMIDL, J.; BUSSLER, H. (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands und ihr Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis - ein Bearbeitungsstandard. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35 (7), S. 202-218, Stuttgart

SCHULZ, J.; SCHMOLDT, A.; SCHULZ, M. (1993): Phytothrethoide: Chemie und Toxikologie einer Insektizidgruppe. *Pharmakologische Zeitschrift* 15, S. 1141-1156

SOUTHWOOD, T. R. E.; MORAN, V. C.; KENNEDY, E. J. (1982): The richness, abundance and biomass of the arthropod communities on trees. *Journal of Animal Ecology* 51, S. 635-649

STORK, N. E.; HAMMOND, P. M. (1997): Sampling arthropods from tree-crowns by fogging with knockdown insecticides: lessons from studies of oak tree beetle assemblages in Richmond Park (UK). In: STORK; ADIS; DIDHAM (Hrsg.): *Canopy Arthropods*, S. 3-26, Chapman & Hall, London

WALENTOWSKI, H.; EWALD, J.; FISCHER, A.; KÖLLING, C.; TÜRK, W. (2004): *Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns*. 441 S., Verlag Geobotanica, Freising

Naturwaldreservate aus philosophischer Sicht

GÜNTER DOBLER

Philosophische Fragen

Wenn man sich einem Thema wie der Philosophie nähert, tut man gut daran, einen der großen Philosophen zu fragen, worum es denn da eigentlich geht. Kant behauptete, es sei die Aufgabe der Philosophie, sich der Beantwortung folgender vier Fragen zu widmen: Was können wir wissen? Was sollen wir tun? Was dürfen wir hoffen? Was ist der Mensch? Dieser Text greift die ersten beiden Fragen heraus und stellt sie in den Kontext des Themas Naturwaldreservate.

„Was können wir wissen?“ fragt nach den Möglichkeiten und Grenzen unseres Erkenntnisvermögens und der Verstandestätigkeit. „Was sollen wir tun?“ ist die Frage nach dem ethisch richtigen Handeln. Im Kern der Auseinandersetzung stehen Wissenschaft und Ökonomie.

System und Umwelt: Wie viele sind wir, in wie vielen Welten? - Die Pluralität der Erscheinungswelten

Die Welt, wie sie uns erscheint, wird bestimmt von unserer Sinnes- und Verstandestätigkeit.



Abb. 1: Die Sinne und die Verarbeitung im Gehirn bestimmen, wie die Welt einem Organismus erscheint (Bildmontage: DOBLER).

Im Gehirn wird alles zum gleichen elektrochemischen Signal, egal ob es vom Gehör, den Riechzellen oder dem Auge stammt. Der Geruch, der Ton, das Bild, alles löst die gleichen Impulse aus. Was das Riechen so typisch macht und so ganz anders als das Hören, das Hören so vollkommen anders als das Sehen, ist eine Leistung des Gehirns. Das führt uns zu einer häufig und fast schon augenzwinkernd gestellten philosophischen Frage: „Wenn ein Baum im Wald umfällt und es ist niemand da, der das hören könnte - macht er dann ein Geräusch?“ Wohl kaum. Sicherlich entstehen Druckwellen in der Luft, aber wenn diese Druckwellen nicht von einem Gehör aufgenommen und in einem Gehirn verarbeitet werden, bleiben sie nur Druckwellen. Das Gehirn erschafft erst das Geräusch.

Dieser Sachverhalt gilt nicht nur für lebende Organismen mit Sinnen und Gehirn, sie gilt für alle Systeme schlechthin. Das System bestimmt die Umwelt und nicht umgekehrt, außer in dem Moment, da die Umwelt es zerstört. Das System bestimmt, was hinein darf. Wofür es keine Öffnungen hat, kann für das System auch nicht existieren. Außerdem bestimmt es, als was die Umwelt im System repräsentiert wird. Seine Verarbeitung ist immer Teil des Verarbeiteten. So werden im Menschen Druckwellen zum Geräusch und elektromagnetische Wellen zu Farben: das Grüne am Grün stammt aus dem System. Für unsere Erkenntnis von der Welt bedeutet das, ganz im Kant'schen Sinne, dass wir über die Welt an sich, also die Welt ohne unser Erkennen, ohne unsere Verarbeitung nichts wissen können. Denn alles, was für uns existiert, ist schon durch unser Erkenntnisssystem geformt, ist Erscheinungswelt.

Das gilt auch für Wissenssysteme. An ein System naturwissenschaftlicher Erkenntnisse können nur weitere naturwissenschaftliche Erkenntnisse angefügt werden. Ein ökonomisches System verrechnet nur Geldwerte. Alltäglich leben wir in vielen Erscheinungswelten: Arbeitswelt, Welt romantischer Beziehung, Straßenverkehrswelt etc. In jeder Erscheinungswelt sind andere Dinge sichtbar, weil die Systemöffnungen und -verarbeitung jeweils anders gestaltet sind. Fehlende Öffnungen schaffen blinde Flecken für das System. Etwas wird nicht erkannt,

aber zusätzlich kann auch nicht erkannt werden, dass etwas fehlt. Erst von einem anderen System aus wird sichtbar, dass etwas in der Umwelt eines Systems vorhanden ist, das das beobachtete System nicht „sehen“ kann.



Abb. 2: Das System bestimmt seine Umwelt. An die Dominokette lassen sich nur weitere Dominosteine anfügen, an die Buchstabenketten (Wörter) nur andere Buchstaben. Das Domino-System kann die Buchstabenwürfel nicht wahrnehmen - ein blinder Fleck (Foto: DOBLER).

Sei vernünftig ... und geh zugrunde! - Die Fallen der einen Vernunft

Im folgenden wird von Erscheinungswelten gesprochen, die unsere Gesellschaft dominieren. Sie dominieren so stark, dass ihre Akzeptanz als einzig vernünftige Wahl gilt bzw. sich die Frage der Wahl erst gar nicht stellt. Vernunft ist wissenschaftliche Vernunft. Vernunft heißt, die Sachzwänge der Wirtschaft erkennen und danach handeln. Wir haben aber festgestellt, dass jedes System seine blinden Flecken hat, die es selbst nicht sehen kann. Versuchen wir diese blinden Flecken zu erkennen!

Der Sinn des Lebens? 42!* - Wie Wissenschaft Komplexität vernichtet

Ein kluger Mensch sagte einmal: „Die Natur ist nicht nur komplexer als wir denken, sie ist komplexer als wir denken können.“ Da ist etwas Wahres dran. Die Komplexität der Welt ist schier unendlich. Um handlungsfähig zu bleiben, ist Komplexitätsreduktion notwendig. Also muss gefiltert und vereinfacht werden. Sinnesorgane erfassen nur einen kleinen Ausschnitt des potentiell Erfassbaren. Einzelnes wird als Allgemeines

erkannt. So wird z. B. der in aller Einzigartigkeit vorhandene Einzelbaum zu einer typischen Buche. Das gilt im alltäglichen Leben genauso wie für die Wissenschaft. Auch hier wird ständig Komplexität reduziert und vernichtet.

Zunächst ist eine ganze Reihe an Filtern wirksam:

- Der Filter der Wissenschaftlichkeit, der nicht-wissenschaftliche Methoden ausklammert;
- der Filter des Herausgreifens einiger Variablen, vielleicht sogar von nur zweien;
- der Filter der zeitlich und räumlich stark eingegrenzten Datenaufnahme auf Grund knapper Ressourcen.

Hinzu kommen Komplexitätsvernichtungen in der Verarbeitung:

- Konkretes wird zu Allgemeinem. Folge: Das konkret Einzelne gerät im Allgemeinen aus dem Blick.
- Eigenschaften werden quantifiziert. Folge: Nicht-Verrechenbares erscheint irreführenderweise verrechenbar.

Daten müssen in den Naturwissenschaften in einer Form gewonnen werden, die es erlaubt, damit zu rechnen. Es wird also gemessen. Selbst qualitative Eigenschaften werden zumindest über die Häufigkeit ihres Auftretens quantifiziert. Zahlen sind zum Rechnen da. Die konkreten qualitativen Eigenschaften verschwinden hinter den Zahlen. Da ist die Gefahr groß, Zahlen zu verrechnen, die eigentlich nicht verrechnet werden sollten.

Ein zugegebenermaßen etwas polemisches Beispiel soll den Sachverhalt veranschaulichen:

„Naturnähe“ ist ein multikriterieller Begriff, d. h. vieles spielt eine Rolle: Totholzanteil, Artenausstattung, Strukturierung, Biotoptradition etc. Entsprechend viele Skalen werden benötigt, die, man will ja nicht unterkomplex denken, zu gewichten und zu kombinieren sind. Abgesehen von den vielen subjektiven Bewertungen, die in solche Skalen, Kombinationen und Gewichtungen einfließen und die zumindest nicht gänzlich wissenschaftlich objektiv sein können, ist das Ergebnis eine fast vollständige Komplexitätsvernichtung. Was würde man erhalten? Einen Punktwert? Führen Sie sich folgenden Beispiels-

* Eine Anspielung darauf, wie die Wissenschaft die Welt mathematisiert und auf einen Wert zusammenrechnet. In Douglas Adams' Buch "Per Anhalter durch die Galaxis" errechnet der Supercomputer Deep Thought während 7,5 Millionen Jahren die Antwort auf das Leben, auf das Universum, auf alles. Ergebnis: 42.

bestand vor Augen, der sich nach einer Holzernte von hypothetischen 32 Punkten auf 45 Punkte verbessert. Warum? Die vorher nicht vorhandene Gelbbauchunke hat sich in den vielen tiefen, mit Wasser gefüllten Fahrspuren der Rückfahrzeuge angesiedelt (+ 12 Punkte). Viele gesunde, dicke Buchen wurden entfernt, tote und absterbende aber belassen, was den Totholzanteil hebt (+ 7 Punkte). Das kompensiert den Verlust einiger aus Versehen gefällter Höhlenbaume (- 6 Punkte) ohne weiteres. Ein positives Ergebnis, obwohl man intuitiv den gegenteiligen Eindruck hat. Der massive Eingriff lässt den Bestand künstlicher und gestörter erscheinen.



Abb. 3: So könnte der im Text genannte Beispielsbestand nach dem Eingriff aussehen (Bildmontage: DOBLER).

Dasselbe Vorgehen macht Unvergleichbares auf irreführende Weise scheinbar vergleichbar. Reservate wie z. B. das Reservat Grenzweg mit Kiefern auf Sanddünen bei Nürnberg und das Buchenreservat Waldhaus im Steigerwald können über Naturnähepunkte gegeneinander abgewogen werden. Sicherlich, man vergleicht sie nur hinsichtlich ihrer Naturnähe, aber ist die Naturnähe wirklich vergleichbar geworden? Ist die Natur des einen Reservats nicht ganz anders als die des anderen?

Die Komplexitätsvernichtung potenziert sich, gehen in die Punktwertung noch andere Faktoren außer der Naturnähe ein, wie z. B. Waldfunktionsbewertungen (Erholungswert, Wasserschutzwert etc.).

Natürlich ist Komplexitätsreduktion notwendig, um die Welt überhaupt fassbar zu machen. Nur muss thematisiert werden, dass es dadurch zu blinden Flecken kommt, die die wissenschaftliche Methode selbst verursacht und die innerhalb der Wissenschaft nicht wahrzunehmen sind. Wir brauchen nicht-wissenschaftliche Perspektiven, um blinde Flecken der Wissenschaften erkennen zu können.

Wie viele Äpfel ergeben eine Birne? - Die sonderbare Welt des Homo oeconomicus

Wenden wir uns nun einem Bereich zu, der als das Paradebeispiel für das Verrechnenbarmachen von Nicht-Verrechnbarem gelten kann, der Ökonomie. Geld scheint eine der universalsten Maßeinheiten überhaupt zu sein.

Im folgenden sollen drei Werttypen unterschieden werden:

1. Der Marktwert: Dieser entspricht dem Marktpreis, ermittelt über Angebot und Nachfrage der Marktteilnehmer.
2. Der subjektive Wert: Dieser entspricht dem wahrgenommenen Nutzen, den das Gut für den Menschen besitzt.
3. Der Eigenwert: Dies ist der Wert, der einem Gut von sich aus zukommt, ohne Betrachtung seines Nutzens für Marktteilnehmer oder Menschen überhaupt. Die meisten Ökonomen würden behaupten, dass dieser Wert nicht existiert oder aber nicht ermittelt werden und daher nicht relevant sein kann. Innerhalb des kognitiven Systems der Wirtschaft mag das so sein, wir werden aber diesen Begriff brauchen, um auf einen blinden Fleck eben dieses Systems hinweisen zu können.

Der Mensch bestimmt den subjektiven Wert, denn Nutzen bedeutet Nutzen für ihn. Die Marktteilnehmer bestimmen den Marktwert. Marktteilnehmer und Menschen sind nicht dasselbe, denn auf dem Markt sind nicht alle Menschen vertreten und nicht alle sind gleich. Um Marktteilnehmer zu sein, braucht man Kapital. Hat jemand kein Kapital, existiert er für den Markt nicht: Ein erster blinder Fleck.

Für ökonomische Kalküle müssen Gütern Geldwerte zugewiesen werden. Wird ein Gut auf dem Markt gehandelt, so wird üblicherweise der Marktwert dafür verwendet. Ist das nicht der Fall, muss man auf andere Methoden zurückgreifen. So kann z. B. in Befragungen die Zahlungsbereitschaft für die Erholungsnutzung des Waldes ermittelt werden oder ein Grundstückspreis in Waldnähe mit Preisen von entfernteren, sonst aber ähnlichen Grundstücken verglichen werden. Der ermittelte Betrag soll dann den Erholungswert des Waldes widerspiegeln (vgl. MOOG und OESTEN 2002).

Über ihre Geldwerte lassen sich scheinbar alle Güter miteinander vergleichen, nach dem Motto

„wie viele Äpfel sind mir eine Birne wert?“ Dabei sollte aber nicht vergessen werden, dass diese Beträge nur Ergebnis der Wertschätzung der Marktteilnehmer und nicht aller Menschen sind. Zudem kann der ökonomische Wert nicht von anderen Eigenschaften der Güter abgekoppelt werden. Das ökonomische Kalkül blendet daher vorhandene Komplexität aus, ähnlich wie ich es oben bei der Komplexitätsvernichtung durch die Wissenschaft darstellte.

Abgesehen davon produziert die Sichtweise der Ökonomie einige Ergebnisse, die dem gesunden Menschenverstand widersprechen. Die Natur in armen Regionen ist weniger wert als in reichen, da es dort weniger zahlungskräftige Marktteilnehmer gibt und die Zahlungsbereitschaft entsprechend geringer ist. Gewinnbringende Maßnahmen in der Gegenwart, auch wenn sie zu Katastrophen in der Zukunft führen, sind bei entsprechenden Zeiträumen und Verzinsungen wirtschaftlich vernünftig. Es ist wirtschaftlicher, die letzten Eremiten auf Käferbörsen zu verkaufen als sie unproduktiv in Mulmhöhlen zu erhalten.

Die Annahme von Eigenwerten der Güter könnte einige dieser eigenartigen Ergebnisse vermeiden. Menschen sprechen sich Eigenwerte zu, die als nicht verhandelbar gelten. Wir nennen sie Menschenrechte. Eigenwerte in der Natur könnten dem ökonomischen Kalkül ähnliche Grenzen setzen. Wie oben erwähnt sind Eigenwerte nicht ökonomisch zu fassen, weil sie sich dem Nutzendenken entziehen. Das heißt, die ökonomische Sichtweise muss verlassen werden, um sie zu korrigieren.

*Wenn ich mir eine Grube grabe, ...
dann fall ich auch rein!? Gibt es ein
Entrinnen aus unseren Fallen?*

Es gibt Lebendfallen, aus denen bestimmte Tiere nur deswegen nicht entkommen, weil sie den Mechanismus nicht begreifen bzw. den vorhandenen Ausgang einfach nicht wahrnehmen. Wie müssten wohl Lebendfallen solchen Typs für Menschen aussehen?

Zunächst hätten wir uns diese Fallen wohl selbst gestellt. Wir hätten uns also selbst in eine scheinbar ausweglose Situation manövriert bzw. würden prinzipiell Erkennbares einfach nicht erkennen oder trotz der Erkenntnis meinen, nicht anders handeln zu können.

Wir handeln im Leben ab und zu durchaus irrational und sind gewohnt, dass uns das in unangenehme Situationen bringen kann. „Hätten wir

doch nur vernünftig gehandelt“, denken wir, „dann wäre uns dies erspart geblieben.“ Dabei ist es gerade die Vernunft, die uns noch ausweglosere Fallen beschert.

Wirtschaftliche Sachzwänge sind solche Fallen. Nehmen wir an, billiges Holz aus dem Ausland fließt auf den heimischen Markt. Die Lohnkosten sind dort niedriger und das Holz wird zwar geerntet, aber keine Investition für die nächste Waldgeneration geleistet. Die heimische Forstwirtschaft muss reagieren: „Wirtschaftliches Denken ist notwendig!“ Das kann heißen: Billigere Unternehmer statt teures eigenes Personal, Konzentration auf Holzproduktion und Ausblenden anderer Belange, keine Zeit und Ressourcen, um auf Naturnähe zu achten. „Ein verhängnisvoller Fehler“, sagt da der Naturwaldforscher zum Forstökonom: „Wenn du alle alten Eichen fällst, haben der Eremit und der Eichenwiderbock keine Chance.“ Ist der Ökonom ein purer Ökonom, wird er diesen Einwurf gar nicht verstehen. So etwas wie ein Eremit kommt im Kalkül nicht vor, da ist kein Verlust sichtbar. Ja, er sieht nicht mal eine Falle, denn die könnte man nur von außer-

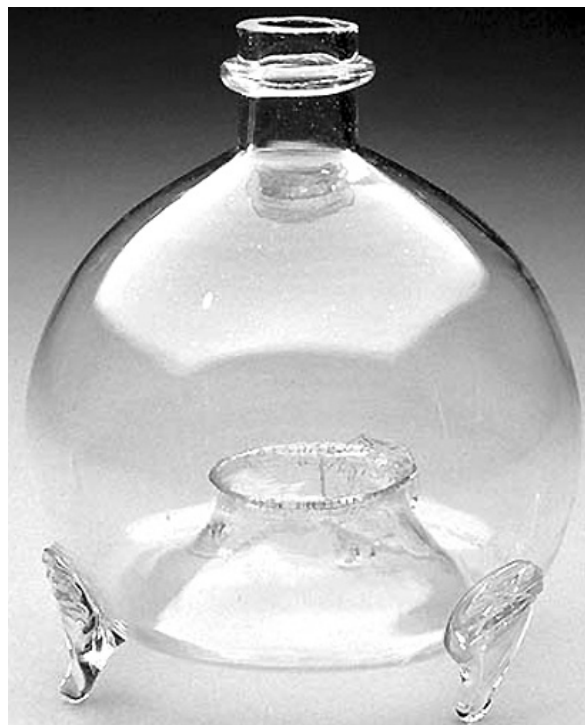


Abb. 4: Lebendfalle Fliegenglas: In die Einstülpung, die quasi eine Rinne bildet, gibt man Zuckerwasser. Das Glas wird mit einem Stopfen oben verschlossen. Die angelockten Fliegen gelangen durch die untere Öffnung ins Glas, finden jedoch nicht mehr den Weg zurück, ermatten und ertrinken in der Flüssigkeit. „Was ist dein Ziel in der Philosophie? - Der Fliege den Ausweg aus dem Fliegenglas zeigen“ (WITTGENSTEIN).

halb des ökonomischen Kalküls erkennen. Ist er kein reiner Ökonom, wird er entgegen: „Ich würde gerne anders handeln. Aber ich kann nicht, denn sonst bin ich nicht konkurrenzfähig und verschwinde vom Markt.“

Die Ausweglosigkeit der Falle hat zwei Ursachen: Das System selbst schafft die Falle, da nur Ökonomisches im Wirtschaftssystem sichtbar wird und man kann dieser Falle nicht entkommen, weil das System als das einzig vernünftige und geltende angesehen wird.

Seid vielvernünftig! - Das Andere des Anderen bejahen

Jede Sichtweise, jede Erscheinungswelt macht etwas sichtbar, produziert andererseits aber auch blinde Flecken. Diese blinden Flecken können nur von außen gesehen werden. Um möglichst viel zu sehen, müssen möglichst viele Erscheinungswelten aufgesucht werden und Vernunft durch viele Vernünfte, vielleicht sogar durch Unvernunft ergänzt werden.



Abb. 5: Das Aufsuchen und Bejahen verschiedener Erscheinungswelten kann blinde Flecken vermindern (Bild aus Spielbergs Film ET).

Ich sehe was, was Du nicht siehst! - Die Freiheit von Konstruktion und Perspektive

Die Wissenschaft fordert Objektivität und klammert damit das persönliche Erleben mit den darin eingeschlossenen Möglichkeiten, Ganzheiten direkt zu erfahren und intuitiv zu erfassen, aus. Genau das aber will und ermöglicht die Phänomenologie. Überprüfen Sie selbst, ob die folgende phänomenologische Betrachtung nicht Naturaspekte aufscheinen lässt, die die Wissen-

schaft nicht wahrnehmen kann und ob sie damit dem Thema Natur und Naturnähe nicht vielleicht sogar gerechter wird.

„Je nachdem, ob man mit dem Boot unterwegs ist oder am gegenüberliegenden Ufer entlang wandert, wirkt das Wasser als Zugang, der ein Herangleiten ermöglicht oder als eine Barriere, die umgangen oder überwunden werden muss. Das Waldstück aber hat in jedem Falle nach vorne eine Grenze, während es nach hinten grenzenlos ausläuft.“

Der Wald ist durchflutet von Farben und Licht und vielfach räumlich gegliedert, das Wasser dagegen eine dunkle ebene Fläche, teilweise erobert durch die Spiegelung des Waldes und die Blätter, die darauf schwimmen. Die Bäume sind meist dünn und schmal. Der Wald wirkt zerbrechlich, keinesfalls wuchtig oder mächtig. Der Landraum ist offen und verschlossen zugleich. Seine Lichtdurchlässigkeit und das innere Leuchten machen ihn äußerst sichtbar, er birgt keine Schatten und dunklen Geheimnisse wie viele andere Wälder. Das dichte hohe Gras und die Grenze zum Wasser verschließt ihn aber auch und lässt ihn relativ undurchdringlich wirken. Ihn zu betreten bedeutet Aufwand. Das Land liegt niedrig am Wasser, das dichte Gras erhöht es etwas. Das Gras und auch teilweise die Bäume neigen sich ins Wasser, steigen oder rollen hinein. Das schafft fließende Übergänge, die wie ein Schleier auf der geraden Linie des Ufers liegen. Würde sich diese gerade Linie auf längerer Strecke fortsetzen, träte ihre Künstlichkeit hervor und sie würde wie ein Schnitt von außerhalb die Natur zergliedern und stören.“



Abb. 6: So sieht das im Text phänomenologisch beschriebene Waldstück aus.

Wie erkläre ich einem Blinden die Farben? - Brücken über die Abgründe zwischen den Erscheinungswelten

Werden viele Erscheinungswelten nebeneinander genutzt, stellt sich ein neues Problem. Wie sollen wir uns da noch gegenseitig verstehen, geschweige denn uns auf etwas Bestimmtes einigen? Welche Erscheinungswelt ist besser und richtiger? Eine Erscheinungswelt lässt sich von innen nicht kritisieren, sie ist einfach. Kritik ist nur von einer anderen Erscheinungswelt aus möglich, diese kann aber selbst auf gleiche Weise hinterfragt werden. Wir haben also ein Übersetzungs- und ein Relativismusproblem.



Abb. 7: Auf dem Bild sind entweder schwarze oder weiße Schwäne und Fische zu erkennen. Je nachdem auf was man sich konzentriert und was man zum Hintergrund macht, ergeben sich verschiedene Erscheinungswelten. Wie kann man nun von der Erscheinungswelt der weißen Schwäne aus die Welt der schwarzen Schwäne verstehen? (Bild: ESCHER)

Zunächst einmal ist die Pluralität der Erscheinungswelten für uns nichts Neues, sondern unser Alltag. Beim Einkaufen betreten wir die Wirtschaftswelt. Beim Abendessen mit der neuen Freundin treten wir in die Welt der Romantik ein. In diesem Fall besteht z. B. überhaupt kein Bedarf, die wirtschaftliche Erscheinungswelt in die romantische zu übersetzen. Wir wählen die Erscheinungswelt je nach Eignung für unsere Zwecke.

Die Kommunikation zwischen den Erscheinungswelten ist auch nicht so schwierig wie es zunächst scheint: Übersetzungen von einer Sprache in die andere erfolgen normalerweise nicht Wort für Wort, sondern der Sinn wird in einer

Sprache verstanden und dann in der anderen erneut ausgedrückt. Dieses Verstehen ist auch eine mögliche Brücke zwischen den Erscheinungswelten. Ein Beispiel: Aus der Wissenschaft ist uns der Zusammenhang zwischen Mulmhöhlen und seltenen Tothholzkäfern bekannt. Die Mulmhöhle wird dadurch zum besonderen phänomenologischen Naturerlebnis, zu einem Bild des Heilseins der Natur anstelle des Krankseins einer Faulstelle. Die in einer Erscheinungswelt erworbene Erkenntnis kann deutend in eine andere übernommen werden.

Das Relativismusproblem aber ist nicht zu lösen, denn wir haben kein Kriterium, einer bestimmten Erscheinungswelt den Vorzug zu geben. Doch vielleicht ist dieser Relativismus weniger ein Problem, sondern vielmehr eine Lösung? Er schafft zumindest Offenheit, denn es gibt keinen einzig richtigen Standpunkt mehr. Wir können uns frei überlegen, welche Welt wir wollen und dann die Systeme wählen, die in der jeweiligen Situation am erfolversprechendsten scheinen, um diese Welt zu verwirklichen. Die sonst ausschließlich geltende Vernunft von Wissenschaft und Wirtschaft verliert ihre Ausschließlichkeit und wird zu einer Vernunft unter vielen.

Mit dem Hammer Mäuse melken! - Für jeden Zweck das richtige Werkzeug oder: Die Konstruktion angepasster Systeme

Wir wollen mehr Naturnähe in der Forstwirtschaft. Wie erreichen wir das? Die Antwort lautet, wir müssen ein handelndes und erkennendes System entwerfen, das Naturnähe wahrscheinlicher und Naturferne unwahrscheinlicher macht. Wir brauchen also eine handlungsmächtige Organisation, die an entsprechenden Punkten sensibel, an widersprechenden aber unsensibel ist.

Naturwaldforschung kann der Organisation dabei die Augen öffnen. Sie ist ein wichtiges Sinnesorgan. Sie ist aber auch nötig, um weitere Sinne zu konstruieren, die es ermöglichen, Naturnähe im forstlichen Wirtschaften zu erkennen.

Die Konstruktion eines angepassten Systems ist allerdings etwas schwieriger als das Herausgreifen einer einzelnen Zielsetzung vermuten lässt. Sensibilisierung in einem Bereich bedeutet zugleich Desensibilisierung in einem anderen. Jedes „Ja“ ist auch ein „Nein“. Naturnähe verbietet naturferne Maßnahmen, die eventuell aber ökonomisch vorteilhaft wären.

Auflösungsmöglichkeiten liegen in zeitlicher und räumlicher Trennung der Zielverfolgung und in der Priorisierung in einem System des „sowohl als auch“. Ohne Entzerrung droht jedoch Handlungsunfähigkeit oder Verbannung auf ein charakterloses Handlungsmittelfeld. Man ist weder die sprudelnde Geldquelle noch der Behüter der Natur. Gesichtslosigkeit verzeiht die Öffentlichkeit aber nicht. Eine traurige Erkenntnis für Organisationen, die von der öffentlichen Meinung abhängen. Eben das ist vielleicht die Tragödie der vielbeschworenen multifunktionalen Forstwirtschaft.

Wir sind die Guten! Oder etwa nicht? - Ist Naturwaldreservatsforschung ethisch richtig?

Das unausgesprochene Sollen - keine Wissenschaft lässt sich wissenschaftlich rechtfertigen, auch die Naturwaldforschung nicht

Die Wissenschaft soll objektiv und ohne Wertung über die Wirklichkeit Aufschluss geben. Sie ist der Realität verpflichtet, der Welt, wie sie ist. Eine problematische Aussage, wie wir gesehen haben. Die Wissenschaft erkundet keine ohne sie existierende Welt, sondern erschafft eine wissenschaftliche Erscheinungswelt. Aber erfüllt wenigstens diese Erscheinungswelt ihre eigenen Ansprüche? Ist Wissenschaft ohne Wertung möglich?

Im Winter finden Vögel an der Douglasie kaum Nahrung, da dort Spinnentiere fehlen. Die Fichte bietet in dieser Hinsicht mehr für den Vogelwagen (GOSSNER und UTSCHICK 2001). Ob das jetzt besser oder schlechter ist, da enthalten wir Wissenschaftler uns.

Warum betreiben wir dann aber solche Studien? Warum verwenden wir dafür Ressourcen? Oder anders gefragt: Wie entscheiden wir, wo wir unsere begrenzten Mittel einsetzen? Wäre es nicht vernünftiger, in die Friedensforschung zu investieren, in die Züchtung neuer Maissorten, in die Krebsbekämpfung, in die Eroberung des Welt-raums? Ja, ist es wirklich vernünftiger, Wissenschaft zu betreiben, um unser endliches irdisches Leben (vielleicht) zu verbessern, als über eine religiöse Lebensführung ewiges Seelenheil zu erlangen?

Wissenschaft ist ein Werkzeug. Ihre Erkenntnisse erscheinen im zweiten Teilsatz eines hypothetischen Urteils: Wenn das und das euer Ziel ist,

dann rät die Wissenschaft dieses und jenes zu tun. Die Zielsetzung aber ist Bestandteil eines ganz anderen Argumentationszusammenhangs. Die Frage „Was sollen wir tun?“ kann mit naturwissenschaftlichen Mitteln allein nicht beantwortet werden. Ja selbst die Entscheidung, den wissenschaftlichen Rat für den zweiten Teilsatz zu wählen und keinen anderen, ist schon keine wissenschaftliche Entscheidung mehr. Die Wissenschaft kann sich nicht selbst rechtfertigen.

Wer meint, die wissenschaftliche Erkenntnis „Totholz erhöht die natürliche Artenvielfalt im Wald“ sei ein Argument dafür, mehr Totholz im Wald zu belassen, hat nicht verstanden, dass sich aus dieser Erkenntnis allein keine Handlungsempfehlung ableiten lässt. „Soso, mehr Totholz, mehr Arten, na und?“ könnte man antworten. Es wird nur zu einem Argument, wenn sich die an der Diskussion Beteiligten einig sind, dass die Erhöhung natürlicher Artenvielfalt ein erstrebenswertes Ziel ist. Geht es aber um Ziele, sind wir bei der zweiten Kant'schen Frage angelangt, befinden uns in einer ethischen Diskussion und nicht in einer naturwissenschaftlichen.

Naturwaldforschung wird für den Menschen betrieben - wie sich die Naturnäheforderung anthropozentrisch begründen lässt

Der ethische Anthropozentrismus stellt den Menschen in das Zentrum des moralischen Universums. Er erkennt als Maßstab nur den Nutzen für den Menschen an. Richtig ist, was dem Menschen nützt, falsch ist, was ihm schadet. Kein anderes Lebewesen, geschweige denn Nicht-Leben, hat moralische Rechte. Argumente, die sich anthropozentrisch begründen lassen, erfreuen sich in unserer Gesellschaft allgemein großer Durchsetzungskraft. Es gab und gibt allerdings Gesellschaftsformen, die nach anderen Prinzipien funktionieren. In denen z. B. die Annahme eines Eigenwerts der Natur selbstverständlich ist und die Reduktion eines Geschöpfes auf seinen Nutzen für den Menschen absurd klingen würde.

Die Ökologie hat den Blick für die vielfältigen Zusammenhänge in der Natur geschärft und gezeigt, dass der Mensch in eben diese vielfältigen Zusammenhänge eingebunden ist und sein Wohlergehen von vielen Faktoren abhängt. Faktoren, die nicht nur direkt wirken und daher unmittelbar zu sehen sind, sondern die indirekt wirken, verflochten sind und deren Bedeutung zunächst nicht klar ist. Die Ökologie hat die Augen wieder für die Komplexität geöffnet, allerdings nicht im mysti-

schen Sinne einer Unergründbarkeit der Natur, sondern im Sinne potentieller wissenschaftlicher Durchschaubarkeit. Die Ökologie garantiert gleichsam, dass die Wirklichkeit aus Elementen und Wechselbeziehungen besteht. Diese müssen nur genau genug erkannt werden.

Die Naturwaldforschung begründet sich nun aus diesem ökologischen Weltbild heraus. Sie dient dem Erkennen von solchen Elementen sowie deren Wechselbeziehungen und erhöht damit die Nutzbarkeit der Natur für den Menschen. Sie ist ein Instrument der Naturbeherrschung. Naturmechanismen werden für die Kultur verwendet. Die Forstwirtschaft zieht sich ein Naturkleid an. Das alte Prinzip der Naturbeherrschung bleibt erhalten, nur sind die Techniken nicht mehr so plump und fehleranfällig.

Deshalb ist Naturwaldforschung letztendlich auch ökonomisch sinnvoll. Erst die Möglichkeit, auf ökonomische Vorteile verweisen zu können, macht obige Argumente in unserer Gesellschaft zu „knallharten“ Argumenten. Keine Gefühlsduselei romantischer Naturverklärung, sondern die einleuchtende Vernunft von Euro und Cent sind die größten Trümpfe in der Rechtfertigung der Naturwaldforschung.

Naturwaldforschung wird nicht für den Menschen betrieben - warum eine anthropozentrische Naturnäheforderung zu kurz greift

Täuschen wir uns? Sprechen wir vielleicht nur die Sprache unserer Gegner, damit sie uns verstehen und wir sie überzeugen können? Sind aber unsere Überzeugungen und Motivationen ganz andere? Wird wirklich jemand Naturwaldforscher, weil er die Natur besser nutzbar machen will? Oder ist der Anstoß, der ihn zum Thema geführt hat, nicht ein anderer? Es ist gut vorstellbar, dass die ursprüngliche Motivation weder eine wissenschaftliche noch eine wirtschaftliche war. Die Faszination, die die Natur auf den Menschen ausübt, ist anderer Art.

Würden wir mit der anthropozentrischen Argumentation ernst machen, müssten unsere Fragestellungen anders lauten. Wir müssten fragen, wo das Naturminimum liegt, das nützlicherweise nicht unterschritten werden darf. Wie viel Naturferne ist möglich? Wie viel Spielraum haben wir, um den wirtschaftlichen Nutzen zu maximieren?

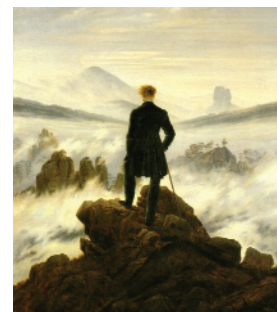
Konsequenzen? Seltene Arten hätten z. B. auf Grund ihrer Seltenheit bewiesen, dass sie entbehrlich sind. Sie wären nicht schützenswert, sondern überflüssig. Das Ökosystem funktioniert schließlich, obwohl sie kaum mehr in diesem System mitwirken.

Mit Hinweisen auf potentiellen, noch unbekanntem Nutzen in der Zukunft ist auch nicht viel gewonnen. Auf diese Weise könnte es höchstens notwendig werden, minimale Rückzugsgebiete zu erhalten. Und vielleicht sind die auch nicht nötig, solange ähnliche verwandte Arten ihr Fehlen kompensieren können. Auf großer Fläche muss deswegen keine Rücksicht genommen werden. Es ist fraglich, ob die heutige Praxis relativ waldschonender Forstwirtschaft anthropozentrisch zu begründen ist.

Ich möchte nicht missverstanden werden. Ich bin überzeugt, dass eine radikal anthropozentrische Praxis eine unmenschliche Welt zur Folge hat. Zugegebenermaßen ist dies eine paradoxe Folgerung: Menschen-Zentrierung führt zu Unmenschlichkeit. Die Paradoxie löst sich aber, sieht man, dass sie Ergebnis einer unglücklichen Reduktion des Menschseins ist. Einer Reduktion die aus der Anwendung ausschließlich wissenschaftlicher und wirtschaftlicher Rationalität resultiert.

Menschsein kann und sollte anders konstruiert werden. Eine Erscheinungswelt, in der Natur Eigenwert besitzt, ist für Menschen lebenswerter. Natur muss um der Natur willen gewollt werden, damit sie einem komplexeren und vollständigeren Menschsein nützt.

Abb. 7: In der Naturschutzdiskussion zählen nicht nur wissenschaftliche und ökonomische Argumente. Die Gesellschaft wird von Gefühlen geleitet. Erhabenheit und Schönheit der Natur sprechen für sich (Gemälde: CASPAR DAVID FRIEDRICH).



Naturschutz, der sich nur anthropozentrisch rechtfertigen will, muss sich eventuell vorrechnen lassen, dass es ökonomisch sinnvoller ist, das ach so geliebte Naturschutzgebiet einer Fabrik zu opfern. Jeder Wert, der mühevoll errechnet wird, kann vom Wert einer anderen Nutzung über-

trumpft werden (vgl. EHRENFELD 1997). Der Naturschützer versucht in der Sprache eines Systems zu argumentieren, das blinde Flecken hinsichtlich entscheidender Zusammenhänge hat, die sich nur außerhalb des Systems erkennen lassen. Er stellt sich einem Kampf, den er vielleicht gar nicht gewinnen kann.

Das Ziel „mehr Naturnähe“ muss auch mit emotionalen Argumenten verteidigt werden, damit es nicht im Strudel fortschreitender Ökonomisierung untergeht. Nur wenn die Gesellschaft an diesem Ziel festhält, bleibt die Naturwaldforschung eine sinnvolle Tätigkeit.

Literatur

EHRENFELD, D. (1997): Das Naturschutzdilemma. In Birnbacher, D. (Hrsg.): Ökophilosophie. S. 135-177

GOSSNER, M.; UTSCHICK, H. (2001): Douglasienbestände entziehen überwinternden Vogelarten die Nahrungsgrundlage. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Nummer 33, Freising

MOOG, M.; OESTEN, G. (2002): Forstwirtschaft in Wirtschaft und Gesellschaft. In: Handbuch des Umweltschutzes - Naturschutz und Landschaftspflege II - 7.5.1, 22 S.

Zusammenfassung

Seit 1978 gibt es in Bayern die Schutzkategorie Naturwaldreservate. In diesen Flächen unterbleibt jegliche Holznutzung, so dass sich allmählich wieder Strukturen von Urwäldern entwickeln können. Nachdem echte Urwälder in Deutschland fehlen, sind diese Reservate wichtige Referenzflächen für alle Waldökosystemforschungen. Aus diesem Forschungsbereich liefert der vorliegende Band aktuelle Informationen und setzt inhaltlich die Reihe „Naturwaldreservate in Bayern“ fort. Die Beiträge entsprechen den Vorträgen der Fachtagung zum 25jährigen Jubiläum am 27. November 2003 an der LWF.

Einleitend stellt WALTER KEITEL ein Verfahren vor, mit dessen Hilfe der Nutzungsverzicht bei der Ausweisung eines Naturwaldreservats bewertet wird. Dabei werden zwei Varianten dargestellt, eine Bewertung über 10 und eine über 30 Jahre. Anhand von neun repräsentativen Reservaten mit völlig unterschiedlichen Wuchsbedingungen werden die Ergebnisse der Bewertung vorgestellt. Während in ehemaligen Mittelwäldern, schwachwüchsigen Kiefernbeständen und Hochgebirgsreservaten der Nutzungsverzicht mehr oder weniger keinen Verlust darstellt, sind die Einnahmeverluste auf hochproduktiven Standorten mit Fichte oder Furniereichen am höchsten.

PETER MEYER verdeutlicht, wie anhand von Luftbildern die Veränderung von Bestandeslücken über einen Zeitraum von 20 Jahren untersucht werden kann. Seine Ergebnisse zeigen, dass Lücken in Buchenwäldern eher kleinflächig entstehen und somit in Buchenurwäldern eine hohe Ungleichaltrigkeit verursachen. Viele der Lücken schließen sich auf Grund des mittleren Alters der untersuchten Naturwaldreservate relativ schnell wieder. Daher sind Optimalphasen häufig gleichaltrig. Der Referent empfiehlt, Altbäume und Totholz zu belassen, um die strukturelle Vielfalt zu erhöhen.

ALEXANDER SCHNELL berichtet über die Veränderung der Waldstruktur im Totengraben, einem der wenigen kleinen Urwaldrelikte Bayerns. Aktuelle Aufnahmen werden mit Daten von 1955 verglichen. Die Struktur hat sich in diesem Zeitraum von einer Plenter- zur Altersphase entwickelt. Auffällig sind die hohen Totholzvorräte, die

ihre Funktion für eine Rannenverjüngung der Fichte beweisen.

JÖRG MÜLLER zeigt am Beispiel von Vogelgemeinschaften in Laubwaldreservaten, wie sowohl die Analyse der Gesamtzönose als auch einzelner Arten wichtige Aufschlüsse über den Naturnähegrad und das Auftreten von naturnahen Strukturen liefern. Naturwaldreservate mit hohen Anteilen alter oder großkroniger Eichen können bereits heute ähnliche Zönosen aufweisen wie vergleichbare Urwälder Osteuropas.

Die Mollusken in Naturwaldreservaten werden seit längerem untersucht und haben sich als hervorragende Weiser für Totholz, Waldtradition und Standort erwiesen. Dies zeigt CHRISTIAN STRÄTZ am Beispiel aller Naturwaldreservate Oberfrankens. Dabei wird die hohe Bedeutung der Reservate sowohl für die Vielfalt als auch besonders gefährdete Schneckenarten deutlich. Im Vergleich zu Fichtenwirtschaftswäldern treten in Naturwaldreservaten etwa zehnmal so viele Arten auf.

Dass der harmonische Einklang von Ökonomie und Ökologie kein Märchen sein muss, stellen HEINZ BÜBLER und HARALD LOY am neu ausgewiesenen Naturwaldreservat Eichhall im Hochspessart vor. In diesem Furniereichenbestand und zwei Schutzgebieten in der Nähe (Metzger und Rohrberg) treten seltene Urwaldreliktarten neben wertvollen Furnierbäumen auf. Der Vergleich mit entsprechenden Beständen im Wirtschaftswald macht die Ursachen für diese Vielfalt deutlich: Entscheidend ist das Angebot an reichhaltigen Strukturen.

ULRICH SIMON berichtet über die vergleichende Untersuchung der Käfer in Mittelwäldern, Eichenmischwäldern und Naturwaldreservaten vom Boden bis in die Krone. Er macht deutlich, wie wichtig es für das Gesamtverständnis des Waldes ist, die Baumkrone zu erfassen. Seine Analysen zeigen, welche Bedeutung dem Lichtigkeitsgradient im Eichenwald für die Biodiversität zukommt. Daneben unterstreicht er die Bedeutung der Naturwaldreservate als Referenz, relativiert diese aber auch aufgrund ihrer Entwicklungsgeschichte und ihrem geringen Alter.

Zum ersten Mal für Bayern werden die Kronen von Kiefern untersucht. JÜRGEN SCHMIDL stellt die Ergebnisse aus Baumkronenbenebelungen vor. Dabei wurden Kiefern auf natürlichem Standort im Naturwaldreservat Grenzweg (Nürnberger Reichswald) mit Wirtschaftswaldkiefern auf Laubwaldstandorten verglichen. Das bereits aus bodennahen Untersuchungen vorliegende Ergebnis, dass seltene und gefährdete Kiefernarten überwiegend nur in natürlichen Kiefernwäldern vorkommen, bestätigte sich auch in den Baumkronen. Damit ist es aus naturschutzfachlicher Sicht besonders wichtig, die Kiefer in natürlichen Vorkommen zu erhalten.

Abschließend nimmt GÜNTER DOBLER Waldforschung und Waldbewirtschaftung aus philosophischer Sicht kritisch unter die Lupe und spannt damit den Rahmen für alle weiteren Beiträge. Dabei hinterfragt er die ethisch letztendlich ungerechtfertigte Dominanz wissenschaftlicher und ökonomischer Betrachtungsweisen. Er zeigt einige ihrer Grenzen und Fallstricke auf und relativiert dadurch ihre Bedeutung. Dies macht den Weg frei für eine Erweiterung der Perspektiven auf die Natur und die Diskussion über den Umgang mit ihr.

JÖRG MÜLLER

Anschriften der Autoren

HEINZ BUSSLER
Am Greifenkeller 1b
91555 Feuchtwangen
Tel.: 09852/2766
e-mail: Heinz.Bussler@t-online.de

GÜNTER DOBLER
Bayerische Landesanstalt für Wald
und Forstwirtschaft
Am Hochanger 11
85354 Freising
Tel.: 08161/71-4937
e-mail: dob@lwf.uni-muenchen.de

WALTER KEITEL
Wiss. Sachverständiger für
Waldökologie und Waldschutz
Frömerner Straße 1
58730 Fröndenberg
Tel.: 02303/490-884
e-mail: w.keitel@VR-Web.de

Dr. PETER MEYER
Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt
Abt. A
Grätzelstraße 2
37079 Göttingen
Tel.: 0551/69401-180
e-mail: pmeyer@nfv.gwdg.de

JÖRG MÜLLER
Bayerische Landesanstalt für Wald
und Forstwirtschaft
Am Hochanger 11
85354 Freising
Tel.: 08161/71-4930
e-mail: mue@lwf.uni-muenchen.de

Dr. JÜRGEN SCHMIDL
AG Ökologie, Landschaft und Naturschutz
Institut für Zoologie 1
Universität Erlangen-Nürnberg
Staudtstraße 5
91058 Erlangen
Tel.: 09131/8528076
e-mail: jschmidl@biologie.uni-erlangen.de

ALEXANDER SCHNELL
Bayerische Landesanstalt für Wald
und Forstwirtschaft
Am Hochanger 11
85354 Freising
Tel.: 08161/71-4641
e-mail: asn@lwf.uni-muenchen.de

Dr. ULRICH SIMON
Bayerische Landesanstalt für Wald
und Forstwirtschaft
Am Hochanger 11
85354 Freising
Tel.: 08161/71-4930
e-mail: mue@lwf.uni-muenchen.de

CHRISTIAN STRÄTZ
Büro für Ökologische Studien
Oberkonnersreuther Straße 6a
95448 Bayreuth
Tel.: 0921/50 70 37-34
e-mail: chris.straetz@bth.de

Anhang

„Xylobionte Käferarten im Hochspessart als Weiser naturnaher Strukturen“ Artenliste (Holzkäfer nach Gilden) in taxonomischer Reihenfolge

Rote-Liste-Bayern (RLBY): Bussler 2003a, Bussler 2003b, Bussler und Hofmann 2003, Jungwirth 2003, Schmidl und Esser 2003, Schmidl und Bussler 2003, Sprick et al. 2003

Tab. 2: Xylobionte Käferarten im Hochspessart

Abk. Gilde: *a* = Altholzbesiedler *f* = Frischholzbesiedler
 m = Mulmhöhlenbesiedler *p* = Holzpilzbesiedler
 s = Art mit Sonderbiologie

EDV_CODE	Taxon	Gilde	RLBY 2003	WW Eichhall	NSG Metz	WW Metz	NSG Rohr	WW Rohr
01-028-001-	Tachyta nana	a		34				
10-002-004-	Plegaderus dissectus	a	3	5	9	2	6	4
10-005-001-	Abraeus granulum	a	3	2	8		1	1
10-005-002-	Abraeus parvulus	a	2					1
10-005-003-	Abraeus perpusillus	a		40	8	2	8	6
10-020-001-	Paromalus flavicornis	a		20	65	2	36	13
10-020-002-	Paromalus parallelepipedus	f				2	1	
10-024-003-	Platysoma compressum	a		10				1
16-007-001-	Anisotoma humeralis	p		3	91	82	41	92
16-007-003-	Anisotoma castanea	p			24	1	1	1
16-007-004-	Anisotoma glabra	p				1		
16-007-005-	Anisotoma orbicularis	p		1		6		
16-011-013-	Agathidium nigripenne	p		1	2	1	1	1
18-005-005-	Neuraphes carinatus	a	D	1	1		1	
18-007-005-	Stenichnus godarti	a			1		3	5
18-007-010-	Stenichnus bicolor	a			2			1
21-002-001-	Ptenidium gressneri	a	3	1	7			
21-002-003-	Ptenidium turgidum	a	3	1	4			
21-012-004-	Ptinella aptera	a		3				
23-0022-001-	Scaphidium quadrimaculatum	p		3		1		
23-0023-001-	Scaphisoma agaricinum	p		1				1
23-011-001-	Acrulia inflata	p			1	1		
23-014-004-	Phyllodrepa nigra	s	3				4	21
23-014-012-	Phyllodrepa ioptera	a		1	1			
23-0141-001-	Hapalaraea pygmaea	a	3	1			1	1
23-016-006-	Phloeonomus punctipennis	f						1
23-0162-001-	Phloeostiba planus	f			4	5		3
23-037-003-	Coryphium angusticolle	a						1
23-078-001-	Nudobius lentus	f		5	1			2
23-0801-001-	Hypnogyra glabra	a	3		1		2	8
23-081-001-	Atrecus affinis	a			1	5	16	21
23-090-009-	Gabrius splendidulus	a		4	3	3	6	17
23-103-001-	Velleius dilatatus	s	V		1	1		1
23-104-004-	Quedius microps	s	V				1	2
23-104-018-	Quedius maurus	a					1	
23-104-019-	Quedius xanthopus	a		22	41	4	54	126
23-104-020-	Quedius scitus	a			1		1	4
23-113-002-	Sepedophilus testaceus	a		2	4		1	1
23-130-023-	Gyrophaena strictula	p		2				
23-130-025-	Gyrophaena boleti	p						2
23-132-003-	Placusa tachyporoides	f			2	7	3	4
23-132-005-	Placusa atrata	f			1	2		
23-132-006-	Placusa pumilio	f			13	3	6	9
23-133-001-	Homalota plana	f		1				
23-141-001-	Leptusa pulchella	a		2	14	8	23	68
23-141-004-	Leptusa fumida	a		5		1	4	7
23-142-001-	Euryusa castanoptera	a		2	2	1		3
23-147-001-	Bolitochara obliqua	p		2	1			2
23-147-003-	Bolitochara mulsanti	p						1

23-.147-.005-.	Bolitochara lucida	p		8	1			
23-.201-.004-.	Phloeopora testacea	f					2	3
23-.201-.006-.	Phloeopora corticalis	f				1		3
23-.201-.007-.	Phloeopora scribae	f		3				
23-.201-.008-.	Phloeopora bernhaueri	f	3	4				
24-.002-.002-.	Bibloporus bicolor	a		2	1			1
24-.002-.003-.	Bibloporus minutus	a		1				
24-.002-.004-.	Bibloporus mayeti	a	V	2				
24-.006-.001-.	Euplectus nanus	a			4			
24-.006-.002-.	Euplectus kirbyi	a		3				
24-.006-.003-.	Euplectus piceus	a						9
24-.006-.005-.	Euplectus sparsus	a	2				28	47
24-.006-.013-.	Euplectus punctatus	a			1		2	
24-.006-.015-.	Euplectus karsteni	a			10		2	1
24-.008-.004-.	Plectophloeus erichsoni	a	3					3
24-.008-.005-.	Plectophloeus nubigena	a	V		1			3
24-.008-.006-.	Plectophloeus nitidus	a			1			
24-.008-.009-.	Plectophloeus fischeri	a			25	2	5	15
24-.012-.001-.	Trichonyx sulcicollis	a	V			1		
24-.015-.002-.	Batrisodes venustus	s					1	
24-.029-.001-.	Tyrus mucronatus	a	V	1				
25-.001-.001-.	Dictyopterus aurora	a				1		
25-.002-.001-.	Pyropterus nigroruber	a		1	1			
25-.004-.001-.	Platycis minutus	a		1	4		1	2
25-.004-.002-.	Platycis cosnardi	a	3	1				
25-.005-.001-.	Lygistorpterus sanguineus	a						8
27-.008-.001-.	Malthinus punctatus	a		11		2	1	2
27-.008-.005-.	Malthinus facialis	a	V	2				
27-.009-.015-.	Malthodes guttifer	a		39				
27-.009-.021-.	Malthodes hexacanthus	a			2			
27-.009-.022-.	Malthodes pumilus	a		3				
29-.003-.001-.	Hypebaeus flavipes	a	3		22		2	
29-.006-.0032.	Malachius bipustulatus	a		3				1
30-.002-.002-.	Aplocnemus nigricornis	a		1		1		
30-.003-.002-.	Trichoceble memnonia	a	3	3				
30-.005-.005-.	Dasytes cyaneus	a		32	2		2	
30-.005-.008-.	Dasytes plumbeus	a				1		
30-.005-.009-.	Dasytes aeratus	a		2			1	1
31-.002-.001-.	Tillus elongatus	a		3	228	1	71	13
31-.007-.001-.	Thanasimus formicarius	f		1	1			1
321.001-.001-.	Nemosoma elongatum	f		3		39	3	5
322.004-.001-.	Thymalus limbatus	p	3	2	2		11	25
33-.001-.001-.	Hylecoetus dermestoides	f		26	93	5	441	589
33-.002-.001-.	Lymexylon navale	a	3				51	19
34-.001-.004-.	Ampedus erythrogonus	a	3	8	9		13	9
34-.001-.008-.	Ampedus balteatus	a		1			3	1
34-.001-.010-.	Ampedus praeustus	a	2				1	
34-.001-.014-.	Ampedus nigerrimus	a	3	17	5		12	1
34-.001-.016-.	Ampedus cinnabarinus	a	3	2			6	2
34-.001-.018-.	Ampedus sanguinolentus	a			1			1
34-.001-.019-.	Ampedus pomorum	a		7	3	4	6	9
34-.001-.026-.	Ampedus nigrinus	a		1			1	
34-.0011.001-.	Brachygonus megerlei	a	2	11				
34-.004-.001-.	Procræus tibialis	m	2		2			
34-.007-.001-.	Elater ferrugineus	m	2	1				1
34-.016-.002-.	Melanotus rufipes	a		4	1		72	23
34-.016-.003-.	Melanotus castanipes	a		28	169	39	172	167
34-.026-.003-.	Anostirus castaneus	a		1	2		4	1
34-.030-.001-.	Calambus bipustulatus	a		14				
34-.031-.001-.	Hypoganus inunctus	a	V	5			8	1
34-.033-.002-.	Denticollis rubens	a	2	1	6		1	2
34-.033-.004-.	Denticollis linearis	a		2	9		4	4
34-.038-.002-.	Stenagostus rhombeus	a	2	10	1		3	2
34-.040-.001-.	Crepidophorus mutilatus	m	1	1	3		3	
36-.001-.001-.	Melasis buprestoides	f		7	7	7	40	25
36-.003-.001-.	Eucnemis capucina	a	3		3	1	2	2
36-.011-.001-.	Hylis olexai	a	3	4	9	139	15	56
36-.011-.002-.	Hylis cariniceps	a		1	1			

36-.011-.003-	Hylis foveicollis	a		1	2		2	2
38-.016-.002-	Chrysobothris affinis	f		3				
38-.020-.003-	Agrilus biguttatus	f		1				
38-.020-.004-	Agrilus laticornis	f		2				
38-.020-.007-	Agrilus sulcicollis	f		2				1
38-.020-.011-	Agrilus olivicolor	f		1				
38-.020-.022-	Agrilus viridis	f		2				
40-.004-.001-	Prionocyphon serricornis	s		3	1		1	
45-.005-.004-	Globicornis corticalis	s	2				1	
45-.007-.001-	Ctesias serra	s			2		4	
491.003-.002-	Oxylaemus variolosus	a	1					3
492.002-.001-	Cerylon fagi	a		2	12	4	9	8
492.002-.002-	Cerylon histeroides	a		7	10	1	7	8
492.002-.003-	Cerylon ferrugineum	a		40	22	11	17	32
50-.006-.002-	Carpophilus sexpustulatus	s		6		1	1	1
50-.009-.005-	Epuraea neglecta	f		1	3	2	7	4
50-.009-.007-	Epuraea pallescens	f						1
50-.009-.015-	Epuraea marseuli	f		1	1			
50-.009-.020-	Epuraea terminalis	f		1			1	
50-.009-.028-	Epuraea variegata	p		2	10	1	5	3
50-.019-.002-	Cychramus luteus	p		1	7	3		2
50-.021-.001-	Glischrochilus quadriguttatus	f		3	13	9	17	17
50-.021-.003-	Glischrochilus quadripunctatus	f		1				1
50-.022-.001-	Pityophagus ferrugineus	f			4	1	16	27
52-.001-.003-	Rhizophagus depressus	f			1	2	1	
52-.001-.004-	Rhizophagus ferrugineus	f					15	7
52-.001-.006-	Rhizophagus perforatus	f	G		8	5	72	114
52-.001-.008-	Rhizophagus dispar	f		24	55	9	140	164
52-.001-.009-	Rhizophagus bipustulatus	f		12	46	26	55	36
52-.001-.010-	Rhizophagus nitidulus	a	3	4	7		47	24
52-.001-.012-	Rhizophagus parvulus	f	3		1		1	
52-.001-.013-	Rhizophagus cribratus	a	G		6	2	26	23
531.006-.001-	Silvanus bidentatus	f		5	10	1	2	1
531.006-.002-	Silvanus unidentatus	a		20				1
531.011-.001-	Uleiota planata	a		53				
54-.001-.001-	Tritoma bipustulata	p		4		1		
54-.002-.001-	Triplax aenea	p	3	1				1
54-.002-.003-	Triplax russica	p	3	11	61	4	7	17
54-.003-.004-	Dacne bipustulata	p		1				2
541.002-.001-	Diplocoelus fagi	p	V	1				1
55-.008-.020-	Cryptophagus micaceus	s		1				
55-.008-.023-	Cryptophagus labilis	m	2	1	8			35
55-.0081.005-	Micrambe abietis	p		2				
55-.014-.006-	Atomaria ornata	a						2
55-.014-.033-	Atomaria turgida	a		1				
55-.014-.041-	Atomaria diluta	p	3		4	1	5	23
55-.014-.052-	Atomaria atrata	p	2				1	
561.001-.002-	Laemophloeus kraussi	a	1	1				
561.002-.001-	Placonotus testaceus	f		8				
561.004-.001-	Cryptolestes duplicatus	f		5				
58-.003-.0081.	Latridius hirtus	p	3	1	6	2		
58-.003-.0101.	Latridius consimilis	p	1		8		35	6
58-.003-.012-	Latridius brevicollis	p	1		55	1		
58-.004-.010-	Enicmus fungicola	p		7	13	3	24	33
58-.004-.013-	Enicmus testaceus	p	2	3	3			
58-.004-.016-	Enicmus atriceps	p	2	5	2	3	1	1
58-.0061.006-	Stephostethus alternans	p		3	8	3	5	3
58-.007-.018-	Corticaria longicollis	s			6		1	
59-.002-.001-	Triphyllus bicolor	p	3		3			
59-.003-.001-	Litargus connexus	p		36	9	34	5	12
59-.004-.001-	Mycetophagus quadripustulatus	p		6	4	7	36	74
59-.004-.003-	Mycetophagus piceus	p	3	8	2		3	5
59-.004-.006-	Mycetophagus atomarius	p		5	39	4	1	7
59-.004-.007-	Mycetophagus quadriguttatus	p			2			
59-.004-.008-	Mycetophagus multipunctatus	p	3	1				10
59-.004-.010-	Mycetophagus populi	p	2	1	1			
60-.003-.001-	Pycnomerus terebrans	a	1	2			3	13
60-.014-.001-	Cicones variegatus	p	3	1	43	6	14	39

60-.016-.001-	Bitoma crenata	a		25			1	2
601.002-.001-	Arthrolips obscurus	p	2					1
601.008-.003-	Orthoperus atomus	p			1			
601.008-.004-	Orthoperus mundus	p				1	1	3
61-.013-.001-	Endomychus coccineus	p		1				
63-.001-.001-	Sphindus dubius	p	G			1		2
63-.002-.001-	Arpidiphorus orbiculatus	p	G		1			
65-.001-.001-	Octotemnus glabriculus	p				1	1	2
65-.003-.001-	Ropalodontus perforatus	p	3	5	27		1	12
65-.005-.001-	Sulcacis affinis	p		4			1	
65-.005-.003-	Sulcacis fronticornis	p		13				4
65-.006-.001-	Cis lineatocribratus	p	3		7			
65-.006-.002-	Cis nitidus	p		9	28	28	15	12
65-.006-.007-	Cis hispidus	p			2	6	2	4
65-.006-.011-	Cis boleti	p		42	4	2	6	8
65-.006-.015-	Cis castaneus	p		8	21		12	8
65-.006-.016-	Cis dentatus	p		2				
65-.006-.017-	Cis bidentatus	p			3			
65-.0061.001-	Orthocis alni	p		1				
65-.0061.008-	Orthocis festivus	p		1	2			5
65-.007-.002-	Ennearthron cornutum	p		4	4	3		
66-.002-.001-	Lyctus brunneus	a			1			
67-.014-.001-	Xylopertha retusa	f	2	1				
68-.001-.002-	Hedobia imperialis	a		5	3	2	2	1
68-.005-.001-	Xestobium plumbeum	a		1		1		
68-.005-.002-	Xestobium rufovillosum	a					1	
68-.007-.005-	Ernobius abietis	a		1				
68-.007-.012-	Ernobius mollis	a			1			
68-.010-.001-	Gastrallus immarginatus	a		40				
68-.012-.005-	Anobium costatum	a		24				2
68-.014-.001-	Ptilinus pectinicornis	a		9	797	29	1641	207
68-.022-.003-	Dorcatoma chrysomelina	a	3	4	410		42	
68-.022-.006-	Dorcatoma dresdensis	p	3	2	21		13	1
68-.022-.007-	Dorcatoma robusta	p	3	3	2		1	1
70-.007-.002-	Ischnomera caerulea	a	D	1				
711.005-.001-	Vincenzellus ruficollis	f		17	3	2	5	18
711.006-.002-	Salpingus planirostris	f		28		2		14
711.006-.003-	Salpingus ruficollis	f		23	13	16	10	9
72-.001-.001-	Pyrochroa coccinea	a		71	7		4	2
72-.002-.001-	Schizotus pectinicornis	a		3		1	1	2
73-.001-.003-	Scraptia fuscula	a	3	20				2
73-.004-.001-	Anaspis humeralis	a		2				
73-.004-.009-	Anaspis frontalis	a		1	3			
73-.004-.011-	Anaspis marginicollis	a	2	4			4	
73-.004-.012-	Anaspis thoracica	a					1	
73-.004-.013-	Anaspis ruficollis	a	2	9				
73-.004-.019-	Anaspis rufilabris	a		17	10	11	9	2
74-.003-.002-	Euglenes oculatus	m	3	22			1	
79-.001-.001-	Tomoxia bucephala	a		4	5	1	4	23
79-.012-.001-	Mordellochroa abdominalis	a		1				1
80-.005-.002-	Orchesia micans	p		1				
80-.005-.003-	Orchesia luteipalpis	p	3	1				
80-.005-.004-	Orchesia minor	p		2				
80-.005-.006-	Orchesia undulata	p		7	2	7	7	19
80-.009-.002-	Phloiотrya rufipes	a	3		2	2		
80-.009-.003-	Phloiотrya vaudoueri	a	2	3				3
80-.013-.001-	Hypulus quercinus	a	1		1		3	
80-.016-.001-	Melandrya caraboides	a		3		12	8	7
80-.018-.001-	Conopalpus testaceus	a		12	1		8	1
80-.019-.001-	Osphya bipunctata	a	2	5				
801.001-.001-	Tetratoma fungorum	p		12			1	2
801.001-.002-	Tetratoma desmarestii	p	0	2				
82-.001-.002-	Allecula morio	m	3	7	5	1	3	18
82-.003-.001-	Prionychus ater	m		1	1			
82-.005-.001-	Pseudocistela ceramboides	m	2		4		1	
82-.008-.011-	Mycetochara linearis	a		7	8	13	9	1
83-.014-.001-	Bolitophagus reticulatus	p	3	156	47	2	28	32
83-.016-.001-	Eledona agricola	p		5			1	

83-.022-.002-	Pentaphyllus testaceus	a	3	3	1		1	1
83-.023-.001-	Corticeus unicolor	a		172	57	168	161	40
83-.023-.007-	Corticeus bicolor	f	3				2	
83-.023-.008-	Corticeus fasciatus	a	2				6	
83-.030-.001-	Uloma culinaris	a	2	9	13		2	4
841.001-.006-	Trox perrisii	s	0	1				
85-.045-.001-	Cetonia aurata	a						2
85-.049-.001-	Osmoderma eremita	m	2	2			2	
86-.001-.001-	Lucanus cervus	a	2	1				
86-.002-.001-	Dorcus parallelipedus	a					2	
86-.003-.002-	Platycerus caraboides	a		8				5
86-.004-.001-	Ceruchus chrysomelinus	a	2	2				1
86-.005-.001-	Sinodendron cylindricum	a	3	30	55	79	32	29
87-.004-.001-	Prionus coriarius	a		2				
87-.011-.001-	Rhagium bifasciatum	a		2				
87-.011-.002-	Rhagium sycophanta	f	3	5			19	89
87-.011-.003-	Rhagium mordax	f		43	17	2	62	231
87-.011-.004-	Rhagium inquisitor	f					3	1
87-.014-.001-	Oxymirus cursor	a					4	2
87-.019-.001-	Gaurotes virginea	a		1				
87-.023-.003-	Grammoptera abdominalis	a	3	1				
87-.024-.001-	Alosterna tabacicolor	a		5	1		4	3
87-.027-.0021-	Leptura aurulenta	a	2	2	1			1
87-.027-.0041-	Leptura maculata	a		10			2	1
87-.0271.002-	Anoplodera sexguttata	a	3				1	
87-.0274.006-	Corymbia rubra	a				1	1	
87-.0274.009-	Corymbia scutellata	a	2		6		5	5
87-.0281.001-	Pachytodes cerambyciformis	a					2	5
87-.0293.001-	Stenurella melanura	a		11		1	2	
87-.032-.003-	Cerambyx scopolii	f	3	2				1
87-.054-.001-	Pyrrhidium sanguineum	f		3	1			7
87-.055-.001-	Phymatodes testaceus	f		1	4	4	3	1
87-.058-.003-	Clytus arietis	f		2	1		1	
87-.060-.002-	Plagionotus arcuatus	f		1				
87-.063-.001-	Anaglyptus mysticus	f		2				
87-.075-.001-	Pogonocherus hispidulus	f		2				
87-.078-.001-	Leiopus nebulosus	f		49	3	1	3	5
87-.082-.003-	Saperda populnea	f		1				
87-.082-.004-	Saperda scalaris	f		2				1
87-.085-.001-	Stenostola dubia	f			1			
90-.008-.001-	Dissoleucas niveirostris	a			2			
90-.010-.001-	Anthribus albinus	a		3	7	10	10	9
91-.001-.003-	Scolytus intricatus	f		74	4	2	3	3
91-.024-.002-	Dryocoetes villosus	f		10	33		421	438
91-.027-.001-	Ernoporicus fagi	f		18	2	16		3
91-.029-.002-	Pityophthorus pityographus	f		3				
91-.031-.003-	Taphrorychus bicolor	f		234	22	35	10	3
91-.032-.001-	Pityogenes chalcographus	f		2				
91-.036-.001-	Xyleborus dispar	f		1	63	43	47	188
91-.036-.004-	Xyleborus saxeseni	f		27	108	36	482	1337
91-.036-.005-	Xyleborus monographus	f		10	4	1	60	237
91-.036-.008-	Xyleborus germanus	f		12	483	779	171	171
91-.036-.010-	Xyleborus peregrinus	f		139				
91-.038-.001-	Xyloterus domesticus	f		14	147	18	3	11
91-.038-.002-	Xyloterus signatus	f		9	56	25	15	85
93-.077-.002-	Cossonus parallelepipedus	a	3	1				
93-.079-.001-	Phloeophagus lignarius	a			6		2	10
93-.081-.001-	Stereocorynes truncorum	a			1			1
93-.112-.004-	Magdalis flavicornis	f		3				
93-.113-.001-	Trachodes hispidus	a		2	1		3	10
93-.1311.001-	Dryophthorus corticalis	a	3				7	
93-.135-.002-	Acalles roboris	a					1	2
93-.135-.007-	Acalles camelus	a			2	3	3	1
93-.135-.011-	Acalles lemur	a	3		1			
93-.135-.012-	Acalles echinatus	a			1		1	3
93-.135-.013-	Acalles commutatus	a	3	1				
93-.135-.017-	Acalles hypocrita	a		1	9		4	10