

ALLGEMEINE FORST UND JAGDZEITUNG

ISSN 0002-5852

INHALTSVERZEICHNIS

AUFSATZE

- | | | |
|--|--|----|
| L. Hinrichs | Automatisierte Generierung von Behandlungspfaden für Mischbestände | 77 |
| | (Automatic generation of treatment paths for mixed forest stands) | |
| M. Kohler,
B. Köckemann,
M. Peichl, J. Schmitt,
und A. Reif | Auswirkungen des Trockenjahres 2003 auf den Kronenzustand unter- und mittelständiger Buchen (<i>Fagus sylvatica</i> L.) am Ökoton zwischen Buchen- und Flaumeichenwald im Naturschutzgebiet Innerberg, Südbaden | 86 |
| | (Impacts of the drought 2003 on the crown condition of suppressed and intermediate beech trees (<i>Fagus sylvatica</i> L.) at the ecotone between beech and downy oak forest in the nature reserve Innerberg, Südbaden) | |
| F. Rühle,
A. Baumgart
und T. Riemer | Nachsuchen Hannoverscher Schweißhunde: Zur Bedeutung des Hörkontaktes zum geschnallten Hund für Hetzenlänge und Suchenerfolg | 91 |
| | (Tracking down wounded game with the aid of Hannoverian Bloodhounds: the effect of the acoustic tie of the dog handler to his chasing hound on the lengths of the chases and on the tracking success) | |

177. JAHRGANG 2006 HEFT 5 MAI

J. D. SAUERLANDER'S VERLAG • FRANKFURT AM MAIN

ALLGEMEINE FORST UND JAGDZEITUNG

Unter Mitwirkung der
Mitglieder der Lehrkörper der Forstlichen Fakultäten
von Freiburg i. Br. und Göttingen

herausgegeben von

Dr. K.-R. Volz
o. Professor
der Forstwissenschaft an der
Universität Freiburg i. Br.

Dr. Dr. h.c. K. von Gadow
o. Professor
der Forstwissenschaft an der
Universität Göttingen

ISSN 0002-5852

Erscheinungsweise: Jährlich 12 Hefte, bei Bedarf Doppelhefte (zweimonatlich).

Bezugspreis: Jährlich € 148,- zuzüglich Zustellgebühr; Studenten und in Ausbildung befindliche Forstreferendare € 118,40 (empf. Richtpreis). Preis der Einzelhefte je nach Umfang verschieden.

Bezug: Durch den Buchhandel oder direkt vom Verlag. Das Abonnement gilt jeweils für einen Jahrgang. Es läuft weiter, wenn nicht unmittelbar nach Lieferung des Schlussheftes eines Jahrgangs eine Abbestellung erfolgt.

Manuskripte (es werden nur Erstarbeiten veröffentlicht) sind nach vorheriger Anfrage an die Herausgeber einzusenden. Für unverlangt eingegangene Manuskripte wird keine Gewähr übernommen. Rücksendung erfolgt nur, wenn Rückporto beiliegt.

Entsprechend dem international weit verbreiteten Review-Verfahren wird jeder Beitrag von zwei Fachgutachtern (vor allem Mitglieder der Lehrkörper der Forstlichen Fakultäten der Universitäten in Freiburg i. Br. und Göttingen) hinsichtlich Inhalt und Form geprüft. Die Manuskripte sind möglichst auf Diskette und in dreifacher Ausfertigung einzureichen. Sie sollten 3 bis 4 (maximal 6 Druckseiten) umfassen. Hierbei entspricht eine Druckseite ungefähr einem zweiseitigen Text mit 12-Punkt-Schrift in Times New Roman. Neben einem möglichst kurz gehaltenen Titel der Arbeit sind bis zu maximal 10 Schlagwörter und key words anzugeben. Manuskripte mit Tabellen und Abbildungen werden nur angenommen, wenn die Tabellen-Überschriften und die Abbildungsunterschriften in deutscher und englischer Sprache abgefasst sind. Der Beitrag soll neben einer deutschen Zusammenfassung eine Zusammenfassung in englischer Sprache (Summary mit Title of the paper) enthalten. Die Übersetzung ins Französische (Résumé) erfolgt i. Allg. durch den Verlag.

Um unnötige Korrespondenz zu vermeiden, werden die Autoren gebeten, bei Abfassung ihres Manuskriptes eine neuere Ausgabe der Allgemeinen Forst- und Jagdzeitung sowie die beim Verlag und bei den Herausgebern erhältlichen „Hinweise für die Autoren“ zu beachten.

Die in dieser Zeitschrift veröffentlichten Beiträge sind urheberrechtlich geschützt. Übersetzung, Nachdruck – auch von Abbildungen –, Vervielfältigung auf photomechanischem oder ähnlichem Wege oder im Magnettonverfahren, Vortrag, Funk- und Fernsendedung sowie Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen – auch auszugsweise – bleiben vorbehalten. Werden von einzelnen Beiträgen oder Teilen von ihnen einzelne Vervielfältigungsstücke im

Rahmen des § 54 UrhG hergestellt und dienen diese gewerblichen Zwecken, ist dafür eine Vergütung gem. den gleichlautenden Gesamtverträgen zwischen der Verwertungsgesellschaft Wort, Abt. Wissenschaft, Goethestr. 49, 80336 München und dem Bundesverband der Deutschen Industrie e. V., dem Gesamtverband der Versicherungswirtschaft e. V., dem Bundesverband deutscher Banken e. V., dem Deutschen Sparkassen- und Giroverband und dem Verband der Privaten Bausparkassen e. V., in die VG Wissenschaft zu entrichten. Die Vervielfältigungen sind mit einem Vermerk über die Quelle und den Vervielfältiger zu versehen. Erfolgt die Entrichtung der Gebühren durch Wertmarken der VG Wissenschaft, so ist für jedes vervielfältigte Blatt eine Marke im Wert von € 0,20 zu verwenden.

Anzeigenannahme: J. D. Sauerländer's Verlag, Finkenhofstraße 21, D-60322 Frankfurt am Main.

Anzeigenpreis: Die 43 mm breite mm-Zeile € 0,44. Für Geschäftsanzeigen gilt die Preisliste Nr. 8. Anfragen an Verlag erbeten.

Verlag: J. D. Sauerländer's Verlag, Finkenhofstraße 21, D-60322 Frankfurt am Main, Fernruf (069) 55 52 17, Telefax (069) 5 96 43 44. eMail: aulbach@sauerlaender-verlag.com. Internet: www.sauerlaender-verlag.com. *Bankkonten:* Commerzbank, Frankfurt a. M. 5 408 075; Frankfurter Sparkasse (Girokonto 96 958); Postbankkonto: Frankfurt a. M. Nr. 896-607.

This journal is covered by ELFIS, EURECO, CAB Forestry Abstracts, Chemical Abstracts, by Current Contents Series Agriculture, Biology and Environmental Sciences (CC/AB) and by the Science Citation Index® (SCI®) of Institute for Scientific Information.

Die Anschriften der Herausgeber:

Prof. Dr. K.-R. VOLZ, Institut für Forst- und Umweltpolitik der Universität Freiburg, Tennenbacher Str. 4, D-79106 Freiburg

Prof. Dr. Dr. h. c. KLAUS VON GADOW, Institut für Waldinventur und Waldwachstum der Universität Göttingen, Büsgenweg 5, D-37077 Göttingen

Die Anschriften der Mitarbeiter von Heft 5 des 177. Jahrgangs:

FOR. Dipl.-Forstwirt ANDREAS BAUMGART, Universität Göttingen, Institut für Wildbiologie und Jagdkunde, Büsgenweg 3, D-37077 Göttingen

LARS HINRICHS, M. Sc., Universität Göttingen, Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Büsgenweg 5, D-37077 Göttingen

Dipl.-Forstwirt BENJAMIN KÖCKEMANN, Universität Göttingen, Albrecht von Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Untere Karspüle 2, D-37073 Göttingen

Dr. MARTIN KOHLER, Universität Freiburg, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Waldbau-Institut, Tennenbacher Str. 4, D-79085 Freiburg

Dipl.-Forstwirt MATTHIAS PEICHL, McMaster University, School of Geography & Earth Sciences, 1280 Main St W., L8S 4K1, Hamilton, Ontario, Canada

Prof. Dr. ALBERT REIF, Universität Freiburg, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Waldbau-Institut, Tennenbacher Str. 4, D-79085 Freiburg

Dr. THOMAS RIEMER, Universität Göttingen, Institut für Forstliche Biometrie und Informatik, Büsgenweg 4, D-37077 Göttingen

Dr. FERDINAND RÜHE, Universität Göttingen, Institut für Wildbiologie und Jagdkunde, Büsgenweg 3, D-37077 Göttingen

Dipl.-Forstwirtin JULIA SCHMITT, Universität Freiburg, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Waldbau-Institut, Tennenbacher Str. 4, D-79085 Freiburg

Übersetzung der Résumés,

soweit sie nicht von den Autoren zur Verfügung gestellt werden:
J. MAHEUT, 25 Av. du Gal Leclerc, F-54600 Villers-les-Nancy



Aufsätze der Allgem. Forst- und Jagdzeitung seit 1949 in einem exklusiven Recherche-Modul auf dieser CD von EURECO: 26.279 Publikationen, 930.000 Keywords, zweisprachige Recherche Deutsch-Englisch, virtuelle Bibliothek, Ausdrücke und Datenport in Profiversion; ab € 49,- aid, Konstantinstraße 124, Stichwort 'ÖKOWALD', D-53179 Bonn
<http://www.fh-rottenburg.de/greenlink/oekowald/index.html>

Automatisierte Generierung von Behandlungspfaden für Mischbestände

(Mit 5 Abbildungen und 3 Tabellen)

Von L. HINRICHS¹⁾

(Angenommen Dezember 2005)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Forsteinrichtung; automatisierte Generierung; Bestandesbehandlungspfad; Handlungsraum; Durchforstungseingriffe; maximale Grundfläche; Mischungsanteil; Waldentwicklungstyp; Mehrpfadprinzip.

Forest management; automatic generation; treatment path; operational domain; thinning; maximum basal area; species proportion; forest development types; multiple path concept.

1. BESTANDESBEHANDLUNGSPFADE

Durch Menschen besiedelte Kulturlandschaften sind gegliederte Lebensräume, deren geografische Besonderheit durch die Art der Nutzung und durch die Eigentumsgrenzen bestimmt wird. In einer Waldlandschaft ist die räumliche Gliederungseinheit der durch unterschiedliche Standortsbedingungen und durch Unterschiede in der historischen Nutzung gekennzeichnete Einzelbestand. Waldlandschaften werden erst durch die Einteilung in Bestände überschaubar, erfassbar und kalkulierbar. Jeder Bestand ist durch seine räumliche Lage und durch bestimmte Merkmale definiert. Diese Merkmale, Alter, Dichte, Mischungsanteile der Baumarten, Güte und Dimensionen der Bäume, bilden die Grundlage für Entscheidungen, die nicht nur den Bestand selbst, sondern auch die Waldlandschaft bzw. den Forstbetrieb insgesamt betreffen. Daher sind Planungen auf Waldlandschafts- und Bestandesebene untrennbar miteinander verbunden. Die Entwicklung der Waldlandschaft ergibt sich durch eine bestimmte Kombination von Bestandesentwicklungen (GADOW, 1991, 2005).

Jede Bestandesentwicklung ist durch eine Abfolge forstlicher Eingriffe und deren Auswirkungen auf das Ökosystem und den Betriebserfolg bestimmt. Diese Abfolge wird als *Behandlungspfad* oder *Pfad* bezeichnet. Eine Aufgabe der Forsteinrichtung besteht darin, Behandlungspfade für Bestände zu beschreiben und zu bewerten, mit dem Ziel, ein möglichst realistisches Gesamtkonzept für die Waldlandschaft zu entwerfen. Um einen Pfad für den Zeitraum $t_0 \dots t_1$ beschreiben zu können, müssen drei wichtige Bereiche berücksichtigt werden (vgl. Abb. 1):

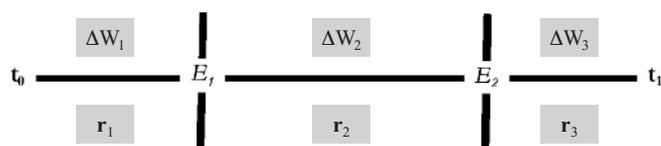


Abb. 1

Ein Pfad im „Zeitfenster“ t_0-t_1 ist gekennzeichnet durch forstliche Eingriffe (E_i) zum Zeitpunkt i , sowie durch natürliches Wachstum (ΔW_j) und ungeplante Störungen (r_j) im Zeitraum j .

A path for the time window t_0-t_1 is characterised by forest operations (E_i) at a given time i , as well as natural growth (ΔW_j) and unforeseen hazards (r_j) in period j .

- die forstlichen Eingriffe (E_i) zum Zeitpunkt i ,
- das natürliche Wachstum (ΔW_j) im Zeitraum j und
- ungeplante Störungen (r_j) im Zeitraum j .

Der Entwurf eines Pfades ist also ein Prozess, der die Auswirkungen bestimmter forstlicher Eingriffe auf die zukünftige Bestandesentwicklung abschätzt. Im Jargon der Ökonomie bildet die Menge der Pfade ein Entscheidungsfeld, das durch die Merkmale Handlungsraum A , Zustandsraum Z sowie durch eine Ergebnissfunktion g gekennzeichnet ist (BAMBERG und COENENBERG, 1994).

Für jede Aktion a aus A und jeden Zustand z aus Z gibt das Entscheidungsfeld die Konsequenzen $g(a, z)$ an, die mit dem Zusammentreffen der Aktion a und dem Zustand z verknüpft sind. Dem Entscheidungsträger stehen zu einem bestimmten Zeitpunkt bestimmte Handlungsalternativen a_1, a_2, \dots, a_m offen. Die Menge $A = \{a_1, a_2, \dots, a_m\}$ der möglichen Handlungsalternativen bildet den Handlungsraum²⁾ für einen bestimmten Einzelbestand.

Aus Sicht der Forsteinrichtung bilden alle Pfade a_i des Bestandes i den Handlungsraum A_i . Jeder Pfad durchläuft ein befristetes „Zeitfenster“, das durch einen Ausgangszustand und einen Endzustand, sowie durch forstliche Eingriffe bestimmt ist.

Unter forstlichen Eingriffen werden im Allgemeinen Aktionen verstanden, mit denen der Mensch versucht die Richtung der Pfade direkt zu beeinflussen. Dies kann z.B. durch die Veränderung des Nährstoffhaushaltes des Bodens durch Düngung, die Veränderung der Werteigenschaften einzelner Bäume durch Astung oder die Förderung der Verjüngung durch Zaunbaumaßnahmen erfolgen. Die aus waldwachstumskundlicher Sichtweise bedeutendste Form des Eingriffs stellt die Durchforstung dar. Nach BURSCHEL (1994) ist sie die entscheidende forstliche Handlung hinsichtlich der Qualitätsentwicklung einzelner Bäume und der Stabilität von Beständen. Die Auswirkungen eines einzelnen Durchforstungseingriffs lassen sich nur als Teilelement innerhalb einer Abfolge von Maßnahmen beurteilen (KRAMER, 1988, S. 186). Im Rahmen dieser Untersuchung werden nur Durchforstungseingriffe zur Definition der Pfade verwendet.

Die Anzahl aller möglichen Bestandesbehandlungspfade (der *Handlungsraum*) wird durch die vorherrschenden ökologischen und sozio-ökonomischen Beschränkungen bestimmt, die auf unterschiedlichen Ebenen und mit unterschiedlicher Schärfe definiert werden können. (GADOW und FÜLDNER, 1995; GADOW und PUUMALAINEN, 1998; PRETZSCH, 2001). Die Restriktionen werden durch Konstanten und Variablen beschrieben, die maximale und/oder minimale Grenzwerte darstellen und die vom Modell nicht über- oder unterschritten werden dürfen. Die Grenzwerte der einzelnen Restriktionen eines Modells sind im weitesten Sinne durch naturwissenschaftliche Gesetzmäßigkeiten gegeben, werden aber zum Teil im Zuge der Modellkonstruktion vom Modellentwickler auf ein zur Lösung einer speziellen Fragestellung entsprechendes Maß festgelegt. Hinsichtlich der Modellbildung für ein System zur automatisierten Pfadgenerierung in Mischbeständen ist dies von entscheidender Bedeutung, da die Einbeziehung möglichst vieler Pfade in den Entscheidungsprozess zur mittelfristigen Steuerung der Waldbewirtschaftung, das Ziel des hier zu Grunde liegenden Ansatzes zur Optimierung der Waldlandschaft darstellt. Bei der Auswahl und Formulierung der Restriktionen des Modells ist daher

¹⁾ Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Büsingenweg 5, 37077 Göttingen.

²⁾ Synonyme Begriffe sind Aktionsraum, Aktionenraum, Aktionsfeld, Alternativenmenge, Entscheidungsraum, beeinflussbarer Teil des Entscheidungsfeldes.

darauf zu achten, dass der begrenzte Handlungsraum einerseits groß genug ist um eine ausreichend breite Variation unterschiedlicher Pfade zu erzeugen (untere Grenze) und andererseits in Hinblick auf die Laufzeit der entsprechenden Softwareanwendung berechenbar bleibt (obere Grenze).

Gemäß diesen Annahmen wurde ein Modell zur automatisierten Pfadgenerierung für Mischbestände entwickelt, das als Grundlage für die Suche nach der optimalen Waldentwicklung für ganze Betriebe dienen soll. Die dafür verwendeten Modellkomponenten sollen die komplexen Wachstumsvorgänge in Mischbeständen abbilden und gezielte Veränderungen der Baumartenanteile im Rahmen von Überführungen berücksichtigen. Die Generierung der Pfade soll dabei systematisch in einem Handlungsraum erfolgen, der anhand von gängigen Kenngrößen aus der forstlichen Praxis, die möglichst einfach im Gelände zu erheben sind, definiert ist. Aus Vereinfachungsgründen wurde das Modell zunächst nur für Mischbestände aus Buchen und Fichten angepasst. Die Übertragbarkeit auf andere Mischungstypen wurde jedoch bei der Entwicklung berücksichtigt.

2. DEFINITION DES HANDLUNGSRAUMS

Für die Eingrenzung des Handlungsraums wurden vier Restriktionsvariablen ausgewählt, die auf unterschiedlichen Ebenen wirksam sind und variabel gestaltet werden können, so dass die Größe des betrachteten Handlungsraums je nach Bedarf angepasst werden kann (vgl. Abb. 2).

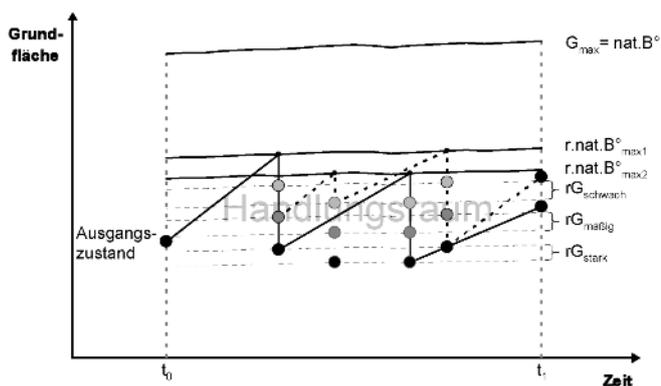


Abb. 2

Der zulässige Handlungsraum, eingeschränkt durch die Maximaldichte ($r.nat.B^o_{max}$), die Durchforstungsstärke (rG) und das Zeitfenster (t_0, t_1).

The valid operational domain, restricted by the maximum density ($r.nat.B^o_{max}$), the thinning weight (rG) and the time window (t_0, t_1).

Als wachstumslimitierende Restriktion wird der hier als relativer natürlicher Bestockungsgrad bezeichnete, relative Anteil der maximalen Grundfläche (G_{max}) (REINECKE, 1933; ASSMANN, 1961; STERBA, 1987; DÖBBELER und SPELLMANN, 2002; PRETZSCH und BIBER, 2005) verwendet. Die Überschreitung des vom Benutzer festgelegten maximalen Grenzwertes ($r.nat.B^o_{max}$) leitet eine Durchforstungsmaßnahme ein. Um die Bestandesdichte zum Durchforstungszeitpunkt variabel zu halten, werden zwei maximale Dichtestufen vorgegeben ($r.nat.B^o_{max1}, r.nat.B^o_{max2}$).

Die Ausprägung der Durchforstung wird durch Vorgabe einer schwachen, einer mäßigen und einer starken Eingriffsstärke ($rG_{schwach}, rG_{mäßig}, rG_{stark}$) auf drei unterschiedliche Maßnahmen beschränkt. Als Maß für die Eingriffsstärke wird der relative Grundflächenanteil des ausscheidenden Bestandes (rG) verwendet.

Als weitere Restriktionen dienen die Länge der Planungsperiode (t_0-t_1) und die maximale Anzahl der Durchforstungseingriffe pro

Planungsperiode, die auch als maximale Durchforstungsintensität bezeichnet wird (KRAMER, 1988, S. 186).

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass neben den hier genannten auch andere oder weitere Restriktionsparameter denkbar wären, die womöglich eine detailliertere Steuerung der Pfade ermöglichen würden. Dabei ist allerdings zu beachten, dass zum einen die Einbeziehung weiterer Variablen zur Beschreibung der Pfade die Komplexität des betrachteten Handlungsraums vergrößert und somit der Zeitaufwand für die Simulationen ansteigt (vgl. Abschnitt. 3.1). Zum anderen ist es sinnvoll Restriktionsparameter zu wählen, die möglichst kosteneffizient und praktikabel im Gelände zu erheben sind. So wäre beispielsweise der h/d Wert der Z-Bäume in Abhängigkeit von der Oberhöhe ein alternativer Parameter zur Steuerung der Eingriffszeitpunkte, der in Bezug auf Stabilität und Struktur der Bestände aussagekräftiger ist als die Grundfläche, jedoch einen höheren Aufwand bei der Erfassung und Kontrolle im Gelände verursacht.

3. MODELLKOMPONENTEN

Zum einen kann sich die G_{max} Kurve je nach Veränderung des Mischungsanteils einer Baumart infolge einer Durchforstung oder natürlicher Mortalität verschieben. Zum anderen hat jeder Bestand eine eigene Bestandesgeschichte bis zum Zeitpunkt t_0 durchlaufen. Dies drückt sich in unterschiedlichen Ausgangssituationen der einzelnen Bestände und den damit verbundenen unterschiedlichen Wachstumsgängen aus. Folglich ist es nicht möglich, die tatsächliche Anzahl möglicher Behandlungspfade ohne entsprechende Prüfung durch eine Simulation zu bestimmen. Um dabei alle möglichen Pfadalternativen zu erfassen, werden alle theoretisch möglichen Alternativen mit Hilfe eines kombinatorischen Algorithmus generiert. Diese werden anschließend mit Hilfe eines Wuchs- und Durchforstungsmodells simuliert und gleichzeitig einem Plausibilitätstest unterzogen. Am Ende der Simulation erhält man die gewünschten Informationen über die tatsächlich möglichen Behandlungspfade, in Hinblick auf ihre Anzahl, der Ausprägung ihrer Maßnahmenfolge in Bezug auf die Zeitpunkte und Stärken der Durchforstungen und ihrer ökologischen und ökonomischen Auswirkungen in Form entsprechender Kenngrößen, wie z.B. der Veränderung des Mischungsanteils oder des Kapitalwertes.

3.1. Modell zur automatisierten Generierung der möglichen Pfade

Für eine vorgegebene Anzahl von Durchforstungseingriffen je Planungsperiode werden Nummerncodes für jeden theoretisch möglichen Pfad erzeugt (SEO et al., 2005). Jeder Eingriff wird durch zwei Ziffern codiert, wobei die erste Ziffer die Eingriffstärke ($1 = rG_{schwach}, 2 = rG_{mäßig}, 3 = rG_{stark}$) und die zweite Ziffer die maximale zulässige Dichte ($1 = r.nat.B^o_{max1}, 2 = r.nat.B^o_{max2}$) definiert. Ein Pfad mit zwei Eingriffen wird somit durch eine Folge von 4 Ziffern, ein Pfad mit drei Eingriffen mit sechs Ziffern beschrieben, usw. Da pro Eingriff drei Durchforstungsstärken und zwei maximale Dichtestufen möglich sind berechnet sich die theoretisch mögliche Anzahl aller Pfade bzw. die Anzahl der unterschiedlichen Nummerncodes in Abhängigkeit von der Durchforstungshäufigkeit aus:

$$\sum_{i=\min DF}^{\max DF} \text{Anzahl}(rG) \cdot \text{Anzahl}(r.nat.B^o_{max})^i \quad (1)$$

wobei

- minDF = minimale Durchforstungshäufigkeit,
- maxDF = maximale Durchforstungshäufigkeit,
- Anzahl (rG) = Anzahl der möglichen Durchforstungsstärken,
- Anzahl ($r.nat.B^o_{max}$) = Anzahl der möglichen maximalen Dichtestufen.

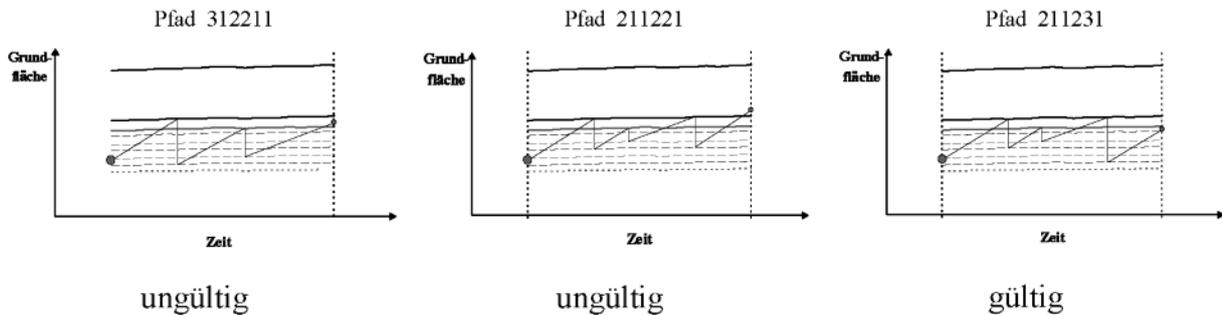


Abb. 3

Mögliche Ergebnisse des Plausibilitätstests zur Auswahl der gültigen Pfade.
 Die linke und mittlere Grafik zeigen ungültige Pfade, die rechte Grafik einen gültigen Pfad.
 Possible variations of the plausibility test for identifying the valid paths.
 The graphs on the left and in the middle present invalid, the graph on the right a valid path.

Beispielsweise entspricht die Anzahl der theoretisch möglichen Pfade bei einer minimalen Durchforstungshäufigkeit von null, die bei einem Pfad ohne Durchforstung zu beobachten ist und einer maximalen Durchforstungshäufigkeit von fünf Eingriffen:

$$\sum_{i=0}^5 (3 \cdot 2)^i = 9331$$

Nach ihrer Generierung werden alle theoretisch möglichen Pfade nacheinander anhand ihres Nummerncodes aufgerufen und simuliert. Dabei werden sie zur Bestimmung der real möglichen Pfade einem Plausibilitätstest unterzogen, der anhand zweier Gültigkeitsregeln prüft, ob die entsprechenden Pfade die Restriktionen des Handlungsraums verletzen. Zum einen müssen alle Durchforstungen innerhalb der definierten Planungsperiode stattfinden und zum anderen darf die Grundflächendichte des Bestandes am Ende der Planungsperiode die maximal zulässige Dichte, die durch die größere der beiden $r.nat.B^{\circ}_{max}$ definiert ist, nicht überschreiten (vgl. Abb. 3).

Der Pfad 312211, dessen Simulationsverlauf die linke Grafik in Abb. 3 zeigt, ist ungültig, denn der dritte Durchforstungseingriff ($11 = rG_{schwach} / r.nat.B^{\circ}_{max1}$) kann nicht stattfinden, weil $r.nat.B^{\circ}_{max1}$ nicht mehr innerhalb der Planungsperiode erreicht wird. Anders ausgedrückt sind die Durchforstungen innerhalb der Maßnahmenfolge insgesamt zu stark. Der Pfad 211221 in der mittleren Grafik ist ebenfalls ungültig, da die Grundflächendichte nach allen Durchforstungseingriffen am Ende der Planungsperiode über den höchsten zulässigen $r.nat.B^{\circ}_{max}$ hinausgewachsen ist. Die Durchforstungen der Maßnahmenfolge können demnach als zu schwach interpretiert werden. Die rechte Grafik zeigt hingegen einen Pfad (211231) der alle Gültigkeitsregeln erfüllt. Im Gegensatz zum vorher betrachteten Pfad erfolgt hier im letzten Durchforstungseingriff ein starker und kein mäßiger Eingriff, so dass die Grundflächendichte am Ende der Planungsperiode unterhalb der höchsten zulässigen Dichte liegt. Zudem erfolgen alle Durchforstungen innerhalb der Planungsperiode.

3.2. Wachstumsmodell

Für die Fortschreibung des Wachstums wurde auf die positionsabhängige Variante des Einzelbaumwachstumsmodells aus dem Programm BWINPro (NAGEL et al., 2002) zurückgegriffen, dessen Wachsrountinen im Rahmen des TreeGroSS Open Source Projektes der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (NAGEL, 2002) zur Verfügung gestellt wurden. Da es in der forstlichen Fachliteratur eingehend behandelt wurde, wird es im Rahmen dieses Beitrages nicht näher beschrieben.

3.3. Durchforstungsmodell

Der Durchforstungsalgorithmus bestimmt mit einem regelbasierten Ansatz, in Abhängigkeit eines gewünschten Waldentwicklungstyps (Niedersachsen, 1996), die Anteile der je Baumart zu entnehmenden Grundflächenanteile. In Anlehnung an SPELLMANN et al. (1999) erfolgt die Entnahme der Einzelbäume im Vornutzungsstadium in Abhängigkeit von der Oberhöhe und im Endnutzungsstadium in Abhängigkeit eines Zieldurchmessers. Dies entspricht einer Auslesedurchforstung mit anschließender Zielstärkennutzung.

Der jeweilige Eingriffszeitpunkt wird durch das Erreichen bzw. Überschreiten der vorab definierten maximalen relativen natürlichen Bestockungsgrade $r.nat.B^{\circ}_{max1}$ bzw. $r.nat.B^{\circ}_{max2}$ bestimmt. Zu Beginn der Simulation und nach jeder Wachstumsperiode wird der beobachtete mit dem maximal erlaubten $r.nat.B^{\circ}$ verglichen. Der $r.nat.B^{\circ}$ ergibt sich aus dem Verhältnis der beobachteten Grundfläche in Relation zur maximalen Grundfläche. Diese werden für jede Baumart selektiv ermittelt und anschließend aufsummiert. Zur Bestimmung der maximalen Grundflächen wird die von DÖBBELER und SPELLMANN (2002) für Nordwest-Deutschland parametrisierte Gleichung von STERBA (1987) verwendet, die entsprechend umgeformt, die Bestimmung des G_{max} in Abhängigkeit von der Oberhöhe H_{100} ermöglicht (vgl. Formel 2 und Tab. 1).

$$G_{max} = \frac{\pi}{16 \cdot a_0 \cdot b_0 \cdot H_{100}^{(a_1 + b_1)}} \quad (2)$$

Im Falle eines Eingriffs wird zunächst bestimmt, wie sich die vor Beginn der Simulation festgelegte ausscheidende Grundfläche (rG) auf die Baumarten verteilt. Für den Fall, dass die beobachteten Mischungsanteile noch nicht denen des erwünschten Waldentwicklungstyps entsprechen, wird die unterrepräsentierte Baumart gefördert. Dies geschieht indem überproportional in der anderen Baumart eingegriffen wird. Als Maß für die Proportionalität der Eingriffe

Tab. 1

Koeffizienten zur Schätzung der maximalen Grundfläche für die Baumarten Buche und Fichte (nach DÖBBELER u. SPELLMANN, 2002).

Coefficients for estimating the maximum basal area for Beech and Spruce (according to DÖBBELER and SPELLMANN, 2002).				
Baumart	a₀	a₁	b₀	b₁
Buche	1,0829E-07	1,5374	8,3652	-1,7365
Fichte	1,28745E-06	0,7148	1,2842	-1,1914

Tab. 2

Bestimmung des rrG für Waldentwicklungstypen mit Buchen- und Fichtenanteil.
 (MA%_{Soll} = Mischungsanteil laut WET, MA%_{ist} = beobachteter Mischungsanteil,
 Grel.Bu = relativer Grundflächenanteil der Buche, Grel.Fi = relativer Grundflächenanteil der Fichte.

Defining rrG (relative basal area removal rates) for Beech and Spruce WET
 (MA%_{Soll} = Mixture rate as per WET, MA%_{ist} = observed mixture rate,
 Grel.Bu = relative basal area for Beech, Grel.Fi = relative basal area for Spruce.

WET 20 (Buche)			WET 50 (Fichte)		
MA% _{Soll} : Bu 80-100%, Fi 10-20%			MA% _{Soll} : Fi 90-100%, Bu 0-10%		
MA% _{ist} Bu	rrG		MA% _{ist} Fichte	rrG	
	Buche	Fichte		Fichte	Buche
0≤MA<20	0	1	0≤MA<20	0	1
20≤MA<40	Grel. _{Bu} *0,25	1-(Grel. _{Bu} *0,25)	20≤MA<40	Grel. _{Fi} *0,25	1-(Grel. _{Fi} *0,25)
40≤MA<60	Grel. _{Bu} *0,50	1-(Grel. _{Bu} *0,50)	40≤MA<60	Grel. _{Fi} *0,50	1-(Grel. _{Fi} *0,50)
60≤MA<80	Grel. _{Bu} *0,75	1-(Grel. _{Bu} *0,75)	60≤MA<80	Grel. _{Fi} *0,75	1-(Grel. _{Fi} *0,75)
80≤MA≤100	Grel. _{Bu}	1-(Grel. _{Bu})	80≤MA≤100	Grel. _{Fi}	1-(Grel. _{Fi})

WET 25 (Buche-Fichte)			WET 52 (Fichte-Buche)		
MA% _{Soll} : Bu 60-80%, Fi 20-40%			MA% _{Soll} : Fi 60-80%, Bu 20-40%		
MA% _{ist} Bu	rrG		MA% _{ist} Fichte	rrG	
	Buche	Fichte		Fichte	Buche
0≤MA<20	0	1	0≤MA<20	0	1
20≤MA<40	Grel. _{Bu} *0,25	1-(Grel. _{Bu} *0,25)	20≤MA<40	Grel. _{Fi} *0,25	1-(Grel. _{Fi} *0,25)
40≤MA<60	Grel. _{Bu} *0,50	1-(Grel. _{Bu} *0,50)	40≤MA<60	Grel. _{Fi} *0,50	1-(Grel. _{Fi} *0,50)
60≤MA<80	Grel. _{Bu}	1-(Grel. _{Bu})	60≤MA<80	Grel. _{Fi}	1-(Grel. _{Fi})
80≤MA≤100	1		80≤MA≤100	1	0

je Baumart dienen relative Anteile des rG, die im Folgenden mit rrG bezeichnet werden. Die Gewichtung erfolgt in Abhängigkeit vom beobachteten Mischungsanteil, über den relativen Grundflächenanteil der laut WET dominierenden Baumart.

Tab. 2 zeigt die Einstellungen für die Waldentwicklungstypen (WET) mit Buchen- und Fichtenanteil. In WET 20 (Buche) und 25 (Buche-Fichte) dominiert die Buche, während in den WET 52 (Fichte-Buche) und 50 (Fichte), die Fichte die dominierende Baumart bezüglich des Mischungsanteils darstellt. Die laut WET erwünschten Mischungsanteile der Baumarten sind in den Kopfzeilen mit MA%_{Soll} angegeben. Liegt beispielsweise der Mischungsanteil der Buche im Ausgangszustand zwischen 20 und 40 Prozent und wird langfristig der WET 25 angestrebt, so beträgt der rrG, der auf die Buche entfällt, 25 Prozent ihres relativen Grundflächenanteils und der rrG der auf die Fichte entfällt 1-0,25, also 75% des relativen Grundflächenanteils der Buche. Wird bei gleichem Ausgangszustand der WET 52 angestrebt, entspricht der rrG der Fichte genau ihrem relativen Grundflächenanteil und der rrG der Buche 1 - relativem Grundflächenanteil der Fichte.

Nachdem die zu entnehmenden Grundflächen festgelegt sind, erfolgt die Entnahme der Einzelbäume. Diese werden solange einzelstammweise entnommen, bis die aggregierte Grundflächensumme den zu entnehmenden Grundflächenwert überschreitet. Die Art der Entnahme soll in Anhalt an das LÖWE Programm (Niedersachsen, 1991) in Form einer Auslesedurchforstung mit anschließender Zielstärkenutzung erfolgen. So werden falls vorhanden zunächst die zielstarken Bäume entnommen. Ist die Zielstärke noch nicht erreicht, werden die ausscheidenden Bäume unterhalb einer baumartenspezifischen Bestandesoberhöhe aus dem Kollektiv der 50 Prozent stärksten Bäume ausgewählt. Nach Überschreiten der genannten Oberhöhengrenze werden die zehn Prozent stärksten Bäume als temporäre Z-Bäume geschont. Die Entnahme erfolgt somit aus dem Kollektiv der 50-90 Prozent stärksten Bäume. Falls sich nicht genügend Bäume in den definierten Kollektiven befinden, werden aus den restlichen Bäumen solange die stärksten entnommen, bis die erforderliche Grundfläche erreicht ist.

4. EIN BEISPIEL

Für die Anwendung des Modells zur automatisierten Pfadgenerierung für Mischbestände wurde ein Java basiertes Softwaremodul STAG (*Silvicultural Treatment Alternatives Generator*) entwickelt. Zur Durchführung einer Simulation müssen zunächst Einzelbaumdaten eingelesen werden, die dem TreeGrOSS Exchange Format aus BWINPro entsprechen. Durch Verwendung dieses Dateiformats ist eine Schnittstelle zu BWINPro (NAGEL et al., 2002) und seinen Zusatzfunktionen, wie z.B. den Datenergänzungsroutinen oder dem Bestandesdesigner, gegeben. So beschränkt sich das Softwaremodul STAG auf die Generierung der Bestandesbehandlungspfade und weitere Bearbeitungen des Rohdatensatzes können mit BWINPro oder einem Tabellenkalkulationsprogramm erfolgen. Die Ergebnisse der Pfadgenerierung werden im CSV Dateiformat gespeichert, so dass sie mit Hilfe von beliebigen Tabellenkalkulationsprogrammen aufbereitet oder zur Sicherung in einer Datenbank abgelegt werden können.

Bezüglich des Durchforstungsmodells müssen vor der Simulation der angestrebte Waldentwicklungstyp, die maximal zulässigen relativen natürlichen Bestockungsgrade ($r_{nat.B_{max1}}^{\circ}$, $r_{nat.B_{max2}}^{\circ}$) und die drei möglichen Eingriffsstärken ($rG_{schwach}$, $rG_{mäßig}$, rG_{stark}) vom Benutzer voreingestellt werden. Darüber hinaus sind der Planungszeitraum, die Länge der Wachstumsperiode und die maximale Durchforstungshäufigkeit zu definieren.

Als Beispiel zur Anwendbarkeit und Evaluierung des Modells werden mit Hilfe der Software STAG für zwei künstlich erzeugte Testbestände mit Buchen- und Fichtenanteil, die möglichen Pfade für die Waldentwicklungstypen 25 (Buche-Fichte) und 52 (Fichte-Buche) generiert. Die Planungsperiode umfasst 15 Jahre und die maximale Durchforstungshäufigkeit ist auf vier Eingriffe pro Planungsperiode begrenzt. Die Durchforstungen erfolgen bei einem $r_{nat.B_{max1}}^{\circ}$ von 0,8 bzw. $r_{nat.B_{max2}}^{\circ}$ von 0,7, mit einer Stärke von $rG_{schwach} = 0,06$, $rG_{mäßig} = 0,12$ oder $rG_{stark} = 0,24$. Die für die Durchforstungsart entscheidenden Zielstärken und Oberhöhenstufen zur Definition des Z-Baumkollektivs sind auf einen BHD von

Tab. 3

Kenndaten der Bestände Rein 001 und Rein 002 im Ausgangszustand zum Zeitpunkt t_0 .
Basic data for two stands: Rein 001 and Rein 002 describing the initial states at time t_0 .

Bestand	Baumart	Alter [Jahre]	Stz. [N/ha]	G [m ² /ha]	V [m ³ /ha]	dg [cm]	hg [m]	d100 [cm]	h100 [m]	Misch [%]	r.nat.B ^o
Rein 001	Buche	81	164	15,0	161,6	34	20	40	22	53	0,37
	Fichte	70	491	17,6	169,5	21	19	33	24	47	0,33
	gesamt	-	655	32,6	331,1	-	-	-	-	-	0,7
Rein 002	Buche	88	473	17,2	182,2	22	21	32	24	62	0,42
	Fichte	88	164	15,2	189,1	34	28	37	28	38	0,26
	gesamt	-	636	32,4	371,3	-	-	-	-	-	0,68

60 cm für die Buche und 45 cm für die Fichte bzw. auf einen H_{100} von 22 m für die Buche und 20 m für die Fichte festgelegt. Die Fortschreibung des Wachstums erfolgt in einjährigen Perioden.

4.1. Datenmaterial

Die Einzelbauminformationen der Testbestände stammen aus Probekreisen, die im Niedersächsischen Forstamt Reinhausen im Rahmen der Kontrollstichprobe (BÖCKMANN et al., 1998) erhoben und vom Niedersächsischen Forstplanungsamt zur Verfügung gestellt wurden. Die Einzelbaumdaten aus den Probekreisen wurden auf die doppelte Flächengröße der Probekreise (0,11 ha) hochgerechnet, um eine genügend große Anzahl an Einzelbauminformationen als Grundlage für den Durchforstungsalgorithmus zur Verfügung zu haben. Die für die Fortschreibung des Wachstums

benötigten Einzelbaumvariablen wurden mit Hilfe der Datenergänzungsroutinen aus BWINPro erzeugt. Tab. 3 zeigt die Kenndaten der Ausgangszustände der betrachteten Bestände, die im Folgenden mit Rein 001 und Rein 002 bezeichnet werden.

Die Ausgangszustände der Testbestände unterscheiden sich hinsichtlich des Alters der Baumkollektive. Die Bäume in Bestand Rein 001 sind mit 81 (Buche) bzw. 70 Jahren (Fichte) um sieben bzw. 18 Jahre jünger als im 88 jährigen Bestand Rein 002. Die mittleren Höhen der Baumkollektive lassen auf geringe Bonitäten der Bestände schließen, die laut Ertragstafel einer dritten bzw. im Fall der Fichte in Bestand Rein 002 einer zweiten Ertragsklasse entsprechen würden. Die stärkere Dimensionierung der Bäume aus Bestand Rein 002 resultiert daher lediglich aus dem höheren Alter. Die im Verhältnis zur Bonität relativ hohen Durchmesser der Fichte

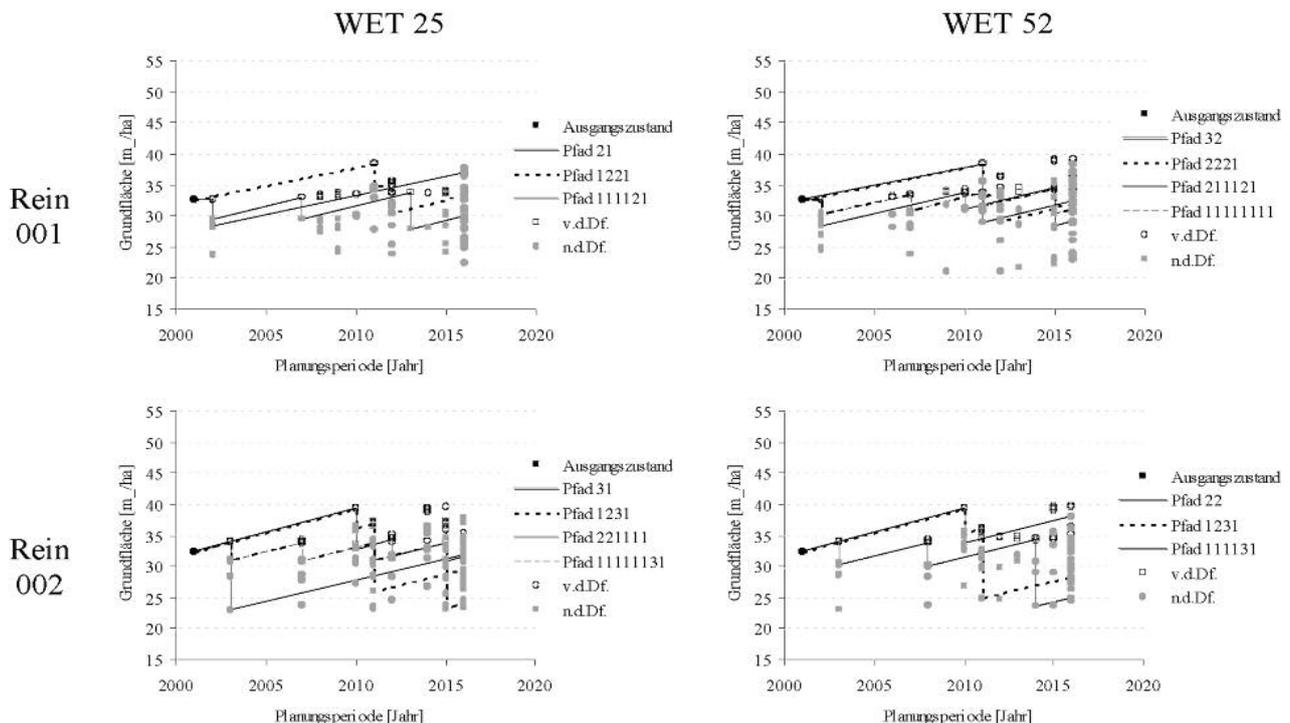


Abb. 4

Entwicklung der Grundfläche der gültigen Pfade der Bestände Reinhausen 001 (Grafiken oben) und 002 (Grafiken unten).

Die Grafiken links beschreiben die Entwicklungen für den WET 25 und die Grafiken rechts die Entwicklungen für den WET 52. Dargestellt sind jeweils die Grundfläche im Ausgangszustand zum Zeitpunkt t_0 im Jahr 2001, die Grundflächen vor (v.d.Df.) und nach (n.d.Df.) den Durchforstungseingriffen während der Planungsperiode (t_0-t_i) von 15 Jahren und je ein Beispielpfad für die möglichen Durchforstungshäufigkeiten.

Basal area development of the valid paths for stand Rein 001 and Rein 002. The graphs on the left describe the developments for the longterm strategy WET 25, the graphs on the right the developments for WET 52 The basal area at initial state t_0 in 2001, the basal area before (v.d.Df.) and after (n.d.Df.) thinning during the planning period (t_0-t_i) of 15 years are presented.

in Bestand Rein 001 sind auf die Hochrechnung des relativ kleinen Ausgangsdatensatzes an Einzelbäumen zu erklären, die zu überproportionalen Anteilen an Einzelbäumen mit extremen Baumattributen führen kann. Die Grundflächen und die relativen natürlichen Bestockungsgrade liegen mit 32,6 m²/ha (Rein 001) bzw. 32,4 m²/ha (Rein 002) und 0,7 bzw. 0,68, auf gleichem Niveau, ebenso wie die Stammzahl mit 655 bzw. 636 Bäumen/ha. Aus diesen Dichteverhältnissen resultiert bei ähnlicher Bonität und unterschiedlichem Alter ein Vorrat von 371,3 m³/ha für den älteren Bestand Rein 002 und für den etwas jüngeren Bestand Rein 001 von 331,1 m³/ha.

4.2. Ergebnisse und Diskussion

Für den Bestand Rein 001 wurden unter den oben genannten Parametereinstellungen aus 1555 theoretisch möglichen 33 gültige Pfade für den WET 25 und 38 gültige Pfade für den WET 52 erzeugt. Bei der Pfadgenerierung für Bestand Rein 002 bestanden 54 Pfade für den WET 25 und 31 Pfade für den WET 52 den Plausibilitätstest. *Abb. 4* beschreibt die Charakteristiken der Pfade anhand der Grundflächenentwicklung, gegliedert nach den Beständen und den angestrebten Waldentwicklungstypen.

Ausgehend von leicht unterschiedlichen Ausgangszuständen der Bestände werden in allen Betrachtungen Pfade erzeugt, die eine ähnliche Bandbreite an Endzuständen bezüglich der Grundflächen aufweisen und den Wertebereich zwischen 23 m²/ha und 38 m²/ha nahezu kontinuierlich abdecken. Während in Bestand 001 maximal vier Durchforstungen beim WET 52 und lediglich drei beim WET 25 möglich sind, finden in Bestand Rein 002 beim WET 25 maximal vier und beim WET 52 maximal drei Durchforstungen statt. Betrachtet über alle Pfade finden in Bestand Rein 001 die Durchforstungen an elf (WET 25) bzw. zehn (WET 52) und in Bestand Rein 002 an acht (WET 25) bzw. neun (WET 52) unterschiedlichen

Zeitpunkten statt. Insgesamt betrachtet ist in den, auf den ersten Blick kaum unterschiedlichen Beständen, eine relativ hohe Variabilität der Pfade hinsichtlich ihrer Anzahl und den möglichen Maßnahmenfolgen zu erkennen. So stehen zur Entwicklung des Bestandes Rein 002 in Richtung des WET 25, 16 Pfade mehr zur Verfügung als in Bestand Rein 001, was einer Steigerung der Möglichkeiten von 42 Prozent entspricht. Während die Behandlungsmöglichkeiten in Bestand Rein 001 hinsichtlich beider Waldentwicklungstypen eher in Hinsicht auf die Anzahl der maximal möglichen Durchforstungen variieren, differiert in Bestand Rein 002 zusätzlich die Anzahl der Behandlungspfade bei unterschiedlichen Waldentwicklungstypen sogar um 74 Prozent. Zwar führen die Pfade aller Betrachtungen insgesamt zu ähnlichen Endergebnissen, bieten aber eine völlig unterschiedlich Breite an Planungsmöglichkeiten hinsichtlich der raum-zeitlichen Koordinierung der Durchforstungseingriffe.

Zur Beschreibung der Auswirkungen der Pfade auf die Struktur der Bestände und zur Überprüfung des Steuerungsverhaltens des Durchforstungsalgorithmus hinsichtlich der Mischungsanteile, ist in *Abb. 5* die Entwicklung der Mischungsanteile während der Planungsperiode dargestellt.

Der Bestand Rein 001 hat im Ausgangszustand einen Mischungsanteil von 53 Prozent Buche und 47 Prozent Fichte. Der Anteil der Buche steigt beim WET 25 bis zum Ende der Planungsperiode im Mittel über alle Pfade um sieben Prozentpunkte auf 60 Prozent an während der Anteil der Fichte entsprechend auf 40 Prozent absinkt. Demgegenüber fällt der Mischungsanteil der Buche beim WET 52 um sechs Prozentpunkte auf 47 Prozent ab, während der Mischungsanteil der Fichte im Mittel auf 53 Prozent ansteigt. In der Tendenz zeigt sich auch in Bestand Rein 002 ein Anstieg des Buchenanteils beim WET 25, der allerdings mit vier Prozentpunkten, von 62 Prozent im Ausgangszustand auf 66 Prozent im Endzu-

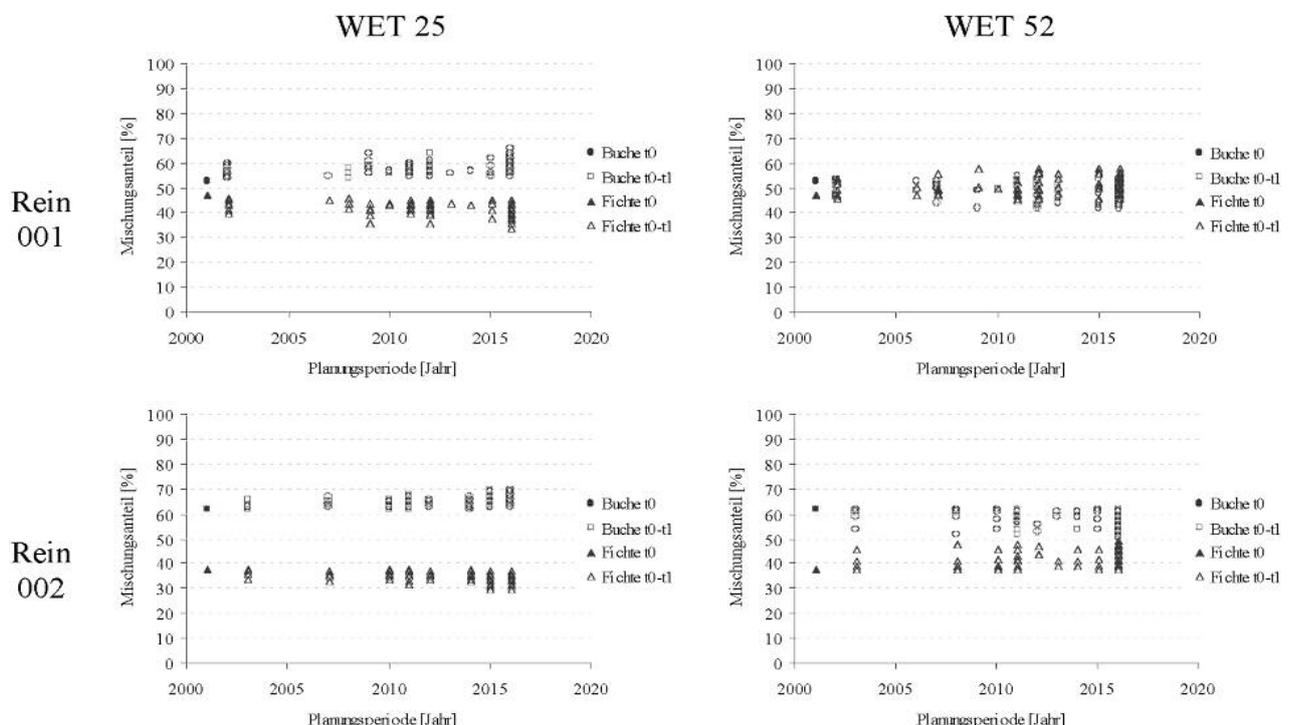


Abb. 5

Entwicklung des Mischungsanteils der gültigen Pfade der Bestände Reinhausen 001 (Grafiken oben) und 002 (Grafiken unten). Die Grafiken links beschreiben die Entwicklung für den WET 25 und die Grafiken rechts die Entwicklung für den WET 52. Die Mischungsanteile sind getrennt nach Baumarten im Ausgangszustand (t_0) im Jahr 2001 und im Verlauf der 15 jährigen Planungsperiode (t_0-t_1) dargestellt.

Development of the species proportions (in terms of basal area) for the valid paths in the stands Rein 001 and Rein 002, for WET 25 and 52. The species proportions are presented separately for the two tree species, from t_0 in 2001 until t_1 in 2016.

stand im Mittel über alle Pfade, etwas geringer ausfällt. Beim WET 52 sinkt der Buchenanteil ebenfalls etwas moderater um fünf Prozentpunkte auf 57 Prozent.

Diese Ergebnisse lassen auf Zielkonformität des Durchforstungsalgorithmus in Hinblick auf die gezielte Steuerung der Mischungsanteile schließen. Beträgt der Ist-Zustand des Mischungsanteils der Bestände ($MA\%_{ist}$) dem im Modell verankerten Soll-Zustand des gewünschten Waldentwicklungstyps ($MA\%_{Soll}$), werden die Mischungsanteile mehr oder weniger konstant gehalten (Rein 002, WET 25 und Rein 001, WET 25). Bei Abweichung des $MA\%_{ist}$ vom $MA\%_{Soll}$ erfolgt eine Anpassung des Mischungsanteils in Richtung der gewünschten Mischungsanteile (Rein 001, WET 52 und Rein 002, WET 52)

5. AUSBLICK

Die Ziele der Waldnutzung werden in erster Linie durch die Ansprüche der Gesellschaft bestimmt. Diese Ansprüche sind nicht konstant. Sie ändern sich und die Zeiträume in denen sich die Ziele ändern sind oft kürzer als die Umtriebszeit der Bäume. Die Konkurrenzkraft der Baumarten wird durch die Wachstumsbedingungen beeinflusst. Diese Bedingungen sind ebenfalls nicht konstant. Jeder Bestand bietet vielmehr eine Vielfalt oft gleichwertiger waldbaulicher Möglichkeiten oder Pfade der Entwicklung. Die Auswahl des optimalen Pfades für einen speziellen Bestand wird vor allem von dessen aktuellen Zustandsgrößen vom sog. „Zwang des Vorhandenen“, von der Gewichtung der Ziele und von den gesamtbetrieblichen Beschränkungen bestimmt.

Eine langfristige Fixierung auf bestimmte Waldbauprogramme mit starren Entscheidungsmustern erscheint aufgrund der Wechselhaftigkeit der Ansprüche der Gesellschaft, der Veränderlichkeit und Störungen der Wachstumsbedingungen und der häufigen Gleichwertigkeit mehrerer unterschiedlicher Pfade nicht mehr plausibel.

Wie die räumlich explizite mittelfristige Steuerung unter Berücksichtigung der vielfältigen Behandlungsmöglichkeiten der Bestände realisiert werden kann, zeigen unter anderem zahlreiche Arbeiten der Forsteinrichtungsforschung aus Skandinavien und Nordamerika, die Methoden der Waldwachstums- und der Unternehmensforschung verknüpfen (WARE und CLUTTER, 1971; ADAMS und EK, 1974; BRODIE et al., 1978; CLUTTER et al., 1983; SIITONEN, 1983; DYKSTRA, 1984; HOGANSON und H, 1984; BARE und OPALACH, 1987; BUONGIORNO und GILLESS, 1987; CLEMENTS et al., 1990; LAPPI, 1992; EID, 1993; VALSTA, 1992; PUKKALA und KANGAS, 1993; HOEN, 1996; BETTINGER et al., 1997; HOF und BEVERS, 1998; MURRAY, 1999; ÖHMAN und ERIKSSON, 1999). Der Vorteil dieser Verfahren der Steuerung liegt darin, dass sie die bisher üblichen großflächigen Standardvorgaben durch die Betrachtung vielfältiger Behandlungsmöglichkeiten ersetzen, die sich am realen Waldbild orientieren.

Beispiele für die praktische Anwendung dieses Mehrpfadprinzips (GADOW, 2005) finden sich z.B. in Skandinavien. Das finnische MELA-System, von KILKKI und SIITONEN (1976) zum ersten Mal einer breiten Öffentlichkeit vorgestellt, verknüpft beispielhaft die Ziele und Beschränkungen auf Bestandes- und Betriebsebene (SIITONEN et al. 1996; NUUTINEN, 2000; REDSVEN et al. 2004). Der JLP Optimierungsalgorithmus (LAPPI, 1992) in MELA ist durch einen speziellen „upper bound“ – Algorithmus für Großbetriebe mit bis zu 50000 Beständen geeignet. MELA ist inzwischen die wichtigste Basis der finnischen Forsteinrichtung geworden und wird in privaten Forstbetrieben, im Staatswald und im Kleinprivatwald regulär eingesetzt.

Modelle zur Generierung multipler Bestandesbehandlungspfade bilden die Grundlage für den praktischen Einsatz des Mehrpfadprinzips und hängen ihrerseits von der Genauigkeit und der rea-

litätsnahen Abbildung der verwendeten Wuchs- und Durchforstungsmodelle ab, die fortlaufend zu verbessern sind.

Das hier vorgestellte Modell zur automatisierten Pfadgenerierung in Mischbeständen ermöglicht es in Abhängigkeit vom Ausgangszustand eines Bestandes und vom Benutzer festgelegter Restriktionen, eine überschaubare aber dennoch relativ hohe Anzahl an praxisrelevanten Pfaden, systematisch aus einem klar definierten Handlungsraum zu erzeugen. Die Anzahl der möglichen Pfade eines Bestandes wird dabei maßgeblich vom Ausgangszustand bestimmt.

Für die praktische Anwendung dieses Systems innerhalb eines ausgereiften Entscheidungsunterstützungssystems für das Management größerer Waldkomplexe ist es daher zwingend erforderlich auf Bestandesinformationen zurückgreifen zu können, die den Genauigkeitsansprüchen verlässlicher Prognosen gerecht werden. Ihre kosteneffiziente Bereitstellung ist jedoch eines der großen bislang ungelösten Probleme der Forsteinrichtungs- bzw. der Waldinventurforschung. NIESCHULZE et al. (2005) stellen hierzu einen viel versprechenden Ansatz zur Herleitung von einzelbestandesweisen Informationen aus der Regionalisierung von Stichprobendaten aus der Betriebsinventur vor, der auf kausalen Zusammenhängen zwischen Luftbildinformationen und terrestrischen Stichproben basiert. So lange das Problem der Bereitstellung einzelbestandesweiser Daten noch nicht gelöst ist, kann mit den Daten aus der Betriebsinventur vereinfacht auf Stratenebene gearbeitet werden (vgl. HANEWINKEL, 2001). Die Anwendung auf Bestandesebene bleibt jedoch das Ziel dieses Ansatzes.

In Hinblick auf die gesamtbetriebliche Optimierung, die letztendlich aus der Summe der gültigen Pfade aller Bestände die optimale Pfadkombination auswählt, ist eine, den vielfältigen Nutzungsansprüchen gerecht werdende, multikriterielle Bewertung der einzelnen Pfade notwendig (vgl. KANGAS, 1993; VACIK und LEXER, 2001; ALBERT, 2003). Hierfür müssen Kenn- bzw. Zielgrößen identifiziert werden, welche die vereinbarten Ziele in einer Zielfunktion messbar machen (SODTKE et al., 2004).

Als eine ökonomische Zielgröße hat sich der Kapitalwert, im englischen als *Net Present Value* (NPV) bekannt, in einer Vielzahl von Untersuchungen als geeignet erwiesen. Der NPV diskontiert die im Laufe der Planungsperiode erzeugten Zahlungsüberschüsse aus den Durchforstungen und den Wert des Bestandes am Ende der Planungsperiode auf den Beginn der Planungsperiode (HILLE et al., 1999; ÖHMAN, 2001; SÁNCHEZ OROIS und VILCKO, 2002).

Die Gesamtwuchsleistung (GWL) eines Bestandes wäre hingegen eine mögliche Zielgröße zur Beschreibung der Kohlenstoffspeicherkapazität eines Behandlungspfades, da er im Gegensatz zum stehenden Vorrat eines Bestandes auch die in den Durchforstungen entnommenen Holzvorräte berücksichtigt. Wenn entsprechende Funktionen zur Biomasseschätzung verfügbar sind, könnten diese die Volumenfunktionen bei der Schätzung der Gesamtwuchsleistung ersetzen.

Als weitere ökologische Zielgröße kann die Diversität eines Bestandes herangezogen werden, für deren Beschreibung eine Vielzahl von unterschiedlichen Indizes entwickelt wurden. (PIELOU, 1975; ALBERT und GADOW, 1998; ALBERT 1999; PRETZSCH, 2001).

Für die abschließende Suche nach der optimalen Pfadkombination der Bestände einer Waldlandschaft, bieten sich aufgrund des großen Lösungsraums heuristische Suchverfahren, wie z.B. Simulated Annealing oder Tabu Search an (CHEN und GADOW, 2002; PUKKALA, 2004). Diese sind in der Lage die bei der Betrachtung hunderter oder tausender, mit einer Vielzahl an möglichen Pfaden ausgestatteter einzelner Bestände, effektiv nach einer für den Gesamtbetrieb annähernd optimalen Pfadkombination zu suchen.

6. ZUSAMMENFASSUNG

In einer Waldlandschaft ist die räumliche Gliederungseinheit der durch unterschiedliche Standortbedingungen und durch Unterschiede in der historischen Nutzung gekennzeichnete Einzelbestand. Daher sind Planungen auf Waldlandschafts- und Bestandesebene untrennbar miteinander verbunden. Jede Bestandesentwicklung ist durch eine Abfolge forstlicher Eingriffe und deren Auswirkungen auf das Ökosystem und den Betriebserfolg bestimmt. Diese Abfolge bezeichnen wir als Pfad. Eine Aufgabe der Forsteinrichtungsforschung besteht darin, Bestandesentwicklungspfade zu beschreiben und zu bewerten, mit dem Ziel, ein möglichst realistisches Gesamtkonzept für die Waldlandschaft zu entwerfen. In diesem Beitrag wird dementsprechend ein Modell zur automatisierten Pfadgenerierung für Mischbestände vorgestellt, das sich an der Entwicklung der Grundfläche und dem Mischungsanteil der Baumarten orientiert. Zur Fortschreibung des Wachstums wird das Einzelbaumwachstumsmodell aus dem Simulator BWINPro verwendet. Die Pfade werden anhand des relativen natürlichen Bestockungsgrades, der den Zeitpunkt der Durchforstung bestimmt und der jeweiligen Durchforstungsstärke in Form der relativen Grundflächenentnahme definiert. Das Modell ist in einem speziellen Softwaremodul (STAG) implementiert und wird am Beispiel von zwei Buchen-Fichten-Mischbeständen erläutert. Für beide Bestände, die sich hinsichtlich ihres Ausgangszustandes nur leicht unterscheiden, werden für zwei Waldentwicklungstypen, bei gleichen Restriktionen, die dem Modellansatz entsprechenden gültigen Pfade erzeugt. Die Ergebnisse belegen die grundlegende Funktionstauglichkeit des Modells in Hinblick auf seine Nutzung als Komponente für ein Entscheidungsunterstützungssystem zur Optimierung der Waldentwicklung auf Betriebsebene.

7. Abstract

Title of the paper: *Automatic generation of treatment paths for mixed forest stands.*

The individual forest stand, which is characterized by different site conditions and treatment history, is the elementary spatial unit in a forested landscape. Therefore, landscape and stand level planning are inseparably connected. A particular stand development is defined by a succession of harvesting operations and their ecological and operational effects. Such a succession is known as a management path. An important task of forest management research involves describing and evaluating treatment paths for individual stands with the aim of developing a realistic design for the landscape as a whole. This paper presents an approach for automatic generation of treatment paths for mixed forest stands, based on the development of the basal area and the relative share of two tree species, beech and spruce. Growth of individual trees is estimated using the simulator BWINPro. The management paths are guided by a stocking relative to the maximum density, which defines the thinning times and weights. The model is implemented in a special software module (known as STAG) and its functioning is demonstrated using two mixed stands of Beech and Spruce. For both stands the valid paths for two long-term strategic goals ("forest development types") and otherwise equal constraints were calculated. The results confirm the suitability of the model as a key component of a decision support system for optimizing the design of a forested landscape.

8. Résumé

Titre de l'article: *Génération automatique de pistes en vue du traitement des peuplements mélangés.*

Dans une région forestière l'unité, pour les subdivisions assises sur le terrain, est le peuplement homogène, déterminé par les conditions de station et par son utilisation au cours de l'histoire. De

ce fait les planifications au niveau de la région et au niveau du peuplement sont indissolublement liées. Chaque développement d'un peuplement est déterminé par la série des interventions du forestier ainsi que par les effets de celles-ci sur l'écosystème et les résultats de la gestion. Nous appelons piste une telle série. Une des tâches de la recherche sur l'aménagement des forêts est de décrire et d'évaluer des pistes pour le traitement des peuplements avec comme objectif d'esquisser un concept global et réaliste pour la région forestière. C'est la raison pour laquelle on a présenté dans cette contribution un modèle pour la génération automatique de pistes dans le cas des peuplements mélangés; ce modèle est axé sur l'évolution de la surface terrière et sur la proportion des essences dans le mélange. Pour décrire la croissance on a eu recours au modèle d'accroissement pour les arbres en tant qu'individus du «Simulator BWINPro». Les pistes ont été définies d'après la degré relatif de plénitude par rapport à la plénitude naturelle; on pré use ainsi l'époque des éclaircies et la force de chacune d'elles, force exprimée par le pourcentage de réduction de la surface terrière. Le modèle est implémenté dans un module spécial du logiciel (STAG) et expliqué en prenant comme exemples deux peuplements mélangés de hêtres et d'épicéas. Pour ce deux peuplements, qui ne se différenciaient que de peu en ce qui concernait leur état initial, on a généré, pour deux types de développement de la forêt et avec les mêmes clauses restrictives, les pistes à suivre d'après les hypothèses du modèle. Les résultats confirment que fondamentalement le modèle convient parfaitement quand il s'agit de l'utiliser en tant que composante d'un système d'aides à la prise de décisions, en vue de l'optimisation du développement de la forêt, dans le cadre de la gestion.

J.M.

9. Danksagung

Mein Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung dieser Untersuchungen, Herrn Prof. Dr. JÜRGEN NAGEL von der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt für die Bereitstellung des Wachstumsmodells, Herrn Dr. THOMAS BÖCKMANN vom Niedersächsischen Forstplanungsamt für die Bereitstellung der Daten, Herrn HENDRIK HEYDECKE vom Institut für Waldinventur und Waldwachstum für die programmiertechnische Unterstützung und Herrn Prof. Dr. v. GADOW für wertvolle Hinweise und Anregungen. Darüber hinaus möchte ich mich bei zwei anonymen Gutachtern für konstruktive Anmerkungen bedanken.

10. Literatur

- ADAMS, D. M. und A. R. EK (1974): Optimizing the Management of uneven-aged forest stands. *Can. J. of For. Res.* **4**: 274–287.
- ALBERT, M. und K. v. GADOW (1998): Assessing biodiversity with new neighborhood-based parameters. Proceedings of the International Conference on Data Management and Modelling Using Remote Sensing and GIS for Tropical Forest Land Inventory. Jakarta, Indonesia, Oct. 26–29, 1998.
- ALBERT, M. (1999): Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. Dissertation, Universität Göttingen. Hainholz-Verlag, Band 6: 201 S.
- ALBERT, M. (2003): Analyse und multikriterielle Bewertung alternativer Waldentwicklungsszenarien mit Hilfe des Analytischen Hierarchieprozesses. Tagungsband der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des DVFFA in Torgau vom 2.–4. Juni 2003.
- ASSMANN, E. (1961): Waldtragskunde. Bayrischer Landwirtschaftsverlag, München.
- BAMBERG, G. und G. COENENBERG (1994): Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre. 8. überarb. Aufl.. Verlag Franz Vahlen, München.
- BARE, B. B. und D. OPALACH (1987): Optimizing Species Composition in Uneven-aged Forest Stands. *Forest Science*, Vol. **33**: S. 958–970.
- BETTINGER, P., J. SESSIONS und K. BOSTON (1997): Using tabu search to schedule timber harvests subject to spatial wildlife goals for big game. *Ecological Modelling* **94**: S. 111–123.
- BÖCKMANN, TH., H. SPELLMANN und F. HÜSING (1998): Neukonzeption und Weiterentwicklung der Forsteinrichtung in den Niedersächsischen Landesforsten. *Forst u. Holz* **53** (10): S. 298–302.
- BUONGIORNO, J. und J. K. GILLESS (1987): *Forest Management and Economics*. Macmillan, New York.
- BURSCHEL, P. (1994): Auszeichnen als zentrale forstliche Tätigkeit. *AFZ*, Nr. **5**: S. 240–244.
- BRODIE, J. D., D. M. ADAMS und C. KAO (1978): Analysis of economic impacts on thinning and rotation for Douglas-fir, using dynamic programming. *Forest Science* **24**(4): S. 513–522.

- CHEN, B. W. und K. v. GADOW (2003): A Case Study of Simulated Annealing, Genetic Algorithm, Tabu Search and Linear Programming for Solving Forest Planning Problems. *Forstarchiv* **74**, S. 26–31.
- CLEMENTS, S. E., P. L. DALLAIN und M. S. JAMNICK (1990): An operational, spatially constrained harvest scheduling model. *Can. J. of For. Res.* **20**: S. 1438–1447.
- CLUTTER, J. L., J. C. FORTSON, L. V. PIENAAR, G. H. BRISTER und R. L. BAILEY (1983): *Timber Management – A Quantitative Approach*. Wiley. S. 238–252.
- DÖBBELER, H. und H. SPELLMANN (2002): Methodological approach to simulate and evaluate silvicultural treatments under climate change. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **121** (1), S. 52–69.
- DYKSTRA, D. P. (1984): *Mathematical programming for natural resource management*. McGraw-Hill, New York: 318 S.
- EID, T. (1993): Models for economical forest management planning in Norway. *Proc. Symp. Modelling in forest management planning and managerial economics – a critical investigation*. Lithuanian Agricultural Academy, S. 35–43.
- GADOW, K., v. (1991): Integration von Einzel- und Gesamtnutzungsplanung in der Forsteinrichtung. *AFJZ* **162** (4), S. 72–75.
- GADOW, K. v. und K. FÜLDNER (1995): Zur Beschreibung forstlicher Eingriffe. *Forstw. Cbl.* **114**: S. 151–159.
- GADOW, K. v. und J. PUUMALAINEN (1998): Neue Herausforderungen für die Waldökosystemplanung. *AFZ/Der Wald* Nr. **20**: S. 1248–1250.
- GADOW, K. v. (2005): Das Mehrpfadprinzip der Forsteinrichtung. *AFZ/Der Wald* **9/2005**: S. 469–471.
- HANWINKEL, M. (2001): Neuausrichtung der Forsteinrichtung als strategisches Managementinstrument. *AFJZ* **172** (11), S. 202–211.
- HOF, J. und M. BEVERS (1998): *Spatial optimisation for managed ecosystems*. Columbia University Press, New York: 258 S.
- HOGANSON, H. M. und D. W. ROSE (1984): A simulation approach for optimal timber management scheduling. *For. Sci.* **30** (1): S. 200–238.
- HOEN, H. (1996): *Forestry Scenario Modelling for Economic Analysis – experiences using the GAYA-JLP model*. In: PÄIVINEN, R., ROIHUVUO, L. und SIITONEN, M., (eds) 1996: *Large-scale forestry scenario models -experiences and requirements*. European Forest Institute. EFI Proceedings No. **5**: S. 79–88.
- HILLE, M., D. HESSENMÖLLER, B. MÖHRING und K. v. GADOW (1999): Evaluating alternative silvicultural regimes in a 110-year old beech forest *Proc IUFRO Conference in Prag, May, 1999*.
- KANGAS, J. (1993): A multi-attributive preference model for evaluating the reforestation chain alternatives of a forest stand. *For. Ecol. Manage.* **59**: S. 271–288.
- KILKKI, P. und M. SIITONEN (1976): Principles of a forest information system, XVI IUFRO World Congress, Division IV, Proceedings: S. 154–163.
- KRAMER, H. (1988): *Waldwachstumslehre*. Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin. 374 S.
- LAPPI, J. (1992): JLP: A linear programming package for management planning. The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 414.
- MURRAY, A. T. (1999): Spatial restrictions in harvest scheduling. *Forest Science* **45** (1): S. 45–52.
- NAGEL, J. (2002): *Das Open Source Entwicklungsmodell – eine Chance für Waldwachstumssimulatoren*. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten – Sektion Ertragskunde, Jahrestagung Schwarzburg 13.–15. Mai 2002, S. 1–6.
- NAGEL, J., M. ALBERT und M. SCHMIDT (2002): Das waldbauliche Prognose- und Entscheidungsmodell BWINPro 6.1. *Forst u. Holz* **57**, (15/16) S. 486–493.
- Niedersachsen (1996): *Waldentwicklungstypen für Planung und Vollzug des LÖWE-Programms*. RdErl. des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Hannover.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1991): *Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten – Programm der Landesregierung*. Hannover. 49 S.
- NIESCHULZE, J., J. SABOROWSKI, J. NAGEL und T. BÖCKMANN (2005): Herleitung von einzelbestandesweisen Informationen aus Betriebsinventuren für die Zwecke der Forsteinrichtung. *AFJZ* **9** (2005), Nr. 10, S. 169–176.
- NUUTINEN, T., H. HIRVELÄ, J. HYNYNEN, K. HÄRKÖNEN, H. HÖKKÄ, K. T. H und O. SALMINEN (2000): The role of peatlands in Finnish wood production – an analysis based on large-scale forest scenario modelling. *Silva Fennica* **34** (2): 131–153.
- ÖHMAN, K. und ERIKSSON (1999): Creating continuous area of old forest in long-term forest planning. *Can. J. For.* **30**: 1917–1823.
- ÖHMAN K. (2001): *Forest Planning with Consideration to Spatial Relationships*. Doctoral Thesis. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria 198, Umeå. 32 S.
- PIELOU, E. C. (1975): *Ecological Diversity*. John Wiley & Sons, New York. 384 S.
- PRETZSCH, H. (2001): *Modellierung des Waldwachstums*. Parey Buchverlag Berlin: 341 S.
- PRETZSCH, H. und P. BIBER (2005): A Re-evaluation of Reineke's rule and Stand Density Index. *Forest Science* **51**, S. 304–320.
- PUKKALA, T. und J. KANGAS (1993): A Heuristic optimization method for forest planning and decision making. *Scand. J. For. Res.* **8**: S. 560–570.
- PUKKALA, T. (2004): *Dealing with Ecological Objectives in the Monsu Planning System*. *Silva Lusitana*, n° especial: S. 1–15.
- REDSVEN, V., A. ANOLA-PUKKILA, A. HAARA, H. HIRVELÄ, K. HÄRKÖNEN, L. KETTUNEN, A. KIISKINEN, L. KÄRKKÄINEN, R. LEMPINEN, E. MUINONEN, T. NUUTINEN, O. SALMINEN und M. SIITONEN (2004): *MELA 2002 Reference Manual (2nd edition)*. The Finnish Forest Research Institute. 606 S.
- REINECKE, L. H. (1933): Perfecting a Stand Density Index for Even-Aged Forest. *J. Agric. Res.* **46**: S. 627–638.
- SÁNCHEZ OROIS, S. und F. VILČKO (2002): Bewertung und Optimierung von Vornutzungen in Fichtenbeständen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **121**(5), S. 250–264.
- SEO, J.-H., F. VILČKO, S. SÁNCHEZ OROIS, S. KUNTH, Y.-M. SON und K. v. GADOW (2005): A case study of forest management planning using a new heuristic algorithm. *Tree Physiology* **25**: S. 929–938.
- SIITONEN, M. (1983): A long term forestry planning system based on data from the Finnish national forest inventory. Univ. of Helsinki, Dept of For. Mens. & Mgmt Res. Note **17**: S. 195–207.
- SIITONEN, M., K. HÄRKÖNEN, H. HIRVELÄ, J. JÄMSÄ, H. KILPELÄINEN, O. SALMINEN und M. TEURI (1996): *MELA Handbook – 1996 Edition*. The Finnish Forest Research Institute. Research Papers 622. 452 S.
- SODTKE, R., M. SCHMIDT, M. FABRIKA, J. NAGEL, ĎURSKÝ und H. PRETZSCH (2004): Anwendungen und Einsatz von Einzelbaummodellen als Komponenten von entscheidungsunterstützenden Systemen für die strategische Forstbetriebsplanung. *Forstarchiv* **75**, S. 51–64.
- SPELLMANN, H., J. NAGEL und T. BÖCKMANN (1999): *Summarische Nutzungsplanung auf der Basis von Betriebsinventurdaten*. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*. **170**. Jg. 7, S. 122–128.
- STERBA, H. (1987): Estimating potential density from thinning experiments and inventory data. *Forest Science*, Vol. **33**, No. 4, S. 1022–1034.
- VACIK, H. und M. J. LEXER (2001): Application of a spatial decision support system in managing the protection forests of Vienna for sustained yield of water resources. *For. Ecol. Manage.* **143**, S. 65–76.
- VALSTA, L. (1992): A Scenario Approach to Stochastic Anticipatory Optimization in Stand Management. *Forest Science* **38**: S. 430–447.
- WARE, G. O. und J. L. CLUTTER (1971): A mathematical programming system for the management of industrial forests. *Forest Science*. **17**: S. 428–445.

Auswirkungen des Trockenjahres 2003 auf den Kronenzustand unter- und mittelständiger Buchen (*Fagus sylvatica* L.) am Ökoton zwischen Buchen- und Flaumeichenwald im Naturschutzgebiet Innerberg, Südbaden

Aus dem Waldbau-Institut der Universität Freiburg, D-79085 Freiburg

(Mit 5 Abbildungen und 2 Tabellen)

Von M. KOHLER¹⁾, B. KÖCKEMANN²⁾, M. PEICHL³⁾, J. SCHMITT⁴⁾ und A. REIF⁵⁾

(Angenommen Januar 2006)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Trockenheit; Klimawandel; Trockenschäden; Kronenmorphologie; Feuchtezahl; Konkurrenzdynamik; Vertrocknungsmuster.

Drought; climate change; damage by impact of drought; crown morphology; moisture value; competition dynamics; shrivel pattern.

1. EINLEITUNG

Aktuelle Klimamodelle prognostizieren für Mitteleuropa, dass sich lange anhaltende sommerliche Dürreperioden in naher Zukunft häufen werden (STAEGER et al., 2003). Die Wahrscheinlichkeit für heiße Sommer hat in den letzten 30 Jahren deutlich zugenommen (MAYER et al., 2005). Seit Beginn der Abschätzungen der Lufttemperatur im Jahre 1761 hat Deutschland keinen so heißen Sommer erlebt wie den im Jahre 2003 (SCHÖNWIESE et al. in DEUTSCHER WETTERDIENST, 2004), ein Indiz für den sich vollziehenden Klimawandel (HOUGHTON et al., 2001; MCCARTHY et al., 2001).

Die lang anhaltende Hitze und Niederschlagsarmut im Jahre 2003 verursachten in den süddeutschen Wäldern einen erheblichen Trockenstress, der sich bei den Waldbäumen durch sichtbare Trockenschäden wie grün-vertrocknete Blätter, vorzeitigen Blattabwurf und Blattfärbung bemerkbar machte. Die terrestrische Waldschadeninventur Baden-Württemberg zeigte nach dem Trockenjahr 2003 eine dramatische Verschlechterung des Kronenzustands der Buchen (*Fagus sylvatica* L.) auf den Dauerbeobachtungsflächen (FVA Baden-Württemberg, 2005). Seit Beginn der Aufnahmen wurde noch nie ein so hohes Schadenniveau erreicht. Der mittlere Blattverlust der aufgenommenen Buchen lag im Jahr 2004 bei 47%. Besonders stark betroffen waren herrschende Buchen auf mittelgründigen Standorten, die weniger an Trockenheit angepasst waren (FVA Baden-Württemberg, 2005).

Die in zahlreichen Untersuchungen belegte Empfindlichkeit der Buche gegenüber Trockenstress (z.B. BACKES und LEUSCHNER, 2000; BONN, 2000; GESSLER et al., 2004; RENNENBERG et al., 2004) ist hierbei von besonderer Bedeutung, da sie in den Wäldern Mitteleuropas die dominierende Laubbaumart ist (ELLENBERG, 1996). Besondere Aufmerksamkeit verdient das Verhalten von Buchen nahe ihrer Trockengrenze, also dem Ökoton zu Eichenwäldern (SAYER, 2000). Erkenntnisse darüber sind wichtig, um zukünftige Walddynamiken abschätzen zu können, sowie waldbauliche Schlussfolgerungen für zukünftige, dem beobachteten Klimawandel angepasste Eingriffe ziehen zu können.

Das extreme Trockenjahr 2003 bot die Chance, die Trockenstressempfindlichkeit der Buche sowie eine entsprechende standörtliche Differenzierung „in situ“ zu untersuchen. Inventuren von morphologischen Folgen der Trockenheit wurden in einem Gebiet vorgenommen, (1) in welchem Buchen- und Flaumeichenbestände mit einer relativ scharfen Bestandesgrenze aneinander grenzen; (2) in dem ein standörtlicher Gradient und nicht ein abrupter Standortwechsel vorliegt; und (3) in dem seit mehreren Jahren keine oder nur sehr extensive Eingriffe erfolgten (Naturschutzgebiet Innerberg bei Badenweiler).

Im August 2003 wiesen die unter- bis mittelständigen Buchen aller Größenklassen die schwersten Trockenschäden auf. Weniger geschädigt waren die jeweils herrschenden Bäume, also die Buchen im Seggen-Buchenwald und die Eichen und Elsbeeren im Flaumeichenwald. Im Jahr 2004 hatten fast alle herrschenden Buchen und Eichen am Innerberg wieder ausgetrieben. In den weitgehend geschlossenen Beständen gab es keine etablierte Eichenverjüngung oder unterständige Eichen. Aus diesen Gründen konzentrierte sich die Inventur auf unter- und mittelständige Buchen. Folgende **Ziele** wurden verfolgt:

- Morphologische Typisierung und Quantifizierung der Trockenschäden an Rotbuchen an der Trockengrenze der Buche (Ökoton zwischen Buchen- und Flaumeichenwald),
- Analyse der Zusammenhänge zwischen Standort und dem Ausmaß der Trockenschäden.

2. UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1 Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt im Naturschutzgebiet Innerberg (380–530 m ü. NN) nordwestlich von Oberweiler (Gemeinde Badenweiler) im Markgräfler Hügelland/Südbaden (Abb. 1). Das seit 1983 geschützte Gebiet umfasst 18,7 ha, davon sind 16,2 ha Wald. Die mittlere Durchschnittstemperatur im Jahr beträgt 9,2 °C, die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge 981 mm (KERSTING und JEHL, 1991). Der untersuchte Hang hat eine durchschnittliche Neigung von 25°. Durch die südexponierte Lage unterliegt das Gebiet einer verstärkten Einstrahlung. Die Böden sind flachgründige, skelettreiche Geröll-Pararendzinen mit geringer nutzbarer Wasserspeicherkapazität, hervorgegangen aus dem anstehenden oligozänen Küstenkonglomerat (KERSTING und JEHL, 1991).

2.2 Bestandesbeschreibung

Untersucht wurden Probeflächen, die standörtlich im Grenzbereich des Buchenwaldes (Carici-Fagetum) zum Flaumeichen-Elsbeeren-Wald (Quercetum pubescentis-petraeae) (OBERDORFER, 1992; Abb. 2) liegen. Der heute etwa 100-jährige Eichenbestand am steileren Mittelhang wurde im 19. Jahrhundert als Schälwald bewirtschaftet. Bei den Eichen handelt es sich überwiegend um sehr formenreiche Bastarde zwischen Flaum- und Traubeneiche (*Q. pubescens* x *petraea*) (vgl. MÜLLER, 1999). Als weitere Baum-

¹⁾ MARTIN KOHLER, Tel.: 0761-2033673, E-Mail: martin.kohler@waldbau.uni-freiburg.de

²⁾ BENJAMIN KÖCKEMANN, Tel.: 0551-395738, E-Mail: bkoecke@gwdg.de

³⁾ MATTHIAS PEICHL, Tel.: 001-(905) 5259140 ext. 27879 E-Mail: peichelm@mcmaster.ca

⁴⁾ JULIA SCHMITT, Tel.: 0761/203-3678, E-Mail: bergulme@web.de

⁵⁾ ALBERT REIF, Tel.: 0761-2033683, E-Mail: albert.reif@waldbau.uni-freiburg.de

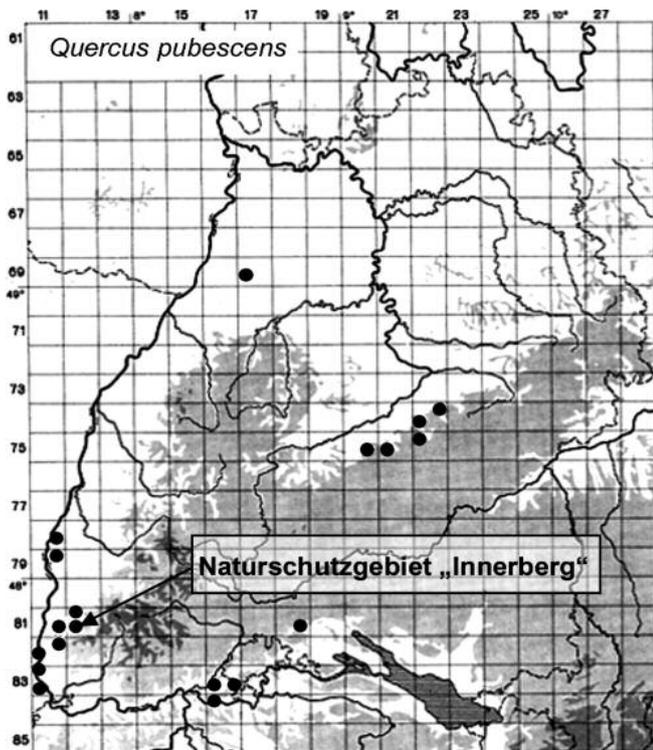


Abb. 1

Vorkommen der Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.) in Baden-Württemberg (Nachweise nach 1970) sowie Lage des Naturschutzgebiets „Innerberg“ bei Badenweiler (verändert aus SEBALD et al., 1990).

Distribution of downy oak (*Quercus pubescens* Willd.) in Baden-Württemberg (verification after 1970) and location of the nature reserve “Innerberg” near Badenweiler (modified from SEBALD et al., 1990).

arten sind *Sorbus torminalis*, *Fagus sylvatica*, *Tilia cordata*, *Acer campestre*, *Acer platanoides*, *Carpinus betulus*, *Prunus avium* und *Sorbus aria* beigemischt. Im Unterstand findet sich *Crataegus laevigata*, *C. x macrocarpa*, *Viburnum lantana*, *Cornus sanguinea*, *Lonicera xylosteum* und *Ligustrum vulgare*. Am weniger steilen Oberhang und auf dem Plateau ist ein Seggen-Buchen-Wald (*Carici-Fagetum*) ausgebildet (KERSTING und JEHL, 1991).

Nicht endgültig geklärt ist, ob die heutige Grenze zwischen Buchen- und Eichenwald in allen Bereichen auch die natürliche Trockengrenze der Buche repräsentiert, oder ob die historische Schälwaldnutzung die Buche zurückdrängte. Die relativ große Wuchshöhe der Bäume des Eichenbestandes und die bis vor kurzem immer wieder erfolgende Entnahme einzelner einwandernder Buchen im Eichenwald sprechen dafür, dass die aktuelle Grenze anthropogenen Ursprungs ist. Allerdings wiesen praktisch alle unter- und mittelständigen Buchen im Flaumeichenwald bereits vor dem Sommer 2003 Trockenheitsschäden auf, wie abgestorbene grobe Seiten- und Wipfeläste nahelegen.

3. METHODIK

Die Untersuchung konzentrierte sich auf eine systematische Erfassung geschädigter unter- bis zwischenständiger Buchen und ihrer Kronenmorphologie.

Entlang eines ca. 300 Meter langen, hangparallelen Transektes wurden 10 Stichproben systematisch verteilt (Abb. 2). Diese lagen im oberen Bereich des Flaumeichenwaldes sowie nahe der unteren Grenze des Buchenvorkommens zwischen etwa 450 und 490 m ü. NN (Abb. 2). Alle 50 m wurden zwei Stichprobenmittelpunkte

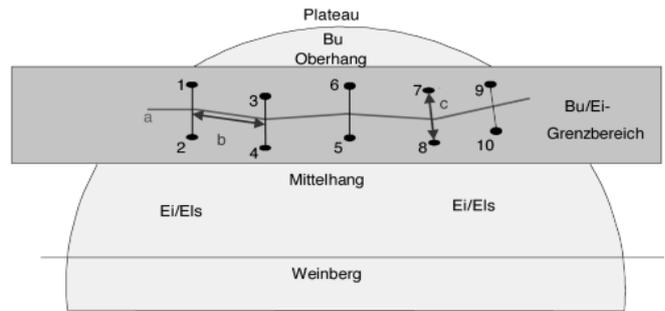


Abb. 2

Aufnahmetranspekt im Übergangsbereich von Buchenwald und Flaumeichen-Elsbeerenwald mit insgesamt 10 Stichproben (a = 300 m; b = 50 m; c = 30 m) im NSG Innerberg bei Badenweiler/Südbaden.

Recording transect within the transition zone of beech forest and downy oak-service tree forest including 10 samples (a = 300 m; b = 50 m; c = 30 m) in the nature reserve “Innerberg” near Badenweiler/Südbaden.

eingemessen, von denen jeweils einer 15 Horizontalmeter oberhalb (nördlich) des Transektes im Buchenwald und einer 15 Horizontalmeter unterhalb (südlich) im Flaumeichenwald lag. Die Erstaufnahme wurde vom 10.9.–24.9.2003 durchgeführt. Eine Wiederholungsaufnahme fand nach dem Laubaustrieb im Juni 2004 statt, um die Vitalität der Kronenbereiche und das Absterben von Ästen zu dokumentieren. Im Rahmen der Erstaufnahme wurden für jede der jeweils 10 x 10 m großen Probestflächen die Bestände beschrieben sowie im Juli 2004 zusätzlich die Vegetation in Anlehnung an BRAUN-BLANQUET (1964) in DIERSCHKE (1994) aufgenommen. Von jedem Stichprobenmittelpunkt wurden die im Umkreis von max. 30 m stehenden etablierten unter- bis mittelständigen Buchen erfasst. Die Entfernung (m) und Richtung (in Grad der Himmelsrichtung) vom Stichprobenmittelpunkt wurde für jeden Probebaum festgehalten. Für jeden aufgenommenen Baum wurden Höhe, Stammdurchmesser und soziale Stellung festgehalten. Im Einzelnen wurden folgende Parameter erfasst:

- Da es sich um unterständige Buchenindividuen mit tiefreichender Bestaumung handelte, wurde kein Kronenansatzpunkt festgelegt. Zur Quantifizierung der Vertrocknungsmuster wurden die prozentualen Anteile grüner, **lebender Zweige** in drei Kronenbereichskompartimenten (oberes, mittleres, unteres Drittel) in Anlehnung an die Vorgehensweise bei der terrestrischen Waldzustandserhebung in vier Belaubungsklassen geschätzt (Tab. 1). Weiteres Kriterium waren die Größe und Entwicklung der Knospen: Grün vertrocknete Blätter in Verbindung mit winzigen Notknospen von etwa 3 mm Länge zeigten eine besonders starke Schädigung an (nur bei der Erstaufnahme im September 2003; vgl. Tab. 2).
- Die untersuchten Buchen hatten oftmals wenig kompakte bis hin zu diffus aufgelösten Kronen. Daher wurde die **prozentuale Raumnutzung** der Krone je Kompartiment geschätzt. Diese man sich als tatsächliche Raumnutzung im Vergleich mit einem Modellraum vorstellen, welcher durch die Verbindung der Triebspitzen definiert ist. Hierdurch wird die Ausnutzung des zur Verfügung stehenden Wuchsraumes je Kompartiment ausgedrückt. Als gedankliche Referenz zur Schätzung diente eine voll ausgebildete Lichtkrone einer herrschenden Buche. Durch Schätzung der Raumnutzung wird ausgedrückt, ob der Baum seine Wachstumsreserven in das Höhenwachstum oder eher in ein seitlich gerichtetes Wachstum investiert; ob er dabei voll produktionsfähig ist (hohe Raumnutzungseffizienz) oder eher eine geringe Produktion und somit ein schütteres Wuchsbild aufweist (geringe Raumnutzungseffizienz).

Ergänzt wurden die 10 Inventurflächen der Vegetation entlang des Transektes durch neun weitere Zusatzflächen, jeweils etwa

30 m unterhalb und oberhalb der Probeflächen, sofern dies möglich war. Basierend auf der Bodenvegetation wurden die deckungsgegewichteten Zeigerwerte der Bodenfeuchte (F-Wert; ELLENBERG et al., 1992) berechnet.

Tab. 1

Zur Quantifizierung der Trockenschäden wurde der permanente Anteil grüner, lebender Zweige in drei Kronenkompartimenten (oberes, mittleres und unteres Kronendrittel) geschätzt und vier Belaubungsklassen zugeordnet.

To quantify the drought damages, the permanent part of green, living branches have been estimated in three crown compartments (upper, mid and lower crown third) and assigned to four foliation classes.

Anteil grüner Restbelaubung (in Prozent der Gesamtblaubung)	Belaubungsklasse (BK)	Grad des Trockenschadens
< 10 %	0	sehr schwerer Schaden
10 % - 30 %	1	schwerer Schaden
31 % - 70 %	2	deutlicher Schaden
71 % - 100 %	3	kein oder leichter Schaden

4. ERGEBNISSE

4.1. Morphologische Trockenschäden an unter- und mittelständigen Buchen

Im Jahr 2003 wurden insgesamt 46 unter- und mittelständige (im Carici-Fagetum auch einige wenige mitherrschende) Buchen erfasst. Gutachtlich wurden die beobachteten Vertrocknungsmuster fünf morphologischen Typen zugeordnet (Tab. 2). Mehr als ein Viertel aller Bäume hatten vertrocknete und kahle Wipfel, die mittleren und unteren Zweige waren teilweise vertrocknet, teilweise grün-vertrocknet, und teilweise noch grün (Typ 1). Auch bei einem Teilkollektiv der unterständigen Buchen, der Verjüngung <140 cm, waren im September 2003 bei etwa 60% der Individuen die Triebspitzen der oberen Kronenabschnitte von der Spitze bis auf etwa die halbe Baumhöhe hinab entlaubt (ebenfalls Vertrocknungsmuster 1). Fast ein Fünftel der Individuen hatte grün-vertrocknete Blätter im mittleren Kronenbereich (Typ 2). Nur drei Individuen wiesen Kronen auf, welche im Durchschnitt mit 70% der Baumhöhe von oben her noch vollständig grün belaubt waren. Etwa 1/5 der Individuen gehörte den schwer geschädigten Vertrocknungsmustern 4 und 5 an. 28% der Individuen konnten keinem der Typen zugeordnet werden, grüne und vertrocknete Zweigabschnitte wechselten ohne erkennbares Muster.

Bei Betrachtung der Zweige und Knospen konnte festgestellt werden, dass alle aufgenommenen Bäume noch über lebende Knospen und Zweige verfügten, wenngleich diese bei einigen Individuen stark reduziert und ohne erkennbares Muster auf einzelne Kronenbereiche beschränkt waren.

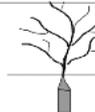
4.2. Trockenschäden und Standort

Mit zunehmender Hangneigung geht der auf dem Rücken und Oberhang des Innerbergs vorkommende Buchenwald in den

Tab. 2

Vertrocknungsmuster von unter- bis zwischenständigen Buchen, September 2003 (n = 46).

Shrivel pattern of suppressed and intermediate beech trees, september 2003 (n = 46).

Vertrocknungsmuster	Beschreibung	Individuenzahl und Anteil an der Gesamtzahl (in %)
 1	Wipfel vertrocknet und kahl. Mittlere und untere Zweige teilweise vertrocknet, teilweise grün-vertrocknet, teilweise grün.	12 (26 %)
 2	Wipfel vertrocknet und kahl. Blätter an den mittleren Ästen grün-vertrocknet, an den unteren Ästen teilweise grün-vertrocknet, teilweise grün.	8 (17,5 %)
 3	Blätter der gesamten Krone vertrocknet, alle Blätter vorzeitig abgeworfen. Mittelgroße Knospen gebildet.	3 (6,5 %)
 4	Blätter der gesamten Krone vertrocknet, teilweise abgeworfen (kahl), teilweise grün-vertrocknet an den Zweigen. Kleine bis mittlere Knospen gebildet.	4 (8,5 %)
 5	Alle Blätter grün vertrocknet, winzige Notknospen.	6 (13 %)
	Diffuses Muster, Zuordnung nicht möglich.	13 (28 %)

Flaumeichenwald über. Die Oberböden werden noch skelettreicher, die jährliche potentielle Einstrahlung und Evaporation nimmt zu. Dieser Trockenheitsgradient spiegelt sich in den Ergebnissen der Bodenvegetationsaufnahmen von 2004 wieder. Die Feuchtezeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) fallen von 4,5 im Buchenwald auf 3,7 im Flaumeichenwald. Als Folge der Trockenheit des Jahres 2003 haben die unter- bis zwischenständigen Buchen im Buchenwald etwa 30% und im Flaumeichenwald zwischen 40 und 70% des noch für das Vorjahr rekonstruierbaren Raumvolumens der Kronen durch das Absterben von Kronenteilen verloren (Abb. 3).

4.3. Trockenschäden in Abhängigkeit von Baumhöhe und Kronenkompartiment

Noch stärker als die Feuchtezeigerwerte der Bodenvegetation stehen die Baumhöhen mit den Trockenprozenten der gesamten Buchenkronen in Beziehung (Abb. 4). Höhere, zwischenständige Buchen zeigten deutlich höhere Trockenschäden (Absterben von Ästen) als die unterständigen Buchen. Individuen mit (nahezu) 100% Trockenschaden waren fast ausschließlich bei zwischenständigen Buchen der Baumhöhenklasse > 10 m festzustellen. Die Baumhöhe erklärt das „Kronen-Trockenprozent“ statistisch signifikant ($P = 0,02$). Der Zusammenhang von Feuchtezahl nach Ellenberg (F-Wert) und Trockenprozent ist zwar statistisch nachweisbar, aber deutlich schwächer ($P = 0,18$). Die differenzierte Betrachtung der Trockenschäden nach Kronenkompartimenten der Buchen unterteilt in Klassen verschiedener Baumhöhen zeigt, dass im oberen Kronendrittel mit zunehmender Baumhöhe das mittlere Trockenprozent von ca. 35% in der Höhenklasse von 0 bis 6 m auf

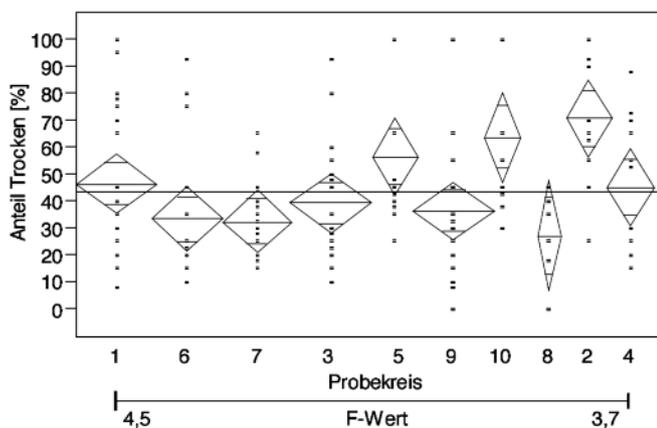


Abb. 3

Prozentuale Anteile vertrockneter Kronenteile von mittel- und unterständigen Buchen (*Fagus sylvatica*) entlang eines Wasserhaushaltsgradienten von mäßig trocken (4,5; links) bis „trocken“ (3,7; rechts), angezeigt durch die gewichteten Feuchtezahlen (F-Wert) der Bodenvegetation nach ELLENBERG et al. (1992).

Methode: Anova für Trockenprozente der Kronen je Probekreis. Ergebnisse der Inventur im Mai 2004. Angegeben sind neben den Einzelwerten der in die Berechnung einbezogenen Baumindividuen jeweils die nach Deckungsgrad gewichteten Mittelwerte, Standardabweichung sowie der Vertrauensbereich.

Percentage of shriveled canopy parts (“Anteil Trocken [%]”) of intermediate and suppressed beech trees (*Fagus sylvatica*) along a water balance gradient, starting at moderate moisture (4,5; left) til “dry” (3,7; right) shown by weighted moisture value (F-Wert) of ground vegetation based on ELLENBERG et al. (1992).

Method: Anova for drought percentage of canopies for each sample plot (Probekreis). Inventory results in may 2004. The diagramm shows beside the individual values of the tree individuals which were included in the calculation respectively the means, standard deviation and confidence interval.

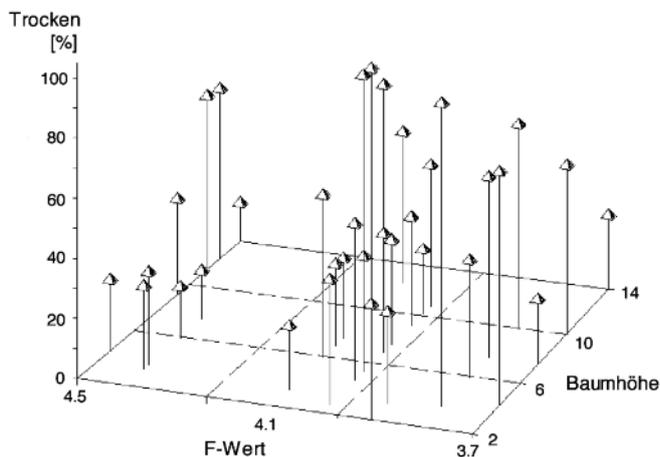


Abb. 4

Trockenschadensprozente in Abhängigkeit von F-Wert und Baumhöhe (Inventur 2004).

Drought damage percentage plotted against F-Value and tree height (Inventory 2004).

fast 50% in der Höhenklasse zwischen 12–15 m steigt (Abb. 5). Das Ausmaß der Trockenschäden des mittleren Kronenbereiches war über alle Höhenklassen auf einem nahezu einheitlichen Niveau (ca. 45% Trockenschaden). Bei den unter- bis mittelständigen Bäumen (Höhenklassen 0–6 und >6–9 m) zeigten die unteren Kronendrittel mit Trockenprozenten >50% die größten Schäden.

5. DISKUSSION

Ungewöhnliche Trockenjahre führen zu starker Schädigung bis hin zum Absterben standörtlich nicht angepasster Individuen (LARCHER, 1994; FREY und LÖSCH, 2004). Besonders interessant ist der Einfluss von extremer Trockenheit auf die Konkurrenzsituation zwischen der schattentoleranten, konkurrenzstarken Buche und den lichtliebenden, trockenheitstoleranten Eichen. BONN (2000) konnte in dendrochronologischen Untersuchungen zur Konkurrenzdyna-

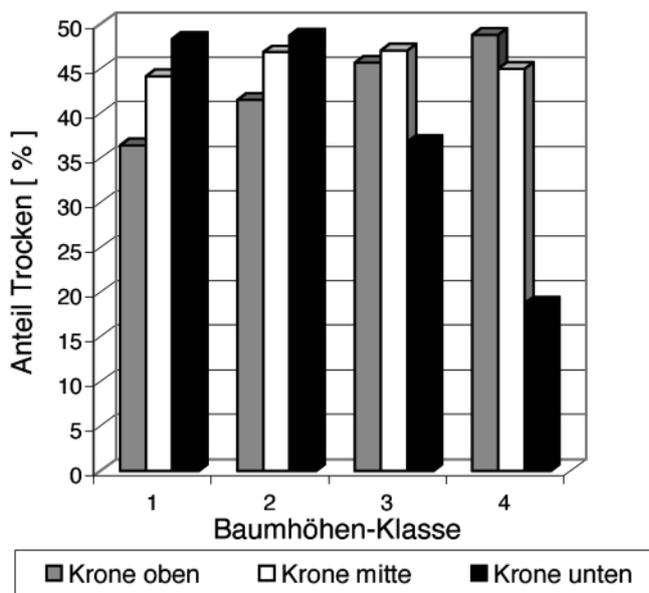


Abb. 5

Mittlere Trockenschadensprozente in den Kronenkompartimenten (oben, mitte, unten) nach Baumhöhenklassen (Inventur 2004).

Mean drought damage percentage in the upper, middle and lower canopy compartments based on tree height classes (Inventory 2004).

mik von Buchen-Eichenmischbeständen (mit Stiel- und Traubeneichen) in Mittel- und Norddeutschland eine deutliche Wuchsüberlegenheit der Buche zeigen. Auch auf flachgründigen, trockenen Südhängen war sie langfristig im Höhen- und Durchmesserzuwachs der Eiche überlegen. In Ausnahmejahren mit Niederschlägen <70% des langjährigen Mittels war allerdings ein deutlicher Rückgang der Konkurrenzkraft gegenüber den Eichen festzustellen.

Die Frage, inwieweit extreme Trockenjahre die Morphologie der Buchen im Ökoton zu Flaumeichenwäldern Süddeutschlands beeinflussen, wurde bisher noch nicht untersucht. Die Trockengrenze des Rotbuchenwaldes kann für Südwestdeutschland relativ gut beschrieben werden (SAYER, 2000; BENDAGHA et al., 2005). Das extreme Trockenjahr 2003 konnte die herrschenden Buchen nahe am Ökoton zur Flaumeiche am Innerberg zumindest kurzfristig nicht entscheidend schwächen. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass auch herrschende Buchen nahe des Ökoton durch indirekte Schädigung (insbesondere Schleimfluss, Pilzbefall) mittelfristig ausfallen werden und somit neuer Raum für trockenheitstolerante Lichtbaumarten entstehen kann.

Deutlich geschädigt von der extremen Trockenheit des Jahres 2003 waren am Standort Innerberg die unter- bis zwischenständigen Buchen. Diese hatten nicht nur unter Wassermangel, sondern zugleich unter dem Schirmdruck und Lichtmangel zu leiden. Besonders bei zwischenständigen Buchen hatte dies das Absterben der oberen Wipfelbereiche zur Folge, während die mittleren und unteren Seitenäste länger zu überleben scheinen (Vertrocknungsmuster 1 und 2; Tab. 2).

Das Vertrocknungsmuster und die Morphologie trockenheitsgeschädigter Buchenzweige und -blätter zeigt, dass bei kontinuierlich steigendem Wasserdefizit der Baum durch vorzeitige Blattvergilbung, Ausbildung von Trenngewebe und vorzeitigem Blattfall reagiert. Dies reduziert die Vitalität der Individuen (BONN, 2000; LEUSCHNER et al., 1999, 2001). Jedoch können durch die kontinuierliche Anpassung über mehrere Wochen Ressourcen aus dem Blatt mobilisiert und gespeichert werden. Es können Erneuerungsknospen für das nächste Jahr angelegt werden und das Individuum kann überleben.

Dieses bekannte Schadbild wurde im Sommer 2003 dadurch ergänzt, dass die Buchen am Innerberg in größeren Kronenbereichen eher abrupt vertrockneten. Offensichtlich konnte durch die bei vielen unter- und zwischenständigen Buchen im Jahr 2003 sehr schnell eintretende Trockenheit der Wasserhaushalt nicht mehr durch vorzeitigen Blattfall reguliert werden. Es wurden nur winzige Erneuerungsknospen (etwa 3 mm Länge) angelegt, welche im Folgejahr zumeist nicht mehr austrieben. Die Folge waren irreversible Schäden und lichte Kronen, wie sie bei der Wiederholungsinventur im Mai/Juni 2004 dokumentiert wurden. Das lichte Erscheinungsbild der Kronen im Folgejahr war teilweise auf eine extreme Kleinblättrigkeit und die fast ausschließliche Anlage von Kurztrieben zurückzuführen (vgl. ROLOFF, 1985).

Somit scheint sich die Anpassung und Differenzierung der Vegetation und die Entstehung dieser Waldtypen auf trockenen Standorten über die Verjüngung und Etablierung der Baumarten zu vollziehen. Dabei ist die Vitalität und Überlebensfähigkeit der konkurrenzstarken Art (Buche) gegenüber den stresstoleranten Bäumen (Flaumeiche, Elsbeere) entscheidend. Zwar gelingt es der Buche an ihrer Trockengrenze, sich zu verjüngen und im Unter- und Zwischenstand über viele Jahrzehnte hinweg im Ökoton zu persistieren. Trockene Extremjahre führen jedoch unmittelbar über die Mortalität zu einem Selektionsprozess, von dem am Standort Innerberg besonders die älteren, bis in den Zwischenstand eingewachsenen Buchen (Höhenklasse > 10 m) betroffen waren. Dies erscheint plausibel, da die zwischenständigen Buchen in einer erhöhten Konkurrenz mit dem Eichenhauptbestand um Wurzel-

raum und Licht stehen. Die Konkurrenzsituation verschärft sich in ausgeprägten Trockenjahren, wenn eingewachsene und über viele Jahre etablierte Buchen besonders stark durch Wassermangel geschädigt werden. Je nach Wiederkehrdauer scheinen extreme Trockenjahre das Einwachsen der Buchenverjüngung in das Kronendach zu verhindern. Trockenstresstolerante Baumarten wie Eichen können dann (bei entsprechenden Standorten) waldbildend werden.

6. ZUSAMMENFASSUNG

Bekanntermaßen werden Eichenarten (*Quercus* sp.) durch Trockenheit gegenüber der Buche (*Fagus sylvatica*) begünstigt. Demnach müsste der Sommer des Trockenjahres 2003 ein Schlüsseljahr für das Überleben der Buche nahe ihrer Trockengrenze sein. Inventuren am Ökoton zwischen Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.) und Buche im südwestlichen Baden-Württemberg im Spätsommer 2003 und Frühsommer 2004 zeigten, dass herrschende Bäume kaum Laubverluste aufwiesen. Als stark geschädigt dagegen erwiesen sich unter- und mittelständige Buchen (unter- und mittelständige Eichen kamen nicht vor), sie verloren vorzeitig zwischen 30 und 70% ihrer Belaubung infolge von Wipfeldürre und Vertrocknen von Kronenteilen. Zwischenständige Buchen erwiesen sich als stärker geschädigt als unterständige.

7. Summary

Title of the paper: *Impacts of the drought 2003 on the crown condition of suppressed and intermediate beech trees (Fagus sylvatica L.) at the ecotone between beech and downy oak forest in the nature reserve Innerberg, Südbaden.*

It is well known, that deciduous oak species (*Quercus* sp.) are more drought tolerant than beech (*Fagus sylvatica*). It can be expected, that the extreme drought of the year 2003 was a key factor for the survival of beech. An inventory on plots adjacent to the ecotone between downy oak (*Quercus pubescens* Willd.) and beech forest in south western Baden-Württemberg in August 2003 showed that the dominating trees of the canopy had lost nearly no leaves. However suppressed and intermediate beech trees were strongly affected by drought. They lost between 30 and 70% of their foliage, mostly because of stagheadedness and dieback of side branches. In general, intermediate beech trees were more damaged than suppressed individuals.

8. Résumé

Title de article: *Conséquences de la sécheresse de 2003 sur l'état des houppiers des hêtres (Fagus sylvatica L.) appartenant aux étages moyen et inférieur dans l'«écoton», entre les hêtraies et les chênaies dans la zone de protection de la nature d'Innerberg, dans la sud du Pays de Bade.*

Il est bien connu que les chênes (*Quercus* sp.) (à feuilles caduques) s'accoutument mieux de la sécheresse que les hêtres (*Fagus sylvatica*). Par conséquent la période estivale de l'année sèche 2003 devait être un élément déterminant pour la survie du hêtre déjà proche de sa limite d'extension en raison de la sécheresse du climat. Des inventaires auxquels on a procédé dans l'«écoton», entre les forêts de chêne pubescent (*Quercus pubescens* Willd.) et de hêtre, dans le sud-ouest du Bade-Wurtemberg, à la fin de l'été 2003 et au début de l'été 2004, ont montré que les arbres de l'étage dominant n'avaient subi que d'extrêmement faibles pertes de feuilles. En revanche les hêtres de l'étage intermédiaire et du sous-étage ont subi des dommages très importants (dans ces étages le chêne n'était pas présent); ils perdirent prématurément de 30 à 70% de leur feuillage en raison d'une mortalité en cime et du dessèchement de certaines partie du houppier. Les hêtres de l'étage intermédiaire ont été plus gravement atteints que ceux de sous-étage. J.M.

9. Literatur

- BACKES, K. und C. LEUSCHNER (2000): Leaf water relations of competitive *Fagus sylvatica* and *Quercus petraea* trees during 4 years differing in soil drought. *Can. J. Forest Res.* **30**, 335–345.
- BENDAGHA, N., U. SAYER, A. MATZARAKIS and A. REIF: The drought tolerance limit of beech (*Fagus sylvatica* L.) forest at the ecotone with downy oak (*Quercus pubescens* Willd.) forests on limestone sites in south western Germany – a study of soil, climate, and vegetation. *Europ. J. For. Res.*, in prep.
- BONN, S. (2000): Konkurrenzdynamik in Buchen/Eichen-Mischbeständen und zu erwartende Modifikationen durch Umweltveränderungen. *Allg. Forst- und Jagdzeitung* **171**, 81–88.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Ulmer, Stuttgart, 983 S.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart, 1095 S.
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER und D. PAULISEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* **18**, 258 pp. 2. Aufl., Göttingen.
- FREY, W. und R. LÖSCH (2004): Lehrbuch der Geobotanik. 2. Aufl., 528 S., Spektrum, Heidelberg.
- FVA BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (2005): Waldzustandsbericht, 54 S.
- GESSLER, A., C. KEITEL, M. NAHM und H. RENNENBERG (2004): Water shortage affects the water and nitrogen balance in central European beech forests. *Plant Biol.* **6**, 289–298.
- HOUGHTON, J. T., Y. DING, D. J. GRIGGS, M. NOGUER, P. J. VAN DER LINDEN and D. XIAOSU (eds.) (2001): Climate Change 2001: The Scientific Basis. – Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 944 pp., Cambridge University Press, Cambridge.
- KERSTING, G. und P. JEHL (1991): Pflegekonzeption Naturschutzgebiet „Innerberg“, Gemeinde Badenweiler, Stadt Müllheim, Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald. Bezirksstelle für Naturschutz und Landespflege, Freiburg, 25 pp.
- LARCHER, W. (1994): Ökophysiologie der Pflanzen. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- LEUSCHNER, C., K. BACKES, D. HERTEL, U. SCHMITT, F. SCHIPKA und O. TERBORGH (1997): Wasserstreß-Antwort auf Blatt-, Wurzel- und Stammebene von Rotbuchen und Traubeneichen in einem Altholz-Mischbestand in NW-Deutschland. *EcoSys Suppl.-Band* **20**, 11–27.
- LEUSCHNER, C., K. BACKES, D. HERTEL, F. SCHIPKA, U. SCHMITT, O. TERBORGH und M. RUNGE (2001): Drought responses of leaf, stem and fine root levels of competitive *Fagus sylvatica* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. trees in dry and wet years. *Forest Ecology and Management* **149**: 33–46.
- MAYER, H., TH. HOLST, U. BRUGGER und A. KIRCHGÄSSNER (2005): Trends der forstlich relevanten Klimavariablen Lufttemperatur und Niederschlag im Südwesten Deutschlands von 1950 bis 2000. *AFJZ* **176**, 45–56.
- MCCARTHY, J. J., O. F. CANZIANI, N. A. LEARY, D. J. DOKKEN and K. S. WHITE (eds.) (2001): Climate Change 2001: Impacts, Adaptation & Vulnerability. – Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge.
- METZ, B., O. DAVIDSON, R. SWART and J. PAN (eds.) (2001): Climate Change 2001: Mitigation. – Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge.
- MÜLLER, B. (1999): Variation und Hybridisierung von *Quercus pubescens*. Diss. ETH Zürich Nr. 13025, 138 S.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Auflage. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 1051 pp.
- RENNENBERG, H., W. SEILER, R. MATYSSEK, A. GESSLER und J. KREUZWIESER (2004): Die Buche – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa? *AFJZ* **175**, **10/11**, 210–224.
- ROLOFF, A. (1985): Untersuchungen zum vorzeitigen Laubfall und zur Diagnose von Trockenschäden in Buchenbeständen. *AFZ* **156**, 157–160.
- SAYER, U. (2000): Die Ökologie der Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.) und ihrer Hybriden auf Kalkstandorten an ihrer nördlichen Arealgrenze. Untersuchungen zu Boden, Klima und Vegetation. Diss. Bot. 340, 198 S. Cramer, Stuttgart.
- SEBALD, O., S. SEYBOLD und G. PHILIPPI (1990): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs (Band 1). 613 S. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SCHÖNWIESE, C.-D., T. STAEGER, S. TRÖMEL und M. JONAS (2004): Statistisch-klimatologische Analyse des Hitzesommers 2003 in Deutschland. S. 123–132. In: DEUTSCHER WETTERDIENST (Hrsg.): Klimastatusbericht 2003. Offenbach am Main.
- STAEGER, T., J. GRIESER und C.-H. SCHÖNWIESE (2003): Separation of observed global and European climate data into natural and anthropogenic signals. *Climate Res.* **24**, 1–13.

Nachsuchen Hannoverscher Schweißhunde: Zur Bedeutung des Hörkontaktes zum geschnallten Hund für Hetzenlänge und Suchenerfolg

(Mit 1 Abbildung und 1 Tabelle)

Von F. RÜHE¹⁾, A. BAUMGART²⁾ und T. RIEMER³⁾

(Angenommen Februar 2006)

SCHLAGWORTER – KEY WORDS

Cervus elaphus; *Sus scrofa*; Schweißhund; Nachsuche.

Red deer; wild boar; hunt; chase; bloudhound.

1. EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Vor dem Hintergrund einer Verdichtung des Verkehrsaufkommens in Deutschland in den vergangenen zwei Dekaden und einer gleichzeitigen Zunahme der Anzahl Nachsuchen wurde jüngst die

Variation der Hetzenlänge Hannoverscher Schweißhunde auf Rotwild (*Cervus elaphus*) und Schwarzwild (*Sus scrofa*) untersucht. Die Studie erfolgte auf vergleichsweise breiter Datenbasis (n = 608 Hetzen, s. RÜHE et al., 2005) und umfasste die meisten jener Faktoren, die aus der Erfahrung der Nachsuchenpraxis als einflussreich eingeschätzt wurden (z. B. BAČA, 1976; PUCHMÜLLER, 1977; FREVERT und BERGIEN, 1986; WAGENKNECHT, 1986; FRIEB, 1942). Als signifikant (P < 0,05) erwiesen sich lediglich die Länge der Riemenarbeit, die Wildart, das Wildalter, der verletzte Körperteil und der eingesetzte Hund. Auf diese Nachsuchenmerkmale ließ sich etwa ein Drittel der Variation der Hetzenlänge zurückführen (RÜHE et al., 2005). Faktoren, über die relativ wenige Beobachtungen vorlagen, von denen möglicherweise aber wesentliche Beiträge zur Erklärung der Hetzenlänge erwartet werden konnten, waren zunächst ausgeschlossen worden. Zu diesen potenziellen Einflussgrößen zählt das Verhalten des Wildes vor dem Schuss: Nachsuchen sollen besonders lang werden, wenn (1) das Wild vor dem Schuss beunruhigt worden ist (FREVERT und BERGIEN, 1986). Auch dem Umstand, ob (2) das krank geschossene Tier zuvor allein oder

¹⁾ DR. FERDINAND RÜHE (korrespondierender Autor): Institut für Wildbiologie und Jagdkunde, Büsgenweg 3, 37077 Göttingen, e-mail: fruehe@gwdg.de.

²⁾ FOR A. BAUMGART: Institut für Wildbiologie und Jagdkunde Büsgenweg 3, 37077 Göttingen, gegenwärtige Adresse: Forstamt Schuenhagen, Am Kronenwald 1, D-18469 Schuenhagen, e-mail: Andreas.Baumgart@forst-gsg-mv.de.

³⁾ DR. THOMAS RIEMER: Institut für Forstliche Biometrie und Statistik, Büsgenweg 5, 37077 Göttingen, gegenwärtige Adresse: Im Emmertsgrund 56, 69126 Heidelberg, e-mail: thomas.riemer@surfeu.de.

im Sozialverband war, wird ein Effekt auf die Nachsuchenlänge zugeschrieben (z. B. BAČA, 1976; FREVERT und BERGIEN, 1986). Schließlich erscheint für die Länge und auch für den Erfolg einer Hetze von Bedeutung, ob (3) der Hundeführer nach dem Schnallen des Hundes diesem an Hand des Hetzlautes oder des Standlautes folgen kann (BAUMGART und RÜHE, 1992). Ziel der Untersuchung ist somit die Klärung der Frage, ob diesen drei bislang nicht untersuchten Faktoren wesentliche Anteile an der Variation der Länge von Rot- und Schwarzwildhetzen Hannoverscher Schweißhunde zugeordnet werden können.

2. MATERIAL UND METHODEN

Als Datengrundlage dienten die bereits in voriger Studie verwendeten Nachsuchenberichte des Vereins Hirschmann e. V. und die mittels Fragebögen erfassten Angaben von Schweißarbeiten ohne Telemetrieinsatz (s. RÜHE et al., 2005), die hier mit derselben Analysemethode untersucht wurden. Fehlhetzen wurden in jenen Fällen berücksichtigt, in denen ihre Gesamtlänge oder Mindestlänge erfasst worden waren (z. B. mittels Nachlaufen des Hundeführers, insbesondere bei Schneelage, durch Rückarbeiten der Fährte mit dem gefundenen Hund, durch Nacharbeiten der Wundfährte mit einem zweiten Hund, durch Nachfahren mit dem Auto, durch Beobachtung von Dritten, etwa im Rahmen von Gesellschaftsjagden in näherer oder weiterer Entfernung vom Ort des Schnallens oder durch Kombinationen o. g. Mittel).

Über das Eintreten einer Unterbrechung der Hörverbindung des Schweißhundführers zu seinem zur Hetze geschnallten Hund lagen in 236 Fällen Angaben vor. Hierbei riss der Hörkontakt in 70% der Hetzen über einen kürzeren oder längeren Zeitraum ab. In 221 Fällen waren Aussagen zur sozialen Gruppierung des Wildes vor dem Schuss dokumentiert worden. Von diesen waren 77% der Stücke in einem Sozialverband (Rudel, Rotte), als sie beschossen wurden und 23% kamen den jeweiligen Schützen allein. 47% von 205 entsprechend erfassten Tieren waren augenscheinlich nicht beunruhigt, 29% waren beunruhigt, aber nicht flüchtig, und 24% wurden auf der Flucht beschossen.

Neben den vier hochsignifikanten Einflussgrößen der vorigen Untersuchung (Länge der Riemenarbeit, durch Schusseinwirkung verletzter Körperteil, Wildart und Hund, jeweils $P < 0,0001$ in zweiseitigen F-Tests des Gesamtmodells, s. RÜHE et al., 2005) wurden in die folgenden Modellvarianten die soziale Gruppierung des Wildes (Einzeltier vs. im Sozialverband) und sein Verhalten vor dem Schuss sowie die Aufrechterhaltung bzw. Unterbrechung des Hörkontaktes des Suchenführers zum laut hetzenden oder stellenden Hund einbezogen. Die Datenbasis des Kovarianzanalysemodells bildeten schließlich 138 Erfolgs- und 27 Fehlhetzen von 28 Schweißhundgespannen (d. h. von 28 verschiedenen Schweißhundführern mit jeweils 1 Hund).

Die spätere Prüfung der Voraussetzungen für die Modellanwendung zeigte, dass die Normalverteilungsannahme für die Fehlerabweichungen aufrechterhalten werden konnte (geprüft mit dem Test von SHAPIRO und WILK). Für die Überprüfung der Residuen über den Bereich der Kovariaten wurde die Länge der Riemenarbeit in 3 Klassen ähnlicher Stichprobengröße eingeteilt und klassenweise die Standardabweichung der Residuen berechnet. Danach ergaben sich relativ einheitliche Streuungen. Die Residuenvarianzen unterschieden sich hinsichtlich des Effekts „Hörkontaktverlust“ absolut gering, aber doch signifikant (geprüft mittels BARTLETT-Test). Die in einzelnen, gering besetzten Klassen beobachtbaren Varianzabweichungen hinsichtlich der übrigen Effekte, speziell „Hund“ und „Schussverletzung“ waren insgesamt nicht signifikant, also gut durch Zufallsschwankungen erklärbar. Alles in Allem waren die untersuchten Eigenschaften der Daten so nahe an den vorausgesetzten, dass man von einer weitreichenden Gültigkeit des verwendeten

Kovarianzanalysemodells ausgehen kann. Differenzen zwischen Schätzwerten signifikanter Haupteffekte wurden mittels SCHEFFÉ-Test geprüft.

Die an das Resultat der Kovarianzanalyse anknüpfende Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Merkmalen der Nachsuche (Hetzlänge, Dauer des Hörkontaktverlustes, Wildart, verletzter Körperteil) und dem Nachsuchenerfolg erfolgte deskriptiv (Kap. 3.2). Die Beziehung des Fährtenalters zu Hetzenlänge und Nachsuchenerfolg wurde varianzanalytisch geprüft (mittels F-Test). Bei mehrfacher Unterbrechung des Hörkontaktes wurden deren einzelne Zeitspannen zu einem Wert addiert.

3. ERGEBNISSE

3.1 Kovarianzanalyse

Die Wildart ($P = 0,0263$), der verletzte Körperteil ($P = 0,0021$), der Hund ($P = 0,0233$), die Länge der Riemenarbeit ($P = 0,0035$) und der Verlust des Hörkontaktes zum laut hetzenden oder Standlaut gebenden Hund ($P < 0,0001$) hatten signifikante Effekte auf die Länge einer Hetze (F-Tests im Kovarianzanalysemodell). Auf diese Einflussgrößen konnten 75% der Variation der Hetzenlänge zurückgeführt werden. Nachsuchen auf Rotwild erforderten deutlich längere Hetzen als Schwarzwildsuchen ($P < 0,05$, SCHEFFÉ-Test der Differenz der Gruppenmittelwerte). Hetzen auf Wild mit einer Hinterlaufverletzung und Hetzen auf waidewunde Stücke waren erheblich kürzer als Hetzen auf Wild mit einem Äser-, Gebrech- oder Halsschuss, mit einer Vorderlaufverletzung und mit einem Krell- oder Wildbrettschuss (jeweils $P < 0,05$, SCHEFFÉ-Tests). Hetzen nach anderweitigen Schussverletzungen waren jeweils ähnlich lang (Differenzen jeweils $P > 0,05$, SCHEFFÉ-Tests). Unter keinem der 28 Hunde ließ sich eine signifikant differierende mittlere Hetzendistanz feststellen ($P > 0,05$, SCHEFFÉ-Tests). Je länger die am langen Riemen ausgearbeitete Wundfährte war, um so länger wurde in der Regel auch die anschließende Hetze (Test s. o.). Für die beiden Effekte der sozialen Gruppierung und des Grades der Beunruhigung des Wildes vor dem Schuss konnten keine signifikanten Beiträge nachgewiesen werden ($P = 0,84$ bzw. $P = 0,82$, F-Tests). Hingegen war für die Erklärung der Variation der Hetzenlänge offenbar von entscheidender Bedeutung, ob ein Hörkontaktverlust eingetreten war oder nicht: Die mittlere Hetzenlänge betrug bei Aufrechterhaltung der Hörverbindung zum Hund 388 m ($s = 331$ m) und bei vollständigem oder zeitweisem Abreißen des Hörkontaktes 3026 m ($s = 2863$ m; $P < 0,05$, SCHEFFÉ-Test).

3.2 Zusammenhänge zwischen der Dauer des Hörkontaktverlustes, der Hetzenlänge und dem Nachsuchenerfolg

Nach den Ergebnissen der Kovarianzanalyse stand die Frage im Vordergrund, wie die mittleren Hetzenentfernungen in Abhängigkeit von Wildart und Schussverletzung differierten, wenn ein Hörkontaktverlust eingetreten war. Zugleich interessierte, um wie viel länger Hetzen bei Abbruch der Hörverbindung im Vergleich zu solchen ohne Hörkontaktverlust und wie hoch der jeweilige Erfolg der Nachsuchen waren.

Von Wundfährten mit einer Unterbrechung der Hörverbindung des Nachsuchenführers zu seinem zur Hetze geschnallten Hund lagen in 117 Fällen Angaben sowohl über den Hetzenerfolg als auch über die Dauer des Kontaktverlustes vor. In 17% der Fälle war der Hörkontaktverlust nur kurz (bis 15 Min.). Dagegen konnte die Verbindung zum Hund bei über der Hälfte der Hetzen (56%) erst binnen 16 bis 90 Min. wieder hergestellt werden, und in 27% der Fälle dauerte es noch länger. Insgesamt kam es 12mal (10%) zu Situationen, in denen der Hund erst nach mehr als 4 Stunden am gestellten Wild oder allein aufgefunden wurde (Abb. 1). Bei kurzer Unterbrechung des Hörkontaktes (bis 15 Min.) waren die Erfolgshetzen durchschnittlich 911 m ($s = 456$ m) und die Fehlhetzen

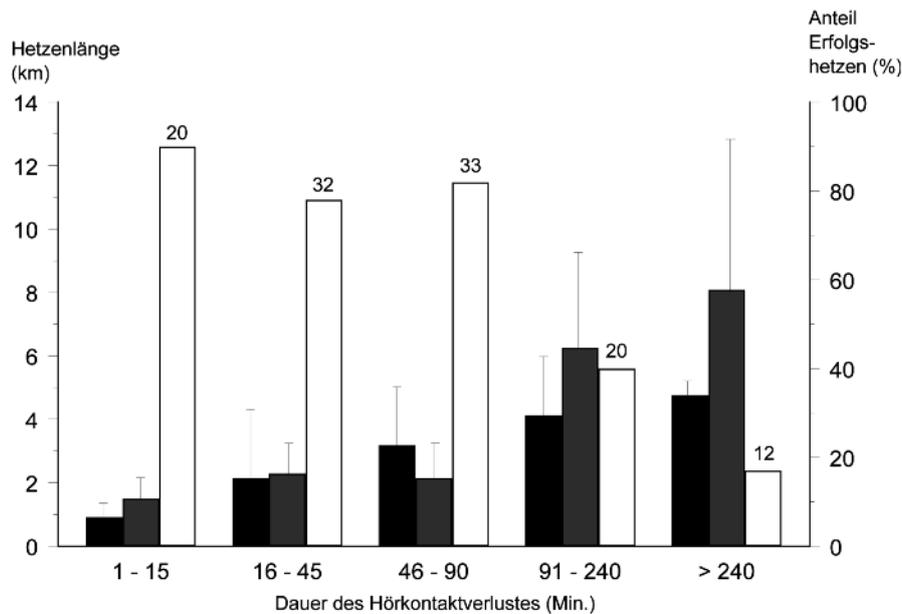


Abb. 1

Längen von Erfolgs- und Fehlhetzen mit Hörkontaktverlust zum geschnallten Hund in Abhängigkeit von der Dauer des Kontaktverlustes (schwarze Säulen – Mittelwerte von Erfolgshetzen; graue Säulen – Mittelwerte von Fehlhetzen; weiße Säulen – Anteile der Erfolgshetzen an $n = 117$ Erfolgs- plus Fehlhetzen; Linien über den Säulen – Standardabweichungen; Zahlen über den weißen Säulen – Anzahl Hetzen)

Lengths of successful and unsuccessful chases during which the acoustic tie was interrupted after the hound had been released from the leash, differentiated according to the length of time during which the dog handler did not hear his hound (black bars – means of successful chases; grey bars – means of unsuccessful chases; white bars – proportions of successful chases of the number of $n = 117$ chases with and without success; lines above the bars – standard deviations; numbers above the white bars – numbers of chases).

1500 m ($s = 705$ m) lang. Wenn es dem Schweißhundführer nach dem Schnallen des Hundes nicht gelungen war, den unterbrochenen Hörkontakt nach spätestens einer Viertelstunde wieder herzustellen, so hatte dieses in der Regel Hetzen von 2 bis 8 km Länge zur Folge (Abb. 1). Die mittleren Hetzenlängen von Fehl- und Erfolgssuchen unterschieden sich bei Verlustzeiten bis 90 Min. vergleichsweise wenig. Bei längerer Zeitdauer des Hörkontaktverlustes waren Fehlhetzen im Durchschnitt wesentlich länger als erfolgreiche. Mittlere Hetzenentfernungen von mehr als 5 km Länge waren nur im Falle von Fehlhetzen zu beobachten (Abb. 1).

War die akustische Verbindung zum Hund maximal 15 Min. unterbrochen, so gelang es in 90% der Fälle, die Hetze erfolgreich zu beenden. Bis zu einer Kontaktverlustdauer von anderthalb Stunden betrug der Hetzenerfolg etwa 80%. War diese Zeitspanne überschritten, so überwog erstmals die Anzahl der Fehlhetzen die der Erfolgshetzen: Von 32 Hetzen, in deren Verlauf die Verbindung zum Hund länger als 90 Min. unterbrochen war, waren noch 10 erfolgreich (Abb. 1).

Hatte der Schweißhundführer den Hund zur Hetze auf Rotwild geschnallt, so schaffte er es in 26% der Fälle, den Hörkontakt zum Hund aufrecht zu erhalten. Bei Schwarzwildhetzen gelang das erheblich öfter (in 44% der Fälle). Bei ständiger Hörverbindung endeten 91% der Rotwildhetzen und alle Schwarzwildhetzen erfolgreich (Tab. 1). Lediglich acht der 28 Schweißhundführer konnten ihrem geschnallten Hund zumindest bei einer Hetze folgen, ohne dass der Kontakt abbrach; im Durchschnitt gelang es diesen acht bei fast jeder zweiten Hetze (in 48% der Fälle). Einer der Nachsuchenfürer konnte seinem Hund in ständiger Hörweite sogar bei 3 Hetzen auf vorderlaufkrankes Wild, 2 Hetzen auf Stücke mit einem Krell- oder Wildbretschuss und einer Hetze auf Wild mit einem

Hohlschuss und insgesamt bei 16 von 23 Hetzen folgen. War der Hund außer Hörweite geraten, so endeten 78% der Rotwildhetzen und 72% der Schwarzwildhetzen erfolgreich (Tab. 1). Im Durchschnitt waren bei Abbruch der Hörverbindung Rotwildhetzen etwa 9mal und Schwarzwildhetzen 7mal so lang wie bei Aufrechterhaltung der Verbindung zum Hund. Zugleich variierten die Hetzenlängen in einem erheblich größeren Ausmaß, wenn der Hörkontakt verloren worden war (Tab. 1). Bei erfolgreichen Nachsuchen auf Rotwild hatte ein Abbruch der Hörverbindung zum Hund eine durchschnittliche Hetzenlänge von mehr als 3 km, bei Schwarzwild von mehr als 2 km zur Folge. Fehlhetzen waren bei beiden Wildarten im Durchschnitt doppelt so lang wie Erfolgshetzen, wenn der Hund außer Hörweite geraten war. Weiterhin waren erfolgreiche Rot- und Schwarzwildhetzen mit Hörkontaktverlust im Mittel deutlich länger als die auf breiter Datenbasis kovarianzanalytisch ermittelten Durchschnittswerte aller erfolgreichen Hetzen, sowohl auf Rotwild (1144 m) als auch auf Schwarzwild (659 m, vgl. RÜHE et al., 2005).

Die weitere Differenzierung der Hetzenlängen beider Hörkontaktklassen nach den verletzten Körperteilen zeigte, dass mit Ausnahme der Nachsuchen von waidewundem Rotwild sowie von Schwarzwild mit einem Hinterlauf-, Krell- oder Wildbretschuss die mittlere Länge der Hetzen mit Verlust des Hörkontaktes bei beiden Wildarten und allen Verletzungskategorien mindestens 2 km betrug. Konnte der Hundeführer die Hörverbindung halten, endete die durchschnittliche Hetze bei allen Verletzungskategorien beider Wildarten nach jeweils weniger als 1 km. Gleichzeitig variierten die Hetzenlängen aller Verletzungsklassen erheblich weniger (Tab. 1). Auf Grund der geringen Anzahl verletzungsspezifischer Beobachtungen bei Rot- und Schwarzwild werden entsprechende Unter-

schiede der Hetzenentfernungen mit und ohne Verlust des Hörkontaktes nicht im Einzelnen verglichen. Die jeweiligen Mittelwerte bei Verlust des Hörkontaktes waren überwiegend 4- bis 12mal so hoch wie jene bei Aufrechterhaltung der Verbindung (Tab. 1). Im Hinblick auf die Möglichkeit, dass die Fluchtfähigkeit des Wildes mit zunehmender Verletzungsdauer abnehmen (vgl. VON FLEMING, 1719; HARTIG, 1861; GRASHEY, 1902; FÜRST, 1904; FRIEB, 1942; FREVERT und BERGIEN, 1986) und die Erfolgsquote der Hetzen zunehmen könne, wurde geprüft, ob sich die vom Zeitpunkt der Verwundung bis zum Beginn der Nachsuche verstrichene Zeitspanne bei Hetzen mit Hörkontaktverlust von jenen ohne Kontaktabbruch unterschied und ob sie zwischen Erfolgs- und Fehlhetzen differierte. Sowohl mit als auch ohne Abbruch der Hörverbindung betrug das mittlere Fährtenalter vom Anschussmoment bis zum Suchenbeginn jeweils 12 Stunden bei ähnlicher Streuung der Ein-

zelwerte ($P = 0,98$, F-Test). Auch zwischen Erfolgs- und Fehlhetzen differierte die Stehzeit der Fährte nicht signifikant (im Durchschnitt 12 Std. bei Erfolgshetzen, 11 Std. bei Fehlhetzen, $P = 0,43$, F-Test). Somit hingen weder der Hetzenerfolg noch das Halten des Hörkontaktes signifikant mit der Stehzeit der Fährte zusammen, wobei der Gültigkeitsbereich dieser Aussage auf Fährtenalter von 0 bis 38 Stunden ($\bar{x} \pm s = 11,8 \pm 6,6$ Std.) beschränkt bleibt.

4. DISKUSSION

Grundsätzlich trugen neben den (berücksichtigten und unberücksichtigten) tatsächlichen Einflussfaktoren auch inhärente Schätz- oder Messfehler zu Hetzenlängen und Fehlerabweichungen bei. Die Prüfung der Residuen des Analysemodells auf Normalverteilung und Varianzhomogenität begründete das Vorgehen, den auf Messungen und Schätzungen beruhenden Anteil der Fehlerstreuung mit den Anteilen der übrigen Fehlerabweichungen zusammenfassend zu betrachten (Kap. 2). Die bereits hochsignifikanten ($P < 0,001$) Nachsuchenmerkmale des auf breiterer Datenbasis beruhenden vorigen Analysemodells (RÜHE et al., 2005) trugen – trotz Einbeziehung weiterer Variablen – erneut und genauso gerichtet zur Erklärung der Variabilität der Hetzenlänge in signifikantem Ausmaß bei; sie werden daher hier nicht ein weiteres Mal diskutiert. Die Stabilität ihrer Effekte wird durch das hiesige Modell erstmalig bestätigt. Die in der Nachsuchenpraxis verbreitete Lehrmeinung, dass eine Beunruhigung des Wildes vor dem Schuss die Nachsuchenlänge beeinflusse (FREVERT und BERGIEN, 1986), konnte in unserer Studie auf Grund der in dieser Hinsicht im Mittel indifferenten und im Einzelfall stark variierenden Hetzenlänge und wegen des signifikanten Zusammenhanges zwischen der Länge der Riemerarbeit und der Hetzenlänge nicht bestätigt werden. Allerdings waren Nachsuchen ohne Hetze nicht berücksichtigt worden (s. RÜHE et al., 2005), so dass offen bleibt, ob deren Analyse zu einem anders lautenden Resultat führen würde. Keinen erkennbaren Effekt auf die Hetzenlänge hatte ferner der Umstand, ob das nachzusuchende Wild zum Anschuszeitpunkt allein oder im Sozialverband war. Auch dieses Ergebnis ($P = 0,84$) steht mit der gängigen Lehrmeinung (vgl. BAČA, 1976; FREVERT und BERGIEN, 1986) nicht in Einklang, wobei hier die bereits hinsichtlich des Faktors „Beunruhigung“ erläuterten Aspekte zu berücksichtigen sind. Als ein entscheidender Einflussfaktor hat sich in dem vorliegenden Modell der Verlust bzw. die Aufrechterhaltung des Hörkontaktes zum Hund herausgestellt. Durch Einbeziehung dieses Faktors konnten die Qualität des Modells insgesamt wesentlich erhöht und die Variation der Hetzenlänge größtenteils (zu 75%) „erklärt“ werden. Gelang es dem Nachsuchenfürher, dem hetzenden Hund in ständiger Hörweite des Hetz- bzw. Standlautes zu folgen, so endete die Nachsuche in fast allen Fällen erfolgreich. Für die Aufrechterhaltung des Hörkontaktes erscheint zunächst die Fluchtgeschwindigkeit des verletzten Wildes ausschlaggebend. Diese dürfte ihrerseits wohl von dem Ausmaß der durch das Projektil unmittelbar verursachten Verletzung und kaum von dem Alter der Verletzung beeinflusst werden, das an Hand des Fährtenalters geschätzt worden war. Die individuelle Fähigkeit der eingesetzten Hunde, kranke Stücke an einer weiteren Flucht zu hindern, scheint wegen ihrer in beiden Modellen nicht signifikant unterschiedlichen Hetzenlängen (vgl. RÜHE et al., 2005) ähnlich groß zu sein und somit kaum als Erklärung für die Aufrechterhaltung der Hörverbindung in Betracht zu kommen. Dass es bei Schwarzwildhetzen erheblich öfter gelang als bei Rotwildhetzen, den Hörkontakt zum Hund zu halten, kann auf einer geringeren Fluchtgeschwindigkeit, einer weniger ausdauernden Flucht, einem größeren Überhitzungsrisiko bei schneller Fortbewegung und einer größeren Wehrhaftigkeit des Schwarzwildes liegen. Nicht zuletzt dürfte neben der Wildart und dem Ausmaß der Verletzung auch die läuferische Fitness des Hundeführers wesentlich für das Halten des Hörkontaktes sein, insbesondere

Tab. 1

Hetzenlänge bei Verlust und bei Aufrechterhaltung des Hörkontaktes zum geschnallten Hund, differenziert nach Wildart, Schussverletzung und Erfolg der Nachsuche (n = 165 Datensätze des Analysemodells dieser Untersuchung).

Lengths of chases with and without an interruption of the acoustic tie of the dog handler to his hound after it had been released from the leash, differentiated according to the game species, the wounded body part and the tracking success (n = 165 data sets used in the ANOVA of this study).

Verletzung je Wildart	Hetzenlänge (m) bei Hörkontaktverlust			Hetzenlänge (m) bei Aufrechterhaltung des Hörkontaktes		
	n	\bar{x}	s	n	\bar{x}	s
	Rotwild:					
Waidewund	3	1333	764	4	375	275
Vorderlauf	19	3089	1543	3	767	252
Hinterlauf	1	2000	.	3	133	58
Krell/Wildbret	9	5833	5745	1	500	.
Rotwild gesamt	32	3663	3481	11	427	313
davon						
Erfolgshetzen	25	2788	1650	10	420	329
Fehlhetzen	7	6786	6095	1	500	.
Schwarzwild:						
Waidewund	12	2400	2130	18	375	378
Vorderlauf	38	3005	2949	9	419	381
Hinterlauf	5	1060	329	17	279	250
Krell/Wildbret	6	1767	1162	6	425	316
Gebrech	7	3786	1035	1	500	.
Hohlschuss	.	.	.	2	850	495
Leber	.	.	.	1	500	.
Schwarzwild gesamt	68	2726	2494	54	380	337
davon						
Erfolgshetzen	49	1904	1155	54	380	337
Fehlhetzen	19	4847	3607	0	.	.

wenn das verletzte Wild nicht sehr schnell flüchtet. Die Entscheidung, mit der bei bestimmten Verletzungen für oder gegen einen frühen Nachsuchenbeginn plädiert wird (z. B. bei Waidewundschüssen dagegen [BRIEDERMANN und ENDELL, 1978], bei Vorderlaufschüssen dafür [HARTIG, 1836, FÜRST, 1904, FRIEB, 1942, BRIEDERMANN und ENDELL, 1978] und dagegen [FREVERT und BERGIEN, 1986, WAGENKNECHT, 1986]), kann auf Grund des fehlenden Zusammenhangs des Fährtenalters sowohl zum Hetzenerfolg als auch zum Hörkontaktverlust nicht unterstützt werden. Somit ist die im Nachsuchenwesen schon seit 287 Jahren wiederholt geäußerte Vermutung, die Stehzeit der Fährte beeinflusse den Suchenerfolg (z. B. VON FLEMING, 1719; HARTIG, 1861; GRASHEY, 1902; FRIEB, 1942; BAČA, 1976), entsprechend zu revidieren. ARENZ (1996) und SCHLEENSTEIN (2005) untersuchten an Hand von Protokollen o. g. Art aus anderen Jahren Hetzenlängen nach Laufverletzungen in Abhängigkeit von der Stehzeit der Fährte und fanden ebenfalls große Streuungen und keine signifikanten Beziehungen. In Anbetracht dieser möglichen Einflussgrößen auf den Verlust des Hörkontaktes und auch bei Minderung der Hörweite, etwa durch Wind, Regen, Lärm oder Geländehindernisse wie Bergrücken, werden sich Situationen häufig nicht vermeiden lassen, in denen der zur Hetze geschnallte Hund außer Hörweite gerät und daraus eine Zunahme des Risikos eines Unfalls im Straßenverkehr für Hund und Mensch erwächst. Gleichzeitig ist in verstärktem Maße damit zu rechnen, die Hetze erst nach Stunden erfolgreich oder gar ohne Erfolg zu beenden.

Auf Grund der schon 1989 vermuteten (BAUMGART und RÜHE, 1992) und hier bestätigten Bedeutung der Hörverbindung zum geschnallten Hund für den Nachsuchenerfolg wurden damals der erste Prototyp eines Halsbandsenders für Schweißhunde entwickelt und entsprechende Telemetrieanlagen im praktischen Einsatz getestet (BAUMGART und RÜHE, 1992). Die Untersuchung (1992) zeigte, dass sich bei längerem Hörkontaktverlust (> 15 Min.) die Zeit vom Abreißen des Hörkontaktes bis zum Finden des Hundes mit telemetrischer Hilfe wesentlich verkürzen ließ, im ungünstigsten Fall auf 3 Stunden. Ohne Telemetrieausrüstung wurde der Hund in einem Viertel der Fälle erheblich später aufgefunden, bei jeder achten solchen Hetze erst nach einer mehr als 6 Stunden dauernden Unterbrechung der Hörverbindung. Zugleich war der Hetzenerfolg der mit einem Peilsender versehenen Hunde bei Einsatz der Telemetrie höher als ohne Funkunterstützung. Die Hetzendistanzen ließen sich mittels Funkpeilung allerdings nicht verkürzen (BAUMGART und RÜHE, unveröffentlicht). Somit gerieten telemetrierte Hunde seltener und für kürzere Zeitspannen in Situationen, in denen sie die Nachsuche abbrechen und auf Straßen zurückliefen. Waren vor der Einführung der Telemetrie in die Nachsuchenpraxis noch zwischen 3,5 und 7,0 Hunde pro 1000 Hetzen bei Unfällen im Straßenverkehr zu Tode gekommen (berechnet aus PUCHMÜLLER, 1985–1988), so ist deren Anzahl nach Einschätzung des Zuchtwarts des Hannoverischen Schweißhundverbandes vor allem auf Grund des inzwischen verbreiteten Einsatzes der Telemetrie gesunken (PETERS, pers. Mitt. 2005) und beträgt im jüngsten vierjährigen Vergleichszeitraum 0,5 bis 1,5 Hunde pro 1000 Hetzen (bei 1–2 Fällen pro Jahr [PETERS, pers. Mitt.], Hetzenzahl s. ANONYMUS, 2003, 2004; REINERT, 2001, 2002).

5. ZUSAMMENFASSUNG

Die Länge von 165 Hetzen Hannoverscher Schweißhunde auf Rot- und Schwarzwild wurde in Abhängigkeit von folgenden Faktoren untersucht: soziale Gruppierung und Grad der Beunruhigung des Wildes vor dem Schuss, Wildart, verletzter Körperteil, eingesetzter Hund, Länge der Riemenarbeit und Verlust des Hörkontaktes des Hundeführers zum geschnallten, laut hetzenden oder Standlaut gebenden Hund. Signifikante Effekte ($P < 0,05$) konnten mittels Kovarianzanalyse der Wildart, dem verletzten Körperteil,

dem Hund, der Länge der Riemenarbeit und dem Abreißen der Hörverbindung zugeordnet werden. Auf sie ließen sich 75% der Variation der Hetzenlänge zurückführen. Entscheidenden Einfluss hatte der Hörkontakt. Hatte der Nachsuchenfürer seinen Hund zur Hetze auf Rotwild geschnallt, so gelang es ihm etwa bei jeder vierten Hetze (26%), den Hörkontakt zum Hund aufrecht zu erhalten. Schwarzwildhetzen konnte er in 44% der Fälle in Hörweite folgen. Hielt die Hörverbindung zum geschnallten Hund, betrug die mittlere Hetzendistanz bei Rotwild 427 m ($s = 313$ m) und bei Schwarzwild 380 m ($s = 337$ m), gleichzeitig endeten 91% der Rotwildhetzen und alle Schwarzwildhetzen erfolgreich. Riss der Hörkontakt zeitweise oder vollständig ab, so ergab sich eine durchschnittliche Hetzenlänge von 3663 m ($s = 3481$ m) bei Rotwild und von 2726 m ($s = 2494$ m) bei Schwarzwild; ferner sank der Hetzenerfolg auf 78% bei Rotwild und auf 72% bei Schwarzwild. Bei einem Abbruch der Hörverbindung zum Hund waren erfolgreiche Rotwildhetzen im Durchschnitt 2788 m ($s = 1650$ m) und erfolgreiche Schwarzwildhetzen im Mittel 1904 m ($s = 1155$ m) lang. Fehlhetzen mit Verlust des Hörkontaktes hatten eine Durchschnittslänge von 6786 m ($s = 6095$ m) bei Rotwild und von 4847 m ($s = 3607$ m) bei Schwarzwild. Die Stehzeit der Fährte, die auch als Maß für die Mindestdauer der Verletzung gelten kann, unterschied sich weder zwischen Erfolgs- und Fehlsuchen noch zwischen Hetzen mit und ohne Verlust des Hörkontaktes signifikant.

Wurde die Hörverbindung nach spätestens 15 Min. wieder erlangt, so erstreckten sich die Hetzen im Erfolgsfall auf durchschnittlich 911 m ($s = 456$ m) und bei Fehlhetzen auf 1500 m ($s = 705$ m). Nach mehr als anderthalb Stunden Unterbrechung ergaben sich im Mittel deutlich höhere Werte für Fehlhetzen als für Erfolgshetzen, nach mehr als 4 Stunden 8080 m ($s = 5333$ m) gegenüber 4750 m ($s = 333$ m). Je länger die Hörverbindung zum Hund fehlte, um so geringer wurde der Hetzenerfolg. Er sank von 90% bei kurzer Unterbrechung (≤ 15 Min.) bis auf 31% nach mehr als anderthalb Stunden andauerndem Kontaktverlust.

6. Summary

Title of the paper: *Tracking down wounded game with the aid of Hannoverian Bloodhounds: the effect of the acoustic tie of the dog handler to his chasing hound on the lengths of the chases and on the tracking success.*

The lengths of 165 chases of Hannoverian Bloodhounds when following wounded red deer (*Cervus elaphus*) and wild boar (*Sus scrofa*) were analysed in consideration of the following factors: social grouping and degree of disturbance of the game before it had been wounded, game species, wounded body part, individual hound, length of the tracking with the hound on a leash, disruption of the acoustic tie of the dog handler to the barking hound after it had been released from its leash. Significant ($P < 0.05$) effects were revealed in an ANOVA concerning the game species, the injured body part, the hound and the interruption of the acoustic tie. 75% of the variation in the lengths of the chases could be attributed to these factors. Tracking down wounded red deer and having released the hound from its leash, the dog handler managed to keep the acoustic tie to his chasing hound during approx. every fourth chase (26%). When tracking down wounded wild boar he succeeded to hear his hound permanently in 44% of the chases. In cases of an unbroken acoustic tie red deer chases, on average, amounted to 427 m ($s = 313$ m) and wild boar chases to 380 m ($s = 337$ m); 91% and 100% of these chases were successful. If the acoustic tie had been broken temporarily or permanently the mean chases covered 3663 m ($s = 3481$ m) in red deer and 2726 m ($s = 2494$ m) in wild boar; furthermore the success of the chases decreased levelling at 78% in red deer and 72% in wild boar. In cases of an acoustic disconnection successful chases averaged 2788 m

(s = 1650 m) in red deer and 1904 m (s = 1155 m) in wild boar whereas mean unsuccessful chases covered 6786 m (s = 6095 m) and 4847 m (s = 3607 m) in red deer and wild boar, respectively.

The time span from the moment of being wounded to the onset of the tracking did not differ between successful and unsuccessful chases as well as between chases with and without a broken acoustic tie. If the dog handler managed to hear his hound within 15 minutes after the tie had been broken, mean successful chases were 911 m (s = 456 m) long and mean unsuccessful ones measured 1500 m (s = 705 m). In case of an interruption of more than 90 minutes unsuccessful chases were on average considerably longer than successful ones. After 4 hours or more they amounted to 8080 m (s = 5333 m) vs. 4750 m (s = 333 m) in successful chases. The percentage of successful chases decreased as the time span of the acoustic break increased: from 90% in cases of short breaks (up to 15 minutes) to 31% in cases of breaks which lasted more than 90 minutes.

7. Résumé

Titre de l'article: *Recherche du gibier blessé avec le braque de Hanovre: sur l'importance du contact auditif au chien plus en laisse sur la longueur de la quête et le succès de la poursuite.*

La longueur de 165 traques avec des braques de Hanovre lors de la poursuite de cerfs ou sangliers blessés a été étudiée en relation avec les facteurs suivants:

- groupement social et degré d'agitation avant le tir;
- l'espèce du gibier;
- partie du corps de l'animal blessée;
- chien utilisé;
- longueur de la poursuite avec le braque en laisse;
- perte du contact auditif du maître au chien plus en laisse qui même temps fait signe d'avoir trouvé l'animal blessé en aboyant.

Des effets significatifs ($P < 0,05$) ont pu être établis à l'aide d'une analyse de covariances pour l'espèce du gibier, la partie du corps de l'animal blessée, le chien utilisé, la longueur de la poursuite avec le braque en laisse et l'interruption du contact auditif au chien en aboyant. 75% de la variation de la longueur de la quête ont pu être attribués à ces facteurs. Le contact auditif a eu une importance primordiale. Lorsque le maître a libéré son chien pour la poursuite d'un cerf il a pu maintenir le contact auditif à peu près 1 fois sur 4 (26%); quand il s'agissait des poursuites de sangliers le pourcentage s'élevait à 44%. Lorsque le contact auditif au chien courant est maintenu, la distance moyenne parcourue lors de la quête est de 427 m (s = 313 m) pour les cerfs et de 380 m (s = 337 m) pour les sangliers; en même temps en ce qui concerne les cerfs 91% des poursuites sont couronnées par du succès, en ce qui concerne les sangliers 100%. Si le contact auditif est rompu à temps partiel ou totalement la longueur moyenne de la poursuite s'élève à 3663 m (s = 3481 m) pour les cerfs et à 2726 m (s = 2494 m) pour les sangliers; en outre, le pourcentage des quêtes couronnées de succès baissait à 78% quant aux cerfs et à 72% quant aux sangliers. En cas de rupture du contact auditif au chien, les quêtes couronnées de succès avaient une longueur moyenne de 2788 m (s = 1650 m) quant aux cerfs et de 1904 m (s = 1155 m) quant aux sangliers. Pour les quêtes ratées – au cas d'une rupture du contact auditif – les longueurs atteignaient 6786 m (s = 6095 m) quant aux cerfs et 4847 m (s = 3607 m) quant aux sangliers. Il n'y

avait pas de différence significative du temps d'attente entre le tir et le début de la recherche quant aux quêtes couronnées de succès et celles ratées; ce qui était également le cas quant aux quêtes avec et sans perte du contact auditif.

Si le contact auditif avait été rétabli au plus tard au bout de 15 minutes, les quêtes couronnées de succès avaient une longueur moyenne de 911 m (s = 456 m) et celles restées en vain avaient une longueur moyenne de 1500 m (s = 705 m). Après une interruption de plus d'une heure et demie, les longueurs relatives aux quêtes vaines étaient nettement plus élevées que qui étaient couronnées de succès; après plus de 4 heures les longueurs atteignaient en moyenne 8080 m (s = 5333 m) et 4750 m (s = 333 m) respectivement. Le plus le contact auditif au chien était interrompu, le moins était le pourcentage des quêtes qui étaient couronnées de succès. En cas de l'interruption brève (≤ 15 minutes) le taux de réussite diminuait de 90% jusqu'à 31% au bout de plus d'une heure et demie de perte du contact auditif.

8. Literaturverzeichnis

- ANONYMUS (2003, 2004): Erfolgreiche Nachsuchen im Jagdjahr, 2002/03, 2003/04 – unter erschwerten Bedingungen. Hirschmannbriefe 2003, 2004. Herausgeber: Verein Hirschmann e. V., Hannover.
- ARENZ, N. (1996): Biostatistische Auswertung von Nachsuchen mit Hanoverschen Schweißhunden auf laufkrankes Rot- und Schwarzwild. – Diplomarbeit, Fachhochschule für Forstwirtschaft Eberswalde (unveröffentl.).
- BAČA, J. (1976): Auf Wundspur und Schweißfährte. BLV-Verlag München.
- BAUMGART, A., und F. RÜHE (1992): Nachsuchen nur noch mit Senderhaltung? Zum Einsatz der Radiotelemetrie auf der Wundfährte. Die Pirsch **11/92**: 45–49.
- BRIEDERMANN, L., und H. ENDELL (1978): Lehren aus 1100 Nachsuchen. Unsere Jagd **28** (6): 180–181.
- FLEMING, VON, H. F. (1719): Der Vollkommene Teutsche Jäger. Johann Christian Martini, Leipzig: 175–176.
- FREVERT, W. und K. BERGIEN (1986): Die gerechte Führung des Schweißhundes. Ausbildung und Einsatz aller für die Arbeit auf der Wundfährte geeigneten Jagdhunde, dargestellt am Beispiel des Hanoverschen Schweißhundes. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 5. Aufl..
- FRIEB, R. (1942): Sünden rings um die Schweißarbeit – Winke für die Ausbildung und Führung von Hunden auf der Rotfährte und bei der Hatz. Jagdverlag Richter & Springer, Wien XV.
- FÜRST, H. (1904): Illustriertes Forst- und Jagdlexikon. 2. Aufl., Paul Parey, Berlin: 469.
- GRASHEY, O. (1902): Praktisches Handbuch für Jäger. 2. Aufl., C. Hoffmann'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 608–609.
- HARTIG, G. L. (1836): Lexikon für Jäger und Jagdfreunde, oder Waidmännisches Conversations-Lexikon. Nicolaische Buchhandlung, Berlin: 300.
- HARTIG, G. L. (1861): Lexikon für Jäger und Jagdfreunde, oder Waidmännisches Conversations-Lexikon. Nicolaische Buchhandlung, Berlin: 309–313.
- PUCHMÜLLER, W. (1977): Schwarzwild-Nachsuchen. Eine kritische Betrachtung. Nieders. Jäger **22**: 463–467.
- PUCHMÜLLER, W. (1985): Zucht- und Leistungsbericht 1984/85. Hirschmannbrief **1985**: 37–41.
- PUCHMÜLLER, W. (1986): Zucht- und Leistungsschau 1985/86. Hirschmannbrief **1986**: 45–49.
- PUCHMÜLLER, W. (1987): Zucht- und Leistungsbericht 1986/87. Hirschmannbrief **1987**: 27.
- PUCHMÜLLER, W. (1988): Zucht- und Leistungsbericht 1987/88. Hirschmannbrief **1988**: 21–34.
- REINERT, H. (2001, 2002): Erfolgreiche Nachsuchen unter erschwerten Verhältnissen im Jagdjahr 2000/2001, 2001/2002. Hirschmannbriefe 2001, 2002. Herausgeber: Verein Hirschmann e. V., Hannover.
- RÜHE, F., A. BAUMGART und T. RIEMER (2005): Analyse von Nachsuchen Hanoverscher Schweißhunde unter besonderer Berücksichtigung der Hetzenlänge. Allg. Forst- u. J.-Ztg. **176** (11/12): 212–220.
- SCHLEENSTEIN, U. (2005): Zur Länge von Riemenarbeit und Hetze laufkranken Rot- und Schwarzwildes, nachgesucht mit Hanoverschen Schweißhunden. Bachelorarbeit, Institut für Wildbiologie und Jagdkunde, Univ. Göttingen (unveröffentl.).
- WAGENKNECHT, E. (1986): Rotwild. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.

Parketthölzer aus Bolivien

Liefermöglichkeiten der bolivianischen Forstindustrie und Marktchancen in Deutschland

Von J. ZAPATA

228 Seiten mit 115 teilweise farbigen Abbildungen und Tabellen.

Kartonierte € 20,00.

ISBN 3-7939-0890-9

Der Schutz und die Erhaltung des Tropenwaldes sind eines der wichtigsten internationalen Anliegen der Umweltpolitik.

Aus ökonomischer Perspektive ist die Erhaltung des Tropenwaldes umso eher möglich, je vorteilhafter seine nachhaltige Nutzung für die örtliche Bevölkerung ist. Forschung, die zu einer Verbesserung der nachhaltigen Nutzungsmöglichkeiten der Tropenwälder beiträgt, dient daher auch der Erhaltung der vielfältigen Waldökosysteme in den tropischen Ländern.

Dies ist eine starke Motivation für eine auf die technische und wirtschaftliche Verwendung der Holzarten tropischer Wälder gerichtete Forschung.

Bolivien ist das ärmste Land Südamerikas, ungefähr die Hälfte seiner Fläche ist mit Tropenwald bedeckt. Bis zu diesem Zeitpunkt konzentriert sich die Holznutzung im Naturwald auf wenige bekannte Baumarten, deren Holzvorräte jedoch begrenzt sind.

Viele andere dort vorkommende Holzarten sind technisch und ästhetisch durchaus gleichwertig, werden aber bisher kaum genutzt. Ein Anstieg der Nachfrage nach diesen Holzarten würde nun die

Nutzungsmöglichkeit des Naturwaldes verbessern und der einheimischen Bevölkerung zusätzliche Einkommensmöglichkeiten bieten.

Mit der vorliegenden empirischen Marktstudie wurde deshalb für eine Reihe der weniger bekannten Holzarten beispielhaft untersucht, ob die bolivianische Forstindustrie in der Lage wäre, die für eine industrielle Verwendung ausreichende Menge von Parkett-Vorprodukten aus diesen Hölzern zu exportieren.

An diese Studie anschließend zeigt eine Analyse des Parkettmarktes in Deutschland, wie die Chancen der Vermarktung dieser hierzulande eher unbekannteren Holzarten als Parketthölzer auf dem deutschen Markt als einem wichtigen Exportmarkt einzuschätzen sind.

Dieses Buch enthält umfangreiche farbige Darstellungen und Beschreibungen der unbekannteren Holzarten und wendet sich an ein breites Publikum wie Wissenschaftler, die in den Bereichen Holzmarkt und Tropenholz arbeiten, an die Unternehmen der Parkettindustrie, an Importeure von Tropenholz sowie an Entwicklungshelfer und Interessierte, welche die Entwicklung des Forstsektors in Bolivien unterstützen wollen.

Neuerscheinung:

Ökonomische Optimierung von Durchforstungen und Umtriebszeit

– eine modellgestützte Analyse am Beispiel der Kiefer –

Schriften zur Forstökonomie, Band 30

Von CHRISTIAN WIPPERMANN

132 Seiten mit 41 Abbildungen und 19 Tabellen

ISBN 3-7939-7030-2. Kartoniert 17,00 €

Angesichts der Langfristigkeit forstlichen Wirtschaftens ist es aus forstbetrieblicher Sicht von zentraler Bedeutung, die qualitativen Unterschiede ökonomisch optimaler Bestandesbehandlungsregimes zu kennen: wie beeinflusst die ökonomische Zielsetzung den optimalen Pfad der Durchforstungen bis zum Ende des Umtriebs?

In der vorliegenden Arbeit erfolgt die mathematische Optimierung von Durchforstungen und Umtriebszeit mittels eines Bestandeswuchsmodells für die Kiefer. Zunächst wird untersucht, wie sich die optimalen Lösungen für unterschiedliche Zielsetzungen unterscheiden. Sensitivitätsanalysen erweitern und vertiefen die gewonnenen qualitativen Erkenntnisse: wie beeinflussen Kulturkosten oder Holzerlösfunktion, wie Zusatzkosten des Eingriffs oder ein „beschränkter Blick“ in die Zukunft die optimale Lösung? Schließlich wird das Modell erweitert, um auch die Naturverjüngungswirtschaft untersuchen zu können. Wann sollte ein Bestand aufgelichtet, wann der Überhalt abgetrieben werden?

Aus betrieblicher Sicht muss in der Regel eine Balance zwischen betrieblicher Liquidität und Kapitaleffizienz gefunden werden. Weder sollte der jährliche Deckungsbeitrag im Sinne des Waldreinertrags geschmälert werden, noch sollte im forstlichen Produktionsprozess Kapital ineffizient gebunden sein. Während zunächst die Optimierung einer neu zu begründenden Betriebsklasse bzw. eines Bestandes im Vordergrund stand, wird abschließend am Beispiel verschieden strukturierter existierender Betriebsklassen untersucht, welche Möglichkeiten für Effizienzsteigerungen bestehen – je nach bisheriger Bewirtschaftung bzw. Zielsetzung ergibt sich nur ein bestimmter Spielraum für eine Optimierung des Kapitaleinsatzes.

Die Arbeit wendet sich besonders an diejenigen Leser aus Wissenschaft und Praxis, die sich für die forstökonomische Analyse des forstlichen Produktionsprozesses interessieren.